

NILU : OR 17/94
REFERANSE : O-1657
DATO : MARS 1994
ISBN : 82-425-0557-8

Lufttransporterte forurensninger - Tilførsler, virkninger og tålegrenser

**Sammendrag av foredrag og
postere fra møte i Grimstad,
7.-9. mars 1994**

Redigert av Inga Fløisand og Tor Johannessen

NATURENS 
TÅLEGRENSER

Miljøverndepartementet
Fagrapport 50

Forord

"Tilførsler og virkninger av lufttransporterte forurensninger" (TVLF) er et forskningsprogram under Norges forskningsråds område for Miljø og utvikling, 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 til veie faglig underlagsmateriale i forbindelse med det internasjonale forhandlingsarbeidet om utslippsreduksjoner. Programmet finansieres av Direktoratet for naturforvaltning (DN), Norsk Polarinstitutt og Statens forurensningstilsyn (SFT).

I likhet med i fjor har programstyret for "Tilførsler og virkninger av lufttransporterte forurensninger" (TVLF) og arbeidsgruppen for Naturens tålegrenser gått sammen om å arrangere et felles møte for prosjektledere og medarbeidere under de to programmene, samt andre interesserte. Programmene fagområder er nært knyttet til hverandre, og vi synes det er hensiktsmessig å diskutere felles problemstillinger i et samlet forum med deltakere fra begge programmene.

På årets møte har man valgt å presentere og diskutere kunnskapsstatus og forskningsbehov innen syv hovedtemaer som har relevans for de to programmene. Temaene er utslippsreduksjoner, luft, vannkjemi, vannbiologi, jord, skog og vegetasjon og dyr. Man har valgt å la noen foredragsholdere innlede hver sesjon med et oversiktsforedrag fulgt av noen supplerende innlegg og en samlet diskusjon. Presentasjon av programmene prosjekter og resultater er for det meste i form av postere.

Denne rapporten inneholder innsendte sammendrag av foredrag og postere som skal presenteres i løpet av møtet. Sammendrag av foredragene er ordnet i samme rekkefølge som de presenteres, mens sammendrag av postere er ordnet alfabetisk på forfatternavn. Vi har trykket rapporten før møtet denne gangen for at deltakerne skal kunne ha glede av sammendragene også under møtet. Dessverre hadde ikke alle mulighet til å skrive et sammendrag på forhånd.

Vi er glad for at så mange har funnet veien hit til årets møte, og vi håper at alle vil få utbytte av presentasjoner og diskusjoner. Vi vil også på forhånd gjerne takke alle bidragsytere for innsatsen.

For programstyret for TVLF

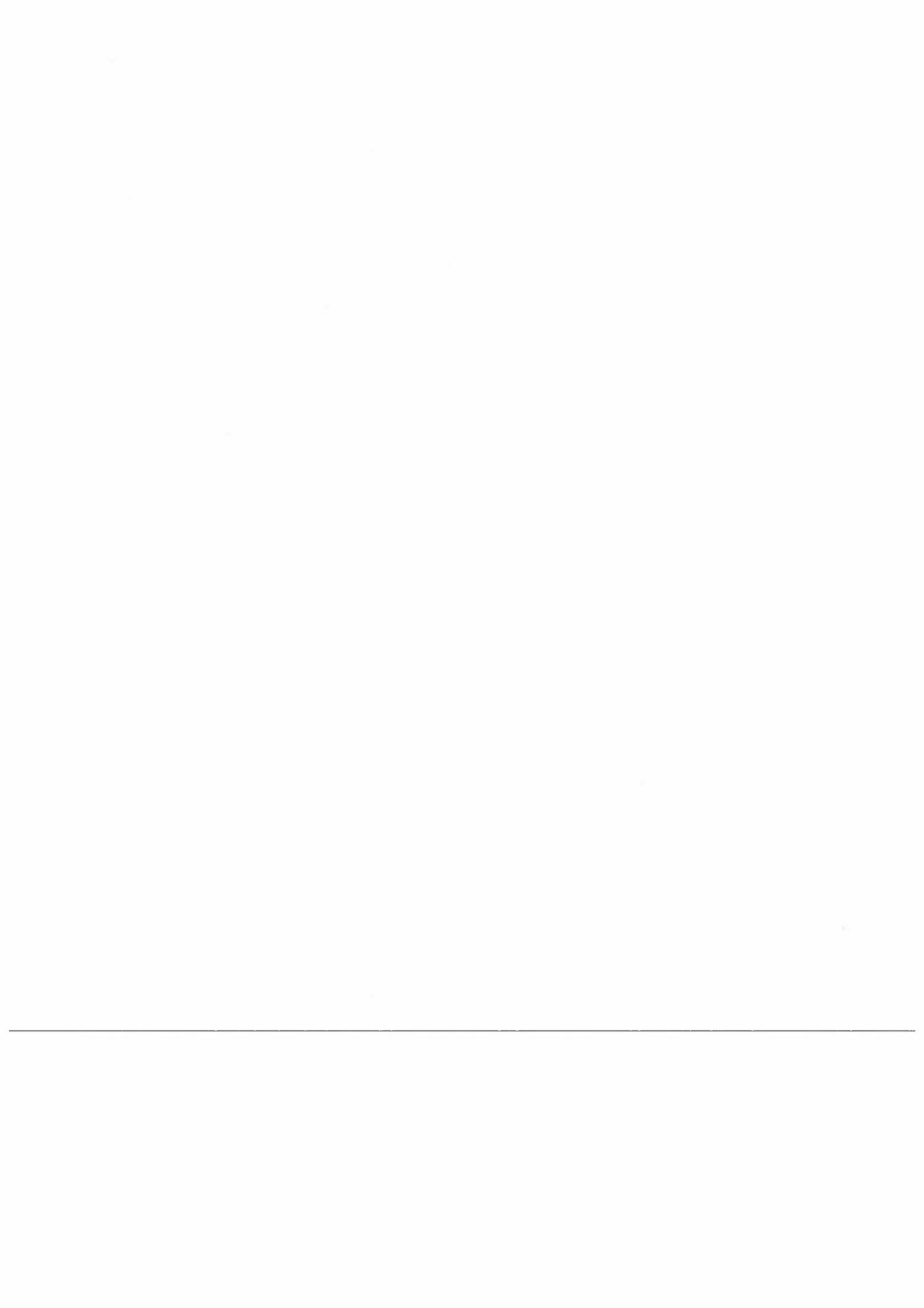
For arbeidsgruppen på
Naturens tålegrenser



Inga Fløisand

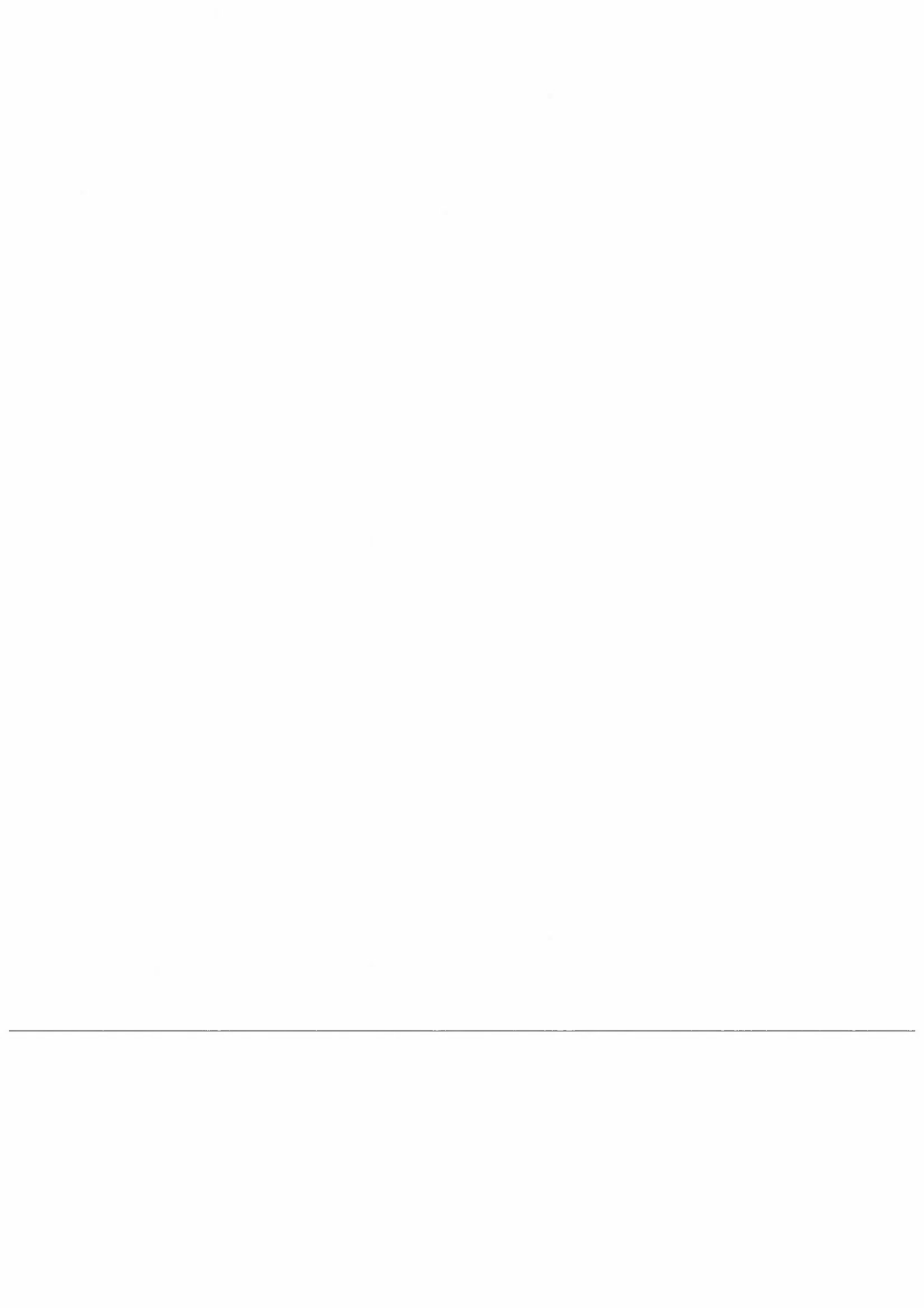


Tor Johannessen



Innhold

	Side
Forord	1
Oversikt foredrag	5
Oversikt postere	7
Sammendrag av foredrag.....	11
Sammendrag av postere	119
Vedlegg A: Program for møtet.....	231
Vedlegg B: Deltakerliste	239



Oversikt foredrag

	Side
Eliassen, Anton	Den nye svovelprotokollen og mulige fremtidige protokoller 13
Dovland, Harald	Langtransporterte luftforurensninger: Hva vet vi og hva bør vi vite mer om? 15
Berg, Torunn og Steinnes, Eiliv	Moser som biomonitor for atmosfærisk nedfall av elementer 21
Pedersen, Ulf	Ozonkonsentrasjoner i Norge sammenliknet med naturens tålegrenser 27
Flatøy, Frode og Hov, Øystein	3D model studies of exchange processes in the troposphere over Europe 31
Henriksen, Arne	Forsuring av ferskvann: I går - i dag - i morgen? En subjektiv analyse 33
Grøterud, Olav	Betenkeligheter ved bruk av F-faktor, ANC og sjøsaltkorrigererte verdier ved bestemmelse av tålegrenser i vann 39
Wright, Richard	Den dynamiske MAGIC modellen som prognoseverktøy for vannforsuring 45
Hesthagen, Trygve og Henriksen, Arne	En analyse av sammenhengen mellom overskridelser av tålegrenser for overflatevann og skader på fiskebestander i innsjøer innen EMEP-ruter 49
Langeland, Arnfinn	Virkninger av forsuring på ferskvannssamfunn - status og forskningsutfordringer 53
Rosseland, Bjørn Olav	Sur nedbør og fisk. Hvor står vi og hvor går vi? 63
Raddum, Gunnar	Forsuringsindeks og vannkvalitet i ulike regioner 65
Poléo, Antonio B.S., Andersen, R., Vøllestad, L.A., Østbye, K. og Øxnevad, S.A.	Ulik toleranse for surt aluminiumrikt vann hos norske arter ferskvannsfisk 67
Stuanes, Arne	Naturlig og antropogen jordforsuring. Hvor står vi? 71

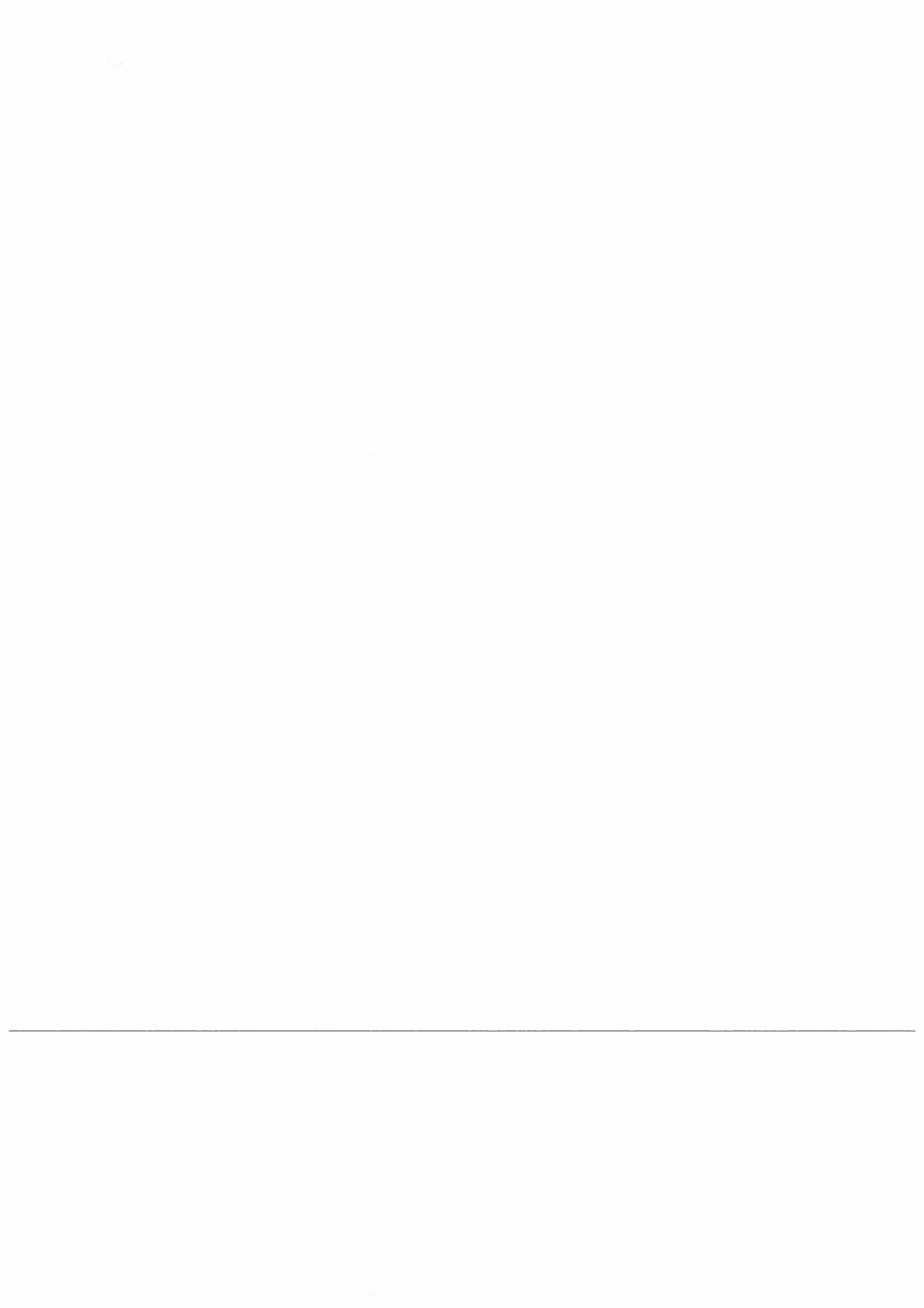
	Side
Frogner, Tore og Jensen, Anita	Jordforsuringsstatus 79
Varskog, Per og Steinnes, Eiliv	Forsuringsstatus i norsk skogsjord 83
Aamlid, Dan og Venn, Kåre	Skogskaderegistreringen i Norge og Europa. Resultater og hypoteser..... 91
Økland, Rune H.	Endringer i skogvegetasjon som følge av langtransporterte luftforurensninger 95
Frogner, Tore	En sammenstilling av tålegrenser og skogens vitalitet 97
Bakken, Solveig	Nitrogenforurensning og effekter på moser 99
Pedersen, Hans Chr.	Langtransporterte luftforurensninger og effekter på pattedyr og fugl 101
Abrahamsen, Gunnar	Effekter av forsuring på jordbunnsdyr..... 103
Stuve, Gudbrand	Beinskjørhet hos elg på Sørlandet 105
Fjell, Per Espen	Er fossekallen påvirket av sur nedbør? 109
Skåre, Janneche Utne	Klorerte organiske miljøgifter; nivåer og effekter på dyr i arktiske strøk 111

Oversikt postere

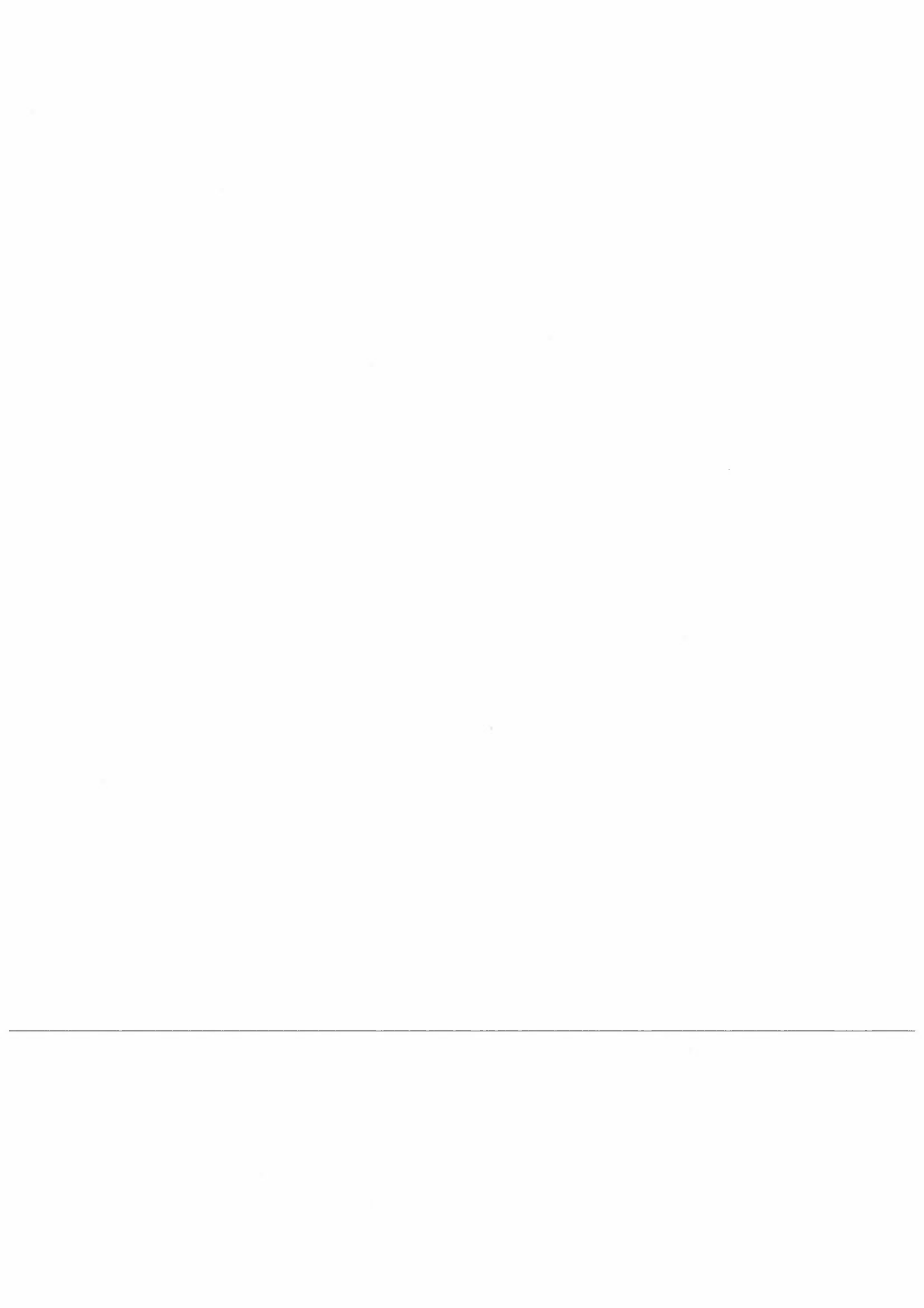
	Side
Aanes, Karl Jan, Bækken, Torleif og Grande, Magne	Tungmetaller og effekter på invertebrater og ferskvannsfisk.....121
Andersen, Dag Olav	Terjevannprosjektet: Fiskedøden i Vest-Agder, 1993, forklart ut fra observasjoner i et kystnært nedbørfelt.....125
Berthelsen, Bjørn Ove, Steinnes, Eiliv og Fjellvikås, Asbjørn	Bruk av miniøkosystemer for studier av tungmetalltransport i terrestriske økosystemer.....127
Berthelsen, Bjørn Ove og Steinnes, Eiliv	Omsetning av atmosfærisk tilførte elementer i jord og planter - Status og kunnskapshull131
Dye, Christian	Kvantitativ og kvalitativ bestemmelse av lettflyktige karbonylforbindelser i luft.....135
Egeberg, Per Kristian	Humus i Topdalsvassdraget, en rekonstruksjon for perioden 1800-1990139
Egeberg, Per Kristian og Håkedal, John T.	Kalking av vassdrag fører til akkumulering av tungmetaller?143
Eilertsen, Odd	Endringer i kjemiske jordparametre i et borealt barskogsområde i Gjerstad i perioden 1988-1993149
Einarson, Sigrun og Zachariassen, Karl Erik	Fysiologiske effekter av kadmium på stingsild153
Eldhuset, Toril D. og Nygaard, Per H.	Damaging effects of Al in relation to uptake of Ca and Mg in Norway spruce (<i>Picea abies</i>)157
Frogner, Tore, Wright, Richard F., Nelleman, Christian, Esser, Jacqueline M. og Cosby, Jack B.	Critical loads for forest soils: Acid deposition, nitrogen saturation and forest vitality159
Høiland, Klaus	Saprophyttsoppers respons på metaller161
Håland, Ådne og Mortensen, Leiv M.	Nitrogentilførsel og vinterfysiologi hos røsslyng.....167

Lindstrøm, Eli-Anne	Når overskrides tålegrensen for fastsittende alger i sure vannforekomster?	171
Lindstrøm, Eli-Anne	Økende grønske i norske vassdrag	176
Lindstrøm, Eli-Anne og Johansen, Stein W.	Små økninger i tilførselen i næringsalter - Virkninger på fastsittende alger i rennende vann	180
Mortensen, Leiv M.	Ozone sensitivity of <i>Phleum alpinum</i> L. from different locations in South Norway	185
Nybø, Signe, Staurnes, Magne og Jerstad, Knut	Eggkvalitet til fossefall <i>Cinclus cinclus</i> i Vest-Agder og Sør-Trøndelag/Møre	187
Poléo, Antonio B.S., Oughton, D.H., Østbye, K. og Øxnevad, S.A.	Karuss - en fremtidig modellorganisme for toksikologiske studier?	191
Schartau, Ann Kristin L.	Effekter av lavdose kadmiumbelastning på planktoniske og littorale krepsdyr: Et felteksperiment.....	195
Solberg, Sverre, Stordal, Frode, Schmidbauer, Norbert og Pedersen, Ulf	Factor analysis of NMHC and ozone measured at Birkenes in South Norway	201
Teveldal, Sverre	Forvitningsstudier på sandjord fra Nordmoen, Romerike	207
Torsethaugen, Gro, Aarnes, Halvor, Jansen, Bjørn og Sagstuen, Einar	Gir ozon frie radikaler?	211
Tørseth, Kjetil og Pedersen, Ulf	Deposition of sulphur and nitrogen components in Norway, 1988-1992.....	215
Varskog, Per og Steinnes, Eiliv	Innvirkning av nedbørens sammensetning og mengde på de kjemiske forhold i norsk skogsjord ...	217

Wathne, Bente M., Raddum, G.G., Cameron, N. Lien, L. og Patrick, S.T.	AL:PE 2: Remote mountain lakes as indicators of air pollution and climate change.....221
Øxnevad, Sigurd, Østbye, Kjartan og Vøllestad, Asbjørn	Fluktuerende asymmetri hos abbor (<i>Perca fluviatilis</i>) som indikator på forsuring.....223
Åtland, Åse og Barlaup, B.T.	Unnvikelse av giftige blandsoner hos laks og aure i den kalkede elva Audna.....227

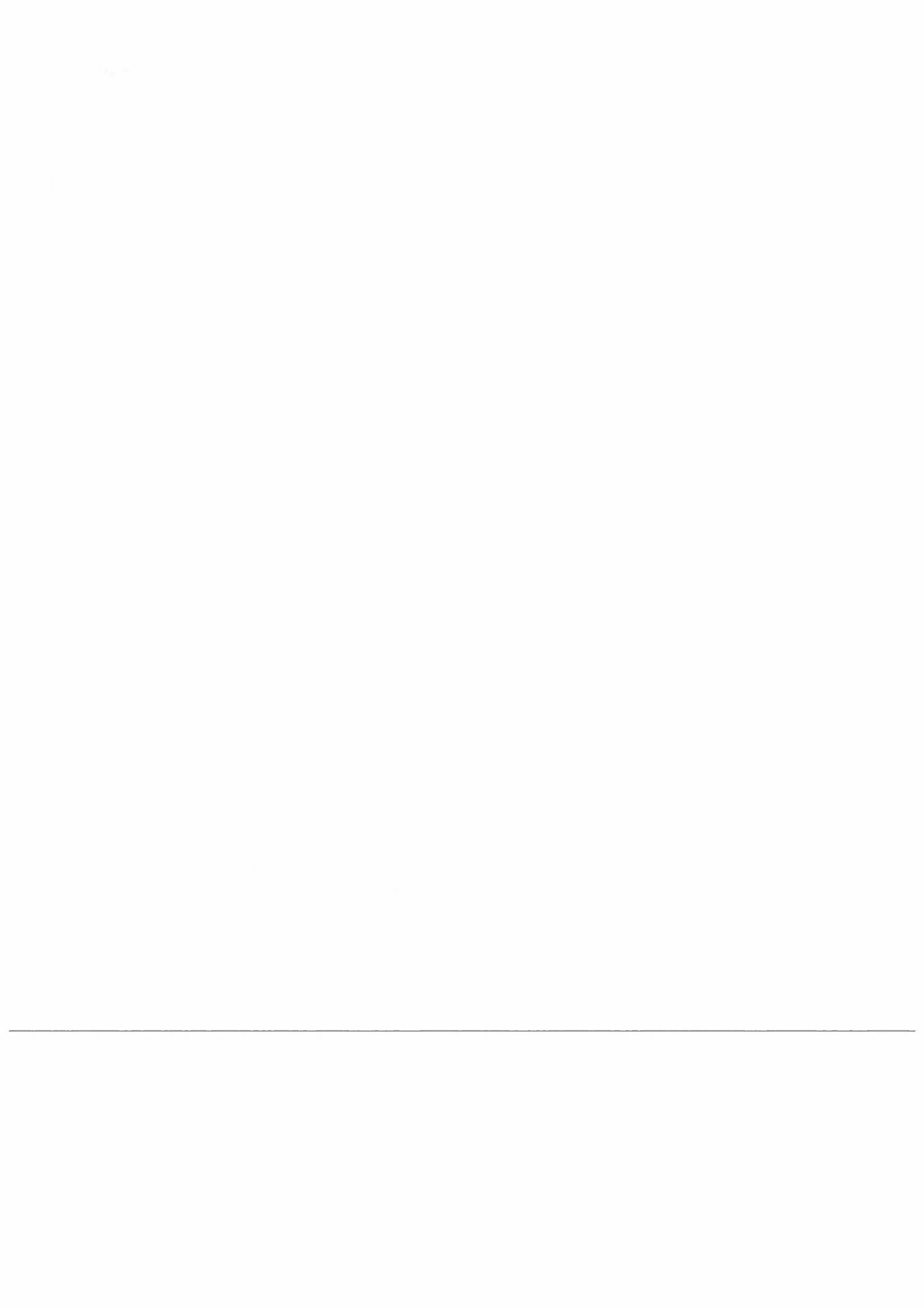


Sammendrag av foredrag



Den nye svovelprotokollen og mulige fremtidige protokoller

Anton Eliassen, Det norske meteorologiske institutt,
Postboks 43 Blindern, 0313 Oslo



Langtransporterte luftforurensninger: Hva vet vi og hva bør vi vite mer om?

Harald Dovland
Norsk institutt for luftforskning

Bakgrunn

Hovedtrekkene i utviklingen de siste 20 årene innenfor atmosfære-delen av "surnedbør"-problemet har vært en utvidelse av problemområdet i den forstand at det vi tidligere betraktet som et problem knyttet til utslipp av svoveloksider, nå er langt mer omfattende og inkluderer utslipp av nitrogenoksider, ammoniakk og hydrokarboner, samt dannelse av fotokjemiske oksidanter (ozon). Med "atmosfære-delen" menes utslipp av luftforurensninger, spredning, transport og transformasjoner i atmosfæren som gir en konsentrasjon i luften og avsetning på jordoverflaten. I tillegg fokuseres det nå mer på miljøgifter som tungmetaller og persistente organiske forbindelser. Forskningsmessig ligger det mange utfordringer i å forstå spredningen av klororganiske stoffer bedre. Mye tyder på at disse stoffene "vandrer" med luft og hav mot kalde områder, hvor de kan ha betydelige miljøeffekter. Det er foreløpig mange uløste spørsmål vedrørende utslippsmengder og sprednings-/transport-mekanismer for persistente organiske forbindelser, men fremfor alt må vi få en bedre forståelse av miljøeffektene og problemets omfang for å kunne avgjøre i hvilken grad dette er et miljøproblem.

Både innenfor forskning, media og forvaltning har globale luftforurensningsproblemer som nedbryting av ozonlaget og muligheten for klimaendringer de siste årene hatt større oppmerksomhet enn forurensningsproblemene. Dette gjelder nasjonalt og i enda større grad internasjonalt. I det siste har dette kanskje jevnet seg noe ut, samtidig som det er en økende tendens til å se regionale og globale problemstillinger i sammenheng. Sterkt forenklet kan en si at for 20 år siden var lokale luftforurensninger (skala <100 km) i sentrum, for 10 år siden regionale problemer (skala ~1000 km), mens globale problemer nå settes i sentrum. Dette gjelder særlig sett med vestlige øyne. I andre deler av verden, f.eks. i sørøst-Asia, er det alvorlige forurensningsproblemer i de raskt voksende storbyene.

En annen viktig endring i denne perioden er økte krav til dokumentert kvalitet på data og informasjon. Bruken av "tålegrense-prinsippet" som grunnlag for internasjonale avtaler medfører et sterkt press på forskningsmiljøene for å presentere pålitelige data. Dette gjelder alle ledd, fra utslipp til effekter, samt data for renskostnader.

Utslipp

Kvantifisering av utslippsmengder er et sentralt utgangspunkt for arbeidet med langtransporterte luftforurensninger. Det har tatt lang tid å vinne forståelse for dette i alle deler av Europa. Kvaliteten på utslippsdataene er ikke tilfredsstillende, men samarbeidet og åpenheten mellom landene er nå vesentlig bedre. Det er gjort en stor innsats de siste årene for å samordne og harmonisere arbeidet med å samle inn utslippstall, og dette gir grunn til å vente en forbedring av datakvaliteten i løpet av noen år, både når det gjelder nasjonale utslipp og spesielt når det gjelder romlig oppløsning.

For svovelutslipp har datakvaliteten lenge vært rimelig bra. Dette skyldes at det er et begrenset antall store kilder som betyr mest, og dessuten kan utslippsfaktorene (dvs. svovelinnholdet i kull og olje) bestemmes forholdsvis enkelt.

Usikkerheten i NO_x-utslipp er betydelig større enn for SO₂, og for ammoniakk og VOC er dataene enda mer usikre. Dette har mange årsaker, bl.a. at antallet utslippskilder er stort (f.eks. biltrafikk) og at utslippsfaktorene er dårligere kjent og varierer med ytre forhold. For VOC er det dessuten et problem at det er et stort antall komponenter som bør bestemmes.

De foreliggende utslippstall fra Europa viser at SO₂- utslippene er blitt betydelig redusert siden 1980. For Europa som helhet var reduksjonen omkring 30% fra 1980 til 1990. Reduksjonene har vært størst i de vest-europeiske land, hvor enkelte land har redusert med 70-80%. For NO_x har utslippene endret seg lite de siste årene og det er bare små forskjeller mellom landene. For VOC og ammoniakk er databasen ufullstendig og det er vanskelig å vurdere trender, men for VOC er det mange land som har rapportert en svak økning i utslippsmengdene i 1980-årene.

I arbeidet med langtransporterte luftforurensninger i Europa har hittil de antropogene utslippene vært så dominerende at vi ikke har lagt stor vekt på å kvantifisere de naturlige utslippene. (Med et unntak for VOC-utslipp fra skog som, særlig i Sør-Europa, har stor betydning.) Dette kan nå være i ferd med å endres. De utslippsreduksjoner en kan vente for antropogene SO₂-utslipp i de neste 10-15 årene kan medføre et økt behov for bedre kunnskap om naturlige svovelutslipp, i første rekke DMS-utslipp fra havet. Bedre kunnskaper om naturlige utslipp og om transporten av forurensninger fra Nord-Amerika til Europa vil bli viktig for å kunne utnytte tålegrense-prinsippet videre.

Atmosfærisk tilførsel: Målinger og beregninger av konsentrasjon og deposisjon

De fleste europeiske land deltar i overvåkingsprogrammet EMEP og dette er hovedkilden for systematiske målinger og beregninger av langtransporterte luftforurensninger i Europa.

EMEPs måleprogram omfatter nå både svovel- og nitrogenkomponenter i luft og nedbør, samt ozon og VOC (bare på utvalgte steder). Fullt måleprogram gjennomføres imidlertid ikke i alle landene.

Målemetodene innenfor EMEP skal være:

- ◆ Enkle,
- ◆ ikke kreve spesielt kompliserte instrumenter eller prøvetakingsutstyr,
- ◆ tillate transport av prøver fra målesteder til laboratoriet (stabile prøver),
- ◆ være enkle å standardisere (kalibrere), og
- ◆ muliggjøre en kontroll av datakvaliteten fra et sentralt laboratorium.

Disse kriteriene var nødvendige da EMEP ble opprettet, blant annet for å sikre deltakelse fra land med begrensede tekniske og økonomiske ressurser. Kriteriene kan diskuteres, men mye tyder på at de fortsatt er godt begrunnet. Alternativet er bruk av meget kostbare ressurskrevende direkte-registrerende instrumenter, men standardinstrumentene for SO₂ og NO₂ er ikke pålitelige ved konsentrasjoner under 1ppb, og instrumentene for NO₂ er også påvirket av andre oksiderte nitrogenforbindelser, som PAN og alkylnitrater.

Noen hovedtrekk i utviklingen av datakvaliteten er som følger:

- ◆ Nedbørkjemiske data er blitt bedre ved at de aller fleste nå analyserer alle hovedkomponentene, og ved at analysekvaliteten med få unntak er bra (<± 10%).
- ◆ Luftkjemiske data lider i stor utstrekning ved at det har vært brukt målemetoder som ikke er tilstrekkelig nøyaktige ved lave konsentrasjoner av SO₂ og NO₂. Det er blitt noe bedre ved at flere har tatt i bruk impregnerte filtre og ionekromatografi for SO₂, men manglende standardisering og kvalitetskontroll gjør at vi fortsatt må regne med systematiske feil av størrelsesorden ± 5-10% fra et land til et annet.
- ◆ Også for NO₂ i lave konsentrasjoner er det måletekniske problemer. Dette kan være en av årsakene til forholdsvis store avvik mellom målte og beregnede NO₂-verdier, f.eks. i Sør-Norge.
- ◆ For å skille mellom HNO₃ og nitratpartikler i luft er det nødvendig å bruke spesielle denuder-prøvetakere, og det samme er tilfelle med NH₃/NH₄⁺. Resultatet er at vi har relativt lite måleresultater for disse komponentene, som imidlertid er meget viktige i sur nedbør-sammenheng. Det går an å bruke impregnerte filtre, men da får man bare summen av det gassformige og det partikkelbundne.

Innenfor EMEP har det vært utført sammenligninger i felt mellom måleutstyr fra forskjellige land. Fremfor alt viste disse undersøkelsene hvor viktig det er med nøyaktig arbeid for å unngå trivielle feil som lekkasje i filterholdere, feil i gassvolummålingene, o.l. De har videre bl.a. vist at det er systematiske forskjeller mellom ulike målemetoder (f.eks. mellom absorpsjonsløsning og impregnerte

filtre) og hvor viktig det er å velge målemetode ut fra forventet konsentrasjonsnivå.

For flere av landene som deltar i EMEP er stasjonsnettene utilfredsstillende, og i en del land er det også vanskelig å få de nødvendige ressurser til å få pålitelige data. Det ventes at det i årene fremover vil bli mulig å stille klarere krav til kvaliteten av landenes EMEP-deltakelse.

For store deler av Vest-Europa viser målingene at konsentrasjonene av svovelkomponenter i luft og nedbør avtok i løpet av 1980-årene, mens det tilnærmet har vært ingen endring for nitrogenkomponentene. I hovedsak bekrefter målingene den rapporterte utvikling i utslippsdata (se f.eks. (1) og (2)).

Både svovel- og nitrogenkomponenter inngår nå i de rutinemessige modellberegningene innenfor EMEP. Hovedprinsippene for EMEP-beregningene har hele tiden vært bruk av Lagrangske trajektoriemodeller, men selve modellformuleringene har vært under stadig utvikling. Dette gjelder f.eks. meteorologiske grunnlagsdata som er blitt betydelig mer detaljerte (variabel blandingshøyde, informasjon om skydekke og nedbør, osv.). Dessuten er transformasjons- og avsetningsprosessene blitt bedre beskrevet. Det er imidlertid holdt fast ved at modellene skal være såvidt "enkle" at de kan beregne årsverdier. Dermed er vi i Europa i den enestående situasjon at vi nå har en lang tidsserie med svovel- og nitrogen-"budsjetter" som kan utnyttes i forhandlinger om utslippsreduksjoner.

Modell-beregningene og målingene viser bedre overensstemmelse for svovelkomponenter enn for nitrogendioksid (se f.eks. (3)). Modellen gir systematisk lavere NO_2 -verdier, spesielt om sommeren. Det er ikke noen enkel forklaring på dette. Det kan skyldes bl.a. utslippsdataene, usikkerhet i målingene og modellbeskrivelsen av atmosfærekjemien.

Det området innenfor langtransporterte luftforurensninger hvor det er gjort størst fremskritt de siste årene, er dannelse og transport av fotokjemiske oksidanter (ozon). Målinger fra flere vest-europeiske land viser utstrakte områder med ozonverdier over "tålegrenser" for vegetasjonsskader (4). EMEPs MSC-W bruker nå en modell med 70 kjemiske stoffer og omkring 140 reaksjoner, og det er utført beregninger for flere sammenhengende sommerperioder (dvs. ikke bare enkelte episoder). Modellberegningene viser rimelig bra overensstemmelse med målinger av ozon (5), men også denne modellen underestimerer NO_2 betydelig. Ved at VOC-målinger nå utføres på noen av EMEP-stasjonene (6), blir det mulig å kunne vurdere modellresultatene også for disse stoffene. Fra målinger på Birkenes (7) vet vi at det er store årstidsvariasjoner i VOC i utkanten av de store utslippsområdene, med de laveste konsentrasjonene om sommeren når nedbrytingen er sterkest.

Ozon dannes i atmosfæren som følge av NO_x - og VOC-utslipp. De kompliserte reaksjonene gjør at det ikke er noen enkel relasjon mellom utslippsmengder og ozon-konsentrasjoner. Det har derfor vært antatt at det ikke ville være mulig å beskrive den grenseoverskridende transporten på samme måte som for f.eks.

svovel ("blame matrix"). Arbeid ved MSC-W har imidlertid vist at effekten av ikke-lineariteten er mindre enn ventet (8); en reduksjon i VOC-utslippene på $5 \times X\%$ i et land gjør således 5 ganger så stor reduksjon i gjennomsnittlig ozonkonsentrasjon som en reduksjon på $X\%$.

Videre arbeid

Innenfor "sur nedbør"-området må det i årene fremover må det fortsatt legges stor vekt på:

- bedre utslippsdata (særlig for VOC, NO_x og NH₃)
- kvantifisering av naturlige utlipp
- bedre målinger av nitrogen-komponenter i luft
- bedre modell-beregninger, bl.a med finere romlig skala

Alle disse områdene har stor betydning for at "atmosfære-delen" av problemet skal være tilfredsstillende for videre utnyttning av tålegrense-prinsipper.

Et særlig viktig forskningsområde vil være å få bedre kunnskaper om atmosfærens oksidasjonsevne, herunder i hvilken grad europeiske utlipp påvirker ozonbalansen på hemisfærisk skala. Denne har stor betydning for de viktigste luftforurensningsproblemene ved at den i stor grad bestemmer stoffenes levetid og dermed transport. Bedre kunnskaper om oksidasjonsevnen er derfor viktig for en bedre forståelse av atmosfærekjemien både på regional og global skala. En sentral oppgave vil være å utvikle raske og følsomme instrumenter for å måle konsentrasjonen av hydroksyl-radikaler for å få kunnskaper om nivå og variasjoner i tid og rom (9).

Bedre metoder for måling eller beregning av tørravsetning av gasser og partikler har lenge stått på "ønskelisten" over viktige forskningsområder innenfor langtransporterte forurensninger. Selv om kunnskapene innenfor dette området har blitt betydelig bedre de siste årene, er det fremdeles behov for videre arbeid (se f.eks. 10)). Forskningen på dette området har vist at tørravsetningshastigheten varierer sterkt mellom de ulike stoffer, og at meteorologiske forhold og underlagets beskaffenhet (vegetasjonstype, vegetasjonens tilstand, fuktighet på overflater osv.) gir store tids- og rom-variasjoner i tørravsetningsdelen. Det er imidlertid store problemer med å kunne utnytte denne kunnskapen fordi en normalt ikke har den informasjonen som er nødvendig, f.eks. samvariasjonen mellom konsentrasjon og vegetasjonens våthet og andre parametre som påvirker opptaket.

Referanser:

- (1) Statens forurensningstilsyn: Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1991. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 506/92.
 - (2) S. Mylona: Detection of sulphur emission reductions in Europe during the period 1979-1986. EMEP MSC-W-Report/1/89. The Norwegian Meteorological Institute, Oslo.
 - (3) H. Sandnes: Calculated budgets for airborne acidifying components in Europe 1985, 1987, 1988, 1989, 1990, 1991 and 1992. EMEP MSC-W Report 1/93. The Norwegian Meteorological Institute, Oslo.
 - (4) U. Pedersen: Ozone Data Report 1988. EMEP/CCC-Report 1/92. Norwegian Institute for Air Research, Lillestrøm.
 - (5) D. Simpson: Long period modelling of photochemical oxidants in Europe: Calculations for April-September 1985, April-October 1989. MSC-W-Report 2/91. The Norwegian Meteorological Institute, Oslo.
 - (6) S. Solberg, N. Schmidbauer, C. Dye, U. Pedersen and J. Schaug: VOC measurements August 1992 - June 1993. EMEP/CCC-Report 6/93. Norwegian Institute for Air Research, Lillestrøm.
 - (7) S. Solberg, F. Stordal, N. Schmidbauer and Ø. Hov: Non-methane hydrocarbons (NMHC) measured at Birkenes in South Norway, 1988-1993. NILU OR 47//93. Norwegian Institute for Air Research, Lillestrøm.
 - (8) D. Simpson: Long period modelling of photochemical oxidants in Europe: A) Hydrocarbon reactivity and ozone formation in Europe. B) On the linearity of country-to-country ozone calculations. EMEP MSC-W-Report 1/92. The Norwegian Meteorological Institute, Oslo.
 - (9) Ø. Hov (ed.): Chemistry in the atmosphere. A strategy for European research into global environmental issues. Commission of the European Communities (EUR 15351), 1993.
 - (10) G. Lövblad, J.W. Erisman and D. Fowler (eds.): Models and methods for the quantification of atmospheric input to ecosystems. An international workshop on the deposition of acidifying substances in Gøteborg 3-6 November 1992. Nordiske Seminar- og Arbeidsrapporter, 1993:573.
-

Moser som bimonitor for atmosfærisk nedfall av elementer

Torunn Berg¹ og Eiliv Steinnes²

1. Norsk Institutt for luftforskning, Pb 64, 2001 Lillestrøm

2. Kjemisk Institutt, Universitetet i Trondheim, AVH

Sammendrag

I løpet av 1994-1995 skal det gjennomføres ei undersøkning som tar sikte på å videreutvikle bruken av moser som bimonitor for atmosfærisk nedfall av atmosfæriske elementer. Dette manuskriptet tar sikte på å vise noe av det vi vet i dag om moseteknikken, og hva vi ønsker å få ut av det prosjektet som nå er starta opp.

1. Innledning

En detaljert oversikt over nedfall av atmosfæriske sporelementer og plassering av signifikante sporelementkilder krever et svært omfattende prøvetakingsnett. Dette er ikke praktisk mulig ved bruk av nedbørsprøver. Mange elementer av interesse i overvåkingsammenheng forekommer også i så låge konsentrasjoner i nedbør at de er vanskelig detekterbare med de vanligst brukte analyseteknikker. Biomonitormoser kan gi viktig informasjon i disse tilfellene.

Bruk av moser som metode for å overvåke atmosfærisk nedfall av sporelementer vart utvikla på slutten av 1960 tallet (Rühling og Tyler 1968; Tyler 1970). De fleste moser mangler rotsystem og tar opp vatn og næringsstoffer direkte fra lufta (via våt- og tørravsetning). Etasjehusmose (*Hylocomium splendens*) har i stor grad blitt brukt i de nordiske undersøkningene fordi den forekommer over hele Nord-Europa, har tydelig skille mellom årsskudd, og er lett å skille ut fra andre mosetyper (Rühling et al. 1992). Ved å analysere en moseprøve som representerer tilveksten over et visst tidsrom, kan en derfor få et relativt mål for det atmosfærisk nedfallet på prøvetakingsstedet over den aktuelle tidsperioden

2. Kilder

Resultater fra statistisk behandling (bl.a. prinsipalkomponentanalyse) av 1977 og 1990 mosedataene indikerer at følgende kilder er viktig for elementinnholdet i moser (Schaug et al. 1990; Steinnes et al. 1992; Berg 1993):

-
- Atmosfærisk langtransport av antropogene elementer fra andre deler av Europa: V, (Cu), Zn, (Ga), As, Se, Mo, Ag, Cd, Sb, Hg, Tl, Pb, Bi
 - Lokale punktkilder: Cu, Ni, Cu

- Jordstøv: Li, Al, Sc, (V), Cr, Fe, (Co), Ga, Y, La, Sm, Th, U
- Sjøsalter: (Li), B, Na, Mg, Cl, Ca, Se, Br, Sr, I
- Fra høgere vegetasjon/næringsstoffer: (Mg), (Ca), Mn, (Cu), (Zn), Rb, (Sr), Cs, Ba

3. Sjøsalteffekter

Laboratoriestudier har vist at opptaket av Zn og delvis Cu i *Hylocomium splendens* er redusert i nærvær av sjøsaltkationer. Dette skyldes trolig konkurranse fra Na^+ og Mg^{2+} , samt danning av stabile nøytrale eller negativt lada komplekser mellom metaller og Cl (Gjengedal og Steinnes 1990). Den norske delen av moseundersøkinga i 1990 viste at moser som vokser ved kysten generelt har lågere konsentrasjoner av Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, As, Rb, Cd, Cs, og Ba enn moser som vokser i indre strøk av landet (Berg 1993). Dette skyldes trolig ikke mindre atmosfærisk nedfall av disse elementene ved kysten, men lågere opptak pga bytte med sjøsaltkationer.

4. Naturlige bakgrunnsnivåer av elementer i mosen

Enkelte sporelementer (V, Cu, Zn, Mo) har generelle bakgrunnsnivåer i mosen (Tabell 1), som ser ut til å være uavhengig av det atmosfæriske nedfallet på prøvetakingsstedet. (Steinnes 1985; Berg 1993). Dette kan skyldes essensielle funksjoner for disse elementene i mosen, bidrag fra høgere vegetasjon eller tilførsel fra lokalt jordsmonn. Det er mulig at disse elementene blir tatt opp i mosen fra substratet. Når bakgrunnsnivået er høgt i forhold til det som blir tilført antropogent, er det vanskelig å berekne endringer i antropogent nedfall over tid.

5. Kalibrering

Data fra moseundersøkinger representerer i beste fall et relativt mål på nedfallet av elementer i løpet av mosens eksponeringsperiode så langt det ikke utføres noen form for kalibrering. For å overføre data for innhold av sporelementer i mose til absolutte nedfallsrater må en ha tilgang på gode våtavsetningsdata basert på nedbørdata. Det er gjort flere forsøk på å rekne ut relative opptaksfaktorer for moser (Tabell). I disse berekningene baserer en seg på at opptaket av Pb i mose er 100%, og opptaksfaktorer for de andre elementene blir rekna ut fra dette. Opptaksfaktorene kan imidlertid variere fra sted til sted, avhengig av den kjemiske sammensetningen av nedbøren (f.eks sjøsalteffekter), forholdet mellom våt- og tørravsetning og partikkel-størrelsesfordelinga. De nyeste og mest omfattende resultatene viser at for antropogene sporelementer med atmosfærisk transport fra andre deler av Europa som hovedkilde (V, Cu, Zn, As, Mo, Cd, Sb, Pb, Bi) er det signifikante positive sammenhenger mellom innhold i mose og våtavsetning (Fig.) (Berg 1993). Når det finnes en sammenheng mellom mosekonsentrasjoner og våtavsetning for et element kan en berekne faktorer som kan brukes til å overføre data for konsentrasjoner i mose til absolutte nedfallsrater.

Tabell : Opptaksfaktorer og bakgrunnsnivåer for sporelementer i *Hylocomium splendens*. (Verdier som er gitt i parentes (Ross, 1990) er basert på en antakelse om at tørravsetning ikke tilføres bulkprøvetakeren. Evt. bakgrunnsnivåer er ikke trekt fra disse verdiene).

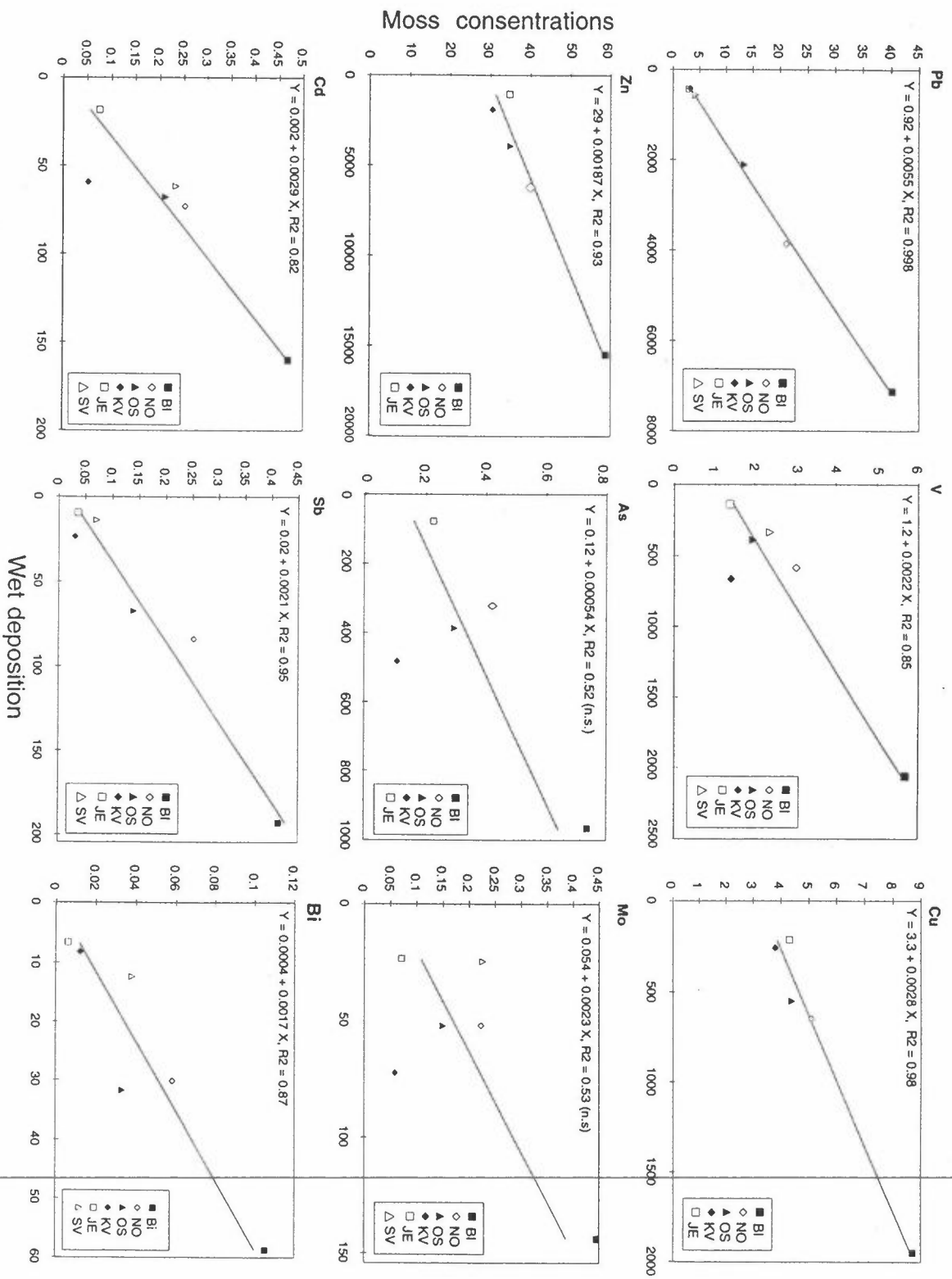
Elementer	Opptaksfaktorer (%)			Bakgrunnsnivå (µg/g)		
	Steinnes 1985	Ross 1990	Berg 1993	Steinnes 1985	Ross** 1990	Berg 1993
Pb	100	100	100			
Cr	84					
V	54	38-(60)	38*-56		1.6	1.2
Cu		(51)-85	48-51	5		3.3
Zn	41	46-(70)	35	30	20	29
As	32		10*-25			
Se	46					
Mo			42*-57			0.05
Cd	65	41-(51)	52*-64			
Sb	50		38*-55			
Bi			31*-36			

* sjøsalteffekter

6. Videre arbeid

I løpet av 1995 skal det avsluttes et arbeid som har som mål å videreutvikle moseeteknikken, spesielt med tanke på opptaksfaktorer for elementer. En del av usikkerheten i de opptaksfaktorene som hittil er publisert skyldes at konsentrasjonene av mange elementer i nedbør er så låge at det blir mye "mindre-enn verdier" i datasettene, som igjen medfører at deposisjonsestimatene blir usikre. Analyseteknikken som brukes til sporelementmålinger ved NILU, ICP-MS, er nå videreutvikla, og en rekner med at deteksjonsgrensene er minst 10× bedre for de fleste elementer av interesse i overvåkingssammenheng. Det er også ønskelig å få mål på den innvirkninga sjøsalter har på opptaket av elementer i mose, for at det skal kunne kompenseres for dette i de nasjonale moseundersøkingene. I det arbeidet som pågår nå vil også variasjoner i opptak av overnevnte elementer i moser gjennom vekstsesongen bli undersøkt. Dette er viktig å kjenne til fordi innsamlingsperioden for de nasjonale moseundersøkingene går over flere måneder.

Sporelementkonsentrasjoner i mose ($\mu\text{g/g}$) som funksjon av atmosfærisk våtavsetning ($\mu\text{g/m}^2$)



7. Referanser

- Berg T. (1993) *Atmospheric trace element deposition in Norway studied by ICP-MS*. Kjemisk Institutt, Universitetet i Trondheim, AVH (Dr. scient avhandling).
- Gjengedal E. og Steinnes E. (1990) Uptake of metal ions in moss from artificial precipitation. *Environ. Monitor. Assessment* 14, 77-87.
- Ross H.B. (1990). On the use of mosses (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) for estimating atmospheric trace metal deposition. *Water, Air and Soil Pollution* 50: 63-76.
- Rühling Å. and Tyler G. (1968) An ecological approach to the lead problem. *Bot. Notiser* 121, 321-342.
- Rühling Å. and Tyler G. (1970) Sorption and retention of heavy metals in the woodland moss *Hylocomium splendens* (Hedw.) Br. et Sch. *Oikos* 21, 92-97.
- Rühling Å., Brumelis G., Goltsova N., Kvietkus K., Kubin E., Liiv S., Magnusson S., Mäkinen A., Pilegaard K., Rasmussen L., Sander E. and Steinnes E. (1992). Atmospheric heavy metal deposition in Northern Europe 1990. Nordic Council of Ministers, NORD 1992, Vol. 12.
- Schaug J., Rambæk J.P., Steinnes E. and Henry R.C. (1990) Multivariate analysis of trace element data from moss samples used to monitor atmospheric deposition. *Atmospheric Environment* 24A, 2625-2631.
- Steinnes E. (1985) Use of mosses in heavy metal deposition studies, EMEP/CCC-Report 3/85, 161-170.
- Steinnes E. (1993) Atmosfærisk nedfall av tungmetaller i Norge. Landsomfattende undersøkelse i 1990. SFT Rapport 523/93.
-

13



Ozonkonsentrasjoner i Norge sammenliknet med naturens tålegrenser

Ulf Pedersen
Norsk institutt for luftforskning (NILU)
Postboks 64, 2001 Lillestrøm

Innledning

Tålegrensekonseptet er i Europa i dag akseptert som basis for kontroll strategi og for fremtidige internasjonale protokoller innenfor langtransportkonvensjonen. Kritiske konsentrasjonsgrenser (critical level) for vegetasjon ble første gang satt ned på papiret på en "workshop" i Bad Harzburg i 1988.

Definisjonen av kritisk konsentrasjonsgrense, slik den ble formulert i Bad Harzburg har følgende engelske ordlyd (UN/ECE, 1988):

"CRITICAL LEVELS mean the concentrations of pollutants in the atmosphere above which direct adverse effects on receptors, such as plants, ecosystems or materials, may occur according to present knowledge."

De anbefalte konsentrasjonsgrenser for ozon (O₃) som ble gitt på Bad Harzburg møtet var basert på tre midlingstider med følgende grenser: 1-times middel (75 ppb), 8-timers middel (30 ppb) og et 7-timers middel for vekstsesongen (25 ppb).

Den praktiske bruken av disse grensene kan diskuteres, og det har også vist seg at de har vært vanskelige å anvende. Grunnen til dette er at på de aller fleste stedene i Europa (og Norge) er disse grensene overskredet (Pedersen,1990). Spesielt gjelder dette 7-timers midlet og 8-timers midlet, hvor det er overskridelser på alle norske stasjoner (Tabell 1.)

Tabell 1. Antall norske stasjoner med overskridelser av de kritiske konsentrasjonsgrensene for årene 1990, 91 og 92.

	1990	1991	1992
Antall stasjoner	14	16	16
1-times middel	9	4	9
8-timers middel	14	16	16
7-timers middel for vekstsesongen	14	16	16

Akkumulert ozon eksponering

En ny "workshop" i Egham, England i 1992, konkluderte med at det måtte være mer nyttig å ha bare en grense for hver vegetasjonstype og forholde seg til. Forslaget gikk ut på å benytte en såkalt kumulativ eksponeringsdose. Med det menes summen over alle timer, innenfor en gitt tidsperiode (f.eks. måned eller sesong), av alle ozonkonsentrasjoner over en gitt grenseverdi.

For skog (gran, bjørk osv.), som er det mest interessante for Norges vedkommende, ble det foreslått å sette en kritisk konsentrasjonsgrense på 10 000 ppb-timer over 40 ppb, og beregnet for hele døgnet over en seks måneders vekstsesong (april-september).

Ozondata fra syv norske ozonmålesteder er bearbeidet med hensyn på denne nye tålegrensen og gjengitt i tabell 2 sammen med tålegrensene gitt på Bad Harzburg-møtet. Stasjonsplasseringen for disse målestedene er vist i Figur 1.

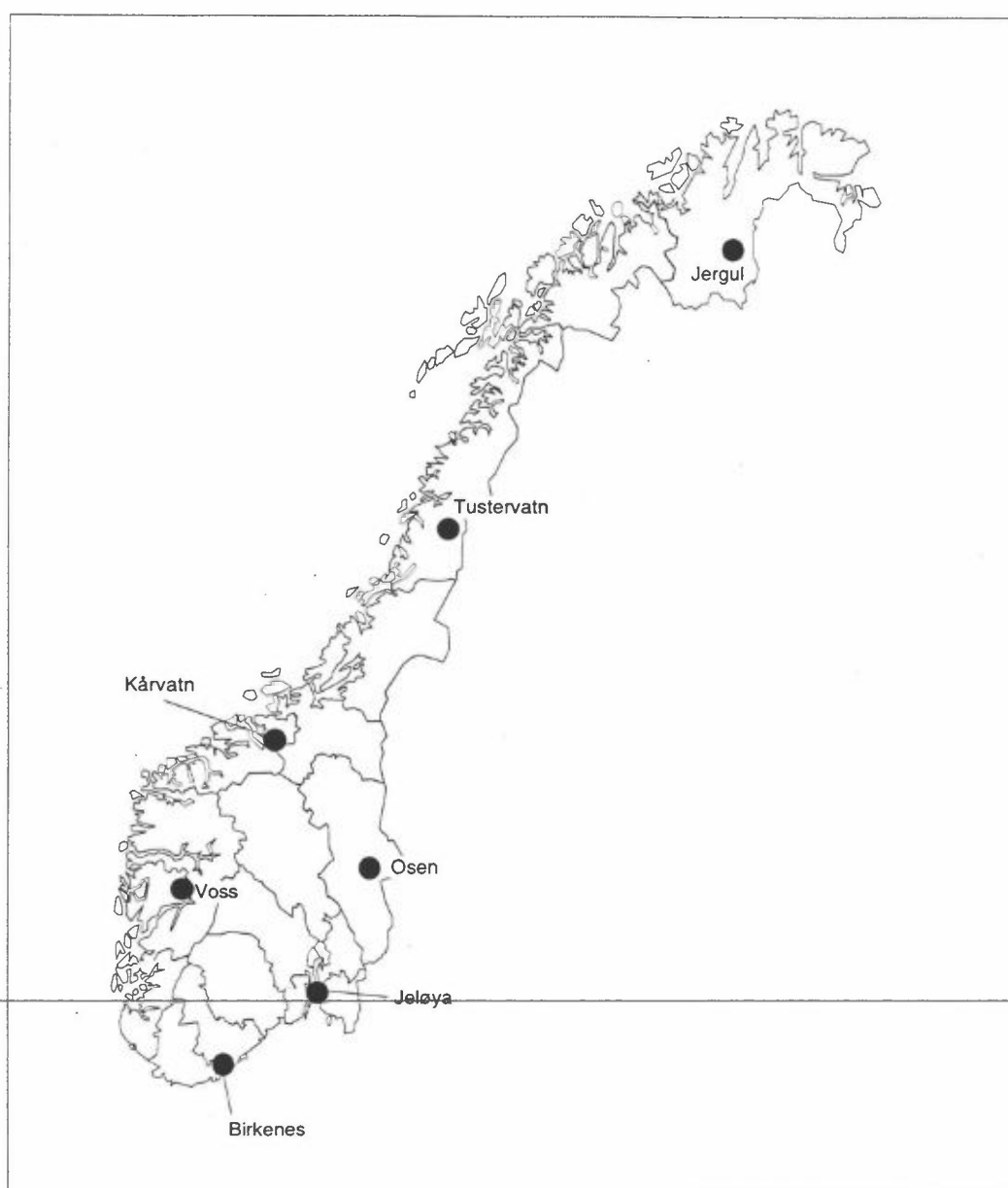
Tabell 2. 7-timers (0900-1600) middel for vekstsesongen (april-september), høyeste 1-times ozon konsentrasjon og akkumulert eksponeringsdose over 40 ppb for vekstsesongen (april-september). (Enhet: ppb)

	Birkenes	Jergul	Kårvatn	Jeløya	Tuster- vatn	Osen	Voss
7-hour mean (ppb)							
1990	36	34	29	39	35	36	34
1991	41	31	35	42	32	37	35
1992	43	35	38	40	30	38	35
Maximum (ppb)							
1990	84	73	65	97	69	78	101
1991	71	53	63	77	54	70	80
1992	85	70	98	85	62	77	86
Exposure (ppb.h)							
1990	5 650	3 920	900	9 590	4 510	5 080	8 950
1991	9 910	1 670	4 670	7 860	2 840	5 120	6 460
1992	15 940	4 710	15 260	9 400	2 140	7 560	10 190

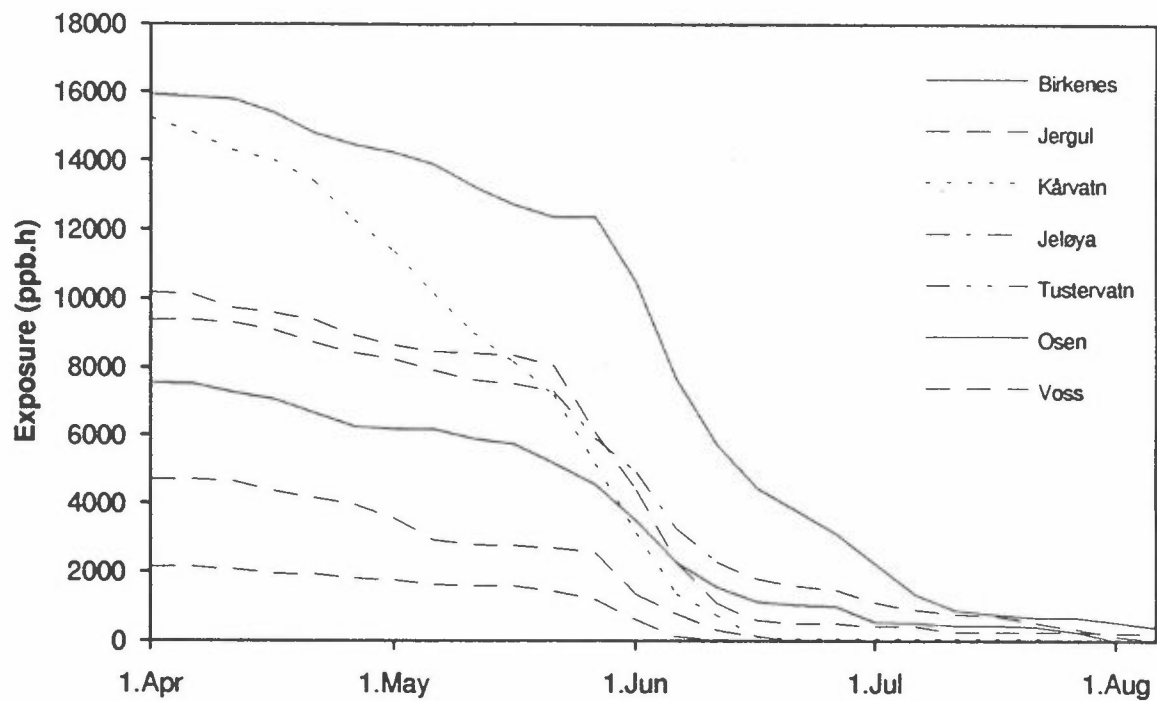
Tabellen over viser at 7-timers sesongmidlet er overskredet (> 25 ppb) på alle syv målesteder alle tre årene. De fleste av målestedene viser til dels store overskridelser (> 35 ppb), med de høyeste verdiene på de sørligste stasjonene. Videre ser vi at 1-times maximum verdien overskrider 75 ppb grensen av og til; flest overskridelser har vi i 1992 hvor det er målt verdier over denne grensen på fem av målestedene.

Den akkumulerte eksponeringsdosen over 40 ppb viser også store variasjoner, både mellom de forskjellige målestedene innenfor samme år og mellom de forskjellige årene. Høyeste verdier finner vi i 1992 hvor tre av målestedene (Birkenes, Kårvatn og Voss) har verdier over den foreslåtte kritiske konsentrasjonsgrensen for skog på 10 000 ppb-timer. I 1990 og 1991 har vi på disse syv målestedene ingen overskridelser av denne grensen.

Eksponeringsdosen er svært avhengig av hvordan vekstsesongen defineres. Dette er vist i figur 2, som viser akkumulert eksponering over 40 ppb som funksjon av vekstsesongens starttidspunkt i 1992. Av figuren ser vi at eksponeringsverdiene er svært følsomme overfor starttidspunktet og mesteparten av eksponeringen skjer i løpet av april og mai, spesielt for stasjonene i nord (Jergul og Tustervatn), hvor omtrent all eksponering skjer før 1. juni.



Figur 1: Stasjonsplassering.



Figur 2: Akkumulert ozon eksponering over 40 ppb i 1992 som funksjon av starttidspunktet på vekstsesongen. Beregningene er gjort ut september måned og for hele døgnet.

Referanser

UN-ECE (1988) UN-ECE Critical level workshop, Bad Harzburg, FRG, March 1988. Workshop report. The UN Economic Commission for Europe.

Pedersen U. (1990) Kart over ozonkonsentrasjoner i Norge sammenliknet med naturens tålegrenser. Lillestrøm (NILU OR :92/90).

3D model studies of exchange processes in the troposphere over Europe

Frode Flatøy, Øystein Hov

Institute of Geophysics, University of Bergen, Allegaten 70, N-5007 Bergen, Norway

Herman Smit

ICG-2, Forschungszentrum Jülich, D-52425 Jülich, Germany

Abstract -A three dimensional Mesoscale Chemistry Transport (MCT) model is driven by data from a Numerical Weather Prediction (NWP) model, over a 10 day period. The meteorological model uses cloud water as one of the prognostic variables and has an advanced treatment of stratiform and convective cloud and precipitation processes. The parameterizations gives a higher resolution in time and space of cumulus cloud episodes, and improves the simulation of the convective transport and the computations of the photolysis rates which are highly dependent on cloud cover and cloud optical depth. The 10 day period, in July 1991, is characterized by warm weather and frequent occurrence of cumulus convection. The model results are compared to ground based measurements and ozone profiles. Results presented indicate that physical processes and especially convection dominates in the vertical distribution of ozone of the free troposphere, and that sinking air, compensating convective updrafts, can be an explanation of some episodes where high ozone levels are measured near ground.

Key word index: Chemistry, transport, numerical model, ozone, convection, exchange processes

1. INTRODUCTION

Ozone has a central role in the photochemical cycle of the atmosphere, it is reactive and hydroxyl radicals are created from it. These radicals control to a large extent the chemical turnover in the atmosphere, and ozone thereby plays a major role for the oxidation capacity of the atmosphere. In addition to its importance for the chemical composition, ozone is a key component for the radiation budget of both the troposphere and the stratosphere, and also one of the major air pollutants in the atmospheric boundary layer, Hough (1991). Boundary layer ozone has several sources, these can be divided in photochemical production from anthropogenic and natural precursors, the most important being NO_x , hydrocarbons and CO, and different transport processes. The distribution of the precursors, the ozone generation from the precursors, and the governing transport mechanisms are complex and nonlinear, a three-dimensional numerical model is required to estimate the importance of the individual factors which determine the ozone concentration.

Several model studies have been performed to study the budget of ozone generation as well as of regional acid deposition. Liu et al. (1984) calculated episodic chemical concentrations and dry and wet deposition of acids in North America. McKeen et al. (1991) applied a model to a summertime high pressure period over the eastern United States, and investigated the sources for ozone and precursors. We have developed an eulerian model to simulate the photochemistry and the transport processes of the troposphere. The general approach used in the model is similar to that of the regional acid deposition model (RADM) from Chang et al. (1987). The Mesoscale Chemistry Transport (MCT) model is closely coupled to a Numerical Weather Prediction (NWP) model with an advanced treatment of cloud physics and precipitation processes. This gives the possibilities to improve the parameterization of convective transport and

the description of photolysis rates employed when clouds are involved. The NWP model has cloud water as a prognostic variable, this gives a better time and vertical resolution of the precipitation events and thereby of the wet deposition.

In the following we will describe the elements included in the model used in this investigation, with emphasis on the parts that differ from previous similar models. We then present a 10 day (July 1 to 10, 1991) model simulation of the photochemical cycle in the troposphere over Europe. The main question there is the budgets from the MCT model for the coupled and interacting physical and chemical processes, consisting of exchange and transport, emissions, chemical production and loss and removal by wet and dry deposition. The model is designed so that the processes responsible for generation, transport and removal of observable tracers can be identified, and this is not possible by other means. Comparisons of calculated concentrations with ground based and radiosonde based measurements are included, and budgets for the governing processes are used to explain the measured values. The results indicate that tropopause foldings and convective transport are important sources of boundary layer ozone, and convective transport often determines the vertical distribution in the troposphere.

TVLF-møte 7-8 mars, 1994

Forsuring av ferskvann igår - idag - imorgen?

En subjektiv analyse

Arne Henriksen
Norsk institutt for vannforskning
Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

Utgangspunkt

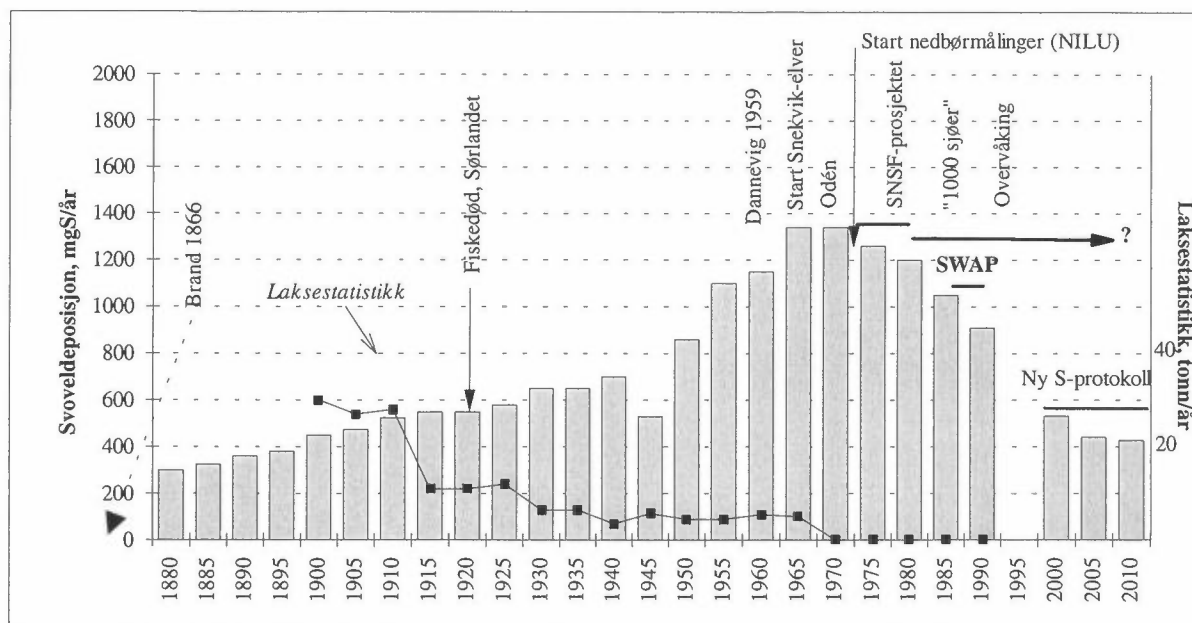
Enhver generell fremstilling av kunnskapsstatus om et gitt emne vil være subjektiv utfra fremstillerens ståsted. En som i lang tid har vært midt oppe i emnet vil være farget av det hun/han selv har holdt på med. Selv om arbeidet kan være svært sentralt., vil nødvendigvis vektleggingen være subjektiv. Selv en utenforstående vil også kunne bli subjektiv, fordi hun/han vil forsøke å belyse problemstillingen fra flere synsvinkler. Derved kan hun/han ende opp med å legge for stor vekt på mindre vesentlige sider av problemet, nettopp i et forsøk på å være objektiv og balansert. Uansett, enhver fremstilling av forsuring av overflatevann kan virke subjektiv på mange. Forfatteren vil ikke legge skjul på at han har vært sterkt delaktig i å frembringe de resultater og vurderinger som legges frem, og at han derfor bevisst eller ubevisst vil prioritere disse i sterk grad. En grunn til dette er at de kanskje er blant de mest relevante for en fremstilling av forsuring av overflatevann.

Igår

Allerede før 1920 kom de første rapporter om fiskedød på grunn av surt vann (Dahl 1921). Men det var først i 1959 at forsuringseffektene i elver og innsjøer i Norge ble satt i sammenheng med sur nedbør (Dannevig 1959). Allerede i 1866 hadde imidlertid Henrik Ibsen forutsett forsuringproblemet da han lot Brand si:

*"Værre tider; værre syner
gjennom fremtidsnatten lyner!
Britens kvalme stenkullsky
senker sort seg over landet,
smusser alt det friske grønne,
kveler alle spirer skjønne,
stryker lavt med giftstoff blandet,
....."*

Først i 1969, da Odén presenterte resultater i Dagens Nyheter som demonstrerte sammenhengen mellom utbredelsen av sur nedbør og vannforsuring, tok sur nedbør problemet av internasjonalt. I 1972 startet SNSF-prosjektet (Sur nedbørs virkning på skog og fisk). Da dette ble avsluttet i 1980, ble en rekke av aktivitetene overtatt av det nasjonale programmet for overvåking av langtransportert forurenset nedbør som fortsatt er igang under ledelse av Statens forurensningstilsyn (SFT). Konklusjonene fra SNSF-prosjektet ble "testet" av "The Surface Water Acidification Programme" (SWAP), et samarbeidsprosjekt mellom engelske, norske og svenske forskere som ble gjennomført i perioden 1985-1990 og finansiert av de engelske energiprodusentene. Hovedkonklusjonene fra både SNSF-prosjektet og SWAP-prosjektet var at den sure nedbøren er hovedårsaken til den regionale forsuring av overflatevann i Skandinavia og enkelte andre steder i Europa.

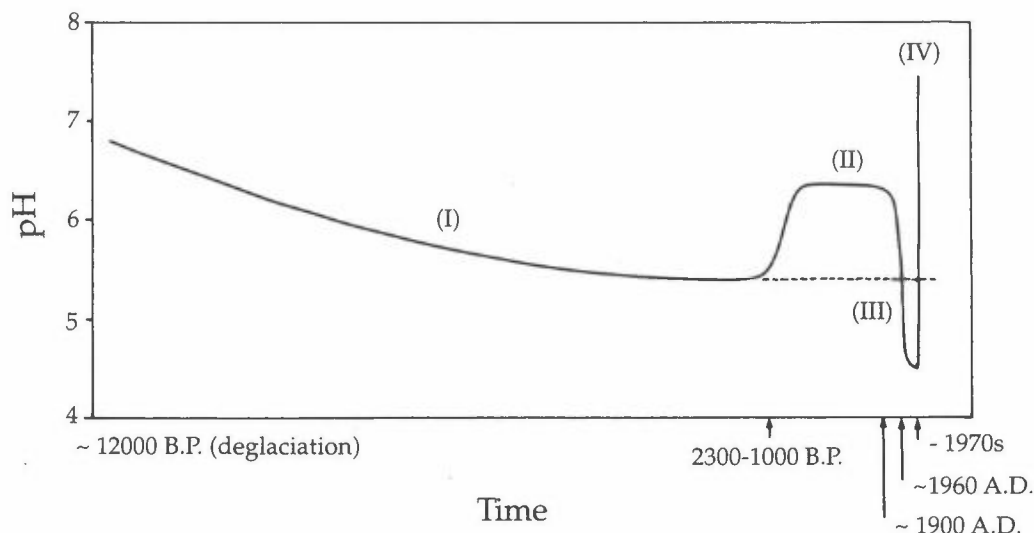


Figur 1. Beregnet historisk deponisjon av oksidert svovel i EMEP-rute 17,20 (Birkenesruten) (Mylona 1993). Prognosene for deponisjonene som følge av den nye svovelprotokollen er også gitt. Enkelte sur nedbør-historiske begivenheter er markert. Laksestatistikken for 7 Sørlandselver er også markert i figuren.

Mylona (1993) har gjennomført beregninger av den historiske utviklingen av svovel-deponisjonen i det såkalte EMEP-rutesystemet. Disse rutene er alle like store (150x150 km). Allerede i 1880 var S-tilførslene til den EMEP-ruten som dekker Birkenes på Sørlandet ca. 0.3 gS/m²/år (Figur 1). Aksepterer en disse deponisjonsverdiene er det klart at tålegrensene for sur nedbør må ha vært overskredet i store deler av Sør-Norge allerede i slutten av forrige århundre, men at effektene først gjorde seg gjeldende flere tiår senere. Ser en utviklingen i laksestatistikken i 7 Sørlandselver (figur 1) sammen med utviklingen i svoveldeponisjonen i Birkenesruta, er det en klar sammenheng. Effektene aksellererte etter siste verdenskrig da svoveldeponisjonen økte sterkt.

Renberg og medarbeidere (1993) har presentert en generell modell for den historiske utviklingstrenden av pH i innsjøer ved hjelp av diatoméanalyse av sedimenter fra 20 sure klarvannsjøer i Sverige (Figur 2). De har identifisert fire perioder:

- (1) den naturlige forsøringsperioden (12.000 B.P. - 2300 B.P. eller senere) med gradvis avtakende pH fra omkring 7.5 til 5.5 som følge av naturlig jordforsuring og avtakende utvasking av basekationer fra jorda i nedbørfeltet;
- (2) den menneskeskapte alkaliseringsperiode (2300 B.P. - 1900 A.D.), da pH økte til ca 6 på grunn av bruk av jorda i nedbørfeltet;
- (3) den nyere forsøringsperiode (ca.1900 - idag), da pH avtok til ca. 4.5 på grunn av tilførsler av sur nedbør og muligens også bruksendring av jorda, og
- (4) kalkingsperioden (1970 - idag) (gjelder spesielt Sverige) da pH ofte øker til over 7.



Figur 2. Skjematisk diagram for pH-utviklingen i sure klarvannsjøer i Sør-Sverige etter siste istid (Renberg et al. 1993).

Disse undersøkelsene viser et mer nyansert bilde enn en hadde tidligere av pH-utviklingen i forsuringfølsomme innsjøer, men det påpekes at den sterke forsuringen som er påvist i dette århundret (pH ned til 4.5) er et nytt fenomen i svenske innsjøer. Denne er relatert både i tid og rom til tilførselene av sur nedbør og stemmer overens med den generelle konklusjonen fra SNSF- og SWAP-prosjektene. Slike omfattende studier er såvidt vites ikke gjennomført for norske innsjøer, men det er rimelig å anta at utviklingen i Norge har fulgt den svenske, spesielt i innsjøer der nedbørfeltet er dekket av skog. I hvilken grad Renberg's hypotese om alkaliseringsperioden kan anvendes på alpine innsjøer som det er mange av i Norge er foreløpig ikke vurdert.

Idag

Det nasjonale overvåkingsprogrammet for forurenset luft og nedbør startet som nevnt i 1980. Det kjemiske programmet omfatter overvåking av fire feltforskningsområder, fire grunnvannsstasjoner, 19 elver og ca. 70 innsjøer. Resultatene viser at de reduserte atmosfæriske tilførselene av svovelforbindelser reflekteres i avrenningsvannet i form av reduserte konsentrasjoner av sulfat i avrenningsvannet, mens pH viser liten endring. Dette skyldes hovedsakelig at konsentrasjonene av basekationer også går ned og som indikerer fortsatt forsuring, samtidig som nitratkonsentrasjonene viser en tendens til økning. De siste årene viser imidlertid en tendens til økning av ANC (Syrenøytraliserende kapasitet), og dette kan tyde på at vannkvaliteten er iferd med langsomt å forbedre seg.

Begrepet "*naturens tålegrenser*" (eng. critical load) er idag akseptert som utgangspunkt for politiske beslutninger om reduksjoner i utslipp. Det nasjonale programmet *Naturens Tålegrenser* ble satt igang høsten 1988 i regi av Miljøverndepartementet. Programmet skal bl. a. gi innspill til pågående aktiviteter under Konvensjonen for Langtranstransporterte Grenseoverskridende Luftforurensninger (Geneve-Konvensjonen). Det internasjonale arbeidet med tålegrenser utføres i dag delvis i regi av en "Task Force for Mapping the Critical Loads and areas where the Critical Loads are exceeded", opprettet av Geneve-Konvensjonen. Arbeidet med tålegrenser for svovel er idag kommet svært langt. Tålegrensene for overflatevann er nå kartlagt for Norge, Sverige og Finland og i deler av England og spredte steder ellers i Europa, og tålegrenser for jord foreligger for det meste av Europa. Det er utarbeidet foreløpige kart for tålegrenser og for overskridelser av tålegrenser for svovel for hele

Europa. Deposisjonsverdiene som brukes er basert på de data som samles inn under det Europeiske overvåkingsprogram (EMEP, Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long Range Transmission of Air Pollutants in Europe). Dette datagrunnlaget er brukt i de internasjonale forhandlingene for fastsettelse av ny svovelprotokoll.

Det norske arbeidet med tålegrenser for tilførsler av sterke syrer til overflatevann har foregått i nært samarbeid med "Task Force on Mapping" og med Effektgruppen under Nordisk Ministerråd. Metodegrunnlaget og kart for hele Norge er rapportert (Henriksen et al. 1992). Det er også utarbeidet kart for overflatevann for de tre nordiske land, Norge, Sverige og Finland, men med en mindre oppløsning enn kartene for Norge. Disse kartene er utarbeidet med utgangspunkt i tålegrenser for atmosfærisk tilført *svovel*. Tålegrenser for atmosfærisk tilført *nitrogen* til overflatevann må sees i sammenheng med tålegrenser for svovel, og det er utarbeidet to statiske modeller som nettopp tar hensyn begge komponentene (Henriksen et al. 1993). Disse modellene utprøves nå internasjonalt. Metodene bygger på den empiriske modellen som er brukt for Norge og inkluderer både dagens nitrogenlekkasje og det potensielle bidrag av nitrogen til tålegrenseoverskridelsen. Anvendt på overflatevann i Skandinavia viser modellen at ved maksimal reduksjon av svoveldeposisjonen vil tålegrensen fortsatt være overskredet i store deler av Sør-Norge på grunn av dagens nitrogendeposisjon. I Sverige og Finland, derimot, er betydningen av dagens nitrogen-deposisjon vesentlig mindre.

Den såkalte F-faktoren brukes i den empiriske modellen, og ble introdusert i 1983 for å ta hensyn til jordforsuringens effekt på avrenningsvannet (Henriksen 1984). Den ble "kalibrert" ved hjelp av data fra regionale innsjøundersøkelser i Norge og utfra gamle og nye data fra Sverige, U.S.A. og Canada. Den ble først angitt som et gitt tall (0.40), men senere er den modifisert av flere til å være en funksjon av basekationkonsentrasjonen, slik at den går mot en verdi på 1 ved økende basekationkonsentrasjoner. Det ligger en usikkerhet i bruken av F, da denne er en empirisk størrelse. Det har vært påpekt at fordi mye av usikkerheten ved bruk av den empiriske forsøringsmodellen ligger i F-faktoren, at resultatene derfor er svært usikre. Kämäri et al. (1993) har testet usikkerheten i tålegrenseberegninger basert på prinsippene for den empiriske modellen utfra flere usikre faktorer og konkluderer med at usikkerheten ikke er avgjørende for bruk av tålegrenseprinsippet. Foreløpig er det imidlertid ikke kommet forslag til alternative metoder for å ta hensyn til ionebytterprosesser i jorda ved bruk av empiriske forsøringsmodeller.

The Working Group on Strategies har basert sine beregninger på å redusere forskjellen mellom dagens nedfallsnivå og tålegrensen med minst 60% (60% "gap closure") i hver enkelt EMEP-rute (150x150 km), basert på den såkalte RAIN's modellen og med den mest kostnadseffektive fordeling av utslippsreduksjonene. Disse beregningene er basert på 5-prosentilen av tålegrenseverdiene innen hver EMEP-rute, dvs. at en i utgangspunktet ønsker å beskytte minst 95% av arealet (populasjonene) i ruten. Svovelprotokollen vil bli undertegnet i Oslo i juni 1994. På bakgrunn av de deposisjonsverdiene som denne svovelprotokollen gir (figur 1) kan vi beregne hvor og hvor mye tålegrenseoverskridelsene i Norge vil bli redusert. Foreløpige beregninger viser at arealet med overskridelse av tålegrensene blir redusert fra 36% idag til 16%. Effekten er størst på Østlandet der bare 5% av arealet fortsatt vil være overskredet mot 44% idag. For Sørlandet og Vestlandet er effekten vesentlig mindre, fra 82% idag til 53% ved det nye scenariet.

Tålegrensearbeidet har vært basert på den kunnskap som har utkrystallisert seg gjennom den internasjonale forskningen som har vært utført de siste 20 årene, og har medført videre kunnskap om sammenheng mellom vannkjemi, jordkjemi og hydrologi samt at det har bidratt sterkt til utviklingen av nye modeller.

Imorgen

For å følge opp effektene av den nye svovelprotokollen er den langsiktige overvåkingen meget viktig.

Likeledes vil det internasjonale samarbeidet gjennom the International Cooperative Programs on Acidification of Lakes and Rivers, Integrated Monitoring og Forests være viktig for oppfølgingen av svovelprotokollen. Eksisterende lange tidsserier med data gir grunnlag for testing og utvikling av eksisterende og nye modeller. Disse kan utprøves etterhvert som nye data samles inn. Den betenkelige forsurningsutviklingen på Vestlandet må overvåkes nøye i fremtiden. Er det økningen i svoveltilførslene i 70-årene som nå gjør seg gjeldende? Det vil generelt være meget viktig å følge opp registreringer av tilførsler og effekter av de langtransporterte forurensningene gjennom eksisterende og nye overvåkings-programmer både på nasjonal og internasjonal basis. Videre bør de prosesser som angår nitrogen bygges inn i de jordkjemiske modellene studeres nærmere, både teoretisk og i praktiske forsøk.

