

NILU : OR 2/96
REFERANSE : O-1657
DATO : JANUAR 1996
ISBN : 82-425-0731-7

Lufttransporterte forurensninger - Tilførsler, virkninger og tålegrenser

**Sammendrag av foredrag og postere fra
møte på**

Klækken Hotell, Hønefoss,

22.-24. januar 1996

Redigert av Inga Fløisand og Else Løbersli

NATURENS
TÅLEGRENSE



Miljøverndepartementet
Fagrapport 77

Forord

"Tilførsler og virkninger av lufttransporterte forurensninger" (TVLF) er et forskningsprogram under Norges forskningsråds område for Miljø og utvikling, som finansierer programmet. Et programstyre har vært ansvarlig for gjennomføring av programmet som gikk 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 gjennomføres av Direktoratet for naturforvaltning (DN), Norsk Polarinstitut og Statens forurensningstilsyn (SFT).

I likhet med de to foregående fagmøtene (Stjørdal 1993, Grimstad 1994) 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. Programmenes 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.

TVLF-programmet ble avsluttet i 1995 og man er nå igang med å skrive et sluttdokument. På årets møte er det lagt opp til kortere presentasjoner av mange prosjekter som i det store og hele er avsluttet i håp om å samle trådene og danne grunnlaget for arbeidet med sluttdokumentet fra TVLF-programmet.

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 valgt å trykke rapporten før møtet 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 bidragsyttere for innsatsen.

For programstyret for TVLF

For arbeidsgruppen på
Naturens tålegrenser



Inga Fløisand



Else Løbersli

Innhold

	Side
Forord.....	1
Oversikt foredrag.....	5
Oversikt postere	9
Sammendrag foredrag	11
Sammendrag postere	163
Vedlegg A Program for møtet	227
Vedlegg B Deltakerliste.....	237
Vedlegg C Oversikt over tidligere rapporter fra Naturens tålegrenser	243

Oversikt foredrag

		Side
Hov, Øystein	Model Calculations of Changes in Tropospheric Ozone over Europe and the Role of Surface Sources and Aircraft Emissions	13
Solberg, Sverre og Stordal, Frode	Hovedresultater fra NILUs deltagelse i TOR-prosjektet	15
Pacyna, Jozef M.	Sources, transport and deposition of heavy metals and persistent organic pollutants (POPs)	21
Mylona, Sophia	The effect of historical emission changes and meteorological variability	25
Berg, Torunn	Utvikling av kalibreringsfaktorer for mose (<i>Hylocomium splendens</i>)	27
Steinnes, Eiliv	Er kvikksølv et miljøproblem i Norge?	31
Abrahamsen, Gunnar	Svovel og nitrogen tilførsel - Jordforsuring og plantenes næringstilgang	35
Sogn, Trine A., Stuanes, Arne O. og Abrahamsen, Gunnar	Akkumulering av nitrogen - en kritisk parameter for beregning av tålegrenser for nitrogen i skog	39
Skjelkvåle, Britt Lisa og Åberg, Göran	Forvittringshastigheter i økosystemer påvirket av sur nedbør, bestemt ved bruk av Sr-isotoper	43
Teveldal, Sverre og Jørgensen, Per	Chemical soil processes in a long-term column experiment compared with calculations by the PROFILE model	47
Høiland, Klaus	Effekter av langtransporterte forsureninger på biodiversitet i terrestriske økosystemer	51
Aarnes, Halvor	Effekter av ozon og nitrogen på planter	55
Mortensen, Leiv	Ozon og klima - Effekter av tålegrenseoverskridelser på bjørk og fjellplanter	63

		Side
Økland, Rune H.	Effekter av langtransporterte luftforurensninger på vegetasjon i boreal barskog: Resultater av fem års undersøkelser i Solhomfjell-området, Gjerstad, Aust-Agder	67
Eriksen, Aud B. og Nordal, Inger	Nitrogen-nedfallets betydning for utvalgte arter i fjell- og heiområder i Norge	71
Mortensen, Leiv M. og Håland, Ådne	Vinterfysiologi hos røsslyng med ulik nitrogen-status	75
Brandrud, Tor Erik	Nitrogenets innvirkning på mykorrhizasoppfloraen	79
Bruteig, Inga E.	Effekt av simulert sur nedbør på vekstrate hos epifyttisk lav	85
Strand, Geir-Harald	Naturlige faktorer og luftforurensningers innvirkning på skogens sunnhetsstilstand i Norge	87
Mulder, Jan, de Wit, Heleen og Nygaard, Per H.	Effects of Aluminium in Forest. Results of a pilot experiment	91
Thomsen, Mette G.	Analyse av skogskader i forhold til langtransporterte luftforurensninger	95
Solberg, Svein, Aamlid, Dan, Venn, Kåre og Wright, Richard	Overskridelse av tålegrenser for sur nedbør i skog: Hvilke effekter ser vi på overvåkingsflatene?	97
Vøllestad, Asbjørn	Fluktuerende asymmetri hos fisk: Egnet som indikator på forsuring?"	101
Henriksen, Arne	Tålegrenser for forsuring i overflatevann. Bør vi ha en variabel kritisk verdi for ANC?	107
Hesthagen, Trygve	Analyse av overskridelser av tålegrenser for overflatevann og skader på fiskebestander i områder med lave overskridelser	111
Forseth, Torbjørn	Metabolske effekter av forsuring på ferskvannsfisk	115

		Side
Rosseland, Bjørn Olav	Aluminiumskjemi i ferskvann og fysiologiske effekter på fisk	117
Schartau, Ann Kristin L.	Effekter av forsurening og kadmiumforurensning på populasjoner og -samfunn av limnisk zooplankton	119
Skei, Jon Kristian	Forsuringens innvirkning på amfibier	125
Kålås, John Atle og Pedersen, Hans Chr.	Kadmium og bly i lirype (<i>Lagopus lagopus</i>): Akkumulering og cellulære effekter	131
Nybø, Signe	Mulige indirekte virkninger av sur nedbør på fossefallens eggskallproduksjon via påvirkning på akvatiske evertebrater	135
Wathne, Bente og Raddum, Gunnar G.	AL:PE prosjektet: Remote mountain lakes as indicators of air pollution and climate change	143
Lydersen, Espen	The Humic Lake Acidification Experiment (HUMEX): Resultater etter 4-5 år med kunstig forsurening	147
Wright, Richard	Nitrogen Saturation Experiment (NITREX)	151
Sandøy, Steinar	Kalking som mottiltak mot forsurening i ferskvann	155
Nilsen, Petter	Miljøtiltak i skog	157

Oversikt postere

		Side
Alstad, Nina E. Wiik	Blir aluminium mindre toksisk når ionestyrken i vannet øker?	165
Andersen, Ronny Andre	Overlevelse og utvikling hos ørretegg (<i>Salmo trutta L.</i>) eksponert for ulike kombinasjoner av aluminium og pH	169
Berthelsen, Bjørn Ove	Faktorer som påvirker omsetningen av Zn, Cu, Pb og Cd i jord-plantesystemet i skog	173
Espelien, Ingvild S. og Krøkje, Åse	Genotoxic pollution registered as increased levels of chromosome aberrations in plants and reindeer from Kola Peninsula and Norway	179
Grøterud, Olav	Effekten av hydrologi og sjøsalter på forsuringsdynamikken i vassdrag	181
Heibo, Erik	Livshistorier hos abbor (<i>Perca fluviatilis L.</i>) i innsjøer med ulik forsuringsgrad	185
Hornvedt, Richard	Sammenhenger mellom vitalitet, klorofyll- og næringsinnhold hos eldre gran i Sør-Norge	189
Kjelsberg, Birgitte	Akutt Al-eksponering og gjelleskader	193
Moe, Jannicke	Aluminiums toksisitet på 5 akvatiske invertebrater	197
Nygaard, Per H. og Eldhuset, Toril D.	Tålegrensekriteriet for skogsjord på hoggestabben	201
Poléo, Antonio B.S.	Physiological and morphological responses in Arctic char (<i>Salvelinus Alpinus</i>) to unstable aluminium chemistry - A study on the mechanism of acute aluminium toxicity to fish	203

		Side
Raddum, Gunnar G. og Brit L. Skjelkvåle	Critical limits of acidification to invertebrates in different regions of Europe	205
Rognerud, Sigurd, Hongve, Dag og Fjeld, Eirik	Naturlige bakgrunnskonsentrasjoner av metaller	207
Sogn, T.A., Abrahamsen, G., Nilsen, P., Sandvik, G. og Sitaula B.K.	S- og N-tilførsel, jordforsuring og trærnes næringstilgang	209
Torsethaugen, Gro., Pitcher, L.H., Zilinskas, B.A., Pell, E.J.	Overproduksjon av ascorbate peroxidase i klorplastene beskytter ikke mot ozon	211
Varskog, Per	Sammenhenger mellom skogsproduksjon/vegetasjonstyper og jordbunnskjemiske egenskaper	215
Østbye, Kjartan, Heibo, E., Andersen, R.A., Kristjansson, L.T., Poléo, A.B.S. og Vøllestad, A.	Påvirkes ørretens (<i>Salmo trutta L.</i>) fødeopptak av eksponering til surt vann med ustabil aluminiumskjemi under eggutviklingen?	219
Acidification in Norway - Status and trends:		
Johannessen, T.	The Norwegian monitoring programme for long-range transported air pollutants	223
Tørseth, K. og Semb, A.	I. Sulphur and nitrogen deposition in Norway, status and trends	223
Henriksen, A., Skjelkvåle, B.L. og Lydersen, E.	II. Surface- and groundwater	224
Stuanes, A.O., Røsberg, I. og Abrahamsen, G.	III. Acidification of soils	224
Hesthagen, T., Sevaldrud, I.H. og Berger, H.M.	IV. Biological monitoring - Fish	225
Raddum, G.G. og Fjellheim, A.	V. Biological monitoring - Invertebrates	225

Sammendrag foredrag

Model Calculations of Changes in Tropospheric Ozone Over Europe and the Role of Surface Sources and Aircraft Emissions

Øystein Hov, Geophysics institute, University of Bergen, Allégaten 70, 5007 Bergen

The impact of various sources of NO_x on the ozone production in the free troposphere has been studied using a comprehensive two-dimensional zonally averaged chemistry/transport model (Strand and Hov, 1994) and a three-dimensional meso-scale chemical transport (MCT) model (Flatøy et al., 1995).

Using the global two-dimensional model, three sources of NO_x in the upper troposphere were examined: NO_x produced by lightning, NO_x (and NO_y) brought to the upper troposphere from the planetary boundary layer by rapid vertical transport processes, and NO_x emitted from aircraft (Strand and Hov, 1995). The strength of the lightning source was assumed to be 3 TgN/yr, the average injection of NO_x in the troposphere by rapid vertical transport was about 0.7 TgN/yr, and the total release of NO_x from aircraft was 0.58 TgN/yr. For comparison, the various sources at the ground total 34 TgN/yr of NO_x . Using these emissions the model estimated an average tropospheric ozone production of 5.2×10^{10} molecules $\text{cm}^{-2} \text{s}^{-1}$ over the southern hemisphere and 14.1×10^{10} molecules $\text{cm}^{-2} \text{s}^{-1}$ over the northern hemisphere, and a flux of ozone from the stratosphere of 4.1×10^{10} molecules $\text{cm}^{-2} \text{s}^{-1}$. A sensitivity experiment indicated that the ozone yield per NO_x molecule in the upper troposphere is more than 5 times larger than near the surface. Considering only the upper troposphere (above 490 hPa) the NO_x from aircraft released there resulted in an additional ozone production of 37 molecules of O_3 per molecule of NO_x . The tropospheric average based on all NO_x sources was, for comparison, 10 molecules O_3 per molecule NO_x . More surprising was it to discover that the increased upper tropospheric ozone production resulting from all three NO_x sources was accompanied by a reduced ozone production in the lower troposphere. The sources therefore showed only a small influence on the total ozone production. Nevertheless, the impact of all three sources on the ozone concentration in the upper troposphere was quite significant. The effect of both aircraft NO_x emissions and rapid vertical transport was strongest in the upper troposphere in the 30° - 60° N latitude zone where the impact of each on the NO_x concentration was in the range 5-40% and the impact on the O_3 concentration was in the range 5-10%. In the same area the impact of lightning NO_x on the NO_x and O_3 concentrations was in the range 20-50% and 10-20%, respectively. The above numbers are based on July conditions and indicate that about one half of the ozone produced chemically in the upper troposphere at northern mid-latitudes is due to man-made emissions. At other latitudes lightning NO_x appears to be the dominating upper tropospheric ozone precursor.

In another application of the 2-d model, it was estimated that the annually averaged production of ozone in the troposphere over the northern hemisphere was 16.6×10^{10} molecules/ cm^2/s and over the southern hemisphere 5.1×10^{10} molecules/ cm^2/s . The annually and globally averaged dry deposition is 14.9×10^{10} molecules/ cm^2/s , and the corresponding injection from the stratosphere is 4.1×10^{10} molecules/ cm^2/s . A 50% reduction of the man-made emissions from the industrialized society of nitrogen oxides resulted in a

reduction in the ozone production of 2.9×10^{10} molecules/cm²/s in the lower troposphere over the northern hemisphere during the period of maximum photochemical production, June-August. The corresponding production decrease due to a 50% reduction of the emissions of volatile organic compounds and carbon monoxide from the same source, however, was 1.6×10^{10} molecules/cm²/s. Elsewhere, the effects of reductions are less significant due to smaller influence of man-made emissions.

The 3-d MCT model is coupled to a numerical weather prediction model (NWP) for Europe and the North Atlantic. It has been applied to show that air traffic emissions increase the concentrations of NO_x as well as the net chemical formation rate of ozone over both the Atlantic Ocean and over central Europe significantly (Flatøy and Hov, 1995). The time period studied was 1-10 July 1991. A high pressure ridge dominated the weather situation over North Europe. When there is convection, the vertical gradient of NO_x is strongly reduced because the mid tropospheric concentrations increase. In the updraft region of convective plumes chemical ozone formation up to 1.8 ppbv/h was calculated in the upper troposphere, and this was about a factor 50 higher than the average for 10.5 km over continental Europe during the 10 d period. The high production rates were not sustained for more than a few hours, and it would be difficult to identify the effect of the process in a local measurement of the ozone concentration. The calculations indicate that 10-25 molecules of O₃ are generated per NO_x molecule emitted from aircraft. On convective days over regions with significant surface sources of NO_x, ozone formation in the upper troposphere due to NO_x brought there by convection, outweighs the role of aircraft NO_x emissions. The net chemical formation rate of ozone across the model domain depends on the boundary concentrations of NO_x and O₃, but the change in the upper troposphere in the net chemical formation rate of ozone induced by aircraft NO_x emissions is quite independent of the concentrations of NO_x or O₃.

References

- Flatøy, F. and Ø.Hov (1995) 3d-model studies of the effect of NO_x emissions from aircraft on ozone in the upper troposphere over Europe and the North Atlantic. *J.Geophys.Res.* (in press).
- Flatøy, F., Ø. Hov and H.Smit (1995) 3D model studies of vertical exchange processes of ozone in the troposphere over Europe. *J.Geophys.Res.* 100D, 11465-11481.
- Strand, A. and Ø.Hov (1994) A two-dimensional global study of the tropospheric ozone production. *Journal of Geophysical Research*, 99D, 22877-22895.
- Strand, A. and Ø. Hov (1995) The impact of man-made and natural NO_x on the upper tropospheric ozone: A two-dimensional model study. *Atmospheric Environment* (in press).
-

Hovedresultater fra NILUs deltakelse i TOR-prosjektet

Sverre Solberg og Frode Stordal
NILU, Postboks 100, 2007 Kjeller

Innledning

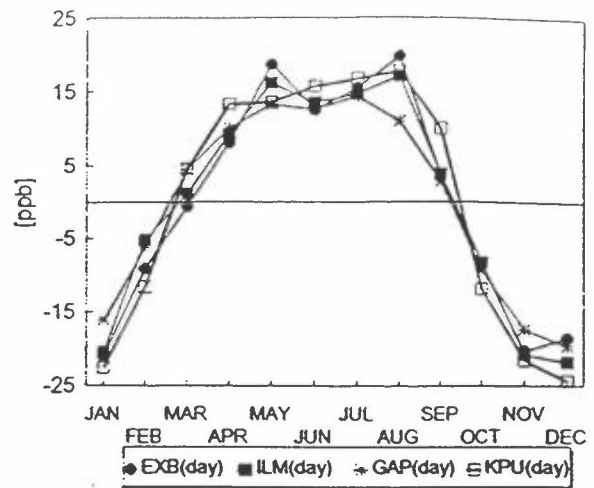
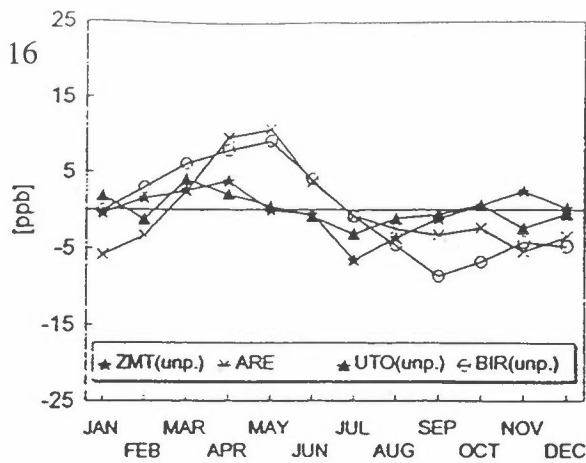
Forskningsprogrammet TOR (Tropospheric Ozone Research) startet i 1987 som et delprogram under EUREKAs miljøprogram EUROTRAC, og ble avsluttet i 1995. Målet med TOR-prosjektet har vært å øke kunnskapen om de fysiske og kjemiske prosesser som har betydning for konsentrasjonen av ozon i troposfæren. Forskere fra de fleste land i Europa har deltatt, og sentrale forskningsinstitusjoner har vært representert. TOR-prosjektet var fullt ut basert på nasjonal finansiering for de respektive deltakerne. En vesentlig del av den norske innsatsen i TOR har blitt finansiert gjennom bevilgninger fra TVLF.

De opprinnelige spørsmålene som la grunnlaget for opprettelsen av TOR ble i 1992 reformulert i 4 deloppgaver, og forskningen ble organisert i prosjektgrupper (*Task forces*) for hver av disse oppgavene. Grovt sett ble disse gruppene rettet mot i) fordelingen av ozon i grenselaget over Europa sammenlignet med bakgrunnsatmosfæren, ii) Utslippet og fordelingen av ozonforløpere, iii) vertikal utveksling av ozon og iv) modellberegninger av ozonbudsjettet over Europa. NILUs innsats har særlig vært innen de to første av disse gruppene. Målinger, og tolkninger av måledataene, fra TOR-stasjonene Birkenes i Aust-Agder og Zeppelinfjellet ved Ny-Ålesund på Spitsbergen, har vært sentralt i arbeidet.

Resultater

Antallet målestasjoner for ozon har økt gradvis siden starten av TOR, samtidig som avtaler med andre europeiske måleprogrammer, f.eks. EMEP, har tillatt en utveksling av måledata. Dette har ført til en ganske god dekning av bakkemålinger av ozon i deler av Europa fra Middelhavet i sør til Spitsbergen i nord, selv om enkelte områder fortsatt er svakt representert.

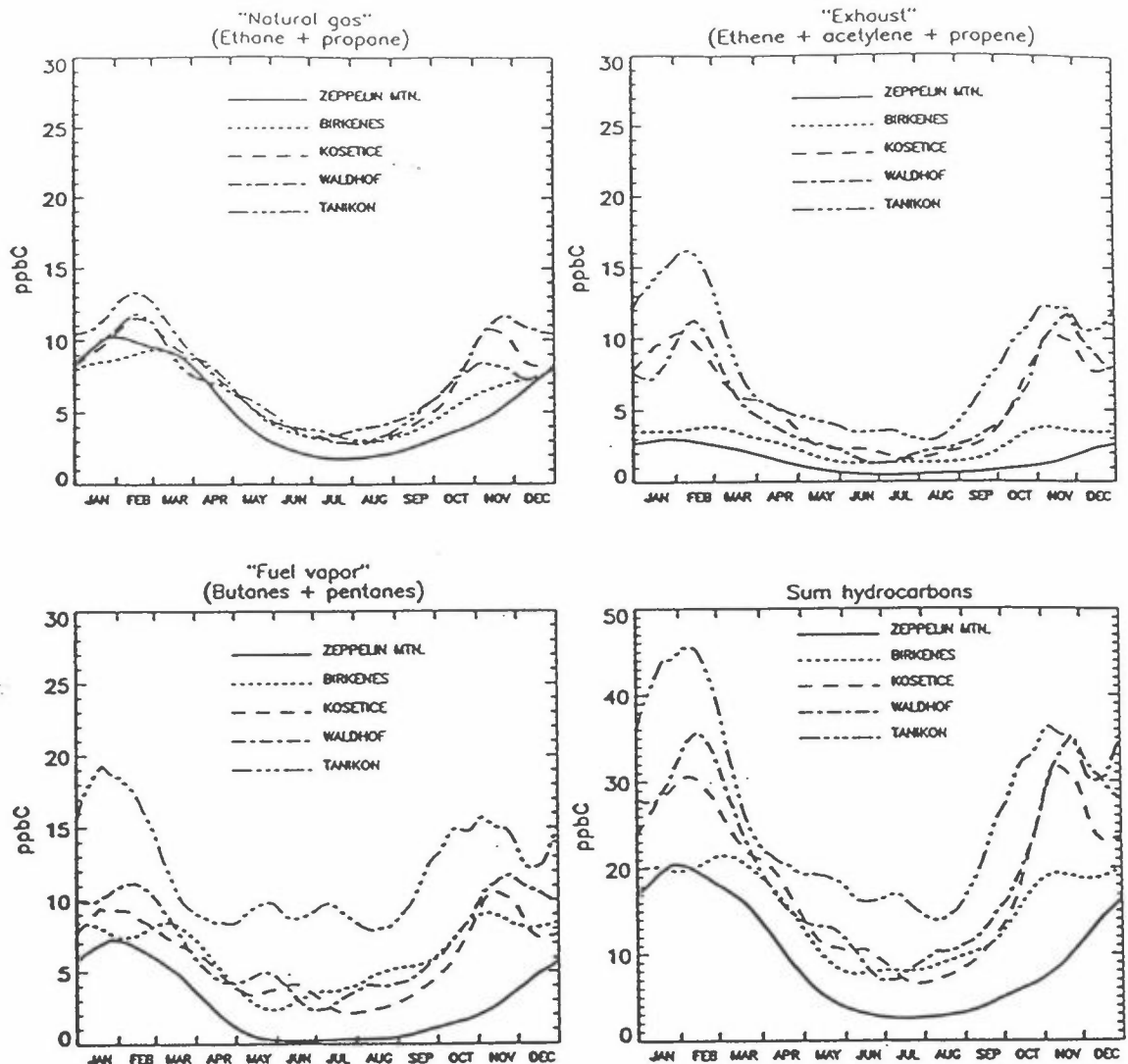
NILU har arbeidet med tolkninger av ozonkonsentrasjonen i lys av den regionale transporten i atmosfæren. Trajektorier har blitt brukt til å sortere målingene i ulike luftmasser, med særlig vekt på å skille bakgrunnsluft fra mer antropogent påvirkede luftmasser. Figur 1 (TOR, 1995) viser den midlere sesongvariasjonen av ozon i bakgrunnsluft på nordlige stasjoner sammenlignet med den midlere sesongvariasjon (alle luftmasser) på sentraleuropeiske stasjoner. Figuren viser en klar forskjell fra bakgrunnsatmosfæren i nord til grenselaget i sentral-Europa. Målingene på Spitsbergen, hvor langtransportepisoder fra Europa er filtrert bort, er trolig representative for den frie troposfæren i nord. De viser en ganske svak sesongsyklus med et maksimum i april og et minimum i juli. De sentraleuropeiske stasjonene, derimot, viser et betydelig underskudd av ozon om vinteren og et overskudd i perioden mai-september.



Figur 1. Midlere sesongvariasjon av ozon relativt til årsmiddelet, for Zeppelinfjellet (ZMT), Åreskutan (ARE), Utö (UTO) og Birkenes (BIR) (venstre panel) og for Exelberg (EXB), Illmitz (ILM), Garmisch (GAP) og K-Puszt (KPU) (høyre panel). 'unp' betyr at bare bakgrunnsepisoder er tatt med, mens 'day' betyr at bare dagverdier er benyttet.

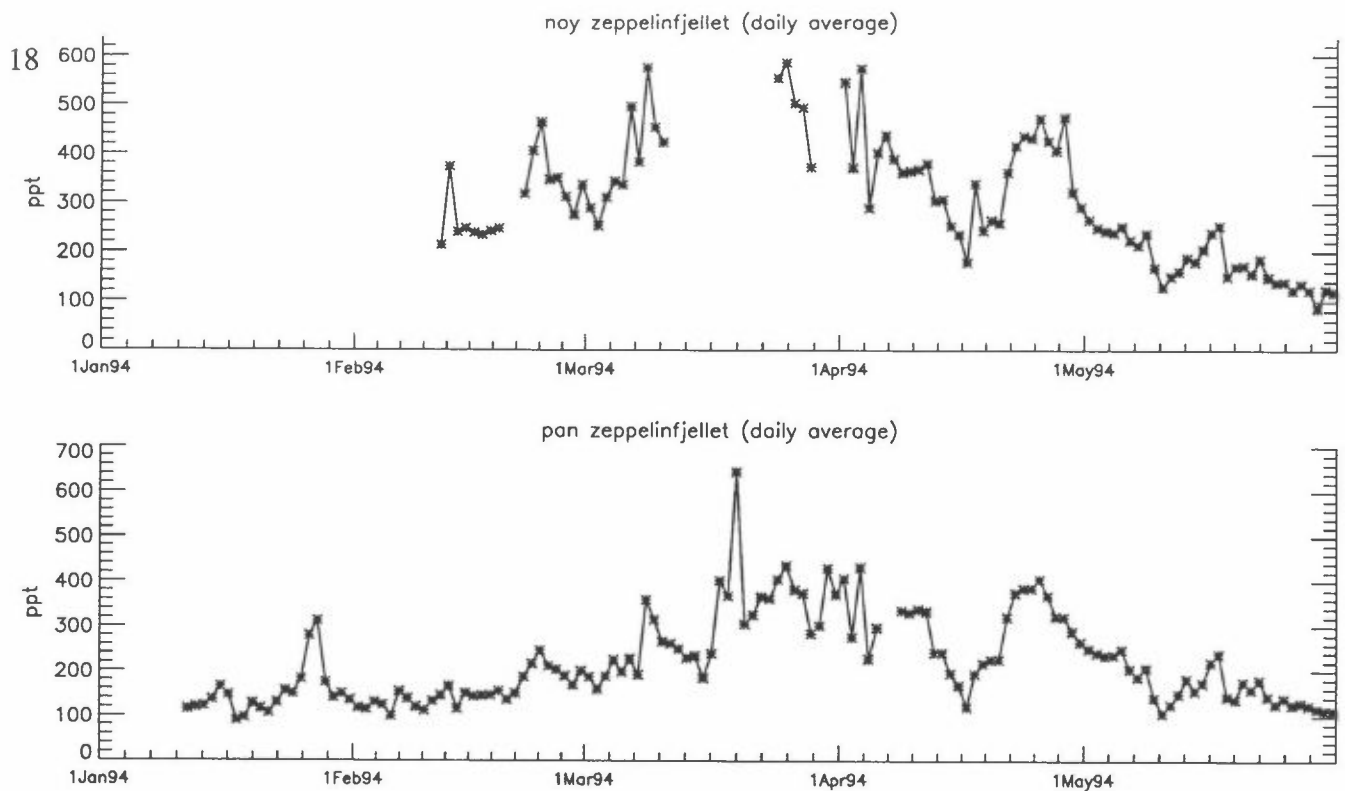
Dette kan forklares med at ozondannelsen er mest effektiv i sommermånedene, mens om vinteren vil den fotokjemiske aktiviteten være for lav til å få dannet ozon, og NO (nitrogenmonoksid) som slippes ut vil istedet binde opp ozon i form av NO₂ (nitrogendioksid) i nærheten av kildeområdene. Ozonkonsentrasjonen i bakgrunnsluft på Birkenes med et maksimum i mai, viser en sesongsyklus som er typisk for mange stasjoner på den nordlige halvkule. De fleste stasjonene i Norge viser en sesongvariasjon av samme type som vist for Birkenes. Generelt avtar imidlertid sesongamplituden fra sør mot nord, og viser en jevn overgang fra sesongprofilen på Birkenes i sør til Spitsbergen i nord.

NILU har utvidet omfanget av målinger i løpet av TOR-perioden og har ved utgangen av 1995 et betydelig måleprogram. Målingene rapporteres jevnlig til TOR-databasen ved RIVM i Nederland. Målingene av lette hydrokarboner som startet i 1987 på Birkenes er den lengste sammenhengende tidsserien som finnes fra bakgrunnsstasjoner i Europa. På Zeppelin-stasjonen startet slike målinger i 1989. Kartleggingen av organiske forbindelser i troposfæren har vært sentralt i TOR Task force nr 2. Figur 2 viser midlere sesongsyklus av grupper av hydrokarboner målt på Zeppelinfjellet, Birkenes og noen EMEP-stasjoner i Europa. (Solberg et al., 1995). Ni hydrokarboner er summert etter 3 utslippstyper - naturgass, forbrenningsprodukter og fordampning av drivstoff (hovedsaklig bensin). Figuren viser at det er små variasjoner i konsentrasjonen av både naturgass- og bensindamp-produkter fra sentral-Europa til sør-Norge (målingene fra Tänikon i Sveits er påvirket av lokale trafikkutslipp). Målingene fra Spitsbergen viser at det skjer en gradvis oppbygging av de samme komponentene gjennom høst- og vintermånedene i Arktis, og i februar er konsentrasjonene sammenlignbare med det som måles i sentral-Europa. Konsentrasjonen av forbrenningsprodukter viser derimot langt klarere geografiske forskjeller, men årsaken til dette er uvisst. Målinger av hydrokarboner på de andre TOR-stasjonene bekrefter at det skjer en oppbygging i atmosfæren nord for 50°N om vinteren. Dette kan forklares med at den kjemiske levetiden til hydrokarboner øker på vinteren samtidig med at kraftigere vindsystemer episodevis kan transportere utslippsgassene raskt inn i den arktiske atmosfæren.



Figur 2. Midlere sesongvariasjon av 4 ulike summer av hydrokarboner på TOR-stasjonene Birkenes og Zeppelifjellet, sammenlignet med EMEP-stasjoner.

Om våren brytes bakgrunnsatmosfærens reservoar av hydrokarboner ned, noe som utgjør et potensial for ozondannelse i store deler av den nordlige troposfæren. Men effektiviteten av denne ozondannelsen vil være avhengig av konsentrasjonen av nitrogenoksider ($\text{NO} + \text{NO}_2 = \text{NO}_x$). NO_x -konsentrasjonen på bakgrunnsstasjoner er ofte lav, og nøyaktige målinger krever svært kostbare instrumenter. Årsaken til at NO_x -konsentrasjonen er lav er at NO_x oksideres til andre nitrogenforbindelser som NO_3 , N_2O_5 , HNO_3 og PAN (peroxyacetylnitrat). PAN er en nøkkelkomponent i atmosfærens nitrogenbudsjett fordi stabiliteten avhenger av temperaturen. Ved lave temperaturer vil PAN bli stabil og kan transportere nitrogen fra utslippsområdene til bakgrunnsatmosfæren, men når temperaturen øker igjen vil NO_2 frigjøres. Innen TOR-prosjektet har NILU bidratt med PAN-målinger både på Birkenes og Zeppelifjellet. På Zeppelifjellet har NO_y ($\text{NO}_y =$ summen av alle oksiderte nitrogenforbindelser) blitt målt med et CRANOX-instrument samtidig med PAN i visse perioder. Figur 3 viser konsentrasjonen av PAN og NO_y på Zeppelin-stasjonen i perioden januar til mai 1994. Korrelasjonen mellom de to måleseriene er svært god. Dette betyr for det første at målingene er pålitelige og for det andre at PAN utgjør en betydelig del av NO_y .



Figur 3. Konsentrasjonen av NO_y og PAN målt på Zeppelinfjellet januar - mai 1994.

Målingene tyder på at sesongvariasjonen av PAN ikke er den samme som for hydrokarbonene vist i Figur 2. Mens PAN-konsentrasjonen har et maksimum i mars/april med lave verdier i januar og slutten av mai, viser hydrokarbonene et maksimum tidligere på vinteren. Dette kan tyde på at PAN-maksimumet i mars/april skyldes en puls i den fotokjemiske aktiviteten i atmosfæren om våren. Vinterens akkumulerte reservoar av hydrokarboner vil brytes ned av den økende UV-strålingen og danne radikaler, samtidig som temperaturen ikke er så høy at PAN blir ustabil. En annen mulighet kan være transport fra øvre luftlag, fordi PAN-konsentrasjonen trolig øker med høyden. PAN er bestemt av likevekten:



Dannelsen av PAN er dermed avhengig av både nitrogenoksider og organiske radikaler som dannes ved nedbrytning av hydrokarboner. Det er lignende reaksjoner som danner ozon i troposfæren. På denne bakgrunn er det interessant å se at PAN-maksimumet om våren kommer samtidig med det midlere maksimumet av ozon på Spitsbergen (figur 1). Dette kan være en indikasjon på at den midlere maksimumsverdien av ozon som observeres om våren på de fleste bakgrunnsstasjoner delvis er et resultat av en fotokjemisk puls som bidrar til dannelsen av både PAN og ozon. Uten detaljerte modellberegninger er det imidlertid vanskelig å trekke klare slutninger om betydningen av bidraget fra den vertikale utvekslingen sammenlignet med de fotokjemiske prosessene.

Referanser

TOR Task Group 1 Report (1995), utkast til sluttrapport sendt styret for TOR.

Solberg, S., Dye, C., Schmidbauer, N., Herzog, A. og Gehrig, R. (1995) Regular measurements of volatile organic compounds at rural sites in Europe, artikkel sendt til Journal of Atmospheric Chemistry.

SOURCES, TRANSPORT AND DEPOSITION OF HEAVY METALS AND PERSISTENT ORGANIC POLLUTANTS (POPs)

Jozef M. Pacyna
Norwegian Institute for Air Research (NILU), Kjeller

ABSTRACT

1. Introduction

Recent studies of the behavior of heavy metals (HMs) and persistent organic pollutants (POPs) in the environment have concluded that many of these compounds create serious problems due to their toxicity and bioaccumulation in various environmental compartments. Several scientific questions have been posed in order to improve our understanding of the nature and the extent of these problems. The major questions can be grouped with respect to:

- identification of HMs and POPs causing adverse environmental and health effects,
- sources and fluxes of these compounds responsible for their origin in the environment,
- major pathways of HMs and POPs through the environmental compartments studied on local, regional, and global scale,
- environmental and health effects and the degree of public health concern associated with the compounds, and
- technical and other possibilities to reduce the levels of HMs and POPs in the environment.

The present paper addresses questions related to sources, fluxes, and atmospheric pathways of HMs and POPs in Europe.

2. Emissions

Several hundred HM and POP species enter the atmosphere as a result of man-made activities and natural processes on the Earth. It is neither possible or desirable to discuss all of them here. The discussion here is limited mainly to the groups of compounds selected by the UN ECE Task Forces on HMs and POPs.

2.1. Emissions of HMs.

The quantity of atmospheric emissions of HMs from anthropogenic sources depends upon:

- the contamination of fossil fuels and other raw materials,
- physico-chemical properties of HMs, affecting their behavior during the industrial processes; for example, affecting the evaporation of HMs from coal in the combustion furnace and then condensation on fine particles in exhaust gases,
- the technology of the industrial processes, and
- the type and efficiency of control equipment.

Various emission inventories for HMs have been made in Europe. The following conclusions can be drawn from these studies:

- pyrometallurgical processes in the primary non-ferrous metal industries are the major sources of atmospheric As, Cd, and Zn in Europe. Combustion of coal in utility and industrial boilers is the major source of anthropogenic Hg and combustion of leaded gasoline is still the major source of Pb. Little information is available on emission of heavy metals from various diffuse sources,
- the emission estimates so far were based on emission factors calculated for all source categories separately. It was recommended that emissions from major point sources, such as electric power plants, central heat plants, and primary smelters should be measured and not calculated on the basis of emission factors, and
- verification of the European emission estimates through their application in dispersion models and comparison of modeled atmospheric concentrations with measurements has indicated accuracy of emission estimates within a factor of 2.

2.2. POP emissions.

Pollution of the atmosphere in densely populated regions, such as the areas around the North Sea and the Baltic Sea, as well as remote locations, such as the Arctic by POPs including polychlorinated biphenyls (PCBs), DDT, hexachlorocyclohexane (HCH), chlordane, and toxaphene has been evident and its sources investigated. However, these studies are much more complex than similar investigations for HMs. There are several problems contributing to this complexity, including:

- large number of compounds to be considered,
 - large number of emission generating processes to be investigated,
 - partitioning between vapor and particle phase,
 - air/source exchange (deposition and then revolatilization), and
 - problems related to the changes in chemical profiles from source to receptor when developing methods for source identification.
-

Among various classes of POPs major emphasis has been placed to estimate emissions of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), PCBs, polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs), polychlorinated dibenzofurans (PCDFs) and a number of pesticides.

Source categories generating the largest amounts of PAHs, PCBs, PCDDs, and PCDFs include:

- various industrial processes,
- stationary fuel combustion,
- solid waste incineration,
- various uses,
- transportation, and
- various open sources.

It is believed that the reliability of emission data presented in Europe decreases in the following order:

Pb > Hg > Cd, PAHs > rest of HMs studied > PCBs, PCDDs, PCDFs > pesticides

3. Long-range transport and atmospheric deposition.

The results of long-term measurements of pollution of the North Sea and Baltic Sea waters lead to the conclusion that as much as 50 % of Pb and Hg and between 30 and 50 % of As, Cd, Cr, Cu, Ni, and Zn enter these waters through atmospheric deposition. Atmospheric Hg is primarily in the vapor phase with more than 80 % of the compound in an elemental form.

The picture for POPs is rather unclear due a to lack of reliable measured data. For many of the compounds, the atmospheric pathway is poorly understood. However, an indication on the potential for regional or global long-range transport of a given POP compound can be obtained from estimates of its atmospheric residence time, defined as the time after release into the atmosphere in which half of the compound is still airborne and in the same chemical state. General information on meteorological conditions is also needed. Estimated atmospheric residence times for gas-phase reactions of several POPs with OH radicals range from a few hours to nearly half a year. Thus, the ratios of compounds change in travelling from source to receptor. The half-life based on reaction with OH radicals does not include information on removal by wet and dry deposition. A crude estimate of actual life-time can be obtained by considering chemical reactivity of a given element and its dry and wet deposition processes. The atmospheric life-time, however, should not be overemphasized as POPs may cycle through the environment. They may be transported at long distances through emissions and evaporation in warmer regions, repeated cycles of atmospheric transport, deposition, and re-emission and finally accumulation in colder regions.

Recent studies of the origin of the Arctic air pollution have concluded that between 3 and 14 % of the total emissions of As, Cd, Pb, Zn, V, and Sb in all of Eurasia is deposited in the Arctic. Evidence of POPs in the European Arctic and concern about their potential effects were outlined in many studies. While no major sources of organochlorines are present in the North, these contaminants have been found in the arctic air, surface sea water, suspended sediments, snow, fish, marine mammals, seabirds, terrestrial animals, and humans. Long-range transport within air masses is one of the three most important pathways of pollutants reaching the Arctic, in addition to long-range transport within rivers and ocean currents.

The above examples of studies on the origin of HMs and POPs in various parts of the globe come to the same conclusion that HMs and POPs emitted into the atmosphere are transported long distance and that atmospheric deposition is an important pathway for contamination of the terrestrial and aquatic ecosystems by these compounds worldwide. More soluble species can be stored in the oceans for very long time and transported according to the oceanic circulation. Therefore, an ecosystem approach rather than atmospheric transport alone should be considered for volatile HMs and particularly for POPs.

4. Final remarks.

Significant progress has been made during the past two decades to obtain information on emission sources and source fluxes for HMs and POPs, their transport within air masses, and atmospheric deposition to various surfaces of the aquatic and terrestrial ecosystems. This progress accounts for both development of assessment tools and presentation of quantitative evaluations.

While much has been done, currently available assessments of emission fluxes of HMs and POPs are still far from being accurate. Information on physical and chemical transformations of HMs and POPs during the air mass transport under various meteorological conditions and parameters affecting their wet and dry deposition needs further improvement.

THE EFFECT OF HISTORICAL EMISSION CHANGES AND METEOROLOGICAL VARIABILITY ON SULPHUR LOADINGS IN EUROPE

Sophia Mylona

EMEP MSC-W, Norwegian Meteorological Institute, P.O.Box 43, Blindern, N-0313 Oslo, Norway

ABSTRACT

Acidification of terrestrial and aquatic ecosystems in Europe has a history of several decades. In order to evaluate the role of atmospheric sulphur loading in the environmental degradation over the years it is necessary to study the historical development of the air concentration and deposition of oxidised sulphur. Recognising that the acidifying potential of sulphur concentrations and depositions is determined by the combined action of emissions, meteorological conditions and the presence of oxidants, it follows that investigation should focus on the long-term effect of emission changes, meteorological variability and the changing oxidising capacity of the atmosphere.

The purpose of this study is to show the way and the extent to which the concentration and deposition patterns of oxidised sulphur in Europe have been affected by changes in the spatial and temporal distribution of anthropogenic sulphur dioxide emissions and meteorological conditions throughout the period 1880-1991. This work can shed light on problems related to the development of acidification and the causes of observed environmental effects. It can also support research into climate change since sulphate aerosol particles affect the radiative budget of the Earth.

A historical emission inventory for sulphur dioxide is compiled for Europe based on energy and industry statistics. The estimated emissions are used as input to the sulphur module of the EMEP/MS-CW acid deposition model. Assuming the same meteorological conditions over the years, model calculations reveal the dramatic influence of emissions on sulphur budgets with maximum air concentrations and depositions over the industrialised regions of north-western and central Europe.

The effect of interannual meteorological variability is investigated on the basis of daily gridded data of the Mean Sea-Level Pressure (MSLP) over Europe available since 1881. Various meteorological variables are derived from MSLP such as meridional and zonal indices, an approximate expression for relative vorticity and its rate of change, and the rate of change of MSLP itself. These variables are analysed together with modelled sulphur concentrations and depositions by means of a multivariate technique, Partial Least Squares Regression (PLS-R), based on Principal Component Analysis (PCA) theory. Results so far indicate that the meteorological influence can be very important in many regions across Europe and should by no means be disregarded when the evolution of the air quality is sought. The ultimate goal is to predict, within the limits of the uncertainties involved, the air concentration and deposition of oxidised sulphur in the past from both available historical meteorological information and estimated historical sulphur emissions.

Utvikling av kalibreringsfaktorer for mose (*Hylocomium splendens*)

Torunn Berg
Norsk institutt for luftforskning (NILU)
Pb. 100, 2007 Kjeller

1. Innledning

Atmosfærisk nedfall av sporelementer i Norge blir kartlagt geografisk hvert 5. år (1977, 1985, 1990, 1995) ved å analysere biomonitormoser (*Hylocomium splendens*) (Steinnes *et al.* 1992, 1994; Berg *et al.* 1995a). Dette er en del av et internordisk program (Rühling *et al.*, 1987), som gradvis har blitt utvida til andre deler av Europa (Rühling *et al.*, 1992; Rühling, 1994). I 1995 deltok hele 32 land i denne kartlegginga. I Norge har moseundersøkelsene også blitt brukt som grunnlag for å utvikle spesielle miljøindikatorer for atmosfærisk langtransport av tungmetaller (Berg *et al.* 1996).

Grunnen til at enkelte moser kan brukes som biomonitor for atmosfærisk nedfall er at de mangler røtter og tar opp vatn og næring direkte fra lufta (via våt- og tørr-avsetning). På samme måte har mosene stor evne til å ta opp mange sporelementer fra løsnings (Rühling og Tyler, 1970).

Data fra moseundersøkelser 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. Med utgangspunkt i moseundersøkelsen i 1990 vart det vist 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 (Berg *et al.* 1995). 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.

Bakgrunnen for at det har vært interessant å gjøre ei ny undersøkelse av sammenhenger mellom mosekonsentrasjoner og nedfall er bl.a. følgende: Bedre analyseteknikk har gjort det mulig å måle lågere konsentrasjoner av de fleste elementer. I den forrige undersøkelsen var det mye "mindre-enn verdier" i datasettet, noe som førte til at spesielt nedfallsestimatene vart usikre for en god del elementer. I dette arbeidet er det brukt data fra 13 bakgrunnstasjoner i forhold til seks i overnevnte. Mosene er stort sett plukka innenfor en radius på 0.5 km fra nedbørsamlerne. Forrige gang vart det brukt data fra den ordinære moseundersøkelsen, og prøvene var plukka opp til 50 km fra nedbørsamlerne. To årskudd av mosene er kalibrert mot nedfallsdata for to år, i motsetning til tre årskudd av mosen og et års nedfallsdata forrige gang. I dette manuskriptet blir de første resultatene på kalibreringsfaktorer vist. I nærmeste framtid skal det også komme fram resultater om sjøsalters innvirkning på opptak av elementer i moser og evt. sesongvariasjoner i konsentrasjoner. *Hylocomium splendens* skal også kalibreres mot den andre mosen som er anbefalt brukt i den internordiske

moseundersøkelsen (*Pleurozium schreberi*), for å finne ut om data fra de to mosene uten videre kan sammenliknes.

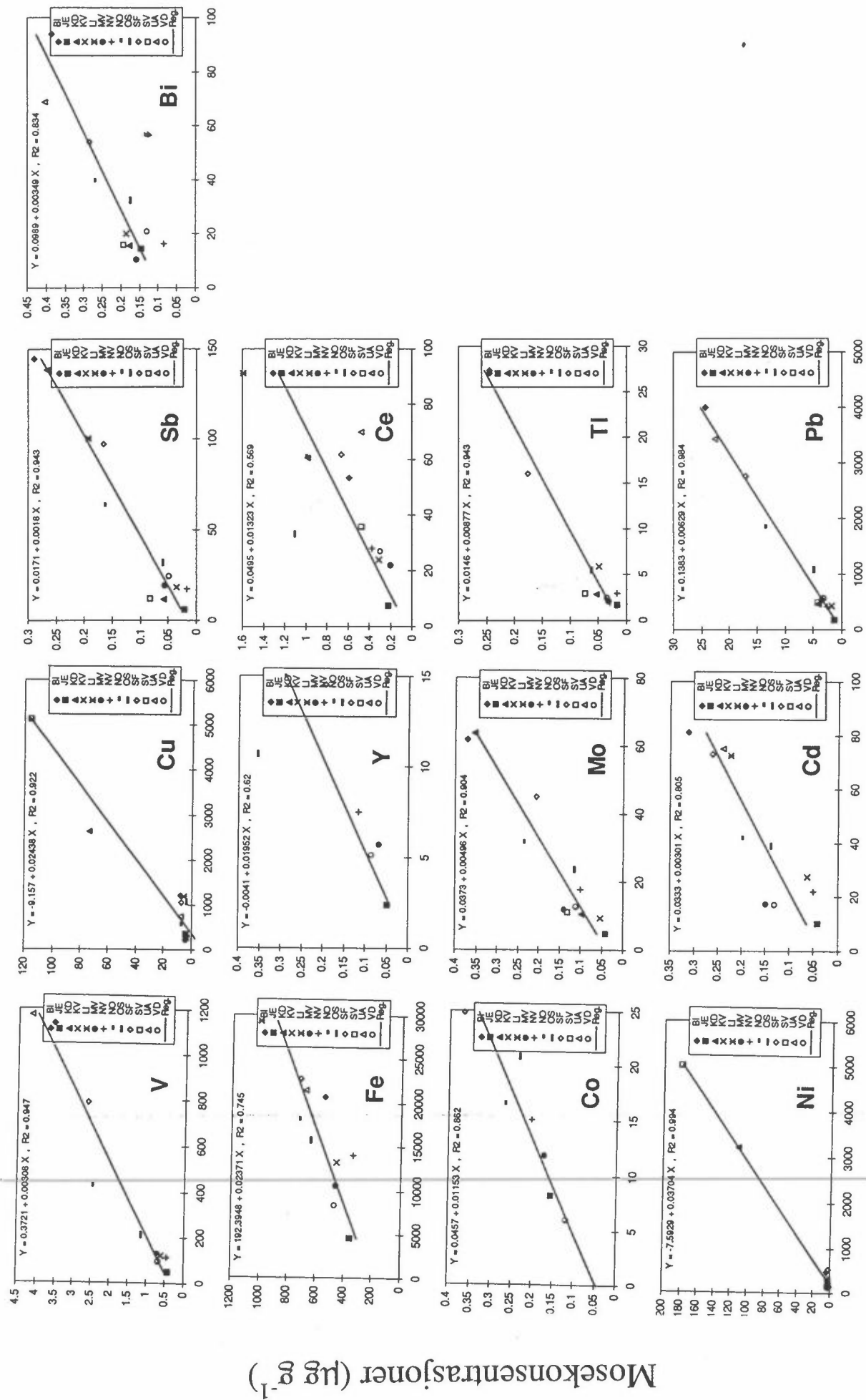
Eksperimentelt

Nedbørsprøver vart samla inn ukentlig i toårsperioden 1.7.93 - 1.7.95 ved 13 av NILUs bakgrunnstasjoner (Lista, Ualand, Birkenes, Solhomfjell, Møsvatn, Nordmoen, Osen, Valdalen, Kårvatn, Namsvatn, Jergul, Svanvik, Karpdalen). Prøvene vart analysert med ICP-MS (Fisions PQ2+) for 55 elementer (Li, Be, Mg, Al, Ca, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ga, As, Rb, Sr, Y, Zr, Nb, Mo, Ru, Rh, Pd, Ag, Cd, Sn, Sb, Cs, Ba, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu, Hf, Ta, W, Ir, Pt, Ge, Tl, Pb, Bi, Th, U). Moseprøver (*Hylocomium splendens*) vart samla inn ved fem lokaliteter rundt de samme 13 bakgrunnsstasjonene sommeren 1995. De to siste årsskudda vart dekomponert med HNO₃, og analysert med ICP-MS for de samme elementene som nevnt ovenfor.

Resultater og diskusjon

Plott over sporelementkonsentrasjoner i nedbør som funksjon av de samme elementene i mose er vist i figur. Moseverdiene som er brukt er middelveidien av elementkonsentrasjonene i de fem moseprøvene som vart samla inn ved hver bakgrunnstasjon. Lineær regresjon vart brukt, og signifikante sammenhenger vart funnet for V, Fe, Co, Ni, Cu, Y, Mo, Cd, Sb, Ce, Tl, Pb og Bi. De fleste av disse elementene (V, Cu, Mo, Cd, Sb, Tl, Pb, Bi) har atmosfærisk langtransport som hovedkilde. Fe, Co Y og Ce har jordstøv som hovedkilde. For flere av elementene måtte enkelte av stasjonene tas vekk før kalibreringsfaktorene vart estimert. Dette gjaldt spesielt Lista, Svanvik og Karpdalen. På Lista vart det målt altfor låge konsentrasjoner av en del elementer i forhold til våtavsetninga av de samme elementene. Dette skyldes trolig at sporelementene i mosen blir bytta ut med sjøsaltkationer. I Svanvik og Karpdalen vart det funnet alt for høge konsentrasjoner i mosen av de elementene som slippes ut fra Cu-Ni smelteverkene på Kola halvøya. Dette kommer sannsynligvis av at store deler av disse elementene kommer ned som tørravsetning, og at mosene tar opp en del av denne. På grunn av at det flere uker av året ikke faller nedbør i Svanvik, blir nedfallsverdiene forholdsvis mindre enn moseverdiene. For Cu og Ni er imidlertid Svanvik og Karpdalen likevel tatt med, da det ellers ikke vart funnet noen signifikant sammenheng for disse elementene. Korrelasjonen er veldig god for Ni og rimelig bra for Cu, og kalibreringsfaktorene for disse elementene kan derfor trolig brukes til å estimere bulknedfall for dette spesielle området i Sør-Varanger.

I den forrige undersøkelsen som vart gjort på kalibreringsfaktorer her i Norge (Berg *et al.* 1995), vart det funnet sigifikante sammenhenger for Cu også uten at det var med noen stasjon fra Sør-Varanger. Dette gjaldt også for Zn. Mosen inneholder et veldig høgt naturlig bakgrunnsnivå av disse elementene som trolig skyldes essensielle funksjoner for Zn og Cu i mosen. Med så høge bakgrunnsnivåer og en stadig mindre antropogen tilførsel av disse elementene, er det ikke vanskelig å forstå at det i dag er vanskelig å finne sammenhenger mellom mosekonsentrasjoner og nedfall for disse elementene.



Årlig våtavsetning (ug m⁻²)

Mosekonsentrasjoner (ug g⁻¹)

Fig. Kart over sporelementkonsentrasjoner i mose (ug g⁻¹) som funksjon av atmosfærisk nedfall (ug m⁻² år⁻¹).

Litteratur

- Berg T., Røyset O., and Steinnes E.: 1995a, 'Atmospheric trace element deposition: Principal component analysis of ICP-MS data from moss samples', *Environmental Pollution* **88**, 67-77.
- Berg T., Røyset O., and Steinnes E.: 1995b, 'Moss (*Hylocomium splendens*) used as biomonitor of atmospheric trace element deposition: estimation of uptake efficiencies', *Atmospheric Environment* **29**, 353-360.
- Berg T., Pedersen U. and Steinnes E. 1996, 'Environmental indicators for long-range atmospheric transported heavy metals based on national moss surveys', *Environmental Monitoring and Assessment* **84**, 1-7.
- 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., 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 analysis'. Copenhagen, Nordic Council of Ministers (NORD 1987:21) 44pp.
- Rühling, Å., Brumelis, G., Goltsova, N., Kviatkus, 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', Copenhagen, Nordic Council of Ministers (NORD 1992:12).
- Rühling, Å. (ed.): 1994, 'Atmospheric heavy metal deposition in Europe', Copenhagen, Nordic Council of Ministers (NORD 1994:9).
- Steinnes E., Rambæk J.P. and Hanssen J.E.: 1992, 'Large scale multi-element survey of atmospheric deposition using naturally growing moss as biomonitor', *Chemosphere* **25**, 735-752.
- Steinnes E., Hanssen J.E., Rambæk J.P. and Vogt N.B.: 1994 'Atmospheric deposition of trace elements in Norway: Temporal and spatial trends studied by moss analysis', *Water, Air and Soil Poll.* **74**, 121-140.
-

Er kvikksølv et miljøproblem i Norge ?

Eiliv Steinnes

Kjemisk institutt
Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU)
7034 Trondheim

Helt siden slutten av 1950-tallet har det vært betydelig oppmerksomhet omkring kvikksølv som et miljøproblem i lokal skala. Omfattende bruk av kvikksølvforbindelser i industri og landbruk medførte dokumenterte forgiftningstilfeller både hos mennesker og dyr. Etter hvert ble kvikksølvforbindelsene erstattet med andre kjemikalier, og utslipp til luft og vann fra spesielle problembedrifter ble sterkt redusert. Dette har ført til at kvikksølv i Norge og mange andre land har hatt relativt liten oppmerksomhet i senere tid som miljøproblem både fra myndigheter og forskere.

Undersøkelser i andre land har imidlertid vist at kvikksølvproblemet hadde dimensjoner langt ut over det lokale nivå. I Sverige har ferskvannsfisk som gjedde vist seg å ha et høyt kvikksølvnivå over det meste av landet, også i stor avstand fra eksisterende og tidligere industrier. Det faktum at Hg i fisk i hovedsak foreligger som metylkvikksølv, den giftigste formen av elementet, gjør at man betrakter dette som en betydelig helserisiko for grupper i befolkningen. Man har derfor i Sverige hatt en betydelig forskningsvirksomhet gjennom hele 1980-tallet sentrert om kvikksølv som miljøgift, med stor vekt på oppførselen i naturlige systemer. Etter hvert er også fagfolk fra andre land som Canada, USA, Tyskland og Finland kommet sterkt med i denne forskningen, og det er i dag enighet om at kvikksølvkontaminering av luft, jord og vann er et globalt problem.

Det eksisterer et naturlig kretsløp der elementært kvikksølv, Hg (0), avgis i dampform til atmosfæren fra ulike prosesser og dermed gir opphav til en viss bakgrunnskonsentrasjon i luft. Man regner imidlertid med at det totale kvikksølvnivået i luft globalt har økt med ihvertfall en faktor på 3 i industriell tid. Det som i tillegg er blitt klarlagt, er at utslipp av kvikksølv til luft fra antropogene høytemperaturprosesser i stor grad skjer som oksidert kvikksølv, Hg (II). Dette er den formen av uorganisk kvikksølv som er gjenstand for metylering i naturen og dermed fører til akkumulering av metylkvikksølv i næringskjeder. Hg (II) bindes sterkt til organisk materiale, f. eks. humusforbindelser, og akkumuleres derfor i jordsmonn og sedimenter, der forholdene er gunstige for mikrobiell metylering. De viktigste bidragene til kvikksølvutslipp i luft kommer fra forbrenning av kull og andre fossile brensler, men også kloralkali-industrien, metallframstilling fra sulfidmalm og avfallsforbrenning gir betydelige bidrag. Forbrenning i

nærvær av klorid fremmer oksidasjon av Hg (0) til Hg (II), mens forbindelser av nitrogen og svovel ikke har tilsvarende effekt. Omsetningen av Hg (II) og dermed metylkvikksølv i naturen i industriell tid har muligens økt i vesentlig større grad enn det økningen av total Hg i luft skulle tilsi.

De mest velkjente problemene med kvikksølv i naturen er knyttet til ferskvann. Innsjøer tilføres Hg (II) såvel som metylkvikksølv gjennom atmosfærisk nedfall og ved avrenning fra nedbørfeltet. I de fleste innsjøer er bidraget fra nedbørfeltet det viktigste. Transporten av Hg skjer i alt vesentlig med humusforbindelser, og har dermed sterk sammenheng med nedbrytning av organisk materiale i jordsmonnet. Prosesser som innvirker på nedbrytningshastigheten av jordas humussjikt må derfor forventes å ha betydning for Hg-fluksen fra land til vann. Metylkvikksølv som tilføres ved avrenning eller produseres mikrobielt fra Hg (II) i vannfasen eller sedimentet vil lett tas opp i den akvatiske næringskjeden og gi høye nivåer hos topppredatorer. Fisk som gjedde og til dels abbor er utsatt for dette, men en art som aure eksponeres i langt mindre grad. De fleste undersøkelser har vist høyere Hg-konsentrasjoner i fisk ved lavere pH i vannet.

Forsøk på å modellere kvikksølvomsetningen i regional og global skala tyder på at med dagens utslippsnivå vil problemene i ferskvann øke i tiden framover. Betydelige utslippsreduksjoner til luft er nødvendig for å snu denne trenden.

I Norge har kvikksølv vært et lavt prioritert felt i forskningen i seinere år. De fleste rapporterte undersøkelser skriver seg fra 1960- og 1970-tallet, og er konsentrert om lokale forhold knyttet til utslipp fra treforedlingsbedrifter, kloralkali-fabrikker og metallindustri. De forskere i Norge i dag som arbeider med spørsmål omkring kvikksølvforurensning, kan telles på en hånd. Påviste problemområder er sterkt kontaminerte sedimenter i vassdrag og fjorder nær industriutslipp, men disse problemene har som regel begrenset omfang. Regionale kartlegginger av kvikksølvnivå i ferskvannsfisk har vært lite systematiske, og er stort sett begrenset til det sørlige Østlandet. Lite er kjent om nivåer i fisk og andre organismer i øvrige deler av Norge. Eksisterende data antyder imidlertid at problemene har betydelig mindre omfang enn i vårt naboland i øst. Fisk i små sjøer på Sørlandet viser f. eks. moderate kvikksølvnivåer.

Et spesielt problem knytter seg til oppdemte innsjøer og magasiner, der undersøkelser blant annet i Canada og Finland har påvist høye kvikksølvnivåer i fisk, noe som sannsynligvis har sammenheng med akkumulert Hg i overflatesjiktet av den jorda som blir neddemt. Dette er et forhold som ikke er studert i Norge overhode.

I de siste få år er det gjort målinger på atmosfærisk nedfall av kvikksølv i Norge, ved analyse av nedbør eller mose. Disse viser lavere nivåer enn i land som ligger sør for oss, men det er et tydelig bidrag fra atmosfærisk langtransport. Nedfallsmønsteret synes imidlertid å avvike en del fra det man har erfart for andre tungmetaller som er typiske for "sur nedbør". Naturlig jordsmonn er i noen grad kontaminert over hele landet, men i mindre grad enn i Sverige. Det kan likevel være grunn til å forsøke å kvantifisere forurensningsbidraget av kvikksølv til våre terrestriske og akvatiske miljøer, og undersøke mer systematisk enn hittil om det finnes tilfeller der nivåene i f. eks. ferskvannsfisk er så høye at det er grunn til uro. Andre antatte behov for særlige undersøkelser vil bli tatt opp i foredraget.

SVOVEL OG NITROGENTILFØRSEL - JORDFORSURING OG PLANTENES NÆRINGSTILGANG

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

I økologisk sammenheng er jorda av størst interesse som vekstmedium for planter og som et medium som påvirker kvaliteten av grunnvann og overflatevann. I denne sammenheng skal vi se på hvordan økningen i deposisjonen av svovel (S), nitrogen (N) og hydrogenioner (H^+) påvirker jorda som vekstmedium for planter.

Interaksjon mellom jord og planter.

Det er vel kjent at plantene påvirkes av jordegenskapene. Jordas evne til å hold på vann og tilgjengelige næringsstoffer, og jordfysiske forhold som porøsitet, struktur o.l., er av fundamental betydning for plantene. Men plantenes evne til å utnytte de eksisterende jordegenskapene varierer sterkt mellom ulike plantearter og grupper av planter. Noen planter trenger tilgang på mye vann og mye plantenæringsstoffer (edellauvskogsamfunn) mens andre klarer seg med lite av begge delene (lavskogsamfunn). Noen planter er kalkelskende (calcicole planter), mens andre klarer seg i kalkfattig, sur jord (calcifuge planter). Calcicole og calcifuge planter tar opp N i forskjellig form. De calcicole tar det opp hovedsakelig i form av nitrat (NO_3^-) mens de calcifuge plantene tar det opp hovedsakelig i form av ammonium (NH_4^+). Siden N er det plantenæringsstoffet som tas opp i størst mengder, har calcicole planter bedre balanse mellom kationer og anioner i næringsopptaket enn calcifuge planter som har et større opptak av kationer enn anioner. Plantene utligner et større opptak av kationer ved å skille ut H^+ ioner. Derfor forsurer calcifuge planter jorda sterkere enn calcicole planter. Dette må sees på som en økologisk tilpasning til et surt voksested. Her mineraliseres organisk N til NH_4^+ , men den videre N-omsetningen til NO_3^- hemmes p.g.a. sur jord.

Syreproduksjonen fra røttene fører til at forvittringshastigheten og frigjøringen av andre plantenæringsstoffer øker. Toleransen overfor sur jord innebærer også at de calcifuge plantene nødvendigvis må ha bedre beskyttelsesmekanismer og toleranse overfor høye konsentrasjoner av aluminium (Al) i jordvæsken enn de calcicole plantene. Både evne til å produsere syre slik at forvittringshastigheten øker og toleranse overfor sure forhold og høye Al-konsentrasjoner, må sees på som en økologisk tilpassing for å utnytte næringsfattige og sure jordmonn.

Plantenes tilpasning til sur jord viser at de ikke bare er avhengig av egenskapene i jorda, men at jorda også blir påvirket av plantene (eller mer generelt av organismene). Organismene er en av fem faktorer (de andre er mineralmaterialet, klimaet, tiden for jordsmonndannelse, topografien) som former jordsmonnet og egenskapene ved dette. Organismenes viktigste funksjon for jorda, er å tilføre organisk materiale. I næringsrik jord der plantesamfunnene gir strø som brytes lett ned, omsettes dette raskt og forholdsvis fullstendig til karbondioksid, vann og mineralnæringsstoffer. På næringsfattig jord vokser lyngarter og bartrær som produserer strø som brytes sent ned og danner ufullstendig omsatt humus. Under den ufullstendige nedbrytningen produseres organiske syrer som også øker forvitringen av mineralmaterialet og frigjør næringselementer og andre stoffer f.eks. Al. Dette viser en økologisk tilpasning til, eller evne til å utnytte, et næringsfattig voksested der bare de mest konkurransedyktige plantene klarer seg.

Virkingen av sur nedbør på jord

Sur nedbør bringer med seg svovelsyre, salpetersyre og små mengder saltsyre som alle dissosierer i et anion og H^+ -ion. Kjemiske egenskaper i jorda gjør at hverken NO_3^- eller klorid (Cl^-)

bindes til jordpartiklene under våre jordbunnsforhold. Men NO_3^- vil normalt bli tatt opp av vekstene, og på den måten vil lite av det N som tilføres, bli vasket ut av jorda. Plantene har ikke behov for Cl^- , og det vaskes derfor lett ut av jorda ved nedbøroverskudd. Sulfat (SO_4^{2-}) kunne teoretisk bli bundet bedre til jordpartiklene, men en rekke undersøkelser i Norden har vist at mesteparten av det som tilføres, vaskes ut før eller senere. Sulfat oppfører seg derfor også som et mobilt anion, og ved nedbøroverskudd vil det som andre mobile anioner, trekke med seg ekvivalente mengder kationer ut av jorda. Kationene som vaskes ut finnes i hovedsak adsorbent til jordpartiklene. Jordas evne til å adsorbere kationer kalles kationbyttekapasiteten (CEC). Andelen basekationer som adsorberes i forhold til CEC er basemetningsgraden. Jo høyere jordas basemetningsgraden er, jo større andel utgjør basekationene av den totale mengden kationer som vaskes ut. Omvendt, jo surere jorda og jo lavere basemetningsgraden er, jo større andel av sure kationer (H^+ og Al^{3+}) vil vaskes ut.

Det er liten faglig uenighet om de prosesser som er nevnt ovenfor. Derfor kunne en kanskje tenke seg at den sure nedbørens virkning på jord ville være forholdsvis enkel å beregne. Men det er den ikke, og det er mange årsaker til:

- Som nevnt varierer næringsinnholdet i jord sterkt fra sted til sted. Derfor varierer utvaskingen av ioner og forsuringen av jorda tilsvarende.
- I jorda finnes en rekke buffersystemer som i større eller mindre grad kan nøytralisere syretilførselen fra atmosfæren: Anionadsorpsjon, opptak av anioner i biomassen, bikarbonatbufning og bufning fra Al og jern (Fe) hydroksider.
- Næringsstoffer som tapes ved økt utvasking, kan også tilføres jorda - fra atmosfæren (sjøsalt, jordstøv, alkalisk støv fra industri o.l.), ved nedbrytning av organisk materiale og påfølgende mineralisering av næringsstoffer og ved økt forvitring av mineralmaterialet. På denne måten kan et økt utvaskingstap kompenseres i større eller mindre grad.

Det er vanskelig å kvantifisere alle de prosessene som er nevnt. Dermed er det også vanskelig å kvantifisere virkningen av sur nedbør på jordkjemien. Forskjellige metoder er benyttet:

- Forsuringsforsøk i felt og laboratorier, som vanlige feltforsøk eller som lysimeterforsøk.
- Gjentatte prøvetakinger og analyser av jord over tid (overvåkningsundersøkelser og andre).
- Regionale undersøkelser der forskjeller i kjemiske jordegenskaper er sett i sammenheng med variasjoner i deponisjonen av luftforurensninger.
- Beregninger av protonproduksjonen i jord og sammenligning med tilførselen fra atmosfæren.
- Modellberegninger

Det er ikke mulig å komme inn på alle undersøkelsene. Men under TVLF/Tålegrense-seminaret i 1994 ble resultatene oppsummert. Konklusjonen synes å være at den sure nedbøren sannsynligvis hadde senket jord pH i overflate sjiktet med 0,1-0,2 pH enheter (Stuanes 1994). Nesten alle undersøkelsene er utført i forholdsvis næringsfattige og sure jordsmonn. I mer næringsrike jordsmonn er det grunn til å anta at endringene vil være mindre p.g.a. av sterkere bufning og større ionekapital.

I lysimeterundersøkelser er det funnet at Ca og Mg er de plantenæringsstoffene som blir utsatt for den sterkeste utvaskingen ved påvirkning av sur nedbør (Abrahamsen et al. 1994). I forsøk i laboratorier og felt er det i tråd med dette funnet at det er innholdet av utbyttbart Ca og Mg som går sterkest tilbake ved tilførsel av kunstig sur nedbør eller ved annen kunstig forsuring (Tamm & Popovic 1989, Stuanes & Abrahamsen 1994, Tamm & Popovic 1995). I noen undersøkelser fra de nordiske landene er det dessuten antydning at det kan bli for lite av kalium (K) (Raulund-Rasmussen 1989). Kalium sirkuleres imidlertid intenst i økosystemet og i de norske feltforsøkene er det intet som tyder på at K-situasjonen forverres ved forsuring. Tvert om er det en tendens til større tilgang på K når jorda blir surere noe som kan skyldes økt forvitring av K-holdige mineraler. Økt surhet i jorda vil teoretisk sett kunne føre til at noen anioner slik som HPO_4^- , kan bindes så sterkt at de blir utilgjengelig for plantene. Derfor kan en også tenke seg at forsuringen vil

føre til redusert tilgangen på plantetilgjengelig fosfor (P). Det har også av og til blitt antydnet at mangel på bor (B) kan være forårsaket av den sure nedbøren, men det er ingen undersøkelser som viser at dette er et problem som er knyttet til forsuringen fra atmosfæren.

Det har vært kjent i lang tid at Al-ioner kan være giftig for planter og at de kan virke antagonistisk på opptaket av basekationer. Aluminium vil frigjøres i økende grad dersom jorda blir surere. Dette kommer dels av en hydrolyse av Al hydroksider, dels av at Al i de fleste jordarter utgjør en viktig del av den utbyttbare aciditeten. Utbyttbar aciditet er den delen av CEC som ladningsmessig er okkupert av H⁺ eller Al-ioner. Det er ingen langtidsundersøkelser fra Norden som tyder på at mengden av Al-ioner i jordvæsken har økt i tråd med den sure nedbøren. Men i de før nevnte lysimeterundersøkelsene ble det funnet at konsentrasjonene av tot.-Al i sigevannet økte drastisk når pH i den kunstige nedbøren sank fra pH 3 til pH 2 (Abrahamsen et al. 1994). Men konsentrasjonene økte også noe når pH ble senket fra pH 4 til pH 3 (Tabell 1).

Tabell 1. Volumveid konsentrasjon av Al (µM) i sigevann fra lysimetre med svakt podsolert jord (Inceptisol). Lysimetrene ble vannet med kunstig nedbør med pH fra 6 til 2 og med vannmengder som svarte til 250 (50 mm/måned) eller 2500 (500 mm/måned) mm pr. år. Forsøkene gikk i ca. 5 år (Abrahamsen et al 1994).

pH i kunstig nedbør	pH 6	pH 4	pH 3	pH 2
Forsøk 1, 50 mm/måned	72	68	118	953
Forsøk 2, 50 mm/måned	69	134	114	1245
Forsøk 3, 500 mm/måned	-	37	169	-

Forholdet mellom Ca²⁺ og Al i jordvæsken er ofte nevnt som en kritisk faktor for plantenes trivsel. I lysimeterforsøkene ble Ca/Al forholdet tydelig påvirket av tilførselen av den kunstige sure nedbøren, men det var bare der det ble tilført "regn" med pH 2 at Ca/Al-forholdet sank under 1. Ca/Al-forholdet sank imidlertid også i de andre behandlingsleddene med syretilførsel etter hvert som forsøket ble eldre og mer syre ble tilført.

Virkningen av sur nedbør på planter

Under norske forhold kan en stort sett utelukke at konsentrasjonene av luftforurensninger i gassform er så høye at skader på planter kan oppstå. Et unntak må antakelig gjøres for ozon (O₃) og også for enkelte områder i nærheten av industri der det f.eks. slippes ut hydrogenfluorid (HF) og svoveldioksid (SO₂). Skadevirkningene av den sure nedbøren på planter vil derfor stort sett begrenses til slike som virker via jord og som enten påvirker tilgangen på plantenæringsstoffer eller som fører til ugunstige konsentrasjoner av giftige metaller og i første rekke Al.

Skader av sur nedbør på skog og andre planter er nå studert i mer enn 20 år i Norge. Undersøkelsene har tatt for seg skogstrærs reaksjon på jordforsuring. Opprinnelig vare til hensikten å se om trærnes årringutvikling var forskjellig i områder med ulik belastning av forurensninger. Årringutviklingen ble også undersøkt på ulike jordsmonn der innholdet av næringsstoffer var forskjellig. Undersøkelsene viste ingen effekter som kunne relateres til syredeposisjonen.

P.g.a mangel på påviselige effekter, ble skogundersøkelsene lagt om i eksperimentell retning. Forsuringsforsøk med skogstrær fra småplantstadiet til gammel skog ble anlagt både i felt og i laboratorier/veksthus. Resultatene kan sammenfattes på følgende måte (Tveite et al. 1994):

- Tilførsel av fortennet svovelsyre ga ikke tydelige veksteffekter de første årene, men det var en tendens til økt vekst i sterkt forsurede ruter. Dette vurderes som en artefakt.
- På lengre sikt avtok veksten i de sterkt forsurede ruter. Behandling med pH 3 "regn" ga isolert sett ikke statistisk sikker nedgang i veksten, men forsøkene gir ikke grunnlag for å forkaste hypotesen om en lineær nedgang i trærnes vekst med økt syretilførsel.

- Utilstrekkelig tilgang på Mg synes å være årsak til vekstreduksjon i sterkt forsurede ruter i forsøk med furu.
- Høye Al-konsentrasjoner i jordvæsken kan være årsaken til vekstreduksjon i forsøk med gran.

Forsøkene som er referert har bare tatt for seg effekten av svovelsyre. Virkningen av N tilførselen ble ikke undersøkt. Tallrike gjødslingsforsøk i de nordiske landene har imidlertid vist at våre skoger har underoptimal tilgang på N. Forsøk som ble anlagt i 1950 og 1960 årene viste at den årlige tilveksten i skogen stort sett økte med ca. 2 m³/ha i en 5 års periode etter gjødsling med 150 kg N/ha. Hypotesene om såkalt N-metning har imidlertid ført til utsagn om at skogen ikke lenger reagerer «positivt» på N tilførsel og at NO₃⁻ derfor vil bli vasket ut i økende grad. Nyere forsøk med N-tilførsel tyder imidlertid fortsatt på at N tas opp av vegetasjonen og fører til økt vekst i samme grad som tidligere antatt (Nilsson & Wiklund 1992, 1994, Nilsen & Abrahamsen 1996). N-tilførselen vil imidlertid også øke behovet for andre plantenæringsstoffer og p.g.a. jordforsuringen er det grunn til å se spesielt på tilgangen på Mg og P. Så langt er det imidlertid ingen forsøk fra Skandinavia som tyder på at Mg eller P-situasjonen begynner å bli kritisk for våre skoger (Nilsen & Abrahamsen 1996). Det er også grunn til å peke på at økt opptak av andre næringsstoffer slik som Ca, Mg og K vil føre til mindre tap av disse stoffene i form av utvasking (Eriksson et al. 1994).

Litteratur

Abrahamsen G, Stuanes AO, Sogn TA, 1994. Monolith lysimeters. I Abrahamsen G, Stuanes AO, Tveite B (eds.). Long-term experiments with acid rain in Norwegian forest ecosystems. 239-286. Ecological Studies 104. Springer-Verlag, New York.

Eriksson HM, Berden M, Rosen K, Nilsson I, 1994. Long-term application of ammonium nitrate and superphosphate in a Norway spruce stand in central Sweden OPL 381:1-12

Nilsen P, Abrahamsen G, 1996. Nutrient balance in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) forest. 5. Tree growth in a field plot experiment. Water, Air, and Soil Pollution (under trykking).

Nilsson L-O, Wiklund K 1992. Influence of nutrient and water stress on Norway spruce production in south Sweden - the role of air pollutants. Plant and Soil 147:251-265

Nilsson LO, Wiklund K, 1994. Nitrogen uptake in Norway spruce stand following ammonium sulphate application, fertigation, irrigation, drought and nitrogen-free fertilisation. Plant and Soil 164:221-230

Raulund-Rasmussen K., 1989. Effect of artificial acid rain and liming on the base status in an acid forest (*Picea abies* (L.), Karst.) soil (Typic Haplohumod). Scand. J. For. Res. 4:417-425.

Stuanes AO, 1994. Naturlig og antropogen jordforsuring - hvor står vi? I Fløisand I & Johannessen T. Lufttransporterte forurensninger - Tilførsler, virkninger og tålegrenser. 71-77. Naturens Tålegrenser, Miljøverndepartementet, NILU OR 17/94

Stuanes AO, Abrahamsen G, 1994. Soil chemistry. I Abrahamsen G, Stuanes AO, Tveite B (eds.). Long-term experiments with acid rain in Norwegian forest ecosystems. 37-100. Ecological Studies 104. Springer-Verlag, New York.

Tamm CO, Popovic B, 1989. Acidification experiments in pine forests. National Swedish Environmental Protection Board, Report 3589, 125pp.

Tamm CO, Popovic B, 1995. Long-term experiments simulating increased deposition of sulphur and nitrogen to forest plots. Ecological Bulletins 44:301-321.

Tveite B, Abrahamsen G, Huse M, 1994. Trees: Growth. I Abrahamsen G, Stuanes AO, Tveite B (eds.). Long-term experiments with acid rain in Norwegian forest ecosystems. 180-203. Ecological Studies 104. Springer-Verlag, New York.

Akkumulering av nitrogen - en kritisk parameter for beregning av tålegrenser for nitrogen i skog.

Trine A. Sogn, Arne O. Stuanes og Gunnar Abrahamsen
 Institutt for jord- og vannfag, Norges landbrukshøgskole, N-1432 Ås.

Innledning

Akkumulering av nitrogen (N) er en kritisk parameter for beregning av tålegrenser for N i skog. I mangel av gode data for beregning av N-akkumulering foreslo Grennfelt & Thörnelöf (1992) å beregne en gjennomsnittlig N-akkumuleringshastighet siden siste istid ved å ta utgangspunkt i dages N-innhold i jord og dividere med antall år etter siste istid. I denne utredningen ble den forslåtte metoden benyttet på et stort tallmateriale fra ulike jordsmonn i skog i Norge (NIJOS overvåkningsdata) (Esser & Nyborg 1992, Esser 1994). De beregnede verdiene ble videre sammenlignet med mer kortsiktige akkumuleringsberegninger gjort på grunnlag av data fra SFTs overvåkningsprogram (SFT 1994), skoggjødslingsforsøk (Sture 1984, Tamm 1991, Nygaard & Ødegaard 1993), og annen relevant N-forskning.

Resultater

Ved å sammenligne estimerte verdiene for N-akkumuleringshastighet beregnet på ulike måter (Tabell 1), gav beregningene gjort på grunnlag av NIJOS overvåkningsdata de laveste estimatene, 0.03-0.09 g N/m²*år. Estimater må betraktes som grovt og skilte ikke mellom eventuell forskjell i N-akkumuleringshastighet i ulike typer jordsmonn, eller i jord i ulike skogøkosystem (barskog/bjørkeskog). Ved gruppering av jordsmonn etter C:N-forhold var det imidlertid signifikante forskjeller (p<0.05) mellom gruppene. For jord med C:N<25 var estimert gjennomsnittlig N-akkumuleringshastighet signifikant høyere enn for jord med C:N≥25. Da estimert gjennomsnittlig N-akkumuleringshastighet for begge gruppene var betydelig lavere enn 0.3 g N/m²*år, var det ikke samsvar mellom Grennfelt & Thörnelöfs anbefalinger og resultatene fra disse beregningene.

Beregninger av inn-ut-budsjetter for (NH₄⁺ + NO₃⁻) gav estimater for N-akkumuleringshastighet som var 10-100 ganger høyere enn estimatene beregnet på grunnlag av jordas totale N-innhold (Tabell 1). Estimer framkommet på grunnlag av budsjetter inkluderte ved siden av N mengden akkumulert i selve jordmonnet, også plantenes opptak og eventuelt gasstap. Budsjettberegningene for de ulike nedbørsfelt/lysimetre var imidlertid sammenlignbare. Generelt lå estimert N-akkumuleringshastighet på omlag 1 g N/m²*år for ubehandlede nedbørsfelt/lysimetre. Budsjettberegninger for forsøksfeltet Nordmoen ble noe forbedret relativt til de nevnte ovenfor idet data for kronedrypp ble benyttet som inn-verdier, og at det i avrenningen også var målt innhold av organisk N. N-akkumuleringshastigheten beregnet med dette forbedrede budsjettet var 0.2 g N/m²*år (tabell 1). Akkumuleringen i jord-plante systemet tilsvarte ca. 75% av N-mengden tilført. Budsjettberegningene i Kvindesland *et al.* (1994) for Birkenes er videre forbedret relativt til Normoen-budsjettet idet plantenes opptak også var inkludert. N-akkumuleringshastigheten estimert på grunnlag av dette budsjettet var 1.0 g N/m²*år (Tabell 1).

Beregninger av N-akkumuleringshastigheter basert på langsiktige gjødslingsforsøk gav verdier fra 0.5 til 1.7 g N/m²*år ved tilførsler av N i avsetningsregime tilsvarende det i de moderat til høyest belastede områdene i Sverige og Norge i dag (Tabell 1).