Det neste internasjonale forhandlingstemaet er den nye nitrogenprotokollen. Denne vil bli vesentlig vanskeligere å definere, da nitrogenets rolle i forsurningsprosessene er betydelig dårligere kjent enn svovelets rolle. Store forskningsprosjekter som det internasjonale NITREX-prosjektet og det nasjonale prosjektet "Nitrogen fra fjell til fjord" vil forhåpentligvis gi endel nødvendige resultater i denne sammenheng.

Fiskens reaksjoner overfor endringer i vannkjemisk sammensetning er nå godt kjent. Det kan en imidlertid ikke si om skogens respons overfor jordkjemiske endringer. Dose/respons forholdet mellom nedbør og jord, og skogens reaksjon på jordkjemiske endringer bør derfor få større oppmerksomhet. De faktorer som påvirker skogens vekst og helsetilstand er vesentlig mindre kjent enn de som påvirker fiskens vekst og helse. En viktig faktor er variasjoner i klimaet de lever i. Skogen er utsatt for store variasjoner i klima som luftens temperatur og jordas vanninnhold, og det er derfor vanskelig å skille mellom effekter av naturlige variasjoner og eksterne tilførsler av forurensninger. Fisken derimot lever i vesentlig mer stabile omgivelser som ikke blir utsatt for dramatiske endringer som følge av klimatiske variasjoner, selv ikke i små bekker og tjern.

Den viktigste faktoren som fører til skader på fiskebestander er eksterne tilførsler som endrer fiskens kjemiske omgivelser. Som en del av *miljøtiltak i vann* er kalking av vassdrag idag en omfattende aktivitet i Norge, og beløpene som anvendes har hittil økt for hvert år. Det er delte meninger om hensiktsmessighet og fornuft når det gjelder kalking. Det er imidlertid en kjensgjerning at kalking av elver og innsjøer kan sikre fisk og andre organismer levelige vilkår, og at det idag er ansett som ønskelig av folk flest. Myndighetenes holdning til kalking har vært og er fortsatt noe uklar, til tross for at effektene av sur nedbør er ansett som Norges største miljøproblem. Kalking er i prinsippet å tilføre de forsuredede områdene det de mangler fra naturens side, nemlig kalk. De kalkkonsentrasjoner en ender opp med i avrenningsvannet er på samme nivå som en finner i vann som ikke er sure i områder med samme belastning av sur nedbør. Tilførsel av kalk til et vassdrag kan derfor oppfattes som et "kosttilskudd", og kalkingen må opprettholdes så lenge nedbørfeltet ikke selv kan produsere nok kalk i forhold til tilført sur nedbør. Den nye svovelprotokollen vil ikke fjerne forsurningsproblemet i Norge. Kalking vil derfor fortsatt bli oppfattet som en nødvendig aktivitet, og det bør utarbeides kalkingsplaner som tar hensyn til den fremtidige utviklingen i forsurningssituasjonen. Likeledes er det påkrevet å utarbeide kostnadseffektive kalkingsteknikker for bruk i bekker, innsjøer og vassdrag.

Klimaendringer i form av økt gjennomsnittstemperatur kan medføre øket nitrogenomsetning og dermed øket nitrogenlekkasje til vassdrag. Det er vist at ekstreme sjøsaltepisoder kan føre til fiskedød på grunn av episodisk surt og giftig avrenningsvann (Hindar et al. 1993), spesielt under milde perioder vinterstid. Varme vintre kan derfor gi flere negative effekter på forsurningsforholdene i innsjøer og elver. Forskning på mekanismer som styrer nitrogenomsetning og ionebytting i jord vil derfor være viktig.

De fleste modeller som til nå er brukt internasjonalt (både for overflatevann og jord) er basert på empiriske og prosessorienterte statiske modeller. De vil derfor bare gi oss situasjonen ved likevekt, ikke si noe om hvor lang tid det vil ta før likevekt inntreffer. For å beregne tålegrenser for jord i Norge er det imidlertid brukt en dynamisk prosessorientert modell (MAGIC) (Cosby et al. 1985) som også

angir tidsaspektet. Denne modellen vil bli diskutert i en annen presentasjon på dette møtet. Det bør legges større vekt på å forbedre og videreutvikle dynamiske modeller.

Kanskje bør en ikke bruke forsøringsmodeller til prognoser av fremtidig forsøringsutvikling når de er så usikre som noen mener, fordi en kan risikere å ta politiske beslutninger på sviktende grunnlag. Rent vitenskapelig sett kan nok det være riktig. På den annen side er forsøringsproblemet såpass alvorlig at det å be politikerne å vente til forskerne vet alt og er 99% enige, er å forlange for mye, både av forskere og politikere. Det tas stadig politiske beslutninger på grunnlag av prognoser basert på forskjellige modeller, spesielt innen økonomi, og i det siste også når det gjelder klimaendringer. Forsøringsmodellene som brukes idag gir nok vesentlig sikrere prognoser enn både økonomi- og klimamodeller.

Henvisninger

- Hindar, A., Henriksen, A., Tørseth, K. og Lien, L. 1993. Betydningen av sjøsaltanriket nedbør i vassdrag og mindre nedbørfelt. Forsuring og fiskedød etter sjøsaltepisoden i januar 1993. NIVA-rapport O-93129. Norsk institutt for vannforskning. 42 pp.
- 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 Resources Res.* 21, 51-63.
- Dahl, K. 1921. Undersøkelse over ørretens utdøen i det sydvestligste Norges fjeldvande. *Norsk Jæger- og Fiskefor. tidskrift*, 249-267.
- Dannevig, A. 1959. Nedbørens innflytelse på vassdragenes surhet og på fiskebestanden. *Jæger og fisker* 3, 116-118.
- Henriksen, A. 1984. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22, 692.
- Henriksen, A., Forsius, M., Kämäri, J. Posch, M. and Wilander, A. 1993. Exceedance of critical loads for lakes in Finland, Norway and Sweden: Reduction requirements for nitrogen and sulfur deposition. Acid Rain Research Report 32/1993. Norwegian Institute for Water Research, Oslo. 46 pp.
- Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T.S. & Taubøll, S. 1992a. Tålegrenser for overflatevann - Kartlegging av tålegrenser og overskridelser av tålegrenser for tilførsler av sterke syrer. Nork institutt for vannforskning. Rapport 89210 (Naturens Tålegrenser, Fagrapport nr.34, Miljøverndep.), 29s.
- Kämäri, J., Forsius, M. and Posch, M. 1993. Critical loads of sulfur and nitrogen for lakes II: Regional extent and variability in Finland. *Water, Air and Soil Pollut.* 66, 77-96.
- Mylona, S. 1993. Trends in Sulphur Dioxide Emissions, Air Concentrations and Depositions of Sulphur in Europe since 1880. Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long Range Transmission of Air Pollutants in Europe (EMEP). EMEP/MS-C-W Report 2/93.
- Renberg, I., Korsman, T. and Andersen, N.J. 1993. A Temporal Perspective of Lake Acidification in Sweden. *Ambio*, 22, 264-271.

BETENKELIGHETER VED BRUK AV F-FAKTOR, ANC OG SJØSALTKORRIGERTE VERDIER VED BESTEMMELSE AV TÅLEGRENSENER I VANN

Olav Grøterud Institutt for jord- og vannfag, Norges landbrukshøgskole, Boks 5028, 1432 Ås.

Innledning

I flere sammenhenger er det kommet fram kritiske bemerkninger til bruken av F-faktor, ANC og sjøsalkkorrigerede verdier i vurdering av forsuringproblemer og naturens tålegrenser (se for eks. Grøterud 1991). Bruken av disse begrepene synes å ha sin begrunnelse i at det bare er sur nedbør som betyr noe for forsuringen og tålegrensene. Men undersøkelser i de siste årene, særlig paleolimnologiske registreringer, tyder på at andre forsuringårsaker kan gjøre seg gjeldende og ha betydning for tiltak som kan forhindre overskridelser av tålegrensene for atmosfærisk nedfall.

F-faktor

Det er valgt ut 14 sjøer på Sørlandet (tabell 1) og Langtjern og Breilivann på Østlandet fra overvåkingsdataene (SFT 1991,92,93) for å belyse 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).

I utgangspunktet skal ikke F-faktoren være mindre enn 0 og større enn 1 (Henriksen 1984). Dataene i tabell 2 viser følgelig at den anslåtte F-faktoren ikke stemmer særlig godt sammenlignet med den målte og beregnede. Ved å sette noen av de målte og beregnede F-faktorene inn i tålegrensemodellen får vi relativt store forskjeller (se avsnittet Beregninger og vurderinger). Det samme bildet synes å gjelde et par enkeltsjøer som også er behandlet i dette foredraget (Breilivann og Langtjern). Problematikken vil bli belyst grafisk under foredraget. Paleolimnologiske undersøkelser støtter inntrykket om uklare forsuringårsaker i disse innsjøene.

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 (for eks. forholdet mellom

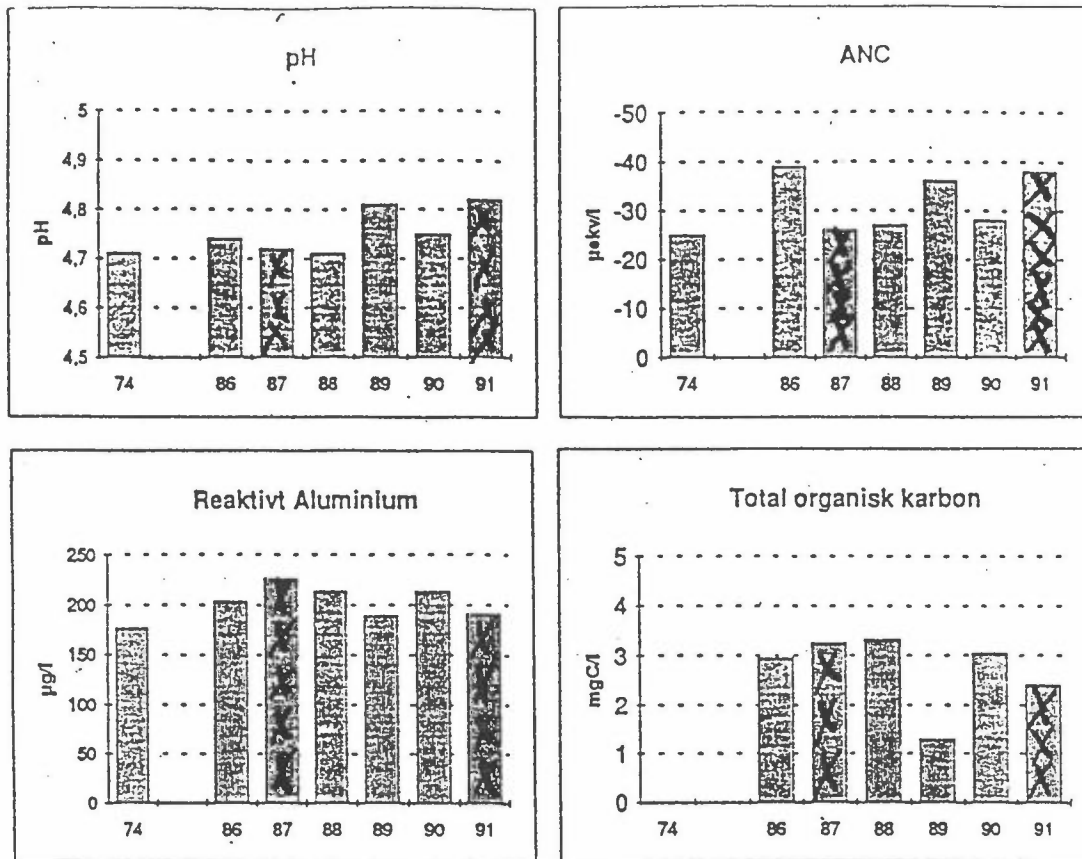


Fig 1. Årsmidler for 14 innsjøer med data fra 1974/75 og for 1986-1991. (SFT 1992)

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

År	pH	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	NO ₃ 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
74	4,71	0,86	0,46	2,52	0,26	4,3	4,5	94			176				-25
86	4,74	0,74	0,36	1,89	0,23	3,4	4,1	187		2,95	203	48	142		-39
87	4,72	0,70	0,35	2,17	0,22	3,7	3,6	156		3,24	226	40	204		-26
88	4,71	0,61	0,30	1,69	0,19	2,9	3,3	174		3,32	214	36	178		-27
89	4,81	0,73	0,40	2,52	0,25	4,4	3,9	228		1,29	189	13	176		-36
90	4,75	0,60	0,36	2,42	0,18	4,3	3,2	148		3,04	213	30	183	329	-28
91	4,82	0,69	0,37	2,57	0,24	4,6	3,7	197		2,41	191	31	160	416	-38
92	4,78	0,75	0,36	2,58	0,20	4,3	3,5	170		3,35	213	56	157	386	-23

(SFT 1993)

mengden overflatevann og markvann/grunn-vann og innsjøenes fornyelsestid) er nødvendig for tolkingen og forståelsen av vannkvaliteten og utviklingen av den.

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. 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.

ANC

Kritikken mot bruken av ANC synes å få liten betydning sammenlignet med betenkeligheten av å bruke F-faktoren i arbeidet med reversibiliteten og naturens og myndighetenes tålegrenser for syre-nedfall.

Hovedinnvendingen mot ANC-begrepet (istedenfor alkalinitet eller bikarbonat) 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^+ -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 (buffer 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?

Sjøsalkorrigerte verdier

Et viktig spørsmål er om det er riktig å operere med sjøsalkorrigerte verdier i forsurningsforskningen? Hvis svaret er ja, er det kanskje grunn til å spørre om F-faktoren burde bli bestemt på en annen måte?

Den største betenkelighet ved bruk av sjøsalkorrigerte verdier antas å være i forbindelse med vannforsurningsvurderinger i nedbørfelt med naturlig forsuring (jordsforsuring). En økende naturlig forsuring i jordsmonn og innsjø kan bli undervurdert med hensyn til forsurningsutvikling hvis sjøsaltene fjernes. Det vil si at vi kan få en forsurningsutvikling ved en kombinasjon av

Tabell 2. Årsmidler for 14 innsjøer på Sørlandet med data fra 1974/75 og 1986-92, $\mu\text{ekv./l}$ (beregnet ved bruk av data fra SFT-rapport 506, 1992).

År	Ca	Ca*	Mg	Mg*	Na	Na*	K	K*	BC*	Cl	SO ₄	SO ₄ *	NO ₃	AN*
74	43,0	38,5	37,9	13,9	109,6	5,7	6,6	4,4	62,5	121,1	93,8	81,3	6,7	88,0
88	30,5	27,5	24,7	8,5	73,5	3,4	4,9	3,4	42,8	81,7	68,8	60,4	12,7	73,1
91	34,5	29,7	30,5	4,8	111,7	0,5	6,1	3,8	38,8	129,6	77,1	63,8	14,0	77,8
92	37,5	33,0	29,6	5,8	112,2	8,3	5,1	3,9	38,3	121,1	72,9	60,4	12,1	72,5

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

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

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

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

$$1991-1992: F = -0,5/-5,3 = \mathbf{0,09}$$

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

$$F = \sin 90(BC_t^*/400) = \sin 90(38,3/400) = \sin 8,7 = \mathbf{0,15} \text{ (med 92 som basisår) eller } F = \sin 90(62,5/400) = \mathbf{0,24} \text{ (med 74 som basisår).}$$

Tabell 3. Data for Langtjern 1974/76-92, $\mu\text{ekv./l}$ (beregnet ved bruk av data fra Henriksen & Wright 1977 og SFT-rapport 1991,92 og 93).

År	Ca	Ca*	Mg	Mg*	Na	Na*	K	K*	BC*	Cl	SO ₄	SO ₄ *	NO ₃	AN*
74 76	69,0	68,3	62,6	58,5	30,4	14,0	4,3	4,0	145,1	19,2	79,2	77,2	1,7	78,9
86	65,0	64,4	19,8	16,5	23,5	9,0	2,0	1,7	91,6	16,9	72,9	71,2	0,8	72,0
90	55,0	54,4	16,5	13,2	27,8	13,3	2,3	2,0	82,9	16,9	64,6	62,9	1,5	64,4
91	63,0	62,3	18,1	14,2	29,6	12,7	3,3	2,9	92,1	19,7	66,7	64,7	0,7	65,4

Beregnet F-faktor for denne sjøen ved hjelp av ovenstående målte data:

$$1974/76-86: F = \Delta BC^*/\Delta AN^* = 53,5/6,9 = \mathbf{7,75}$$

$$1986-1991: F = 0,5/-6,6 = \mathbf{-0,08}$$

$$1986-90: F = -8,7/-7,6 = \mathbf{1,14}$$

$$1990-91: F = 9,2/1 = \mathbf{9,20}$$

$$1991-92: F = -5,3/6,3 = \mathbf{-0,84}$$

Anslått F-faktor for denne sjøen:

$$F = \sin 90(BC_t^*/400) = \sin 90(92,1/400) = \sin 20,7 = \mathbf{0,32} \text{ (med 90 som basisår) eller } F = \sin 90(145,1/400) = \mathbf{0,54} \text{ (med 74/76 som basisår).}$$

naturlig jordforsuring (økt tilvekst av bartrær) og sjøsaltpåvirkning. Klorid, som er et viktig stoff i sjøsaltene, er et anion til en sterk syre på samme nivå som sulfat og nitrat. Men klorid vil ikke kunne gå inn i økologiske prosesser i nedbørfeltet slik som de to andre anionene. Derfor kan klorid være mer forsurende. Dette vil bli forsøkt forklart og illustrert ved en modellskisse under foredraget.

Beregninger og vurderinger

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

$$[BC_0^*] = [BC_t^*] - F([SO_4 t^*] - [SO_4 0^*])$$

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

$$[SO_4 0^*] = 15 - 0,16[BC_t^*]$$

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 målte og beregnede og anslåtte F-faktoren:

Antar 1000mm avrenning/år(Q). BC_d^* anslås til ca. 15 kekv./km²·år

Med anslått F-faktor:

1992 som basisår

$$\begin{aligned} [BC_0^*] &= 38,3 - 0,15(72,5 - 15 - 0,16 \cdot 38,3) \\ &= \mathbf{30,6 \mu\text{ekv./l}} \quad (\mathbf{30,6 \text{ kekv./km}^2 \cdot \text{år}}) \end{aligned}$$

1974 som basisår

$$\begin{aligned} [BC_0^*] &= 62,5 - 0,24(88,0 - 15 - 0,16 \cdot 62,5) \\ &= \mathbf{47,4 \mu\text{ekv./l}} \end{aligned}$$

$[BC_0^*]$ er nokså forskjellig ved de to valgte basisår. Dette indikerer at metoden er tvilsom.

Med målt og beregnet F-faktor:

Med F for 1974 - 92

$$\begin{aligned} [BC_0^*] &= 38,3 - 1,56(72,5 - 15 - 0,16 \cdot 38,3) \\ &= \mathbf{-41,9 \mu\text{ekv./l}} \quad (\mathbf{41,9 \text{ kekv./km}^2 \cdot \text{år}}) \end{aligned}$$

Negativ verdi her indikerer igjen metodens tvilsomhet.

Tålegrensene (CL) blir:

Med anslått F-faktor

$$CL = (47,4 - [ANC_{lim.}])Q - 15 \text{ eller } CL = (30,6 - [ANC_{lim.}])Q - 15$$

Med $[ANC_{lim.}] = 20$ blir

$$CL = \mathbf{12,4 \text{ kekv./km}^2 \cdot \text{år}} \text{ eller } CL = \mathbf{-4,4 \text{ kekv./km}^2 \cdot \text{år}}$$

Med målt og beregnet F-faktor

$$\begin{aligned} \text{CL} &= (-41,9 - [\text{ANC}_1])Q - 15 \\ &= -76,9 \text{ kekv./km}^2\cdot\text{år} \end{aligned}$$

I det siste eksemplet viser tålegrensen meget høy negativ verdi, det vil si klar overskridelse selv uten nedfall av sterke syrer. Det er altså nødvendig med nedfall av baser før tålegrensen blir 0. Dette er viktig i forbindelse med vurdering av kalkingstiltak. Tålegrensens store forskjeller ved bruk av anslått og målt og beregnet F-faktor indikerer metodens tvilsomhet. Det er viktig å bemerke at den anslåtte F-faktoren er en tenkt verdi som skal korrespondere med 0 nedfall av antropogen syre. Den målte og beregnede F-faktoren kan derfor ikke oppfattes som identisk med den anslåtte, men de verdiene som er framkommet er en god test på rimeligheten av den anslåtte. Som konklusjon kan det sies at F-faktormetoden på denne måten er blitt testet og at resultatet så langt er tvilsomt.

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. 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, 92 og 93: 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.

TVLF forskermøte, Grimstad, 7 - 9 mars 1994

Den dynamiske MAGIC modellen som prognoseverktøy for vannforsuring

Dick Wright, Norsk institutt for vannforskning, Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

SAMMENDRAG

MAGIC (Model for Acidification of Groundwater in Catchments) (Cosby et al. 1985a,b) er en forsurningsmodell for jord og vann basert på et fåtall viktige biogeokjemiske prosesser. MAGIC integrerer effektene over nedbørfeltskala i rom og 1-100 år i tid. MAGIC har vært anvendt i flere land i Europa og Nord Amerika for å rekonstruere forsurningsutviklingen og for å gi prognoser for fremtiden.

MAGIC's troverdighet forsterkes gjennom sammenligning av modellens output med uavhengige data. Modellen kan sammenlignes med historiske fiskeopplysninger og paleolimnologiske data. For fremtidige prognoser, kan resultater fra stor-skala eksperimenter som RAIN prosjektet danne en robust test av modellen (Figur 1).

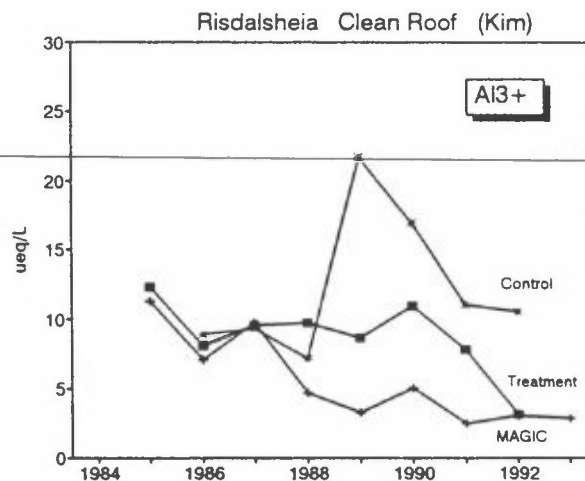
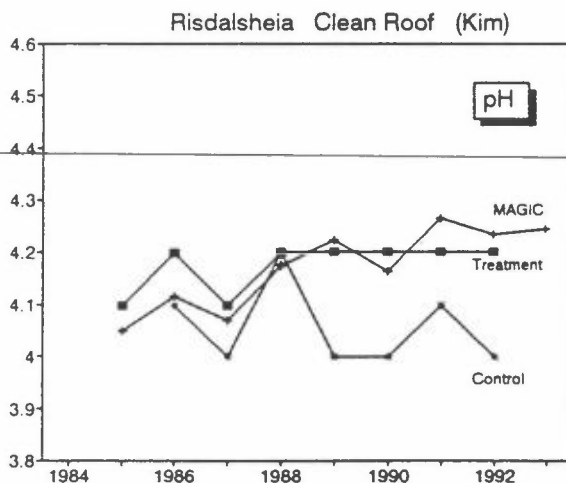
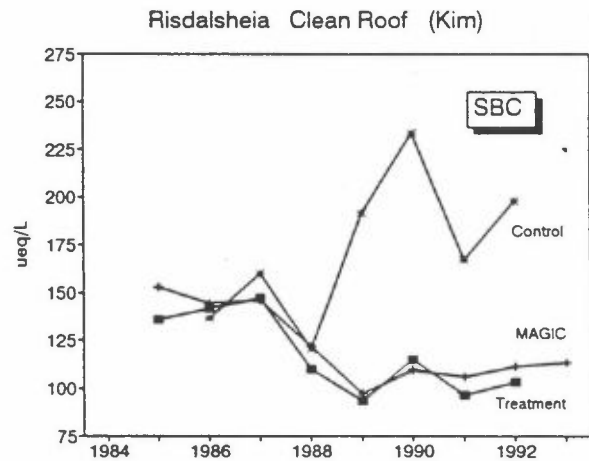
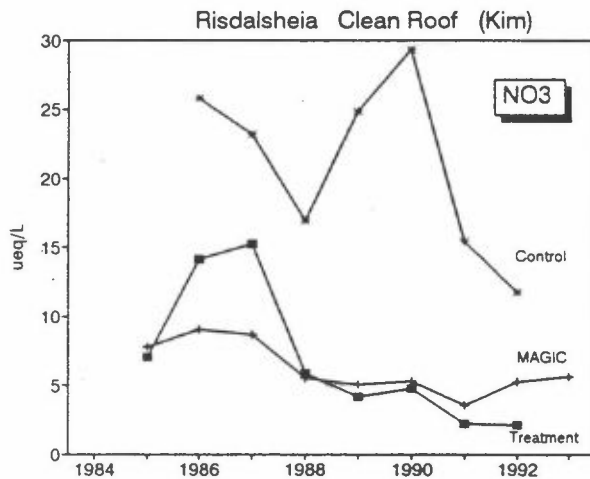
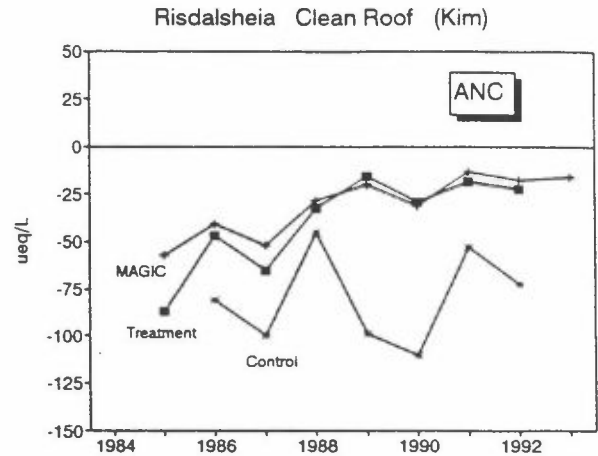
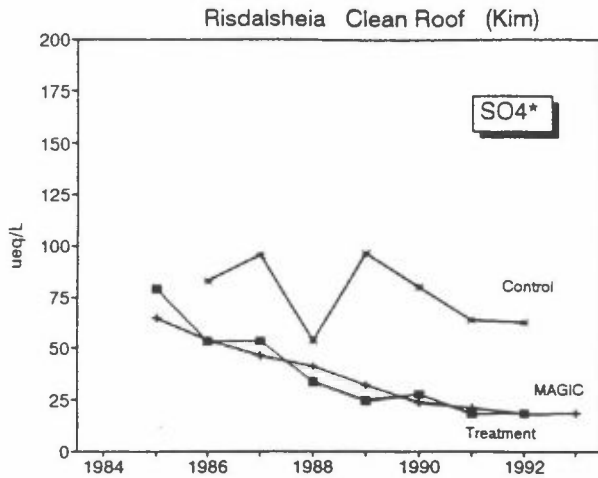
MAGIC er også et nyttig verktøy i tålegrensearbeidet. MAGIC har vært anvendt til å lage tålegrensekart for skogsjord i Norge. Fordi MAGIC er en tids-dynamisk modell, gir den både en estimat av tålegrensen og en indikasjon om hvor lang tid det vil ta for å nå tålegrensen. Statiske modeller som f.eks. den empiriske F-faktor modellen, forteller bare om endepunktet.

Ved å sammenligne MAGIC med den empiriske modellen, kommer tidsaspektet frem. For Birkenes-feltet f.eks., er tålegrensen beregnet ved begge modeller, ca. 50 meq/SO₄/m²/år. MAGIC indikerer at det vil ta >100 år å oppnå ANC >0 når S deposisjonen reduseres til 50 meq/SO₄/m²/år mot ca. 160 meq/SO₄/m²/år idag. Hvis imidlertid ANC>0 skal kunne oppnås fortere, må deposisjonen reduseres ytterligere (Figur 2).

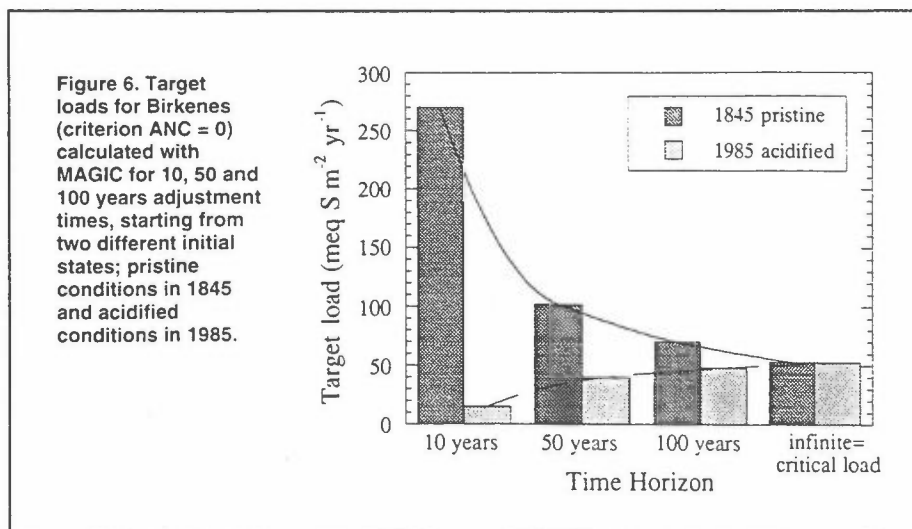
Den empiriske modellen er antagelig bra nok for kartarbeidet med tålegrenser. Tålegrenser for vann beregnet med empirisk modell og MAGIC for ca. 250 ruter i Norge stemmer godt overens (Figur 3).

Nå er utfordringen for fremtiden å få nitrogen dynamikken bedre inn i modeller som MAGIC. Nitrogenmetning representerer en potensiell fare for forsuring av jord og vann. Og når oppmerksomheten rettes mot effekter av nye protokoller for S og N utslipp, er tidshorisonten nå 10 - 50 år fremover. I denne tidsperioden vil også andre miljøendringer finne sted, f.eks. klimaendringer og bruksendringer. Videre utvikling av modeller må ta hensyn til disse i samspill med deposisjon av sure komponenter.

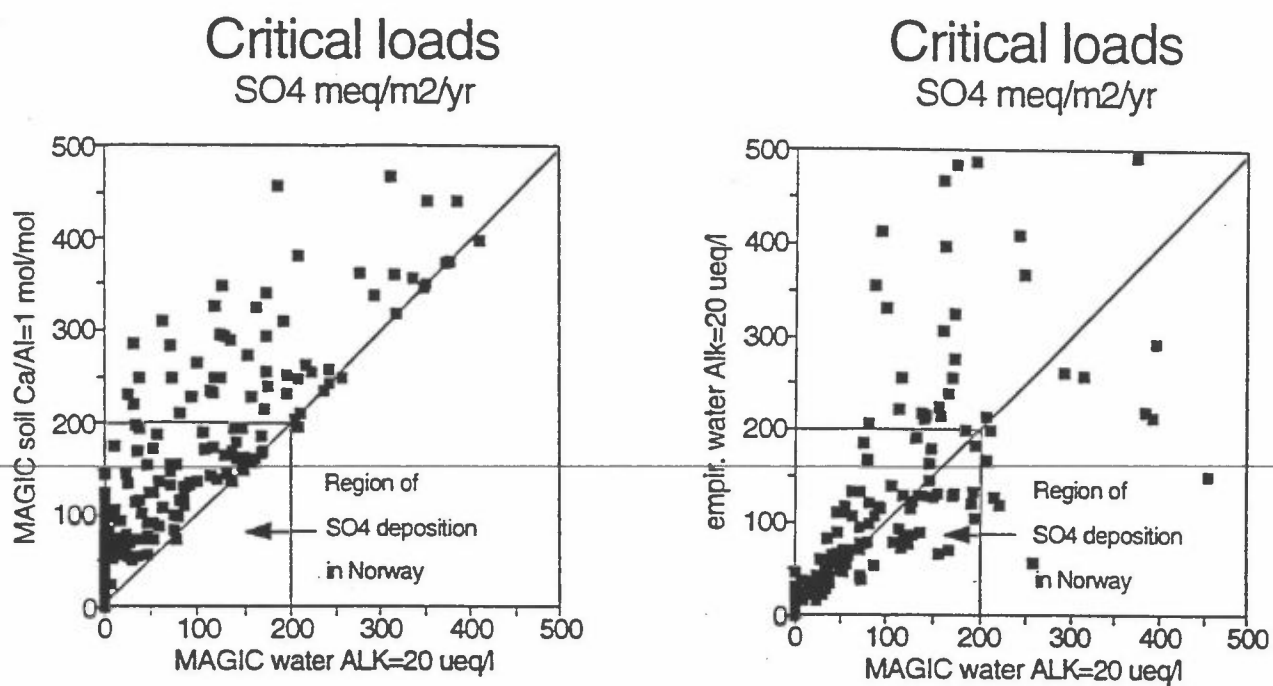
Figur 1. MAGIC anvendt på Risdalsheia. Modellen er først kalibrert til data fra det ubehandlede kontroll nedbørfeltet. Sur nedbør deposisjon er deretter "fjernet" i modellen for å kunne simulere fjerning av sur nedbør under taket i det behandlede nedbørfeltet. Vannkjemisk respons, predikert av MAGIC, stemmer godt overens med det observerte (fra Wright og Cosby, upub.).

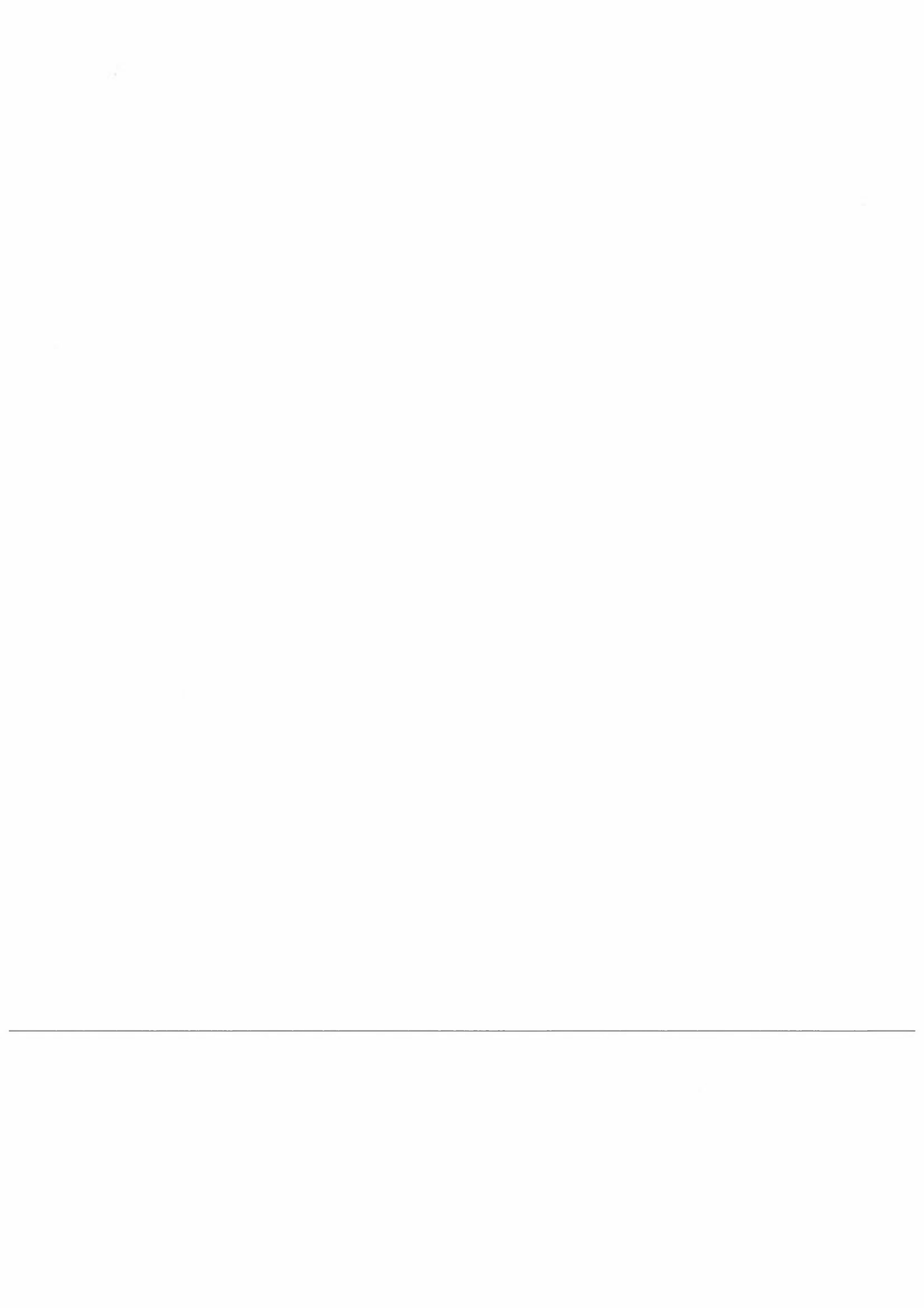


Figur 2. (fra Warfvinge et al. 1992. Ambio 21:369-376).



Figur 3. (fra Wright et al. 1992. Naturens tålegrenser Fagrapport 33).





NATURENS TÅLEGRENSER

En analyse av sammenhengen mellom overskridelser av tålegrenser for overflatevann og skader på fiskebestander i innsjøer innen EMEP-ruter.

Trygve Hesthagen, NINA

Arne Henriksen, NIVA

Innledning

Forsuringen av overflatevann blir idag vurdert som den største trusselen mot det akvatiske miljøet i store deler av Nord-Amerika og Nord-Europa. Kartleggingen av de regionale skadene på fiskebestander her i landet ble første gang foretatt tidlig på 1970 tallet. Økningen i landareal med skader på fiskebestander er over fem-doblet i løpet av de siste 30 årene, fra ca 10.000 km²) pr. 1960 til ca 52.000 km² pr. 1990. Det har videre vært en økningen i skadet areal siden SNSF prosjektet ble avsluttet på ca. 19000 km².

I forbindelse med arbeidet i The Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (Genève-Konvensjonen) er det utarbeidet en manual for framstilling av kart med angivelse av tålegrenser for atmosfærisk tilført svovel og nitrogen. Det er utarbeidet kart for hele Norge som framstiller tålegrensene for tilførsler av sterke syrer og hvor mye tålegrensene er overskredet i ulike EMEP-ruter.

I forbindelse med Naturens Tålegrenser ble det utarbeidet en skadeindeks som gjør det mulig å kvantifisere skader på fiskebestander innen de enkelte EMEP-rutene. I forbindelse med våre første sammenlikninger av den arealmessige utbredelsen av fiskeskader og overskridelser av tålegrenser, fant vi sammenfall i de to datasettene i 68% av rutene. Følgelig er det enda store områder hvor vi ikke har funnet noen sammenheng mellom kjemiske kriterier og en biologisk indikator. Årsaken

til dette kan enten være (i) feilaktig fiskestatus, (ii) at skader på fiskebestander skyldes andre årsaker enn forsuring eller (iii) at vannprøvene som er samlet inn ikke er representative for ruten. Å benytte en skadeindeks for alle arter kan også gi et misvisende resultat fordi ulike arter har forskjellig ANC_{limit} .

Data om fiskestatus i den første undersøkelsen var begrenset til alle fylker i Sør-Norge til og med Sogn og Fjordane og Hedmark. Vi har nå samlet inn opplysninger om fiskestatus fra innsjøer i Møre og Romsdal, Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag og Nordland og store deler av Oppland. Videre har vi kontrollert tidligere innsamlet data om fiskestatus, og ekskludere bestander hvor årsaken til endringer med all sannsynlighet ikke skyldes forsuring. Det er også samlet inn mere vannkjemiske prøver fra områder i Nord-Norge for å få bedre datagrunnlaget for beregning av tålegrenser. Det er foretatt separate beregninger av sammenhengen mellom overskridelser av tålegrenser og skader på bestander av aure, røye og abbor.

Tålegrenseoverskridelser

Hele 7% av landets areal har en tålegrense på null, dvs. at innsjøer og elver i dette arealet ikke tåler noen tilførsler av sur nedbør. De laveste tålegrensene finner en på Sørlandet og Vestlandet, men betydelige områder i de nordligste fylkene har også lave tålegrenser.

Tålegrenseoverskridelsene er beregnet både for syre fra svovelforbindelser og for summen av syre fra svovel og nitrogen. På landsbasis er tålegrensen for svovel overskredet i et areal på ca. 117.000 km². Tar vi hensyn til dagens nitrogenlekkasje øker arealet til 121.000 km². Den beskjedne økningen skyldes hovedsakelig at der hvor nitrogenlekkasjen idag er størst, er tålegrensen for svovel allerede overskredet. I alle fylker i Norge er det områder der tålegrensene er overskredet. De største arealmessige

overskridelser finner en i Agderfylkene der tålegrensene praktisk talt er overskredet over hele arealet. Også i Østfold, Akershus/Oslo, Telemark og Rogaland er det store arealmessige overskridelser. Naturlig nok finner en også de største prosentvise arealer med tålegrense null i de mest følsomme fylkene fra Aust-Agder til og med Sogn og Fjordane.

Skader på fiskebestander

Det foreligger nå opplysninger om fiskestatus i alle fylker til og med Nordland. De nye fylkene som er kartlagt er Møre og Romsdal, Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag, Nordland og store deler av Oppland. Totalt omfatter kartleggingen et landareal på 224.195 km² eller ca. 70% av fastlandsarealet i Norge. Bortsett fra deler av Møre og Romsdal og enkelte mindre områder av Nord-Trøndelag og Nordland, er fiskestatus nå kartlagt i de fleste småruter. Datagrunnlaget i Oslo er for dårlig til at resultatene blir presentert i denne rapporten.

I fylkene sør for Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag og samlet for alle arter, er det skader på fiskebestander innen et areal på 88.395 km². Av dette utgjør små skader (SI < 0.2) hele 39.845 km² (45%) 48.550 km². Det er betydelige til store skader (SI > 0.6) innen et areal på 13.350 km², og av dette utgjør Agderfylkene 9363 km² og Telemark 1567 km².

Samlet for alle fylkene er skadet areal 98.595 km². Av de nye kartlagte fylkene er det størst skader i Nord-Trøndelag (5145 km²), men de fleste områdene er i laveste skadeklasse.

Overskridelser av tålegrenser vs. skadeindeks

Totalt er nå fiskestatus kartlagt for 1457 småruter. For ruter med ingen registrerte skader (skadeklasse 1), bør tålegrensen for tilførsler av sterke syrer ikke være overskredet, mens tålegrensen forventet overskredet i ruter med skadeklasser 2-6. I 77% av ruter hvor det ikke var registrert skader på

fiskebestander var det heller ikke tålegrensene overskredet. Det er overensstemmelse mellom de to datasettene for 26.4% av rutene. Avviket er høyest i klasse 2 (små skader) med hele 48.8%, og avtar deretter sterkt med økende skadeklasse.

Det er foretatt en analyse av hvordan skadeklasser på fiskebestander fordeler seg i ruter med forskjellig overskridelser av tålegrenser. Innsjøer hvor tålegrensene er minst overskredet har tilnærmet like små skader på fiskebestander som innsjøer hvor tålegrensene ikke er overskredet. Det er en klar økning i skader på fiskebestander med økende overskridelser. Innsjøer i de to høyeste skadeklassene (5 og 6) blir først framtrødende i ruter med de høyeste overskridelsene.

Andelen skadede bestander øker med økende overskridelser av tålegrensene. Fordi skader i skadeklasse 2 er noe misvisende mht overskridelser, er det vist kurver både når skader er definert som skadeklasse ≥ 2 og ≥ 3 .

Virkninger av forsuring på ferskvannssamfunn status og forskningsutfordringer

Arnfinn Langeland
Norsk Institutt for Naturforskning, Trondheim
Trondheim 18.2.1994

I Innledning

Hensikten med denne presentasjon er å gi en generell framstilling av status for surt vanns virkninger på biologiske forhold i ferskvann. Det vil bli lagt vekt på kunnskaper om artstoleranse og endringer i samfunn hos primærprodusenter (planktonalger og påvekstalger) og invertebrater (bunndyr og zooplankton). Fiskesamfunnet blir behandlet i den grad det har betydning for innsjøen som økosystem. Endringer i fiskesamfunn kan ha stor betydning for mengder og sammensetning av bunndyr og zooplankton spesielt de viktigste byttedyr. Dersom fisk forsvinner vil dette få indirekte virkninger på fiskens næringsdyr og derved konkurranseforholdet mellom zooplankton og bunndyr. De fysiologiske effekter av surt vann på fisk blir ikke behandlet i denne presentasjon. Hvis primærproduksjon endres vil dette kunne gjenspeile seg i alle ledd i næringsnettet og næringskjeden. Det største problemet forskningsmessig blir derfor å skille mellom **direkte virkninger** av surt vann og de **indirekte virkninger** som kan få ringvirkninger i hele innsjøens økosystem. Dette fører også til at det er behov for å betrakte forskningsresultatene på forskjellige nivåer i økosystemet; **populasjons- og individnivå, samfunnsnivå og økosystemnivå.**

Spesielt er det lagt vekt på å relatere forskningsresultatene til norske forhold. Hva har skjedd med norsk forskning siden SNSF-prosjektet (1972-80) ble avsluttet i 1980.

2 Status

2.1 Planktonsamfunn

Forsuringsforskningen i Skandinavia har konkludert med at en virkning av forsuring kan være redusert primærproduksjon (oligotrofiering) i vann og vassdrag. Analyser av sammenhengen mellom fjærmyggsamfunn og clorofyllinnholdet i sure innsjøer i Sør-Norge, tyder på redusert primærproduksjon (Raddum & Sæther 1980). Viktige næringsstoffer, spesielt fosfor, kan fjernes fra vannmassene under forsuringsprosessen og føre til en generell utarming av systemet. Med hensyn til fjellsjøers naturlige lave produktivitet vil en slik oligotrofiering kunne få særlig store virkninger. Ved restaurering av sure innsjøer er det grunn til å tro at kalking alene ikke er nok for å gjenoppbygge de biologiske samfunn. For å oppnå ønsket produktivitet vil det kunne være nødvendig med bl.a. tilførsel av næringsstoffer (Olofsson et al. 1988).

Moser anses å være en plantegruppe som er særlig ømfintlig for forsuring (Flatberg et al. 1991). Makrofyttvegetasjonen i forsurede innsjøer består av store mosetepper bestående av kalkskyende arter, en karakterart for fattige kilder og arter som er indifferente mht. substratet. Små mengder av en *Sphagnum*-art finnes også. Påvekstalger, f.eks. *Mougeotia*, og *Sphagnum*-matter er observert å øke med økende forsuring (Overrein et al. 1980).

Forskning knyttet til virkninger av forsuring på fytoplankton og zooplankton har fått stor oppmerksomhet (Haines 1981, Brett 1989).

Effekter på primærprodusenter viser at antall arter av fytoplankton avtar med økende surhet, mens produksjonen kan være på samme nivå som i ikke-forsurede innsjøer under ellers like fosforkonsentrasjoner (Haines 1981). Dominansforholdet endres slik at andelen grønnalger og mindre flagellater går tilbake mens større dinoflagellater ofte øker i antall (Overrein et al. 1980, Brett 1989). Dette er arter som i mindre grad beites av zooplanktonet.

Konklusjonen er at det er et klart behov for å teste hypotesen om oligotrofiering av våre innsjøer forårsaket av forsuring og hvilke produsenter som påvirkes (fytoplankton, påvekstalger og makrofytter).

Brett (1989) gir en fyldig litteraturoversikt over studier som omhandler virkninger av forsuring på zooplanktonsamfunn og artstoleranse for surt vann. De viktigste undersøkelsene knytter seg til i) regionale studier der zooplanktonsamfunn i sure innsjøer blir sammenlignet med ikke-forsurede, ii) utviklingstrender i innsjøer med økt forsuring, iii) studier i forbindelse med kalking og reetablering av zooplanktonsamfunn og iv) eksperimentelle studier i laboratoriet og i limnecoraller. Undersøkelser i Norge og Sverige er særlig knyttet til regionale studier (Hobæk og Raddum 1980) og trendundersøkelser (Morling og Pejler 1990).

Det sterkeste og mest generelle mønster er at daphnier er minst tolerante mot surt vann etterfulgt av andre cladocerer, copepoder og chaeborider (Brett 1989). Antall arter av krepsdyr, hjuldyr og den relative betydninger av daphnier reduseres. Betydningen av vannteger øker imidlertid. Svakere mønster inkluderer redusert zooplanktonbiomasse (Morling og Pejler 1990), redusert betydning av cyclopoide copepoder og økt representasjon av generalister i forsurede lokaliteter. Subletale effekter med skader på egg er observert hos cyclopoide copepoder i norske innsjøer (Sandøy & Nilssen 1987). Zooplanktonbiomassen er tilsynelatende et resultat av systemets produktivitet og ikke direkte effekt av redusert pH. Forøvrig er det store uoverenstemmelser i resultater og tolkning av data. Dette gjelder spesielt problemet med å skille mellom virkninger av fysiologisk stress kontra predasjon, øyeblikkelig virkning av kalking, betydning av metaller, humusstoffer og føde (Brett 1989). Locke (1991) har laget en litteraturoversikt over zooplanktonets respons på forsuring fra laboratorieforsøk.

Muniz & Aagaard (1990) summerer opp dagens kunnskaper mht. tungmetallkontaminering og virkninger på ferskvannsorganismer. Det slås fast at kunnskapsbehovet er stort, særlig mht. ~~tålegrenser for vanlige norske arter og økosystemer.~~ Når det gjelder zooplankton og tungmetaller er det meste av kunnskapene hentet fra korttids (fra timer til få døgn) laboratorieeksperimenter der forsøkene gjøres med en art - et metall. Arter hjemmehørende i norsk fauna er ikke, eller kun mangelfullt, undersøkt (Muniz & Aagaard 1990). Langtidseffekter av tungmetaller på littorale krepsdyr er ikke undersøkt og få eller ingen av de artene som er vanlige i littoralsamfunnet i en norsk innsjø er studert m.h.t. effekter av kadmium-belastning.

Eksperimentelle innsjømanipulasjoner i forbindelse med studier av forsuringseffekter er gjennomført i Lake 223 i Canada og resultater fra 8 års forsøringsforsøk er summert opp i Schindler et al. (1985). Endringer i fytoplanktonet, påvekstalger, zooplanktonet og fiskesamfunnet var i overensstemmelse med det som var forventet ut fra litteraturen, mens hypotesen, med utgangspunkt i Skandinaviske innsjøer, om oligotrofiering ikke kunne bekreftes. Tilsvarende forsøk er utført i Little Rock Lake, en klarvannsjø i Wisconsin, USA, og resultater etter 6 års gradvis forsuring er presentert i Webster et al. (1992). Dette arbeidet konkluderer med at effektene på akvatiske økosystemer er et komplekst samspill mellom direkte pH-effekter og indirekte effekter gjennom endringer i interaksjoner mellom arter/trofinivåer.

Konklusjonen er at de største kunnskapsmanglene er knyttet til: (1) virkninger av surt vann på zooplanktonsamfunnets struktur og produktivitet, (2) virkninger på prosesser som regulerer dominansforholdet mellom arter (konkurranse og byttedyr-predator interaksjoner, (3) virkninger på livshistorieparametre (vekst, størrelse og alder ved kjønnsmodning, reproduksjon).

For å forstå de effekter som observeres i felt kan det være nødvendig med supplerende laboratorieeksperimenter. Dette gjelder særlig virkninger av surt vann i kombinasjon med metaller og humus mht. livshistorieparametre.

2.2 Bunndyr

Det er allment antatt at arter av krepsdyr, bløtdyr og insekter har forsvunnet i takt med forsuring av innsjøer i Europa og Nord-Amerika. Ved eksperimentelle studier er det oppnådd resultater som peker mot en direkte sammenheng mellom lave pH-verdier og fysiologiske effekter (Økland og Økland 1986).

Det synes ikke å være noen absolutt nedre grense for en gitt art. Ulike stadier har ulike toleransegrenser. Effekten av pH kan bli modifisert av andre kjemiske faktorer som vannets Ca-innhold, tungmetaller og organiske forbindelser. Hvilken pH arten virkelig er utsatt for kan også variere med leveviset; en art som lever nede i sedimentet kan være bedre beskyttet mot ekstreme pH-verdier enn frittlevende arter. Lokale bestander av samme art kan ha ulik følsomhet overfor surt vann.

Generelt synes det som de fleste krepsdyr og bløtdyr er mer følsomme for forsuring enn insekter. Blant insektene synes det som døgnfluene er mest utsatt, men det er store mangler i kunnskaper når det gjelder det store antallet fjærmyggarter (mer enn 500 arter i Norge).

Lave pH-verdier medfører også indirekte virkninger på bunndyrfaunaen. Endringer i beitetrykket ved at fiskebestandene går tilbake, kan i første omgang medføre en økning i individstørrelse og tetthet.

Arbeidet med bunndyr og forsuring i Norge har i stor grad vært fokusert mot bruken av bunndyrarter som indikatororganismer. Et relativt stort antall vidt utbredte steinflue-, døgnflue- og vårfluearter er undersøkt med henblikk på pH-toleranse (Raddum et al. 1988). Nordlige arter av disse gruppene og hele grupper av fjærmygg og fåbørstemark er imidlertid dårlig undersøkt. Basert på et stort antall feltobservasjoner fra forsured og ikke-forsured

innsjøer, er det laget en modell som beregner en forsøringsverdi (indeks) for innsjøer og elver (Raddum et al. 1988). Modellen bygger på antatt sensitivitet for surt vann hos utvalgte arter av insekter og krepsdyr. De fysiske forhold i rennende vann endrer seg meget sterkt fra kildeutløp i høyfjellet til utspring i sjøen ("the river continuum concept"). Hver sone har sine karakteristiske samfunn og funksjonstyper. Dette gjør det vanskelig å tolke hva som er naturlig upåvirket flora og fauna i de ulike deler av et vassdrag.

Kunnskapsmangler knytter seg særlig til: (1) virkninger på bunndyrsamfunn i fjellsjøer med dominans av nordlige arter, (2) endringer i samfunnstruktur og produktivitet, (3) hvordan små til moderate belastninger virker inn på flora og fauna i ulike soner av et vassdrag.

2.3 Fisk

Forskning på forsuringens effekt på fisk har klarlagt regionale effekter i form av reduserte og utdødde bestander (Hesthagen et al. 1989, Berger et al. 1992). Endringer i fiskestatus i vann og vassdrag er korrelert til pH (Muniz & Walløe 1990), labilt aluminium og andre kjemiske indikatorer (Drabløs & Tollan 1980, Lien et al. 1989). Fysiologisk forskning har påvist hvordan lav pH, blant annet i kombinasjon med labilt aluminium, fører til redusert overlevelse hos f.eks. aure og laks (Rosseland et al. 1986). Den fysiologiske forskningen har antydnet at yngel og unge stadier er mest følsomme for forsuring, mens eldre fisk har høyere toleranse. I tillegg er aure- og lakseyngelens habitat i bekker og mindre elver som regel mer utsatt for effektene av episoder med forurenset nedbør og snøsmelting enn innsjøer, der eldre fisk oppholder seg. På denne bakgrunn vil man forvente at forsuring vil føre til redusert rekruttering, og en dominans av eldre fisk, dvs. en "forgubbing" av fiskebestanden. Hvis rekrutteringen opphører vil bestanden forsvinne når den eldre fisken dør ut. Forøvrig henvises til egen presentasjon av Bjørn Olav Rosseland når det gjelder fysiologiske virkninger av forsuring på fisk.

Bravington et al. (1990) påviser imidlertid at flertallet av reduserte aurebestander i SNSF-prosjektets lokaliteter har en dominans av ung fisk som følge av økt dødelighet hos eldre individer. Dette fenomenet, som kalles "juvenilisering", er særlig knyttet til de mest næringsfattige lokalitetene. I forsuringseksperimentene i Canada ble det vist at Canadarøyas kondisjon og vekst ble redusert som en følge av at viktige næringsdyr ble eliminert ved forsuringen (Schindler et al. 1985). Dette reiser spørsmålet om forsuringen fører til endret struktur i invertebratsamfunnet, med en reduksjon av de største artene og om dette igjen fører til en økt dødelighet hos større fisk. I oligotrofe fjellsjøer vil næringstilbudet til fisk i ulike størrelsesgrupper kun bestå av noen få arter. Dominansforholdene innen dyreplankton- og bunndyrsamfunnene må forventes å bli endret under forsuring. Disse endringene kan gi særlig store effekter i oligotrofe og ultraoligotrofe høyfjellssystemer.

Vi mangler særlig kunnskap om: (1) forsuringseffekter på tilgangen av næring for fisk i innsjøsamfunn, (2) hvorledes strukturendringer i samfunnene av næringsdyr påvirker ulike størrelsesgrupper og livsstadier av fisk.

3 Forskningsutfordringer

3.1 Toleranseforsøk

Det eksisterer en god del kunnskap om toleranse for surt vann og metaller for invertebrater. De fleste opplysninger om metaller og surt vanns giftvirkninger refererer seg til korttidsstudier og bruk av utvalgte stadier i livssyklus og utvalgte eurytolerante arter som er lette å kultivere i laboratoriet. Undersøkelser har vist at unge stadier eller ved hudskifte er mange ganger mer følsomme mot giftvirkninger enn eldre stadier. Det er et klart behov for å undersøke tålegrenser for vanlige norske arter hvor kunnskapsgrunnlaget er svært mangelfullt. Det finnes ikke belegg for at de benyttede testorganismer er de mest følsomme artene for surt vann eller ulike metaller. Det finnes heller ikke noe dokumentasjon om at arten er det mest følsomme nivået i økosystemet når det gjelder giftvirkninger jamfør "myten om den mest følsomme arten" (Munitz & Aagaard 1990). Det er fullt mulig og sannsynlig at endringer i økosystemet på grunn av svekket konkurranse, reduserte koloniseringsmuligheter eller endret predasjon vil inntre lenge før artene dør ut. Utredningen om tålegrenser for norske ferskvannsorganismer viser at det mangler kunnskap på følgende områder (Munitz & Aagaard 1990): a) metall konsentrasjoner og deres kjemiske tilstandsformer i norske elver og innsjøer, b) langtidspåvirkning (kronisk) av realistisk lave metallkonsentrasjoner på invertebrater og fisk, c) korttidspåvirkning (akutt-påvirkning) av høye verdier ved "episoder", d) subletale effekter av akkumulerte metaller i invertebrater og fisk og sammenhengen mellom akkumulering og toleranseverdier, e) tålegrenser for de fleste norske invertebrater, både de vanlige og de sjeldne artene, f) tålegrenser for hele økosamfunn eller økosystem. Det bør legges til at dette i stor grad også gjelder for tålegrenser for surt vann, direkte effekter eller indirekte ved metallpåvirkning.

3.2 Prosesser, livshistorie og atferd

Litteraturgjennomgangen viser at forskningen i stor grad har vært konsentrert om de kvalitative virkninger på forekomst eller tilstedeværelse av arten etter det såkalte indikatorprinsippet og myten om den mest følsomme arten. Det kvantitative aspektet eller virkninger på prosesser eller atferd, har i liten grad vært viet forskningsmessig oppmerksomhet. Som eksempel på prosessorientert forskning kan nevnes at dersom en konkurrent eller predator elimineres fra et vannsystem vil dette innvirke på konkurransesituasjonen for de andre artene som forventes å kompensere for tapet av en annen produsent. Den skandinaviske teorien om redusert primærproduksjon (oligotrofiering) forårsaket av surt vann, er ikke undersøkt eller bekreftet i Norge. Dette kan ha store ringvirkninger dersom den generelt er gyldig. Det vil i såfall føre til at barekapasiteten for sekundære konsumenter er redusert med forventet betydelige endringer i artssammensetningen.

Endret kjemisk miljø ved forsuring kan også forandre fisk og andre organismers atferd som går på gjenkjennning av beiteområder og gyteplasser. Det er ukjent hvordan forsuringen påvirker vandringsystemet for laks ved utvandring etter smoltfisering og tilbakevandring til fødeelv.

Siden avslutningen av SNSF-prosjektet i 1980 synes den ferskvannsekologiske forskningen omkring forsuring å ha stått på stedet hvil. Zooplankton er et sentralt samfunn i våre innsjøer som har mange arter både forsuringfølsomme og tolerante. Slike undersøkelser er i liten grad blitt gjennomført i forsuringssammenheng i Norge hverken i overvåkingssammenheng eller forskningsmessig etter SNSF-prosjektet ble avsluttet i 1980. Dette synes å ha sammenheng

med prioritering av studier av transport og avsetning av forsuringskomponenter og studier av kjemiske prosesser i avrenningsvannet i jord. Med all mulig ære til den vannbiologiske overvåking som har funnet sted de siste årene, har disse ressurser ikke gitt grunnlag for å øke vår forskningsmessig viten særlig mye om forsurening og effekter på ferskvannsbiologiske forhold. Konklusjoner fra overvåkingen av fisk og bunndyr har bygd på den ene hypotesen om at endringer i fisk og bunndyr har sin årsak i surt vann. Det er vitenskapelig sett klart behov for å stille opp alternative hypoteser. Vitenskapelig sett kan en hypotese bare forkastes men ikke bevises. Undersøkelser i referanseområdet på Høylandet i Nord-Trøndelag synes i liten grad å være benyttet til tolking av data samlet inn i forsurede vann og vassdrag i Sør-Norge.

De fleste konklusjoner om toleransegrenser for forsurening bygger på feltstudier hvor en rekke naturlige innsjøer eller elver er sammenlignet med forsurede lokaliteter. Ved slike studier er det imidlertid meget vanskelig å skille direkte letale effekter fra indirekte effekter som kan ha mange forskjellige årsaker. I følge Økland & Økland (1986) har ulike ferskvannsinvertebrater forsvunnet parallellt med forsurening av vann. For noen arter peker fysiologiske studier mot en direkte effekt av lav pH. Forfatterne konkluderer imidlertid med at endringer i invertebratefaunaen kan ha sin årsak i indirekte faktorer som reduserte fiskepopulasjoner, forandret kvalitet og kvantitet av føde og habitatendringer (substrat og skjul). Feltstudier egner seg for å stille opp hypoteser om toleranse og preferanse. Slike hypoteser bør derfor etterhvert verifiseres ved eksperimentell forskning i laboratorium, i mikrokosmos i felt (innhegningsforsøk) eller helsjømanipuleringer.

3.3 Økosystemanalyser

Forsuringsforsøk med hele innsjøer er så vidt vites bare utført i Canada (Schindler et al. 1985) og USA (Webster et al. 1992). Disse undersøkelser har gitt oss viktig kunnskap om de komplekse biologiske responser av forsurening i ferskvannøkosystem.

Basert på en rekke eksperimentelle og empiriske data har Odum (1985) og Schindler (1990) framsatt en serie hypoteser vedrørende økologiske endringer i stressede økosystemer:

Energi- og næringsstoffomsetning:

- Forholdet mellom produksjon og respirasjon (P/R) blir ubalansert, og vil sannsynligvis øke.
- Forholdet mellom produksjon og biomasse (P/B) og forholdet mellom respirasjon og biomasse (R/B) vil øke.
- Primærproduksjonen går ned (oligotrofiering)
- Betydningen av tilført (allokton) næring vil øke.
- Omsetningshastigheten for næringsstoffer øker.
- Nitrat- og muligens sulfatretensjonen endres.

Samfunnsstruktur:

-
- Andelen "r-strateger" øker.
 - Artenes størrelse avtar.
 - Livssyklus innen artene avkortes. I fjellsjøer har mange invertebrater lange livsløp; 2 - 3 år.
 - Næringskjeden blir kortere. I fjellsjøer er næringskjedene vanligvis korte.
 - Artsmangfoldet reduseres.

Generelle tendenser i systemet:

- Åpnere samfunn: import og eksport av næring og energi blir viktigere.
- Funksjonene i samfunnet antas å være mer robuste enn artssammensetning og andre strukturelle egenskaper.
- En generell biotisk utarming ved at følsomme arter går tilbake og noen få dominante arter (generalister) tar over.

4 Konklusjon

Forsuring av vann og vassdrag hevdes å være den største miljøtrussel i Norge. Forskning på biologiske virkninger av forsuring i vann har ikke vært prioritert forskningsområde i Norge siden SNSF-prosjektet ble avsluttet i 1980. Grundig kunnskap om forsuringens virkninger er nødvendig for restaurering (eks. kalking) av forsuringsskadede ferskvannssamfunn. I kommende tiårsperiode bør dette forskningsfelt prioriteres. Det bør etableres et forskningsprogram med en styringsgruppe/referansegruppe bestående av landets fremste biologer/ferskvannøkologer. Hensikten må være å øke vårt kunnskapsgrunnlag om virkninger av forsuring på biologiske/økologiske forhold i ferskvann og øke presisjonsnivået i miljøforvaltningen.

De største kunnskapsmangler om forsuringens (surt vann og metaller) effekter på akvatiske organismer kan oppsummeres slik:

- skjer det en oligotrofiering i vann med økende forsuring
- virkninger av surt vann på plankton- og bunndyrssamfunnenes struktur og produktivitet
- virkninger på prosesser som regulerer dominansforholdet mellom arter (konkurransen og byttedyr-predator interaksjoner)
- virkninger på livshistorieparametre og atferd (atferd, vekst, størrelse og alder ved kjønnsmodning, reproduksjon).
- kvantitative relasjoner (dose-respons) mellom arter og trofiske nivåer
- tålegrenser for vanlige og sjeldne norske arter av ferskvannsorganismer
- økologiske endringer i stressede økosystemer med hensyn til energi- og stoffomsetning, og samfunnsstruktur (næringskjeder, næringsnett)

5 Litteratur

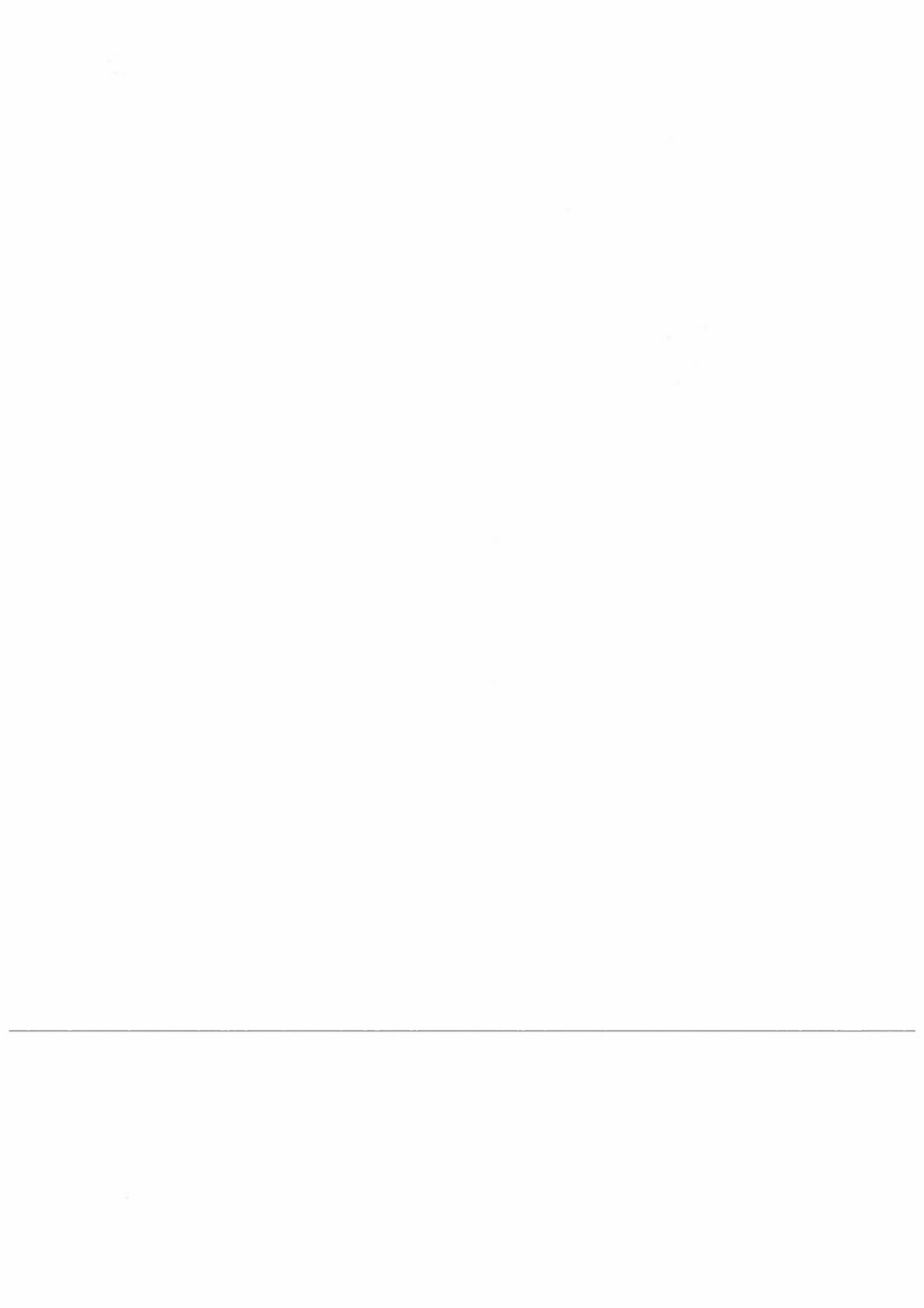
Berger, H.M., Hesthagen, T., Sevaldrud, I.H. & Kvenild, L. 1992. Forsuring av innsjøer i Sør-Norge - fiskestatus innen geografiske rutenett. NINA Forskningsrapport 32: 12 s.

Bravington, M.V., Rosenberg, A.A., Andersen, R., Muniz, I.P. & Beddington, J.R. 1990. Modelling and quantitative analysis of the impact of water quality on the dynamics of fish populations, pp. 467-476. In B.J. Mason (ed.). The surface waters acidification programme, Cambridge University Press.

Brett, M.T. 1989. Zooplankton communities and acidifications processes (a review). *Water, Air and Soil Pollution* 44: 387-414.

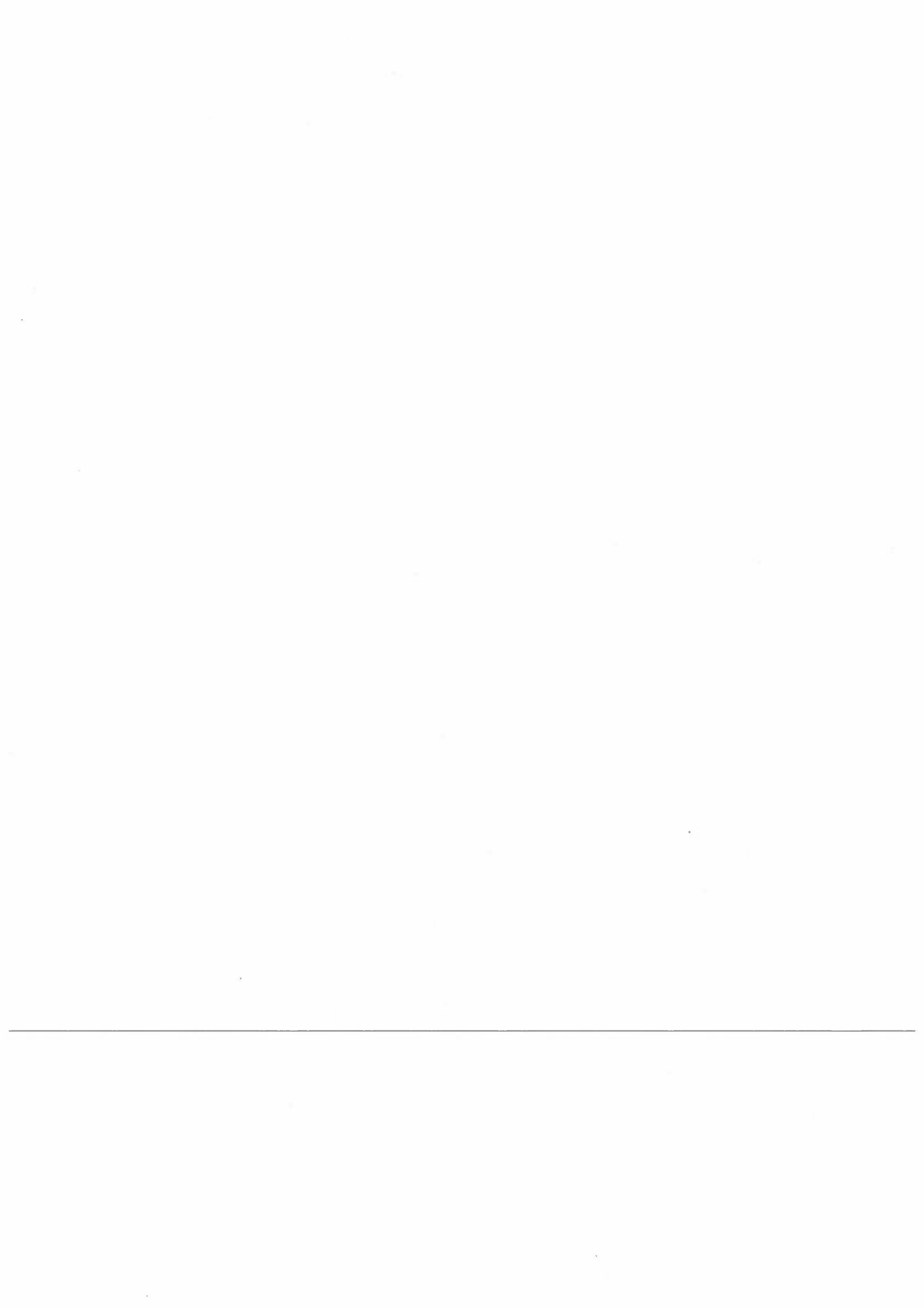
- Drabløs, D. & Tollan, A. (ed.) 1980. Ecological impacts of acid precipitation. SNSF-project. Proceedings of an international conference, Sandefjord, Norway, March 11-14, 1980.
- Flatberg, K.I., Bakken, S., Frisvoll, A.A. & Odasz, A.M. 1991. Moser og luftforurensinger. NINA Oppdragsmelding 69: 1-41.
- Haines, T.A. 1981. Acidic precipitation and its consequences for aquatic ecosystems: A review. *American Fisheries Society* 110: 669-707.
- Hesthagen, T., Berger, H.M., Larsen, B.M., Hansen, L.P., Blakar, I., Sevaldrud, I.H., Enge, E., Fjeld, E., Hegge, O., Strand, R. & Tysse, O. 1989. The effects of acid precipitation on freshwater fish in Norway, pp. 117- 142. In: J.W.S. Longhurst (ed.). *Acid deposition: Sources, effects and controls*. British Library, Science Reference and Information Service and Technical Communication, London.
- Hobæk, A. & Raddum, G.G. 1980. Zooplankton communities in acidified lakes in South Norway. Rapport IR 75/80, SNSF-prosjektet, 132 s.
- Lien, L., Henriksen, A., Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1989. Tålegrenser for overflatevann - fisk og evertebrater. NIVA-rapport O-89185, 32 s.
- Locke, A. 1991. Zooplankton responses to acidification: a review of laboratory bioassays. - *Water, Air and Soil Pollution* 60: 135-148.
- Morling, G. & Pejler, B. 1990. Acidification and zooplankton development in some West-Swedish lakes 1966-1983. *Limnologia* 20: 307-318.
- Muniz, I.P. & Walløe, L. 1990. The influence of water quality and catchment characteristics on the survival of fish populations, pp. 327-342. In: B.J. Mason, B.J. (ed.). *The surface waters acidification programme*, Cambridge University Press.
- Muniz, I. P. & Aagaard. 1990. Effekter av langtransportert forurensning på ferskvannsdyr i Norge - virkninger av endel sporelementer og aluminium. - NINA Utredning 13: 1-64.
- Odum, E.P. 1985. Trends expected in stressed ecosystems. *BioScience* 35: 419-422.
- ~~Olofsson, H., Blomquist, P., Olsson, H. & Broberg, O. 1988. Restoration of the pelagic food web in acidified and limed lakes by gentle fertilization. *Limnologia* 19: 27-35.~~
- Overrein, L.N., Seip, H.M. & Tollan, A. 1980. Acid precipitation - effects on forest and fish. Rapport FR 19/80 SNSF-prosjektet 1972-1980, 175 s.

- Raddum, G. & Sæther, O. A. 1980. Chironomid communities in Norwegian lakes with different degree of acidification. - *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 21:
- Raddum, G.G., Fjellheim, A. & Hesthagen, T. 1988. Monitoring of acidification by use of the aquatic organisms. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 23: 2291-2297.
- Rosseland, B.O., Skogheim, O.K., Kroglund, F. & Hoell E. 1986. Mortality and physiological stress of year-classes of landlocked and migratory Atlantic salmon, brown trout and brook trout in acid aluminium-rich soft water. *Water, Air and Soil Pollution* 30: 751-756.
- Sandøy, S. & Nilssen, J.P. 1987. Cyclopoid copepods in marginal habitats: Abiotic control of population densities in anthropogenic acidic lakes. - *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 76: 236-255.
- Schindler, D.W. 1990. Experimental perturbations of whole lakes as tests of hypotheses concerning ecosystem structure and function. *Oikos* 57: 25-41.
- Schindler, D.W., Mills, K.H., Malley, D.F., Findlay, D.L., Shearter, J.A., Davies, I.J., Turner, M.A., Linsey, G.A. & Cruikshank, D.R. 1985. Long-term ecosystem stress. The effects of years of experimental acidification on a small lake. *Science* 228: 1395-1401.
- Webster, K.E., Frost, T.M., Watras, C.J., Swenson, W.A., Gonzalez, M. & Garrison, P.J. 1992. Complex biological responses to the experimental acidification of Little Rock Lake, Wisconsin, USA. *Environ. Pollution* 78: 73:78.
- Økland, J. & Økland, K.A. 1986. The effect of acid deposition on the benthic animals in lakes and streams. *Experientia* 42: 417-486.
-



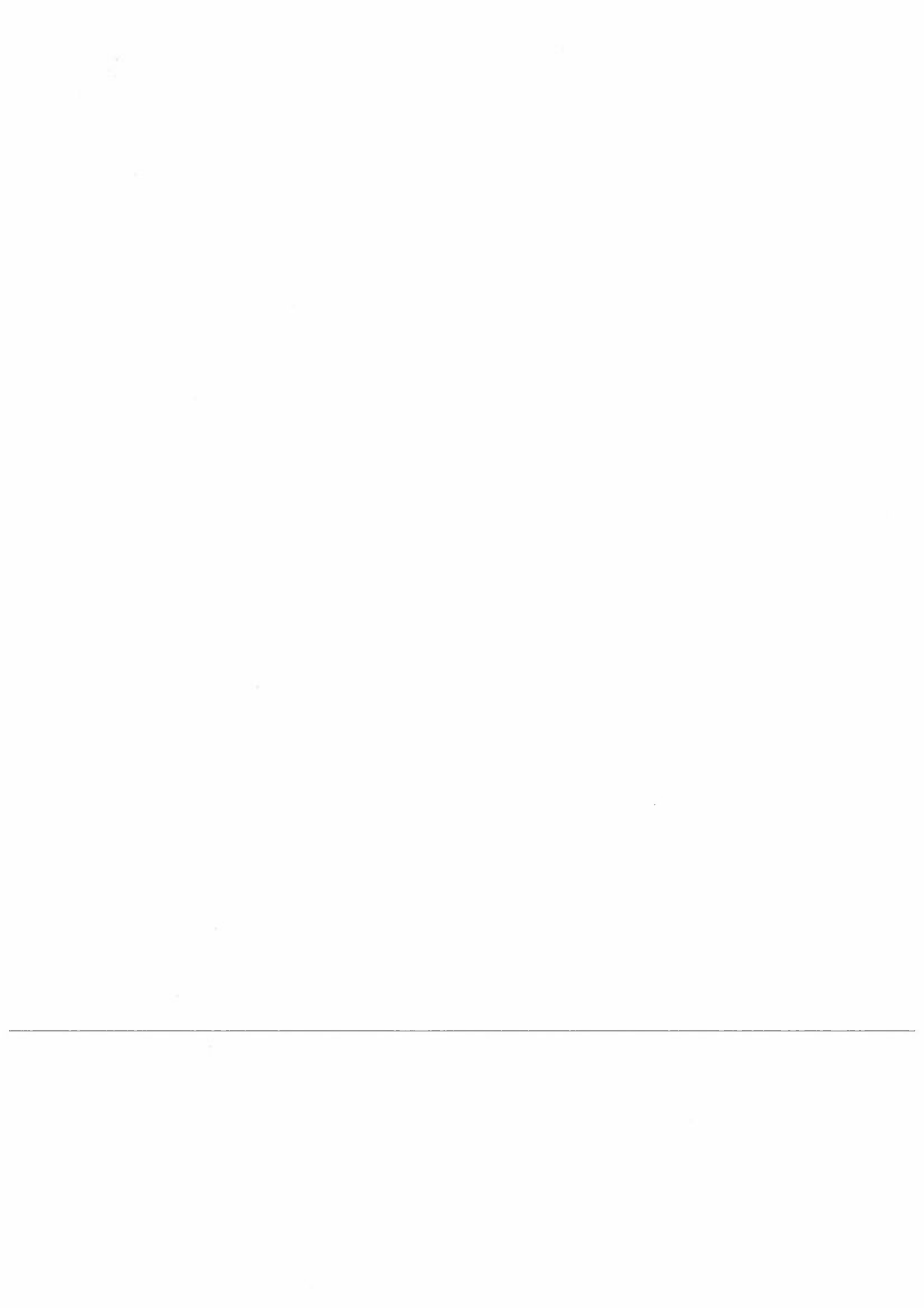
**Sur nedbør og fisk.
Hvor står vi og hvor går vi?**

Bjørn Olav Rosseland, Norsk institutt for vannforskning
Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo



Forsuringsindeks og vannkvalitet i ulike regioner

Gunnar Raddum, Universitetet i Bergen, Zoologisk institutt



ULIK TOLERANSE FOR SURT ALUMINIUMRIKT VANN HOS NORSKE ARTER FERSKVANNSFISK

Poléo, A.B.S.¹, R.Andersen², L.A.Vøllestad², K.Østbye² & S.A.Øxnevad²

Universitetet i Oslo, Biologisk Institutt, ¹Avdeling for Generell Fysiologi, ²Avdeling for Zoologi, Postboks 1066 Blindern, 0316 Oslo.

Forsuring regnes idag som den største trusselen mot norske fiskebestander i ferskvann, og som det største miljøproblemet i Norge. Av et totalt areal på 127.000 km² som er undersøkt i Sør-Norge, er fiskebestandene innen et område på hele 86.000 km² påvirket av forsuring (Henriksen & Hesthagen 1993). Den viktigste årsaken til at fisken dør i forsurede vassdrag er økte konsentrasjoner av giftig aluminium (Poléo et al. 1980, Lydersen 1991, Poléo 1992a, 1992b). Mye tyder på at den viktigste faktoren for fisk skyldes Al-tilførsel gjennom polymerisering, hvor graden av påvirkning av forsuring er den viktigste faktoren (Lydersen 1991, Poléo et al. 1991, 1992a, submitted).

Litteraturen inneholder omfattende studier om toksisitet og dødelighet hos laks (*Salmo salar*), aure (*S. trutta*) og ørekyt (*Salvelinus fontinalis*). Det finnes dessuten noen undersøkelser av den relative toleransen for surt Al-rikt vann hos ulike arter. Det foreligger imidlertid noen få arbeider hvor man dokumenterer relative toleranser for forsuring hos et større antall skandinaviske fiskearter (Almer et al. 1978, Bergquist 1991). Disse arbeidene er basert på feltundersøkelser og diskuterer de ulike toleransene for forsuring ut i fra vannets pH. Fordi disse studiene ikke tar hensyn til aluminiums toksisitet har vi gjennomført et komparativt toksikologisk studium hvor vi har undersøkt den relative toleransen for surt Al-rikt vann hos 8 vanlige norske arter ferskvannsfisk (tabell 2).

Fisken ble eksponert for tre vannkvaliteter hvor pH og Al-konsentrasjonen var forskjellig; *Surt Al-rikt vann* (pH 5.2 og 320 µg Al_i/l), *surt Al-fattig vann* (pH 5.2 og 10 µg Al_i/l), og "*nøytralt*" vann (pH 6.4 og 10 µg Al_i/l), som kontroll. De tre vannkvalitetene ble laget ved å tilsette ulike mengder syre (HNO₃) og Al-løsning til vannet (tabell 1) som tas inn i akvarieavdelingen ved Biologisk institutt, UiO. Fordi pH i Al-løsningen er 2.0, inneholder denne utelukkende monomert uorganisk aluminium (Al(H₂O)₆³⁺) når den tilsettes vannet. Resultatene (tabell 2) viser at laks, mort og ørekyt var de artene som hadde høyest dødelighet i surt Al-rikt vann. Laks døde dessuten raskere enn både mort og ørekyt. Vi fant også dødelighet hos abbor, aure, røye og harr, mens det var ingen dødelighet hos karuss i surt Al-rikt vann. Noen av artene viste også litt dødelighet i surt Al-fattig vann, og i kontrollvannet (tabell 2).

Våre resultater viser relative toleranser for surt Al-rikt vann som er forskjellig fra det som tidligere er beskrevet når det gjelder ulike toleranser for forsuring (tabell 3). Spesielt interessante observasjoner var den relativt lave toleransen for surt Al-rikt vann vi fant hos abbor, og den meget høye toleransen hos aure og karuss (når det gjelder karuss, se Poléo et al. 1994b). Våre funn bekrefter også at Al-innholdet er den viktigste årsaken til fiskedød i surt vann, ikke H⁺-konsentrasjonen (tabell 2). Som de første presenterer vi dessuten resultater som viser effekt av surt Al-rikt vann på harr.

Tabell 1. Beskrivelse av forsøksvannet, før tilsetning av syre og Al-løsning. Vannet tas fra Maridalsvannet, Oslo.

pH	6.4	
temperatur	8.5	°C
ledningsevne	23.0	µS/cm
Ca ²⁺	2.98	mg/l
Na ⁺	1.89	mg/l
K ⁺	0.38	mg/l
Mg ²⁺	0.47	mg/l
Cl ⁻	2.80	mg/l
F ⁻	70	µg/l
SO ₄ ²⁻	5.6	mg/l
NO ₃	260	µg N/l
SiO ₂	3.3	mg/l
Fe	10	µg/l
TOC	2.7	mg C/l
Al _{tot}	80	µg/l
Al _i	10	µg/l

Tabell 2. Oversikt over forsøksfisken med dødelighets-resultater.

Art	Vekt gram	Lengde cm	Dødelighet i de tre vannkvalitetene			
			Al LT ₅₀	Al % (n)	Sur % (n)	Kontroll % (n)
Abbor (<i>Perca fluviatilis</i>)	8.7	9.8	360	72 (50)	0 (50)	0 (15)
Aure (<i>Salmo trutta</i>) Tunhovd	1.0	5.2	>600	24 (119)	8 (50)	14 (28)
Harr (<i>Thymallus thymallus</i>)	10.2	12.1	412	70 (30)	0 (15)	0 (16)
Karuss (<i>Carassius carassius</i>)	8.8	8.7	-	0 (99)	0 (92)	0 (25)
Laks (<i>Salmo salar</i>)	4.4	7.8	72	97 (100)	0 (101)	0 (29)
Mort (<i>Rutilus rutilus</i>)	1.1	5.2	282	100 (58)	9 (55)	2 (57)
Røye (<i>Salvelinus alpinus</i>)	9.5	10.4	>500	37 (92)	0 (90)	0 (30)
Ørekyt (<i>Phoxinus phoxinus</i>)	2.4	6.6	347	99 (117)	30 (47)	25 (24)

Tabell 3. Ulike ferskvannsfiskers relative toleranser for forsurening. De to første kolonnene er hentet fra litteraturen og baserer seg på feltundersøkelser (se referansene). Den siste kolonnen er basert på resultatene fra eksponeringen til surt Al-rikt vann (tabell 2)

	Almer et al. (1978)	Bergquist (1991)	Vårt forsøk
Sensitive	Ørekyt	Ørekyt	Laks
	Mort	Aure	Mort
	Røye	Mort	Ørekyt
	Aure	Røye	Abbor
	Lagesild	Sik	Harr
	Gjedde	Lagesild	Røye
	Abbor	Gjedde	Aure
Tolerante	Ål	Abbor	Karuss

Feltundersøkelser har vist at abborren er en av de artene som dør ut sist i et vassdrag, og litteraturen omtaler denne arten som en av de mest tolerante for forsuring (Rask 1983, Rask & Tuunainen 1990, Bergquist 1991, Vourinen et al. 1992). I følge en omfattende oversikt gitt av Howells et al. (1990), er det dessuten generelt akseptert at salmonider er den mest sensitive gruppen for både forsuring generelt og aluminium. Vi fant imidlertid at abborren var betydelig mer sensitiv for aluminium enn både aure, røye og harr. Våre funn støttes dessuten av Rosseland et al. (1980) som fant at i enkelte tilfeller forsvant abborren før auren i forsurede vann. Gjennom kontrollerte eksperimentelle studier viser derfor våre resultater for første gang at aluminium er avgjørende når det gjelder effekten av forsuring på abbor, og at abbor er mer sensitiv for surt Al-rikt vann enn tidligere antatt.

Den meget lave dødeligheten vi observerte hos aure eksponert for surt Al-rikt vann er betydelig lavere enn det tidligere rapporter viser for denne arten (se bl.a. Rosseland & Skogheim 1984, Rosseland et al. 1990, Reader et al. 1991). Denne observasjonen er det vanskelig å forklare på bakgrunn av tilgjengelig kunnskap om aluminiums toksisitet på laksefisk. Fordi både pH og temperaturen i vannet er lav, vil graden av pågående Al-polymerisering sannsynligvis være relativt lav når fisken eksponeres (Lydersen 1990, Lydersen et al. 1990). Al-analyser etter ultrafiltrering av vannet viste at bare ca. 50 av 320 µg Al/l var på høymolekylære former (>10 kDalton). Forsøksvannet vårt har dessuten høy ionestyrke (se tabell 1) sammenlignet med naturlig sure Al-rike vann. En forklaring på den lave dødeligheten av aure kan derfor være den relativt høye ionestyrken i forsøksvannet kombinert med liten grad av Al-polymerisering. Sammenlignet med den relativt høye dødeligheten for laks (tabell 2), er imidlertid den lave sensitiviteten for surt Al-rikt vann vi observerte hos aure oppsiktsvekkende.