Tabell 1. Oppsummering av N-akkumuleringshastighet [$\text{g N/m}^2 \cdot \text{år}$] beregnet på grunnlag av ulike metoder, med ulikt data grunnlag.

Summing-up table of N accumulation rates [$\text{g N/m}^2 \cdot \text{yr}$] based on different calculation methods and different kinds of data.

DATAGRUNNLAG	BEREGNINGSMETODE	N-AKK.HAST. [$\text{g N/m}^2 \cdot \text{år}$]
NIJOS overvåkingsdata	(tot.N/10 000 år)	0.03-0.09
SFT overvåkingsdata (feltforskningsområdene)	(tot.N/10 000 år)	0.09-0.17
SFT overvåkingsdata (feltforskningsområdene)	Inn -ut budsjett	0.4-1.5
Svenske, langsiktige gjødslingsforsøk	Akkum. i jord	1.7-2.7
Norske, langsiktige gjødslingsforsøk	Akkum. i jord	0.5-3.0
NITREX-Gårdsjön	Inn -ut budsjett	1.0-4.8
«S- og N-tilførsel, jordforsuring og trærnes næringstilgang»	Inn -ut budsjett	1.1-9.4
«Integrated Forest Study»-Nordmoen	Inn -ut budsjett	0.2
Birkenesfeltet	Inn-ut budsjett	1.0

Forsøk med økt N-tilførsel viste at N-akkumuleringshastigheten økte med økende N-tilførsel. Resultatene fra de svenske, langsiktige skoggjødslingsforsøkene viste imidlertid at uttrykt i prosent av mengde N tilført, var akkumuleringen av N i jordsmonnet betydelig lavere i N-regime N2 (tilført 1260 kg N/ha i løpet av 17 år) og N3 (tilført 1890 kg N/ha i løpet av 17 år) enn i N1 (tilført 630 kg N/ha i løpet av 17 år). D.v.s. at økningen i N-akkumuleringen ved øket N-tilførsel så ut til å avta, relativt til mengden N tilført, ved høye N-tilførsler over lengre tid. Budsjettene beregnet på grunnlag av data fra prosjektene «NITREX» og «S- og N-tilførsel, jordforsuring og trærnes næringstilgang» viste at over 90 % av N tilført ble holdt tilbake i jord-plante systemet også ved relativt høye tilførsler. De kunstig økte tilførslene har imidlertid foregått over kort tid. Ved høy N-belastning over lengre tid må en kunne forvente at resultatene fra disse prosjektene, på samme måte som de langsiktige gjødslingsforsøkene, vil kunne vise en trend som skissert i Fig.1. En økt utvasking må kunne forventes selv om N-akkumuleringshastigheten også øker noe med økt N-tilførsel.

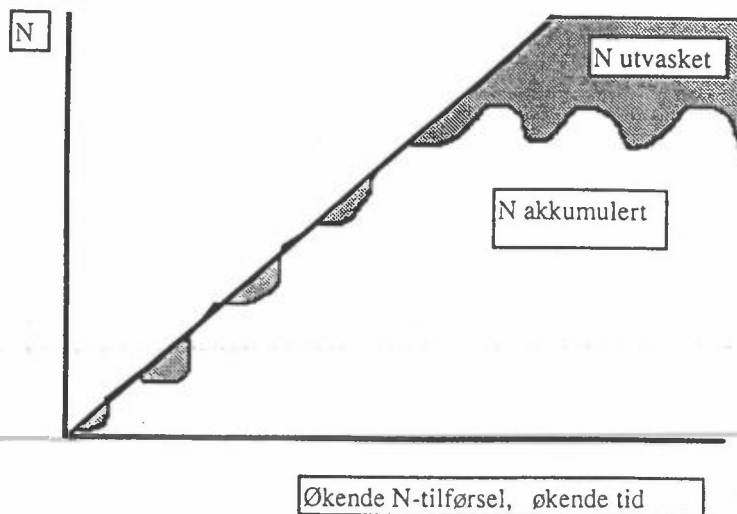


Fig. 1. Skisse som viser antatt sammenheng mellom N-akkumulert, N-utvasket og N-tilførsel over tid.

Schematic presentation of proposed connection between N accumulated and N leached with increasing N deposition and increasing time.

Resultatene fra de langsiktige gjødslingsforsøkene, samt estimatene framkommet fra de forbedrede inn-ut budsjettene for Birkenes og Nordmoen ble vurdert som de mest pålitelige. Dersom vi på grunnlag av disse beregningene skal anbefale verdier for en gjennomsnittlig N-akkumuleringshastighet, angis verdier i intervallet 0.2-1.7 g N/m²*år. Intervallet gjelder for skog i områder av Norge og Sverige som har moderat til høy tilførsel av N i dag. Intervallet kan ikke uten videre benyttes for skog i områder med lavere N-tilførsel. Det er ikke mulig på grunnlag av beregningene foretatt i denne utredningen å si noe nærmere om når en bør velge 0.2, 1.7, eller verdier i mellom. Estimaten må betraktes som usikre. Som nevnt innledningsvis er det lite sannsynlig at N-akkumuleringshastigheten er konstant. N-akkumulering er i stor grad biologisk betinget. Ved siden av å variere avhengig av N-tilførsel og skogsbestandets alder, vil den også påvirkes av en rekke både fysiske og kjemiske forhold i jordsmonnet (f.eks. C:N-forhold, pH, redoksforhold fuktighet, temperatur).

Konklusjon

Ved å ta utgangspunkt i dagens innhold av N i jord og dividere med antall år siden siste istid ble den gjennomsnittlige N-akkumuleringshastigheten for ulike jordsmonn i Norge beregnet til å ligge i intervallet 0.03-0.17 g N/m²*år. Estimaten skiller ikke mellom eventuell forskjell i N-akkumuleringshastighet i ulike typer jordsmonn eller ulike skogsøkosystem (barskog/bjørkeskog). Estimert N-akkumuleringshastighet var signifikant høyere i jord med C:N<25 enn i jord med C:N≥25.

N-akkumuleringshastighet beregnet på grunnlag av inn-ut-budsjetter lå generelt 10-100 ganger høyere enn estimatene ovenfor. For nedbørsfelt/lysime som kun fikk N tilført gjennom den naturlige nedbøren ble N-akkumuleringshastigheten estimert til ca. 1 g N/m²*år. Mer detaljerte budsjettberegninger som inkluderte målinger av f.eks. kronedrypp og innhold av organisk N i avrenningen, gav estimer i intervallet 0.2-1 g N/m²*år.

N-akkumuleringshastighet beregnet på grunnlag av data fra langsiktige gjødslingsforsøk gav en N-akkumuleringshastighet mellom 0.5 og 1.7 g N/m²*år ved N-deposisjon sammenlignbare med avsetningsregime i de høyest belastede områdene i Sverige og Norge i dag.

Resultatene fra langsiktige gjødslingsforsøk og budsjettberegninger fra mer kortsiktige forsøk/observasjoner gav grunn til å anta at N-akkumuleringshastigheten økte noe med økende N-avsetning. Resultatene fra de langsiktige gjødslingsforsøkene viste imidlertid at regnet i prosent av mengden N tilført, økte N-akkumuleringshastigheten lite i behandlingsledd med høy N-tilførsel relativt til behandlingsledd med moderat N-tilførsel.

N-akkumuleringshastigheter beregnet på grunnlag av data fra de langsiktige gjødslingsforsøkene, samt det forbedrede inn-ut budsjettet fra Nordmoen og Birkenes, ansees som de mest pålitelige estimatene. Følgelig vil vi anbefale verdier i intervallet 0.2-1.7 g N/m²*år som estimat for en gjennomsnittlig N-akkumuleringshastighet i skog i områder av Norge og Sverige som har moderat til høy tilførsel av N i dag. Intervallet kan ikke uten videre benyttes for skog i områder med lavere N-tilførsel.

Litteratur

Esser, J.M. & Nyborg, Å. 1992. Overvåking: Jordsmonn i barskog - en oversikt for Norge. NIJOS Rapp. no. 3/92. 50p.

- Esser, J.M.1994. Overvåking: Jordsmonn i bjørkeskog - en oversikt for Norge. NIJOS Rapp.no. 4/94. 36p.
- Grennfelt, P. & Thörnelöf, E.1992. Critical loads for nitrogen- a workshop report. Nord 1992:41, 428 pp.
- Kvindedland, S., Jørgensen, P., Frogner, T. & Aamlid, D.1994. Hydrochemical processes in a forested watershed in southern Norway. Aktuelt fra Skogforsk. 10/94. 37p.
- Nygaard, P.H. & Ødegaard, T.1993. Langsiktige effekter av nitrogengjødsling av vegetasjon og jord i barskog. Rapport fra Skogforsk 26/93. 28 pp.
- SFT.1994. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1993. Rapport 583/94. 271p.
- Sture, S. 1984. Gjødslingsforsøk i gran- og furuskog. Norsk Institutt for Skogforskning. ISBN 82-7169-339-5. 528 pp.
- Tamm, C.O.1991.Nitrogen in Terrestrial Ecosystems. Ecological Studies 81. Springer-Verlag. 116p.
-

Foredrag til TVLF-møte, Klækken 22-24 januar 1996

Forvittringshastigheter i økosystemer påvirket av sur nedbør, bestemt ved bruk av Sr-isotoper

Brit Lisa Skjelkvåle¹ og Göran Åberg²

¹Norsk Institutt for Vannforskning, PB 173 Kjelsås, 0411 Oslo, email: brit.skjelkvaale@niva.no

²Institutt for Energiteknikk, PB 40, 2007 Kjeller, email: gaa@ife.no

Kjemisk forvitring av mineraler er den viktigste kilden til basekationene (Ca, Mg, Na og K) på ionebyttekomplekser i jorda, og er den eneste prosessen som kan bidra til å nøytralisere sur nedbør. Forvittringshastigheter er en viktig parameter i modeller som gir prognoser for endringer i jord og vannkjemi som en følge sur nedbør belastning. De fleste metoder for å beregne kjemiske forvittringshastigheter har ingen mulighet til å skille mellom kationer som er mobilisert ved forvitring og kationer som er mobilisert fra kationbyttekomplekser. I dette arbeidet har vi bruk Sr-isotopsystematikk som et redskap for å kvantifisere de to viktigste nøytraliseringsprosessene i jorda: kationbytte og kjemisk forvitring.

Sr og Ca har samme ladning og bare små forskjeller i ioneradius og koordinasjonsnummer. Det er derfor en sterk sammenheng mellom Ca og Sr i berggrunn og derfor også i jord og vann. Disse egenskapene gjør at man kan bruke Sr-isotopsystematikk for å få kunnskaper om Ca.

Hovedmålene med dette prosjektet var å:

1. Bestemme forvittringshastigheter i små nedbørfelt på Risdalsheia, Aust-Agder.
2. Rekonstruere sitse 30-40 års forvittringshastigheter vha årringer i trær
3. Beregne bidraget fra ionebytte og forvitring til fluxene av Ca.

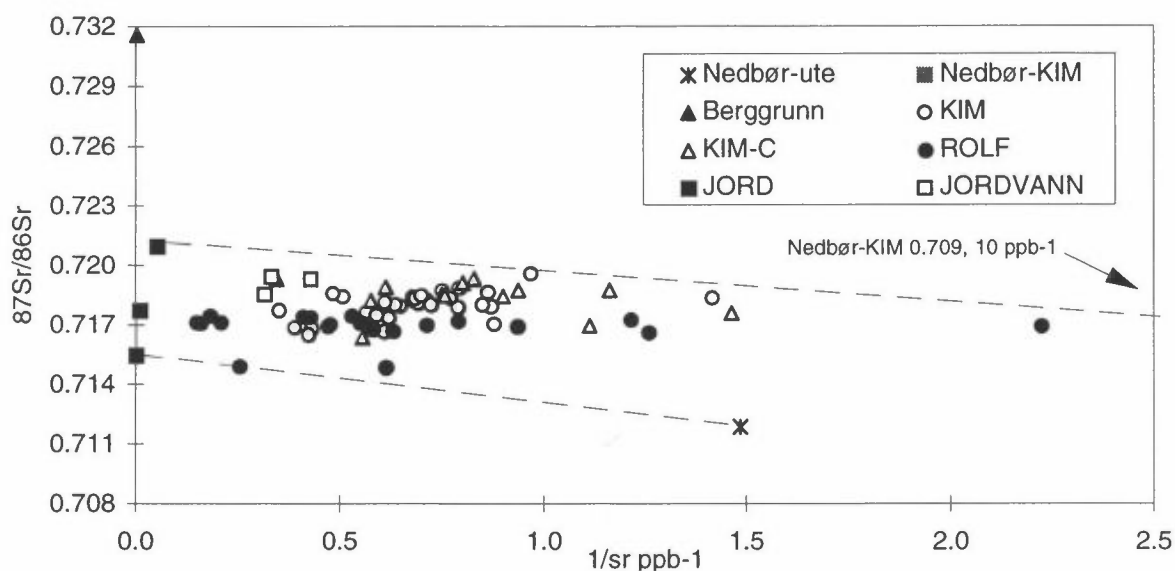
Til dette er Sr-isotop forhold og Sr-konsentrasjon målt i avrenningsvann, jordvann, jord og i årringer fra trær.

Arbeidet har blitt utført i CLIMEX- (tidligere RAIN) feltet på Risdalsheia. Feltene ligger på granittisk berggrunn (Herefossgranitten ca. 900 mill år), som er karakterisert ved K-feltspat fenokryster i en grunmasse av plagioklas og kvarts, med biotitt og Fe-Ti oksyder (Andersen, 1995). Tilsvarende mineralogi finnes i jorda med avtagende mengde K-feltspat mot overflaten (Bergmann, 1989). Jordsmonnet på Risdalsheia er tynt (< 30 cm) og er organisk rikt med veldig lite mineral materiale. Fra 1983 har nedbøren til KIM-feltet blitt renset og tilsatt sjøsalter i naturlige mengder før det har blitt sprøytet utover feltet igjen (Wright et al. 1994). Fra 1994 er KIM feltet gjort om til et drivhus med økt temperatur og CO₂ trykk (Jenkins and Wright, 1993).

Sr-isotopforholdet i avrenningsvannet kan betraktes som en blanding av Sr-isotopforholdet i mineralmateriale i jorda og Sr-isotopforholdet i nedbør siden dette er de to eneste kildene til Sr i et økosystem. Sr-isotopforholdet blir ikke forstyrret av fraksjonering, hverken fysisk, eller biologisk. Isotopsammensetningen i avrenningsvann M er altså en blanding av to endeled A (nedbør) og B (mineralmateriale) med forskjellig isotopforhold og forskjellig Sr-konsentrasjon og kan uttrykkes som

$$\left(\frac{{}^{87}\text{Sr}}{{}^{86}\text{Sr}}\right)_M = \left\{ \left(\text{Sr}_A \cdot \text{Sr}_B \right) \cdot \left[\left(\frac{{}^{87}\text{Sr}}{{}^{86}\text{Sr}} \right)_B - \left(\frac{{}^{87}\text{Sr}}{{}^{86}\text{Sr}} \right)_A \right] \right\} / \left[\text{Sr}_M \cdot (\text{Sr}_A - \text{Sr}_B) \right] + \left(\frac{{}^{87}\text{Sr}}{{}^{86}\text{Sr}} \right)_A \cdot \left(\frac{\text{Sr}_B}{\text{Sr}_A - \text{Sr}_B} \right) \quad (\text{Faure, 1977})$$

Dette er ligningen for en hyperbel i koordinatene av $\left(\frac{{}^{87}\text{Sr}}{{}^{86}\text{Sr}}\right)_M$ og Sr_M som transformeres til en rett linje ved å plote $\left(\frac{{}^{87}\text{Sr}}{{}^{86}\text{Sr}}\right)_M$ mot $1/\text{Sr}_M$.



Figur 1. Sr-isotopforhold plottet mot $1/Sr$ i avrenningsvann, jordvann, mineralmateriale, berggrunn (fra Andersen, 1995) og nedbør fra Risdalsheia.

Resultatet av mixing mellom nedbør og mineralmateriale i jorda er plottet i figur 1. For sammenligning er også Sr-isotopforholdet i berggrunnen (whole rock) plottet inn. Som man ser er det stor forskjell på isotopforhold mellom nedbør og "whole rock", og dette var et lovende utgangspunkt for bruk av Sr-isotop systematikk i disse feltene.

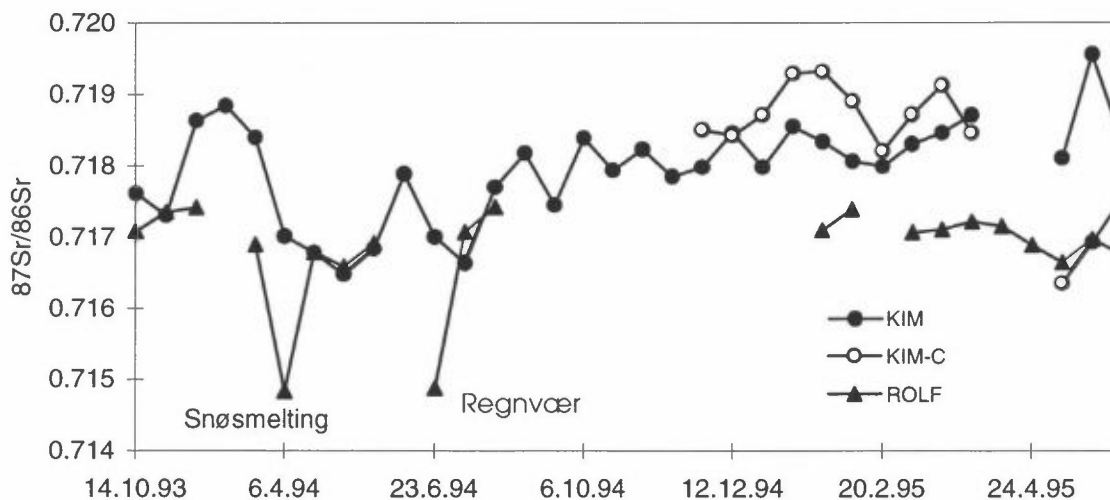
Imidlertid viser det seg at Sr-isotopforholdet i mineralmateriale i jorda er lavere enn forventet, og at vi har et dårlig estimat for både Sr-konsentrasjon og Sr-isotopforhold i nedbøren. Sr-isotopforholdet i nedbøren er sterkt påvirket av Sr-isotopforhold i sjøvann (som er 0.709 med en konsentrasjon på 8 ppm). Vi analyserte en nedbørprøve som ga et $^{87}Sr/^{86}Sr$ -forhold på 0.711839, 0.673 ppb Sr. Dette isotopforholdet var noe høyt iforhold til at Risdalsheia ikke ligger mer enn 30 km fra sjøen, og viser at nedbørprøven er påvirket av "støv" med et høyere isotopforhold. Det er også mulig at noe av bidraget til Sr i nedbøren kommer fra langtransporterte forurensninger med et mye høyere Sr-isotopforhold. Det er isåfall mulig at Sr-isotopforholdet ikke er så stabilt i nedbøren som vi har antatt i utgangspunktet.

Vannet som sprøytes inn i KIM feltet er imidlertid renset (ionebyttet) og tilsatt sjøsalter i et forhold 1:5000 i sommerhalvåret og 1:8000 i vinterhalvåret. Det rensede vannet har Sr-konsentrasjon på 0.02 ppb, mens det tilsatte saltvannet har en konsentrasjon på 493 ppb og et Sr-isotopforhold på 0.709178. Vannet som sprøytes inn under KIM vil derfor ha et $^{87}Sr/^{86}Sr$ -forhold som er svært likt sjøvann, med en konsentrasjon på 0.06 ppb om vinteren og 1ppb om sommeren.

Isotopforholdet i avrenningen fra alle feltene varierer lite og beskriver en linje som ikke stemmer helt overens med mixinglinja mellom mineralmateriale i jorda (feltspater) og nedbøren som vi har målt.

Variasjoner i Sr-isotopforhold i avrenningsvann fra KIM (tak, rensed nedbør) og ROLF (ikke tak, naturlig nedbør) over tid (figur 2) viser at det er variasjoner i Sr-isotopforholdet som kan forklares med hydrologiske episoder og tørkeepisoder. Store nedbørmengder vil gi mye "nedbørvann" i avrenningen og et Sr-isotopforhold som er preget av nedbøren (lavt isotopforhold), mens tørkeperioder vil avgi vann som har hatt lang kontakttid med mineralmateriale (høyt isotopforhold) og dermed sterk preging av dette. Men i og med at Sr-isotopforholdet er så likt i mineralmateriale og nedbør blir utslagene små.

Silika konsentrasjoner kan også brukes til å indikere vannets kontakttid med mineralmateriale. Det viser seg at det er god korrelasjon mellom Sr^* og SiO_2 i avrenningsvannet og dette indikerer dermed at høye Sr-konsentrasjoner er påvirket av vannets oppholdstid i nedbørfeltet. Det er imidlertid ingen korrelasjon mellom høye $^{87}Sr/^{86}Sr$ -forhold og høye Sr-konsentrasjoner, som kunne understøtte hypotesen om at lang oppholdstiden bidrar til høyere Sr-isotopforhold i avrenningsvannet (vannet blir mer preget av Sr-isotopforholdet i mineralmateriale). Årsaken til dette kan være at Sr-isotopforholdet i mineralmateriale og nedbør er for likt.



Figur 2 Variasjoner i Sr-isotopforhold i avrenningen fra nedbørfeltene på Risdalsheia i perioden oktober 1993 til mai 1995.

Fordi vi ennå jobber med å få tall for endeleddene i mixinglinja som kan forklare isotopsammensetningen i avrenningsvannet er det ikke grunnlag for å beregne forvittringshastigheter og fluxer for Ca. Men for å illustrere hvordan Sr-isotopteknikken kan anvendes vil vi vise noen eksempler.

Beregning av forvittringshastigheter

Denne metoden baserer seg på den kjemiske sammenhengen mellom Ca og Sr, slik at forvittringshastigheten av Ca kan uttrykkes ved:

$$W = D * (Sr_r - Sr_d) / (Sr_m - Sr_r)$$

der

W = forvittringshastigheten for Ca

D = depositionsastigheten for Ca

4 mekv/år (8 års gjennomsnitt Wright et al, 1994)

Sr_d = Sr-isotopforholdet i deponisjon

0.709 - 0.712

Sr_r = Sr-isotopforholdet i avrenning

0.7180

Sr_m = Sr-isotopforholdet i mineralmateriale

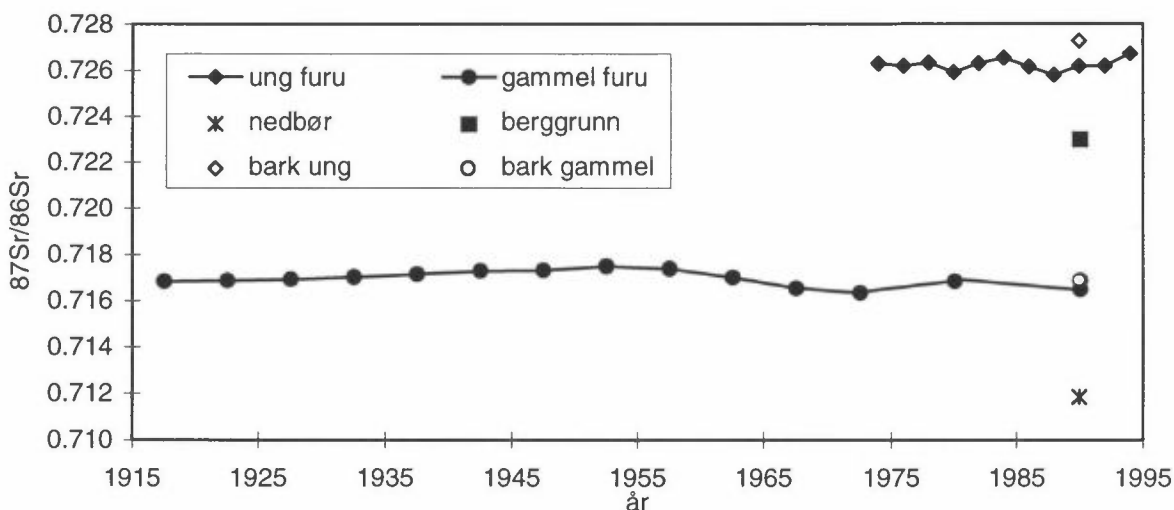
0.7154 - 0.7209

På grunn av usikkerheten i endeleddene (og det at isotopforholdene er så like), blir usikkerheten i denne beregningen (altfor) stor. Forvittringshastigheten for Ca basert på denne metoden er fra 0-8 mekv/m²/år.

Metoden er svært følsom, slik at små endringer i isotopforhold gir store utslag for forvittringshastigheten. Dette viser at det er svært viktig å ha god kontroll på isotopforholdene i begge endeleddene (nedbør og mineralmateriale) før man gjør beregninger. Metodens følsomhet kan også sees etter oppdelingen av KIM i KIM-kontrol og KIM-T behandlet med CO₂ og varme. Ut i fra vår hypotese skulle "drivhuset" intensivere forvitringen, slik at isotopforholdet i avrenningen skulle bli høyere i KIM-T. Istedenfor var det helt motsatt. Kontrollfeltet økte i isotopforholdet i avrenningen. Dette viser at KIM-feltet er retrogent sett fra et isotopsynspunkt.

Forvittringshastigheter i perioden 1915-1995.

Historiske data (fra før vi begynte å "måle") kan være vanskelig å fa tak på for økosystemer. Trær kan fungerer som et "miljø-arkiv" som bevarer informasjon for et lengre tidsrom. Furuene på Risdalsheia er gamle, et er årringdatert til 164 år. Vi har analysert årringer i ett tre for perioden 1915-1995. Fordi årringene var så tynne slo vi sammen 5 og 5 årringer for å få nok materiale til analyse. Resultatene er plottet opp i figur 3, og som man ser er det lite trender å spore gjennom denne tidsperioden.



Figur 3. Sr-isotopforhold i årringer i en furu fra KIM-feltet på Risdalsheia.

Konklusjoner

Bruk av Sr-isotopsystematikk er en svært følsom og presis metode for å studere forvittringshastigheter i økosystemer. For å få brukbare resultater er det imidlertid viktig å ha god kontroll på isotopforholdene i endeleddene og at det undersøkte området er homogent sett fra et isotopsynspunkt.

Litteratur

Andersen, T, 1996. Radiogenic isotope systematics of the Herefoss granite, South Norway: an indicator of Sveconorwegian (grevvian) crustal evolution in the Baltic shield. In review, Chem Geol.

Bergmann, D.A 1991. the effects of artificial deacidification on shallow Norwegian soil, project RAIN, Risdalsheia. Masters Degree Thesis, Northern Arizona University.

Jenkins, A and Wright, R.F 1993. The CLIMEX-project -raising CO₂ and temperature to a whole catchment ecosystem. In Shulze, E.D. and Mooney, H.A (eds.) *Design and Execution of Experiments on CO₂ Enrichment*. Ecosystem research reports No.6., CEC. Brussels.

Wright, R.F., Cosby, B.J., Flaten, M.B. and Reuss, J.O. 1990. Evaluation of an acidification model with data from manipulated catchments. *Nature* 343: 53-55

Wright, R.F. Lotse, E. and Semb, A. 1993. RAIN project: Results after 8 Years of Experimentally Reduced Acid Deposition to a Whole Catchment. *Ca. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol. 50.

Chemical soil processes in a long-term column experiment compared with calculations by the PROFILE model ⁴⁷

Sverre Teveldal (Norwegian Forest Research Institute) and
Per Jørgensen (Agricultural University of Norway)

Summary and conclusions

A column experiment was set up to obtain data on soil processes which could be used to test mechanistic models for nutrient cycling or critical load calculations. Weathering and cation exchange were of special interest.

From a podzolic soil developed in sand 27 "undisturbed" monoliths of 40 cm length were collected and brought into a room at 8 °C. Minilysimeters were inserted at 4 depths, and on 9 columns the O-horizon was removed. In the hope of bringing the columns close to a steady state condition in a relatively short time, irrigation was performed fortnightly and with rates and concentrations not too far from the natural for the site. Results from 6 years run are reported. The main results and conclusions are:

- At the end of the first year heavy mineralization/nitrification processes started and have continued more or less in all columns since. Several of the columns with O-horizon on place and treated with normal amount of "rain" have shown large fluctuations in nitrate. Markedly least nitrate production took place in the columns without O-horizon and treated with "rain" containing the highest level of citric acid. As mineralization/nitrification is a general problem when columns are used for studying inorganic soil processes in "natural" systems, this type of monoliths and treatment may be a useful alternative.
- After insertion of the minilysimeters clear effects on the chemistry of the bottom solutions were observed. It is concluded that this was mainly due to disruption of the soil structure and in this way making micropore surfaces with their ion exchange sites accessible for the percolating solution. That these rather restricted mechanical disturbances caused large impact on soil solution composition illustrate the meaningless of using dried, sieved and repacked columns to study element fluxes in natural soils, especially forest soil with well established structure. Caution must also be taken when employing pH values obtained on dried and sieved/mixed samples on natural soil systems.
- The bottom solutions were found to be undersaturated with respect to halloysite, imogolite, jurbanite, the feldspar minerals and chlorite, while lying between the boundaries given in the literature for soil kaolinite and gibbsite.

A pAl/pH diagram for the bottom solutions reveals that the gibbsite equilibrium line is not followed for pH over about 4.5, but the data points between pH 4.1 and 4.5 lie close to a line with that angle. However, when the pAl/pH evolution of individual columns are followed, it is not uncommon to observe that at lower pH-values the pAl is rather constant while pH varies. It is assumed that the reason is that one or more Al-organic phases can act as source/sink at that pH range.

Calculations of $\log K_{\text{Gibbsite}}$ for solutions taken from different depths showed clear trend for increasing values with depths, but the variation was large at 5 cm, - the highest value of K was here 100 times larger than the smallest.

- ICP analyses of samples stored unfiltered and frozen for 8 months showed much lower values of silicon than expected.
- The influence of cation exchange reactions on solution chemistry could clearly be seen, and the nitrate acid from mineralization/nitrification was the driving force. Of the base cations sodium is loosest bound, followed by magnesium and calcium.

Potassium is decidedly strongest bound, and appears usually at elevated values simultaneously with an marked increase of aluminium.

- Liberation of base cations from weathering processes was calculated from a simplified mass balance equation where input from mineralization and ion exchange was ignored. Columns having relatively constant values for the main cations during the fifth and sixth year were approved as being in steady state and chosen for the calculation. The mean weathering rate at 8°C was determined to 85 ±25 meq/m²/yr. Corrections for different field soil temperatures, and a smaller correction for depressed moisture during July and August, gave 65 ±20 meq/m²/yr. The Arrhenius equation was used for the temperature correction, and it was performed in two ways. First month by month using observed field soil temperatures in the upper 5-10 cm, and secondly only one correction using yearly mean air temperature for the site. Both gave exactly the same result.

The concentrations of calcium, magnesium, sodium and silicon beneath 5 cm below the E-horizon were rather constant, giving strong support to the view that the weathering processes are most intensive in the very upper part of this podzol profile, - despite the fact that easily weatherable minerals are partly depleted here.

A comparison of results from the column experiment with calculations by the PROFILE model gave mostly severe differences:

- The weathering rate for this soil under field conditions is by PROFILE calculated to 16 and 18 meq/m²/yr, - without and with DOC (Sverdrup and Warfvinge, 1993.), whereas our value based on this column experiment is four times larger. The accuracy for PROFILE is stated as ±20% (Sverdrup and Warfvinge, 1993) and ±10% (Sverdrup and Warfvinge, 1995). In a sensitivity analysis on the model the expected range of predictions was found to be ±40%, based on estimations on the maximum variability and uncertainty of input data (Jönsson et al., 1995).

Own PROFILE calculations for the columns at laboratory conditions gave 17 meq/m²/yr, while the mass balance calculation gave a five times larger value. This difference can hardly alone be explained by wrong model input values. An additional possibility can be that the intensive mineralization taking place in these columns contributes markedly with base cations. However, we can not find any good reasons for presuming this. A third explanation could be that considerable amounts of cations are still liberated from exchangeable sites, but relatively stable values over 2-3 years does not support this. However, only a continuation of the column experiment can give a convincing answer to that question.

The BC/Al molar ratio in the bottom solution is calculated to 0.05 by PROFILE, but is 8 times larger in reality. This is mainly a consequence of the higher concentrations of bases in the real columns. As this ratio is widely used as the chemical criterion for critical load calculations, we fear that they are attached with large uncertainty when they are based on PROFILE calculations.

- PROFILE gave the highest weathering intensity in the deepest layer. We, on the other hand, observed the largest contribution to the total weathering from the soil down to 5 cm below E-horizon, which is in accordance with the general view for podzols. A consequence of the way PROFILE is handling the soil processes is that the profile depth chosen have a large impact on the total weathering rate.

Altogether, we tend to conclude that there must be something seriously wrong with the PROFILE model as it is today (Version 3.2). Calculating the weathering rate for field conditions is a matter of many problems, which often is demonstrated by the fact that different methods can arrive at quite diverging results. To test a model against such data is thus questionable. We, therefore, recommend to start up

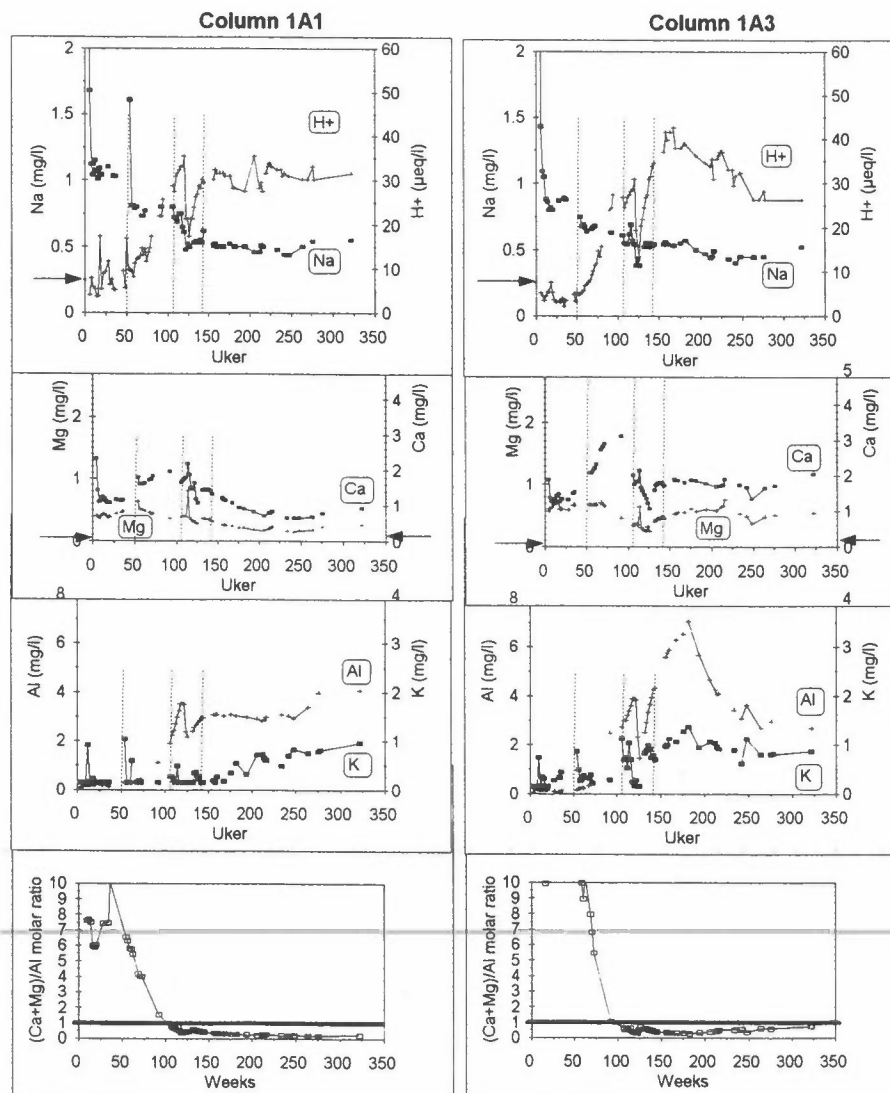
controlled experimental systems of different soils to test and improve the PROFILE 49 constants and algorithms.

Acknowledgements.

This work has been supported by grants from the Agricultural Research Council of Norway (NLVF) and the research program Tilførsler og virkninger av lufransporterte forurensninger (TVLF), and performed at the Norwegian Forest Research Institute (NISK) and the Agricultural University of Norway (NLH).

References

- Jönsson, C., Warfvinge, P., and Sverdrup, H. (1995) Uncertainty in predicting weathering rate and environmental stress factors with the PROFILE model. *Water, Air and Soil Pollution* 81:1-23.
- Sverdrup, H. and Warfvinge, P. (1993) Calculating field weathering rates using the mechanistic geochemical model PROFILE. *Applied Geochemistry* 8:273-283.
- Sverdrup, H.U., and Warfvinge, P. (1995) Estimating field weathering rates using laboratory kinetics. In: A. White and S. Brantley (eds.). *Weathering kinetics of silicate minerals*. pp.485-541. *Reviews in Mineralogy*, Vol. 8. Mineralogical Society of America.



Examples of ion concentrations in bottom solutions from two "approved" steady state columns for calculating the weathering rate of base cations. Note the differences for Ca and Mg. The arrows mark the concentrations in the "rain".

EFFEKTER AV LANGTRANSPORTERTE FORSURINGER PÅ BIODIVERSITET I TERRESTRISKE ØKOSYSTEMER

KLAUS HØILAND

Universitetet i Oslo, Biologisk institutt, Avdeling for botanikk og plantefysiologi

Tittelen på innlegget er nok blitt mer omfattende enn det jeg egentlig har tenkt å behandle: **Virkninger på høyere planter og sopp.**

Hva er langtransporterte forsuringer?

Spørsmålet er vanskelig å besvare dekkende, det kommer an på hva man mener med forsuring og hva man mener med langtransportert? I snevreste forstand vil dette være: (1) SO_2 som oksideres til SO_3 i lufta og som reagerer med vann til svovelsyre. (2) NO som oksideres til NO_2 som reagerer med vann til salpetersyre og -syrling (som igjen oksideres til salpetersyre). Begge disse prosessene er relativt tidkrevende og vil ta til i de høyere luftlagene. Med værsystemene vil syrene bli brakt langt vekk fra de opprinnelige forurensningskildene, f.eks. fra Tyskland og Storbritannia til Sør-Norge.

Hvis vi ikke er så strenge, kan vi også regne med langtransporterte stoffer som i og for seg ikke er syrer, men som kan generere forsurende prosesser i jorda. Ammonium (NH_4^+), hovedsakelig i form av sulfat, vil virke forsurende da planter avgir protoner når det tas opp eller det omdannes til NO_3^- ved bakteriell nitrifikasjon. Andre stoffer, f.eks. noen av tungmetallene, kan under gitte omstendigheter igangsette biologiske reaksjoner som forsurer jorda. Syrer kan dessuten frigjøre stoffer som på nytt virker forsurende, f.eks. Al^{+++} .

Vi kan også diskutere hva som ligger i begrepet langtransportert. Over hvor lange avstander? Vanligvis regner vi ikke forurensninger i nærheten av industri- og andre forurensningskilder som langtransportert. Det vil si at direkte-skader på grunn av svovel-dioksid, nitrogenoksid, fluorider, tungmetaller og organiske forbindelser ikke faller inn under begrepet. Men dette er relativt. Spesielle værforhold eller geografiske beliggenheter kan gjøre skadelige doser av nevnte stoffer også langtransporterte.

Vi skal videre huske på at organismene *ikke* bare reagerer på lav pH som sådan, men i like så stor eller høyere grad på *selve* forbindelsene. Det er stor forskjell om økosystemet blir forsuret av svovelsyre eller salpetersyre. Førstnevnte vil gagne svovelkrevende, sistnevnte nitrogenkrevende livsformer. Også den kjemiske tilstanden til elementet vi være viktig; det er f.eks. stor forskjell på om nitrogen tilføres som ammonium eller nitrat.

Økosystemets respons på "langtransporterte forsuringer" vil derfor være en kombinert effekt mellom virkning av forsuring som sådan og de virkningene de aktuelle stoffene i forurensningene har på organismene. Det er ikke lett, enn si umulig å sette skille mellom dette i naturlige systemer.

Hva skjer med biodiversiteten?

Generelt har de aller fleste felt-studiene (Norge, Sverige, Tyskland, Storbritannia, Nederland, USA) vist at biodiversiteten går ned i forsurete områder. Undersøkelsene har enten sammenliknet ikke-forurensede områder med forurensede, eller sett på utviklingen av plantelivet gjennom tid.

Som nevnt er det vanskelig å skille mellom virkning av forsuring og andre effekter. Svenske og norske studier har vist at visse "middels kalkkrevende" til "kalkkrevende" skog- og engplanter har gått tilbake i områder med sterk belastning av langtransportert forsuring.

Denne tilbakegangen blir dels forklart ved utvasking av næringskationer som Ca^{++} og Mg^{++} og dels ved økt konkurranse fra mer nøysomme arter. Slike arter er: *Hepatica nobilis* (blåveis), *Primula veris* (marianøkleblom), *Antennaria dioica* (kattefot), *Ajuga pyramidalis* (jonsokkoll), *Oxalis acetosella* (gaukesyre), *Galium odoratum* (myske) og *Geum urbanum* (kratthumleblom).

Når det gjelder svoveldioksid, regnes *Calluna vulgaris* (røsslyng) som særlig sensitiv. Denne arten er også sensitiv overfor nitrogen. Tilbakegangen av lyngheiene langs kysten kan delvis tilskrives dette.

En del arter synes derimot å fremmes av svovelforbindelser. Dette gjelder spesielt dem som produserer svovelholdige sekundærmetabolitter som korsblomstfamilien (Cruciferae) og slekta *Allium* (lauk). Det voldsomme oppslaget av *Barbarea vulgaris* (vinterkarse), *Bunias orientalis* (russekål), *Descuraina sophia* (hundesennep) og *Lepidium ruderale* (stankkarse) i og nær byer kan nok tilskrives dette. På Vestlandet burde man vente framgang av arter som *Cardamine pratensis* (engkarse) og *Allium ursinum* (ramslauk).

Økte nitrogenmengder i forurensningene gagnar mange nitrofile og, dessverre, konkurransedyktige, til dels aggressive ugrasaktige arter. Gode eksempler er: *Epilobium angustifolium* (geitrams), *Rubus idaea* (bringebær), *Urtica dioica* (stornesle), *Anthriscus sylvestris* (hundekjeks), *Aegopodium podagraria* (skvallerkål), *Silene dioica* (rød jonsokblom), *Elytrigia repens* (kveke), *Pteridium aquilinum* (einstape) og ikke minst *Deschampsia flexuosa* (smyle) som synes å både tolerere og favoriseres av forurensning i skog og *Molinia caerulea* (blåtopp) som overtar for lyngarter i fuktig hei.

For uten de undersøkelsene Rune Økland presenterer i sitt foredrag, fortjener også to andre norske arbeider krav på interesse: Det ene er Nygaard & Abrahamsen (1991) som undersøkte vegetasjonen i en homogen furuskog delt inn i ruter som ble vannet med ulik pH (samt uvannet kontroll) i Åmli i Aust-Agder. Det andre er Bjørnstad (1991) som studerte hva som hadde skjedd med vegetasjonen i ubehandlede fastruter i lauv- og furuskog i løpet av 20 år (1968-1988) i Søgne i Vest-Agder.

Nygaard & Abrahamsen (1991) viste at pH og Mg gikk markert ned i ruter behandlet med pH 3 og 2,5, mens Ca gikk ned i ruter behandlet med pH 2,5. Forandringer i vegetasjonen inntrådte ved pH 3 (kontrollrutene og pH 5,6- og 4-rutene var temmelig like). I feltsjiktet ble det ikke notert noen særlig forskjell på den generelle dekningsgraden, men visse arter var negativt påvirket. *Melampyrum pratense* (stormarimjelle) var sterkt redusert ved pH 3 og borte ved pH 2,5. *Vaccinium myrtillus* (blåbær), som ikke viste noen vegetativ tilbakegang, hadde redusert blad-biomasse ved pH 2,5. Bunnsjiktet ble negativt påvirket ved pH 3. Både *Dicranum polysetum* (krussigd) og *Pleurozium schreberi* (furumose) ble redusert, mens *Ptilidium ciliare* (bakkefrynse), *Cladina rangiferina* (grå reinlav) og *Cladonia macilenta* (melrødtopp) viste en viss framgang.

Ved reanalyseringen av fastrutene i Søgne kunne Bjørnstad (1991) vise at pH hadde gått ned i de rikeste skogtypene (uforandret i de fattige), Ca, Mg og spesielt Mn hadde gått ned, mens totalt nitrogeninnhold og mengde organisk materiale (målt som glødetap) hadde steget betraktelig. Den generelle dekningen av feltsjiktet hadde ikke forandret seg noe særlig, men artssammensetningen var endret: I de rike skogtypene var det tilbakegang for *Fragaria vesca* (markjordbær), *Vaccinium myrtillus* (blåbær), *Ajuga pyramidalis* (jonsokkoll), *Carex pallescens* (bleikstarr), *Succisa pratensis* (blåknapp), *Oxalis acetosella* (gaukesyre), *Geum urbanum* (kratthumleblom) og *Maianthemum bifolium* (maiblom). Det var framgang for: *Melampyrum pratense* (stormarimjelle) (motsatt Abrahamsen & Nygaards undersøkelse), *Deschampsia flexuosa* (smyle), *Poa nemoralis* (lundrapp), *Agrostis capillaris* (engkvein), *Pteridium aquilinum* (einstape), *Campanula rotundifolia* (blåklokke) og *Covallaria majalis* (liljekonvall). I de fattige skogtypene var det tilbakegang for *Luzula pilosa* (hårfrytle) og

Trientalis europaea (skogstjerne); og framgang for *Carex pilulifera* (bråtestarr) og, som også i de rike skogtypene, *Convallaria majalis*. Bunnsjiktet var blitt redusert, særlig i de rike skogtypene.

Sopp og forsuring

Liknende som for autotrof vegetasjon, viser tilsvarende undersøkelser for sopp samme tendens; minkende biodiversitet ved økende forsuring.

I de samme feltene som Nygaard & Abrahamsen (1991) gjorde sine undersøkelser, studerte Høiland & Jenssen (1993) storsoppene. Antall arter av mykorrhiza- og jordboende saprofytt-sopp var mindre i rutene som var vannet med pH 2,5 enn i kontrollrutene, mens de vedboende artene var uforandret. Produksjonen av fruktlegemer var derimot overraskende høyere i pH 2,5-rutene, særlig gjaldt dette de vedboende soppene.

Gulden et al. (1992) studerte storsoppene i tre områder med stigende grad av forurensning: Høylandet (Nord-Trøndelag), Gjerstad (Aust-Agder) og Schwarzwald (Tyskland). Artsantallet sank markert etter hvert som vi beveger oss sørover. Dette gjaldt særlig mykorrhiza- og de jordboende saprofytt-soppene, mens de vedboende artene virket mer uforandret. *Rozites caperata* (rimsopp), *Russula rhodopoda* (lakk-kremle), *Mycena epipterygia* (flåhette), *M. vulgaris* (klisterhette) virker meget sensitive; *Cantharellus tubaeformis* (traktkantarell), *Cortinarius evernius* (blånende slørsopp), *C. obtusus* (jodslørsopp), *Russula emetica* (giftkremle), *R. vinosa* (vinrød kremle), *Mycena cinerella* (melhette), *M. septentrionalis* og *M. rorida* (slimhette) moderat sensitive; *Cortinarius bififormis* (liten glimmerslørsopp), *C. gentilis* (gulbelteslørsopp), *C. sanguineus* (blodrød kanelslørsopp), *Lactarius rufus* (rødbrun pepperriske), *Mycena galopus* (melkehette) og *Marasmius androsaceus* (lyngseigsopp) nokså tolerante; og *Cortinarius fulvescens*, *C. orellanoides* (spiss giftslørsopp), *Lactarius necator* (svartriske), *Paxillus involutus* (pluggsopp), *Russula ochroleuca* (skarp gul kremle) og *Tylopilus felleus* (gallerørsopp) meget tolerante. Nedgangen i diversiteten av mykorrhizasopp, kan bety at effektiviteten til mykorrhizasymbiosen svekkes, noe som igjen vil gå ut over skogstræne.

Referanser

BJØRNSTAD, O.N. 1991. Changes in forest soils and vegetation in Søgne, southern Norway, during a 20 year period. *Holarct. Ecol.* 14: 234-244.

GULDEN, G., HØILAND, K., BENDIKSEN, K., BRANDRUD, T.E., FOSS, B.S., JENSSEN, H.B. & LABER D. 1992. Macromycetes and air pollution. Mycocoenological studies in three oligotrophic spruce forests in Europe. *Bibliotheca Mycologica* 144: 1-81.

HØILAND, K. & JENSSEN, H.B. 1993. Ground Vegetation: Mycoflora. I: Abrahamsen, G., Stuanes, A.O. & Tveite, B. (red.), Long-Term Experiments with Acid Rain in Norwegian Forest Ecosystems. *Ecological Studies* 104: 230-238. Springer Verlag, New York, Berlin.

NYGAARD, P.H. & ABRAHAMSEN, G. 1991. Effects of long-term artificial acidification on the ground vegetation and soil in a 100 year-old stand of Scots pine (*Pinus sylvestris*). *Plant and Soil* 131: 151-160.

Effekter av ozon og nitrogen på planter

Halvor Aarnes, Biologisk institutt, UiO, boks 1045 Blindern, 0316 Oslo

Troposfære ozon og oksidative skader på planter.

Innledning

Plantene har gjennom alle tider vært utsatt for lave ozonkonsentrasjoner i troposfæren. Ozon lages i en fotokjemisk reaksjon hvor nitrogenoksider og flyktige organiske hydrokarboner deltar. Ozon skiller seg fra andre luftforurensninger idet lave konsentrasjoner utover de naturlige bakgrunnsverdiene gir skader på plantene.

Ozon kommer inn i bladene via spalteåpningene. Ozon eller et ozonprodukt diffunderer via intercellularrom gjennom celleveggen til plasmamembranen, gjennom denne og ut i cytoplasma med tilhørende organeller. Det er stor variasjon mellom og innen arter i deres evne til å tåle ozon, men allerede konsentrasjoner $>40 \text{ nmol mol}^{-1}$ (=ppb) kan gi effekter. Kritisk grenseverdi for ozon som akkumulert eksponeringsdose er derfor foreslått til å være 300 ppb-h over 40 ppb i perioden med dagslys summert over vekstsesongen for vegetasjonen. Skader av ozon som observeres på planter (avhengig av konsentrasjon) er: redusert rotvekst; lukking av stomata (spalteåpninger); fremskyndet aldring; forvitring av kutikula og vokslag; redusert fotosyntese og vekst; endringer i pigmentsammensetningen og permeabilitet i membraner; økt syntese av etylen, polyaminer, antioksidanter, fri radikaler og fytoalexiner; redusert toleranse for frost og tørke; minsket toleranse for soppangrep; redusert mengde og aktivitet av rubisco; økt eller minsket mørkerespirasjon; redusert fotorespirasjon og økt antall peroxisomer. De eldre plantedelene er mer utsatt for skade enn de yngre.

Ozon er elektrofil, virker sterkt oksiderende og er løselig i vann.

Ozon angriper kjemiske dobbeltbindinger ($\text{C}=\text{C}$) i en **Criegee-reaksjon**, og produktene kan være hydrogenperoksid (H_2O_2), aldehyder, og peroksider.

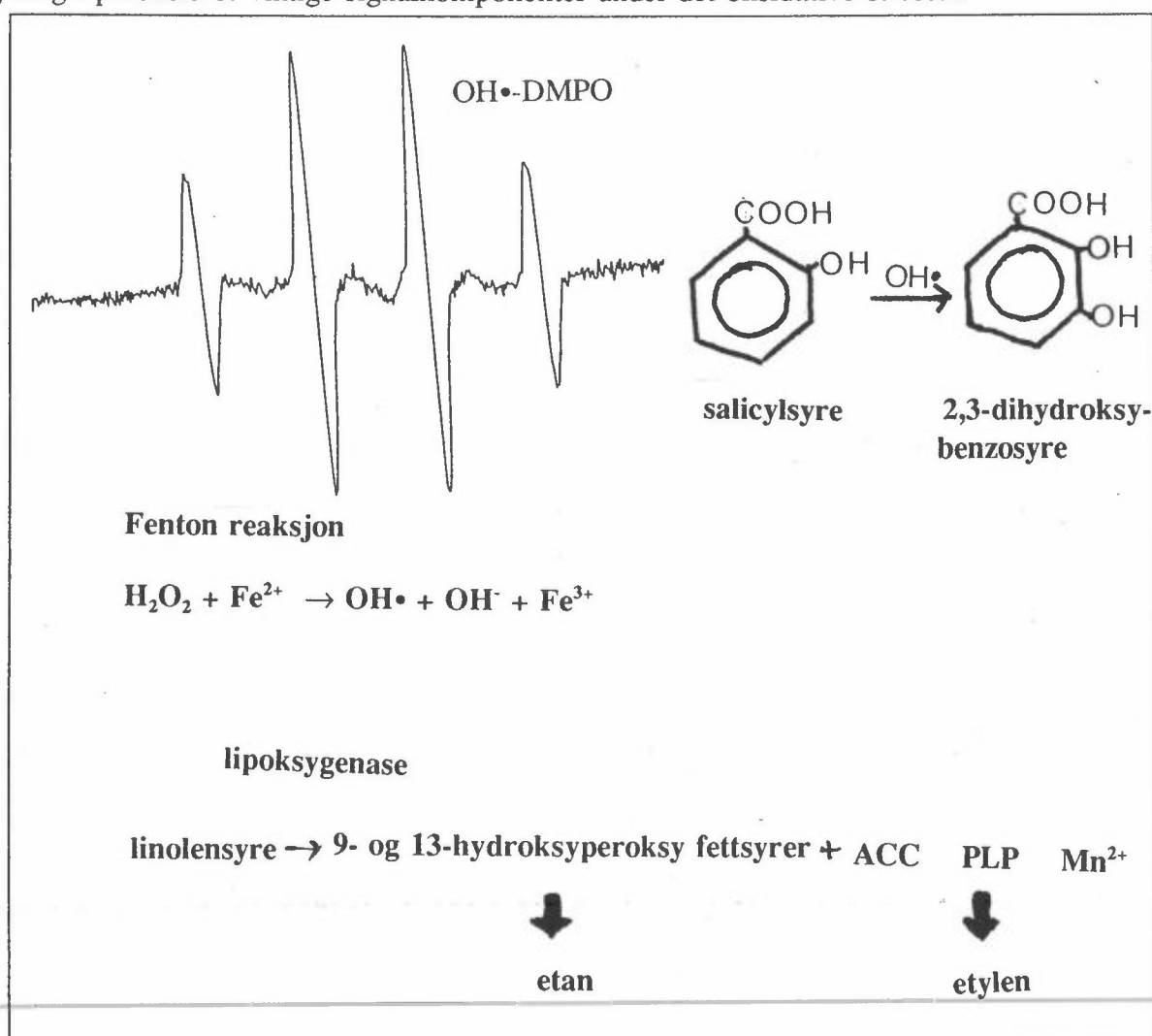
Alt levende liv i en aerob atmosfære utsettes for de skadelige virkningene av forskjellige former av oksygen, inkludert ozon. Plantene er spesielt utsatt for oksidative skader [4]. Oksidative skader på DNA, proteiner, fett, sukker eller andre makromolekyler har vært postulert som hovedårsaken til ødeleggelser som leder til aldring og aldringsrelaterte skader. **Superoksid-radikalet** (O_2^- ; i pH likevekt med HO_2) lages i elektrontransportsystemene i kloroplaster, mikrosomer og mitokondrier. Sekundært lages **hydrogenperoksid** (H_2O_2) som i lave konsentrasjoner kan inaktivere flere enzymer i Calvin-syklus i plantenes fotosyntese. Superoksidradikalet kan sammen med hydrogenperoksid danne **hydroksyl-radikalet** ($\text{OH}\cdot$) i nærvær av små mengder jern- eller kobber-ioner. $\text{OH}\cdot$ oksiderer alle typer molekyler. Selv om det er mye som tyder på at $\text{OH}\cdot$ kan dannes fra O_2^- og H_2O_2 så foreligger det ingen direkte målinger av $\text{OH}\cdot$ *in vivo*. $\text{OH}\cdot$ -radikalet har meget kort levetid og finnes derfor i meget lave konsentrasjoner. Polyumettede fettsyrer (PUFA) er en viktig bestanddel i cellemembraner og thylakoidene. PUFA er utsatt for **autokatalytisk peroksidering** og de kan via oksidasjoner degraderes til kortkjedete hydrokarboner katalysert av jern og kobber. Kjedelengden på alkanene som lages avhenger av ω -tallet som angir lokaliseringen av dobbeltbindingene ved den reduserende enden av fettsyrene. Linolensyre, som er en ω -3 PUFA, vil gi **etan**, en ω -4 syre gir propan, og en ω -5 syre gir butan. Andre oksidasjonsprodukter er **malondialdehyd**. Linolensyre er også utgangspunkt for plantehormonet **jasmonat**, en reaksjon som starter med en lipoksidering. **Singlett oksygen** er en annen skadelig form av oksygen som dannes i **fotodynamiske reaksjoner** i kloroplasten. Ozon kan sammen med tertiære aminer, sulfider, sulfoksider og aldehyder også gi singlett oksygen.

Plantene er utstyrt med en rekke enzymer og stoffer som skal ta hånd om skadelige former av oksygen. **Superoksid dismutaser (SOD)** katalyserer dismutering av O_2^- til H_2O_2 . Enzymene **askorbat peroksidase**, **dehydroaskorbat reduktase**, **monodehydroaskorbat reduktase** og **glutathion reduktase** omsetter H_2O_2 sammen med peroxisom-bundet **katalase** og andre uspesifikke peroksidaser.

Lavmolekylære antioksidanter i plantene er askorbat, redusert glutathion, karotenoider, α -tocopherol (vitamin E), cystein og flavonoider.

Oksidativt stress oppstår når dannelsen av fri radikaler og andre pro-oksidanter overstiger forsvarssystemenes kapasitet. Det er kjent at flere typer stress (påvirkning) som tørke, frost, luftforurensninger, aldring, insekts- og soppangrep, UV- og radioaktiv stråling fører til radikaldannelse i planten. Et radikal er et stoff med et uparet elektron (odde antall elektroner).

Det er vist at ozon stimulerer dannelsen av **salicylsyre** og **patogenerelaterte proteiner** hos tobakk. Samme effekt oppnås med ultrafiolett lys. Dette tyder på at ozon kan virke via generelle stressfysiologiske mekanismer og at de celledadene som oppstår ligner **hypersensitivitetsreaksjoner** med programmert celledød. Salicylsyre, jasmonat, etylen og hydrogenperoksid er viktige signalkomponenter under det oksidative stresset.



Figur 1 Radikal-reaksjoner som vi undersøker.

Metoder/Resultater/Diskusjon

Ozon lages fra tørr og ren oksygen i ozongenerator basert på elektrisk lysbue (Fischer) og måles som UV-absorpsjon (Dasibi, API). Eksponeringssystemene består i det vesentlige av glass, teflon, og rustfritt stål. Salicylsyre og 2,3-dihydroxybenzoesyre måles ved HPLC og fluorescens-/ elektrokjemisk detektor. Etan og etylen måles ved GC-FID.

Vi har tidligere funnet at ozon reduserer fotosyntesen og fotorespirasjonen hos flytebladsplanten andmat [1,3]. Ved eksponeringstid på 1 time er det en grenseverdi for reduksjon i fotosyntesen ved ca. 200 nmol O₃mol⁻¹. Ved økende konsentrasjon av ozon er det en lineær reduksjon i fotosyntese, som også er lineær med opptaket av ozon. For å klargjøre hva denne reduksjonen av fotosyntesen består i undersøkes nå aktiviteten (målt med ¹⁴C-assay) og mengde (målt etter PAGE) av det CO₂-fikserende enzymet rubisco. Andmat har ufunksjonelle spalteåpninger, men vi har behov for å bekrefte dette selv. Dessuten undersøkes effekten av ozon på fotorespirasjonen nærmere. Videre undersøker en hovedfagsstudent aktiviteten til enzymer (askorbat peroksidase, dehydroaskorbat reduktase, guaiacol peroksidase, glutathion reduktase, katalase, superoksid dismutase, glutathion transferase) og innholdet av askorbat og α-tocopherol i andmat. Gir ozon fri radikaler? Radikalene er meget reaktive og har derved kort levetid. Spin-trapping teknikk går ut på å få det kortlivede radikalet (OH•) til å reagere med en spin-trap DMPO og på den måten skape en mer langlivet fritt radikal spin-addukt (DMPO•) som kan påvises ved elektronspin resonans spektroskopi (ESR). Vi klarer ikke å reprodusere forsøkene til Grimes og medarbeidere fra 1983 som viste at ozon ga OH•-radikaler, men vi finner lett OH•-DMPO signalet i en Fenton-reaksjon. Et uidentifisert radikal dannes i reaksjon mellom ozon og umettede fettsyrer målt med DMPO og PBN som spin-trap. Det skjer også en reaksjon mellom ozon og løsningsmiddel (toluen og pyridin) og spin-trap. I arbeidet med å klarlegge hvorvidt ozon danner radikaler ønsker vi å bruke hydroksyleringsprodukter fra salicylsyre som markør for oksidativt stress.

Det siste trinnet i syntesen av plantehormonet etylen fra den cycliske aminosyren 1-aminocyklopropan-1-karboksylysyre katalyseres av ACC oksidase. Imidlertid kan også ACC omdannes til etylen katalyseret av lipoksygenaser i nærvær av linolensyre, pyridoksalfosfat og Mn²⁺. Pyridoksalfosfat gir Schiff-base med aminosyrer. Vi undersøker om denne reaksjonen også kan brukes som mål på mengde persoksiderte fettsyrer.

Medarbeidere:

Stipendiat Gro Torsethaugen, Biologisk institutt, UiO

Professor Einar Sagstuen, Fysisk institutt, UiO (ESR)

Hovedfagsstudenter.

Referanser:

- [1] Torsethaugen, Gro: Effekter av ozon på fotorespirasjon og fotosyntese hos andmat (*Lemna gibba* L.) Cand.scient.-oppgave UiO 1993.
- [2] Dalen, Lars: Virkning av ozon på vokslag, stomatakonduktanse og fotosyntese hos bjørkefiken *Ficus benjamina* og grønnrenner (*Chlorophytum comosum*). Cand.scient.-oppgave UiO 1993.
- [3] Aarnes, H., Baumann, C., Eriksen, A.B., Solås, A., Sundbye, A. & Sølvernes, K.A. 1993. Photosynthesis in ozone-exposed duckweed (*Lemna gibba* L.). *Physiol. Plant.* 87:256-262.
- [4] Aarnes, H. : Oksygen - svøpe og gode. *Naturen* 118 (1994) 177-184.

Assimilasjon og omsetning av nitrogen i frøplanter av gran - *in vivo* ^{14}N -NMR og ^{15}N -NMR

Innledning

Skog og naturlig vegetasjon får idag økt tilførsel av nitrogen via nedbøren, men samtidig er nitrogen det mineralnæringsstoffet som oftest begrenser veksten av planter. Opptaket av nitrogen i planter må være robust for til enhver tid å sikre nok nitrogen. Både karbon, nitrogen og svovel må reduseres før det kan inngå i plantens metabolisme.

Formålet med dette prosjektet er å frembringe mer kunnskap om nitrogenomsetningen i gran (*Picea abies*) som kan brukes til å vurdere mulige skadeeffekter av økt nitrogentilførsel. Grunnleggende biologisk kunnskap om plantearters fysiologi og biokjemi er med å gi beredskap til å møte morgendagens nye katastrofealarmer.

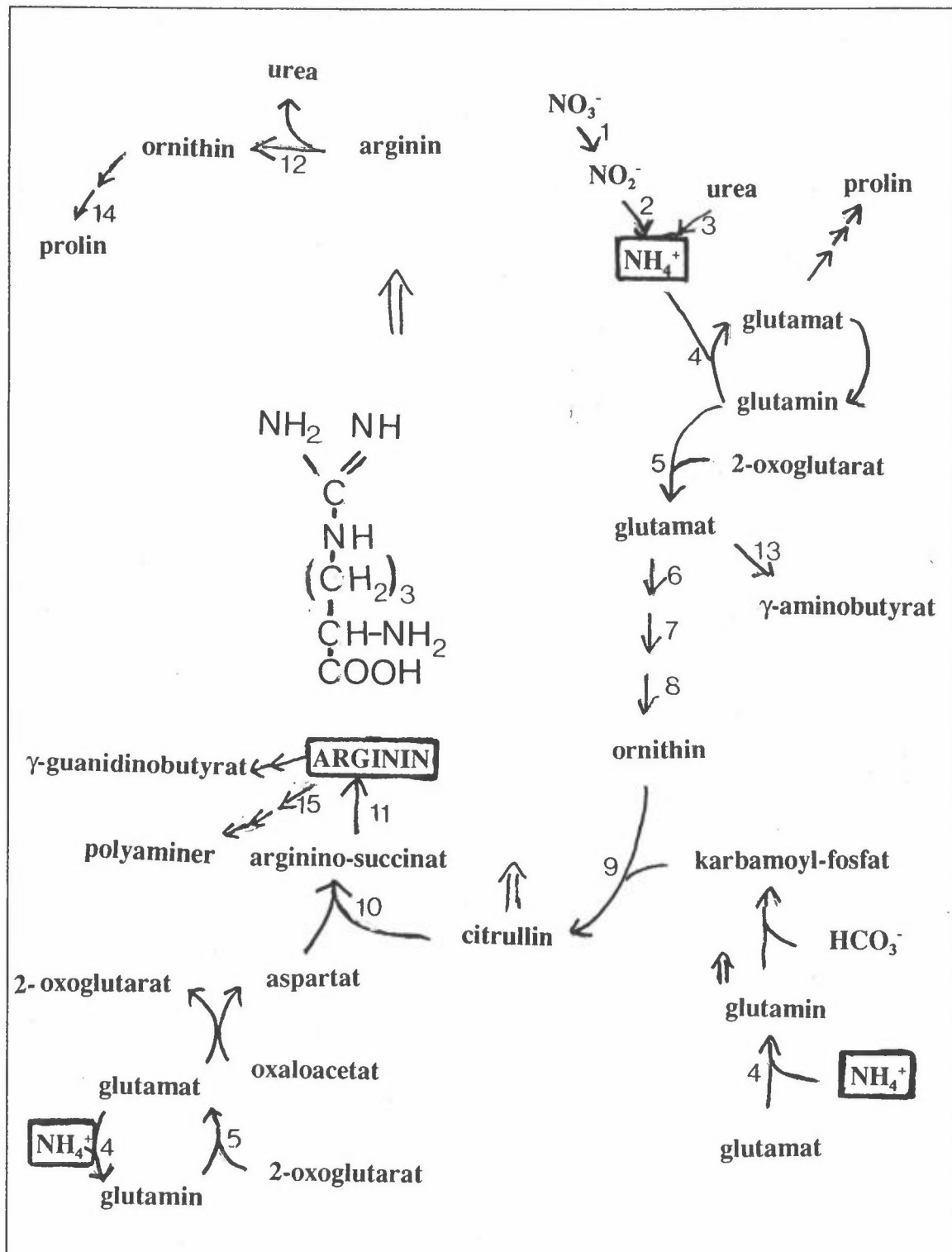
Plantene tar opp nitrogen som uorganisk **nitrat** og **ammonium** eller som organisk **urea**. Via ionebytting gjør opptak av nitrat rotsonen mer basisk, og ved opptak av ammonium mer sur. Nitrat lagres i vakuolen eller reduseres til nitritt i røtter og blader katalysert av det lys- og substrat-induserte enzymet nitrat reduktase. Nitritt transporteres inn i plastidene i røttene eller til kloroplastene i bladene hvor det reduseres til ammonium katalysert av nitritt reduktase. Ammonium kan deretter assimileres inn i aminosyrene **glutamat** og **glutamin** ved hjelp av enzymene glutamin syntetase (GS) og glutamat synthase (GOGAT). Glutamat og glutamin er viktige donorer og transportformer for nitrogen. Store mengder ammonium som tapes via **fotorespirasjonen** i planter blir også re-assimilert via GS/GOGAT. Nitrogen kan videre overføres til aminosyrene **aspartat** og **asparagin** katalysert av henholdsvis aspartat aminotransferase og asparagin syntetase. Aminosyren **arginin** inneholder fire nitrogenatomer og finnes vanligvis i store mengder i trær og lages i **ornithin-syklus** via aminosyrene ornithin og citrullin. Citrullin er også en viktig transportform for nitrogen i tillegg til arginin og glutamin.

Arginin og **prolin** får nitrogen fra glutamat. Det betyr nær sammenheng mellom syntese og omsetning av glutamat-familien av aminosyrer og arginin-metabolismen via ornithin-syklus. I planter og prokaryoter omdannes glutamat til ornithin via acetyl-glutamat. Syntesen av ornithin skjer via rekken glutamat \rightarrow acetyl-glutamat \rightarrow glutamat γ -semialdehyd \rightarrow acetyl-ornithin \rightarrow ornithin. Via biosyntese av arginino-succinat kobles også arginin-syntesen sammen med aspartat-familien av aminosyrer. Arginin omdannes til ornithin og nitrogen frigis som urea katalysert av arginase. I motsetning til dyr har ikke planter behov for å skille ut urea, men bruker det som nitrogenkilde. Dette skjer spesielt hvis det er stort behov for aminosyren prolin til oppbygging av celleveggen via hydrokso-prolin. Prolin som kommer via katabolisme av arginin tilhører en annen "pool" enn den fra direkte biosyntese via glutamat. Planter lager også store mengder prolin når de utsettes for forskjellige former for stress.

Metoder/Resultater/Diskusjon

Gran vokser vesentlig på sur jord og får vanligvis det meste av sitt nitrogen som ammonium. Vi har dyrket 3 uker gamle frøplanter av gran i vannkultur med forskjellige N-kilder (NH_4NO_3 , $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ og KNO_3) i konsentrasjoner fra 0.5 - 50 mM N ([1-6]). Aminosyrer som o-phtaldialdehyd-derivater er analysert og kvantifisert ved HPLC med norvalin som indre standard. Granplantene vokser generelt best på en kombinasjon av nitrat og ammonium. Høye konsentrasjoner (25 mM N) gitt som ammonium eller nitrat hver for seg gir redusert vekst, men ikke hvis gitt i kombinasjon. Ved 24 °C gir også NH_4NO_3 og $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ størst vekst sammenlignet med KNO_3 ([3]).

Forsøk er også utført med steady-state dyrkningsteknikk ([2,4]). Våre forsøk viser også at



Figur 2 Biosyntese og omsetning av arginin i planter katalysert av enzymene:

1. nitrat reduktase; 2. nitritt reduktase; 3. urease; 4. glutamin syntetase (GS); 5. glutamat syntetase (GOGAT); 6. glutamat N-acetyltransferase; 7. N-acetylornithin:glutamat N-acetyltransferase; 8. N-acetylornithin amidohydrolase; 9. ornithin carbamoyltransferase; 10. argininosuccinat syntetase; 11. argininosuccinat lyase; 12. arginase; 13. glutamat dekarboksylase; 14. prolin oxidoreduktase; 15. arginin dekarboksylase;

gran utnytter meget godt urea som nitrogenkilde. Forsøkene viser også at de aminosyrene det er mest av i unge granplanter er glutamin og arginin sammen med aspartat, glutamat, asparagin og alanin, og flere av disse er også viktige transportformer for nitrogen (Tabell I). I nålene er innholdet av asparagin lavt.

Glutamat dehydrogenase som er primær vei for nitrogenassimilasjonen hos mikroorganismer spiller i gran som andre planter bare en rolle ved katabolismen av glutamat. *In vivo* ^{14}N -NMR viser at det er høye ammonium-konsentrasjoner i frøplanter av gran (opptil $46 \mu\text{mol (g fr.vt.)}^{-1}$). Ammonium-konsentrasjonene i plantene når en topp ved 5 mM NH_4^+ i næringsløsningen og øker ikke selv om NH_4^+ konsentrasjonen i mediet øker til 50 mM. Forsøkene viser også at NH_4^+ foretrekkes fremfor NO_3^- . Ut fra den pH-avhengige kvintetten for ^{14}N -NMR- NH_4^+ mener vi at unge granplanter kan lagre ammonium i sure vakuoler i rot og stengel (pH 3.7-3.8) og i nålenes vakuoler (pH 3.4-3.5) (Fig. 2). Høye ammonium-konsentrasjoner anses for å være giftig for plantene, men ved lagring i sure vakuoler unngås sannsynligvis gifteffekten. Merkingmønstre i våre forsøk med *in vivo* ^{15}N -NMR viser at gran assimilerer nitrogen som andre planter via GS-GOGAT (Fig. 4). Dette bekreftes ytterligere ved hemmere som methioninsulfoximin (hemmer GS) og azaserine (hemmer GOGAT). Dobbel ^{15}N -merking i arginin viser at ornithin-syklus er en viktig omsetningsvei for nitrogen i unge granplanter.

Unge granplanter kan utnytte både nitrat og ammonium som nitrogenkilder, men er spesielt tilpasset til bare å bruke ammonium. Det er store variasjoner i aminosyre-innholdet i de forskjellige delene av unge granplanter. Aminosyre-"poolen" er i stadig og rask steady-state omsetning med store variasjoner som følge av årstid, aldersstadium og plantevev. Det betyr at man må være kritisk før man velger f.eks. arginin-innholdet i barnåler som mål på nitrogenbelastningen.

Det er i utgangspunktet ikke å forvente at nitrogen skal ha negative effekter på vekst av planter, men nitrogenelskende arter kan få konkurransefortrinn. Nitrogen tilført på feil tid av året kan også tenkes å skape vansker med innvintring og herding av flerårige planter. Det er vanskelig å beskrive vitaliteten til skog og planter, spesielt hvis klima og ekstreme vær-situasjoner er en del av forklaringen. Etter-effekter av biotisk stress fra andre levende organismer og abiotiske faktorer gjør det vanskelig å forutsi dynamikken og kausaliteten i et komplekst vegetasjonssystem som en granskog.

Det er behov for nærmere undersøkelser av betydningen av citrullin som transportform for nitrogen og granplanters evne til å lage γ -guanidinoforbindelser ved stor nitrogentilførsel.

Medarbeidere:

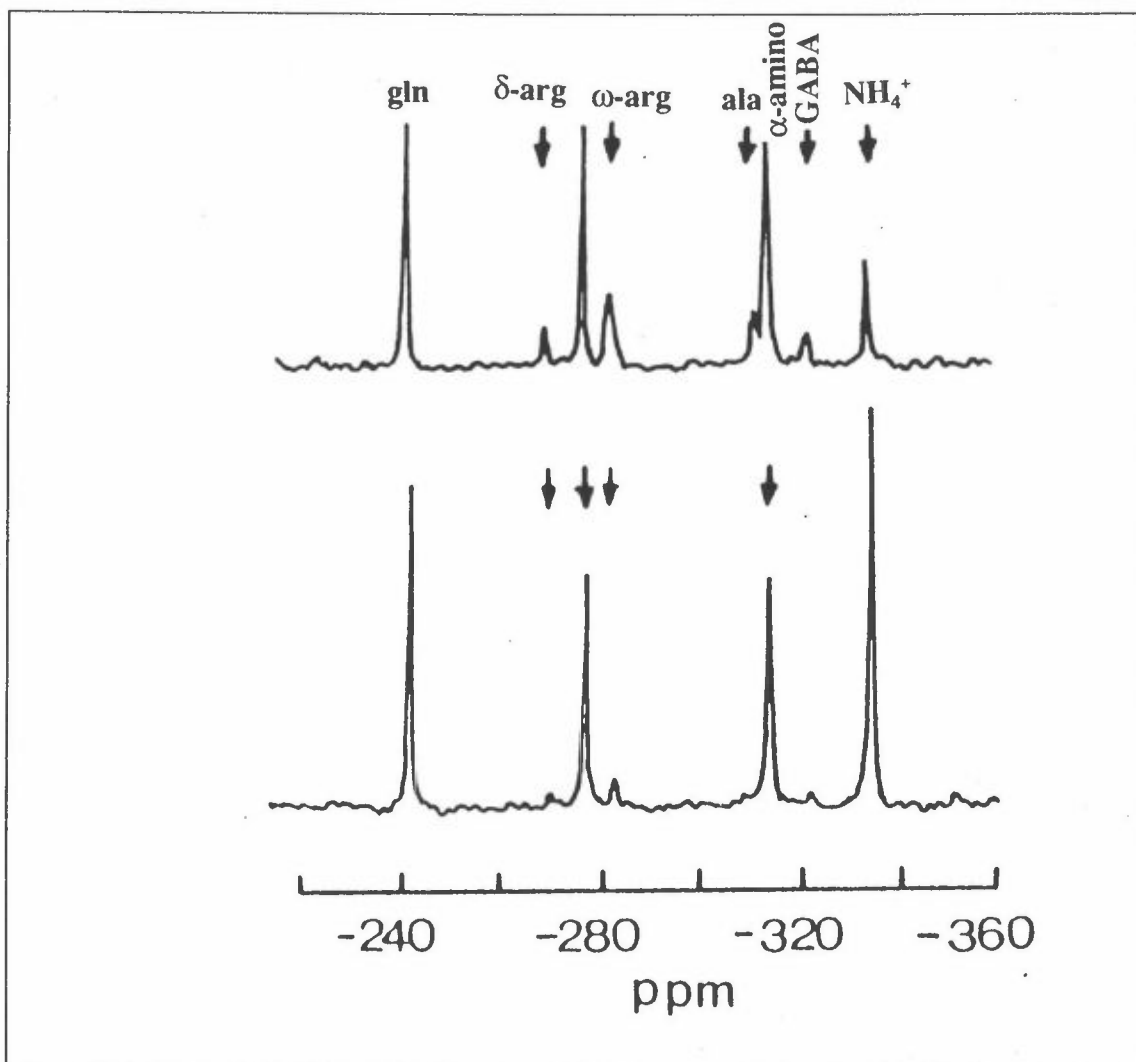
Førsteamanuensis Aud Berglen Eriksen, Fytotronen, Biologisk institutt, UiO.

Forsker Timothy E. Southon, Nycomed Imaging, Oslo

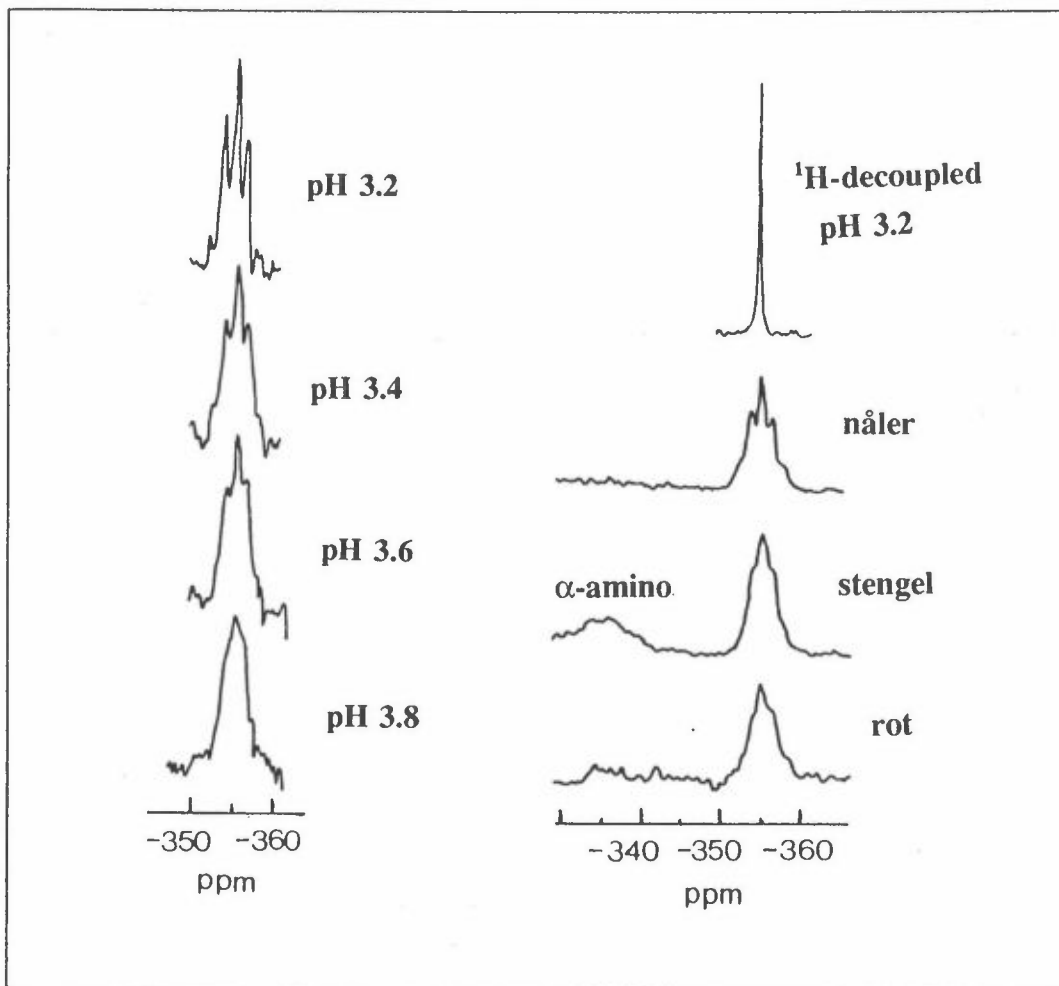
Hovedfagsstudenter.

Referanser:

- [1] Aarnes, Halvor; Eriksen, Aud. B. & Timothy E. Southon: Metabolism of nitrate and ammonium in seedlings of Norway spruce (*Picea abies*) measured by *in vivo* ^{14}N and ^{15}N NMR spectroscopy. *Physiol. Plant.* 94 (1995) 384-390.
- [2] Hofgaard, Ingerd Skow: Effekt av økt CO_2 -tilførsel og varierende næringstilgang på frøplanter av gran (*Picea abies*). *Cand.scient.-oppgave UiO* 1995.
- [3] Føreid, Bente: Effekter av nitrogenkilde og temperatur på frøplanter av gran (*Picea abies* (L.) Karst.) *Cand. scient.-oppgave UiO* 1993.
- [4] Rosendahl, Kirsti Inderaug: Virkning av N-kilder på gran (*Picea abies* (L.) Karst.) undersøkt med to dyrkningsteknikker. *Cand.scient.-oppgave UiO* 1993.
- [5] Swensen, Berit: Virkning av nitrogenoverskudd på gran (*Picea abies* (L.) Karst. Undersøkelse av vekstforskjeller og innhold av NO_3^- og NH_4^+ i plantevev ved tilførsel av ulike N-mengder og N-typer. *Cand.scient.-oppgave UiO* 1992.
- [6] Harboe, Liv Mette: Virkninger av nitrat og ammonium på enzymer i nitrogenomsetningen hos gran (*Picea abies* L.). *Cand. scient.-oppgave UiO* 1991.



Figur 3 ^1H -decoupled ^{15}N -NMR spektra fra stengel og rot fra frøplanter av gran som vokser på 2.5 mM $^{15}\text{NH}_4\text{NO}_3$ (omarbeidet fra [1]).



Figur 4 ^1H -coupled ^{14}N -NMR spektra av ammonium i pH-standard og i nåler, stengel og rot fra frøplanter av gran som har vokst på 2.5 mM $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (omarbeidet fra [1]).

	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$			NH_4NO_3		
	rot	stengel	nåler	rot	stengel	nåler
aspartat	0.9	1.8	1.3	1.0	2.7	1.7
glutamat	0.5	1.7	1.2	1.0	2.1	1.5
asparagin	0.8	1.5	0.2	0.7	1.5	0.2
glutamin	8.7	5.2	3.2	3.2	6.8	4.4
alanin	1.5	1.6	0.9	1.2	2.0	1.2
arginin	2.0	6.6	1.7	1.9	4.6	2.4

Tabell I. Aminosyreinnhold ($\mu\text{mol (g fr.vt.)}^{-1}$) i frøplanter av gran som har vokst 4 d i vannkultur med 2.5 mM $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ eller NH_4NO_3 (omarbeidet fra [1]).

OZON OG KLIMA - EFFEKTER AV TÅLEGRENSEOVERSKRIDELSER PÅ BJØRK OG FJELLPLANTER.

Leiv M. Mortensen, Planteforsk, Sørheim forskingssenter, 4062 Klepp stasjon, og Institutt for plantefag, Norges landbrukshøgskole, Ås.

Innledning

Bakkenær ozon (O_3) er den luftforurensingen som i regional skala kan opptre i konsentrasjoner som kan gi direkte skader på vegetasjonen i Norge. Mye tyder på at O_3 -forurensingen også vil øke i årene som kommer, og det er derfor spesielt viktig å få mere kunnskap om hvilke effekter som kan forventes av denne forurensingen. I dag prøver man å definere en gitt O_3 -forurensing ved akkumulert O_3 -dose over 40 ppb (AOT40 i ppm-timer) istedenfor å operere med konsentrasjoner. Dette gjør det enklere å sammenligne resultater fra ulike land. Per dags dato vet man lite om tålegrensen for O_3 for ulike planteslag/vegetasjonstyper. Særlig gjelder dette under ulike klimatiske betingelser. For å få bedre innsikt i hva norsk vegetasjon tåler av O_3 -forurensing er en lang rekke studier på ca. 50 planteslag (hovedsaklig fjellplanter) med hovedvekt på bjørk (Betula pubescens Ehrh.) blitt gjennomført. I tillegg er det utført en rekke studier på sammenhengen mellom O_3 -skade og klimaforholdene før/under O_3 -episoden med bjørk og timotei.

Tålegrenser for fjellplanter

De fleste av de undersøkte fjellplantene tåler ganske store O_3 -doser (>10-20 ppm-timer AOT40) før veksten blir redusert. En stor andel av AOT40-dosen forekommer i april/mai, og dette medfører at fjellvegetasjonen som først starter vekstsesongen i juni, unngår en stor del av O_3 -forurensingen. I praksis betyr dette at vegetasjonen i fjellet i Norge relativt sjelden blir utsatt for AOT40-verdier særlig over 5 ppm-timer i løpet av vekstsesongen. En skal imidlertid ikke se bort fra at O_3 -episoder i juni-august kan ha negativ innvirkning på enkelte planteslag som for eksempel fjelltimotei og kløver som er

svært O₃-følsomme.

Vanlig bjørk (fjellbjørk) er relativt følsom for O₃ samtidig som det er det viktigste lauvtre-slaget i Norge. Dette har gjort at dette planteslaget er viet spesiell oppmerksomhet i de siste årene. Som en oppsummering av en rekke studier foreslås følgende skadefunksjonen for dette treslaget:

$$y = 100 - 1,4x$$

hvor y er relativ biomasse og x antall ppm-timer AOT40 i vekstsesongen. Dette betyr at en O₃-dose på 7,1 ppm-t forventes å gi 10% reduksjon i biomasse-produksjonen.

Knoppsprett hos bjørk inntreffer fra tidligst i midten av april i lavlandet i Sør-Norge og til i juni måned i fjellet og i Nord-Norge. Dette betyr at bjørka i lavlandet i Sør-Norge er mest utsatt for O₃-forurensingen. En undersøkelse i 1995 viste at synlige O₃-skader (gule prikker) oppstod raskere på utviklede bjørkeblad enn hos blad på musørestadiet. Etter at den tre uker lange O₃-episoden var avsluttet utviklet det seg imidlertid omfattende synlige skader også hos plantene som var blitt eksponert på musørestadiet. Mye tyder derfor på at bjørka selv på musøre-stadiet er svært følsom for O₃. Dette har stor betydning for vurderinger av O₃-skader på bjørk siden en stor del av O₃-forurensingen opptrer i perioden hvor bjørka er på musøre-stadiet.

O₃ og temperatur

Et forsøk hvor planter vokste ved samme lyssum inne i et veksthus ved 18°C og utendørs ved ca. 12°C viste at O₃-effekten på bjørk og timotei var lite påvirket av temperaturen før O₃-episoden. Imidlertid førte lavere temperatur (15 sammenlignet med 25°C) under O₃-eksponeringen til økte synlige bladskader hos begge artene. Hos bjørk ved 15°C forårsaket en AOT40-dose på ca. 0,5 ppm-t i løpet av 2-3 dager synlig bladskade, mens selv 2 ppm-t ga ubetydelige skader hvis temperaturen var 25°C. Foklaringen på dette ligger i en sterk økning i O₃-absorpsjonen når temperaturen senkes (økt stomata-åpning).

O₃ og lysforholdene

Både bjørk og timotei ble mindre skadet av en gitt O₃-dose hvis de på forhånd hadde vokst ved gode sammelignet med dårlige lysforhold. Sannsynligvis har dette sammenheng med at plantene i større grad kan nøytralisere absorbert O₃ p.g.a. økt innhold av antioksydanter produsert ved gode lysforhold. Lyssummen synes å være det avgjørende i denne sammenhengen både for bjørk og timotei, og ikke daglengden. Unge blad av bjørk lukker ikke stomata i mørke, hvilket betyr at O₃-absorpsjonen foregår døgnet rundt uavhengig av daglengden.

O₃ og luftfuktigheten

Luftfuktigheten i løpet av O₃-episoden påvirket ikke skadeomfanget hos bjørk. Hos timotei førte imidlertid en økning i luftfuktigheten til en sterk økning i skadeomfanget. Dette har sannsynligvis sammenheng med stomata-funksjonen, d.v.s. at stomata hos bjørk er lite følsomme for luftfuktigheten i motsetning til hos timotei.

O₃ og CO₂

Som for luftfuktigheten var bjørk lite påvirket av en fordobling av CO₂-konsentrasjonen (350 til 700 ppm) når det gjaldt O₃-effekten, mens O₃-effekten ble sterkt redusert hos timotei når konsentrasjonen økte. Dette har stor interesse i forbindelse med den globale CO₂-økningen som skjer.

Oppsummering

Bjørk, timotei og kløver synes å være blandt de mest O₃-følsomme planteslagene i Norge. Når det gjelder vurderinger av O₃-effekter og tålegrense-overskridelser (definert som minst 10% biomasse-reduksjon) er det viktig å definere O₃-dosen innenfor den aktuelle vekstssesongen. Det er i dag et stort behov for å utvikle skadefunksjoner for de viktigste planteslagene, og dette må gjøres under realistiske betingelser (utendørs). Så langt har man kun for hveten en rimelig godt dokumentert skadefunksjon ($y = 100 - 1,8x$).

Kontrollerte vekstkammer-forsøk har gitt oss svært verdifull informasjon om hvordan ulike klimaforhold griper inn og

påvirker effekten av en og samme O₃-dose. Denne kunnskapen ville en i liten grad kunne klare å tilegne seg gjennom de mere realistiske feltforsøkene (kamre med åpen topp). Målsettingen er at en i framtida vil være i stand til å inkorporere ulike klima-faktorer i skadefunksjonene, men internasjonalt er man knapt nok kommet til startfasen når det gjelder dette arbeidet.

Effekter av langtransporterte luftforurensninger på vegetasjonen i boreal barskog: resultater av fem års undersøkelser i Solhomfjell-området, Gjerstad, Aust-Agder

Rune Halvorsen Økland

Innledning

Foredraget gir et kortfattet sammendrag av de viktigste resultater oppnådd i dette TVLF-støttete prosjektet, som har pågått fra 1988 til 1994. Et mer utførlig sammendrag er gitt av R. Økland (1995d).

Undersøkelsens mål var å finne ut hvorvidt det har skjedd, og fortsatt skjer, endringer i vegetasjon, jord og trærnes tilstand i en boreal barskog som i norsk målestokk er sterkt utsatt for deponisjon av langtransporterte luftforurensninger. For å nå dette målet er det utført detaljerte undersøkelser i permanente prøveflater. Mangel på grunnleggende kunnskap om vegetasjonen i skog gjorde at det ble valgt en strategi som kombinerte detaljerte basisundersøkelser av struktur og dynamikk med detaljert registrering av utvikling over tid. I valg av metoder ble særlig vekt lagt på egnethet for statistisk behandling, spesielt flervariabel-metodikk. Videre ble lagt opp til integrert analyse av trær, undervegetasjon og jord, deriblant detaljerte populasjonsbiologiske undersøkelser. Dette fordi det var all grunn til å anta interaksjoner mellom de ulike komponentene i skogøkosystemet, samt at ulike deler av systemet kunne vise ulik respons på samme ytre påvirkning, eller reagere på forskjellige ytre påvirkninger.

Materialiet

Sampling ble objektivisert mest mulig, slik at arters framgang/tilbakegang kunne testes. To hundre prøveflater á 1 m² (hver med 16 småruter) ble plassert tilfeldig langs 8 transekter. Vegetasjon, jord og trær ble analysert i 1988, med full reanalyse i 1993. Hver 4. prøveflate (i alt 50) ble analysert med hensyn på vegetasjonen hvert år 1988-93 for å kvantifisere naturlig dynamikk i vegetasjonen. En rekke ulike statistiske metoder er benyttet til analysen av de ulike typer data. Sentralt står ordinasjonsanalyse av vegetasjonsdata.

Basisundersøkelser

Følgende fire basisundersøkelser danner grunnlaget for forklaring av endringsmønstre over tid:

(1) Analyse av sammenheng mellom vegetasjonsvariasjon i rutene og variasjon i økologiske faktorer (R. Økland & Eilertsen 1993, 1994); viser at det er to hovedgradienter i vegetasjonen: (i) en topografisk hovedgradient fra rikere granskog via fattig granskog og lyngfurusskog til lavrik furuskog, og (ii) en gradient fra åpninger mellom trær, normalt med høy jordfuktighet, til tørrere steder under trær.

(2) Detaljert analyse på artsnivå av persistens (stabilitet fra år til år; viktig for evaluering av endringer i artsmengder og vegetasjon over tid; R. Økland 1995a, 1995b).

(3) Analyse av assosiasjoner mellom mosearter i granskog (R. Økland 1994); indikerer at konkurranse mellom arter spiller mindre rolle enn artenes gjensidige fordel av å vokse sammen (bedre vannhusholdning).

(4) Et omfattende studium av etasjemosens populasjonsbiologi (R. Økland 1995c, R. Økland & T. Økland 1996), som pågår også i 6 andre områder (NIJOS' overvåkingsområder for granskogsvegetasjon, se T. Økland in prep.), og som har gitt ny innsikt i de populasjonsprosesser som er viktige for vegetasjonsendringer og vegetasjonsutvikling i

bunnsjiktet. Arten er overveiende klonal, flerårig, med årsperiodisitet i vekst og størrelsesavhengige forgreining- og dødsrater.

Utvikling i 5-årsperioden

Plantearter i undervegetasjonen

Detaljerte resultater er gitt i R. Økland (1996). Data om persistens danner grunnlaget for vurdering av 5-årstrender: endringene i 5-årsperioden er signifikante når de er større enn endringene mellom enkeltår.

De viktigste resultatene kan oppsummeres slik: En rekke karplantearter går tilbake i (noe rikere) granskog, f.eks. fugleteig (*Gymnocarpium dryopteris*), gaukesyre (*Oxalis acetosella*) og skogørkvein (*Calamagrostis purpurea*). En karplanteart, smyle (*Deschampsia flexuosa*), går fram i granskog. Mange kryptogamer (25 av 49) går signifikant fram i granskog, deriblant *Dicranum majus*, *Dicranum scoparium*, *Hylocomium splendens* og *Rhytidiadelphus loreus*. Ingen moser går tilbake i granskog. Endringene i furuskogen er mindre, og kan relateres til klimatiske forhold fra år til år (tørke, reetablering).

Trær

På grunnlag av registreringer av alle trær (> 2 m) i 100 utvidete prøveflater á 64 m², blir det påvist en økning i antall for alle treslag fra 1988-93 (gran: 3.0%, furu: 1.8%, bjørk: 9.0%, rogn: 40.5%), en volumøkning på 11.2% for gran og 11.4% for furu, og en populasjonsvekst-rate (λ) på 1.04 for begge bartreartene (R. Økland, unpubl.), gitt at man antar likt antall individer < 2 m i 1988 og i 1993 (ikke systematisk registrert i 1988; varierer sterkt mellom år).

Vegetasjon

Som hovedkriterium for vurdering av vegetasjonsendring er benyttet grad av forflytning mellom to analysetidspunkter av enkeltruter i et tolket ordinasjonsdiagram (R. Økland & Eilertsen in prep.).

Endringer mellom enkeltår (analyser basert på 50 prøveflater) er små, og synes umiddelbart å være uten bestemt(e) retning(er). Seks av 40 tester er signifikante på nivå $P > 0.1$, en total-test er signifikant på Bonferroni-korrigert nivå $P = 0.0029 \cdot 40 = 0.116$. En variansanalyse av endringsmønstre viser komplekse år/vegetasjonstype-interaksjoner.

Endringer i 5-årsperioden er også relativt små. En statistisk analyse viser imidlertid sterk forflytning mot høyre for flater fra rikere granskog ($P < 0.001$); en trend som vises både i karplantesammensetningen og i bunnsjiktssammensetningen. I de andre skogtypene er det mindre endringer.

Etasjemosepopulasjonene

Årlig registrering av alle vekstpunkter og estimering av størrelse (tørrvekt) for alle utvokste segmenter er utført i perioden 1990-95. En sterk økning i antall mosesegmenter (39%) fant sted 1990-93. I denne perioden økte også mosesegmentenes gjennomsnittsstørrelse med 27%. Etter 1993 har det vært nedgang både i antall og størrelse. Disse trendene kan forklares av en modell for potensiell relativ assimilasjon hos etasjemose (R. Økland, unpubl.) som sterkt vektlegger betydningen av antall dager mosen er oppfuktet.

Jord

Målinger av 17 parametre i humuslaget ble foretatt i 1988, gjentatt analyse ble gjort i 1993

på samme årstid, under samme klimaforhold og på samme steder. Bearbeiding av gjenanalysedataene (R. Økland & Eilertsen, in prep.) viser sterk pH-nedgang (gj.sn. nedgang: 0.25 enheter ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$), 0.28 enheter ($\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$); $n = 199$, begge $P < 0.0001$). Nedgangen i pH er sterkest i rikere granskog (0.29, resp. 0.33 pH-enheter). Konsentrasjonen av ekstraherbart Ca viste sterk nedgang (29% reduksjon) i rikere granskog ($P < 0.001$), ellers var endringene ikke signifikante. Total N viste ikke signifikant endring i granskog, men i furuskogen var det økning ($P < 0.001$). Ekstraherbare Al- og Mn-konsentrasjoner økte også kraftig (ca. 3 \times !) i alle skogtyper.

Det ble bare funnet svake sammenhenger mellom endringer i jorda og endringer i trebestanden: Kun for $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ og Al i granskog var sammenhengen mellom tretetthet og endring signifikant ($P < 0.05$). For disse kunne henholdsvis 3.8 og 7.3% av endringen forklares av endringer i tresjiktet (mulig effekt av trærnes vekst).

Sammenhenger

Det ble ikke funnet noen systematisk sammenheng mellom endring i vegetasjon og endring i jordfaktorer på enkeltrutenivå, noe som indikerer at *endringene i vegetasjonen ikke har skjedd som respons på endringer i miljøet på fin skala*. Det ble heller ikke funnet systematiske sammenhenger mellom endring i vegetasjon og endring i felt- og bunnsjikt, eller mellom endringer i felt- og bunnsjikt (separate ordinasjoner av karplanter og kryptogamer ble utført). Dette viser at *endringer i de ulike sjikt ikke er forårsaket av endringer i et annet sjikt*, og antyder at det kan være ulike årsaker til endringer i felt- og bunnsjikt.

Konklusjoner

Resultatene er konsistente med følgende hypoteser:

(1) Det pågår endringer i rikere granskogsvegetasjonen i undersøkelsesområdet i Gjerstad, med tilbakegang for en rekke næringskrevende arter, særlig på næringsfattigere voksesteder. Disse endringene er en respons på miljøendringer over lang tid og på grov skala; særlig synes det sannsynlig at pågående forsuring spiller en rolle. Dersom denne trenden fortsetter, vil en betydelig utarming av floraen finne sted over en femtiårsperiode.

(2) Moser har økt massivt i mengde i granskog i perioden 1988-93. Dette skyldes særdeles gunstige klimaforhold flere av årene i perioden; spesielt må betydningen av milde, snøfrie vintre framheves. Klimaendring i retning av mildere og fuktigere klima vil, i hvert fall på kort sikt, føre til økt mosedekning i bunnsjiktet.

(3) Smyle har økt i mengde, lauvtrær har økt i antall, og bartrærne har hatt stor volumtilvekst. Det er sannsynlig at nitrogengjødsling er en medvirkende årsak til dette. Økningen i total-nitrogenmengder i humuslaget fra blåbærgranskog mot lavfurusskog som ble observert i 1988, og som ble forsterket med økningen i nitrogen i furuskog fra 1988 til 1993, antyder nitrogenmetning i furuskog.

Reanalyse i 1998 vil kunne gi sikrere indikasjon på styrken på de observerte langtidstrendene. Resultatene av NIJOS' vegetasjonsovervåking i 10 granskogsområder (reanalyse fra 1993; T. Økland, in prep.) vil gi svar på hvorvidt de mønstrene som er observert i Solhomfjell er deler av et regionalt mønster.

Referanser

- Økland, R.H. 1994. Patterns of bryophyte associations at different scales in a Norwegian boreal spruce forest. - *J. Veg. Sci.* 5: 127-138.
- Økland, R.H. 1995a. Bryophyte and lichen persistence patterns in a Norwegian boreal coniferous forest. - *Lindbergia* 19: 50-62.

- Økland, R.H. 1995b. Persistence of vascular plants in a Norwegian boreal coniferous forest. - *Ecography* 18: 3-14.
- Økland, R.H. 1995c. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. I. Demography. - *J. Ecol.* 83: 697-712.
- Økland, R.H. 1995d. Boreal coniferous forest vegetation in the Solhomfjell area, S Norway: structure, dynamics and change, with particular reference to effects of long distance airborne pollution. - *Sommerfeltia Suppl.* 6: 1-33.
- Økland, R.H. 1996. Species abundance variation in the boreal coniferous forest floor at Solhomfjell, S Norway, 1988-93. - *Nord. J. Bot.* 15: in press.
- Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1993. Vegetation-environment relationships of boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. *Sommerfeltia* 16: 1-254.
- Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1994. Canonical correspondence analysis with variation partitioning: some comments and an application. - *J. Veg. Sci.* 5: 117-126.
- Økland, R.H. & Eilertsen, O. in prep. Dynamics of understory vegetation in a Norwegian old-growth boreal coniferous forest, during a six-year period. - *J. Veg. Sci.*, revision subm.
- Økland, R.H. & Økland, T. 1996. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. II. Effects of density. - *J. Ecol.* 84 (1): in press.
- Økland, T. in prep. Vegetation-environment relationships of boreal spruce forests in ten monitoring reference areas in Norway. - *Sommerfeltia*, subm.
-

Nitrogen-nedfallets betydning for utvalgte arter i fjell- og heiområder i Norge.

Aud B. Eriksen og Inger Nordal.
Biologisk institutt, Boks 1066, Universitetet i Oslo, 0316 Oslo.

Bakgrunn

Som et resultat av økt luftforurensning, har nitrogen tilførselen til terrestriske økosystemer økt drastisk de siste tiårene. I Europa kan deposisjonen av atmosfærisk nitrogen bli så høy som 20 kg N/ha og verdier opptil 100 kg N/ha har blitt rapportert for spesielt belastede områder. Hovedkildene for det lufttransporterte nitrogenet, er NO_x fra forbrenningsprosesser og NH₃ fra jordbruksaktivitet.

Økt nitrogen tilgjengelighet kan favorisere plantearter tilpasset relativt næringsrike forhold og gi økt konkurranse mot mindre næringskrevende arter, hvilket vil resultere i et utarmet arts mangfold.

I en del nord-europeiske lynngeier er det vist en sterk framgang for grasarten blåtopp (*Molina coerulea*), som er skjedd på bekostning av mindre næringskrevende arter. For tidsrommet 1986 til 1992 ble det rapportert tilbakegang for grasarten rypebunke (*Vahlodea atropurpurea*) på Dovre og Ringebufjellet. I disse områdene hadde hhv. smyle (*Deschampsia flexuosa*) og gulaks (*Anthoxanthum odoratum*) overtatt dominansen. Kan rypebunke være en indikatorplante for negative virkninger av økte nitrogendeposisjoner fra lufttransportert forurensning?

Vårt prosjekts hovedmål var å øke forståelsen av sammenhengen mellom økt nitrogen-nedfall og endringer i arts mangfoldet i fjell- og heiområder i Norge og prosjektets delmål å undersøke om nitrogenmengden og forskjellige nitrogenkilder (ammonium og nitrat) påvirker konkurranseforholdene mellom følgende fem gras- og starrarter: rypebunke (*Vahlodea atropurpurea*), smyle (*Deschampsia flexuosa*), gulaks (*Anthoxanthum odoratum*), blåtopp (*Molina coerulea*) og stivstarr (*Carex bigelowii*).

Resultater

I Norge reduseres nitrogendeposisjonene fra sør til nord i landet. I fem områder med ulik N-nedfall (Oslo, Rølldal, Finse, Dovre og Tromsø) er det blitt lagt ut fastruter (1 x 1 m) som kan følges over tid. Det er utført artsbestemmelse i rutene og det er blitt samlet planter og frø fra disse områdene for videre undersøkelser under kontrollerte betingelser i Fytotronen, UiO.

I Fytotronen er det blitt utført dyrkningsforsøk hvor plantene har fått tilført nitrogen over en to måneders periode for å simulere N-tilførsel fra nedbør. Nitrogenet har blitt tilført som ammonium, nitrat eller ammoniumnitrat.

Med økende mengde nitrogen tilsetning (opptil 265 kg N/ha), ble det funnet økt vekst for alle artene når de vokste hver for seg i pottene (fig. 1 A, 2 A og 3). Av de fem artene var det blåtopp som responderte best på N-tilsetning med en eksponentiell tilvekst. Gulaks økte biomasseproduksjonen først når N-mengdene ble 100 og 200 kgN/ha, mens det for de tre andre artene ble funnet en jevnt økende biomasse produksjon med økende N-mengde.

Ved beregning av den relative veksthastighet, ble den høyeste veksthastigheten funnet for blåtopp. Men ved sammenlikning av de andre artene var det rypebunke som hadde høyest relativ veksthastighet ved alle N-nivåene.

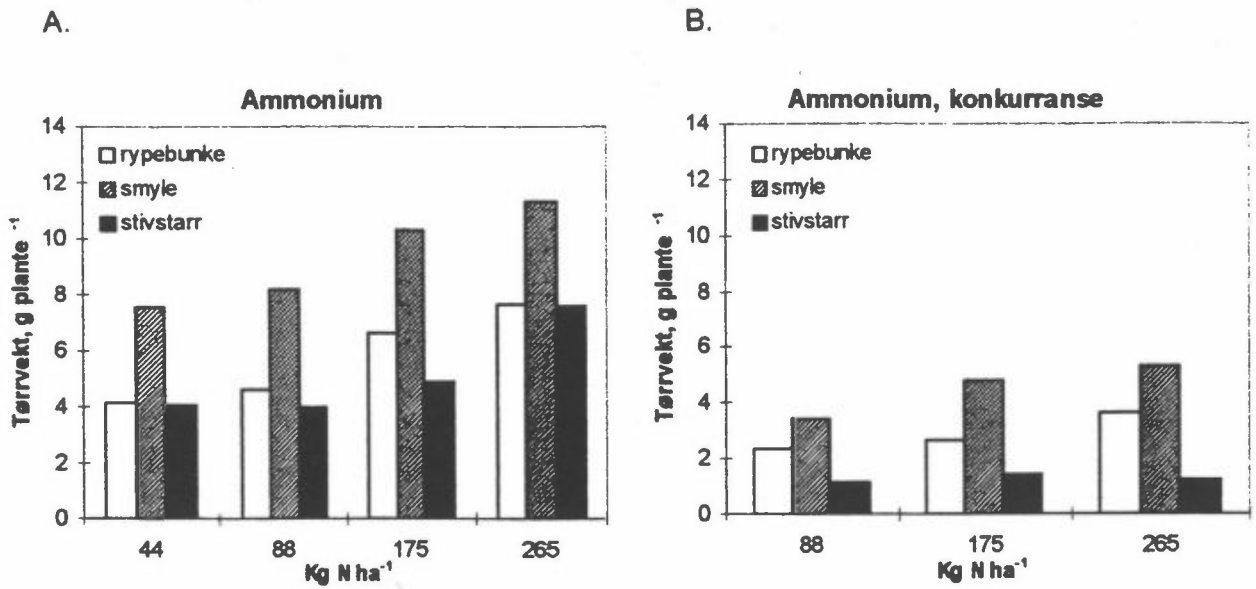


Fig.1. Virkning av økende nitrogenmengde, gitt som $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, på biomasseproduksjon (tørrvekt, g/pl.) av overjordisk del hos rypebunke (*Vahlodea atropurpurea*), smyle (*Deschampsia flexuosa*) og stivstarr (*Carex bigelowii*). A. De tre artene har vokst enkeltvis i pottene. B. Alle artene har vokst sammen under konkurranseforhold.

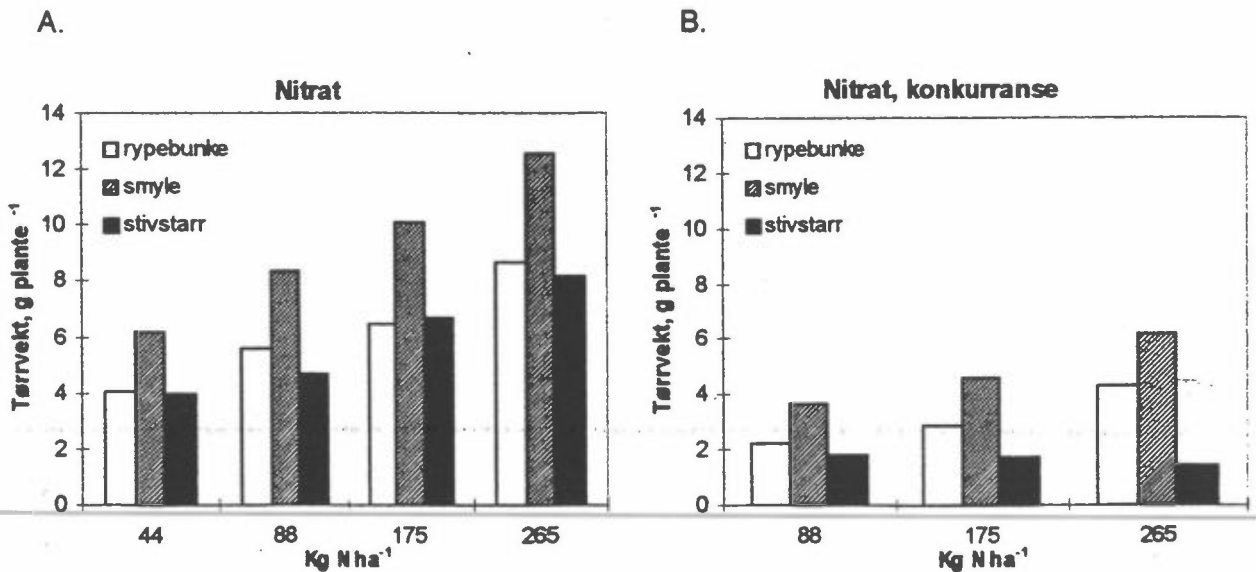
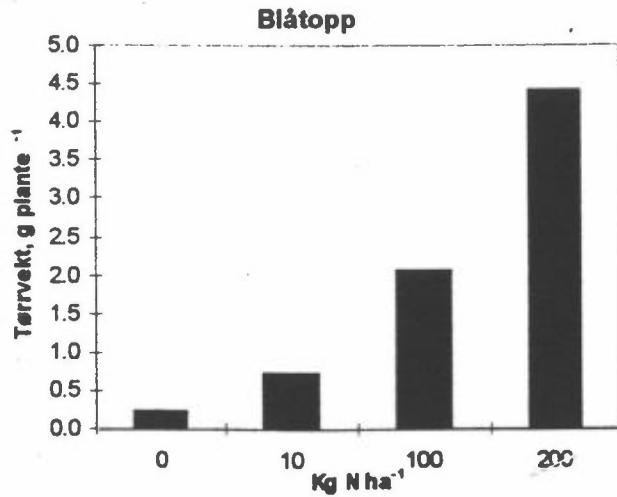


Fig. 2. Virkning av økende nitrogenmengde, gitt som KNO_3 , på biomasseproduksjon (tørrvekt, g/pl.) av overjordisk del hos rypebunke (*Vahlodea atropurpurea*), smyle (*Deschampsia flexuosa*) og stivstarr (*Carex bigelowii*). A. De tre artene har vokst enkeltvis i pottene. B. Alle artene har vokst sammen under konkurranseforhold i 0,6 m² store kasser.

A.



B.

73

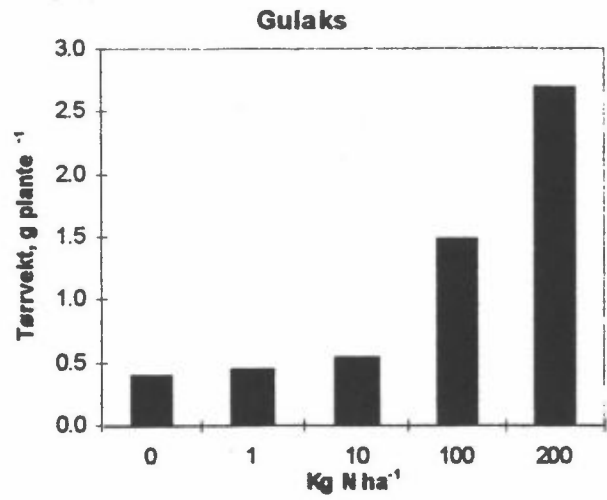


Fig. 3. Virkning av økende nitrogenmengde, gitt som NH_4NO_3 , på biomasseproduksjon (tørrvekt, g/pl.) av overjordisk del hos A. blåtopp (*Molina caerulea*) og B. gulaks (*Anthoxanthum odoratum*).

Når stivstarr, smyle og rypebunke vokste enkeltvis, ble det ikke funnet signifikante forskjeller mellom ammonium og nitrat som N-kilder. Men når plantene ble dyrket under konkurransepregete forhold i 0,6 m² store bakker (3 arter i fire grupper) var det nitrat som ga best vekst for rypebunke og smyle. Disse to plantearter responderte på økt N-tilsetning med økt vekst uansett N-kilde, mens stivstarr var sterkt hemmet. Veksten ble sterkt redusert og økt N-tilførsel ga ingen vekstøkning.

Inter- og intra-spesifikk konkurranse ble undersøkt i et vekstforsøk hvor to og to planter vokste sammen. Parsammensetningen var enten smyle-smyle, smyle-rypebunke eller rypebunke-rypebunke. Det ble funnet større intra- enn interspesifikk konkurranse for rypebunke, mens det omvendte var tilfelle for smyle.

Rotutviklingen ble undersøkt ved å dyrke plantene i egne kasser med glassplate, som muliggjorde registrering av røttene i jorden under forsøket. Rypebunke hadde et omfattende og rikt forgrenet rotsystem i de øvre lag av jorden, mens blåtopp hadde et kragtigere og mer dyptgående rotsystem. Et redusert rot/topp forhold ble funnet for alle plantartene, når N-mengdene økte.

VINTERFYSIOLOGI HOS RØSSLYNG MED ULIK NITROGEN-STATUS

Leiv M. Mortensen og Ådne Håland, Planteforsk, Sørheim forskingssenter, 4062 Klepp stasjon.

Innledning

På grunn av økte skader på røsslyngen i de senere årene på Sørvestlandet er spørsmålet blitt reist om årsaken til dette. En vet fra tidligere at gjødsling av lyngheiene fører til økt grasvekst og tilbakegang av røsslyngen. Det har vært en økning i nitrogen-nedfallet gjennom nedbøren i de senere årene, kan det være at dette har påvirket røsslyngen i negativ retning? Et TVLF-prosjekt ble startet i 1992 for å studere nærmere hvordan ulik nitrogen-status påvirker vinterfysiologien hos røsslyng.

Resultater

I løpet av vinteren 1992/1993 ble det laget ca. 5000 planter fra frø. Småplantene ble plantet i veksttorv i isoporkasser (40x60 cm), 20 planter per kasse. Plantene ble plassert under et 100 m² plasttak uten vegger i mai-93. Fra slutten av juni ble det gitt fire nitrogen-nivå (0, 1, 5 og 25 ppm N) gjennom dryppvanning (alle andre næringsstoff enn N ble gitt i samme mengde). I september-93 hadde en planter med fire ulike N-nivå (N1, N2, N3 og N4), og disse nivåene ble opprettholdt etterhvert som plantene vokste videre i 1994 og 1995:

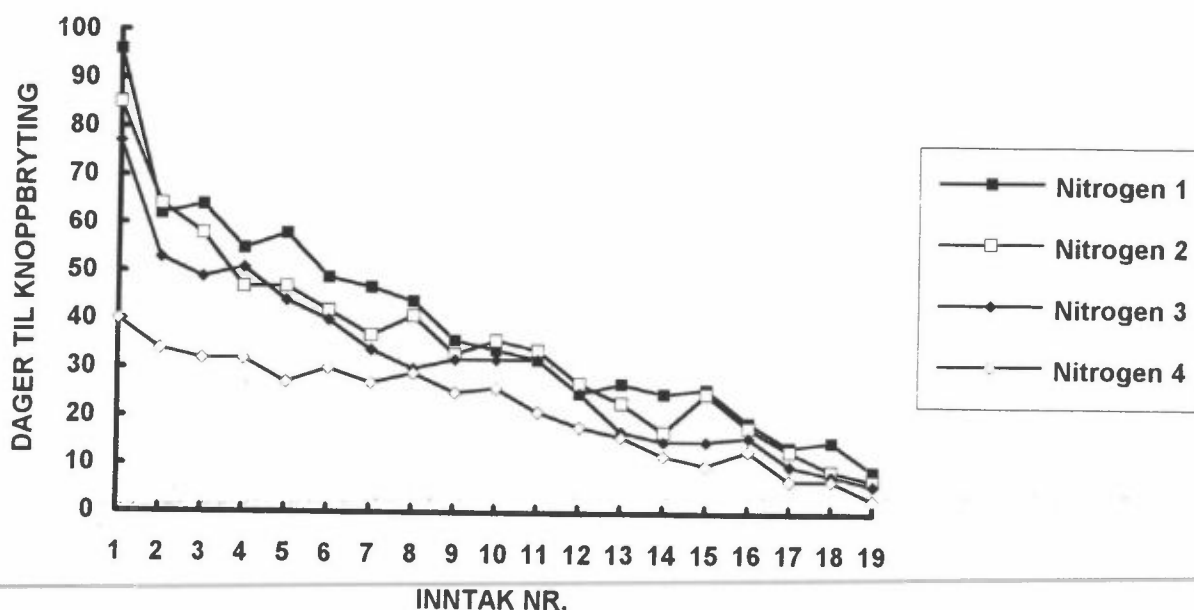
Høsten 1993: 0,8%, 0,9%, 1,5% og 2,2% totalt N.
Høsten 1994: 0,7%, 0,9%, 1,3% og 2,3% totalt N.
Våren 1995: 0,7%, 0,7%, 1,2% og 2,6% totalt N.
Høsten 1995: 0,6%, 0,7%, 1,1% og 3,0% totalt N.

Planter med laveste N-innhold var lysegrønne og de med høyest N-innhold var irrgønne. N-nivået hos røsslyng på næringsfattig jord på Sørheim lå på ca. 1,0% til sammenligning. Det må her derfor understrekes at N4 er et svært høyt nivå som neppe finnes i naturen unntatt muligens på gjødsla lyngmark. Tilveksten økte kraftig med økende N-tilførsel, og Tabell 1 viser vekststatus i november 1995. Her ser vi også at svært liten del av røsslyngen i kassene er død (0-5%).

Tabell 1. Vekt, høyde og prosent areale per kasse med død røsslyng i november 1995. Verdier etterfulgt av ulike bokstaver er signifikant forskjellige ($p < 0,5$).

N-nivå	Tørrvekt (g)	Høyde (cm)	% dødt areal
1	156c	14,3c	4,5a
2	179c	16,3c	2,0b
3	378b	24,5b	0,0c
4	549a	27,8a	4,8a

Vinteren 1993/1994 ble plantenes evne til å gå ut av vinterhvilen undersøkt ved å ta inn planter i veksthus (18°C) en gang i uka fra 13. oktober og ut året, og hver 14. dag fra januar og ut mars 1994. Antall dager til knoppbryting ble registrert (Figur 1). Økt N-status førte generelt til raskere knoppbryting. Dette var tilfelle helt fram til knoppbryting på våren. Spesielt N4-plantene gikk raskt ut av hvile. Knoppbryting på friland inntrådte 14., 16., 22. og 26. april ved avtagende N-nivå. Selve tak-konstruksjonen over plantene førte til 3 dager tidligere bryting uansett N-nivå.



Figur 1. Dager til knoppbryting hos røsslyng med fire ulike N-nivå i løpet av perioden 13. oktober (Inntak 1) til 30. mars (Inntak 19).

Forsøk viste at røsslyngen er uavhengig av daglengden (8, 12 og 16 timer) for å gå ut av vinterhvilen. I midten av februar-93 måtte det 183, 230, 288 og 336 døgngrader ($>0^{\circ}\text{C}$) til for knoppbryting ved henholdsvis N4, N3, N2 og N1. Samme antall døgngrader må til for knoppbryting både ved 9 og 13°C lufttemperatur.

Forsøk med vindtunell ($10-12\text{ m s}^{-1}$ i ca. 1 uke) på kjølelager ($2-4^{\circ}\text{C}$) med sterk lysinnstråling (kunstig belysning $800-1000\ \mu\text{molm}^{-2}\text{s}^{-1}$ PAR) ble gjennomført. Røsslyngplanter med de ulike N-nivåene og stående i frossen og ufrossen jord ble eksponert i dette systemet i midten av februar. Etter eksponeringen ble plantene satt i veksthus for registrering av skadeutvikling. Generelt kan her sies at frysing av jorda førte til svært mye skade (ca. 50% synlig skade) uavhengig av N-nivå og vindeksponering.

Frysetesting (utført av Oddvar Skre, NISK-Bergen) på røsslyngplanter i begynnelsen av april viste at N2- og N3-planter var noe mere frosttolerante enn N1- og N4-planter. Imidlertid tålte plantene ned mot -15°C selv så sent som i begynnelsen av april.

I februar ble røsslyngplanter plassert i veksthus ved ca. 10°C i et par uker for å simulere en mildvårsperiode om vinteren. N4-plantene hadde etter denne perioden omtrent nådd knoppsprett-stadiet. Plantene ble satt ut i felten igjen. Observasjoner av plantene den etterfølgende sommeren viste imidlertid ingen synlige skader uansett N-nivå. Frysetesting i slutten av april (tidspunkt for knoppsprett) viste at røsslyngen selv på dette stadiet tåler ned mot -10°C . Dette er sannsynligvis forklaringen på at plantene ikke ble skadet ved temperaturhevingen i februar.

Blomstringen ble noe framskyndet med økende N-nivå (5 dager tidligere ved N4 sammenlignet med N1) og sukkerinnholdet i blomstene syntes å avta noe med økt N-nivå. Vekta av blomstene per kasse (20 planter) i august 1994 økte fra 0,5 g ved N1 og opp til 6,4 g ved N3, for så å avta til 2,1 g ved N4.

Røsslyngplantene produserte store mengder frø hver høst. Disse spirte ikke så lenge som røsslyngen dekket jordoverflata slik at lite lys trengte ned. Med en gang røsslyngen ble kuttet ned spirte imidlertid store mengder røsslyngfrø. Store røsslyngplanter (vedaktig stengel ved basis) var ikke i stand til å produsere nye skudd ved basis etter nedskjæring, og det var også tydelig at røsslyngen ikke var i stand til å produsere nye planter fra rotskudd.

Konklusjoner/oppsummering

Økt nitrogentilførsel fører til økt N-innhold i plantene. Dette fører til at plantene lettere kan gå ut av hviletilstanden i løpet av vinteren. En kan derfor tenke seg at mildværsperioder om vinteren kan føre til at røsslyng med høy N-status begynner å gå ut av hviletilstanden. Imidlertid synes plantene selv om de er i knoppsprettstadiet å tåle ganske mye frost. Det er derfor lite sannsynlig at frostskaader er årsaken til røsslyngens tilbakegang.

Røsslyng med god N-tilførsel vokser raskt. Det er mulig at dette fører til at røsslyngen fysiologisk sett eldes raskere, og derfor ikke blir særlig gammel før den dør. I forsøket er lyngen bare tre år gammel, og det vil derfor være interessant å følge den i enda noen år for å se om den etterhvert vil svekkes spesielt ved de høyeste N-nivåene.

Nitrogenets innvirkning på mykorrhiza-soppfloraen

Tor Erik Brandrud
NIVA, Boks 173 Kjelsås
0411 Oslo

Bakgrunn. Mange naturlig nitrogen-begrensede barskoger i Europa er nå gradvis i ferd med å bli nitrogen-mettede pga. lokal og regional luftforurensning. I de verst nitrogen-belastede områdene slik som i Nederland er det påvist en drastisk tilbakegang og utarming av soppfloraen, spesielt av de artene som danner mykorrhiza (sopp) med skogstrær (Arnolds 1991, Kuyper 1989).

De fleste av våre fruktlegeme-produserende storsopper (kremler, riser, slørsopper, kantareller, etc.) danner mykorrhiza, men også mikrosopper utgjør viktige bidrag til denne formen for symbiose. I næringsfattig barskog er alle trærnes finrøtter infisert med mykorrhiza-sopper, og det antas at trærne er mer eller mindre avhengige av mykorrhiza i f.m. vann- og næringsopptak. Artsdiversiteten av mykorrhiza-sopper i magre, upåvirkede skogøkosystem er meget betydelig (som regel mer enn 100 forskjellige arter pr. dekar, jfr. Gulden et al. 1992), og står i kontrast til den ofte meget artsfattige vegetasjonen i tre- og marksjikt forøvrig.

I NITREX programmet (se R. Wright, presentasjon annet sted i denne rapport) har effekter av kunstig nitrogen-tilsetning på mykorrhiza-soppfloraen vært undersøkt i næringsfattig, eldre granskog ved Gårdsjön, V Sverige i perioden 1990-1995.

Resultater. Etter nesten 5 år med nitrogen eksperimenter er det registrert følgende utviklingstrekk i mykorrhiza-soppfloraen i forsøksfeltene ved Gårdsjön:

1. De fruktlegeme-produserende mykorrhizasoppene framstår som en av de mest følsomme biologiske indikator-gruppene m.h.p. tidlig nitrogen-respons.
2. Artsdiversiteten (α -diversiteten), samt fruktlegeme-produksjonen av de fleste artene er *betydelig redusert etter N-tilsetning*, både i forhold til situasjonen *før* behandling og i forhold til situasjonen i ikke-behandlet *kontroll-felt* (fig. 1-4). Nedgangen startet allerede 1,5 år etter start N-behandling, på et tidspunkt da det ble registrert de første tydelige (episodiske) N-lekkasjene fra NITREX-feltet. Etter 4-5 års behandling er artsdiversiteten redusert med 60-70% i forhold til referanse/før-situasjon (fig. 1,3).
3. Fruktlegeme-produksjonen av én, øyensynlig nitrofil, dominerende art (traktkantarell) har økt betydelig etter behandling, slik at den totale mykorrhizasopp-produksjonen i 1995 var høyere i NITREX-feltet (med N-tilsetning) enn i kontroll-feltet (fig. 4).
4. Fruktlegeme-produksjonen (bortsett fra for traktkantarell) har *økt* i det overbygde tak-feltet der den forurensede nedbøren er fjernet og erstattet med rent vann. I store trekk representerer utviklingen i tak-feltet et speilbilde av utviklingen i NITREX-feltet (fig. 4). Diversiteten har imidlertid ikke økt i takfeltet (fig. 3).
5. Mykorrhizatettheten og vitaliteten i det øverste rotsjiktet ser så langt ut til *ikke* å ha gitt respons på behandlingene i NITREX-feltet og tak-feltet. Det har vært en nedgang i mykorrhiza og finrot-tetthet de siste to årene, spesielt i mykorrhiza-typer som antas å være lite stress tolerante (hvit mykorrhiza) (fig. 5), men denne nedgangen gjelder for alle de tre undersøkte feltene (fig. 6), og ser ut til å være betinget av klimastress.

Diskusjon. Undersøkelsen indikerer at en tilstand av mer eller mindre nitrogen-metning i næringsfattig barskog har en meget negativ effekt på diversitet og produksjon av de aller fleste mykorrhiza-sopp. Den økte produksjonen av de fleste arter i tak-feltet indikerer på den annen side at en fjerning av forurensning har gitt en rask rehabilitering av den allerede forurensnings-stressede soppfloraen i området. Speilbilde-effekten i tak-feltet i forhold til NITREX-feltet kan videre indikere at nitrogen fjerningen er en nøkkelfaktor i denne rehabiliteringen.

Det er en bemerkelsesverdig liten grad av sammenheng i nitrogen-respons på fruktlegeme-produksjon og mykorrhiza tetthet i rotsjiktet. Mangel på respons i mykorrhiza-rottetthet indikerer at mykorrhiza-typene som dominerer i Gårdsjön (som alle er mikrosopper) er mer robuste m.h.p. nitrogen-stress enn de fruktlegeme-produserende artene, og at mykorrhiza og finrøtter *på kort sikt synes å tolerere* den foreliggende nitrogen-behandlingen i NITREX-feltet. DNA-undersøkelser av mykorrhiza-finrøtter (under utarbeidelse ved SLU, Uppsala) vil kunne indikere nærmere hvorvidt diversiteten i mykorrhiza-røtter har gått tilsvarende tilbake som den overjordiske soppfloraen.

Basert på litteratur m.h.p. nitrogenforsøk/gjødslingsforsøk i næringsfattig barskog (oppsummert i Brandrud 1995), kan det skilles ut tre stadier av nitrogeneffekter på mykorrhiza-soppfloraen:

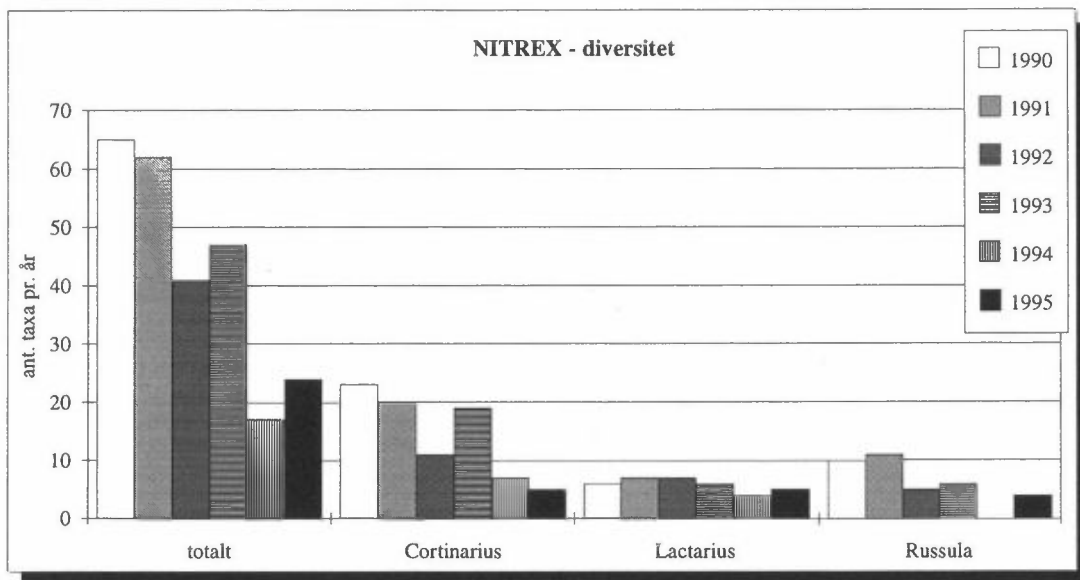
1. Hurtig reduksjon i artsdiversitet og fruktlegemeproduksjon av de fleste arter. En kortsiktig økning eller uforandret produksjon av visse dominerende arter som traktkantarell eller rødbrun pepperriske fører ofte til små endringer i den totale sopp-produksjonen. (Tidlig stadium av N-metning.)
2. Mer eller mindre bortfall av stress-intolerante/nitrofobe, artsrike nøkkelgrupper (slørsopper, kremler). Tilbakegang også av mer stress-tolerante/nitrofile arter som rødbrun pepperriske. Effekter på mykorrhiza-tetthet synes variable i dette stadiet. (Periodisk N-metning, tilsvarer situasjonen i NITREX-feltet i Gårdsjön.)
3. Fullstendig bortfall av fruktlegeme-produksjon, ledsaget av redusert tetthet og vitalitet av mykorrhiza og finrøtter. Lite utviklede (tynnmantlede) mykorrhiza-typer dominerer helt. (Dette stadiet er observert i kronisk N-forurensede områder f.eks. i Nederland.)

I kronisk N-forurensede områder er det observert en reduksjon i diversiteten av mykorrhiza-typer, bl.a. med bortfall av tykkmantlede mykorrhizatyper dannet av fruktlegeme-produserende arter. Den økologiske betydningen av bortfallet av de fruktlegemeproduserende makrosoppene er lite kjent, men en må anta at trærnes vann- og næringsopptak kan bli redusert pga. den langt mindre overflaten og aktive biomassen i de gjenværende, tynn-mantlede mykorrhiza-soppene.

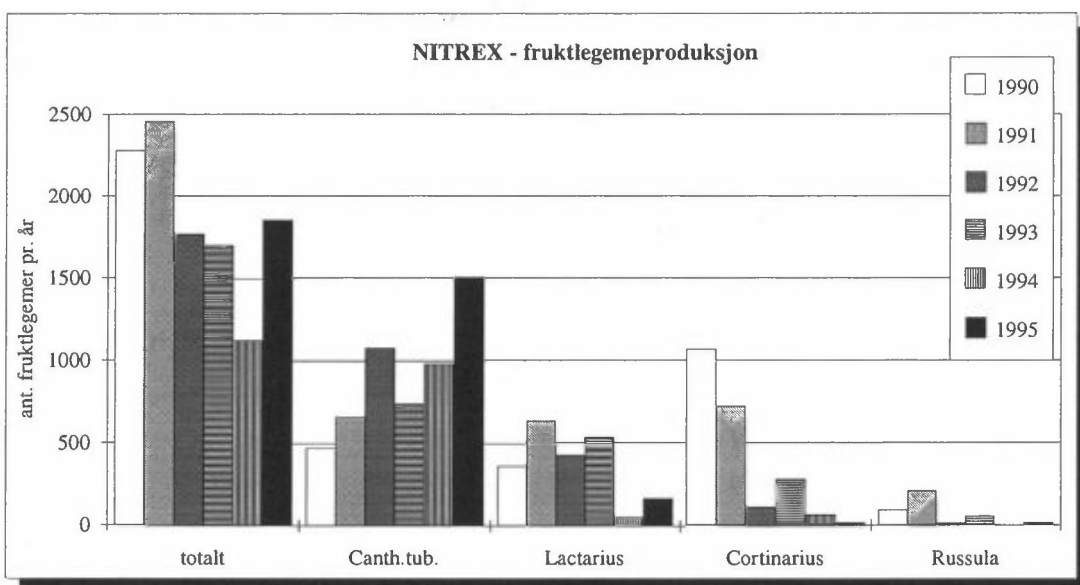
Mekanismen bak bortfallet av fruktlegeme-produksjon er ikke avklart, men har trolig å gjøre med disse artenes tilpasning til et N-begrenset miljø, med et svært effektivt og fullstendig opptak av alt tilgjengelig nitrogen. I en situasjon med overskudd av nitrogen er disse artene avhengig av store mengder karbohydrater fra vertstreet for å ta hånd om det innkomne nitrogenet, og omdanne dette til aminosyrer (som blir overført til treets røtter). På denne måten blir det lite eller intet overskudd av karbohydrater for soppenes egen fruktlegeme-produksjon. Hvordan dette i andre omgang påvirker disse soppartenes mulighet til å overleve, er ikke kjent.

Referanser

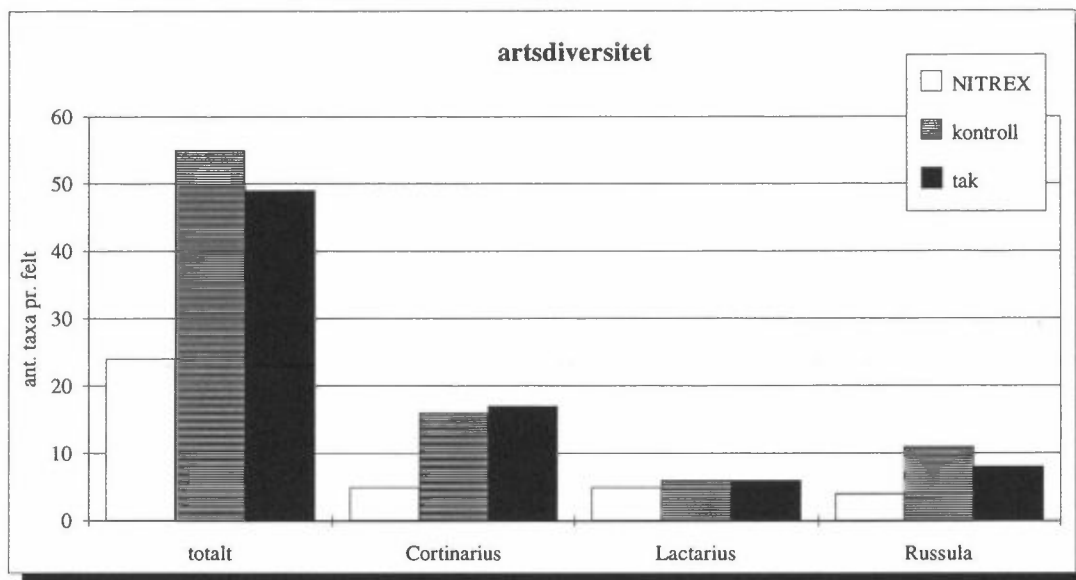
- Arnolds, E., 1991. Decline of ectomycorrhizal fungi in Europe. *Agric. Ecosyst. Environ.* 35: 209-244.
- Brandrud, T.E., 1995. The effects of experimental nitrogen addition on the ectomycorrhizal fungus flora in an oligotrophic spruce forest at Gårdsjön, Sweden. *For. Ecol. Managem.* 71: 111-122.
- Gulden, G., Høiland, K., Bendiksen, K., Brandrud, T.E., Foss, B.S., Jenssen, H.B. and Laber, D., 1992. Macromycetes and air pollution. *Mycocoenological studies in three oligotrophic spruce forests in Europe.* *Bibl. Mycol.* 144: 1-81.
- Kuyper, T.W., 1989. Auswirkungen der Walddüngung auf die Mykoflora. *Beitr. Kenntn. Pilze Mitteleuropas* 5: 5-20
-



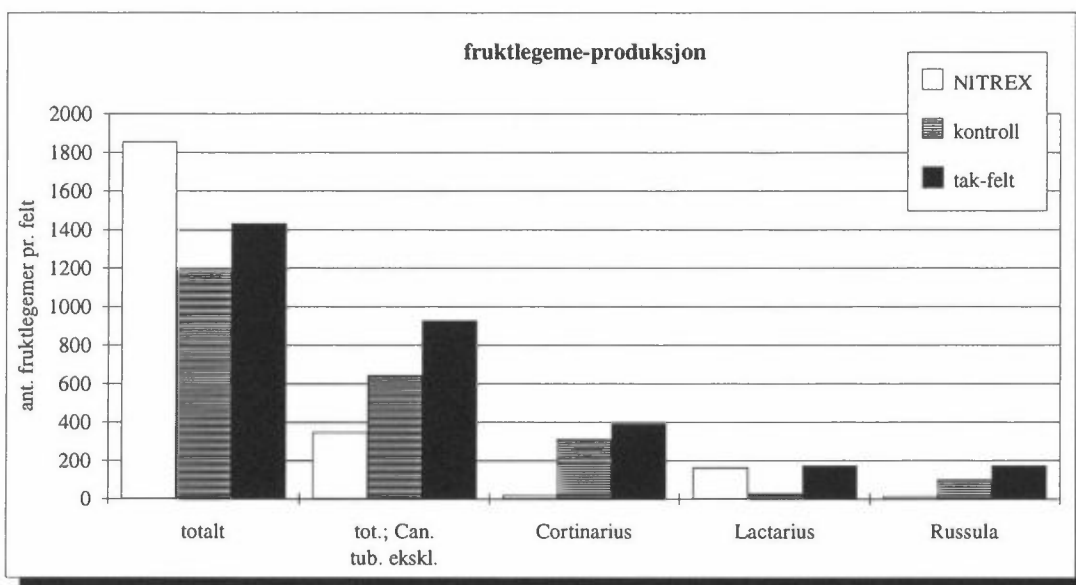
Figur 1. Artsdiversitet (α -diversiteten) i NITREX-feltet 1990-1995 (nitrogen er tilført fra 1991). Totalt antall taxa (arter og varieteter) og taxa i de tre dominerende slektene registrert pr. år i det 1300 m store transektet. (Cortinarius = slørsopp; Lactarius = risker; Russula = kremler).



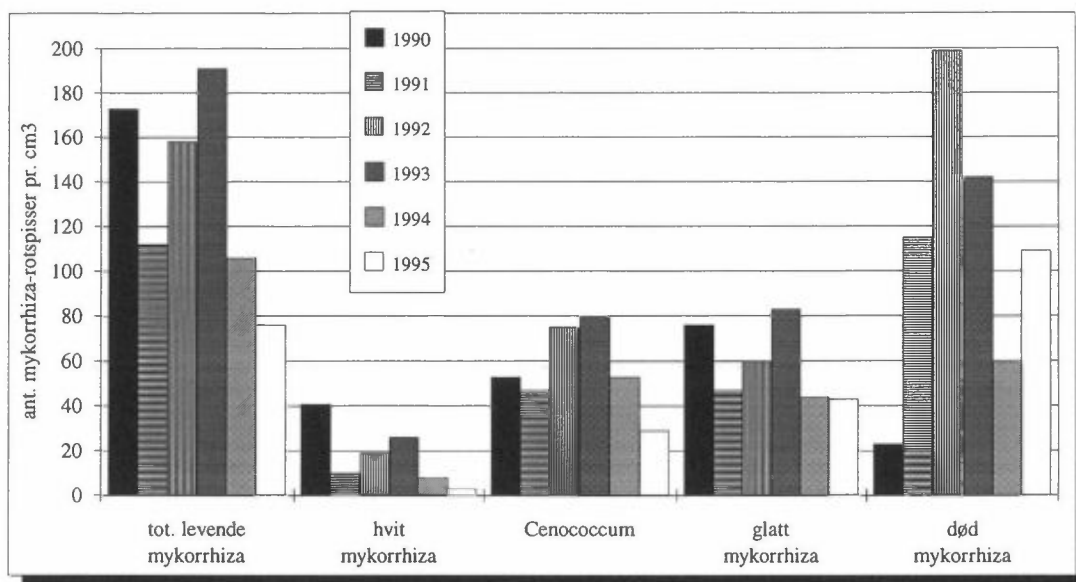
Figur 2. Fruktleme-produksjon i NITREX-feltet 1990-1995 (nitrogen tilført fra 1991). Data for dominerende arter og slekter er inkludert (Cant. tub. = *Cantharellus tubaeformis* - traktkantarell). Transektareal = 1300 m².



Figur 3. Artsdiversitet (α -diversiteten) i NITREX-feltet (tilføring av nitrogen), kontroll-feltet og takfeltet (fjerning av forurensning) i 1995. Totalt antall taxa (arter og varieteter) og taxa i de tre dominerende slektene registrert gjennom feltsesongen. Et 1300 m² transekt er analysert i hvert felt.

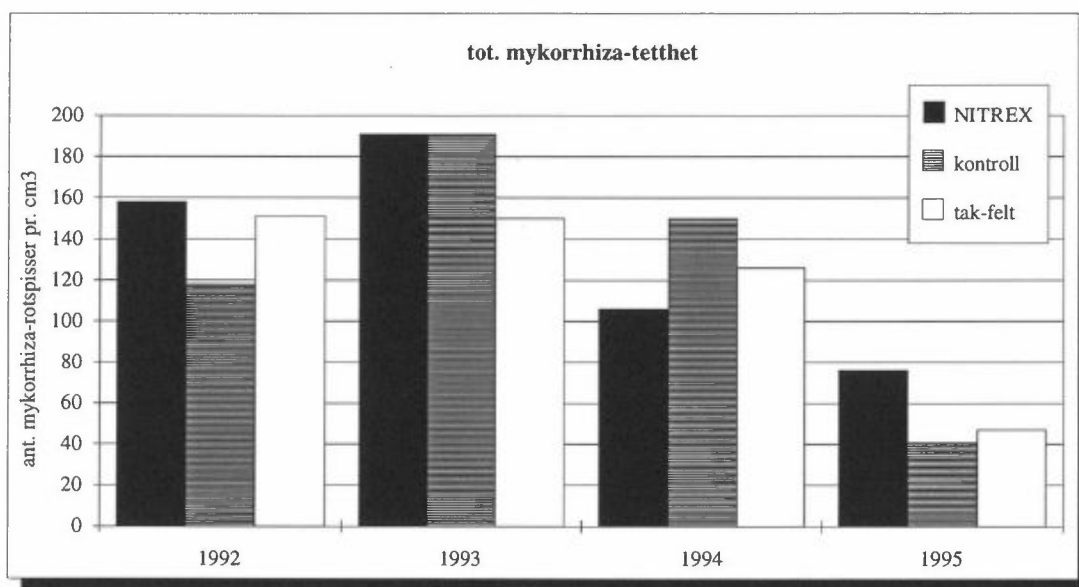


Figur 4. Fruktlegeme-produksjon i NITREX-feltet (tilføring av nitrogen), kontroll-feltet og takfeltet (fjerning av forurensning) i 1995. Totalproduksjon pr. felt, samt produksjon av de dominerende slektene. (Total fruktlegeme-produksjon minus traktkantarell - *Cantharellus tubaeformis* er også inkludert, siden denne ene arten står for nesten hele produksjonen i NITREX feltet.) Et 1300 m² transekt er analysert i hvert felt.



Figur 5. Utvikling av mykorrhiza-tetthet i NITREX-feltet 1990-1995 (nitrogen tilført fra 1991). Registreringene er foretatt i rotmatten i overgangen mellom strøsjikt og humus. Basert på 25 jordprøver.

Morfologiske hovedtyper: (i) hvit mykorrhiza med eksternt mycel; (ii) *Cenococcum* sp. med svart, stivhåret mykorrhiza; (iii) glatt, tynnmantlet mykorrhiza med mer eller mindre brun farge.



Figur 6. Tidsutvikling mykorrhiza-tetthet 1992-1995 i NITREX-feltet (tilføring av nitrogen), kontroll-feltet og takfeltet (fjerning av forurensning) i 1995. Angitt som totalt antall levende mykorrhiza-finrøtter pr. cm³ rotmatte i overgangen mellom strøsjikt og humus. Basert på 25 jordprøver pr. felt.

Effekt av simulert sur nedbør på vekstrate hos epifyttisk lav

Inga E. Bruteig, ALLFORSK, 7055 Trondheim

Geir-Harald Strand
Norsk Institutt for Jord og Skogkartlegging (NIJOS)
Postboks 115
1430 Ås

Naturlige faktorer og luftforurensningers innvirkning på skogens sunnhetstilstand i Norge

Dette er en samlet framstilling av resultatene fra prosjektet *Naturlige faktorer og luftforurensningers innvirkning på skogens sunnhetstilstand i Norge*, utført ved NIJOS i 1994 og 1995. Tema for artikkelen er altså et forskningsprosjekt, men artikkelen er i seg selv ikke noen vitenskapelig artikkel. Lesere som ønsker en vitenskapelig framstilling av de temaene som berøres, henvises til publikasjonslista nedenfor.

Innledning

Formålet med prosjektet har vært å undersøke naturlige faktorer og luftforurensningers innvirkning på skogens sunnhetstilstand i Norge, slik dette kommer til uttrykk i NIJOS' materiale fra den årlige overvåkingen av skogens sunnhetstilstand. I dette materialet er kronetetthet og kronefarge brukt som indikatorer på treets helse. Data foreligger for omlag 7,000 trær på omlag 1,000 prøveflater i et systematisk forband på 9x9 km. Det er gjennomført årlige målinger siden 1988. En rekke parametre knyttet til både enkeltrær og prøveflater er også samlet inn.

Prosjektets formål var (ifølge søknadsdokumentet) å 1) Kvantifisere betydningen av naturlige faktorer for vitaliteten til norsk skog; og 2) Kvantifisere virkningen av luftforurensning på norsk skog når virkninger og samspill med naturlige faktorer er kjent. Denne ambisiøse målsettingen er ikke nådd, men det er likevel lagt ned et vesentlig arbeid i delmål 1. Det er flere grunner til at prosjektet ikke er slutført i henhold til målsettingen:

Indikatorerne som benyttes er subjektive og det må påregnes en ikke ubetydelig observatørfeil. Det er grunn til å anta at slike feil kan være systematiske, og dermed påvirke resultatet av både geografiske og temporale studier. Kvantifisering av observatørfeil er derfor blitt et nødvendig tillegg til delmål 1.

Datamaterialet er et overvåkingsmateriale, ikke et eksperimentelt materiale. Faktorene som undersøkes kan derfor ikke kontrolleres. Materialet må enten behandles induktivt, med sikte på å generere svake hypoteser som siden kan prøves eksperimentelt, eller så må materialet brukes til å teste om eksisterende hypoteser kan forklare den variasjonen som observeres i materialet. Forutsetningen for delmål 2 - at virkninger og samspill med naturlige faktorer er kjent - kan ikke etableres gjennom delmål 1 alene.

Resultater

Forventet aldersbetinget endring i kronetetthet

Sammenhengen mellom alder og kronetetthet ble modellert ved å sammenligne parameterne hos antatt friske trær i ett enkelt år. Resultatet var en tilnærmet lineær funksjon. Forventet endring i kronetetthet er -0.29% pr. år hos gran og -0.13% pr. år hos furu. Tester av statistisk signifikans i mål på endring i kronetetthet, når utvalget for de to involverte årene ikke er uavhengige, må derfor ta utgangspunkt i ei nullhypotese om en svak nedgang. Dette ble forsøkt på NIJOS materialet for årene 1989 og 1994. Nedgangen i denne perioden var signifikant større en forventet, selv etter at det ble tatt hensyn til aldringseffekten.

Geografisk variasjon i endring i kronetetthet

Geografiske mønstre i endring i kronetetthet (1989-1993) ble undersøkt ved hjelp av sannsynlighetskart og medianpolering. I sannsynlighetskartet undersøkes nullhypotesen «ingen endring» for individuelle, komplementære regioner (50x50 km ruter). Kartet viser en tendens til positiv endring i kronetetthet i kystregionen fra Agder til Østfold, og en tendens til negativ endring i Trøndelag og de nordligste delene av Østlandet. Av medianpoleringen (som er en ikke-parametrisk metode for å undersøke trender) går det videre fram at det er en lineær sammenheng mellom kronetetthetsendring og breddegrad fra Agder til omkring 65°N. Endringen er mest positiv lengst i syd, og blir gradvis negativ nordover. Effekten er -0.018% pr km for gran og -0.036% pr km for furu. Over de 800 km hvor denne trenden kan observeres utgjør dette en forskjell på 14.4% for gran og hele 28.8% for furu.

Høyde over havet og den «virtuelle» skoggrensa

Høyde over havet (HOH) kan være en forklaring på noen av de variasjonene som er observert i skogens sunnhetstilstand. HOH er derfor registrert for alle flater i NIJOS' prøveflatenett. Det er imidlertid grunn til å anta at den nominelle HOH må erstattes med en relativ HOH, der høyden settes relativt til den lokale skoggrensa. For å etablere denne parameteren ble skoggrensa registrert gjennom et systematisk tilfeldig utvalg av linjetransekter og den «virtuelle» skoggrensa modellert som en kontinuerlig flate, ved hjelp av geostatistisk metode (krieking). Det ble ikke funnet noen enkel sammenheng mellom relativ HOH og kronetetthet.

Effekten av systematiske observatørfeil

Kronetetthet er et subjektivt mål på skogens sunnhetstilstand. Selv om observatørene trenes og kalibreres på årlige samlinger, er det fare for at det kan være systematiske nivåforskjeller mellom dem. Det ble derfor utviklet en metode for å undersøke om det forekommer slike systematiske forskjeller mellom observatørene i NIJOS' overvåkingsprogram. Resultatet viser at slike forskjeller er tilstede. Dette har to implikasjoner. 1) Geografiske mønstre observert i ett enkelt år kan være en effekt av nivåforskjeller mellom observatører som opererer regionalt; og 2) Hvis observatørene bytter flater fra år til år kan observasjoner av endringer like gjerne

være et resultat av disse byttene, som av reelle endringer i skogens sunnhetstilstand. Slike muligheter må diskuteres når man tolker resultatene fra kronetetthetsundersøkelsene.

Regionale sammenligninger

I Aust-Agder og Telemark har tre uavhengige undersøkelser målt endring i kronetetthet hos gran fra 1988 til 1993. I NIJOS' materiale er det registrert en positiv endring i kronetetthet i disse fylkene i femårsperioden. Registreringer gjort i forbindelse med vegetasjonsøkologiske undersøkelser i Grytdalen og Solhomfjell viser imidlertid en signifikant nedgang i kronetetthet i samme periode. Forskjellene kan skyldes (1) at skog på høytliggende lokaliteter er mer følsom for ulike typer miljøpåvirkning, (2) forskjeller i bestandsalder og måten skogen er drevet på, eller (3) forskjellig følsomhet for langtransporterte forurensninger. Andre forklaringer er selvsagt mulig. NIJOS' data er hentet fra et landsomfattende systematisk tilfeldig utvalg, mens det er subjektive elementer i utvalgsmetoden som ble brukt i de to vegetasjonsøkologiske studiene. De motstridende resultatene kan derfor også skyldes at undersøkelsene refererer til ulike populasjoner som et resultat av at det er brukt ulike utvalgsmetoder og kriterier.

Betydningen av tørke

Tørke kan være en av årsakene til at kronetetthet og kronefarge reduseres. Dette ble undersøkt med data for gran fra NIJOS materialet, med hensyn på forsommertørken i 1992. Det foreligger flere hypoteser om at tørke kan være en utløsende faktor for redusert sunnhetstilstand hos trær som i utgangspunktet er svekket som følge av påvirkning fra langtransporterte forurensninger. Undersøkelsen la vekt på å studere indikatorer basert på disse hypotesene. Både kronetetthet og kronefarge ble redusert i områder med forsommertørke, men styrken i reduksjonen hadde ingen sammenheng med jordkjemiske indikatorer på tilførte forurensninger. Derimot var misfargingen særlig omfattende der hvor tørken rammet trær på lokaliteter med dårlig bonitet. Dette styrker inntrykket av at klimavariasjoner i samspill med lokale, phytogeomorfologiske forhold, er viktige faktorer når variasjonene i skogens sunnhetstilstand skal forklares.

Publikasjoner

Strand, G.-H. 1994. Endringer i kronetetthet, *Norsk Skogbruk* 1994/10: 10-12 (populærvitenskapelig artikkel)

Strand, G.-H. 1995. Estimation of the difference in crown vigour for 2280 coniferous trees in Norway from 1989 to 1994, adjusted for the effects of ageing, *Environmental Monitoring & Assessment* **36**: 61-74

Strand, G.-H. 1995. Exploring Geographical Variation in Environmental Data with Bootstrapped Probability Maps, *Proceedings JEC'95*, 310-315

Strand, G.-H. 1995. The Geography of Changing Crown Vigor in Norwegian Conifer Forests, *AMBIO* **24**: 280-285

Strand, G.-H. in press. Calculating the potential tree level using geostatistical methods, *Norsk Geografisk Tidsskrift*

Strand, G.-H., Økland, T. and Økland, R.H. in prep. Regional variation in crown density in spruce forests: a comparative study of three projects in southern Norway. (manuskript foreligger)

Strand, G.-H. in prep. Detection of observer bias in ongoing forest health monitoring programmes. (manuskript foreligger)

Strand, G.-H. in prep. Effects of early summer drought on the health of Norway spruce. (manuskript foreligger)

Effects of Aluminium in Forest. Results of a pilot experiment.

Jan Mulder, Heleen de Wit, Per H. Nygaard
NISK - Norwegian Forest Research Institute
Høgskoleveien 12
N-1432 Ås

Abstract

Anthropogenic acidification of naturally acidic soils may result in a considerable mobilization of aluminium. Dissolved inorganic aluminium has been shown to be toxic to tree seedlings in solution culture studies. Toxicity levels for aluminium, as observed for seedlings, have rather uncritically been assumed to also apply *in situ* for mature forest stands, and subsequently they have been used as a basis for the calculation of critical acid loads for forest soils. Besides the absence of rigorous tests of the aluminium toxicity levels in field conditions, also our understanding of solubility controls of aluminium in soils and hence our ability to model the dynamics of this metal, is limited. This is particularly true for the biologically important root zone. In this project, started summer 1995 and finishing early 1999, we investigate the solubility and phyto-toxicity of aluminium in mature forest ecosystems. The project consists of three major parts, including (1) field manipulation study of Norway spruce (*Picea abies*) stands at Nordmoen, (2) laboratory experiments (phyto-toxicity, Al solubility) and (3) modelling Al chemistry in the root zone.

Background

The input of strong mineral acidity in acid forest soils generally results in a gradual depletion of nutrient cations like Ca and Mg (e.g. Abrahamsen et al., 1994). Simultaneously, the concentration of potentially phyto-toxic inorganic Al tends to increase. A gradual decrease in available Ca and Mg may lead to deficiency in plants. In addition, solution culture studies suggest that inorganic Al may have an antagonistic effect on the uptake of base cations, as it binds at the root surface thereby blocking the uptake of Ca and Mg. At elevated concentrations, inorganic Al may even cause the dieback of root-tips, resulting in stunted growth of the root system and hence in a reduced uptake of nutrients and water. In their nutrient solution studies Göransson and Eldhuset (1991) found that such negative effects on *Picea abies* already occur at Al concentrations higher than 0.2 mM. In a recent review of much of the literature from nutrient solution studies involving numerous plant species Sverdrup and Warfvinge (1993) claim that root damage occurs where the molar ratio of (Ca+Mg) to Al is below 1. However, this evaluation was found to be strongly biased by others (see e.g. Nygaard and Eldhuset, 1996).

Earlier, suggestions made by Ulrich and co-workers (e.g. Ulrich et al., 1980) concerning the importance of the Ca/Al ratio for forest decline were also heavily disputed. Several researchers argued that much of the recent forest decline could be explained by nutrient deficiency rather than Al toxicity. In addition, relating the Ca/Al ratio in the field to the functioning of fine roots is rather difficult, because forest soil is chemically, physically and biologically inhomogeneous, both vertically and horizontally. For example, Murach (1994) showed the ability of trees to compensate unfavourable growing conditions in specific soil layers by increasing root growth in other soil layers. Also mycorrhiza may modify the uptake of Al by tree roots or change the tolerance to this metal. However, generalizations of the effect of mycorrhiza are still difficult to make (Matzner and Murach, 1995). Despite many

uncertainties and the lack of rigorous experimental tests in the field, Ca/Al ratios have been widely adopted as primary indicator for forest decline and threshold values of 1 form the main criteria for modelling the critical acid load for forest soils (Sverdrup and de Vries, 1994).

From a field study in Norway Abrahamsen et al. (1994) concluded that experimental acidification of forest soil at Nordmoen resulted in decreased growth of *Picea abies*. This decrease in growth was associated with a decline in the content of Mg and Ca in the needles. By contrast, the content of Al increased only slightly. Unfortunately, these studies involved little work on tree roots and on on-site soil solution chemistry, so that below-ground effects of the acidification treatment, and in particular the effects of dissolved Al, could not be evaluated.

Besides uncertainties with respect to the quantitative aspects of the toxicity of Al to trees, we also lack sufficient understanding of the *in situ* solubility controls of Al, in particular in the root zone. Although most models currently apply gibbsite ($\text{Al}(\text{OH})_3$) as aluminium solubility control, many publications have shown that this mineral is a poor predictor of dissolved aluminium concentrations, especially in surface soil horizons where most of the roots are located. Recently, we have published evidence that complexation reactions with soil organic matter are more likely to control the aluminium solubility (e.g. Mulder et al., 1989; 1994; Berggren & Mulder, 1995). In collaboration with dr. E. Tipping (UK), we have successfully parameterized and tested WHAM (Windermere Humic Acid Model), using equilibrium data for Scandinavian soils obtained in the laboratory (Tipping et al., 1995). WHAM describes aluminium solubility through complexation reactions and cation exchange with soil organic matter and cation exchange reactions (Tipping, 1994).

In the project described here we investigate the effect of dissolved Al on fine roots, including mycorrhiza, of mature Norway spruce stands. This will be done by experimental manipulation of forest plots (through addition of different levels of Al). Simultaneously the solubility of Al will be monitored on a monthly basis. Model tests of WHAM will be further refined using the *in situ* soil solution data from the various manipulation plots. The project will focus on O horizon and the upper part of the mineral soil, where most of the fine roots are concentrated. We will specifically address the chemical composition of the rhizosphere (e.g. Gijsman, 1990) for the different experimental treatments. In addition, the WHAM model will be parameterized for rhizosphere soil in order to get insight into the difference in aluminium chemistry between bulk soil and the near-root environment.

Main Objectives

1. Quantify the effect of Al on the distribution, chemistry and morphology of fine roots, on mycorrhiza, and on common growth parameters of Norway spruce (*Picea abies*).
2. Understanding and quantitative modelling of Al solubility control mechanisms in acid forest soils (differentiate between bulk and rhizosphere soil)
3. Improve our understanding of the toxic effect of Al on forest ecosystems as an aid in critical load calculations.

Materials and methods (general)

Field manipulation includes establishment of unwatered controls and three treatments (manipulation of the concentration of Al through addition of Al-salts). In all treatments

mycorrhizal activity, as well as distribution, chemistry, and morphology of the fine root biomass will be studied. Results of the root studies will be related to the chemical composition of the bulk soil solution (macro-solutes including dissolved Al species), which will be monitored at monthly intervals. Concentrations of Al^{3+} in the rhizosphere will be simulated, using the recently developed model WHAM (Tipping, 1994), parameterized with rhizosphere soil data obtained in the laboratory. In the pilot experiment, discussed here, we have set up and tested different techniques necessary to carry out the project.