Referanser

- ALMER, B., W. DICKSON, C. EKSTRÖM & E. HORNSTRÖM, 1978. Sulfur pollution and the aquatic ecosystem. In Niragu, J.O. (ed.). *Sulfur in the environment. Part II. Ecological impacts*. John Wiley, New York, 271-311.
- BERGQUIST, B.C. 1991. Extinction and natural recolonization of fish in acidified and limed lakes. *Nordic J. Freshw. Biol.* 66: 50-62.
- DRISCOLL, C.T., J.P. BAKER, J.J. BISOGNI & C.L. SCHOFIELD, 1980. Effects of aluminum speciation on fish in dilute acidified waters. *Nature* 284: 161-164.
- HENRIKSEN, A. & T. HESTHAGEN, 1993. Critical load exceedens and damage to fish populations. *Norwegian Institute of Water Research Report 0-89210*, Oslo. 11 pp.
- HOWELLS, G., T.R.K. DALZIEL, J.P. READER & J.F. SOLBE, 1990. EIFAC water quality criteria for European freshwater fish: report on aluminium. *Chem. Ecol.* 4: 117-173.
- LYDERSEN, E. 1990. The solubility and hydrolysis of aqueous aluminium hydroxides in dilute fresh water at different temperatures. *Nordic Hydrol.* 21: 195-204.
- LYDERSEN, E. 1991. Aluminium in dilute acidic freshwaters - Chemical, analytical and biological relevance. *Dr.philos. avhandling*, Universitetet i Oslo. 133 pp.
- LYDERSEN, E., B. SALBU, A.B.S. POLÉO & I.P. MUNIZ, 1990. The influence of temperature on aqueous aluminium chemistry. *Water Air Soil Pollut.* 51: 203-215.
- POLÉO, A.B.S. 1992a. Toxicity of aqueous aluminium to Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in acidic softwater. *Dr.scient. avhandling*, Universitetet i Oslo. 25 pp.
- POLÉO, A.B.S. 1992b. Fisk i surt vann. I Døving, K. & Reimers, E. (red.). *Fiskens fysiologi*. John Grieg Forlag, 391-400.
- POLÉO, A.B.S. Aluminium polymerization, a new model for acute toxicity of aqueous aluminium to fish. *J.theor.Biol. (submitted)*.
- POLÉO, A.B.S., E. LYDERSEN & I.P. MUNIZ, 1991. The influence of temperature on aqueous aluminium chemistry and survival of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) fingerlings. *Aquat.Toxicol.* 21: 267-278.
- POLÉO, A.B.S., E. LYDERSEN, B.O. ROSSELAND, F. KROGLUND, B. SALBU, R.D. VOGT, A. KVELLESTAD, 1994a. Increased mortality of fish due to changing Al-chemistry of mixing zones between limed streams and acidic tributaries. *Water Air Soil Pollut.* 74: 1-14.

- POLÉO, A.B.S., R.ANDERSEN, L.A.VØLLESTAD, K.ØSTBYE & S.A.ØXNEVAD, 1994b. Karuss - en fremtidig modellorganisme for toksikologiske studier ? Poster ved forskermøte: *Lufttransporterte forurensninger - Tilførsler, virkninger og tålegrenser*, Grimstad 7.-9. mars 1994.
- RASK, M. 1983. The effect of low pH on perch, *Perca fluviatilis* L. I. Effects of low pH on the development of eggs of perch. *Ann.Zool.Fennici* 20: 73-76.
- RASK, M. & P.TUUNAINEN, 1990. Acid-induced changes in fish populations of small Finnish lakes. In Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (eds.). *Acidification in Finland*. Springer Verlag, London, 911-927.
- READER, J.P., T.R.K.DALZIEL, R.MORRIS, M.D.J.SAYER & C.H.DEMPSEY, 1991. Episodic exposure to acid and aluminium in soft water: survival and recovery of brown trout, *Salmo trutta* L. *J.Fish Biol.* 39: 181-196.
- ROSSELAND, B.O. & O.K.SKOGHEIM, 1984. A comparative study on salmonid fish species in acid aluminium-rich water. II. Physiological stress and mortality of one- and two-year old fish. *Rept.Inst.Freshw.Res.Drottningholm* 61: 186-194.
- ROSSELAND, B.O., I.SEVALDRUD, D.SVALASTOG & I.P.MUNIZ, 1980. Studies on freshwater fish populations - effects of acidification on reproduction, population structure, growth and food selection. Proc.Internat.Conference Ecol. Impact Acid Precip. SNSF Project, Sandefjord, Norway, 292-293.
- ROSSELAND, B.O., L.LIEN, F.KROGLUND, K.SADLER & T.DALZIEL, 1990. Strains of brown trout (*Salmo trutta* L.). Stockings and testfishing 1988 and 1989. Field and laboratory toxicity experiments. NIVA-report 0-87178. 26 pp.
- ROSSELAND, B.O., I.BLAKAR, F.KROGLUND, A.KVELLESTAD, E.LYDERSEN, M.STAURNES, B.SALBU, R.VOGT & A.BULGER, 1992. The mixing zone between limed and acidic river waters: complex aluminium chemistry and extreme toxicity for salmonids. *Environ.Pollut.* 78: 3-8.
- VOURINEN, P.J., M.VOURINEN, S.PAURANEN, M.RASK, A.LAPPALAINEN & J.RAITANIEMI, 1992. Reproductive status, blood chemistry, gill histology and growth of perch (*Perca fluviatilis*) in three acidic lakes. *Environ.Pollut.* 78: 19-27.
-

NATURLIG OG ANTROPOGEN JORDFORSURING - HVOR STÅR VI?

Arne O. Stuanes
 Institutt for jord- og vannfag, NLH

Spørsmål om effekter av langtransporterte luftforurensninger på jorda ble raskt reist etter at det hadde blitt klarlagt at nedfallet av sterk syre fra atmosfæren hadde økt fra 1950-årene og utover. Økt utvasking av basekationer og økt jordforsuring kom i fokus. Det viste seg imidlertid at det var vanskelig å kvantifisere bidraget fra luftforurensningene på disse prosessene. Et av problemene er at utvasking av basekationer og jordforsuring skjer naturlig i områder hvor nedbørmengden er større enn evapotranspirasjonen. Et annet problem er at syretilførselen fra nedbøren er liten i forhold til de mengdene av utbyttbar aciditet og basekationer som er i jorda.

Hvordan skille naturlig jordforsuring fra antropogen?

Det er brukt mange angrepsmåter for å skille naturlig jordforsuring fra antropogen. Jeg skal her kort omtale de viktigste uten noen nærmere vurdering av metoden. Styrke og svakheter vil bli diskutert senere.

Bruk av *deposisjonsgradienter* baserer seg på målinger i områder som er like med hensyn på klima, vegetasjon og jordegenskaper. Den eneste forskjellen skal idelt sett være deposisjonsbelastningen. Et eksempel på denne tilnæringsmåten er Dahl og medarbeideres sammenligning av skogsjorda i Høylandet, Birkenes og Swarzwald (Aune et al., 1989).

Ved hjelp av mest mulig komplette næringssyklusstudier kan *protonbudsjetter* begrepses og sammenlignes med deposisjonen. Som eksempler på slike beregninger kan nevnes de av Nilsson et al. (1982), van Breemen et al. (1984) og Binkley (1992).

Gjentatte prøvetakinger på samme sted har vært anvendt av flere for å kunne anslå jordforsuringen over tid. Ved å foreta slike prøvetakinger på steder med ulik deposisjon har en forsøkt å kvantifisere bidraget fra de antropogene kildene. Enten er gamle prøvesteder funnet igjen og prøvetatt (Hallbäcken & Tamm, 1986; Falkengren-Grerup et al., 1987; Dahl, 1988) eller prøvetakingen er systematisk gjentatt med 5 til 10 års intervall som i flere overvåkingsprosjekter.

I det meste av nøytral og moderat sur jord er bikarbonat det dominerende anion i jordvæska. Med basis i sammenhengen mellom aktiviteten av HCO_3^- , pH og partialtrykket av CO_2 kan det beregnes hvor sur jorda kan bli under innflytelse av HCO_3^- . Eriksson et al. (1992) definerte en *forsuringsfront* som den jord-pH hvor hydrogen-ionene var balansert av bikarbonationene. Ut fra aktuelle partialtrykk av CO_2 i jord antok de at en jord-pH i området 5,1 til 5,5 kunne betraktes som en forsuringsfront.

Naturlig og antropogen jordforsuring har også blitt kvantifisert ved bruk av *felteksperimenter* hvor forsurende komponenter har blitt tilført i ulike mengder (Stuanes & Abrahamsen, 1993).

Hva har undersøkelser vist?

De første undersøkelser av jordreaksjonen i udyrka jord ble i Norge utført av Gaarder og Hagem (1921). De undersøkte et begrenset antall prøver på Vestlandet og i Oslo-området. Jordreaksjonen ble bestemt etter en kolorimetrisk metode og viste verdier mellom 5,0 og 6,8 i de øverste 20 cm. Noen år senere publiserte Christophersen (1925) resultater fra Sylene nasjonalpark. Avhengig av vegetasjonstype varierte pH i humussjiktet mellom 3,6 og 7,1. Lyngheiene hadde de laveste pH-verdiene og kratt i alpine områder de høyeste. Jord-pH var også i denne undersøkelsen bestemt kolorimetrisk.

Den første noe mer regionale jordundersøkelsen ble startet av Hans Glømme i 1924 (Glømme, 1928). Undersøkelsen dekker Østlandet og Sør-Trøndelag nord til Trondheim. Jordreaksjonen ble med målt kolorimetrisk ved et jord-vann forhold på 1:2. Noen prøver ble bestemt elektrometrisk ved bruk av kinhydronelektrode. I dette tilfellet var forholdet mellom jord og vann 1 til 4. Denne metoden har vist seg relativt sammenligbar med dagen målinger med glasselektrode (Hallbäcken & Tamm, 1986). I sine undersøkelser fant Glømme (1928) at jord-pH i C-sjiktet (40 til 90 cm dybde) i morenejord varierte fra 4,4 til 6,3 mens variasjonen i sand og grusrik leirjord, siltjord og utvasket sand- og grusjord var fra pH 4,5 til 7,1. I de undersøkte jernpodsprofilene varierte pH i humussjiktet fra rundt 4 (3,5 - 5,7) til over 5 i C-sjiktet (4,5 - 6,1). Brunjordsprofiler i barskog hadde noe høyere pH i Ah-sjiktet (4,0 - 5,3) enn i jernpodsprofilene, men pH-verdiene i C-sjiktet var noe lignende (4,5 - 6,3).

En annen tidlig undersøkelse som er av interesse i denne sammen hengen er jordbunnsundersøkelsene i forsøksskogen i Hirkjølen som ligger vest for Atna. Feltarbeidet ble utført i perioden 1931 til 1933 og resultatene er publisert av Semb (1937). Jordprøver ble tatt i et rutenett på 200 x 200 m, i alt 297 prøvesteder. Jordreaksjonen i alle sjikt ble bestemt ved bruk av kinhydronelektroden. Jern- og jernhumuspodsoler var de dominerende jordsmonntypene i området. I jernpodsolene var gjennomsnittlig pH i humussjiktet 4,1 (3,6-4,9) og i C-sjiktet 4,9 (4,9-5,4).

I et annet skogforsøksfelt, Ulvsjøberget i Trysil, ble det utført jordbunnsundersøkelser i 1944-45 (Låg & Mørk, 1961). Jord-pH i humussjiktene målt i vannsuspensjon med glasselektrode varierte mellom 3,1 og 3,6. I C-sjiktene (ca. 80 cm dybde) varierte pH mellom 4,5 og 5,5. Over halvparten av de analyserte profilene hadde en pH i C-sjiktet under 5.

Selv med de usikkerheter som skyldes målemetodene, er det klart at disse tidlige jordundersøkelsene viser at pH-verdier under 5 i C-siktet ikke var noe uvanlig fenomen i naturlig jordsmonn i Norge lenge før sur nedbør ble noe problem.

I en undersøkelse av jordsmonn i barskog konkluderte Esser og Nyborg (1992) med at jord-pH og basemetningsgraden generelt sett var lavere i den sørøstlige delen av landet og i Agderfylkene. Disse resultatene vil bli nærmere kommentert i et senere innlegg.

Humusprøver fra fylkene Nord-Trøndelag, Oppland, Buskerud, Hordaland, Rogaland og Vest- og Aust-Agder tatt i 1980-88, er også med å beskriver dagens forsuringssituasjon (Steinnes et al., 1993). Disse resultatene vil også bli nærmere kommentert under resultatene fra depositionsgradienter og i et senere innlegg.

Deposisjonsgradienter

Analyser av humusprøver fra fylkene Nord-Trøndelag, Oppland og Buskerud fra 1960-64 sammenlignet med analyser av nye prøver fra 1984 viste ingen endringer som ikke kunne forklares med metodiske problemer og biologisk produksjon (Steinnes et al., 1993). Ved å stratifisere materialet fra Oppland og Buskerud i en nord-sør gradient fant de avtakende jord-pH mot sør i prøvene fra 1984. Basemetningsgraden fulgte imidlertid verdiene fra 1962-64 og var til og med noe høyere i 1984. Humusen i Agderfylkene hadde i 1988 en gjennomsnittspH som var ca. 0,2 pH-enheter lavere enn i Nord-Trøndelag ved prøvetakingen der i 1984. Basemetningsgraden var vesentlig lavere i Agderfylkene - 11% mot 28%. Forfatterne diskuterer flere årsaker til disse forskjellene, bl.a. forskjeller i geologi. De konkluderer med at sur nedbør i det minste har økt forsuringshastigheten i det sørligste Norge.

Aune et al. (1989) fant også en klar nedgang i jord-pH langs gradienten Høylandet - Birkenes - Swarzwald. I humussjiktet var pH-differensen mellom Høylandet og Birkenes ca. 0,5 pH-enheter, mens den mellom Høylandet og Swarzwald var ca. 0,8 pH-enheter. I C-sjiktet var forskjellene mindre - 0,15 pH-enheter mellom Høylandet og Birkenes og 0,4 pH-enheter mellom Høylandet og Swarzwald. Det var signifikante forskjeller i basemetningsgraden i alle sjikt med unntak av C-sjiktet. Disse sammenligningene er basert på at områdene er like med unntak for depositionsjonen. Det er klart at et slikt krav er vanskelig å oppfylle. Skogens produksjonsevne er svært forskjellig med nærmere 5 ganger så mye stående biomasse i Swarzwald som i Høylandet (Aune et al., 1989). Selv om andre faktorer kan forklare noe og kanskje det meste av forskjellene mellom områdene, er det rimelig å anta at depositionsjonen har påvirket jordegenskapene i forskjellig grad i disse områdene.

Går vi til Sverige så sammenlignet Tamm og Hallbäcken (1988) et område nord i Sverige med et sør i landet. Begge områdene var blitt prøvetatt i 1920-årene og ble prøvetatt på nytt i 1980-årene. Resultatene ble vurdert i forhold til bestandsalder og konklusjonen var at biologisk forsuring kan føre til betydelig lavere jord-pH i de øvre sjikt, men at sur nedbør var den sannsynlige årsak til forsuringen i B- og C-sjiktene i det sørligste området. De registrerte at disse sjiktene hadde blitt 0,5 til 0,7 pH-enheter surere fra 1927 til 1982-84. Som nevnt hadde de tatt hensyn til bestandsalder, men ikke til forskjeller i produksjon mellom de nordlige og sørlige områdene.

Eriksson et al. (1988) undersøkte jordkjemien langs transekter tvers over Sverige på tre steder. De registrerte lave jord-pH verdier på vestkysten med avtakende forsuring østover. De konkluderte med at jordforsuringen nøye følger depositionsjonen av sure forbindelser. Noe av forsuringseffekten tilskriver de den høyere nedbørmengden på vestkysten, men de trekker ikke inn ulikeheter i skogproduksjon. De sørvestlige profilene hadde en pH i nærheten av 5 i 2,5 m dybde, mens de østlige langs samme transekt hadde pH-verdier nær 6,5 i samme dybde.

Protonbudsjetter

Selv om beregninger av protonbudsjetter også er beheftet med usikkerheter kan slike beregninger likevel gi gode indikasjoner på hvor mye av forsuringen som skyldes intern og ekstern H^+ -tilførsel.

Basert på slike beregninger, konkluderte Nilsson et al. (1982) med at den biologisk produserte forsuringen kunne være større enn den fra sur nedbør, men de antydte at den kunne ha ulik effekt. På grunn av nedbørens mer episodiske karakter og innhold av mobile anioner ville den sannsynligvis lettere føre til vannforsuring mens H^+ produsert på grunn av rotopptak lettere ville føre til jordforsuring. Med grunnlag i målinger fra en rekke økosystemundersøkelser i

Europa og Nord-Amerika konkluderte van Breemen et al. (1984) med at i områder med sur jord hvor forsuringen er langsom med kationopptak og dissosiasjon av organiske syrer som de viktigste interne H^+ kildene, vil deposisjonen av sure forbindelser være større enn de interne H^+ kildene. I et granbestand på Nordmoen var imidlertid H^+ produksjonen ved overskuddsopptak av kationer i vegetasjonen av samme størrelsesorden som totaldeposisjonen ($800 \text{ mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ år}$ mot $630 \text{ mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ år}$) (Binkley, 1992).

Gjentatte prøvetakinger på samme sted

Når det gjelder gjentatte prøvetakinger på samme sted er det to typer undersøkelser som dominerer. Den ene typen er oppsøking av steder hvor det finnes historiske målinger som er så godt beskrevet både med hensyn på prøvetsted og metodikk at tilsvarende prøvetaking og analysering kan gjentas. På denne måten kan en få sammenligninger med flere tiår mellom prøvetakingene. En svakhet er at som regel vil det kun være to prøvetakingstidspunkter. Den andre muligheten er å følge opp med målinger som ble startet i forbindelse med ulike overvåkingsprosjekter. Fordelen med disse er at prøvestedene og metodene med sikkerhet er de samme. Den største svakheten er at det vil være kort tid mellom prøvetakingene.

I 1984 reanalyserte Dahl (1988) de samme profilene i Rondane som han hadde undersøkt i perioden 1942-49. Jord-pH hadde i gjennomsnitt sunket med 0,3 pH-enheter i humussjiktet og med 0,9 pH-enheter i C-sjiktet. Sur nedbør er ifølge Dahl (1988) den eneste tilgjengelige forklaringen på den økte jordforsuringen.

I den nå velkjente undersøkelsen fra Tönnersjöheden i sørvestlige Sverige fant Hallbäck og Tamm (1986) en nedgang i jord-pH på mellom 0,3 og 0,9 pH-enheter fra 1927 til 1982-84. Det er spesielt den markerte økte forsuringen i C-sjiktet de ikke kan forklare uten å anta bidrag fra surt nedfall. Redusert jord-pH i størrelsesorden 0,5 til 1 pH-enhet i sørlige Sverige har blitt bekreftet i undersøkelser av Falkengren-Grerup (Falkengren-Grerup, 1987; Falkengren-Grerup et al., 1987). Hun konkluderer også med at sur nedbør sannsynligvis er en hovedbidragsyter til denne forsuringen.

Gjentatte prøvetakinger med henholdsvis 5 og 8 års mellomrom innen Overvåkingsprogram for skogskader (Jensen, 1993) og Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør (SFT, 1991 og 1993) har vist ingen til svært små (0,1-0,2 pH-enheter) økninger i jordas surhet uavhengig av områdenes beliggenhet langs deposisjonsgradienter.

Feltekspesimenter

Det er utført få eksperimentelle forsøringsforsøk i felt. Slike forsøk har den klare fordel at endringer på grunn av tilførte sure forbindelser kan kvantifiseres mot kontroller. En svakhet med slike opplegg er at tilførselene må økes, d.v.s. flere års "naturlig" sur nedbør må tilføres i løpet av noen få år. Dette må nødvendigvis gjøres med en høy konsentrasjon i et lite volum eller en lavere konsentrasjon i et større volum. Både norske, svenske og tyske forsøk av denne type har vist at med økt syrebelastning så øker jordforsuringen (Stuanes & Abrahamsen, 1993). I alle disse forsøkene er det blitt målt økt jordforsuring i de øverste deler av jorda. Dette er i kontrast til den sterke forsuringen i C-sjiktet som er funnet ved gjentatt prøvetaking under naturlige forhold. Vanning med kunstig sur nedbør med pH 2,5 i 5 år (tilsvarende 27 år med "normal" sur nedbør) reduserte jord-pH i humussjiktet med 0,4 pH-enheter i forhold til den ubehandla kontrollen. I den ubehandla kontrollen ble pH i humussjiktet redusert fra 4,05 til 3,72 i løpet av 13 år. Regner vi at vel halvparten av denne forsuringen skyldes

næringsopptak, vil bidraget fra den naturlige depositionsjonen på stedet ha bidratt med rundt 0,1 pH-enheter.

Forsuringsfront

Eriksson et al. (1988) regnet med at jord-pH verdier under 5,1 til 5,5 i C-sjiktet måtte skyldes antropogen forsuring. Med dette som utgangspunkt konkluderte de at jorda i sørlige Sverige hadde blitt surere på grunn av sur nedbør. Reuss og Johnson (1986) setter imidlertid denne grensen lavere. De mener at grensen for tap av basekationer og dermed jordforsuring på grunn av bikarbonat er ved ca. pH 4,5. Både tidligere undersøkelser og nyere målinger har vist at pH-verdier under 5 i C-sjiktet ikke er noe uvanlig selv uten antropogen påvirkning.

Jordvæske

Reuss har i flere arbeider vist at små endringer i en kapasitetsfaktor som kalsiummetningen i jorda kan slå sterkt ut på intensitetsfaktorene målt som konsentrasjoner i jordvæska (Reuss & Walthall, 1990). I et av de tidligere nevnte forsuringsforsøkene i felt var det fortsatt forskjeller mellom jordvæska fra behandlede og ubehandlede ruter etter at forskjellene i basemetningsgrad var utjevnet (Stuanes et al., 1992). Det ble registrert reduserte konsentrasjoner av magesium og kalsium på forskningsflatene Birkenes, Nordmoen og Naustdal innen Overvåkingsprogram for skogskader i perioden 1986-91 (Frogner, 1993). Denne reduksjonen har blitt tilskrevet en reduksjon i jorda uten at det har vært mulig å påvise slike endringer med sikkerhet (Jensen, 1993).

Hvilke konkurser kan vi trekke?

Surt nedfall legges til jordas interne syreproduksjon. Det vil si at en større syremengde beveger seg nedover i jordprofilene og må nøytraliseres viss det ikke skal skje endringer i jorda. Det er derfor grunn til å regne med at sur nedbør har ført til økt jordforsuring.

Når det gjelder kvantifisering av bidragene fra naturlige og antropogene kilder i jordforsuringen stiller vi dårligere. Alle de undersøkelsene som er referert ovenfor har sine mangler. Det er et klart behov for å få bedre budsjetter for elementes sirkulering i systemene. Det synes å være spesielt viktig å se nærmere på endringer mellom sjikt i profilene som skyldes opptak og sirkulering på grunn av vegetasjonen og hvordan disse endringene relateres til H^+ -produksjonen fra naturlig og antropogene kilder. I slike budsjettbetraktninger vil jordvæskas kjemi være en viktig parameter.

Resultatene fra de undersøkelser hvor vi har rimelig gode budsjetter viser at jordforsuringen på grunn av sur nedbør i sør og sørøstlige deler av Norge kan være i størrelsesorden 0,1 til 0,2 pH-enheter.

Referanser

Aune, E.I., Dahl, E. & Løes, A.-K. 1989. Comparison of forest soils in relation to acid precipitation in Central Norway, South Norway and Schwarzwald in West Germany. In: Brække, F.H., Bjor, K. & Hvalvorsen, B. (eds.) Air pollution as stress factor in the Nordic forests. Medd. norsk inst. skogforsk. 42:133-146.

Binkley, D. 1992. H^+ budgets. In: Johnson, D.W. & Lindberg, S.E. (eds.) Atmospheric deposition and forest nutrient cycling. Ecological Studies 91, Springer-Verlag, New York. s. 450-466.

Christophersen, E. 1925. Soil reaction and plant distribution in the Sylene nationalpark, Norway. Transactions of the Connecticut Academy of Arts and Science. Vol. 27.

Esser, J.M. & Nyborg, Å. 1992. Overvåking jordsmonn i barskog - en oversikt for Norge. Norsk institutt for Jord- og Skogkartlegging, Rapport nr. 3/92. 50 s.

Dahl, E. 1988. Acidification of soils in the Rondane Mountains, South Norway, due to acid precipitation. Økoforsk rapport 1988:1, 53 s.

Eriksson, E., Karlton, E. & Lundmark, J.-E. 1992. Acidification of forest soils in Sweden. *Ambio* 21:150-154.

Falkengren-Grerup, U. 1987. Long-term changes in pH of forest soils in southern Sweden. *Environmental Pollut.* 43:79-90.

Falkengren-Grerup, U., Linnermark, N. & Tyler, G. 1987. Changes in acidity and cation pools of south Swedish soils. *Chemosphere* 16:2239-2248.

Frogner, T. 1993. Jordvann i skog. Kjemisk sammensetning av jordvann på intensivt overvåket forskningsflater. Status og tidsutvikling. Rapport fra Skogforsk 3/93:1-19.

Gaarder, T. & Hagem, O. 1921. Salpetersyredannelse i udyrket jord. I. Orienterende analyser. Medd. Vestlandets Forstlige Forsøksstation nr. 4. 172 s.

Glømme, H. 1928. Orienterende jordbunnsundersøkelser innen østlandets og trøndelagens skogtrakter. Medd. Det norske skogforsøksvesen nr. 10. 216 s.

Hallbäcken, L. & Tamm, C.O. 1986. Changes in soil acidity from 1927 to 1982-1984 in a forest area of south-west Sweden. *Scand. J. For. Res.* 1:219-232.

Jensen, A. 1993. Jordstatus på intensivt overvåket forskningsflater. Endringer etter 5 år. Rapport fra Skogforsk 1/93:1-23.

Låg, J. & Mork, E. 1961. Jordsmonnet i Ulvsjøberget forsøksområde. Medd. Det norske skogforsøksvesen 16:3-43.

Nilsson, S.I., Miller, H.G. & Miller, J.D. 1982. Forest growth as a possible cause of soil and water acidification: an examination of the concepts. *Oikos* 39:40-49.

Reuss, J.O. & Johnson, D.W. 1986. Acid deposition and the acidification of soils and waters. *Ecological Studies Volume 59*, Springer-Verlag, New York. 119 s.

Reuss, J.O. & Walthall, P.M. 1990. Soil reaction and acidic deposition. In: Norton, S.A., Lindberg, S.E. og Page, A.L. (eds.) *Acidic precipitation. Volume 4: Soils, aquatic processes, and lake acidification. Advances in Environmental Sciences*, Springer-Verlag, New York. s. 1-33.

Semb, G. 1937. Jordbunnsforholdene i Hirkjølen forsøksområde. Medd. Det norske skogforsøksvesen nr. 19, s. 537-616.

SFT, 1991. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Rapport 437/91:150-158.

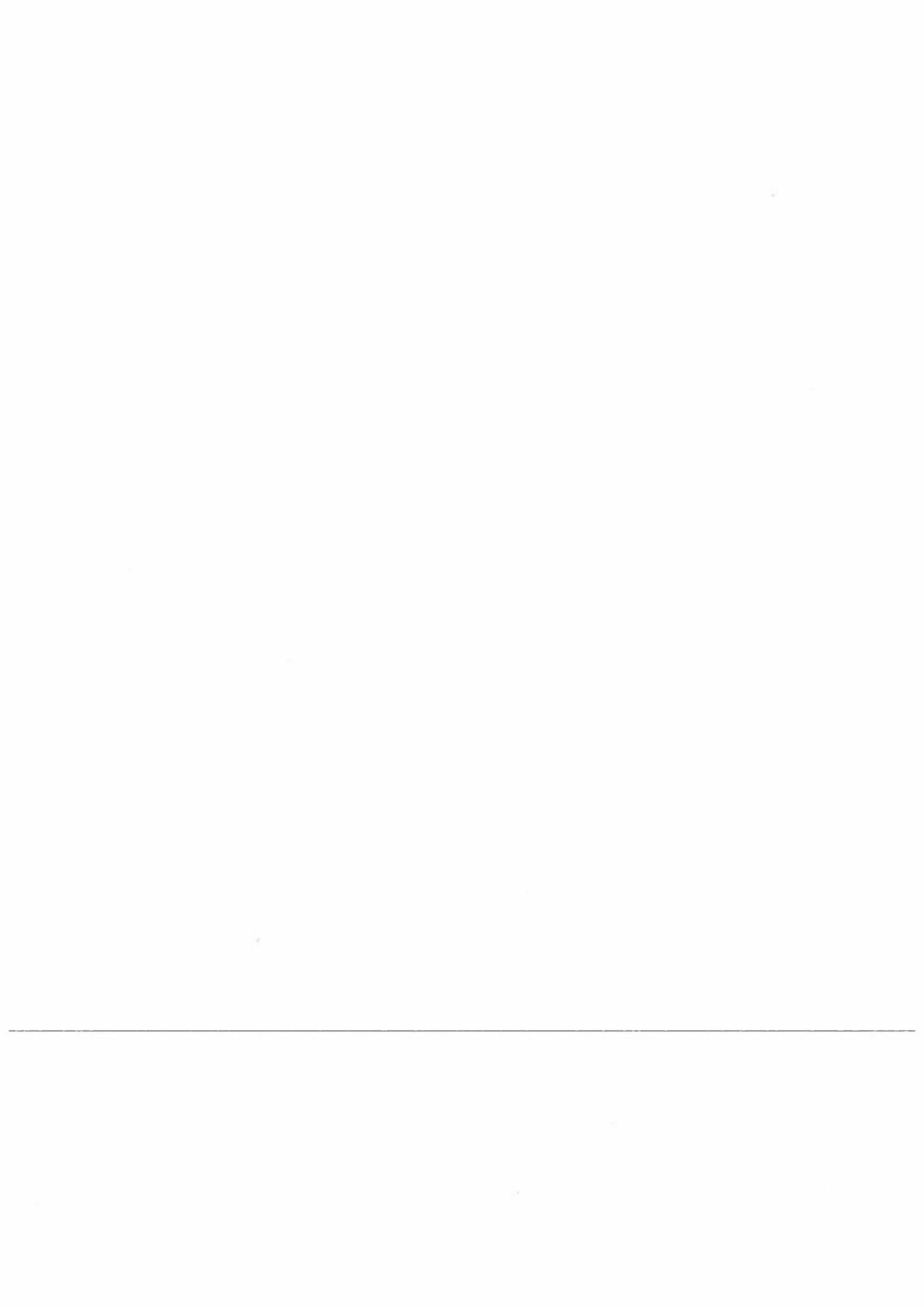
SFT, 1993. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Rapport 437/91:151-159.

Steinnes, E., Flaten, T.P., Varskog, P., Låg, J. & Bølviken, B. 1993. Acidification status of Norwegian forest soils as evident from large scale studies of humus samples. *Scand. J. For. Res.* 8:291-304.

Stuanes, A.O. & Abrahamsen, G. 1993. Soil chemistry. In: Abrahamsen, G., Stuanes, A.O. & Tveite, B. (eds.) *Long-term experiments with acid rain in Norwegian forest ecosystems. Ecological Studies 104*, Springer-Verlag, New York. s. 37-100.

Stuanes, A.O., Van Miegroet, H., Cole, D.W. & Abrahamsen, G. 1992. Recovery from acidification. In: Johnson, D.W. & Lindberg, S.E. (eds.) Atmospheric deposition and forest nutrient cycling. Ecological Studies 91, Springer-Verlag, New York. s. 467-494.

van Breemen, N., Driscoll, C.T. & Mulder, J. 1984. Acidic deposition and internal proton sources in acidification of soils and waters. Nature 307:599-604.



JORDFORSURINGSSTATUS

Tore Frogner og Anita Jensen
Norsk institutt for skogforskning
Høgskoleveien 12 - 1432 ÅS

Innledning

Et skoglig økosystem vil utsettes for ulike påvirkninger som kan endre skogens sunnhetstilstand. Disse kan være naturlige eller menneskeskapte: Luftforurensninger, frost, tørke, vind, sopp- og insektangrep, skogbehandling og jordbunnsforhold. Jordbunnsforholdene endres dersom de eksterne belastningene overskrider den naturlige variasjonen i jorda. Overvåking og analyse av jordsmonnet kan brukes som en indikator på skogøkosystemets videre utvikling. Begrepet toleranse kan defineres som den belastning av forsurende komponenter som ikke vil gi skadelige effekter på økosystemets struktur og funksjon. Med begrepet jordforsuringsstatus forstår vi den bufferevne jord til enhver tid har mot pH-senkning. En rekke viktige parametre er aktuelle når jordforsuringsstatus skal diskuteres:

- Kationbyttekapasiteten (KBK) i skogsjord er et kvantitativt mål på jordas evne til å binde til seg utbyttbare kationer. Innholdet av humus, leire samt Fe- og Al-hydroksyder inneholder mange negativt ladede plasser på overflaten. Samtidig har disse et stort overflateareal (for eksempel humus: Opp til 1000 m²/g), og stor kapasitet til å binde kationer. Disse kationene er utbyttbare, og vil stå i likevekt med jordvannets ionesammensetning. En stor tilførsel av H⁺- ioner kan fortrenge blant annet Ca²⁺ fra ionebytterkomplekset.

Tilsvarende vil kalking av skogsjord fortrenge H⁺ fra ionebytterkomplekset. Ionebytte er med andre ord reversible prosesser. KBK angir hvor mange negative ladningsplasser det finns i jorda. Denne mengden er imidlertid svært pH-avhengig. I skogsjord med lav jord-pH vil for eksempel OH-grupper på humusoverflater være udissoierte. Dermed mister vi et stort antall kationebytteplasser, og jordas evne til å binde opp kationer avtar.

- Skogsjordas utbyttbare aciditet er summen av sure kationer, dvs. Al³⁺ og H⁺, bundet til jordpartiklene. Utbyttbar aciditet er et mål på hvor mange utbyttbare sure kationer det finnes i en viss mengde jord.
- En annen viktig parameter er å vite jordas innhold av utbyttbare basekationer. Basemetningsgraden angir hvor stor andel av de totalt utbyttbare kationene som utgjøres av de utbyttbare basekationene. Andelen av utbyttbare basekationer uttrykkes som basemetningsgrad og angis i %.
- Skogsjord har lavt leirinnhold, og glødetapet vil være et grovt mål på jordas innhold av humus. Dette innholdet er av stor betydning for evne til å binde opp kationer. Det er hovedsakelig jordas organiske (humus) og uorganiske (leire) partikler som har stor kapasitet til å binde utbyttbare kationer. I morenejord med lavt innhold av leire er innholdet av humus av avgjørende betydning for KBK.

I denne undersøkelsen er de nevnte jordparametrene brukt til å belyse dagens jordforsuringstatus, og undersøke hvorvidt jordbunnkjemiske endringer har funnet sted etter 5 år.

Datagrunnlaget er basert på både landsomfattende undersøkelser og jordkjemiske spesialundersøkelser i regi av Overvåkingsprogram for skogskader (OPS) og omfatter:

- Registrering av jordstatus på de intensive skogovervåkingsflatene. Ialt 19 flater.
- Landsdekkende representative registreringer. Over 900 flater (Esser og Nyborg, 1992).
- Jordkjemiske registreringer på 112 av de fylkesvise overvåkingsflatene (FLF).

Regionale undersøkelser

Det mest omfattende materiale vi har idag er den landsdekkende kartlegging av jordsmonn med 933 permanente prøveflater i barskog (Esser og Nyborg, 1992). Viktige resultater fra denne undersøkelsen er ferdigstilte jordsmonnkart og jordkjemiske kart for Norge. De jordkjemiske kartene viser en syd-nord gradient i jordas næringstilstand. Østlandet (Akershus, Oslo, Østfold, Vestfold) og Agderfylkene viser lavest pH, basemetningsgrad, utbyttbart Mg og K, og lettløselig P, samt høyest utbyttbar aciditet, Al- og Zn-innhold (Esser og Nyborg, 1992).

Dette regionale mønsteret er også typisk for FLF-flatene. Jord-pH, innhold av utbyttbare basekationer og basemetningsgrad (Tabell 1) er lavest i Østlandet og Agderfylkene.

Tabell 1. Basemetningsgrad (%) på fylkesvise lokale flater

Fylke	Ant.	Min	Max.	gjsn	st.av
Akershus/Oslo	11	26	67	40	11
Aust-Agder	9	45	60	52	5
Buskerud	13	36	95	66	15
Hedmark	16	24	92	61	19
Oppland	20	34	99	64	19
Telemark	18	42	90	60	15
Vest-Agder	6	38	54	48	6
Vestfold	7	20	65	52	16
Østfold	7	33	50	40	8

Vi definerte innledningsvis forsuringstatus som et mål på skogsjordas bufferevne. Det å finne relevante jordparametre som kan brukes til å karakterisere skogsjord er vanskelig. Meiwes m.fl. (1986) tok utgangspunkt i jord-pH og innhold av utbyttbare basekationer og sure kationer til å dele inn skogsjord i ulike toleranse-grupper. Esser og Nyborg (1992) beregnet en sårbarhetsindeks basert på Meiwes's jordkjemiske kriterier. En stor andel av skogsjord har en lav toleranse mot forsurende komponenter. Den laveste toleransen viser Østlandet og Agderfylkene. Det samme mønsteret gjenspeiler seg for de fylkesvise lokale flatene.

Et sentralt spørsmål er om de regionale variasjoner kan forklares ved geologiske faktorer. Bergrunnens sammensetning bestemmer mineralinnholdet i jord. Jordas fysiske egenskaper som tekstur, struktur og jorddyp bestemmer vannets oppholdstid og dermed jordpartiklers evne til å nøytralisere hydrogenioner. Norsk jordsmonn er ungt sammenlignet med avsetninger i Mellom-Europa. En vil derfor forvente at geologiske faktorer vil være av større betydning i ungt jordsmonn enn i gammelt jordsmonn, hvor klima har utjevnet jordas mineralinnhold.

Dessverre er det sparsomt med mineralogiske data for skogsjord. Denne vurderingen er derfor basert på en grov sammenligning av bergrunnskart og innhold av basekationer i jord. Store områder i Sør-Norge er preget av gneisser og granitter. Oslofeltet skiller seg ut med sine vulkanske og sedimentære bergarter. Trøndelag og Nord-Norge har ofte en bergrunn karakterisert ved omdannede sedimentære bergarter og dypbergarter, med et høyere innhold av lett forvitrbare mineraler enn Sør-Norge. En skulle derfor forvente å finne forskjeller mellom Trøndelagsfylkene og Sør-Norge i innholdet av utbyttbare basekationer i dypere jordsjikt som B- og C-sjikt. Sammenstill vi regionale gjennomsnitt av utbyttbare basekationer i mineraljord (B- og C-sjikt) med bergrunnskart over Norge viser utbyttbart Ca i B- eller C- sjiktet ingen signifikante forskjeller mellom Trøndelagsfylkene og Sør-Norge (Esser og Nyborg, 1992).

Utbyttbart Mg og basemetningsgraden i B-sjiktet er signifikant høyere i Trøndelagsfylkene enn på Østlandet, i Agderfylkene og Telemark, men et tilsvarende mønster vises ikke i C-sjiktet.

Innholdet av utbyttbart K i B-sjiktet er signifikant høyere i Hedmark og Oppland enn i Trøndelagsfylkene, men et tilsvarende mønster vises ikke i C-sjiktet. Denne grove sammenstillingen mellom bergrunnsgeologi viser at det er vanskelig å trekke noen entydig konklusjon om geologiens betydning for innholdet av utbyttbare basekationer. Vårt inntrykk er at Mg-innhold viser best overenstemmelse mellom berggrunn og jordkjemi.

Trøndelagsfylkene har store områder med Mg-rike basiske bergarter og bergarter med et høyt innhold av mineraler som biotitt, pyroksener, hornblende, olivin og kloritt. De samme områdene har et høyere innhold av utbyttbart Mg. K-rike bergarter er knyttet til sure bergarter med et høyt innhold av mineraler som kalifeldspat, plagioklas (albitt) og glimmer (muskovitt). Store områder i Sør-Norge er dominert av denne mineralogien, og innholdet av utbyttbart K er også større i Oppland og Hedmark enn Trøndelagsfylkene.

Endringer over tid på de faste intensive flatene

En nærmere undersøkelse av overvåkingsmateriale fra OPS og SFT (Jensen 1992, SFT 1991, SFT 1992) viser at mange av de jordkjemiske endringene henger nøye sammen med en endring i glødetapet i jordsjiktene. En skal ikke forvente å finne store endringer i glødetapet etter 5-10 år. En viktig årsaksfaktor til de sjiktvis jordkjemiske endringene er rutiner ved jordprøvetakingen.

En innblanding av mineralmateriale i humus eller innblanding av humus i mineralmateriale under jordprøvetakingen kan forekomme ved at sjiktgrensen mellom organisk sjikt og øverste mineraljordsjikt ikke er vurdert likt. Ved å vekte innholdet av utbyttbare basekationer over flere sjikt etter sjikttybde og tetthet fant vi få endringer i innholdet av utbyttbare basekationer etter 5 år.

Gjennomsnittlig differanse i det volumbaserte glødetapet er for de fleste flatene mindre enn 2 %. Tilsvarende er det få endringer i jord-pH etter 5 år.

De store variasjoner i jordkjemi mellom prøvetakingsårene gir et usikkert grunnlag for sammenligning. F.eks. er gjennomsnittlig variasjon av utbyttbart Ca og Mg på de intensive skogovervåkingsflatene ca. 15 %. Med et årlig tap på 1-2 % av utbyttbart Ca og Mg fra skogsjord vil det gå minst 10 år før en kan måle signifikante endringer.

Sammendrag

Regionale undersøkelser viser forskjeller i jordforsuringsstatus mellom ulike regioner i Norge. Østlandet og den sørligste del av Sør-Norge har den laveste bufferevne, og en relativ fare for negative effekter av sur nedbør er stor i disse områdene. Innholdet av organisk materialet er en nøkkelparameter, og bestemmer i stor grad skogsjordens innhold av utbyttbare kationer og endringer over tid. I hovedtrekk viser volumbasert innhold av utbyttbare basekationer ingen signifikante endringer på de intensive skogovervåkingsflatene etter 5 år.

Referanser

Esser, J.M. & Nyborg, Å. 1992. Jordsmonn i barskog - en oversikt for Norge. NIJOS rapport nr. 3/92, 50 s.

Jensen, A. 1993. Jordstatus på intensivt overvåket forskningflater. Endringer etter 5 år. Rapport fra Skogforsk 1/93.

Meiwes, K.J., Khanna, P.K. & Ulrich, B. 1986. Parameters for describing soil acidification and their relevance to the stability of forest ecosystems. For. Ecol. Manage. 15:161-179.

SFT. 1991. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Rapp. 466/91, Oslo. 320 s.

SFT. 1992. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Rapp. 506/92, Oslo. 360 s.

Forsurningsstatus i norsk skogsjord

Per Varskog og Eiliv Steinnes

Kjemisk institutt, Universitetet i Trondheim–AVH,
7055 DRAGVOLL

Innledning

Jordforsurning er en naturlig forekommende prosess i all jord med netto vannstrøm nedover. Prosessen kan grovt sees som en følge av dannelsen av humussyrer som sammen med nedbør fører til utvasking av basekationer fra mineralsk og organisk materiale. Humussjiktet tilføres kationer først og fremst fra nedbør, strøfall og vitring av mineralsk materiale, men forsurningsprosessen fører til en netto økning i innholdet av H^+ og et netto tap av andre kationer. Det er alment antatt at forsurningsprosessen kan bli aksellerert av menneskeskapte årsaker som for eksempel sur nedbør og flatehogst (skogsjord). Forsurning av jordsmonnet er dokumentert i flere europeiske land de siste årene (Berdén et al., 1987) og fra Sverige finnes flere historiske undersøkelser hvor jordprofiler er fulgt over flere tiår (Hallbäck & Tamm, 1986; Falkengren–Grerup, 1987; Dahl, 1988). Forsurningen av jordsmonnet i Sverige ser ut til å avta mot nord (Hallbäck & Tamm, 1988; Jacks *et al.*, 1989). Tilsvarende regionale forskjeller for Norge er funnet av blant andre Løbersli (1991).

Som et alternativ til modellforsøk-baserte jordforsurningsstudier, er det rimelig å anta at utviklingen i jordforsurningen under naturlige forhold også kan studeres ved bruk av et stort antall prøver og over et relativt stort tidsspenn. Dette er blant annet gjort av Troedsson (1980), som har dokumentert en signifikant nedgang i utbyttbare kationer i svensk skogsjord i perioden 1961–74.

Det foreliggende arbeidet er basert på et tilsvarende materiale bestående av ca. 7 000

humusprøver innsamlet av Landsskogtakseringen i Norge i tidsrommet 1960–1988 (Flaten, 1990). Materialet muliggjør studier av jordforsurning både regionalt og over et tidsrom på ca. 20 år. Bruk av det samme materialet har tidligere gitt viktige konklusjoner vedrørende sammenhenger mellom nedbør og jordkjemi (Låg, 1968; Låg & Steinnes, 1974, 1976) og mellom jord egenskaper og vegetasjon (Låg, 1971, 1974).

Tabell 1.

Resultater fra reanalyser (1989) for humusprøver først analysert i 1961

	N	Aritmetisk middel		Korrelasjon		t - test (paret)	
		1961	1989	r	p	t-verdi	p
Glødetap	25	68.42	71.23	0.988	< 0.001	- 3.55	0.002
pH (H ₂ O)	25	4.45	3.95	0.986	< 0.001	16.69	< 0.001
Utbyttbart H ⁺	9	103.58	105.83	0.813	< 0.01	- 0.62	0.551
Utbyttbart K	9	2.79	2.72	0.845	< 0.005	0.61	0.556
Utbyttbart Na	9	1.14	1.22	0.975	< 0.001	- 2.36	0.046
Utbyttbart Mg	9	12.99	13.44	0.975	< 0.001	- 1.54	0.162
Utbyttbart Ca	9	18.17	15.40	0.993	< 0.001	5.06	0.001
CEC	9	138.65	138.60	0.840	< 0.005	0.01	0.991
Basemetning	9	25.37	23.71	0.982	< 0.001	2.23	0.057

Metoder

I den første prøvetakingsperioden (1960–64) ble prøver innsamlet i tre fylker: Nord-Trøndelag, Oppland og Buskerud. Under prøvetakingen i 1980-årene ble det tatt prøver i Hordaland, Rogaland og Agder-fylkene. I tillegg ble Nord-Trøndelag, Oppland og Buskerud prøvetatt på nytt, dog med redusert antall prøver.

Prøvelokalitetene ble valgt tilfeldig langs ytterkantene av fastlagte kartruter i områder med produktiv skog. Rutestørrelsen var 3×3 km for prøvene tatt i 1960-årene og prøvene fra Hordaland, Rogaland og Agder. Nord-Trøndelag, Oppland og Buskerud (1984) ble prøvetatt etter et rutenett på 6.2×4.8 km.

Hver prøve ble satt sammen av 10 eller flere underprøver fra et område på ca. 100 m^2 . Prøvene ble tørket ved $30 \text{ }^\circ\text{C}$, siktet ($< 2 \text{ mm}$) og deretter lagret tørt ved $10\text{--}20 \text{ }^\circ\text{C}$.

Materialet er analysert med hensyn på en lang rekke kjemiske parametre. I denne sammenhengen er følgende parametre ansett som relevante: glødetap (vannfri jord glødet ved $430 \text{ }^\circ\text{C}$ i fire timer), pH målt i vann (forholdet tørr jord – vann, 1 : 1) og utbyttbar aciditet og utbyttbare basekationer (5 g tørr jord i 1 M ammoniumacetat).

For mer utfyllende dokumentasjon angående prøvetaking og analysemetoder henvises det til Flaten (1990) og Steinnes *et al.*, (1993).

Resultater og diskusjon

En del prøver tatt og analysert i 1960-årene, ble reanalysert i 1989 sammen med prøvene fra 1984. Resultatene (Tabell 1) viser tilfredstillende overenstemmelse for de fleste parametre. Imidlertid viste pH-verdiene seg å ligge konsekvent 0.5 enheter lavere målt i 1989 enn i 1961. Denne forskjellen kan antas å skyldes to effekter: i) forandringer i prøvene på grunn av lagring og ii) endringer i analyseteknikken mellom de to analyseseriene. Selv om begge forklaringer synes rimelige, er det grunn til å anta at ii) er dominerende på grunn av den høye korrelasjonen for pH mellom måleseriene (Tabell 1). Også for utbyttbart Ca^{2+} er det en vesentlig forskjell. Disse problemene gjør det vanskelig å vurdere forsureningstendens over tid på basis av en direkte sammenligning av verider fra 1960 – og 1980 – årene.

Figur 1 viser plott av pH (A) og basemetning (B) mot glødetap (10% grupper) for prøver tatt på 1980-tallet. Den tiltagende surheten med økende glødetap er rimelig og skyldes økende innhold av humus med økende glødetap. På grunn av økende humusinnhold kunne en nedgang også i basemetningen, tilsvarende som for pH, forventes med økende glødetap. Dette er tilfelle for Nord-Trøndelag og Oppland/Buskerud, mens en økning i basemetning

Tabell 2.

Middelveirdi og standard feil i middelveirdi (kursiv) for kjemiske parametre i humusprøver. Aritmetisk middel er gitt for pH, geometrisk middel for de andre parametrene.

Fylke	Prøve- takingsår	Antall prøver	Glødetap %	pH	Utbyttbare kationer (meq/100 g)				CEC meq/100 g	Base metning %	
					H ⁺	K ⁺	Na ⁺	Mg ²⁺			Ca ²⁺
Nord-Trøndelag	1960	249	70.74	4.26	61.00	2.23	0.56	6.38	12.22	87.37	26.17
			<i>1.62</i>	<i>0.03</i>	<i>2.42</i>	<i>0.08</i>	<i>0.03</i>	<i>0.25</i>	<i>0.52</i>	<i>2.77</i>	<i>0.63</i>
	1984	284	71.05	4.07	51.01	1.38	0.64	6.32	12.12	77.66	27.89
Oppland/Buskerud	1962-64	873	62.78	4.22	51.76	1.37	0.19	2.23	10.15	69.89	20.89
			<i>0.79</i>	<i>0.02</i>	<i>0.94</i>	<i>0.03</i>	<i>0.01</i>	<i>0.04</i>	<i>0.23</i>	<i>0.97</i>	<i>0.37</i>
	1984	412	69.00	4.04	51.43	1.57	0.11	2.92	13.33	75.16	24.80
Hordaland	1982	495	55.99	4.22	52.28	0.86	0.42	2.79	4.11	63.50	13.92
			<i>1.27</i>	<i>0.02</i>	<i>1.44</i>	<i>0.03</i>	<i>0.02</i>	<i>0.11</i>	<i>0.20</i>	<i>1.68</i>	<i>0.36</i>
	1980-81	305	51.12	4.05	43.77	0.63	0.37	1.79	2.20	50.38	10.58
Aust-Agder	1988	312	70.40	3.85	73.81	1.08	0.14	2.55	5.60	85.23	11.54
			<i>1.21</i>	<i>0.02</i>	<i>1.80</i>	<i>0.03</i>	<i>0.01</i>	<i>0.09</i>	<i>0.27</i>	<i>1.98</i>	<i>0.35</i>
	1988	127	72.77	3.87	73.75	1.16	0.27	3.01	4.80	84.65	11.39
Vest-Agder			<i>1.79</i>	<i>0.03</i>	<i>2.56</i>	<i>0.05</i>	<i>0.02</i>	<i>0.19</i>	<i>0.36</i>	<i>2.90</i>	<i>0.51</i>

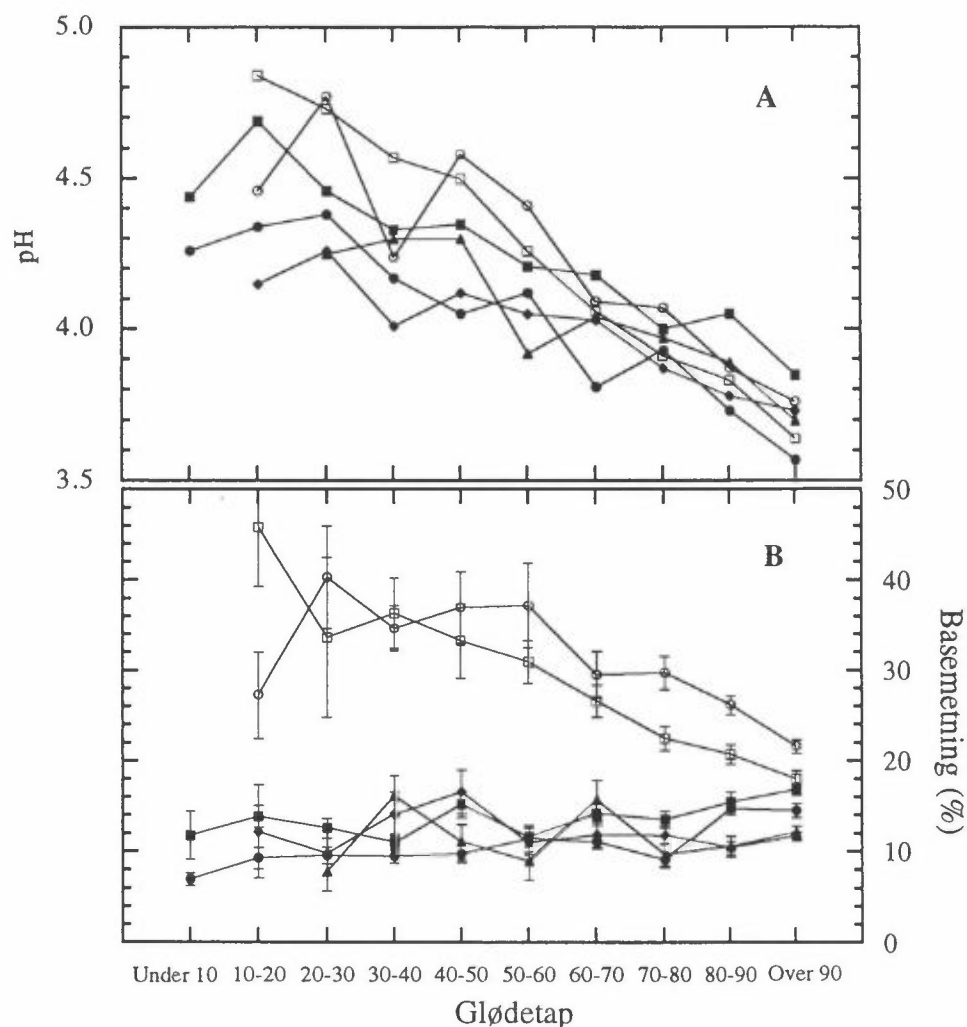
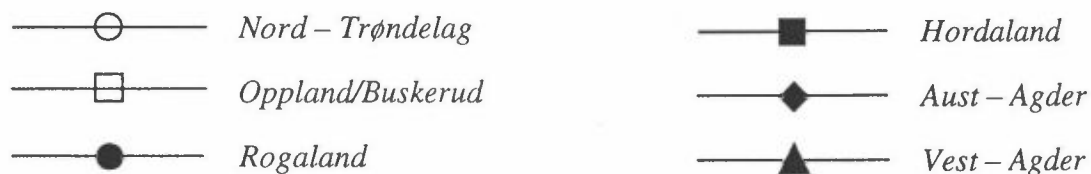


Fig. 1 Plott av pH (A) og basemetning (B) mot glødetap fylkesvis (prøver fra 1980-tallet). Glødetapserdier er gruppert i 10% grupper. Usikkerhet (B) er gitt som standard feil.



med økende glødetap ser ut å være tilfelle for Hordaland, Rogaland og Agder-fylkene (Fig. 1 B). Sammenholdt med det lave innholdet av basekationer for de sist nevnte områdene (Tabell 2), kan det antydningvis antas at bidraget av basekationer fra mineralsk materiale i disse områdene er mindre enn for Nord-Trøndelag og Oppland/Buskerud. Dette antas først og fremst å kunne ha to årsaker: i) at berggrunns-materialet i syd-vest Norge hovedsaklig består av mineraler med lavt innhold av basekationer eller som er vanskelig nedbrytbare slik at bidraget av basekationer fra humuslagets mineralske materiale er lavt, og ii) at høy (marin) nedbør, og eventuelt sur nedbør på grunn av menneskeskapt virksomhet, har ført til aksellerert utvasking av basekationer og dermed økt jordforsurning. Pr. i dag virker det fornuftig å vektlegge begge faktorer.

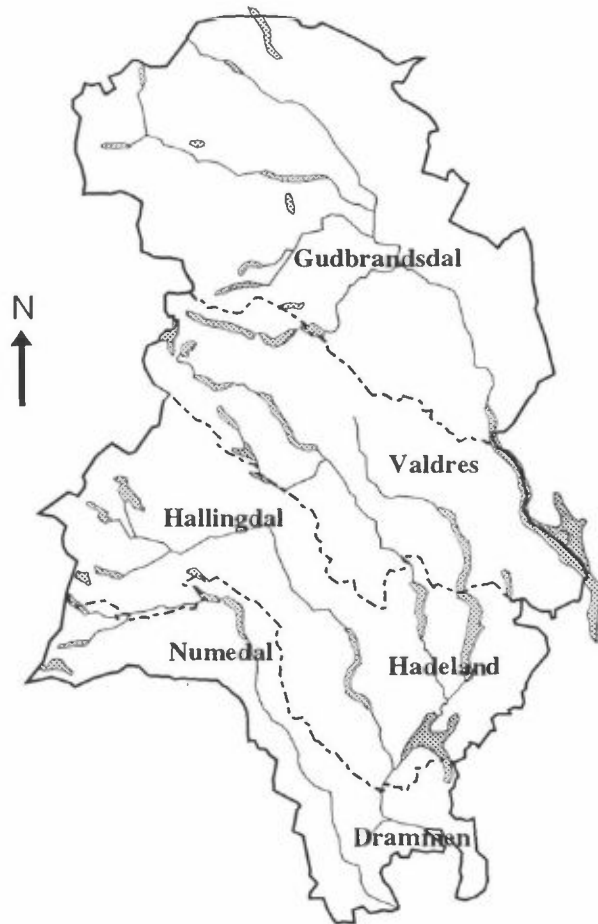


Fig. 2 Kart som viser inndelingen av Oppland/Buskerud i etter en nord – syd gradient.

Områdene Nord-Trøndelag og Oppland/Buskerud ble prøvetatt to ganger med 20–24 års mellomrom. Avstanden i tid mellom prøveseriene gjør det ihvertfall teoretisk mulig å undersøke hvorvidt noen jordforsuring på grunn av sur nedbør har funnet sted i dette tidsrommet. Imidlertid kan variansbidraget fra en rekke faktorer gjøre det umulig å se en slik trend om den fantes, og endog føre til motsatt konklusjon. Den sterke nedbørsgradienten i Nord-Trøndelag (Varskog *et al.*, upubliserte resultater), i tillegg til at området er lite utsatt for sur nedbør, gjør resultatene for Nord-Trøndelag lite egnet i denne sammenhengen. I Oppland/Buskerud, derimot, er det forventet en syd–nord gradient med hensyn på sur nedbør. Nedbøren i området kommer dessuten hovedsaklig syd- og østfra. Området ble delt i fire deler, grovt etter en syd–nord gradient (Fig 2). Prøvetakingen i 1984 ble utført på andre lokaliteter enn de som ble brukt i 1962–64. Dette kan ha ført til ulik sammensetning av materialet med hensyn på faktorer som innvirker på jordas kjemiske sammensetning. For å gjøre materialet mest mulig sammenlignbart mellom områder og tid, ble bare prøver med glødetap større enn 70 % fra podzolprofiler tatt med i den videre bearbeiding. For disse prøvene er det heller ingen vesentlig forskjell for noen av de fire områdene når det gjelder skogens midlere alder (Steinnes *et al.*, 1993). Ved å studere den relative avstanden mellom

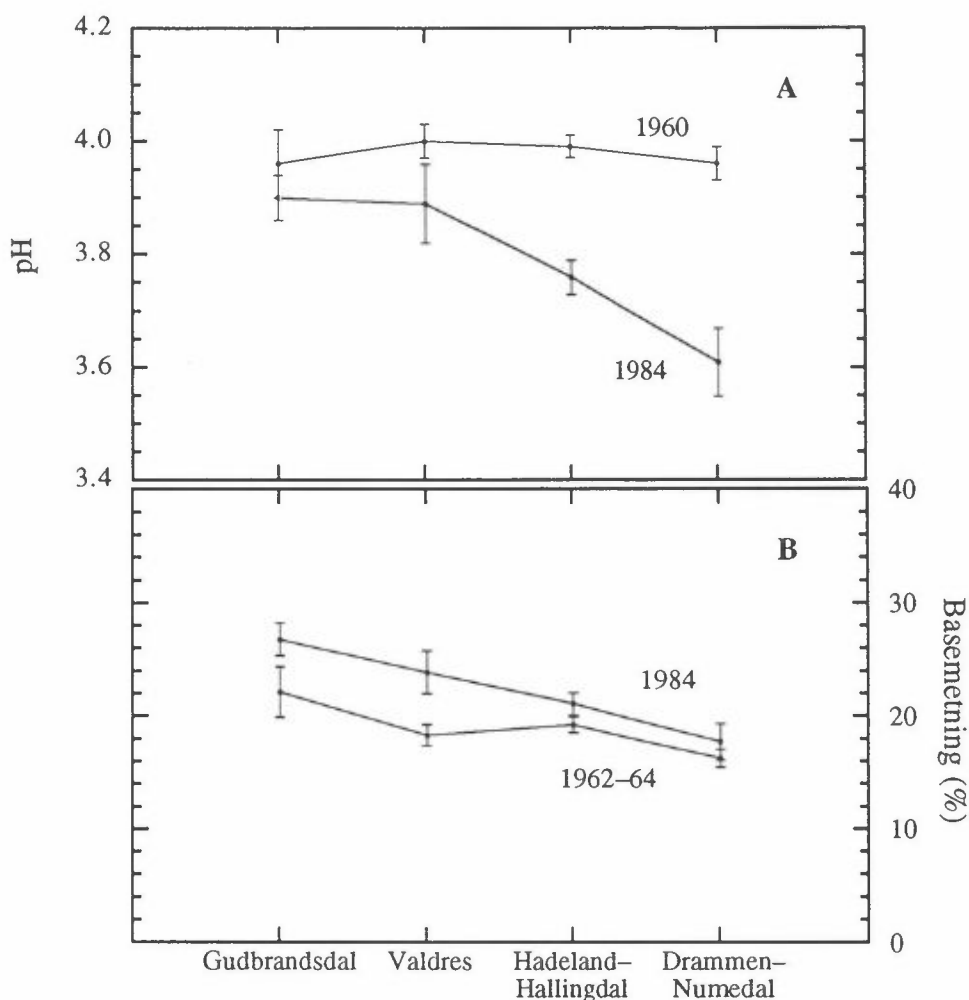


Fig. 3 pH (A) og basemetning (B) i humusprøver med mer enn 70 % glødetap langs en nord – syd gradient i Oppland/Buskerud (prøver fra 1962 – 64 og 1984).

middelverdier for de to prøveserietidspunktene områdevis, antas det at også variasjoner som skyldes analysemetodikk og lagring (jfr. Tabell 1) kan elimineres. Det går fram av Fig. 3 at det både for pH (A) og basemetning (B) er klare tegn til jordforsuring økende mot syd ved bruk av denne innfallsvinkelen; spesielt gjelder dette pH. Det kan synes rimelig å anta at ihvertfall noe av denne forsureningen skyldes sur nedbør fra antropogene kilder.

Referanser

- Berdén, M., Nilsson, S.I., Rosén, K. & Tyler, G. 1987. *Soil acidification. Extent, causes and consequences*. National Swedish Environment Protection Board, Solna, Report 3292. 70 pp.
- Dahl, E. 1988. *Acidification of soils in Rondane mountains, Norway, due to acid precipitation*. Økoforsk, NAVF, Oslo, Rapport 1988:1. 54 pp.

Falkengren - Grerup, U. 1987. *Longterm changes in pH of forest soils in Southern Sweden*. Environ. Pollut. **43**, 79 – 90.

Flaten, T.P. 1990. *Humusprøver fra skogsjord, tatt i forbindelse med Landskogstakseringens markarbeid 1960 – 1989. Status August 1989*. Norges geologiske undersøkelse, Trondheim, Report 90.108 . 320 pp.

Hallbäcken, L. & Tamm, C.O. 1986. *Changes in soil acidity from 1927 to 1982-84 in a forest area of South-West Sweden*. Scan. J. For. Res. **1**, 219 – 232.

Jacks, G., Andersson, S. & Stegman, B. 1989. *pH-Changes in Forested and Open Land in Sweden*. Ecological impact of acidification: Proceedings Joint Symposium: " Environmental threats to forest and other natural ecosystems". University of Oulu, Finland, Nov. 1-4, 1988, Budapest , pp. 103 – 104.

Løbersli, E. M. 1991. *"Soil acidification and metal uptake in plants"*. Dr. scient.-avhandling, Universitetet i Trondheim–AVH, Norge. 203 pp.

Låg, J. 1968. *Relationships between the chemical composition of the precipitation and the contents of exchangeable ions in the humus layer of natural soils*. Acta Agric. Scand. **18**, 148 – 152.

Låg, J. 1971. *Some relationships between soil conditions and distribution of different forest vegetation*. Acta Agr. Fenn. **123**, 118 – 125.

Låg, J. 1974. *The influence of soil conditions on the distribution of plant species and plant communities*. Acta Agric. Scand. **24**, 13 – 16.

Låg, J. & Steinnes, E. 1974. *Soil selenium in relation to precipitation*. Ambio **3**, 237 – 238.

Låg, J. & Steinnes, E. 1976. *Regional distribution of halogens in Norwegian forest soils*. Geoderma **16**, 317 – 325.

Steinnes, E., Flaten, T.P., Varskog, P., Låg, J. & Bølviken, B.; 1993: *Acidification status of Norwegian forest soils as evident from large scale studies of humus samples*. Scandinavian Journal of Forest Research, **8**, 291 – 304.

Troedsson, T. 1980. *Long-term changes of forest soils*. Ann. Agric. Fenn. **19**, 81 – 84.

Varskog, P., Bølviken, B., Flaten, T. P., Låg, J. and Steinnes, E., 1994. *Effects of precipitation on the chemistry of Norwegian forest soils*. (Manuskript under bearbeidelse)

Foredrag ved TVLF/NATÅL forskermøte, Grimstad, 7.-9. mars 1994

Skogskaderegistreringer i Norge og Europa - Resultater og hypoteser **Dan Aamlid & Kåre Venn, NISK**

Skogene våre (det skoglige økosystemet) utsettes hele tiden for en rekke påvirkninger. Mange av disse medfører skader og sykdommer. Ofte er årsakssammenhengen kjent, særlig når påvirkningene gir kjente og spesifikke symptomer. De miljømessige forhold som påvirker skogens helsetilstand kan imidlertid ytre seg på mange forskjellige vis. Luftforurensninger i høye nok konsentrasjoner kan være skadelige for blad og nåler. Dessverre kan de forårsake nokså uspesifikke symptomer. Derfor er det sannsynligvis en svært vanskelig oppgave å kvantifisere den virkningen generelle luftforurensninger har på skog i Norge.

Imidlertid har man en del hypoteser om hvordan forurensninger virker på skog, og man har også forestillinger om hvordan sunn skog skal se ut. Sunn skog skal blant annet ha grønne og tette trekroner. Til registreringer av skogens sunnhet brukes derfor de to kriteriene: trærnes kronetetthet og kronefarge. Disse benyttes i de internasjonale skogskaderegistreringene (Manual 1989). I tillegg registreres mange andre forhold som mål på skogens sunnhet, f.eks. trærnes tilvekst og levealder. Ulempen ved disse metodene er at resultatet beror på summen av alle de påvirkninger som den undersøkte skogen har vært utsatt for. Men dess flere årsaksforhold som kan klarlegges, jo sikrere kan man skille ut betydningen av de resterende, f.eks. virkningen av luftforurensningene. Derfor er det viktig med forskning på virkninger av ulike påvirkninger på skogøkosystemet.

De "nye skogskadene" ble beskrevet tidlig i 1980-årene som diffuse skadesymptomer som ikke kunne henføres til noen bestemt årsak, men ble satt i sammenheng med luftforurensninger (Schütt & al. 1983). Dette førte til at skogovervåking etter hvert ble satt i gang i de fleste europeiske land for å følge utviklingen av disse symptomene. Norge har siden 1984/85 deltatt i denne overvåkingen, og det foreligger idag landsdekkende resultater fra 1988 frem til og med 1993.

I tyske publikasjoner her skogskadene blitt klassifisert til 5 hovedtyper (FBW 1986). Disse er:

- Nålegulning på høyereliggende voksesteder i "Mittelgebirge" (Zöttl & Hüttl 1985, Rehfuess 1987). Denne typen er karakterisert av kloroser på nåler og tap av eldre nåler.
- Kroneutglisning på voksesteder i "mellomhøydelag" i Mittelgebirge. Her er det ikke misfarging med.
- Nålerødfarging i eldre bestand. Denne skaden er assosiert med forskjellige nålesopper (Rehfuess & Rodenkirchen 1984).
- Nålekloroser i høyere høydelag i de Bayerske alpene, forårsaket av K- og Mg mangel, samt tap av yngre nåler (Rehfuess 1983).
- Kroneutglisning i nordlige (tyske) kystområder

I Norge vil vi finne igjen de fleste av disse skadetyperne, men det er trolig ikke mulig å skille ut geografiske enheter der den ene eller andre typen er dominerende. Skadetyperne vil også gli over i hverandre.

Resultater

Norge

Den norske barskogens sunnhetstilstand (vitalitet) mener vi er rimelig bra dokumentert, siden de første registreringer av vitalitet i skog ble gjort i 1984 og opplegget stort sett var etablert og i full drift i 1988. Detaljer om det norske skogovervåkingsprogrammet kan blant annet finnes i Venn & al (1993) og Horntvedt & al. (1992).

Ved de første vitalitetsregistreringer som ble gjort i Norge i 1984 og supplert i 1985 (Horntvedt & Tveite 1986), syntes barskogens vitalitet å være relativt bra. Ved de neste registreringene (i 1988) hadde den gjennomsnittlige kronetettheten endret seg i negativ retning (Rørå & al. 1988). Denne nedgangen kan ha hatt sammenheng med endring i metodikken. Overvåking av skogen i de påfølgende årene har vist at bartrærnes vitalitet stort sett har gått nedover, men ikke mye (Rørå & Kvamme 1989; NIJOS 1991, 1993, Kvamme 1992).

Landsrepresentative data viser at det har skjedd en reduksjon i kronetetthet hos bartrær hvert år siden 1989. I perioden 1989 til 1992 ble gjennomsnittlig kronetetthet hos bartrær redusert med 3,0 prosentenheter, til 82,3 %. Andelen trær i den beste klassen (90-100% kronetetthet) ble i samme periode redusert med 10,0 prosentenheter, til 44,7%.

Nedgangen har vært mest markert for gran, som representerer flest trær i undersøkelsen. Resultatene for gran viser at fra 1989 til 1992 er gjennomsnittlig kronetetthet redusert med 3,5 prosentenheter, til 81,6%. Det knytter seg reservasjoner til sammenlikninger med tall fra 1984-85, på grunn av forskjell i metodikk. Resultatene fra de fylkesvise lokale flater viser at det jevnt over har vært en svak nedgang i kronetetthet hos bartrær i bestandsskog siden starten i 1988 (Solberg 1990, 1991, 1992).

På landsbasis har andelen misfargete trær holdt seg relativt stabil, det har vært forholdsvis små endringer for årene 1988-1992 sett under ett. For gran var 9,3% av trærne misfargete i 1992, mot 10,6% i 1991. For furu økte andelen misfargete trær fra 4,7% i 1991 til 11,6% i 1992.

Resultatene fra de fylkesvise lokale flater viser at det siden 1990 har vært en økning av gulfarging på de fylkesvise lokale granflatene. For furu har det imidlertid vært en bedring i kronefargen. For landet som helhet var det i 1993 i gjennomsnitt ca. 3% flere gule trær på flatene enn i 1988 (Solberg 1992). I dette materialet er det indisier på at gulfargingen har vært mest markert på granflatene over sørøst-Norge (Solberg 1991).

En av hovedkonklusjonene til Abrahamsen & al. (1993) er at sur nedbør på sikt kan føre til næringsubalanse i skog på sensitive voksesteder. I hvor stor grad slike voksesteder finnes i Norge er uklart, det er avhengig av en definisjon, men det kan ikke utelukkes at endel av de tilfeller med gulfarging av skog vi har sett i de senere år ligger på slike steder.

Den årlige avdøying av trær i de norske barskogene er 0,1-0,2%, ifølge de landsrepresentative registreringene (Kvamme 1992). På de fylkesvise lokale flatene har avdøyingen i de siste årene vært 0,1-0,5% (Solberg 1992). Det kan ikke sies å være noen klar tendens til at mortaliteten blir høyere jo eldre skogen er. Imidlertid har dårligste trærne på de faste intensive forskningsflatene stadig blitt litt dårligere (Nellemann 1992).

Vurdert ut fra de registrerte kriteriene kronetetthet og kronefarge synes granskogens tilstand å ha utviklet seg i negativ retning siden 1985, i gjennomsnitt med minst 0,4 prosentenheter pr. år. Betydningen for trærne kan være større enn det den registrerte endringen skulle tilsi, på grunn av tendens til underestimering (Horntvedt 1993).

Skogskadesituasjonen i Europa, status og utvikling

Den tendens til reduksjon i barskogens vitalitet som vi har sett i Norge, samsvarer med en generell utvikling ellers i Europa (Tabell 2). De norske verdiene ligger stort sett nær de tilsvarende for de øvrige nordiske land (UN/ECE-CEC (UN/ECE-CEC 1993). De negative endringene er imidlertid større i andre land i Europa. Den europeiske rapporten om skogtilstanden for 1992 (UN/ECE-CEC 1993) gjengir gjennomsnittsdata fra overvåkingen i perioden 1988-1992, som viser at andelen utglisnete graner (<75% kronetetthet) har siden 1988 økt gradvis fra 16,7% til 25,3% i 1992. For furu er det en tilsvarende tendens.

Årsaker til at luftforurensninger fører til skogskader

Internasjonalt har det vært fremsatt en rekke hypoteser. Disse hypotesene kan klassifiseres i noen hovedgrupper:

1) **Jordforsuring** med 1a) tap av næringsstoffer fra jordsmonnet eller 1b) toksiske aluminiumkonsentrasjoner i jordvæsken som en følge.

1a) Sur nedbør inneholder blant annet hydrogenioner og svovelforbindelser. Disse kan medvirke til at viktige næringsstoffer (kalium, kalsium og magnesium) vaskes ut fra nåler eller blad, eller fra jordsmonnet. Mangelsymptomer kan oppstå i form av misfarging eller delvis avdøying av nåler og blad.

1b) Ved kraftig forsuring av jorden kan det frigjøres giftige former av aluminium, som kan skade trærnes finrøtter slik at bl.a. vann- og næringsopptak hemmes.

2) **Ozon- og næringsmangel** induserte skader (særlig i høyere strøk) utløst av frost. I tillegg kan ozon direkte: - Høye konsentrasjoner av ozon (O₃) i luften kan skade trærnes nåler og blad slik at misfarging eller døde flekker kan oppstå. Nåler og blad kan eldes raskere og felles tidligere, med den følge at veksten hos treet avtar, eller at det etter hvert dør.

3) **Klimaskader** (med eller uten medvirkning av SO₂, NO_x eller O₃), kombinert med diverse sopper

4) **Generell stresshypotese** inkl. reduksjon av mykorrhiza

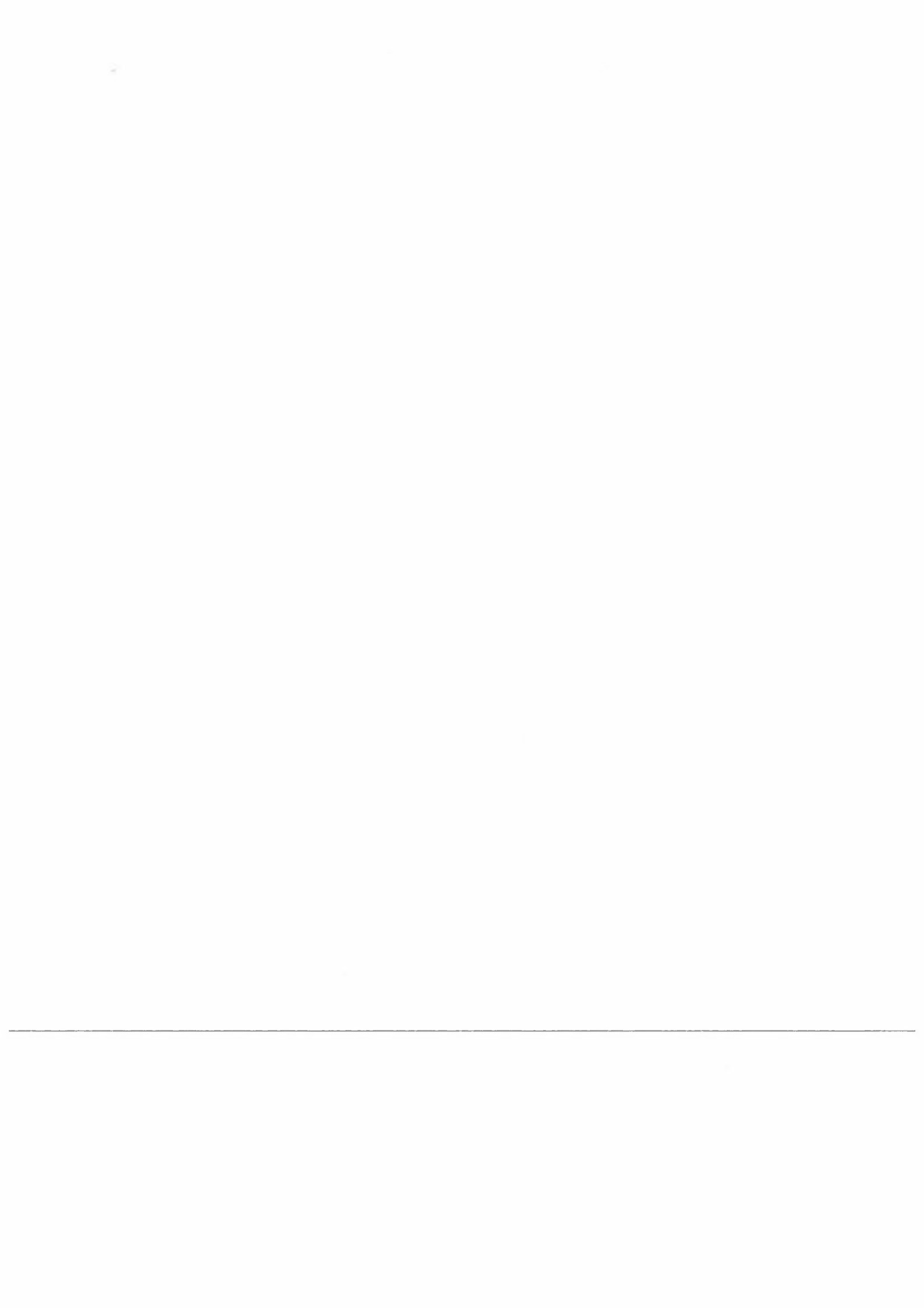
5) **Nitrogen-hypotesen** som medfører ensidig gjødsling med stort forbruk av andre næringsstoffer, nedsatt mykorrhiza produksjon, nedsatt frostherdighet, nedsatt motstandskraft mot patogener og øket jordforsuring. - Stor tilførsel av nitrogen kan øke skogens vekst og dermed vil dens behov for andre næringsstoffer øke, men disse blir ikke tilført. Særlig på næringsfattig mark kan derfor mangelsymptomer oppstå. N-tilførselen kan også medføre redusert mykorrhiza, som igjen kan være med å forsterke disse skadene. Slik næringsubalanse kan føre til mindre evne til å motstå klimapåkjenninger og ulike skadegjørere. Blant annet frostherdigheten kan bli nedsatt ved stor tilgjengelighet av nitrogen. Hvis tilført nitrogen ikke tas opp av planterøtter og andre organismer i jorden, vil det kunne medvirke til ytterligere økt utvasking av viktige næringsstoffer og økt forsuring av jordsmonnet.

Den internasjonale konklusjonen pr. 1993

Den internasjonale datarapporten (UN/ECE-CEC 1993) slår fast at selv om det idag ikke er noe direkte bevis for at luftforurensninger er årsak til den forverringen i skogens helsetilstand man har observert, er det et behov for fortsatt overvåking eller oppmerksomhet for problemet, fordi det er sannsynlig at en storskala svekkelse forårsaket av luftforurensninger kan gi de effekter som er observert.. Bak denne konklusjonen ligger de generelle betraktninger om at skogens helsetilstand avhenger av jordsmonn, trealder, klima, skadegjørere og tilførsler av forurensninger, og ikke minst av samspillet mellom disse faktorene.

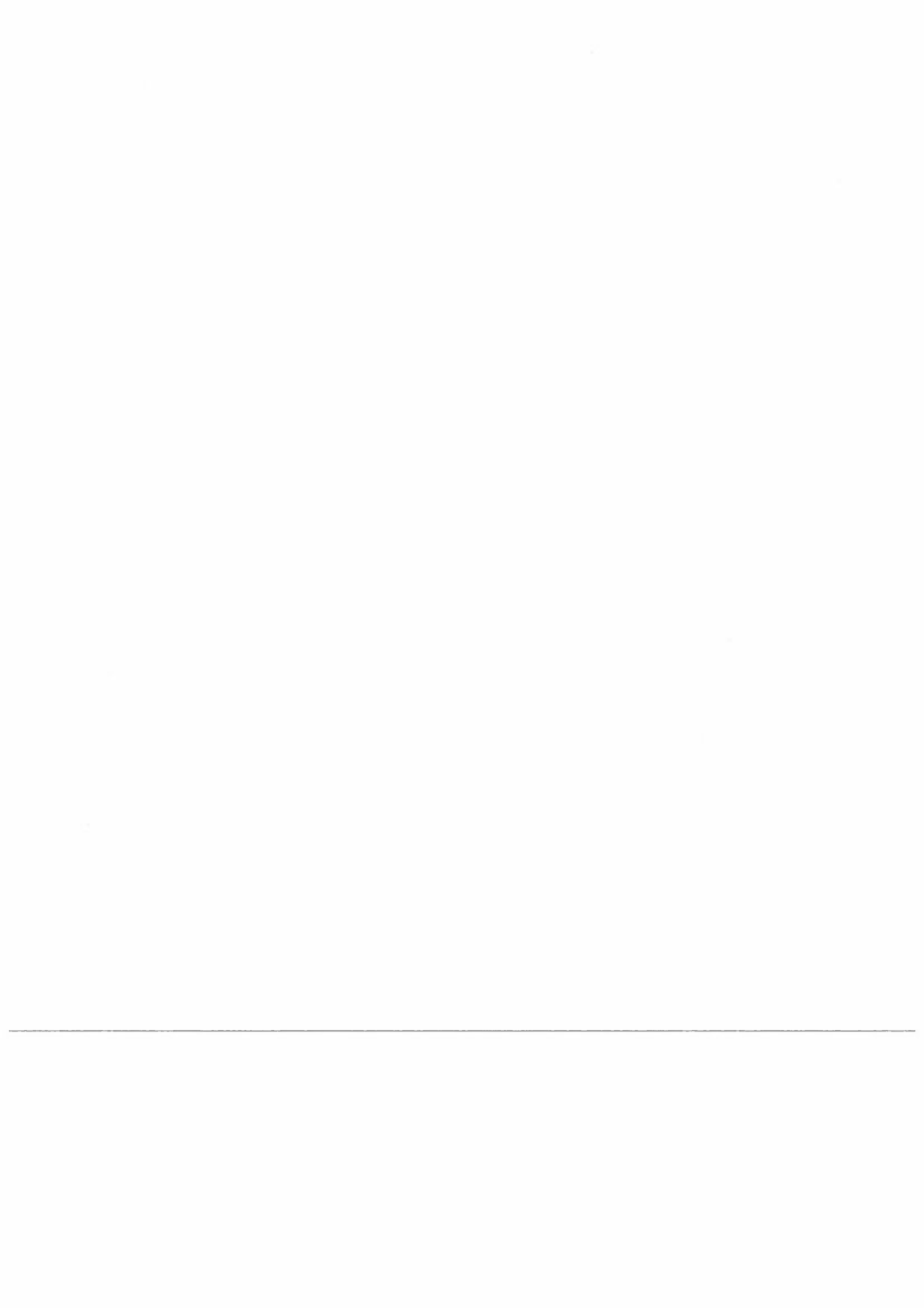
Litteratur

- Abrahamsen, G., Stuanes, A.O. & Tveite, B. 1993. (Ed.) Long-Term Experiments with Acid Rain in Norwegian Forest Ecosystems. Ecological Studies 104. 342 pp.
- FBW (Forschungsbeirat Waldschäden) 1986. 2. Bericht. Kernforschungszentrum. Karlsruhe. 229 s.
- Hornthvedt, R. 1993. Crown density of spruce trees related to needle biomass. *Forest Ecology and Management* 59:225-235.
- Hornthvedt & Tveite 1986. Overvåking av skogskader. Norsk institutt for skogforskning, Ås. Årbok 1985: 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.
- Kvamme, H. (Eds.) 1992. Rapport 1991. Program "Overvåking av skogens sunnhetstilstand." Norsk institutt for jord- og skogkartlegging, Ås. Rapport 1/92. 42 s.
- Manual (ICP Forests) 1989. Manual on Methodologies and Criteria for Harmonized Sampling, Assessment, Monitoring and Analysis of the Effects of Air Pollution on Forests. Programme Coordinating Centres/UN ECE, Hamburg/Geneva. 90 s.
- Nellemann, C. 1992. Vitalitetsregistreringer på faste intensive overvåkingsflater 1986-91. Rapp. Skogforsk. 20/92: 1-13.
- NIJOS (Norsk institutt for jord- og skogkartlegging) 1991. Rapport 1990. Program "Overvåking av skogens sunnhetstilstand". Norsk institutt for jord- og skogkartlegging, Ås. 47 s.
- NIJOS (Norsk institutt for jord- og skogkartlegging) 1993. Rapport 1992. Program "Overvåking av skogens sunnhetstilstand". Norsk institutt for jord- og skogkartlegging, Ås. Rapport 1/93. 42 s.
- Rørå, A. & Kvamme, H. 1989. Rapport 1989. Program "Overvåking av skogens sunnhetstilstand". Norsk institutt for jord- og skogkartlegging, Ås. 23 s.
- Rørå, A., Kvamme, H., Larsson, J.Y., Nyborg, Å. & Økland, T. 1988. Rapport 1988. Program "Overvåking av skogens sunnhetstilstand". Norsk institutt for jord- og skogkartlegging, Ås. 23 s.
- Schütt, P.W., Blaschke, H., Lang, K. J., Schuck, H. J. & Summerer, H. 1983. So stirbt der Wald. BLV Verlagsgesellschaft, München. 127 s.
- Solberg, S. 1990. Fylkesvise lokale overvåkingsflater. Vitalitetsregistreringer 1990. NISK, Ås. 20 s.
- Solberg, S. 1991. Fylkesvise lokale overvåkingsflater. Vitalitetsregistreringer 1991. Rapp. Skogforsk. 12/91: 1-22.
- Solberg, S. 1992. Fylkesvise lokale overvåkingsflater. Vitalitetsregistreringer 1992. Rapp. Skogforsk. 24/92: 1-21.
- Solberg, S. 1993. Gulning av bar hos gran, og betydningen av tørke. Rapp. Skogforsk. 9/93: 1-13.
- UN/ECE-CEC (United Nations Economic Commission for Europe - Commission of the European Communities) 1993. Forest condition in Europe. Results of the 1992 survey. 1993 Executive Report. CEC-UN/ECE, Brussels, Geneva. 37 s.



Endringer i skogvegetasjon som følge av langtransporterte luftforurensninger

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



En sammenstilling av tålegrenser og skogens vitalitet.

Tore Frogner
Norsk institutt for skogforskning
Høgkoleveien 12-1432 Ås

Skogskader og mulige årsakssammenhenger har vært et hovedemne for debatt i lengre tid. I Mellom-Europa blir "nye skogskader" delvis relatert til langtransportert luftforurensning. I Norge har det til nå vært lite dekning for å relatere observerte regionale skader til langtransportert luftforurensning. I Norge, hvor konsentrasjonene av langtransporterte luftforurensninger er moderate i forhold til Mellom-Europa, er klima oppfattet som en sentral skadegjører på skogen. Innen landet vil voksebetingelsene for gran være en funksjon av høyde over havet, breddegrad og avstand til kysten. Klimaeffekter, som tørke og frost, må sees i sammenheng med insektskader, soppangrep, såvel som mulig indirekte virkninger av de langtransporterte luftforurensninger på jorda (Manion 1983). Den betydelige variasjon i topografi, jord og klima i landet gjør en påvisning av unormal skogtilstand i geografiske soner (etter skadenivå) svært vanskelig. Det er likevel nødvendig å avgrense skogdatamateriale i geografiske områder for at en med rimelig sikkerhet kan vurdere forholdet mellom forurensningsbelastning og skadebilde.

Den jordkjemiske kartleggingen av Norge og især Sør-Norge har til nå medført innsamling meget store mengder prøvemateriale som blant annet er brukt i arbeidet med å kartlegge naturens tålegrenser i skogsjord. Viktige resultater er:

1) landsdekkende kart over tålegrenser og overskridelser for svovel og nitrogen (Frogner m.fl. 1992) og 2) en sammenstilling av skog- og tålegrensedata gir en overenstemmelse mellom områder med lave tålegrenser, store overskrideleser og lav kronetetthet i eldre skog (Nellemann og Frogner, in press). En grenseoverskridelse av tålegrensen betyr ikke at skogen er død, men påviser at skogøkosystemet er i næringsmessig ubalanse. I mange områder vil tilførselen av næringsstoffer ved kjemisk forvitring og nedbør ikke være stor nok til å kompensere det tap vi har ved: 1)- utvasking av næringsstoffer fra skogsjord som følge av tilførsel av langtransporterte luftforurensninger og 2)- netto næringsopptak i trærne.

I 1992 ble det foretatt en omfattende innsamling og analyse av skog- og jorddata fra 112 fylkesvise lokale overvåkingsflater (Solberg 1991). Flatene ligger spredt over hele Sør-Norge. Ett viktig formål med denne undersøkelsen er å sammenstille tålegrenser og skogens vitalitet. Alle jord- og nåleanalyser er ennå ikke klare, og en sammenstilling av dagens skogtilstand med de beregnede tålegrenser for de samme områdene er ikke foretatt. Derimot er beregnede tålegrenser gjeldende for større områder vurdert mot skogtilstanden.

Prosjektet vil bli gjennomført i første halvdel av 1994.