Pilot Project

The different techniques that have been set up and tested include:

1. Manipulation procedure

Various procedures to manipulate and control target Al concentrations in the soil solution of undisturbed organic surface horizons have been tested. The main problem concerning manipulation and control of the activity of Al in organic surface horizons is the considerable capacity to sorb Al. Relatively large amounts of Al have to be added before significant concentrations of Al can be expected in the soil solution. Results of our laboratory experiments with micro-cosms, where Al concentrations in input solutions and Al-salt additions (in a dry form) both alone and in combination were the test variables will be presented. Preliminary data analysis suggest that in order to reach the target Al concentrations in the organic surface layer (2.5 mg/L Al and 5 mg/L Al, respectively), a combination of frequent watering with an Al-containing solution plus the addition of AlCl_3 salts will be necessary.

2. Speciation of Al in soil solution

Total dissolved Al consists of several species including inorganic and organic complexes. However, for toxicity as well as for solubility studies the Al^{3+} activity is the parameter of interest. To estimate the Al^{3+} activity in solution speciation of total Al is necessary. For the speciation of Al in soil solutions, where total dissolved Al concentrations range from about 0.2 mg/L to 5 mg/L, we believe that a recently developed technique based on kinetic discrimination in a flow system (Clarke et al., 1992) is most appropriate. Setting up and testing this technique was an important aspect of the pilot project.

3. Electronmicroscopy fine roots

Several techniques to study the fine structure of tree roots have been tested, including

- (a) Scanning electronmicroscopy (SEM) for the study of root surface structures,
- (b) Transmission electronmicroscopy (TEM) to investigate cell structures
- (c) Microprobe analysis to determine the chemical composition of individual parts of fine roots. Microprobe analysis will be used to investigate if and where accumulation of Al in roots occurs. Examples of some of the results of the application of the different techniques will be presented.

4. Al solubility control: Experimental and Modelling (WHAM)

Aluminium solubility studies have been performed by means of titration experiments with O horizon samples with known amounts of total Al. Obviously, solutions from the organic surface soil are strongly undersaturated with respect to any known form of $\text{Al}(\text{OH})_3$. Consequently, gibbsite is a poor predictor of the Al activity in these horizons. Alternatively, WHAM was parameterized and subsequently tested on additional sets of laboratory

observations. As will be shown the observations were simulated quite well. As a next step, WHAM needs to be applied to field conditions. This work will be done in collaboration with dr. Tipping, as part of the EU funded PROTOS project.

5. Designing experimental set-up and installing field equipment

During the autumn of 1995 we have selected 12 manipulation plots in a *Picea abies* stand at Nordmoen. Plots are 20m x 20m in size. Treatments, which will start shortly, will be in triplicate including (a) a non-watered reference, (b) a watered reference (artificial precipitation), (c) a watered Al treatment (target: 2.5 mg/L Al), and (d) a watered Al treatment (target 5 mg/L Al).

References

- Abrahamsen, G., Stuanes, A.O., Tveite, B. 1994. Long-term experiments with acid rain in Norwegian forest ecosystems. *Ecol. Studies* 104. Springer, Berlin.
- Berggren D., and Mulder, J. 1995. The role of organic matter in controlling aluminum solubility in acidic mineral soil horizons. *Geochim et Cosmochim. Acta* (in press).
- Clarke, N., Danielsson, L.G., Sparen, A. 1992. The determination of quickly reacting aluminium in natural waters by kinetic discrimination in a flow system. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 48, 77-100
- Gijnsman, A.J., 1990. Nitrogen nutrition of douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*) on strongly acid sandy soil. II Proton excretion and rhizosphere pH. *Plant and Soil* 126, 63-70
- Göransson, A., and Eldhuset, T. 1991. Effects of aluminium on growth and nutrient uptake of small *Picea abies* and *Pinus sylvestris* plants. *Trees* 5: 136-142.
- Matzner, E. and Murach, D. 1995. Soil changes induced by air pollutant deposition and their implication for forests in central Europe. *Water, Air, Soil Pollut.* (in press).
- Mulder, J, van Breemen, N. and Eijck, H.C., 1989. Depletion of soil aluminium by acid deposition and implications for acid neutralization. *Nature* 337, 247-249
- Mulder, J. and Steijn, A., 1994. The solubility of aluminum in acidic forest soils: Long term changes due to acid deposition. *Geochim. et Cosmochim. Acta* 58, 85-94
- Murach, D. 1994. *Ber. des Forschungszentrums Waldökosysteme d. Univ. Göttingen, Reihe B, Band 36*, 30-40.
- Nygaard, P.H., and Eldhuset, T. Forholdet mellom basekationer og aluminium i jordløsning som kriterium for tålegrenser for skogsjord. Rapport fra Skogforsk, Norwegian Forest Research Institute (In press).
- Sverdrup, H. and Warfvinge, P. 1993. The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio. *Rep. Ecol. and Environ. Engineering, Report 2*. Lund Univ., Sweden.
- Sverdrup, H. and de Vries, W., 1994. Calculating critical loads for acidity with the simple mass balance method. *Water, Air, Soil Pollut.* 72, 143-162
- Tipping, E., 1994. WHAM. A chemical equilibrium model and computer code for waters, sediments, and soils incorporating a discrete site/electrostatic model of ion-binding by humic substances. *Computers & Geosci.* 20, 973-1023.
- Tipping, E., Berggren, D., Mulder, J., and Woof, C. 1995. Solid-solution distributions of major ions and dissolved organic matter in acid soils; application of WHAM, a speciation model based on ion-binding by humic substances. *Europ. J. Soil Sci.* 46, 77-94.
- Ulrich, B., Mayer, R., and Khanna, P.K. 1980. Chemical changes due to acid precipitation in a loess-derived soil in central Europe. *Soil Sci.* 130, 193-199.

Analyse av skogskader i forhold til langtransporterte luftforurensninger

Mette Goul Thomsen

Norsk institutt for skogforskning, Høgskolev. 12, N-1432 Ås

Analyse av potensielle kumulative påvirkninger av lang-transporterte forurensninger på skogøkosystemet, krever visse overveielser i forhold til den naturlige variasjonen. I Norge er trealder, bonitet og klima noen av de viktigste naturlige faktorene som påvirker skogtilstanden og det er funnet en god sammenheng mellom disse og trærnes kronetetthet (Thomsen & Nellemann, 1994). Ser vi på Norge som et eksempel forventer vi derfor, ut i fra de naturlige forholdene, den beste skogtilstand i Sør-Norge. Motsatt vil eventuelle skader av langtransporterte luftforurensninger forventet å være størst også i Sør-Norge, som mottar langt den største deposisjonen (SFT, 1994). Det er derfor sannsynlig at skog i Sør-Norge, potensielt skadet av luftforurensning, fortsatt fremstår med høyere kronetetthet og tilvekst enn skogen lengere nord på grunn av de naturlige vekstbetingelsene (Thomsen & Nellemann, 1994). Ved analyse av vitalitetsdata for skog er det derfor nødvendig å ta hensyn til konfundering mellom naturlige faktorer og luftforurensning, (Mather, 1994; Nellemann & Frogner, 1994; Thomsen & Nellemann, 1994). Samtidig som flateantallet må være stort nok til å fange opp den naturlige variasjonen innen variablene (Thomsen & Nellemann, 1994).

Stratifisering av data i forhold til de viktigste naturlige faktorene er en mulig måte å analysere effektene av luftforurensning på (Thomsen & Nellemann, 1994). Siden kronetetthet og tilvekst er generelle mål med stor naturlig variasjon, er det nødvendig å definere et relativt mål for lav kronetetthet resp. tilvekst, som for eksempel nedre kvartil innen hvert strata. Ved å analysere data i forhold til en slik gruppering reduseres graden av konfundering betraktelig (Thomsen et al., 1995).

Ved å anvende denne metoden er det undersøkt om forekomsten av skog i Sør-Norge med relativ lav tilvekst kunne relateres geografisk til områder med overskridelser av modellerte tålegrenser (Thomsen et al. 1995). Undersøkelsen viste at det var en geografisk gruppering av flater med overskridelser av modellerte tålegrenser i Sørøst-Norge. Innen dette området var frekvensen av flater med relativ lav tilvekst (nedre kvartil) signifikant høyere enn forventet ut fra apriltemperatur, hogstklasse og bonitetsfordeling. Denne fordelingen kunne ikke forklares ut fra forskjeller i bestandstetthet, alder, vegetasjonstype eller nedbørsunderskudd, hverken mellom områder eller mellom bestand. Dette området peker sig samtidig ut med lavere kronetetthet enn forventet (Nellemann & Frogner, 1994), fiskedød (Hesthagen et al., 1992), vannforsuring (Henriksen et al. 1990) og jordforsuring (Esser & Nyborg, 1992; Steinnes et al., 1993). Det er også observert større avdøing innen dette området sammenlignet med resten av Norge (Nellemann & Thomsen, 1995). Undersøkelser på forekomsten av algevekst på barnåler, som kan hemme fotosyntesen, tyder på at mengde og forekomst er størst i denne del av landet. Forekomsten ser ut til å være knyttet til deposisjonen av nitrogen (Thomsen, 1992).

Videre undersøkelser på det geografiske sammenfall av overskridelser av tålegrenser (MAGIC) og skogens tilvekst, skal vise om det også historisk sett forekommer noen sammenfall mellom disse.

Litteratur

- Esser, J.M. & Nyborg, Å. 1992. Jordsmonn i barskog - en oversikt for Norge. NIJOS Rapport 3/92, 50 pp. ISBN 82-7464-034-9
- Frogner T., Wright R.F., Cosby B.J., Esser J.M., Håøya A.-O. & Rudi G. 1992. Map of critical loads (sulphur) for coniferous forest soils in Norway. Rapp. NIVA 0-91147.
- Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T. S., Sevaldrud, I.S. & Brakke, D.F. 1990. Lake acidification in Norway - present and predicted status. *Ambio* 17: 259-266.
- Hesthagen, T. Berger H.M. & Kvenlid L. 1992. Fiskestatus i relasjon til forsurening av innsjøer. Norsk institutt for naturforskning (NINA), forskningsrapport 032.
- Mather, R. A. 1994. Forest condition in Great Britain 1989 to 1992. Final report 8 March 1994. Forestry Commission and European Community Project No. 92.60. UK. 0020.
- Nellemann, C. and Frogner, T. 1994. Spatial patterns of spruce defoliation: Relation to acid deposition, critical loads and natural growth conditions in Norway. *Ambio* 23:255-259.
- Nellemann, C. & Thomsen, M. G. 1995. A conceptual approach to assessment of forest decline and natural variation. Workshop. "Exceedances of critical loads and levels", Wien, november 22-24, 1995
- SFT (Statens forurensningstilsyn) 1994. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1993. Statens forurensningstilsyn, Rapp. 583/94.
- 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.
- Thomsen, M. G. 1992. Epifyttisk belegg på barnåler i Norge til nitrogendeposisjon og klima. Rapp. Skogforsk. 23/92. 11 s.
- Thomsen, M.G. and Nellemann, C. 1994. Isolation of natural factors affecting crown density and crown color in coniferous forest: Implications for monitoring of forest decline. *Ambio* 23:251-254.
- Thomsen, M. G. Nellemann, C., Frogner, T., Henriksen, A., Tomter, S.M. ; Mulder, J. 1995. Tilvekst og vitalitet for granskog sett i relasjon til tålegrenser og forureningsbelastning. In press.
-

Overskridelse av tålegrenser for sur nedbør i skog: Hvilke effekter ser vi på overvåkingsflatene?

Solberg, Svein; Aamlid, Dan; Venn, Kåre; Wright, Dick

Innledning

Det er tidligere vist at Norge har overskridelse av tålegrenser for forsurening av ferskvann og skog over store områder. Både tålegrensemodellene og kriteriene er stadig gjenstand for kritisk debatt, særlig når det gjelder skog. I denne undersøkelsen forutsetter vi at den modellerte overskridelse er et uttrykk for hvor sterk negativ effekt sur nedbør har på skogen. Gitt dette, hvilke effekter av overskridelse kan vi registrere hos trærne? Formålet med denne rapporten var å se etter sammenhenger mellom modellerte overskridelser av tålegrense og forskjellige variable for trærnes vitalitet og næringsstatus.

Materiale og metoder

Innen overvåkingsprogram for skogskader har vi et landsdekkende nett av overvåkingsflater i produktive bestand, hovedsakelig av gran på blåbærmark; de såkalte fylkesvise lokale overvåkingsflater. For denne undersøkelsen har vi valgt ut alle flater i gammel granskog på Øst- og Sørlandet, dvs. avgrenset vestover til og med Vest-Agder. Dette er en relativt homogen populasjon av flater, representativ for den gamle, naturlige granskogen i landsdelen. Totalt inngår 110 flater, og 45 trær pr flate. To typer av effekt-variable er tilgjengelig fra flatene:

1. Trærnes sunnhetstilstand vurdert ut fra trekronenes tetthet av barmasse og deres farge (kronetetthet og kronefarge). Trærne er vurdert hvert år i september siden 1988. For hver flate er det beregnet tre tidsserie-variable for kronetetthet; gjennomsnittlig kronetetthet for trærne gjennom perioden 1988-94, trenden gjennom perioden beregnet som stigningskoeffisienten til en lineær regresjon for årsgjennomsnittene, og restvariansen rundt denne regresjonen som kan fungere som et uttrykk for labiliteten fra år til år. Det er beregnet tre tilsvarende variable for kronefarge. Kronefarge for ei flate er uttrykt som prosentandelen trær uten misfarging.
2. Innhold av næringsstoffer i barnålene er bestemt ved kjemisk analyse, etter prøvetaking av fem, fortrinnsvis gule, trær på hver flate. Disse trærne ble utvalgt subjektivt til å være blant de mest gule trærne på hver flate, og burde derfor vise eventuelle næringsmangler i feltene.

I tillegg er det analysert jordprøver fra hver flate og bekkevannsprøver fra en nærliggende bekk. Ut fra jordprøvene er det estimert mineralogi ved en matematisk modell ("Uppsala-modellen"). Deposjonsdata er levert av NILU for ruter på en lengdegrad x 1/2 breddegrad. Meteorologiske data (temperatur og nedbør) er estimert som gjennomsnittet av de tre nærmeste meteorologiske stasjoner. Årsmiddeltemperaturen er justert med 0,6 grader C for hver 100 m høydeforskjell. Tap av næringsstoffer som bindes i ved og bark, og siden fjernes ved hogst er estimert ut fra et hogstkvantum på 70% av produksjonsevnen på hver flate. Ut fra disse parametrene, sammen med en rekke andre, er det beregnet tålegrenser og overskridelse av disse med modellene MAGIC og PROFILE.

Resultater

PROFILE modellerte langt høyere overskridelser enn MAGIC. Alle flatene, unntatt en, var overskredet i PROFILE, mens bare elleve var overskredet i MAGIC. Likevel var det et rimelig bra samsvar mellom modellene i den forstand at overskridelsene var korrelert med hverandre. Korrelasjonen var særlig god når fem flater ble holdt utenfor; - det var flater hvor MAGIC beregnet svært høy tålegrense.

Det var en negativ sammenheng mellom innholdet av Ca, Mg og P i barnåler og overskridelser. Overskridelse forklarte kun en liten del av en totale variasjonen, men var signifikant. Sammenhengen for Mg ble funnet etter at flater med betydelig sjøsalt-tilførsel var holdt utenfor. På tross av disse sammenhengene var det ikke slik at de flatene som hadde de laveste verdiene av disse næringsstoffene også var å finne blant de som hadde sterkest overskridelse. Det ble ikke funnet noen sammenheng mellom overskridelse av tålegrense og kronevariablene. Et svakt unntak her var en svak nedgang i kronefarge med økende PROFILE overskridelse. Denne sammenhengen ble signifikant ved å kontrollere for effekten av bonitet og årsmiddeltemperatur i en multivariat analyse av type "MANCOVA".

Tabell 1. Korrelasjoner mellom overskridelse av tålegrense (MAGIC) og innhold av næringsstoffer i barnåler fra siste års (92) og fjorårets skudd, på trær subjektivt utvalgt, fortrinnsvis blant de guleste trærne innen en 12*12 m firkant på hver flate. Bare sensitive flater er inkludert, dvs. de som hadde tålegrense for svovel <4.0 kekv/ha/år, og for elementene Mg og B er korrelasjonene beregnet i et utvalg av disse bestående av de som var lite sjøsaltpåvirket, gitt ved innhold av klorid i bekkevannsprøver <3 mg/l)

Element og årgang	sensitive flater n=87	sensitive flater med lite klorid n=57
CA_92	-0.43 *	
MG_92	-0.01	-0.15
K_92	0.07	
N_92	0.17	
P_92	-0.31 *	
B_92	0.40 *	0.27 *
CA_91	-0.40 *	
MG_91	-0.25 *	-0.37 *
K_91	0.11	
N_91	0.19	
P_91	-0.31 *	
B_91	0.46 *	0.34 *

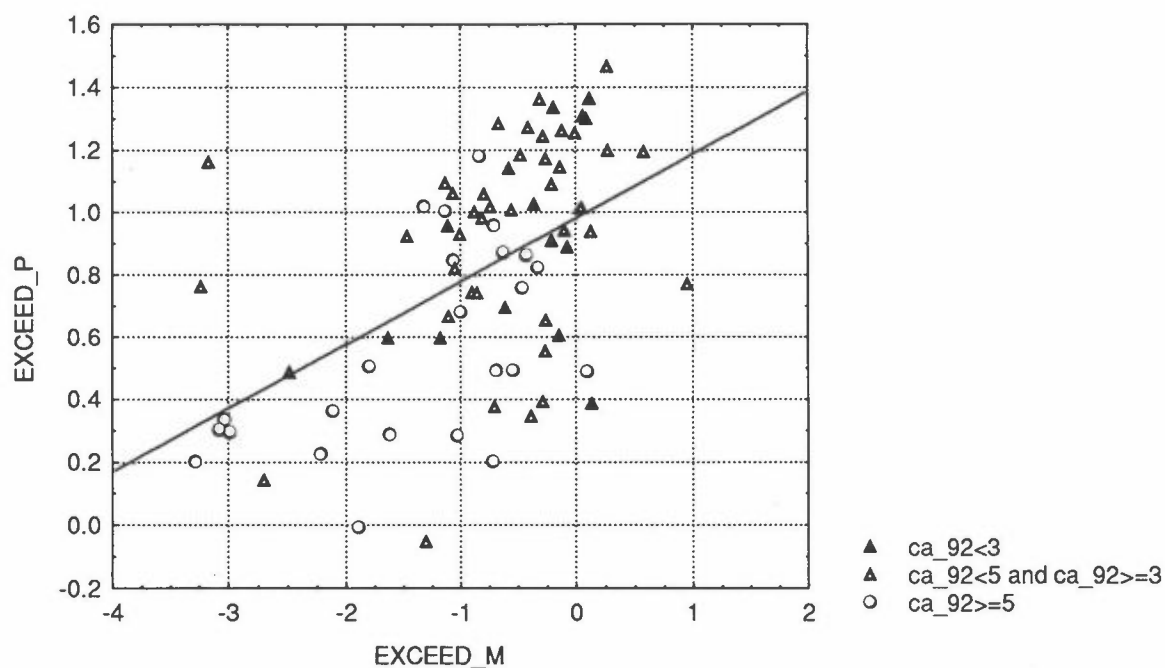
Diskusjon

I dette materiale fant vi ingen klare effekter av overskridelse på trærnes vitalitet uttrykt ved kronetetthet og kronefarge. Det var en sammenheng mellom overskridelse og innholdet av næringsstoffene Ca, Mg og P. Dette kan være en følge av at tilgangen på disse stoffene er negativt influert av overskridelse, men årsak og virkning er usikker. Lavt innhold av basekationer i barnåler kan være en følge av at jordas opphavsmateriale var næringsfattig og jorda har stor evne til å motstå sur nedbør. Men det kan også være en følge av næringsutvasking fra jorda pga. sur nedbør. Noen flater har både stor andel trær med gul misfarging og lavt innhold av magnesium. Gulfargen på noen trær på disse flatene kan derfor skyldes magnesiummangel. Flere av disse flatene hadde overskridelse. Mer detaljerte budsjettstudier for næringsstoffene vil være nødvendig for å avklare dette nærmere.

Etterord

Dataene for trærnes vitalitet er fra Overvåkingsprogram for skogskader (NISK) finansiert av SFT og landbruksdepartementet, jord- og nåledata fra prosjekt skogens helsetilstand (NISK) finansiert av landbruksdepartementet. Bekkevansdata, modellering og rapportering inngår i prosjektet NATAL-2 (naturens tålegrense) (NISK) finansiert av Direktoratet for naturforvaltning.

Fig. 1. Sammenhengen mellom overskridelse av tålegrense for MAGIC og PROFILE, og innholdet av Ca i siste nåleårgang. Kun sensitive flater er inkludert (MAGIC tålegrense < 4.0 kekv/ha/år)



FLUKTUERENDE ASYMMETRI HOS FISK: EGNET SOM INDIKATOR PÅ FORSURING?

Asbjørn Vøllestad, Biologisk institutt, Avdeling for zoologi, Universitetet i Oslo, Postboks 1050 Blindern, 0316 Oslo (e-mail - avollest@bio.uio.no).

Bakgrunn og problemstilling

I dette prosjektet skulle vi teste hvorvidt fluktuerende asymmetri i bilateralt symmetriske strukturer kunne være en egnet indikator på ikke-dødelig stress (spesielt forsuring) hos ferskvannsfisk. Den generelle bakgrunnen for prosjektet er omtalt tidligere¹. En kort oppsummering av bakgrunnen og problemstillingene gis likevel i det følgende.

Bakgrunn

For forvaltningen er det behov for tidlig å kunne oppdage forsuringseffekter og effekter av andre typer forurensning og "stress". Det nyttes f. eks. årlig store beløp til kalking av forsurede vassdrag, for på den måten å ta vare på stedege stammer av ferskvannsfisk. Kriteriene for å sette igang slike tiltak er i dag hovedsakelig vannkjemiske. Men biologiske systemer kan være bedre eller like gode indikatorer på forurensning som kjemiske målinger. Samtidig vil slike biologiske indikatorsystemer fungere som kontinuerlige "data-loggere", mens kjemiske indikatorer forutsetter tilstedeværelse og prøvetaking når den aktuelle stressperioden opptrer. Det er derfor interessant om det er mulig å benytte enkle biologiske stressindikatorer til å oppdage forurensningseffekter. Vi ønsket å teste om en mye omskrevet stressindikator, nemlig graden av fluktuerende asymmetri, kunne fungere som en enkel indikator på negative populasjonseffekter av forsuring.

Hva er fluktuerende asymmetri?

De fleste organismer som er mer eller mindre bilateralt symmetriske om en akse, har morfologiske strukturer som er dupliserte (armer, bein, finner, etc.). Dersom utviklingen av disse strukturene er under genetisk kontroll, forventer vi at strukturene skal være like på høyre og venstre side. Dette er ikke alltid tilfelle. Asymmetri kan opptre i tre forskjellige former (van Valen 1962): rettet asymmetri², antisymmetri³ og fluktuerende asymmetri⁴. Rettet asymmetri og antisymmetri er resultatet av en normal utvikling og kan ikke brukes som indikator på utviklingsforstyrrelser.

¹Vøllestad, A. 1993. Fluktuerende asymmetri; tegn på ikke-dødelig "stress". I: *Tilførsler og virkninger av langtransporterte forurensninger (TVLF) og Naturens tålegrenser* (Fløisand, I. & Løbersli, E.; red). NILU-rapport 0R:17/93.

²Rettet asymmetri: Denne formen opptrer når strukturen på den ene siden vanligvis er større enn den andre. Middelveidien av en indeks der størrelsen av høyre struktur trekkes fra størrelsen fra venstre struktur vil være ulik 0. Rettet asymmetri kan gjerne være resultatet av rettet seleksjon.

³Antisymmetri: Denne formen for asymmetri opptrer når asymmetri er normen, men det varierer hvilken side som er størst. Her vil middelveidien av den nevnte indeksen være 0, men med en bimodal (to-toppet) fordeling.

⁴Fluktuerende asymmetri: Denne formen for asymmetri opptrer når symmetri er normen, og det ikke er noen tendens for den ene eller andre siden til å være størst. Middelveidien av indeksen vil være lik 0 og variasjonen vil være normalfordelt (unimodal).

Fluktuerende asymmetri (FA) er resultatet av at organismen ikke er i stand til å utvikle seg etter et utviklingsmessig program (bl.a. bestemt av det enkelte individs genetiske sammensetning). FA er antatt å være sterkt korrelert med graden av heterozygositet (et mål på genetisk variabilitet). Høy heterozygositet gir lav frekvens av FA. Dette forklares med at individer med lav heterozygositet ikke har den genetiske fleksibilitet som er nødvendig for å styre utviklingen til det forutbestemte mål (f. eks. Soulé 1979, Kat 1982, Leary et al. 1983, 1984, 1985, Ferguson 1986).

Også miljøstress av forskjellig type har vist seg å påvirke FA (Valentine et al. 1972, Valentine & Soulé 1973, Ames et al. 1979). Forurensning av forskjellig slag påvirker utviklingen på forskjellige måter, men prinsipielt gir det samme respons som det indre stress en reduksjon av den genetiske variasjon antas å være. Forholdsvis kraftig stress, men på ikke-dødelig nivå, er nødvendig for å påvirke graden av FA (Parsons 1990).

Resultater

Abbores morfologi målt som FA er påvirket av forsurening, men effektene er ikke store. I det meget sure Isebakkjetjern fant vi statistisk signifikante forskjeller i fluktuerende asymmetri mellom årsklassene (Øxnevad et al. 1995). Denne variasjon kan f.eks. skyldes variasjoner i vannkjemiske forhold under klekkeperioden om våren. Denne undersøkelsen er også en metodetest idet vi viser at det ikke finnes noen (enkel) populasjons-asymmetri-verdi. Dette betyr at man ikke kan måle en enkelt struktur og anta at denne angir populasjonens asymmetri-nivå. En kombinert indeks der flere forskjellige strukturer inngår i asymmetrimålet vil være et betydelig bedre og mer korrekt mål. Undersøkelsen viser også at det er stor forskjell i følsomheten til ulike morfologiske strukturer, slik at det er mulig å velge ut de mest sensitive mål i eventuelle andre undersøkelser. Bl.a. er det ingen variasjon i antall finnestråler i bukfinnen, mens brystfinnen varierer mye.

Vi fant også statistisk signifikante forskjeller i fluktuerende asymmetri mellom abbor fra sure og ikke-sure lokaliteter (høyere FA i forsurrede lokaliteter), men forskjellene var relativt små (forskjellene var av samme relative nivå som mellom ulike årsklasser i samme innsjø)(Østbye 1994, Østbye et al. *in prep.*). Vi fant også at det var en signifikant korrelasjon mellom fluktuerende asymmetri i de enkelte populasjoner og forsurningsnivået (målt enten som pH eller Al^{3+} -konsentrasjonen) i innsjøene. Disse siste resultatene viser at fluktuerende asymmetri reagerer på forsuring som forutsatt, men responsene er små i absolutte verdier. De relative forskjellene i FA er så små at det vil vanskeliggjøre bruken av fluktuerende asymmetri i forvaltningssammenheng.

Vi har studert FA hos aure fra 10 utvalgte lokalitetene (5 sure og 5 ikke-sure) (Vøllestad og Hindar *in prep. a*). Det var klare forskjeller i FA mellom bestandene, men disse forskjellene kan ikke knyttes til grad av forsuring (det er ikke statistisk signifikante forskjeller mellom aure fra de sure kontra de ikke-sure lokalitetene). Det var ingen sammenheng mellom heterozygositet og fluktuerende.

Et annet mål på utviklingsstabilitet er avvik fra en morfologisk norm, dvs. morfologisk variasjon. Vi har studert dette i 9 av aurepopulasjonene, og fant at den morfologiske variasjonen ikke varierte med individenes heterozygositet innen den enkelte lokalitet (Vøllestad og Hindar, *in prep. b*). Dette er også i strid med eldre litteratur på feltet, men er helt i tråd med enkelte nyere arbeider (Bamshad et al. 1994, Yampolsky & Scheiner 1994). Dette materialet tyder videre på at det er en sammenheng mellom morfologisk variabilitet og heterozygositet når vi foretar sammenlikninger mellom populasjoner. Dette viser hvor viktig det er å skille mellom prosesser som skjer innen populasjonen (på individnivå) og trender som finnes etter sammenlikninger mellom populasjoner.

Vi gjennomført også et klekke- og oppdrettsforsøk med aure ved Forskningsstasjonen for Ferskvannsfisk på Ims. Tolv grupper av egg fra Tunhovdaure ble utsatt for 4 forskjellige vannkvaliteter (kombinasjoner av pH og Al-konsentrasjon; 3 replikater av hver behandling). Det var svært ulik eggoverlevelse ved de forskjellige behandlingene. Effekten av behandlingene vil bli behandlet i en egen hovedfagsoppgave⁵. Etter klekking ble yngelen foret opp til ca. 10 g under like og gode betingelser. Også her ble det benyttet 3 replikater av hver behandling, slik at totalt 12 grupper av fisk er analysert (50 fisk fra hver gruppe). Det var ingen forskjell i FA mellom gruppene. Konklusjonen av dette studiet er at eventuell asymmetri må skyldes påvirkning som skjer etter klekking og at eggskallet hindrer at giftig aluminium når yngelen. Dersom dette er korrekt kan vi forklare forskjellene vi fikk i aure- og abborstudiene med forskjeller i tidlig livshistorie. Abboryngelen er svært liten og lite utviklet når den klekker (mye av den tidlige utviklingen skjer utenfor egget). Auren derimot er stor og velutviklet når den klekker, og mesteparten av den tidlige utvikling skjer innenfor eggskallet. Dette betyr at giftig aluminium ikke vil være tilgjengelig for aure-embryo, siden eggskallet synes å virke som en effektiv barriere for aluminium.

Vi undersøkte også effekten av å gi egg av laks endrede miljøforhold under klekkingen (Vøllestad & Hindar, *submitted*). Vi benyttet tre stammer av laks (Ims, Lone og Ogn), der vi hadde materiale fra vill-populasjonen og der egg fra disse var klekket under like forhold på Ims. Det vi testet var hvordan endringer i habitatkvalitet og vannkvalitet under tidlig stadium påvirker den utviklingsmessige stabiliteten. Vi fant at det ikke var forskjell i fluktuerende asymmetri mellom Imsalaks og Lonelaks enten den vokste opp i elva eller i anlegget. Derimot hadde Ognalaksen som vokste opp i Imsa-vannet (i anlegget) signifikant høyere nivå av fluktuerende asymmetri enn den ville Ognalaksen. Dette kan muligens skyldes at det unaturlige oppdrettsmiljøet førte til nedbrytning av endel homeostatiske prosesser under utviklingen. Ognalaksen har i liten grad har vært utsatt for menneskelig påvirkning (kultivering, havbeiteprosjekter etc) slik som Imsa- og Lone-laksen har vært (i mange generasjoner). Heller ikke for laksens del fant vi at det var noen sammenheng mellom graden av heterozygositet og FA.

⁵Andersen, R. Variasjon i utvikling og overlevelse hos ørreteggs utsatt for vann med varierende pH og aluminiumsinnhold.

Vi har sammen med Ander Pape Møller (Vøllestad et al. *in prep*) sett nærmere på korrelasjonen mellom heterozygositet og FA (litteraturstudium), og har benyttet en forholdsvis ny statistisk metode til dette (såkalt meta-analyse)(se Rosenthal 1991). Vi finner at korrelasjonen er svært lav generelt sett når man studerer fenomenet innen populasjonen (på individ-nivå), derimot er det en signifikant korrelasjon når sammenlikningen skjer mellom populasjoner eller familier.

Vurderinger av FA som metode

Fluktuerende asymmetri som metode for å registrere subletalt stress har blitt meget populært i perioden siden dette prosjektet startet (se bl.a. Clarke 1995, Markow 1995). I utstrakt grad foreslås det å benytte denne metoden i bevaringsbiologisk og i bevaringsgenetisk sammenheng. Våre data viser imidlertid at metoden som sådan ikke er følsom nok til å oppdage stress (i hvert fall ikke alle typer stress) på et tidlig stadium. Aure-dataene viser at auren enten er i stand til å tilpasse seg forsurening på en slik måte at det ikke gir seg utslag i fluktuerende asymmetri, eller at de karakterene vi valgte varierer innen så snevre grenser at sannsynligheten for å oppdage stresseffekter blir for liten. Abbor-dataene viser at det er en sammenheng mellom forsurening av innsjøer og FA, men de viser også at disse statistisk signifikante sammenhengene er for små til å være forvaltningsmessig brukbare. FA opptrer i alle populasjoner, det er bare graden av asymmetri som varierer innen et forholdsvis smalt område. Dersom FA skulle vært et nyttig forvaltningsverktøy måtte det vært mulig å utarbeide standarder for hva som var en stresset og hva som var en ustresset populasjon. Dette ser vi som lite sannsynlig, spesielt fordi målefeilen kan være ganske stor (Hubert & Alexander 1995).

Imidlertid kan FA benyttes som verktøy til å forstå endel om prosesser knyttet til tidlig utvikling. Bl.a. viser lakse-dataene at mange ulike faktorer kan påvirke tidlig utvikling negativt. Men dataene tyder også på at laksen er i stand til raskt å tilpasse seg disse nye forholdene.

De mest interessante dataene våre er sannsynligvis de som viser at det ikke er noen sammenheng mellom individuell heterozygositet og FA, eller individuell morfologisk variasjon og heterozygositet. Dette er noe i strid med det almennt aksepterte i dag, men sammen med endel andre nyere rapporter tyder dette på at det ikke er noen klar sammenheng mellom disse variablene. En mulig grunn til at litteraturen har vært så klar på dette feltet tidligere kan være det problemet man kan ha med å få publisert "ikke-signifikante" data ("negative funn").

Referanser

- Ames, L. J., J. D. Felley and M. H. Smith 1979. Amounts of asymmetry in Centrarchid fish inhabiting heated and nonheated reservoirs. - *Trans. Am. Fish. Soc* 108: 489-498.
- Bamshad, M., M.H. Crawford, D. O'Rourke & L.B. Jorde 1994. Biochemical heterozygosity and morphological variation in a colony of *Papio hamadryas hamadryas* baboons. - *Evolution* 48: 1211-1221.
- Clarke, G. M. 1995. Relationships between developmental stability and fitness: applications for conservation biology. - *Conserv. Biol.* 9: 18-24.

- Ferguson, M. M. 1986. Developmental stability in rainbow trout hybrids: genomic coadaptation or heterozygosity? - *Evolution* 40: 323-330.
- Hubert, W.A. & C.B. Alexander 1994. Observer variation in counts of meristic traits affects fluctuating asymmetry. *N. A. J. Fish. Managem.* 15:156-158.
- Kat, P. W. 1982. The relationship between heterozygosity for enzyme loci and developmental homeostasis in peripher populations of aquatic bivalves (Unionidae). - *Am. Nat.* 119: 824-832.
- Leary, R. F., F. W. Allendorf and K. J. Knudsen 1985. Developmental instability as an indicator of reduced genetic variation in hatchery trout. - *Trans. Am. Fish. Soc.* 114: 230-235.
- Leary, R. F., F. W. Allendorf and K. L. Knudsen 1983. Developmental stability and enzyme heterozygosity in rainbow trout. - *Nature* 301: 71-72.
- Leary, R. F., F. W. Allendorf and K. L. Knudsen 1984. Superior developmental stability of heterozygotes at enzyme loci in salmonid fishes. - *Am. Nat.* 124: 540-551.
- Markow, T. A. 1995. Evolutionary ecology and developmental stability. - *Ann. Rev. Entomol.* 40: 105-120.
- Rosenthal, R. 1991. *Meta-analytic procedures for social research.* Sage Publ, New York.
- Palmer, A. R. and C. Strobeck 1986. Fluctuating asymmetry: Measurement, analysis, patterns,. - *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 17: 391-421.
- Parsons, P. A. 1990. Fluctuating asymmetry: an epigenetic measure of stress. - *Biological Reviews* 65: 131-145.
- Soulé, M. E. 1979. Heterozygosity and developmental stability: another look. - *Evolution* 33: 396-401.
- Valentine, D. W. and M. Soulé 1973. Effect of p,p'-DDT on developmental stability of pectoral fin rays in the grunion, *Leuresthes tenuis*. - *Fish. Bull.* 71: 921-926.
- Valentine, D. W., M. E. Soulé and P. Samollow 1972. Asymmetry analysis in fishes: a possible statistical indicator of environmental stress. - *Fish. Bull.* 71: 357-370.
- Van Valen, L. 1962. A study of fluctuating asymmetry. - *Evolution* 16: 125-142.
- Vøllestad, L. A. and Hindar, K. (*submitted*). Developmental stability and environmental stress in Atlantic salmon *Salmo salar*.
- Vøllestad, L. A. and Hindar, K. (*in prep. a*). Developmental stability in brown trout *Salmo trutta*: are there any effects of heterozygosity and acidification stress?
- Vøllestad, L. A. and Hindar, K. (*in prep. b*). Morphological variation and biochemical genetic heterozygosity in brown trout *Salmo trutta*: inter- and intrapopulation studies.
- Vøllestad, L. A., Hindar, K. and Møler, A. P. (*in prep.*). A meta-analytic study of the correlation between heterozygosity and fluctuating asymmetry.
- Yampolsky, L. Y. and Scheiner, S. M. 1994. Developmental noise, phenotypic plasticity, and allozyme heterozygosity in *Daphnia*. *Evolution* 48: 1715-1722.
- Østbye, K. 1994. Fluktuerende asymmetri hos abbor (*Perca fluviatilis*) i en forsøringsgradient. Hovedfagsoppgave i zoologi, Universitetet i Oslo.
- Østbye, K., Øxnevad, S. A. and Vøllestad, L. A. (*in prep.*). Developmental stability and acidification stress in perch *Perca fluviatilis*.
- Øxnevad, S. A., Østbye, K. and Vøllestad, L. A. 1995. Year class variation in fluctuating asymmetry in perch (*Perca fluviatilis* L.) from an acidic aluminium-rich lake. *Ecol. Freshw. Fish* 4:131-137.

Tålegrenser for forsuring i overflatevann. Bør vi ha en variabel kritisk verdi for ANC?

Arne Henriksen
Norsk institutt for vannforskning
Postboks 173 Korsvoll
0411 Oslo

Bakgrunn

For å beregne tålegrenser for overflatevann må en velge en biologisk indikator og en kjemisk komponent som påvirker den biologiske indikatoren. Dernest må en finne en kritisk verdi for den kjemiske komponenten. Siden innlandsaure har vist en klar følsomhet for surt vann og er sterkt rammet på regional basis, var det naturlig å velge denne som biologisk indikator. Status for aure i innsjøer er også relativt lett å kartlegge, enten via prøvefiske eller ved intervjuundersøkelser. Dessuten forelå et omfattende materiale for fiskestatus i forsurrede områder da arbeidet med tålegrenser ble satt igang.

ANC (syrenøytraliserende kapasitet) er valgt som kjemisk komponent, men er i virkeligheten en kombinasjon av komponenter. Grunnen til at ANC er egnet er at den påvirkes direkte av endringer i sulfatkonsentrasjonen og dermed av belastningen med sur nedbør, men også at den inneholder de toksiske komponentene (H^+ og aluminium). Sammenhengen mellom ANC og fiskestatus er brukt for å anslå ANC_{limit} , dvs. den kritiske verdien for innlandsaure i Norge (Lien et al. 1992).

Tålegrensen beregnes etter følgende likning:

$$CL(Ac) = ([BC]_0^* - [ANC_{limit}]) \cdot Q - BC_{dep}^* \quad (1)$$

der $[BC]_0^*$ er den førindustrielle konsentrasjonen av ikke-marine base kationer, ANC_{limit} er den kritiske ANC-konsentrasjon for den aktuelle organisme, Q er årlig middelavrenning og BC_{dep}^* er dagens ikke-marine base kation deponisjon. For å beregne tålegrensen må en verdi for BC_{dep}^* anslås utfra dagens vannkjemi (se Henriksen et al. 1990).

De nordiske land har hittil brukt $ANC_{limit} = 20 \mu\text{ekv/l}$ som den kritiske kjemiske verdi for fisk i overflatevann (Henriksen et al. 1990). Den naturlige ANC i vann kan imidlertid være lik eller mindre enn $20 \mu\text{ekv/l}$ i områder med granitt og/eller gneiss i berggrunnen og med tynt jorddekke ("negativ" tålegrense). For slike sjøer har en hittil satt tålegrensen til null, dvs. at de ikke tåler noen tilførsel av sur nedbør. For 163 (16%) av innsjøene som var med i 1000-sjøers undersøkelsen i 1986 ble tålegrensen "negativ", dvs. 0 når en brukte $ANC_{limit} = 20 \mu\text{ekv/l}$. For Sverige og Finland var de tilsvarende tall henholdsvis 18 (0.4%) av 4015 innsjøer og 4 (0.3%) av 1450 innsjøer. Årsaken til det vesentlig store antall innsjøer med "negativ" tålegrense i Norge i forhold til de to andre landene ligger i et vesentlig større antall sjøer med meget lav basekationkonsentrasjon. Denne type sjøer finner en i områder med granitt og gneiss i berggrunnen og meget tynt jorddekke.

Tålegrensen er meget følsom overfor valg av verdien for ANC_{limit} . For Norge, f.eks. vil en verdi for $ANC_{limit} = 0 \mu\text{ekv/l}$ gi tålegrenseoverskridelse i 25% av Norges areal, mens en $ANC_{limit} = 20 \mu\text{ekv/l}$ gir en overskridelse på 36%. Det er derfor blitt utarbeidet en såkalt "variabel" ANC_{limit} som hensyn til ulempene med en fast verdi (Henriksen et al. 1995). Siden verdien for ANC_{limit} er basert på en årlig veid middelveid (Henriksen et al. 1990). ble verdien $20 \mu\text{ekv/l}$ valgt for å sikre at det ikke skulle forekomme giftige episoder i løpet av året. I områder som mottar lite sur nedbør er imidlertid sannsynligheten for sure episoder som kan føre til fiskeskader svært liten selv om ANC er nær null, mens i områder med mye sur nedbør kan fiskedød inntreffe selv ved denne verdi. ANC_{limit} kan derfor betraktes som en variabel, f.eks. som en funksjon av tilførslene av sur nedbør til innsjøen, og slik at

den nærmer seg null når tålegrensen er lav og øker til en øvre, høyere grense ved høyere tålegrense. Det er gode biologiske grunner til å betrakte ANC_{limit} som en variabel (Henriksen et al. 1995). pH-området 5.5-6.0 er generelt sett på som sikkert under naturlige forhold for de fleste fiskearter. Et av de første forsøk på å sette et kritisk nivå for skader av sur nedbør på akvatiske organismer ble gjort i en svensk "Case Study" (1971). Den kritiske verdien ble satt til pH = 5.5 for salmonid fisk. På den tiden kjente en ikke til at uorganisk aluminium (Al) kunne være giftig (Schofield 1977). Giftigheten av Al i pH-området 5.5-6.0 avhenger av konsentrasjonen og den kjemiske formen av Al, konsentrasjonen av kalsium (Ca) og av temperaturen (Brown 1982, Rosseland and Hindar 1991). I områder med relativt høy tålegrense kan svoveldeposisjonen til forsuret jord føre til lekkasje av Al. Dette vil føre til at en finner uorganiske former av Al i elver og innsjøer ved syredeposisjon nær tålegrensen så lenge jorda domineres av Al og H^+ (Hultberg 1988). Uorganisk Al virker giftig ved lave konsentrasjoner på unge livsstadier og voksen fisk av mange arter og andre vannorganismer i pH-området 5.5-6.0 (Fivelstad and Leivestad 1984, Henriksen et al. 1984, Hultberg 1988).

Reverseringen av forsuringprosessen ved tålegrensen vil være langsommere for jord enn for overflatevann. Fiskebestander og andre vannorganismer i elver og innsjøer kan derfor bli utsatt for giftige Al-former også ved lav syredeposisjon. I områder med relativt høye tålegrenser kan ANC_{limit} verdier opp til 50 $\mu\text{ekv/l}$ være nødvendig for å unngå skader på vannorganismer. $ANC_{limit} = 20 \mu\text{ekv/l}$ ble satt i forhold til ørret, den mest forekommende fiskeart i Norge. I andre land er andre fiskearter mer hyppig og derfor synes en variabel ANC_{limit} å være nødvendig for å beskytte de fleste akvatiske organismer.

Metode

For å utlede en likning for en variabel ANC_{limit} kan vi omskrive tålegrenselikningen (likning 1) på følgende måte:

$$[BC^*]_0 - CL(Ac)/Q = ANC_{limit} \quad (2)$$

som kan anskueliggjøres ved å la $y = [BC^*]_0 - x/Q$ skjære den horisontale linjen $y = ANC_{limit}$, der y er konsentrasjonsaksen og x -aksen er depositionsaksen. X -koordinaten for skjæringspunktet for disse to linjene er da tålegrensen.

Denne måten å utlede tålegrensen kan generaliseres for en ANC_{limit} som er en funksjon av depositionsjonen, i.e. x . Da er ikke $y = ANC_{limit}$ lenger en horisontal linje, men en funksjon av depositionsjonen. Tålegrensen regnes da ut fra skjæringspunktet for linjen $y = [BC^*]_0 - x/Q$ med kurven $y = ANC_{limit}(x)$ (se Figur 1). Som diskutert ovenfor kan ANC_{limit} være lav i områder med lav depositionsjon (bakgrunnsområder), mens den bør være høyere i områder med høy depositionsjon.. Den enkleste måten å uttrykke dette på er å anta en konstant ANC_{limit} under og over gitte depositionsverdier og en lineær sammenheng mellom disse to verdiene. Matematisk kan dette uttrykkes ved følgende likninger:

$$ANC_{limit} = \begin{cases} A_1 & \text{for } Ac_{dep} \leq Ac_1 \\ k * Ac_{dep} + d & \text{for } Ac_1 < Ac_{dep} < Ac_2 \\ A_2 & \text{for } Ac_{dep} \geq Ac_2 \end{cases} \quad (3)$$

der $k = (A_2 - A_1)/(Ac_2 - Ac_1)$ og $d = A_1 - k * Ac_1$. If $A_1 > 0$, det må imidlertid sikres at $[BC^*]_0 > A_1$. Avhengig av $[BC^*]_0$ og Q har vi tre tilfeller, og for hver av dem kan vi eksplisitte formler for the tålegrensen og ANC_{limit} (se Figur 1):

$$(a) \quad Q * ([BC^*]_0 - A_1) \leq Ac_1: \\ \text{Da har vi: } CL(Ac) = Q * ([BC^*]_0 - A_1) \quad \text{and} \quad ANC_{limit} = A_1 \quad (4a)$$

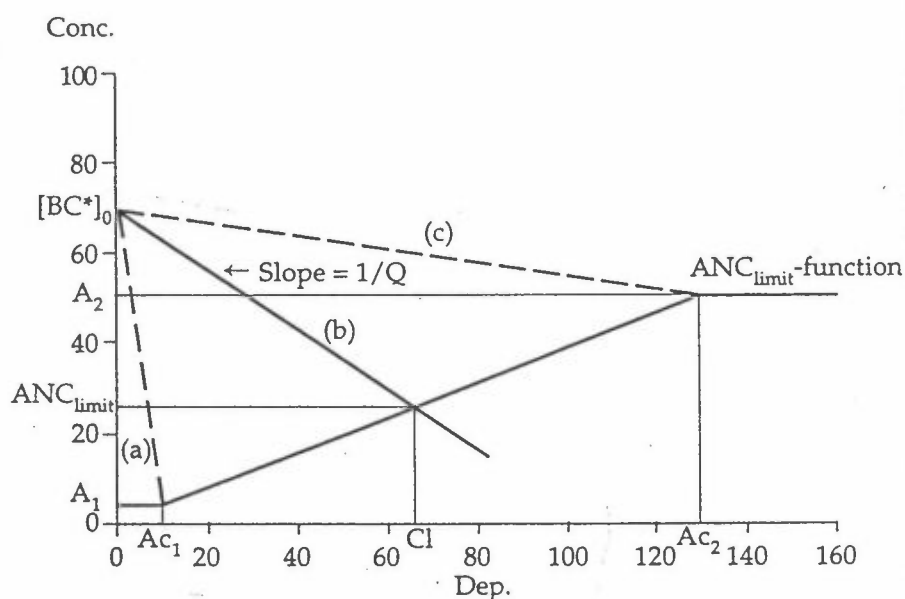
$$(b) \quad Q * ([BC^*]_0 - A_1) > Ac_1 \quad \text{and} \quad Q * ([BC^*]_0 - A_2) < Ac_2:$$

I dette tilfelle får vi etter noen utregninger:

$$\begin{aligned} \text{CL}(\text{Ac}) &= Q * ([\text{BC}^*]_0 - d) / (1 + k * Q) \\ \text{og } \text{ANC}_{\text{limit}} &= (k * Q * [\text{BC}^*]_0 + d) / (1 + k * Q) \end{aligned} \quad (4b)$$

(c) $Q * ([\text{BC}^*]_0 - A_2) \geq \text{Ac}_2$:
Her får vi: $\text{CL}(\text{Ac}) = Q * ([\text{BC}^*]_0 - A_2)$ and $\text{ANC}_{\text{limit}} = A_2$ (4c)

Tålegrensen, dvs deposisjonen vi får ved å løse likning 2 etter å ha satt verdien for $\text{ANC}_{\text{limit}}$ gitt ved likning 3, avhenger av parametrene i ANC-funksjonen (Ac_1 , A_1 , Ac_2 and A_2 , se likningene 4a-c), og som må utledes fra biologiske kriterier som diskutert ovenfor. Uttrykket for $\text{ANC}_{\text{limit}}$ er ikke begrenset til den brutte lineære funksjon som definert i likning, men enhver monotont økende funksjon, som f. eks. en S-formet kurve kunne vært valgt. Da ville imidlertid likning 2 bli ikke-lineær og tålegrensen måtte da beregnes med en iterativ prosedyre..



Figur 1. Beregning av tålegrensen for en $\text{ANC}_{\text{limit}}$ (likning 3). Tre tilfeller er mulig, avhengig av parametrene i funksjonen (Ac_1 , A_1 and Ac_2 , A_2), $[\text{BC}^*]_0$ og avrenningen Q (se teksten).

Det skal påpekes at selv om $\text{ANC}_{\text{limit}}$ ikke er en fast verdi for alle innsjøer, vil hver innsjø ha sin egen verdi for alle deposisjonsnivåer og den er gitt ved innsjøens karakteristiske data ($[\text{BC}^*]_0$ og Q).

Resultater

For å teste konsekvensene av en variabel $\text{ANC}_{\text{limit}}$ for tålegrensene i Norge, Sverige og Finland har vi brukt $A_1 = 0$ for $\text{Ac}_1 \leq 0$, og $A_2 = 50$ for $\text{Ac}_2 = 200$. Vi har brukt tålegrensedatabasene for de tre landene (Henriksen et al 1990), og beregnet tålegrensene og tålegrenseoverskridelsene (tabell 1).

Tabell 1. Prosent areal (Norge) og prosent av innsjøer (Finland og Sverige) for hvilke tålegrensene er overskredet ved bruk av en variabel ANC_{limit} og en fast ANC_{limit} (20 $\mu\text{eq/l}$).

Land	Fast ANC_{limit}	Variabel ANC_{limit}	Forskjell
Sverige	30,2	28,6	1,6
Finland	17,2	14,3	2,9
Norge	36,0	30,0	6,0

Effekten av en depositionsavhengig ANC_{limit} er større i Norge enn i Sverige og Finland, fordi antallet av forsuringsfølsomme innsjøer er høyest her, som også påpekt ovenfor. Bruker vi en $ANC_{limit} = 20 \mu\text{eq/l}$ blir tålegrensen for dagens syretilførsel til overflatevann overskredet i 36% av Norges areal. Den variable ANC_{limit} (0-50 $\mu\text{eq/l}$) reduserer dette arealet til 30%, og størstedelen av det reduserte arealet ligger i områder som mottar lite sur nedbør (midt- og Nord Norge). Den geografiske utbredelse av områder der tålegrensen idag er overskredet ved bruk av den variable ANC_{limit} er i bedre overensstemmelse med de områder der fiskebestandene er skadet enn ved å bruke en fast ANC_{limit} (Henriksen and Hesthagen, under arbeid). Vi har derfor valgt å bruke den variable ANC_{limit} slik som definert ovenfor i den offisielle tålegrensedatabasen for Norge. Denne blir nå brukt i det foreløpige arbeidet som skal gi grunnlag for en ny internasjonal nitrogen-protokoll.

Litteratur

- Henriksen, A., Kämäri, J., Posch, M., Lövblad, G., Forsius, M. and Wilander, A. 1990. Critical loads to surface waters in Fennoscandia. *Nordic Council of Ministers. Miljørapport 1990:124.*
- Henriksen, A, Posch, M., Hultberg, H. and Lien, L. 1995. *Water, Air and Soil Pollut.* (in press).
- Brown, D. J. A.: 1982, *Water Air and Soil Pollut.* **18**, 343.
- Fivelstad, S. and Leivestad, H.: 1984, *Institute of Freshwater Research, Drottningholm*, Report **61**, 69.
- Grahn, O.: 1980, 'Fish-kills in Two Moderately Acid Lakes Due to High Aluminum Concentration', in D. Drabløs and A. Tollan (eds.), *Ecological impacts of acid precipitation*, SNSF-project, Proc. Int. Conf. Sandefjord, Norway. p 310.
- Henriksen, A., Skogheim, O. K. and Rosseland, B. O.: 1984, *Vatten*, **40**, 225.
- Hultberg, H.: 1988, , In Nilsson, J. and Grennfeldt, P.(eds.), 'Critical Loads for Sulphur and Nitrogen', *NORD 1988: 15. Nordic Council of Ministers*,.
- Lien, L., Raddum, G.G. and Fjellheim, A. 1992. Critical Loads of Acidity to Freshwater - Fish and Invertebrates. Report from the project "*Naturens Tålegrenser*" no.23. Norwegian Institute for Water Research, Oslo, Norway.
- Rosseland, B. O. and Hindar, A.: 1991, 'Mixing Zones - A Fishery Management Problem', In: Olem, H., Schreiber, R. K., Brocksen, R. W. and Porcella, D.(eds.), *Int. Lake and Watershed Liming Practices*, Lewis Publishers, Chelsea, Michigan, ISBN I-8080786-00-7, p 161.
- Schofield, C. L. 1977, Research Technical Completion Report A-072-NY, Office of Water Researched Technology, Dept. of the Interior, Washington D. C. , p 27.
- Sweden's Case Study ,: 1971, UN Conference on the Human Environment in Stockholm 1972.

Analyse av overskridelser av tålegrenser for overflatevann og skader på fiskebestander i områder med lave overskridelser.

Trygve Hesthagen

Norsk institutt for naturforskning, Tungesletta 2, 7005 Trondheim

I forbindelse med tidligere prosjekter er det generelt funnet en god sammenheng mellom overskridelser av tålegrenser og skader på fiskebestander (Henriksen & Hesthagen 1993, Henriksen et al. 1993, Hesthagen & Henriksen 1994, Hesthagen et al. 1995). Sammenlikningen er basert på vannkjemi og fiskestatus fra to uavhengige databaser og presentert i ruter på 14 x 14 km. Fiskestatus er kvantifisert vha en skadeindeks som varierer fra 0 (ingen skader) til 1,0 (totalskadet). Det var overensstemmelse mellom de to datasettene for 73.6% av totalt 1457 ruter fordelt over hele landet unntatt Troms og Finnmark. I 77% av rutene hvor det ikke var registrert skader på fiskebestander, var heller ikke tålegrensene overskredet.

Imidlertid var det dårlig overensstemmelse mellom de to datasettene for ruter med de laveste overskridelsene (0-12.5 kekv km⁻² år⁻¹) som bare hadde fiskeskader i 25% av rutene. Tilsvarende skadefrekvens ble registrert i ruter uten overskridelser av tålegrensene.

Årsaken til avviket mellom tålegrenseoverskridelser og fiskestatus kan skyldes dårlig overensstemmelse mellom den innsjøen som er valgt til å representere henholdsvis vannkvalitet og fiskestatus. Spesifikt kan det pekes på følgende forhold:

-
- (i) For få fiskebestander innen ruten til at en pålitelig skadeindeks kan beregnes
 - (ii) Det kan være større skader på fiskeskader i områder med de laveste overskridelsene enn det som hittil er påvist ved intervjuundersøkelser. Dette skyldes

en tidsforsinkelse mellom når skader på fiskebestander oppstår til de blir registrert av lokale fiskere (Hesthagen et al. 1993).

(iii) Det er beregnet en skadeindeks for alle arter innen ruten, og dette kan gi misvisende resultat fordi ulike arter har noe forskjellig tålegrenser (Lien et al. 1992).

(iv) Feilaktig fiskestatus for ruten fordi skader på fiskebestandene skyldes andre årsaker enn forsuring.

(v) Det blir benyttet den samme ANC_{limit} i alle deler av landet ($20 \mu\text{ekv}^{-1}$). Det er tidligere funnet at enkelte områder der tålegrensene er overskredet uten at svoveldeposisjonen er spesielt høy. Det er nå foretatt nye beregninger basert på en variabel ANC_{limit} som funksjon av svovelbelastningen (Henriksen & Lien 1994). Svoveldeposisjonen er avgjørende for mengden giftig (labilt) aluminium som blir frigitt til vasssdraget (Henriksen et al. 1994), og er derfor relevant mht skader på fisk.

(vi) Utvalget av innsjøer som er benyttet for å beregne overskridelsene er ikke representative for ruten. Dette gjelder trolig spesielt for områder som har en variert geologi. I slike tilfeller har det mest følsomme området blitt valgt til å representere ruten, gitt at det dekker 25% av rutens areal. Følgelig kan skader på fiskebestander i slike områder ble mindre enn de som er forventet ut ifra tålegrenseoverskridelsen for ruten.

Undersøkelsen blir gjennomført ved å se på hvilke innsjøer i de enkelte rutene som er benyttet for å beregne overskridelser av tålegrenser og hvilke som er benyttet for å beregne skadeindeks.

Vi har også supplert opplysninger om fiskestatus i enkelte ruter der datagrunnlaget tidligere var mangelfullt, og det foreligger nå slike data for alle landets fylker. Det er også vært foretatt en gjennomgang av om skader på fiskebestander i enkelte

områder skyldes andre årsaker enn forsurening (habitatødeleggelse, lokal forurensning, introduksjon av andre fiskearter etc.). Denne kvalitetskontrollen og suppleringen har resultert i et betydelig bedre datagrunnlag. De foreløpige resultatene viser små skader på fiskebestander i områder uten overskridelser av tålegrenser. Det ble også funnet betydelig bedre overensstemmelse mellom de to datasettene for ruter med lave overskridelser enn tidligere. I de tilfellene hvor det ikke er samsvar i dataene, synes vannkjemien i den utvalgte innsjøen å ha for lav tålegrense sammenlignet med fiskestatusen for området.

Litteratur

Henriksen, A. & Hesthagen, T. 1993. Critical load exceedance and damage to fish populations. - Naturens Tålegrenser, Fagrapp. nr. 43, Miljøverndep. 12 pp. (NIVA-Rapp. O-89210).

Henriksen, A., Hesthagen, T., Berger, H.M., Kvenild, L. & Taubøll, S. 1993. Tålegrenser for overflatevann. Sammenhengen mellom kjemiske kriterier og fiskestatus. - Naturens Tålegrenser, Fagrapp. nr. 36. 14 s. (NIVA-Rapp. O-92122).

Henriksen, A. & Lien, L. 1994. Tålegrenser for overflatevann. Metoder og usikkerheter. - Naturens Tålegrenser, Fagrapp. 62, Miljøverndep., Oslo. (NIVA-Rapp. O-94123).

Henriksen, A., Wilander, A., Kämäri, J., Posch, M., Forsius, M., Baxendale, H. & Tarvainen, T. 1994. Critical loads for acidification of surface waters in Northern Fennoscandia (Nordkalotten). - Nordkalottkommiteens Publ. Serie, Rapp. 33. 22s.

Hesthagen, T. & Henriksen, A. 1994. En analyse av sammenhengen mellom overskridelser av tålegrenser for overflatevann og skader på fiskebestander. -

Naturens Tålegrenser, Fagrapp. 58, Miljøverndep., Oslo. (NINA-Oppdragsmelding 288:1-14).

Hesthagen, T., Henriksen, A. & Kvenild, L. 1995. Overskridelser av tålegrenser for overflatevann og skader på fiskebestander i innsjøer i Troms og Finnmark. - naturens Tålegrenser, Fagrapp. 65, Miljøverndep., Oslo. (NINA-Oppdragsmelding 323:1-14).

Hesthagen, T., Rosseland, B.O., Berger, H.M. & Larsen, B.M. 1993. Fish community status in Norwegian lakes in relation to acidification: a comparison between interviews and actual catches by test fishing. - Nordic J. Freshwat. Res. 68:34-41.

Lien, L., Raddum, G. & Fjellheim, A. 1992. Critical loads for surface water - fish and vertebrates. - Naturens Tålegrenser, Fagrapp. nr. 21, Miljøverndep. 29 pp. (NIVA-Rapp. O-89185).

Metabolske effekter av forsurening på ferskvannsfisk

Torbjørn Forseth, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim

Aluminiumskjemi i ferskvann og fysiologiske effekter på fisk

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

EFFEKTER AV FORSURING OG KADMIUM-FORURENSNING PÅ POPULASJONER OG -SAMFUNN AV LIMNISK ZOOPLANKTON

Ann Kristin Lien Schartau, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim

SAMMENDRAG

Feltforsøk med tilsetning av kadmium alene eller i kombinasjon med forsuring er gjennomført i lukkede innhegninger under ulike nærings- og predasjonsforhold. Tilsetning av Cd endret biomassen og sammensetningen av fytoplanktonet. I kombinasjon med tilsatte næringssalter økte biomassen av spiselige alger i Cd-belastede innhegninger, noe som resulterte i økt eggproduksjon hos vannloppene. Også tilsetning av syre endret effekten av Cd-belastningene ved økt produksjon av spiselige alger. Effekten av en gitt Cd-konsentrasjon på zooplanktonet vil kunne variere avhengig av en rekke miljøforhold. Samme Cd-konsentrasjon gav ulik effekt i to forskjellige forsøkslokaliteter og når forsøkene ble gjennomført til ulike tidspunkt i samme lokalitet. Sekundære effekter ved endringer i næringstilgang, konkurranse og predasjon er avgjørende for hvilke arter og hvilke parametre (reproduksjon, overlevelse) som synes mest sensitive mht. Cd-kontaminering.

1. INNLEDNING

Sørlige deler av den skandinaviske halvøy er utsatt for betydelige tilførsler av langtransporterte luftforurensninger, i først omgang sure forbindelser fulgt av enkelte metaller (Hanssen et al. 1981, Steinnes 1990). Vassdrag i Sør-Varanger er også utsatt for forsuring og tungmetallbelastning grunnet tilførsler fra industrien på Kola (Traaen 1990, Sivertsen et al. 1992, Langeland 1993). I innsjøer utsatt for forsuring vil en reduksjon av pH vanligvis også medføre en konsentrasjonsøkning av tungmetaller som nikkel, kobber, kadmium, sink og bly (Dickson 1980, Yan & Strus 1980, Fjeld et al. 1994). Av disse er kadmium (Cd) et av de mest giftige. I Sør-Norge har konsentrasjonen av kadmium i overflatevann nådd et nivå som kan være skadelig for sensitive ferskvannsorganismer (Muniz & Aagaard 1990). Virkninger av tungmetall-kontaminering på invertebrater og fisk har vært gjenstand for omfattende studier (Thorp & Lake 1974, Clubb et al. 1975, Alabaster & Lloyd 1982, Lawrence & Holoka 1987). Imidlertid har disse studiene vanligvis blitt gjennomført som laboratorie-eksperimenter under forhold som er lite representative for norske forhold, dvs. med vann som er rikt på næringssalter og andre ioner (Muniz & Aagaard 1990).

I notatet "Tilførsler og virkninger av lufttransporterte forurensninger. Kunnskapsstatus og forskningsbehov" (Abrahamsen & Seip 1991) er bl.a. følgende punkter nevnt mht. kunnskapsmangler når det gjelder effekter på ferskvannsorganismer:

- Dose-respons studier på arter og samfunn i ferskvann med hensyn på forsuring og metaller.
- Bedre kunnskap om hvordan økologiske forhold som predasjon, konkurranse, atferd, formering, vekst og overlevelse påvirkes av forurensninger.

Ved å bruke innhegninger med lukket bunn ønsket vi å studere korttids- og langtidseffekter av lavdoseeksponering for kadmium på planktoniske populasjoner og -samfunn.

2. FORSØKSOPPSETT

I 1993 ble det gjennomført to belastningsforsøk (bagexp1, bagexp2) med Cd i lukkede PVC-poser (dyp: 4 m, volum: 12 m³). Begge forsøkene ble utført i Songlitjøenna mens det i 1995 ble gjennomført to tilsvarende forsøk (bagexp3, bagexp4) med Cd og forsuring i Songsjøen. For å se om økt næringstilgang eller økt predasjon endret effekten av kadmium ble næringssalter (fosfor og nitrogen) eller fisk satt til enkelte poser i 1993. På bakgrunn av erfaringene fra disse forsøkene ble næringssalter satt til alle posene i 1995. Posene ble fylt med innsjøvann vha. en vannpumpe og etterfylt med zooplankton som ble samlet inn fra innsjøen på en skånsom måte. Fisk ble også tatt fra forsøkslokaliteten. Alle tilsetninger ble gjort i starten av forsøket og belastningsnivået ble kontrollert to ganger ukentlig gjennom forsøkets varighet på fire uker.

Tabell 1. Oversikt over tilsetninger og belastningsnivåer i poseforsøk gjennomført i 1993 og 1995 (bagexp3 er foreløpig ikke behandlet pga. feildosering av syre).

1993	Bagexp1		Bagexp2	
	CC:	Kontroll	CC:	Kontroll
	CC:	Kontroll	CC-N/P:	500 µg N/l + 100 µg P/l
	LC:	0,5 µg Cd/l	MC:	2,0 µg Cd/l
	LC-N/P:	0,5 µg Cd/l + 500 µg N/l + 100 µg P/l	MC-N/P:	2,0 µg Cd/l + 500 µg N/l + 100 µg P/l
	LC-fish:	0,5 µg Cd/l + ørret	MC-fish:	2,0 µg Cd/l + ørret
	MC:	2,0 µg Cd/l	HC:	5,0 µg Cd/l
	MC-N/P:	2,0 µg Cd/l + 500 µg N/l + 100 µg P/l	HC-N/P:	5,0 µg Cd/l + 500 µg N/l + 100 µg P/l
	MC-fish:	2,0 µg Cd/l + ørret	HC-fish:	5,0 µg Cd/l + ørret
1995	Bagexp4 (3 paralleller av hver)			
	CC:	125 µg N/l + 25 µg P/l		
	MC-acid:	forsuring til ca. pH 5,5 + 125 µg N/l + 25 µg P/l		
	MC:	2,0 µg Cd/l + 125 µg N/l + 25 µg P/l		
	MC-acid:	2,0 µg Cd/l + forsuring til ca. pH 5,5 + 125 µg N/l + 25 µg P/l		

3. FORSØKSLOKALITETER

Begge forsøkslokalitetene ligger i Orkdal kommune, ca. 70 km vest for Trondheim. Songsjøen (max. dyp 32 m, overflateareal 70 ha) er middels humusrik (farge: 20-35 mg Pt/l) mens Songlitjøna (max. dyp 5 m, overflateareal 5 ha) må betraktes som svært humusrik (farge 70-105 mg Pt/l). Innsjøene skiller seg også mht. pH (Songsjøen: 6,2-6,8. Songlitjøna: 5,9-6,2) mens kalsiumkonsentrasjonen er omkring 1,0 mg Ca/l og ledningsevnen 25-30 µS/cm i begge innsjøer. Primærproduksjonen i innsjøene er lav, og små arter (blågrønnalger, µ-alger) dominerer algesamfunnet. Zooplanktontettheten er generelt lav med vannloppen *Bosmina longispina* og hoppekrepsen *Cyclops scutifer* som dominerende arter i Songsjøen. I Songlitjøna er i tillegg vannloppene *Holopedium gibberum* og *Daphnia longispina* vanlige. Songsjøen har sympatriske populasjoner av røye (*Salvelinus alpinus*) og brunørret (*Salmo trutta*), hvorav den siste dominerer, mens brunørret er den eneste fiskearten i Songlitjøna.

4. RESULTATER OG DISKUSJON

Det skjedde kun små endringer av Cd-innholdet i posene i løpet av forsøksperioden. Kadmium ble satt til i overflaten og i løpet av 2-10 dager etter tilsetning var kadmiumet jevnt fordelt i posene. En mindre del av kadmiumet forsvant fra vannfasen, antagelig ved opptak hos begroingsalger på duken og sedimentasjon av døde planter og dyr som hadde tatt opp Cd. Dette betyr at organismene er eksponert for relativt høye Cd-konsentrasjoner gjennom hele forsøksperioden. Det ble også målt en reduksjon i total nitrogen og total fosfor i løpet av forsøksperioden, noe som samsvarer med reduksjonen i Cd. Konsentrasjonen av fosfat og nitrat avtok og ved slutten av forsøksperioden var konsentrasjonen av nitrat under deteksjonsgrensen. I forsurede poser (bagexp4) var imidlertid innholdet av total nitrogen og nitrat høyt under hele forsøket pga. tilsatt saltpetersyre (HNO₃). Forøvrig var det kun små vannkjemiske variasjoner mellom poser og i løpet av forsøksperioden.

Effekter på fytoplanktonet

Tilsetning av næringssalter (nitrogen og fosfor) gav en klar økning i primærproduksjonen med høyere algemengder sammenlignet med poser hvor næringssalter ikke ble tilsatt (bagexp2). Samtidig ser det ut til at det skjedde en dreining av konkurranseforholdet slik at enkelte alger (kiselalgen *Synedra* sp., grønnalgen *Chlamydomonas* sp. og cryptomonader) fikk større %-messig betydning mens andre alger (grønnalgen *Chlorococcales* sp.) gikk tilbake.

Den tydeligste effekten av tilsatt Cd var en generell økning i algeveksten (bagexp2, bagexp4). I bagexp2 (Songlitjønna) økte blågrønnalgen *Aphanothece clathrata* i poser med tilsatt Cd mens veksten av *Synedra* sp. ble tilsvarende fremmet i bagexp4 (Songsjøen). I laboratorieforsøk med kobbertilsetning ble det funnet en tilsvarende økning i algeproduksjonen (Øyvind Løvstad, pers. medd.). En mulig forklaring er at metallkontaminering øker mengden av tilgjengelig fosfor, f.eks. fra enkelte sensitive grupper av bakterier og zooplankton pga. forhøyet dødlighet hos disse, og at denne fosforøkningen fremmer vekst hos metalltolerante alger. Det ble imidlertid ikke funnet noen entydige forskjeller i innholdet av total fosfor eller løst fosfat. En annen mulighet er utveksling mellom tilsatte metallioner og jernioner bundet til vannets humusforbindelser. Det er kjent at humus virker avgiftende ved å binde til seg metaller og andre giftige forbindelser (Stackhouse & Benson 1988). En økning i mengden av fritt jern kan fremme algeveksten enten direkte ved at en eventuell jernbegrensning oppheves eller indirekte ved å øke tilgjengeligheten av fosfor (Clasen & Bernhardt 1974, Huntsman & Sunda 1981).

Tilsetning av syre hemmer algeveksten og forsuredde poser hadde vanligvis lavere biomasse enn kontrollposene (bagexp4). I forsuredde poser tilsatt Cd var biomassen lavere enn i ikke-forsuredde poser tilsatt Cd men høyere enn i kontrollposene. Imidlertid var det en økning av små flagellater, spesielt cryptomonader, gullalger og enkelte ganger små grønnalger, i forsuredde poser og spesielt i poser tilsatt både syre og Cd, kanskje som en følge av redusert konkurranse fra *Synedra*. Antagelig fremmer tilsetning av Cd veksten av både *Synedra* og små flagellater. Mens *Synedra* er den mest konkurransesterke i poser tilsatt kun Cd er arten mer sensitiv for forsuring og erstattes av mere forsuringstolerante flagellater i poser tilsatt både syre og Cd. *Synedra* betraktes som en eutrofieringsart og er tidligere sjelden funnet når pH < 6,2 (Øyvind Løvstad, pers. medd.).

Effekter på zooplanktonet

Ved de Cd-nivåene som ble benyttet i bagexp1 (0,5 og 2,0 µg Cd/l) ble det ikke funnet noen entydige negative effekter på zooplanktonet. I bagexp2 gav begge belastningsnivåer (2,0 og 5,0 µg Cd/l) negative effekter på de fleste zooplanktonarter sammenlignet med poser uten Cd-tilsetninger men med tilsvarende næringssaltstatus. Basert på endringer i tetthet kan vi sette opp følgende rekkefølge mht. sensitivitet for Cd: *Daphnia longispina* > *Bosmina longispina* > *Holopedium gibberum* > *Heterocope saliens* > *Eudiaptomus gracilis* > *Cyclops scutifer*. De største effektene ble klart funnet hos *D. longispina* mens det kun var små og ikke entydige forskjeller mellom *B. longispina* og *H. gibberum*. Dette er i samsvar med forventede forskjeller i Cd-toleranse basert på tidligere undersøkelser (Marshall & Mellinger 1980, Lawrence & Holoka 1987). Både økte algemengder og økt fiskepredasjon synes delvis å oppveie de negative effektene av Cd-belastningene, spesielt for vannloppene. Tetthetsutviklingen hos hoppekrepsen *C. scutifer* er motsatt av hva som ble registrert hos de andre zooplanktonartene. Det ser ut til å være et konkurranseforhold mellom *C. scutifer* og *E. gracilis* der førstnevnte art øker i poser tilsatt Cd pga. høyere Cd-toleranse men taper konkurransen i poser tilsatt næringssalter eller fisk. I bagexp4 er resultater fra ulike prøvetakingsdatoer behandlet hver for seg slik at tidspunkt for når skader inntreffer kommer tydeligere fram. Den totale tettheten av zooplankton var signifikant lavere i alle belastede poser sammenlignet med kontrollposene vel to uker etter forsøkets start. En uke etter tilsetning av Cd ble de første negative effektene registrert hos *H. gibberum* og *Sida crystallina*. I poser tilsatt Cd alene eller i kombinasjon med syre var *H. gibberum* nesten forsvunnet 18 dager etter forsøkets start mens tettheten i poser tilsatt kun syre (CC-acid) var ca. 1/3 av tettheten i kontrollposene. På samme tidspunkt hadde *S. crystallina* forsvunnet helt fra samtlige Cd-belastede poser. Også *B. longispina* var betydelig redusert i MC. I MC-acid var tettheten av *B. longispina* tilsvarende tettheten i kontrollposene mens det var en ikke signifikant økning i CC-acid. Det er tidligere funnet betydelige negative effekter på tettheten av *B. longispina* ved tilsvarende belastningsnivåer av Cd i innsjøens litorale områder (Schartau 1994). Det ble ikke funnet noen signifikante reduksjoner i tettheten av *D. longispina*. I bagexp2 ble det til sammenligning funnet tetthetsreduksjoner ved tilsvarende Cd-konsentrasjoner (2 µg Cd/l) i poser uten næringssalttilsetninger. Tettheten av hoppekreps-artene var svært lav i alle poser og det er ikke mulig å gi noen entydig vurdering mht. belastningseffekter.

Tilsetning av næringssalter gav økt zooplanktonproduksjon og det ble registrert en økning i total tetthet samt tettheten av de fleste arter av zooplankton i poser tilsatt nitrogen og fosfor. Gjennomsnittlig

kullstørrelse hos vannloppene økte i alle poser tilsatt nærings-salter og har sannsynligvis sammenheng med økt produksjon av alger. Tilsetning av nærings-salter oppveier noe av den negative effekten av Cd ved at kullstørrelsen hos vannloppene økte i Cd-belastede poser tilsatt nærings-salter sammenlignet med Cd-belastede poser uten nærings-salter. Kullstørrelsen i disse posene var vanligvis også høyere enn kontrollposen med nærings-salttilsetning og var i samsvar med forskjeller i algeproduksjonen (økt algeproduksjon og økt produksjon av spiselige alger ved tilsetning av Cd). I bagexp4 ble nærings-salter tilsatt alle posene. Ved starten av disse forsøkene var det derfor ingen forskjell i konsentrasjonen av nitrogen og fosfor mellom poser. Resultatene viser imidlertid at fytoplanktonet utviklet seg forskjellig avhengig av de øvrige tilsetningene (se ovenfor). Mengden av små flagellater økte i forsurrede poser og spesielt i forsurrede poser tilsatt Cd. Disse algene anses å være av høy verdi som fôr for vannloppene og kan ha bidratt til å redusere de negative virkningene av Cd. Dette gjelder særlig for *B. longispina* i poser tilsatt syre i kombinasjon med Cd sammenlignet med poser hvor kun Cd var tilsatt. I bagexp4 var antall hunner med egg for lavt til å vurdere gjennomsnittlig kullstørrelse hos *H. gibberum* og *B. longispina* i poser tilsatt Cd alene. Det var imidlertid en økning i gjennomsnittlig kullstørrelse i de forsurrede posene (CC-acid) både for *H. gibberum* ($p < 0,0001$) og *B. longispina* ($p = 0,001$) fire uker etter forsøket start. For *H. gibberum* var gjennomsnittlig kullstørrelse i forsurrede poser tilsatt Cd (MC-acid) større enn i CC og CC-acid mens det for *B. longispina* var en svak men ikke signifikant reduksjon i gjennomsnittlig kullstørrelse i MC-acid sammenlignet med CC. På denne tiden av året (ultimo september) hadde de fleste eggbærende hunnene av *D. longispina* begynt å produsere hvileegg. Antall hvileegg pr. kull er alltid to og dermed var det ikke mulig å måle noen forskjell i gjennomsnittlig kullstørrelse hos *D. longispina*.

Andelen av hanner samt eggproduserende hunner ble vurdert ved avslutning av bagexp4. Andelen av eggproduserende hunner av *H. gibberum* hadde økt i CC-acid men var uendret i MC-acid sammenlignet med kontrollposene. Hos *B. longispina* var det ingen endring i CC-acid mens andelen var redusert i MC-acid. For *D. longispina* var det en økning fra omkring 40 % hunner m/egg i kontrollposene til 60-65 % i alle belastede poser. Når det gjelder produksjon av hanner har dette kun vært mulig å vurdere for *D. longispina*. Det synes å være en svak men ikke signifikant reduksjon i andelen av hanner i de belastede posene, sammenlignet med kontrollposene, ved avslutning av forsøket. Til sammenligning var det en klar økning i andelen av hanner hos *B. longispina* der Cd ble tilsatt litorale innhegninger med åpen bunn (Schartau 1994). Dette forsøket ble også gjennomført i Songsjøen.

Kombinerer vi tetthetsberegninger av de ulike vannloppene med anslag over andelen av eggproduserende hunner og gjennomsnittlig kullstørrelse kan vi beregne den totale eggproduksjonen. For *H. gibberum* finner vi en økning på 30% i CC-acid og en reduksjon til 1/5 i MC-acid sammenlignet med CC. Reduksjonen i total eggproduksjon i MC-acid står i forhold til reduksjon i total tetthet sammenlignet med CC. Når tettheten av *H. gibberum* i CC-acid ikke er vesentlig forskjellig fra CC, til tross for økt eggproduksjon i førstnevnte, kan dette skyldes økt dødlighet av juvenile i CC-acid. For *D. longispina* ble det funnet en 50 % økning i eggproduksjonen i MC mens eggproduksjonen hadde økt med ca fire, respektive seks, ganger i CC-acid og MC-acid. Økt total eggproduksjon i de belastede posene må være kompensert av økt dødlighet blant juvenile, spesielt i CC-acid og MC-acid, for at eggproduksjonen skal være i samsvar med beregnede tettheter. I CC-acid kan økt konkurranse fra andre vannlopper (spesielt *B. longispina*) være en medvirkende årsak til økt dødlighet. En tetthetsreduksjon i CC-acid de første ukene av belastningsforsøket kan tyde på at forsureningen hadde en direkte negativ virkning på *D. longispina*, noe som senere ble oppveid av økt eggproduksjon. I MC-acid kan økt dødlighet delvis skyldes økt konkurranse men også kombinasjonsvirkning av syre og Cd. I MC er konkurransen fra andre vannlopper vesentlig redusert og eventuell økt dødlighet må skyldes effekten av tilsatt Cd. Tilsvarende sammenligning er ennå ikke mulig for *B. longispina*.