Referanser

Frogner T., Wright R.W., Cosby J.B., Esser J.M., Hzzyyya A.O. & Rudi G. 1992. Map of critical loads for coniferous forest soils in Norway - Naturens Tålegrenser - Fagrapport 33 -NIVA

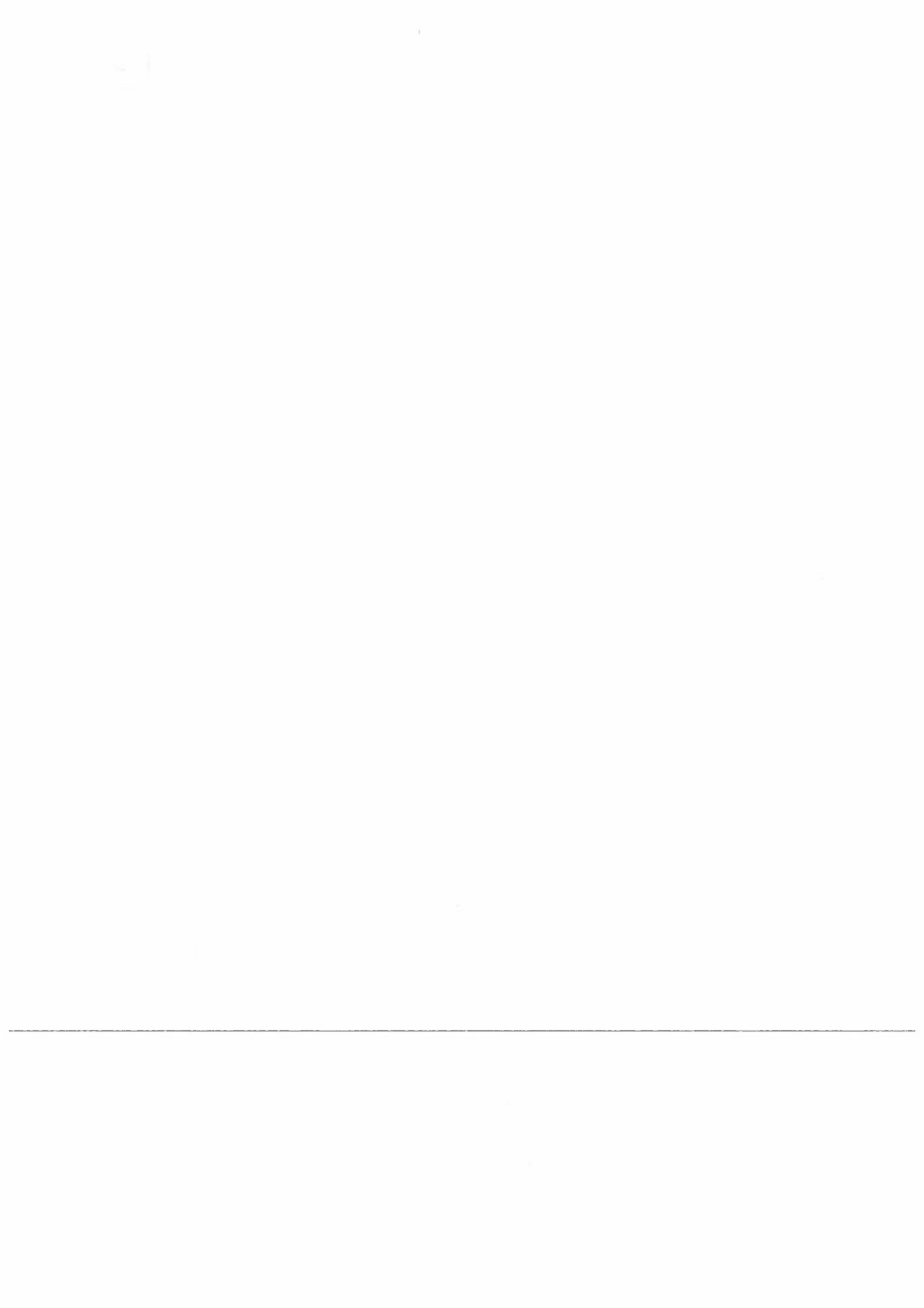
Manion, P.D. 1981. Tree disease concepts. Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ. 399 pp.

Nellemann C. & Frogner T. 1993. Spatial pattern of spruce defoliation seen in relation to acid deposition, critical loads and natural growth conditions in Norway. *Ambio* (in press).

Solberg, S. 1991. Fylkesvise lokale overvåkingsflater. Vitalitetsregistrering 1991. Rapp. skogforsk 12/91:1-21.

Nitrogenforurensning og effekter på moser

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



Langtransporterte luftforurensninger og effekter på pattedyr og fugl

Hans-Chr. Pedersen, Norsk institutt for naturforskning
Tungasletta 2, 7005 Trondheim

EFFEKTER AV FORSURING PÅ JORDBUNNSDYR

Gunnar Abrahamsen
Institutt for jord- og vannfag
Norges landbrukshøgskole
Postboks 5028
N-1432 Ås

Jordbunnens heterotrofe organismer er den viktigste delen av naturens renovasjonsvesen. De tar hånd om nedbrytningen av alt dødt organisk materiale som tilføres fra planter og dyr. De har en sentral rolle i naturens kretsløp og sørger for at næringsstoffer som ikke lenger nyttes i levende organismer, frigjøres slik at de igjen kan brukes av andre organismer. Jordbunnsdyrene hører til de heterotrofe organismene.

Tidligere jordbunnszoologiske undersøkelser i skog har vist at antallet arter av ulike grupper av jordbunnsdyr øker med økende næringsinnhold og avtagende surhet i jorda. Dette mønsteret er tydeligst hos enchytraeidene og meitemarkene, men også hos collemboler og midd finner en det samme. Individtallet er imidlertid ofte høyere i de næringsfattige og sure jordsmonnene enn i de rikere typene. Meitemark er her et unntak. For meitemark øker individtallet med økende næringsinnhold i jorda.

Dyrenes forekomst og antall i ulike jordsmonn- og vegetasjonstyper viser at ulike arter har forskjellige nisjer. Noen er tilpasset, eller er mest konkurransedyktige, under næringsfattige, sure forhold, mens andre er tilpasset næringsrike og mindre sure jordsmonn. Dette mønsteret kan tyde på at forsuring av jorda vil føre til at arter som er tallrike i sure jordsmonn, klarer seg. Arter som fortrinnsvis finnes i mindre sure jordsmonn, vil kunne gå tilbake ved en forsuring. Kalking vil sannsynligvis ha den motsatte effekten: Syrefølsomme arter vil gå tilbake ved forsuring og fremelskes av kalking.

Reaksjonsmønsteret som er antydnet ovenfor er stort sett også funnet i kontrollerte forsøk med kalking og kunstig forsuring. I feltforsøk er det ofte meget stor variasjon, og det har vært vanskelig å finne klare effekter. Men resultatene viser at vanning med kunstig sur nedbør ser ut til å ha liten virkning så lenge pH i "regnet" er

mellom 6 og 3. Tilførsel av surere vann eller kalk har gitt nedgang i populasjonene for mange arter. Det er imidlertid også arter som er blitt mer tallrike selv der det er tilført vann med pH 2. Kalking har ført til økt populasjonstetthet for "næringskrevende" arter. Forsøk der humus er forsuret kraftig eller kalket opp til høyere pH, har gitt tilsvarende effekter. Resultatene kan tyde på at noen av de biologiske prosessene i jorda ikke er spesielt ømfintlige for forsuring. Det vil ofte kunne finnes syretolerante arter som kan delta i prosesser som andre mindre syretolerante arter under normale forhold tar seg av.

Jordbunnsdyrenes virkning i jorda er mangelfullt kjent, men det er klart at de deltar i nedbrytningen av dødt organisk materiale. Særlig viktig er det at de deler strøet opp i stadig mindre biter. Nedbrytningsforsøk har gitt resultater som stemmer overens med det som er nevnt ovenfor. Det er først ved meget sterk kunstig forsuring av det organiske materialet at nedbrytningshastigheten er blitt målbart redusert. Konklusjonen blir derfor at dagens syretilførsel neppe har stor betydning hverken for jordas dyreliv eller for nedbrytningshastigheten av det organiske materialet i jorda. Meitemark er en dyregruppe som kunne tenkes å være mer følsom enn andre dyregrupper i jorda. På den annen side lever meitemark fortrinnsvis i næringsrik og dermed bedre bufret jord. Her vil dyrene i større grad enn i sure jordsmonn være beskyttet av miljøet de lever i. Om imidlertid syredeposisjonen fortsetter over meget lang tid og jordas surhet endrer seg betydelig, kan det være grunn til å vente endringer i jordas dyreliv og biologiske prosesser i jorda mer generelt.

BEINSKJØRHET HOS ELG PÅ SØRLANDET.

Gudbrand Stuve
Avdeling for viltsjukdommer, Veterinærinstituttet

De seinere årene har det kommet inn mange meldinger om beinbrudd hos elg i Agderfylkene, særlig blant unge dyr. Viltmyndighetene ser svært alvorlig på situasjonen, og ønsker derfor å kartlegge forekomsten av bruddskader hos elg nærmere.

Hva er det vi frykter?

Agderfylkene har svært tette elgbestander og vi vet at dyras reproduksjon og kondisjon har gått kraftig tilbake de siste 20 årene. De tette bestandene har ført til overbeiting og ettertraktede beiteplanter er nærmest forsvunnet fra enkelte områder. Dette kan bidra til å forklare nedgangen i kalveproduksjon og slaktevekter.

Sur nedbør er det største miljøproblemet på Sørlandet. Det er derfor naturlig å vurdere betydningen av den sure nedbøren når det skjer endringer i vårt naturmiljø. Så langt er det ikke grunnlag for å si om det er noen sammenheng mellom forsuring og beinskjørhet hos elg, men det kan ikke utelukkes at forsuring kan påvirke mineralbalanse og førsammensetning.

På Sørlandet har vi hatt tørre somre og milde, snøfattige vintre de siste årene. Dette har trolig innvirket både på vegetasjon og elgens beitemønster. Videre kan isdannelse på bakken ha vært med på å øke forekomsten av beinbrudd hos elg.

Prosjekt "Beinskjørhet hos elg på Agder".

Våren 1993 ble det nedsatt ei arbeidsgruppe for å kartlegge forekomsten av beinbrudd hos elg på Agder. Denne gruppa består av Tor Punsvik og Helge Lyngstad henholdsvis fra Fylkesmannen i Vest- og Aust-Agder, Hans Staaland fra NLH, Finn Berntsen fra NINA og Gudbrand Stuve fra Veterinærinstituttet.

1. Under jaktseasonen 1993 ble det gjennomført en spørreundersøkelse blant alle elgjaktlagene på Agder for å kartlegge omfanget av bruddskader i begge fylkene. For å kunne sammenligne resultatene i Agderfylkene med områder hvor det ikke er rapportert om økning i forekomst av beinbrudd, ble tilsvarende spørreundersøkelse gjennomført i Stor-Elvdal og Steinkjer.
2. Det ble etablert en veterinær vaktordning i kommunene Birkenes og Marnardal slik at jegere som felte elg med bruddskader (eventuelt andre sjukelige forandringer) kunne få dyret nærmere undersøkt.
3. Viltnemndene på Agder ble oppfordret til å rapportere om og sende inn materiale fra fallvilt med bruddskader.

Generelt om beinlidelser

Genetiske faktorer, hormoner, næringsstoffer og mekaniske stimuli er av betydning for utviklingen av knokkelsystemet. Ved mangel på en eller flere av disse faktorene vil det kunne oppstå sjukelige tilstander i beinvev. Dette vil bl.a. kunne gi seg utslag i nedsatt

bruddstyrke. Beinskjørhet er i seg selv ingen spesifikk sykdom, men et symptom som kan opptre ved forskjellige beinlidelser.

Beinlidelser kan deles inn i følgende grupper:

- Misdannelser
- Metabolske beinlidelser
- Degenerative beinlidelser
- Infeksiøse beinlidelser
- Nydannelser i beinvev
- Beinlidelser med ukjent årsak

Av disse gruppene er det særlig de metabolske beinlidelsene som er av interesse i forbindelse med generell reduksjon av knoklens bruddstyrke. Bruddstyrken kan også være redusert ved andre typer beinlidelser, men manifesterer seg da som regel i form av beinskjørhet lokalisert til enkeltknokler eller kombinert med andre spesifikke sjukelige forandringer.

Metabolske beinlidelser kan skyldes mangel på, eller ubalanse i forholdet mellom, spesifikke næringsbestanddeler, f.eks. kalsium, fosfor, D-vitamin, sink, kobber, mangan, protein og energi. Det hersker imidlertid stor forvirring om konsekvensene for skjelletet av mangel på eller ubalanse i forholdet særlig mellom kalsium fosfor, D-vitamin og parathormon. Både absolutte mengder og ubalanse mellom stoffene forårsaker beinlidelser. I tillegg kan manifestasjonen endre seg i løpet av sykdomsutviklingen.

Forstyrrelser i den hormonelle reguleringen av stoffskiftet i beinvev kan også forårsake metabolske beinlidelser. Metabolske beinlidelser er derfor komplekse og det kan være vanskelig å klarlegge årsaksforholdene.

Osteoporose

Osteoporose er betegnelsen på en beinlidelse som manifesterer seg i form av kvantitativ mangel på beinvev i hele eller deler av skjelletet. Det foreligger med andre ord et tap av beinvev. Det beinvevet som finnes er imidlertid normalt.

Osteoporose oppstår i forbindelse med ombygging av beinvevet dersom resorpsjonen av gammelt beinvev er større enn dannelse av nytt beinvev. Det vil skje uansett om graden av resorpsjon og nydanning er redusert, øket eller innenfor normale grenser forutsatt at resorpsjonen dominerer. Dersom en fjerner årsaken til osteoporose vil tilstanden ofte kunne repareres.

Osteoporose er en sykdomstilstand med kompliserte årsaksforhold, men som regel har det en sammenheng med ernæringsmessige faktorer. Osteoporose kan skyldes redusert næringstilgang og sult, infeksjon med mage-/tarmparasitter, inaktivering på grunn av nedsatt muskelaktivitet og/eller redusert vektbelastning, høy alder, hormonelle forstyrrelser og mangel på spesifikke mineraler og sporstoffer som kalsium, fosfor, kobber, mangan og sink. Osteoporose kan dessuten opptre ved kronisk fluorforgiftning og ved forgiftning med A-vitamin.

Resultater av undersøkelser foretatt i forbindelse med prosjekt beinskjørhet hos elg på Agder

Kartlegging av forekomst av bruddskader - Spørreundersøkelse

Beinbrudd synes å være et utbredt fenomen hos elg på Agder. De endelige resultatene fra spørreundersøkelsen foreligger imidlertid ikke ved utarbeidelsen av dette sammendraget, men vil trolig kunne presenteres under foredraget.

Veterinærmedisinske undersøkelser

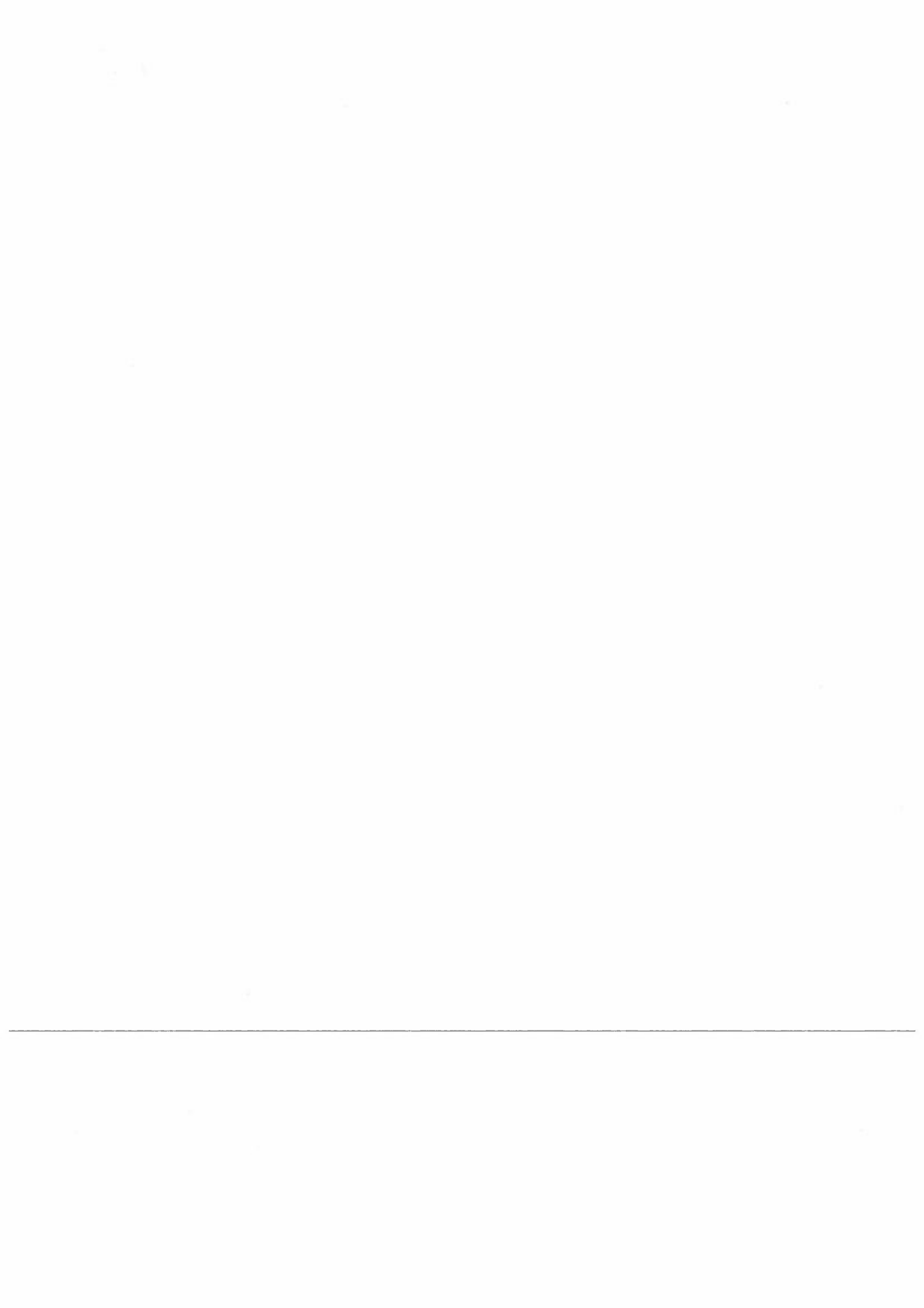
Til sammen ble det undersøkt 31 dyr med bruddskader. Generalisert osteoporose ble påvist hos 8 dyr (26%). Hos de øvrige dyrene ble det påvist bruddskader uten at det ble funnet sjukelige forandringer i knoklene. Årsaken til bruddskadene hos disse dyra har derfor trolig vært traumatisk betinget. Seks dyr (19%) hadde inaktiveringsosteoporose i knoklene på bein med gamle bruddskader.

Dyr inkludert i denne undersøkelsen er sterkt selektert m.h.p. mistanke om beinskjørhet og resultatene må derfor tolkes med forsiktighet. Det framgår imidlertid at det forekommer beinskjørhet hos elg på Sørlandet. Forandringene manifesterer seg som osteoporose - svinn av beinvev. Det ser særlig ut til å være et problem hos kalver og ungdyr. I vårt svært begrensede materiale har vi ikke funnet generalisert osteoporose hos voksne dyr.

De forandringene som er påvist hos elg med osteoporose gir ikke grunnlag for å trekke konklusjoner om den primære årsaken. De forandringene som er påvist samsvarer imidlertid svært godt med forandringer sett ved eksperimentelle studier med proteinfattig og/eller energifattig fôring på husdyr. Dette gir likevel ikke tilstrekkelig grunnlag for å utelukke at mangel på spesifikke mineraler og/eller sporstoffer kan være medvirkende årsaksfaktorer ved utvikling av beinskjørhet.

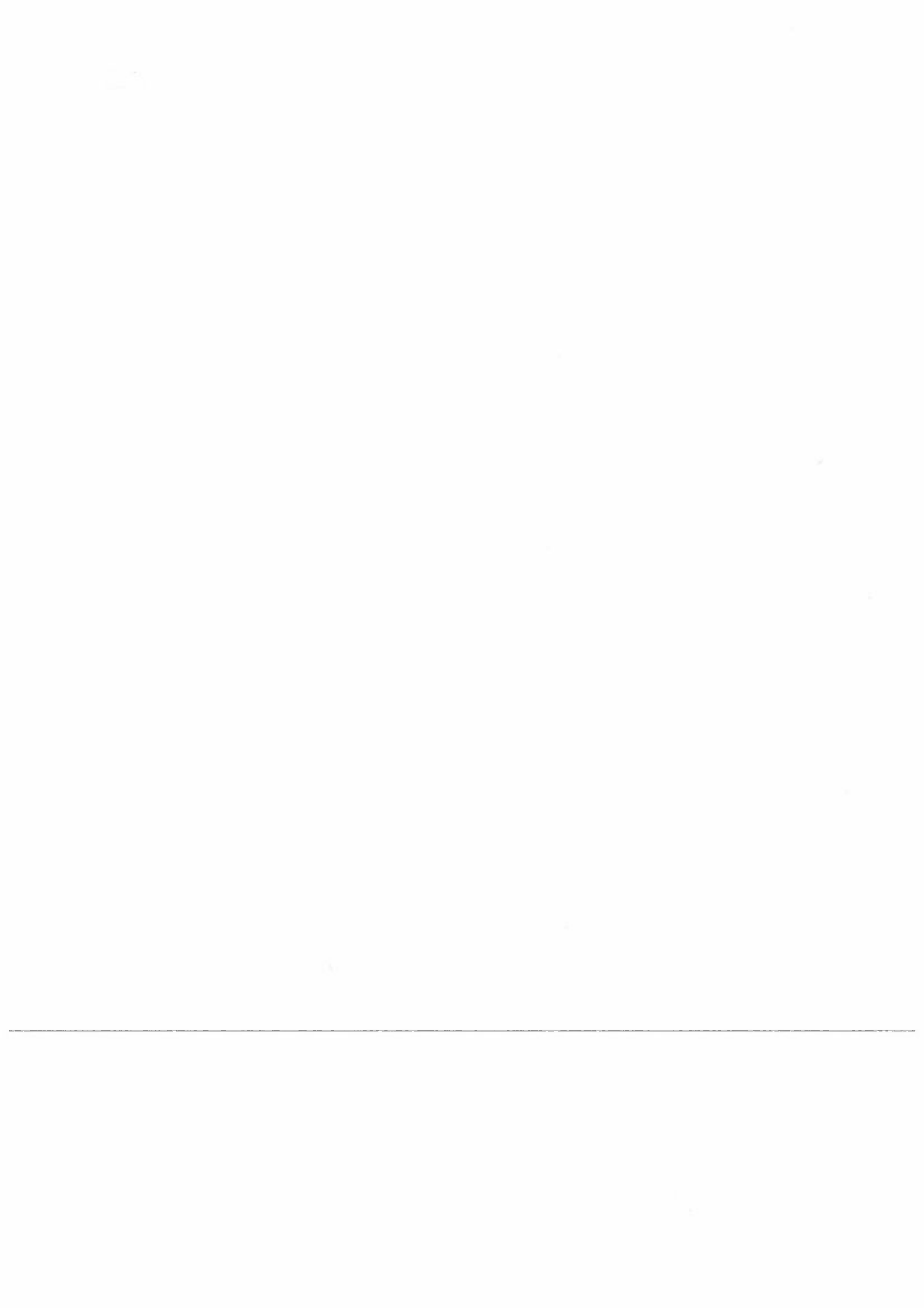
Konklusjon

Beinbrudd synes å være et utbredt fenomen hos elg på Agder, men det er for tidlig å trekke konklusjoner med hensyn på årsaksforholdene. Traumatisk betingede bruddskader uten primære sjukelige forandringer i knokkelsystemet er trolig dominerende, men det er trolig grunnlag for å hevde at mangelfull ernæring, stor bestandstetthet, klimatiske forhold og topografi er faktorer med betydning i denne sammenhengen. Det er imidlertid nødvendig med faglig bredt anlagt, systematisk forskningsinnsats for å belyse og avklare årsaksforhold i forbindelse med den høye forekomsten av beinbrudd hos elg på Sørlandet.



Er fossekallen påvirket av sur nedbør?

Per Espen Fjell, Universitetet i Oslo, Biologisk institutt
Postboks 1066, 0316 Oslo



Janneche Utne Skåre
 Veterinærinstituttet/Norges veterinærhøgskole

**Lufttransporterte forurensninger - Tilførsler, virkninger og tålegrenser.
 Forskermøte 7-9 mars, 1994.**

**KLORERTE ORGANISKE MILJØGIFTER; NIVÅER OG EFFEKTER PÅ
 DYR I ARKTISKE STRØK**

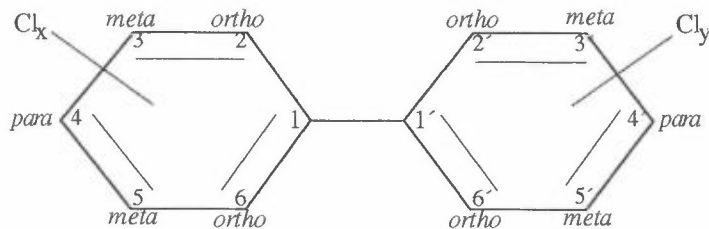
Begrepet organiske miljøgifter avgrenses vanligvis til en mindre gruppe organiske forbindelser som kan gi skadeeffekter på naturmiljøet selv ved lave konsentrasjoner. Skadene forårsakes av egenskaper som lav nedbrytbarhet (høy persistens), bioakkumulerbarhet og direkte giftighet av substans eller metabolitter (akutt eller kronisk). (Med akutte giftvirkninger menes hurtigvirkende og direkte giftvirkning. Med kroniske giftvirkninger menes at stoffet har egenskaper som over tid fremkaller bestandtruende sykdom eller nedsetter livsfunksjoner hos organismer. Blant kroniske virkninger regnes også at stoffet er kreftfremkallende, arvestoffendrende, reproduksjonsskadende eller kan skade fosteret).

Klorerte organiske miljøgifter (organokloriner=OCs) inkluderer industrikjemikalier som polyklorete bifenyler (PCB) og heksaklorbenzen (HCB), pesticider som DDT, klordan, aldrin/dieldrin, heksaklorsykloheksan (HCB) og uønskete biprodukter fra industriprosesser som polyklorete dibenzodioksiner og dibenzofuraner (PCDD, PCDF). Mange av disse stoffene ble utviklet og satt i produksjon for ca 50 år siden og fikk en betydelig og bred anvendelse i de følgende 30 år. Produksjonsmaksimum var på slutten av 1960- og i begynnelsen av 1970 -tallet. Flere av de klorerte pesticidene ble tidlig registrert som miljøgifter (1950-tallet), mens PCB først ble karakterisert og bestemt i Sverige i 1966 (Jensen 1966). I det følgende tiår ble det innført restriksjoner på bruk av klorerte organiske forbindelser først og fremst i Europa og nord Amerika. I Norge ble bruken av DDT og andre klororganiske pesticider sterkt begrenset rundt 1970. PCB produkter er fremdeles i bruk i Norge idag, til tross for at det ble innført importforbud og forbud mot nybruk av PCB i 1980. Det foreligger en fellesplan for OECD-landene om nedtrapping og utfasing av PCB innen 1995 (SFT 1993).

PCB, polyklorete bifenyler, regnes idag for en av de alvorligste miljøgifter i Arktis. PCB-holdige oljer er blitt brukt som isolasjons- og kjølemiddel i elektrisk utstyr som i store kondensatorer og transformatorer og som fugemasse. Stoffet er blitt spredd i miljøet ved utskiftninger av oljen uten korrekt viderebehandling, ved utstyrshavarier, ved kassasjon av utstyr o.l. Verdensproduksjon frem til 1989 var ca 1.9 mill tonn, av dette regnes 20-30% å

ha gått tapt til miljøet.

Teoretisk finnes 209 forskjellige PCB-forbindelser som har forskjellig kloreringsgrad og klorsubstitusjonsmønster (figur 1).



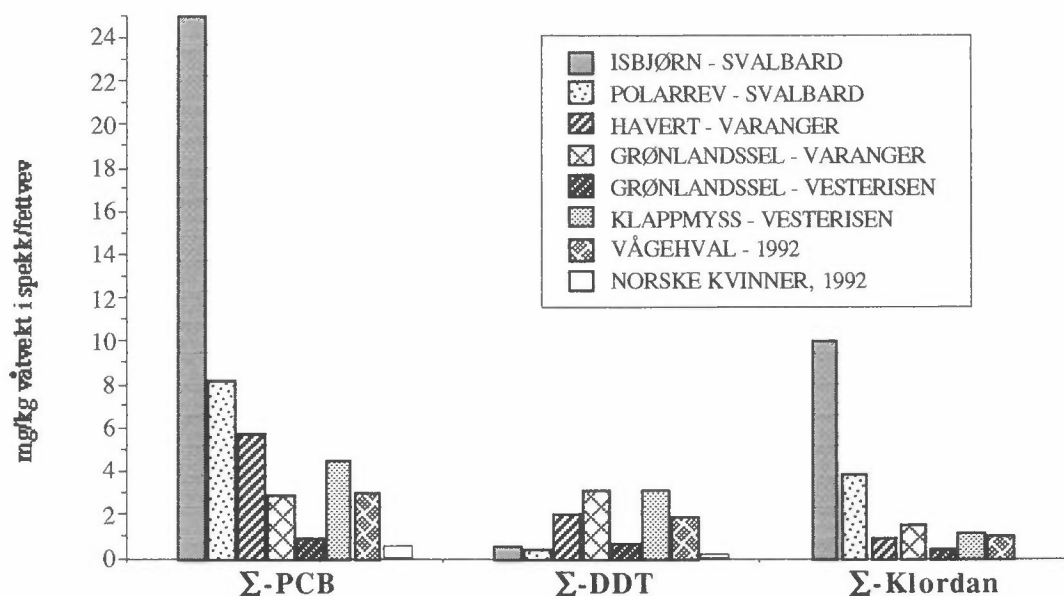
Figur 1: Grunnstruktur av PCB

Bare 130 av disse er identifisert i tekniske blandinger. Når tekniske PCB blandinger kommer ut i miljøet vil forskjellige arter ha ulik evne til å metabolisere/omdanne PCB forbindelsene (avhengig av antall klor og klorsubstitusjonsmønster). Det betyr at det skjer en filtrering i næringskjeden som resulterer i at PCB mønsteret i f.eks. isbjørn vil være svært forskjellig fra tilsvarende mønster i sel (Boon et al. 1991; Norheim et al. 1992).

Kartlegging av klorerte miljøgifter har siden 1970-årene avslørt global spredning, der langtransport, spesielt via luft fra industrialiserte områder i Europa, Eurasia og USA, har resultert i opphopning av betydelige konsentrasjoner i Arktis. Systematisk lang-transport fra varmere til kaldere regioner på grunn av fordampning i varmere regioner og avsetning i kaldere regioner, "cold-trapping", resulterer i at arktisk område blir en miljøgift-felle. Det er registrert geografiske forskjeller med fallende OC konsentrasjoner i isbjørnprøver fra sør til nord i kanadisk Arktis og økning av PCB nivå fra vest mot øst med PCB nivå i norsk isbjørn ca 2-3 ganger høyere enn tilsvarende i kanadisk isbjørn (Norstrøm et al. 1988, Norheim et al. 1992). Det er også påvist fallende konsentrasjonsgradient i spekknivå av PCB og DDT i steinkobbe og nise fra Sørlandet til Finmark (Skåre et al. 1988, Espeland 1993, Kleivane et al. 1994). Grønlandsel fra Vestisbestanden er mindre belastet med OC forbindelser enn grønlandsel fra Østisbestanden. Det må imidlertid påpekes at det ved slike sammenligninger må tas hensyn til naturlige biologiske variasjoner og eventuelle forskjeller i analysemetodikk. Idag er det vanlig å kvantifisere hver PCB forbindelse for seg ved sammenligning med individuelle standarder. Sum PCB er da summen av konsentrasjonene av de enkelte PCB komponentene. Forskjellige laboratorier kan imidlertid summere forskjellig antall enkeltforbindelser. Det kan bety at grunnlaget for sum PCB kan bli noe forskjellig mellom studier. Sammenligninger av PCB nivå mellom laboratorier må derfor gjøres varsomt.

Blant de klorerte organiske miljøgiftene er det spesielt PCB og DDT som har vært gjenstand for nærmere studier, og det foreligger i dag betydelig kunnskap om utbredelse,

forekomst og nivå av disse forbindelsene i naturmiljøet. Felles for klorerte organiske miljøgifter er at de er fettløselige og persistente. På grunn av disse egenskapene oppkonsentreres de i organismers fettvev og akkumuleres i næringskjeder (biomagnifisering). Sammenligning av PCB konsentrasjonene i isbjørnspekk og ringselspekk gir en biomagnifikasjonsfaktor på ca 8 (Muir et al. 1988) og sammenligning av hepatiske PCB konsentrasjoner i ærfugl, krykkje og polarmåke fra Ny-Ålesund gir biomagnifikasjonsfaktorer på henholdsvis 5 og 4 (Savinova et al. 1994). De høyeste konsentrasjonene finnes i fettvev hos arter som utgjør endeled i marine næringskjeder, eksempelvis vågehval, polarrev, sel, isbjørn og menneske (figur 2).



Figur 2: Nivåer av klorerte miljøgifter i spekk/fettvev i noen utvalgte dyrearter. PCB og DDT nivåer i norske kvinner er tatt med for sammenligning (Skåre et al., NVH/VI).

Som det fremgår i figur 2, er det store artsforskjeller i OC nivå. Det skyldes ført og fremst ulik eksponering, men også forskjeller i evne til å omdanne miljøgiftene spiller rolle. Det er videre mange ulike faktorer som kjønn, alder, fødevalg, ernæringsstatus, helsestatus, årstid m.m., som kan påvirke nivåene av organiske miljøgifter. (Alle data i figur 2 er fremkommet ved lik analyse prosedyre ved NVH/VI). F.eks. kan de signifikante forskjellene mellom OC nivå i klappmyss og grønlandsel mødre fra Vesterisen delvis forklares med forskjeller i fødevalg og metaboliseringskapasitet. Forskjeller i OC mønster gjenspeiler også at klappmyss søker føde i dypere vannlag enn grønlandsel (Espeland 1993).

I flere arter sjøpattedyr er det også gjort omfattende studier av OC mønster og nivå i mange typer vev (Bernhoft og Skåre 1994).

I tillegg til en oppkonsentrering i næringskjeden ved spredning fra art til art kan miljøgifter

spres fra generasjon til generasjon. Hos pattedyr skjer dette ved at miljøgiftene overføres til fosteret via morkaken eller til diende unger via morsmelk. I noen dager gamle unger av grønlandsel og klappmyss i Vesterisen er PCB og DDT nivåene i spekk/fettvev henholdsvis mellom 57 og 67% og ca 90% av tilsvarende nivå i mordyr (Espeland 1993). Overføring av OC forbindelser fra mordyr til unge er ulik for de forskjellige gruppene av miljøgifter, struktur- og polaritets-avhengig grønlandsel og klappmyss, men synes å være uavhengig av art. Hos fugl og fisk er egg en viktig utskillelsesvei for mor-dyret.

Når det skal foretas en vurdering av risiko forbundet med miljøgiftbelastning, er det nødvendig å integrere informasjon om effekter og eksponering. Informasjon på effektsiden inkluderer data om type, grad og omfang av den skade en miljøgift kan utløse, om skaden er reversibel eller irreversibel, hvilken sammenheng som finnes mellom dose og effekt i det enkelte individ eller dose og respons i en gruppe. Stoffets potens og hvilken effekt/respons som kan forventes ved forskjellige dosenivåer kan da beskrives. På eksponeringsiden må det foreligge data på mengder/konsentrasjoner av det aktuelle stoffet i tilførende medier og hyppigheten og varigheten av eksponeringen. I eksponeringsvurderingen inngår også en karakterisering av hvem eller hva som er eksponert med angivelse av antall individer, bestander, arter eller økosystemer og hvilke særegenheter disse måtte ha. Ideelt ønsker man å kvantifisere dosen på virkningsstedet i den aktuelle organisme/system.

Selv om det i flere tiår har vært drevet forskning på organiske miljøgifter, foreligger det liten kunnskap om konsekvensene av miljøgiftbelastningen i naturen, mens det foreligger en del informasjon om forekomst og nivå av klorerte miljøgifter i ulike dyrearter. Fra forsøk med eksperimentelle dyrearter foreligger en del kunnskap om utvalgte miljøgifters effekter og om mekanismer involvert. For PCB er slike forsøk gjort hovedsaklig med tekniske blandinger eller en eller få enkelt PCB forbindelser (kongenerer). Ekstrapolering av effektinformasjon fra laboratorie pattedyr til f.eks. sel og isbjørn er vanskelig ikke minst fordi miljøgift sammensetningen i f.eks. isbjørn lever eller hjerne er svært ulik motsvarende i sel eller sjøfugl og helt forskjellig fra den/de blandinger som er benyttet i laboratorieforsøkene. Mange av miljøgiftene har relativt lav akutt giftighet, selvom effekten kan variere mye fra art til art. Unge dyr er ofte mer følsomme enn voksne, og følsomheten kan også variere mellom kjønnene. For de fettløselige organiske miljøgiftene vil ernæringsstatus også være av stor betydning. F.eks. vil PCB ved hurtig avmagring i forbindelse med ruging/ungelpleie bli omfordelt fra fettlagre til vitale organer med relativ høy fett%. PCB innhold i f.eks. hjerne vil da kunne øke og konsentrasjonene bli så høye at forgiftning/død ikke kan utelukkes. Eksempler i norsk fauna er lundefugl på Røst og polarmåke på Bjørmøya (Ingebrigtsen et al. 1984; Gabrielsen et al. 1994). Dyrearter som varierer i ernæringsstatus gjennom året, f.eks. sjøpattedyr og isbjørn, vil også kunne være utsatt for dette. Ved lavere konsentrasjoner enn de som fører til akutt død, kan det oppstå effekter som på lang sikt kan ha betydning for dyrenes evne til å overleve. Slike effekter

kan være vanskelige å oppdage siden forgiftningssymptomene sjelden er direkte synlige. Mange av miljøgiftene påvirker sansynligvis mange av kroppens funksjoner. Som eksempler kan nevnes stoffskifte- og hormonelle forstyrrelser, nedsatt immunforsvar, skader på sanse og nervesystem, skader på muskelfunksjonene, forstyrrelser av næringsopptak og fordøyelsessystemet, forstyrrelser i åndedretsorganene og kanskje viktigst nedsatt forplantningsevne.

Toksiske effekter av PCB som vanligst er observert i forsøksdyr etter akutt, subkronisk og kronisk administrasjon av PCB blandinger/enkelt PCB komponenter inkluderer vekttap, hudforandringer, reproduksjonsforstyrrelser, svekket immunforsvar, hormonforstyrrelser, kreftutvikling og neurotoksiske effekter. I hvilken grad en PCB komponent vil virke toksisk vil i hovedsak være avhengig av kloreringsgrad og plassering av kloratomer på fenytringene (figur 1). Det er strukturen (konformasjonen) som avgjør type og grad av giftighet. Det skilles mellom flate (koplanare) og "bulkete" PCB. Per idag vet vi noe om mekanismer for giftighet når det gjelder koplanare og tildels mono-ortho PCB, mens vi vet lite eller ingenting om mekanismer involvert i toksisitet av di-ortho PCB ("bulkete").

Undersøkelser der nivåer av organokloriner er forbundet med skadeeffekter eller reproduksjonsforstyrrelser i ville pattedyr, er først og fremst registrert i sjøpattedyrbestander fra svært forurensete områder. Det er også i disse bestandene at man finner de høyeste OC konsentrasjonene. F.eks. er bestandsnedgang i havert og steinkobbe i Østersjøområdet samt morfometriske forandringer i både havert og steinkobbekranier blitt assosiert med de høye OC konsentrasjonene (Ambio 1993). Hos flere fuglearter er det registrert reduserte ungekull som følge av tynnere og derved skjørere eggskall forårsaket av DDT (NINA). Miljøgiftbelastningen i sjøpattedyr fra nord-Norge og arktis område overskrider ikke de nivåer som med dagens kunnskap er forventet å gi skadelige effekter. Det som idag gir grunn til bekymring i norsk område er mulige skader på forplantningsevnen hos isbjørn på Svalbard. Særdeles høye PCB nivå (gjennomsnittlig 30 mg/kg spekk) er funnet i isbjørn på Svalbard (Norheim et al. 1992, Skåre et al. 1993). Det pågår en omfattende undersøkelse der PCB belastning i isbjørnbinner relateres til eventuelle forstyrrelser i thyroide hormonbalanse og vitamin A status. Det er funnet signifikant negativ sammenheng mellom PCB nivå og vitamin A og thyroide hormon konsentrasjoner i blod. Det arbeides videre med å forstå den biologiske/stoksikologiske betydningen av dette. Et visst antall kjønnsmodne binner følges med satelittsender som registrerer om de går i hi (Ø. Wiig, Polarinstituttet). Ved å sammenfatte informasjon om reproduksjonssuksess, PCB belastning og hormonelle forstyrrelser forventes at på lengre sikt fåes informasjon om eventuelle effekter av PCB på isbjørn.

Som konklusjon kan sies at det foreligger betydelig kunnskap om forekomst og nivå av utvalgte organiske klorerte miljøgifter i ulike pattedyr i Arktis, og også endel kunnskap

om hvilke faktorer, både miljørelaterede og artsrelaterede, som påvirker nivåene. Det er imidlertid store kunnskapshull når det gjelder økologiske virkninger av miljøgiftene i arktiske økosystem, det gjelder spesielt reproduksjons-, immunologiske- og adferdsmessige-effekter av langtidseksposering til subletale nivåer.

Litteraturhenvisninger:

AMBIO: Temahefte 1993, 21

Bernhoft A, Skåre JU: Levels of selected individual polychlorinated biphenyls in different tissues of harbour seals from the southern coast of Norway. 1994, Environ pollut, in press

Boon J.P. et al: The toxicokinetics of PCBs in mammals with special reference to possible interactions of individual congeners with the cytochrome P450-dependent monooxygenase system. 1991; NIOZ 29, 1-30

Espeland O: Klorerte organiske miljøgifter i arktiske og kystnære selarter fra Nord-Norge og Vesterisen. Hovedfagsoppgave, cand.scient. U i Oslo, 1993

Gabrielsen GW, Skåre JU, Polder A, Bakken V: Chlorinated hydrocarbons in glaucous gulls at the southern part of Svalbard. 1994, Science total environ, in press

Ingebrigtsen K, Skåre JU, Teigen SW: Organochlorine residues in two Norwegian puffin colonies. 1984, J toxicol environ health, 14, 813-824

Kleivane L, Skåre JU, Bjørge A, Ruitter E de, Reijnders PJH: Organochlorine pesticide residues and PCBs in harbour porpoise incidentally caught in Scandinavian waters. 1994, Environ pollut, in press

Muir DCG, Wagemann R, Grift NP, Norstrøm RJ, Simon M, Lien J: Organochlorine chemical and heavy metal contaminants in white-beaked dolphins and pilot whales from the coast of Newfoundland. 1988, Arch environ contam toxicol, 17, 613-630

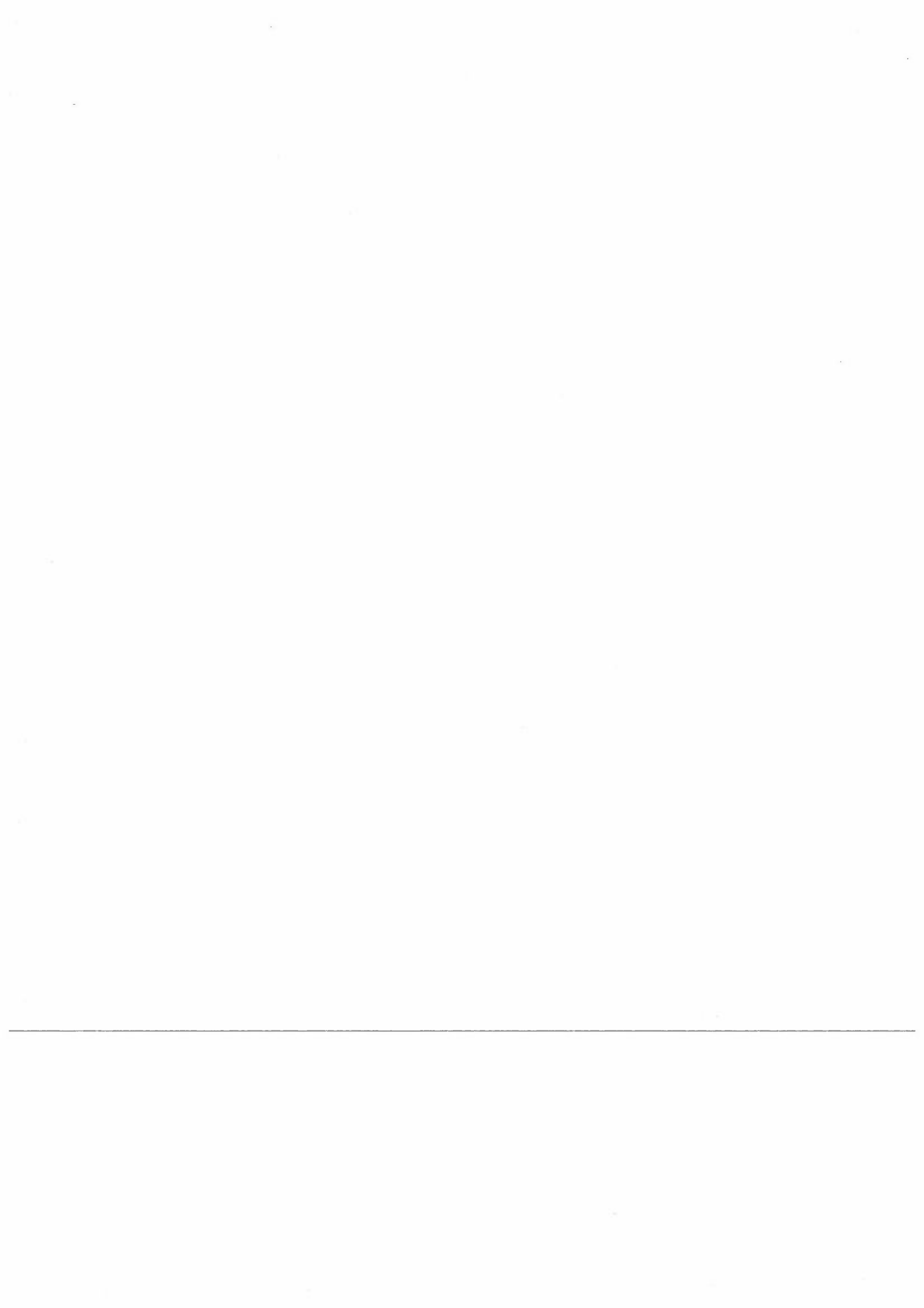
Norheim G, Skåre JU, Wiig Ø: Some heavy metals, essential elements, and chlorinated hydrocarbons in polar bear at Svalbard. 1992, Environ pollut, 77, 51-57

Norstrøm RJ, Simon M, Muir DCG, Schweinburg RE: Organochlorine contaminants in arctic marine food chains: identification, geographical distribution and temporal trends in polar bears. 1988, Environ sci technol 22 1063-1071

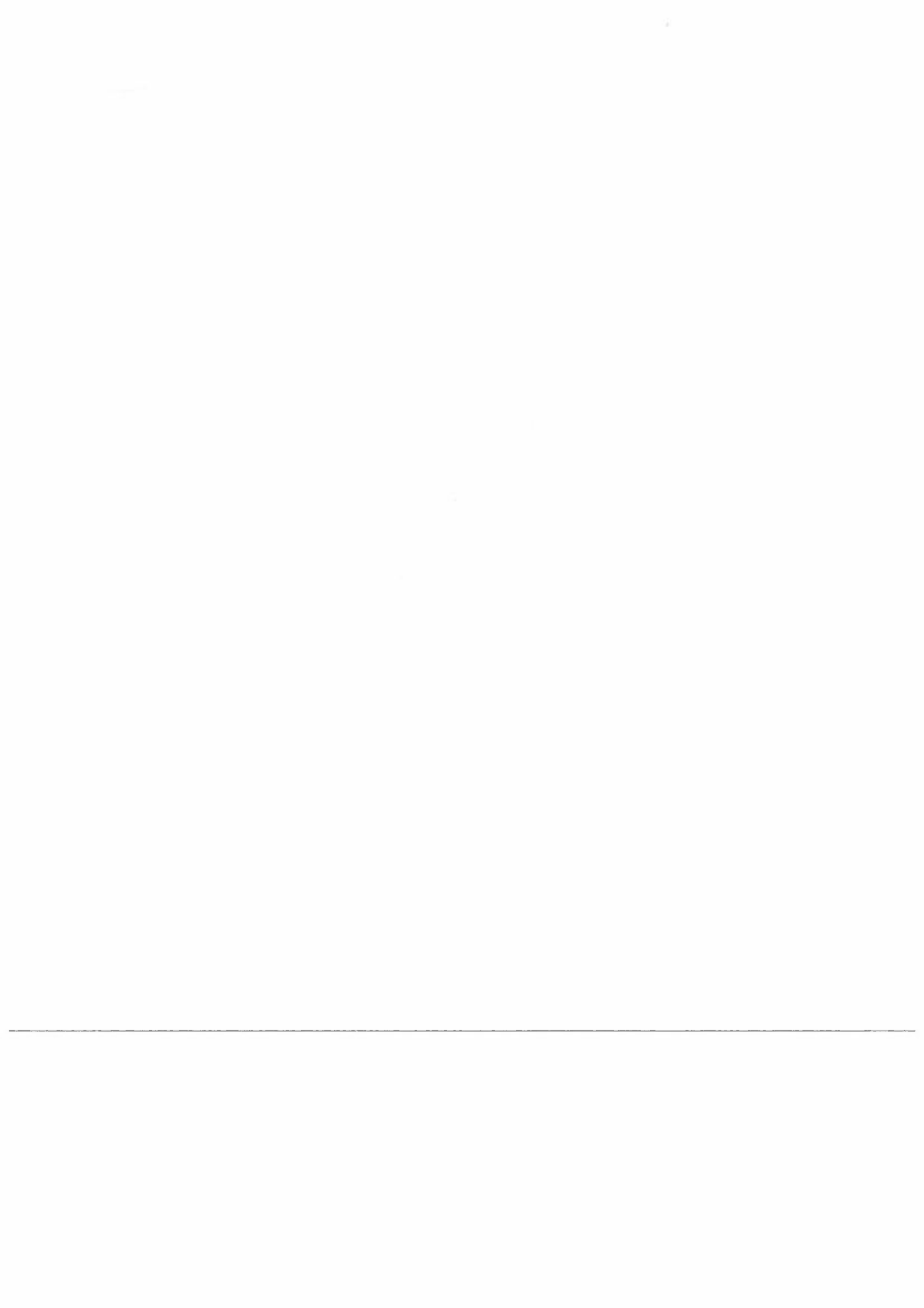
Savinova T, Polder A, Gabrielsen GW, Skåre JU: Chlorinated hydrocarbons in seabirds from the Barents sea region. 1994, The sci of total environ, in press

SFT-rapport nr93:22, Miljøgifter i Norge 1993, ISBN 82-7655-152-1

Skåre JU, Markussen NH, Norheim G, Haugen S, Holt G: Levels of polychlorinated biphenyls, organochlorine pesticides, mercury, cadmium, copper, selenium arsenic and zinc in the harbour seal in Norwegian waters. 1990, Environ pollut, 66, 309-324



Sammendrag av postere



NATURENS TÅLEGRENSER

Tungmetaller og effekter på invertebrater og ferskvannsfisk

Karl Jan Aanes, Torleif Bækken og Magne Grande
Norsk Institutt for Vannforskning, Oslo.

Metoder og materiale.

Det er utført tester for å studere giftigheten av sink overfor invertebrater og fisk i tre forskjellige vanntyper. Testorganismene som ble brukt i tålegrenseforsøkene med sink er gitt i tabell 1. Testene er utført i gjennomstrømmende, semistatiske og statiske systemer og hadde en varighet på inntil 30 døgn. De tre vanntypene (1, 2 og 3) hadde et kalsiuminnhold på ca 2.9, 1.1 og 0.6 mg Ca/l, og pH-verdier på henholdsvis 6.5, 5.0 og 5.0. Tilsvarende var innholdet av organisk stoff (TOC) 2.4, 1.2 og 0.6 mg C/l. Vannkilden er Maridalsvann tilsatt ulike deler avionisert vann. Vanntype 2 og 3 er i tillegg forsuret til pH 5.0 ved hjelp av svovelsyre, også tilsatt 100 µg Al/l. Testtemperatur var 10 C og testene ble utført i en konsentrasjonsrekke med sink fra 0.025 mgZn/l til 3.00 mgZn/l.

Tabell 1. Testorganismer brukt under tålegrenseforsøk med sink.

Krepsdyr:	marflo	(<i>Gammarus lacustris</i>)
	ferskvannsasell	(<i>Asellus aquaticus</i>)
Insekter:	døgnflue	(<i>Baetis rhodani</i>)
	vårflue	(<i>Hydropsyche siltalai</i>)
Snegler:	snegl	(<i>Physa fontinalis</i>)
Fisk:	Laks	(<i>Salmo salar</i>)
	Ørret	(<i>Salmo trutta</i>)
	Røye	(<i>Salvelinus alpinus</i>)
	Harr	(<i>Thymallus thymallus</i>)
	Canadarøye	(<i>Salvelinus namaycush</i>)
	Bekkerøye	(<i>Salvelinus fontinalis</i>)
	Regnbueørret	(<i>Oncorhynchus mykiss</i>)
	Ørekyte	(<i>Phoxinus phoxinus</i>)

Tabell 2. Resultater av noen observasjoner av konsentrasjonen av sink, høsten 1992.

N = antall observasjoner.

Lokalitet	µg Zn/l	Standardavvik µg/l	N
Skjervatjern, Førde, Sogn og Fjordane	2,9	0,36	13
Ørfiske, bekk, Nittedal, Akershus	25	3,4	10
Gislebekken, Sør-Audnedal, Vest Agder, *	18	9,3	3
Audna, " " , **	8,9	4,4	3

* Sur bekk som renner inn i Audna

** Audna er kalket på denne lokaliteten

Resultater

Invertebrater

Artene som ble brukt i disse testene viste ulik toleranse overfor sink. I Maridalsvann (vanntype 1) med sink-konsentrasjon på 2.5 mg Zn/l var vårfluen *Hydropsyche siltalai* mest tolerant, mens marflo og døgnfluen *Baetis rhodani* var mest følsomme artene. Rangeringen etter følsomhet kunne endres noe med endret vannkvalitet, sink-konsentrasjoner og tidspunkt i testforløpet. Testene utført i vanntype 1 ble brukt til å estimere 96 timers LC₅₀-verdier for testorganismene. Disse verdiene var mellom 1,5 og 2,5 mgZn/l for *Baetis rhodani* og *Gammarus lacustris* (fig. 1). For de andre artene ble det ikke registrert under 50% dødelighet i løpet av testperioden på 96 timer i denne vanntypen.

I vanntype 2 bestående av 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 (50%) 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 4 deler avionisert vann forsuret til pH 5) var vannkvaliteten i seg selv tilstrekkelig til å forklare dødeligheten til *Baetis rhodani*. Dødeligheten var 90 eller 100 % etter 96 timer i alle konsentrasjonene (fig. 1).

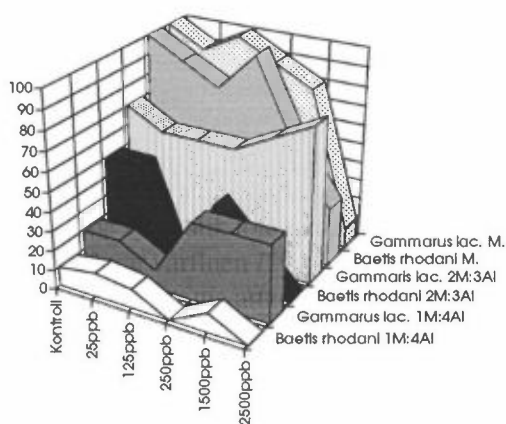


Fig. 1. Overlevelse av døgnfluen *Baetis rhodani* og krepsdyret marflo (*Gammarus lacustris*) i 3 ulike vanntyper, ved ulik Zn eksponering etter 96 timer. Testtemperatur 10 C.

Testen med *Gammarus lacustris* (marflo) i vanntype 2 viste ingen tendens til økt dødelighet med økende konsentrasjon av sink. Dødeligheten var størst i kontrollen og i testvann med 0.125 mgZn/l. I det mest ionefattige vannet, vanntype 3, var effektene av sink uklare. Det var en svak tendens til lavere dødelighet ved høyere konsentrasjoner (fig. 1). Kontrollen viste at det sure testvannet i seg selv var toksisk også uten tilsetning av sink.

Ferskvannsasellen *Asellus aquaticus* ble tydelig påvirket av høye konsentrasjoner av sink (2.5 mgZn/l) ved eksponering i 168 timer. I de øvrige konsentrasjonene var det ingen virkninger. I vanntype 2 var det lav dødelighet og bare små forskjeller mellom ulike konsentrasjoner. I den mest ionefattige vanntypen (type3) var det også lav dødelighet unntatt i testløsningen med 2.5 mgZn/l. Her var dødeligheten 40 %.

Sneglen *Physa fontinalis* ble sterkt påvirket av høye sinkkonsentrasjoner (2.5 mgZn/l) i Maridalsvann. Bare 10 % overlevde i løpet av 168 timer. Det meste av dødeligheten skjedde i perioden mellom 96 og 168 timer. I de andre løsningsene var dødeligheten lav, men sneglene ble inaktive ved langt lavere konsentrasjoner. I testvann 2 var det økt dødelighet ved de to høyeste konsentrasjonene av sink (1.5 og 2.5 mgZn/l), mens det i testvann 3 bare ble registrert dødelighet i testløsningen med 2.5 mgZn/l.

For vårfluen *Hydropsyche siltalai* ble det ikke registrert dødelighet i noen av testløsningene.

I langtidsforsøkene ble det registrert tilnærmet samme driv av døgnfluer i sinkrennen som i referanserenne (fig 2). Drivet økte betydelig i begge rennene etter 2-3 døgn med endret vannkvalitet. Det kunne ikke påvises økt driv som følge av tilsetning av en sink konsentrasjon på ca 25 µg Zn/l. Dette er en sink konsentrasjon som bl.a. ble registrert naturlig i felt ved undersøkelsen i 1993 (tabell 1). I løpet av forsøksperioden var tettheten av flere grupper økt i begge rennene. Økningen var imidlertid langt lavere i sinkrennen enn i referanserenne for nesten alle gruppene (fig. 3). Særlig var det et langt lavere antall nyklekte steinfluenumfer i den sinkpåvirkede renne. Det indikerer at sink omkring 25 µg/l i denne vannkvaliteten kan ha negativ innvirkning på overlevelse og eggkledning hos disse gruppene.

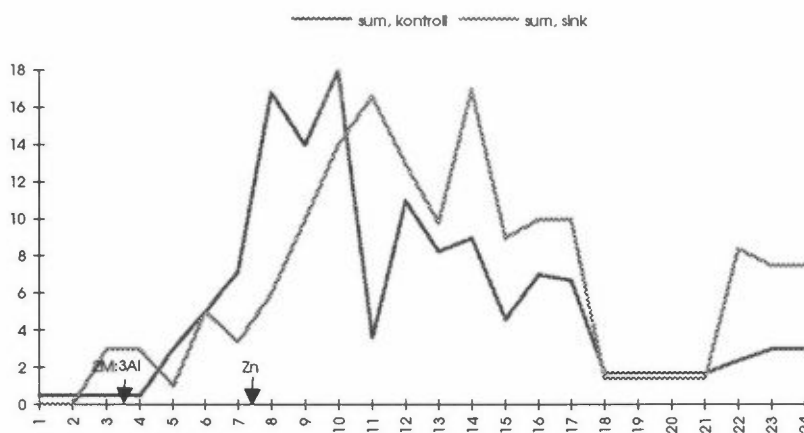


Fig. 2. Totalt driv i kontrollrenne og i sinkpåvirket renne. Tidspunkt for dosering av ny vannkvalitet (begge rennene) og sink i testrennen er avmerket. Forsøksperiode 29nov. -22 des. 1993.

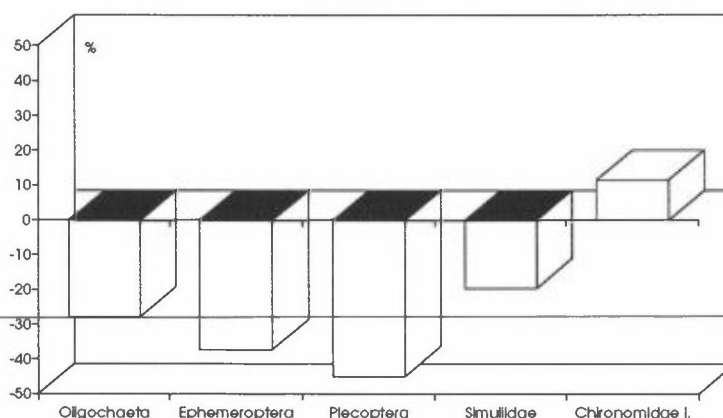


Fig. 3. Relative endringer av de vanligste dyregruppene i sinkpåvirket renne i forhold til kontrollrennen.

Fisk

Forsøkene med fisk viste at giftigheten av sink var størst i vanntype 3, dvs. vann med minst innhold av kalsium og organisk stoff samt lav pH (fig. 4). I denne vanntypen kunne sink utøve akutte giftvirkninger (4-8 døgn) overfor de mest ømtålelige fiskearter (laks) i konsentrasjoner på 10-50 $\mu\text{g Zn/l}$. Dette er konsentrasjoner som ifølge målinger kan opptre i enkelte forsurede lokaliteter (tabell 1). Laks og regnbueørret var mest ømtålelig av laksefiskene, mens bekkerøye tålte mest. Ørekyte viste høyere toleranse overfor akutt giftvirkning enn laksefiskene (fig. 5).

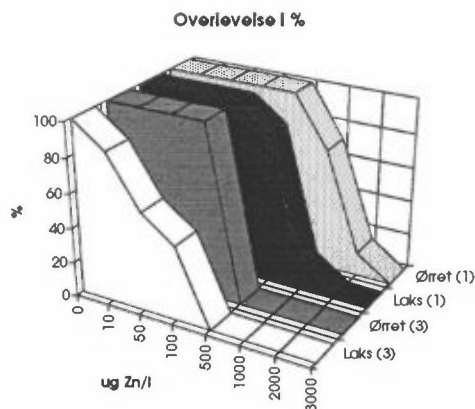


Fig. 4. Ørret (Tunhovd) og laks (Sandvikselva) testet i to vanntyper ved ulik eksponering av sink. Resultater etter 4 døgn. Vanntype 1 : Ca = 2,9 mg/l, pH = 6,6, TOC = 2,4 mg C/l, LAI = 8
Vanntype 3 : Ca = 0,6 mg/l, pH = 5,0, TOC = 0,6 mg C/l, LAI = 100.

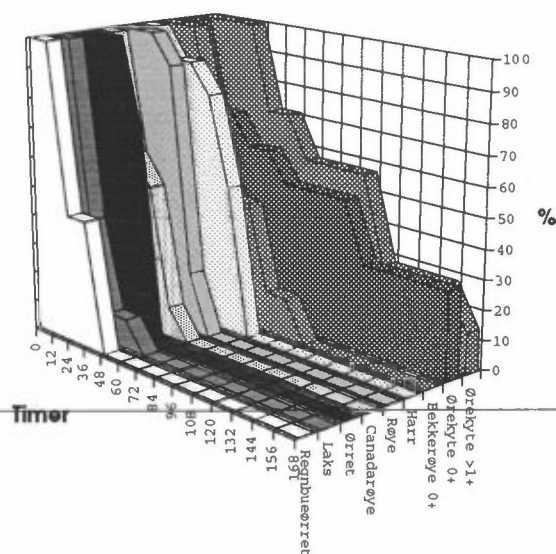


Fig. 5. Test med 7 arter av ferskvannsfisk i vanntype 3 og med en sinkkonsentrasjon på 500 $\mu\text{g Zn/l}$. Resultater etter 7 døgn

Terjevannprosjektet.

Fiskedøden i elver i Vest-Agder, 1993, forklart ut fra observasjoner i et kystnært nedbørfelt.

Dag Olav Andersen
Agder distriktshøgskole -
Vannlaboratoriet.

Observasjoner.

Undersøkelser i nedbørfeltet til Terjevann (ca. 2.5 km fra kystlinjen) viser at kloridinnholdet i bekkevannet økte i siste halvdel av januar fra 10-15 til 30-35 mg/l (jfr. fig. 1). Samtidig økte aluminiuminnholdet (labilt) i de to bekkene h.h.v. fra rundt 100/300 til rundt 600/900 µg/l (jfr. fig. 2).

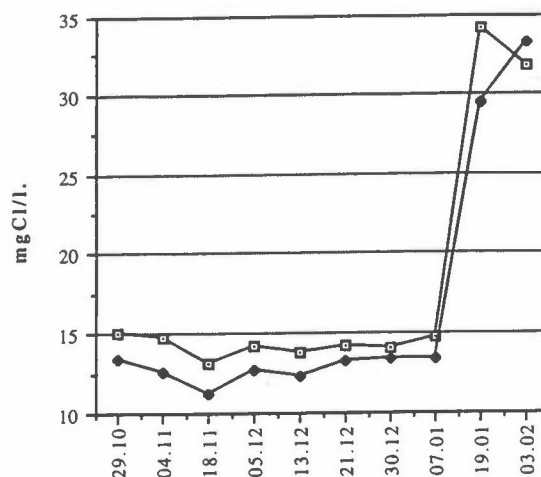
Observasjonene ble gjort i en periode med mye nedbør og sterk vind. Saltinnholdet i nedbøren var så høyt at strømforsyningen ble brutt i store deler av Vest-Agder p.g.a. saltutfelling på ledningsnettet.

I første halvdel av februar kom meldinger om omfattende fiskedød i Songdalselva. Rapporter om tilsvarende forhold i de fleste ikke-kalkede bekker og elver i hele Vest-Agder ble formidlet gjennom pressen de påfølgende ukene.

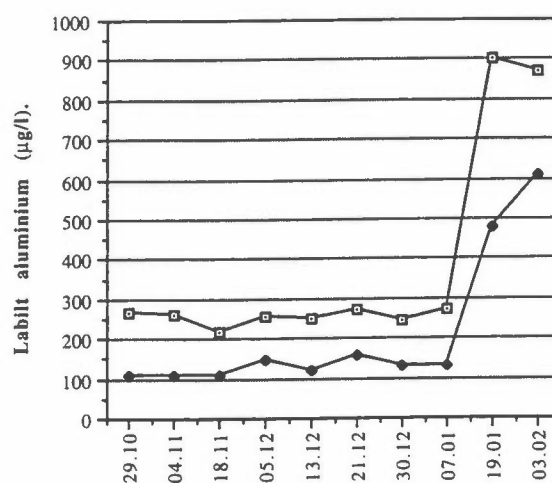
Diskusjon.

Conway postulerte at "andre elementer i avrenning fra nedbørfelt opptrer i samme forhold til klorid som i sjøvann" (Conway 1942). Allmenn gyldighet av utsagnet er tvilsomt (f.eks. Rossby & Egnér 1955, Eriksson 1960), men i denne aktuelle episoden medførte sterk vind rask transport av den fuktige havluften inn mot kysten. Forholdet mellom klorid og natrium/magnesium i nedbøren ble derfor sannsynligvis lite endret fra det i sjøvann.

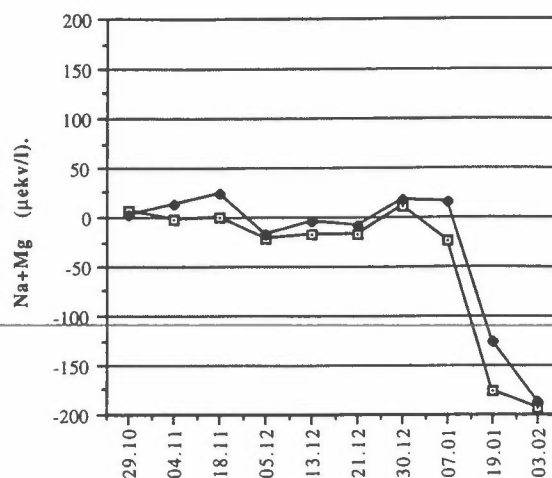
Beregninger av forventet natrium- og magnesiuminnhold i bekkene i Terjevannfeltet viser et "underskudd" på natrium og magnesium (jfr. fig. 3). Økningen i labilt aluminium (forutsatt 3-verdig) og syreinn-



Figur 1. Målt kloridinnhold (mg/l) i de to bekkene i Terjevannfeltet i perioden 29.10.92 til 03.02.93.



Figur 2. Målt aluminiuminnhold (µg/l) i de to bekkene i Terjevannfeltet i perioden 29.10.92 til 03.02.93.



Figur 3. Sjøsaltkorrigert Na og Mg (µekv/l) i de to bekkene i Terjevannfeltet i perioden 29.10.92 til 03.02.93.

hold kompenserer tilnærmet 60% av underskuddet.

Ionebytte i jordsmonnet som følge av høyt saltinnhold i nedbøren, synes altså å føre til de ekstreme aluminiumkonsentrasjonene (labilt) i bekkene i Terjevannfeltet.

Fiskedød ble registrert i områder utsatt for nedbør med høyt saltinnhold. Det høye saltinnholdet medførte sannsynligvis frigivelse av labilt aluminium fra jordsmonnet til bekker og elver.

Ved hydrolyse av labilt aluminium dannes giftige aluminiumsforbindelser (Driscoll m.fl. 1980). Konsentrasjonsnivået behøver ikke være høyere enn rundt 100-150 µg/l før alvorlige skader/fiskedød kan oppstå (Skogheim m.fl. 1984).

Konklusjon.

Ekstremt saltinnhold i nedbøren førte til at dødelige mengder aluminium ble frigitt fra jordsmonnet og tilført bekker og elver i Vest-Agder.

Etterord.

Massedød av fisk i Frafjordelven, Helleelven og Dirdalselven (Rogaland) i 1920 og i Frafjordelven i 1890 og 1921 (Huitfelt-Kaas 1922), var kanskje også en følge av høyt sjøsaltinnhold i nedbøren.

Surstøt forårsaket av sjøsalter er tidligere beskrevet (Skartveit 1981, Langan 1989, Heath m.fl. 1992) og effektene forsøkt verifisert (Sullivan m.fl. 1988, Wright m.fl. 1988). Et slikt storskalaforsøk i et tett vegetert og i et lite vegetert nedbørfelt som delrapporteres her, er imidlertid ikke "gjennomført" tidligere.

Fortsettelsen følger...

Takk til Direktoratet for naturforvaltning som har delfinansiert undersøkelsene.

Litteratur.

Conway, E.J. (1942) : Mean geochemical data in relation to oceanic evolution. - Proc. Roy. Irish Acad. 48 : 119-159.

Driscoll, C.T., J.P. Baker, J.J. Bisogni & C.L. Schofield (1980) : Effect of aluminum speciation on fish in dilute acidified waters. - Nature 284 : 161-164.

Eriksson, E. (1960) : The yearly circulation of chloride and sulfur in nature ; meteorological, geochemical and pedological implications. Part II. - Tellus XII : 63-109.

Heath, R.H., J.S. Kahl, S.A. Norton & I.J. Fernandez (1992) : Episodic stream acidification caused by atmospheric deposition of sea salts at Acadia National Park, Maine, United States. - Water Resour. Res. 28 : 1081-1088.

Huitfelt-Kaas, H. (1922) : Om aarsaken til massedød av laks og ørret i Frafjordelven, Helleelven og Dirdalselven i Ryfylke høsten 1920. - Norsk Jæger Fiskefor. Tidsskr. 1/2 : 37-44.

Langan, S.J. (1989) : Sea-salt induced streamwater acidification. - Hydrological Processes 3 : 25-41.

Rosby, C.G. & H. Egnér (1955) : On the chemical climate and its variation with the atmospheric circulation pattern. - Tellus VII : 118-133.

Skartveit, A. (1981) : Relationships between precipitation chemistry, hydrology and runoff acidity. - Nordic Hydrology 12 : 65-80.

Skogheim, O.K., B.O. Rosseland & I.H. Sevaldrud (1984) : Deaths of spawners of Atlantic salmon (*Salmo salar* L) in river Ognå, SW Norway, caused by acidified aluminium-rich water. - Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 61 : 195-202.

Sullivan, T.J., C.T. Driscoll, J.M. Eilers & D.H. Landers (1988) : Evaluation of the role of sea salt inputs in the long-term acidification of coastal New England lakes. - Environ. Sci. Technol. 22 : 185-190.

Wright, R.F., S.A. Norton, D.F. Brakke & T. Frogner (1988) : Experimental verification of episodic acidification of freshwaters by sea salts. - Nature 334 : 422-424.

BRUK AV MINIØKOSYSTEM FOR STUDIER AV TUNGMETALLTRANSPORT I TERRESTRISKE ØKOSYSTEMER

Bjørn Ove Berthelsen¹, Eiliv Steinnes¹ og Asbjørn Fjellvikås²

¹ Kjemisk institutt, Universitetet i Trondheim, AVH, 7055 Dragvoll

² Det Matematisk Naturvitenskapelige Fakultet, Fellesverkstedet, Universitetet i Trondheim, AVH, 7055 Dragvoll

Innledning

Bruk av miniøkosystemer for studier av tungmetallomsetning i jord og planter, er begrunnet med basis i et system der flere betingelser kan kontrolleres (nedbør, jordvæske dreneres fra et gitt jord-volum etc.). Samtidig vil bruk av miniøkosystemer kunne innebære et mer naturlig samspill mellom kjemiske, biologiske og mikrobielle faktorer i jord, enn bruk av f. eks. lysimetre.

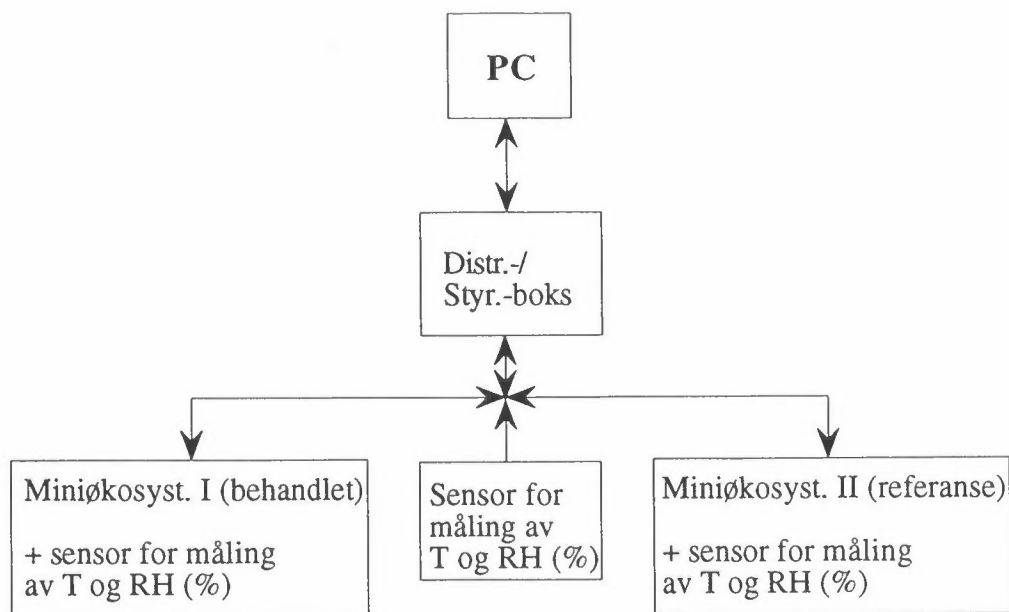
Denne undersøkelsen har to hovedmål:

- 1) Studere transport av tungmetaller gjennom jord (podsol) i et system tilført sterkt forhøyde konsentrasjoner av komponenter forbundet med atmosfærisk langtransport, relativt til et system tilført små mengder av disse komponentene.
- 2) Sette opp budsjetter for akkumulert tungmetallinnhold i vegetasjon og jord med basis i tilførte mengder via nedbør, fluks ut av jorda og innholdet i jord og planter.

Eksperimentbeskrivelse

To blokker av skogsjord med tilhørende vegetasjon (1,5x1x0,55 m) ble henta inn intakt og plassert utendørs i kasser dekket innvendig med vinyl og med en overbygning av plexiglass. Miniøkosystema er gravd ned i bakken slik at bakkenivået er likt ute og inne. I hvert miniøkosystem, pluss utendørs, er plassert sensorer for måling av temperatur og relativ fuktighet i luft. Måleverdier for disse parametrene logges hvert minutt på en PC med innlagt programvare for innsamling og bearbeiding av data.

Klimaet i økosystema reguleres på basis av forskjeller mellom temperatur og relativ fuktighet i luft ute og inne. Vifter påmontert økosystema slås på ved forskjeller i måleverdier for luft-/temperatur og fuktighet ute og inne større enn henholdsvis 1,5°C og 10 %, og slås av ved forskjeller i måleverdier på henholdsvis 0,6°C og 6 % (enkel av/på-regulering styrt fra PC). Alle enhetene er koblet sammen via en distribusjons- og styringsboks (Figur 1).



Figur 1 Skjematisk framstilling av eksperimentoppsettet.

Jordblokkene med intakt vegetasjonsdekke er henta inn fra Kaldvelladalen, Sør-Trøndelag, et område svært lite berørt av atmosfærisk langtransport. Vegetasjonstypen i miniøkosystema er klassifisert som kontinental, relativt fattig blåbær-granskog, der dominerende arter i tillegg til blåbær, er smyle, tyttebær, etasjehusmose, furumose og blanksigdmose. Jordprofilene er klassifisert som Ortio Humo-ferric Podzol (canadisk klassifikasjonssystem), og de er kutta av i overgangen mellom B- og C-sjikt (ca. 55 cm dybde).

Metodikk

I tillegg til hyppige målinger av luft-temperatur og relativ fuktighet i luft i og utenfor miniøkosystemene, logges også disse parametrene i feltområdet (Kaldvelladalen), ved hjelp av batteridrevet logge-utstyr. Lysmålinger vil bli foretatt i og utenfor miniøkosystemene og i feltområdet flere ganger i løpet av kommende feltsesong.

Alle jord-sjikt og vegetasjonsarter i feltområdet ble prøvetatt ved innhenting av jord og vegetasjon til eksperimentet. En tilsvarende prøvetaking vil bli foretatt i miniøkosystemene ved avslutning av eksperimentet. Jorda vil også bli analysert med hensyn på mengde sopp-biomasse og tungmetallinnhold i mycel fra ectomycorrhiza i humuslaget før oppstart og etter avslutning av eksperimentet. Jordvæske fra miniøkosystema prøvetas hver dag via en ca. 8 cm² stor gjennomføring i bunnseksjonene. Denne skal analyseres med hensyn på alle komponenter tilført via kunstig nedbør (Tabell 1) pluss løst organisk karbon.

Nedbørstilførselen er basert på en årlig mengde på 1000 mm, med naturlige mengdevariasjoner over året innlagt. Nedbøren er satt sammen fra de-ionisert vann, metall-

salter, svovelsyre og saltsyre. Utgangspunktet for nedbørssammensetningen i henholdsvis behandlet og referanse-miniøkosystem, er mengdeforholdet mellom ulike komponenter i nedbør på Birkenes og i Selbu og en Pb-konsentrasjon i nedbøren på $300 \mu\text{g l}^{-1}$ (behandlet). Beregnede årlige avsetninger av nedbørskomponenter i miniøkosystemene er gitt i Tabell 1.

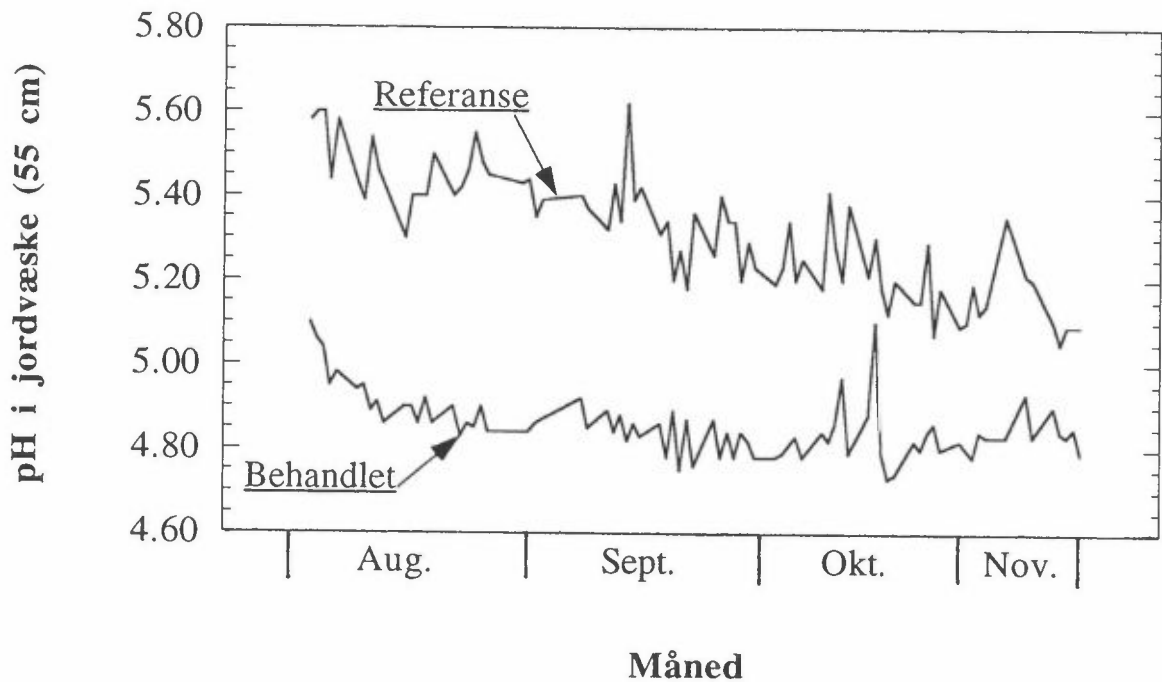
Tabell 1 Beregnede årlige avsetninger av nedbørskomponenter i miniøkosystemene ($\text{mg} = \text{mg m}^{-2} \text{ år}^{-1}$, $\text{g} = \text{g m}^{-2} \text{ år}^{-1}$)
Verdiene for H^+ er gitt i mekv $\text{m}^{-2} \text{ år}^{-1}$.

KOMPONENT	BEHANDLET	REFERANSE
Pb	300 (mg)	0,2 (mg)
Cd	6 (mg)	0,06 (mg)
Cu	83 (mg)	0,1 (mg)
Zn	621 (mg)	1,0 (mg)
As	42 (mg)	————
V	87 (mg)	————
Ca	1,46 (g)	70,1 (mg)
Mg	1,64 (g)	140,0 (mg)
K	1,13 (g)	80,2 (mg)
Na	11,95 (g)	1,11 (g)
NH_4	1,62 (g)	90,0 (mg)
NO_3	7,54 (g)	219,3 (mg)
SO_4	16,82 (g)	9,3 (mg)
Cl	17,93 (g)	2,38 (g)
H^+	99,2 (mekv)	0,39 (mekv)
pH	4,0	5,5

Nedbøren tilføres manuelt (8-10 l pr. vanning) over en periode på ca. 1 1/2 time.

Noen resultater/Diskusjon

Foreløpig foreligger bare resultatene for pH i jordvæske. Figur 2 viser tidsutviklingen for pH i jordvæske prøvetatt under B-sjikt i perioden august -medio november.



Figur 2 pH i jordvæske på 55 cm dybde for behandlet og referanse-miniøkosystem (under B-sjikt). Siste målinger er foretatt 19. november.

pH i jordvæske i behandlet miniøkosystem er signifikant lavere enn i referanse-økosystemet ($p \leq 0,0005$). pH i jordvæske viser imidlertid en nedadgående trend over tid i begge miniøkosystemene ($p \leq 0,05$ /tidsserie-analyse). Dette kan være et resultat av den sterke manipuleringen som tross alt er gjort, ved uttak av jord og vegetasjon til eksperimentet. Slike manipuleringer (som f. eks. også flatehogst) kan medføre sterk opphoping av NH_4^+ i humuslaget. Dette vil gi en sterk økning av nitrifikasjon i jord, som er en syreproduserende prosess, og gir som resultat økt nedvasking av H^+ fra humuslaget.

Alle komponenter tilføres miniøkosystema som våtavsetning. I virkeligheten avsettes en signifikant andel av mange komponenter tørt. Dette kan innebære en raskere omsetning av en del komponenter i jord i miniøkosystema relativt til naturlig jord. I tillegg vil bidraget fra direkte avsetning på vegetasjon reduseres sterkt, i og med fraværet av tørravsetning. Voksen barskog er et effektivt filter for tørravsetninger. Dessuten er krone-utlekkning av komponenter og transport via strøfall viktige faktorer som ikke kan gjenskapes i dette miniøkosystem-eksperimentet. Som ved bruk av lysimetre, vil transporten og transporthastigheten av komponenter i jord kunne være høyere i miniøkosystema, nær kanten mot veggen, i forhold til naturlig jord. Sammen med tilførsel av nedbør over relativt kort tid, vil dette kunne gi unormalt rask og sterk respons når det gjelder innholdet av komponenter i jordvæska. Det er allikevel grunn til å tro at slike eksperimenter kan gi mye nyttig kunnskap, med en rimelig god kjemisk og økologisk overføringsverdi til naturlige systemer.

OMSETNING AV ATMOSFÆRISK TILFØRTE ELEMENTER I JORD OG PLANTER - STATUS OG KUNNSKAPSHULL

Bjørn Ove Berthelsen og Eiliv Steinnes

Kjemisk institutt, Universitetet i Trondheim, AVH, 7055 Dragvoll

Innledning

Det har lenge vært kjent at de sørligste deler av Norge mottar betydelige mengder med elementer som Pb, Cd og As via atmosfærisk langtransport fra andre deler av Europa (1). Dette har ført til markert økte nivåer av en del elementer i humuslaget i denne landsdelen sammenlikna med andre deler av landet (2). Denne regionale trenden er mindre tydelig i B-sjiktet og fraværende i C-sjiktet (3), hvilket ytterligere understreker betydningen av atmosfærisk langtransport for kontaminering av naturlig overflatejord i denne landsdelen. En mer detaljert prøvetaking av humusjord fra våre 4 sørligste fylker har videre vist at de høyeste konsentrasjonene av elementer forbundet med atmosfærisk langtransport finnes innenfor et belte på 20-40 km fra kysten (4). Innenfor denne sonen når konsentrasjonene av Pb og Cd nivåer opp mot henholdsvis 200 og 3-4 ppm. Metall-nivåer i høyere planter viser liknende regionale variasjoner som for overflatejord. Konsentrasjoner av Pb og Cd i arter som bjørk, furu, tyttebær og røsslyng er en faktor 5 eller mer høyere i Sør-Norge sammenlikna med Vest- og Midt-Norge (5, 6).

Perspektiver

Sammenhengen mellom atmosfærisk tilførsel av visse elementer og kontaminering av naturlig overflatejord og høyere planter er altså godt dokumentert gjennom en rekke undersøkelser. Men hva er framtidsperspektivene for forskning på omsetning av metaller og andre elementer i jord og planter? Hva vet vi om omsetning av atmosfærisk tilførte elementer i jord og planter, og på hvilke områder trenger vi mer kunnskap? Følgende punkter oppsummerer viktige forskningsområder som går på metallomsetning i jord og planter:

-
- Kartlegging av jord og planter med hensyn på nivåer for atmosfærisk tilførte elementer (nasjonalt, regionalt og lokalt).
 - Residenstid for metaller og andre elementer i naturlig overflatejord.
 - Hvilke faktorer påvirker eller kan påvirke residenstiden for elementer i overflatejord?
 - Plantetilgjengelighet av atmosfærisk tilførte elementer.
 - Spesifikt hva har egenskaper i jorda å si for metall-opptak i høyere planter?

- Er det direkte atmosfærisk nedfall eller rotopptak som betyr mest for element-innholdet i planter?

Status og kunnskapshull

Nedfallsmønsteret over Norge er kartlagt i detalj ved analyse av mose gjennom landsomfattende kartlegginger i 1977, 1985 og 1990. Høye verdier for Pb, Cd, As og Sb i mose i de sørligste landsdeler (7), bekrefter betydningen av atmosfærisk langtransport for nedfall av disse elementene. Landsomfattende kartlegginger med bruk av mose som bio-monitor utgjør derfor et viktig tillegg til jevnlig overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør, som ivaretas av NILU.

Kartlegging av jord med hensyn på akkumulering av atmosfærisk tilførte elementer er utført i landsmålestokk i 1977 (2) og i 1985 (3). Basert på et landsomfattende jord-materiale samla inn i 1985, har Steinnes og Njåstad (8) benytta to metoder for å korrigere elementinnholdet i humuslaget for bidrag fra mineralfraksjonen. De har sett på forholdet mellom konsentrasjoner i A- og C-sjiktet, og de har brukt elementsammensetningen i C-sjiktet og verdier for glødetap til å korrigere konsentrasjonene i humuslaget for mineralsk bidrag. Korrigeringene resulterte i mye høyere nivåer av spesielt Pb og Cd i humuslaget i det sørlige Norge sammenlikna med andre landsdeler. Lite arbeid er til nå gjort når det gjelder akkumulering og fordeling i jordprofiler av elementer som As, Sb og Bi. Og hva med Sn? Ingen ting er gjort med hensyn på kartlegging av innholdet av dette elementet i jord og høyere planter.

Hvor lang er residenstiden for atmosfærisk tilførte elementer i jord, og hvilke faktorer påvirker denne? Residenstid kan defineres ved bruk av en steady-state tilnærming (9):

$$MRT = \frac{Q}{F} \quad [1]$$

der MRT er midlere residenstid, Q er reservoar-innholdet og F er netto fluks av elementet gjennom systemet. Internasjonalt har det vært gjennomført en del undersøkelser omkring dette. Tyler (10) estimerte residenstider for Pb, Zn og Cd i A-sjikt til henholdsvis >200, 9 og 20 år. Friedland *et al.* (9) påviste synkende residenstid for Pb i A-sjikt, trolig i takt med en sterkt redusert atmosfærisk tilførsel av Pb. Andre faktorer som kan påvirke residenstiden for elementer i jord er jordforsuring, hvilken vegetasjonstype det organiske materialet i jord er danna fra, flatehogst og akkumulering i mikrobielle strukturer. Tyler (10) har gjennom lysimeter-undersøkelser påvist en sammenheng mellom økende forsuring og økende utlekking av spesielt Zn og Cd fra jordas humuslag. Cu, og spesielt Pb, viste seg å være sterkt bundet i humus selv ved ganske sterk syrepåvirkning. Organisk materiale med ulik vegetasjonsbakgrunn kan påvirke metallbindings-kapasiteten, spesielt ved økende forsuring.