LITTERATUR

- Abrahamsen, G. & Seip, H.H. 1991. Tilførsler og virkninger av lufttransporterte forurensninger. Kunnskapsstatus og forskningsbehov. Notat. - Nasjonal komité for miljøvernforskning, NAVF. 52 s.
- Alabaster, J.S. & Lloyd, R. 1982. Water quality criteria of freshwater fish. 2nd ed. - Butterworths, London. 361 s.
- Clasen, J. & Bernhardt, H. 1974. The use of algal assays for determining the effect of iron and phosphorus compounds on the growth of various algal species. - *Wat. Res.* 8: 31-44.
- Clubb, R.W., Gaufin, A.R. & Lords, J.L. 1975. Acute cadmium toxicity studies upon nine species of aquatic insects. - *Environ. Res.* 9: 332-341.
- Dickson, W. 1980. Properties of acidified waters. - I Drabløs, D. & Tollan, A., red. Ecological impact of acid precipitation. SNSF, Oslo. s. 75-83.
- Eisler, R. 1985. Cadmium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. - U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85 (1.2): 1-46.
- Fjeld, E., Rognerud, S. & E. Steinnes. 1994. Influence of environmental factors on heavy metal concentration in lake sediments in Southern Norway indicated by path analysis. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 1708-1720.
- Förstner, U. & Prosi, F. 1979. Heavy metal pollution in freshwater ecosystems. - I Ravera, O., red. Biological aspects of freshwater pollution. Pergamon, New York. s. 129-161.
- Hanssen, J.E., Rambæk, J.P., Semb, A. & Steinnes, E., 1981. Atmospheric deposition of some heavy metals in Norway. - Proceedings, Heavy Metals in the Environment, Amsterdam, The Netherlands, September 15-18, 1981: 322-325.
- Huntsman, S.A. & Sunda, W.G. 1981. The role of trace metals in regulating phytoplankton growth with emphasis on Fe, Mn and Cu. - I Morris, I., red. The physiological ecology of phytoplankton. Oxford, Blackwell Scientific Publications. s. 285-328.
- Langeland, A., red. 1993. Pollution impact on freshwater communities in the border region between Russia and Norway. II. Baseline study 1990-92. - NINA Forskningsrapport 44: 1-53.
- 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.
- McCracken, I.R. 1987. Biological cycling of cadmium in fresh water. - I Nriagu, J.O. & Sprague, J.B., red. Cadmium in the aquatic environment. John Wiley & Sons, New York. s. 89-116.
- Muniz, I.P. & Aagaard, K. 1990. Effekter av langtransportert forurensning på ferskvannsdyr i Norge - virkninger av en del sporelementer og aluminium. - Naturens tålegrenser, Miljøverndep., Fagrapport 7: 1-64.
- Schartau, A.K.L. (red.) 1994. Effekter av lavdose kadmiumbelastning på litorale ferskvannspopulasjoner og -samfunn. Feltforsøk utført i innhegninger. - NINA Forskningsrapport 55: 1-67.
- Sivertsen, B., Makarova, T., Hagen, L.O. & Baklanov, A.A. 1992. Air pollution in the border areas of Norway and Russia. Summary report 1990-1991.- NILU OR 8/92: 1-14.
- Stackhouse, R.A. & Benson, W.H. 1988. The influence of humic acid on the toxicity and bioavailability of selected trace metals. - *Aquatic Toxicol.* 13: 99-108.
- Steinnes, E. 1990. Lead, cadmium and other metals in Scandinavian surface waters, with emphasis on acidification and atmospheric deposition. - *Environ. Toxicol. Chem.* 9: 825-831.
- Thorp, J.H. & Lake, P.S. 1974. Toxicity bioassays of cadmium on selected freshwater invertebrates and the interaction of cadmium and zinc on the freshwater shrimp (*Paratya tasmaniensis*). - *Riek. Aust. J. Mar. Freshwat.* 25: 97-104.
- Traaen, T. S. 1990. Forsuring og tungmetallforurensning av vassdrag i Sør-Varanger. Foredrag på fagmøte om miljøvern samarbeidet mellom Norge og Sovjetunionen. Svanvik, 20. - 22. august 1990. (NIVA): 1-13.
- Yan, N.D. & Strus, R. 1980. Crustacean zooplankton communities of acidic, metal-contaminated lakes near Sudbury, Ontario. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 2282-2293.

Forsuringens innvirkning på amfibier

Jon Kristian Skei
Zoologisk institutt
Universitetet i Trondheim
7055 Dragvoll

Innledning

Forsuring av sjøer og dammer anses å være en medvirkende årsak til at amfibiopopulasjoner viser en markert tilbakegang i områder med sur nedbør og berggrunn med lav bufferkapasitet. Studier i utlandet har vist at klekkesuksess og larveoverlevelse hos amfibier varierer med pH, aluminiumkonsentrasjon og ioneinnhold (f.eks. Pierce 1985, Cummins 1986, Freda 1986, Freda et al. 1991). De fleste av disse undersøkelsene er imidlertid gjort i vann med relativt høyt innhold av elektrolytter. Det er derfor behov for bedre kunnskap om amfibiernes overlevelse i ionefattig vann, siden mange norske amfibielokalteter er karakterisert av lavt innhold av kalsium og andre elektrolytter.

For å klarlegge sammenhengen mellom forsuring av ferskvann og dødelighet hos amfibier, ble det i 1992 satt i gang et TVLF-prosjekt med tittelen: "Effekt av pH, Ca, Al og DOC på klekkesuksess og larveoverlevelse hos norske amfibier". I det følgende presenteres resultater fra eksponeringsforsøk med amfibielarver i forsuret, ionefattig vann tilsatt aluminium.

Materiale og metoder

Det ble foretatt eksperimenter med larver/rumpetroll av vanlig frosk *Rana temporaria*, vanlig padde *Bufo bufo* og liten salamander *Triturus vulgaris*. Antall larver eksponert var for vanlig frosk 2130, vanlig padde 1174 og liten salamander 400.

Larvene som ble benyttet ved eksponeringene, var av ulik størrelse og ble innsamlet fra forskjellige dammer og tjern i Trøndelag eller klekket fra egg samlet inn i samme område.

Til forsøkene ble det brukt ionefattig vann, $\text{Ca}^{2+} = 0.5 \text{ mg/l}$, fremstilt ved å blande springvann ($\text{Ca}^{2+} = 6.0 \text{ mg/l}$) med ionevekslet vann. Det ble laget 3 aluminiumkonsentrasjoner: 0, 150 og 300 $\mu\text{g/l}$ ved tilsetning av $\text{Al}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$. pH ble justert ved tilsetning av HCl eller NaOH. Ved hver Al-konsentrasjon ble følgende standard pH-verdier brukt til eksponeringsløsningene: 4.2, 4.5, 5.1, 5.4 og 6.0. I tillegg ble det kjørt et mindre antall eksponeringer ved pH 3.9, 4.3, 4.8 og 5.7. Som kontroll ble det benyttet vann med pH ca. 6.8 og høyere ionestyrke. Eksponeringene varte dels i 4 døgn, dels i 7 døgn. Vann ble skiftet manuelt hver dag. Som eksponeringskar ble det anvendt 1 liter PVC bokser. Til hver eksponering ble 10 larver benyttet. For salamandere ble

det brukt bare 5 larver i hvert eksponeringskar. Larvene ble ikke foret under eksponeringene. Temperaturen ble holdt konstant på ca. 15°C. Det ble daglig tatt ut vannprøver for kontroll av pH. Stamsløsningene ble analysert ved NIVAs laboratorium.

I tillegg ble det kjørt forsøk med vann innsamlet fra en sur (pH 4.3) humøs myrdam hvor amfibier normalt ikke reproducerer.

Resultater

Vanlig frosk:

Hos frosk var dødeligheten relativt liten og ikke signifikant forskjellig fra kontrollgruppen i vann som ikke var tilsatt Al. Heller ikke ved pH 3.9 var dødeligheten større enn 17% etter 4 dager. Men rumpetrollene viste tydelige tegn på stress og etter 7 dager var 53% døde i Al-fritt vann. For 150 µg/l Al var dødeligheten etter samme tid henholdsvis 7% og 13%.

Ved alle pH-verdier fra 4.2 til 6.0 økte dødeligheten når Al-innholdet i vannet økte. Særlig stor var dødeligheten ved 300 µg/l Al i pH-intervallet 5.1 - 6.0. (Fig. 1).

Vanlig padde:

Padderumpetrollene viste økende dødelighet med synkende pH-verdi. Ingen rumpetroll døde i pH-intervallet 4.8 - 6.0 med 0 - 300 µg/l Al tilsatt, mens det spesielt ved pH 4.2 og 3.9 ble registrert høy dødelighet. Ved disse lave pH-verdiene var dødeligheten størst i vann som ikke var tilsatt Al. Økende Al-innhold reduserte dødeligheten. Ved pH 4.2 døde f.eks. 59% av rumpetrollene i vann uten Al-tilsetning, men bare 3% døde ved tilsatt av 300 µg/l Al (Fig. 2).

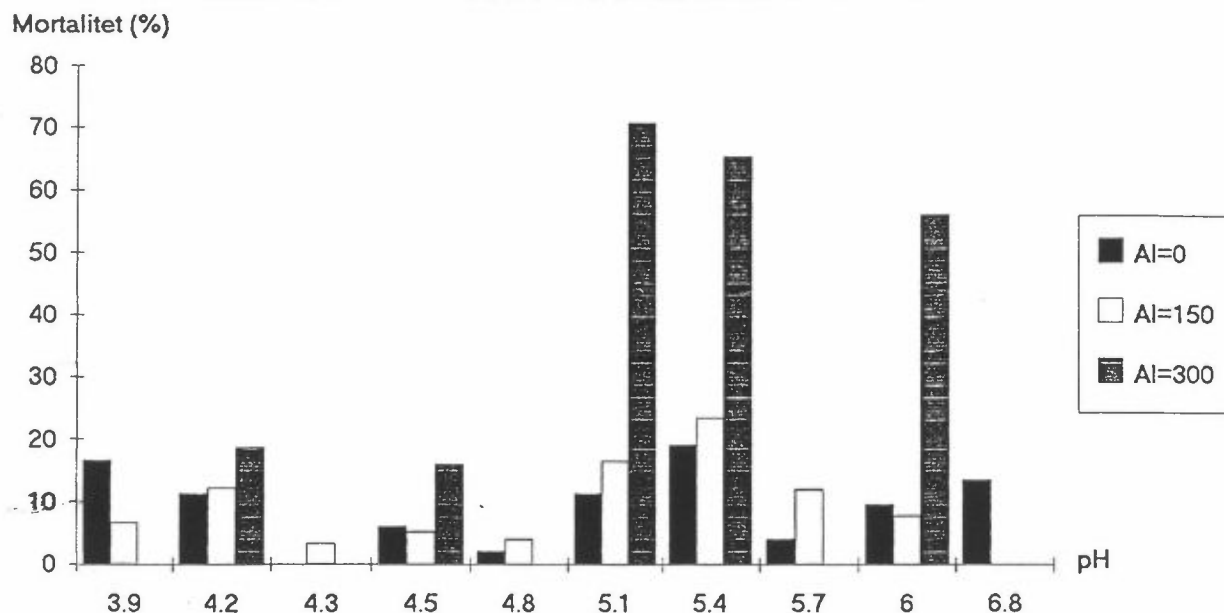
Liten salamander:

Dødeligheten hos liten salamander var større enn for kontrollgruppen i hele pH-området 3.9 - 6.0. Særlig stor var dødeligheten ved pH 3.9, hvor alle larver døde i løpet av 4 døgn i vann uten Al-tilsetning, mens 80% døde i vann tilsatt 150 µg/l Al. Ved pH 4.2 var dødeligheten vesentlig lavere og ved pH 4.5 enda lavere. Ved begge disse pH-verdiene avtok dødeligheten med økende Al-konsentrasjon i eksponeringsvannet. Ved pH 5.1, 5.4 og 6.0 var dødeligheten signifikant høyere enn for kontrollgruppen ved ulike Al-konsentrasjoner (Fig.3).

Humøst vann:

Naturlig surt, humøst vann ble benyttet til eksponering av 100 froskerumpetroll, 50 padderumpetroll og 15 larver av liten salamander. Noen kjemiske analysedata for dette vannet: pH 4.3, konduktivitet 4.00 mS/m, Ca 0.22 mg/l, Pt 150 mg/l, TOC 27.7 mg/l C, Al/R 32 µg/l og

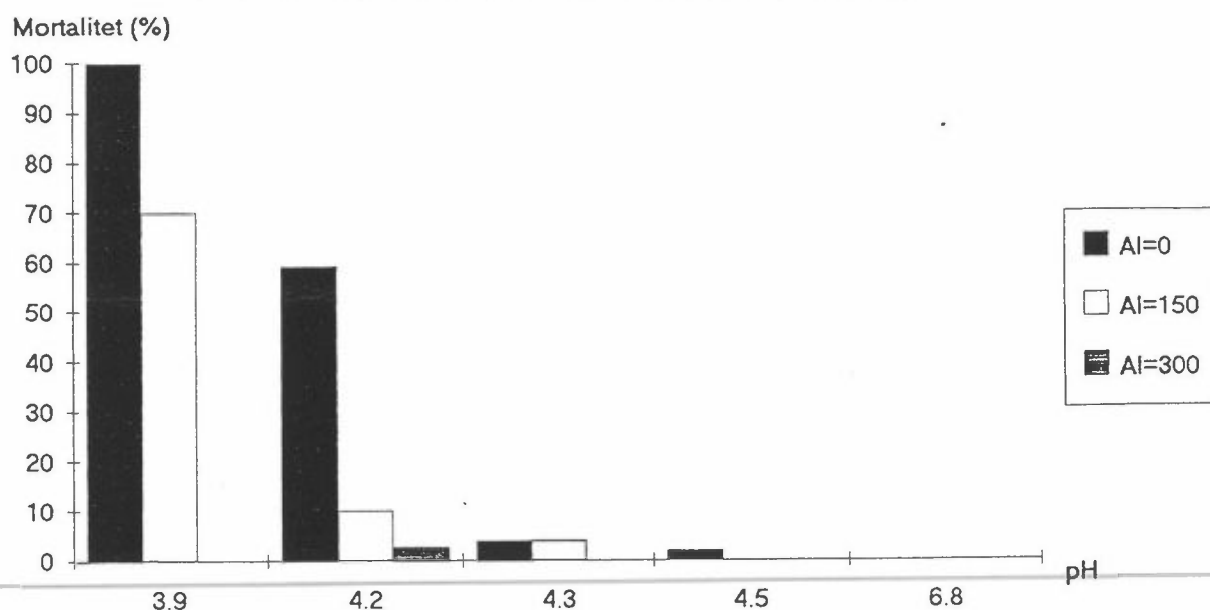
MORTALITET HOS FROSKERUMPETROLL



Figur 1:

Mortalitet (i %) for 2130 froskerumpetroll eksponert for ionefattig vann i pH-intervallet 3.9 - 6.0 og kontroll ved pH 6.8. Eksponeringer ble gjort for hver 0.3 pH-enhet, samt ved pH 4.3. Det ble ikke utført eksponeringer med Al = 300 µg/l ved pH 3.9, 4.3, 4.8 og 5.7.

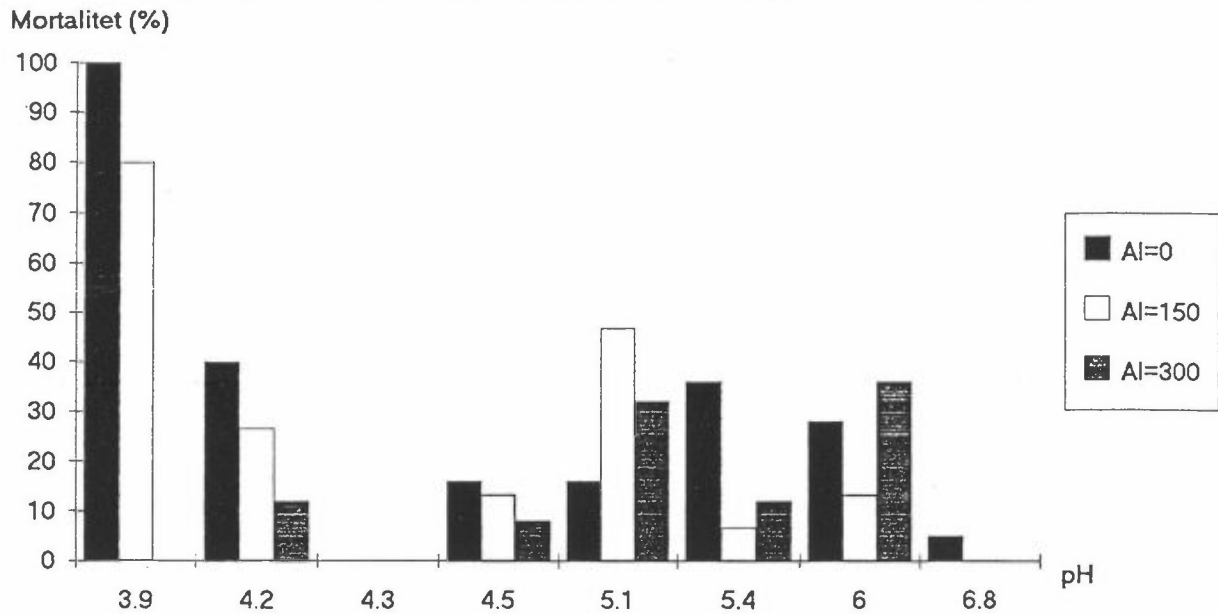
MORTALITET HOS PADDERUMPETROLL



Figur 2:

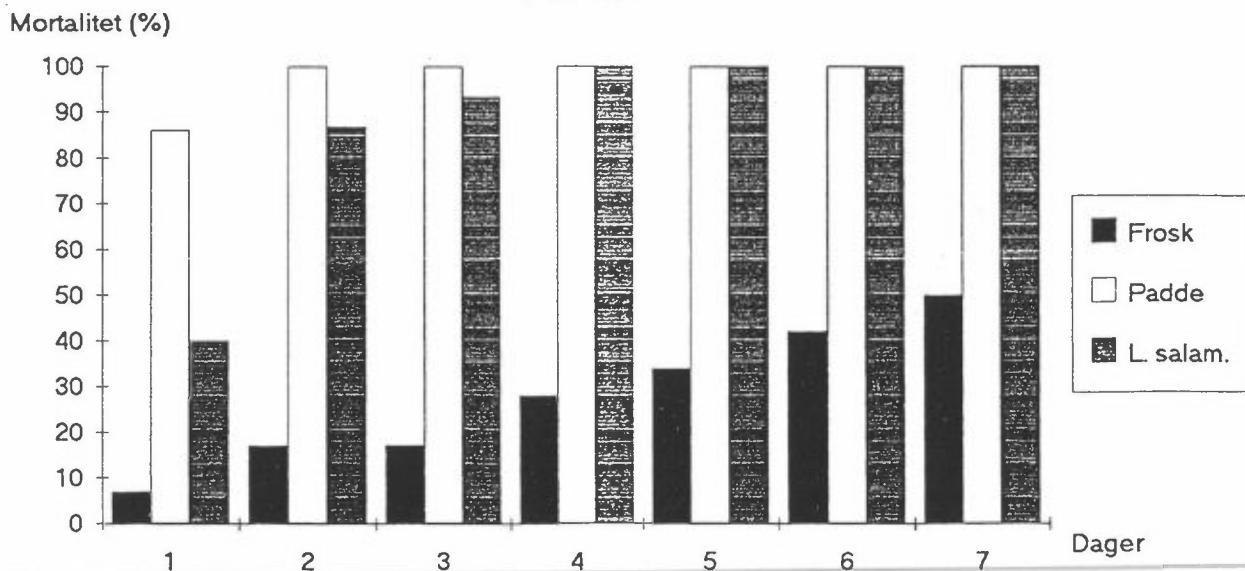
Mortalitet (i %) for 1174 padderumpetroll eksponert for ionefattig vann i pH-intervallet 3.9 - 4.5 og kontroll ved pH 6.8. Ingen dødelighet ble påvist ved pH 4.8, 5.1, 5.4, 5.7 og 6.0. Derfor er disse verdiene utelatt på figuren. Al = 300 µg/l ble ikke benyttet ved pH 3.9 og 4.3.

MORTALITET HOS LARVER AV LITEN SALAMANDER



Figur 3:

Mortalitet (i %) for 400 larver av liten salamander eksponert for ionefattig vann i pH-intervallet 3.9 - 6.0 og kontroll ved pH 6.8. Al = 300 µg/l ble ikke benyttet ved pH 3.9 og 4.3.

MORTALITET HOS AMFIBIELARVER I HUMØST VANN
PH 4.3

Figur 4:

Mortalitet (i %) for 100 froskerumpetroll, 50 padderumpetroll og 15 larver av liten salamander eksponert for brunfarget myrvann med pH 4.3. Flere kjemiske data er gitt i teksten.

Al/II 42 µg/l. Etter 1 døgn var 86% av padderumpetrollene døde. Alle paddene døde i løpet av 2 døgn, alle larvene av liten salamander etter 4 døgn, mens 50% av froskerumpetrollene var døde etter 7 døgn. (Fig. 4).

Konklusjon

Det er markerte forskjeller mellom padde, frosk og liten salamander når det gjelder sensitivitet overfor surt, ionefattig vann med aluminium.

Froskerumpetroll:

Frosken er mer tolerant for vann surere enn pH 4.5 enn larver av liten salamander og padde.

Dødeligheten er større når Al-konsentrasjonen i vannet øker i hele intervallet pH 4.2 - 6.0. Særlig høy er dødeligheten ved pH 5.1 - 6.0 i vann tilsatt 300 µg/l Al.

Al er derfor toksisk for froskerumpetroll i ionefattig surt vann.

Ved pH 3.9 minker dødeligheten av rumpetroll med økende Al-innhold i vannet (evt. økende ionestyrke).

Padderumpetroll:

Padde tolererer kortvarige episoder med pH ned til 4.3.

Ved pH ≤ 4.2 øker dødeligheten med synkende pH-verdi. pH 3.9 er letalt i ionefattig vann.

Ved pH ≤ 4.2 minker dødeligheten hos rumpetroll med økende Al-konsentrasjon i vannet (evt. økende ionestyrke).

pH-intervallet 5.1 - 6.0 er ikke letalt for padde i vann tilsatt inntil 300 µg/l Al.

Al (inntil 300 µg/l) er ikke toksisk for padderumpetroll i surt vann.

Larver av liten salamander:

I hele pH-området 3.9 - 6.0 er dødeligheten relativt høy i ionefattig vann.

Ved pH ≤ 4.5 minker dødeligheten med økende Al-konsentrasjon i vannet (evt. økende ionestyrke).

Det synes ikke å foreligge noen klar sammenheng mellom Al-konsentrasjon og dødelighet i pH-intervallet 5.1 - 6.0.

Humøst vann:

Sterkt brunfarget myrvann ved pH 4.3 er letalt for amfibielarver. Padde er mest sensitiv, frosk er minst sensitiv, og liten salamander inntar en mellomstilling.

Litteratur

Cummins, C.P. 1986. Effects of aluminium and low pH on growth and development in *Rana temporaria* tadpoles. *Oecologia* 69: 248-252.

Freda, J. 1986. The influence of acidic pond water on amphibians: a review. *Water, Air and Soil Pollution* 30: 439-450.

Freda, J., W.J.Sadinski & W.A. Dunson. 1991. Long term monitoring of amphibian populations with respect to the effects of acidic deposition. *Water, Air and Soil Pollution* 55: 445-462.

Pierce, B.A. 1985. Acid tolerance in amphibians. *BioScience* 35: 239-243.

Kadmium og bly i lirype (*Lagopus lagopus*): Akkumulering og cellulære effekter.

John Atle Kålås og Hans Chr. Pedersen,

Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7004 Trondheim

Tidligere undersøkelser på såvel lirype som fjellrype har vist til dels høyt innhold av Cd i lever og nyre fra fugler felt i de sørlige delene av landet (Herredsvela & Munkejord 1988), noe som indikerer en påvirkning fra langtransporterte forurensninger. Senere undersøkelser har også vist til dels svært høye verdier av Cd i ryper fra andre deler av landet (Kålås & Lierhagen 1992, Myklebust 1992), og har dokumentert forhøyede konsentrasjoner av Pb i ryper fra de sørligste delene av Norge (Kålås & Lierhagen 1992). Dette er toksiske stoff som ved forhøyet inntak kan virke negativt inn på rypenes overlevelse og reproduksjon, og som også kan overføres til mennesker.

Her presenterer vi først data som belyser forskjeller mellom akkumulering av Cd og Pb i nyre, lever, brystmuskel og hjerne fra lirype. Videre viser vi resultater som belyser forholdet mellom belastningsnivå av Pb og Cd, og eventuelle skader (histologiske endringer) i de organ som forventes å være mest sensitive for tungmetaller (nyre og hjernevev). Til slutt presenterer vi resultater fra en undersøkelse av forekomster av metallotioneiner (MT) (avgiftningsmekanisme) i lever- og nyrevev fra liryper som har blitt eksponert for forskjellig naturlig Cd-belastning. Disse undersøkelsene er utført i samarbeide med Morten Fjølstad, Statens veterinære laboratorium i Trondheim (histologidelen) og Ketil Hylland, Norsk institutt for vannforskning (metallotioneindelen), og er finansiert av forskningsprogrammet 'Naturens Tålegrenser'.

Forskjeller mellom organer i akkumulering av Cd og Pb.

Det er kjent at konsentrasjoner av Cd i nyre hos lirype er 7-10 ganger høyere enn i lever, mens brystmuskel hos lirype har svært lave Cd-konsentrasjoner (Myklebust 1992). For Pb er dette forholdet ikke klarlagt. Videre finnes det ingen dokumentasjon av belastningsgrad av disse tungmetallene i hjernevev hos rype, en vevtype som er særlig utsatt ved akkumulering av tungmetaller.

For å undersøke om forhøyet inntak av Cd og Pb i lirype medfører økt innhold av disse metallene i muskel og hjernevev er det undersøkt for sammenhenger mellom Cd og Pb konsentrasjoner i nyre, lever, muskel og hjernevev.

Vi finner en klar sammenheng mellom Pb-konsentrasjoner i nyre og i lever, og samtidig en noenlunde lik akkumulering av Pb i disse to organene. Videre viser vi at det innen det aktuelle belastningsnivået for Pb (lever $< 8 \text{ mg kg}^{-1}$, tørrvekt (tv)) overføres svært lite Pb til muskel og hjernevev.

For Cd finner vi, som tidligere dokumentert, en betydelig høyere akkumulering i nyre enn i lever ($> 10 \times$) og en klar sammenheng mellom Cd-innhold i nyre og i lever. Videre finner vi en klar sammenheng mellom høyt Cd-innhold i nyre og forhøyet Cd-innhold i muskel. Muskelverdiene er imidlertid relativt lave ($< 1 \text{ mg kg}^{-1}$ (tv)), selv ved meget høye Cd-konsentrasjoner i nyret (450 mg kg^{-1} (tv)), og de fleste muskelverdiene ligger i størrelsesordenen 1-2 ‰ av nyreverdiene. Vi måler et betydelig lavere Cd-innhold i hjernevev enn i muskel ($< 0.1 \text{ mg kg}^{-1}$ (tv)). Imidlertid finner vi også for dette organet en sammenheng med høyest Cd-innhold i hjerne i området med høyest Cd-belastning i nyre.

Den lave akkumuleringen av Cd og Pb i muskelvev medfører at det økte opptaket av Pb i ryper fra de sørligste delene av landet og det høye innhold av Cd i flere deler av Norge, har små kostholdsmessige konsekvenser for mennesker (Coleman et al. 1992) dersom ikke nyre og lever spises.

Cd og Pb og histologiske endringer i nyrevev

Høyt inntak av Pb og Cd kan medføre morfologiske endringer i nyrevev (Pb og Cd) og hjernevev (Pb) som dersom det blir omfattende nok kan virke negativt inn på overlevelse og reproduksjon. Eksempler på slike endringer i nyrevev er flekkvis dødt vev i de proximale tubuli, oppsvulmede mitokondrier, endringer i tubulicellenes cytoplasma og bindevevsdannelse i interstitiet (Nicholson et al. 1983, Whitehead et al. 1988, Chishti & Rotkiewicz 1993). Syrefaste inklusjoner i proksimale tubuli i nyre er et eksempel på en spesifikk effekt av Pb (Kendall & Scanlon 1981, Garcia & Vazquez 1988, Roa et al 1989).

For å undersøke om det høye inntaket liryper i enkelte områder har av Cd og Pb medfører histologiske endringer i organer som er følsomme for tungmetaller, er liryper fra områder med forskjellig grad av Cd og Pb belastning undersøkt. Her inngår prøver fra Sirdal/Lund, Rogaland og Vest-Agder fylker (høy Pb, lav Cd), Kongsvoll, Sør-Trøndelag fylke (høy Cd, lav Pb) og Singsås/Essand, Sør-Trøndelag fylke (lav Pb, lav Cd).

Denne undersøkelsen viser at langtids lavdoseeksponering av liryper for Pb som gir Pb-belastninger i lever og nyre i området $4 - 6 \text{ mg kg}^{-1}$ (tv), ikke medfører vevsendringer i nyre og hjerne som vi kan dokumenteres med lysmikroskopi. At vi ikke kan dokumentere slike effekter i hjernevev er ikke uventet med bakgrunn i de svært lave konsentrasjoner av Pb vi her har funnet i slikt vevet selv ved relativt høye konsentrasjoner av dette tungmetallet i nyre og lever.

For individer fra området med høyest Cd-belastning (nyre: $178 - 446 \text{ mg kg}^{-1}$ (tv)) dokumenterer vi regelmessige forandringer i nyret i form av bindevevsdannelse i interstitiet i samtlige fugler (fokale proliferasjoner av bindevev), og vi finner det rimelig å anta at det høye omfanget av slike endringer i liryper fra Kongsvoll skyldes deres høye inntak av Cd.

Cd og produksjon av metallotioneiner

I vev hvor en finner akkumulering av Cd synes dette alt vesentlig å være bundet til lavmolekylære, sulfhydryl-rike proteiner, de såkalte metallotioneiner (MT) (Cherian & Goyer 1978). Alle typer vev kan sannsynligvis syntetisere MT, men denne kapasiteten synes å variere fra vev til vev. Hos pattedyr er det vist at lever, nyre og milt har den høyeste kapasiteten for å syntetisere MT (Elinder & Nordberg 1985). Det er vist at MT også har evnen til å binde flere andre metaller og dette proteinet er sannsynligvis viktig for detoksifisering og lagring av flere toksiske metaller (Richard & Cousins 1975, Brady et al. 1982, Webb & Cain 1982).

For å undersøke om forskjellig grad av naturlig Cd-belastning medfører forskjeller i MT-innhold i lever og nyre hos lirype ble det samlet inn fugler fra Kongsvoll (naturlig høybelastet) og Essand (naturlig lavbelastet). På bakgrunn av kjente forhold mellom MT/Cd-nivå og av tidligere undersøkelser på lirype som viser sesongmessige variasjoner i Cd-innhold, spesielt i lever, vil vi forvente at; i) MT-nivået i nyre er høyere enn i lever; ii) MT-nivået i lever og nyre er høyere i liryper fra et naturlig høybelastet område enn i et lavbelastet område; iii) MT-nivået i lever og nyre er høyere om våren enn ellers i sesongen i liryper fra samme lokalitet; og iv) MT-nivået gjennom sesongen er mer stabilt i nyre enn i lever.

Vi finner høye Cd-verdier i såvel lever som nyre i lirype fra Kongsvoll, og nivåene fra Essand var som forventet signifikant lavere enn disse både for lever og nyre. I tråd med dette ble det også funnet signifikante forskjeller i MT-innhold i både lever og nyrevev mellom de to områdene, med de klart høyeste verdiene i ryper fra Kongsvoll.

Videre finner vi en signifikant sammenheng mellom MT-nivå i lever og nyre med et nyrenivå som var omtrent det dobbelte av levernivået. I materialet fra Kongsvoll ble det funnet store og signifikante variasjoner av MT i såvel lever som nyre gjennom sesongen, og som forventet var variasjonen størst i lever. Det ble ikke funnet signifikante forskjeller i MT-nivå hverken i lever eller nyre for ryper fra Kongsvoll skutt i september og februar, men MT-innholdet i begge organer økte i ryper skutt i mai.

Vi finner også en signifikant lineær sammenheng mellom Cd- og MT-nivå i både lever og nyre, mens en oppsplitting av materialet på sesong og område ga en varierende grad av signifikans. I liryper fra Essand ble det funnet signifikante sammenhenger mellom Cd og MT i begge organer, mens liryper fra Kongsvoll bare hadde signifikante sammenhenger i nyre i september-materialet og i lever i mai-materialet.

Resultatene viser at MT i liryper kan være en viktig mekanisme for detoksifisering av Cd, og at høybelastede populasjoner kan "svare" på belastningen ved å øke MT-produksjonen. Det er imidlertid også klart at andre metaller, kanskje i første rekke Zn, kan bidra i vesentlig grad til MT produksjon, slik at den direkte sammenhengen mellom Cd/MT-forholdet ikke blir like entydig. Selv om liryperne fra Kongsvoll har til dels svært høye Cd-nivå er det lite som indikerer at de har nådd en grense for syntese av MT i hverken lever eller nyre.

Referanser

- Brady, F.O., Webb, M. & Mason, R. 1982. Zinc and copper metabolism in neonates: Role of metallothionein in growth and development.- I: Foulkes, E.C. (red.). Biological roles of metallothioneins. Elsevier North Holland, New York.
- Chishti, M.A. & Rotkiewicz, T. 1993. Hepatic and renal ultrastructural changes in cockerels exposed to cadmium chloride and subsequent interactions with organophosphate insecticide. - J. Environ. Pathol. Toxicol. Oncol. 12: 35-45.
- Coleman, M.E., Elder, R.S., Basu, P. & Koppenaal, G.P. 1992. Trace metals in edible tissues of livestock and poultry. - J. AOAC International 75: 615-625.
- Elinder, C.-G. & Nordberg, M. 1985. Metallothionein.- I: Friberg, L., Elinder, C.-g., Kjellström, T. & Nordberg, G.F. (red.). Cadmium and health: A toxicological and epidemiological appraisal. CRC Press, Boca Raton, Florida. 1:65-80.
- Garcia, M.T.A. & Vazquez, I.C. 1988. Effects of atmospheric lead upon the liver and kidney of pigeons from the city of Madrid Spain. - Environ. Technol. Lett. 9: 227-238.
- Herredsvela, H. & Munkejord, Aa. 1988. Ryper i Sørvest-Norge er kadmiumforgiftet. - Vår fuglefau-
na 11: 75-77.
- Kendall, R.J. & Scanlon, P.F. 1981. Chronic lead ingestion and nephropathy in ringed turtle dove *Streptopelia risoria*. - Poult. Sci. 60: 2028-2032?
- Myklebust, I. 1992. Akkumulering av kadmium i lirype, *Lagopus lagopus* på Dovrefjell.- Hovedfagsoppgave, Zoologisk Institutt, AVH, Univ. i Trondheim.
- Nicholson, J.K., Kendall, M.D. & Osborn, D. 1983. Cadmium and mercury nephrotoxicity. - Nature 304: 633-635.
- Rao, P.V.V.P., Jordan, S.A., Bhatnagar, M.K. 1989a. Ultrastructure of kidney of ducks exposed to methylmercury, lead, and cadmium in combination. - J. Environ. Pathol.
- Richards, M.P. & Cousins, R.J. 1975. Mammalian zinc homeostasis: Requirement for RNA and metallothionein synthesis.- Biochem. Biophys. Res. Comm. 64:1215-1223.
- Webb, M. & Cain, K. 1982. Functions of metallothionein.- Biochem. Pharmacol. 31: 351-372.
- Whitehead, C.J., Prashad, D.N. & Blackburn R.O. 1988. Cadmium-induced changes in avian renal morphology. - Experientia 44: 193.198.
-

Mulige indirekte virkninger av sur nedbør på fossekallens eggskallproduksjon via påvirkning på akvatiske evertebrater.

Signe Nybø

ALLFORSK avd. økotoksikologi, Gryta 2, 7010 Trondheim

Sur nedbør kan indirekte virke på fuglers vekst og reproduksjon gjennom endringer i tilgangen på mengden av viktige næringsdyr/ planter eller ved å endre kvaliteten på næringsinntaket. Kvaliteten på næringsdyrene/ plantene kan endres ved at inntaket av giftige metaller (spesielt Al, Cd og Hg) øker, mens inntaket av essensielle metaller avtar (spesielt Ca og Mg). Kvaliteten på fóret kan også ha betydning ved at kaloriinnholdet i næringsdyra reduseres i sure vann (Raddum and Steigen 1980). Fra Canada, Storbritannia, og Sverige er det dokumentert indirekte effekter av vannforsuring hos fugler som beiter på organismer i/fra sure vann (Nyholm and Myhrberg 1977; Nyholm 1981; Erikson 1984; Glooschenko *et al.* 1986; Ormerod *et al.* 1988; Sparling 1990). Dette gjelder arter som fiskeørn, lakseand, fossekall, kvinand, amerikansk svartand og "kingbird" *Tyrannus tyrannus*. Indikasjoner på skadelige effekter er redusert eggskalltykkelse, økt mengde forlatte egg, forlatt egg uten eggskall og redusert vekst hos kyllinger. I Norge har arbeidet med å dokumentere eventuelle effekter av sur nedbør på fugl såvidt kommet i gang (Jåbekk 1985; Jerstad 1991; Spidsø and Staurnes 1991; Nybø and Fjeld 1995; Nybø *et al.* 1996;). Det er påvist tynnere eggskall hos fossekall som hekker i sure vassdrag på Sørlandet enn hos fossekall som hekker på Møre og i Sør-Trøndelag (Nybø *et al.* 1996). I det følgende sammenlignes fossekallegg fra sure og kalka vassdrag Sørlandet med egg fra et referanseområde i Nord-Trøndelag. Resultatene fra eggundersøkelsen blir sammenholdt med innholdet av næringsemner og toksiske metaller i næringsdyrene til fossekall i eggleggingsperioden. De analyserte elementene (Al, Hg, Ca) er de eneste elementene som eksperimentelt har vist å gi eggskallfortynning hos fugl. I tillegg er fosfor inkludert i undersøkelsen. Dette skyldes at fosfat er ødvendig for å kunne forhåndslagre kalsium i bein før egglegging. Karbonat som

sammen med kalsium er den viktigste bestanddelen i eggskall, ansees ikke for å være begrensende for eggskallproduksjonen da det dannes fra katabolske reaksjoner i vevene.

Metodikk

Utvelging av kalka og ikke kalka vassdrag på Sørlandet ble gjort i samarbeid med Kurt Jerstad, Fylkesmannen i Vest-Agder. Det ble samlet inn 2 egg under egglegging fra alle fossekallhunner på Sørlandet (N=28 hunner). Egg fra fugler som vi vurderte til å ha mulighet til å beite både i kalka og ukalka vassdrag, ble plassert i en egen kategori: delvis kalka. På Høylandet (Nord-Trøndelag) ble alle egg samlet inn, men 2 egg fra hver hunn ble tilfeldig valgt (N=10 hunner). Innsamling av evertebrater ble foretatt i eggleggingsperioden til fossekall både på Sørlandet og på Høylandet. 7-8 lokalliteter innen hver "surhetsgrad" ble oppsøkt. Det ble lagt vekt på å velge ut vanlige arter for kjemiske analyser, og dette resulterte i at artssammensetningen varierte lite mellom områdene. Alle laboratorieanalyser ble utført ved ALLFORSK, unntatt Hg analysene som ble utført ved NINA.

Resultater

Eggstørrelse (overflateareal), eggskallvekt og eggskallindeks var signifikant forskjellig mellom områdene ($F_{3,68-70} \geq 4.02$, $p \leq 0.01$), mens vanntap og vannpermeabilitet ikke var signifikant forskjellig ($F_{3,64} \leq 0.79$, $p \geq 0.50$). Eggene var signifikant større, hadde tyngre eggskall og høyere eggskallindeks i referanseområdet (Høylandet) enn i kalka, delvis kalka og sure vann på Sørlandet (Tabell 1). Det var ikke signifikante forskjeller i eggstørrelse, eggskallvekt og eggskallindeks mellom kalka, delvis kalka og sur vann på Sørlandet (Tabell 1.). Eggskallene (målt ved eggskall indeks) var 6 % tynnere på Sørlandet enn på Høylandet. Vanntap og vannpermeabilitet var ikke signifikant forskjellig mellom områdene (Tabell 1).

Tabell 1. Eggstørrelse, eggskalltykkelse og vanntap (konduktans) og eggskalls permeabilitet (gjennomsnitt \pm SD (N= antall egg)) til fossekall som beiter i vann med ulik surhetsgrad. Gjennomsnittsverdier angitt med ulik bokstav (a,b) er signifikant forskjellig ($p < 0.05$).

	fullkalka	delvis kalka	surt vann	referanse
Eggstørrelse (mm ²)*	1266 \pm 70 (15) ^a	1263 \pm 67 (16) ^a	1264 \pm 70 (25) ^a	1325 \pm 46 (18) ^b
Eggskall vekt (mg)*	211 \pm 22 (14) ^a	208 \pm 18 (16) ^a	215 \pm 20 (25) ^a	234 \pm 10 (18) ^b
Eggskall indeks (mg mm ⁻²)*	1.66 \pm 0.11 (14) ^a	1.64 \pm 0.08 (16) ^a	1.70 \pm 0.11(15) ^a	1.77 \pm 0.09(18) ^b
Konduktans				
(mg H ₂ O døg ⁿ - ¹ torr ⁻¹)	1.57 \pm 0.43 (14)	1.67 \pm 0.62 (14)	1.82 \pm 0.75 (25)	1.64 \pm 0.61 (18)
Permeabilitet				
(mg H ₂ O døg ⁿ - ¹ torr ⁻¹ mm ⁻²)	1.25 \pm 0.35 (14)	1.31 \pm 0.11 (14)	1.46 \pm 0.63 (25)	1.23 \pm 0.44 (18)

* Signifikant forskjell mellom grupper (enveis-ANOVA, $p < 0.05$)

Det var stor variasjon med hensyn på kalsiuminnhold i ulike næringsdyr (Tabell 2). Snegler (heldyr) hadde mest kalsium med gjennomsnittlig 9%, mens stingsild hadde ca. 3% kalsium. De øvrige dyregruppene hadde et kalsiuminnhold på 0.1% eller lavere. Dette betyr at det grovt regnet er 250 ganger høyere konsentrasjon av kalsium i snegler enn beitedyr som øyenstikkere og døgⁿfluer. På Sørlandet ble det ikke påvist snegler ved standard prøvetaking hverken i kalka eller i surt vann, og stingsild/ fiskeyngel ble bare påvist på en lokalitet på Sørlandet. I referanseområdet var det mye stingsild på de fleste lokaliteter. Øyenstikkere og vårfluelarver fra kalka lokaliteter hadde signifikant mer kalsiuminnhold enn tilsvarende dyr fra sure vann (Tabell 2). Tilsvarende trend fant man også for de øvrige evertebratene (unntatt små buksvømmere), men disse forskjellene var ikke signifikante (Tabell 2). Det var ingen klare forskjeller kalsiuminnhold mellom dyr fra referanseområdet sammenlignet med dyr fra kalka eller sure vann på Sørlandet (Tabell 2).

Fosforinnholdet i evertbrater varierte generelt lite mellom arter og mellom områder, og var på 0.3-1.1%. Fosforinnholdet i stingsild var vesentlig høyere, og på ca. 4%, og stingsild hadde ca. 5 ganger høyere fosforkonsentrasjon enn gjennomsnittlig konsentrasjon i evertbrater. (Tabell 2). Vannløpere fra surt vann hadde signifikant lavere fosforinnhold enn

vannløpere fra referanseområdet (Tabell 2), men ellers var det ingen signifikante forskjeller i i fosforkonsentrasjon mellom områder.

Tabell 2. Innhold av kalsium (ppm tørrvekt) og fostat (% av tørrvekt) (snitt \pm SD (N= antall prøver)) i evertebrater og stingsild fra lokaliteter med ulik surhetsgrad. Manglende verdier skyldes at dyregruppen ikke ble påvist i området. Verdier som har ulik bokstav (a,b) innen en dyregruppe og et element, er signifikant forskjellige ($p < 0.05$).

	fullkalka			surt vann			referanse		
	[Ca]			[Pi]					
Stingsild	-	-	27 500 \pm 2300 (3)	-	-	3.96 \pm 0.12 (3)			
Snegler	-	-	93 000 \pm 9900 (3)	-	-	0.35 \pm 0.05 (3)			
Vannymfer *	685 \pm 170 (3) ^a	466 \pm 57 (7) ^a	1105 \pm 362 (8) ^b	0.83 \pm 0.13 (3)	0.86 \pm 0.08 (7)	0.90 \pm 0.38 (8)			
Øyestikkere *	638 \pm 72 (5) ^a	323 \pm 125 (3) ^b	413 \pm 20 (2)	0.65 \pm 0.08 (5)	0.57 \pm 0.12 (3)	0.43 \pm 0.03 (2)			
Døgnfluer	604 \pm 342 (5)	342 \pm 103 (8)	354 \pm 129 (8)	1.14 \pm 0.24 (7)	1.00 \pm 0.22 (8)	0.94 \pm 0.29 (8)			
Vannløpere *#	1598 \pm 363 (2)	1421 \pm 400 (3) ^a	894 \pm 118 (5) ^b	0.64 \pm 0.06 (2)	0.54 \pm 0.006 (3) ^a	0.69 \pm 0.05 (5) ^b			
Vårfluer med hus *	393 \pm 113 (4) ^a	73 \pm 18 (3) ^b	446 \pm 88 (5) ^a	0.69 \pm 0.11 (4)	0.78 \pm 0.16 (3)	0.77 \pm 0.09 (5)			
Buksvømmere, små	836 \pm 135 (3)	904 \pm 48 (3)	-	0.77 \pm 0.07 (3)	0.78 \pm 0.03 (3)	-			
Buksvømmere, store	965 \pm 155 (3)	696 \pm 127 (3)	-	0.80 \pm 0.16 (3)	0.89 \pm 0.05 (3)	-			

* Signifikant forskjell mellom grupper i [Ca] innhold (enveis-ANOVA, $p < 0.05$).

Signifikant forskjell mellom grupper i [P] innhold (enveis-ANOVA, $p < 0.01$).

Aluminiumkonsentrasjonen varierte mer mellom ulike dyregrupper enn mellom områdene. Konsentrasjonene varierte mellom 2000 ppm (= 0.2%) og 0 ppm (Tabell 3). Resultatene indikerer at dyr som oppholder seg mye i vannmassene/ på vannmassene (buksvømmere og vannløpere) har en lavere aluminiumkonsentrasjone enn de øvrige evertebratene (Tabell 2). Gjennomsnittlig forholdstall mellom aluminium-/ fosfor konsentrasjonen i evertebrater er 0.10 (0.083% / 0.82%), mens det maksimale forholdstallet er 0.57 (0.21% / 0.35%).

Kvikksølvnivået i evertebrater synes generelt å være 2-3 ganger høyere på Sørlandet enn i tilsvarende evertebrater på Høylandet (Tabell 3). Materialet her er lite med unntak av døgnfluer som har signifikant lavere nivåer i referanseområdet enn både i kalka og surt vann på Sørlandet. Målinger basert på et lite antall vannløpere viser et tilnærma signifikant lavere kvikksølvinnhold i referanseområdet enn i surt vann på Sørlandet ($t_4 = 2.50$, $p = 0.066$). Kvikksølvnivået i evertebrater synes ikke å være forskjellig i kalka og surt vann.

Tabell 3. Innhold av aluminium (ppm tørrvekt) og kvikksølv (% av tørrvekt) (snitt \pm SD (N= antall prøver)) i evertebrater og stingsild fra lokaliteter med ulik surhetsgrad. Manglende verdier skyldes at dyregrupper/ arter ikke ble påvist i området. Enkelte grupper ble ikke analysert for kvikksølv på grunn av for små prøvemengder (ia). Verdier som har ulik bokstav (a,b) innen en gruppe og ett element, er signifikant forskjellige ($p < 0.05$)

	fullkalka	surt vann	referanse	fullkalka	surt vann	referanse
	[Al]			[Hg]		
Stingsild	-	-	102 \pm 90 (3)	-	-	0.24 \pm 0.03 (2)
Snegler	-	-	468 \pm 148 (3)	-	-	0.08 (1)
Vannymfer	2006 \pm 2701 (3)	308 \pm 325 (7)	1097 \pm 662 (8)	0.17 (1)	0.20 (1)	0.07 \pm 0.008 (2)
Øyestikkere	544 \pm 159 (5)	605 \pm 272 (3)	196 \pm 23 (2)	0.11 \pm 0.03 (3)	0.12 (1)	ia
Døgnfluer*#	1883 \pm 824 (6) ^a	736 \pm 415 (8) ^b	1539 \pm 511 (8) ^a	0.10 \pm 0.02 (5) ^a	0.11 \pm 0.01 (5) ^a	0.04 \pm 0.015 (5) ^b
Vannløpere	25 \pm 4 (2)	46 \pm 24 (3)	39 \pm 13 (5)	ia	0.21 \pm 0.06 (3)	0.12 \pm 0.01 (3)
Vårfluer med hus	925 \pm 392 (4)	1368 \pm 544 (3)	2122 \pm 926 (6)	0.03 \pm 0.001 (2)	0.09 (1)	0.03 \pm 0.01 (3)
Buksvømmere, små	85 \pm 39 (3)	24 \pm 7 (3)	-	ia	ia	ia
Buksvømmere, store	24 \pm 8 (3) ^a	0.3 \pm 0.6 (3) ^b	-	ia	ia	ia

* Signifikant forskjell mellom grupper i [Al] innhold (enveis-ANOVA, $p < 0.05$).

Signifikant forskjell mellom grupper i [Hg] innhold (enveis-ANOVA, $p < 0.0001$).

Diskusjon

Eggskallene til fossekall var 6% tynnere på Sørlandet enn på Høylandet. Denne forskjellen i eggskalltykkelse, tilsvarer det som er funnet tidligere når egg fra Sørlandet er sammenlignet med egg fra Møre og Sør-Trøndelag (6-7%) (Nybø *et al.* 1996). Forskjellen i eggskall-tykkelse er imidlertid ikke så stor at vanntapet fra eggene påvirkes. Lignende forskjeller i eggskalltykkelse er også funnet hos fossekall i Storbritannia (Ormerod *et al.* 1988) og hos "kingbird" *Tyrannus tyrannus* i Kanada (Glooschenko *et al.* 1986). Resultatene fra Sørlandet og andre områder tyder derfor på at forsuring av vassdrag indirekte kan redusere eggskalltykkelsen. Kalking av vassdrag synes ikke å påvirke tykkelsen, og mulige årsaker til dette er diskutert nedenfor. Reduksjonen i skalltykkelse har sannsynligvis ikke følger for fossekallpopulasjonen, da det er estimert at effekter på populasjonsnivå først oppstår når fortynningen gjennomsnittlig er 20 % (Newton, 1979).

Inntak av kalsium før og under egglegging er av essensiell betydning for eggskallproduksjonen. Resultatene viser at kalsiumrike evertebrater kan være av særdeles stor betydning under egglegging. Kalsiumrike evertebrater som snegler, gammarus, kreps og

muslinger er spesielt sensitive til vannforsuring (Økland and Økland 1986). Etablering av sneglepopulasjoner er også en langsom prosess etter kalking, og den første sneglen ble observert i Audna i 1994 - 10 år etter at kalkingen ble startet (Gunnar Raddum pers. medd, (Walseng *et al.* 1995). Mangel på kalsiumrike evertebrater både i kalka og ukalka elver kan på Sørlandet, kan være årsaken til at eggskallene er tynnere enn i referanseområdet.

Innholdet av fosfor er ikke spesielt lavt i de evertebratene som inngår i analysene, og fosforinnholdet varierer relativt lite mellom vassdrag med ulik surhet. Fossekallens tilgang på fosfor er heller ikke marginal sett ut i fra de nivåene som er funnet. Fosfatmangel er derfor trolig ikke årsak til tynnere eggskall på Sørlandet.

Effekter av aluminium på kyllingvekst og eggskallproduksjon oppstår ved relativt høye konsentrasjoner dvs. > 2000 ppm. Effektene av aluminium er imidlertid svært avhengig av fosforinnholdet i dietten, og vil være spesielt markante hvis forholdet Al i diett (%) / P (%) i diett er større enn 0.5 (Sparling 1990). Med de fosforkonsentrasjonene som gjennomsnittlig finnes i evertebrater på Sørlandet og på Høylandet (= 0.82%), må aluminiumskonsentrasjonen i dietten være på 4100 ppm (0.41%) eller mer, før effekter oppstår. Et lavt kalsiuminnhold i dietten til fugl kan imidlertid øke sjansene for at aluminium gir negative effekter ved at opptaket av aluminium øker (Scheuhammer 1991). Aluminiumsinnholdet i hønsekyllinger øker f.eks. med 2-3 ganger hvis kalsiuminnholdet i dietten halveres (Nybø 1996). Lavt kalsiuminnhold i dietten på Sørlandet kan derfor tenkes å øke eventuelle skadelige effekter.

De laveste nivåene av kvikksølv i diett der det er observert forstyrrelser i reproduksjonen er på 1.2 ppm tørrvekt, som tilsvarer 0.4-0.5 ppm våtvekt i fiskemuskel (Scheuhammer and Blancher 1994). Kvikksølvnivået i evertebrater på Sørlandet er såvidt lavt (0.2 ppm tørrvekt) at reproduksjonseffekter hos fugl ikke kan forventes å oppstå. Kvikksølvinnholdet i fisk fra Sørlandet kan imidlertid nærme seg faregrensen for reproduksjonsforstyrrelser hos fugl. Fisk (20-30 cm) fra Sørlandet har gjennomsnittlig en kvikksølvkonsentrasjon på mindre enn 0.2 ppm våtvekt, men ekstremverdiene er på inntil 0.65 ppm våtvekt (Rognerud and Fjeld 1990). Mindre fisk som er aktuelle som næring for

fugl kan ha høyere nivåer enn større fisk. Kvikksølvnivået i "småfisk" burde derfor vært nærmere undersøkt.

Konklusjoner

Resultatene viser at eggskallene til fossekall på Sørlandet er tynnere enn i referanseområder (Nord-Trøndelag, samt Sør-Trøndelag og Møre; tidligere undersøkelse). Sure vassdrag er sannsynlig årsak til disse forskjellene, fordi forekomsten av en kalsiumrike næringsdyr reduseres. Reetableringen av disse næringsdyrene er en sein prosess etter kalking, og fossekallen kan derfor ha begrensninger i kalsiuminntaket, selv etter at kalking er utført. Det er ikke sannsynlig at fosfatmangel er noe problem for fossekallen på Sørlandet. Ved lavt kalsiuminntak til fossekall kan de observerte aluminiums- og kvikksølvnivåene i næringsdyr muligens være en medvirkende årsak til tynnere eggskall, selv om nivåene i utgangspunktet ikke er alarmerende høye. Kvikksølvinnholdet i små fisk (potensielle næringsdyr) er ikke kjent og burde vært undersøkt nærmere. Forskning omkring betydningen av negative effekter av metaller kombinert med et lavt kalsiuminnhold i diett bør prioriteres.

Takk

Jeg vil takke Arne Bretten som har artsbestemt de akvatiske evertebratene, Kurt Jerstad, Sigrun Einarson og Geir Lasse Aune som har gjort en glimrende jobb i felt, Gine Skjervø og Syverin Lierhagen for å ha utført de kjemiske analysene, og Trond Nordtug for kommentarer på manuskriptet.

Referanser

-
- Erikson MOG (1984) Acidification of lakes: Effects on waterbirds in Sweden. *Ambio* 13:260-262
- Glooschenko V, Blancher P, Herskowitz J, Fulthorpe R, Rang S (1986) Association of wetland acidity with reproductive parameters and insect prey of Eastern Kingbirds (*Tyrannus tyrannus*) near Sudbury, Ontario. *Water Air Soil Pollut* 39:353
- Jerstad K (1991) Studier av sur nedbørs effekter på fossekallpopulasjonen i Lyngdalvassdraget. Fylkesmannen i Vest-Agder,
- Jåbekk R (1985) Hekkesuksess hos svarthvit fluesnapper og kjøttmeis som hekker nær sure vann. Hovedoppgave Thesis, Telemark distriktshøgskole.

- Newton I (1979) Population ecology of raptors. (ed.) Poyser, Berkhamsted
- Nybø S (1996) Effects of dietary aluminum on chicks *Gallus gallus domesticus* with different dietary intake of calcium and phosphorus. Arch Environ Contam, Submitted.
- Nybø S, Fjeld PF (1995) Transboundary air pollution may have caused increased load of aluminum and mercury in the dipper *Cinclus cinclus* of Southern Norway. 5th SETAC Conference in Copenhagen, June 95.
- Nybø S, Staurnes M, Jerstad K (1996) Thinner eggshells of dipper (*Cinclus cinclus*) eggs from an acidified area compared to a non-acidified area in Norway. Water Air Soil Pollut, in press.
- Nyholm NEI (1981) Evidence of involvement of aluminum in causation of defective formation of eggshells and of impaired breeding in wild passerine birds. Environ. Res. 26:363-371
- Nyholm NEI, Myhrberg HE (1977) Severe eggshell defects and impaired reproductive capacity in small passerines in Swedish Lapland. Oikos 29:336-341
- Ormerod SJ, Bull KR, Cummins CP, Tyler SJ, Vickery JA (1988) Egg mass and shell thickness in Dippers *Cinclus cinclus* in relation to stream acidity in Wales and Scotland. Environ. Pollut. 55:107-121
- Raddum GG, Steigen AL (1980) Reduced survival and calorific content of stoneflies and caddisflies in acid water. Effects of acidic precipitation on benthos. Ed. R. Singer. 1 vols. North American Benthological Society, Hamilton NY USA. 1: 97-102.
- Rognerud S, Fjeld E (1990) Landsomfattende undersøkelse av tungmetaller i innsjøsedimenter og kvikksølv i fisk. SFT rapport nr. 426/90
- Scheuhammer AM (1991) Effects of acidification on availability of toxic metals and calcium to wild birds and mammals. Environ. Pollut 71:329-375
- Scheuhammer AM, Blancher PJ (1994) Potential risk to common loons (*Gavia immer*) from methylmercury exposure in acidified lakes. Hydrobiologia 279/280:445-455
- Sparling DW (1990) Acid precipitation and food quality: Inhibition of growth and survival in black ducks and mallards by dietary aluminum, calcium, and phosphorus. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 19:457-463.
- Spidsø TK, Staurnes M (1991) Effects of aluminium on capercaillie *Tetrao urogallus* chicks. XXth Congress of the International Union of Game Biologists, August 21-26. Ed. S Csányi and J Ernhaft. Godöllő, Hungary. 2: 500-505.
- Walseng B, Raddum G, Kroglund F (1995) Kalking i Norge - Invertebrater. Direktoratet for naturforvaltning,
- Økland J, Økland KA (1986) The effects of acid deposition on benthic animals in lakes and streams. Exper 42:471-486
-

AL:PE PROSJEKTET: REMOTE MOUNTAIN LAKES AS INDICATORS OF AIR POLLUTION AND CLIMATE CHANGE

Presentert på Forskermøte
Luftrtransporterte forurensninger Tilførsler, virkninger og tålegrenser
Klækken hotell 22 - 24 januar 1996

Bente M. Wathne, Norsk institutt for vannforskning og Gunnar G. Raddum, Zoologisk institutt, UIB.

Innledning

AL:PE er en forkortelse for "Acidification of Mountain Lakes: Palaeolimnology and Ecology. Remote Mountain Lakes as Indicators of Air Pollution and Climate Change". Prosjektet er et multinasjonalt samarbeid mellom institusjoner fra 11 land, Norge, Storbritannia, Italia, Frankrike, Spania, Østerrike, Den Tsjekiske Republikk, Slovakia, Slovenia, Russland og Polen. Prosjektet er finansiert gjennom EUs forskningsprogram kombinert med midler fra deltakerlandene. NIVA har, i tillegg til 50 % finansiering fra EU, fått støtte fra Norges Forskningsråd gjennom TVLF. Zoologisk institutt, UIB får alle sine prosjektutgifter dekket fra EU.

Arktiske og alpine områder i Europa representerer det mest uberørte vi har, men er likevel truet av sur nedbør og langtransporterte forurensninger. Innsjøer i slike områder er spesielt følsomme og kan være meget gode indikatorer på forurensning og eventuelle klima- eller miljøendringer. AL:PE prosjektet ble startet for å vurdere status for slike innsjøer, kjemisk og biologisk kombinert med analyse av sedimentkjerner. Resultatene hentes fra sjøer med varierende forurensningsbelastning, og kan brukes til å evaluere hastighet, retning, og biologiske effekter av endringer i miljøet. AL:PE prosjektet representerer også den første omfattende studie av alpine innsjøer på et europeisk nivå.

Prosjektet arbeider med analyser innen kjemi, biologi og palaeolimnologi, og er bygget opp rundt 6 fagområder som omfatter innsjøsedimenter og diatomeer, fisk, bunndyr, zooplankton, vannkjemi og statistisk analyse og modellering. Hvert av fagområdene har sin ansvarlige koordinator. De 6 fagansvarlige koordinatorene danner en styringskomite for prosjektet, og er ansvarlige også for kvalitetskontroll og nødvendig interkalibrering mellom deltakerne. Administrativ koordinator for prosjektet er University College London, Environmental Change Research Centre (UCL-ECRC), UK, mens faglig ansvar ligger hos NIVA som vitenskapelig koordinator. Prosjektet utføres i alpine og arktiske innsjøer, definert som områder høyt over havet eller langt fra ekvator, beliggende over eller nord for den lokale tregrensen. Innsjøene ligger fjernt fra kilder som gir lokal påvirkning, som endringer i bruken av landområdet eller forurenset avløpsvann. De vil derfor være mest følsomme for endringer i luftkvalitet og klima.

Mål

Hovedmålet for AL:PE prosjektet er å øke kunnskapen om avsidesliggende høyfjellsjøers struktur og økologi, og deres reaksjoner på forskjellige nivå av forurensning. Slik kan disse sjøene brukes til å gi tidlig varsel om endringer i mengde og sammensetning av langtransportert luftforurensning.

For første del av prosjektet, kalt AL:PE 1, var studier av forureningskomponenter hovedmålet, mens i andre del av prosjektet, AL:PE 2, er arbeidsområdet utvidet til å omfatte tungmetaller (Pb, Cd og Hg) og organiske mikroforurensninger. Prosjektet omfatter totalt studier av forureningskomponenter og et bredt spekter av langtransporterte luftforurensninger. I tillegg er det et ønske å kunne finne frem til

uforurensede avsides innsjøer i Europa som kan brukes som referanseområder for studier av eventuelle fremtidige klimaendringer.

Lokaliteter og arbeidsprogram

Lokalitetene som undersøkes ligger i alpine eller arktiske områder i Norge (inkludert Svalbard), Storbritannia (Skottland), Irland, Italia, Frankrike, Spania, Portugal, Østerrike, Den Tsjekiske Republikk, Slovakia, Slovenia, Russland (Kola) og Polen. Innsjøene blir undersøkt med et omfattende program innen de forskjellige fagområdene:

- Vannkjemi:** analyser av hovedioner (pH, konduktivitet, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{+} , K^{+} , Cl^{-} , SO_4^{2-} , NO_3^{-} -N, F, alkalinitet, TOC, RAL, ILAL, Tot P) og tungmetaller (Pb, Hg, Cd) sammen med tålegrenser og overskridelser av tålegrenser.
- Invertebrater:** analyser av bunndyr, zooplankton, diatomeer
- Fisk:** analyser av fiskebestand, tungmetaller (Pb, Hg, Cd) og organiske mikroforurensninger (PAH, PCB)
- Sedimenter:** analyser av diatomeer med rekonstruksjon av pH, chironomider, cladocera, organiske mikroforurensninger (PAH, PCB), tungmetaller (Pb, Hg, Cd) og karbonpartikler

Resultater

Når sjøene blir sammenlignet viser det seg at de har en rekke likhetstrekk på all fagområdene hvor vi arbeider. Det gjelder vannkjemi, palaeolimnologi, invertebrater og fisk. Vi kan derfor forvente en lik respons fra de biologiske samfunn på det fysisk-kjemiske miljøet i disse områdene. Kvalitetskontroll og standardiserte arbeidsmetoder bidrar til å sikre at resultatene er sammenlignbare og av høy kvalitet. En punktvis oppsummering av resultatene gir:

- Følsomme områder med høy deposisjon av svovel er forsuret, og en forurensningsgradient fra nord- og vest- mot sentral- og øst-Europa registreres. Deposisjon av sure komponenter, karbonpartikler (produkter fra fossilt brennstoff), tungmetaller og organiske mikroforurensninger er høyest i sentrale deler av Europa, som Tatrafjellene og Alpene. I Tatrafjellene ser vi også de største overskridelsene av tålegrenser for forsuring. Mer perifere områder, som Svalbard, det norske Nordvestlandet, den Iberiske halvøy, og vestlige Irland er langt mindre påvirket.
- Kontaminering med karbonpartikler, tungmetaller og organiske mikroforurensninger viser samme forurensningsmønster som vannforsuring, og selv i de mest avsides og reneste områdene er det mulig å påvise kontaminering fra langtransportert forurensning.
- Disse minst påvirkede områdene viser foreløpig ubetydelige biologiske endringer, og er derfor godt egnet som referanser for studier av forurensning og klimavariasjoner.
- Det ble også funnet økende relativ betydning av nitrogen i forhold til svovel som forurensningskomponent inn mot sentrale deler av Europa. Ultraoligotrofe vannsystemer reagerer raskt på små endringer i næringstilførsel (nitrat), og oppnår økt trofegrad (basert på analyser av klorofyll, ephippier og fjærmygg) etter begynnende forsuring.

- Det er påvist stor variasjon i invertebratsamfunnet avhengig av surhetstilstand.
- Resultater fra Svalbard og Portugal viser forhøyede konsentrasjoner av Hg både i vann og fisk som gir grunn til videre oppfølging.
- Prosjektgruppen bak AL:PE representere i dag et aktivt konsortium av forskere i Europa og har til rådighet en stadig voksende miljødatabase av høy kvalitet. Dette gir grunnlag for videre forskning og kan benyttes som basis for studier av fremtidige miljøendringer.

AL:PE har allerede dannet grunnlag for et nytt EU støttet forskningsprosjekt kalt MOLAR som etableres i disse dager. Kontrakten fra EU er ute til undertegning hos samarbeidspartnere, og vi regner med en offisiell startdato 1. februar 1996. Prosjektet vil gå over tre år og omfatter tre delprosjekter med arbeidsområder innen forsuring, forurensningsflux og klimavariasjoner i alpine eller arktiske sjøer.

Det arbeidet som utføres i prosjektet er av stor betydning i seg selv, men sikrer og viderefører også Norges posisjon som ledende i internasjonal miljøforskning. Arbeidet som utføres innen prosjektet drives etter samme metoder i alle deltakerlandene og etter en standard vi mener er forsvarlig. Utveksling av erfaring over landegrensene er også nødvendig for en god faglig utvikling for de norske deltakerne innen alle arbeidsområdene for prosjektet. Standardisering av arbeidsmetoder og interkalibrering styrt gjennom prosjektet vil også gi bedre muligheter for etablering av enhetlige metoder og sammenligning av resultater på et Europeisk nivå.

THE HUMIC LAKE ACIDIFICATION EXPERIMENT (HUMEX): RESULTATER ETTER 4-5 ÅR MED KUNSTIG FORSURING

Espen Lydersen

Norsk institutt for vannforskning, NIVA,

Hovedhensikten med HUMEX-prosjektet har vært å studere betydningen av humus substanser (HS) i forsøringsprosesser i jord og vann for å øke forståelsen av samspillet mellom svake og sterke syrer. Innsjøen som ble valgt (Skjervatjern) ligger i et området som er lite utsatt for sur nedbør. Innsjøen ble fysisk delt i to innsjøhalvdeler (A & B) i oktober 1988., og effekter av selve delingen ble fulgt gjennom to år. Endringene var relativt marginale. I oktober 1990, ble den ene innsjøhalvdelen (A) og dets nedbørfelt tilført svovelsyre (H_2SO_4) og ammoniumnitrat (NH_4NO_3) i konsentrasjoner tilnærmet det som normalt faller ned på Sørlandet, $pH \approx 4$, $SO_4^{2-} \approx 100$ meq/L, og NH_4^+ og $NO_3^- \approx 50$ meq/L. Den ikke manipulerede innsjøhalvdelen (B) ble benyttet som kontroll. Hydrologiske data, samt vannkjemi og en del biologiske data fra to år før forsuring og 4-5 år etter forsuringen er i dag bearbeidet. Randomized intervention analysis (RIA) ble benyttet for å evaluere statistiske signifikante forskjeller (Carpenter m.fl., 1989; Carpenter, 1993) i vannkjemien i avrenningsvannet fra de to bassengene, basert på to år før forsuring og fem år med kunstig forsuring. Resultatene viste signifikant høyere konsentrasjoner av H^+ , NH_4^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} , Al^{n+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , RAL (totalt reaktivt Al) and LAL (labilt Al) i det forsurrede bassenget (A) sammenliknet med kontrollbassenget (B) som en følge av behandlingen. Den relative økningen i Basseng A sammenliknet med Basseng B var: 4.8 $\mu eq/L$ (H^+), 3.7 $\mu eq/L$ (NH_4^+), 2.7 $\mu eq/L$ (NO_3^-), 18 $\mu eq/L$ (SO_4^{2-}), 0.84 $\mu eq/L$ (Al^{n+}), 2.3 $\mu eq/L$ (Ca^{2+}), 3.0 $\mu eq/L$ (Mg^{2+}), 8.6 μg Al/L (RAL) and 10.1 μg Al/L (LAL). Totalt medførte dette også en signifikant lavere ANC (-10.2 $\mu eq/L$) i A-bassenget i forhold til B-bassenget. Gjennom de fem årene med forsuring er det registrert en økning i ANC i kontrollbassenget på ≈ 12 $\mu eq/L$. Hovedårsaken til den klare forbedring i ANC i kontrollbassenget synes primært å være en temporær gevinst av sjøsaltepisoder. Dette er også tilfellet i det forsurrede bassenget, men den kunstige forsuringen har medført at ANC har vært tilnærmet uendret gjennom samme perioden i dette bassenget. Uten sjøsalteffekten ville ANC verdien i A-bassenget sannsynligvis vært nærmere 10-12 $\mu eq/L$ lavere, d.v.s. -(20-25) $\mu eq/L$ istedet for -(10-13) $\mu eq/L$.

Etter en svært kald vinter 1993/94, ble det påvist ekstremt høye konsentrasjoner av NH_4^+ i Basseng A fra mai 1994, med maksimumsverdier i oktober samme år. Unormalt høye ammoniumverdier ble registret i tilnærmet ett år, d.v.s til mai 1995. Økningen i ammonium sammenfalt med økning i vannets farge og UV-absorbans, uten noen tilsvarende økning i totalt organisk karbon (TOC). Også konsentrasjonen av total-fosfor gikk opp i store deler av denne perioden. Økningen av NH_4^+ og den nære relasjonen til farge og UV-absorbans er enda ikke fullstendig klarlagt, men vil bli diskutert i foredraget. Den kraftige økningen av ammonium som synes og være klimatisk betinget, og ANC økningen som synes å være betinget av ekstreme sjøsaltepisoder, viser tydelig viktigheten av at enkelte eksperimenter/prosjekter får økonomiske muligheter til å gå over flere år for å avdekke naturlige variasjonsmønstre. Klimatiske, hydrologiske og vannkemiske data fra HUMEX-prosjektet gjennom 4-5 år med forsuring vil bli publisert i 1996 (Lydersen, 1996, in press).

Større grad av fettløselig organisk materiale (lipofilt organisk materiale) er registrert i det manipulerede bassenget sammenliknet med kontrollbassenget (Ranneklev, 1993; Kullberg m.fl., 1995). Dette kan tenkes å påvirke biologiske membraner, samt øke opptaket av organisk materiale og assosierte metaller i organismer, eksempelvis zooplankton (Hessen og Lydersen, 1996, in press).

Anrikning av organisk materiale i overflatehinna til innsjøene var 5 ganger høyere i kontrollsjøen sammenliknet med den forsurede innsjøen, noe som medførte en klart lavere (10-15%) UV-absorpsjon kapasitet i overflatehinna av den forsurede innsjøen (Knulst, 1995). I tillegg er den uorganisk kjemiske sammensetning av overflatehinna svært forskjellig i de to innsjøhalvdelenene (Knulst, 1993). Hvilke fysiske, kjemiske og biologiske implikasjoner dette kan ha for de to innsjøene var et av hovedstudiene i det nye HUMEX-prosjektet som det ble søkt EU-midler til i 1995. Desverre fant EU ikke å kunne støtte prosjektet til tross for svært god faglig kritikk fra forskergruppen som evaluerte søknaden. Dette var sannsynligvis hovedårsaken til at NFR heller ikke fant å kunne støtte prosjektet, slik at HUMEX-prosjektet sannsynligvis vil bli lagt ned i 1996/97.

I kontrollbassenget (B) var det små kvalitative og kvantitative endringer gjennom vekstsesongen de to første årene (1991,1992) etter forsuring (Brettum, 1996, in press). I det forsurede bassenget (A) ble det allerede første året etter forsuringen, registrert prosentvis nedgang i Chlorophyceae (grønnalger), spesielt *Oocystis submarina v. variabilis*, mens dinoflagellaten *Peridinium incospicuum* og Cryptophyceae (svelgalger/rekylalger) økte både i antall og prosent av algevolum. I 1993, men spesielt i 1994 ble det registrert en markant endring i algesammensetning også i kontrollbassenget, med mindre grønnalger og mere Cryptophyceae og Crysophyceae (gullalger) . I det forsurede bassenget fortsatte økningen i Dinophyceae. Mens algevolumet var tilnærmet det samme i begge bassengene gjennom vekstsesongen 1993, var algevolumet mye større i det forsurede bassenget i 1994. Dette har sannsynligvis en direkte sammenheng med den kraftige økningen i næringsstoffer, spesielt NH_4^+ og total-fosfor i samme periode. Endringene i algesammensetningen i kontrollbassenget i 1993 og 1994 kan skyldes forandring i zooplanktonsamfunn gjennom tilsvarende periode.

Forsuringen av A-bassenget forårsaket betydelig økning i perifyton (påvekstalger) i denne innsjøhalvdelen (Lindstrøm, 1996, in press). Primært var dette arter av slekten *Mougeotia* som er trådformede grønnalger (Chlorophyceae). Arter av denne slekten opptrer også som fyttoplankton, og utgjør derfor en betydelig del av grønnalge-phytoplantonet i det forsurede bassenget. For påvekstalgene så det ut til at fosfor var vekstbegrensende i det forsurede bassenget hvor både nitrat og ammonium ble tilført, mens nitrogen virket å være vekstbegrensende i kontrollbassenget. Hypotesen om at liten bikarbonat-tilgjengelighet er begrensende for påvekstalger i sure vann, har en til nå ikke kunne verifisere i de to innsjøene.

I kontrollbassenget ble det ikke påvist vesentlige endringer i zooplanktonsamfunnet første året etter at forsuringen av A-bassenget startet. Etter forsuringen av A-bassenget og dets nedbørfelt ble det raskt registrert en økning i mengden av gelekreps (*Holopedium gibberum*), før arten kollapset helt (Hessen og Lydersen, 1996, in press). Fullvoksne individer har siden kollapsen ikke vært registrert i dette bassenget. I kontrollbassenget fortsatte gelekrepsen å være den dominerende zooplanktonarten. Hverken toksisitetstester, svingninger i phytoplanktonbiomasse, samt klimatiske faktorer ble funnet å kunne forklare bortfallet av gelekreps og forandringer i zooplanktonsammensetning i det manipulerede bassenget. At grønnalgen *Oocystis submarina v. variabilis* mer eller mindre forsvant fra A-bassenget kan derimot være en av hovedårsakene til at også gelekrepsen ble borte. Denne grønnalgen kan i så fall sies å være en nøkkelart for gelekrepsen i disse innsjøene. En kan allikevel ikke utelukke økt metal-toksisitet og økt grad av lipofilt organisk materiale (økt fettløselighet av humus) som medvirkende årsaker til kollapsen av gelekreps og nedgang i zooplanktonbiomasse generelt. Det er funnet juveniler av gelekreps fra hvile-egg alle årene etter forsuringen, men antakelig vil denne arten helt kunne forsvinne fra det forsurede bassenget etter hvert som denne banken av hvile-egg forsvinner.

Små endringer og forskjeller er påvist i makroinvertebratfaunane i de to innsjøene, men det ble påvist klart høyere dekomponerings- og respirasjonsrater i det forsurede bassenget

under forsøk med ferskt humus materiale (nedbryting av løv). Dette kan tyde på at forsuren øker mineralisering og turnover raten til fersk humus (Kullberg m.fl.,1995).

To år med fiskeforsøk ga ikke entydige resultater m.h.p. økt giftighet i det forsurrede bassenget sammenliknet med kontrollbassenget.

Referanser

Brettum, P. (1996) Changes in the volume and composition of phytoplankton after experimental acidification of a humic lake. *Environm.Intern.*(in press).

Carpenter, S.R.; Frost, T.M.; Heisey, D.; Kratz, T.K. (1989) Randomized intervention analysis and the interpretation of whole-ecosystem experiments. *Ecology*, 70, 1142-1152.

Carpenter, S.R. (1993) Statistical analysis of the ecosystem experiments. In: Carpenter, S.R. and Kitchell, J.F., eds. *The trophic cascade in lakes*, Cambridge University Press, 26-42.

Hessen, D.O. & Lydersen, E. (1996) The zooplankton story of humic lake Skjervatjern during whole catchment acidification, *Environm.Intern.*(in press)

Kullberg, A.; Hargeby, A. & Petersen Jr., R.C. (1995) Land/water interface studies on the hydrophobic character of dissolved organic matter, decomposition of coarse organic detritus and the community of benthic macro invertebrates in lake Skjervatjern 1989-1994. *HUMEX, Newsletter*, 1/1995, 8-9.

Lindstrøm, E.A. (1996) The impacts of acid treatment on periphyton growth and nutrient availability in the HUMEX lake Skjervatjern. *Water, Air, Soil Pollut.* (in press)

Lydersen, E. (1996) The humic lake acidification experiment (HUMEX): Main physico-chemical results after more than four years of artificial acidification. *Environm.Intern.*(in press).

Ranneklev, S.B. (1993) Organic compounds and their changes by acidification. Master-thesis, University of Oslo, 1993. (In Norwegian)

Knulst, J. (1993) Immediate effects of acid rain application on surface microlayer properties of lake Skjervatjern. *HUMEX, Newsletter*, 2/1993, 10-12.

Knulst, J. (1995) Chemistry of aquatic surface microlayers of a dystrophic lake artificially acidified by acid precipitation. *HUMEX, Newsletter*, 1/1995, 7-8.

Luftransporterte forurensninger - Tilførsler, virkninger og tålegrenser
Forskermøte 22.-24. januar 1996 Klækken Hotell, Hønefoss

NITREX

Richard Wright
 NIVA
 Boks 173 Kjelsås
 0411 Oslo

Bakgrunn. NITREX prosjektet ble lansert i 1987 for å undersøke (1) risiko for økt nitrat utlekking og vannforsuring, og (2) mulig sammenheng mellom N-tilførsler og skader på skogsøkosystemer. Begge mål er relevante for fastlegging av tålegrenser for vann, jord og skog. Det er flere indikasjoner om økt fare for nitrogen-metning i norske økosystemer. Tusen-sjøers undersøkelser i 1986 avslørte en fordobling av nitrat konsentrasjoner siden 1974 i sure innsjøer, og langtids trender fra flere lokaliteter i Europa viser økt nitrat innhold i avrenningsvann. Nitrogen tilførsler er også medvirkende faktor i skogsdød, og nitrat konsentrasjoner i avrenning har økt flere steder med skadet skog.

Nitrogenets rolle i skogens vekst og vitalitet har vært undersøkt i en rekke forsøk, men de alle fleste var gjødslingsforsøk med store doser tilført over kort tid. Resultatene fra disse er vanskelig å tolke med henblikk på kronisk N-tilførsler ved våt og tørr deponisjon. NITREX eksperimentet var lagt opp til å tilføre N på en måte som best mulig simulerte N tilførsler i nedbøren. Prosjektet tar for seg virkninger på flest mulig økosystem komponenter og prosesser, inklusiv avrenningsvann. NITREX er et norsk-svensk samarbeidsprosjekt med forsøksfelt på Gårdsjön i Sverige. Fire institutter er med: NIVA, NISK, IVL (Sverige) og SLU (Sverige).

Gårdsjön er et godt egnet sted med voksen granskog, podsolljord, og forsuret avrenningsvann typisk for store deler av Sør-Sverige og Sør-Norge. Ved Gårdsjön har IVL godt utbygd infrastruktur med feltlaboratorie, et omfattende måleprogram for meteorologiske og andre parameter, og mer enn 10-års bakgrunnsdata. I området finnes flere små nedbørsfelt velegnet for heløkosystem eksperimenter. Et av disse (G2-NITREX) ble benyttet til NITREX og nabofeltet (G1-tak) ble overbygd med tak for kunstig å redusere tilførsler av N og S forurensninger fra atmosfæren. Disse 2 finansielt uavhengige prosjektene startet samtidig, anvendte det samme ubehandlede kontrollfeltet (F1-kontroll), og brukte felles vannbehandlingsanlegg.

Innsamling av 2-års bakgrunnsdata på G2-NITREX og G1-tak begynte i april 1989, i første omgang med finansiering ved egen innsats fra de 4 deltagende institutter. NITREX fikk så i 1991 støtte av TVLF (MD/NLVF/NAVF/NFR), Statens naturvårdsverk (Sverige) og etterhvert også fra EU. NITREX forsøket på Gårdsjön ble er av 11 forsøk på 7 lokaliteter i Europa med eksperimentelt endret N-tilførsler til hel økosystemer (Wright and Van Breemen 1995). Et av RAIN-prosjektets felt på Sogndal ble også med i det Europeiske NITREX prosjektet.

Tilførsler med nitrogen begynte i april 1991 og har nå pågått i nesten 5 år. Nitrogen blir tilført i ukentlige doser av ammonium nitrat oppløst i ionebyttet vann. Et kommersielt sprinkleranlegg er brukt. Ekstra vannmengden tilført tilsvarer ca. 10% av naturlige nedbørmengde.

Hypoteser. Nitrogen er vanligvis vekstbegrensende faktor i barskog. Nitrogen er mangelvare og økosystemet tar godt vare på det nitrogen som finnes i systemet. Den interne N-syklus av opptak fra jordsmonn ved vegetasjon, strøfall, nedbryting og tilbakeføring til jordsmonnet er vanligvis nesten helt tett, slik at bare en liten del lekker ut i avrenningsvannet. NITREX skal teste hypotesene om at økt N-tilførsler fra atmosfæren vil føre til:

- (1) økt nitrat konsentrasjon i jordvann og avrenningsvann (N-metning)
- (2) økt primær produksjon og vekst av trær

- (3) økt N-innhold i nåler
- (4) økt N sirkulering ved økt N innhold i strøfall
- (5) økt mineralisering av organisk bundet nitrogen
- (6) endret bunnvegetasjon (artssammenstetning og forekomst)
- (7) endret mengden fin-røtter og endret mykorrhiza (artsammensetning og forekomst)

Resultater. Nitrat konsentrasjoner i avrenningsvann fra G2-NITREX har økt hvert år siden eksperimentet begynte april 1991. Totalmengden i avrenningen har økt fra <0.1% av input før behandlingen til 0.6%, 1.1%, 5.2%, og 6.0% i det henholdsvis 1., 2., 3., og 4. behandlingsår. Bare nitrat økte; ammonium konsentrasjoner har vært gjennomgående lave. Forhøyde nitrat konsentrasjoner dukket først opp i perioder utenom vekstsesongen, men i de senere år også om sommeren. I løpet av 4 år har så feltet gått gjennom flere faser symptomatisk for nitrogen-metning (Moldan et al. In press).

Jordvann samlet med lysimeter har også visst økende konsentrasjoner av nitrat. Signalene kom senere enn i avrenningsvannet og først ved bare noe få lysimetre. I det 3. år kom indikasjoner av økt mineralisering (Wright et al. 1995).

Hittil har ikke høyere vegetasjonen visst noe signifikant respons. N-innholdet i barnåler er ikke endret. Mykorrhiza-sopp derimot har visst klare tendenser til økt antall og hyppighet av N-tolerante arter, og tilsvarende nedgang i N-ømfintlige arter (Brandrud 1995).

Resultatene viser at økte N-tilførsler først viser seg i avrenningsvannet. Respons-kjeden starter med økt konsentrasjoner i avrenningsvann antagelig fordi nitrogenet blir tilført i vannfasen, og systemet greier ikke å immobilisere alt tilført nitrat. Deretter kommer økt nitrat i jordvann, som ytterligere indikasjon at immobilisering av nitrat ikke er fullstendig. Først når N-nivået jordvann øker vil planteopptak bli påvirket. Økt N-innhold i nåler forventes derfor først å inntreffe etter 3-4 års behandling.

Resultater fra NITREX eksperimenter sammen med lange data serier fra forsureningspåvirkete områder gir et utmerket grunnlag til utarbeidelse og testing av prosess-orienterte modeller for prognosering av nitrogen metning. MERLIN (Model of Ecosystem Retention and Loss of Inorganic Nitrogen) (Cosby et al. In prep. a, b) tar for seg karbon kretsløp (primær produksjon, strøfall, nedbrytning og respirasjon i jordsmonnet) og lagere (aktiv vegetasjon, trestammer, organisk jord, mineral jord) i økosystemet. Nitrogen kobles til disse ved C/N forholdet i hver lager. Mikrobiell immobilisering og opptak av plantene antas å bli styrt av C/N forholdet. Modellen tar sikte på å gi prognoser for fremtidig N innhold i avrenningsvann ved gitt scenarier av skogtilvekst og N deponisjon. Modellen ble utviklet hovedsakelig på grunnlag av data fra NITREX-feltet ved Aber, Wales, UK, og skal anvendes og uttestes ved NITREX feltene i Nedeland, Danmark, og Gårdsjön, Sverige, (det siste som TVLF prsjekt).

Fremtiden. NITREX forsøket ved Gårdsjön bør fortsetter. Økosystemet er midt opp i endringer men vegetasjonen har ennå ikke vist merkbar respons. Fire år er for kort tid for å få entydige respons i naturlige økosystemer med 80-100 år gamle trær og store N-lagre. Videre behandling over flere år må til for å sile ut effektene av naturlige år-til-år variasjoner i klima. Blant ubesvarte spørsmål er:

(1) Når og hvordan vil trærne bli påvirket?

(2) Vil det skje kroneutglisning, misfarging eller andre skader?

(3) Er fin-røttene påvirket av stadig økende nitrat konsentrasjoner i jordvann?

(4) Hvor mye nitrogen blir lagret i jordsmonnet?

(5) Er nitrat i avrenningsvannet "ny" eller "gammel" N?

(6) Hva er sammenheng mellom nitrat og sulfat i avrenningsvannet?

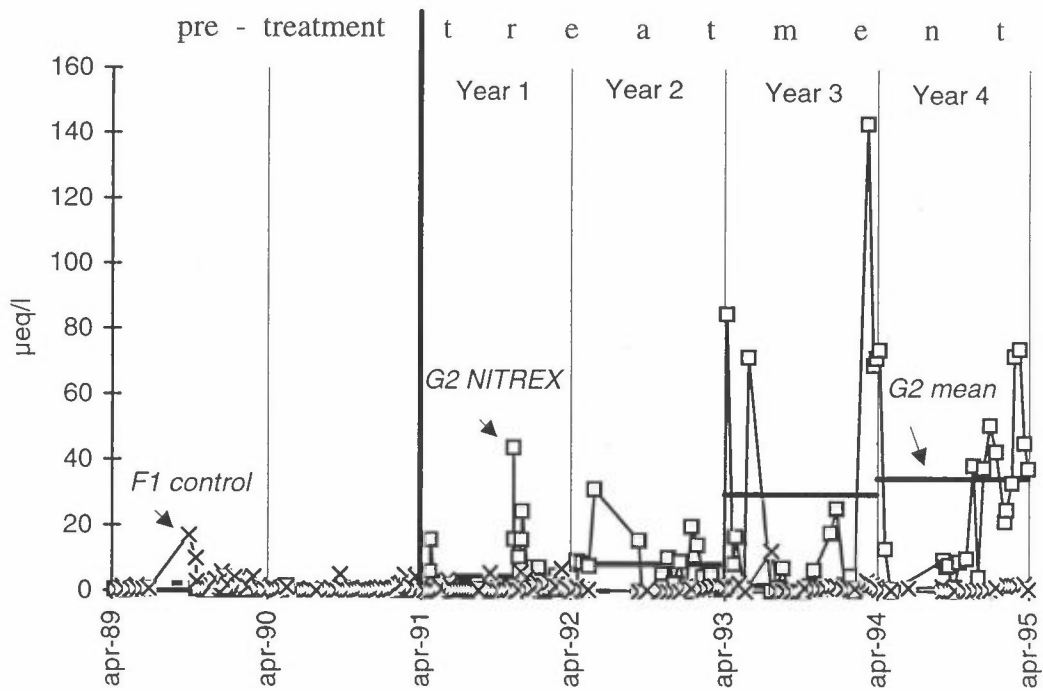
Dessverre må NITREX Gårdsjön avsluttes i mars 1996 på grunn av manglende videre finansieringen.

Det er økende interesse for samspill mellom forsuring og klimaendringer (Wright and Schindler In press). Begge miljøfaktorer forventes endret i de nærmeste 10-årene. Nitrogen omsetning i jordsmonnet er klart påvirket av temperatur og fuktighet. Etter tørkeperioder har avrenningsvannet ofte høye nitrat innhold. CLIMEX prosjektet på Risdalsheia har nylig visst at økt jordtemperatur fører til økt utvasking av nitrat (Lükewille et al. In prep.). Det kan vise seg at tålegrensen for N er avhenging av fremtidig klimascenario.

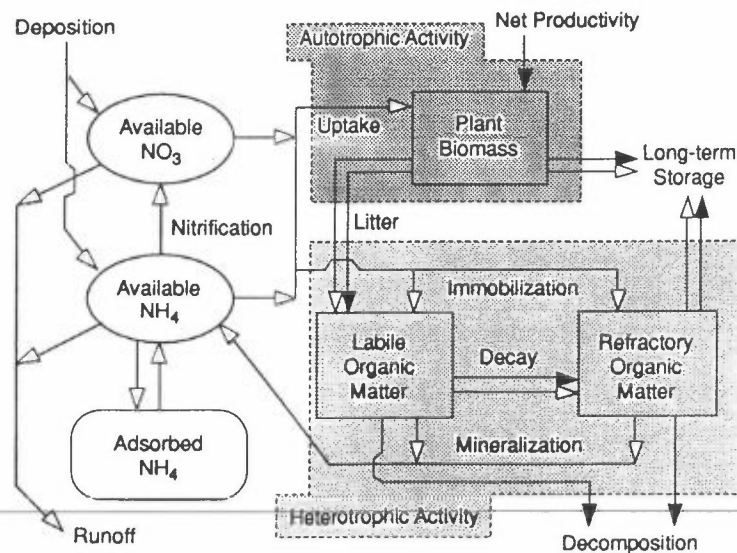
Det er mange nye og gamle spørsmål om nitrogenets rolle i forsuring og eutrofiering av terrestrisk og akvatisk økosystemer som fremdeles er ubesvart. Forhandlinger om nye utslippsprotokoller for NO_x og NH₃ basert på tålegrenseprinsippet forutsetter at mange av disse spørsmål er besvart. Og til det trengs mer forskning.

Referanser.

- Brandrud, T.E. 1995. The effects of experimental nitrogen addition on the ectomycorrhizal fungi in an oligotrophic spruce forest at Gårdsjön, Sweden. **Forest Ecol. Manage.** 71: 111-122.
- Cosby, B.J., Ferrier, R.C., Jenkins, A., Emmett, B.A., Wright, R.F., and Tietema, A. In preparation. a. Modelling the ecosystem effects of nitrogen deposition at the catchment scale: model of ecosystem retention and loss of inorganic nitrogen (MERLIN). **Biogeochemistry.**
- Cosby, B.J., Emmett, B.A., Ferrier, R.C., Jenkins, A., Tietema, A., and Wright, R.F. In preparation. b. Modelling the ecosystem effects of nitrogen deposition at the catchment scale: simulation of nitrogen saturation in a Sitka spruce forest, Aber, Wales, UK. **Biogeochemistry.**
- Moldan, F., Wright, R.F., and Hultberg, H. In press. Nitrogen saturation induced by experimental addition of ammonium nitrate to a forested catchment at Gårdsjön, SW Sweden. **Water Air Soil. Pollut.**
- Wright, R.F., Brandrud, T.E., Clemensson-Lindell, A., Hultberg, H., Kjønnaas, J.O., Moldan, F., Persson, H., and Stuanes, A.O. 1995. NITREX project: ecosystem response to chronic addition of nitrogen to a spruce-forested catchment at Gårdsjön, Sweden. In: Staaf, H., and Tyler, G. (eds.) Effects of Acid Deposition on the Terrestrial Environment of Sweden, **Ecological Bulletins (Copenhagen) 44:** 322-334.
- Wright, R.F., and Schindler, D.W. In press. Interaction of acid rain and global changes: effects on terrestrial and aquatic ecosystems. **Water Air Soil. Pollut.**



Figur 1. Nitrat konsentrasjoner i avrenningsvann fra G2-NITREX og F1-KONTROLL feltene ved Gårdsjön, Sverige, i 2 år før behandling og 4 år med tilførsler av ca. 50 kgN/ha/år (fra Moldan et al. In press).



Figur 2. Skisse av lagere og prosesser i MERLIN (Model of Ecosystem Retention and Loss of Inorganic Nitrogen) (fra Cosby et al. In prep. a.).

KALKING SOM MOTTILTAK MOT FORSURING I FERSKVATN

Steinar Sandøy
Direktoratet for naturforvaltning

Forsuring er eit av våre mest omfattande og alvorlege miljøproblem. Det er dokumentert omfattande skader på bestandar av ferskvassfisk og anadrom fisk og innfor dei fleste dyregrupper i ferskvatn er det påvist forsuringfølsomme artar som blir borte ved eit visst forsurningsnivå. Forsuring er derfor ein stor trussel mot det biologiske mangfoldet i dei forsurningsramma områda og er truleg den enkeltfaktor som har ført til størst reduksjon av biodiversitet ferskvatn i Norge. Det kviler derfor eit stort ansvar på Miljøforvaltninga for å finne fram til og gjennomføre tiltak som kan redusere skadene av forsuring.

Reduksjon i utslepp av svovel og nitrogen til atmosfæren er den einaste akseptable løysinga på forsurningsproblemet på lang sikt. Den nye Svovelprotokollen er eit langt skritt i riktig retning, men det er samtidig klart at det vil ta tid før avtalen får full effekt og vi er også klar over at den avtalen ikkje vil løyse forsurningsproblemet i Norge. Kalking er derfor eit tiltak som er tatt i bruk som midlertidig tiltak mot forsuring av ferskvatn. Etter det vi veit i dag er kalking den einaste avsyngingsmetoden som er praktisk og økonomisk gjennomførbar og vi har vitenskapelig dokumentasjon på at kalking gjenskaper forhold som er akseptable for forsurningsfølsomme ferskvassorganismar. Ved tilsetning av finmalt kalsiumkarbonat oppnår vi ein vasskvalitet som er tilnerma lik den opprinnelige. pH i vatnet aukar, vi får gjenoppretta ein bikarbonatbuffer og giftige aluminiumsfraksjonar fell ut eller går over til mindre giftige former av aluminium. Både fisk og invertebratar gjenetablerer bestandar som reproduserer og lever normalt etter kalking og det er også påvist planteartar som reetablere seg i kalka lokalitetar.

Kalking er eit så mangesidig tiltak med både kjemiske, biologiske, tekniske og økonomiske sider at det er behov for oppfølging gjennom undersøkingar av ulike slag. Det faglege grunnlaget for kalking blei lagt gjennom eit forskningsprogram i perioden 1978-1984, det såkalte "Kalkingsprosjektet". Etter at den praktiske kalkingsverksemda kom i gang i 1984 har DN fulgt opp med ein FoU-aktivitet for å kunne dokumentere effekten av kalking, vidareutvikle metodar og utstyr og avklare spørsmål av faglege karakter som har oppstått undervegs.

MILJØTILTAK I SKOG

Realistiske tiltak for å motvirke negative effekter av sur nedbør i skog.

Petter Nilsen
Seksjon skogbehandling
Norsk institutt for skogforskning
Høgskoleveien 12
1432 Ås

Holdningen til kalking av skog som tiltak mot forsuring har vært meget avventende fra forvaltningens side, både fra landbruks- og miljøvernens side. Bakgrunnen for dette har vært at det har vært reist spørsmål ved den positive effekten av tiltaket med tanke på å bedre skogstrærnes vitalitet, og det har også vært påpekt faren for uønskede (negative) effekter på andre organismer og på avrenningsvann. Samtidig med denne skepsisen har det praktiske skogbruk og enkelte interesseorganisasjoner sterkt framhevet behovet for å foreta seg noe i en situasjon med vedvarende høye belastninger av sur nedbør over skogene i Sør-Norge. Ønsket om kalking i praktisk skala, analogt med vassdragskalking, har vært fremmet ved flere anledninger og med ulik styrke.

For å avklare enkelte av spørsmålene omkring skogkalking og vitaliseringsgjødsling i Norge, ble det initiert en forskningsaktivitet omkring disse spørsmålene ved NISK i 1992 med LD som finansør. Etter et års tid ble aktivitetene utvidet og FoU-programmet "Miljøtiltak i skog" ble etablert som et 5-årig samarbeidsprogram hvor NISK, NIVA og NINA er med. Etterhvert er også NLH kommet med i et formalisert samarbeid. Finansører er nå LD, MD og DN. En viktig del av programmet har gått på å vurdere også andre tiltak enn kalking. En utredningsfase er gjennomført i programmet. To rapporter er publisert hvor konsekvenser av ulike tiltak på forskjellige økosystemkomponenter er vurdert (Nilsen 1994a, 1994b). Et resultat av utredningsarbeidet er at man i den videre forskningaktiviteten valgte å rette søkelyset sterkere mot bruken av lauvtrær innblandet i barskog som et forsurdempende tiltak.

Jeg vil her kort nevne noen viktige forhold vedrørende de mest realistiske tiltakene mot forsuringproblemer i skog; kalking, vitaliseringsgjødsling og mer bruk av lauvtrær i blanding med bartrær.

1. Kalking og dolomitttilførsel til skog.

Kalking ble opprinnelig sett på som et mulig tiltak for å øke skogproduksjonen. Det har imidlertid vist seg at kalking oftest fører til nedsatt tilvekst i en periode på 10-20 år (Popovic & Andersson 1984). Tilvekstnedgangen synes å være større, og perioden vare lenger hos gran enn hos furu. Disse resultatene er da også noe av årsaken til at kalking aldri er blitt noe tiltak for å øke skogproduksjonen. Etter denne første perioden med tilvekstnedgang har det vist seg at tilveksten kan overskride den i ubehandlede felt.

Furu på god mark synes ikke å lide under noen vekstdepresjon etter kalking og kalking av yngre gran på god mark i Tyskland har gitt en positiv effekt på tilveksten (Popovic & Andersson 1984).

Siden nitrogendeposisjonen har økt betydelig de siste 20-30 årene kunne man tenke seg at effekten av kalking er annerledes nå enn da de fleste av disse kalkingsforsøkene ble anlagt. Dette fordi mobilisering/immobilisering av nitrogen er essensielt i forbindelse med kalking. Vi har ikke holdepunkter for at kalkingen virker annerledes i dag. Anlagte forsøk innen "Miljøtiltak i skog" vil kunne gi svar på dette om noen år.

Jordkjemiske effekter

De jordkjemiske forandringene som følger kalkingen er avhengig av dose og kornstørrelse på den tilførte kalken. Oppløseligheten av kalk er sterkt avhengig av kornstørrelsen og dermed vil også effektens varighet påvirkes av dette. Jo mindre kornstørrelse, jo raskere og sterkere pH-økning i jorda (Jørgensen 1982). Beregninger basert på analyser av gamle kalkingsfelt i Sverige og Finland viser at store mengder av kalken (50-75%) fortsatt befinner seg i de øverste 10-20 cm 20-25 år etter kalking. Topografi og vanngjennomstrømning vil påvirke dette. I fuktigere områder hvor kontakttiden mellom vann og kalk er relativt lang, kan effektene virke sterkere men i kortere tid.

Viktige problemstillinger vedrørende kalking er knyttet til karbon- og nitrogenomsetningen i jordsmonnet. Kalkingen har vist seg å stimulere den mikrobielle aktiviteten og dermed nedbrytningen av organisk materiale. Humusens kvalitet uttrykt ved C/N forholdet er av stor betydning. Ved den økte pH-verdien etter kalking vil tilgjengeligheten av C og N for mikroorganismene øke. Organismene er avhengig av et visst forhold mellom C og N for sin vekst, og ved lav nitrogen tilgjengelighet i jorda vil immobilisering av nitrogenet i mikroorganismer føre til en nedgang i netto N mineralisering (Persson 1988). Motsatt vil forholdet bli der det er relativt mye N tilgjengelig i jorda. Resonnementet tilsier at når kalken når ned i mineraljorda, hvor C/N forholdet er lavere, vil netto N-mineralisering øke og trærnes tilvekst kan begunstiges (Persson 1988). Dette styrkes av flere feltforsøk. Et C/N forhold på ca. 30 er antydnet som en grenseverdi i denne sammenheng.

Fosfor kan bindes sterkt i surt jordsmonn og det er derfor mulig at kalking kan øke tilgjengeligheten av fosfor. Man er imidlertid noe usikker på betydningen av dette i praksis. Store mengder med kalk, som gir pH-verdier over 6, kan gi utfelling av kalsiumfosfat som kan redusere fosfortilgjengeligheten (Nihlgård et al. 1988).

Effekter på jordvann og avrenningsvann

De jordkjemiske effektene som oppstår etter kalking vil som nevnt påvirke jordvannet og avrenningsvannet fra kalkede områder. Resultater fra Sverige tyder på små eller ingen effekter på pH-verdi og aluminium i vannet etter en 3-års periode. Der det er observert effekter er de positive for vannlevende organismer (Westling & Skärby 1993). Effektene er ofte små, men kan ha betydning for vannlevende organismer da disse reagerer på små forandringer i marginale vannkvaliteter. Betydningen av episodiske forsureninger kan også reduseres (Hindar et al. 1994). Studier i nedslagsfelt i USA og Skottland (Gubala & Driscoll 1991, Dalziel et al. 1992) viser klare positive effekter på vannet ved høye doser kalk (ca. 9-24 tonn pr. ha). Økning i pH-verdi og nedgang i toksisk aluminium har holdt seg i flere år. Effekten avtar etterhvert, men foreløpig er disse forsøkene ikke gått lenge nok til å si noe om varigheten av forandringene. Kalking med mindre doser (ca. 4 tonn pr. ha) i Tyskland har vist små endringer i vannkjemi i dypere jordsjikt og avrenningsvann (Brahmer 1992). I det første året etter kalking ble aluminiumstoppen ved stor vannføring redusert i forhold til i ukalkede felt.

I Fig. 1 er pH og uorganisk monomert aluminium i avrenningsvannet fra to nedslagsfelt i Gjerstad kommune framstilt. Resultatene så langt viser en klar positiv effekt på vannkvaliteten i det behandlede feltet. Feltet ble tilført ca. 3 tonn/ha med dolomitt i sept. 1994. Området er ca. 84 ha stort. Forsøket inngår i "Miljøtiltak i skog" og er det første forsøk i Norge på kalking av et helt nedslagsfelt i skog.

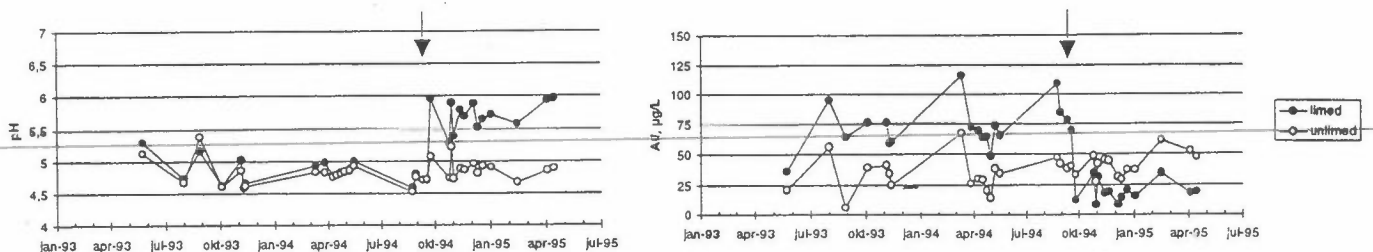


Fig. 1 pH og uorganisk monomert aluminium i avrenningsvann fra kalket og ubehandlet nedslagsfelt i skog.

Det ser ut til at den positive endringen i vannkvalitet etter dolomitt tilførselen har vedvart også ut 1995. pH er omkring 6.0 i avrenningsvannet og den toksiske fraksjonen av aluminium er sterkt redusert. Transporten av reaktivt aluminium fra nedbørsfeltet og ut i bekkene er også redusert. Det ser ikke ut til å være noen økning av nitrat eller tungmetaller etter tiltaket. Resultatet tolkes dithen at det er en effekt av dolomitt "på fastmark" og ikke bare en effekt av oppløsning av dolomitt i bekkesystemene. Det gjenstår å se om dette er en så varig tendens at tiltaket, om en bare vurderer effektene på vann, kan være et supplement eller alternativ til andre måter å avsyre overflatevann på.

Vegetasjonseffekter

Undersøkelser viser at lavararter (*Cladonia* spp., *Peltigera* sp.) ofte reagerer negativt på kalking, kanskje spesielt i kombinasjon med nitrogen gjødsling (Korsmo 1994), en situasjon noe analogt til kalking i sterkt N-belastede områder på Sørlandet. I enkelte kalkingsforsøk har både frekvens og deknning av lavararter gått ned. Moser er en gruppe som man frykter vil bli negativt påvirket av kalking. Dette henger sammen med at mange moser er tilpasset et surt vekstsubstrat.

Det må understrekes at effektene av kalking må sees i relasjon til kalkdose og fraksjoneringsgrad på kalken. De kortsiktige "sviskadene" kan i stor grad unngås om man benytter en kalk med lite finfraksjoner og moderate doser (2-4 tonn pr. ha) (Lindström et al. 1993).

Fra det refererte feltet i Gjerstad er hovedinntrykket at vegetasjonsendringene et år etter kalking er små. Endelig bearbeiding er ikke ferdig, men de små forandringene som er funnet kan like gjerne skyldes årlige naturlige svingninger som en behandlingseffekt. På enkelte torvmoser ble det funnet klorotiske spisser og på noen levermoser døde skudd som antagelig skyldes sviskader etter direkte kontakt med dolomitten.

2. Vitaliseringsgjødsling

Med vitaliseringsgjødsling forstås en gjødsling som ikke primært sikter på å heve skogens produksjon, men som sikter mot å rette opp næringsmangel som eksisterer eller kan tenkes å oppstå i bestandet i fremtiden. Gjødslingen sikter seg inn mot å bedre trærnes "vitalitet" - resistens mot forurensninger og naturlige stressfaktorer. Slik sett vil den kunne forebygge skader og langsiktig produksjonstap.

I prinsippet kan nitrogen også tenkes å inngå i en vitaliseringsgjødsling, men det er ikke vanlig å regne med dette. Årsaken er at vitaliseringsgjødsling har dukket opp som et botemiddel mot misfarging og kroneutglisning av skog i områder med høy svovel- og nitrogendeposisjon.

Erfaringer fra Tyskland har vist at akutt magnesiummangel kan avhjelpest ved bruk av $MgSO_4$. I ekstreme tilfeller der mangelen er sterk og symptomene langt framskredet, kan heller ikke dette tiltaket redde trærne (Zöttl & Hüttel 1986). I noen forsøk med vitaliseringsgjødsling har det vært benyttet kalk i tillegg til andre gjødselslag. Fra Frankrike meldes om forsøk i eldre granbestand med magnesiummangel, at tilførsel av kalk og fosfor har økt innholdet av svovel, fosfor, magnesium og kalsium i nålene (Belkacem et al. 1992). Behandlingen førte til at mangelsymptomene forsvant. På lengre sikt vil dette påvirke trærnes tilvekst og skogens produksjon i positiv retning.

Erfaringene fra tidligere er at gjødsling med andre stoffer enn nitrogen i frisk skog gir liten eller ingen tilvekstøkning under våre forhold. En gjennomgang av nordisk litteratur på området (Tveite 1994), konkluderer med at fosfor i kombinasjon med nitrogen gir en svak positiv tilveksteffekt i granskog. Noe tilsvarende er ikke tilfellet for furu. I Danmark er det funnet noe varierende resultater med hensyn til samspillet mellom N, P og K-gjødsel. Andre næringsstoffer enn N har hatt liten effekt alene. Lundberg og Ravnsbæk (1992) mener å spore en stigende negativ virkning av ensidig nitrogen gjødsling fra sist på 1970-tallet og tolker resultatene som en induert kaliummangel.

Vitaliseringsgjødsling er det mottiltaket som mest målrettet kan rette opp næringsubalanse hos skogstrær. Slik sett er tiltaket effektivt. I dagens situasjon er det ikke å anbefale å bruke vitaliseringsgjødsling i profylaktisk sammenheng. Vi vet for lite om hvilke stoffer som eventuelt bør tilføres under ulike geologiske og skoglige forhold. Gjødsling hvor konkret næringsmangel er påvist kan anbefales.

3. Bruk av lauvtrær som virkemiddel mot forsuring av skogsjorda

Forskjeller mellom bartrær og lauvtrær når det gjelder effekt på jordsmonnet har vært kjent i lange tider (se Frank 1994). Når det gjelder aktiv bruk av lauvtrær som tiltak mot forsuring så har dette vært gjenstand for vurderinger bl. annet i Sverige (Liljelund et al. 1986).

Jordkjemiske effekter

Det er flere årsaker til at lauvtrær og bartrær har ulik innvirkning på jordsmonnets egenskaper:

- Trekronenes tetthet er forskjellig, og bartrærne har som regel et større bladareal enn lauvtrærne, og nålene sitter på hele året. Dette gir forskjeller i oppfangning av nedbør (intersepsjon), filtrering av luftforurensninger (tørravsetninger) og dermed deposisjon til marka.
- Treslagenes ulike strøproduksjon, strøets egenskaper og nedbrytningsforløp er forskjellig. Dette gjelder både blad, nåler, greiner, røtter m.m.
- Treslagenes næringsopptak, tilvekstforløp, produksjon og omløpstid varierer. Dette gir forskjeller i den jordforsuringen som trærne selv forårsaker.
- Treslagenes rotfordeling i dybden har betydning for hvilke jordsjikt som røttene tar opp mineralnæring fra, og avgir protoner til.
- Bunnvegetasjonen under ulike treslag er ofte forskjellig. Bunnvegetasjonen påvirker miljøet på samme måte som trærne, men som regel i mindre omfang.

Bruk av lauvtrær kan ikke fjerne forsuringsproblemet i skog, men det kan redusere eller dempe den økende forsuringen som man har i visse områder på grunn av luftforurensninger.

Bjørk er det treslaget som er mest aktuelt å blande sammen med gran og furu under våre forhold. Osp i blanding med gran kan også være aktuelt i en del områder, spesielt på Sørlandet hvor ospa har en relativt stor utbredelse. Osp i blanding med furu er uheldig på grunn av den vertsvekslende soppen furuas knekkesykesopp som kan gi store skader på furua. Dessuten vokser osp meget dårlig, og blir ofte råtebefengt på de marktyper der furua er mest dominerende.

Undersøkelser viser at pH og basemetningsgrad i jorda er høyere under bjørkeskog enn barskog under ellers like forhold. Forskjellene er størst i humussjiktet men kan spores nedover i profilene. Jordbunnssegenskapene i blandingsskog vil ligge mellom de rene bar- og lauvbestandene. Mye tyder på at det bør være minst 50 volumprosent bjørkeinnblanding for å få en betydelig pH-effekt (Frank 1994). Dette kan man delvis oppnå ved å ha en høyere bjørkeandel i ungsbogen og eventuelt tynne ut deler av bjørka ved 40 - 50 års alder.

På svært næringsfattig mark der klimaet er ugunstig, kan selv et stort bjørkeinnslag ikke øke pH-verdien i jordsmonnet nevneverdig. Det arbeides for tiden, innenfor programmet "Miljøtiltak i skog", med å prøve å kvantifisere effekten av blandingen bjørk/gran og bjørk/furu på midlere og svakere boniteter i Sør-Norge.

Positive effekter på vegetasjon og dyreliv.

Grundige undersøkelser over effekten på bunnvegetasjon av lauvtreinnblanding i barskog mangler, men det arbeides med disse problemstillingene innenfor rammene av "Miljøtiltak i skog". Foreløpige resultater viser at det er en noe større variasjon i vegetasjon og et større antall karplanter i blandingsskog av gran og bjørk enn i ren granskog.

Ut fra mer generell viten er det rimelig å anta at den effekten på humus og pH-verdi som bjørk har, og den økte lystilgangen til marka som bjørka medfører, vil gi et annet vegetasjonsbilde. Grasarter og enkelte urter kan bli favorisert (Korsmo 1994). Vegetasjonen kan tenkes å bli mer mosaikkpreget grunnet større vekslinger i

lysforholdene. Lauvtreinnblanding vil høyst sannsynlig øke biodiversiteten i forhold til en monokultur.

Innblanding av forskjellige lauvtreslag i barskogen vil føre til en økning i artsantall og individer av fugl. Lauvtrær er viktig for fødetilgangen for mange fugler. Insektspisende fugler får blant annet et større mattilbud. Innblanding av lauvtrær er viktig også for arter som hele eller deler av året spiser mye knopper og rakler. Sannsynligvis er forekomsten av lauvtrær innblandet i barskog en av de viktigste faktorene for fuglefaunaen. Både fødetilgangen og ikke minst mulighetene for å finne egnete reirtrær er avhengig av lauvtreinnblanding. Svært mange arter av fugler bruker lauvtrær som reirtre. Mange hakker ut sine egne hull, mens et stort antall sekundære hulerugere bruker disse som reirplass senere.

Innslaget av lauvtrær i våre skoger, og da spesielt store lauvtrær og døende og døde lauvtrær er av stor betydning for å opprettholde et høyt artsmangfold og et høyt individantall av fugler, insekter og kryptogamer. En skogskjøtsel rettet mot opprettholdelse og økning av diversiteten vil etter hvert bli dominerende i skogbruket. De positive effektene av bruk av lauvtrær i forsuringssammenheng faller godt sammen med målsettingen om økt artsdiversitet og artsantall i våre skoger.

Foreløpige anbefalinger

En foreløpig anbefaling er at man ut fra forsuringshensyn kan satse mer aktivt på en innblanding av lauvtrær i barskogen, først og fremst bjørk. Vitaliseringsgjødsling bør utføres i områder hvor man med sikkerhet har fastslått at årsaken til skogens nedsatte vitalitet skyldes næringsmangel eller ubalanse. Vitaliseringsgjødsling som forebyggende virkemiddel bør avventes til bedre kriterier for dette er utarbeidet. Det samme gjelder for dolomittilførsel og kalking.

Litteratur

- Belkacem, S. Nys, C. & Gelhaye, D. 1992. Effects d'une fertilisation et d'un amendement sur l'immobilisation d'éléments dans la biomasse d'un peuplement adulte d'épicéa commun (*Picea abies* L Karst). *Ann Sci For* 49:235-252.
- Brahmer, G. 1992. Project feeling: Studying the effects of whole-catchment liming. I: Rasmussen, L., Brydges, T. & Mathy, P. *Experimental manipulations of biota and biogeochemical cycling in ecosystems*. Commission of the European Communities. Ecosystem report 4:23-33.
- Dalziel, T.R.K., Proctor, M.V., and Paterson, K. 1992. Water quality of surface waters before and after liming, In: Howells, G., and Dalziel, T.R.K. (eds.). *Restoring Acid Waters: Loch Fleet 1984-1990*. Elsevier Applied Science, London, pp. 229-257.
- Frank, J. 1994. Effekter av jordforsuringen av mer lauvtrær i skogene i Sør-Norge. I: Nilsen, P. (red.). *Tiltak mot forsuring av skog. - en utredning om effekter på ulike deler av skogsystemet*. Rapport Skogforsk 4/94:75-93.
- Gubala, C.P. and Driscoll, C.T. 1991. Watershed liming as a strategy to mitigate acidic deposition in the Adirondack region of New York, p. 145-159, In: Olem, H. et al. (eds.) *International Lake and Watershed Liming Practices*. Terrene Institute, Washington DC, 245 pp.
- Hindar, A., Skjelkvåle, B. L., & Wright, R. F. 1994. Miljøtiltak i skog - effekter på jordvann, avrenningsvann og vannlevende organismer. I: Nilsen, P. (red.). *Tiltak mot forsuring av skog. - en utredning om effekter på ulike deler av skogsystemet*. Rapport Skogforsk 4/94:3-32.
- Jørgensen 1982. Sammenligning av noen norske kalkingsmidler i sammenheng med findelingsgrads betydning for virkninga på jordreaksjon og plantevekst. Norges Landbrukshøgskole. Hovedoppgave, Institutt for jordkultur. 216 pp.
- Korsmo, H. 1994. Miljøtiltak i skog - effekter på vegetasjon. I: Nilsen, P. (red.). *Tiltak mot forsuring av skog. -en utredning om effekter på ulike deler av skogsystemet*. Rapport Skogforsk 4/94:33-43.
- Liljelund, L.-E., Nilsson, I. & Andersson, I. 1986. Trädslagsvalets betydelse för mark och vatten. En litteraturstudie med speciell referens til luftföroreningar och försurning. Statens Naturvårdsverk. Rapport 3182. 53 pp.
- Lindström, I., Samuelsson, H. & Wijk, S. 1993. Skogsmarkskalking. Resultat från en fyraårig försöksperiod samt förslag till åtgärdsprogram. Skogsstyrelsen. Rapport 6/93:1-68.
- Lundberg, J. & Ravnsbæk, P. F. V. 1992. Skovgødskning på heden. Gødskning af ældre rødgran. Hedeselskabets Forskningsvirksomhed. beretning nr. 50: 1-77.
- Nihlgård, B., Nilsson, S. I. & Popovic, B. 1988. Effects of lime on soil chemistry. In: Andersson, F. & Persson, T. (eds.). *Liming as a measure to improve soil and tree condition in areas affected by air pollution*. National Swedish Environmental Protection Board. Report 3518. 131 pp.

Nilsen, P. 1994a (red.). Tiltak mot forsuring av skog. - en utredning om effekter på ulike deler av skogsystemet. Aktuelt fra Skogforsk 4/94:1-142.

Nilsen, P. 1994b. Konsekvenser av ulike tiltak mot forsuring av skog. Rapport fra Skogforsk 14/94:1-32.

Popovic, B. & Andersson, F. 1984. Markkalkning och skogsproduktion. Litteraturöversikt och revisjon av svenska kalkningsförsök. Statens Naturvårdsverk. PM 1792. 107 pp.

Persson, T. 1988. Effects of acidification and liming on soil biology. In: Andersson, F. & Persson, T. (eds.). Liming as a measure to improve soil and tree condition in areas affected by air pollution. Statens Naturvårdsverk. Rapport 3518:53-70.

Tveite, B. 1994. Gjødsling på fastmark med andre næringsstoff enn nitrogen. Vekstresultat frå nordiske gjødslingsforsøk. I: Nilsen, P. (red.). Tiltak mot forsuring av skog. - en utredning om effekter på ulike deler av skogsystemet. Rapport Skogforsk 4/94:107-112.

Westling, O. og Skårby, L. 1993. Miljøkonsekvensbedømming av Skogsstyrelsens forslag til program for skogsmarkskalkning - Underlag och referenser. (Bilag til hovedrapporten - Slutsatser och sammenfatning). IVL.

Zöttl, H. W. & Hüttl, R. 1986. Nutrient supply and forest decline in southwest Germany. Water, Air and Soil Pollut. 31:257-265.

Sammendrag postere

BLIR ALUMINIUM MINDRE TOKSISK NÅR IONESTYRKEN I VANNET ØKER?

Alstad, N.E.W.

Universitetet i Oslo, Biologisk Institutt, Zoologisk avdeling, postboks 1050 Blindern, 0316 Oslo

Polymeriseringshypotesen søker å forklare akutt dødelighet hos fisk etter eksponering for aluminiumsrikt vann. I følge denne hypotesen vil små, positivt ladde uorganiske aluminiumsforbindelser bindes til negative seter på fiskens gjelleoverflate og polymerisere til større uladde molekyler. Ionestyrken i vannet vil være viktig for ionenes bindingsevne til gjelleoverflaten på flere måter (Lydersen *et al.* submitted):

- 1) Området i vannløsningen nær gjelleoverflaten hvor ionene er påvirket av gjelleoverflatens ladning, er omvendt proporsjonalt med roten av ionestyrken.
- 2) Når det er flere andre kationer enn Al tilstede nær gjelleoverflaten, vil disse i større grad konkurrere med Al om å bindes til gjelleoverflaten.
- 3) I det aktuelle pH-området (pH 5,5-5,9) er basekationene tilstede som monomere forbindelser mens Al forligger som polymerer som øker i størrelse og minker i ladning som en følge av aldring. Dermed vil basekationene bindes til gjelleoverflaten forholdsvis lettere enn Al-forbindelsene. Det er vist at størrelsen på polymerene har betydning for Al-toksisiteten hos fisk (Poléo 1995).

Ionestyrken (I) er gitt ved formelen:

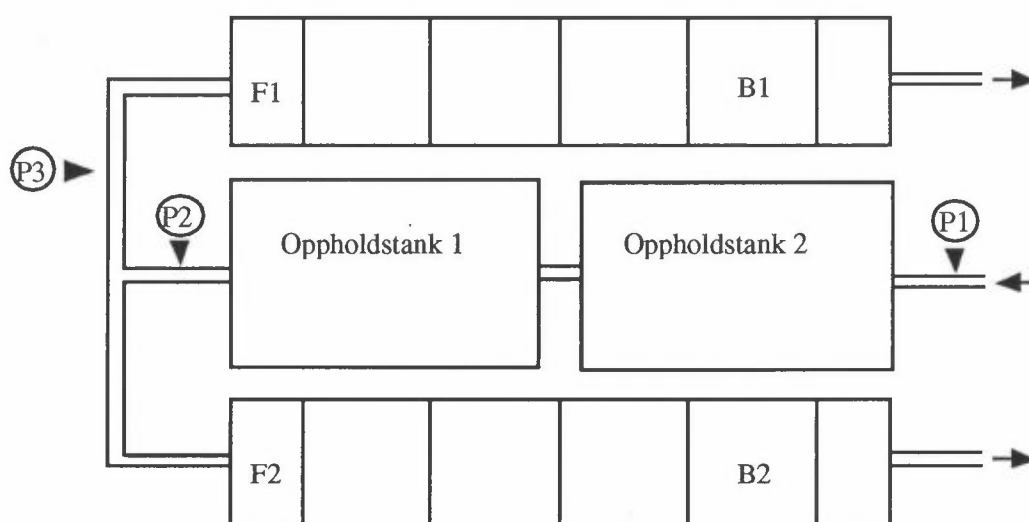
$$I = 1/2 \sum c_i z_i^2 \quad \text{hvor} \quad \begin{array}{l} \bullet c_i \text{ er et ions konsentrasjon i mol per kg vann} \\ \bullet z_i \text{ er ionets ladning} \end{array}$$

I tidligere forsøk er det vist at en økning i ionestyrken bedrer overlevelsen hos fisk eksponert for dynamisk Al-kjemi, dvs stor grad av polymerisering (Lydersen *et al.* submitted). Formålet med mine forsøk var å utdype disse resultatene ved å bruke flere nivåer av polymerisering.

Jeg eksponerte ørret (*Salmo trutta*) av Tunhovdstammen for Al-konsentrasjoner rundt 700 µg/l ved å tilsette Al(NO₃)₃ til Maridalsvann. Fisken hadde gjennomstrømmende vann på 3 l/min. Forsøksoppsettet er vist i figur 1. I et slikt oppsett er graden av Al-polymerisering bl.a. avhengig av pH-endringen når den sure Al-løsningen (pH 2,6) tilsettes råvannet (pH 6,4) og tiden fra Al-tilsetning til fisken eksponeres for dette vannet, dvs. oppholdstiden. Oppholdstiden er altså tiden Al-forbindelsene har hatt til å

aldres. Disse parametrene ble regulert slik at jeg fikk 3 ulike grader av Al-polymerisering:

- 1) pH-endring 2,6-5,5 og oppholdstid få sekunder. Dette er akutt polymerisering.
- 2) pH-endring 2,6-5,5 og oppholdstid en halv time. Her har mye av polymeriseringen skjedd.
- 3) pH-endring 2,6-5,1 og oppholdstid to timer. På grunn av mindre pH-endring skjer det her en langsom, mindre akutt polymerisering. Siden oppholdstiden er så lang, har like vel mye av polymeriseringen skjedd. For å oppnå mindre pH-endring ble det tilsatt HNO_3 sammen med Al-saltet.



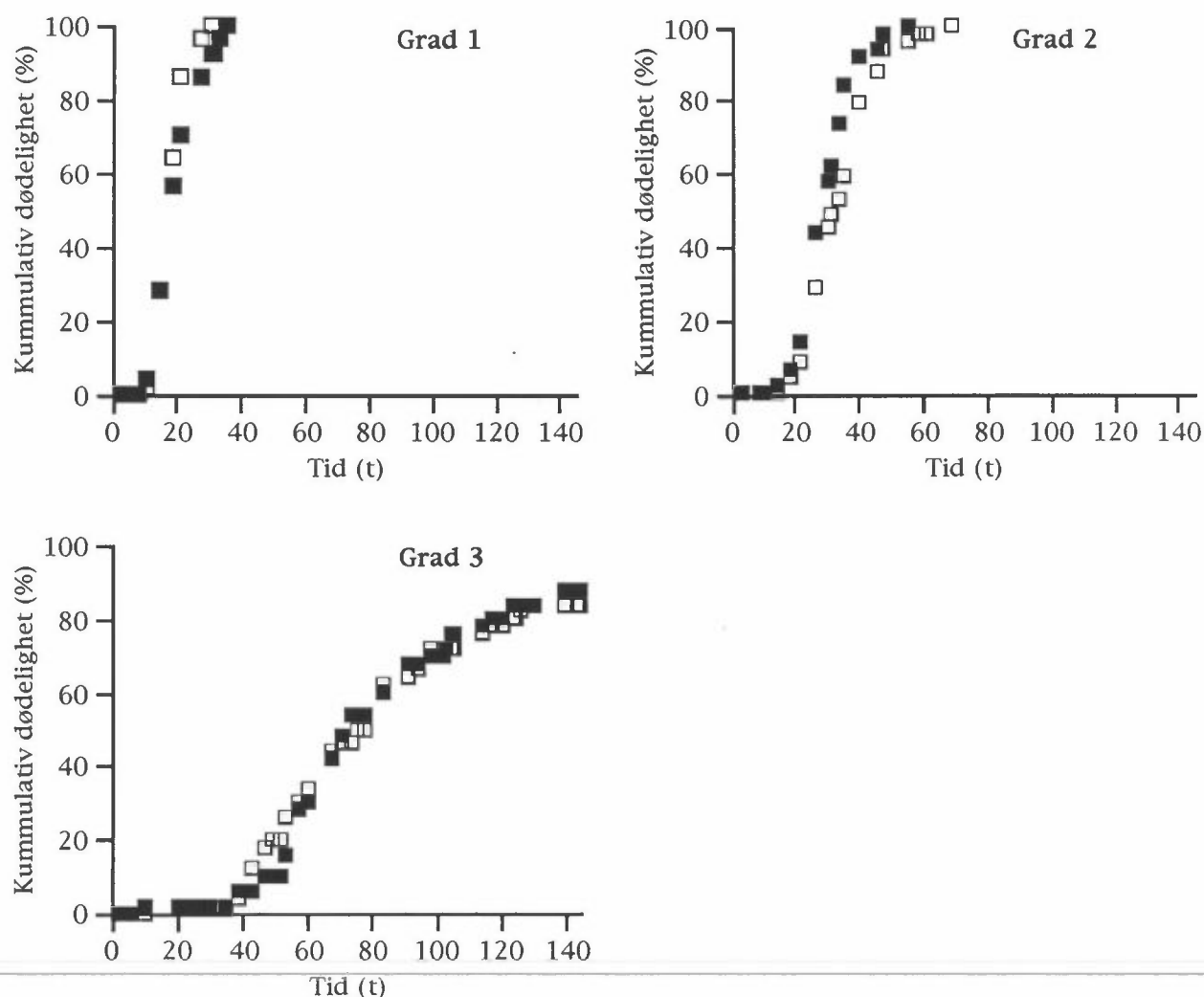
Figur 1: P1, P2 og P3 markerer peristaltiske pumper. Oppholdstank 1 og 2 ble brukt for å regulere vannets oppholdstid. Etter Al-tilsetning gjennom pumpe P1 eller P2 ble vannet fordelt på to eksponeringsrenner inndelt i seks bakker. Den ene renna ble tilsatt enten CaCl_2 , MgCl_2 , NaCl eller KCl , og mengden av disse saltene ble beregnet slik at økningen i ionestyrke ble den samme for hvert forsøk. Den andre renna fungerte som kontroll. 50 fisk ble eksponert i hver gruppe. For å oppnå polymeriseringsgrad 1 ble Al-salt tilsatt gjennom pumpe P2 mens fisken var i bakkene F1 og F2. Eksponering for polymeriseringsgrad 2 skjedde parallelt ved at jeg hadde fisk i bakkene B1 og B2. I forsøk med polymeriseringsgrad 3 ble Al-salt og HNO_3 tilsatt via pumpe P1, og fisken var i bakkene B1 og B2. Saltløsning ble alltid tilsatt via pumpe P3.

Foreløpige resultater

Her vil jeg ta for meg resultatene fra natriumforsøkene, som er representative for de andre forsøkene. Temperaturen i forsøkene var $6,0 - 8,0^\circ\text{C}$. Andre viktige vannparametre er vist i tabell 1. Nedgangen i Al_T -verdier ved økende oppholdtid skyldes trolig utfelling i eksponeringsrenna. Kurver for kumulativ dødelighet er gitt i figur 2. Alle forsøk varte i 144 timer.

Tabell 1: pH, konsentrasjon av natrium, ionestyrke, totalt Al (Al_T), kolloidalt Al (Al_C), organisk monomert Al (Al_O) og uorganisk monomert Al (Al_i). pH er beregnet ved $-\log(H^+)$ av gjennomsnittlig H^+ -konsentrasjon.

Forsøk	pH	Na (mg/l)	I (10^{-4} M)	Al_T $\mu\text{g/l}$	Al_C $\mu\text{g/l}$	Al_O $\mu\text{g/l}$	Al_i $\mu\text{g/l}$
Grad 1, Al+Na	5,50-5,61	1,92-1,98	7,02-7,44	716-727	170-176	222-228	312-335
Grad 1, Al	5,51-5,63	5,57-6,26	5,04-5,55	703-708	144-181	225-235	292-334
Grad 2, Al+Na	5,45-5,58	1,92-1,98	7,02-7,44	675-686	168-177	224-233	276-283
Grad 2, Al	5,48-5,61	5,57-6,26	5,04-5,55	676-679	170-179	240-245	260-260
Grad 3, Al+Na	5,09-5,22	1,56-1,68	6,82-7,12	635-647	041-046	046-048	543-560
Grad 3, Al	5,04-5,21	4,29-4,76	5,79-5,88	634-655	035-046	046-055	521-572



Figur 2: Dødelighetskurver for fisk eksponert for polymeriseringsgrad 1, 2 og 3.

■ = Al+Na, □ = Al. Kaplan-Meier Survival Statistics ga LT_{50} -estimer for hhv. NaCl-tilsetning og kontroll: Begge 18 timer i forsøket med polymeriseringsgrad 1, 30 og 33 timer i forsøket med polymeriseringsgrad 2 og 73 og 75 timer i forsøket med polymeriseringsgrad 3.

I forsøkene med polymeriseringsgrad 1 og 2 døde alle fiskene i løpet av forsøket. I forsøket med polymeriseringsgrad 3 overlevde 12% i renna med NaCl-tilsetning, mens 16% overlevde i kontrollen.

Jeg har fått samme type resultater i forsøkene med CaCl_2 , MgCl_2 og KCl . Ut fra dette er det ingen grunn til å tro at aluminium blir mindre toksisk når ionestyrken i vannet øker. Jeg har ikke funnet noen god forklaring på hvorfor jeg ikke har klart å reproducere resultatene til Lydersen *et al.* (submitted).

Referanser

- Lydersen E., Poléo A.B.S., Øxnevad S., Østbye K., Andersen R.A., Fjeld E., Andersen T., Bjerkely F., & Vøllestad L.A. Submitted. The effects of ionic strength on the toxicity of aluminium to Atlantic salmon parr in dynamic Al-chemistry water.
- Poléo A.B.S. (1995). Aluminium polymerization - a mechanism of acute toxicity of aqueous aluminium to fish. *Aquatic Toxicology* **31**, 347-356.
-

OVERLEVELSE OG UTVIKLING HOS ØRRETEGG (*Salmo trutta* L.) EKSPONERT FOR ULIKE KOMBINASJONER AV ALUMINIUM OG pH.

Ronny A. Andersen

Universitet i Oslo, Biologisk institutt, Zoologisk avdeling, Postboks 1050 Blindern, 0316 Oslo.

BAKGRUNN

I Norge er forsurening regnet som den største trusselen mot bestander av ferskvannsfisk (Henriksen & Hesthagen, 1993). Forhøyede konsentrasjoner av giftig aluminium under pågående aluminium-polymerisering er den viktigste årsaken til at fisk dør (Driscoll et al. 1980, Lydersen, 1991, Poleó, 1992). Litteraturen inneholder omfattende kunnskap om aluminiums effekter på laksefisk. Også de tidligste livsfaser er studert. Generelt hevder de fleste tidligere undersøkelser at pH er den viktigste årsaken til dødlighet og nedsatt eggutvikling (for en oversikt se Sayer, 1993) og at aluminium ikke har samme negative betydning for eggstadiet som for eldre livsstadier (Ingersoll, 1990). Bildet er langt fra entydig, for andre har konkludert med at aluminium enten har negativ betydning for overlevelsen til fiskeegg (Leivestad, 1987, Rosseland, 1990), positiv betydning (Baker & Schofield; 1982, Sayer, 1991) eller at aluminium ikke spiller inn i eggfasen i det hele tatt, selv ved høye konsentrasjoner (Cleveland, 1986). Imidlertid er flere av disse arbeidene utført før dagens viten om aluminiums viktige betydning var alment akseptert. Dette kan bety at flere tidligere eksperimenter har blitt konstruert og utført uten tilstrekkelig vektlegging av aluminiums dynamiske toksisitet i vann med sine ulike kjemiske tilstandsformer.

Med denne bakgrunnen ønsket vi å utføre et eksperiment som var designet slik at vannkjemien var kjent i detalj, og at eggene ble eksponert for de aluminiumsformene som er kjent å være toksiske under ustabile polymeriserings-prosesser.

MATERIALER OG METODER

Forsøket ble utført ved NINA's forskningsstasjon på Ims, Sandnes kommune. Ørretegg fra Tunhovdstammen ble strøket ut, befruktet og svellet i driftsvannet ved forskningsstasjonen (høy pH, lav Al). For å unngå stor initiell dødlighet, ble eggene først etter svelling fordelt på fire ulike vannkvaliteter, hver med tre replikater á ca 1200 egg.

De ulike vanntypene:

A: Al-fattig driftsvann + syredosering (pH 5.1, 70 µg Al/l).

B: Al-fattig driftsvann (pH 6.7, 70 µg Al/l).

C: Al-rikt drikkevann (pH 5.2, 280 µg Al/l).

D: Al-rikt drikkevann + basedosering (pH 5.6, 280 µg Al/l).

Gjennom hele eggstadiet ble det daglig registrert vannkjemiske parametere, og aluminiumsanalyser (Barnes, 1975, Driscoll, 1984) ble foretatt jevnlig under hele klekkingen, (tabell 0.1).

Viktige parametere var total klekkeprosent, dødlighetsfordelingen, samt yngelens kroppslengde, våtvekt og plommesekkens volum (beregnet etter Blaxter & Hempel, 1963) ved klekking (tabell 0.2).

I det sure Al-fattige drikkevannet (vanntype A) forventet vi en forhøyet dødlighet, med en noe forsinket utvikling og at yngelen har mindre plommesekkmasse ved klekking. I nøytralt Al-fattig vann (vanntype B) forventer vi lav dødlighet og normal utvikling av eggene. Det ubehandlede, Al-rike drikkevannet (vanntype C) var omtrent like surt som vanntype A. Dersom de eldre hypoteser om at det er kun pH som er viktig under eggstadiet, vil disse to vanntypene ha samme dødlighet. Hvis ulik dødlighet, må Al virke inn. I det Al-rike drikkevannet hever vi pH ved basetilsetning (vanntype D) for å forskyve Al-hydrolyselikevekten, og dermed utsette eggene for pågående Al-polymerisering. Dersom Al-polymerisering er negativt også for eggstadiet, forventet vi en sterkt forhøyet dødlighet.

RESULTATER

Vi ser ut fra tabell 0.2 at vanntype A hadde klart høyest dødlighet (62%). Videre ser vi at dødligheten i vanntype C, som hadde tilnærmet likt pH-nivå men langt høyere Al-konsentrasjon, var kun ca halvparten så høy (27%) som i vanntype A. Også i vanntype D, der vannkjemien er ustabil med pågående Al-polymerisering, er dødligheten lav (21%). Disse resultatene viser at Al virker positivt inn på eggenes overlevelse. De positive effektene av Al på overlevelsen i vanntype C og D er så store at dødligheten i kontrollvannet (vanntype B), faktisk er noe høyere (32%) til tross for langt høyere pH-nivå.

Tabell 0.1 Vannkvalitetsdata i de fire ulike vanntypene. Det var ingen forskjeller mellom replikatene i hver vanntype, og replikatene er her slått sammen. Resultatene er uttrykt som gjennomsnittsverdier, n_a =antall målinger av pH, n_b = antall temperaturmålinger (C) og n_c = antall konduktivitetmålinger ($\mu\text{S}/\text{cm}$). n_d =antall calcium-analyser (mg/liter), og n_e = antall Al-analyser. Alle Al-verdier er oppgitt i $\mu\text{g}/\text{liter}$. Al_a = totalt innhold av monomert Al, Al_i =uorganisk monomert Al, Al_o =organisk monomert Al, Al_r =totalt innhold av Al.

Vanntype	pH	n_a	Temp.	n_b	Cond	n_c	Ca	n_d	Al_a	Al_i	Al_o	Al_r	n_e
A	5.2	86	4,3	105	44.8	18	3,0	8	32	12	19	70	21
B	6.7	86	4,3	105	40.7	18	3,0	8	27	9	18	70	21
C	5.1	66	5,9	80	23.9	13	1,4	9	212	120	97	282	17
D	5.6	66	5,9	80	22.7	13	1,4	9	204	90	121	282	17

Tabell 0.2 Eggdødlighet(%) og yngeldata fra de ulike vanntypene; alle tall er gjennomsnittsverdier med standardavvik i parentes. n_1 = antall yngel det er målt lengde (mm), plommesekkvolum ($\text{mm}^3 \times 10^{-3}$) og våtvekt(g) ved klekking.

vanntype	Egg- dødlighet	yngellengde	plommesekk-volum	yngelense våtvekt	n_1
A	62,1%	17,9 (0,7)	4,3 (1,33)	0,084 (0,024)	30
B	32,7%	18,0 (0,6)	4,1 (1,07)	0,086 (0,021)	30
C	27,3%	18,3 (0,9)	4,6 (1,07)	0,078 (0,015)	77
D	21,4%	18,5 (1,0)	4,4 (1,07)	0,079 (0,016)	67

Det ble funnet signifikante forskjeller mht yngelens lengde ved klekking, (Anova, $F=3,46$, $p=0,017$). En statistisk sammenligning mellom de ulike vanntypene (Tukey- Kramer) viste at det var signifikant forskjell mellom A og D. Ingen andre signifikante forskjeller ble funnet, hverken for yngellengde, plommesekkvolum eller våtvekt.

KONKLUSJON

Mine resultater viser at surt Al-fattig vann er mer toksisk enn surt Al-rikt vann under eggstadiet. Forhøyet overlevelse selv i vann med pågående Al-polymerisering, indikerer at Al virker detoxifiserende for ørretegg sammenlignet med kontrollvann, og at denne ustabile Al-kjemien ikke har samme uheldige effekt her som for eldre livsstadier. Det er pH-verdien som er den viktigste forklaringsfaktor mht. til eggdødlighet.

For hverken yngelens våtvekt ved klekking eller plommesekkvolum ved klekking ser pH eller Al ut til å ha avgjørende betydning.

Ved klekking var yngelen fra den sure Al-fattige vanntypen signifikant mindre enn yngelen fra den mindre sure Al-rike vanntypen. Dette tyder på økt energiforbruk under eggutviklingen i denne gruppen.

REFERANSER

- Baker J.P. & C.L. Schofield. 1982. Aluminium toxicity to fish in acidic waters. *Water air soil. pollut.* 18:289-309.
- Barnes,R.B. 1975. The determination of specific forms of aluminium in natural water. *Chem.Geol.*15:177-199.
- Blaxter,J.H.S. & G.Hempel. 1963. The influence of egg size on Herring larvae (*Clupea harengus* L.).*Journal du Conseil, Aonseil International pour l'Exploration du la Mer*,28: 211-240.
- Cleveland,L., E.E. Little, S.J.Hamilton, D.R. Buckler and J.B. Hunn. 1986. Interactive toxicity of aluminium and acidity to early life stages af brook trout. *Trans. Am. Fish. Soc.* 115:610-620.
- Driscoll, C.T. 1984. A procedure for the fractionation of aqueous aluminium in dilute acidic waters. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 16:267-283.
- Driscoll,C.T., Baker,J.P., Bisogni,J.J., & Schofield, C.L. 1980. Effects of aluminium speciation on fish in dilute acidified waters. *Nature* 284:161-164.
- Henriksen,A.T. &T. Hesthagen. 1993. Critical load exceedance and damage to fish populations. Norsk institutt for vannforskning,rapport 89210. (Naturens tålegrenser,fagrapport nr 43,miljøverndepartementet). 12 sider.
- Ingersoll,C.G., D.R. Mount, D.D. Gulley, T.W. La Point and H.L. Bergman.1990. Effects of pH, Aluminium and Calcium on survival and growth of eggs and fry of Brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *Can. J. Aquat. Sci.*,47:1580-1592.
- Leivestad,H., E. Jensen, H. Kjartansson and L. Xingfu. 1987. Aqueous speciation of aluminium and toxic effects on Atlantic salmon. *Annl. Soc. R. Zool. Belg.*1 (suppl. 1):365-374.
- Lydersen,E. 1991. Aluminium in dilute acidic freshwaters- Chemical, analytical and biological relevance. Dr. philos. avhandling, Universitetet i Oslo.133pp.
- Poléo,A.B.S. 1992.Fisk i surt vann. I : Døving,K.& Reimers,E. (red.). *Fiskens fysiologi*. John Grieg forlag,391-400.
- Rosseland,B.O., T.D. Eldhuset og M. Stauernes. 1990. Environmental effects of aluminium. *Environ. Geochem. Health* 12 (1-2):17-27.
- Sayer,M.D.J, J.P.Reader and R. Morris.1991. Embryonic and larvæ development of brown trout, *Salmo trutta*: Exposure to trace metal mixtures in soft water. *J. Fish. Biol.* 38:773-787.
- Sayer,M.D., J.P. Reader and T.R.K. Dalziel. 1993. Freshwater acidification : effects on the early life stages of fish. *Rev. Fish Biol. Fish.* 3:95-132.

FAKTORER SOM PÅVIRKER OMSETNING AV Zn, Cu, Pb OG 173 Cd I JORD - PLANTE SYSTEMET I SKOG

Bjørn Ove Berthelsen

Kjemisk institutt, Universitetet i Trondheim, AVH, 7055 Dragvoll

Sammendrag

Dette doktorgradsprosjektet, finansiert gjennom TVLF-programmet, var en del av prosjektet "Betydning av atmosfærisk langtransport for metallomsetning i terrestrisk miljø", og løp i perioden 1991-94. Doktorgradsarbeidet inkluderte 5 delprosjekter (1-4 inngår i doktoravhandlingen):

- 1) Mobilitet av metaller i skogsjord under påvirkning av kunstig forsuring
- 2) Bidrag fra metallakkumulering i ektomykorrhiza til metallnivåer i organisk overflatejord
- 3) Betydningen av flatehogst for akkumulering og transport av metaller i overflatejord
- 4) Metallnivåer i skogsvegetasjon i relasjon til temporale og geografiske forskjeller i atmosfærisk nedfall av metaller
- 5) Bruk av miniøkosystem for studier av metalltransport i jord - plante systemet i skog

1) Mobilitet av metaller i skogsjord under påvirkning av kunstig forsuring [1]

Metall-mobilitet i overflatejord som funksjon av pH i kunstig nedbør tilført over en periode på 7 år ble studert i NISK's to prøvefelt i Åmli, B-1 (relativt ung furuskog plantet på brannfelt; mest sannsynlig svært lav mikrobiell aktivitet i O-sjikt) og B-2 (voksen furuskog). Fig. 1 viser Cd-konsentrasjoner i O-sjikt som funksjon av pH i kunstig nedbør i de to forsøksfeltene. Zn viser et liknende mønster, mens mobiliteten av Cu og Pb ikke ble påvirket av økende forsuring i særlig grad.

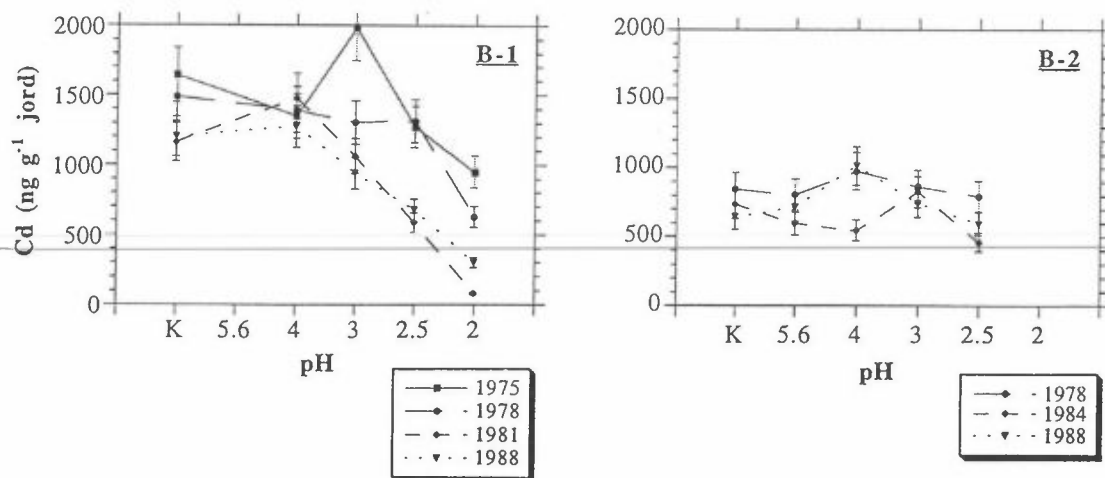


Fig. 1. Cd konsentrasjoner i O-sjikt i felt B-1 og B-2 som funksjon av pH i kunstig nedbør (K - kontroll/ikke vannet).

174 2) Bidrag fra metallakkumulering i ektomykorrhiza til metallnivåer i organisk overflatejord [2]

Undersøkelsen er basert på 3 sett jordprøver (øverste 5 cm av humuslaget) prøvetatt på hver av 4 lokaliteter i Aust Agder: Ett sett for metallanalyse direkte (totalprøver; ingen sikting), ett sett for ut-dissekering av ulike morfologiske typer ektomykorrhiza for metallanalyse og ett sett for måling av sopp-biomasse (ergosterol-metoden). En sammenlikning av metallinnhold i mykorrhiza (snitt for alle morfologiske typer og lokaliteter) og jord er vist i fig. 2.

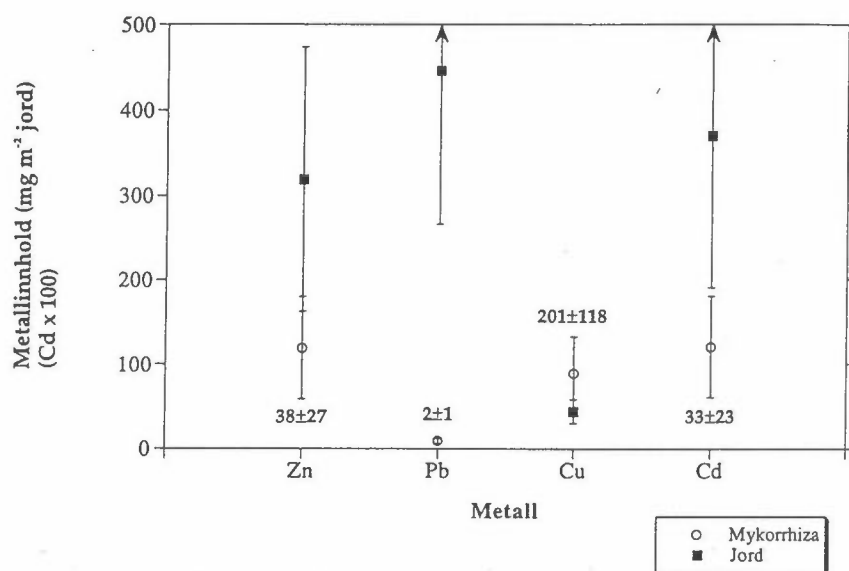


Fig. 2. Innholdet av Zn, Pb, Cu og Cd i mykorrhiza og jord i de øverste 5 cm av humuslaget (mg m^{-2} jord). Cd-innholdet er multiplisert med 100. Utheva tall i figuren angir forholdet metallinnhold i mykorrhiza/metallinnhold i jord.

3) Betydningen av flatehogst for akkumulering og transport av metaller i overflatejord [3]

Tre jordprofiler (humus, bleikjord og øvre utfellingssjikt) ble prøvetatt på hver av 4 lokaliteter (skog), og på hver av 3 tilliggende hogstfelt i Froland, Aust Agder. Skogen på hogst-lokalitetene ble hogd 3, 5 og 8 år forut for prøvetaking. Fordeling av metaller i jordprofiler i skog og på hogstfelt er gjengitt i fig. 3.

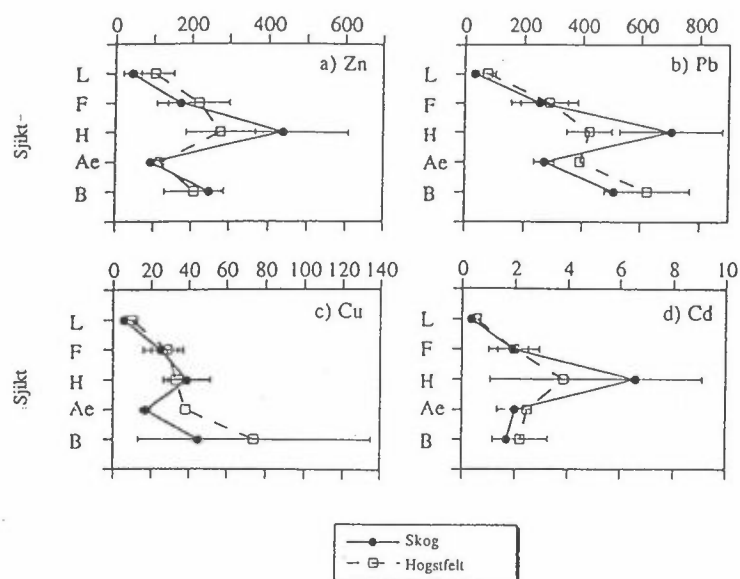


Fig. 3. Zn (a), Pb (b), Cu (c) og Cd (d) i ulike sjikt ($\bar{x} \pm SD$; mg m⁻²) i skog og på hogstfelt.

4) Metallnivåer i skogsvegetasjon i relasjon til temporale og geografiske forskjeller i atmosfærisk nedfall av metaller [4]

Samleprøver (ca. 50x50 m prøveområde) av gran, furu, bjørk og einer (5 siste årsskudd; delt i kvist og blad/nåler), blåbær, tyttebær og blokkebær (delt i kvist og blad), etasjehusmose (3 siste årssegmenter), rustbrun torvmose (hele skuddet), røsslyng og krekling (hele planten) ble samlet inn på Sørlandet (4 lokaliteter) og i Midt-Norge (3 lokaliteter), i skog og på tilliggende ombrotrof myr i 1982 og i 1992. Fig. 4 viser geografiske og temporale forskjeller i metallkonsentrasjoner i vegetasjon og i atmosfærisk nedfall av metaller angitt ved ratioene 1992/1982 - Sørlandet (a), 1992/1982 - Trøndelag (b), Sørlandet/Trøndelag - 1982 (c) og Sørlandet/Trøndelag - 1992. Ratioene er basert på middelverdier for alle arter og lokaliteter i skog og på ombrotrof myr. Atmosfærisk nedfall av metaller er estimert fra metallkonsentrasjoner i etasjehusmose [5].

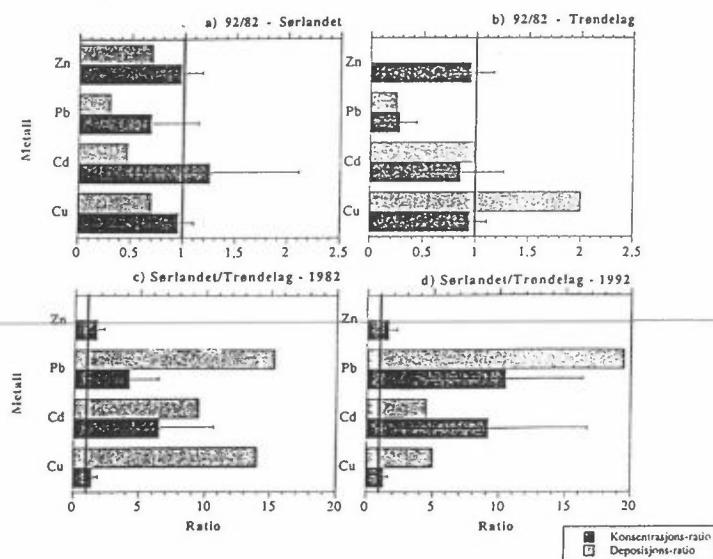


Fig. 4. Temporale (1982 - 1992) og geografiske (Sørlandet - Trøndelag) trender i metallkonsentrasjoner i vegetasjon og i atmosfærisk nedfall av metaller.

176 5) Bruk av miniøkosystem for studier av metalltransport i jord - plante systemet i skog [6]

En prototype terrestrisk mikrokosmos (modelløkosystem) utviklet ved SINTEF og videreutviklet ved Universitetet i Trondheim gjør det mulig å gjennomføre eksperimenter med relativt uforstyrrede jordblokker (1,5x1x0,6 m) og intakt undervegetasjonsdekke (fig. 5). Et forsøk over to vekstsesonger er gjennomført, med tilførsel av relativt høye nivåer av Pb, Zn, Cd, As, V, NO_3^- , SO_4^{2-} og NH_4^+ via kunstig nedbør (pH 4) til ett system, mens ett tjente som referanse og ble tilført bakgrunnsnivåer av disse komponentene (pH 5,5).

En evaluering er gjennomført med henblikk på hvor godt denne typen mikrokosmos fungerer, og hvor egnet slike eksperimenter er for studier av metalltransport i jord - plante systemet [6]. Prosjektet videreføres gjennom to hovedfagsoppgaver ved Naturmiljøkjemigruppen, UNIT/AVH med tungmetallanalyser av jord, jordvæske og vegetasjon.

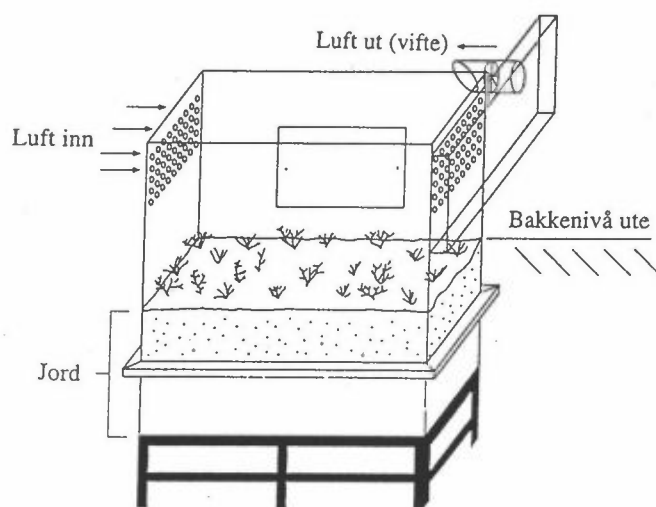


Fig. 5. Skjematisk tegning av modelløkosystemet. Jorddybden er ca. 55 cm.

Oppsummering

Punktene (1-5) refererer til delprosjektene over.

- 1) - Stor grad av Zn og Cd akkumulering i mikrobiell biomasse i jord hindrer trolig markant utvasking av disse metallene fra O-sjikt ved økende forsuring
- Sterke forsuringsepisoder er mest sannsynlig en viktig årsak til økt utvasking av Zn og Cd fra O-sjikt med lav mikrobiell aktivitet
- ~~Mobiliteten av Pb og Cu i O-sjikt påvirkes i svært liten grad av økende forsuring~~
- 2) - Nær all salpetersyre-løselig Cu i de øverste 5 cm av O-sjikt er akkumulert i sopp-biomasse
- Ca. 2% av Pb-innholdet i de øverste 5 cm av O-sjikt er akkumulert i sopp-biomasse
- Varierende, men betydelige fraksjoner av Zn- (10-65%) og Cd- (10-55%) innholdet i O-sjikt er akkumulert i sopp-biomasse

- 3) - Flatehogst kan medføre signifikant økt utvasking av Pb fra O-sjikt, trolig assosiert 177 med økt utlekking av løst organisk karbon. Mesteparten av Pb lekket fra humuslaget re-adsorberes/re-utfelles i Ae og øvre B-sjikt.
- Mobiliteten av Zn, Cd og spesielt Cu i O-sjikt påvirkes lite av flatehogst, trolig p.g.a. en betydelig akkumulering av disse metallene i sopp-biomasse også i overflatejord på hogstfelt
- 4) - Signifikante reduksjoner i Pb-nivåer i vegetasjon i takt med sterke reduksjoner i atmosfærisk nedfall av Pb (Sørlandet og Trøndelag), tyder på at direkte avsetning av Pb på vegetasjon er en viktig bidragsyter til Pb-innhold i vegetasjon
- Markerte reduksjoner i atmosfærisk nedfall av Zn og Cd fører ikke til signifikante reduksjoner i Zn- og Cd-nivåer i vegetasjon. Dette indikerer sterkt at rotopptak er den viktigste bidragsyteren til Zn-, Cd- og også Cu-innholdet i skogsvegetasjon
- Signifikant høyere Cu-konsentrasjoner i vegetasjon i skog enn på ombrotrof myr, tyder på at Cu tilført fra forvitring av mineral-materiale i jord utgjør et distinkt bidrag til Cu-nivåer i vegetasjon i skog
- 5) - Fravær av trær og økt utlekking av sterk syre fra overflatejorda (første vekstsesong), sannsynligvis p.g.a. økt nitrifikasjon, utgjør de største avvikene fra naturlige forhold i modelløkosystem-eksperimenter
- Modelløkosystem-eksperimenter synes imidlertid godt egnet til studier av metalltransport i jord - plante systemet, sammenlignet med tilnærminger som feltlysimeter-forsøk, forsøk med jordkolonner på lab. og "catchment"-undersøkelser

Litteratur

- [1] Berthelsen, B.O., L. Årdal, E. Steinnes, G. Abrahamasen og A.O. Stuanes (1994). Mobility of heavy metals in pine forest soils as influenced by experimental acidification. *Water, Air and Soil Pollution* 73: 29-48.
- [2] Berthelsen, B.O., R.A. Olsen og E. Steinnes (1995). Ectomycorrhizal heavy metal accumulation as a contributing factor to heavy metal levels in organic surface soils. *The Science of the Total Environment* 170: 141-149.
- [3] Berthelsen, B.O. og E. Steinnes (1995). Accumulation patterns of heavy metals in soil profiles as affected by forest clear-cutting. *Geoderma* 66: 1-14.
- [4] Berthelsen, B.O., E. Steinnes, W. Solberg og L. Jingsen (1995). Heavy metal concentrations in plants in relation to atmospheric heavy metal deposition. *Journal of Environmental Quality* 24: 1018-1026.
- [5] Berg, T., O. Røyset og E. Steinnes (1995). Moss (*Hylocomium splendens*) used as biomonitor of atmospheric trace element deposition: Estimation of uptake efficiencies. *Atmospheric Environment* 29: 353-360.
- [6] Berthelsen, B.O., E. Steinnes og A. Fjellvikås (1995). Use of microcosms for studies of heavy metal transport in the soil - plant system. Upublis. manuskript, 10 s.

Genotoxic pollution registered as increased levels of chromosome aberrations in plants and reindeer from the Kola peninsula and Norway

I.S. Espelien^{1,2} and Å. Krøkje¹

1 Department of Botany, University of Trondheim, N-7055 Dragvoll

2 Norwegian Institute for Nature Research (NINA), Tungasletta 2, N-7005 Trondheim

Introduction

The aim of these projects were to investigate whether long-range transported air pollutants represent a genotoxic burden in plants and reindeer. Plants which have been exposed to heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and reindeer (*Rangifer tarandus*) which have been exposed to radioactivity and heavy metals, have been studied. To obtain samples with different exposure to pollution, samples were taken from different localities. Plants were sampled from three areas on the Kola Peninsula (Nikel, Murmansk and Monchegorsk) and three areas in Norway (Høylandet, Birkenes and Fiskå). Reindeer were sampled from three populations on the Kola Peninsula (Umba, Panajarve, Lovozero) and from two populations in the Dovre mountain area (Knutshø and Rondane) in Norway.

Material and methods

The study areas

In the Nickel area samples were collected from three localities. Nickel 1, which is in the area where the ecosystem is highly disturbed, about 300 m from the smelter complex. Nickel 2 and Nickel 3 are closer to Kirkenes 3.4 and 6.8 km respectively from Nickel 1. In Murmansk samples were taken from only one locality, about 5 km south-east from the town centre. In Monchegorsk the material was collected in the Lapponia Biospheric Reserve. In this area the Severonickel Smelter Complex is the only local source of atmospheric industrial pollution. Samples were collected from seven localities along a gradient from the destroyed area in Monchegorsk (Mon1) to about 40 km into the reserve (Mon 7).

The three reindeer populations from the Kola Peninsula were located north (Lovozero) south-west (Panajarve) and south (Umba) of the Monchegorsk industry area.

From the four plant sampling areas in Norway (Viksjøfjell, Høylandet, Birkenes and Fiskå near Kristiansand) samples were collected from one locality in each area. Birkenes was chosen as an area which has been exposed to considerable amounts of acidic deposition. The locality Fiskå which is about 200 m from the Fiskå ferrosilicon plant, is in addition to acidic deposition polluted with organic compounds from the ferrosilicon plant.

The two Norwegian reindeer populations were located to the north (Knutshø) and south (Rondane) of the Dovre mountain area in Central Norway. The Dovre Mountain area received a significant radioactive contamination, mostly radiocesium, following the Chernobyl accident.

Plants

Root-tips were cut off the plants and pretreated in 8-hydroxyquinoline. The root-tips were then fixed in acetic-ethanol (3:1). The fixation fluid was replaced with 70% ethanol and the root-tips were stored in ethanol at 4°C for up to 4 weeks before the slides were made (Røsbak, 1994; Hofslø, 1995).