Krosshavn *et al.* (11) har gjennom batch-ekstraksjoner ved ulike pH-verdier vist at mindre enn 50 % av tilført Zn bindes i myrjord ved pH 3, mens over 70 % bindes i organisk materiale fra furuskog ved den samme pH-verdien.

I en del undersøkelser har det imidlertid vist seg vanskelig å forklare bindingsmønstre for tungmetaller som Zn, Cd og Cu i jord ved hjelp av jordkjemi alene. Berthelsen *et al.* (12) fant ingen sammenheng mellom store tilførsler av kunstig sur nedbør og økt mobilitet av Pb, Zn, Cd og Cu i jord. Men sure nedbørs-episoder kan øke mobiliteten av alle disse metallene (12). Undersøkelser av metallinnhold i humuslaget i skog og hogstfelt har vist økende utvasking av Pb etter flatehogst, mens Zn, Cd og Cu i mye sterkere grad holdes tilbake i humuslaget på hogstflater (13). Den økende utvaskingen av Pb etter flatehogst er trolig assosiert med en økt omsetning av organisk materiale, og transport av organiske Pb-komplekser ut av humuslaget. Effekten av flatehogst på omsetning av metaller i jord bør imidlertid undersøkes i større målestokk, f. eks. i regional skala. En vesentlig del av de mengder Zn, Cd og Cu akkumulert i humuslaget kan være bundet i underjordisk sopp-biomasse, og spesielt i mycel fra ectomycorrhiza, mens høyst 30 % av Pb-innholdet i humus kan forklares på denne måten (14). Men kan endra forsøringsstatus eller andre faktorer påvirke omsetningen av Zn, Cd og Cu selv om disse elementene hovedsaklig er akkumulert i sopp-biomasse? Dette har ennå ikke vært gjenstand for undersøkelser.

I tillegg til store forskjeller mellom Sørlandet og Vest-/Midt-Norge når det gjelder konsentrasjoner av Pb og Cd i høyere planter (5, 6), er det store artsforskjeller med hensyn på nivåer av spesielt Cd og Zn (5, 6). Artsforskjellene er atskillig mindre når det gjelder innholdet av Pb og Cu (5, 6). Steinnes og Brekken (15) har dokumentert 25-50 ganger høyere Cd-nivåer i osp enn i rogn, med verdier langt over 1 ppm i blad hos osp (15). Hvilke faktorer er det som medvirker til at noen plante-arter tar opp så mye mer metaller enn andre, og endres dette opptaksmønsteret som funksjon av lokalitet, atmosfærisk nedfall eller ulike egenskaper i jord? Dette er områder der vi har liten eller ingen kunnskap i dag. Alle de nevnte undersøkelsene refererer seg dessuten til punktobservasjoner; ingen kartlegging av innhold/opptak av atmosfærisk tilførte elementer i høyere planter er hittil utført i regional skala.

Et større plante-materiale basert på 11 ulike vegetasjonsarter er samla inn på flere lokaliteter (skog og ombrogen myr) på Sørlandet og i Sør-Trøndelag i 1982 og 1992. I lys av de store reduksjonene observert i det atmosfæriske nedfallet av Pb, Cd og Zn over det sørlige Norge i løpet av de siste 15 åra (16, 17), kan kanskje denne undersøkelsen si noe mer om den relative betydningen av direkte atmosfærisk nedfall kontra rotopptak av metaller for innholdet i planter.

Litteratur

- (1) Hanssen, J.E., Rambæk, J.P., Semb, A og Steinnes, E. (1980), "Atmospheric deposition of trace elements in Norway", i Proceedings: *Ecological Impact of Acid Precipitation*, Oslo-Ås, 116
 - (2) Allen, R.O. og Steinnes, E. (1980), "Contribution from long-range atmospheric transport to the heavy metal pollution of surface soil", i Proceedings: *Ecological impact of Acid Precipitation*, Oslo-Ås, 102
 - (3) 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", i Proceedings: *Heavy Metals in the Environment (vol. 1)*, Lindberg, S.E. og Hutchinson, T.C. (eds.), CEP Consultants, Edinburgh, 291
 - (4) Steinnes, E., Solberg, W., Petersen, H.M. og Wren, D. (1989), *Water, Air and Soil Pollution* **45**, 207
 - (5) Solberg, W. og Steinnes, E. (1983), "Heavy metal contamination of terrestrial ecosystems from long-range atmospheric transport", i Proceedings: *Heavy Metals in the Environment (vol. 1)*, 170
 - (6) Gjengedal, E. (1992), "Uptake and mobility of metals in naturally growing plant species in catchments subjected to long-term experimental changes in soil acidification," Dr. scient-avhandling, UNIT/AVH
 - (7) Steinnes, E., Rambæk, J.P. og Hanssen, J.E. (1992), *Chemosphere* **25/5**, 735
 - (8) Steinnes, E. og Njåstad, O. (1993), "Reasons for enrichment of metals in the organic surface layer of natural soils", i Proceedings: *Heavy Metals in the Environment (vol. 1)*, Allan, R.J. og Nriagu, J.O. (eds.), CEP Consultants, Edinburgh, 226
 - (9) Friedland, A.J., Craig, B.W., Miller, E.K., Herrick, G.T., Siccama, T.G. og Johnson, A.H. (1992), *Ambio* **21**, 400
 - (10) Tyler, G. (1978), *Water, Air and Soil Pollution* **9**, 137
 - (11) Krosshavn, M., Steinnes, E. og Varskog, P. (1993), *Water, Air and Soil Pollution* **71**, 185
 - (12) Berthelsen, B.O., Årdal, L., Steinnes, E., Abrahamsen, G. og Stuanes, A.O. (1994), *Water, Air and Soil Pollution* **73** (under trykking)
 - (13) Berthelsen, B.O. og Steinnes, E., "Accumulation of heavy metals in soil profiles of forested and clear-cut areas", (upublisert manuskript)
 - (14) Berthelsen, B.O., Olsen, R.A. og Steinnes, E. (1993), "Ectomycorrhizal heavy metal accumulation as a contributing factor to heavy metal levels in forest soils", i Proceedings: *Heavy Metals in the Environment (vol. 1)*, Allan, R.J. og Nriagu, J.O. (eds.), CEP Consultants, Edinburgh, 77
 - (15) Brekken, A. og Steinnes, E. (1993), "Cd uptake in indigenous pasture plants growing in southern Norway", i Proceedings: *Heavy Metals in the Environment (vol. 1)*, Allan, R.J. og Nriagu, J.O. (eds.), CEP Consultants, Edinburgh, 439
-
- (16) SFT (1993), "Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør-årsrapport 1992", **Rapport 533/93**, 296 s.
 - (17) Amundsen, C.E., Hanssen, J.E., Semb, A. og Steinnes, E. (1992), *Atmospheric Environment* **26A/7**, 1309

KVANTITATIV OG KVALITATIV BESTEMMELSE AV LETTFLYKTIGE KARBONYLFORBINDELSER I LUFT

Christian Dye
Norsk Institutt for Luftforskning
Postboks 64
2001 LILLESTRØM

BAKGRUNN

Karbonylforbindelser (opp til ca. 8 C-atomer) har i de senere årene fått stadig økt oppmerksomhet i forbindelse med troposfærekjemi (Carlier *et al.* 1986) og dannelse av oksidanter (ozon) i troposfæren (Simpson 1992; Andersson-Sköld *et al.* 1992). På grunn av karbonylforbindelsenes reaktivitet (aldehyder), polare karakter og lave kokepunkt, oppstår det en rekke praktiske problemer når det skal utvikles målemetoder for disse komponentene. I løpet av de siste 10-15 årene har det vært forsøkt mange ulike målemetoder, som har vist seg å ikke dekke målebehovene fullstendig (Vairavamurthy *et al.* 1992). Derfor vil det ved litteratursøk ofte være problemer å finne måledata for karbonylforbindelser med mer enn 3 C-atomer.

Den måle-metoden som har fått økende tilslutning er basert på en derivatisering av karbonylforbindelsene med 2,4-dinitrofenylhydrazin (2,4-DNPH). For å eliminere interferenser fra ozon suges prøven først gjennom en ozon-scrubber og deretter inn på prøvetakingsrøret. Prøvetakingsrøret inneholder en adsorbent (silika) som er belagt med 2,4-DNPH. Etter prøvetaking vaskes derivatene ut av adsorbenten og prøveekstraktet analyseres med høytrykks væskekromatografi (HPLC) og UV-deteksjon (360nm) (Arnts *et al.* 1989; Slemr 1991).

Forskjellige modifikasjoner av den ovennevnte metoden har de siste 5 årene vært dominerende med hensyn på å frembringe måledata fra utslipp, arbeidsmiljø, og bakgrunnsmålinger. NILU benytter idag metoden i European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP), og vil, som ansvarlig for "Quality Assurance", arbeide for å interkalibrere metoden for regionale EMEP laboratorier i 1994. I tillegg til målingene som inngår i EMEP benyttes metoden også til måling av karbonylforbindelser på Birkenes i 1993.

PROBLEMSTILLING

Metoden anses ikke for å være ferdigutviklet, og det synes som om det er gode muligheter for å utnytte måleprinsippet enda bedre. Følgende punkter beskriver *utvalgte* elementer i metoden som bør kunne forbedres:

1. I kromatogrammene fra bakgrunnsprøver finnes minst 10 -15 komponenter som ikke er identifiserte.
(Dersom det antas at responsfaktorene for disse komponentene ikke avviker mye fra respons-faktorene til de alifatiske aldehydene, kan luftkonsentrasjonene av hver av komponentene anslås å ligge i området 1-500ng/m³.)
2. Bruk av ordinær UV-detektor, i kombinasjon med krevende kromatografiske separasjoner, gir muligheter for interferenser.
3. Gjennomstrømningshastigheten i adsorpsjonsrøret må ikke overskride 2 liter/minutt. På grunn av UV-detektorens begrensede følsomhet, må det totale prøvevolum være flere hundre liter for at tilfredstillende kvantifisering skal kunne gjennomføres. Metodens tidsoppløsning er derfor ikke god nok til å måle intervaller på en time. Med hensyn på troposfærekjemien burde metoden hatt tidsoppløsning på en time.

MÅL

- **Alle prøvene skal analyseres med Diode Array Detector (DAD)**

DAD med fullstendig programvare gir følgende fordeler sammenlignet med en ordinær UV-detektor:

-Det kan tas opp et fullstendig UV-spekter fra 190 -600nm over hele kromatogrammet. Det betyr at til hver komponent i kromatogrammet finnes det et UV-spekter. UV-spekteret er komponent spesifikt.

-Programvaren gir mulighet til å etablere et bibliotek over UV-spektrene. Når ukjente komponenter finnes i prøven, kan det søkes i biblioteket etter spektre som ligner på det "ukjente". Programvaren kommer med forslag til identitet med tilhørende "match"-

faktor. Dette innebærer en betydelig sikrere identifisering enn kun bruk av retensjonstider.

-For hver komponent i kromatogrammet kan det fortas en renhetskontroll. Dette medfører en vesentlig sikrere kvantifisering av alle aktuelle komponenter fordi eventuelle interferenser avdekkes.

-Programvaren gir mulighet til å definere fem separate signaler. Definerings av separate signaler gir mulighet til selektiv deteksjon, uten interferenser. Forutsetningen for å definere slike signaler er eksakt spekterinformasjon.

- **Det skal utvikles en prøveoppbehandling som samtidig oppkonsentrerer prøven.**

Innledende forsøk har vist at det er mulig å oppkonsentrere prøven med en faktor på 10. Denne faktoren vil bidra til at tidsoppløsningen for metoden passer bedre for troposfærekjemiske målinger i bakgrunnsområder. Det er imidlertid en del arbeid som gjenstår før en kan ta i bruk en slik prøveoppbehandling. Metodene som er tenkt benyttet er fast-fase ekstraksjon og væske-væske ekstraksjon. I forbindelse med disse ekstraksjonene må det sannsynligvis letes etter egnede internstandarder.

- **De ukjente komponentene skal identifiseres.**

Det er tenkt å benytte tre teknikker som utfyller hverandre:

Teknikk 1: Det skal utføres LC-MS analyser (Thermo-Spray og Electro-Spray).

Teknikk 2: Resultatene fra LC-MS analysene sammenholdes med tilsvarende LC-DAD analyser.

Teknikk 3: Prøven fraksjoneres og analyseres med GC-MSD. Innledende forsøk har vist at det analyseteknisk er mulig å analysere derivatene av alifatiske aldehyder med GC-MSD.

GJENNOMFØRING:

Med grunnlag i EMEP-dataene vil NILU velge ut "interessante" prøvestasjoner og innhente prøver fra disse i 1994. Prøvene fra de utvalgte stasjonene vil bli benyttet til den skisserte metodeutviklingen.

REFERANSER

Carlier P., Hannachi H., and Mouvier G. (1986)

The chemistry of carbonyl compounds in the atmosphere - a review
Atmos. Environ. **20**, 2079-2099.

Simpson D. (1992)

Long-Period modelling of photochemical oxidants in Europe. Model calculations for July 1985.
Atmos. Environ. **26A**, 1609-1634.

Andersson-Sköld Y., Grennfelt P. and Pleijel K. (1992)

Photochemical ozone creation potentials: A study of different concepts.
J. Air Waste Manage. Assoc. **42**, 1152-1158.

Vairavamurthy A., Roberts J. M. and Newman L. (1992)

Methods for determination of low molecular weight carbonyl compounds in the atmosphere: A review.
Atmos. Environ. **26A**, 1965-1993.

Arnts R. R. and Tejada S. B. (1989)

2,4-dinitrophenylhydrazine-coated silica gel cartridge method for determination of formaldehyd in air: Identification of an ozone interference.
Environ. Sci. Technol. **23**, 1428-1430.

Slemr J. (1991)

Determination of volatile carbonyl compounds in clean air.
Fresenius J Anal Chem **340**, 672-677.

HUMUS I TOPDALSVASSDRAGET, EN REKONSTRUKSJON FOR PERIODEN 1800-1990.

Per Kristian Egeberg
Agder distriktshøgskole, Tordenskjoldsgt. 65, 4604 Kristiansand

INNLEDNING

Humusinnholdet i ferskvann påvirker giftigheten av aluminium^{1,2}, og kan utgjøre en betydelig del av innsjøers protonbalanse. Det er knyttet stor interesse til hva som skjer med humusinnholdet under forsurening. Tidlige studier av sedimentkjerner fra to innsjøer i Sør Norge indikerer en nedgang i konsentrasjonen av løst organisk karbon på ca. 3 mg/l synkront med avtagende pH³. Liknende paleolimnologiske studier i Nord Amerika (PIRLA-prosjektet⁴) ga imidlertid mer blandede resultater. Av 20 undersøkte innsjøer viste 3 innsjøer økende konsentrasjon av løst organisk karbon (LOK) synkront med tiltakende forsurening, bare i en innsjø ble det påvist avtagende LOK-konsentrasjon. De øvrige 16 innsjøene viste variasjoner som var mindre enn usikkerheten i metodene. Noen synoptiske innsjøstudier⁵ viser en negativ korrelasjon mellom atmosfærisk tilførsel av forsurende komponenter og innsjøers innhold av LOK, mens andre studier⁶ ikke viser en slik sammenheng. I Sverige økte konsentrasjonen av LOK i innsjøer mellom 1972-1986 med fra 20 til 120%³⁵. Feltforsøk og eksperimenter med jordsøyler gir likeledes et bilde av hva som skjer med konsentrasjonen av LOK under forsurening^{8,9}.

For å belyse denne problemstillingen ved hjelp av sedimentkjerner fra Topdalsfjorden. Bakgrunnen for dette er at humusinnholdet i innsjøer og elver felles ut når pH og ionestyrke øker i det elvevarvingsområdet¹⁸. Dette er også påvist eksperimentelt, og er den mest plausible forklaringen på den nedgangen i humusinnholdet per i sedimentært organisk materiale langs transekter perpendikulært på vassdraget¹⁹. Sedimentkjerner utgjør således et arkiv over variasjoner i tilførselen av humus fra vassdrag, og kan brukes til å rekonstruere vassdragenes innhold av humusforbindelser.

MATERIALE OG METODER

Sedimentene i det periodevis anoksiske 70 m dype bassenget i Topdalsfjorden ble prøvetatt ved hjelp av en "gravity corer" (Fig. 1). Sedimenter fra Topdalselva ble prøvetatt med en grab og elvevann for isolering av humusforbindelser ble samlet i 20 liters polyetylen tanker. Topdalselva har en årsmidlet vannføring på 55 m³sek.⁻¹ og drenerer et sparsomt befolket (ca. 3 personer/km²) areal på ca. 1850km². Vått og frysetørket sediment ble ekstrahert med standard metoder²², med et sediment/væske forhold på 1:100, og 24 timers ekstraksjonstid. Partikler ble fjernet ved sentrifugering og ekstrahert humus ble kvantifisert spektrofotometrisk etter isolering ved pH 2 og oppløsning i 0.1M NaOH. Løst og suspendert humus fra Topdalselva ble felt ved pH 2, og konsentrert på glødede glassfiber filtre etter 2 oppløsning/utfellingssyklus. ¹³C/¹²C isotopforholdet til humusisolatet og 0.1M HCl behandlet sediment ble bestemt ved Nasjonallaboratoriet for lette isotoper i Bergen, og er rapportert relativt til PDB standarden. Organisk karbon og nitrogen ble bestemt på 0.1M HCl behandlet sediment med en Carlo Erba 1106 element analysator. Sediment akkumulasjonshastigheten ble bestemt med ²¹⁰Pb metoden, ved FORCE Institutterne i København

RESULTATER

Sedimentakkumulasjonshastigheten ble funnet å være 410±26 gm⁻²a⁻¹ og den 78.5cm lange "hovedkjernen" dekker tidsrommet fra ca. år 900 til 1991. Konsentrasjonen av organisk karbon avtar fra ca. 5.8% i overflatesedimentene til ca. 1.5% i sedimenter avsatt før ca. år 1100 (Fig. 2). C/N-forholdet i det sedimentære organiske materialet fluktuerer omkring en verdi på 14 i sedimenter avsatt før år 1800, og viser at markert maksimum i sedimenter avsatt mellom ca. 1900 og 1940. I alle prøvene var C/N forholdet høyere enn 6-8 som er karakteristisk for marint organisk materiale²³, og lavere enn typiske endeledsverdier for terrestrisk organisk materiale i estuarine sedimenter (24²⁴, 18-20⁷). Organisk materiale fra innsjøer i regionen har C/N verdier fra 19-24 (upubliserte data). $\delta^{13}\text{C}$ verdiene i det sedimentære organiske materialet (-24.03 til -23.35‰, gjennomsnittlig -23.7‰) er mer negative enn i karbonatfattige marine sedimenter (-21.3±0.7, n=28)²⁵, og typiske marint endeledsverdier i estuarier (-20.6‰²⁴, -21.0‰⁷). Sammenliknet med verdier for organisk materiale i elvesedimenter (-26.0±1.2, n=19²⁵, -26.6‰²⁴, -27.2 til -27.3‰⁷) er det organiske materialet anrikt på ¹³C.

Konsentrasjonen av humus avtar fra 15mgg⁻¹ i overflatesedimentene til ca. 6 mgg⁻¹ i sedimenter avsatt før ca.

år 1000 (Fig. 3). Dette nivået er sammenliknbart med konsentrasjoner i andre marine bassenger^{19,26,27}. Antydningen til et maksimum i humuskonsentrasjonen i sedimenter avsatt omkring 1930 (Fig. 3) ble bekreftet ved mer detaljerte analyser av to nye sedimentkjerner. Disse viser et veldefinert maksimum i sedimenter avsatt mellom ca. 1900 og 1940 (Fig. 4). Dette sammenfaller med maksimumet i C/N-forholdet. Humusisolatet er svakt anrikt på ¹²C (gjennomsnittlig 0.22‰) sammenliknet med det organiske materialet fra de samme nivåene. Isotopverdiene (-23.75 to -24.27‰) ligger i samme område som rapportert for sedimentære humusforbindelser fra andre områder som mottar både terrestrisk og marint organisk materiale (-23 to -24‰¹⁹). Den gjennomsnittlige $\delta^{13}\text{C}$ verdien for humus isolert fra sedimenter avsatt før 1900 er -23.9‰. Av særlig interesse for dette studiet er de lave $\delta^{13}\text{C}$ verdiene i humus isolert fra sedimenter avsatt i perioden 1900-1940 (Fig. 3). Dette sammenfaller med høye C/N verdier og høye humuskonsentrasjoner (Fig. 4). $\delta^{13}\text{C}$ verdiene til humus isolert fra Topdalselva faller i samme område som $\delta^{13}\text{C}$ verdiene til humus ekstrahert fra elvesedimentene (-26.95 to -27.43‰), og $\delta^{13}\text{C}$ data for andre elvesedimenter²⁵ (-24.2 til -29.2‰, gjennomsnitt på -26.0‰, n=19).

DISKUSJON

Karbonisotopsammensetningen og C/N-forholdet i organisk materiale forandres lite som følge av diagenese^{25,28,29,30,31}, og disse parameterene har blitt anvendt til å karakterisere og differensiere mellom humus forbindelser fra akvatiske, terrestriske, littorale og marine miljø^{19,21,32,33,34,35,36}. Gjennomgangen av resultatene ovenfor viser at det sedimentære organiske materialet og humusforbindelsene består av en blanding av terrestrisk og marint materiale, og at humusmaksimumet i sedimenter avsatt mellom 1900 og 1940 (Fig. 4) skyldes øket avsetning av terrestrisk humus. Den ubetydelige forskjellen mellom $\delta^{13}\text{C}$ verdiene til sedimentært organisk materiale og humusisolatene viser at humifisering av marint organisk materiale bare i liten grad fører til fraksjonering av karbonisotoper. Den relative mengden av terrestrisk og marint humus kan derfor bestemmes ved hjelp av de målte $\delta^{13}\text{C}$ verdiene og karbonisotopforholdet til det terrestriske endeledet (-27.47‰, gjennomsnitt for humus fra Topdalselva) og det marine endeledet (-21‰). Disse beregningene viser at ca. halvparten av det ekstraherte humuset er av terrestrisk opprinnelse. Både det totale innholdet av sedimentært organisk materiale og konsentrasjonen av humus avtar med økende dyp som følge av nedbrytning (Fig. 2 og 3). Det er utviklet en modell for nedbrytning av humus i jord³⁷, og denne modellen er blitt tillempet marine sedimenter³⁸:

$$G(t) = G_0 \exp(3.2(t_0^{0.05} - (t_0 - t)^{0.05}))$$

det t er sedimentlagets alder, t_0 er den tilsynelatende alderen til humus på avsetningstidspunktet (et mål for reaktiviteten), G(t) er sedimentlagets innhold av humus og G_0 er konsentrasjonen av humus da sedimentlaget ble avsatt. Ved hjelp av nedbytningsmodellen er det mulig å rekonstruere sedimentets innhold av terrestrisk humus på avsetningstidspunktet. Alle de målte parameterverdiene indikerer tilnærmet konstante sedimentasjonsforhold (steady state) før ca. år 1700. Humusdata fra 30-76.5 cm ble benyttet til å kalibrere modellen (Fig. 5). Best overensstemmelse mellom observasjoner og modell ble funnet med en t_0 lik 12.61 år. Humusinnholdet ved avsetningstidspunktet kan rekonstrueres ved å benytte denne parameterverdien også for de øvre lagene:

$$G_0 = G(t) \exp(-3.2(1.135 - (1.135 - t)^{0.05}))$$

Ved å multiplisere G_0 med sedimentakkumulasjonshastigheten oppnås et bilde av hvordan sedimentering av terrestrisk humus har variert i perioden 1800-1900 (Fig. 6). Ved århundreskiftet økte sedimenteringen av terrestrisk humus brått med ca. 20% fra et tidligere stabilt nivå. Avsetningshastigheten avtok deretter til bakgrunnsnivå rundt år 1950, og viser der etter en svakt nedgående trend. Sammenfallet i tid mellom starten på humus pulsen og nedgangen i laksefangstene (Fig. 6) indikerer at tilbakegangen i laksestammen skyldes vannkjemiske forhold. Reduksjon av laksestammer som følge av forsuring tilskrives den kombinerte effekten av lav pH og forhøyete konsentrasjoner av uorganiske aluminiumsformer². Giftigheten av aluminium nedsettes som følge av kompleksering med humus¹, og det er en utbredt oppfatning at frigjøring av aluminium som følge av forsuring reduserer konsentrasjonen av humus i vann^{3,8}. Koplingen mellom humusanrikt vann og øket aluminiumgiftighet foreslått her er i konflikt med mekanismene nevnt ovenfor. Det er derfor grunn til å se nærmere på hypotesen at aluminium reduserer humuskonsentrasjonen i vann. Studier av episodiske hendelser, det være seg utlekkingsforsøk⁹, nedbørsepisoder^{39,40} eller sesongvariasjoner⁴¹ viser, i motsetning til hypotesen, en positiv sammenheng mellom konsentrasjonen av total aluminium og LOK. Det er derfor fullt mulig at øket atmosfærisk avsetning av forsurende komponenter øker vannets innhold både av humus og aluminium. Studier av innsjøer, bekker og elver i Topdalselvas dreneringsområde viser en positiv sammenheng ikke bare mellom LOK og total aluminium, men også mellom den antatt giftige Al_i-fraksjonen og LOK⁴¹ (Fig. 7). Det er derfor mulig at forandringen i Topdalselvas vannkjemiske forhold

som fant sted rundt århundreskiftet ikke bare medførte en midlertidig økning i humusinnholdet, men også øket giftighet som følge av øket konsentrasjon av uorganiske aluminiumsformer.

LITTERATUR

- 1 Driscoll, et al., 1980. *Nature*, 284: 161-164.
- 2 Ramamoorthy, 1988. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 45: 634-642.
- 3 Davis, et al., 1985. *Nature*, 316: 436-438.
- 4 Kingston, and Birks, 1990. *Phil. Trans. Soc. Lond. B*, 327: 279-288.
- 5 Jeffries et al., 1986. *Water, Air, and Soil Pollution*, 31: 551-567.
- 6 Gorham, et al., 1986. *Nature*, 324: 451-453.
- 7 Matson and Brinson, 1990. *Limnol. Oceanogr.*, 35: 1290-1300.
- 8 Marmorek, et al., 1987. U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory, Corvallis, Oregon, 110 pp.
- 9 Krug et al., 1985. *JAPAC* 35:109-114
- 10 Swanson and Palacas, 1965. *Geol. Surv. Bull.* 1214-B, B1-B29.
- 11 Kalle, 1966. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 4: 91-104.
- 12 Matson, 1968. Ph.D Thesis, Massachusetts Institute of Technology, Cambridge.
- 13 Sieburth and Jensen, 1968. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 2: 174-189.
- 14 Hair, et al., 1973. *Est. Coast. Mar. Sci.*, 1: 107-111.
- 15 Williams, 1975. In, Riley, P. J. and Skirrow, G. (eds.) *Chemical Oceanography*, Academic Press (London) p. 301-363.
- 16 Sholkovitz, 1976. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 40: 831-845.
- 17 Hunter and Liss, 1979. *Nature*, 282: 823-825.
- 18 Fox, 1984. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 48: 879-884.
- 19 Nissenbaum and Kaplan, 1972. *Limnol. Oceanogr.*, 17: 570-582.
- 20 Shultz and Calder, 1976. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 40: 381-385.
- 21 Hedges, et al., 1992. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 56: 1753-1757.
- 22 Debyser and Gadel, 1981. Editions du CNRS, Paris 447-482.
- 23 Redfield, et al., 1963. In (ed.) M.N. Hill, *The Sea 2*, Intescience (New York), pp. 26-27.
- 24 Jasper and Gagosian, 1990. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 54: 1117-1132.
- 25 Gearing, 1988. In (ed.) B.-O. Jansson, *Lecture Notes on Coastal and Estuarine Studies*, vol. 22, Springer (Berlin) pp. 69-101.
- 26 Stuermer, et al., 1978. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 42: 989-997.
- 27 Simoneit et al., 1979. *Deep Sea Res.*, 26A: 879-891.
- 28 Deines, 1980. In *Handbook of Environmental Isotope Geochemistry*, Vol. 1 (Eds. P. Fritz, and J. Fontes), Elsevier (Amsterdam), pp. 329-406.
- 29 Dean, et al., 1986. *Mar. Geol.*, 70: 119-157.
- 30 Henrichs and Farrington, 1987. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 51: 1-15.
- 31 Henrichs, 1992. *Chem.*, 39: 119-149.
- 32 Schnitzer and Khan, 1978. *Soil Organic Matter*. Elsevier (New York)
- 33 Steelink, 1985. In, *Humic Substances in Soil, Sediments and Water* (Eds.) Aiken, G.R. et al.), Wiley (New York), pp. 457-476.
- 34 Thurman, 1985. In, *Humic Substances in Soil, Sediments and Water* (Eds.) Aiken, G.R. et al.), Wiley (New York), pp. 87-103.
- 35 Andersson et al., 1991. In *Lecture Notes in Earth Sciences* 33: 243-253
- 36 Malcolm, 1990. *Anal. Chim. Acta*, 232: 19-30.
- 37 Janssen, 1984. *Plant and Soil*, 76: 297-304.
- 38 Middelburg, 1989. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 53: 1577-1581.
- 39 Sullivan et al., 1986a. *Nature*, 323: 324-327
- 40 Sullivan et al., 1986b. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.*, 26: 61-75.
- 41 Tyler, 1981. *Water, Air and Soil Pollution*, 15: 353-369.
- 42 Hesthagen and Hansen, 1991. *Aquaculture and Fisheries Management*, 22: 85-91.

Figurtekster

- Figur 1. Lokalisering av prøvetakingsstasjon i Topdalsfjorden.
- Figur 2. Vertikal fordeling av sedimentært organisk karbon (▲), organisk C/N-forhold (Δ) og organisk karbons isotopsammensetning (□).
- Figur 3. Vertikalfordeling av konsentrasjon av humus (▲), humusets isotopforhold (□) og C/N-forholdet (Δ) til det organiske materialet.
- Figur 4. Fordelingen av humus i kjerne A (■), B (▲) og C (□).
- Figur 5. Resultat av kalibrering av nedbrytningsmodellen mot terrestrisk humus
- Figur 6. Fluks av terrestrisk humus fra 1800-1990 (□), og fangsstatistikk for laks i Topdalselva⁴² (▲).
- Figur 7. Sammenheng mellom LOK og Al_i i innsjøer (□) og elver og bekker (▲) i Topdalselvas nedbørsområde⁴⁰

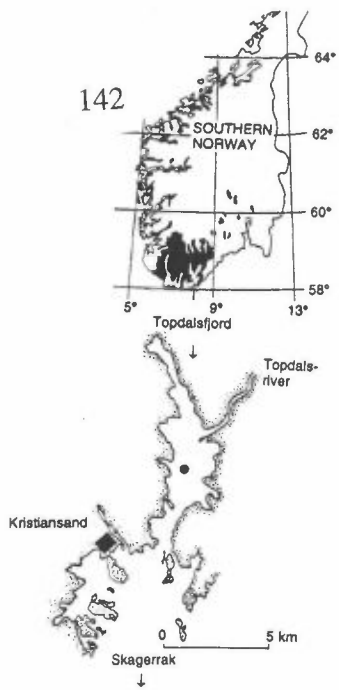


Fig. 1

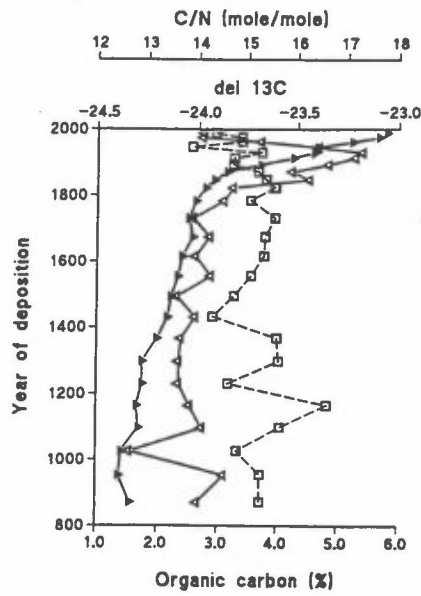


Fig. 2

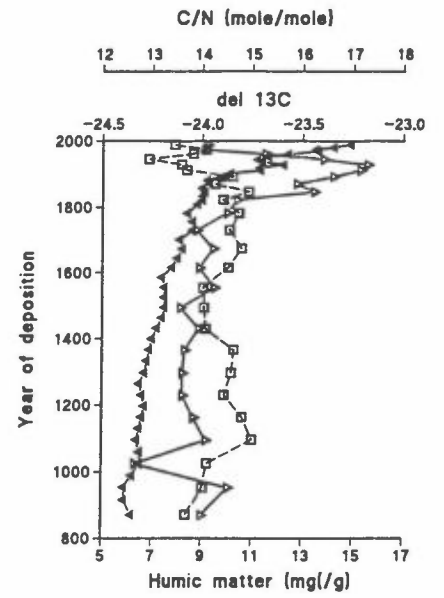


Fig. 3

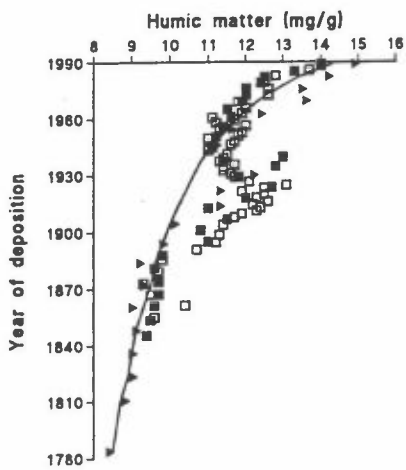


Fig. 4

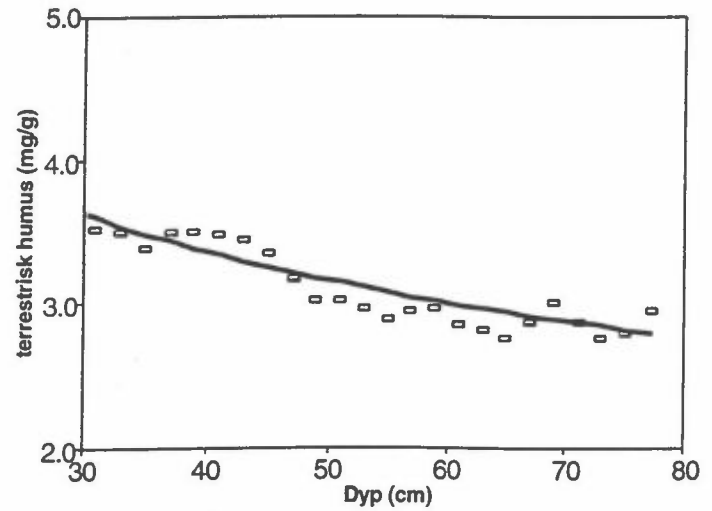


Fig. 5

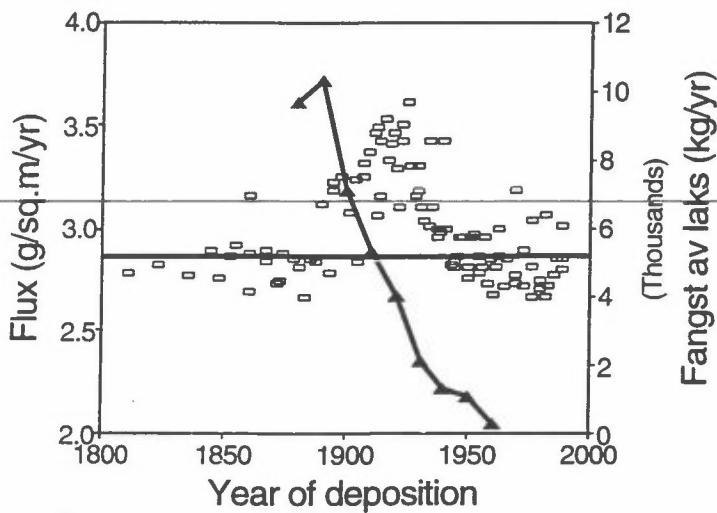


Fig. 6

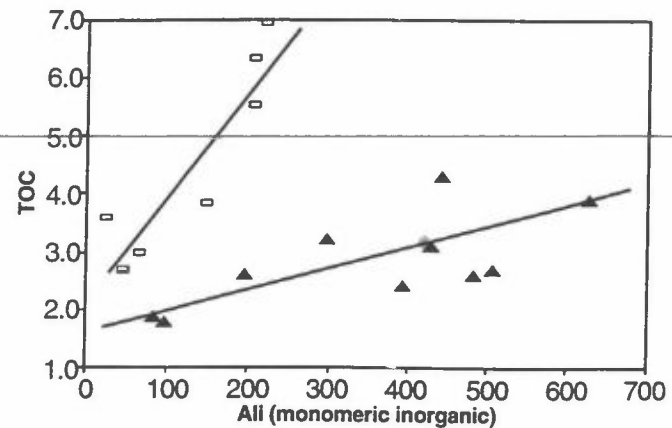


Fig. 7

KALKING AV VASSDRAG FØRER TIL AKKUMULERING AV TUNGMETALLER?

Per Kristian Egeberg og John T. Håkedal
Agder distriktshøgskole, Tordenskjoldsgt. 65, 4604 Kristiansand

INNLEDNING

Det er kjent at overflatevann i de områder av Skandinavia som er påvirket av langtransportert luftforurensninger inneholder høyere konsentrasjoner av løste tungmetaller enn overflatevann som ligger utenfor disse områdene (Dickson, 1980; Holtan et al., 1991). Dette skyldes høyere atmosfærisk avsetning av tungmetaller (Rühling et al., 1987; Steinnes et al., in press), og øket forvittringshastighet som følge av lavere pH, både av naturlig jordsmonn, og av avsatte antropogene aerosoler (Hamilton-Taylor et al., 1993).

Retensjonsgraden for metaller i innsjøer øker med økende pH (Dillon et al., 1988). Dette skyldes direkte utfelling ($\text{Fe}(\text{OH})_3$, $\text{Al}(\text{OH})_3$) og medfelling av metaller som Cu, Pb, Zn, Cd. Økt negativ overflateladning på partikler (leirminerale, oksider og hydroksider av Fe(III), Al(III), Si(IV) og Mn(IV), organiske partikler) bidrar også til økt retensjonsgrad (Stumm and Morgan, 1981).

Svært få studier er utført for å belyse hvilke betydning kalking av vassdrag kan ha for metallbudsjettene i innsjøer. Andersson og Borg (1988) analyserte overflatesediment fra innsjøen Långsjø før og etter kalking. Selv om resultatene er preget av noe støy, tyder de på økt avsetning av Cd etter kalking.

Hypotesen som skal testes i dette prosjektet er at pH-økningen som følge av kalking fører til sedimentasjon av tungmetaller, og at stillestående og sakteflytende områder av vassdraget blir akkumulasjonszoner for tungmetaller.

MATERIALE OG METODER

Øvre Øydnavann og Ytre Øydnavann (Fig. 1) ligger i øvre del av Audnavassdraget, med mesteparten av arealet i Audnedal kommune i Vest-Agder. Audna renner ut i Sniksfjorden i Lindesnes kommune og har der en årsmidlet vannføring på ca. $20\text{m}^3\text{sek}^{-1}$. Nedbørsfeltet til de to innsjøene ligger i det sørnorske grunnfjellsområde med bergarter hovedsaklig av gneiser og granitter. Nedbørsområdet er spredt bebygget, og ikke påvirket av lokal industri. Ytre Øydnavann ble innsjøkalket i 1985, og siden 1985 har kalking ved Stedjan kalkingsanlegg (Fig. 1) ført til at vannet som renner inn i Ytre Øydnavann har en årsmidlet pH som er ca. 1.9 pH-enheter høyere enn vannet som kommer fra Øvre Øydnavann (Fig. 2).

Sedimentene i de to innsjøene (Fig. 1) ble prøvetatt med en "gravity corer" (56 mm diameter), og seksjonert i laboratoriet. Vanninnhold ble bestemt ved frysetørking, og glødetap ved gløding ved 550°C . Glødet sediment (ca. 0.5 g tørrstoff) ble oppløst i mikrobølgeovn med 10 ml konsentrert salpetersyre. Etter avkjøling og tilsetning av 5ml 30% hydrogenperoksid ble prøvene fortynt til 25 ml og lagret på polyetylenflasker. Konsentrasjonen av metaller ble bestemt ved hjelp av AAS-flammeteknikk.

RESULTATER OG DISKUSJON

Vanninnholdet i sedimentet i Øvre Øydnavann (ØØ) avtar fra ca. 96% i overflaten til ca. 90% ved 30 cm, og glødetapet varierer lite i hele kjernen (Fig. 3A). I Ytre Øydnavann (YØ) observeres et markert minimum i glødetapsverdiene og vanninnholdet mellom 3 og 6 cm dyp. Under ca. 10 cm er det bare små variasjoner i disse parameterene (Fig. 3B). Konsentrasjonen av kalsium er

tilnærmet konstant i ØØ (31-55 ppm), mens det i YØ ble observert et markert Ca-anrikt lag mellom ca. 3 og 7 cm (Fig. 4). Den høyeste Ca konsentrasjonen (140000 ppm) tilsvarer et CaCO_3 innhold på ca. 35 vektprosent. Konsentrasjonen av bly, kopper og sink i ØØ-kjernen øker fra et stabilt bakgrunnsnivå under ca. 10cm til et maksimum mellom 6 og 1cm der konsentrasjonene av Pb, Cu og Zn er henholdsvis 5.8, 3.0 og 2.3 ganger høyere enn bakgrunnsnivået (Fig. 5). Alle metallene viser markert lavere konsentrasjoner i de øverste seksjonene. I YØ-kjernen ble det funnet tre maksima i fordelingen av Pb, Zn og Cu (Fig. 6A). På samme måte som i ØØ øker konsentrasjonene fra et lavt bakgrunnsnivå under ca. 20cm til et maksimum mellom 10 og 15-20 cm. Maksimum mellom 3 og 7cm sammenfaller med maksimum i Ca-profilen (Fig. 4) og minimum i vanninnhold og glødetap (Fig. 3B). Metallfordelingen i YØ adskiller seg fra metallfordelingen i ØØ ved at konsentrasjonen av alle metaller øker i de øverste seksjonene.

Økningen i metallinnhold rundt 20 til 15 cm tilskrives økt atmosfærisk avsetning og økt mobilisering av metaller fra jordsmonn p.g.a. forsuring. Reduksjonen i metallinnhold i den øverste delen av kjernen fra ØØ skyldes antagelig i hovedsak redusert atmosfærisk avsetning (Joranger et al., 1991), men muligens er nedgangen forsterket av at langvarig forsuring har utarmet reservoaret av lett mobiliserbare metaller i jordsmonnet.

Økt atmosfærisk tilførsel og økt forvitringshastighet er også den mest plausible forklaring for det dypeste metallmaksimum i YØ-kjernen. Konsentrasjonsminimum for Pb, Zn og Cu som skiller det dypeste (10 til 15-20 cm) og det nest dypeste (3-7cm) konsentrasjonsmaksimumet i YØ-kjernen tilsvarer reduksjonen i de øverste delene av ØØ-kjernen (sedimentasjonshastigheten på stasjon YØ1 er ca. dobbelt så høy som sedimentasjonshastigheten på stasjon ØØ1). Maksimumet mellom 3 og 7cm i YØ-kjernen skyldes metaller tilført under innsjøkalkingen i 1985. Kalk inneholder imidlertid normalt ikke mer enn fra 10 til 100 ppm av Pb,Cu og Zn (upubliserte data). De høye verdiene i "kalklaget" kan forklares ved økt avsetning av metaller som følge av pH-økning under selve innsjøkalkingen. Dette kan forsterkes ved oppkonsentrering av tungmetaller ved at kalken går i oppløsning.

Som et enkelt forsøk på å eliminere effekten av innsjøkalking har vi i Fig. 6B tatt ut dataene for "kalklaget" og forskjøvet alle dypere datapunkter med en distanse svarende til tykkelsen på laget. En sammenlikning med fordelingen av metaller i de øvre sedimentlagene i ØØ-kjernen (Fig. 5) viser at i motsetning til i Øvre Øydnavann der tilførselen av metaller har avtatt i senere år, har det vært øket sedimentering av metaller i Ytre Øydnavann. De to mest nærliggende forklaringene på dette er:

- 1 den avsatte kalken forårsaker høye pH-verdier i bunnvannet og dermed øket avsetning av metaller fra vannmassene.
- 2 igangsetting av elvekalking på Stedjan kalkingsstasjon i 1985 har ført til en pH-økning i elva med påfølgende utfelling av metaller og økt sedimentasjon av metallbærende partikler i Ytre Øydnavann.

Selv om begge mekanismene er mulige, er det grunn til å anta at effekten av Stedjan kalkingsstasjon er den viktigste. Grunnen til det er at elvekalkingen gir en årsmidlet pH på ca. 6.9 (Fig. 2), og at i innsjøer med kalk i bunnsedimentene er pH i bunnvannet sjelden høyere enn 7 (Gahnstrøm, 1988, Wright, 1984). En eventuell pH-økning i bunnvannet som følge av buffring fra kalken i sedimentene er trolig av marginal betydning.

Stedjan kalkingsanlegg fører til at vannet som renner inn i Ytre Øydnavann har en årsmidlet pH som er ca. 1.9 pH-enheter høyere enn vannet fra Øvre Øydnavann. Denne pH-økningen fører til at

løseligheten av jern og aluminum reduseres med flere størrelsesordener. Utfelling av jern og aluminium fører til medfelling av andre metaller (Stumm and Morgan, 1981).

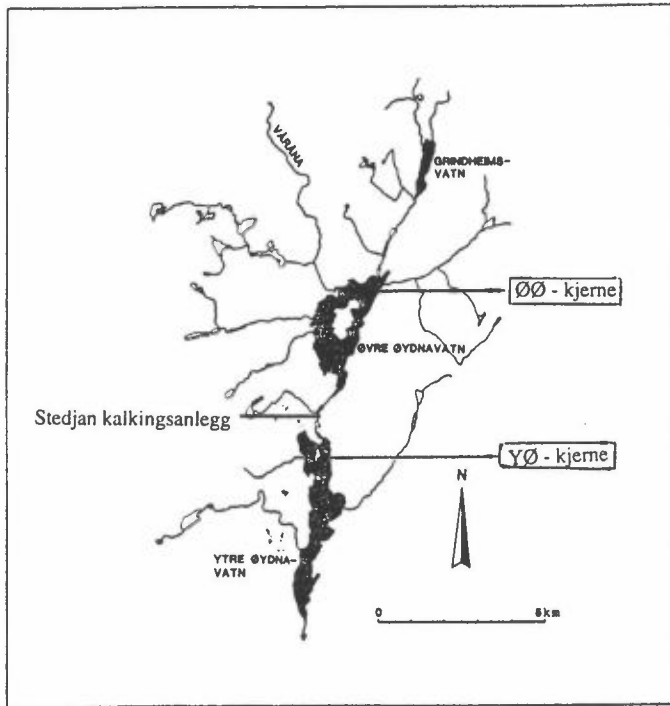
Hypotesen om at pH-økningen som følge av kalking fører til utfelling av tungmetaller, og at stillestående og sakteflytende områder av vassdraget blir akkumulasjonssoner for tungmetaller, synes å være valid. Dette er basert på at metall-konsentrasjonen øker i øverste del av sedimentene i Ytre Øydnavann, i motsetning til i Øvre Øydnavann der konsentrasjonen avtar i tilsvarende del av sedimentet.

Datamaterialet gir imidlertid ikke grunnlag for å klargjøre de bakenforliggende mekanismer. Disse vil bli nærmere undersøkt ved spiceringsstudier i vann, suspendert materiale og sediment. Audnavassdraget synes å være velegnet for slike studier.

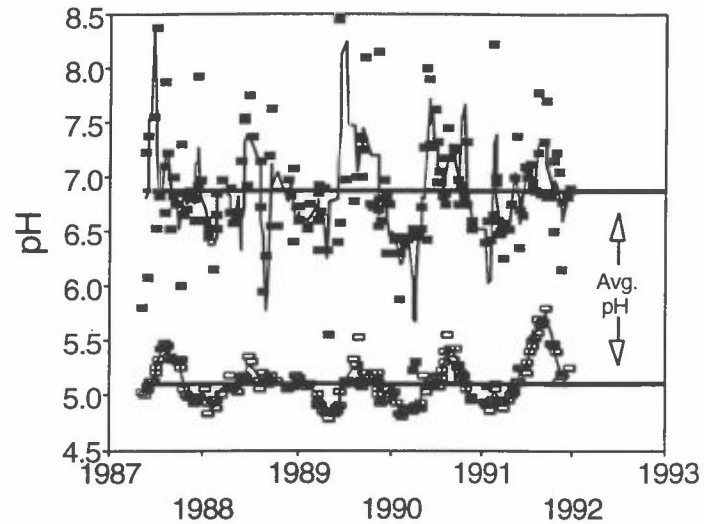
Nermina Trnka har utført en stor del av det praktiske arbeidet med prøveopparbeiding og analyser. Vi ønsker å takke henne for godt utført arbeid.

LITTERATUR

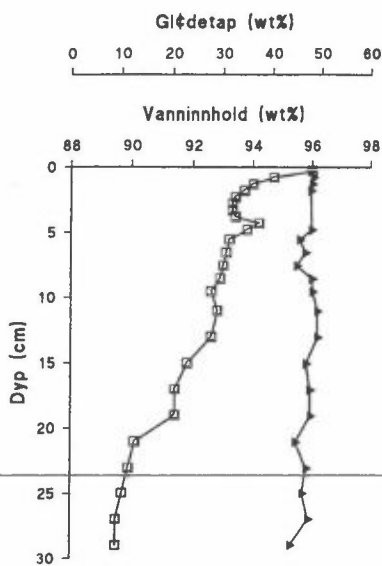
- Borg, H., and Andersson, P., 1984. Fractionation of trace metals in acidified fresh waters by in situ dialysis. *Vehr. Internat. Verein. Limnol.*, 22: 725-729.
- Dillon, P.J., Evans, H.E., and Scholer, P.J., 1988. The effects of acidification on metal budgets of lakes and catchments. *Biogeochemistry*, 5: 201-220.
- Gahnström, G., 1988. The Effects of Liming on Sediment Oxygen Uptake in Lake Gårdsjön, Sweden. In, *Liming of Lake Gårdsjön*. National Swedish Environmental Protection Board. Report 3426: 207-243.
- Hamilton-Taylor, J., Yang, Y.-L., Arewgoda, C.M., Hewitt, C.N., and Davidson, W., 1993. The trace metal dissolution kinetics of three rural atmospheric aerosols in a range of natural fresh water types. *Wat. Res.*, 27: 243-254.
- Joranger, E., Henriksen, A., og Hesthagen, T., 1991. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Statens forurensningstilsyn. Rapport 437/91, 306 pp.
- Holtan, G., Berge, D., Holtan, H. and Hopen, T., 1991. Paris Convention. Annual report on direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters during 1991. A. Principles, results and discussion. Niva-Report no. 0-90001. 43 p.
- Rühling, Å., Rasmussen, L., Pilegaard, K., Mäkinen, A. and Steinnes, E., 1987. Survey of atmospheric heavy metal deposition in the Nordic countries in 1985 - monitored by moss analyses. *NORD 1987:21*. 44p.
- Steinnes, E., Rambæk, J.P., and Hansen, J.E., in press. Large scale multi-element survey of atmospheric deposition using naturally growing moss as biomonitor, *Chemospher*, submitted.
- Stumm, W., and Morgan, J.J., 1981. *Aquatic Chemistry*. John Wiley & Sons, New York, 780 p
- Wright, R. F., 1984. Changes in the chemistry of Lake Hovvatn, Norway, following liming and reacidification. *NIVA-Rapport 0-80044-01*.
-



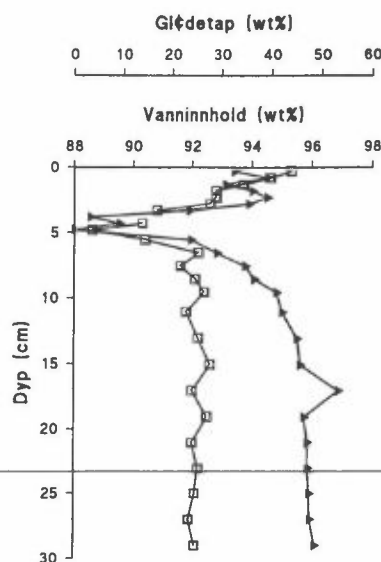
Figur 1. Øvre del av Audnavassdraget med lokalisering av sedimentkjernene i Øvre (ØØ) og Ytre (YØ) Øydnavann, og plasseringen av Stedjan kalkingsanlegg.



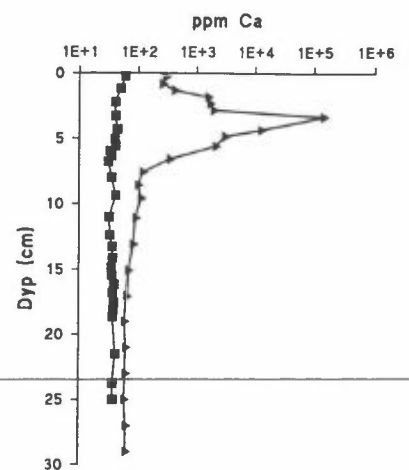
Figur 2. pH målt ved utløpet fra Øvre Øydnavann (□) og innløpet til Ytre Øydnavann (■), data fra NINA.



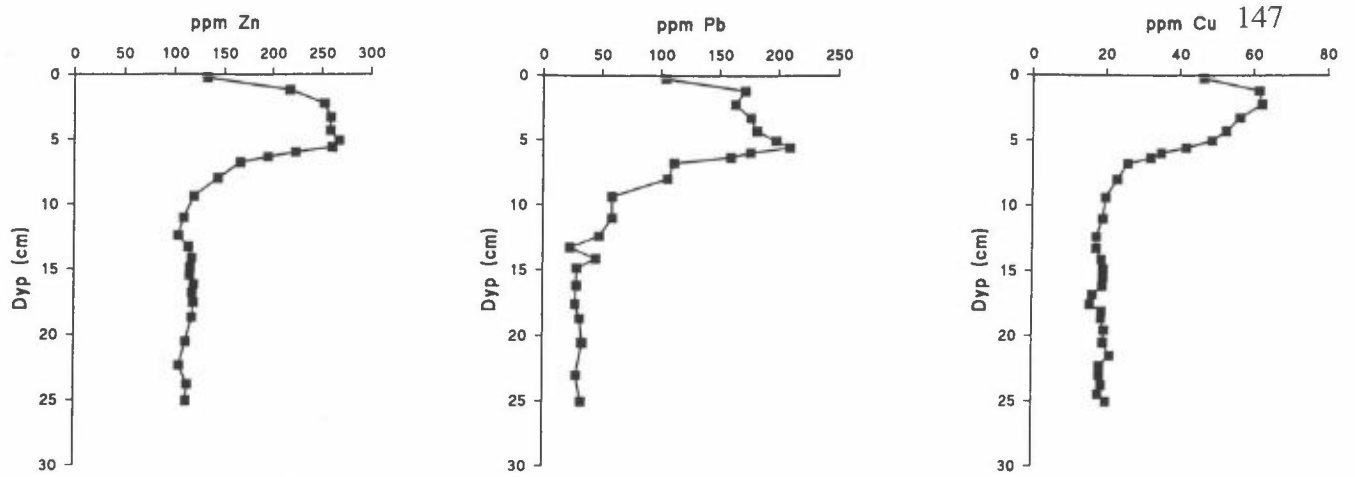
Figur 3A. Glødetap (▲) og vanninnhold (□) i kjernen fra Øvre Øydnavann (ØØ).



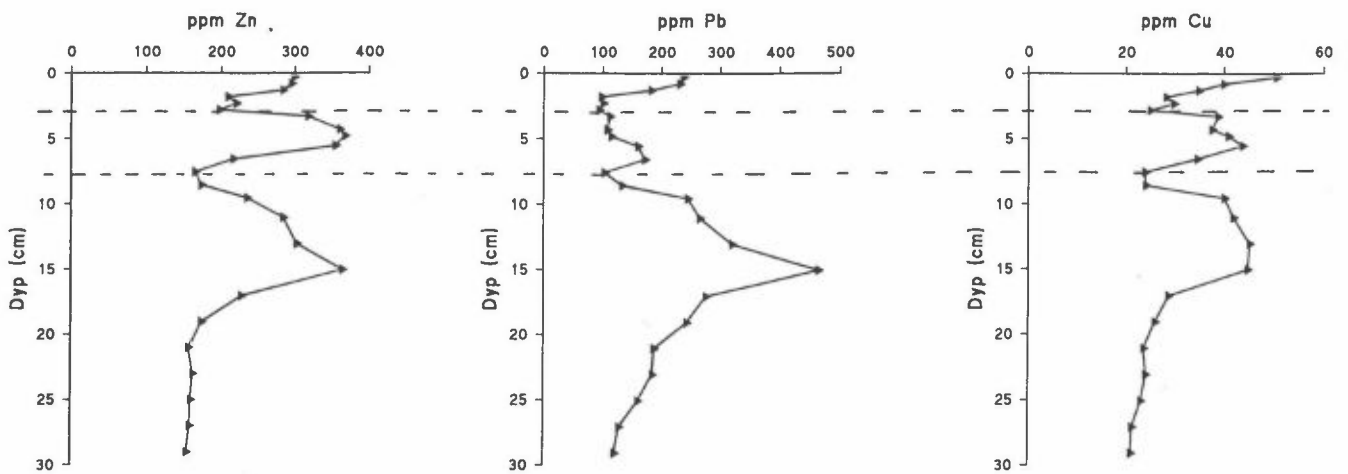
Figur 3B. Glødetap (▲) og vanninnhold (□) i kjernen fra Ytre Øydnavann (YØ).



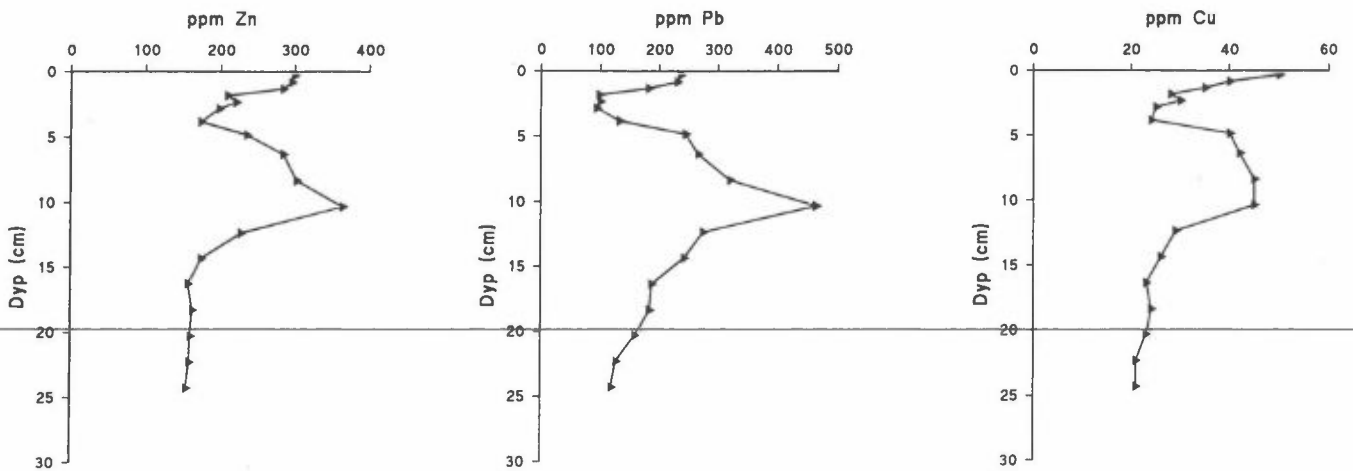
Figur 4. Konsentrasjon av kalsium i kjernen fra Øvre (■) og Ytre (▲) Øydnavann.



Figur 5. Konsentrasjon av sink, bly og kopper i sedimentkjernen fra Øvre Øydnavann (ØØ).



Figur 6A. Konsentrasjon av sink, bly og kopper i sedimentkjernen fra Ytre Øydnavann (YØ). Utbredelsen av sedimentlaget som er påvirket av innsjøkalking er vist ved de stiplede linjene.



Figur 6B. Konsentrasjon av sink, bly og kopper i sedimentkjernen fra Ytre Øydnavann (YØ), etter eliminering av sedimentlaget som er påvirket av innsjøkalking, se tekst.

11

12

13

14

15

16

17

18

19

Odd Eilertsen
 NINA
 Avdeling for terrestrisk økologi
 Tungasletta 2
 7005 Trondheim



ENDRINGER I KJEMISKE JORDPARAMETRE I ET BOREALT BARSKOGSOMRÅDE I GJERSTAD I PERIODEN 1988 - 1993

I 1988 ble TVLF-prosjektet "Effekter av langtransporterte luftforurensninger på vegetasjonen i boreal barskog" igangsatt i Solhomfjell, Gjerstad, Aust-Agder (**figur 1**). Prosjektet besto av vegetasjonsøkologiske-, mykologiske-, entomologiske- og populasjonsbiologiske delprosjekter. Prosjektleder var Rune H. Økland, Universitetet i Oslo.

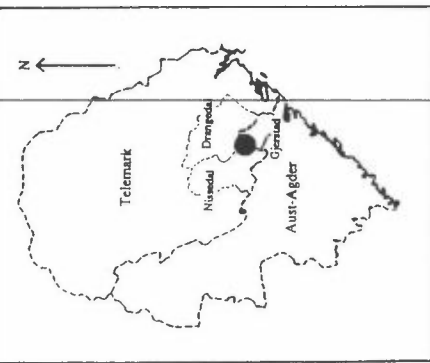
Et av delprosjektene hadde til hensikt å studere endringer i karplante- og kryptogamfloraen over en 5-års periode, og relatere dette til endringer av kjemiske jordparametre. Da det ikke lot seg gjøre å predikere hvilke arter og hvilke vegetasjonsutforminger som ville endres sterkest, valgte vi å legge ut 200 permanente analyseruter à 1 m², systematisk langs 8 transekter, for å fange opp mest mulig variasjon i økologiske forhold. Fordelingen av de 200 analyserutene i et DCA-ordinasjonsplott er vist i **figur 2**. Førsteaksen gjenspeiler som forventet hovedvariasjonen som følge av ruteutleggelsen; en coenoklin fra småbregne- og lågurtgranskog (A1) via blåbærgranskog (A2) og lyngfurskog (B1) til lavfurskog (B2). Coenoklinen er korrelert med en kompleks fuktighets- og næringsgradient. Næringsgradienten er illustrert med et DCA-plott påført verdiene av pH(CaCl₂) basert på humusanalysene fra 1988 (**figur 3**).

For å vurdere finskaladynamikken ble 50 ruter reanalysert hvert år i perioden 1989 - 1992. Reanalysering av alle 200 rutene ble utført i 1993. Ordinasjonsplott av de 200 rutene fra 1988 og de 200 reanalyserte rutene fra 1993 er vist i **figur 4**. 1988-rutenes posisjon er angitt med en fylt sirkel, mens en strek angir retning og distanse til de tilsvarende 1993-rutenes posisjon. For å skille naturlig vegetasjonsdynamikk fra dynamikk som følge av endringer i kjemiske jordparametre, ble det foretatt jordanalyser i 1988 og i 1993. For hver av de 200 analyserutene ble det samlet inn humusprøver. Prøvene ble tatt med 4-5 stikk ca 10-20 cm utenfor rutenes sider, slik at de ikke skadet vegetasjonen i rutene. Humusprøvene ble i størst mulig grad tatt habitatsutforminger som var tilnærmet lik analyserutenes. I de tilfellene der vegetasjonsutformingen var svært heterogen, ble det tatt noen ekstra stikk for å oppnå maksimal representativitet for humusprøvene. Det ble ikke tatt prøver av mineraljord og jordvann fra hver analyserute, men NISK utplasserte et lysimeteranlegg tett opp til et av våre transekter.

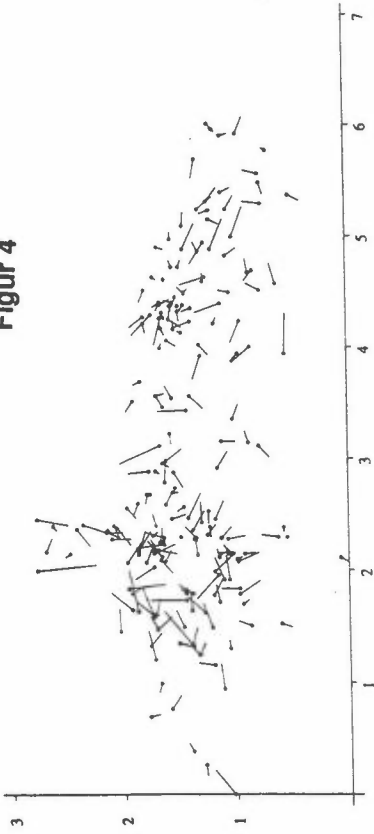
Resultatene fra de kjemiske jordanalyser viser forskjellige endringsmønstre for de forskjellige grupper av elementer. For å illustrere endringene i jordparametre langs de to viktigste coenoklinene, ble ordinasjonsplottet fra 1988 påført forskjellige symboler (**figurene 5 og 7-12**). Dersom parameterverdien hadde steget fra 1988 til 1993 ble symbolet angitt med en fylt sirkel. Hadde den sunket ble symbolet derimot angitt med en åpen sirkel. Radius i sirkelen ble satt proporsjonal med størrelsen på endringen.

pH

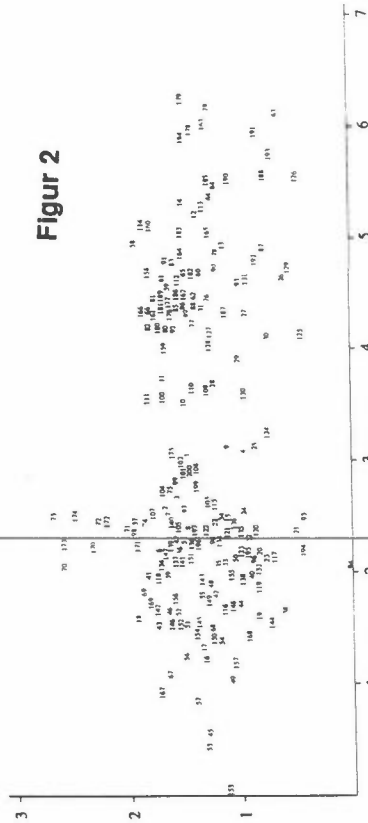
Både pH (CaCl₂) (**figur 5**) og pH (H₂O) viser en signifikant nedgang i alle vegetasjons-utforminger. I 1988-datasettet hadde ingen ruter pH (CaCl₂) < 3. I 1993-datasettet var antallet 63. For pH (CaCl₂) viser kun 4 av 200 analyser en økning i løpet av 5 års-perioden (**figur 6**). Medianverdiene i 1988 og 1993 er henholdsvis 3.3 og 3.0. Denne nedgangen på 0.3 pH-enheter er særdeles viktig da pH er blant de viktigste enkeltfaktorer som påvirker løsligheten av metaller i jorda og biotilgjengeligheten



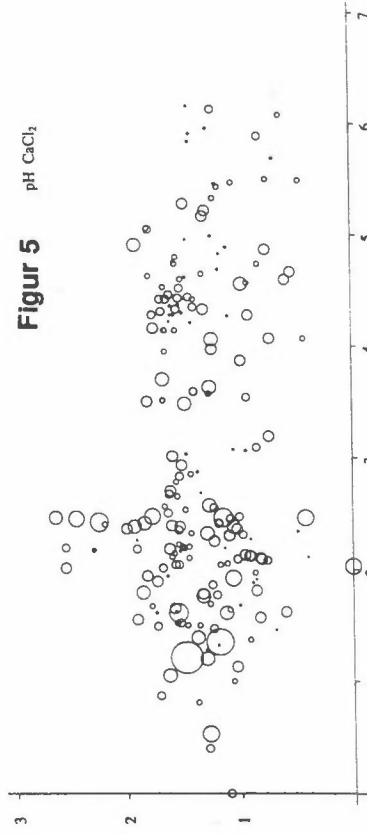
Figur 1



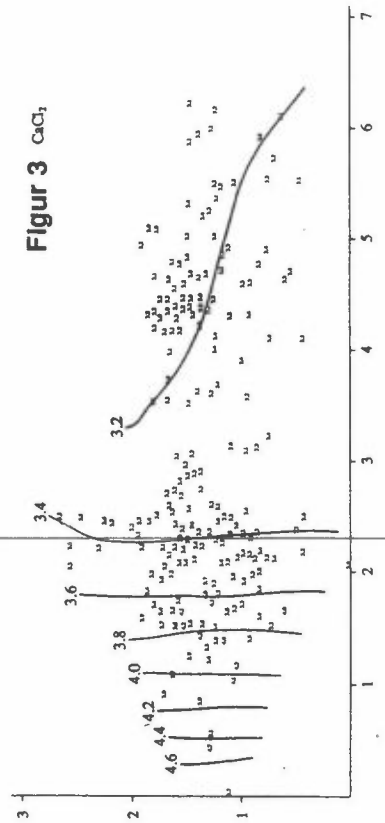
Figur 4



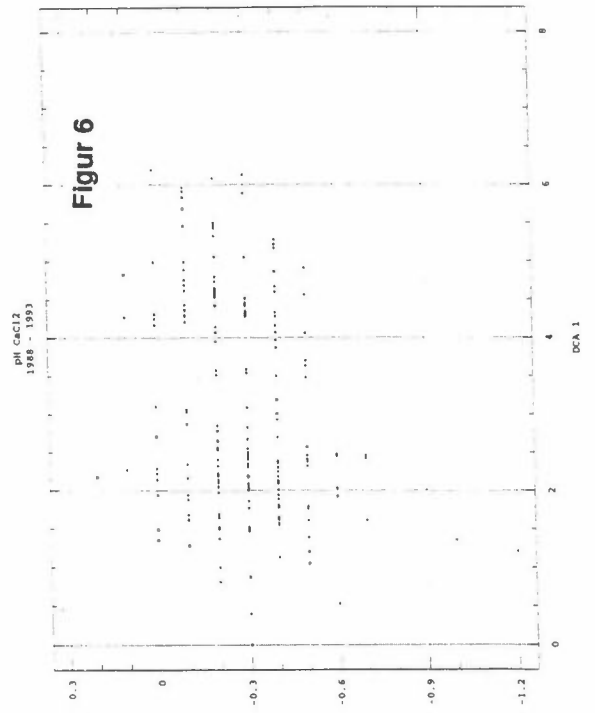
Figur 2



Figur 5 pH CaCl₂

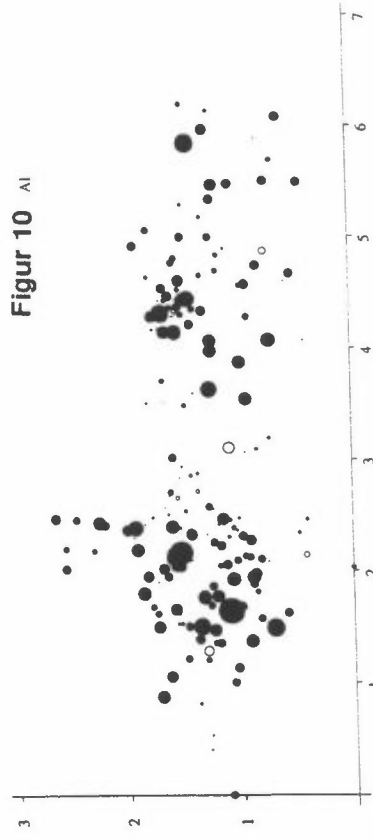


Figur 3 CaCl₂

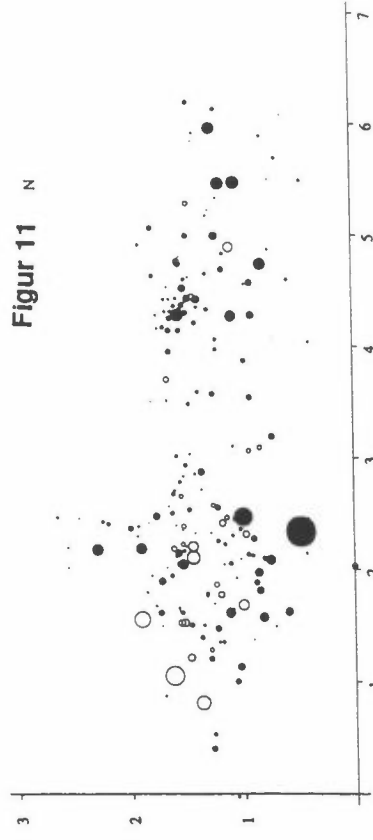


Figur 6

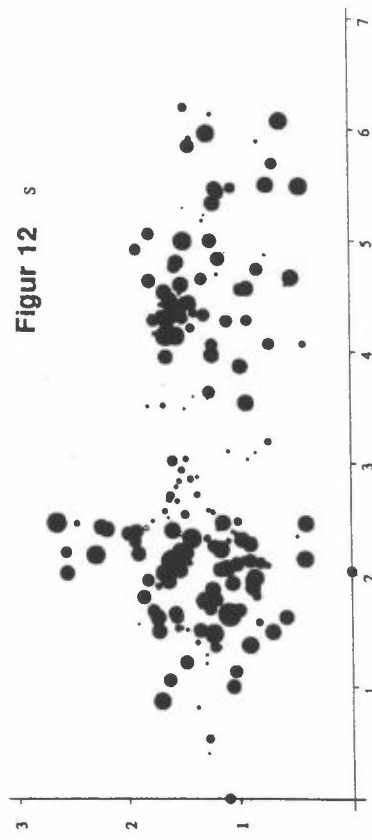
Figur 10 Al



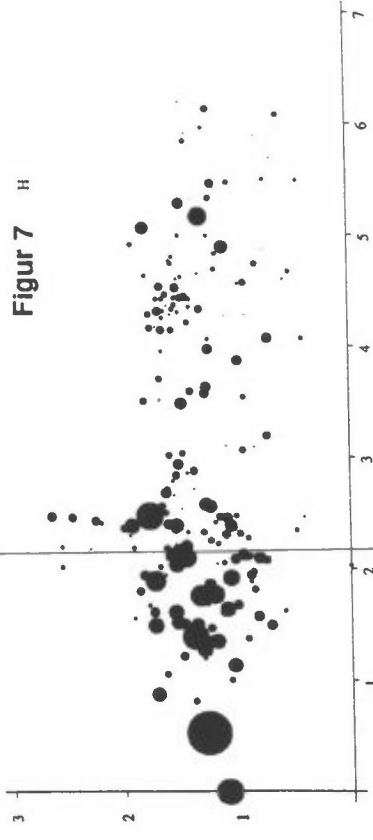
Figur 11 N



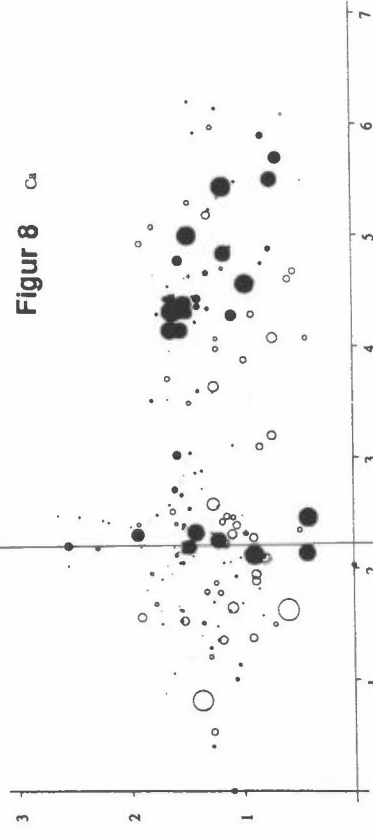
Figur 12 s



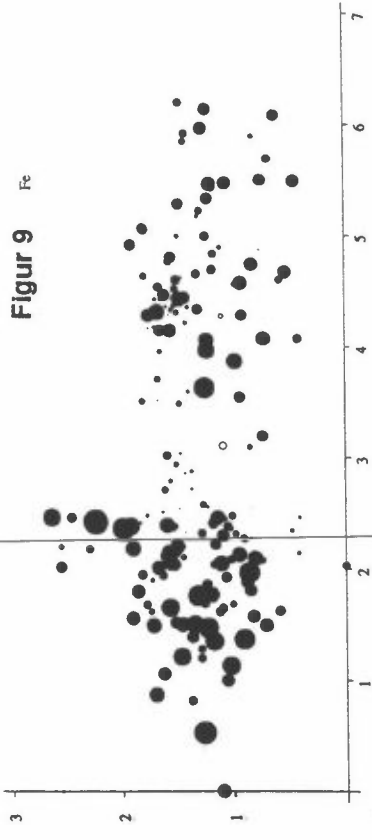
Figur 7 H



Figur 8 Ca



Figur 9 Fe



for plantene. Det er derfor viktig å studere hvordan pH-endringene fordeles på de forskjellige vegetasjonsutformingene. Økningen er størst i den friske delen av granskogen (A1 og deler av A2). Tilsvarende har utbyttbart H^+ økt i alle vegetasjonsutformingene. Endringen er også her størst for A1 og A2, men både i B1 og B2 er økningen signifikant (**figur 7**).

Basekationer

Felles for basekationene Ca, Mg, Na og K er at det ikke er noen signifikant endring i totalmaterialet fra 1988 til 1993. Imidlertid viser disse kationene en betydelig økning i flere ruter som ligger i intervallene 2-2,5 og 4-6 SD-enheter langs førsteaksen, mens rutene i A1 og det intermediære området i overgangen A2-B1 tildels har betydelig nedgang. Ordinasjonsplottet for Ca er typisk også for de andre basekationene (**figur 8**). Sammenfallet mellom nedgangen av basekationer og nedgangen i pH i A1 kan være av betydning for vegetasjonsutviklingen i denne friskeste delen av granskogen. Biotilgjengeligheten av basekationer er for en stor del en funksjon av jordas syre-base status. For Ca og Mg er det vist at opptak i enkelte planter er proporsjonalt med mengden ekstraherbare ioner i jorda. For de monovalente kationene og spesielt for K påvirkes imidlertid opptaket mindre av jordas syre-base status.

Mn, Fe og Zn

Analyser av humusprøvene fra 1993 viser betydelig høyere verdier for Mn, Fe og Zn enn de tilsvarende analyseverdiene fra 1988. Økningen er signifikant for alle tre metallene i alle vegetasjonsutformingene (A1-B2). Økningen for Fe er vist i **figur 9**. Dette plottet er temmelig identisk med plottene for Mn og Zn. Zn opptrer med oksydasjonstall II, mens Fe og Mn forekommer ofte i form av oksider og hydroksider med oksydasjonstall II og III (Mn også som IV). Grad av gjennomlufting av jorda og pH er av betydning for hvilken form som dominerer. Flere arbeider har vist at pH og redokspotensialet er de viktigste faktorene som styrer løsligheten og tilgjengeligheten av disse metallene. Ved synkende pH økes dessuten plantenes opptak av metallionene. Først ved pH 3 eller lavere er Fe^{3+} i jordvannet målbart. Under slik lav pH kan Fe^{3+} -ioner opptre toksisk. (I dette arbeidet er pH (H_2O) målt ned til 3.4, mens pH ($CaCl_2$) er målt ned til 2.7).

Al

Utbyttbart aluminium har økt signifikant i alle vegetasjonsutforminger fra 1988 til 1993 (**figur 10**). Som for Fe og Mn forekommer Al i jorda bl a i form av forskjellige oksider og hydroksider med oksydasjonstall III. Ved høy pH er metallet svært tungtløslig, men ved dannelse av komplekser med organiske forbindelser kan løsligheten økes. De såkalte sesqui-oksiden, der $Al_2O_3 \cdot n H_2O$ inngår, er nesten uløselige og utmerker podsolprofilenes B-horisont. Løsligheten av Al øker imidlertid sterkt med synkende pH. Det er vist at Al kan virke toksisk på planter allerede ved pH 5. Enkelte av analyseflatene i Gjerstad har så lav pH at Al^{3+} kan finnes i fri form. I slik sur jord vil Al kunne forekomme i toksiske konsentrasjoner.

Anioner

Kjeldahl-N (**figur 11**) og P-AL viste ingen signifikant endring fra 1988 til 1993, mens målinger av P og S viste en betydelig økning i samme periode. Endringene var signifikante i alle vegetasjonsutformingene. Dette kan illustreres med ordinasjonsplottet for S (**figur 12**).

Konklusjon

I analyserutene i Solhomfjell, Gjerstad, Aust-Agder er det registrert en betydelig endring av vegetasjonen i feltsjiktet og bunnsjiktet fra 1988 til 1993. Samtidig viser jordanalysene som er innsamlet nært opp til analyserutene at en rekke humusparametre også er signifikant endret. Al, Mn, Fe, Zn, H, P og S har økt i alle vegetasjonsutformingene i analyseområdet. Basekationene Na, K, Ca og Mg har blitt redusert i småbregne- og lågurtgranskogen (A1) samt i overgangssonen mellom blåbærgranskog (A2) og lyngfuruskog (B1). I resten av analyserutene er det imidlertid registrert en økning av de utbyttable basekationer.

Det er foretatt tungmetall-analyser fra 50 av de 200 rutene i Solhomfjell. Når disse dataene foreligger vil ytterligere informasjon kunne korreleres med endringer av artsfrekvens i rutene. Resultater og diskusjon av vegetasjonsendringer og populasjonsdynamikk vil bli behandlet i et eget foredrag på TVLF-seminaret. Der vil det også gis en vurdering av sammenhengen mellom endringer i vegetasjon og humusparametre.

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

Sigrun Einarson*, Karl Erik Zachariassen**

*ALLFORSK, Avdeling for Økotoksikologi, N-7055 Dragvoll

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

Innledning:

Prosjektet har tatt sikte på å utvikle et tålegrensebegrep rettet mot dyrs evne til å akutteksponering for tungmetallet kadmium. Kadmium blir valgt fordi det er ett av de viktigste langtransporterte tungmetaller i Norge. Det ble forsøkt utviklet en tålegrenseevaluering basert på de naturlige nivåer av kadmium i et miljø, samt lokale dyrearters evne til å akkumulere metallet og deres toleranse for akutteksponering for det samme metallet. Forsøkene ble utført ved med to populasjoner av trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*). Dyra ble eksponert i laboratoriet for vann med kjent, kontrollert innhold av kadmium. Deres evne til å akkumulere metallet ble undersøkt. En eventuell toksisk effekt kan bestå i en hemming av natrium/kalium-pumpen i gjeller/tarm, noe som kan slå ut i endringer i blodparametre som hematokrit, og konsentrasjoner av natrium og klorid. Fysiologisk stress vil være de første indikasjonene på forurensning i et skadelig omfang, og målingene av de ulike fysiologiske parametrene ble også evaluert som overvåkningsparameter.

Resultater:

Naturlig nivå av kadmium i vannprøver og i gjellevev:

Resultatene for både naturlig nivå av kadmium i vannprøver og i gjellevev hos stingsild (Tabell 1) viste små variasjoner gjennom året, og ingen signifikante forskjeller mellom lokalitetene.

Tabell 1. Naturlig nivå av kadmium i vannprøver og i gjellevev hos stingsild fra lokalitetene 1 og 2.

	Lokalitet 1	Lokalitet 2
Kadmium i vannprøver (ppb)	0.023±0.025	0.032±0.021
Kadmium i gjellevev (ppb)	0.140±0.070	0.129±0.099

Letalitetstester:

Resultatene for LC₅₀ (Tabell 2) viste at stingsild fra lokalitet 2 generelt har en lavere toleranse for kadmiumeksponering enn dyr fra lokalitet 1.

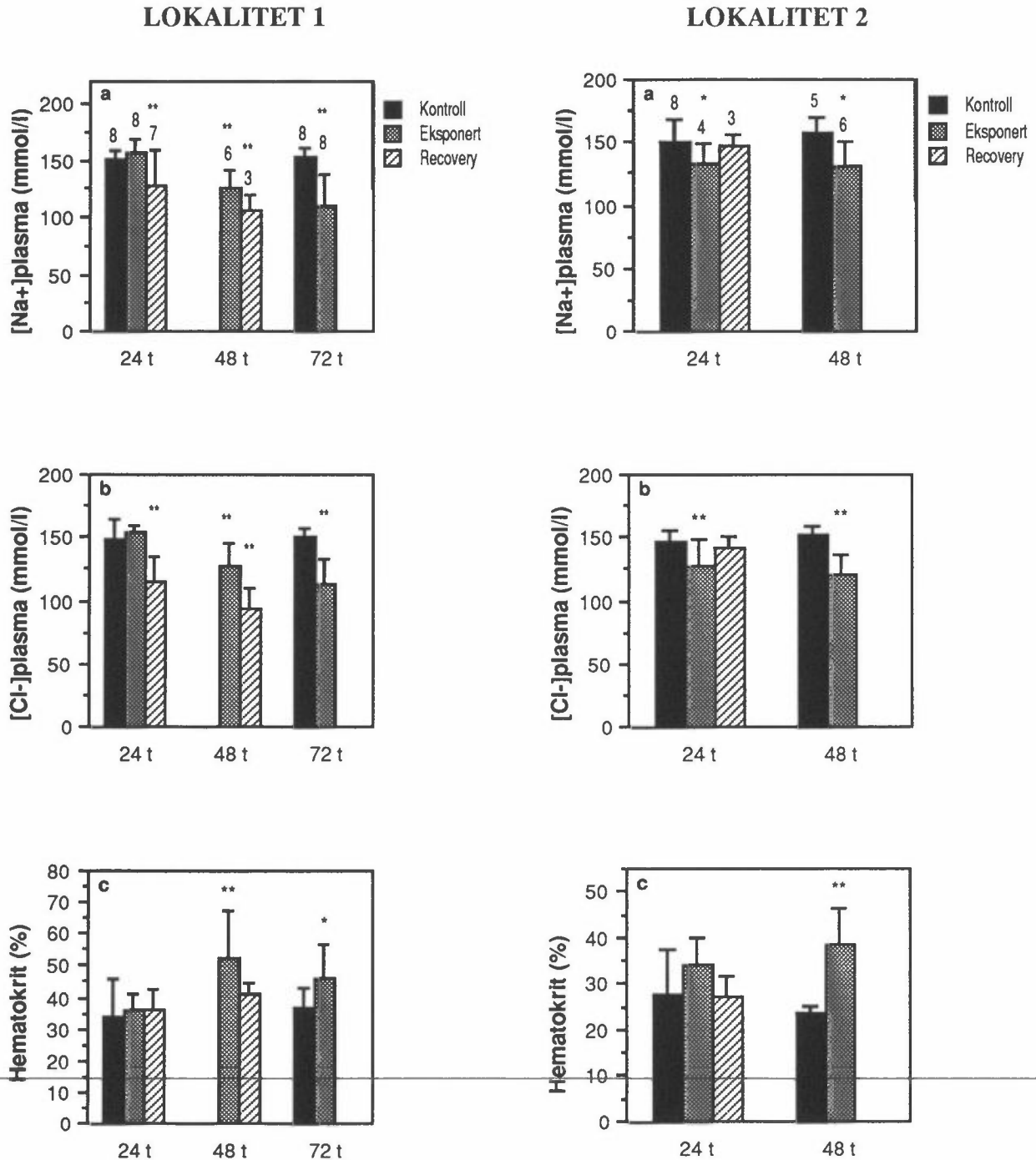
Tabell 2. LC₅₀ for stingsild fra lokalitet 1 og 2.

LC ₅₀	Lokalitet 1		Lokalitet 2	
	Okt. 1991	Jul. 1993	Okt. 1992	Jul. 1993
48 timer	6.2	6.2	a	3.1
72 timer	5.3	3.6	a	2.6
96 timer	4.0	2.8	a	2.4

a: Registrert 100% letalitet.

Effekter av kadmiumbelastning på fysiologiske parametre:

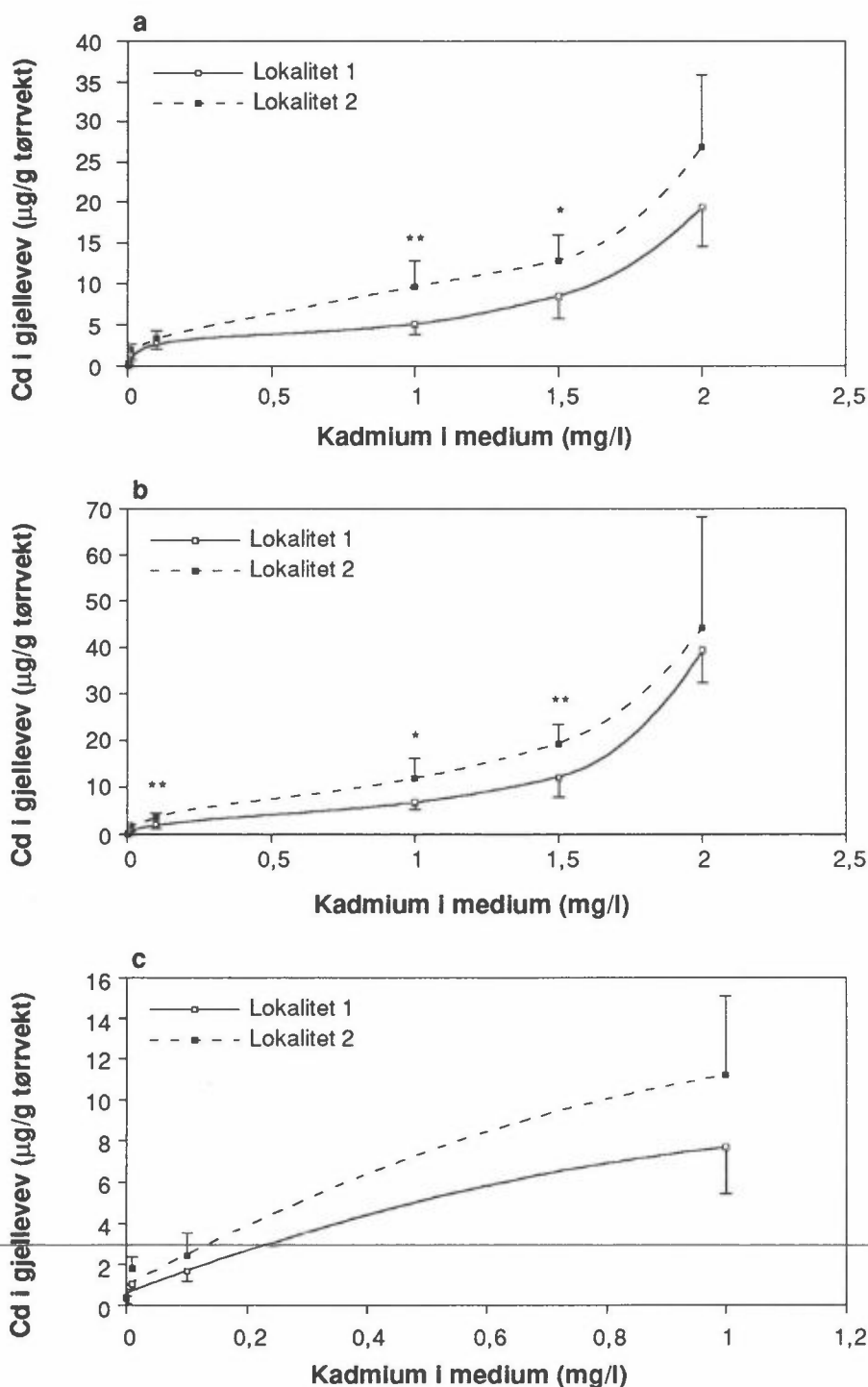
Resultatene viste at signifikante effekter av kadmium på parametrene hematokrit og konsentrasjonene av natrium og klorid i plasma ble induisert ved en belastning på 2 ppm i 48 timer hos stingsild fra lokalitet 1. Med unntak av parameteret hematokrit, viste stingsild fra lokalitet 2 en høyere sensitivitet for kadmium enn populasjonen fra lokalitet 1: Kadmium induiserte signifikante endringer i konsentrasjonene av natrium og klorid i plasma ved h.h.v. 1.5 ppm i 24 timer, og 1.5 ppm i 72 timer.