Microscopic slides were prepared in accordance with the standard squashing technique (Laane, 1970). The fixed root-tips were stained with the standard procedure for orcein staining of squashed material, squashing in 2% orcein in 45% acetic acid. The slides were coded before the analysis started.

Reindeer

Blood samples were collected from 82 wild reindeer in the period of 1987 -1992. Preparation of peripheral blood lymphocytes was performed by standardized techniques, using pokeweed mitogen. Aceto-orcein stained lymphocyte metaphases were analyzed

according to the Nordic standard (Brøgger et al., 1984) and to the international standard (Lindsteen, 1978) with some modifications (Espelien, 1991).

Results and discussion

The occurrence of chromosome aberrations (CA) in roots of *P. abies* (Fig.2) and *D. flexuosa* (Fig. 3) was higher in plants from Monchegorsk 2 and 4 than in plants from the other localities. The roots from localities Monchegorsk 2 - 5 have the highest occurrence of complex damages, such as rings and translocations. The results may indicate a concentration/effect relationship between CA in root-tips and distance from the smelter complex in Monchegorsk.

The frequency of CA was elevated in the most radiosensitive groups of reindeer (pregnant females, fetuses and calves) from the the Dovre mountain area (Fig.4). The less radiosensitive groups (males and non pregnant females) had the same frequency of CA as was found in the samples from the Kola Peninsula. The occurrence of some complex damages (rings and dicentrics) was increased in the samples from the radiosensitive groups of individuals from the Dovre mountain area. The levels of metals are much lower in the tissue samples of reindeer from the Kola Peninsula than in the samples from the Dovre Mountain reindeer.

Conclusions

Genotoxic compounds from the environment are absorbed in plants, for instance *P. abies* and *D. flexuosa*, and cause an effect which can be registered in the form of chromosome aberrations in root-tips. The Chernobyl accident has probably caused genotoxic effects in the most radiosensitive groups of reindeer. Looking at chromosome aberrations is a convenient approach to genotoxicity studies in wild living animals.

References

- Brøgger, A., R. Norum, I.-L. Hansteen, K.O. Clausen, K. Skårdal, F. Mitelman, A.-M. Kolnig, B. Strömbeck, I. Nordenson, G. Andersson, K. Jakobson, J. Mäki-Paakkanen, H. Norppa, H. Jäventus & M. Sorsa (1984). Comparison between five Nordic laboratories on scoring of human lymphocyte chromosome aberrations. *Hereditas* 100, 209-218.
- Espelien, I.S. (1991). Kromosomaberrasjoner hos norsk villrein etter Tsjernobylulykken. *Cand. scient.-thesis, University of Trondheim. (In Norwegian).*
- Hofslis, G. (1995). Kromosomaberrasjoner i rotceller fra gran (*Picea abies*) relatert til jordforurensning. *Cand. scient.-thesis, University of Trondheim. (In Norwegian).*
- Laane, M.M. (1970). Kromosomteknikk. Universitetsforlaget, Oslo. (In Norwegian).
- Lindsteen, J. E., Klinger, H. P., Hamerton, J. L. 1978. An international system for human cytogenetic nomenclature (1978) ISCN (1978). Hasselby, Stockholm, Sverige 7-9 sept. 1977.
- Røsbak, R. (1994). Kromosomaberrasjoner i rotceller fra smyle (*Deschamsia flexuosa*) relatert til jordforurensning. *Cand. scient.-thesis, University of Trondheim. (In Norwegian).*

Acknowledgements

Sincere thanks are due to Joanna Kolacz, Guri Hofslis, Randi Røsbak, Terje Skogland, Olav Strand, Barbro Gullvåg, Gösta Hansson, Eldar Gaare, Vivienne McNaughton, Leonid Baskin, Olga Makarova, Anatolii Khokhlov and Valery Sh. Barcan for their contribution to this work.

The Directorate for Nature Management and The State Pollution Control Authority has supported this work financially. The Wildlife management of the Dovre region has assisted during field work and sampling from the reindeer populations.

EFFEKTEN AV HYDROLOGI OG SJØSALTER PÅ FORSURINGSDYNAMIKKEN I VASSDRAG

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

Sammendrag

For å forstå forsuringdynamikken i elver og innsjøer synes det nødvendig å ta i betraktning både det hydrologiske regime og sjøsaltpåvirkningen samt konsentrasjonen av humus i vannet. I denne posteren vil det bli fokusert på hydrologien og sjøsaltene.

Som det fremgår av fig. 1, som viser forholdet mellom vannstanden og pH og vannets humusfarge for tre innsjøer i Finnemarka, synker pH ved økende vannstand (økende hydraulisk belastning) mens vannets humusfarge øker. Dette er ikke så overraskende og er tidligere påpekt av Rosenqvist i avrenningsvann, Henriksen m. fl. i de statlige overvåkingsundersøkelsene og forfatteren i Finnemarka. Forklaringen er at ved høy vannstand så domineres vannkvaliteten i innsjøene av dreneringsvann som igjen er sterkt preget av avrenning i det øverste sjiktet i jorda. Jo sterkere og mer langvarig regnskyld eller snøsmelting desto høyere opp i jorda og humussjiktet vil avrenningen foregå og produsere surt og brunt vann. I tillegg vil en kortere oppholdstid redusere mulighetene for en nøytralisering og sedimentering og mineralisering av humusstoffene i innsjøbassengene.

Noen simuleringer av gjennomstrømningen i noen innsjøer er foretatt ved hjelp av en 3 l glassflaske med et utløp i flaskehalsen. Tilførselsvannet ble ledet ned til flaskebunnen ved hjelp av en gummislange og dette førte til at vannet i flasken ble godt blandet før det rant ut. Flasken representerte innsjøvolumet og vanntilførselen nedbøren og dreneringsvannet i mengder relatert til forholdet mellom det terrestriske areal og innsjøens areal.

Resultatene viste en brukbar relativ overensstemmelse mellom pH målt i innsjøene og i glassflasken etter ett års hydraulisk belastning. Det vil si at pH ble målt noe høyere i innsjøene enn i glassflasken og som viser innsjøenes evne til å forbruke H^+ -ioner ved økologiske prosesser som ikke kan foregå i glassflasken.

I fig. 2 er det fremstilt en grafisk forsuringsmodell som forsøker å vise betydningen av hydrologien ved høy og lav vannføring (eller høy og lav vannstand). Hovedstrukturen i modellen er en relasjon mellom H^+ og sterke syreanioner og er publisert tidligere. Her er den litt forandret. Betydningen av vannføringen/vannstanden kan ses ved økningen i surhet angitt som ΔH_1^+ og ΔH_4^+ eller ved avtak i sterke syreanioner og samtidig økt vannføring angitt ved ΔH_2^+ og $-\Delta AN_2$.

Sjøsaltbetydningen kan også leses ut av fig. 2. Når vi korrigerer for sjøsaltene tar vi bort en del sterke syreanioner, særlig klorid. Det betyr at vi beveger oss til venstre på den grafiske forsuringsmodellen. Hvis det foregår en jordforsuring i et nedbørfelt som vist på modellen (fra A_2B_2 til A_4B_4) ser vi at ΔH_6^+ (som kan betraktes som sjøsalkkorrigert) er mindre enn ΔH_5^+ som ikke er korrigert).

Det synes nokså klart at hydrologien og sjøsaltene bør med i en forsuringsmodell/tålegrensemmodell, men hvordan dette skal gjøres er ikke lett. Foreløpig er den presenterte modellen primært kvalitativ., men det arbeides imidlertid med å utvikle den i mer kvantitativ retning.

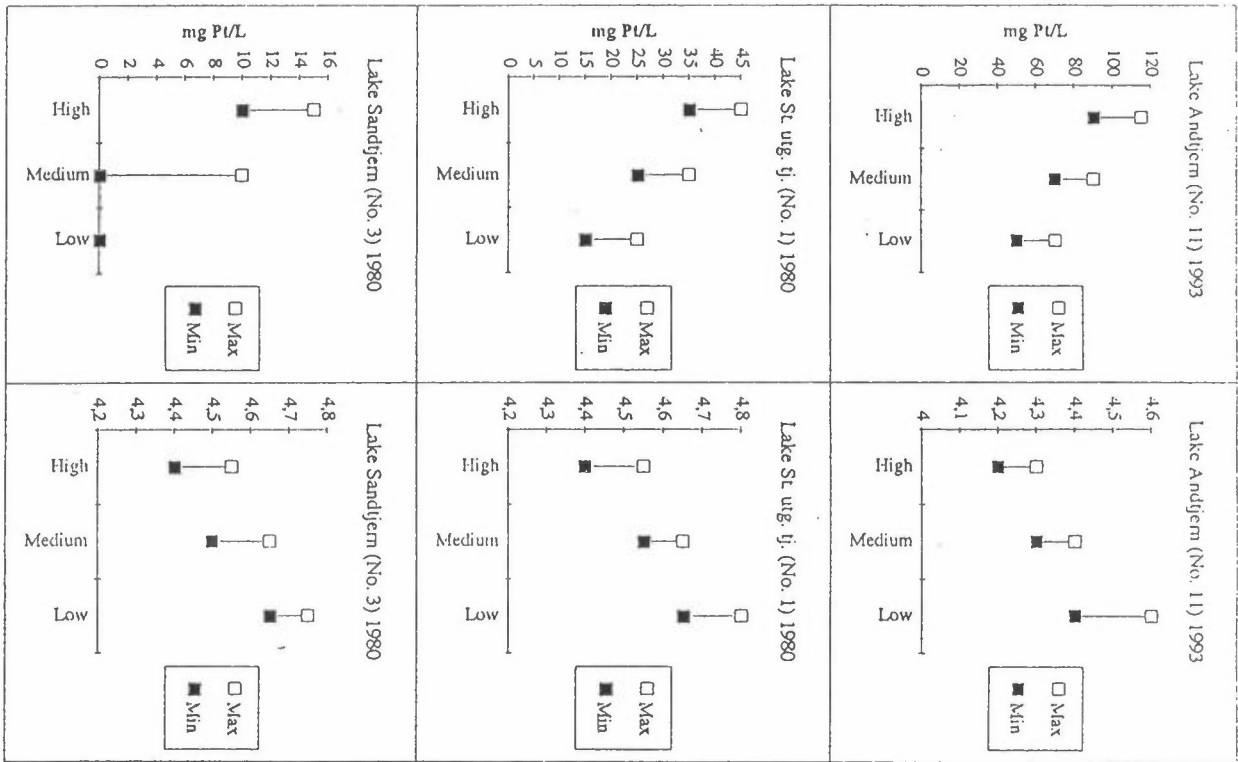


Fig. 1

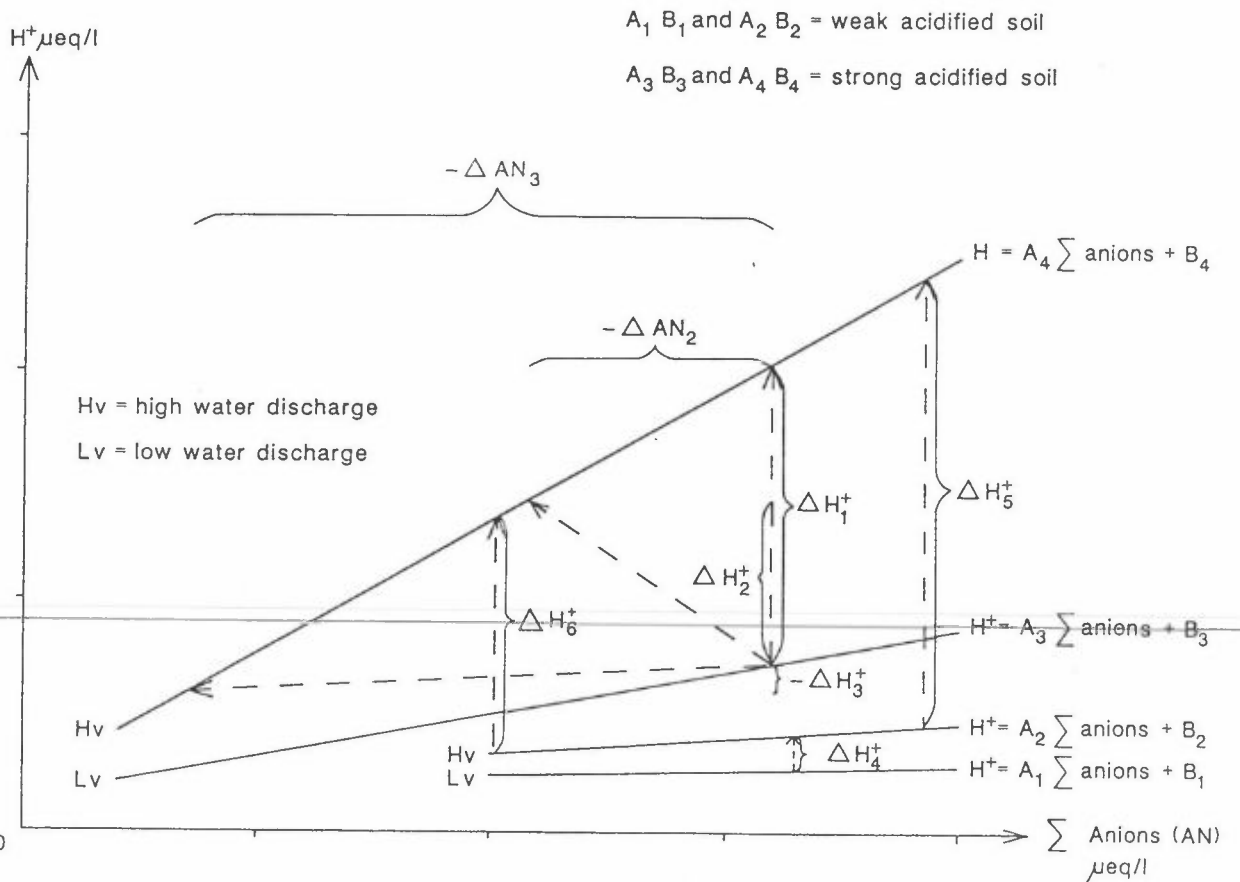


Fig. 2

Livshistorier hos abbor (*Perca fluviatilis* L.) i innsjøer med ulik forsuringegrad

Erik Heibo

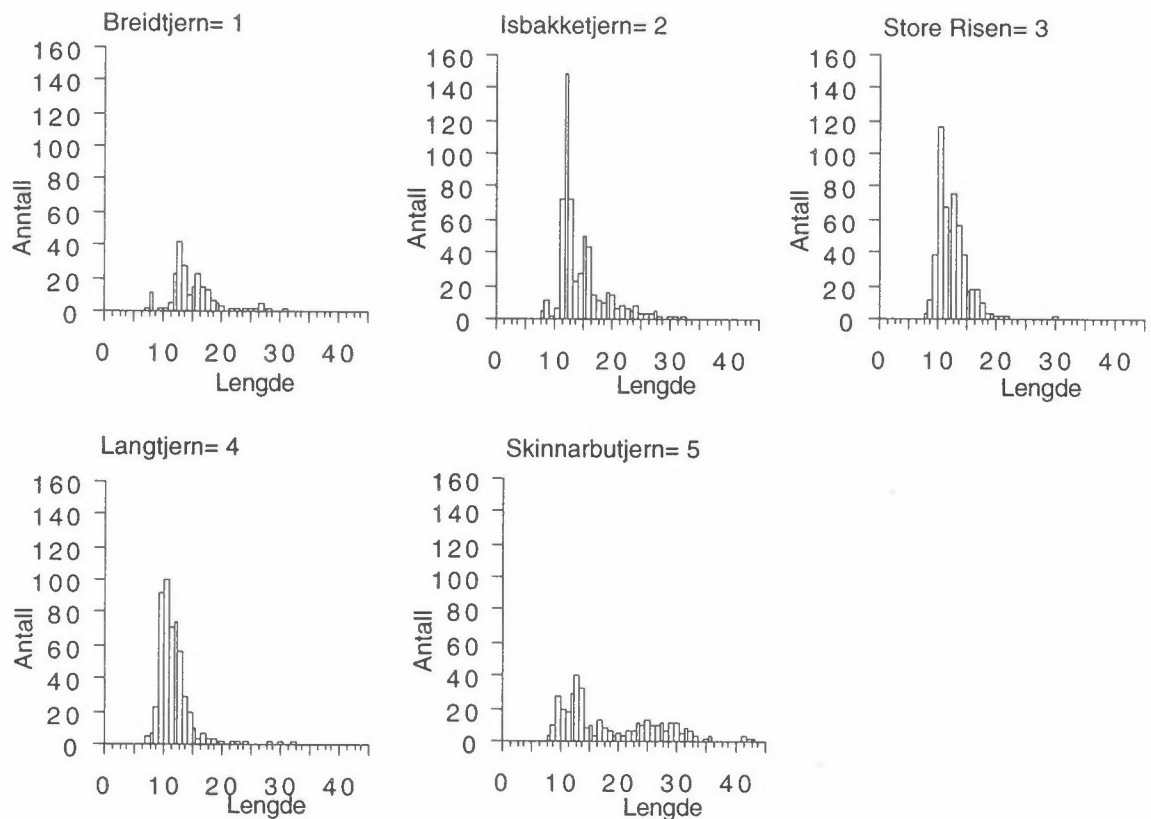
Universitetet i Oslo, Biologisk institutt, Zoologisk avdeling, Postboks 1050 Blindern, 0316 Oslo.

“Livshistoriestrategier hos fisk kan ses på som en balansegang mellom fordelingen av energi til reproduksjon, vekst og metabolisme” (Williams 1966). Mellom og innen arter er det stor variasjon i hvordan energien brukes. Dette fører blant annet til stor variasjon i reprodutiv innsats, alder ved kjønnsmodning, fekunditet, overlevelse og reproduksjonsfrekvens. Jeg har studert reproduksjonsbiologi hos abbor i vann i en forsuringgradient. Siden abbor finnes vidt utbredt og synes å tolerere sterk grad av forsuring, kan den tenkes som en nyttig modellorganisme. Det har vært gjort noen studier på abbor når det gjelder reproduksjon og forsuring (Valtonen & Laitinen 1987; Lappalainen *et al.* 1988; Linløkken *et al.* 1991), men det er ingen som har undersøkt hvordan reproduksjonen varierer langs en forsuringgradient. Her presenteres endel foreløpige resultater.

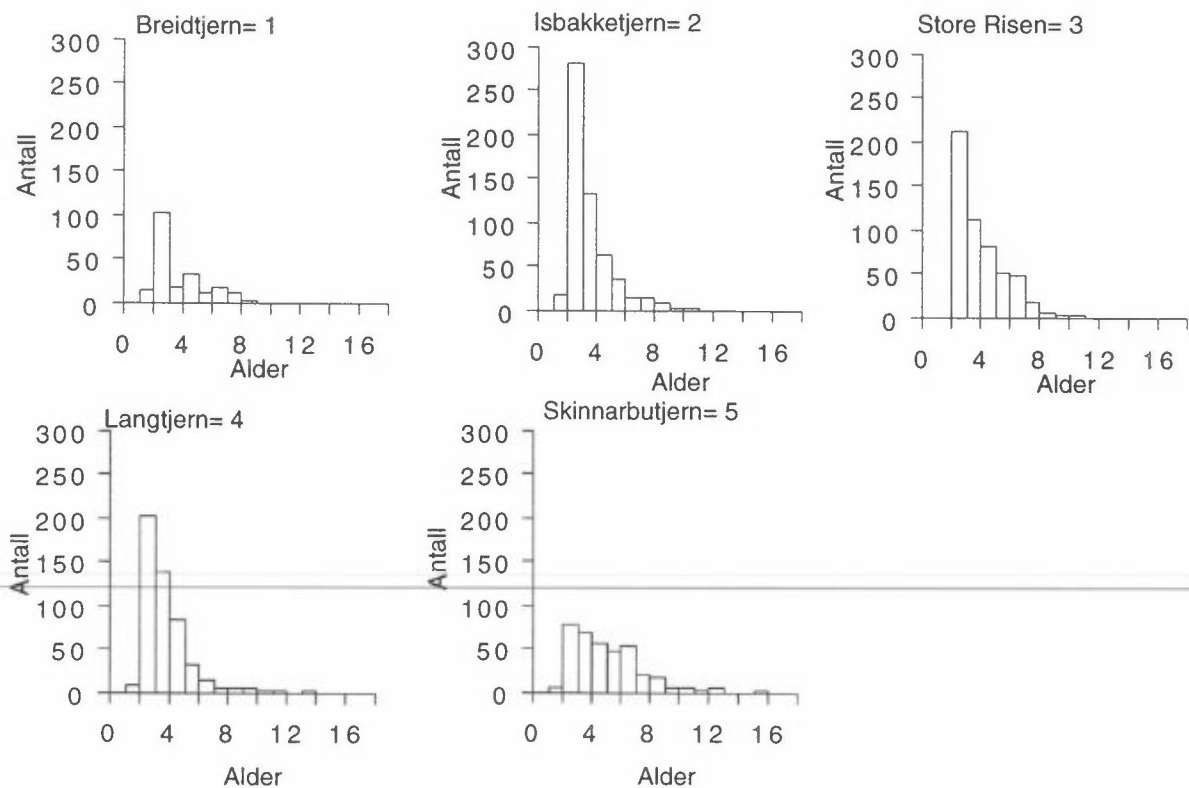
Abbor fra fem innsjøer som utgjorde en pH-gradient (tabell 1) ble undersøkt for fekunditet og reprodutiv investering. Fisket ble fanget med tre serier av enkeltstående bunngarn med maskevidder 10, 12.5, 16, 22, 30, 38 og 45 mm (Linløkken 1984). Materialet er fra to etterfølgende sesonger (1992 og 1993) og består av ialt 2219 abbor, hvorav 407 er kjønnsmodne hunner (figur 1 og figur 2). Det ble tatt våtvekter av de hunnlige gonadene for blant annet beregning av vanninnhold (figur 3), og fekunditet ble beregnet ved telling av antall egg i tre delprøver med gitt vekt (figur 4). Tørrvektene ble estimert ut fra en delprøve (max 15 gram) som ble veid etter å ha ligget i tørkeskap i 72 timer ved ca. 65 grader.

Tabell 0.1 Vannkjemi-data for de fem innsjøene som inngår i undersøkelsen (1992-93). Al_a= totalt innhold av monomert Al, Al_o= organisk monomertAl, Al_i = uorganisk monomert Al, Al_r= totalt innhold av Al. Aluminiumsanalysene er utført i henhold til Barnes/Driscoll's kombinerte ionebytte- og ekstraksjonsmetode (Barnes 1975; Driscoll 1984).

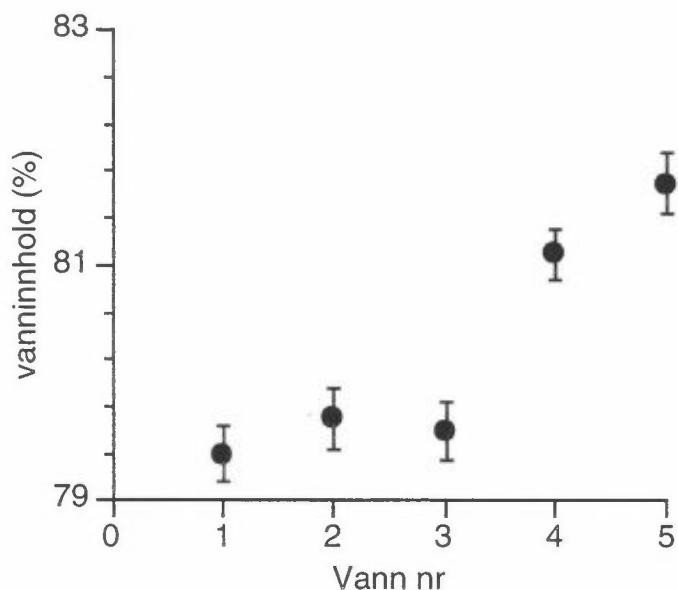
Innsjø	Nr	pH	Ca	Al _a	Al _o	Al _i	Al _r	TOC
		Min-Max	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg C/l
Breidtjern	1	4.49–4.61	0.96	295	7	288	654	5.8
Isbakketjern	2	5.03–5.27	2.61	329	100	229	641	8.6
Store Risen	3	5.03–6.11	1.19	122	39	83	293	4.9
Langtjern	4	6.13–6.44	4.71	30	38	0	207	8.0
Skinnarbutjern	5	6.36–6.54	4.03	0	0	0	68	4.7



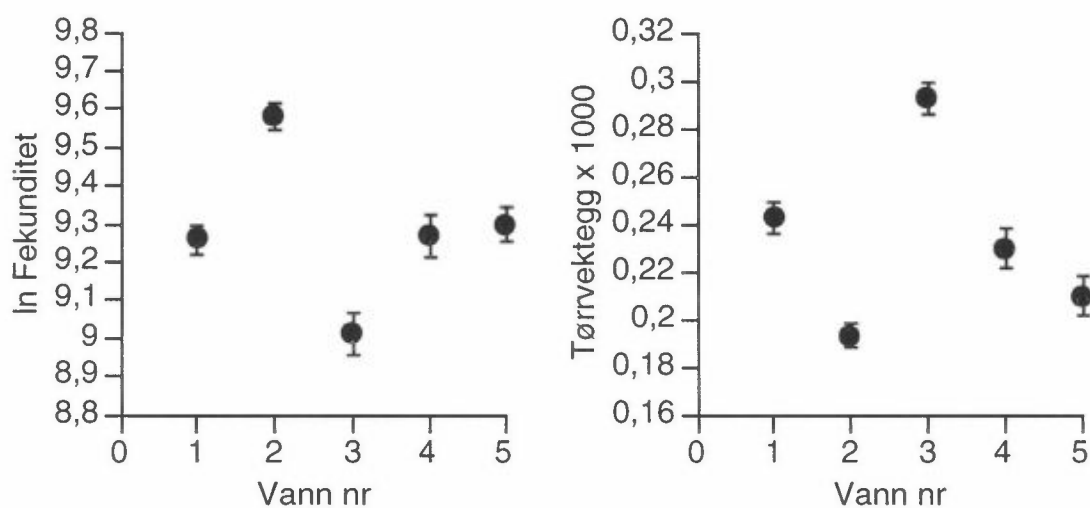
Figur 1. Lengdefordeling fra de fem vannene i undersøkelsen. (vannene utgjør en pH gradient definert i tabell 1).



Figur 2. Aldersfordeling fra de fem vannene i undersøkelsen. (vannene utgjør en pH gradient definert i tabell 1).



Figur 3. Variasjon i midlere Vanninnhold (%) (med standard feil) i de hunnlige gonadene (n=407), for vann i en pH-gradient (samme gradient som i tabell 1.).



Figur 4. Til venstre vises variasjon i midlere ln fekunditet (med standard feil) (n= 207) mellom vann i en pH gradient. Til høyre vises variasjon i tørrvekttøgg x 1000 (med standard feil) (n=207) mellom vann i en pH gradient (samme gradient som i tabell 1.).

Av lengde og aldersfordelingene kan det synes som veksten er bedre i de sure vannene enn i kontrollvannene, i det sureste vannet er også tettheten liten. Det er tidligere vist (Rask & Raitaniemi 1988) at man får økt vekstrate blandt fisk i sure vann på grunn av minsket næringskonkuranse.

Vanninnhold i de hunnlige gonadene er signifikant forskjellig mellom gruppen sure vann (nr. 1, 2, og 3) og gruppen kontrollvann (nr. 4 og 5). Vuorinen *et al.* 1992 viser at også vanninnhold i muskelceller er mindre i sure vann enn i kontrollvann, og sier at en slik dehydrering av kroppen antageligvis er en respons til veldig sure betingelser.

Variasjon i fekunditet og eggvekt ser ikke ut til å være relatert til forsurening. Det er en klar sammenheng mellom fekunditet og eggvekt, slik at høy fekunditet er korrelert med liten eggstørrelse. Selvom tidligere studier antyder at høy fekunditet er en respons på forsurening (Lappalainen *et al.* 1988 & Linløkken *et al.* 1991), så antyder mine data at fekunditet og eggstørrelse er to variabler som reguleres av andre faktorer.

Referanser

- Barnes, R. B. (1975). The determination of specific forms of aluminium in natural water. *Chem. Geol.* 15: 177-199.
- Driscoll, C. T. (1984). A procedure for the fractionation of aqueous aluminium in dilute acidic waters. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 16: 267-283.
- Lappalainen, A., M. Rask & P. J. Vuorinen (1988). Acidification affects the perch, *Perca fluviatilis*, populations in small lakes of southern Finland. *Environ.-Biol.-Fish* 21(3): 231-239.
- Linløkken, A. (1984). Gill net selectivity for perch *Perca fluviatilis*. *Fauna-Blindern* 37(3): 114-116.
- Linløkken, A., E. Kleiven & D. Matzow (1991). Population structure, growth and fecundity of perch (*Perca fluviatilis* L.) in an acidified river system in Southern Norway. *Hydrobiologia* 220: 179-188.
- Rask, M. & J. Raitaniemi (1988). The growth of perch, *Perca fluviatilis* L., in recently acidified lakes of southern Finland a comparison with unaffected waters. *Arch.-Hydrobiol* 112(3): 387-397.
- Valtonen, T. & M. Laitinen (1987). Acid stress in respect to calcium and magnesium concentrations in the serum of perch during maturation and spawning. : LAKE PAEIJÄENNE SYMPOSIUM. Saerckae, J. ed. 10: 31.
- Vuorinen, P. J., M. Vuorinen, S. Peuranen, 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(1-3): 19-27.
- Williams, G. C. (1966). *Adaptation and natural selection*. Princeton Univ. Press, Princeton, N.J. 307 pp.
-

Sammenhenger mellom vitalitet, klorofyll- og næringsinnhold hos eldre gran i SØ Norge

Av Richard Horntvedt
Norsk institutt for skogforskning
Høyskoleveien 12, 1432 Ås

Ved registrering av skogtilstanden er kronetetthet og kronefarge sentrale kriterier for trærnes vitalitet. Et stadig tilbakevendende spørsmål er hva disse skjønnsmessige kriteriene egentlig forteller.

- Hvilke sammenhenger er det mellom disse kriterier og målbare kriterier?
- Hvilke forhold synes å føre til at noen trær blir mer glisne og gule i baret enn andre?
- Hvilken utvikling kan en forvente hos trær med høy og lav "vitalitet"?

I årene rundt 1980 ble det gjennomført et prosjekt ved NISK som bl.a. skulle å belyse disse spørsmålene. Bakgrunnen var den miserable tilstanden i den gamle granskogen i SØ Norge, etter et tiår med stormfelling, barkbilleepidemi og flere harde tørkesomre.

Det ble lagt ut "overvåkingsflater" og forsøksflater på 6 steder i Østlandsområdet. Alle trær ble registrert årlig mhp. kronetetthet (10%-klasser), kronefarge (normal grønn, noe gul, sterkt gul), og andre vitalitetskriterier. På noen av flatene ble det utført omfattende beskrivelser og analyser av i alt ca 100 prøvetrær. Disse skulle representere forskjellige grader av kroneutglisning og kronemisfarging. Detaljerte greinmålinger og nåleanalyser ble utført på 10-20 greiner fra hvert prøvetre.

Resultater

Undersøkelsen viste at visuell bedømmelse av kronetetthet hos gran kan gi tilforlidelige middeltall. Trær med kronetetthet som var bedømt til 50% av full tetthet hadde i gj.sn. 50% av barmassen til trær med fulltett krone, forutsatt samme trediameter og høyde. Det var en tendens til at svak kroneutglisning ble undervurdert, mens sterk kroneutglisning ble noe overvurdert. Det var stor variasjon i barmasse mellom enkelttrær innen samme krone-tetthetsklasse.

Ved visuell bedømmelse av kronefarge har en ikke noen standard for hvor gul en trekrone skal være for å bli klassifisert som "noe gul" eller "sterkt gul". Undersøkelsen viste at "noe gul" tilsvarte et klorofyllinnhold på ca 80% av "normalt grønn", og "sterkt gul" ca 80% av "noe gul". Det var store variasjoner i klorofyllinnhold mellom enkelttrær innen hver av kronefargeklassene.

En gruppering i høy og lav vitalitet viste at i gjennomsnitt hadde trær med lav vitalitet lavere konsentrasjoner av nitrogen i nålene enn trær med høy vitalitet. Det var sterk sammenheng mellom konsentrasjoner av nitrogen og klorofyll i nålene, og denne sammenhengen var sterkest på lokaliteter med lavest nitrogennivå. Nitrogennivået var lavt alle steder. Etter internasjonale retningslinjer var de høyeste verdiene på underoptimalt nivå (<15 mg/g) og de laveste på sterkt mangelnivå (<10 mg/g).

For andre næringsstoffer, og spesielt for kalium og magnesium var det små eller ubetydelige forskjeller mellom trær med høy vitalitet sml. med lav vitalitet. I forhold til mangelnivåer inneholdt nålene langt mer K og Mg enn N.

De funn vi ellers har viser at K og Mg-mangel i norsk barskog er begrenset til yngre, gjerne plantet skog på spesielle lokaliteter, f.eks. nedlagt innmark. Her synes høy N-tilgang å ha indusert en midlertidig mangel særlig på K.

Årringundersøkelser viste at trær som så skrantende ut hadde vokst dårligere enn friske i lang tid. Tilsvarende funn har en fra mange andre undersøkelser. Det viser seg ofte at det er enkelte år som er skjellsettende for trærnes utvikling. Det kan være år med sterk tørke, frost, konglesetting, m.m. Noen trær tar seg opp igjen etter en slik påkjenning og fremstår idag med høy vitalitet. Andre trær tar seg ikke opp igjen og ser idag skrantende ut.

Diskusjon

Selv om denne undersøkelsen er over ti år gammel, er det lite som tyder på at forholdene mht. granskogens næringsstatus i Norge har endret seg vesentlig. En sammenlikning av en nyere norsk med en tysk undersøkelse tyder på at det er en vesensforskjell mellom tysk og norsk granskog. Gran i Tyskland har høyere konsentrasjoner av N og lavere Mg. Dette skyldes nok både naturgitte og menneskeskapte forhold.

	N (mg/g)	Mg (mg/g)	N:Mg	Referanse
Tyskland	13,9 (10-18)	0,7 (0,3-1,3)	20:1	Gärtner et al. (1990)
Norge	11,1 (9-14)	1,2 (0,9-1,7)	9:1	Aamlid et al. (1990)

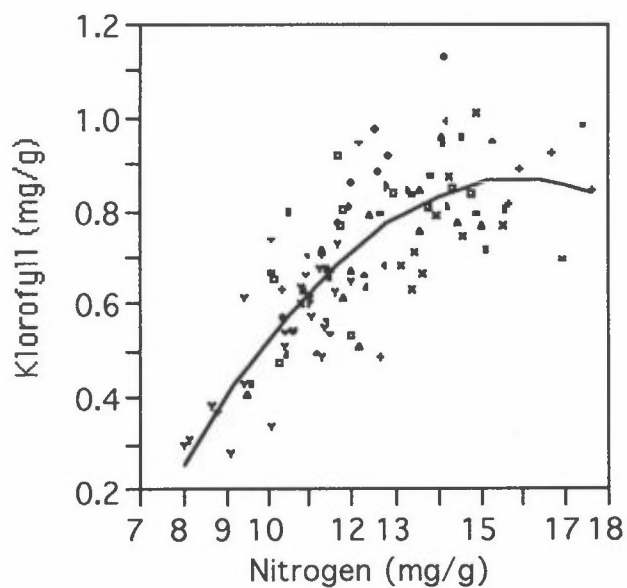
Det er ingen ny oppdagelse at nitrogen spiller en nøkkelrolle for skogens vekst og vitalitet i Norge - som i boreale barskoger forøvrig. Det som kanskje er nytt, er at knapphet på N påvirker enkeltrærs vitalitet såpass klart. Nitrogen tilføres skogen ved atmosfærisk nedfall og ved mikrobiell fiksering. Det viktigste for trærnes ernæring er imidlertid den interne sirkulasjonen av det nitrogenet som allerede finnes i økosystemet. Økende immobilisering i trebiomasse og humus gjør at knapphet på N blir et økende problem ettersom skogen blir eldre. Bedre forståelse av skogens naturlige dynamikk, og spesielt av omsetningen av organisk materiale, burde stå sentralt i forskningen omkring skogens vitalitet. En kan heller ikke utelukke at nedfall av forurensninger påvirker disse prosessene.

Tabell 1. Sammenlikning av trær med høy og lav vitalitet. Nåleanalyser gjelder siste nåleårgang, øvre kronehalvdel. Enhet: mg/g. Signifikansnivå etter variansanalyser av effekter av vitalitet, prøvefelt, og samspill vitalitet*felt

Variabel	Høy vitalitet	Lav vitalitet	Signifikansnivå		
			Vit.	Felt	V*F
Kronetetthet (0-9)	8.9	6.1	0.00	0.00	0.00
Kronefarge (1-3)	1.0	2.1	0.00	0.17	0.17
DBH (cm)	33.2	32.1	0.78	0.00	0.27
Høyde(m)	24.4	24.4	0.46	0.00	0.21
Kronehøyde (%)	29.8	36.7	0.00	0.00	0.02
Nåleårganger	7.6	6.3	0.00	0.02	0.00
Skuddlengde (cm)	5.6	3.8	0.00	0.00	0.33
Barmasse (g/mm ²)	0.61	0.39	0.00	0.29	0.07
Chl a+b	0.79	0.63	0.00	0.00	0.29
Chl a/b	3.36	3.48	0.07	0.00	0.00
DW (%)	43.6	44.3	0.03	0.00	0.92
N	12.97	11.71	0.00	0.00	0.90
P	1.03	0.99	0.49	0.00	0.81
K	5.29	5.18	0.57	0.00	0.41
Ca	6.04	5.03	0.02	0.00	0.06
Mg	0.87	0.82	0.61	0.00	0.84
Mn	1.69	1.39	0.02	0.00	0.05
S	0.92	0.90	0.40	0.00	0.45
Fe	0.05	0.05	0.33	0.15	0.56
Al	0.13	0.13	0.79	0.00	0.96

Tabell 2. Korrelasjoner mellom trærnes kronetetthet (CDC), og konsentrasjoner av klorofyll a+b og næringsstoffer i grannåler. Koeffisienter i *kursiv* er signifikante på 0,05 nivå eller lavere

	Chl	N	P	K	Ca	Mg	Mn	S	Al
CDC	<i>0.56</i>	<i>0.42</i>	0.13	0.11	0.17	<i>0.23</i>	0.15	-0.13	-0.16
Chl		<i>0,72</i>	0,21	<i>0,32</i>	0,14	<i>0,31</i>	-0,09	-0,09	-0,07
N			<i>0,51</i>	<i>0,51</i>	-0,17	<i>0,38</i>	-0,19	-0,02	-0,32
P				<i>0,60</i>	-0,48	<i>0,47</i>	-0,01	0,17	-0,57
K					-0,43	<i>0,34</i>	-0,34	-0,02	-0,40
Ca						-0,06	<i>0,43</i>	0,02	<i>0,30</i>
Mg							-0,25	0,03	-0,45
Mn								<i>0,31</i>	0,16
S									<i>0,08</i>



Figur 1. Sammenheng mellom klorofyll og nitrogeninnhold. Analyser av siste nåleårgang på ca 10 prøvegreiner pr tre, fra øvre kronehalvdel. Punktene representerer middelerverdier pr. tre.

AKUTT AL-EKSPONERING OG GJELLESKADER

Kjelsberg, Birgitte

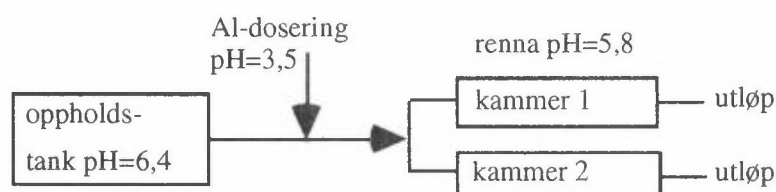
Universitetet i Oslo, Biologisk Institutt, Avdeling for Zoologi, Postboks 1050 Blindern, 0316 Oslo

Innledning

Tidligere studier har vist at blandsoner med stor Al-polymerisering er svært giftig for fisken. Det er flere hypoteser som prøver å forklare den akutte dødeligheten. En av disse teoriene går ut på at aluminium polymeriserer og fester seg til gjellene og vanskeliggjør diffusjonen av gasser over gjellenes cellemembran (Poléo 1995). Dette fører til at fisken får problemer med O₂ og CO₂ balansen, samtidig som ione- og vannbalansen forstyrres. Men hvor toksisk korttids-effektene av aluminiumspolymeriseringen er, og mekanismene bak, er det gjort få studier på. Vi har derfor fokusert på dette i min hovedfagsoppgave.

Material og metode

Brunørret (*Salmo trutta*) fra Eikernstammen ble eksponert for surt Al-rikt vann (ca. 8°C, pH 5,8 og 450 µg Al/l). Oppsettet var som vist på figur 1. Fem grupper ble eksponert for aluminiumsrikt Maridalsvann, en gruppe gikk som sur kontroll og resten var kontroll i vanlig vann (tabell 1). Etter eksponering (1/2 - 11 timer) ble doseringen slått av, og fiskene fikk gå i renna et døgn før de ble flyttet over til en annen renne hvor de skulle gå i opp til seks uker. Hver gruppe bestod av 40 fisk, og jeg tok ut fisk fra gruppene fire ganger. Første gang rett etter at doseringen var slått av, så et døgn etterpå, tredje og fjerde prøvetaking skjedde etter henholdsvis to og seks uker. Alle gruppene fikk lik behandling. Blodprøver og gjelleprøver ble tatt ved hver prøvetaking. Av blodprøvene ble det målt hematokrit, plasma Cl⁻-konsentrasjonen, og laktat. Av gjellene ble det tatt prøver til elektron-mikroskopisk scanning, samt farging og snitting til histologiske undersøkelser.



Figur 1: Forenklet modell over oppsettet. Oppholdstanken får kontinuerlig vanntilførsel fra Maridalsvannet. Det tar ca. to sekunder fra det sure Al-rike vannet blander seg med Maridalsvannet, og til fisken blir eksponert for vannet. Kamrene er konstruert på en slik måte at fisken ikke har mulighet til å finne bakevjer hvor vannkvaliteten er bedre, samtidig som kamrene er så små at hele gruppen blir eksponert likt. Gruppen på 40 fisk er fordelt på de to kamrene, slik at det fra start er 20 fisk i hver.

Gruppe/størrelse	Type forsøk	Eksp.tid/for hva	Ant. døde før flytting
A / 40	eksponert	11 t. / Al	18
B / 40	eksponert	2 t. / Al	0
C / 40	eksponert	6 t. / Al	4
D / 40	eksponert	8 t. / Al	8
E / 40	kontroll	11 t. / _	0
F / 40	eksponert	1/2 t. / Al	0
G / 40	sur kontroll	11 t. / HNO ₃	0
H / 10	kontroll	2 t. / _	–
I / 10	håvingskontroll	–	–

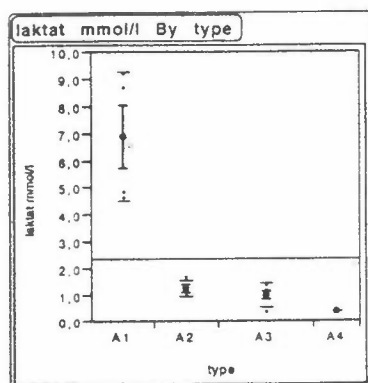
Tabell 1: Tabellen gir en oversikt over de ulike gruppene, og hva slags type forsøk de er blitt utsatt for. Eks. Gruppe A bestod av 40 fisk, som ble eksponert i 11 timer for Al-polymerisering. Før fisken ble flyttet til den nye renna, et døgn etter at doseringen var slått av, var det 18 fisk som hadde død av påkjenningene den var utsatt for.

Foreløpige resultater

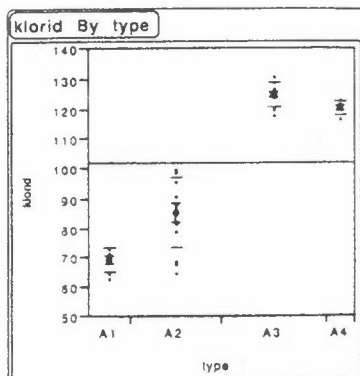
Laktatmålingene var høye rett etter eksponering i alle gruppene, og var betydelig lavere allerede etter et døgn. Etter to og seks uker var målingene nede på et normalt nivå (figur 2a). Kloridkonsentrasjonen var meget lav rett etter eksponering, høyere men fortsatt lave etter et døgn. Kloridnivået i blodet var normalt etter to og seks uker (figur 2b). Her så vi i motsetning til laktat og hematokritverdiene at kloridnivået var relativt lavt, selv etter et døgn. Dette skyldes trolig at fisken ble stresset bare ved å gå i renna. Kontrollfisken viste en lavere kloridverdi etter et døgn enn etter 11 timer. Hematokritverdiene viste samme forløp som laktatmålingene, høye rett etter eksponering, og så sank nivået allerede etter et døgn. Målingene er enda lavere etter to og seks uker (figur 2c).

Scanningen og de histologiske undersøkelsene viste at de gruppene som har vært sterkest eksponert for aluminium (6, 8 og 11 timer) har betydelige skader, fusjon av sekundærlameller, svellinger og celledød etter eksponering. Disse skadene er nesten borte etter et døgn. Selv gjellene på den dårligste gruppen er helt bra etter to og seks uker.

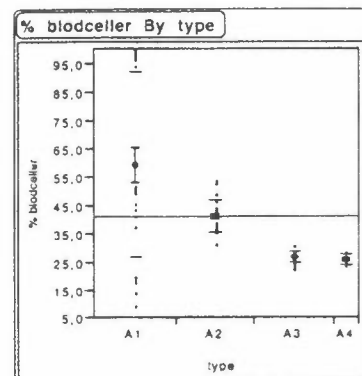
Figur 2a



Figur 2b



Figur 2c



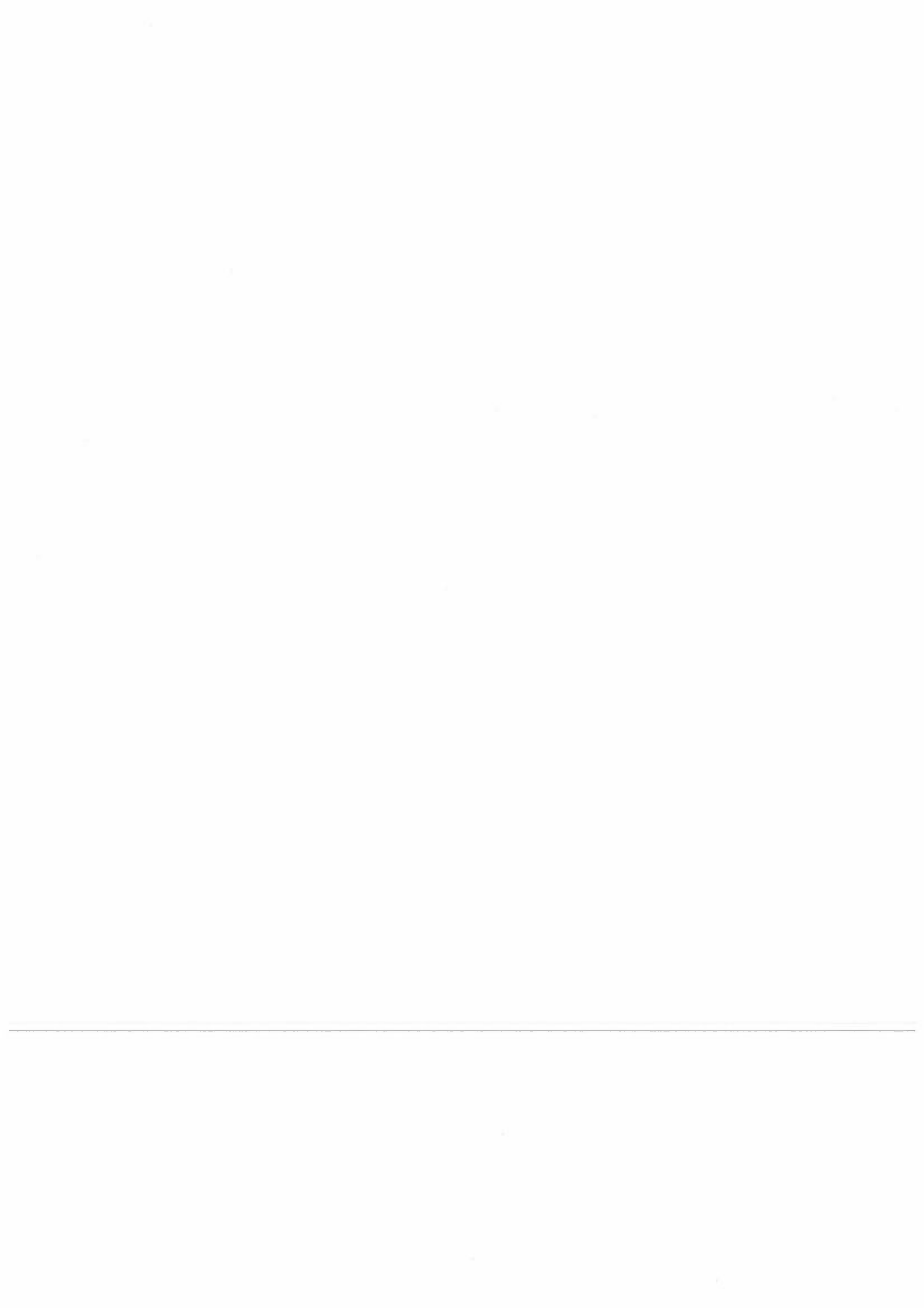
Figur 2a viser mmol laktat for de ulike prøvetakingene av gruppe A som er eksponert 11 timer for Al-rikt vann. A1 er prøvetaking rett etter at doseringen er slått av. A2 er et døgn etter at doseringen er slått av. A3 er prøvetaking to uker etter at doseringen er slått av, mens A4 er seks uker etter at doseringen er slått av. Figur 2b viser meq/l klorid for de samme gruppene som beskrevet under figurtekst 2a. Figur 2c viser prosent blodceller i forhold til plasma. Det vil si den måler hematokrittverdien i prosent i forhold til de samme gruppene som er beskrevet under figurtekst 2a. Alle figurene viser gjennomsnitt og standard avvik.

Foreløpig konklusjon

Ørreten lider både under stress i renna, og det Al-rike vannet. Stresset i renna er vist ved at kontrollfisken hadde redusert Cl^- og forhøyet laktatverdier mens den gikk i renna. Fisken som er eksponert for Al-rikt vann er restituert allerede etter et døgn. Det viser både blodparameterene og gjelleprøvene. Jeg mener derfor at dette støtter teorien om at aluminium fester seg utenpå gjellene, og ikke går inn i cellene og ødelegger dem innenfra.

Referanser

Poléo, A.B.S. (1995) Aluminium polymerization - a mechanism of acute toxicity of aqueous aluminium to fish. *Aquat. Toxicol.* 31, 347-356.



ALUMINIUMS TOKSISITET PÅ 5 AKVATISKE INVERTEBRATER

Jannicke Moe

Universitetet i Oslo, Biologisk Institutt, Avdeling for Zoologi, Pb. 1050 Blindern, 0316 OSLO

Det er et velkjent faktum at aluminium kan være svært giftig for fisk.. Polymerisering av uorganisk aluminium ser ut til å være en av de viktigste faktorene når det gjelder mekanismen for aluminiums toksisitet for fisk. (Poleo 1995).

Flere studier tyder på at aluminium også er toksisk for akvatiske invertebrater (f. eks. Burton & Allan 1986, Fjeld *et al.* 1988, McCahon & Poulton 1991, Rockwood & Coler 1991, Tabak & Gibbs 1991). Man har imidlertid lite kunnskap om mekanismene for aluminiums toksisitet og virkningene av ulike aluminiumsforbindelser på invertebrater. (DN 1995) Det er imidlertid sannsynlig at det er liknende mekanismer for Al-toksisitet hos vannlevende invertebrater som hos fisk. F. eks. har Herrmann & Andersson (1986) vist at økt Al-konsentrasjon førte til økt respirasjon hos døgnfluer, og de foreslår at utfelling av Al-hydroksid og slimdannelse på gjellene er en årsak.

Hensikten med disse eksperimentene er derfor å teste om ustabile aluminiumsforbindelser er mer toksiske for invertebrater enn aluminium i stabile former.

Materiale og metode

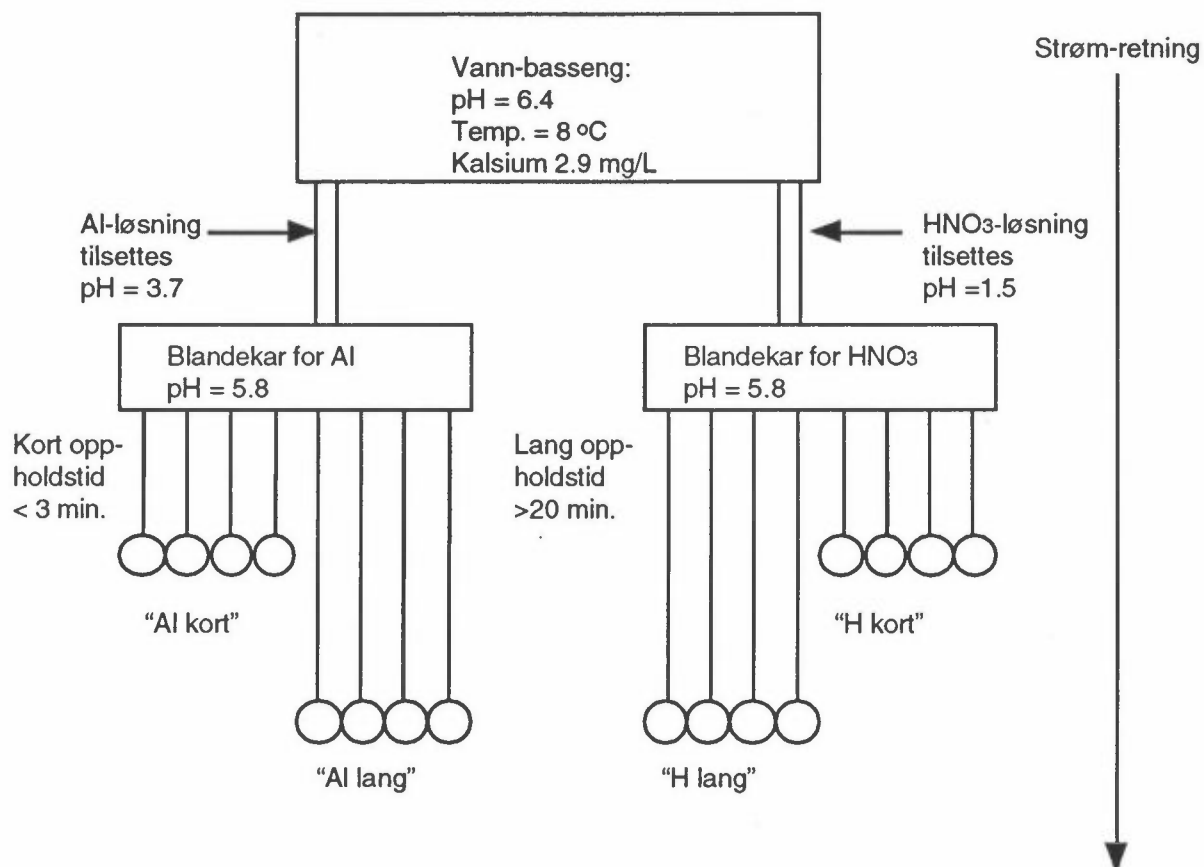
Eksperimentene ble utført i Akvarieavdelingen ved Biologisk institutt, Universitetet i Oslo, med artene *Diura nanseni* (Plecoptera), *Cloeon simile* (Ephemeroptera), *Gammarus lacustris* (Amphipoda), *Asellus aquaticus* (Isopoda) og *Chironomus sp.* (Diptera)

I hvert eksperiment ble 64 individer av en art eksponert for surt Al-rikt vann, likt fordelt på 4 kamre med kort oppholdstid ("Al kort") og 4 kamre med lang oppholdstid ("Al lang") etter tilsetning av Al-løsning (se fig.1).

Al-løsningen har pH 3.7, som innebærer at alt aluminium foreligger på formen Al^{3+} . Når den sure Al-løsningen pumpes inn i innløpsvannet med pH 6.4 stiger pH raskt fra 3.7 til 5.8. Polymerisering av aluminium starter umiddelbart, og i "Al kort"-kamrene vil dyrene kontinuerlig utsettes for den initielle fasen av Al-polymerisering. Når vannet når "Al lang"-kamrene er vannkjemien er mer stabil. (Tabell 1).

For å kontrollere for effekt av senket pH ble 64 individer eksponert for vann surgjort pH 5.8 med HNO₃, i kamrene "H kort" og "H lang".

Figur 1: Eksperiment-oppsett



Tabell 1: Vannkjemi. Al-konsentrasjoner er angitt i ug/L.
Al i = uorganisk Al, Al o = organisk Al, Al r = total Al

	Al i	Al o	Al r
Al kort	176	124	438
Al lang	131	126	409
H kort	6	20	56
H lang	10	19	57
Innløpsvann	6	24	66

Foreløpige resultater

Diura nanseni, *Gammarus lacustris* og *Cloeon simile* hadde svært høy dødelighet i kamrene med kort oppholdstid etter tilsetning av aluminium, en del lavere dødelighet ved lang oppholdstid, og lav dødelighet i kamrene uten aluminium (tabell 2). Eksempel på dødelighetsforløp er vist i figur 2.

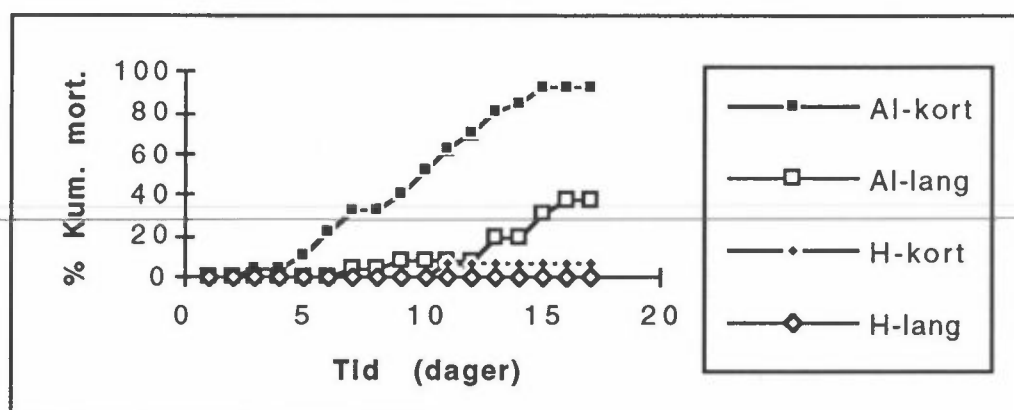
Asellus aquaticus hadde lav eller ingen dødelighet ved alle behandlingene, mens *Chironomus sp.* hadde middels høy dødelighet ved begge Al-behandlingene og noe lavere i kontrollen.

Tabell 2: Total dødelighet i prosent ved forsøkets slutt. Totalt antall ved forsøkets slutt (n) i parantes.

Art	Tid (dager)	Al kort	Al lang	H kort	H lang
<i>Diura nanseni</i>	17	93 (27)	39 (26)	7 (29)	0 (29)
<i>Cloeon simile</i>	10	97 (32)	22 (18)	5 (20)	7 (31)
<i>Gammarus lacustris</i>	17	78 (32)	59 (29)	13 (24)	15 (26)
<i>Asellus aquaticus</i>	17	10 (31)	0 (31)	0 (31)	3 (30)
<i>Chironomus sp.</i>	17	38 (32)	45 (31)	16 (32)	25 (32)

Lavere antall (n) enn 32 ved forsøkets slutt skyldes henholdsvis kannibalisme hos *Diura nanseni* og *Gammarus lacustris*, og rømming hos *Cloeon simile* og *Asellus aquaticus*. Både kannibalismen og rømmingen var spesielt høy i "Al lang"-kamrene, noe som kan ha sammenheng med stresset dyrene ble utsatt for. I "Al kort"-kamrene virket det imidlertid som dyrene var for medtatt til å angripe hverandre. Den reelle dødeligheten forårsaket av aluminium er derfor trolig lavere i "Al lang" enn det tallene viser.

Figur 2: Prosentvis kumulativ mortalitet for *Diura nanseni*.



Konklusjon

De foreløpige resultatene gir en klar indikasjon på at aluminium har en toksisk effekt på *Diura nanseni*, *Cloeon simile* og *Gammarus lacustris*. For disse artene ser det også ut til at aluminium i starten av polymeringsprosessen er mer toksisk enn aluminium-polymerer i mer stabile former. Disse resultatene er i samsvar med hypotesen om mekanismene for polymeriserende aluminiums toksisitet for fisk.

Referanser

Burton, T.M. & J.W. Allan (1986). Influence of pH, Aluminium, and Organic Matter on Stream Invertebrates. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 43: 1285 - 1289.

Direktoratet for naturforvaltning (1995). Kalking i Norge. Invertebrater. DN-utredning nr 1996 - 6.

Fjeld, E.H. et al. (1988). Changes in Gill Ultrastructure and Haemolymph Chloride Concentrations in the Crayfish, *Astacus astacus*, Exposed to De-acidified Aluminium-rich Water. *Aquaculture* 72: 139 - 150.

Herrmann, J. & K.G. Andersson (1986). Aluminium impact on respiration of lotic mayflies at low pH. *Water, Air and Soil Pollution* 30: 703 - 709.

McCahon, C.P. & M.J. Poulton (1991). Lethal and sub-lethal effects of acid, aluminium, and lime on *Gammarus pulex* during repeated simulated episodes in a Welsh stream. *Freshwater Biology* 25: 169 - 178.

Poléo, A.B.S. (1995). Aluminium polymerization - a mechanism of acute toxicity of aqueous aluminium to fish. *Aquat. Toxicol.* 31, 347 - 356.

Rockwood, J.P. & R.A. Coler (1991). The effect of aluminium in soft water at low pH on water balance and hemolymph ionic and acid-base regulation in the dragonfly *Libellula julia* Uhler. *Hydrobiologia* 215: 243 - 250.

Tabak, L.M. & K.E. Gibbs (1991). Effects of aluminium, calcium and low pH on egg hatching and nymphal survival of *Cloeon triangulifer* McDunnough (Ephemeroptera: Baetidae). *Hydrobiologia* 218: 157 - 166.

TÅLEGRENSEKRITERIET FOR SKOGSJORD *PÅ HOGGESTABBEN*
 PER HOLM NYGAARD OG TORIL DRABLØS ELDHUSET

TÅLEGRENSEKRITERIET FOR SKOG BYGGER PÅ:

ET KJEMISK KRITERIUM : BC/Al - FORHOLDET

EN KRITISK KJEMISK VERDI : BC/Al = 1

EN BIOLOGISK INDIKATOR : SKOG

MODELLBEREGNINGER UTFØRT MED PROFILEMODELLEN VISER AT FOR 82% AV SKOGAREALET I NORDEN ER TÅLEGRENSEN OVERSKREDET (1).

RESULTATER FRA SKOGOVERVÅKINGEN VISER DÅRLIG SAMSVAR MED KARTENE FOR OVERSKRIDELSER AV TÅLEGRENSE (2).

EN MULIG FORKLARING PÅ DETTE KAN VÆRE AT DET IKKE HAR GÅTT LANG NOK TID TIL AT SKADER SOM SKYLDES OVERSKRIDELSER HAR KOMMET TIL UTTRYKK

VI VIL RETTE SØKELYSET MOT BC/Al - FORHOLDET OG SPESIELT DEN KRITISKE VERDIEN AV DETTE, BC/Al = 1,0 (3).

I UTGANGSPUNKET BLE DET MOLARE CA/Al = 1,0 BRUKT SOM TÅLEGRENSEKRITERIUM. SENERE BLE BÅDE MG OG K INNARBEIDET I DETTE UTTRYKKET, MEN DEN KRITISKE VERDIEN PÅ 1,0 BLE BEHOLDT.

VI KAN IKKE SE AT BC/Al - FORHOLDET FORKLARER MER ENN CA/Al - FORHOLDET. FRA ENKELTE FORSØK ER DET VIST AT ØKT AL-KONSENTRASJON KAN ØKE TILGJENGELIGHETEN PÅ KALIUM. VED Å TREKKE INN FLERE BASEKATIONER BLIR KRITERIET MINDRE PRESIST.

KONTOLLERTE FORSØK HAR VIST AT ET CA/Al - ELLER BC/Al - FORHOLD PÅ 1,0 IKKE NØDVENDIGVIS ER EN KRITISK VERDI FOR TILVEKST HOS GRAN. DET ER GRUNN TIL Å ANTA AT NÆRINGSLØSNINGENS SAMMENSETNING OG IONESTYRKE ER VIKTIGERE ENN VERDIEN AV BC/Al - FORHOLDET.

EN REKKE NYERE UNDERSØKELSER (F.EKS. 4) HAR KONKLUDERT MED AT DET ER LITEN ELLER INGEN SAMMENHENG MELLOM BC/Al - FORHOLDET I JORDVANNET OG TILVEKST ELLER VITALITET.

AT BC/Al - FORHOLDET SKAL VÆRE DEN VIKTIGSTE FORBINDELSEN MELLOM JORDKJEMI OG VEKST ER IKKE VERIFISERT. VI MENER AT TEMPERATUR, FUKTIGHET OG TILGANG PÅ NITROGEN VIL HA AVGJØRENDE BETYDNING FOR VEKST SELV OM DETTE IKKE PÅVIRKER BC/Al - FORHOLDET.

BC/AL-FORHOLDET HAR HITTIL IKKE VÆRT EN OVERVÅKINGSPARAMETER. AL ER FOR DET MESTE ANALYSERT SOM TOTAL ALUMINIUM SLIK AT VI IKKE KJENNER ANDELEN AV REAKTIVT ALUMINIUM. MED DEN STORE ROMLIGE VARIASJON SOM FINNES I SKOGSJORD ER DET LITE SANNSYNLIG AT DE KONSENTRASJONER SOM MÅLES ER REPRESENTATIVE FOR RHIZOSFÆREN. FORHOLDENE NÆR ROTOVERFLATEN ER STERKT PÅVIRKET AV ORGANISKE EKSKUDATER OG STORE pH-GRADIENTER, SLIK AT EN KAN HA HELT ANDRE KONSENTRASJONER AV REAKTIVT ALUMINIUM HER ENN DET VI MÅLER I LYSIMETERVANN.

DER ER DERFOR AV STOR BETYDNING AT FRAMTIDIG OVERVÅKING AV SKOG INKLUDERER CA/AL-FORHOLDET, HVOR AL SPECIERES OG OM MULIG MÅLES I RHIZOSFÆREVANN. PÅ BAKGRUNN AV DEN USIKKERHET DET LIGGER I $BC/AL = 1,0$, BØR EN I FRAMSTILLING AV FRAMTIDIGE TÅLEGRENSEKART BRUKE OGSÅ ANDRE VERDIER FOR Å VISE OVERSKRIDELSENE ULIKE OMFANG. PÅ DEN MÅTEN KAN MAN ILLUSTRERE DEN USIKKERHET SOM LIGGER I DAGENS VALG AV TÅLEGRENSEKRITERIUM.

Referanser

1. Sverdrup, H. Warfvinge, P., Frogner, T., Håøya, A.O., Johansson, M. & Andersen, B. 1992. Critical loads for forest soils in the Nordic countries. *Ambio* 21:348-355.
 2. Forest condition in Europe. Results of the 1993 survey. 1994 report. EC-UN/ECE, Brussels, Geneva.
 3. Nygaard, P.H. & Eldhuset, T.D. 1996. Forholdet mellom basekationer og aluminium i jordløsning som kriterium for tålegrenser i skogsjord. En utredning. Fagrapport nr.74, Naturens Tålegrenser, Miljøverndepartementet. Rapp. Skogforsk 1/96.
 4. Örlander, G., Westling, O. & Petersson, P. 1994. Markvattnets innehåll av baskatjoner och aluminium och dess påverkan på tillväxt och kådflöde i kraftigt försurad granskog. IVL Rapport B 1155, Aneboda. 18 pp.
-

PHYSIOLOGICAL AND MORPHOLOGICAL RESPONSES IN ARCTIC CHAR (*SALVELINUS ALPINUS*) TO UNSTABLE ALUMINIUM CHEMISTRY - A STUDY ON THE MECHANISM OF ACUTE ALUMINIUM TOXICITY TO FISH

Antonio B.S. Poléo
Statkraft Engineering AS

Økende konsentrasjoner av uorganisk aluminium (Al) i forbindelse med forurening av vann og vassdrag er kjent for å være toksisk for fisk. I det siste har det blitt demonstrert at forhold som gir ustabil Al-kjemi er særdeles giftig for fisk. Det er i denne forbindelsen hevdet at Al-polymeriserings prosessen er av avgjørende betydning for mekanismen bak aluminiums akutte giftighet på fisk.

Vi har studert fysiologiske og morfologiske effekter hos røye (*Salvelinus alpinus*) under ulike betingelser for Al-kjemien. Ulike konsentrasjoner av H⁺ og Al ble laget ved å tilsette en sur Al-løsning (pH 2.0), eller bare syre alene, til vannet som ble benyttet i forsøkene. Tilsetningen ble gjort ved innløpet av en forsøksrenne med fullstendig vannutskifting. Det ble benyttet deklorinert vann fra Maridalsvannet (Oslo) i eksperimentene. Dette vannet hadde en naturlig pH på 6.5. Etter tilsetting av den sure Al-løsningen fikk vannet som rant gjennom renna pH 5.8. En serie eksperimenter besto av dødelighets-tester, og en andre serie besto av eksperimenter hvor vi målte fysiologiske og morfologiske responser hos fisken.

Ved pH 5.8, og en total Al-konsentrasjon på 450 µg/l, var dødeligheten høyest i den første delen av renna, like etter innblandingen av Al-løsningen. Dødeligheten avtok systematisk med vannets oppholdstid i renna. De fysiologiske undersøkelsene av fisk under samme eksponering viste at fisken tapte ioner (Na⁺ og Cl⁻) fra plasma, mens plasma laktat og blodets hematokrit økte. Disse effektene fulgte samme mønster som dødeligheten med hensyn på vannets oppholdstid i eksponeringsrenna, med de største endringene hos fisk fra den første delen av renna. I kontrolleksponeringene (pH 5.2, 94 µg/l Al og pH 6.1, 98 µg/l Al) var det ingen dødelighet eller tegn til

fysiologiske forstyrrelser hos fisken. Elektronmikroskopi-bilder av fiskens gjeller viser at graden av gjelleskade var i god overensstemmelse med graden av de fysiologiske forstyrrelsene som ble observert hos Al-eksponert fisk.

Våre resultater bekrefter at prosesser med pågående Al-polymerisering er en mekanisme for den akutte giftigheten av aluminium hos fisk. Basert på våre resultater, vil vi hevde at hypoksi som et resultat av en rask og omfattende Al-polymerisering på gjelleoverflaten, er en primæreffekt av aluminiums toksisitet. Forstyrrelsene av vann- og ionebalansen (tap av ioner) som også ble observert, kan imidlertid være enten en primæreffekt på linje med hypoksi, eller en sekundæreffekt av hypoksi og Al-polymeriseringen.

CRITICAL LIMITS OF ACIDIFICATION TO INVERTEBRATES IN DIFFERENT REGIONS OF EUROPE

GUNNAR G. RADDUM¹ AND BRIT L. SKJELKVÅLE²

¹*Institute of Zoology, Department of Animal Ecology, University of Bergen, Allegt. 41, N-5007 Bergen, Norway,* ²*Norwegian Inst. for Water Research, P.O.Box 173 Kjelsås, N-0411 Oslo*

Abstract. The International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Acidification of Rivers and Lakes (ICP-Water) started in 1987. The main aim of the programme is to establish degree and geographical extent of acidification of surface waters and evaluate dose/response relationships to aquatic biota attributable to acidic deposition. The sample frequency in each locality is from a few - to a large number every year. Samples of invertebrates are taken from 108 localities. One time samples as well as regularly seasonal samples over years exist in the database. The acidity score (Raddum index) is determined for the different sites and regions, and compared with the corresponding chemical data. The analysis show a strong relationship between water quality and fauna. Sensitive species/taxa are associated with high ANC and pH, while tolerant species/taxa are associated with low pH and ANC. The diversity of the fauna in less acidified areas varies from region to region depending on the native water quality and the adaptations of the fauna. In areas with strongly oligotrophic water, low in ionic strength, the sensitive fauna tolerate lower ANC and pH than in areas with originally high ionic strength and high pH. The critical load of ANC, 20 $\mu\text{eq/l}$, developed for the oligotrophic water in Norway, should therefore be increased in watersheds with high ionic strength. In Central Europe the data indicate a critical level of ANC $\approx 50 \mu\text{eq/l}$.

Key words: Acidification, Freshwater, Invertebrates, Critical load.

Naturlige bakgrunnskonsentrasjoner av metaller

Sigurd Rognerud (NIVA), Dag Hongve (Folkehelse) og Eirik Fjeld (NIVA)

Abstract.

Hensikten med dette arbeidet har vært å undersøke om atmosfæriske avsetninger av metaller har påvirket konsentrasjonene av metaller i de flomsedimenter som danner basis for NGU's nasjonale kart over geologisk betingede bakgrunnskonsentrasjoner av metaller. Flomsedimenter avsettes på elvebankene under flomsituasjoner og befinner seg vanligvis på tørt land. I et utvalg på 33 innsjøer i Syd-Norge, der det foreligger data fra flomsedimenter avsatt av innløpselvene, har vi sett på sammenhengen mellom konsentrasjoner av syreløslige metaller i disse og i innsjøens dypereleggende sedimenter, såkalte referansesedimenter, som er 500-2500 år gamle (C^{14} datert). NGU har sendt oss prøver fra alle disse flomsedimentene slik at reanalyser (ICP-MS) og tilleggsanalyser av bl.a. kvikksølv, arsen og organisk karbon har vært mulig å gjennomføre. Innsjøsedimenter avsettes kronologisk, og forholdet mellom nyere avsetninger (toppsedimentene) og referansesedimentet gir oss en kontamineringsfaktor som kan være en indikasjon på de historiske endringer i atmosfæriske avsetninger. Ovennevnte informasjon er satt i sammenheng med vannkvalitet, omgivelsesvariabler og nasjonale deponeringskart for moser.

Glødetapet (GT) i flomsedimentene varierte fra 2,7-34 % og var svært godt korrelert til karboninnholdet ($r^2 = 0,98$). Dette organiske materialet er enten avsatt ved tidligere flommer eller transportert ned i profilen sammen med perkolerende vann. Metaller i flomsedimentet kan inndeles i to grupper. Den første gruppen består av elementene Pb, Hg, As, Se, Cd, og Cu som i gitte rekkefølge korrelerte signifikant med organisk innhold. Den andre gruppen besto av Zn, Cr, Ni, Co, Be, V og Al som ikke korrelerte signifikant til organisk innhold. Innsjøsedimentene viste kontamineringsfaktorer (middelverdier) fra 2-7 for elementer i den førstnevnte gruppen metaller, mens den sistnevnte gruppen hadde ubetydelige eller intet påslag i nylig avsatte sedimenter. Statistiske analyser viser at metaller som avsettes fra atmosfæren, er nært knyttet til den organiske fraksjonen i sedimentet, mens sedimenter som har lite eller intet påslag, er knyttet til den uorganiske fraksjonen. Det er utviklet regresjonsmodeller der konsentrasjoner i overflatesedimentet for den første gruppen elementer forklares ut fra deponisjonsdata(moser), GT i sedimentet og omgivelsesvariable som nærhet til kyst og nedbørsmengder.

Referansesedimentene viser en god samvariasjon med flomsedimentenes konsentrasjoner for elementer fra den andre gruppen (Cr, Co, Ni, Be og Al). Det er utviklet regresjonsmodeller for elementene i denne gruppen som viser at konsentrasjonene i referansesedimentet kan forklares av konsentrasjoner i flomsedimenter, fellingsagenser som Al, Fe, Mn i sedimentet og for enkelte elementer også omgivelsesfaktorer som nærhet til kyst og nedbørsmengder. En prinsipal komponent regresjon viser at flomsedimentene er påvirket av nedbørsmengde og nærhet til kyst. Svenske undersøkelser har vist at Pb har en lang forurensningshistorie. Atmosfæriske Pb avsetninger i kystnære områder kan ha hatt et antropogent påslag så langt som 2000 år tilbake. Konsentrasjoner av Pb i referansesedimentene viste imidlertid ingen korrelasjon til organisk innhold. Dette indikerer at de neppe var nevneverdig påvirket av atmosfæriske blyavsetninger da de ble avsatt, men i hovedsak var geologisk betinget. Hg, Se, Sb og V viser en signifikant korrelasjon med organisk innhold i referansesedimentene vilket kan indikere at det også er et naturlig atmosfærisk bidrag av disse elementene til innsjøsedimentene.

Vi konkluderer derfor med at for elementene Pb, Hg, As, Se, Cd og Cu er flomsedimentene i dette materialet påvirket av atmosfærisk avsetninger, sannsynligvis som følge av at organisk materiale fra toppsjiktet er transportert ned i profilen sammen med perkolerende vann. For elementer som ikke avsettes fra atmosfæren i nevneverdig grad (Cr, Ni, Zn, Co, Be, og Al) gir flomsedimentene og innsjøsedimentene overensstemmende resultater.

S- og N-tilførsel, jordforsuring og trærnes næringstilgang

Sogn, T.A., Abrahamsen, G., Nilsen, P., Sandvik, G. & Sitaula, B. K.

1 Eksperimentelt opplegg (Abrahamsen & Erstad 1995)

Feltforsøk

Et eksperimentelt gjødslingsforsøk i ung furuskog i Åmli, sør-Norge. Plantenæringsstoffene N, Mg og P tilføres skogen i ulike doser.

Hvert behandlingsledd har 3 gjentak.

Hver høst tas målinger av trærnes vekst og prøver av trærnes nåler..

Lysimeterforsøk

Jordsøyler med og uten små furuplanter tilføres kunstig sur nedbør med forskjellig pH, kombinert med tilførsel av nitrogen i doser på 0, 30 og 90 kg N/ha*år.

2 Effekt av plantevekst og N-tilførsel på jordvæske- og avrenningskjemi i lysimeterforsøket (Sandvik *et al.* 1995)

Tilførsel av N medførte signifikant økning i konsentrasjonen av NO_3^- , K^+ , Mg^{2+} og Ca^{2+} i avrenningen fra lysimetrene.

Økt tilførsel av N økte også mobiliteten av total Al og Mn^{2+} .

Ved tilførsel av 90 kg N/ha*år økte også konsentrasjonen av NH_4^+ i avrenningen, men konsentrasjonene er fortsatt lave.

3 Frigjøring av N_2O -gass fra lysimetre tilført N (Sitaula *et al.* 1995)

Utslipet av N_2O -gass fra jord økte med økt tilførsel av N. Gassutslippet tilsvarte 1.7% av tilført N ved tilførsel av 30 kg N/ha*år, og 1.6% av tilført N ved tilførsel av 90 kg N/ha*år. Det ser ut til at gassutslippet av N_2O øker lineært med N-tilførselen.

4 Næringscyklusmodellen NuCM anvendt på data fra lysimeterforsøket (Sogn *et al.* 1995, Sogn & Abrahamsen 1995)

NuCM ble kalibrert mot data fra kontrolleddet. Etter kalibrering reproduiserte NuCM relativt godt gjennomsnittsverdier for forsøksperioden. Modellen klarte imidlertid ikke reproduisere observerte sesongvariasjoner i jordvæske/avrenning.

Ved justering av et begrenset antall parametre simulerte modellen i noen grad endringene i jordvæske-/avrenningskjemien som følge av økt tilførsel av syre og N. Ved øket N-tilførsel, var sammenfallet mellom observerte og simulerte sesongvariasjoner forbedret i forhold til i kontrolleddet.

5 Trærnes vekst og næringstilstand i feltforsøket (Nilsen & Abrahamsen 1995)

Økt tilførsel av N resulterte i en signifikant økning av trærnes vekst. I behandlingsleddet tilført 30 kg N/ha*år økte veksten med 53% i forhold til kontrolleddet. Ved tilførsel av 90 kg N/ha*år økte veksten med 102% i forhold til kontroll.

Etter 5 år med gjødsling kunne fortsatt ingen signifikante effekter av økt P- og Mg-tilførsel på trærnes vekst observeres.

Etter 5 år med gjødsling var Mg-konsentrasjonen i nålene i behandlingsleddene tilført økt mengde N lavere enn i kontrolleddet. Dette gjelder også for de behandlingsleddene hvor N er tilført sammen med Mg og/eller P. Så langt er imidlertid ingen direkte mangelsymptomer observert.

Litteratur

- Abrahamsen, G. & Erstad, K.-J. 1995. Nutrient balance in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) forest. 1. Design of experiments. Water, Air, Soil pollut., In press.
- Nilsen, P. & Abrahamsen, G. 1995. Nutrient balance in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) forest. 5. Tree growth in field plot experiments. Water, Air, Soil pollut., In press.
- Sandvik, G., Sogn, T.A. & Abrahamsen, G. 1995. Nutrient balance in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) forest. 2. Effects of plant growth and N-deposition on soil solution and leachate chemistry in a lysimeter experiment. Water, Air, Soil pollut., In press.
- Sitaula, B. K., Bakken, L. R. & Abrahamsen, G. 1995. Nutrient balance in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) forest. 3. Fluxes of N₂O from lysimeter as influenced by nitrogen input. Water, Air, Soil pollut., In press.
- Sogn, T.A., Sandvik, G. & Abrahamsen, G. 1995. Nutrient balance in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) forest. 4. Testing the nutrient cycling model (NuCM). Water, Air, Soil pollut., In press.
- Sogn, T.A. & Abrahamsen, G. 1995. Simulating effects of S and N deposition on soil water chemistry by the nutrient cycling model, NuCM. Submitted, Ecological modelling.
-

Sammendrag av poster til TVLFs forskermøte 22.-24. januar 1996

Overproduksjon av ascorbate peroxidase i kloroplastene beskytter ikke mot ozon.