Figur 1. Konsentrasjoner av natrium og klorid i plasma (a-b) og hematokrit (c) hos *Gasterosteus aculeatus* fra lokalitet 1 og 2 eksponert for 2.0 ppm kadmium 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. *($P < 0.05$); **($P < 0.01$).

Akkumulering av kadmium i gjellelev:

Akkumulering av kadmium i gjellelev hos stingsild eksponert for ulike konsentrasjoner av metallet i forskjellig tid er vist i Figur 2. Resultatene viste at ved eksponeringstider fra 24 til 96 timer, ga alle eksponeringskonsentrasjonene (0.01-2.0 ppm) en signifikant økning i akkumulert kadmium i gjellelev hos dyr fra begge lokalitetene, sammenlignet med kontrolldyr. Stingsild fra lokalitet 2 akkumulerte generelt mer kadmium enn dyr fra lokalitet 1. Akkumuleringen var signifikant høyere hos dyr fra lokalitet 2 ved eksponeringskonsentrasjoner på 1.0 og 1.5 ppm i 24 timer, og ved 0.01 til 1.5 ppm i 48 timer.



Figur 2. Akkumulert kadmium ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) i gjellelev hos *Gasterosteus aculeatus* fra lokalitet 1 og 2, eksponert for ulike konsentrasjoner (ppm) av kadmium i 24 timer (a), 48 timer (b) og 96 timer (c). Punktene representerer gjennomsnittsverdier. Antall individer i hver gruppe=8. * ($P<0.05$); ** ($P<0.01$).

Konklusjoner:

- 1) To ulike populasjoner av stingsild, innhentet fra lokaliteter med likt bakgrunnsnivå av kadmium men med forskjeller i vannkjemiske parametre, viste ingen signifikante forskjeller i naturlig nivå av kadmium i gjellevev.
 - 2) Forsøk med kadmiumeksponering for populasjonene induserte signifikante endringer i flere fysiologiske parametre som ble målt, eks. hematokrit og konsentrasjoner av uorganiske ioner i plasma og intracellulært, men parametrene viste relativ lav sensitivitet for kadmiumeksponering.
 - 3) Den populasjonen av forsøksdyr som akkumulerte mest kadmium ved eksponeringsforsøk, var den som viste lavest toleranse for kadmiumeksponering (høyest dødelighet), og flest signifikante endringer i de fysiologiske parametrene som ble målt.
 - 4) Prosjektet viste at måling av naturlig nivå av kadmium i gjellevev hos stingsild ikke sier noe om denne organismens toleranse for dette tungmetallet. Et parameter som akkumulering av et metall ser derfor ikke ut til å være egnet som overvåkningsparameter, eller som et virkemiddel til å evaluere og forutsi organismers tålegrense for metaller.
 - 5) Prosjektet viste at måling av bakgrunnsverdier av kadmium i en ferskvannslokalitet ikke er et egnet parameter for å kunne forutsi noe om organismers toleranse for dette tungmetallet.
-

Damaging effects of aluminium in relation to uptake of calcium and magnesium in Norway spruce (*Picea abies*).

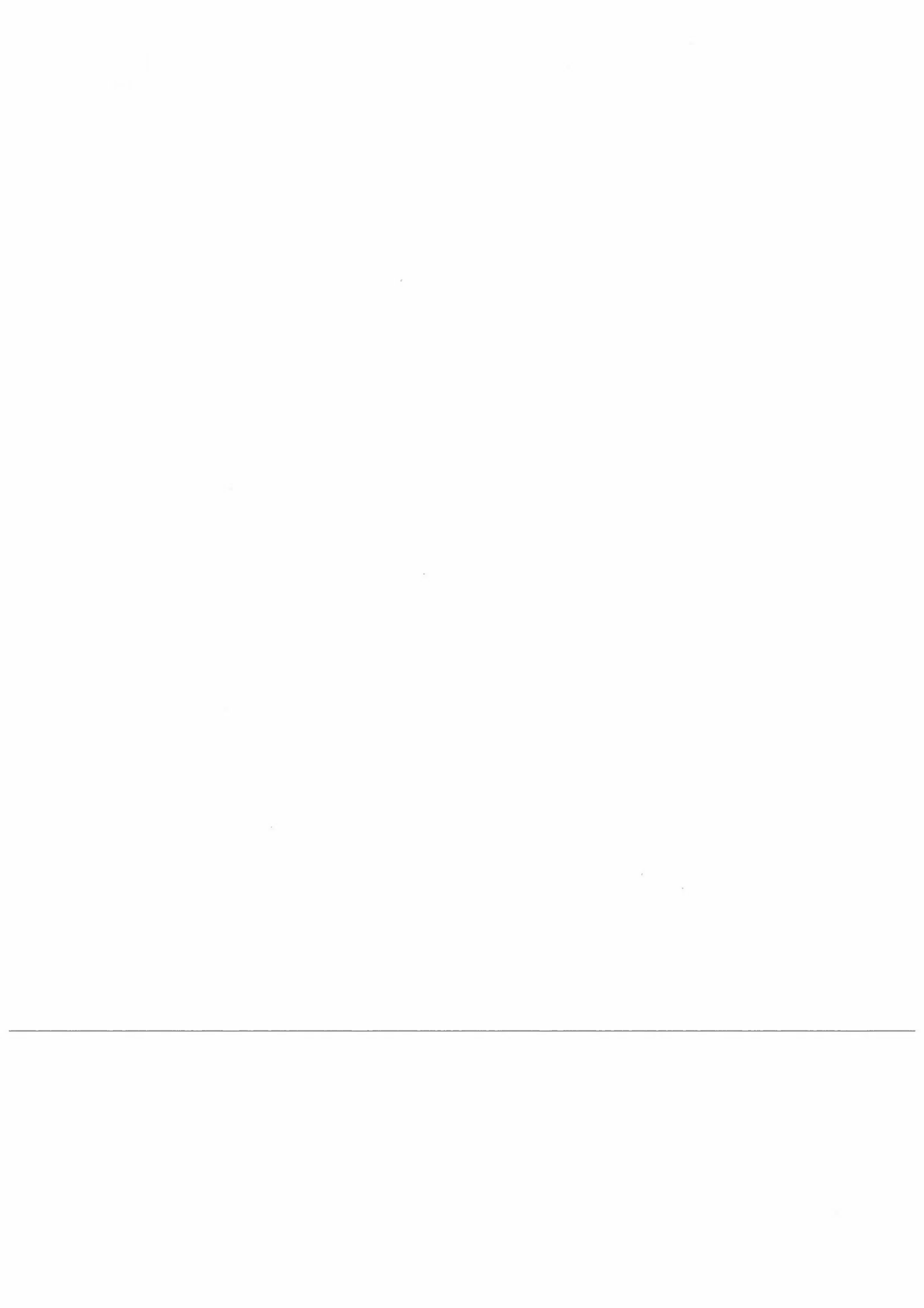
Toril Drabløs Eldhuset and Per Holm Nygaard
Norwegian Forest Research Institute

Aim The aim is to determine the molar Ca/Al and Mg/Al ratios that produce root damage and reduced growth in Norway spruce seedlings grown under controlled climatic and nutritional conditions.

Method A steady state growth technique is used. Newly germinated seedlings are grown in growth units where distilled water is recirculated and continuously sprayed on the roots. Exponentially increasing amounts of a complete or a Mg-deficient nutrient solution are automatically added several times per hour. The seedlings thus have a constant relative growth rate and a stable nutrient status. Aluminium is added in the circulating solution after 7 weeks of growth. The experiment continues for 3 weeks more.

Preliminary results The relative growth rate of the seedlings decreases with increasing Al concentration and decreasing Ca/Al ratio in the circulating solution. Root damages are to some extent repaired at the end of the experiment with the lowest Al concentration (0.230 mM).

Further investigations It is difficult to keep the Ca/Al ratio constant in the circulating solution, as Ca concentration increases and Al concentration decreases with time. To overcome this, the composition of the nutrient solution and the Al addition procedure will be changed. In short time experiments, groups of seedlings will be harvested in the period 5 - 180 minutes after Al addition for microscopical investigation, X-ray micro analysis and chemical analysis. Two other parts of the project will be performed in cooperation with the Agricultural University of Norway: The concentration of base cations and Al in different Norwegian forest soils will be measured. An economic prognosis for growth changes due to changes in the Ca/Al and Mg/Al ratios in soil solution will be made.



Critical loads for forest soils: acid deposition, nitrogen saturation and forest vitality.

Tore Frogner - Norwegian Forest Research Institute
 Richard. F. Wright - Norwegian Institute for Water Research
 Christian Nellesmann - Department of Biology and Nature
 Conservation, Norwegian Agricultural University
 Jacqueline M. Esser - Norwegian Institute for Land Inventory
 B. Jack Cosby - Department of Environmental Sciences,
 University of Virginia, USA

Introduction

Acid depositions damages lakes, forest soils and vegetation: reduction in the emissions of S and N are required. Protocols within the framework of United Nations Economic Commission for Europe are being negotiated to reduce the emission of sulphur and nitrogen based on the concept of critical load.

Acidification of lakes and damage to fish is well correlated with critical loads for water. The link between defoliation and critical loads for forest soils, however is more difficult to establish.

Here we use the dynamic model MAGIC to calculate the critical loads for forest soils for present-day acid deposition and future scenarios of deposition and nitrogen retention. MAGIC includes time-dependent aspects such as cation exchange and anion adsorption, and also forest growth. The calculations are based on soil survey data of NIJOS, the atmospheric data of NILU, the forest productivity data of NIJOS, and the surface water chemistry data of NIVA. The criterion used was that the Ca/Al-molar ratio in soil solution should not fall beneath 1.0 in the uppermost 50 cm of soil for at least 50 years into the future.

Modelling procedures

The surface water database from NIVA and the forest soil survey data of NIJOS and NISK were compiled in a 0.50 longitude x 1.00 latitude grid, and further divided into 16 sub squares of 12x12 km. MAGIC was run on paired lake and soil chemistry for each square. Averages were taken of soil profiles falling within the same grid square. The content of exchangeable base cations and cation exchange capacity were weighted by horizon thickness and bulk density and also corrected for stone and pebble to obtain single values for soil-depths 0-50 cm and > 50 cm. The MAGIC calibrations used a 1-box version for thin soils and a 2-box version for thick soils. The final analysis included > 700 12x12 km squares.

Defoliation data

Defoliation data were collected in the period 1985-1990 on a 3x3 km grid with an average of 4 spruce trees per plot in each intesection. The study area included forest in counties south of 60°30' latitude and east of 7°30' longitude; this is the limit of natural distribution of Norway spruce.

The effect of different forest management practices on age class distribution were largely avoided by considering only forest >70 years. Forest above 400 meters a.s.l. was excluded from the analysis to eliminate possible natural climatic stress factors. The data were stratified according to tree age and elevation. The final analysis included about 150 12x12 km sites with > 600 spruce and 2400 trees (Fig. 1). The defoliation data were divided into deciles (10 % groups).

Scenarios

Both sulphur and nitrogen deposition introduce acidity to the forest ecosystem and thus both act to "fill up" the critical load. Soils in glaciated regions such as Scandinavia typically have low to moderate sulphate retention capacities. Over the long-term all sulphur deposited causes acidification of the soil. Nitrogen, on the other hand, is generally retained within coniferous forest ecosystems in Scandinavia. Prediction of nitrogen saturation is difficult at best. When nitrogen deposition exceeds uptake and immobilisation, nitrogen leaches from the soil, generally in the form of nitrate.

Input-output data from a variety of coniferous forest ecosystems in Europe can be used to set empirical "best case" and "worst case" limits for nitrogen retention. The impact of nitrogen deposition on the leaching losses can roughly be divided into three classes (Wright and Dise 1993): 1) 0-10 kgN/ha/yr; No losses of nitrate 2) 10-25 kgN/ha/yr; Leaching of N varies between 0 and 100 % 3) >25 kgN/ha/yr; The ecosystems lose 50 % or more of the incoming nitrogen.

This pattern can be used to construct 2 scenarios for future nitrogen retention in forest ecosystems. For worst case we assume no nitrate leaching at deposition 0-10 kgN/ha/yr and 100% leaching at deposition >10 kgN/ha/yr. For best case we assume no nitrate leaching up to 25 kgN/ha/yr and 50 % leaching at deposition > 25 kgN/ha/yr. Ammonium deposition is assumed unchanged, and all ammonium is assumed to be retained. All N leaching is assumed to be as nitrate.

Results

The map of critical loads for forest soils in Norway reveals low levels in southernmost and southeastern Norway with higher levels in central and northern Norway (see poster of Henriksen et al.). This general picture reflects the distribution of gneissic bedrock (and hence moraine generally derived from gneissic bedrock) in Norway. Soils derived from these materials typically have very low rates of chemical weathering.

Critical load for forest soils is exceeded in southernmost Norway and in several areas of eastern Norway (see poster of Henriksen et al.). Southernmost Norway is generally highly sensitive and receives high loadings (for Norway) of acidic pollutants.

An overlap between critical loads and defoliation was found. Defoliation within the study area (Fig. 2) was positively correlated to the exceedance of critical loads. Areas with positive exceedance generally had > 30 % defoliation.

In areas in which critical load is not exceeded defoliation is minor (0-15%) and geographically random with some variation. The data suggest a link between cumulative effects of acid deposition and defoliation.

The worst case S deposition (no reduction in S deposition) + worst case N retention map shows very low critical loads for many grid squares in southernmost Norway. Comparing the current load and distribution of sulphur and nitrogen deposition with critical loads the degree of exceedance is large in these areas (Fig. 3). The modest 20 % reduction in S deposition under this scenario does not open much "room" for N deposition. All squares tolerate at least 10 kgN/ha/yr deposition because the N retention scenarios specify 100 % retention up to this threshold.

The best case S deposition (20 % reduction in S deposition) +best case N retention map shows the highest critical loads. In none of the grid squares does present-day deposition exceed the calculated critical load for soils (Fig. 4).

Conclusions

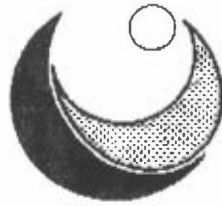
There is an overlap between areas in which critical load is exceeded and the degree of defoliation. Increased intensive research should be conducted in this region to document the specific mechanisms linking defoliation to potential effects of air pollution.

The N retention (future nitrogen saturation) is of great importance in determining the critical load to forest soils in Norway.

References

Frogner T., Wright R.W., Cosby J.B., Esser J.M., Håøya A.O. & Rudi G. 1992. Map of critical loads for coniferous forest soils in Norway - Naturens Tålegrenser - Fagrapport 33 - NIVA

Nellemann C. & Frogner T. 1993. Spatial pattern of spruce defoliation seen in relation to acid deposition, critical loads and natural growth conditions in Norway. *Ambio* (in press).



SAPROFYTTTSOPPERS RESPONS PÅ METALLER

Klaus Høiland

NINA (Norsk institutt for naturforskning)

Av de mange organismer som er blitt testet i sammenheng med forurensning, er sopp blitt funnet spesielt tolerante overfor aluminium og tungmetaller. Sopp kan være viktige for kretsløpet til essensielle såvel som miljøfarlige metaller i økosystemet: De akkumulerer ofte store mengder metall og mycelet i jorda har stor overflate til å kunne absorbere metaller.

Det har vært utført mange studier som tar for seg de forskjellige responsene på giftige metaller hos sopp, de ulike toleransemekanismene, deres betydning i økosystemet og evolusjonen, og miljøfaktorer som influerer på giftigheten av metallene.

Målet for denne undersøkelsen har vært: (1) Å undersøke toleransen til giftige metaller hos ulike arter saprofytiske stilksporesopper (Basidiomycotina), (2) å finne ut om det er ulik respons på de forskjellige metallene, og (3) å studere sammenhengen mellom autøkologi til de undersøkte artene og deres respektive responser.

MATERIALE OG METODER

En oversikt over innsamlet sopp er gitt i tabell 1. Dette omfatter 15 isolater à 12 arter, de fleste er strønedbrytende saprofytter som forekommer i gradienten fattig furuskog til rik granskog. *Galerina marginata*, *Mycena epipterygia* og *M. rubromarginata* er delvis vednedbrytende. Til sammenlikning ble også fire saprofyttsoyper med økologi som faller utafør denne ramma inkludert: *Cantharellula umbonata* som vokste mellom dyp mose (mose er kjent for å binde tungmetaller), *Clitocybe fragrans* fra kalkfuruskog, *C. vibecina* fra skrinn jord på vegkant, og *Marasmius oreades* fra en grasplen i en kirkegård (sannsynligvis forurenset med Hg, Pb, Cd og Cu).

Mycelkulturer ble etablert på plater med 0,2 % Moss maltekstrakt, 0,05 % Bacto-Peptone og 1,5 % agar.

Testvæsken hadde grunnsammensetning 15 g maltekstrakt til 1 l destillert vann, unntatt for bly hvor malt ble erstattet med 15 g glukose (på grunn av bunnfelling). Elementene (fig. 1) ble tilsatt i følgende konsentrasjoner: 0 — 3,1 — 5,2 — 8,6 — 14,4 — 24 mM for Al, Be og Zn; 0 — 1,6 — 2,6 — 4,3 — 7,2 — 12 mM for As; 0 — 0,33 — 0,56 — 0,93 — 1,6 — 2,6 mM for Co, Cr, Cu, Pb og Sn; 0 — 0,20 — 0,33 — 0,56 — 0,93 — 1,6 mM for Hg₂(I), Hg(II) og Ni; 0 — 0,03 — 0,04 — 0,07 — 0,12 — 0,2 mM for Cd. Aluminium, beryllium, kadmium, kobolt, kopper, krom, nikkel og sink ble gitt som sulfat; bly og kvikksølv (begge valenser) som nitrat; tinn som klorid; og arsen som Na₂HAsO₄ · 7 H₂O (eneste anion). For å måle respons overfor H₃O⁺ ble pH i testvæsken justert til 4,8 (grunnsammensetning) — 3 — 2,5 — 1,5 — 1 ved tilsetning av svovelsyre.

Veksten til isolatene i testvæsker med ulik element-konsentrasjon ble angitt som absorpsjon av lys (450 nm) gjennom mikrotiterbrett i en mikroplate-leser (DYNATECH MR 5000) hvor målingene ble lest direkte inn i en PC. Detaljer omkring målemetoden er publisert av Høiland & Dybdahl (1993).



Fig. 1. Elementer som soppen er testet mot.

Toleransen ble målt ved $\Sigma RBR\%$ -indeks (Snowden & Wheeler 1993) som tar hensyn til veksten ved alle konsentrasjonene (unntatt null-konsentrasjonen som alltid settes til 100%), unntatt pH der toleransen ble angitt som den lavest mulige verdi hvor vekst kunne observeres, *min-pH*. Før ordinasjon ble toleranse-estimatene for hvert enkelt element rangert til en 0-1 skala uten å endre de relative posisjonene av observasjonene.

Statistiske metoder er Spearman's rank-korrelasjon og prinsippal komponent-analyse (PCA).

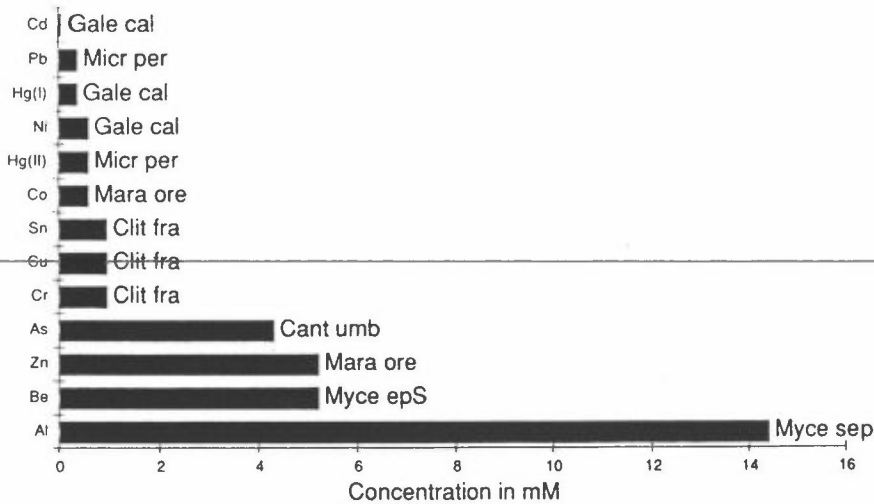


Fig. 2. Konsentrasjon av elementer som hemmer det mest sensitive isolatet (angitt ved forkortelse, se tab. 1).

Elementer

Responserne overfor de ulike elementene var svært variabel mellom isolatene. Den ofte framlagte hypotesen at toleranse overfor ett element ikke medfører toleranse til et annet, understøttes sterkt.

Elementene kan inndeles i grupper etter hvilken konsentrasjon som hemmer det mest sensitive isolatet (fig. 2). Lite giftig (14,4 mM) — Al; middels giftig (5,2-4,3 mM) — Be, Zn, As; giftig (0,93-0,33 mM) — Cr, Cu, Sn, Sn, Co, Hg(II), Ni, Hg₂(I), Pb; svært giftig — Cd.

Pleksus-diagrammet (fig. 3) viser korrelasjonen mellom responserne til de ulike resultatene gitt som $\Sigma RBR\%$ og $min-pH$ (hvor fortegnet er snudd for å vise det direkte forholdet mellom hydrogen-konsentrasjonen og et annet element). Den mest signifikante positive korrelasjonen er mellom Al og H, og den mest signifikante negative mellom Be og Hg(II).

Ei ganske tett gruppe er mellom Hg₂(I), Hg(II), Ni og Cu som deler mange positive korrelasjoner. Ei anna gruppe er mellom Al, H, Cr og Sn. Sn er også knyttet til den forrige gruppa og til Co. Al er svakt knyttet til Zn. Ei mer løs gruppe er mellom Zn, Pb og As som har svake positive korrelasjoner. Tre elementer inntar isolerte posisjoner: Co som er forbundet med Sn og Zn; Be som er svakt forbundet med Al og negativt korrelert med Hg(II), Hg₂(I) og Ni; og Cd med negative korrelasjoner til både Cr og Al, og ingen positive korrelasjoner.

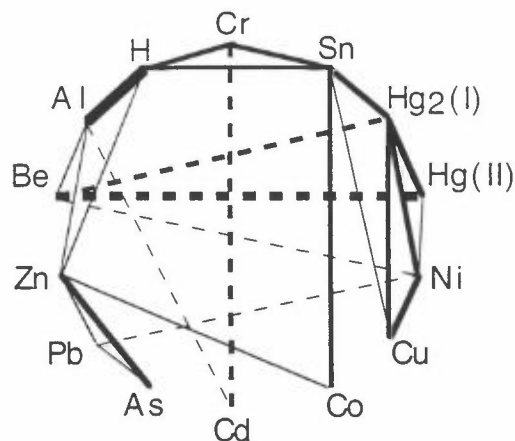


Fig. 3. Korrelasjon mellom indeks-verdier, stiplet er negativ. ■ $|r| \geq 0,7$ ▨ $|r| \geq 0,5$ | $|r| \geq 0,4$.

Sopp

Resultatet av PCA ga følgende egenverdier for de fire første aksene: PC1, 0,29; PC2, 0,2; PC3, 0,15; PC4, 0,1. Hovedvariasjonen i sopp-datasettet forklares ved responserne overfor Hg₂(I), Hg(II), Cu, Ni og Sn, som alle har høye negative skår langs PC1, og til en mindre grad ved Be, som har relativt høyt positivt skår langs PC1. Den nest største variasjonen forklares ved responserne til Cd og Pb, som har høye negative skår langs PC2, og ved H, Al, Cr, og noe mindre ved Co og Be, som har høye positive skår langs PC2. (Ordinasjonsdiagrammet for de første to aksene er vist i fig. 4.) Den tredje største variasjonen er forklart ved responserne overfor Zn, Pb og As, som har høye negative skår langs PC3. Den fjerde største variasjonen er hovedsakelig forklart ved responserne til Co og Zn, som har høye positive skår langs PC4.

Hvis vi ser på ordinasjonsdiagrammet av de to første aksene, kan artene deles i seks grupper:

Gruppe 1 omfatter *Marasmius androsaceus* R og S, *Mycena rubromarginata*, og *M. septentrionalis*. De er relativt tolerante overfor Hg₂(I), Ni, Cu og Cr, og med unntak av *M. rubromarginata*, relativt sensitive overfor Cd. Langs PC2 er isolatene fordelt etter deres respons til Al og H. Langs PC3 er gruppa separert i ei undergruppe som består av de Al-tolerante *M. androsaceus* R og S og den relativt Al-tolerante *M. rubromarginata*, og ei anna undergruppe som omfatter den Al-sensitive *M. septentrionalis*.

Gruppe 2 omfatter *Mycena galopus* G og R, og *Marasmius oreades*. De er relativt tolerante overfor Cd, Ni, Cu og Hg(II), og med unntak av *M. galopus* G., også overfor Hg₂(I). Langs PC2 er isolatene fordelt etter deres respons overfor Al og H. Langs PC3 er gruppa separert i ei undergruppe som omfatter de Zn-tolerante og relativt Al-tolerante *M. galopus* G og R, og ei anna undergruppe som omfatter den Zn- og Al-sensitive *M. oreades*. Langs PC4 er

164 gruppa separert i ei undergruppe som omfatter den Co-sensitive *M. galopus* G og *M. oreades*, og ei anna undergruppe som omfatter den Co-tolerante *M. galopus* R.

Gruppe 3 omfatter *Mycena epipterygia* M og S, *Galerina marginata*, og *Cantharellula umbonata*. De er tolerante overfor Cd og relativt sensitive overfor Cu, Ni, Hg₂(I) og Al. Langs PC3 er gruppa separert i den As- og Zn-sensitive *C. umbonata* og de relativt As- og Zn-tolerante *G. marginata* og *M. epipterygia* M og S.

Gruppe 4 er løs og består bare av *Micromphale perforans* og *Clitocybe vibecina*, begge relativt tolerante overfor Be og Al og sensitive overfor Hg₂(I) og Hg(II). Langs PC3 er gruppa separert i den Pb-tolerante *C. vibecina* og den Pb-sensitive *M. perforans*, og langs PC4 i den Co-tolerante *M. perforans* og den Co-sensitive *C. vibecina*.

Gruppe 5 består av *Galerina calyptrata* relativt tolerant overfor Cr og Al, og sensitiv overfor Cd, Ni, Co, Hg₂(I), og Hg(II).

Gruppe 6 består av *Clitocybe fragrans*, tolerant overfor Cd og Pb, og sensitiv overfor H, Al, Ni, Cu, and Cr.

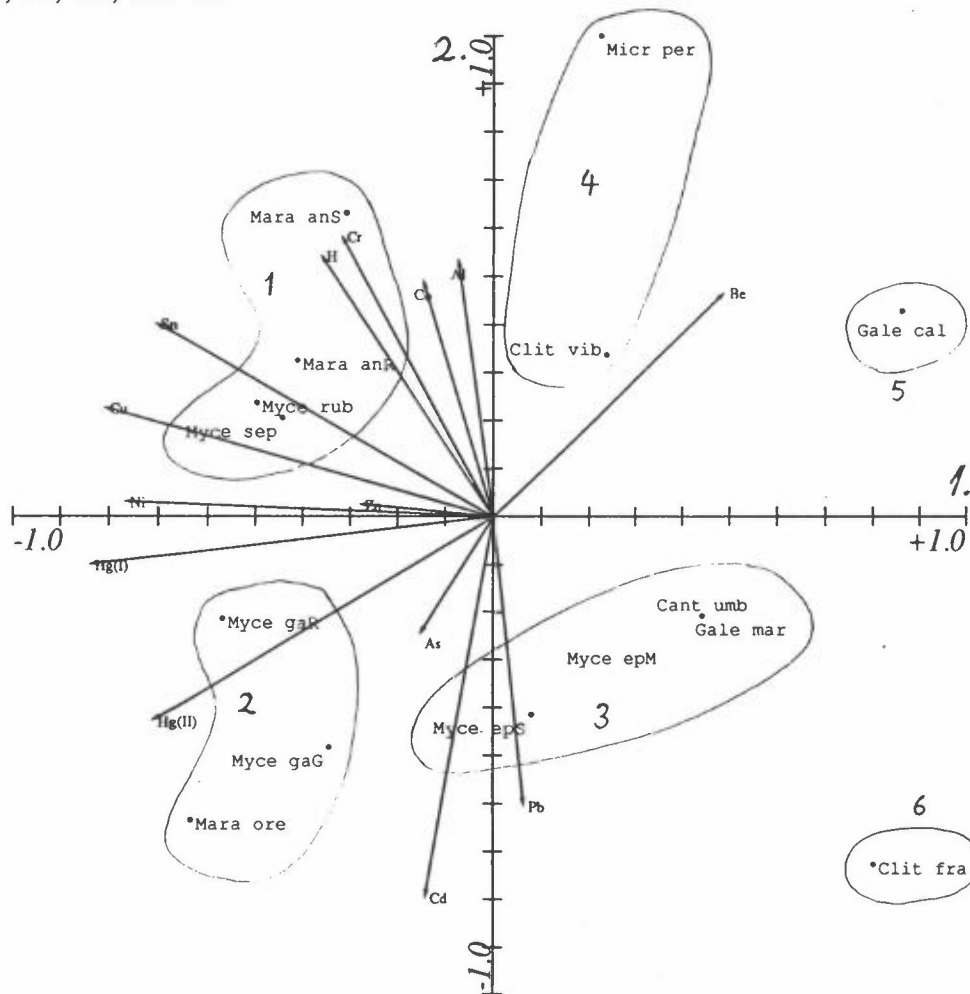


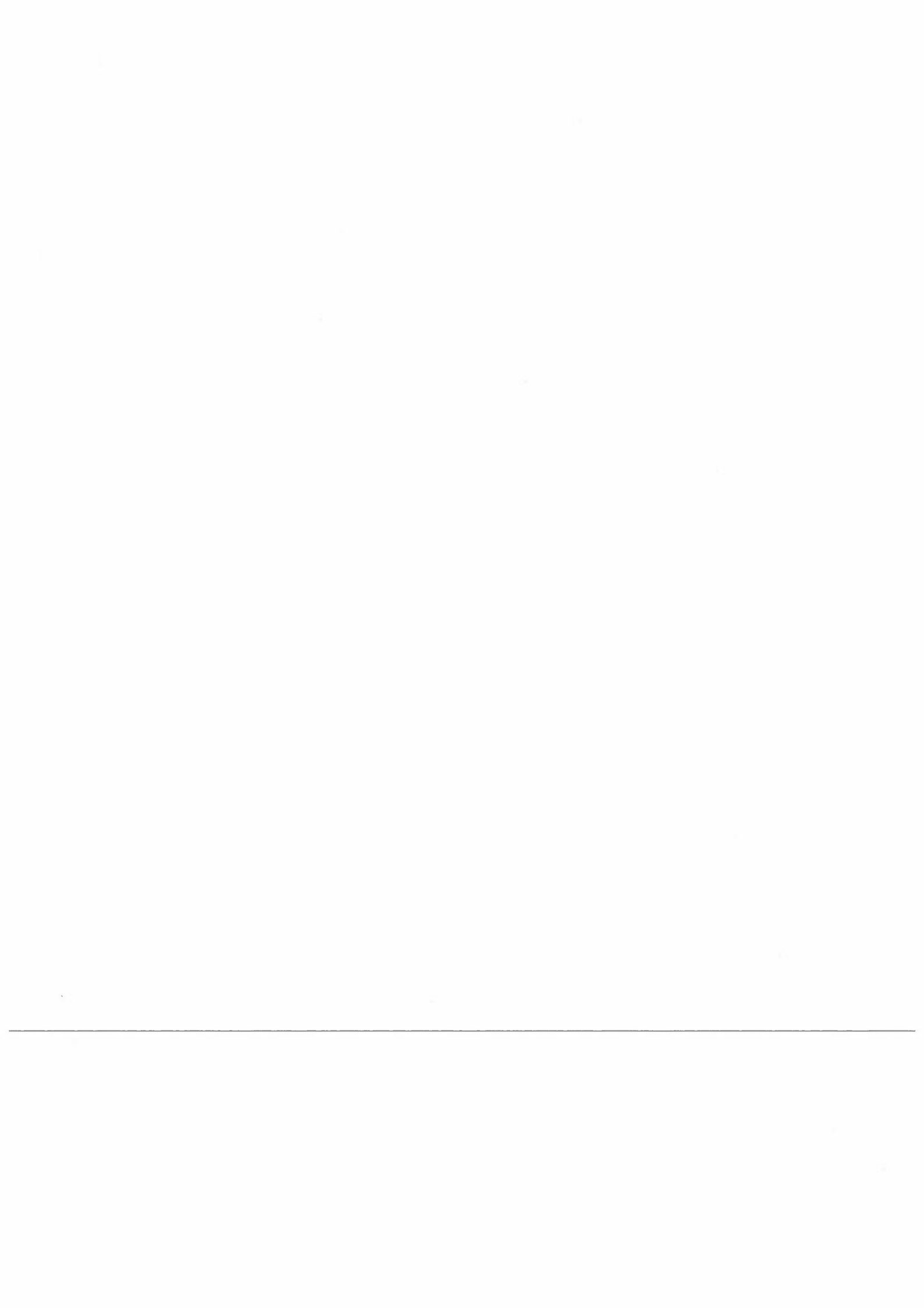
Fig. 4. Ordinasjonsdiagram (PCA) som viser første og andre ordinasjonsakse.

LITTERATUR

Høiland, K. & Dybdahl, H.G. 1993. A micro—well method for estimating fungal response to metal ions. Response to aluminium by some saprophytic basidiomycetes. — Nord. J. Bot. 13: 691-696.

Snowden R.E.D. & Wheeler, B.D. 1993. Iron toxicity to fen plant species. — J. Ecol. 81: 35-46.

Art	Lokalitet	Økologi	Forkortelse	År
<i>Cantharellula umbonata</i> (Gmel. Fr. Sing. - navletraktsopp)	Aust-Agder: Birkenes, Risdalheia	Barbilophozio-Pinetum, i mose, fattig	Cant umb	1992
<i>Clitocybe fragrans</i> (Wiht.: Fr.) Kumm - hvit anistraktsopp	Oslo: Bygdøy, Dronningberget	Convallario-Pinetum, kalkoldig, meget rik	Clit fra	1992
<i>Clitocybe vibecina</i> (Fr.) Quél. - grå meltraktsopp	Oslo: Kopperhaugen	Vegkant, tynnt jordsmonn, fattig	Clit vib	1992
<i>Galerina calyptrata</i> Orton - moseklokkehatt	Oslo: Sørkedalen	Eu-Piceetum myrtilletosum, jord, fattig	Cale cal	1991
<i>Galerina marginata</i> (Batsch) Kühn. - flatklokkehatt	Oslo: Sørkedalen	Eu-Piceetum dryopteridetosum, vedrester, rik	Gale mar	1991
<i>Marasmius androsaceus</i> (L.: Fr.) Fr. - lyngseigsopp	Aust-Agder: Birkenes, Risdalsheia	Barbilophozio-Pinetum, pinner, meget fattig	Mara anR	1992
---	Oslo: Sørkedalen	Eu-Piceetum myrtilletosum, barnåler, meget fattig	Mara anS	1992
<i>Marasmius oreades</i> (Bolt.: Fr.) Fr. - nelliksopp	Buskerud: Drammen, Bragernes kirke	Kirkegård, plen, blant gras	Mara ore	1992
<i>Micromphale perforans</i> (Hoffm.: Fr.) S.F. Gray - barnålsopp	Oslo: Sørkedalen	Eu-Piceetum myrtilletosum, barnåler, fattig	Micr per	1992
<i>Mycena epipterygia</i> (Scop.: Fr.) S.F. Gray - flåhette	Oslo: Maridalen	Melico-Piceetum, planterester, rik	Myce epM	1989
---	Oslo: Sørkedalen	Melico-Piceetum, planterester, rik	Myce epS	1990
<i>Mycena galopus</i> (Pers.: Fr.) Kumm. - melkehette	Aust-Agder: Gjerstad, Svarttjern	Eu-Piceetum myrtilletosum, jord, fattig	Myce gaG	1991
---	Aust-Agder: Birkenes, Risdalsheia	Barbilophozio-Pinetum, jord, svært fattig	Myce gaR	1992
<i>Mycena rubromarginata</i> (Fr.: Fr.) Kumm. - rødkanthette	Oslo: Sørkedalen	Eu-Piceetum myrtilletosum, planterester, intermediær	Myce rub	1991
<i>Mycena septentrionalis</i> Maas G. - blåbærhette	Aust-Agder: Gjerstad, Svarttjern	Eu-Piceetum dryopteridetosum, jord, intermediær	Myce sep	1991



NITROGENTILFØRSEL OG VINTERFYSIOLOGI HOS RØSSLYNG

Ådne Håland og Leiv M. Mortensen, Særheim forskingsstasjon,
4062 Klepp stasjon.

Formål:

Undersøke hva som kan være de fysiologiske årsakene til at røsslyngen blir skadet og går tilbake på Vestlandet.

Bakgrunn:

Fra gammelt av var det vanlig å gjødsle lyngmarkene for å bedre beiteforholdene. Gjødslingen førte til at røsslyngen gikk tilbake, og grasveksten økte. I de siste årene er det blitt registrert at røsslyngen har blitt skadet og har gått tilbake på Vestlandet. Mye tyder på at nitrogen-nedfallet spiller en rolle i denne utviklingen. Dette prosjektet har derfor som formål å studere hvordan røsslyngens N-status påvirker lyngens vinterfysiologi og dens sårbarhet for klimastress.

Prosjekt-status:

I oktober 1992 ble røsslyngfrø innhøstet på Særheim (Jæren). Etter gibbererelin-behandling ble de sådd i november samme året. Etter spiring ble de priklet i pluggbrett og dyrket i veksthus ved kunstig vekstlys gjennom vinteren. På våren ble plantene som da hadde vokst seg relativt kraftige, plantet ut i isoporkasser (20 planter per kasse). I slutten av mai 1993 ble ca. 250 kasser med røsslyng (5000 planter) utplassert under et 100 m² plasttak som beskyttelse mot nedbør. I en måned ble det ikke tilført nitrogen-gjødsling til plantene, og etterhvert led plantene derfor av N-mangel. Fra slutten av juni startet etableringen av fire N-nivå i plantene. Gjennom dryppvanning (to drypp per kasse) ble plantene regelmessig vannet med ulike nitrogenkonsentrasjoner (0-25 ppm).

Jordanalyser ble innsendt regelmessig. I september 1993 var første delmål nådd ved at fire N-nivå var etablert. Dette kunne lett sees med det blotte øye ved grønnfargen på plantene. Analyser av totalt N i plantene viste at % nitrogeninnhold av tørrvekten var:

Nivå 1: 0,77% (ingen N-tilførsel siden midtsommer)

Nivå 2: 0,92% (meget svak N-gjødsling)

Nivå 3: 1,47% (middels sterk N-gjødsling)

Nivå 4: 2,24% (meget sterk gjødsling)

Kontroll: 1,06% (fra næringsfattig, viltvoksende lokalitet på Særheim)

Alle andre næringsstoff forekom omtrent i samme konsentrasjon i de ulike behandlingene.

Forsøksresultater:

Fra midten av oktober, og hver uke framover, ble planter fra de fire N-behandlingene tatt inn i veksthus for å studere graden av hvile i plantene gjennom høst og vinter. Tid til knoppbryting ble registrert, og det viste seg at høgt N-innhold førte til mye raskere bryting enn lavt N-innhold. I begynnelsen av februar gikk brytingen fortsatt raskere ved høyt N-nivå, men forskjellen var adskillig mindre. Det kan konkluderes med at N-innholdet har stor betydning for plantenes evne til å reagere på en temperaturøkning iallfall i løpet av høsten og tidlig vinter.

Videre forsøk:

1. Det utføres for tiden forsøk med økte vintertemperaturer hvor plantene settes i veksthus ved 12°C dagtemperatur og 6°C natt-temperatur i to uker i februar og deretter settes ut igjen. Eventuell skadeutvikling følges utover vår og sommer.

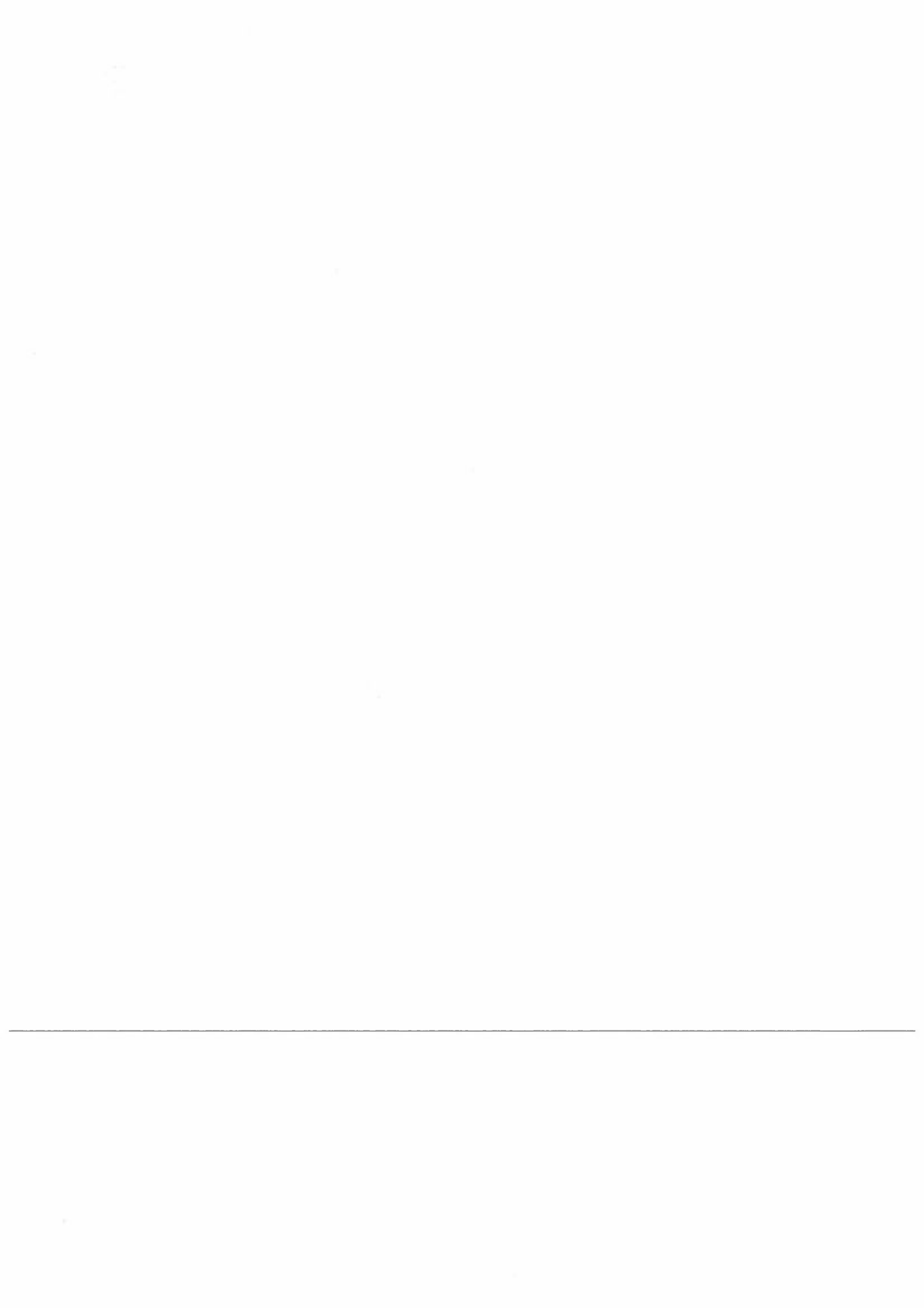
2. Planter med fire ulike N-nivå utsettes først for en moderat temperaturøkning og deretter utsettes de for stiv kuling ved 0-4°C i en vindtunnell. Vindtunnellen står i et kjølerom, og ca. 20 høytrykkslamper sørger for at innstrålingsforhold i april simuleres. Plantene står i frossen (klimastyrte dypfrysere) og ikke-frossen jord. Hypotesen er at økende N-nivå i plantene gir økende skade av tørkestress ved slike forhold (jamfør vintergrønne trær og busker i hager på våren).

3. Det første tegn på at planter begynner å våkne til liv om våren (begynner å gå ut av hviletilstanden) er økt respirasjon i plantene. Forsøk med planter med ulike N-status vil bli

gjennomført i tre kuvetter for fotosyntese-
/respirasjonmålinger. Reaksjonen
(mørkerespirasjon/fotosyntese) på en økning i
vintertemperaturen fra ca. 0 til ca. 10°C vil bli fulgt fra
time til time over et par uker. Hensikten er å se hvor raskt
plantene reagerer på en temperaturøkning, og i hvilken grad
dette avhenger av N-status.

Oppsummering:

Etter et år er prosjektet godt igang, og pågående forsøk vil
forhåpentligvis gi oss økt innsikt i årsakene til røsslyngens
tilbakegang på Vestlandet.



Poster I: Når overskrides tålegrensen for fastsittende alger i sure vannforekomster?

Eli-Anne Lindstrøm

Resultater som presenteres i denne posteren er vesentlig hentet fra rapporten "Tålegrenser for overflatevann. Fastsittende alger." (Lindstrøm 1992). Bortsett fra enkeltstudier, som vesentlig omhandler kiselalgesamfunnet, er dette første sammenstilling der data om fastsittende alger benyttes som indikator på forsurening i norske vassdrag. Denne og de to følgende postere tar for seg de fastsittende algene og deres rolle som biologisk indikator.

Fastsittende algers forsuringfølsomhet/-toleranse i norske vassdrag

Begroingsamfunnet i prøver fra 475 elvelokaliteter og 20 innsjølokaliteter er korrelert mot pH. Resultatene danner grunnlag for inndeling av begroingsamfunnet i fire hovedkategorier (og to underkategorier) med ulik forsuringfølsomhet.

- 1. Forsuringstolerant kategori: tåler sterke syrer pH = <5.0**
 Tåler sterke syrer - ingen bikarbonat til stede, to underkategorier:

1A: Forsuringsbegunstiget: forekommer ikke i basisk miljø, får størst forekomst når pH < 5.0.
1B: Forsuringstolerant: kan forekomme i alle pH-intervaller, tolererer pH <5.0. 1A har lavere pH-optimum enn 1B.
Indikatorverdi: 1A = + 0.25 (forsuringsbegunstiget)
 " 1B = 0 (ingen forsuringfølsomhet)
- 2. Litt forsuringfølsom kategori: pH = > 5.0**
 Den litt forsuringfølsomme kategori har størst forekomst i pH-intervallet 5.0-6.0. Kan ikke (som den tolerante) deles i to kategorier.
Indikatorverdi: = 0.25 (litt forsuringfølsom).
- 3. Moderat forsuringfølsom kategori: pH = > 5.5**
 Forekommer i alle pH-intervaller ned til 5.5. Har størst forekomst omkring nøytralpunktet eller litt under.
Indikatorverdi: = 0.50 (moderat forsuringfølsom).
- 4. Forsuringfølsom kategori: pH = > 6.0**
 Er bl.a. karakterisert ved bikarbonat i vannet og fravær av sterke syrer. Kan deles i minst to kategorier:

4A: Forsuringfølsom nøytral pH = > 6.0
4B: Forsuringfølsom alkalisk : pH = > 7.0
Indikatorverdi: 4A= 0.75 (forsuringfølsom - nøytral)
 - " - : 4B= 1.0 (forsuringfølsom - alkalisk)

Alle de vanligste algegruppene er representert i alle kategorier av forsuringfølsomhet/-toleranse. På den ene siden ser overraskende mange arter ut til å få økt forekomst ved forsuring - kategori 1A. Disse blir sjelden registrert ved pH høyere enn 6.0. På den andre siden ser svært mange ut til å forsvinne når pH blir 6.0 eller lavere.

De ulike kategorier er gitt en *indikatorverdi*. De som får økt forekomst ved forsurening (1A) er gitt negativ verdi. De som er tolerante, men ikke får økt forekomst ved forsurening (1B) er gitt verdien null. De øvrige er gitt positiv verdi. Den mest forsuringfølsomme kategori (4) er også delt i to, en forsuringfølsom nøytral (verdi 0.75) og en forsuringfølsom alkalisk (verdi 1.0).

Med visse modifikasjoner stemmer inndeling og *indikatorverdi* for de fastsittende algene overens med det som er benyttet for evertebrater i norske vassdrag (se bl.a. Lien et al. 1991). På grunnlag av evertebratenes plassering i forsuringkategori/indikatorverdi er det utviklet et system for vurdering av surhetstilstanden i vassdrag. Systemet er anvendt på evertebrat-data fra ulike vassdrag og viser stort sett god overenstemmelse med lokalitetens surhetsgrad når modifierende faktorer som høyde over havet, vannets humusinnhold o.l. tas i betraktning. For de fastsittende algene er det utarbeidet en modifisert utgave av dette systemet, dette er forsøksvis anvendt på kiselalgedata fra vassdrag med ulik forsuringstilstand. Dataene er korrelert mot ANC og pH og resultatene tilsier at med små justeringer vil slike beregninger gi et realistisk bilde av forsuringstilstanden. (*Ikke vist i poster*)

Blågrønnalgenes toleranse for forsurening

I det følgende er det ikke primært kiselalgene, men blågrønnalgene som omtales. Som gruppe settes blågrønnalgene oftest i sammenheng med eutrofiering, og deres rolle i næringsfattige og/eller noe sure lokaliteter er lite påaktet. Undersøkelser har vist at i Norge har mange blågrønnalger stor forekomst i surt miljø pH < 5.0. Det stemmer dårlig med en del litteraturreferanser som sier at de fastsittende blågrønnalgene forsvinner når pH blir 5.5 eller lavere. En innsjøundersøkelse i 1990-91 viste at i Norge er blågrønnalger trolig den algegruppe som har størst forekomst i littoralsonen i en del næringsfattige sure innsjøer. Uoverensstemmelser mellom observasjoner i norske vassdrag og litteraturreferanser kan skyldes flere forhold: Generell mangel på undersøkelser i næringsfattige lokaliteter - liten interesse for "næringsfattige" blågrønnalgesamfunn - reelle forskjeller mellom sure lokaliteter i Norge og sure lokaliteter i eksempelvis Canada - USA - England.

På grunnlag av forran nevnte korrelasjon mellom fastsittende alger og pH (475 elvelokaliteter og 20 innsjølokaliteter) er noen vanlige blågrønnalger inndelt i ulike følsomhetskategorier for forsurening, se tabell siste side. Blågrønnalgene har klare grenser mht. forsurening og utbredelse. Ved avtakende pH faller endel arter ut i alle pH-intervaller. Særpreget for blågrønnalgene er at mange vanlige arter er litt eller moderat forsuringstolerante, eks. *Calothrix gypsophila* og *Cyanophanon mirabile*. Det betyr at de faller ut i det pH-området (6.0-5.0) der få av de andre algegruppene faller ut. Selv om det ikke kan dokumenteres ved tidligere undersøkelser, er det rimelig å anta at disse og en rekke andre blågrønnalger har forsvunnet fra mange norske vassdrag grunnet forsurening. Som indikator på begynnende forsurening vil disse blågrønnalgenes fravær/tilstedeværelse ha stor informasjonsverdi.

Når overskrides tålegrensen?

Generellt for de fastsittende algesamfunnene er at de inneholder så mange organismer tilpasset ulike livsbetingelser, at knapt noe samfunn vil nå ett bestemt punkt der hele/store deler bryter sammen. Veien mot overskridelse av tålegrensen vil være en gradvis prosess, der det opptrer "fenomener" underveis som hver for seg viser at tålegrenser overskrides.

Tålegrenser for organismer måles gjerne ved biologiske indikatorer som i sammenheng med forsurening av overflatevann defineres slik (Henriksen et al. 1990):

"Biologisk indikator: Valgt(e) organisme(r) eller populasjoner som er følsomme overfor kjemiske endringer som følge av endringer i atmosfæriske tilførsler av svovel og nitrogen."

På grunn av de fastsittende algesamfunnenes store mangfold er fastsettelse av tålegrenser for en/noen få indikatororganismer lite relevant. Bare i tilfeller der enkeltorganismer har stor økologisk betydning (på liknende måte som fisk) er anvendelse av enkeltorganismer relevant. Dersom hele/store deler av algesamfunnet anvendes som indikator kunne man kanskje forvente at forsureningen når et punkt der hele/store deler av samfunnet bryter sammen. Erfaringene så langt tilsier at dette ikke er tilfellet for de fastsittende algene. Ved bruk av hele samfunnet som indikator er fastsettelse av tålegrenser i stor grad et spørsmål om hvor "høyt listen legges". For å komme fram til kriterier for fastsettelse av tålegrenser for begroingsalger (både enkeltarter og samfunn) som er faglig relevante og har praktisk betydning, anses det som viktig at disse vurderes uavhengig av de tålegrenser som allerede er utarbeidet for eksempelvis fisk.

Foreløpig ser følgende kriterier ut til å få generell anvendelse ved fastsettelse av tålegrenser for fastsittende alger:

- * Fravær av forsurningsfølsomme arter og overvekt av forsurningsbegunstigede/tolerante arter. Det opprinnelige samfunn blir tilnærmet utryddet og erstattet av et tolerant.
- * Selv om pH er brukt som et mål på forsuring og forekomst av fastsittende alger er korrelert mot pH, er det trolig bare i liten grad konsentrasjonen av H^+ - ioner som bestemmer tålegrensen for fastsittende alger. Andre pH-avhengige variable, eksempelvis overgang fra HCO_3^- til CO_2 , kan forårsake en markert endring i artssammensetning i retning av arter som klarer å utnytte CO_2 (og ikke bare HCO_3^-) som karbonkilde. Dette er trolig viktigste årsak til at så mange alger forsvinner når pH kommer under 6.0.
- * Det opptrer "fenomener" av ulik art, eksempelvis etablering av "nye" økologiske nisjer, masseforekomst av enkeltarter og økt forekomst av bestemte samfunn, eks. trådformede grønnalger. (Om økende "grønnske", se Poster II).

Eksempler på "fenomener" som opptrer ved forsuring i norske vassdrag

A. Enkeltarter med stor økologisk betydning forsvinner (prinsipielt det samme som når fisk forsvinner). Chrysophyceen *Hydrurus foetidus* er ikke observert ved pH lavere enn 5.5. Selv om forholdene for øvrig ligger til rette for vekst av *Hydrurus*, kan vi med stor grad av sikkerhet si at den vil forsvinne fra vassdraget når pH går ned mot 5.5. Dette er et område der små endringer i H^+ -ionekonsentrasjonen resulterer i relativt store endringer i pH. Det er dessuten et pH-område som omfatter en rekke forsuringstruede vassdrag.

Hydrurus er en kaldtvannsalge og vokser optimalt når vanntemperaturen er 10 °C eller lavere. Den har maksimal forekomst vår og sen høst, og i fjellområder der vanntemperaturen holder seg lav hele året. Særlig om våren er dette normalt biotoper som har liten algevekst og begrenset artsmangfold. *Hydrurus* har derfor betydd mye som næringsgrunnlag og skjulested for bunndyr om våren. Forsvinner *Hydrurus* fra disse vassdragene vil et viktig næringsemne forsvinne i en for bunndyra viktig og kritisk periode.

Atna-vassdraget (Hedmark) er undersøkt hvert år siden 1986. I vassdragets øvre deler har forekomsten av *Hydrurus* vært svært vekslende. Enkelte år har den dekket store deler av elveleiet om våren, andre år er den knapt registrert. pH i dette elveavsnittet varierer mellom 5.5 og 6.0, nettopp det området der tålegrensen for *Hydrurus* overskrides. Det er derfor sannsynlig at variasjoner i *Hydrurus*-veksten om våren skyldes pH og ikke som tidligere antatt vekslende fysiske forhold med ulik grad av islegging og flom fra år til annet. (Se figur 1 & 2, Poster I).

B. "Nye" økologiske nisjer dannes

Ved forsurening vil noen få miljøfaktorer som alle virker i tilnærmet samme retning, resultere i at det oppstår en rekke likartede habitater. Habitater som tidligere viste stort mangfold, vil i tillegg til at de blir like, fremstå som "nye" og vise egenskaper som var lite utbredt før forsurening. Muligheten for framvekst av "nye" lite kjente organismer skulle derved være til stede.

I Norge er det bl.a. ved undersøkelser i forsurrede innsjøer funnet en blågrønnalge som man ikke har klart å identifisere. Stedvis har den stor forekomst, bl.a. i Bjørnsivatn (Vest Agder) danner den et markert belte i vannlinjen. Liknende tilnærmet like markerte forekomster er registrert i en rekke sure og saltfattige elver og innsjøer (Se figur 3 & 4, Poster I).

Nylig ble det gitt en nøyaktig beskrivelse av nevnte alge (Kovacic & Komarek 1988). Algen gis navnet *Scytonematopsis starmachii* og betegnes av artikkelforfatterne som "ny". Beskrivelse av voksested stammer fra Tatrafjellene og passer nøyaktig til de norske: "The water supply is permanent, the temperature of the water ranges from 6° to 15° in summer, the water is slightly acidic (pH 6.5 to 4.7) and poor in mineral elements". De sier også at den vokser på "granitic bedrock". Som mulig grunn for at den ikke er beskrevet tidligere angir de at den kan være feil identifisert. De sier imidlertid: "Although it commonly occurs in this region, its presence has never been published. The localities are distant from another, the species therefore seem to be more spread throughout the European mountain regions".

Tatt i betraktning denne algens spesielle utseende og stedvis meget markerte forekomst, er det vanskelig å godta at den tidligere bare er oversett eller feil identifisert. En utvidelse av denne algens økologiske nisje ved forsurening anses som en mulighet og en arbeidshypotese.

C. Masseforekomst av organismer

Et organismesamfunn som utsettes for en påvirkning i en bestemt retning kjennetegnes ofte ved tilbakegang av det tidligere mangfoldige og veletablerte organismesamfunnet og ved masseforekomst av en (eller få) organismer. De organismene som får masseforekomst kan i og for seg være velkjente, men får av ulike årsaker en konkurransemessig fordel ved den ensidige påvirkning.

I den noe sure (pH ca. 5.6) kystnære innsjøen Stjørdalsvatn (Gjevinvassdraget, Tvedestrand), ble det observert to typer masseforekomst av blågrønnalger i aug./sept. 1991. Mest iøynefallende var et heldekkende olivengrønt belte fra øvre deler av littoralsonen og ned til ca. 2 m dyp. Beltet bestod av blågrønnalgen *Hapalosiphon fontinalis* (figur 5 & 6, Poster I). *Hapalosiphon* er for øvrig nevnt i forbindelse med masseforekomst i forsurrede innsjøer andre steder i verden. En annen ikke identifisert blågrønnalge dannet et massivt grålig belegg på bunnen av Stjørdalsvatn. I mange andre lokaliteter, som alle er gjenstand for liten lokal forurensning, er liknende masseforekomster observert. På bunnen av Røyrvatn i Vikedalsvassdraget (Rogaland) var det f.eks. et tykt teppe av blågrønnalger (figur 7).

Litteratur

- Henriksen, A., Lien, L. & Traaen, T.S., 1990: Naturens tålegrenser. fagrapport nr. 2. Tålegrenser for overflatevann. Kjemiske kriterier for tilførsler av sterke syrer. Norsk institutt for vannforskning. 49 pp.
- Kováčik, L. & Komárek, J., 1988: *Scytonematopsis starmachii*, a new cyanophyte species from the High Tatra Mts. (Czechoslovakia). Arch. Hydrobiol. Suppl. 80, 1-4: 303-314.
- Lindstrøm, E.-A. 1992. Naturens tålegrenser. Fagrapport nr. 27. Tålegrenser for overflatevann. Fastsittende alger. Norsk institutt for vannforskning. 49 pp.
- Lien, L., Raddum, G.G. & Fjellheim, A., 1991: Naturens tålegrenser. Fagrapport nr. 19. Tålegrenser for overflatevann - evertebrater og fisk. NIVA, O-89158. 46 pp.

Tabell 1 Følsomhetskategorier for forsurening - blågrønnalger.

For noen arter er plassering i toleranse-/følsomhetskategori noe vanskelig. Da angis to kategorier, den minst sannsynlige i parentes.

Følsomhetskategori	Begunstigede	Tolerante	Litt følsomme	Moderat følsomme	Følsomme
pH-toleranse	pH = <4,7	pH = <5,0	pH = >5,0	pH >=5,5	pH >=6,0
Indikatorverdi	-0,25	0	0,25	0,50	0,75
Blågrønnalger (Cyanophyceae)					
<i>Capsosira brebisonii</i>	x				
<i>Siphonema polonicum</i>	x	(x)			
<i>Scytonematopsis starmachii</i>	(x)	x			
<i>Merismopedia glauca</i>	(x)	x			
<i>Stigonema mamillosum</i>		x	(x)		
<i>Stigonema tomentosum</i>		x	(x)		
<i>Schizothrix lacustris</i>			x		
<i>Scytonema mirabile</i>			x		
<i>Hapalosiphon fontinalis</i>			x		
<i>Hapalosiphon intricatus</i>			x		
<i>Cyanophanon mirabile</i>				x	
<i>Chamaesiphon fuscus</i>				x	
<i>Stigonema minutum</i>				x	
<i>Tolypothrix penicillata</i>				x	
<i>Chamaesiphon minutus</i>				(x)	x
<i>Chamaesiphon confervicola</i>				(x)	x
<i>Clastidium setigerum</i>				(x)	x
<i>Calothrix ramenskii</i>				(x)	x
<i>Calothrix gypsophila</i>					x
<i>Homoeothrix varians</i>					x
<i>Tolypothrix distorta</i>					x
<i>Tolypothrix saviczii</i>					x
<i>Tolypothrix tenuis</i>					x
<i>Rivularia biasoletiana</i>					x
<i>Nostoc sphaericum</i>					x
<i>Nostoc parmelooides</i>					x
<i>Phormidium hetropolare</i>					x

Poster II: Økende grønske i norske vassdrag

Eli-Anne Lindstrøm

Resultater som presenteres i denne posteren er vesentlig hentet fra rapporten "Økende grønske i norske vassdrag. Resultater av en spørreundersøkelse" (Lindstrøm 1993).

I løpet av de siste 8-10 årene har det kommet en rekke henvendelser til NIVA fra folk som har observert og fått problemer med økende plantevekst, såkalt "grønske" i våre vassdrag. Henvendelsene, som har kommet fra mange hold, har i mange tilfeller gitt uttrykk for en generell tendens i områder hvor folk er godt kjent og har ferdes i en årrekke. Det er noe overraskende, men meldingene synes først og fremst å gjelde uberørte vassdrag i høyereliggende områder.

Sett på bakgrunn av de omfattende miljøpåvirkninger som er dokumentert bl.a. i form av langtransportert forurenset nedbør, er det grunn til å ta meldinger om økende grønskevekst alvorlig. NIVA besluttet derfor å gjennomføre en landsomfattende undersøkelse for å foreta en grov kartlegging av fenomenet "økende grønske". Hensikten var primært å få bedre grunnlag til å bedømme om det virkelig har skjedd en omfattende økning av grønskeveksten. Undersøkelsen har også hatt som mål å få kjennskap til hvor i landet en eventuell økning er mest utbredt og hva slags vannforekomster som er mest utsatt (små/store - elver/innsjøer - høyereliggende områder/lavlandet). Man håpet også at de opplysninger som kom inn ville gi visse indikasjoner om årsaken til økningen.

Spørreundersøkelsen

En artikkel i Jeger- og Fiskerforbundets medlemsblad, "Jakt og Fiske" ga en orientering om problemet samt et spørreskjema som bladets lesere ble bedt om å besvare. Det ble også gjort henvendelser direkte til endel institusjoner/ foreninger (lokale Jeger- og Fiskerforeninger, Fjelloppsynsmenn, Direktoratet for Statens skoger, Elveigarlag etc.).

Det kom inn i alt 626 svar, av disse har 592 svart på spørsmål om endringer i grønskevekst. Antall svar fra fylkene varierte fra 3 i Finnmark til 68 i både Nord-Trøndelag og Nordland. På grunn av liten svarfrekvens, er Finnmark ikke tatt med i undersøkelsen. Endel stedsbetegnelser og lokalitets-henvisninger er svært generelle, derfor ble kommune benyttet som overordnet lokalitetsangivelse. Resultatene er delt i innsjø- og elvelokaliteter. I spørreskjemaene gis endel kommentarer, disse ga endel nyttig informasjon.

* Har det skjedd en endring i grønskeveksten de senere år?

Fargekartet (ikke farger i sammendrag, se Poster) viser hovedresultatene av spørreundersøkelsen.

Det har blitt mindre grønske (blått på kartet): Vel 7% melder om redusert grønskevekst. Som viktigste årsak angis kalking. De fleste lokaliteter der grønskeveksten er redusert, som følge av kalking, ligger i Agder-fylkene. Her er skader på naturen grunnet sur nedbør størst, og tiltak mot forsuring/fiskedød i form av kalking er mest utbredt her.

Det har blitt mer grønske (rødt på kartet, bare uregulerte lokaliteter og lokaliteter der det ikke gis noen årsak til den økte grønsken er merket med rødt): 57% (339 lokaliteter/områder) melder om økt grønske. Prosentvis er det flest som melder om økt grønske i Oppland (97%). Andelen er også høy i Hedemark (73%), Sogn og Fjordane (63%), Møre og Romsdal (58%) og i Sør-Trøndelag (93%). Alle lokaliteter der det angis bestemte årsaker til økt grønske, samt alle vassdrag der det er foretatt vesentlige inngrep i forbindelse med vassdragsreguleringer er utelatt i analysen av materialet.

De resterende lokaliteter karakteriseres ved at det ikke angis noen årsak til økt grønskevekst. 79% av disse ligger innenfor 15% av de undersøkte kommuner. Omregnet i areal får man at 79% av lokalitetene ligger innenfor 31 % av det undersøkte areal. Stort antall lokaliteter med økende grønskevekst innenfor et begrenset område gir gode indikasjoner på at noe er i ferd med å skje, som er knyttet til bestemte områder/årsaker.

Grønskeveksten er uendret (svart på kartet): Det meldes om uendret grønskevekst i 42% av innsjølokalitetene og 29% av elvlokalitetene. Vassdrag med uendret vekst har relativt sett størst forekomst i fylkene rundt Oslofjorden. Det ser ut til å være uendret grønske i mange store vassdrag i lavlandet.

*** Er det praktiske problemer på grunn av grønske? (da særlig med utøvelsen av fisket)**

Det er bare på lokaliteter med økt grønskevekst det er store problemer på grunn av grønske. Her er det 40% som melder om store praktiske problemer. Tas lokaliteter med noe praktiske problemer også med, utgjør det 91% av alle lokaliteter med økende grønske. Det er med andre ord i ferd med å oppstå praktiske problemer av stort omfang, der det er økende grønskevekst. Av de 592 som svarer på spørsmål om endring i grønskevekst, er det samtidig 90% som svarer på spørsmål om praktiske problemer, underforstått med utøvelsen av fisket. Det tilsier at det er fisk i 90% av disse lokalitetene. Norge har et stort antall fisketomme vassdrag. Få svar fra disse kan tyde på at fisketomme vassdrag er gjenstand for liten interesse. Liten svarfrekvens fra fylker med mange fisketomme vassdrag forsterker dette inntrykket.

*** Er det grønske, glatt på steiner o.l. i strandlinjen (på elvebunnen)?**

Grønske på strand/elvebunn ser ut til å være mer utbredt i elver enn i innsjøer. På lokaliteter med økende grønske er det 90% som melder om endel/mye grønske. Ettersom det mangler observasjoner fra tidligere år, er det vanskelig å si om dette er en naturbetinget normal tilstand eller et resultat av omfattende endringer de senere år.

*** Diverse opplysninger om den økte grønskeveksten**

Kommentarene i spørreskjemaene gir nyttige opplysninger om lokaliteter med økt grønske.

Størrelse: Det dreier seg vesentlig om små lokaliteter, tjern og mindre elver. **Beliggenhet:** Det er overvekt av lokaliteter i høyereliggende strøk. Sammenhengende områder ser ofte ut til å være berørt. **Tidsutvikling:** Med få unntak har økningen skjedd etter 1970, 2/3 melder at endringen har skjedd etter 1980. Mange steder pågår økningen fremdeles. **Hvordan arter økningen seg:** Det ser ut til å opptre ulike typer, det kan være trådformede alger som flyter fritt i vannet, fastsittende alger /moser på bunnen, glatt belegg på bunnen (trolig kiselalger) og siv/grasvekst. **Årsak :** Selv om det ikke angis noen årsak, gis det opplysninger som forteller at problemet ofte oppstår parallelt med reduksjoner i fiskebestanden, at det er vanskelig å finne noen årsak lokalt innen nedbørfeltet, og at problemet er verst i varme somre.

Geografisk fordeling. Det er stor grad av overenstemmelse mellom beliggenheten av områder med økt grønskevekst (rødt på kartet) og områder der tålegrensen for svovel og nitrogen er i ferd med å overskrides eller er noe sårbart for forurening (Henriksen et al. 1992). Dette kommer best fram i Trøndelags-fylkene (eks. kommunene Åfjord, Osen, Namdalseid, Lierne, Namskogan), i Nordland (Beiarn, Saltdal, Balangen, Tysfjord) og Troms (Nordreisa, Balsfjord, Målselv, Lenvik). Her er arealer med økt grønske og arealer der tålegrensen er i ferd med å overskrides begrenset til mindre, spredte områder. Der tålegrensen for lengst er overskredet er det i mindre grad meldt om økende grønske. I områder som ikke er truet av tålegrenseoverskridelse er det heller ikke mange som melder om økende grønske.

Årsak til økende grønske. Stort samsvar mellom områder med økende grønske og områder der tålegrensen for svovel og nitrogen er i ferd med å overskrides, tyder på at langtransporterte forurensninger bidrar til veksten. Antall meldinger om økende grønske har aldri hatt et tilsvarende omfang som i dag. Det kan tyde på at problemet "økt grønske" er større i de vassdrag som i dag trues av forsuring enn det var da store deler av Sør-Norge ble forsuret. Økende tilførsler av plantenæringsalter via langtransporterte forurensninger kan bidra til det. Den langsiktige overvåking av langtransporterte forurensninger har vist at tilførslene av nitrogen med nedbøren er økende i store deler av Norge. Hvorvidt dette også gjelder fosfor, vet man for lite om, så lave konsentrasjoner som dette dreier seg om er vanskelige å måle med vanlig analysemetoder. I tillegg til økte tilførsler kan det tenkes at fosforsalter løses og blir biologisk tilgjengelige når nedbørfelt /vassdrag forsuret. Klimatiske faktorer kan også bidra til større grønskevekst. I høyereliggende strøk, der vannets temperatur og innhold av næringsalter normalt er begrensende lave, kan små endringer i tilførselen av næringsalter kombinert med små endringer i temperatur gi særlig store utsalg.
(Om små endringer i næringssalttilførselen og temperatur - se Poster III)

Konklusjoner

Undersøkelsen bekrefter meldinger fra ulike hold: Det pågår en omfattende økning av "grønskeveksten" i mange norske vassdrag. Mest utbredt er dette i høyereliggende områder. Mindre vassdrag, små innsjøer og tjern er mest berørte. Beliggenheten av områder med økt grønske faller i stor grad sammen med områder der tålegrenser for svovel og nitrogen er i ferd med å overskrides. Den økte grønskeveksten ser ut til å virke som en form for "early warning" som opptrer tidlig i forsuringprosessen, dvs. før fisken blir skadelidende. Langtransporterte forurensninger synes å være en viktig årsak til den økte grønskeveksten.

Litteratur

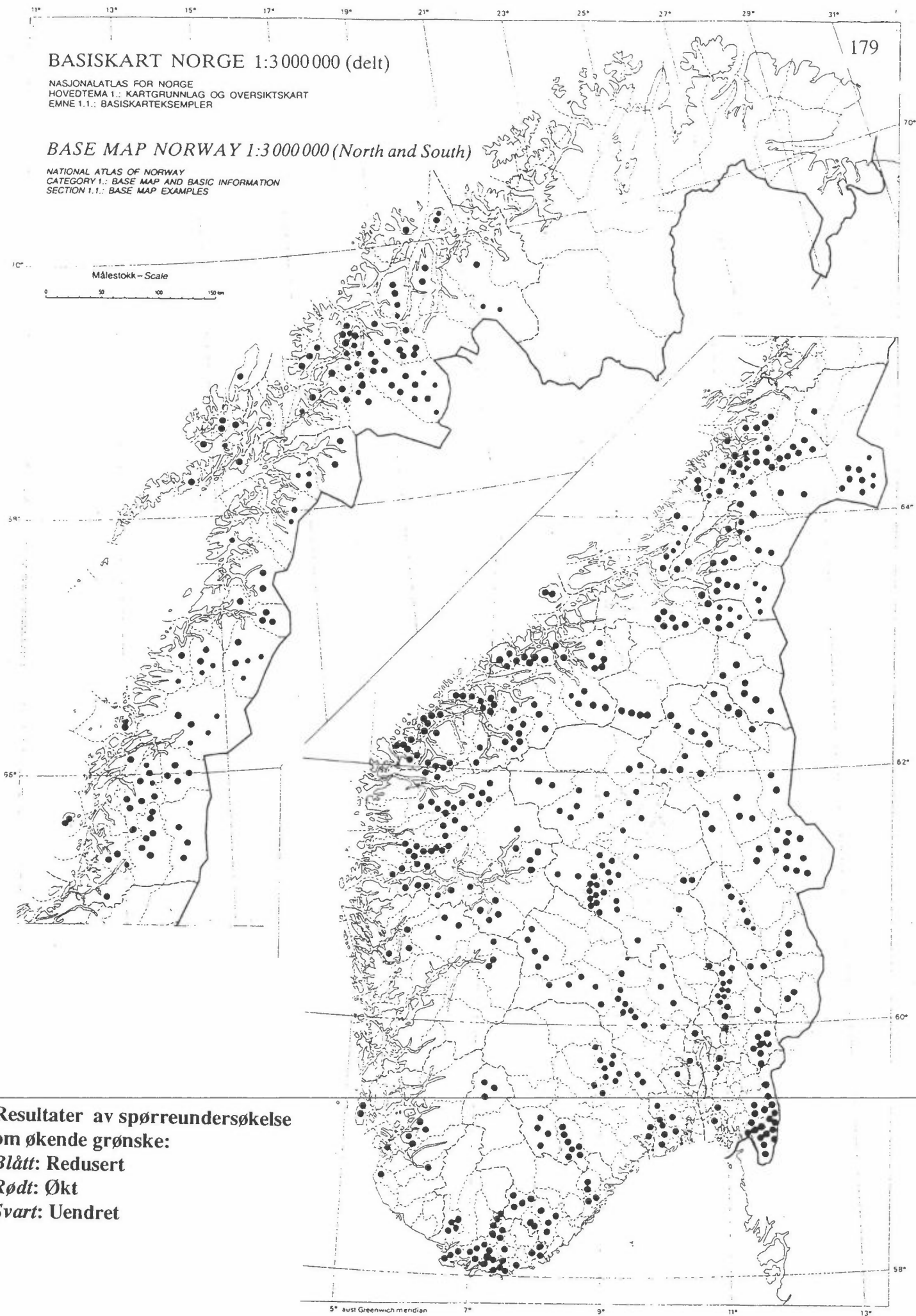
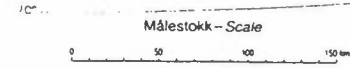
- Henriksen, A., Lien, L. Traaen, T.S. og Taugbøl, S., 1992. Kartlegging av tålegrenser og overskridelser av tålegrenser for tilførsler av sterke syrer. Naturens Tålegrenser - Fagrapport nr. 34. Norsk institutt for vannforskning. 29 sider.
- Lindstøm, E-A. 1993. Økende grønske i norske vassdrag. Resutater av en spørreundersøkelse. Norsk institutt for vannforskning. E-92432. 28 sider.

BASISKART NORGE 1:3 000 000 (delt)

NASJONALATLAS FOR NORGE
HOVEDTEMA 1.: KARTGRUNNLAG OG OVERSIKTSKART
EMNE 1.1.: BASISKARTEKSEMPLER

BASE MAP NORWAY 1:3 000 000 (North and South)

NATIONAL ATLAS OF NORWAY
CATEGORY 1.: BASE MAP AND BASIC INFORMATION
SECTION 1.1.: BASE MAP EXAMPLES



Resultater av spørreundersøkelse om økende grønske:
Blått: Redusert
Rødt: Økt
Svart: Uendret

Poster III: Små økninger i tilførselen av næringsalter - virkninger på fastsittende alger i rennende vann

Eli-Anne Lindstrøm og Stein W. Johansen

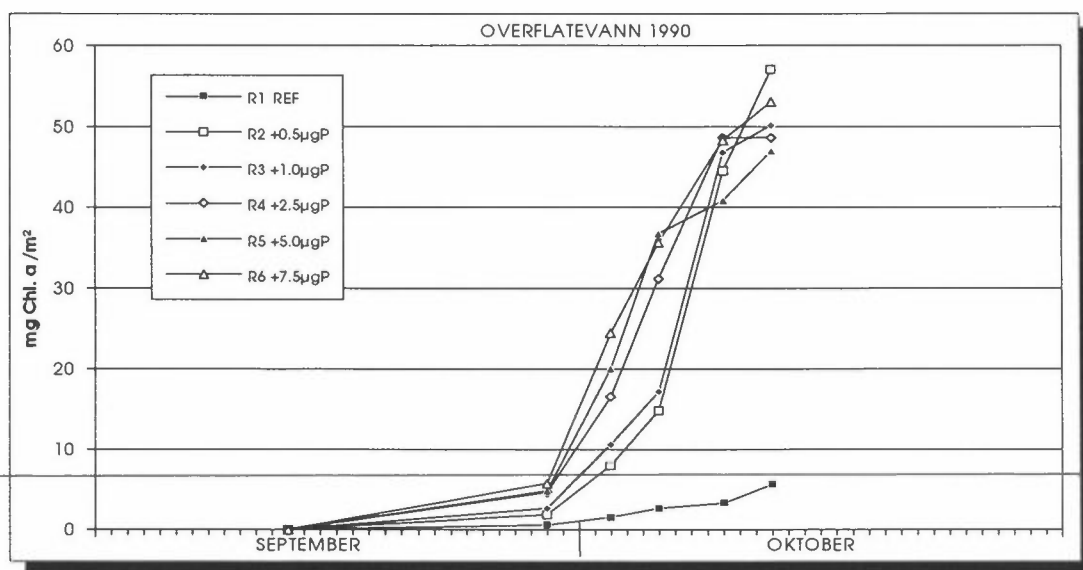
Resultatene som presenteres i denne posteren er vesentlig hentet fra rapporten "Eksperimentelle undersøkelser for kontroll av begroing i regulerte vassdrag" (Lindstrøm et al. 1994).

I 1990-91 ble det utført eksperimentelle undersøkelser i NIVAs renneanlegg ved Oset ved Maridalsvannet. Maridalsvannet har fra naturens side en svakt sur til nøytral næringsfattig vannkvalitet, noe som gjør det godt egnet til eksperimentelle forsøk med tilsetninger av næringsalter. Renneanlegget består av 6 renner hvor det er mulig å tilsette overflatevann (1m dyp) og bunnvann (20 m dyp). I 1990 ble det bare benyttet overflatevann. I 1991 ble det i tillegg benyttet bunnvann. I samtlige forsøk var strømhastigheten 20 cm/s, tilsvarende vannføring ca. 2 l/s.

I 1990 ble det gjort forsøk (12. sept. - 12 okt.) med etablering av algebegroing ved tilsetninger av lett tilgjengelig fosfor til næringsfattig overflatevann med temperatur 16°C (ved start) og 10°C (ved slutt). Det ble tilsatt fosfor i fem renner i en gradient fra 0.5 - 7.5 µg P/l. En renne tjente som referanse. Utvikling av algebiomasse målt som chl a/m² er vist i figur 1.

Forsøkene viste at:

- * på den ene side var det klar sammenheng mellom veksthastighet og mengde tilsatt fosfor tidlig i forsøket (etableringsfasen). Rennet med 0.5 µg P/l hadde klart lavere veksthastighet enn rennet med 7.5 µg P/l.
- * på den annen side var det liten forskjell i biomasse i renner med liten (fra 0.5 µg/l) og stor (opp til 7.5 µg/l) P-tilsetning ved forsøkets avslutning. I alle P-tilsatte renner var biomassen omlag 50 mg chl a/m² (etter 30 døgn).
- * svært små økninger i lett tilgjengelig fosfor (fra 0.5 µg/l) ga grunnlag for store økninger i veksthastighet og spesielt store økninger i biomasse. Ved forsøkets slutt var biomassen i alle P-tilsatte renner omlag ti ganger så stor som i referanserennen.



Figur 1. Biomasseutvikling målt som klorofyll/m² i renner med en gradient av tilsatt fosfor, 1990.

I 1991 ble det gjort forsøk med etablering av algebegroing over en periode på 125 dager (mai-september) både i overflatevann (temp. 6-23°C) og bunnvann (temp. 6-10°C) - med og uten tilsetning av 1 µg P/l. Temperaturutvikling er vist i figur 2.

I rennene med **overflatevann** ble maksimale biomasser oppnådd i juli; 70 -78 mg chl a/m² i renner med P-tilsetning og 20 mg chl a/m² i rennen uten P-tilsetning, figur 3. Senere avtok biomassen, dette skjedde samtidig med at vanntemperaturen kom opp mot 23°C. Kvalitative analyser viste at det inntraff et sammenbrudd i algesamfunnet samtidig som algebiomassen avtok. Etter sammenbruddet var det bare en liten økning i biomassen selv i rennen med P-tilsetning og vanntemperatur 18 - 20°C. Forsøkene viste at:

- * biomassen økte jevnt inntil at en periode med svært høy vanntemperatur (22-23°C) sørget for et sammenbrudd og et markert avtak i biomassen.
- * at det var vanskelig å bygge opp igjen ny biomasse etter sammenbruddet (også i P-tilsatte renner) selv om temperaturen avtok til 18-20°C.

I renner med **bunnvann** ble det ved forsøkslutt oppnådd; - rekordhøy biomasse på 147 mg chl a/m² med P-tilsetning og bare i overkant av 2 mg chl a/m² uten P-tilsetning, figur 4.

Forsøkene viste at:

- * dersom både tilbudet av fosfor og temperatur blir marginalt lave blir det ingen vekst - P-tilsetning hadde avgjørende betydning i renner med bunnvann (6-10°C).
- * uten P-tilsetning var det ingen vekst før temperaturen kom opp i 8-10°C, og selv da var det bare en liten økning i biomassen.
- * med P-tilsetning ble biomassen rekordhøy. Også i den P-tilsatte rennen skjedde dette først etter at temperaturen steg og nærmet seg 10°C.

Betydningen av fosfor og temperatur. Forsøk i bunnvannsrennene i 1991 viste at små forskjeller i lave temperaturer (6-7°C mot 9-10°C) og små tilsetninger av lett tilgjengelig fosfor (1 µg/l) kan gi store forskjeller i algenes veksthastighet og biomasse. Forsøk i 1990 tilsier at enda lavere fosfortilsetninger (0.5 µg/l) også gir økt biomasse, men at veksthastigheten da er noe langsommere.

I 1991 ble det gjort målinger av biomassetap (driv, avskalling o.l. før under og etter flom). Foreløpige målinger tilsier at driv/døgn kan utgjøre 10-40% av biomassen i varmt (18-20°C) og 5-11% i kaldt vann (8-10°C), tabell 1. Selv om tallene ikke er korrelert for døgnvariasjoner i drivet, tilsier dette at tap i form av driv er en viktig faktor som langt på vei styrer hvor mye biomasse som akumuleres. Resultatene tilsier dessuten at biomassetap utgjør omlag tre ganger så stor prosentdel av biomassen i varmt som i kaldt vann. Selv om veksthastigheten kan være lavere, vil dette kompenseres av lavt biomassetap og betingelsene for akumulering av stor biomasse vil være bedre i kaldt enn i varmt vann.

Tabell 1. Biomassetap (driv) målt som mg chl a/m²/døgn og som driv/døgn i prosent av total biomasse.

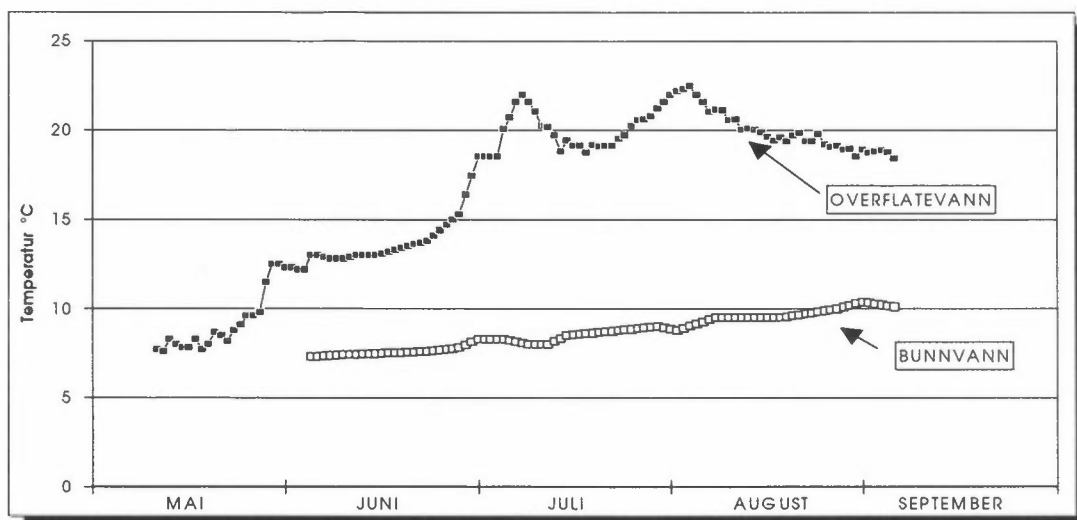
	14. og 15. aug.			4. sept. før flom			4. sept. etter flom		
	Biomasse mg chl a/m ² /d	Driv mg chl a/m ² /d	%	Biomasse mg chl a/m ² /d	Driv mg chl a/m ² /d	%	Biomasse mg chl a/m ² /d	Driv mg chl a/m ² /d	%
Overflatvann uten P	20	4	21	20	4	21	12	1	8
Overflatevann, 1µg P/l	30	11	36	30	4	14	17	6	38
Bunnvann uten P	23	0.24	10						
Bunnvann, 1 µg P/l	88	9.75	11	146	8	6	133	9	7

Konklusjoner

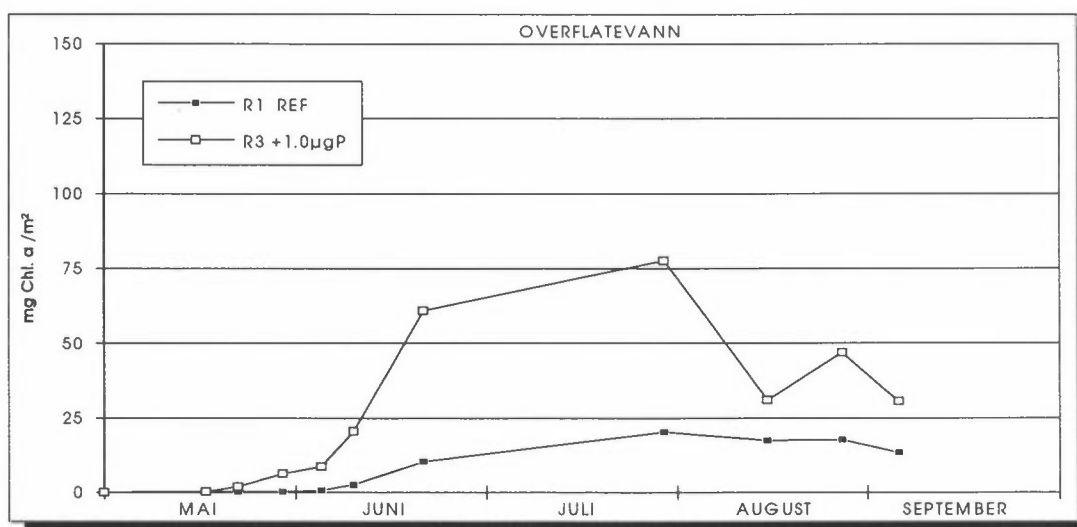
*Forsøk med etablering av fastsittende alger i rennende, næringsfattig og kaldt vann (under 10°C), viste at det er en nedre grense der både næringstilbud og temperatur er så lave at det ikke blir noen vekst. På den annen side; små økninger i tilførselen av fosfor (fra 0.5µg/l, vist i forsøk) bidrar til økt veksthastighet og kan gi grunnlag for **betydelig** økning i algebiomasse. En forutsetning for etablering av stor biomasse er at biomassetap i form av driv, avskalling o.l. ikke er for stort. Biomassetap målt som driv før, under og etter flom utgjorde omlag tre ganger så stor prosentdel av biomassen i varmt (18-20°C) som i kaldt vann (8-10°C). Det tilsier at selv om veksthastigheten er lav, vil muligheten for akumulering av stor biomasse være større i kaldt enn i varmt vann. Små økninger i tilførselen av næringsalter vil derfor ha særlig stor effekt i nordlige og høyereliggende vassdrag der temperaturen er mellom 8 og 12°C store deler av sommerhalvåret. Det tilsier at Norge med sine mange kalde næringsfattige vassdrag er særlig sårbar for små økninger i tilførselen av næringsalter, og at dette sansynligvis vil gi økende grønske som resultat.*

Litteratur

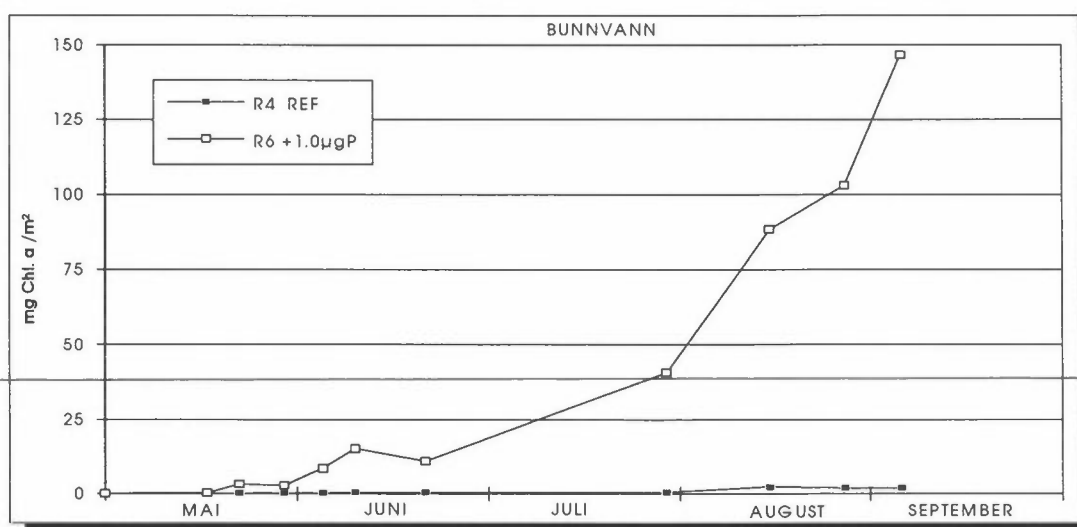
Lindstrøm, E.-A., Bremnes, T. og Johansen, S.W., 1994. Eksperimentelle undersøkelser for kontroll av begroing i regulerte vassdrag. Norsk institutt for vannforskning, (NIVA) O-89522/E-89054. 136 sider.



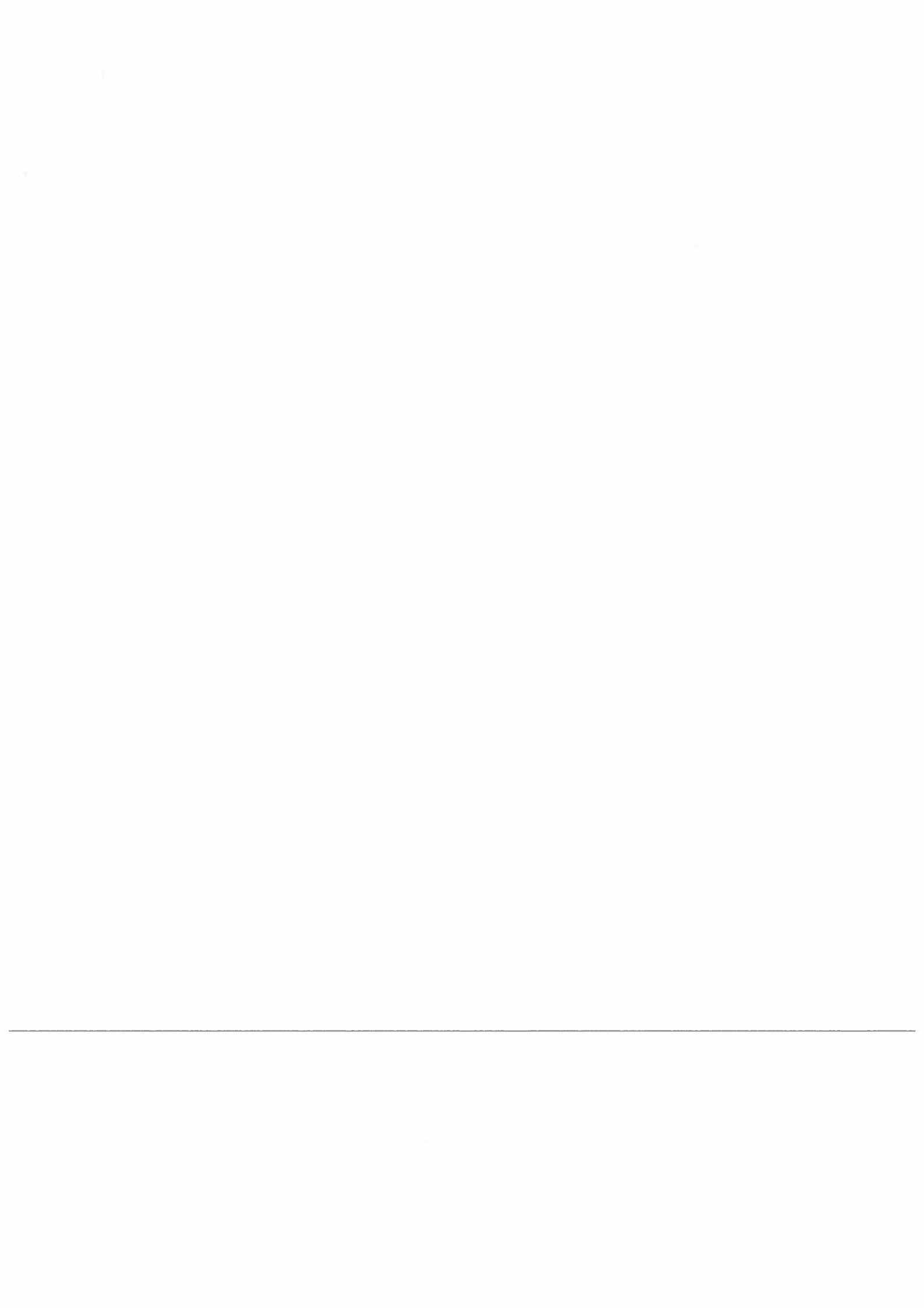
Figur 2. Temperaturutvikling i renner med overflatevann og bunnvann, 1991.



Figur 3. Biomasseutvikling målt som klorofyll/m² i renner med og uten P-tilsetning, 1991.



Figur 4. Biomasseutvikling målt som klorofyll/m² i renner med og uten P-tilsetning, 1991.



OZONE SENSITIVITY OF PHLEUM ALPINUM L. FROM DIFFERENT
LOCATIONS IN SOUTH NORWAY

Leiv M. Mortensen, Sørheim Research Station, N-4062 Klepp
stasjon/Agricultural University of Norway, Department of
Horticulture and Crop Science, N-1432 Ås.

SUMMARY

The effect of three O₃ concentrations (15, 43 and 78 nmol mol⁻¹ in 8 h day⁻¹ during 52 days) on growth of Phleum alpinum L. was studied on seedlings which originated from seeds harvested at 10 different locations in South Norway (59.5-62.5°N). The experiment was conducted in climate-controlled growth chambers placed in a greenhouse.

The shoot dry weight was decreased by 12-25% by raising the O₃ concentration from 15 to 43 nmol mol⁻¹ in two of the localities, while the percentage wilted leaf area was increased by 4-22% in nine of the 10 localities. Raising the O₃ concentration from 15 to 78 nmol mol⁻¹ decreased the dry weight by 18-69%, which corresponded to 3-25% decrease in the mean relative growth rate (RGR) in the different localities. At the highest concentration the percentage wilted leaf area varied from 52 to 87% in the different localities. A positive correlation was found between a decrease in RGR and an increase in percentage wilted leaf area ($r=0.86$). The effect of high O₃ concentration on RGR or leaf wilting tended to increase with increasing latitude of the locality ($r=0.54-0.61$).

INTRODUCTION

During the last few years about 50 wild plant species, mostly of subalpine origin, have been studied in Norway with respect to the sensitivity against atmospheric O₃ pollution (Mortensen & Nilsen, 1992; Mortensen 1993a, 1994a,b). This work has been carried out as part of the National programme on 'Critical levels'. One of the studied species, Phleum alpinum, was found to be far more sensitive to O₃ than any of the other species, both with respect to dry weight reductions and leaf injuries (Mortensen 1993a). At realistic O₃ doses, i.e. 40-50 nmol mol⁻¹

in 8 h day^{-1} during some weeks (Pedersen & Semb 1990), the growth of this species seems to be negatively affected. It was therefore of interest to study the variation in the O_3 sensitivity of different localities of this species. If this species should be used as an indicator for O_3 stress in nature it is important to know the variation in O_3 sensitivity within this species. Seeds from plants growing at different latitudes in South-Norway were therefore collected, and the seedlings were grown at different O_3 pollution regimes.

DISCUSSION

Probably this species is among the most O_3 sensitive species so far investigated. This species is expected to be negatively affected by commonly occurring O_3 doses, particularly in southern parts of Norway (Pedersen & Semb, 1990).

The variation in O_3 sensitivity between the localities with respect to leaf wilting and reduced growth rates are in accordance with what commonly found when the O_3 sensitivity of cultivars/provenances are studied.

The O_3 sensitivity of plants is related to the absorption rate, as well as to the ability of plants to detoxify or metabolize the absorbed O_3 gas or its metabolites.

Reiling & Davison (1992) found that the O_3 tolerance of Plantago major populations were higher when they came from southern parts of Britain with general higher O_3 levels than if they came from northern parts with lower O_3 levels. These results indicated that a selection for O_3 tolerance had taken place in the O_3 polluted areas over time. In Norway, the occurrence of high O_3 concentrations decreases with increasing latitudes. Therefore, a higher O_3 sensitivity of plants in northern compared with southern parts should be expected. The present results also tended to support such a finding. However, a plant material of more widespread geographical origin should be collected in order to study such a spatial variation in O_3 tolerance in Scandinavia.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was carried out as a part of the National programme on 'Critical levels' supported by the Ministry of Environment.

Eggkvalitet til fossekall *Cinclus cinclus* i Vest-Agder og Sør-Trøndelag/Møre

av Signe Nybø*, Magne Staurnes** og Kurt Jerstad***.

* ALLFORSK, Avdeling for Økotoksikologi, 7055 DRAGVOLL

** SINTEF, Avdeling for Teknisk kjemi, 7034 TRONDHEIM

*** Fylkesmannen i Vest-Agder, Tinghuset, 4605 KRISTIANSAND

Introduksjon

Fossekall *Cinclus cinclus* lever i tilknytning til rennende vann. Dietten består hovedsaklig av akvatiske evertebrater, samt noe små fisk. De fleste individer er stasjonære hele året, men forflytter seg til nærmeste åpne vassdrag om vinteren. En liten del av bestanden trekker til kysten eller til et overvintringsområde om vinteren. Fossekallen starter hekkingen tidlig om våren, ofte i forbindelse med snøsmeltingen. Den legger vanligvis 4-6 egg.

I lengre tid har det vært hevdet at eggskallene til fossekallene på Sørlandet er svært tynne. Dette arbeidet tar sikte på å undersøke om egg fra Sørlandet skiller seg fra egg fra områder med mindre nedfall av sur nedbør. Videre er der spesielt lagt vekt på å beskrive eggskallets kvalitet i disse områdene.

Metodikk

Egg ble samlet inn fra Vest-Agder og Sør-Trøndelag/Møre i 1984 og 1985. Volum, vekt, lengde og bredde ble målt i laboratoriet, og skallvekt ble målt etter tørking. Vannpermeabilitet ble målt ved hjelp av en exicator fylt med silika gel, der eggens vekttap, temperatur og relativ fuktighet ble målt daglig. Gjennomsnittlige verdier for hvert kull ble brukt som verdier ("case"). Videre ble et utvalg av eggskallene undersøkt ved hjelp av elektron mikroskopi (Au/Pd dekke, Jeoul 25S). Ut i fra dette ble tykkelsene på eggskallet, palisadevev med og uten kjegler og eggmembran målt. Overflateareal, tykkelsesindex og vannpermeabilitet ble beregnet etter formlene:

Overflateareal	= $4,83 * (\pi * \text{lengde} * \text{bredde}^{2*1/6})^{2/3}$
Tykkelsesindex	= skallvekt/ overflateareal
Vannpermeabilitet	= $M_{H_2O} / (\text{overflateareal} * \Delta P_{H_2O} * 24 \text{ t})$ der M_{H_2O} er spesifikt vanntap per døgn, og ΔP_{H_2O} er damptrykkforskjell over eggskallet.
Eggskalltetthet	= skallvekt/ (overflateareal * målt eggskalltykkelse)

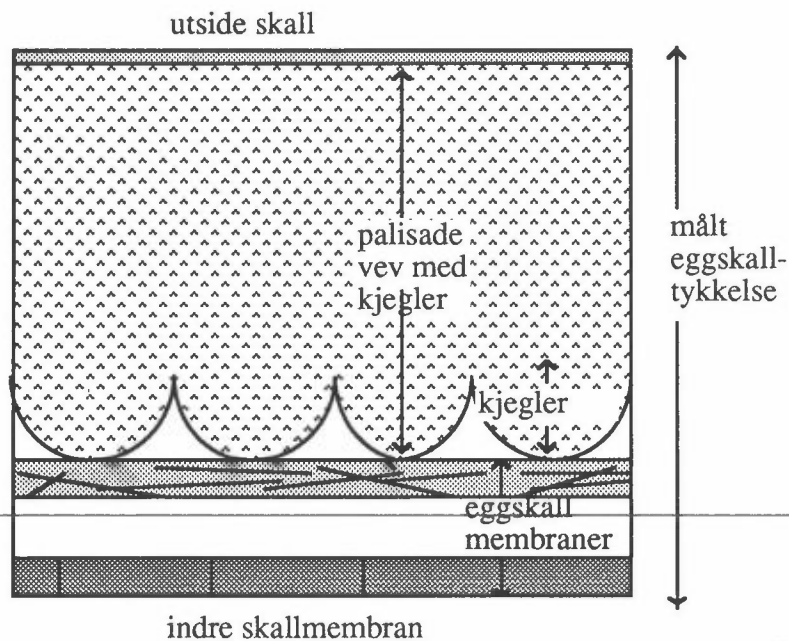
Resultater og diskusjon:

Eggene er ikke forskjellige med hensyn på størrelse og vannpermeabilitet i de to områdene. Eggskallvekt og beregnet eggskalltykkelse er imidlertid signifikant mindre i Vest-Agder enn i Trøndelag/Møre (tabell 1).

Tabell 1: Gjennomsnittlig eggstørrelse \pm Sd (antall kull) og mål på gjennomsnittlig eggskall kvalitet \pm Sd (antall kull) i Vest-Agder og Sør-Trøndelag/Møre. Forskjeller mellom områder er testet ved hjelp av en-halede t-tester.

	Vest-Agder	Trøndelag/Møre	p-value
<u>Egg størrelse</u>			
Volum (ml)	4.33 \pm 0.13 (5)	4.40 \pm 0.17 (3)	0.31
Vekt (g)	4.27 \pm 0.52 (10)	4.49 \pm 0.39(13)	0.12
Lengde (mm)	25.4 \pm 1.4 (10)	25.9 \pm 0.9 (12)	0.15
Bredde (mm)	18.4 \pm 0.5 (10)	18.6 \pm 0.4 (12)	0.13
Overflateareal (mm ²)	1315 \pm 93 (10)	1354 \pm 62 (12)	0.12
<u>Eggskall kvalitet</u>			
Skallvekt (mg)	214 \pm 19 (10)	230 \pm 17 (13)	0.02
Tykkelsesindex (mg/mm ²)	0.159 \pm 0.014 (10)	0.171 \pm 0.009 (12)	0.01
Vannpermeabilitet (mm H ₂ O*10 000/ 24h* torr* mm ²).	9.6 \pm 1.3 (10)	8.4 \pm 7.3 (12)	0.20

Tynnere eggskall i Vest-Agder skyldes et tynnere palisadelag, ikke tynnere membraner (figur 1, tabell 2). Det ble ikke påvist forskjeller i vannpermeabilitet eller eggskalltetthet i de to områdene (tabell 1 og tabell 2).



Figur 1: Skjematisk figur over eggskallets struktur.

Tabel 3: Tykkelse på eggskallvev (μm) målt ved hjelp av scanning elektronmikroskopi (anitt, n, Sd). Forskjeller mellom områdene er testet ved hjelp av en-halede t-tester.

Eggskall struktur	Vest-Agder	Trøndelag/Møre	p-verdi
Eggskalltykkelse	116.1 \pm 7.8 (5)	124.1 \pm 7.6 (6)	0.055
palisadevev med kjebler	80.6 \pm 7.4 (5)	90.3 \pm 4.1 (6)	0.011
palisadevev uten kjebler	63.1 \pm 5.3 (5)	71.7 \pm 4.1 (6)	0.007
skallmembraner	35.0 \pm 5.1 (5)	37.6 \pm 9.9 (6)	0.30
indre skall membran	21.2 \pm 3.0 (5)	20.3 \pm 4.6 (6)	0.37
eggskall tetthet (mg/mm^3)	1.37 \pm 1.26 (5)	1.36 \pm 0.58 (6)	0.42

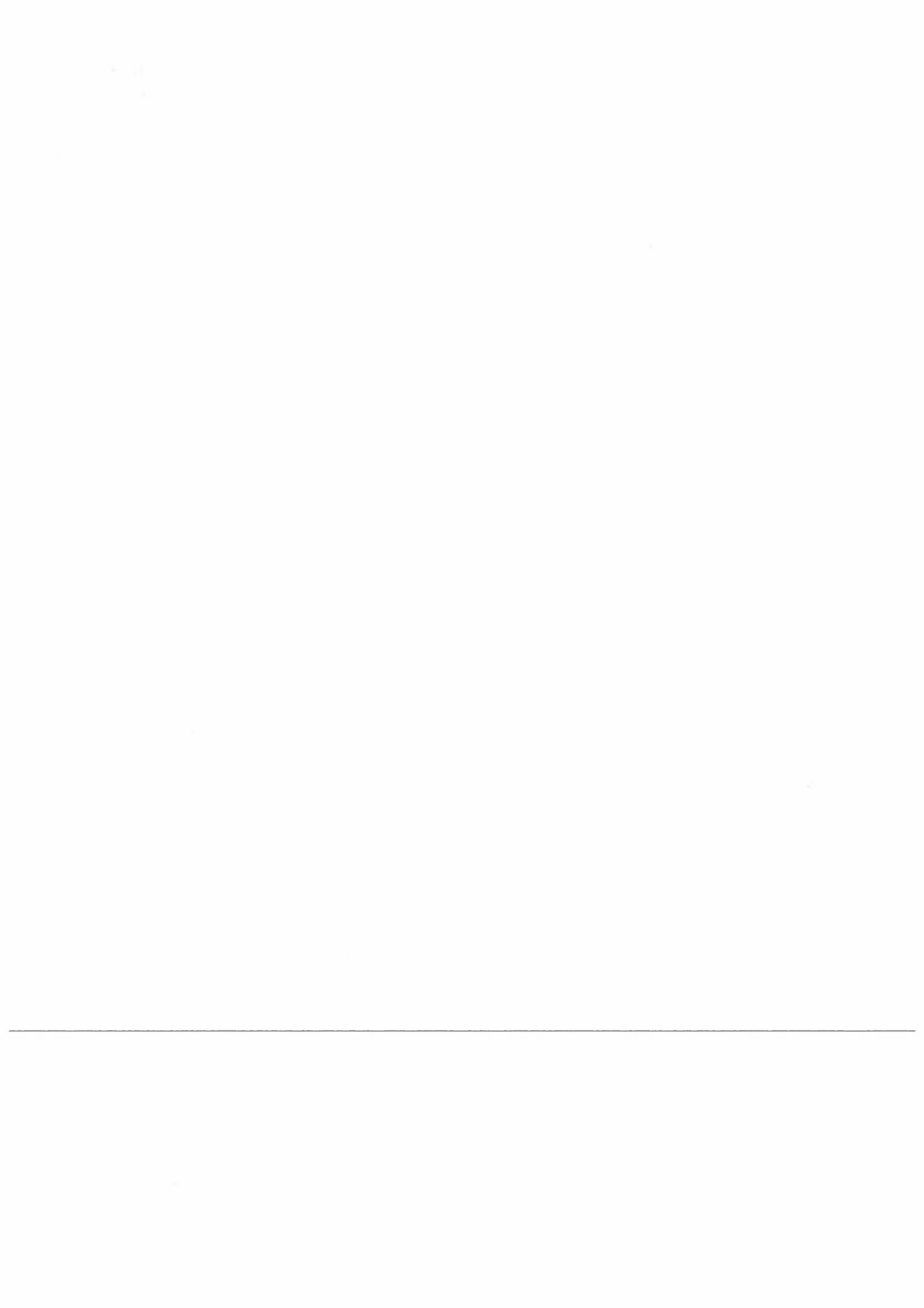
Palisadevevet består hovedsaklig av kalsiumkarbonat (CaCO_3). Mulige årsaker til lav kalsiumkarbonat deponering på Sørlandet kan være:

- 1) Kalsiummangel
- 2) Inhibering av enzymer som transporterer kalsium
- 3) Inhibering av enzymer som transporterer bikarbonat
- 4) Inhibering av enzymer som absorberer fosfat, som hindrer krystallasjon av kalsiumfosfat
- 5) Inhibering av enzymer som regulerer pH og elektrolytter i eggskallkjertel hulrommet.

Nedsatt tykkelse på eggskall kan dermed både være forårsaket av sur nedbør (punkt 1, samt punkt 2-5 via ekstra metallbelastning), men også av de geologiske forholdene på Sørlandet (punkt 1).

Konklusjon

Fossekalleggene i Vest-Agder og Sør-Trøndelag/Møre er ikke forskjellig med hensyn på størrelse. Eggskallene i Vest-Agder er imidlertid tynnere enn i Sør-Trøndelag/Møre, og dette skyldes et tynnere palisadevev, ikke tynnere eggmembraner. Tetthet og vannpermeabilitet til eggskallene er ikke forskjellig i områdene. Tynnere palisadevev på Sørlandet kan skyldes enten kalsium mangel, eller inhibering av enzymer som transporterer Ca/fosfat/karbonat og/eller enzymer som regulerer pH og elektrolytter i eggskallkjertelen.



KARUSS - EN FREMTIDIG MODELLORGANISME FOR TOKSIKOLOGISKE STUDIER ?

Poléo, A.B.S.¹, D.H. Oughton³, K. Østbye² & S.A. Øxnevad²

Universitetet i Oslo, Biologisk Institutt, ¹Avdeling for Generell Fysiologi, ²Avdeling for Zoologi, Postboks 1066 Blindern, 0316 Oslo. ³Norges Landbrukshøgskole, Isotoplaboratoriet, Boks 26, 1432 Ås.

I Norge lever karuss (*Carassius carassius*) et relativt anonymt liv i sjøer, skogstjern og dammer spredt over store deler av landet. Denne karpfisker har beskjedent interesse når det gjelder sportsfiske, og den har inntil nå vært helt uten økonomisk verdi. Karussen har imidlertid helt unike og meget interessante fysiologiske egenskaper som kan gjøre den til en interessant modellorganisme for toksikologiske studier. En av disse egenskapene er at den kan leve i lange perioder helt uten oksygen. Karussen har, i motsetning til nesten alle andre virveldyr, flere fysiologiske tilpasninger til å tåle langvarig anoksi (se Poléo 1993). Viktigst er at karussen opprettholder ATP-nivået i cellene ved å tilpasse forbruket med anaerob ATP-produksjon (Nilsson 1994).

Karuss og aluminium

I løpet av de siste 20 årene har omfattende internasjonal forskning dokumentert at det er aluminium mobilisert fra jord og løsmasser ved forsuring, som er den viktigste årsaken til at fisk dør i surt vann (for en oversikt se Rosseland et al. 1990 og Poléo 1992a). Den siste tiden er det også blitt klart at Al-polymerisering er meget viktig når det gjelder å forklare aluminiums giftighet for fisk (Lydersen 1991, Poléo 1992b). Spesielt tydelig ses dette når pH i surt Al-rikt vann stiger raskt, for eksempel slik som i blandsoner mellom surt og kalket vann (Rosseland et al. 1992, Poléo et al. 1994a). Under slike forhold er aluminium akutt giftig for fisk (Poléo *submitted*). Selv om den nøyaktige mekanismen for den akutte giftigheten av Al-polymerisering ikke er klarlagt, tyder mye på at aluminium akkumulerer på gjelleoverflaten (Playle & Wood 1990, Oughton et al. 1992, Rosseland et al. 1992), og at dette sannsynligvis fører til at fisken kveles (Neville 1985, Poléo 1992b, Poléo et al. 1994a). Karussens anoksitoleranse gjorde derfor at vi fattet interesse for denne arten som forsøksdyr i toksikologiske studier med aluminium.

Karuss ble eksponert for tre vannkvaliteter (8.0°C) hvor pH og Al-konsentrasjonen var forskjellig; *Surt Al-rikt vann* (pH 5.2 og 320 µg Al/l), *surt Al-fattig vann* (pH 5.2 og 10 µg Al/l), og "*nøytralt*" vann (pH 6.4 og 10 µg Al/l) som kontroll. Etter 4 ukers eksponering ble forsøket avsluttet og fra fisk fra hver av de tre vannkvalitetene ble det tatt blodprøver. Det ble også tatt ut gjeller fra disse fiskene. Blodets hematokrit, plasma Cl⁻-konsentrasjonen, og innholdet av aluminium i gjellene ble målt. I tillegg ble hele gjellebuer fra de ulike eksponeringene farget histologisk for aluminium.

Etter 4 ukers eksponering for surt Al-rikt vann var det ingen dødelighet av karuss. Det var heller ingen dødelighet i de to andre vannkvalitetene. Sammenlignet med kontrollen, var det ingen endring i blodets hematokrit hos fisk eksponert for de to sure vannkvalitetene. Plasma Cl^- -konsentrasjonen var imidlertid signifikant lavere hos fisk eksponert for surt Al-rikt vann, 85 ± 3 mmol/l ($n=19$), sammenlignet med 107 ± 1 mmol/l ($n=8$) i kontrollen og 103 ± 2 mmol/l ($n=10$) i surt Al-fattig vann. Både fargingen av gjellebuer og målingene av Al-innholdet i gjellene viste at karuss som var eksponert for surt Al-rikt vann hadde mye aluminium på gjellene.

Våre resultater viser at til tross for at aluminium polymeriserer og akkumulerer på karussens gjelleoverflate, har aluminium ingen akutt toksisk virkning på denne arten. Resultater fra eksponeringer med andre norske ferskvannsfiskearter i det samme oppsettet (Poléo et al. 1994b) viser imidlertid at det sure Al-rike vannet er akutt giftig for fisk i sin alminnelighet. Fallet i plasma Cl^- -konsentrasjonen hos Al-eksponert fisk tyder likevel på at aluminium har effekter på karuss, selv om det ikke er akutt toksisk. Denne observasjonen er også i overensstemmelse med litteraturen som i stort omfang dokumenterer at reduserte nivåer av plasmaioner (spesielt Na^+ og Cl^-) er vanlig hos fisk som eksponeres for surt Al-holdig vann (for en oversikt se Rosseland et al. 1990 og Poléo 1992b). Et fall i konsentrasjonen av plasmaioner fører imidlertid normalt til forstyrrelser av fiskens vannbalanse på grunn av osmolalitetendringer. En vanlig observasjon er da at blodets hematokrit øker og at plasmaosmolaliteten synker (se Rosseland et al. 1990, Poléo & Muniz 1993). Hos karuss var det derimot ingen endring i blodets hematokrit. Hyvärinen & Ronkainen (1993) fant at plasma Cl^- -konsentrasjonen kan synke med 30% hos anoksisk karuss uten at vannbalansen er forstyrret. Det er derfor sannsynlig at den reduserte plasma Cl^- -konsentrasjonen kan skyldes andre ting enn forstyrrelser i vann- og ionebalansen. Fordi anoksisk karuss må tilpasse ATP-forbruket til anaerob ATP-produksjon, og fordi anaerob ATP-produksjon har en effektivitet på bare 10% av aerob ATP-produksjon, må karussen spare energi. En måte å gjøre dette på er nettopp å redusere plasma Cl^- -konsentrasjonen. En slik reduksjon resulterer i en lavere konsentrasjonsgradient for Cl^- -ioner ut av fisken. Fordelen med dette er at fisken kan spare energi ved å redusere den aktive transporten av Cl^- over gjellene for å kompensere sitt obligatoriske ionetap. Plasma Cl^- -reduksjonen skyldes altså ikke dysfunksjonelle gjeller, men er en tilpasning til hypoksi/anoksi som er under nøye fysiologisk regulering (Hyvärinen & Ronkainen 1993).

Fordi vannbalansen ikke er forstyrret og fordi akkumuleringen av aluminium på karussens gjelleoverflate er så omfattende at det representerer et hinder for gassutvekslingen, støtter våre resultater hypotesen om at Al-polymerisering er meget viktig når det gjelder å forklare mekanismen bak aluminiums fatale effekter på fisk og fiskebestander. Vi kan dessuten konkludere med at karussens høye toleranse for surt Al-rikt vann først og fremst skyldes tilpasningene til anoksisk miljø. Våre resultater viser altså at det er mulig å studere virkningsmekanismen for et toksisk stoff ved å ta i bruk en organisme (karuss) som har svært høy toleranse for dette stoffet, som ellers dreper andre organismer av samme type (fisk). Vi mener derfor at karuss er en velegnet organisme til bruk i ulike toksikologiske studier. Dessuten er karuss lett å få tak i og meget lett å holde.

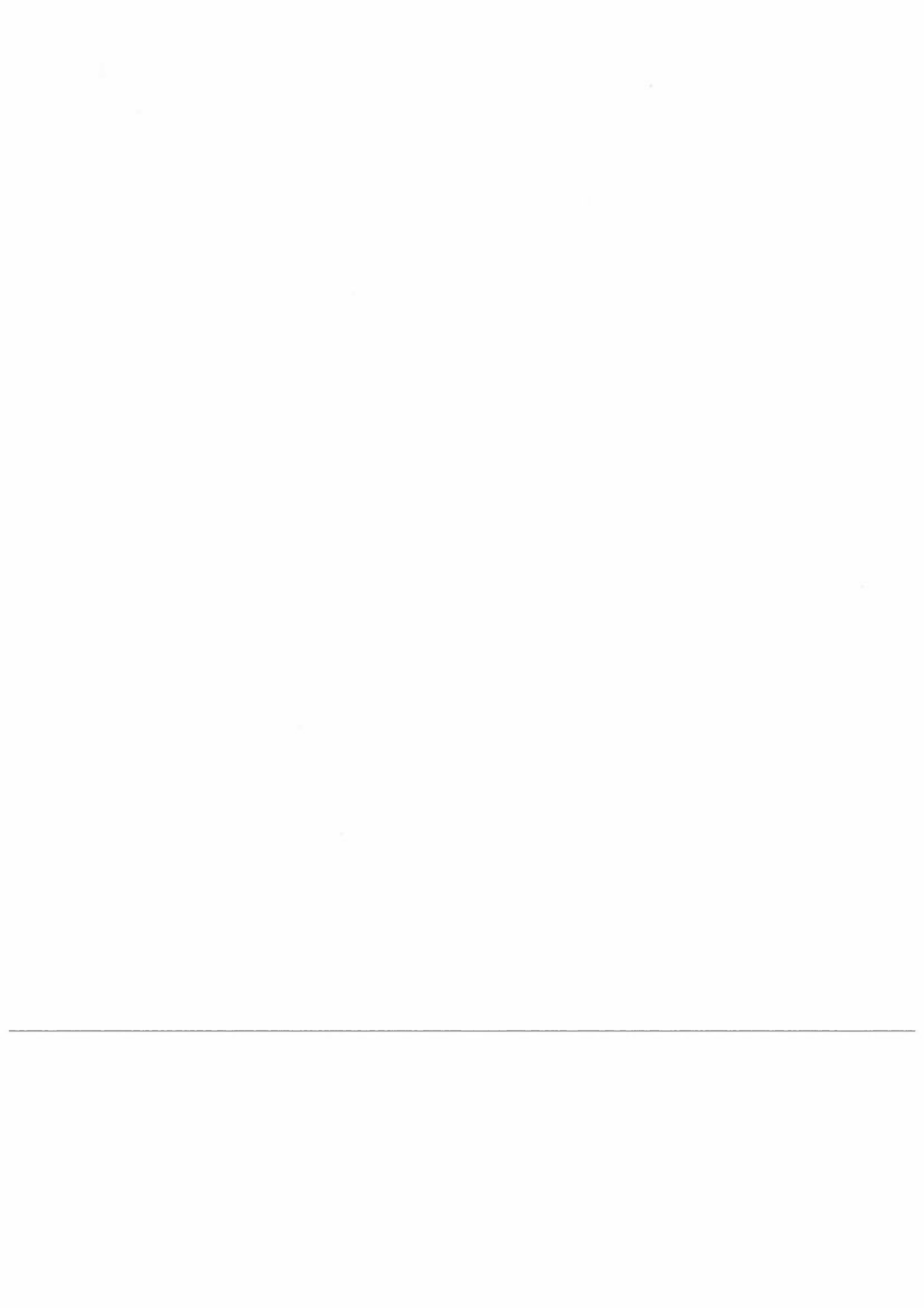
Aluminium som nevrotoksin

Det foregår idag en omfattende debatt om hvorvidt aluminium er nevrotoksisk eller ikke. Det finnes omfattende litteratur som belyser og diskuterer sammenhengen mellom aluminium og nevrodegenerative sykdommer som for eksempel Alzheimer's sykdom og Parkinson's syndrom. Dessuten er det godt dokumentert at dialysepasienter som har brukt Al-holdig dialysevæske (laget fra springvann) har utviklet akutt encephalopati og osteoporose. Det har

imidlertid vært vanskelig å komme frem til entydige resultater som kan bekrefte med sikkerhet at aluminium er årsak til demens av Alzheimer's type og lignende nevrodegenerative sykdommer. Det er ting som tyder på at karuss kan brukes som modellorganisme til nettopp studier av aluminiums effekt på nervesystemet. Pollard et al. (1992) induiserte "Parkinson's syndrom" hos gullfisk (*Carassius auratus*). Dette ble gjort ved hjelp av et nevrotoksin (MPTP, *1-metyl-4-phenyl-1,2,3,6-tetrahydropyridin*) som dreper dopaminerge nevroner, et symptom som er karakteristisk for Parkinson's syndrom hos menneske. Eksperimentene med gullfisk er et eksempel på at fisk kan brukes som modellorganisme i toksikologiske studier av stoffer som har negative effekter på mennesket. Vi vil derfor i nær fremtid innlede studier av aluminiums effekter på sentralnervesystemet hos karuss.

Referanser

- HYVÄRINEN, H. & J. RONKAINEN, 1993. The role of gills in the adaptation of crucian carp to anoxia. Abstract: *6th International symposium on fish physiology*, Helsinki, Finland 1.-5. september 1993.
- LYDERSEN, E. 1991. Aluminium in dilute acidic freshwaters - Chemical, analytical and biological relevance. *Dr.philos. avhandling*, Universitetet i Oslo. 133 pp.
- NEVILLE, C.M. 1985. Physiological response of juvenile rainbow trout, *Salmo gairdneri*, to acid and aluminum - prediction of field responses from laboratory data. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 42: 2004-2019.
- NILSSON, G.E. 1994. O₂-availability: brain defence mechanisms. I Hochachka, P.W. & Mommsen, T.P. (red.). *Biochemistry and molecular biology of fishes, Vol. 5 - environmental and ecological biochemistry*. Elsevier (in press.).
- OUGHTON, D.H., B.SALBU & H.E.BJØRNSTAD, 1992. Use of aluminium-26 tracer to study the deposition of aluminium species on fish gills following mixing of limed and acidic waters. *Analyst* 117: 619-621.
- PLAYLE, R.C. & C.M.WOOD, 1990. Is precipitation of aluminum fast enough to explain aluminum deposition on fish gills? *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 47: 1558-1561.
- POLÉO, A.B.S. 1992a. Fisk i surt vann. I Døving, K. & Reimers, E. (red.). *Fiskens fysiologi*. John Grieg Forlag, 391-400.
- POLÉO, A.B.S. 1992b. Toxicity of aqueous aluminium to Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in acidic softwater. *Dr.scient. avhandling*, Universitetet i Oslo. 25 pp.
- POLÉO, A.B.S. 1993. Karuss - en ekte "fyllefisk" i norsk fauna. *Fauna* 46: 138-144.
- POLÉO, A.B.S. & I.P.MUNIZ, 1993. The effect of aluminium in soft water at low pH and different temperatures on mortality, ventilation frequency and water balance in smoltifying Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Environ.Biol.Fish.* 36: 193-203.
- POLÉO, A.B.S., E.LYDERSEN, B.O.ROSSELAND, F.KROGLUND, B.SALBU, R.D.VOGT, A.KVELLESTAD, 1994a. Increased mortality of fish due to changing Al-chemistry of mixing zones between limed streams and acidic tributaries. *Water Air Soil Pollut.* 74: 1-14.
- POLÉO, A.B.S., R.ANDERSEN, L.A.VØLLESTAD, K.ØSTBYE & S.A.ØXNEVAD, 1994b. Ulik toleranse for surt aluminiumrikt vann hos norske arter ferskvannsfisk. Foredrag ved forskermøte: *Lufttransporterte forurensninger - Tilførsler, virkninger og tålegrenser*, Grimstad 7.-9. mars 1994.
- POLÉO, A.B.S. Aluminium polymerization, a new model for acute toxicity of aqueous aluminium to fish. *J.theor.Biol.* (submitted).
- POLLARD, H.B., K.DHARIWAL, O.M.ADEYEMO, C.J.MARKEY, H.CAOHUY, M.LEVINE, S.MARKEY & M.B.H.YOUDIM, 1992. A parkinsonian syndrome induced in the goldfish by the neurotoxin MPTP. *FASEB J.* 6: 3108-3116.
- ROSSELAND, B.O., T.D.ELDHUSET & M.STAURNES, 1990. Environmental effects of aluminium. *Environ.Geochem.Health* 12: 12-27.
- ROSSELAND, B.O., I.BLAKAR, F.KROGLUND, A.KVELLESTAD, E.LYDERSEN, M.STAURNES, B.SALBU, R.VOGT & A.BULGER, 1992. The mixing zone between limed and acidic river waters: complex aluminium chemistry and extreme toxicity for salmonids. *Environ.Pollut.* 78: 3-8.



EFFEKTER AV LAVDOSE KADMIUMBELASTNING PÅ PLANKTONISKE OG LITTORALE KREPSDYR: ET FELTEKSPERIMENT.

Ann Kristin L. Schartau, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim

Sammendrag

Effekter av kadmium på planktoniske og littorale populasjoner og samfunn av krepsdyr i en mesohumøs innsjø ble studert ved bruk av innhegninger (100 m²) med åpen bunn. Kadmium ble tilsatt gjentatte ganger med 3 ukers intervaller. Kadmium-konsentrasjonen sank fra omkring 1 og 3 ppb Cd like etter tilsetning til ikke-kontaminerte bakgrunnsnivåer senere. Ved eksperimentets slutt ble store deler av tilsatt kadmium funnet i sedimenter og makrovegetasjon. Den høyeste belastningen forårsaket betydelige endringer i arts- og kjønnsfordeling på populasjons- og samfunnsnivå. Cladoceren *Bosmina longipina* viste en markert reduksjon i vekst og redusert vekst og reproduksjon samt endring i kjønnsfordelingen ved 1 ppb Cd. Reproduksjonen synes også redusert ved 1 ppb Cd.

Innledning

Sørlige deler av den skandinaviske halvøy er utsatt for store mengder av langtransporterte luftforurensninger, i først omgang sure nedbør og enkelte metaller (Hanssen et al. 1981; Steinnes 1990). Vassdrag i Sør-Vest-Norge er utsatt for forsuring og tungmetallbelastning grunnet tilførsler fra industrien på Kjølen. Utsatt for forsuring vil en reduksjon av pH vanligvis også medføre en konsentrasjonsoverføring av tungmetaller som nikkel, kobber, kadmium, sink og bly. Av disse er kadmium et av de mest giftige.

Ved å bruke innhegninger med åpen bunn ønsket vi å studere korttids- og langtidseffekter av lavdoseeksponering for kadmium på littorale populasjoner og -samfunn. I det følgende presenteres resultatene mht. planktoniske og littorale krepsdyr fra belastningsforsøket gjennomført i 1992.

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⁻¹; pH: 6,3-6,7; Ca: 1,0 mg/l; Ledningsevne: 25-30 µS cm⁻¹. Termoklinen er best utviklet i september, lokalisert ved ca. 8 m.

Innsjøens primærproduksjon er svært lav og Cyanophyceae samt µ-alger dominerer algesamfunnet. Også zooplanktontettheten er lav. Cladocereene, 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⁻²). Bunndyrene domineres av fjær

mygglarver (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:

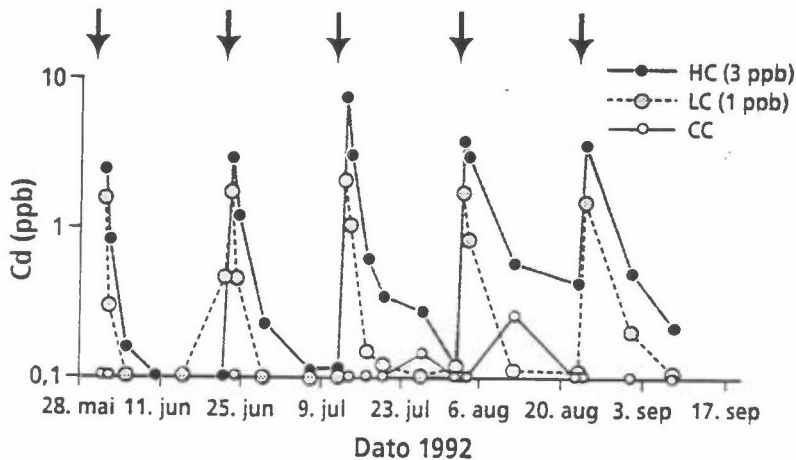
Eksperimentet ble gjennomført i tre ikke-transparente PVC innhegninger, hver på 100 m² areal. Middeldypet i innhegningene var omkring 0,75 m. Innhegningene var åpne i bunnen og nedre del av presenningen omsluttet sedimentene vha. en loddline festet til duken.

Forsøkene gikk over 16 uker i juni - september 1992. Hver 3. uke ble kadmium (Cd) i form av kadmiumsulfat tilsatt til en endelig konsentrasjon på 1 µg Cd l⁻¹ (LC), respektivt 3 µg Cd l⁻¹ (HC). 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. Blandprøver av fytoplanktonet samt prøver av krepsdyrene (blandprøver og håvtrekk) ble samlet inn ukentlig. I tillegg ble det ved eksperimentets avslutning tatt prøver for analysering av Cd-konsentrasjonen i sedimenter og plantedeler. Makrovegetasjonen ble også studert mhp. mengde og artssammensetning og det ble samlet inn prøver av bunnfaunen.

Resultater

Cd-konsentrasjonen i kontrollen varierte mellom $<0,1$ og $0,26$ ppb med verdier lavere en $0,1$ ppb mesteparten av tiden (figur 1). En gradvis reduksjon av Cd-konsentrasjonen fra 1 og 3 ppb etter tilsetning, til ikke-kontaminerte lave nivåer 1-2 uker senere ble observert i LC og delvis i HC. Den største endringen skjedde i løpet av de første dagene etter tilsetning. I HC avtok denne hastigheten utover i forsøksperioden slik at Cd-nivået holdt seg forholdsvis høyt gjennom hele den siste måneden.



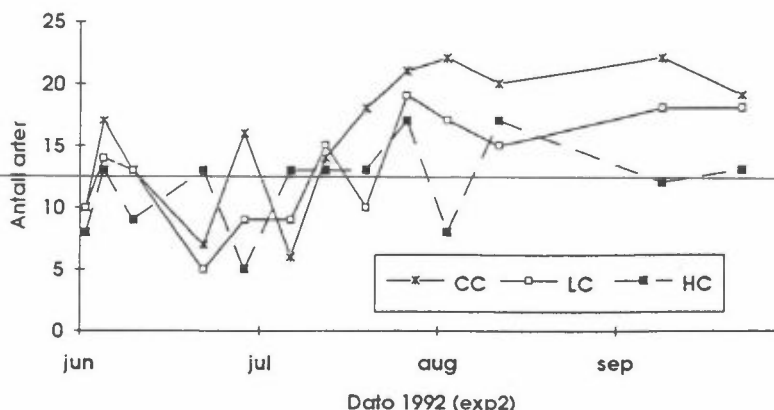
Figur 1

Konsentrasjonen av Cd ($\mu\text{g/l}$) i vannfasen gjennom belastningsforsøket 1992. CC: kontroll, LC: 1 ppb, HC: 3 ppb. Piler angir tidspunkt for Cd-tilsetning. Deteksjonsgrense: $0,01$ ppb.

Sedimentinnholdet av Cd i kontroll-mæren var lavt og tilsvarte naturlig bakgrunnsnivå. Det øverste sedimentlaget (0-1 cm) i LC og HC var omkring 10, respektivt 20-25 ganger overbelastet med Cd. Målinger viste at de øverste 5 cm av sedimentene kan være kontaminert og at Cd-konsentrasjonen endret seg lite i løpet av de neste 1-2 årene (Schartau 1994).

Algebiomassen var lav i alle innhegningene og lå med få unntak under $1 \text{ g våtvekt m}^{-3}$. Fytoplanktonet besto hovedsakelig av gruppene blågrønnalger (Cyanophyceae), dinoflagellater (Dinophyceae) i tillegg til andre flagellater. Ved sammenligning av belastningsnivåene var det ingen klare trender selvom det er indikasjoner på en svak endring av artssammensetningen (Schartau 1994).

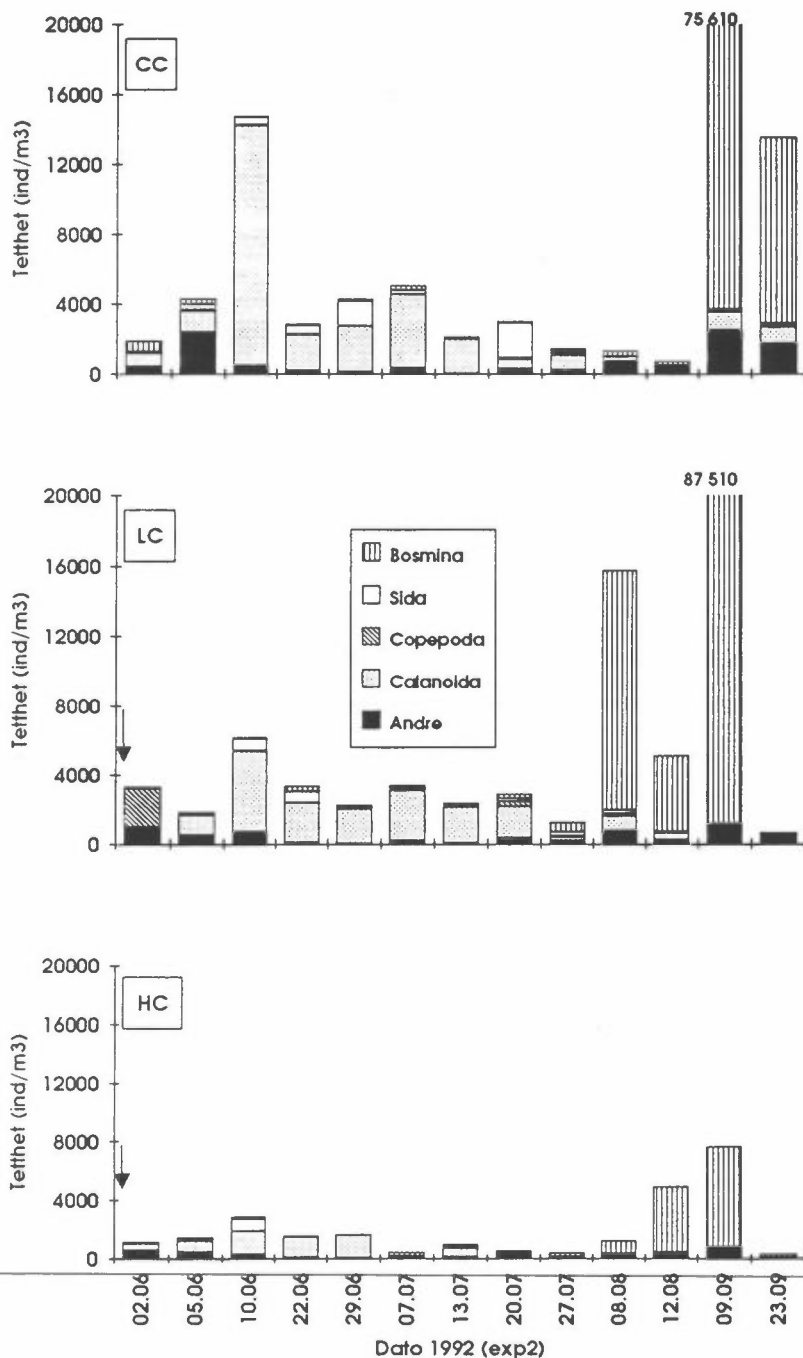
Sammenligning av artsammensetningen viser at totalt 21 arter av Cladocera og 7 arter av Copepoda ble funnet i alle innhegningene. Størst artsantall ble funnet i CC med totalt 37 arter. Registrerte arter varierte imidlertid gjennom sesongen og først i midten av juli skilte CC seg i vesentlig grad fra de belastede mærene (figur 2) som hadde et totalt artsantall på henholdsvis 32 (LC) og 33 (HC). Tre av fire arter (*Alona rustica*, *Diacyclops nanus* og *D. sp.*) som ble funnet i HC men manglet i CC er typiske for sure, ofte humøse lokaliteter til tross for at pH økte i de belastede innhegningene (Schartau 1994). Forholdet Cladocera:Copepoda var omkring 3:1 i CC men avtok med økende belastningsnivå først og fremst pga. reduksjon i antall cladocerer.



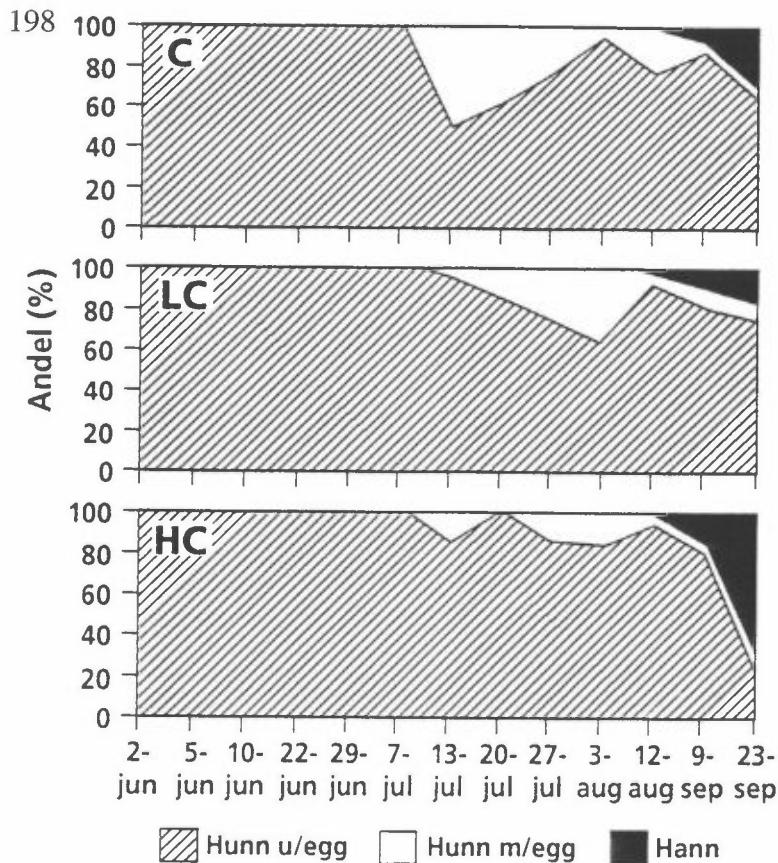
Figur 2

Antall arter av planktoniske og littorale krepsdyr gjennom belastningsforsøket 1992.

Med få unntak lå tettheten av krepsdyr i CC over tettheten i HC og likt eller over tettheten i LC (figur 3). *Heterocope saliens* dominerte zooplanktonet i alle tre innhegningene fram til juli da *B. longispina* overtok. Størst tetthet av *B. longispina* ble registrert 9. september med respektivt 72.000 ind. m⁻³ (CC) og 87.000 ind. m⁻³ (LC). Største tettheter av arten i HC ble også registrert i august/september. Året sett under ett utgjør den en større andel av krepsdyrsamfunnet i LC og HC enn i CC. Imidlertid er tettheten av *B. longispina* lavere i HC sammenlignet med de to øvrige innhegningene. Signifikante forskjeller mellom HC og CC ble også funnet mht. tettheten av *H. saliens*. De littorale krepsdyrartene *Sida crytallina* og *Polyphemus pediculus* var antallsmessig viktigere i CC sammenlignet med LC og HC mens *Chydorus sphaericus* og *Alonopsis elongata* ikke synes å være påvirket av de Cd-nivåene som ble benyttet i våre eksperimenter.

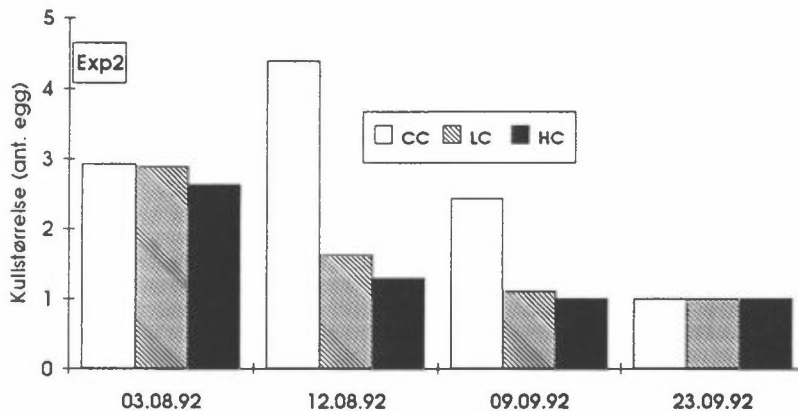


Eggbærende individer av *B. longispina* ble registrert i alle innhegningene fra 13. juli og ut sesongen (figur 4). Andelen hunner med egg avtok med økende belastning. Forskjellene var imidlertid ikke signifikante, hele sesongen sett under ett. Andelen av hanner var høyere i HC sammenlignet med de øvrige innhegningene.



Figur 4
 Fordeling (%) av hunner u/egg, hunner m/egg og hanner av *Bosmina longispina* gjennom belastningsforsøket i 1992.
 Merk: X-skalaen er ikke dato-rett.

Gjennomsnittlig kullstørrelse er vist i figur 5. Kun datoer med et større antall individer i prøvene er inkludert. Kullstørrelsen er tilsvarende (2,6 - 2,9) for de tre innhegningene 3. august 1992. De to påfølgende datoene er det til dels store forskjeller mellom innhegningene og gjennomsnittlig kullstørrelse avtar med økende belastning. Den 23. september ligger gjennomsnittlig kullstørrelse igjen på tilsvarende nivå ved sammenligning av de tre innhegningene. Dette må ses i sammenheng med at eggproduksjonen generelt er lav ved vekstsesongens slutt.



Figur 5
 Gjennomsnittlig kullstørrelse (antall egg pr eggbærende hunn) hos *Bosmina longispina* i 1992.

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). Målinger av sedimentene på utsiden av HC viste imidlertid at noe av Cd forsvant ut av innhegningene.

Krepsdyrsamfunnet besto av arter som delvis eller helt kan betraktes som littorale. De fleste artene ble funnet ved svært lave tettheter. Ved høyeste Cd-belastning ble det registrert effekter både på samfunnsnivå (reduisert artsantall, endring i artssammensetning) og på populasjonsnivå (reduisert tetthet, redusert vekst og reproduksjon samt endring i kjønnsfordelingen). Redusert reproduksjon ble også funnet ved 1 ppb Cd. Det er vanligvis en positiv korrelasjon mellom størrelse og antall egg hos cladocerene. Ved tilsvarende belastningsforsøk i 1991 viste *B. longispina* signifikant lavere vekst ved 5 ppb Cd (Schartau 1994). Både akutt og kronisk eksponering for tungmetaller har vist seg å gi skadelige effekter hos cladocerene: økt mortalitet (Dave 1984), redusert vekst (Winner 1988), redusert reproduksjon (Belanger et al. 1989; Chandini 1989) og redusert populasjonsvekst (Van Leeuwen et al. 1985). I samsvar med tidligere resultater (Marshall & Mellinger 1980; Lawrence & Holoka 1987) ble det funnet toleranseforskjeller mellom arter av krepsdyr.

Produksjon av hanner hos cladocerene er normalt begrenset til slutten av vekstsesongen og vil vanligvis følges av seksuell reproduksjon og produksjon av rekombinante hvileegg. Skiftet fra aseksuell til seksuell reproduksjon er under kontroll av ulike miljøparametre inkl. fotoperioder, temperatur, næring og akkumulering av metabolske produkter. Produksjonen av hanner kan også betraktes som en stressfaktor. Imidlertid er vårt materiale for mangelfullt til at vi kan teste hvorvidt produksjonen av hanner kan framskyndes/økes ved Cd-kontaminering.

Finansiering

Prosjektet er støttet finansielt av Miljøverndepartementet gjennom programmet "Naturens tålegrenser", samt av NINA gjennom instituttprogrammet "Forurensningsøkologi".

Litteratur

- Baudouin, M.F. & Scoppa, P. 1974. Acute toxicity of various metals to freshwater zooplankton. - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 12: 745-751.
- Chandini, T. 1989. Survival, growth and reproduction of *Daphnia carinata* (Crustacea: Cladocera) exposed to chronic cadmium stress at different food (Chlorella) levels. - Envir. Pollut. 60: 29-45.
- Dave, G. 1984. Effects of copper on growth, reproduction, survival and haemoglobin in *Daphnia magna*. - Comp. Biochem. Physiol. 78: 439-443.
- 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.
- Schartau, A.K.L. (red.) 1994. Effekter av lavdose kadmiumbelastning på littorale ferskvanns-populasjoner og -samfunn. Feltforsøk utført i innhegninger. - NINA Forskningsrapport (i trykk).
- Steinnes, E. 1990. Lead, cadmium and other metals in Scandinavian surface waters, with emphasis on acidification and atmospheric deposition. - Environm. Tox. & Chem. 9: 825-831.
- Van Leeuwen, C.J., Luttmer, W.J. & Griffioen, P.S. 1985. The use of cohorts and populations in chronic toxicity studies with *Daphnia magna*: a cadmium example. - Ecotoxicol. Envir. Saf. 9: 26-39.
- Winner, R.W. 1986. Interactive effects of water hardness and humic acid on the chronic toxicity of cadmium to *Daphnia pulex*. - Aquatic Toxicol. 8: 281-293.

100

100

100

100

Factor analysis of NMHC and ozone measured at Birkenes in South Norway

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

Abstract

The seasonal and geographical distribution of sources of NMHC (non-methane hydrocarbons) was estimated from the measurements at Birkenes in Southern Norway by use of factor analysis. The correlation between surface ozone and NMHC was also studied. Nine hydrocarbons and ozone were grouped into different factors each season, and the relative significance of the factors in different transport sectors was calculated.

The most significant factor in all the four seasons was the 'unburned fuel factor', consisting of butanes and pentanes, which in some seasons was mixed with engine exhaust components. Ozone was anticorrelated with the 'traffic factor' in autumn and winter and positively correlated with this factor in summer. The unburned fuel factor was relatively more important in the transport sector SW, while the traffic factor was more important in the sectors S and SE.

Measurements and transport sector calculations

Individual NMHC have been measured at Birkenes in Southern Norway regularly since May 1987. Manual grab samples are collected in steel bottles normally 2 - 3 times a week and analysed in NILU's laboratory. The samples were analysed for nine components (C_2 - C_5) in the years 1987 - 1991, and for 26 components after that. Details of the instrumentation and the analytical technique is given in Schmidbauer and Oehme (1986) and a documentation of the NMHC measurements made at Birkenes is given in Solberg et al. (1993). Ozone has been measured continuously in the same time period at Birkenes by UV-absorption. This work presents the measurements of ozone and the nine NMHC in the period January 1988 - June 1993.

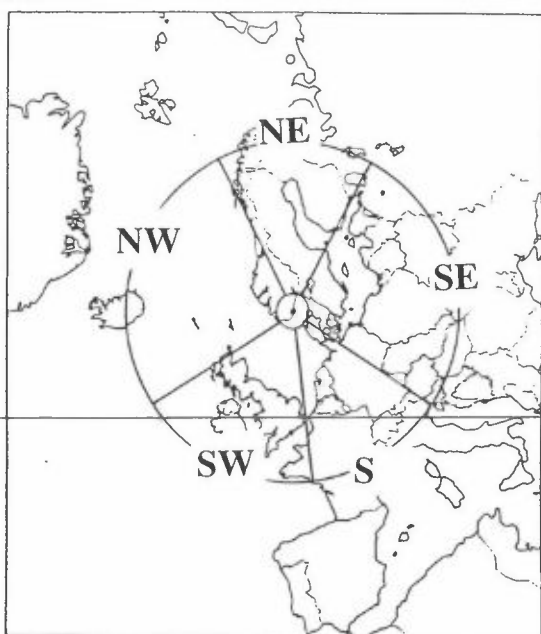


Figure 1. The location of the Norwegian TOR station Birkenes and the sector boundaries.

A transport sector was calculated each day in the period 1988 - 1993 by using trajectories arriving at Birkenes. Four days back trajectories were calculated every six hours on the pressure surface 925 hPa on the EMEP grid as described by Hov and Schmidbauer (1992) and Solberg et al. (1993). Meteorological data were supplied by the Norwegian Meteorological Institute. The 360° circle around Birkenes was divided into 5 sectors, NE, SE, S, SW and NW, as shown in Figure 1. A transport sector was then allocated for each day if more than 50% of the coordinate points between 150 and 1500 km were inside one sector. If not, the sector was undefined.

Factor analysis of NMHC and ozone

Factor analysis is a multivariable method designed to explain the variation of several correlated variables in terms of a few meaningful, relatively independent factors. The measured concentrations of NMHC at a rural station like Birkenes is a result of many separate sources with different source profiles, and should therefore in principle be ideal for a factor analysis in order to distinguish these sources. However, in reality, the observed NMHC concentration is affected also by chemical oxidation in the atmosphere, and the source profiles are highly variable both with time and location for each source category, which complicates the analysis.

The factor analysis in this work was applied for all the nine NMHC and the daily maximum ozone concentration for each of four seasons separately. The daily maximum ozone concentration is assumed to be more representative for the regional ozone concentration than the daily mean, as the latter is highly dependent on the ozone deposition to the surface which is controlled by local conditions.

The reason for applying the factor analysis for each season separately was to reduce the effect of the alteration of the NMHC distribution profile resulting from chemical oxidation, and also to study possible seasonal variations in the sources. The chemical oxidation in the air alters the NMHC distribution by depleting the reactive components more than the slow reacting components.

Due to the large variability in the NMHC concentrations, the logarithms of the observed NMHC concentrations were used in the analysis. All the data were then standardized by subtracting the sample mean and dividing by the sample standard deviation. Only days without missing measurements of ozone and NMHC were used. Table 1 gives the number of days with observations used in the different seasons, and the number of days allocated to the different transport sectors.

Table 1: The number of observations used in the factor analysis for each season (Total), and the number of trajectories allocated to the different transport sectors.

	NE	SE	S	SW	NW	Undef	Total
Winter	5	17	10	70	57	12	171
Spring	22	38	10	62	66	27	225
Summer	5	14	4	58	79	20	180
Autumn	8	13	9	43	34	19	126

The factors were extracted by principal component analysis, where the first factor explains most of the total variance in the data, the second explains most of the remaining variance etc. This analysis always produces as many factors as there are input components. However, only a limited number of the factors are significant and meaningful, and it is important to choose the correct number of factors. In principal component analysis, the factors associated with eigenvalues of 1 or above, are normally interpreted as significant. In this work we included a factor also if the eigenvalue was close to, but slightly less than 1.

The resulting factors were subject to varimax rotation, which tends to increase the medium high correlations (factor loadings) and reduce the medium low correlations. The resulting rotated factor loadings for the different seasons are given in Table 2 for the significant factors, ordered from factor 1 to 3 by significance.

The first factor for all the four seasons explained 50 - 70% of the total variance in the data. It contains the butanes and pentanes in particular, with the addition of some other components,

depending on the season. Studies of NMHC emission profiles by Nelson et al. (1983) and Harley et al. (1992) show that butanes and pentanes are indicative of unburned fuel vapour, whereas acetylene and anthropogenic ethene originate almost purely from engine exhaust. Ethane and propane are emitted from many source types, but are more abundant in natural gas emissions compared to emissions from vehicles.

The factors containing both fuel and exhaust type sources indicate that the factor analysis was not able to distinguish sufficiently between these two sources (except in summer), probably due to a high correlation between the two emission sources.

Except for the spring, the second factor contained the $C_2 - C_3$ components, which may reflect emissions from traffic (engine exhaust). The reactive alkenes are not present in this factor in summer, probably because they have been oxidised in the air. A factor consisting of only

Table 2: Varimax rotated factor loadings. Only significant values are given.

	Winter			Spring		
	Factor1	Factor2	Factor3	Factor1	Factor2	Factor3
explained variance	59 %	13 %	10 %	67 %	11 %	9 %
ethane		0.91		0.82		
ethene		0.69	0.49		0.83	
acetylene	0.57			0.81		
propane		0.85		0.88		
propene		0.66			0.94	
n-butane	0.88			0.92		
i-butane	0.90			0.91		
n-pentane	0.81			0.85		
i-pentane	0.96			0.87		
ozone			- 0.92			0.98

	Summer			Autumn	
	Factor1	Factor2	Factor3	Factor1	Factor2
explained variance	51 %	17 %	12 %	61 %	17 %
ethane		0.83			0.81
ethene			0.84		0.80
acetylene		0.63		0.55	0.73
propane		0.67			0.73
propene			0.89		0.71
n-butane	0.94			0.96	
i-butane	0.94			0.96	
n-pentane	0.91			0.87	
i-pentane	0.96			0.96	
ozone		0.63			- 0.59

ethene and propene appeared in spring and summer, which may reflect biogenic emissions in the warm season.

It is interesting to note that a clear anticorrelation was found for ozone and the traffic factors in autumn and winter, whereas a positive correlation was found in summer, also shown by Hov and Schmidbauer (1992). The fuel factor did not show any correlation with ozone.

The link between ozone and NMHC emissions from traffic may be explained by the NO_x chemistry which tends to destroy ozone in the cold season and produce ozone in the warm season. Average seasonal cycles of ozone in more polluted areas confirm this, and indicate that the European continent acts as an ozone sink in winter and an ozone source in summer. The unburned fuel source, reflected by Factor 1 in Table 2, is therefore probably no source of NO_x, which is consistent with the fact that NO_x mostly is emitted from combustion processes like traffic.

Factor scores in different transport sectors

The factor scores indicate the relative importance of each of the factors for every single observation. A high positive score (when the loading is positive) for one factor implies that this factor was an important contribution to that specific observation. If the factorization of the original measurement data is successful, the distribution of the scores may be a powerful tool for examining the data.

The rotated scores for the factors given in Table 2 were calculated each day and standardized to a mean equal to zero and standard deviation equal to 1 for each factor separately. The number of standardized scores greater or equal to 1 was summed for each transport sector separately for each of the four seasons and divided by the total number of observations inside the sectors given in Table 1. The resulting numbers are the fractions of observations with a factor score of 1, indicating the frequency of episodes of each factor. These numbers are shown in Figure 2 for the four seasons. The bars are arranged from left to right in the same order as in Table 2 (Factor 1 in winter is named Fuel/traffic, factor 2 is named Nat. gas + alkenes etc.). Note that due to the low number of trajectories in some sectors, the percentage numbers in Figure 2 may refer to only one day with a score greater or equal to 1.

In general, the average number of high scores were highest in sector SE and S, which is reasonable, since these sectors cover the major emission areas in continental Europe. Sector NW was the sector with the lowest fraction of high scores. A large fraction of the days with an undefined sector in winter also showed high scores, especially for the 'ethene/-ozone' - factor. An examination of the trajectories for these days, revealed that frontal passages with an accompanying change of transport direction between SE and SW were frequent these days.

The fuel factor was more important in sector SW than in S and SE, whereas the traffic ± ozone factor was more important in SE and S than in SW. Figure 2 shows an especially high fraction of high scores for the 'photochemical factor' (ozone+traffic) in summer in sector SE.

The factor for the alkenes in spring and summer was not correlated with ozone and may therefore be an indication of local, biogenic emissions from algae in the warm ocean. The highest fraction of high scores was in S and SE for this factor.

Acknowledgements

This contribution to the TOR subproject EUROTRAC is sponsored by the Norwegian Research Council. The ozone measurements are part of a national monitoring program funded by the State Pollution Control Authority. The sector analyses were based on meteorological data provided by the EMEP/MSCW at the Norwegian Meteorological Institute.

References

Harley R. A., M.P. Hannigan and G.R. Cass (1992) Respeciation of organic gas emissions and the detection of excess unburned gasoline in the atmosphere, *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 26, No. 12, pp. 2395-2408.

Hov Ø., and N. Schmidbauer (1992), Atmospheric concentrations of nonmethane hydrocarbons at a North European coastal site, *J. Atm. Chem.*, 14, 515-526.

Nelson P. F., S. M. Quigley, and M. Y. Smith (1983), Sources of atmospheric hydrocarbons in Sydney : A quantitative determination using a source reconciliation technique, *Atm. Env.*, Vol. 17, No. 3, 439-449.

Schmidbauer, N. and M.Oehme (1986) Improvement of a cryogenic preconcentration unit for C2-C5 hydrocarbons in ambient air at ppt levels. *J. High Res. Chromatogr. & Chromatogr. Commun.*, 9, 502-505.

Solberg S., F. Stordal, N. Schmidbauer, and Ø. Hov (1993) Non-methane hydrocarbons (NMHC) measured at Birkenes in South Norway, 1988 - 1993. NILU OR 47/93.

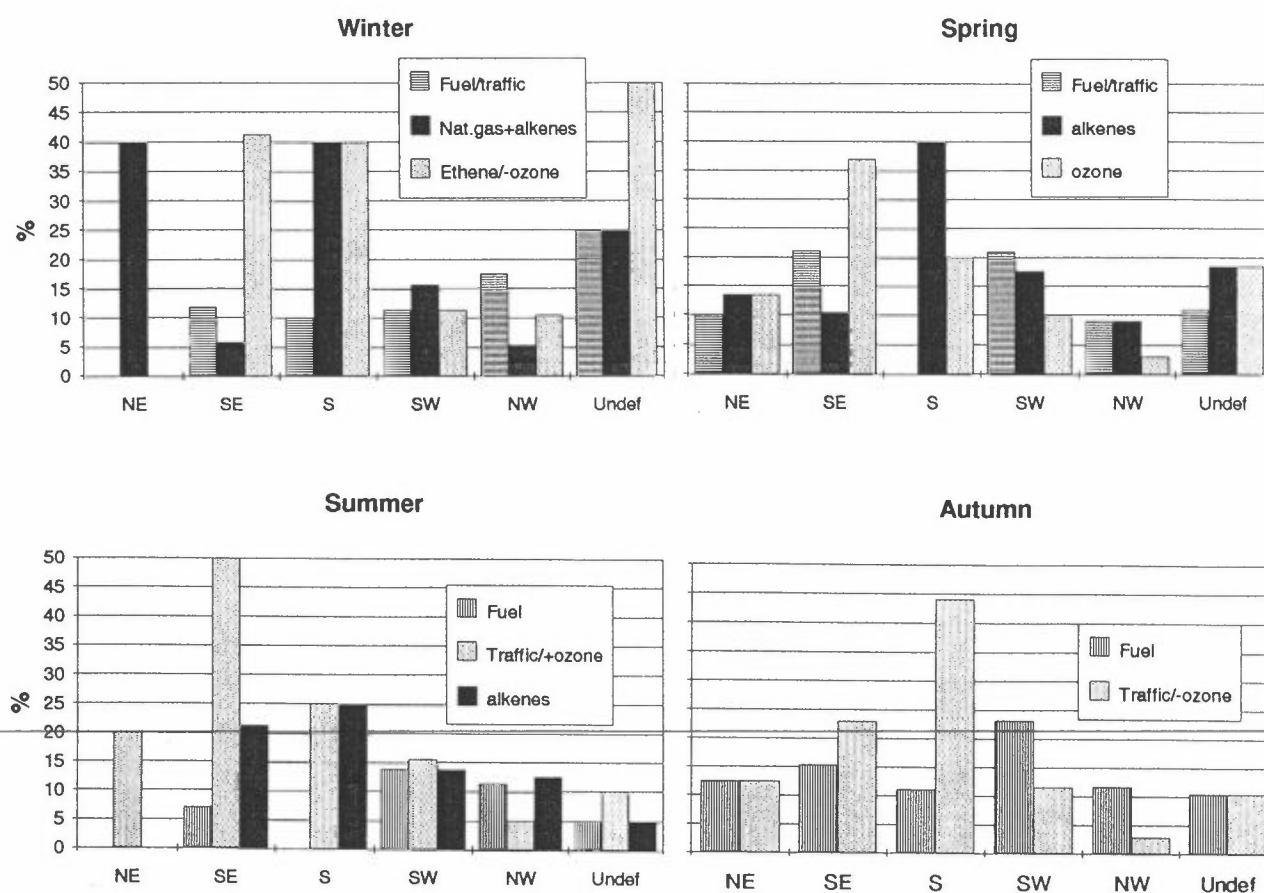


Figure 2. Fraction of factor scores ≥ 1 for the different sectors and seasons (unit: %).

A small handwritten mark or character on the right side of the page.

A small handwritten mark or character on the right side of the page.



Forvitningsstudier på sandjord fra Nordmoen, Romerike

Sverre Teveldal

Norsk institutt for skogforskning (NISK) har siden 1965 hatt en feltstasjon på Nordmoen, ca. 1 mil nord for Gardermoen. Dette er en sandavsetning hvor tilnærmet 100% av materialet er mindre enn 2 mm. Det er rimelig å anta at den øvre meteren var meget homogen da de jordsmonndannende prosessene satte inn umiddelbart etter istiden. Området har nå et podsolprofil med et 2-3 cm tykt bleikjordlag. Både p.g.a. at jordtypen er "enkel" og fordi NISK opp gjennom årene har innsamlet mange opplysninger om jorda og skogen her, ble denne lokaliteten valgt da NISK/NLH startet forvitningsstudier i 1986 som en del av SWAP-prosjektet. Siden 1990 har studiene blitt finansiert av Forskningsrådene.

Det er arbeidet med tre ulike metoder:

- 1. Beregning av langtids-forvitringen ved å se på mineralogien og total kjemien.
- 2. Budsjettberegning på "uforstyrrede" jordkolonner i et temperaturstabil rom.
- 3. Beregning ut fra $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ - analyser.

1. Arbeidet begynte med mineralogiske og total kjemiske undersøkelser ned gjennom profilet. Resultatene er publisert i Teveldal et al., 1990. De viktigste forvitningsprosessene har vært fullstendig oppløsning av kloritt og biotitt (kilder for magnesium og kalium). Dioktaedrisk glimmer er omdannet til et blandsjiktmineral, og videre til Al-vermikulitt eller smektitt. Ca. 20% av den opprinnelige feltspaten i E-horisonten er forsvunnet (kilde for kalsium, natrium og kalium). På grunn av nedbryting av bergartsfragmenter er mineraler overført fra grøvre fraksjoner til finere. Silt- og leirfraksjonen øker fra 70 cm og oppover, - især fra ca. 20 cm. Bedømt ut fra de mineralogiske endringene er forvitringen mest intens i E-horisonten og 5 cm nedenfor. Mellom 25 og 50 cm er den liten.

Ut fra endringene i total kjemien i de øvre 50 cm av profilet og ved å benytte kvarts som indre standard, ble det beregnet følgende gjennomsnittlige forvitringshastigheter ($\text{meq}/\text{m}^2/\text{år}$): **Mg = 10, K = 4, Na = 3, Ca = 2; Sum = 19.**

2. Sommeren 1989 startet vi et kolonneforsøk med tanke på å prøve å komme nærmere en verdi for forvitringshastigheten som gjelder under dagens forhold. Resultatene fram til våren 1993 (3 1/4 år) er publisert som hoveddelen i en dr.scient.-avhandling (Teveldal, 1993). Forsøket er nå en del av prosjektet "Modellering av jordprosesser", et samarbeid mellom NLH, NISK og UiO, som utgår 31/12 1994.

Det er montert 27 "uforstyrrede" kolonner, 40 cm lange og 14 cm i diameter, i et mørkt rom ved 8 °C. De drenerer fritt i bunnen. Løsninger kan også uttas med minilysimetre ved 5, 10, 20 og 30 cm under E-horisonten. Det har ingen hensikt å prøve å sette inn minilysimetre rett under O- og E-horisontene p.g.a. at grenseflatene ikke er plane. Filosofien er at ved regelmessig vanning med løsninger som ligger i nærheten av "normalregnet", ville kolonnene med tiden, - kanskje etter noen få år, komme i en stasjonær tilstand. Under visse forutsetninger kan da forvitringshastigheten beregnes som differansen mellom "ut" og "inn" av kolonnene. Andre forsøksvarianter ble også tatt med: 4 ganger normalmengden med nedbør, O-horisonten fjernet, og tilsetning av sitronsyre (gitt til kolonner uten O-horisont for å erstatte humussyrene med en definert syre). En håpet at disse behandlingsvariantene skulle gi utfyllende forståelse av de kjemiske prosessene i jord/vann-systemet. Vi har også som målsetting at forsøket skal gi informasjon som kan benyttes til etterprøving av mekanistiske simuleringsmodeller for jord- og vannkjemien. Det er et savn at det er få "systemer" som er så

godt kjent at de kan benyttes som kontroll for slike modeller. De viktigste erfaringene/resultatene er:

- Etter ca. $\frac{3}{4}$ år satte det inn en mineralisering som produserer så mye HNO_3 at pH-variasjonene i "regnet" i de ulike behandlingene blir helt underordnet; det sureste ut-vannet kommer fra kolonnene som får "regn" med den høyeste pH (svovelsyre pH 4,9), og omvendt.
- 70 - 90 % av protonene som tilføres ved vanning og mineralisering er borte fra jordløsningen ved 5 cm under E-horisonten.
- pH-verdien i bunnløsningene flater etter hvert ut ved 4,3 - 4,8. Under denne forsuringprosessen kan vi følge at jonebytterne blir tappet for Na-, Mg-, Ca- og K-joner og at aluminiumsoppløsning blir en alt mer viktig prosess for protonbufferingen. Basekationene blir frigjort fra jonebytterkomplekset i den nevnte rekkefølgen, - altså K sitter sterkest bundet (!).
- På grunnlag av en budsjettberegning ved tiden $4\frac{1}{2}$ år med vanning, er det for behandlingen som er antatt å være nærmest stasjonær tilstand og samtidig er nærmest de naturlige forhold (behandling 2B, Fig. 1), beregnet følgende forvittringshastigheter ($\text{meq/m}^2/\text{år}$): **Ca = 39, Mg = 14, Na = 8, K = 6; Sum = 67.** Summen er i rimelig samsvar med verdien som ble funnet i det første arbeidet dersom en tar hensyn til at i kolonneforsøket er det god fuktighet og temperatur hele året. Derimot er det relative bidraget fra kalsium svært forskjellig ved at det bidrar minst i det første arbeidet, men mest i kolonneforsøket. Det er interessant å sammenholde denne erfaringen med resultatene som Raulund-Rasmussen (1991) fikk ved ekstraksjon av materiale fra E- og C-horisonten med svovelsyre pH 3. I tabell 1 er de relative bidragene for de ulike metodene vist. Den høye verdien for kalsium i kolonneforsøket tyder på at det fortsatt er et betydelig bidrag av dette elementet fra det utbyttbare forrådet.

Ut fra dataene om mineralogi og tekstur i det første arbeidet har Håøya og Frogner (pers. com.) beregnet forvitringen i kolonnene v.h.a. Sverdrup & Warfvinges modell PROFILE. Med dybden satt til 40 cm fikk de $40\text{-}45 \text{ meq/m}^2/\text{år}$ for sum $\text{Mg}+\text{Ca}+\text{K}$. Dette samsvarer meget godt med kolonneforsøkets verdi. Det synes imidlertid noe underlig at modellen gir tilnærmet samme forvittringsintensitet (uttrykt som meq/cm dybde) i laget 3 - 5 cm (som er umiddelbart under E-horisonten) som i laget 20 - 40 cm. Laget mellom 5 og 20 cm kom ut med dobbelt så stor intensitet i disse beregningene.

- På Nordmoen er frigjøringen av næringselementer fra mineralmaterialet så liten at skogskjøtsel og hogst bør innrettes slik at tapene (utvasking og uttak av bar, bark og kvister) blir minst mulig.
- Forsøket bør forsette for å få tydeligere tegn på stasjonær tilstand på jonebytterne i de mer normale behandlingene, og for å lære mer om prosessene ved jordforsuring.

Tab.1. Sammenligning av basekationenes relative bidrag til forvittringshastigheten bestemt med ulike metoder. Ved utregningen er mengdeenheten holdt i ekvivalenter ladning. Ekstraksjonen med H_2SO_4 er fra tidrommet 400 - 3500 timer (Raulund-Rasmussen, 1991).

Metode	Ca	Mg	K	Na
Ekstraksjon med H_2SO_4 (pH 3):				
Materiale fra E-horisonten	0,8	1,0	0,1	0,2
" " C-horisonten	0,3	1,0	0,4	0,1
Gjennomsnitt siden istiden	0,2	1,0	0,4	0,3
Kolonneforsøket (etter $4\frac{1}{2}$ år)	2,8	1,0	0,4	0,6

3. Sr-isotop analysene er det Tore Frogner (NISK) som har tatt initiativet til. Det er forvitringen i kolonnene som blir studert. Det er foretatt to omganger med analyser av vannet fra noen av behandlingene (i 1992 og 1994). Metoden krever at en kjenner $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ - forholdet på jonebytterkomplekset, i det organiske materialet som nedbrytes og i mineralmaterialet, samt relative forvittringshastigheter for mineralene som bidrar mest. T. Frogner og S. Teveldal arbeider med dette.

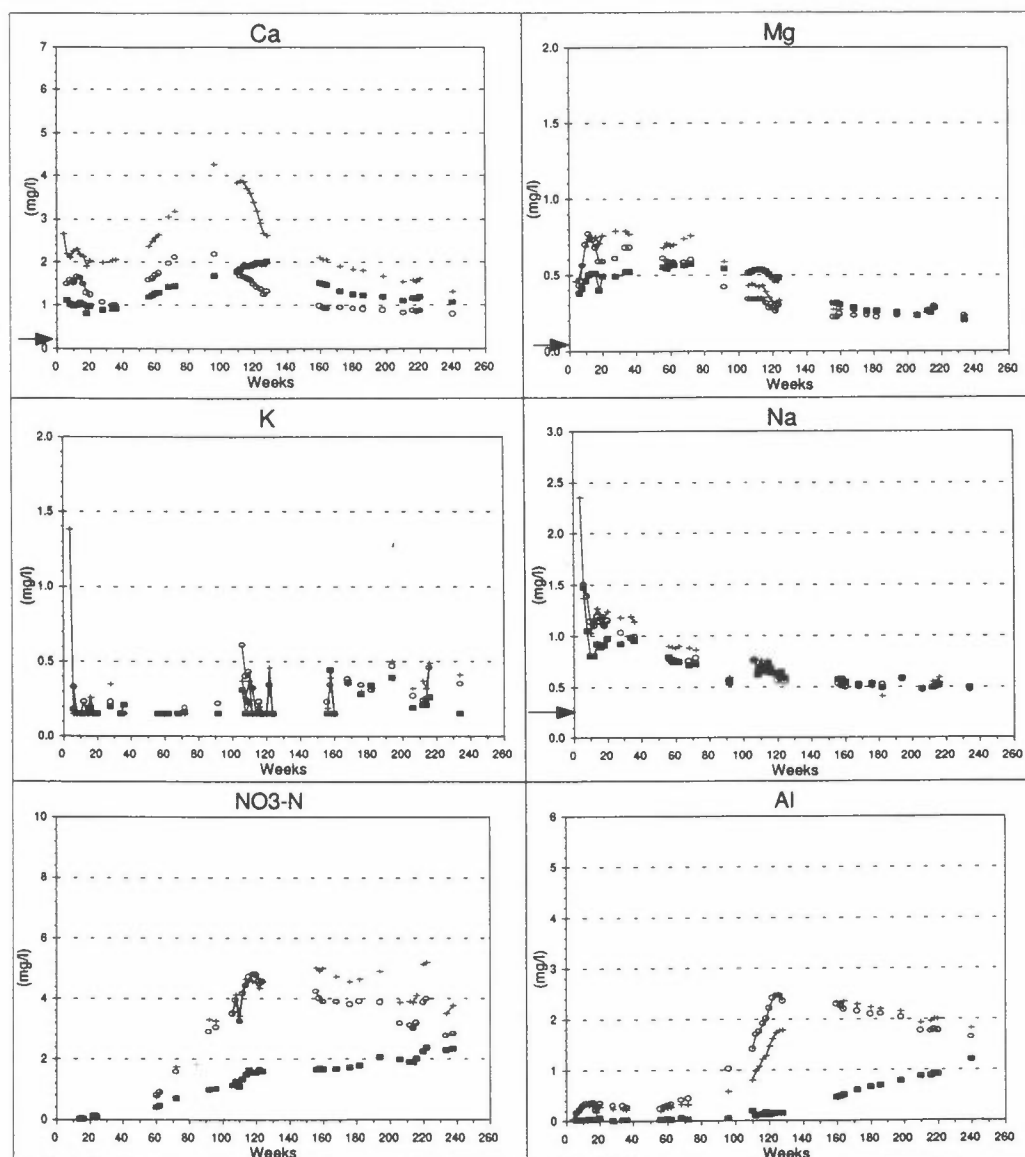
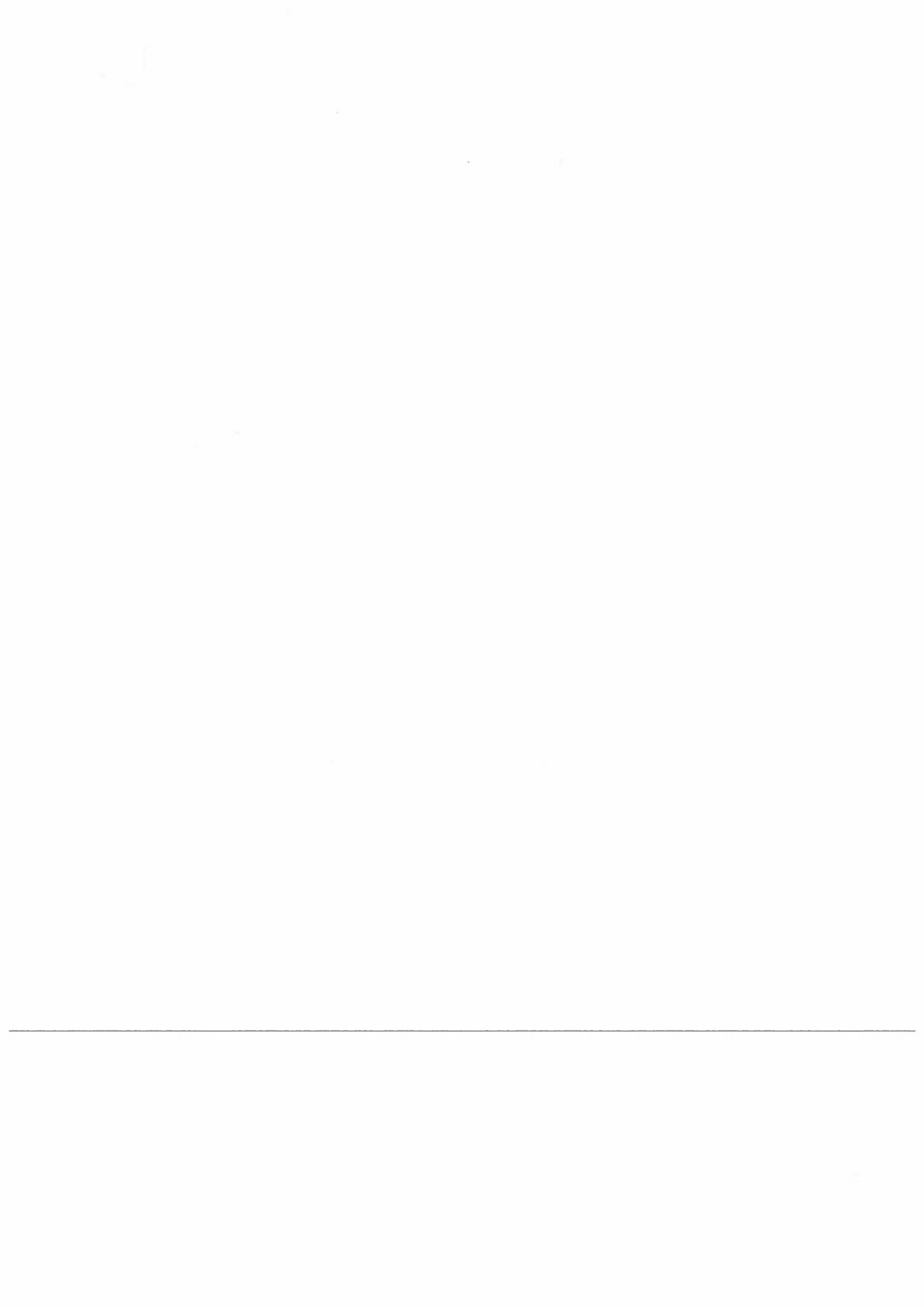


Fig. 1. Diagrammene viser konsentrasjonsendringene med tiden av 6 elementer i løsninger tatt fra bunnen (40 cm) av tre kolonner som får samme behandling (beh. 2B): O-horisonten er fjernet; 830 mm/år med "regn"; "regnet" har H_2SO_4 til pH 4,3 pluss sitronsyre til pH blir 3,5. Pilene på Y-aksen viser "regnets" konsentrasjon av elementet. Der pil mangler er elementet ikke tilsatt "regnet".

Referanser:

- Raulund-Rasmussen, K., 1991. Syreneutralisation og kationfrigivelse ved forvitring af jordbundens mineraler. Undersøkt ved laboratorieforsøg, og belyst i forhold til stofstrømme samt pedologisk utvikling. 53 s.. I: K. Raulund-Rasmussen Jordbundsforsuring i relasjon til mineralforvitring i skovjorde. (En rapport som inngikk i hans Ph.D-avhandling. Adresse: Unit of Forestry, Thorvaldsensvej 57, 1871 Fredriksberg C, DK.)
- Teveldal, S., Jørgensen, P. and Stuanes, A.O., 1990. Long-term weathering of silicates in a sandy soil at Nordmoen, southern Norway. *Clay Minerals* 25:447-465.
- Teveldal, S., 1993. Investigation of a sandy soil from southern Norway considering weathering and acidification processes. Undersøkelser av en sandjord fra Nordmoen, Romerike, med hensyn til forvitring og forsurening. *Dr. Scientiarum Theses* 1993: 11, Agricultural University of Norway. 221 pp.



Sammendrag av poster til TVLFs forskermøte 7.-9. mars 1994.

GIR OZON FRIE RADIKALER ?

Gro Torsethaugen, Halvor Aarnes, (Biologisk institutt, UiO), Bjørn Jansen & Einar Sagstuen (Fysisk institutt, UiO).

Innledning

Ozon har ulike effekter på planter som; redusert fotosyntese, synlige skader, framskyndet aldring og redusert vekst. Virkningsmekanismen for ozon er ikke klarlagt. En hypotese går ut på at ozon fører til dannelse av frie radikaler som hydroksylradikalet (OH^\bullet) og superoksidanionradikalet (O_2^\bullet), og at det er disse reaktive frie radikalene som gjør skade i plantevevet. Et fritt radikal er en forbindelse med ett eller flere uparrede elektroner. Disse er som regel svært reaktive og kan derfor være vanskelig å måle. En metode man kan bruke er spin trap teknikk. Nitroner ($\text{R}=\text{N}^+-\text{O}^\bullet$) og nitrosoforbindelser ($\text{R}\cdot\text{NO}$) brukes ofte som spin trap. Disse forbindelsene reagerer med de frie radikalene i prøven og danner nitroxide radikaler (spin addukter). Spin addukter har lengre levetid slik at det er mulig å måle dem i et ESR (elektron spin resonans) spektrometer.

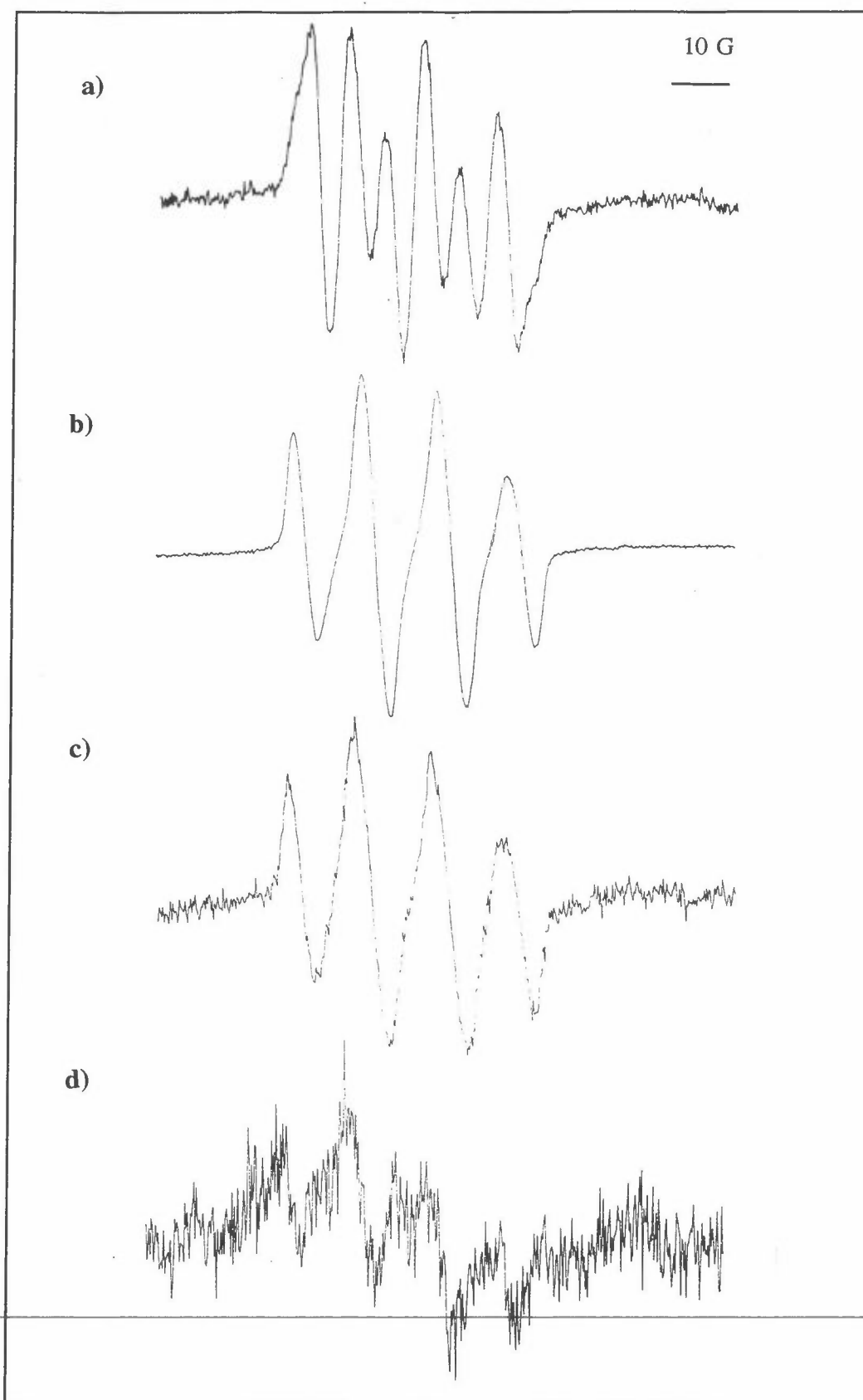
Grimes et al. (1983) påviste hydroksylradikalet i ozoneksponert fosfatbuffer med kaffeinsyre og DMPO (spin trap). Disse eksperimentene er ofte brukt som referanse på at det dannes frie radikaler i planter. Ueland (1991) greide imidlertid ikke å reprodusere forsøkene til Grimes et al. (1983). Mehlhorn et al. (1990) fant et uidentifisert radikal da erte- og bønneblader påsmurt spin trap (i toluen) ble eksponert for ozon. Et problem med forsøkene til Grimes et al. (1983) og Mehlhorn et al. (1990) er at spin trap blir utsatt for ozon. I følge Pryor et al. (1981) og Ueland (1991) reagerer spin trap med ozon, slik at de blir inaktive.

Vi arbeider med ESR og spin trap teknikk for å prøve å måle frie radikaler i modellsystemer og plantevev som er eksponert for ozon.

Material og metoder

Linolensyre (10 mM) løst i toluen eller pyridin ble boblet med 3-5 $\mu\text{mol O}_3 \text{ mol}^{-1}$ (ppm) i 5 minutter, etterfulgt av 5 minutters bobling med ren nitrogen. Ozon ble laget fra oksygen i en ozongenerator (Anseros) og konsentrasjonen ble målt i en ozonanalysator (Daisibi). Den eksponerte prøven ble så blandet i forholdet 1:1 med en nitron forbindelse (DMPO, 5,5-dimetyl-1-pyrroline-N-oxide). Et Bruker ER 200 D-SRC ESR spektrometer ble benyttet til ESR målingene. Både ozon (+ nitrogen)-eksponeringene og målingene i spektrometeret ble utført ved -70°C . Tillaging av DMPO og linolensyre ble gjort i nitrogenatmosfære uten direkte belysning. Tolueneekstrakt av blad fra hvete (*Triticum aestivum* L.) ble også eksponert for ozon, tilsatt DMPO og målt i spektrometeret.

Andmat (*Lemna gibba* L.) ble frysetørket i 2 døgn, knust til pulver og eksponert for 3-5 $\mu\text{mol O}_3 \text{ mol}^{-1}$ i 5 minutter. Etterpå ble pulveret tilsatt DMPO løst i pyridin.



Figur 1: ESR-spektre med feltstyrke på x-aksen. a) Linolensyre løst i toluen, eksponert for ozon. b) Linolensyre løst i pyridin, eksponert for ozon. c) Pyridin eksponert for ozon. d) Linolensyre løst i pyridin, eksponert for oksygen.

Resultat/diskusjon

Reaksjon mellom fettsyrer og ozon.

Umettete fettsyrer i membraner er et mulig angrepssted for ozon. Reaksjonen mellom ozon og linolensyre gir et kraftig ESR signal av et uidentifisert radikal (figur 1a,b). Den relative topphøyden reflekterer konsentrasjonen av frie radikaler. Hva slags spekter det blir er avhengig av det/de frie radikalene, type spin trap og løsningsmiddel. Kontrollen med eksponering av bare løsningsmiddelet (toluen eller pyridin) gir det samme signalet kvalitativt, men kvantitativt mye mindre signal (figur 1c). Dette kan tyde på at ett eller flere frie radikaler dannes når ozon reagerer med dobbeltbindinger. Delokaliseringen av elektronene i ringstrukturene til toluen og pyridin gjør disse dobbeltbindingene mye mindre reaktive enn de i umettete fettsyrer. Kontrollen med ozoneksponering av en mettet fettsyre (stearinsyre), ga et svakt ESR signal som antagelig skyldes reaksjonen mellom ozon og løsningsmiddelet (toluen).

Pryor et al. (1981) framsatte en hypotese om at flerumettete fettsyrer reagerer med ozon og danner et trioxid (stabilt under $-45\text{ }^{\circ}\text{C}$), som videre reagerer til alkoxy og alkyl radikaler over denne temperaturen. Dette kan stemme med våre resultater fordi temperaturen i prøvene steg noe i overføringen til spektrometeret.

Det kan tyde på at ozon reagerer med umettete fettsyrer og gir frie radikaler, men det er vanskelig ut fra dette å trekke konklusjoner til hva som skjer i planter.

Reaksjon mellom plantemateriale og ozon

Toluenekstrakt av hvetebblad som ble ozoneksponert ga et signal av samme størrelsesorden som signalet av ozoneksponert toluen. Hvis det ble dannet frie radikaler i plantematerialet var konsentrasjonen så liten at det ikke kunne oppdages.

Pulver av frysetørket andmat ble eksponert for ozon for deretter å bli tilsatt DMPO løst i pyridin. Fordelen med dette er for det første at eventuelle radikaler som dannes er mer stabile i pulver enn i løsning. For det andre er det bare plantematerialet som blir utsatt for ozon. Både løsningsmiddel og spin trap blir tilsatt etter ozoneksponering. Vi arbeider nå med disse forsøkene, og resultatene er ikke klare enda.

Intakte planter er komplekse, og det er vanskelig entydig å kunne påvise frie radikaler forårsaket av ozon. Det er derfor nyttig å lage enklere modellsystemer, selv om de har sine begrensninger. Vann inngår ikke i våre forsøk. Planter består av 60-90 % vann, og det kan tenkes at frie radikaler dannes i reaksjoner hvor vann inngår. Selv om ozon eventuelt kunne danne frie radikaler i frysetørket plantemateriale er det fortsatt umulig å si hva som skjer når ozon kommer inn i intakte, levende planter. Vi fortsetter arbeidet med å svare på spørsmålet om ozon gir frie radikaler i modell-systemer og i intakte planter.

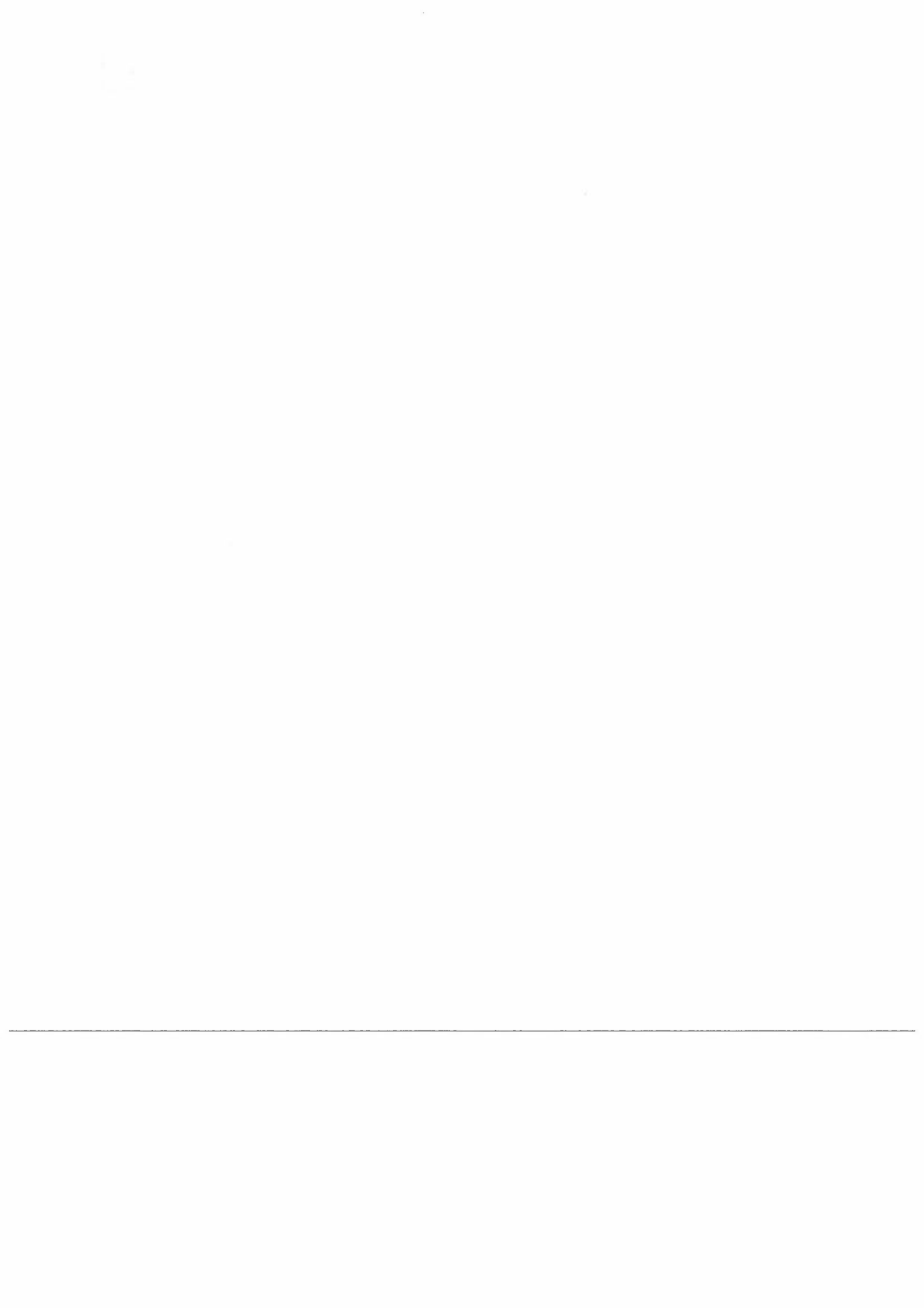
Referanser

Grimes H.D., Perkins K.K., Boss W.F. (1983). Ozone degrades into hydroxyl radical under physiological conditions. *Plant Physiology*, 72, 1016-1020.

Mehlhorn H., Tabner, B.I., Wellburn, A.R. (1990). Electron spin resonance evidence for the formation of free radicals in plants exposed to ozone. *Physiologia Plantarum*, 79, 377-384.

Pryor, W.A., Prier D.G., Church, D.F. (1981). Radical production from the interaction of ozone and PUFA as demonstrated by electron spin resonance spin-trapping techniques. *Environmental Research*, 24, 42-52.

Ueland J. (1991). Virkning av ozon på planter: 1. Måling av endret elementkonsentrasjon av Mo, Cu, Mn, Mg og Ca med AAS i *Lemna gibba* L. etter eksponering for 100 ppb ozon i en 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. Hovedfagsoppgave ved Fytotronen, Biologisk institutt, UiO.



DEPOSITION OF SULPHUR AND NITROGEN COMPONENTS IN NORWAY, 1988-1992

*Kjetil Tørseth and Ulf Pedersen
Norwegian Institute for Air Research*

The total deposition of sulphur and nitrogen components in Norway during the period 1988-1992 has been estimated on the basis of available measurement data, as indicated below.

Precipitation chemistry: Annual weighted mean concentrations of non-seasalt sulphate, nitrate and ammonium for the period 1988-1992 at 39 Norwegian, 37 Swedish and 1 Finish rural monitoring stations.

Precipitation amounts: Yearly values from 786 stations operated by the Norwegian Meteorological Institute (DNMI).

Air chemistry: Mean concentrations of sulphur dioxide, sulphate, nitrogen dioxide, sum of nitrate+nitric acid and sum of ammonium+ammonia for 1988-1992 at 15 Norwegian sites.

Wet deposition: Yearly weighted mean concentrations of SO_4^{2-} , NO_3^- and NH_4^+ in precipitation were interpolated using the Kriging technique and mean values calculated for each 50x50 km² EMEP subgrid. Yearly precipitation amounts at the DNMI sites were multiplied with the grid concentration values to obtain the wet deposition.

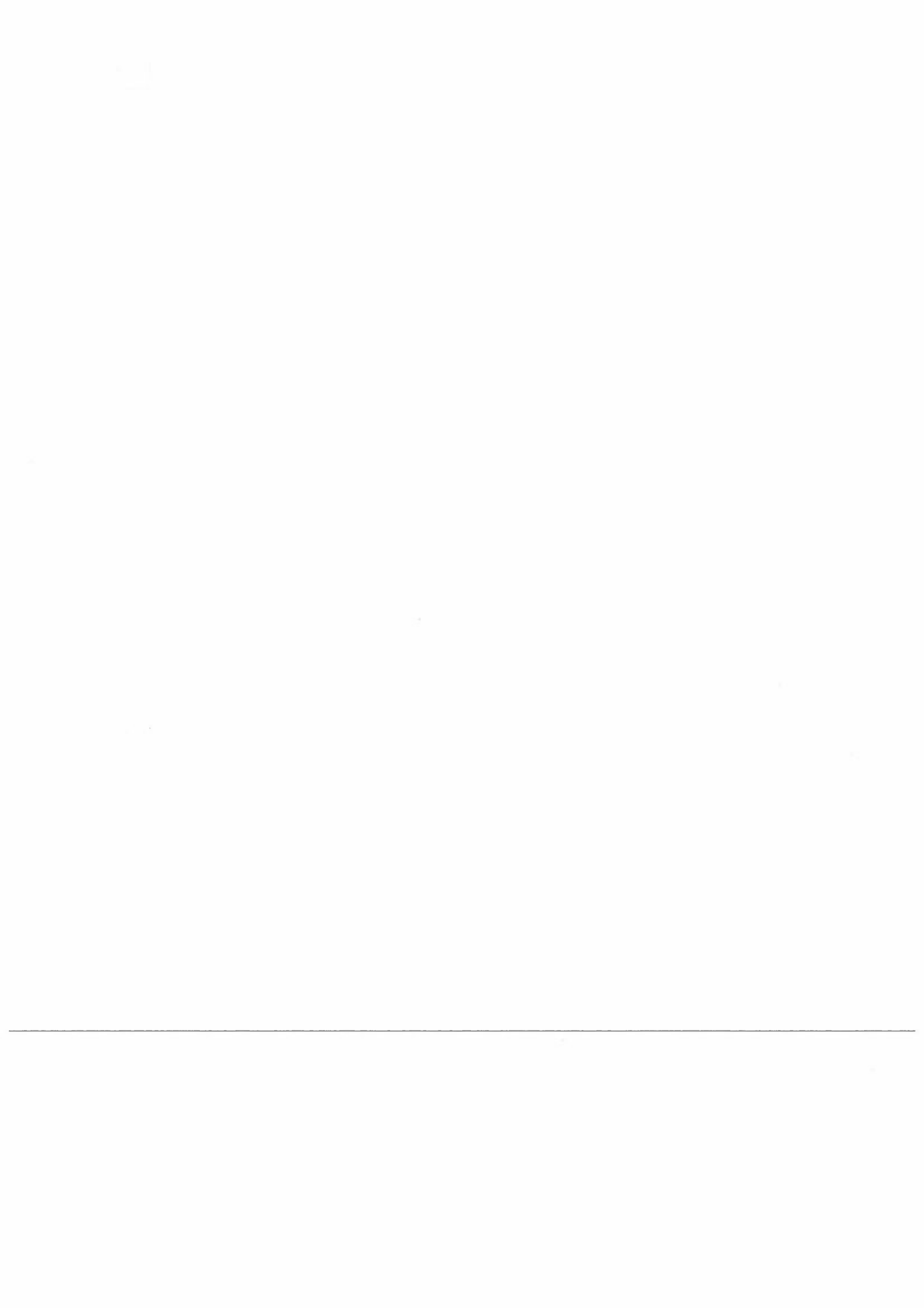
Dry deposition: Mean airborne concentrations of SO_2 , SO_4^{2-} , NO_2 , NH_4^+ + NH_3 , NO_3^- + HNO_3 were also interpolated using the Kriging technique to obtain values for individual grids. The dry deposition of these components has been estimated considering land use data, duration of snow cover and available dry deposition velocities.

Total deposition: Maps produced using Uniras interpolation routines show the yearly average total deposition of sulphur, oxidised nitrogen and reduced nitrogen for the period 1988-1992.

References:

Pedersen, U. and Tørseth, K., Deposition of Sulphur and Nitrogen components in Norway, 1988-1992. Lillestrøm (NILU OR 16/94).

Statens forurensningstilsyn (1993), Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1992. Oslo (Statlig program for forurensningsovervåking, rapport 533/93).



Innvirkning av nedbørens sammensetning og mengde på kjemiske forhold i norsk skogsjord

Per Varskog og Eiliv Steinnes

Kjemisk institutt, Universitetet i Trondheim–AVH,
7055 DRAGVOLL

Innledning

Nedbøreffekter, av sur nedbør spesielt, har vært mye studert i de siste årene. Imidlertid har slike studier stort sett vært utført med et relativt lite antall prøvelokaliteter eller som modellforsøk. Selv om dette har store fordeler med hensyn til kontroll av uønskede faktorer og muliggjør et bredt spekter av analyser, vil det nødvendigvis være tvil forbundet med generalisering av konklusjoner til å gjelde større områder. Dette arbeidet representerer et forsøk på å sammenholde jordkjemiske data fra et stort materiale med humusprøver med to sett med nedbørsdata: mengde og kjemisk sammensetning for noen av NILUs overvåkingsstasjoner (Henriksen, 1993) og nedbørsnormaler (1960–1990) for DNMI's stasjoner. Det som presenteres her er en del av en større studie vedrørende nedbørspåvirkning på norsk skogsjord og bare data for de to kystfylkene Nord-Trøndelag og Hordaland blir kommentert.

Det er kjent fra tidligere (bl. andre Låg, 1968) at ikke bare nedbørmengdene, men også nedbørens kjemiske sammensetning varierer mellom kyst og innlandsområder. I denne sammenheng vil det bli fokusert på bidraget av basekationer fra nedbøren sett i forhold til innhold av utbyttable basekationer i humusprøvene og eventuelle virkninger av deponert syre på samme.

Metoder

Jordprøvematerialet anvendt her er et subsett (prøver fra Nord-Trøndelag og Hordaland tatt i 1980-årene) av et materiale bestående av ca. 7 000 humusprøver innsamlet av Landsskogtakseringen i Norge i tidsrommet 1960–1988. For opplysninger vedrørende prøveinnsamling og analyse vises det til Flaten (1990) og "Forsurningsstatus i norsk skogsjord" trykt annet sted i denne rapporten.

Jordprøvematerialet og de to settene med nedbørsdata er ikke geografisk koblet. Det har derfor vært nødvendig å bruke en indirekte metode for sammenligning av jord- og nedbørsdata. Avstanden normalt på en kunstig kystlinje ble beregnet for alle prøvelokaliteter og nedbørstasjoner i de to områdene. Det ble deretter definert 10 km brede soner parallelt med kystlinjene og middelveier for kjemiske parametre og nedbørsmengde (DNMI) ble beregnet sonevis.

Resultater og diskusjon

Kjemiske data fra NILUs stasjoner (5 stasjoner fra Vest-Norge, 5 stasjoner i Aust-Agder og 2 stasjoner i Nord-Trøndelag) ble omregnet til årlig deposisjon ($\text{meq/m}^{-2} \times \text{år}^{-1}$) og plottet mot kystavstand (Fig. 1). Resultatene antyder klart regionale forskjeller når det gjelder deposisjon av Mg, Ca og syre. De viktigste i denne sammenhengen den høye deposisjonen av Mg (Fig. 1a) ved kysten av Hordaland (og antydningvis Nord-Trøndelag), raskt avtagende innover i landet og at deposisjonen av syre (Fig. 1b) i Hordaland tilsvarer deposisjonen i Agder; begge langt over deposisjonen av syre i Nord-Trøndelag. Sammenfattet indikerer dette likheter i nedbøren mellom Nord-Trøndelag og Hordaland når det gjelder deposisjon av basekationer (marin påvirkning), men stor forskjell i deposisjonen av syre.

Innholdet av utbyttbart Mg^{2+} og Na^{+} avtar med økende avstand fra kysten både i Nord-Trøndelag og Hordaland (Fig. 2 a–d) inntil 40 – 60 km avstand. I tillegg kan det observeres betydelig lavere variasjon (se standardfeil-stolpene) i innhold av disse to kationene sammenlignet med Ca^{2+} og K^{+} . Dette kan tyde på at deposisjon gjennom marint påvirket nedbør kanskje er den faktoren som er mest avgjørende for innholdet av løst eller lettløst Mg^{2+} og Na^{+} i humussjiktet. Innholdet av utbyttbart Ca^{2+} og K^{+} viser betydelig større variasjon i begge områder, noe som på tilsvarende måte tyder på at sammensetningen av mineralmaterialet i humussjiktet er avgjørende for disse to kationene. Spesielt kan nevnes at de høye Ca^{2+} – verdiene 50 – 80 km inne i Nord-Trøndelag er godt overensstemmende med de næringsrike basiske bergartene som finnes i dette området.

Det kan også antydes at de lave Ca^{2+} – verdiene 20 – 60 km inne i Hordaland kan skyldes den høye nedbøren i dette området (Fig. 2f).

Referanser

Flaten, T.P. 1990. *Humusprøver fra skogsjord, tatt i forbindelse med Landskogstakseringens markarbeid 1960 – 1989. Status August 1989*. Norges geologiske undersøkelse, Trondheim, Rapport 90.108 . 320 pp.

Henriksen, A. (red.), 1993. *Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør*. Statens forurensningstilsyn, Rapport 533/93. 296 pp.

Låg, J. 1968. *Relationships between the chemical composition of the precipitation and the contents of exchangeable ions in the humus layer of natural soils*. Acta Agric. Scand. **18**, 148 – 152.

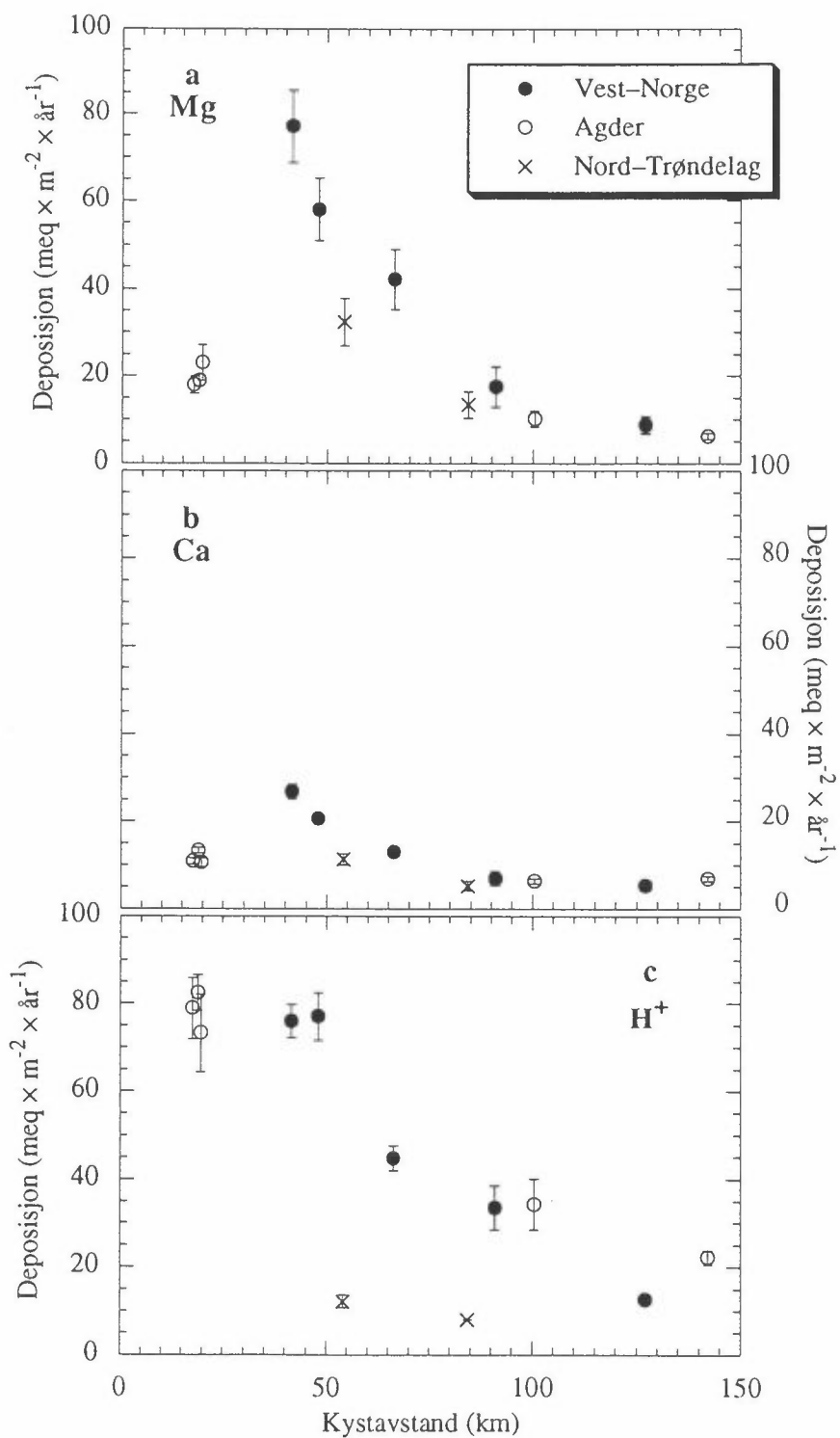


Fig. 1 Deposisjon av Mg, Ca og syre beregnet for noen av NILUs overvåkingsstasjoner.

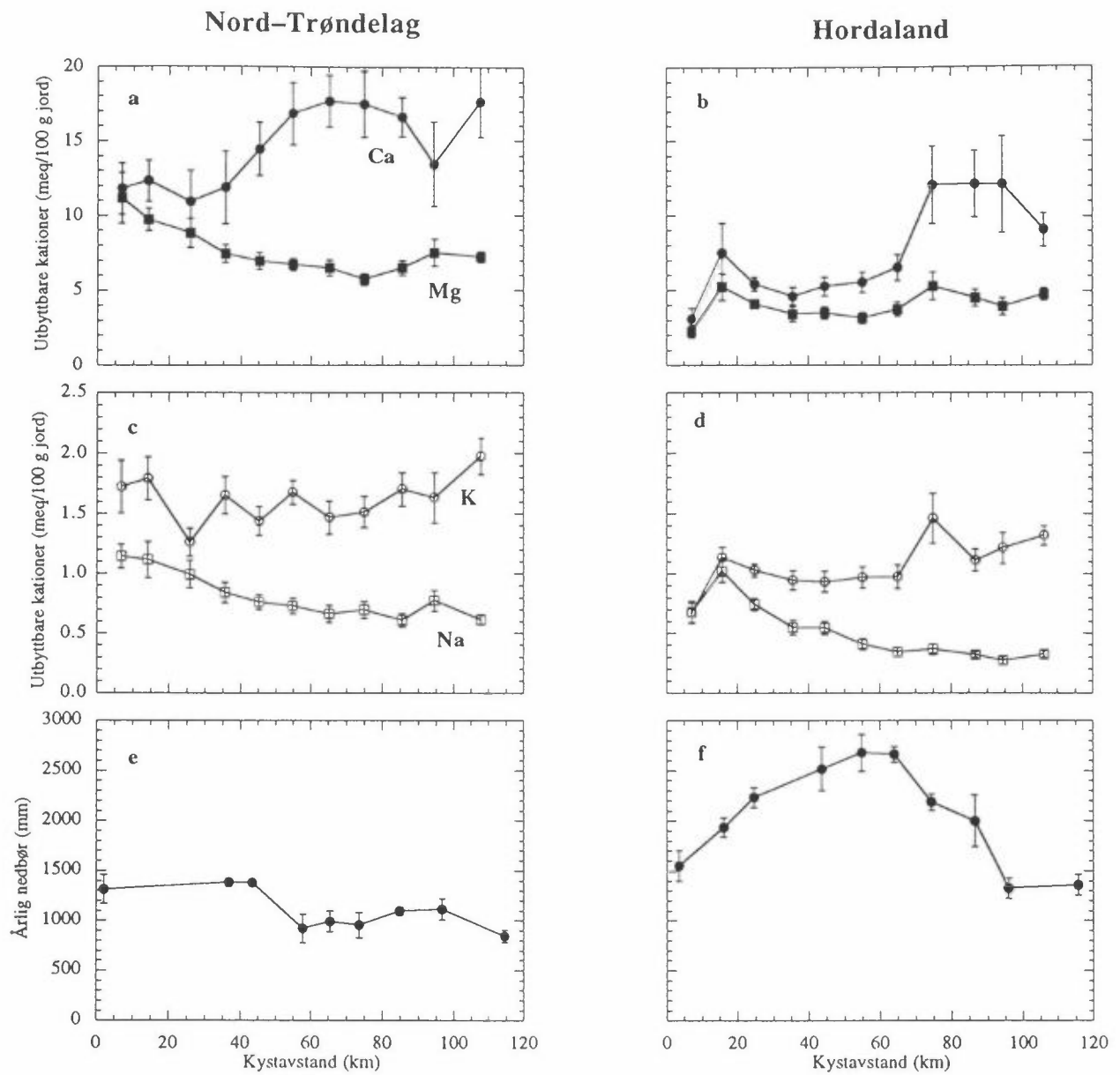
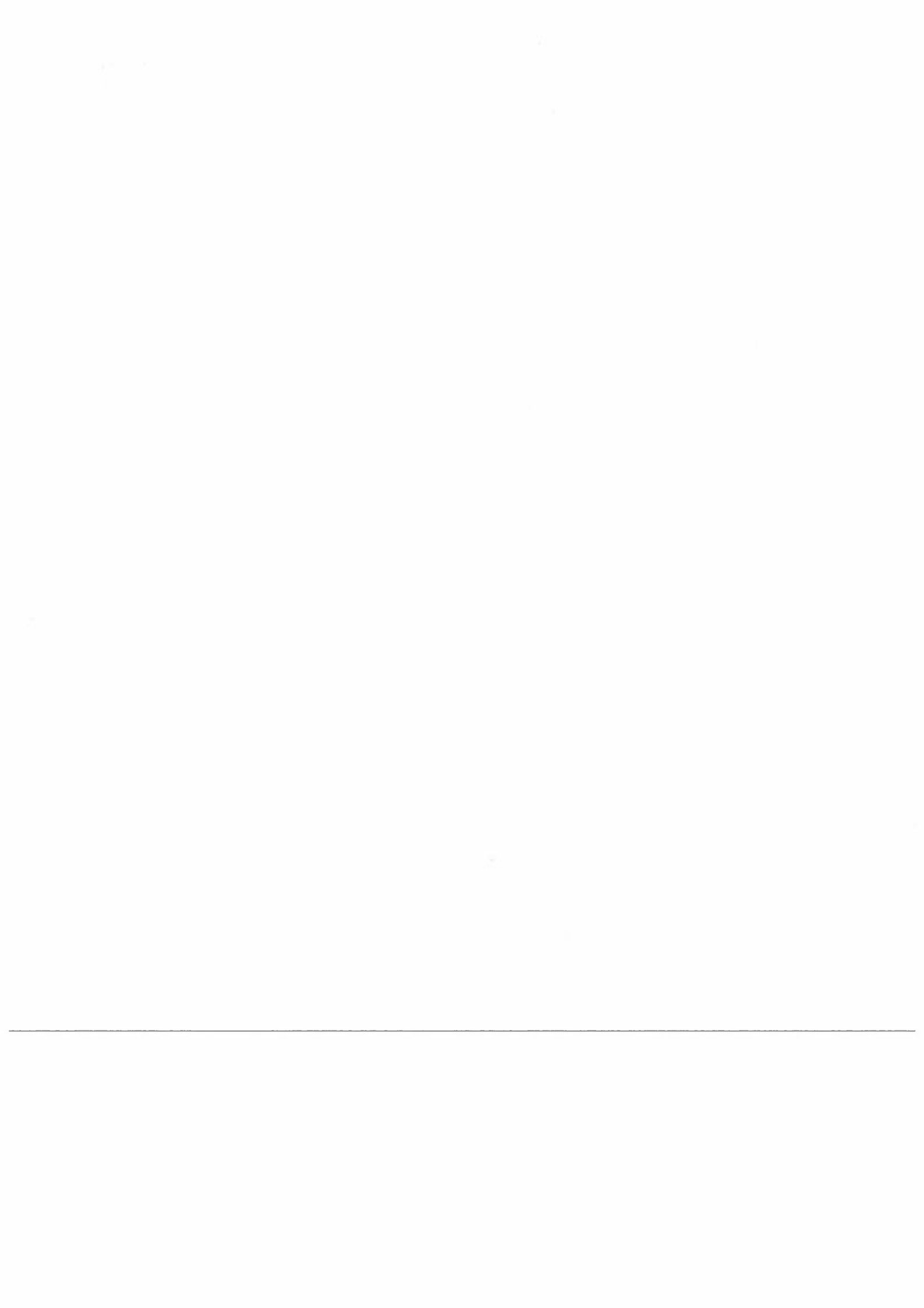


Fig. 2 Innhold av basekationer (a – d) og årlig nedbør (e,f) mot kystavstand for Nord-Trøndelag og Hordaland fylke.

AL:PE 2:
**Remote mountain lakes as indicators of air pollution and
climate change**

Bente M. Wathne¹, G.G. Raddum², N. Cameron³, L. Lien¹, S.T. Patrick³
¹Norwegian Institute for Water Research, Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo
²University of Bergen, Institute of Zoology, Musepl. 3, 5007 Bergen
³University College of London, ECRC, 26 Bedford Way
London WC1H 0AP, UK



Fluktuerende asymmetri hos abbor (*Perca fluviatilis*) som indikator på forsurening.

Øxnevad, S.A., Østbye, K. & Vøllestad, L.A.

Universitetet i Oslo, Biologisk Institutt, Zoologisk avdeling, Postboks 1050 Blindern, 0316 Oslo.

Introduksjon.

Organismer som er bilateralt symmetriske har samme antall morfologiske strukturer på høyre og venstre side. Dersom utviklingen av slike strukturer er under genetisk kontroll, forventes disse å bli nøyaktig like på høyre og venstre side. Dette er imidlertid ikke alltid tilfellet, og vil vise seg ved at individene blir asymmetriske. Fluktuerende asymmetri (FA) er definert som tilfeldige avvik fra perfekt bilateral symmetri. Det normale er symmetri, men hos asymmetriske individer er det tilfeldig hvilken side som er størst (Van Valen 1962). Fluktuerende asymmetri antas å være forårsaket av utviklingsforstyrrelser på embryonalstadiet, og kan være en biologisk indikator på ikke-dødelige påvirkninger fra miljøet. Fluktuerende asymmetri er tidligere bl.a. brukt for å undersøke innavlslinjer av regnbueørret og generelle forurensningseffekter på fisk både i laboratoriet og i naturen (Leary & Allendorf 1989, Parsons 1990 og Leary et al. 1992).

Forsuring av skog og vann regnes for et av de største og mest alvorlige miljøproblemene her i landet. Derfor er det et stort behov for å kunne registrere effekter av forsurening så tidlig som mulig. Hvert år benyttes det store beløp til kalking av forsuredde vassdrag, for blant annet å ta vare på stedegne stammer av ferskvannsfisk. Kriteriene for å igangsette slike tiltak er i dag hovedsakelig vannkjemiske. Biologiske systemer derimot, kan være mer følsomme indikatorer på forsurening enn kjemiske målinger. Det er derfor av stor interesse å studere mulige biologiske indikatorer som på et tidlig tidspunkt gjør oss istand til å oppdage forsureningseffekter. Fluktuerende asymmetri hos abbor (*Perca fluviatilis*) kan nettopp være en slik indikator.

Abboren viser stor toleranse for variasjoner i miljøet. Feltundersøkelser har vist at abboren er en av de artene som dør ut sist i et vassdrag (Almer et al. 1978, Bergquist 1991), og regnes derfor som en av våre mest forsureningstolerante fiskearter (Rask 1983, Rask & Tuunainen 1990, Vourinen et al. 1992). Nyere forskning har vist at økte konsentrasjoner av giftig aluminium er den viktigste årsaken til at fisken dør (Driscoll et al. 1980, Lydersen 1991, Poleó 1992). Graden av fluktuerende asymmetri hos abbor fra ulike vannkvaliteter som varierer i pH og innhold av aluminium ble derfor studert.

Målet med undersøkelsen.

Vi ønsket å besvare følgende spørsmål gjennom dette studiet:

1. Er det en sammenheng mellom grad av fluktuerende asymmetri hos abbor og vannets pH og Al-innhold ?

2. Er det variasjon i grad av fluktuerende asymmetri mellom årsklasser i et surt aluminiumsrikt vann ?
3. Hvilke morfologiske karakterer er de mest hensiktsmessige å bruke som indikatorer på forsurening ?

Materiale og metoder.

Abbor fra 10 innsjøer som utgjorde en pH-gradient (Tabell 1) ble undersøkt for fluktuerende asymmetri (Østbye in prep.). Det ble brukt et materiale på 50-60 fisk fra hvert vann. Fra et av de sure Al-rike vannene, Isebakkjetjern, ble det dessuten undersøkt om det var årsklassevariasjoner i graden av fluktuerende asymmetri (Øxnevad 1994). Dette materialet bestod av 368 abbor fra 8 årsklasser.

Metoden går ut på å telle/måle forskjellige karakterer på høyre og venstre side på individer i en populasjon. En asymmetri-indeks, $A=H-V$, er definert som differansen mellom verdien av høyre og venstre karakter. Ved fluktuerende asymmetri vil fordelingen av indeksen i en populasjon være karakterisert ved normalfordeling med middelvei lik null.

Tabell 1. Vannkjemi-data for de 10 innsjøene som inngår i undersøkelsen. Ala= totalt innhold av monomert Al, Alo= organisk monomert Al, Ali = uorganisk monomert Al, Alr= totalt innhold av Al. Aluminiums-analysene er utført i henhold til Barnes/Driscoll's kombinerte ionebytte- og ekstraksjonsmetode (Barnes 1975, Driscoll 1984).

Innsjø	Nr	Kommune	pH	Ca mg/l	Ala µg/l	Alo µg/l	Ali µg/l	Alr µg/l	TOC mg C/l
Breidtjern	1	A	4.49	0.96	295	7	288	654	5.8
Ertevann	2	R	4.61	0.85	438	89	349	832	12.8
Isebakkjetjern	3	RÅ,S	5.04	2.61	329	100	229	641	8.6
Vortungen	4	R,AH	4.62	1.43	378	104	274	706	13.5
Store Risen	5	R,M,AH	5.66	1.19	122	39	83	293	4.9
Langtjern	6	A	6.39	4.71	30	38	0	207	8.0
Skinnarbutjern	7	M	6.61	4.03	0	0	0	68	4.7
Sognsvann	8	O	6.73	3.28	0	0	0	60	2.3
Mjær	9	H	7.18	5.57	0	0	0	141	6.1
Lysern	10	S	7.09	4.19	0	0	0	52	4.0

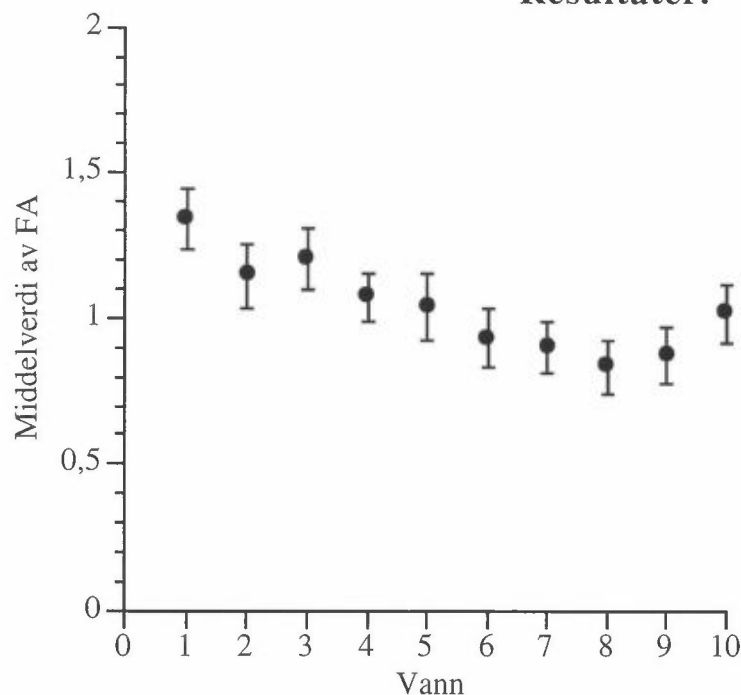
Kommuner: A=Aremark, R=Rømskog, RÅ=Råde, S=Spydeberg, SA=Sarpsborg, M=Marker, AH=Aurskog-Høland, O=Oslo, H=Hobøl.

Både meristiske karakterer (tellbare) og morfometriske karakterer (lengderelaterte) ble undersøkt da vi var ute etter å finne hvilke karakterer som egner seg best som indikatorer på foruring (Tabell. 2).

Tabell 2. Oversikt over karakterene som ble undersøkt for fluktuerende asymmetri.

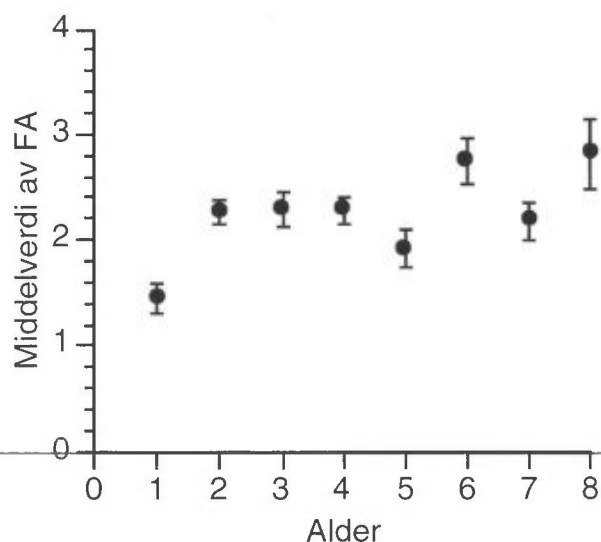
Karakter	Beskrivelse
brystfinnestråler	antall finnestråler telt ved basis av brystfinnene
bukfinnestråler	antall finnestråler telt ved basis av bukfinnene
øvre gjellestaver	antall gjellestaver på den øvre delen av 1. gjellebue
nedre gjellestaver	antall gjellestaver på den nedre delen av 1. gjellebue
øvre ekstra gjellestaver	antall utvekster mellom de ordinære gjellestaver
nedre ekstra gjellestaver	antall utvekster mellom de ordinære gjellestavene
mandibularporer	antall mandibularporer
2 otolottbredder	bredden av otolittene over sentrum
otolittlengde	total lengde av otolittene
3 otolitttradier	lengdemål ut fra sentrum av otolittene

Resultater.



Figur 1. Variasjon i midlere total meristisk asymmetri (med standard feil) mellom vann i en pH gradient. Vannene er rangert fra sur til nøytral vannkvalitet (vann 1-10) basert på gjennomsnitt av flere pH-målinger. Indeksen for total meristisk asymmetri gir et mål på antall asymmetriske karakterer for hver fisk. Karakterene som utgjør indeksen er brystfinnestråler, nedre gjellegitterstaver og mandibularporer.

Det er en klar sammenheng mellom grad av FA og vannenes surhetsgrad (Ikke parametriske korrelasjon; $r=-0.8332$, $p<0.01$). En like sterk sammenheng er det mellom FA og konsentrasjonen av monomert uorganisk aluminium ($r=0.8334$, $p<0.01$). Sammenhengen mellom grad av FA og Ca-innhold ($r=-0.7236$, $p<0.05$) er også tydelig.



Figur 2. Variasjon i midlere total meristisk asymmetri (med standard feil), for 8 årsklasser av abbor i Isebakketjern, som er en sur og aluminiumsrik innsjø. Indeksen for total meristisk asymmetri gir et mål på antall asymmetriske karakterer for hver fisk. Det er tydelig årsklassevariasjoner i grad av fluktuerende asymmetri i abborpopulasjonen (Kruskal wallis' test, $p<0.001$).

Konklusjon.

Det er altså en klar sammenheng mellom innsjøenes pH og Al-innhold, og graden av fluktuerende asymmetri hos abbor. Fisk fra sure og Al-rike innsjøer viser større grad av fluktuerende asymmetri enn fisk fra innsjøer med høyere pH og mindre Al. Sammenhengen mellom FA og Ali er like sterk som mellom FA og pH. Det er dokumentert at abboren er forsuringstolerant, men eksperimentelle studier viser imidlertid at abbor er langt mindre tolerant overfor Al enn tidligere antatt (Poléo et al. 1994). Derfor viser våre resultater at aluminium i tillegg til lav pH er en potensiell kilde til forstyrrelser under embryonalstadiet hos abbor.

Vi valgte å bruke karakterer som hadde et fiksert fenotypisk uttrykk ved klekking da disse antageligvis avspeiler utviklingsforstyrrelser på embryonalstadiet. Siden det var asymmetri-nivået til de tre karakterne brystfinnestråler, nedre gjellegitterstaver og mandibularporer som viste sammenheng med pH/Al-innhold, konkluderer vi med at det er disse karakterene som egner seg best som indikatorer på forsuring. Fordi vi fant at det var variasjon i FA mellom årsklasser innen samme populasjon i et surt Al-rikt vann, mener vi at det er nødvendig å undersøke flest mulig årsklasser ved slike studier for å kartlegge grad av fluktuerende asymmetri.

Referanser

- Almer, B., Dickson, W., Ekstrøm, C & Hørnstrøm, F. 1978. Sulfur pollution and the aquatic ecosystem. In Niragu, J.O. (ed.). Sulfur in the environment. Part II. Ecological impacts. John Wiley, New York, 271-311.
- Barnes, R.B. 1975. The determination of specific forms of aluminium in natural water. *Chem.Geol.* 15: 177-199.
- Bergquist, B.C. 1991. Extinction and natural recolonization of fish in acidified and limed lakes. *Nordic.J.Freshw.Biol.* 66: 50-62.
- Driscoll, C.T., Baker, J.P., Bisogni, J.J. & Schofield, C.L. 1980. Effects of aluminium speciation of fish in dilute acidified waters. *Nature* 284: 161-164.
- Driscoll, C.T. 1984. A procedure for the fractionation of aqueous aluminium in dilute acidic waters. *Int.J.Environ.Anal.Chem.* 16: 267-283.
- Leary, R.F. & Allendorf, F.W. 1989. Fluctuating asymmetry as an indicator of stress: implications for conservation biology. *Tree* 4: 214-217.
- Leary, R.F., Allendorf, F.W. & Knudsen, K.L. 1992. Genetic, environmental, and developmental causes of meristic variation in rainbow trout. *Acta. Zool. Fennica.* 191: 79-95.
- Lydersen, E. 1991. Aluminium in dilute acidic freshwaters - Chemical, analytical and biological relevance. Dr.philos. avhandling. Universitetet i Oslo. 133 pp.
- Parsons, P.A. 1990. Fluctuating asymmetry: an epigenetic measure of stress. *Biol. Rev.* 65: 131-145.
- Poleó, A.B.S. 1992. Toxicity of aqueous aluminium to Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in acidic softwater. Dr.scient. avhandling, Universitetet i Oslo. 25 pp.
- Poléo, A.B.S., Andersen, R., Vøllestad, L.A., Østbye, K. & Øxnevad, S.A. 1994. Ulik toleranse for surt aluminiumsrikt vann hos norske arter ferskvannsfisk. Foredrag ved forskermøte: Lufttransporterte forurensninger - Tilførsler, virkninger og tålegrenser. Grimstad 7. - 9. mars 94.
- Rask, M. 1983. The effect of low pH on perch, *Perca fluviatilis* L. I. Effects of low pH on the development of eggs of perch. *Ann. Zool. Fennici* 20: 73-76.
- Rask, M. & Tuunainen, P. 1990. Acid-induced changes in fish population of small Finnish lakes. In Kauppi, P., Anttila, P. & Kentamies, K. (eds.) Acidification in Finland. Springer Verlag, London, 911-927.
- Van Valen, L. 1962. A study of fluctuating asymmetry. *Evolution.* 16: 125-142.
- Vourinen, P.J., Vourinen, M., Pauranen, S., Rask, M., Lappalainen, A. & Raitaniemi, J. 1992. Reproductive status, blood chemistry, gill histology and growth of perch (*Perca fluviatilis*) in three acidic lakes. *Environ.Pollut.* 78:19-27.
- Østbye, K. 1994. Variasjon i fluktuerende asymmetri hos abbor (*Perca fluviatilis*) i en pH-gradient. Hovedfagsoppgave i Zoologi. Universitetet i Oslo. In prep.
- Øxnevad, S.A. 1994. Variasjon i fluktuerende asymmetri hos abbor (*Perca fluviatilis*) i en sur aluminiumsrikt innsjø. Hovedfagsoppgave i Zoologi. Universitetet i Oslo. 44 pp

Unnvikelse av giftige blandsoner hos laks og aure i den kalkede elva Audna

Å. Åtland¹ og B.T. Barlaup²

¹NIVA, Vestlandsavdelingen, Thormøhlensgt. 55, 5008 Bergen

²Zoologisk Institutt, Avd. for Zoologisk økologi, Universitetet i Bergen, Allègaten 41, 5007 Bergen

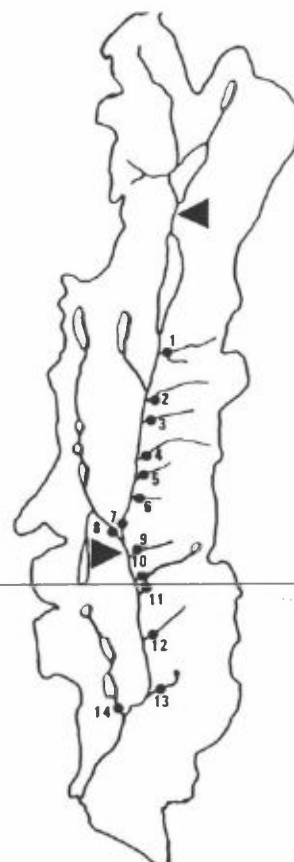
Introduksjon

Giftige blandsoner som bl.a. kan oppstå når kalket elvevann blandes med sure sidebekker har vist seg å være svært skadelige for fisk (Rosseland et al. 1992). Blandsonen er karakterisert ved kjemisk ulikevekt av aluminium, og disse forholdene har ved renneforsøk gitt store skader på fiskens gjelleepitel, svikt i ionereguleringen og høy dødelighet. Skadene på laks og aure i sitt naturlige miljø vil imidlertid være avhengig av om fisken er i stand til å sanse og unnvike blandsonen (Rosseland og Hindar 1991). Både felt- og laboratoriestudier har vist at laksefisk aktivt er i stand til å unnvike surt vann med svært lav pH og surt vann med høye aluminiumskonsentrasjoner (Gunn & Noakes 1986; Johnson & Webster 1977; Muniz et al. 1978). På bakgrunn av disse resultatene var det derfor av interesse å undersøke om giftige blandsoner påvirker habitatbruken til laks og aure i et naturlige elvesystem.

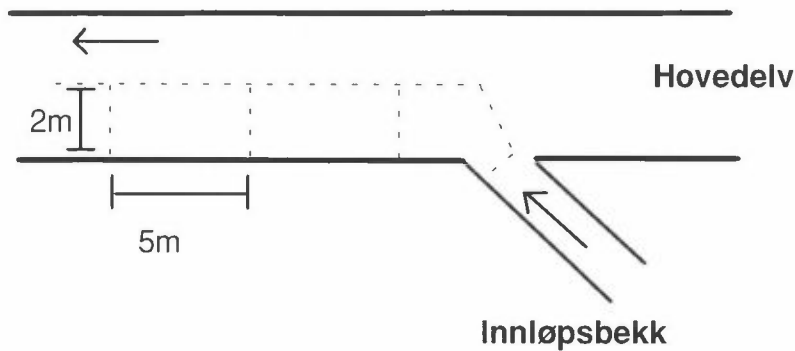
Metoder

Studiene ble utført i den kalkede elva Audna i Vest-Agder i perioden 10.-14. mars 1993. Det ble valgt ut totalt 12 elvestasjoner for elektrofiske som vist i figur 1. Stasjonene ble valgt for å representere blandsoner med relativt like substratforhold, men av ulik giftighet.

Vannkjemiske prøver ble tatt i hver av de undersøkte innløpsbekkene. Disse prøvene ble analysert ved NIVAs laboratorium for pH, ledningsevne, Ca, og aluminiumsfraksjoner. I tillegg ble det i felt målt temperatur og pH både i innløpsbekkene og i hovedelva oppstrøms hvert innløp. Fisketettheten ble undersøkt ved hjelp av elektrofiske i ulike soner av samløpet mellom innløpsbekken og Audna som vist i figur 2. Antall undersøkte soner varierte mellom stasjonene, avhengig av hvor tilgjengelig området var for elektrofiske. Det ble utført tre overfiskinger i hver sone. Aure og laks er presentert samlet (laks utgjorde 16,3%). Totalt antall fisk fanget pr. 10 m² ble brukt til å sammenligne fisketettheten mellom de ulike sonene på hver stasjon, og mellom stasjonene.



Figur 1. Kart over Audnavassdraget som viser de undersøkte stasjonene. Pilene indikerer kalkdoserere.



Figur 2. Skjematisk framstilling av soneinndeling for det elektrofiskede arealet på hver av stasjonene.

Resultater

Feltmålinger gjort i Audna oppstrøms hver av de undersøkte sidebekken viste en stabil pH med en gjennomsnittlig verdi på 6,23 (sd 0,09). Vannkvaliteten i Audnas innløpsbekker varierte fra sterkt forurede med høye aluminiums-konsentrasjoner til kalkede bekker med en vannkvalitet tilsvarende Audna. De vannkjemiske resultatene er vist sammen med fisketetthet i figur 3.

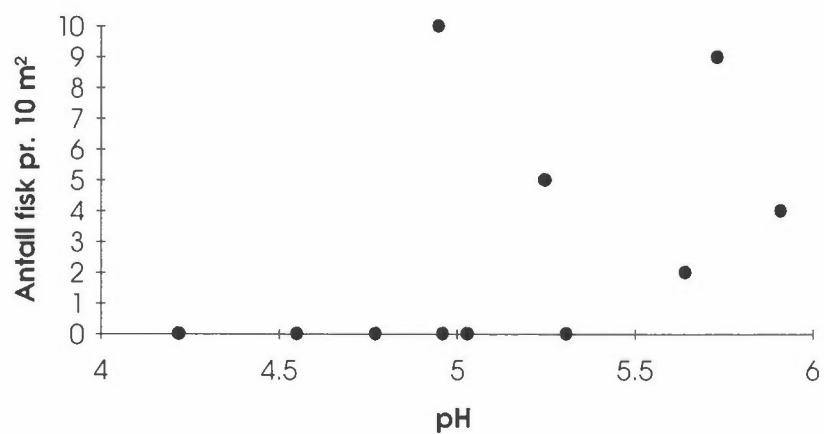
Fisketettheten for den øverste delen av samløpet er plottet mot pH, Ca og konsentrasjon av labilt aluminium i figur 3. Antall fisk fanget pr. 10 m² for hver sone på de ulike stasjonene er vist i tabell I. For den øverste sonen på hver av stasjonene var det en sammenheng mellom vannkvaliteten i sidebekken og fisketetthet. Fisketomme blandsoner hadde en signifikant lavere pH ($p=0,026$), og kalsium-konsentrasjon ($p=0,0043$), og en signifikant høyere konsentrasjon av labilt aluminium ($p=0,026$) (Mann-Whitney test). Temperaturen i innløpsbekken hadde ingen effekt på tettheten av fisk i blandsonen.

Det var ingen sammenheng mellom vannkvalitet og total fisketetthet nedenfor den øverste sonen (multipel lineær regresjon). Det var heller ingen sammenheng mellom fisketetthet og avstand fra den øverste sonen for noen av stasjonene bortsett fra stasjon nr. 11 (lineær regresjon). På denne stasjonen var det en signifikant økning i fisketettheten med avstand fra samløpet ($p=0,025$).

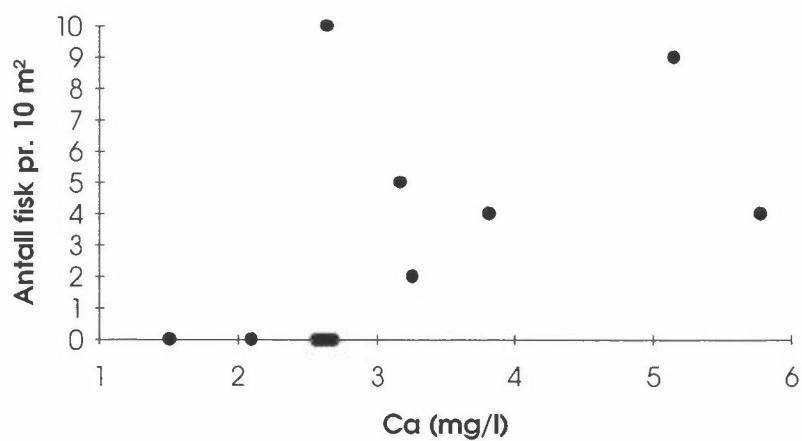
Tabell I. pH verdier for de ulike innløpsbekkene, og fisketetthet i hovedelva ved samløpet og videre nedstrøms. Fisketettheten er presentert som aure og laks samlet pr. 10 m².

St. nr.	1	2	3	4	5	6	9	10	11	12	13	14
pH	5.31	5.91	5.25	5.03	5.73	5.60	4.22	5.64	4.95	4.77	4.55	4.96
Antall fisk pr. 10 m ² :												
samløp:	0	4	5	0	9	4	0	1	10	0	0	0
avstand nedstrøms samløp:												
0-5m	3.3	1.3	0	3	5	2	2.7	0	4	11	1	8
5-10m		0	1	1	5	7	0.7	5	6	8	1	8
10-15m		0	2	0	4	4	5.3	1	10		1	8
15-20m		0	0	0	0	7	2	1	10		1	10
20-25m		2	2	1		4	4				2	
25-30m							4.7				1	

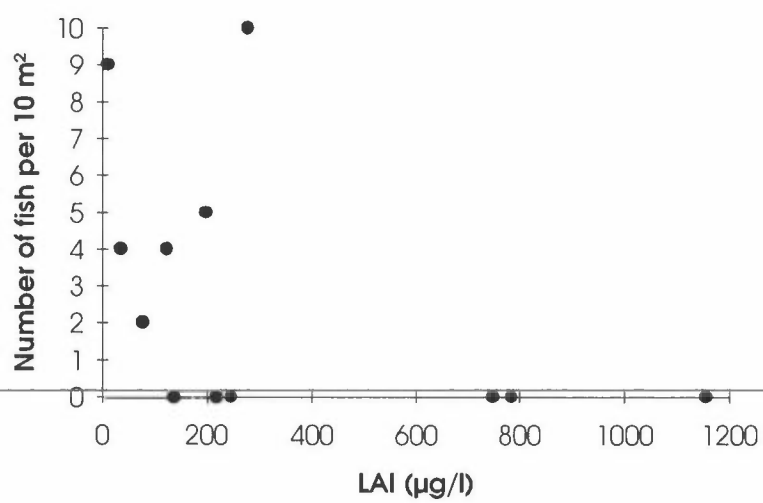
a)



b)



c)



Figur 3. Antall fisk fanget pr. 10 m² i den øverste delen av blandsonen plottet mot a) pH, b) konsentrasjon av Ca og c) konsentrasjon av labilt aluminium.

Konklusjon

Resultatene viste at den øverste delen av blandsonen, med ett unntak, var fisketom når pH i innløpsbekken var lavere enn 5,2, kalsiumkonsentrasjonen lavere enn 3 mg/l og konsentrasjonen av labilt aluminium høyere enn 200 µg/l. Dette tyder på at ungfisk av laks og aure er i stand til å sanse, og aktivt unngå giftige blandsoner.

De fleste blandsonene i Audna er små, slik at unngivelse av disse områdene trolig bare vil ha en marginal effekt på den totale ungfiskproduksjonen i elva. Den største samløpet mellom kalket ellevann og et surt sidevassdrag er utløpet av Grislevatnvassdraget (st.14) og blandingsområdet er estimert til å være ca. 70 m² stort. Hele dette arealet var fisketomt, mens det var normal fisketetthet oppstrøms innløpet. I hvor stor grad produksjonen av ungfisk kan påvirkes av unngivelsesatferd vil være avhengig av i hvor stor grad tilgjengelige oppvekstområder er sammenfallende med giftige blandsoner.

Finansiering

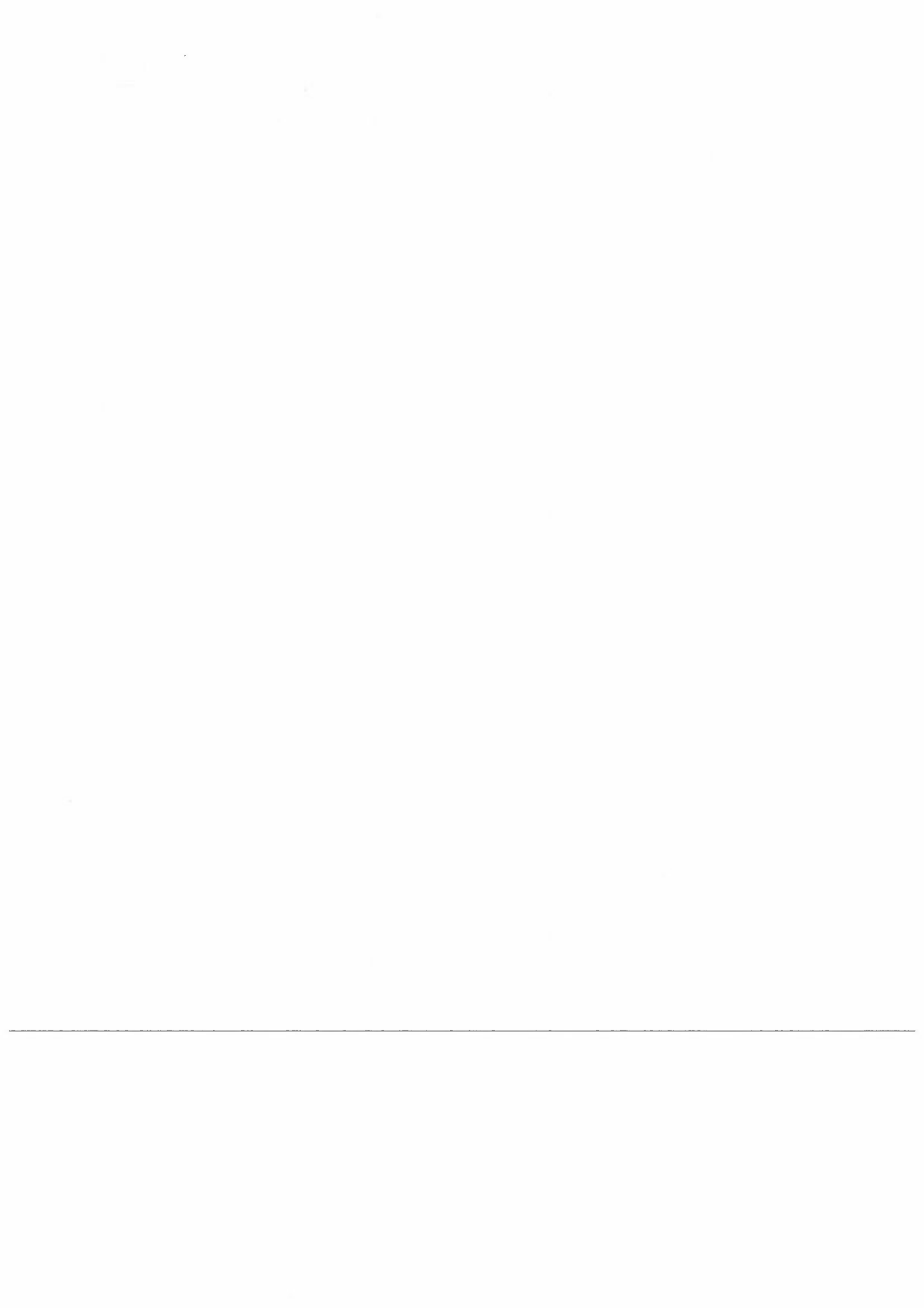
Denne studien er finansiert av DN via prosjektet "Vannkvalitetskriterier og laksesmolt", NIVA, Universitetet i Bergen og Norges Forskningsråd.

Litteratur

- Gunn, J.M. and D.L.G. Noakes. (1986). Avoidance of low pH and elevated Al concentrations by brook charr (*Salvelinus fontinalis*) alevins in laboratory tests. *Water, Air and Soil Pollut.* 30: 497-503.
- Johnson, D.W., and D.A. Webster. (1977). Avoidance of low pH in selection of spawning sites by brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *J. Fish. Res. Board Can.* 34: 2215-2218.
- Muniz, I.P., H. Leivestad og B.O. Rosseland. (1978). Stressmålinger på fisk i sure vassdrag. *Nordforsk, Publ.2.* s. 233-247.
- Rosseland, B.O., I.A. Blakar, A. Bulger, F. Kroglund, A. Kvellestad, E. Lydersen, D.H. Oughton, B. Salbu, M. Staurnes and R. Vogt. (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. and A. Hindar. (1991). Mixing zones - a fishery management problem ? In: Olem, H., R.K. Schreiber, R.W. Brocksen and D.B. Porcella (eds.), *International Lake and Watershed Liming Practices*, p. 161-172, The Terrene Institute Inc., Washington D.C.
-

Vedlegg A

Program for møtet



Lufttransporterte forurensninger Tilførsler, virkninger og tålegrenser

Forskermøte 7.-9. mars 1994
Sørlandet hotell og kurscenter, Grimstad

Program

Mandag 7.2.1994

0900-1015 Registrering, kaffe
1015-1025 Velkommen

Forhandlinger om utslippsreduksjoner Ordstyrer Tor Johannessen, SFT

1025-1105 Anton Eliassen, DNMI:
"Den nye svovelprotokollen og mulige fremtidige
protokoller"

Luft Ordstyrer Anton Eliassen, DNMI

1105-1145 Harald Dovland, NILU:
"Langtransporterte luftforurensninger:
Hva vet vi og hva bør vi vite mer om?"

1145-1205 Torunn Berg, NILU:
"Moser som biomonitor for atmosfærisk nedfall av
elementer"

1205-1225 Ulf Pedersen, NILU:
"Ozonkonsentrasjoner i Norge sammenlignet med naturens
tålegrenser"

1225-1240	Frode Flatøy, Geofysisk institutt, UiB: "3 D numeriske modellstudier av transport og utvekslingsprosesser i troposfæren"
1240-1300	Diskusjon
1300-1400	Lunsj
1400-1600	Presentasjon av postere Kaffe

Vannkjemi

Ordstyrer Merete Johannessen, NIVA

1600-1645	Arne Henriksen, NIVA: "Forsuring av ferskvann: I går - i dag - i morgen? En subjektiv analyse"
1645-1705	Olav Grøterud, NLH - Institutt for jord- og vannfag: "Betenkeligheter ved bruk av F-faktor, ANC, og sjøsaltkorrigerede verdier ved bestemmelse av tålegrenser i vann"
1705-1720	Richard Wright, NIVA: "Den dynamiske MAGIC-modellen som prognoseverktøy for vannforsuring"
1720-1740	Trygve Hesthagen, NINA: "En analyse av sammenhengen mellom overskridelser av tålegrenser for overflatevann og skader på fiskebestander i innsjøer innen EMEP-ruter"
1740-1800	Diskusjon
1900	Middag

Tirsdag 8.3.1994**Vannbiologi****Ordstyrer Bror Jonsson, NINA**

- | | |
|-----------|---|
| 0900-0945 | Arnfinn Langeland, NINA:
"Virkninger av forsurening på ferskvannssamfunn - status og forskningsutfordringer" |
| 0945-1005 | Bjørn Olav Rosseland, NIVA:
"Sur nedbør og fisk. Hvor står vi og hvor går vi?" |
| 1005-1025 | Gunnar Raddum, UiB, Zoologisk museum:
"Forsuringsindeks og vannkvalitet i ulike regioner" |
| 1025-1045 | Antonio B.S. Poléo, UiO, Biologisk institutt:
"Ulik toleranse for surt aluminiumrikt vann hos norske arter ferskvannsfisk" |
| 1045-1115 | Diskusjon |
| 1115-1130 | Kaffe |

Jord**Ordstyrer Gunnar Abrahamsen, NLH**

- | | |
|-----------|--|
| 1130-1230 | Arne Stuanes, NLH - Institutt for jord- og vannfag:
"Naturlig og antropogen jordforsuring. Hvor står vi?" |
| 1230-1400 | Lunsj |
| 1400-1415 | Tore Frogner, NISK:
"Jordforsuringsstatus" |
| 1415-1430 | Per Varskog, UNIT-AVH, Kjemisk institutt:
"Forsuringsstatus i norsk skogsjord" |
| 1430-1500 | Diskusjon |
| 1500-1530 | Kaffe |
-

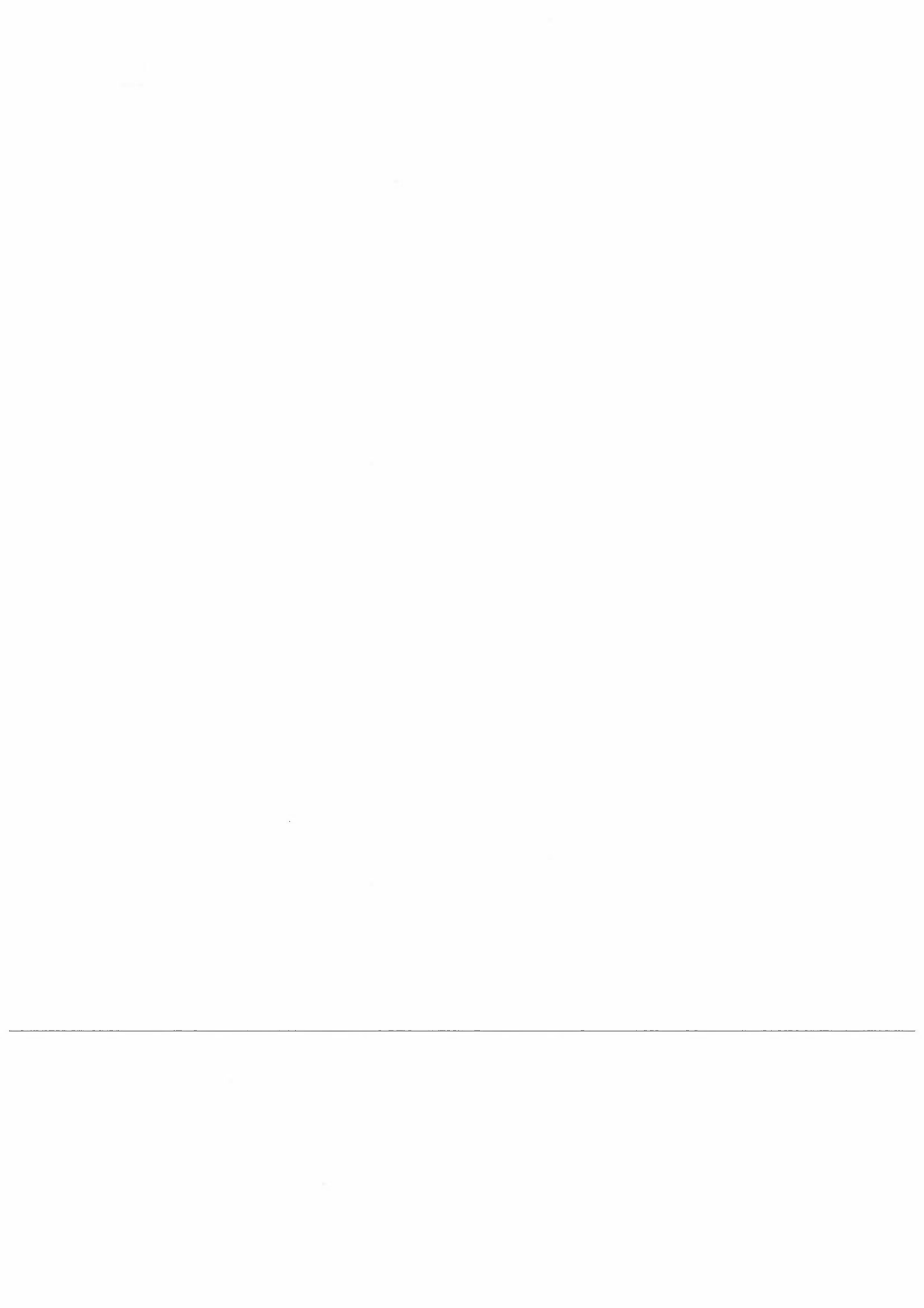
Skog og vegetasjon**Ordstyrer Else Løbersli, DN**

- | | |
|-----------|---|
| 1530-1600 | Dan Aamlid, NISK:
"Skogskaderegistreringen i Norge og Europa. Resultater og hypoteser" |
| 1600-1630 | Rune H. Økland, UiO, Botanisk Hage og Museum:
"Endringer i skogvegetasjon som følge av langtransporterte luftforurensninger" |
| 1630-1645 | Tore Frogner, NISK:
"En sammenstilling av tålegrenser og skogens vitalitet" |
| 1645-1700 | Solveig Bakken, UNIT, AVH, Botanisk institutt:
"Nitrogenforurensning og effekter på moser" |
| 1700-1730 | Diskusjon |
| 1900 | Middag |
-

Onsdag 9.3.1994

Dyr**Ordstyrer Per Brinck, Lunds universitet**

0900-0945	Hans Chr. Pedersen, NINA: "Langtransporterte luftforurensninger og effekter på pattedyr og fugl"
0945-1000	Gunnar Abrahamsen, NLH, Institutt for jord- og vannfag: "Effekter av forurensning på jordbunnsdyr"
1000-1015	Kaffe
1015-1035	Gudbrand Stuve, Veterinærinstituttet: "Beinskjørhet hos elg på Sørlandet"
1035-1055	Per Espen Fjell, UiO, Biologisk institutt: "Er fossekallen påvirket av sur nedbør?"
1055-1115	Janneche Utne Skåre, Norges Veterinærhøgskole: "Klorerte organiske miljøgifter; nivåer og effekter på dyr i arktiske strøk"
1115-1145	Diskusjon
1145-1200	Oppsummering og avslutning
1200-1300	Lunsj



Vedlegg B

Deltakerliste

.

.

.

.

.

.

.

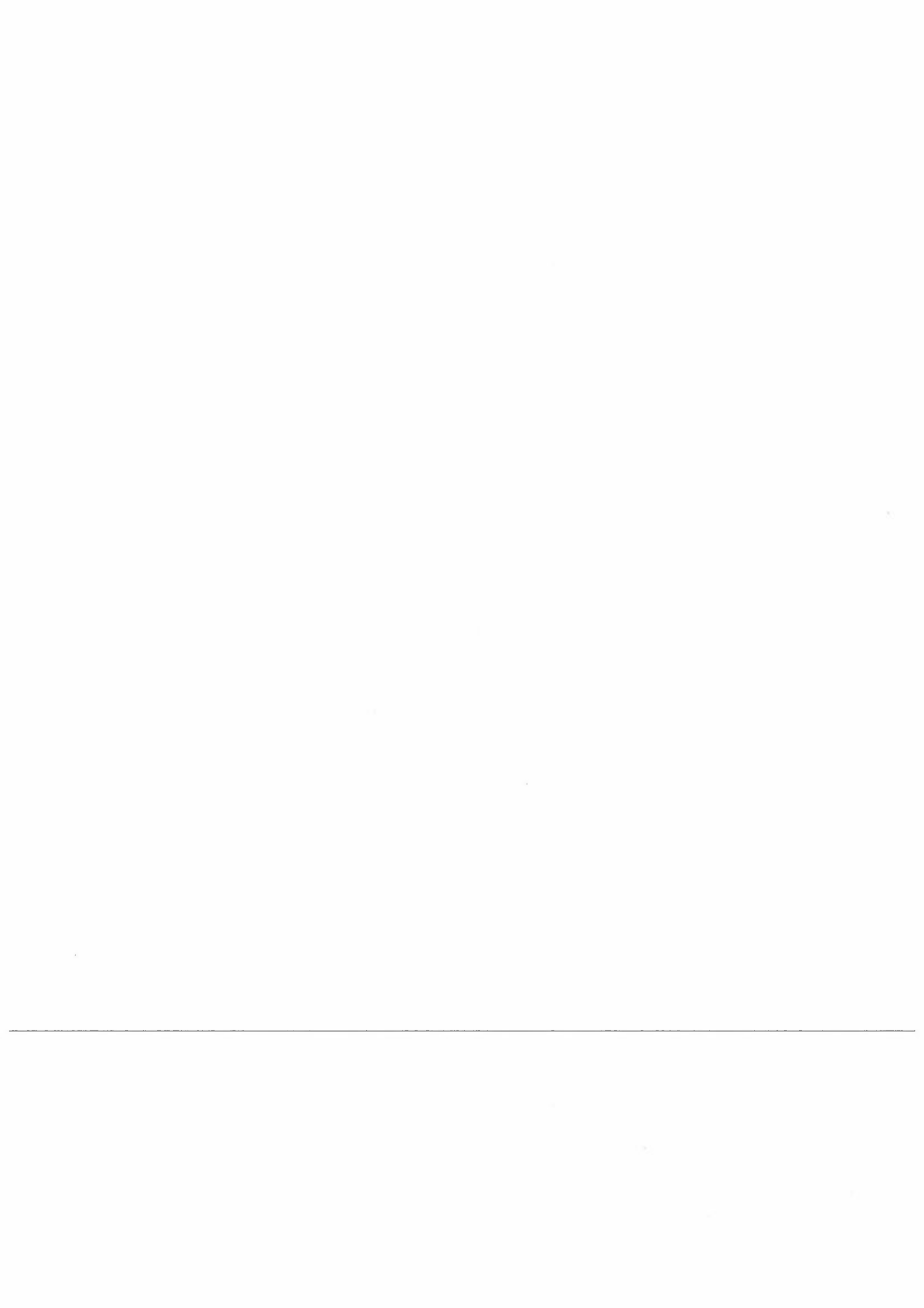


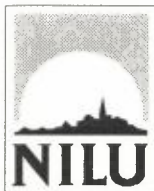
Deltakerliste

Navn	Institusjon
Aamlid, Dan	NISK
Aanes, Karl Jan	NIVA
Aardalen, Oddbjørn	Fylkesmannen i Vest-Agder, Landbruksavd.
Abrahamsen, Gunnar	NLH, Inst. for jord- og vannfag
Andersen, Dag Olav	ADH
Andersen, Ronny	UiO, Biologisk inst.
Bakken, Solveig	UNIT-AVH, Botanisk inst.
Barikmo, Jon	DN
Berg, Torunn	NILU
Berthelsen, Bjørn Ove	UNIT, AVH, Kjemisk institutt
Brinck, Per	Lunds universitet
Brusell, Morten O.	Aust-Agder skogselskap, TEFA-gruppen
Bruteig, Inga E.	Allforsk, UNIT
Bråten, Nina	UiO, Biologisk inst.
Bækken, Torleif	NIVA
Christensen, Hanne	NINA
Dovland, Harald	NILU
Dye, Christian	NILU
Egeberg, Per Kristian	Agder distriktshøgskole
Egerhei, Tom	Fylkesmannen i Vest-Agder, Miljøvernadv.
Eilertsen, Odd	NINA
Eldhuset, Toril	NISK
Eliassen, Anton	DNMI
Evensen, Astrid	MD
Fjell, Per Espen	UiO, Biologisk inst.
Fjelldal, Jens Chr.	MiljøInform
Flatøy, Frode	UiB, Geofysisk inst.
Fløisand, Inga	NILU
Fosse, Sverre	Aust-Agder fylkeskommune, TEFA-gruppen
Frogner, Tore	NISK
Grande, Magne	NIVA
Grepperud, Ellen	MD
Grøterud, Olav	NLH, Inst. for jord- og vannfag
Gusdal, Ole Steffen	Fylkesmannen i Vest-Agder, Landbruksavd.
Hansen, Cathrine	Midtbygda skole
Haraldstad, Ørnulf	Fylkesmannen i Vest-Agder, Miljøvernadv.
Heiboe, Erik	UiO, Biologisk inst.
Henriksen, Arne	NIVA
Hesthagen, Trygve	NINA
Hindar, Atle	NIVA
Huseby, Kjell	Norsk Polarinstitutt
Høiland, Klaus	NINA

Navn	Institusjon
Johannessen, Merete	NIVA
Johannessen, Tor	SFT
Jonsson, Bror	NINA
Jørgensen, Per	NLH, Inst. for jord- og vannfag
Kismul, Viggo	SFT
Kroglund, Frode	NIVA, Sørlandsavd.
Kvindesland, Sheila	NISK
Kålås, John Atle	NINA
Langeland, Arnfinn	NINA
Lie, Mette Cecilie	NIVA, Sørlandsavd.
Lien, Leif	NIVA
Lindstrøm, Eli-Anne	NIVA
Lydersen, Espen	NIVA
Løbersli, Else	DN
Løhaugen, Leif	Fylkesmann i Aust-Agder, Landbruksavd.
Matzow, Dag	Fylkesmannen i Aust-Agder, Miljøvernnavd.
Mortensen, Leiv M.	Særheim forskingsstasjon
Myklebust, Ivar	DN
Nilsen, Petter	NISK
Nybø, Signe	ALLFORSK
Nygaard, Per H.	NISK
Pedersen, Ulf	NILU
Pedersen, Hans Chr.	NINA
Poléo, Antonio B.S.	UiO, Biologisk inst.
Raddum, Gunnar	UiB, Zoologisk museum
Risvand, Jens	Fylkesmannen i Vest-Agder, Landbruksavd.
Rognerud, Sigurd	NIVA, Østlandsavd.
Romundstad, Ann Jori	DN
Rosseland, Bjørn Olav	NIVA
Røsberg, Ingvald	NISK
Sandøy, Steinar	DN
Schartau, Ann Kristin Lien	NINA
Skei, Jon Kristian	UNIT, Zoologisk inst.
Skipar, Birger	Sør-norsk Økosenter
Skyrud, Tom	NFR
Skåre, Janneche Utne	Veterinærinstituttet, Avd. for toksikologi & kjemi
Sletnes, Arne Ivar	NIJOS
Solberg, Sverre	NILU
Solås, Asbjørn	SFT
Strand, Geir Harald	NIJOS
Stuanes, Arne	NLH, Inst. for jord- og vannfag
Stuve, Gudbrand	Veterinærinstituttet
Sævre, Rune	Fylkesmannen i Vest-Agder, Miljøvernnavd.
Tevelldal, Sverre	NISK
Torsethaugen, Gro	UiO, Biologisk inst.

Navn	Institusjon
Tørseth, Kjetil	NILU
Varskog, Per	UNIT, AVH, Kjemisk inst.
Venn, Kåre	NISK
Vikøyr, Bjørn	Fylkesmannen i Vest-Agder, Miljøvernadv.
Vindenes, Erling	Fylkesmannen i Vest-Agder, Miljøvernadv.
Vinje, Jon E.	Fylkesmannen i Vest-Agder, Miljøvernadv.
Vollsnes, Ane V.	UiO, Biologisk inst.
Vøllestad, Asbjørn	UiO, Biologisk inst.
Wathne, Bente M.	NIVA
Wright, Dick	NIVA
Zachariassen, Karl Erik	Allforsk, Avd. for økotoksikologi
Økland, Jan	UiO, Biologisk inst.
Økland, Rune Halvorsen	UiO, Botanisk hage og museum
Østbye, Kjartan	UiO, Biologisk inst.
Øxnevad, Sigurd	UiO, Biologisk inst.
Åtland, Åse	NIVA, Vestlandsadv.





Norsk institutt for luftforskning (NILU)
Norwegian Institute for Air Research
Postboks 64, N-2001 Lillestrøm

RAPPORTTYPE OPPDRAKSRAAPPORT	RAPPORT NR. OR 17/94	ISBN-82-425-0557-8	
DATO 1/3-94	ANSV. SIGN. P. Berg	ANT. SIDER 243	PRIS NOK 275,-
TITTEL Lufttransporterte forurensninger - Tilførsler, virkninger og tålegrenser Sammendrag av foredrag og postere fra møte i Grimstad, 7.-9. mars 1994		PROSJEKTLEDER Inga Fløisand	
		NILU PROSJEKT NR. O-1657	
FORFATTER(E) Redigert av Inga Fløisand og Tor Johannessen		TILGJENGELIGHET * A	
		OPPDRAKSGIVERS REF.	
OPPDRAKSGIVER Norges forskningsråd, Postboks 2700 St. Hanshaugen, 0131 OSLO Direktoratet for naturforvaltning, Tungasletta 2, 7005 TRONDHEIM			
STIKKORD TVLF	Naturens tålegrenser		
REFERAT Programstyret for TVLF og arbeidsgruppen for Naturens tålegrenser har gått sammen om å arrangere et felles møte for presentasjon og diskusjon av emner som de to programmene omfatter. Denne rapporten inneholder sammendrag av foredrag og postere som skal presenteres på møtet.			
TITLE			
ABSTRACT			

* Kategorier: A Åpen - kan bestilles fra NILU
 B Begrenset distribusjon
 C Kan ikke utleveres