Gro Torsethaugen (Biologisk institutt, Universitetet i Oslo), Lynne H. Pitcher & Barbara A. Zilinskas (Rutgers University, NJ, USA), Eva J. Pell (Penn State University, PA, USA)

Innledning

Ozon (O_3) har ulike effekter på planter som; redusert fotosyntese, synlige skader, framskyndet aldring og redusert vekst. Virkningsmekanismene er lite klarlagt. Reduksjon av mengde og aktivitet av det CO_2 -fikserende enzymet rubisco er sannsynligvis årsaken til den O_3 -induserte reduksjonen av fotosyntesen (Pell et al. 1994). Dette kan skyldes en direkte oksidasjon av rubisco i kloroplastene, eller være forårsaket av signaler produsert utenfor kloroplastene. Mulige kandidater for slike signaler er; etylen, salisylsyre, eller aktive oksygen forbindelser (frie oksygen radikaler og hydrogen peroxid). Når O_3 reagerer med cellemembranen dannes det antagelig aktive oksygen forbindelser, disse kan oksidere komponenter i cellen som f.eks. enzymene i fotosyntesen. Hydrogen peroxid (H_2O_2) kan krysse membraner, og kan kanskje bidra til økt oksidativt potensialet i kloroplastene under O_3 -eksponering. Ascorbate peroxidase (APX) er et antioksidant enzym som bryter ned H_2O_2 til vann ved hjelp av ascorbate. Hvis konsentrasjonen av H_2O_2 i kloroplastene øker under O_3 -eksponering, forventer vi at økt APX-aktivitet vil beskytte plantene mot O_3 -indusert reduksjon av fotosyntesen. Vi har benyttet transgene tobakksplanter (*Nicotiana tabacum* Bel W3) som overproduserer ascorbate peroxidase i kloroplastene (Pitcher et al. 1994), og undersøkt om disse er mer beskyttet mot O_3 -stress enn de ikke-transgene kontroll plantene.

Material og metoder

Plantematerialet: transgene tobakksplanter (*Nicotiana tabacum* Bel W3) som overproduserer ascorbate peroxidase i kloroplastene. Tre ulike O_3 -eksponeringsforsøk ble utført i "continuous stirred tank reactors" i et kullfiltrert drivhus. Det første forsøket var en akutt eksponering med $250 \text{ nl l}^{-1} O_3$ (eller CF) i 4.5 timer med 6 planter i hver gruppe (behandling/genotype). Netto fotosyntese, stomata konduktanse, mengde etylen og mengde rbcS (rubiscos lille subenhet) mRNA ble målt like etter eksponering. Synlig skade ble kartlagt. Det andre forsøket var en kronisk eksponering med $80 \text{ nl l}^{-1} O_3$ (eller CF) i 4 timer pr. dag, i 7 dager. Det var 12 planter i hver plantegruppe. Hver dag etter eksponering, pluss de 5 neste dagene, ble en plante brukt til

Forkortelser; T; transgene planter, NT; ikke-transgene planter, CF; kullfiltrert luft, rubisco; ribulose biphosphate carboxylase oxygenase.

målinger av netto fotosyntese, stomata konduktanse, mengde totalt løselig protein, mengde rubisco, etylen utskillelse og APX-aktivitet. Eventuell synlig skade og akselerert aldring ble kartlagt. Siden dette forsøket ga få O₃-responser ble et tredje forsøket utført med 80 nl l⁻¹ O₃ (eller CF) i 8 timer pr. dag, i 7 dager på samme måte som det andre eksperimentet. Målingene ble foretatt på det samme bladet (nr. 5) på alle plantene, disse ble merket før forsøksstart. Alle forsøk ble gjentatt to ganger. Netto fotosyntese og stomata konduktanse ble målt med Li-6200 gas exchange system. Mengde etylen produsert ble målt med gasskromatografi. Protein ble ekstrahert, og separert med SDS-PAGE for bestemmelse av mengde rubisco (Eckhardt & Pell 1994). Totalt RNA ble isolert, separert på 1.2 % agarose gel og overført til Nytran membran ved Northern blotting. Membranene ble hybridisert til [$\alpha^{32}\text{P}$]-dCTP merkede prober for rbcS og rRNA. APX-aktivitet ble målt i et spektrofotometrisk essay, med forandring i absorbanse for ascorbat ved 290 nm (Nakano & Asada 1981).

Resultat/Diskusjon

Akutt O₃-eksponering

Synlige skader oppsto allerede 3 timer inn i den akutte O₃-eksponeringen. De mest skadede bladene var dekket med opptil 70 % nekrotiske flekker dagen etter eksponering. O₃-eksponeringen resulterte i redusert netto fotosyntese og stomata konduktanse målt like etter O₃-eksponering (tabell I) og dagen etter (ikke vist). Etylenproduksjonen var opptil 67 ganger større i de O₃-eksponerte plantene (tabell II). Nivået av rbcS mRNA i de O₃-eksponerte plantene var redusert sammenlignet med de CF eksponerte plantene, mens rRNA nivået var uforandret (ikke vist). Transgene og ikke-transgene planter responderte likt på alle målte plante- responser i det akutte forsøket.

Kronisk O₃-eksponering

Det andre forsøket resulterte i få O₃-responser, bortsett fra noe synlig skade mot slutten av eksponeringen (dag 6 og 7). APX-aktiviteten i de transgene plantene var ca. 3 ganger høyere enn i de ikke-transgene planter, men det var ingen effekt av O₃ (figur 1). I det tredje forsøket ble de første tegnene til synlig skade observert etter 2-3 dager med O₃-eksponering. De synlige skadene ligner på hypersensitivitetsreaksjonen som induseres av patogener, og vi tror den samme mekanismen kan være involvert i begge planteresponsene. Det var ingen effekt av O₃ på konsentrasjonen av totalt løselig protein eller rubisco, og ingen akselerert aldring ble observert. Netto fotosyntese og stomata konduktanse ble noe redusert (figur 2), men overraskende lite i forhold til de synlige skadene bladene hadde. En mulig forklaring på dette er at det foregår en kompensasjon mellom cellene i bladet. Når en celle dør blir proteinene nedbrutt og frie aminosyrer blir tilgjengelig. Dette kan potensielt tas opp og utnyttes for økt

proteinsyntese, og resultere i økt fotosyntese i de levende cellene. Transgene og ikke-transgene planter responderte likt på alle målte planteresponser i begge de kroniske O₃-eksponeringsforsøkene.

Konklusjon

Transgene tobakksplanter med overproduksjon av ascorbate peroxidase i kloroplastene er ikke mer beskyttet mot O₃-skader enn de ikke-transgene plantene. Dette kan tyde på at det oksidative potensialet i kloroplastene ikke øker under O₃-eksponering av planter.

Referanser:

Eckhardt N.A. & Pell E.J. (1994) O₃-induced degradation of Rubisco protein and loss of Rubisco mRNA in relation to leaf age in *Solanum tuberosum* L. *New Phytol.* 127: 741-748

Nakano Y. & Asada K. (1981) Hydrogen peroxide is scavenged by ascorbate specific peroxidase in spinach chloroplasts. *Plant Cell Physiol.* 22 (5): 867-880

Pell E.J., Eckardt N.A. & Glick R.E. (1994) Biochemical and molecular basis for impairment of photosynthetic potential. *Photosynthetic research* 39: 453-462

Pitcher L.H., Repetti P. & Zilinskas B.A. (1994) Overproduction of ascorbate peroxidase protects transgenic tobacco against oxidative stress. *Supplement to Plant Physiol.* 105:116

Tabell I Netto fotosyntese og stomata konduktanse målt like etter den akutte O₃-eksponeringen (250 nl l⁻¹ O₃ i 4.5 timer). Resultatene fra begge gjentakene av forsøket er vist som gjennomsnitt ± S.D. hvor n=3 for hver genotype/behandling.

	netto fotosyntese (μmol CO ₂ m ⁻² s ⁻¹)			
	T, O ₃	T, CF	NT, O ₃	NT, CF
Gjentak 1	5.5 ± 1.3	11.8 ± 0.7	4.4 ± 0.2	12.4 ± 1.2
Gjentak 2	7.0 ± 0.5	9.1 ± 0.7	6.5 ± 0.8	11.3 ± 1.6

	stomata konduktanse (mol H ₂ O m ⁻² s ⁻¹)			
	T, O ₃	T, CF	NT, O ₃	NT, CF
Gjentak 1	0.057 ± 0.02	0.141 ± 0.01	0.043 ± 0.01	0.165 ± 0.01
Gjentak 2	0.074 ± 0.01	0.141 ± 0.05	0.076 ± 0.02	0.202 ± 0.02

Tabell II Etylen utskillelse målt like etter den akutte O₃-eksponeringen (250 nl l⁻¹ O₃ i 4.5 timer). Resultatene fra begge gjentakene av forsøket er vist som gjennomsnitt ± S.D. hvor n=3 for hver genotype/behandling.

	nl etylen g tørrvekt ⁻¹			
	T, O ₃	T, CF	NT, O ₃	NT, CF
Gjentak 1	438.7 ± 46.2	29.8 ± 7.4	379.0 ± 109.2	15.6 ± 0.6
Gjentak 2	797.8 ± 92.9	11.9 ± 5.4	792.6 ± 83.9	30.3 ± 12.2

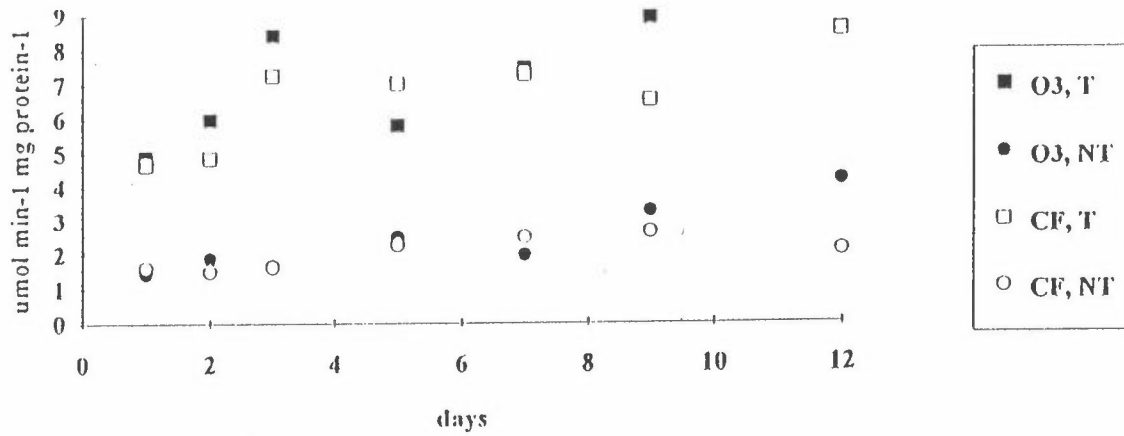
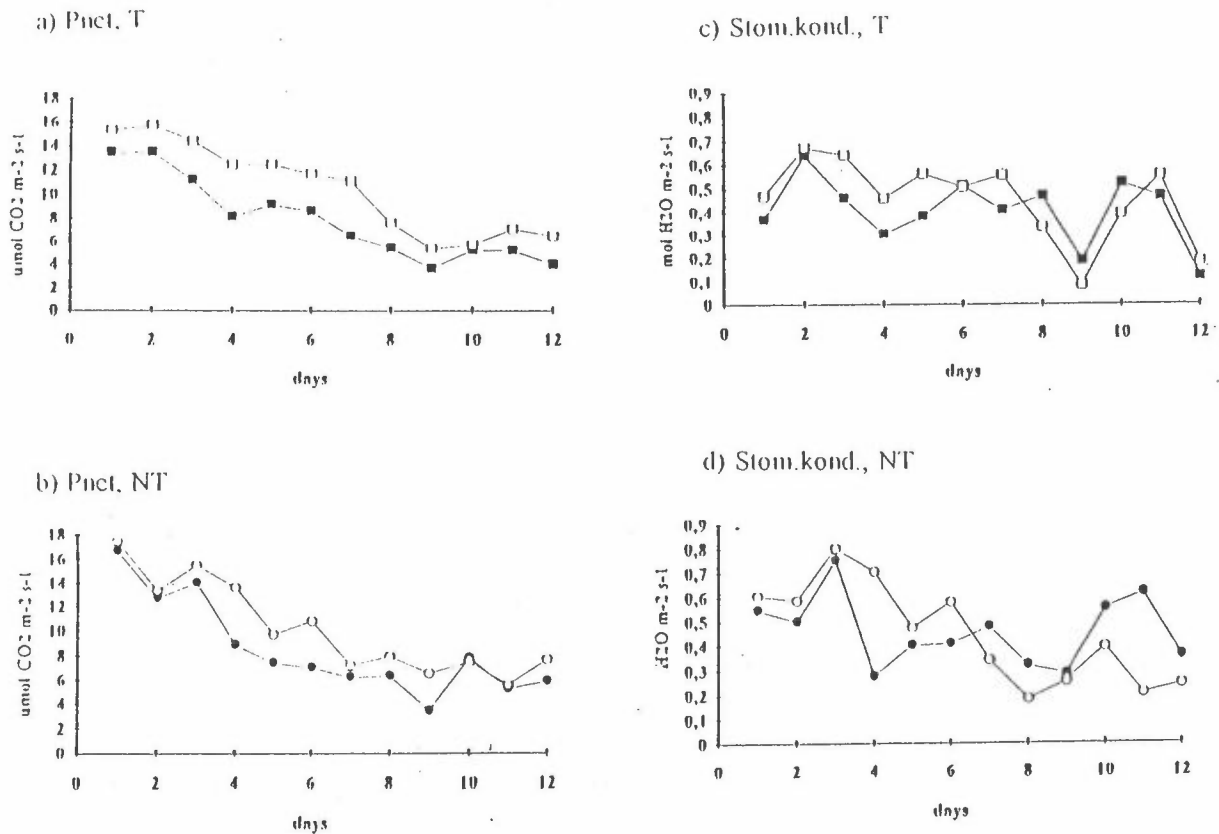


Figure 1; APX-aktivitet ($\mu\text{mol ascorbate oksidert min}^{-1} \text{ mg protein}^{-1}$) i det kroniske forsøket ($80 \text{ nl l}^{-1} \text{ O}_3$ (eller CF) i 4 timer pr. dag i 7 dager), pluss de neste 5 dagene. Ett datapunkt representerer APX-aktivitet i blad nr. 5 på en plante. Resultat fra ett av to gjentak er vist.



Figur 2; Gassutveksling under det kroniske forsøket ($80 \text{ nl l}^{-1} \text{ O}_3$ (eller CF) i 8 timer pr. dag i 7 dager), pluss de neste 5 dagene **a)** Netto fotosyntese ($\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) for de transgene plantene (T) **b)** netto fotosyntese for de ikke-transgene plantene (NT) **c)** Stomata konduktanse ($\text{mol H}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) for T. **d)** Stomata konduktanse for NT. Ett datapunkt representerer måling på blad nr. 5 (merket før forsøksstart) på en plante. Resultat fra ett av to gjentak er vist.

Sammenhenger mellom skogproduksjon/vegetasjonstyper og jordbunnskjemiske egenskaper

Per Varskog

Kjemisk institutt
Norges teknisk–naturvitenskapelige universitet (NTNU)
7034 Trondheim

Innledning

Med basis i et datamateriale med kjemiske parametere for humusprøver og feltregistreringer fra ca. 2 000 lokaliteter i Sør–Norge utført av Landsskogtakseringen i Norge (nå NIJOS) på 1980–tallet, er sammenhenger mellom jordkjemiske parametre og de faktiske forholdene for plantevekst registrert som skogproduksjonspotensiale (gran) og vegetasjonstyper undersøkt. Studien representerer en videreføring av arbeid utført av professor J. Låg, NLH basert på et tilsvarende materiale innsamlet på 1960–tallet. I flere studier ble bl. annet sammenhenger mellom jordbunnsmessige forhold og betingelser for plantevekst godt dokumentert (f. eks. Låg, 1971; 1974). Kjemiske parametere ble imidlertid bare i liten grad diskutert.

Undersøkelsen er basert på et kartleggingsmateriale. Med de forenklinger i prøvemethodikk og registreringer dette medfører, vil resultater og konklusjoner som framkommer her, være mindre detaljerte enn tilsvarende for småskalaundersøkelser eller modellforsøk. På den annen side gir en kartleggingsundersøkelse sikrere grunnlag for påvisning av generelle trender og kan derfor være nyttig som et supplement til lokalitetsspesifikke undersøkelser.

Metoder

Prøvene ble innsamlet i 1980-årene fra følgende fylker: Nord–Trøndelag, Oppland, Buskerud, Hordaland, Rogaland, Aust–Agder og Vest–Agder. Oppland og Buskerud, og Aust– og Vest–Agder ble slått sammen. Prøvelokalitetene ble valgt tilfeldig langs ytterkantene av fastlagte kartruter i områder med produktiv skog. Rutestørrelsen var 6.2×4.8 km.

Hver prøve ble satt sammen av 10 eller flere underprøver fra et område på ca. 100 m². Prøvene ble tørket ved 30 °C, siktet (< 2 mm) og deretter lagret tørt ved 10–20 °C. Materialet er analysert med hensyn på en lang rekke kjemiske parametere. I denne sammenhengen er følgende parametre ansett som relevante: glødetap (vannfri jord glødet ved 430 °C i fire timer), pH målt i vann (forholdet tørr jord – vann, 1 : 2.5) og utbyttbar aciditet og utbyttbare basekationer (5 g tørr jord i 1 M ammoniumacetat).

Følgende vegetasjonsparametere er brukt her: produksjonspotensial (m³ pr. år og hektar, bark inkludert) og vegetasjonstype (8 klasser, klassifikasjon: se poster). På grunn av forskjeller i

årlig vekstvolum mellom de boniterte treslagene (gran, bjørk og furu) er alle verdier for produksjonspotensial beregnet som for gran.

For mer utfyllende dokumentasjon angående prøvetaking, feltdata-definisjoner og analysemetoder henvises det til Flaten (1990) og Varskog (1992; 1995).

Resultater og diskusjon

For områdene sett under ett, var det liten sammenheng mellom de kjemiske egenskaper i humusprøvene og produksjonspotensialet. Produksjonspotensialet i Nord-Trøndelag og Oppland/Buskerud ble funnet å være mindre enn halvparten av produksjonspotensialet i Hordaland og Rogaland, mens det omvendte var tilfellet for basemetning (Fig. 1). Dette indikerer at klimatiske forskjeller mellom regionene har større betydning for produksjonspotensialet enn innholdet av lett-tilgjengelige kationer i jordsmonnet.

Tabell 1

Regionvis sammenligning av kjemiske parametre (basemetning og pH) i humusprøver og produksjonspotensial (beregnet som gran) for lokaliteter prøvetatt på 1980-tallet.

	Nord-Trøndelag	Oppland/Buskerud	Hordaland	Rogaland	Agder
N	284	412	477	294	439
Basemetning	28.0 ± 0.7	24.8 ± 0.7	13.9 ± 0.4	10.6 ± 0.4	11.5 ± 0.3
pH	4.07 ± 0.03	4.04 ± 0.03	4.23 ± 0.01	4.05 ± 0.01	3.86 ± 0.01
<i>Produksjonspotensiale</i>					
Gran	4.3 ± 0.2	3.9 ± 0.2	9.1 ± 0.4	8.4 ± 0.4	6.4 ± 0.3
Bjørk	4.0 ± 0.5	3.2 ± 0.4	7.8 ± 0.3	7.6 ± 0.4	3.2 ± 0.4
Furu	1.9 ± 0.2	3.1 ± 0.2	4.5 ± 0.3	4.1 ± 0.3	2.8 ± 0.1

Det ble også funnet store forskjeller i produksjonspotensial mellom de forskjellige treslag (Fig. 1); lokaliteter med furu hadde typisk mindre enn halvparten av produksjonspotensialet til lokaliteter med gran. Dette har antagelig skogbruksmessige årsaker. Det er sannsynlig at granplanting fortrinnsvis har blitt foretatt på gode lokaliteter, mens furu har dominert de dårlige lokalitetene.

Innen regioner så det imidlertid ut til å være noe sammenheng mellom de kjemiske egenskapene i jordsmonnet og forholdene for plantevekst. Resultater fra faktoranalyser av jordkjemiske parametre og vegetasjonsparametrene (ikke vist her; se poster) antydte økt produksjonspotensial og rikere vegetasjonstyper med avtagende glødetap og surhet i jordprøvene. Bare i Nord-

Trøndelag og Oppland/Buskerud ble det funnet sammenheng mellom rike vegetasjonstyper og høyt innhold av utbyttbart kalsium i jorda.

Sammenligning av jordbunnskjemiske egenskaper for henholdsvis lavt og høyt produksjonspotensial viste signifikant høyere humusinnhold (målt som glødetap) for lavt boniterte lokaliteter (Fig. 1a). Det samme var tilfelle for lokaliteter med fattige vegetasjonstyper sammenlignet med lokaliteter med rike vegetasjonstyper (Fig. 2a). For Nord-Trøndelag og Oppland/Buskerud var det signifikant sammenheng mellom høy basemetning og rike vegetasjonstyper (Fig. 2b).

Resultatene kan tyde på at innholdet av basekationer i jorda sjelden er avgjørende for betingelsene for plantevekst. Særlig gjelder dette ved sammenligning over store områder, hvor forskjellene i klima antagelig helt dominerer vekstbetingelsene. Den påviste økningen i humusinnhold forbundet med dårlige vekstbetingelser skyldes antagelig humusakkumulering, og er i så fall mer et resultat av dårlige vekstbetingelser enn en årsak til dem. Fordi kationbytteegenskaper og surhet i overflatejord domineres av humusinnholdet, vil også disse egenskapene være avhenging av graden av humusakkumulering.

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.

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

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

Varskog, P. 1992: *Jordbunnskjemiske egenskaper i Nord-Trøndelag*. NGU-rapport 92.188.

Varskog, P. 1995. *A study of the chemical composition of Norwegian forest soils with relation to climatic, pedological and edaphic factors*. Dr.scient. avhandling. Universitetet i Trondheim – AVH.

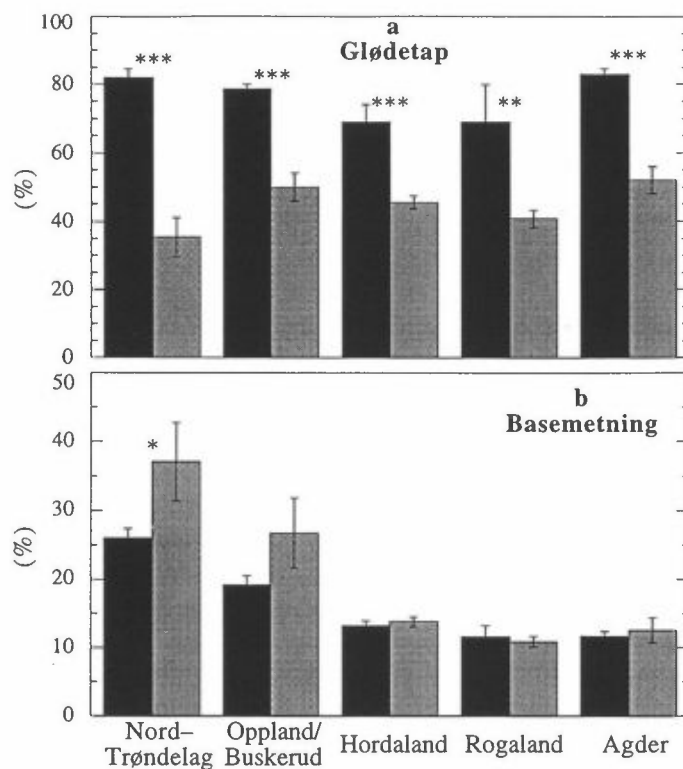


Fig. 1 Forskjeller i glødetap (a) og basemetning (b) i humusprøver mellom lokaliteter med lavt og høyt produksjonspotensial. Feil angitt som standard feil i middel. Student-t signifikans nivå: *** – $p < 0.0005$, ** – $p < 0.001$, * – $p < 0.05$.

■ Årlig skogproduksjon ikke over $1.2 \text{ m}^3 \text{ hektar}^{-1}$ ■ Årlig skogproduksjon over $8.5 \text{ m}^3 \text{ hektar}^{-1}$

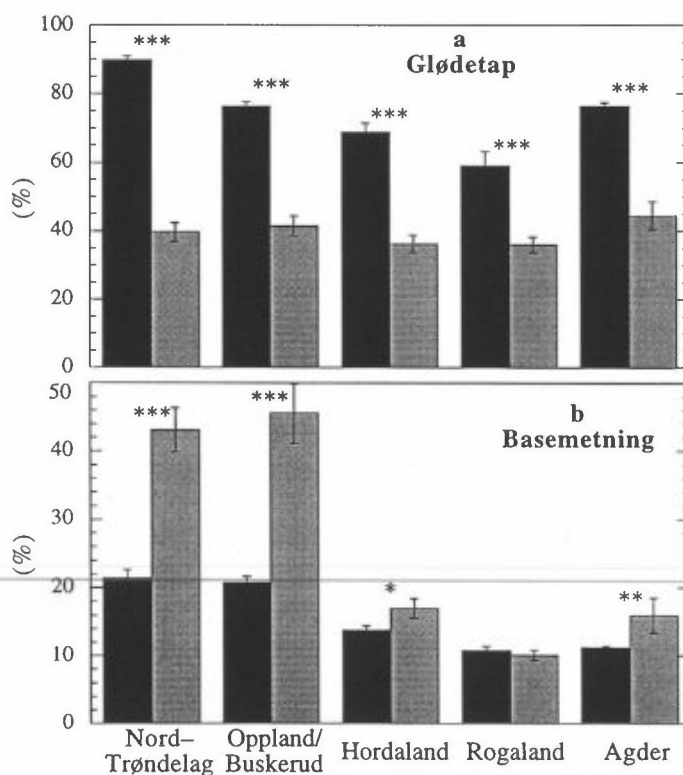


Fig. 2 Forskjeller i glødetap (a) og basemetning (b) i humusprøver mellom lokaliteter med fattige og rike vegetasjonstyper. Feil angitt som standard feil i middel. Student-t signifikans nivå: *** – $p < 0.0005$, ** – $p < 0.001$, * – $p < 0.05$.

■ Vegetasjonstype 1-3 ■ Vegetasjonstype 6-8

Påvirkes ørretens (*Salmo trutta* L.) fødeopptak av eksponering til surt vann med ustabil aluminiumskjemi under eggutviklingen ?

Østbye, K.¹, Heibo, E.¹, Andersen, R. A.¹, Kristjánsson, L.T.¹, Poléo, A.B.S.² & Vøllestad, L.A.¹

Universitetet i Oslo, Biologisk institutt, zoologisk avdeling ¹, avdeling for generell fysiologi ², Postboks 1050 Blindern, 0316 Oslo.

Forsuring fører til reduksjon i fiskebestander og at sensitive arter dør ut. Forsuringsskadene er så omfattende at forsuring av vann og vassdrag regnes som det største miljøproblemet i Norge. Ved forsuring mobiliseres aluminium (Al) fra jordsmonnet og gir forhøyede konsentrasjoner i vann. Det er høye konsentrasjoner av uorganisk Al som fører til fiskedød og skader (Baker & Schofield 1982, Driscoll *et al.* 1980). Mye tyder på at Al-polymerisering er en viktig faktor for mekanismen bak den toksiske effekten av aluminium på fisk (se Poléo 1995). Toksiske forhold med pågående Al-polymerisering kan bl.a. finnes i elver og innsjøer der det oppstår blandsoner mellom surt aluminiumsrikt- og "nøytralt" vann (Rosseland *et al.* 1992, Poléo *et al.* 1994). Forhøyede Al-konsentrasjoner i et vassdrag faller ofte i tid sammen laksefiskenes reproduksjon eller tidlige utvikling.

Økte konsentrasjoner av aluminium (og høyere pH) er funnet i gytegrus i forhold til selve elvevannet under isavsmelting (Gunn & Keller 1984), dette kan tyde på at stadier som er lokalisert i gytegrusen kan være mer utsatt for toksiske forhold enn frittsvømmende stadier. Stor forskningsinnsats har vært rettet mot de letale effektene av å eksponere fisk til surt aluminiumsrikt vann (Sayer 1993), men Al synes også å gi sub-letale effekter på furasjerings effektivitet hos bl.a. plommesekkkyngel (Gunn & Noakes 1985, Farag *et al.* 1993, Cleveland *et al.* 1986).

Selv om pågående Al-polymerisering har akutt toksisk effekt på fisk, vet vi lite om de sub-letale virkningene på de tidligste livshistoriestadiene. Det er også ukjent om (og evt. når under embryogenesen) eksponering kan gi sub-letale effekter i form av endringer i ulike adferdsmønstre senere i fiskens liv. Endringer i adferdsmønstre kan være en av mekanismene som fører til reduserte bestander. Vi studerte derfor effektene av surt aluminiumsrikt vann på tidlige livshistoriestadier (embryo) av ørret. Både mortalitet og utviklingsrater på egg og plommesekkkyngel, og furasjeringsadferd hos yngel som hadde gått over på eksogen føde har blitt undersøkt. Her presenteres bare foreløpige resultater av disse studiene med vekt på adferdsdelen siden mye arbeid gjenstår hva angår bearbeiding og publisering (og midler mangler).

Vannkjemi

Vi valgte å bruke høye, men tilnærmet naturlige konsentrasjoner av aluminium. Ørretegg ble eksponert for to ulike vannkvaliteter etter befruktning og frem til klekking. Egg ble eksponert for ustabil Al-kjemi i eksponerings-kammeret (pH: 5.78, Ca: 3.1mg/l, Al_{tot}: 252µg/l), mens kontroll-eggene ble eksponert for rent Maridalsvann i kontrollkammeret (pH: 6.48, Ca: 3.1mg/l,

Al_{tot} : 52 μ g/l). Vanngjennomstrøming, pH, ledningsevne og temperatur ble målt hver dag. Det ble ved fire anledninger gjennomført aluminiumsanalyser og fraksjonerings (tabell 1)..

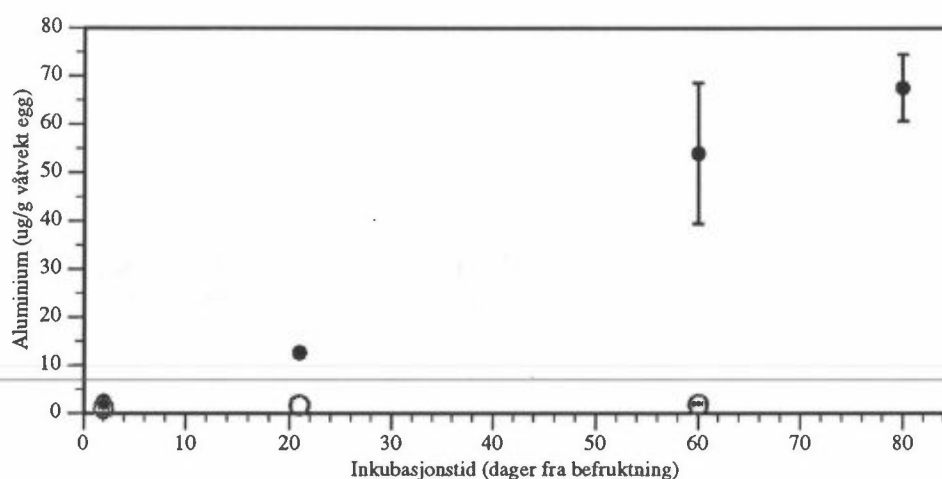
Tabell 0.1 Vannkjemiske forhold for de eksponerte eggene. Alle verdier er gjennomsnittsverdier med standardavvik eller min-maks verdier i parentes. Al_a =totalt innhold av monomert aluminium, Al_o =organisk monomert aluminium, Al_i =uorganisk monomert aluminium, Al_{tot} =totalt innhold av aluminium.

Beskrivelse	vann-flow l/min	pH	X μ S/cm	T ° C	Ca mg/l	Al_a μ g/l	Al_o μ g/l	Al_i μ g/l	Al_{tot} μ g/l
Eksponerings-kammer	3.1	5.78 (5.5-6.0)	21.8 (1.30)	6.0 (0.9)	3.1	400.3 (64.7)	148.0 (25.1)	252.3 (41.2)	635.8 (82.9)
Kontroll-kammer	2.9	6.48 (6.4-6.7)	20.7 (0.95)	6.8 (0.7)	3.1	18.2 (5.0)	17.3 (3.5)	0	52 (2.6)

Eksponering av egg

En hunn og en hann-ørret fra Ulvenvannet (i Lier) ble brukt til forsøket (en søskengruppe). Eggene ble tørrbefruktet og fordelt på eksponeringskammeret og kontrollkammeret innen 2 minutter etter befruktning. På denne måten fikk eggene svulle i de ulike vannkvalitetene. Døde og ubefruktede egg ble registrert og fjernet hver dag. Utviklingstiden (målt i døgngrader) fram til median klekkesetid ble også registrert. Fra eksponeringskammeret tok vi ut et tilfeldig utvalg egg (>75) etter: 2 dager, 21 dager, 60 dager og ved klekking (80 dager). Eggene som ble tatt ut fra eksponeringskammeret ble overført til kontrollvann der de klekkes og yngelen gikk fram til adferdsforsøket start. Ved overføring ble det også tatt ut egg (ca 5 egg) til analyse av totalinnhold av aluminium (figur 1).

Egg fra Al-eksponering og kontroll klekkes ved samme antall døgngrader (ca 473 dgr). Den høye akkumulerings-raten av aluminium på egget viser at eggmembranen har høy affinitet for aluminium. Eksponering til aluminium førte ikke til høyere egg-dødlighet enn eksponering til kontrollvann. Plommeseckkyngel fra lange aluminiums-eksponeringer hadde derimot høyere dødlighet enn plommeseckkyngel fra kontrollvann. Surt aluminiumsrikt vann har derfor en negativ effekt som først uttrykkes ved et senere stadium. Det ble observert ufullstendig klekking kun i gruppen som hadde lengst eksponeringstid for aluminium (80 dager).

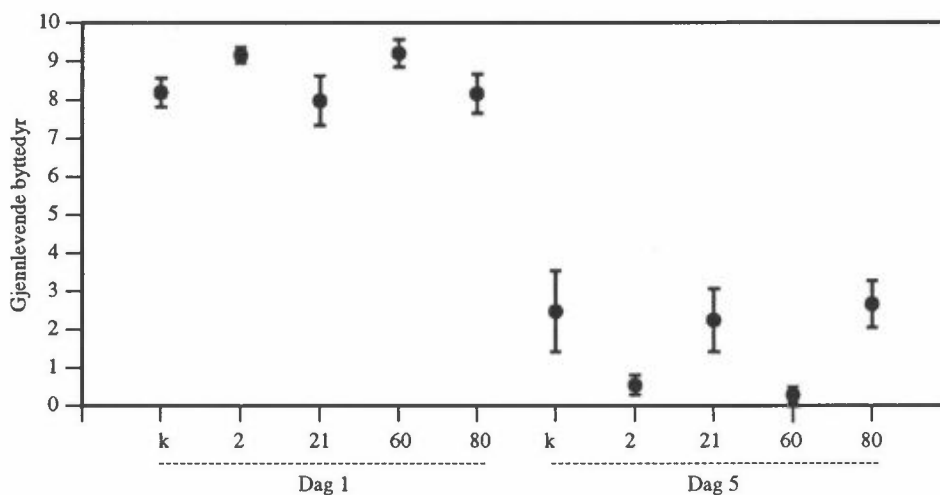


Figur 0.1 Totalinnhold av aluminium (gjennomsnitt \pm standard feil) i egg tatt ut ved ulike eksponeringstider. Fra hver gruppe er ca 5 egg analysert. Lukkede sirkler er Al-eksponerte egg, mens åpne sirkler er kontroll-egg.

Adferdsforsøket

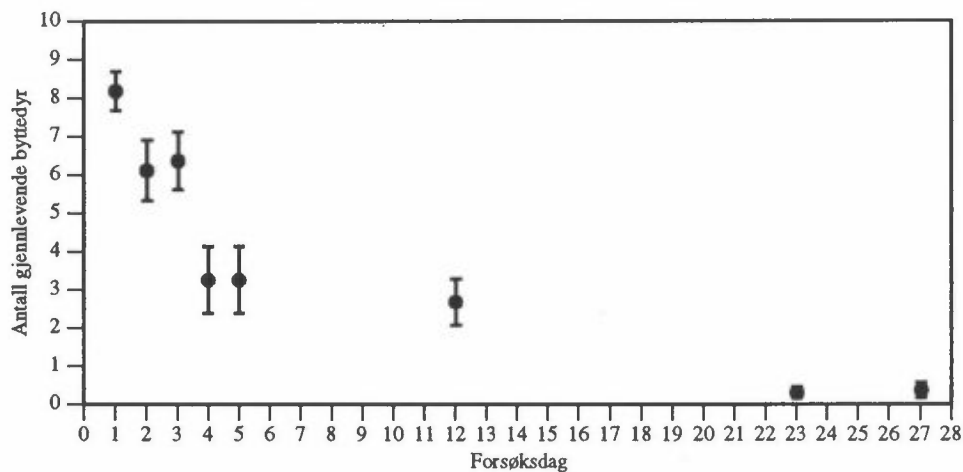
Etter at yngelen hadde brukt opp plommesekken ble 16 individer fra hver av gruppene overført til individuelle testkammerer. Kammeret bestod av et volum på 2 liter der sidene og halve taket var dekket med sort plast. Yngelen ble testet individuelt. Hver fisk ble aklimert i 2 døgn før forsøket startet. Forsøksstart var ved samme antall døgngrader for hver eksponeringsgruppe. Fisken hadde aldri tidligere fått eksogen føde. Hver fisk ble gitt 10 stk *Daphnia magna* i en størrelsesgruppe som yngelen lett kunne spise. Det ble talt opp antall gjenlevende og døde *Daphnia* etter henholdsvis 15 minutter, 4 timer og 24 timer. Hver gruppe ble testet i alt 8 ganger (dag 1, 2, 3, 4, 5, 12, 23 og 27), for å finne furasjeringseffektiviteten og læringsevne for de ulike gruppene. I dagene det ikke ble gjort forsøk fikk fisken den samme mengden *Daphnia*. I tillegg ble det gjort et forsøk med hver gruppe der hele furasjeringsssekvensen innen 15 minutter ble observert, dvs antall angrep, vellykkede fangster, bom o.s.v.

Alle gruppene startet eksogent fødeopptak ved første forsøksdag. De første dagene var det gjenlevende *Daphnia* fra 4 timer opptil 24 timer etter forsøksstart. Senere var de fleste *Daphnia* spist etter 15 min. Vi har derfor valgt å presentere observasjoner gjort innen 15 minutter i denne framstillingen. Furasjeringseffektiviteten er ikke forskjellig for de ulike gruppene (figur 2). Heller ikke læringsevnen ser ut til å være påvirket av aluminiumseksponeringen (figur 3).



Figur 0.2 Furasjeringseffektivitet (antall gjenlevende *Daphnia* etter 15 minutters furasjering)(gjennomsnitt ± standard feil) ved dag 1 og dag 5 for de ulike gruppene. k=kontroll, 2=2 dager, 21=21 dager, 60= 60 dager og 80=80 dager i Al-eksponering.

Det siste adferdsforsøket tok for seg observasjoner av furasjeringsssekvensen de første 15 minuttene etter tilsetning av *Daphnia*. Det var stor individuell variasjon i furasjeringsmønster og effektivitet. Heller ikke her så det ut til at det var forskjeller mellom eksponerte individer eller kontrollindivider. Vi observerte imidlertid at eksponert fisk (de som hadde vært lengst eksponert) hadde en tendens til å spise "imaginære" bytteobjekter, dvs de angrep byttedyr som ikke fantes.



Figur 0.3 Læringskurve basert på antall gjenlevende *Daphnia* etter 15 minutters furasjering (gjennomsnitt \pm standard feil) for dager etter forsøksstart (dag 1). Her er kun en gruppe (80 dagers eksponering til Al) tatt ut for å vise det generelle læringsmønstrer. Alle gruppene viste tilsvarende læringskurver.

Konklusjon

Hverken konsentrasjonen av toksisk aluminium i vannet, eller inkubasjonstiden med påfølgende aluminiums-akkumulasjon ser ut til å gi nevneverdige reduksjoner i furasjeringseffektivitet og læringsevne hos individer eksponert for Al under embryonalstadiet. Fra disse forløpige resultatene ser det ut til at selv ekstrem Al-polymerisering har liten effekt på embryonalstadiet (egg stadiet) hos ørret når det gjelder sub-letale effekter på de undersøkte furasjeringmønstre.

Referanser

- Baker, J.P. & Schofield, C.L. 1982. Aluminum toxicity to fish in acidic waters. *Water air soil pollut.* 18: 289-309.
- Cleveland, L., Little, E.E., Hamilton, S.J., Buckler, D.R. & Hunn, J.B. 1986. Interactive toxicity of aluminium and acidity to early life stages of brook trout. *Trans. Am. Fish. Soc.* 115: 610-620.
- Driscoll, C.T., Baker, J.P., Bisogni, J.J., & Schofield, C.L. 1980. Effects of aluminium speciation on fish in dilute acidified waters. *Nature* 284: 161-164.
- Farag, A.M., Woodward, D.F. & Little, E.E. 1993. The effects of low pH and elevated aluminum on yellowstone cutthroat trout (*Oncorhynchus clarki bouvieri*). *Environ. Toxicol. and Chem.* 12: 719-731.
- Gunn, J.M. & Keller, W. 1984. Spawning site water chemistry and lake trout (*Salvelinus namaycush*) sac fry survival during spring snowmelt. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41: 319-329.
- Gunn, J.M. & Noakes, D.L.G. 1987. Latent effects of pulse exposure to aluminium and low pH on size, ionic composition, and feeding efficiency of lake trout (*Salvelinus namaycush*) alevins. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 1418-1424.
- Poléo, A.B.S. 1995. Aluminium polymerization - a mechanism of acute toxicity of aqueous aluminium to fish. *Aquat. Toxicol.* 31: 347-356.
- Poléo, A.B.S., Lydersen, E., Rosseland, B.O., Kroglund, F., Salbu, B., Vogt, R.D. & Kvellestad, A. 1994. Increased mortality of fish due to changing Al-chemistry of mixing zones between limed streams and acidic tributaries. *Water air soil Pollut.* 75: 339-351.
- Rosseland, B.O., Blakar, I., Kroglund, F., Kvellestad, A., Lydersen, E., Staurnes, M., Salbu, B., Vogt, R. & Bulger, A. 1992. The mixing zone between limed and acidic river waters: complex aluminium chemistry and extreme toxicity for salmonids. *Environ. Pollut.* 78: 3-8.
- Sayer, M.D.J., Reader, J.P. & Dalziel, T.R.K. 1993. Freshwater acidification: effects on the early life stages of fish. *Rew. Fish. Biol. and Fish.* 3: 95-132.

ACIDIFICATION IN NORWAY - STATUS AND TRENDS
I. THE NORWEGIAN MONITORING PROGRAMME FOR LONG-RANGE
TRANSPORTED AIR POLLUTANTS

T. Johannessen.

The Norwegian Pollution Control Authority , P.O. Box 8100 Dep, 0032 Oslo

Abstract. Man-made emissions of sulphur and nitrogen in Europe is acidifying the precipitation in Norway. Extensive research activities in the seventies (the "SNSF"-project) clearly showed that acidification has a strong impact on the environment in Southern Norway. In order to further evaluate the cause-effect relationships and changes over time, a monitoring programme covering deposition, surface- and groundwater, fish populations and invertebrates was initiated by the Norwegian Ministry of Environment. Intensive studies are now performed in all regions of Norway by the Norwegian Institute for Air Research (NILU), the Norwegian Institute for Water Research (NIVA), the Norwegian Institute for Nature Research (NINA), the Norwegian Forest Research Institute, the Geological Survey of Norway (NGU) and the University of Bergen (UIB). The Norwegian State Pollution Control Authority (SFT) is responsible for the overall coordination of the programme and the financing of air and water monitoring, while the Directorate for Nature Management (DN) is financing the monitoring of fish and invertebrates.

(Article accepted for publication in *Water, Air and Soil Pollution* (in press)).

SULPHUR AND NITROGEN DEPOSITION IN NORWAY, STATUS AND TRENDS

K. Tørseth and A. Semb

Norwegian Institute for Air Research P.O. Box 100, 2007 Kjeller, Norway

Abstract. The total deposition of sulphur and nitrogen components in Norway during the period 1988-1992 has been estimated on the basis of measurement data of air- and precipitation chemistry from the national monitoring network. The total deposition of sulphur during the period is estimated to 150 000 tons S · year⁻¹, whereas the total nitrogen deposition was estimated to 159 000 tons N · year⁻¹. There are large regional variations in depositions with highest values in the southwestern part of Norway. The monitoring activity in Norway have provided deposition data over a period of 25 years making it possible to follow changes in emission patterns over time, variations from year to year and establish pollutant levels in different regions of Norway. Since 1980 there has been a significant reduction in the sulphur concentrations both in air and precipitation. In precipitation the concentrations are reduced by 30-40 percent in Southern Norway and 40-50 percent in Central- and Northern Norway. Even larger reductions are observed in air concentrations with 60-70 percent reduction in Southern Norway and 50-60 percent reduction in Northern Norway. For nitrogen components there are generally no significant trends in concentration levels nor in precipitation or air. The observed trends are comparable with reported trends in emission. Time serie analysis (1980-1994) of annual mean concentrations of sulphur dioxide and sulphate in air, non seasalt sulphate, nitrate and ammonium in precipitation, precipitation amounts and wet deposition at four stations representing different regions of Norway (Birkesnes, Kårvatn, Tustervatn and Jergul) will be presented.

(Article accepted for publication in *Water, Air and Soil Pollution* (in press)).

ACIDIFICATION IN NORWAY - STATUS AND TRENDS II. SURFACE- AND GROUNDWATER

A. Henriksen, B.L. Skjelkvåle, and E. Lydersen.

Norwegian Institute for Water Research, P.O.Box 173 Kjelsås, 0411 Oslo, Norway

Abstract. Surface water (weekly sampling) and precipitation (daily measurements) are monitored in six calibrated catchments, five located in southern Norway and one in northernmost Norway close to the Russian border. Groundwater (monthly sampling) is monitored in four reservoirs in Southern Norway. 100 lakes located all over Norway are surveyed each fall. Nineteen rivers in western and southern Norway are monitored by monthly sampling. Since 1980 the sulphate concentrations in the calibrated catchments, rivers and lakes have decreased by 30-35%, corresponding to the reduction in sulphur deposition. During the last three years the water quality both in surface- and groundwater has improved through increased pH and acid neutralizing capacity (ANC), thus giving improved conditions for fish. In coastal areas in southwestern and western Norway, however, the positive trend has been counteracted by strong seasalt episodes due to heavy winter storms occurring in the last three years.

(Article accepted for publication in *Water, Air and Soil Pollution* (in press)).

ACIDIFICATION IN NORWAY - STATUS AND TRENDS III. ACIDIFICATION OF SOILS

A. O. Stuanes¹ I. Røsberg² and G. Abrahamsen¹

¹Department of Soil and Water Sciences, Agricultural University of Norway, P.O.Box 5028, 1432-Ås, Norway.

²Norwegian Forest Research Institute, Høgskoleveien 12, 1432-Ås, Norway

Abstract. Changes in soil chemistry have been followed as part of the monitoring programme. Soil plots has been established in the calibrated catchments and in the larger catchments of three monitored rivers. Four soil plots of about 10 m by 20 m were established within each catchment in areas with relatively homogeneous soil and vegetation. Multiple soil cores were taken at 50 points in a grid from each plot (repeated four times) and the samples were pooled by depths. Each soil core was divided by soil horizon, by predefined depths or by a combination of these, usually giving one soil sample per each 2-cm-depth down to about 15 cm. The soil pH measured in water suspension varied for all soils between 3.5 and 4.9. Base saturation measured at pH 7 varied between 2% and 22% with the highest values in the upper, more humus rich layers. All of the monitored catchments include acid soils poor in base cations. After eight years the plots were resampled using the same procedure as for the first sampling. There were generally small if any differences in soil pH between the two sampling years. However, the base saturation was generally higher in all plots at the second sampling compared with the first. There are no clear effects of the different pollution regimes in the various catchments. It must be emphasized, however, that eight years is a short period for measuring long-term soil chemical changes.

(Article accepted for publication in *Water, Air and Soil Pollution* (in press)).

ACIDIFICATION IN NORWAY - STATUS AND TRENDS

IV. BIOLOGICAL MONITORING - FISH

Historical changes in land area with damaged fish stocks in Norway due to acidification

T. Hesthagen¹, I. H. Sevaldrud² and H. M. Berger¹

¹Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim, Norway. ,² 3522 Bjonerøa, Norway

Abstract. The biological monitoring programme includes studies of both invertebrates and fish in lakes and rivers. Documentation of damage to fish populations are carried out by means of questionnaires, testfishing and electrofishing. Documentation of lake-dwelling fish damages associated with acidification in the four southernmost counties in Norway was initiated in the early 1970s. Fish status defined as either unaffected, reduced or lost, and time when these damages occurred in terms of 10-years intervals, were obtained from questionnaires. Later, these investigations continued and extended to cover all areas in southern Norway. In 1975-1978 fish damages were recorded in an area of about 33.000 km², of which nearly complete elimination was recorded in 13.000 km². Documentation of these damages has continued in the monitoring programme, including historical changes in affected area obtained from plotting location of lakes inhabited by fish stocks that were lost or reduced in different time periods. The total land area containing damaged fish stocks have increased from 1417 km² at the end of the 1930's (per 1940) to 51.500 km² per 1990. Hence, there have been an increase in affected area from 1975/78 to present of 18.500 km². During the two last decades, the most serious damages have taken place in western Norway and parts of eastern Norway. However, the most serious damages are still recorded in southernmost Norway. In northern Norway, there is a small damaged area at Jarfjordfjellet region in eastern Finnmark, caused by acidic precipitation from the Kola

(Article accepted for publication in Water, Air and Soil Pollution (in press)).

ACIDIFICATION IN NORWAY - STATUS AND TRENDS

V. BIOLOGICAL MONITORING -INVERTEBRATES

G. G. Raddum and A. Fjellheim.

Institute of Zoology, University of Bergen, Allègaten 41, N-5007 Bergen, Norway

Abstract. The biological monitoring programme includes studies of both invertebrates and fish in lakes and rivers. The programme for studies of invertebrates started in 1981 and is based on qualitative kick-samples from 8 river catchments based on a permanent station net with 10 to 20 sampling sites, which are sampled each spring and fall. The stations include tributaries to the main river course, as well as stations in the main river. The samples are analysed on species level and sorted on the basis of acid sensitive and less sensitive species. On the basis of the results acidification indexes are calculated. The selected rivers are located in a gradient covering the range of acidic deposition recorded in Norway. The most affected rivers have shown a very stable and highly "acidified" community (13 years). The less acid rivers, however, show a tendency to slight improvement of conditions since the mid 80's, especially when the fall samples are used, thus reflecting the decreased inputs of sulfur compounds. The spring samples show ~~show more variable results, because of varying snow smelt conditions during the years.~~ Storm events during mild winters may also lead to episodic acidification due to large amounts of sea salts in deposition. This is normally reflected in the spring community, but not in the fall community because of a new generation of the invertebrates are present at this time of the year.

(Article accepted for publication in Water, Air and Soil Pollution (in press)).

Vedlegg A
Program for møtet

Lufttransporterte forurensninger Tilførsler, virkninger og tålegrenser

Forsker møte 22.–24. januar 1996
Klækken hotell, Hønefoss

Program

Mandag 22.1.1996

- | | |
|-----------|--|
| 0900–1015 | Registrering, kaffe |
| 1015–1035 | Velkommen ved Anton Eliassen, DNMI
“Behov for sur nedbørforskning i et europeisk perspektiv” |
| 1035–1105 | Lars Walløe, Norges forskningsråd:
“Tilførsler og virkninger av lufttransporterte forurensninger” |
| 1105–1120 | Kaffe |

Luft – utslipp, transport og avsetning Ordstyrer Anton Eliassen, DNMI

- | | |
|-----------|---|
| 1120–1200 | Øystein Hov, UiB:
“Endringer i troposfærens ozon over Europa som følge av utslipp fra bakkekilder og flytrafikk” |
| 1200–1220 | Frode Stordal, NILU:
“Hovedresultater fra NILUs deltagelse i TOR-prosjektet (Tropospheric ozone research)” |
| 1220–1240 | Jozef M. Pacyna, NILU:
“Utslipp, transport og avsetning av tungmetaller og organiske forbindelser” |

1240–1300	Sophia Mylona, DNMI: “The effect of historical emission changes and meteorological variability on sulphur loadings in Europe”
1300–1400	Lunsj
1400–1420	Torunn Berg, NILU: “Utvikling av kalibreringsfaktorer for mose”
1420–1500	Eiliv Steinnes, UNIT-AVH: “Er kvikksølv et miljøproblem i Norge?”
1500–1530	Diskusjon
1530–1630	Poster-presentasjon
1630–1650	Kaffe

Jord

Ordstyrer Tor Johannessen, SFT

1650–1730	Gunnar Abrahamsen, NLH: “Svovel og nitrogen tilførsel - Jord-forsuring og plantenes næringstilgang”
1730–1750	Trine Sogn, NLH: “Akkumulering av nitrogen - en kritisk parameter for beregning av tålegrenser for nitrogen i skog”
1750–1810	Britt Lisa Skjelkvåle, NIVA: “Forvittringshastigheter i økosystemer påvirket av sur nedbør, bestemt ved bruk av Sr-isotoper”
1810–1830	Sverre Teveldal, NISK: “Kvantifisering av forvitring”. Resultater fra jordkolonne-forsøk.

1830–1900 Diskusjon

2000 Middag

Tirsdag 23.1.1996

0730 Frokost

Vegetasjon

Ordstyrer Else Løbersli, DN

0830–0910 Klaus Høiland, UiO:
“Effekter av langtransporterte forsureninger på biodiversitet i terrestriske økosystemer”

0910–0930 Halvor Aarnes, UiO:
“Effekter av ozon og nitrogen på planter”

0930–0950 Leiv Mortensen, SFL:
“Ozon og klima - Effekter av tåle-grenseoverskridelser på bjørk og fjellplanter”

0950–1010 Rune H. Økland, UiO:
“Effekter av langtransporterte luftforurensninger på vegetasjon i boreal barskog: Resultater av fem års undersøkelser i Solhomfjell-området, Gjerstad, Aust-Agder”

1010–1030 Inger Nordal, UiO:
“Nitrogen-nedfallets betydning for utvalgte arter i fjell- og heiområder i Norge”

1030–1050 Kaffe

1050–1110 Leiv Mortensen, SFL:
“Vinterfysiologi hos røsslyng med ulik nitrogen-status”

- 1110–1130 Tor Erik Brandrud, NIVA:
“Nitrogenets innvirkning på mykorrhiza-soppfloraen”
- 1130–1150 Inga E. Bruteig, UNIT:
“Effekt av simulert sur nedbør på vekstrate hos epifyttisk lav”
- 1150–1215 Diskusjon
- 1215–1330 Lunsj

Skog

Ordstyrer Rune H. Økland, UiO

- 1330–1400 Geir-Harald Strand, NIJOS:
“Naturlige faktorer og luftforurensningers innvirkning på skogens sunnhetstilstand i Norge”
- 1400–1420 Jan Mulder, NISK:
“Effekter av aluminium i skog. Resultater fra piloteksperiment.”
- 1420–1440 Mette Thomsen, NISK:
“Analyse av skogskader i forhold til langtransporterte luftforurensninger”
- 1440–1500 Svein Solberg, NISK:
“Overskridelse av tålegrenser for sur nedbør i skog: Hvilke effekter ser vi på overvåkingsflatene?”
- 1500–1520 Diskusjon
- 1520–1610 Kaffe og poster sesjon
-

Vannbiologi

Ordstyrer Bror Jonsson, NINA

1610–1630	Asbjørn Vøllestad, UiO: “Fluktuerende asymmetri hos fisk: Egnet som indikator på forsurening?”
1630–1700	Arne Henriksen, NIVA: “Tålegrenser for forsurening i overflatevann. Bør vi ha en variabel kritisk verdi for ANC?”
1700–1720	Trygve Hesthagen, NINA: “Analyse av overskridelser av tålegrenser for overflatevann og skader på fiskebestander i områder med lave overskridelser”
1720–1740	Kaffe
1740–1800	Torbjørn Forseth, NINA: “Metabolske effekter av forsurening på ferskvannsfisk”
1800–1820	Bjørn Olav Rosseland, NIVA: “Aluminiumskjemi i ferskvann og fysiologiske effekter på fisk”
1820–1840	Ann Kristin L. Schartau, NINA: “Effekter av forsurening og kadmium-forurensning på populasjoner og -samfunn av limnisk zooplankton”
1840–1900	Diskusjon
2000	Middag

Onsdag 24.1.1996

0730 Frokost

Dyr

Ordstyrer Per Brinck, Lunds universitet

0830–0850 Jon Kr. Skei, UNIT-AVH:
“Forsuringens innvirkning på amfibier”

0850–0910 John Atle Kålås, NINA:
“Kadmium og bly i lirype: Akkumulering og cellulære effekter”

0910–0930 Signe Nybø, ALLFORSK:
“Mulige indirekte virkninger av sur nedbør på fossefallens eggskallproduksjon via påvirkning på akvatiske evertebrater”

Økosystem-studier

Ordstyrer Merete Johannessen, NIVA

0930–1015 Bente Wathne, NIVA:
“AL:PE prosjektet: Remote mountain lakes as indicators of air pollution and climate change”

1015–1030 Kaffe

1030–1115 Espen Lydersen, NIVA:
“The Humic Lake Acidification Experiment (HUMEX): Resultater etter 4-5 år med kunstig forsuring”

1115–1200 Richard Wright, NIVA:
“Nitrogen Saturation Experiment (NITREX)”

1200-1230 Diskusjon

1230–1330 Lunsj

Hva gjør forvaltningen?

Ordstyrer Gunnar Abrahamsen, NLH

- | | |
|-----------|--|
| 1330–1350 | Steinar Sandøy, DN:
“Kalking som mottiltak mot forsuring i ferskvann” |
| 1350-1410 | Petter Nilsen, NISK:
“Miljøtiltak i skog” |
| 1410–1430 | Diskusjon |
| 1430–1450 | Tor Johannessen, SFT og Else Løbersli, DN:
“Naturens tålegrenser - Videre arbeid” |
| 1450–1510 | Anton Eliassen, DNMI:
Oppsummering |
| 1530 | Buss til Fornebu og Oslo |
| 1705 | Fly Trondheim |

Vedlegg B
Deltakerliste

Deltakerliste

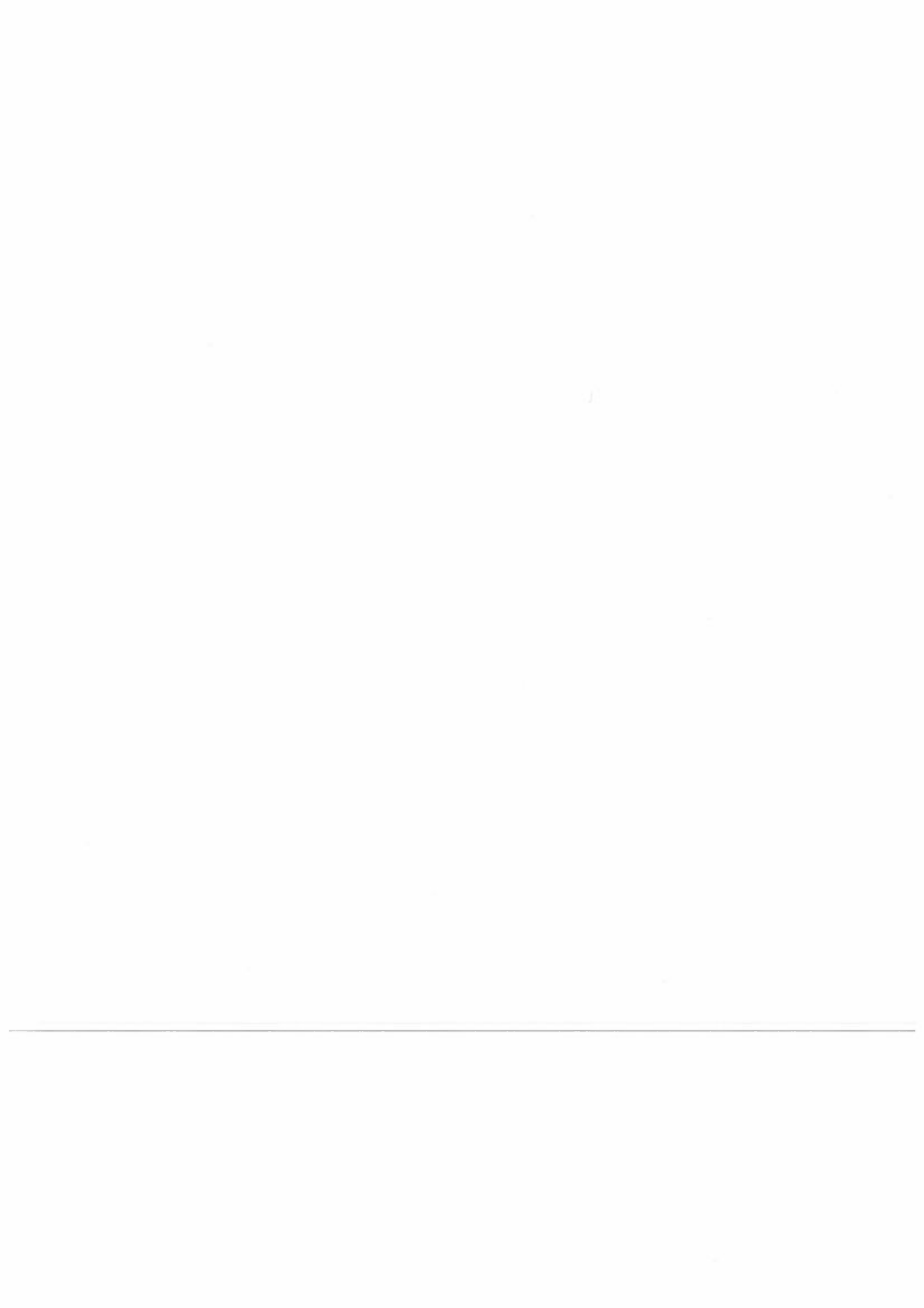
NAVN	INSTITUTT	E-MAIL
Aamlid, Dan	NISK	dan.aamlid@nisk.nlh.no
Aarnes, Halvor	UiO, Biologisk institutt	halvora@bio.uio.no
Abrahamsen, Gunnar	NIVA	gunnar.abrahamsen@ijvf.nlh.no
Alstad, Nina Wiik	UiO, Biologisk institutt	N.W.Alstad@bio.uio.no
Andersen, Ronny Andre	UiO, Biologisk institutt	
Aarrestad, Per Arild	NINA	per.arild.aarrestad@nina.nina.no
Berg, Ingrid Ann	NISK	
Berg, Torunn	NILU	Torunn@nilu.no
Berthelsen, Bjørn Ove	NTNU, Kjemisk inst.	Bjoern.Berthelsen@avh.unit.no
Bertills, Ulla	Naturvårdsverket	
Brandrud, Tor Erik	NIVA	tor.erik.brandrud@niva.no
Bruteig, Inga E.	ALLFORSK	inga.bruteig@vm.unit.no
Eliassen, Anton	DNMI	
Eriksen, Aud Berglen	UiO, Biologisk institutt	a.b.eriksen@bio.uio.no
Espelien, Ingvild S.	NINA	
Fjellheim, Arne	UiB, Lab. for ferskvanns-økologi,	
Fløisand, Inga	NILU	Inga.Floisand@nilu.no
Forseth, Torbjørn	NINA	torbjorn.forseth@nina.nina.no
Grøterud, Olav	NLH, Inst. for jord- og vannfag,	
Hauger, Torodd	Fylkesmannen. i Østfold, miljøvernadv.	
Hegge, Ola	Fylkesmannen i Oppland, miljøvernadv.	
Heibo, Erik	UiO, Biologisk institutt	erik.heibo@bio.uio.no
Henriksen, Arne	NIVA	arne.henriksen@niva.no
Hesthagen, Trygve	NINA	
Homtvedt, Richard	NISK	
Hov, Øystein	UiB, Geofysisk institutt	hov@gfi.uib.no

NAVN	INSTITUTT	E-MAIL
Høiland, Klaus	UiO, Biologisk institutt	klaus.hoiland@bio.uio.no
Johannessen, Merethe	NIVA	merethe.johannessen@niva.no
Johannessen, Tor	SFT	tor.johannessen@ sftospost.md.dep.telemax.no
Jonsson, Bror	NINA	bror.jonsson@nina.nina.no
Jørgensen, Per	NLH, Inst. for jord- og vannfag,	per.jorgensen@ijvf.nlh.no
Kalstø, Torhild	LUFOR	
Kjelsberg, Birgitte	UiO, Biologisk institutt	
Kålås, John Atle	NINA	john.atle.kalas@nina.nina.no
Lien, Leif	NIVA	leif.lien@niva.no
Lydersen, Espen	NIVA	espen.lydersen @niva.no
Løbersli, Else	DN	else.lobersli@ dnpost.md.dep.telemax.no
Moe, Jannicke	UiO, Biologisk institutt	jmoe@bio.uio.no
Mortensen, Leiv	Særheim Forskningsst.	
Mulder, Jan	NISK	Jan.Mulder@nisk.nlh.no
Myklebust, Ivar	DN	ivar.myklebust@ dnpost.md.dep.telemax.no
Nilsen, Petter	NISK	
Nordal, Inger	UiO, Biologisk institutt	
Mylona, Sophia	DNMI	sophia.mylona@dnmi.no
Nybø, Signe	ALLFORSK	
Nygaard, Per H.	NISK	Per.Nygaard@nisk.nlh.no
Pacyna, Jozef	NILU	jozef.pacyna@nilu.no
Poléo, Antonio	Statkraft Engineering	toni.poleo@bio.uio.no
Rognerud, Sigurd	NIVA, Østlandsavd.	sigurd.rognerud@niva.no
Rosseland, Bjørn Olav	NIVA	bjoern.rosseland@niva.no
Sandøy, Steinar	DN	steinar.sandoy@ dnpost.md.dep.telemax.no
Skjelkvåle, Brit Lisa	NIVA	brit.skjelkvaale@niva.no
Schartau, Ann Kristin Lien	NINA	ann-kristin.schartau@ nina.nina.no
Skei, Jon Kristian	NTNU, Zoologisk inst.	jon.skei@avh.unit.no

NAVN	INSTITUTT	E-MAIL
Skyrud, Tom	Norges forskningsråd	Tom.Skyrud@nfr.no
Sogn, Trine	NLH, Inst. for jord- og vannfag	trine.sogn@ijvf.nlh.no
Solberg, Kristian	LUFOR	
Solberg, Svein	NISK	svein.solberg@nisk.nlh.no
Solås, Asbjørn	SFT	asbjorn.solas@sftospost.md.dep.telemax.no
Staafl, Håkan	Naturvårdsverket	nks@environ.se
Steinnes, Eiliv	NTNU, Kjemisk inst.	
Stordal, Frode	NILU	Frode.Stordal@nilu.no
Strand, Geir-Harald	NIJOS	
Stuanes, Arne	NLH, Institutt for jord- og vannfag	arne.stuanes@ijvf.nlh.no
Sæther, Mari A.	Miljøverndepartementet	mari-archer.sather@mdpost.md.dep.telemax.no
Teveldal, Sverre	NISK	sverre.teveldal@nisk.nlh.no
Thomsen, Mette	NISK	Mette.Thomsen@nisk.nlh.no
Torsethhaugen, Gro	UiO, Biologisk institutt	grot@bio.uio.no
Tvermyr, Sigmund	Fylkesmannen i Telemark, miljøvernadv.	
Tysse, Åsmund	Fylkesmannen i Buskerud	
Tørseth, Kjetil	NILU	Kjetil.Torseth@nilu.no
Varskog, Per	NTNU, Kjemisk inst.	Per.Varskog@avh.unit.no
Vøllestad, Asbjørn	UiO, Biologisk institutt	asbjorn.vollestad@bio.uio.no
Walløe, Lars	Norges forskningsråd	Lars.Walloe@basalmed.uio.no
Wathne, Bente	NIVA	bente.wathne@niva.no
Wikstrøm, Marit	LUFOR	
Wit, Heleen de	NISK	Heleen.de.Wit@nisk.nlh.no
Wright, Dick	NIVA	richard.wright@niva.no
Økland, Rune H.	UiO, Botanisk hage og museum	r.h.okland@toyen.uio.no
Økland, Tonje	NIJOS	
Østbye, Kjartan	UiO, Biologisk institutt	

Vedlegg C

Oversikt over tidligere rapporter fra Naturens tålegrenser



Naturens Tålegrenser - Oversikt over utgitte rapporter

- 1 Nygaard, P. H., 1989. Forurensningers effekt på naturlig vegetasjon en litteraturstudie. Norsk institutt for skogforskning (NISK), Ås.
- Uten nr. Jaworovski, Z., 1989. Pollution of the Norwegian Arctic: A review. Norsk polarinstitutt (NP), rapportserie nr. 55. Oslo.
- 2 Henriksen, A., Lien, L. & Traaen, T.S. 1990. Tålegrenser for overflatevann. Kjemiske kriterier for tilførsler av sterke syrer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89210.
- 3 Lien, L., Henriksen, A., Raddum, G. & Fjellheim, A. 1989. Tålegrenser for overflatevann. Fisk og evertebrater. Foreløpige vurderinger og videre planer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89185.
- 4 Bølviken, B. & medarbeidere, 1990. Jordforsuringsstatus og forsuringfølsomhet i naturlig jord i Norge. Norges geologiske undersøkelse (NGU), NGU-rapport 90.156. 2 bind (Bind I: Tekst, Bind II: Vedlegg og bilag).
- 5 Pedersen, H. C. & Nybø, S. 1990. Effekter av langtransporterte forurensninger på terrestriske dyr i Norge. En statusrapport med vekt på SO₂, NO_x og tungmetaller. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Utredning 005.
- 6 Frisvoll, A. A., 1990. Moseskader i skog i Sør-Norge. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 018.
- 7 Muniz, I. P. & Aagaard, K. 1990. Effekter av langtransportert forurensning på ferskvannsdyr i Norge - virkninger av en del sporelementer og aluminium. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Utredning 013.
- 8 Hesthagen, T., Berger, H. M. & Kvenild, L. 1992. Fiskestatus i relasjon til forsuring av innsjøer. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Forskningsrapport 032.
- 9 Pedersen, U., Walker, S.E. & Kibsgaard, A. 1990. Kart over atmosfærisk avsetning av svovel- og nitrogenforbindelser i Norge. Norsk institutt for luftforskning (NILU), OR 28/90.
- 10 Pedersen, U. 1990. Ozonkonsentrasjoner i Norge. Norsk institutt for luftforskning (NILU), OR 28/90.
- 11 Wright, R. F., Stuanes, A. Reuss, J.O. & Flaten, M.B. 1990. Critical loads for soils in Norway. Preliminary assessment based on data from 9 calibrated catchments. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89153.
- 11b Reuss, J. O., 1990. Critical loads for soils in Norway. Analysis of soils data from eight Norwegian catchments. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89153.
- 12 Amundsen, C. E., 1990. Bufferprosent som parameter for kartlegging av forsuringfølsomhet i naturlig jord. Universitetet i Trondheim, AVH (stensil).
- 13 Flatberg, K.I, Foss, B., Løken, A. & Saastad, S.M. 1990. Moseskader i barskog. Direktoratet for naturforvaltning (DN), notat.
- 14 Frisvoll, A.A., & Flatberg, K.I., 1990. Moseskader i Sør-Varanger. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 55.

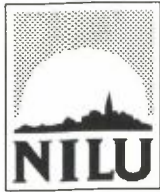
- 15 Flatberg, K.I., Bakken, S., Frisvoll, A.A., & Odasz, A.M. 1990. Moser og luftforurensninger. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 69.
- 16 Mortensen, L.M. 1991. Ozonforurensning og effekter på vegetasjonen i Norge. Norsk landbruksforsk. 5:235-264.
- 17 Wright, R.F., Stuanes, A.O. & Frogner, T. 1991. Critical Loads for Soils in Norway Nordmoen. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89153.

- 18 Pedersen, H.C., Nygård, T., Myklebust, I. og Sæther, M. 1991. Metallbelastninger i lirype. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 71.
- 19 Lien, L., Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1991. Tålegrenser for overflatevann evertebrater og fisk. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Rapport 0-89185,2.
- 20 Amundsen, C.E. 1992. Sammenligning av parametre for å bestemme forsuringfølsomhet i jord. NGU-rapport 91.265.
- 21 Bølviken, B., R. Nilsen, J. Romundstad & O. Wolden. 1992. Surhet, forsuringfølsomhet og lettløselige basekationer i naturlig jord fra Nord-Trøndelag og sammenligning med tilsvarende data fra Sør Norge. NGU-rapport 91.250.
- 22 Sivertsen, T. & medarbeidere. 1992. Opptak av tungmetaller i dyr i Sør-Varanger. Direktoratet for naturforvaltning, DN-notat 1991-15.
- 23 Lien, L., Raddum, G.G. & A. Fjellheim. 1992. Critical loads of acidity to freshwater. Fish and invertebrates. Norwegian Institute for Water Research (NIVA), Rapport O-89185,3.
- 24 Fremstad, E. 1992. Virkninger av nitrogen på heivegetasjon. En litteraturstudie. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 124.
- 25 Fremstad, E. 1992. Heivegetasjon i Norge, utbredelseskart. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 188.
- 26 Flatberg, K.I. & Frisvoll, A. 1992. Undersøkelser av skader hos to sigdmoser i Agder. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 134.
- 27 Lindstrøm, E.A. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Fastsittende alger. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90137/E-90440, rapport-2.
- 28 Brettum, P. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Planteplankton. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90137/E-90440, rapport-3.
- 29 Brandrud, T.E., Mjelde, M. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Makrovegetasjon. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90137/E-90440, rapport-1.
- 30 Mortensen, L.M. & Nilsen, J. 1992. Effects of ozone and temperature on growth of several wild plant species. Norwegian Journal of Agricultural Sciences 6: 195-204.
- 31 Pedersen, H.C., Myklebust, I., Nygård, T. & Sæther, M. 1992. Akkumulering og effekter av kadmium i lirype. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 152.
- 32 Amundsen, C.E. 1992. Sammenligning av relativ forsuringfølsomhet med tålegrenser beregnet med modeller, i jord. Norges geologiske undersøkelse. NGU-rapport 92.294.
- 33 Frogner, T., Wright, R.F., Cosby, B.J., Esser, J.M., Håøya, A.-O. & Rudi, G. 1992. Map of critical loads for coniferous forest soils in Norway. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-91147.
- 34 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. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89210.
- 35 Lien, L. Henriksen, A. & Traaen, T.S. 1993. Tålegrenser for sterke syrer på overflatevann -Svalbard. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90102.
- 36 Henriksen, A., Hesthagen, T., Berger, H.M., Kvenild, L., Taubøll, S. 1993. Tålegrenser for overflatevann - Sammenheng mellom kjemisk kriterier og fiskestatus. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-92122.
- 37 Odasz, A.M., Øiesvold, S., & Vange, V. 1993. Nitrate nutrition in *Racomitrium lanuginosum* (Hedw.)Brd., a bioindicator of nitrogen deposition in Norway. Direktoratet for naturforvaltning. Utredning for DN 1993-2.

- 38 Espelien, I.S. 1993. Genetiske effekter av tungmetaller på pattedyr. En kunnskapsoversikt. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Utredning 051.
- 39 Økland, J. & Økland, K.A. 1993. Database for bioindikatorer i ferskvann - et forprosjekt. Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI), Zoologisk Museum, Oslo, Rapport 144, 1993.
- 40 Aamlid, D. & Skogheim, I. 1993. Nikkel, kopper og andre metaller i multer og blåbær fra Sør-Varanger, 1992. Rapport Gkogforsk 14/93. 14/93.
- 41 Kålås, J.A., Ringsby, T.H. & Lierhagen, S. 1993. Metals and radiocesium in wild animals from the Sør-Varanger area, north Norway. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 212.
- 42 Fløisand, I. & Løbersli, E. (red.) 1993. Tilførsler og virkninger av lufttransporterte forurensninger (TVLF) og Naturens tålegrenser. Sammendrag av foredrag og postere fra møte i Stjørdal, 15.-17.februar 1993. Norsk institutt for luftforskning (NILU), OR 17/93.
- 43 Henriksen, A. & Hesthagen, T. 1993. Critical load exceedance and damage to fish populations. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89210.
- 44 Lien, L., Henriksen, A. & Traaen, T.S. 1993. Critical loads of acidity to surface waters, Svalbard. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90102.
- 45 Løbersli, E., Johannessen, T. & Olsen, K.V (red.) 1993. Naturens tålegrenser. Referat fra seminar i 1991 og 1992. Direktoratet for naturforvaltning, DN-notat 1993-6.
- 46 Bakken, S. 1993. Nitrogenforurensning og variasjon i nitrogen, protein og klorofyllinnhold hos barskogsmosen blanksigd (*Dicranum majus*). Direktoratet for naturforvaltning (DN). Utredning for DN 1994-1.
- 47 Krøkje, Å. 1993. Genotoksisk belastning i jord. Effektstudier, med mål å komme fram til akseptable grenser for genotoksisk belastning fra langtransportert luftforurensning. Direktoratet for naturforvaltning (DN). Utredning for DN 1994-2.
- 48 Fremstad, E. 1993. Heigråmose (*Racomitrium lanuginosum*) som indikator på nitrogenbelastning. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmelding 239.
- 49 Nygaard, P.H. & Ødegaard, T.H. 1993. Effekter av nitrogengjødsling på vegetasjon og jord i skog. Rapport Skogforsk 26/93.
- 50 Fløisand, I. og Johannessen, T. (red.) 1994. Langtransporterte luftforurensninger. Tilførsler, virkninger og tålegrenser. Sammendrag av foredrag og postere fra møte i Grimstad, 7.-9.3.94. Norsk institutt for luftforskning NILU OR: 17/94
- 51 Kleivane, L. Skåre, J.U. & Wiig, Ø. 1994. Klorerte organiske miljøgifter i isbjørn. Forekomst, nivå og mulige effekter. Norsk Polarinstitutt Meddelelse nr. 132.
- 52 Lydersen, E., Fjeld, E. & Andersen, T. 1994. Fiskestatus og vannkjemi i norske innsjøer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) O-93172
- 53 Schartau, A.K.L. (red.) 1994. Effekter av lavdose kadmium-belastning på littorale ferskvannspopulasjoner og -samfunn. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Forskningsrapport 055.
- 54 Mortensen, L. (1994). Variation in ozone sensitivity of *Betula pubescens* Erh. from different sites in South Norway. Direktoratet for naturforvaltning (DN). Utredning for DN, Nr. 1994-6.
-
- 55 Mortensen, L. (1994). Ozone sensitivity of *Phleum alpinum* L. from different locations in South Norway. Direktoratet for naturforvaltning (DN). Utredning for DN, Nr. 1994-7.
- 56 Frogner, T., Wright, R.F., Cosby, J.B. and Esser, J.M. (1994). Maps of critical loads and exceedance for sulfur and nitrogen to forest soils in Norway. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) O-91147.
- 57 Flatberg, K.I. & Frisvoll, A.A. 1994. Moseskader i Agder 1989-92 (1994). Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 298.

- 58 Hesthagen, T. & Henriksen, A. (1994). En analyse av sammenhengen mellom overskridelser av tålegrenser for overflatevann og skader på fiskebestander. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 288.
- 59 Skåre, J.U., Wiig, Ø. & Bernhoft, A. (1994). Klorerte organiske miljøgifter; nivåer og effekter på isbjørn. Norsk Polarinstitutt Rapport nr. 86 - 1994.
- 60 Tørseth, K. & Pedersen, U. 1994. Deposition of sulphur and nitrogen components in Norway. 1988-1992. Norsk institutt for luftforskning (NILU); OR 16/94.
- 61 Nygaard, P.H. 1994. Virkning av ozon på blåbær (*Vaccinium myrtillus*), etasjehusmose (*Hylocomium splendens*), furumose (*Pleurozium schreberi*) og krussigd (*Dicranum polysetum*). Rapport Skogforsk 9/94.
- 62 Henriksen, A. & Lien, L. 1994. Tålegrenser for overflatevann: Metode og usikkerheter. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-94122.
- 63 Hilmo, O. & Larssen, H.C. 1994. Morfologi hos epifyttisk lav i områder med ulik luftkvalitet. ALLFORSK Rapport 2.
- 64 Wright, R.F. 1994. Bruk av dynamiske modeller for vurdering av vann- og jordforsuring som følge av redusert tilførsel av sur nedbør. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-94112.
- 65 Hesthagen, T., A. Henriksen & Kvenild, L. 1994. Overskridelser av tålegrenser for overflatevann og skader på fiskebestander i norske innsjøer med spesiell vekt på Troms og Finnmark. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 298.
- 66 Solli, I.M.S., Flatberg, K.I.F. & Söderström, L. 1994. Blanksigd og luftforurensningsstudier (in prep)
- 67 Stuanes, A. & Abrahamsen, G. 1995. Utredning om kunnskapsgrunnlaget for definisjon av tålegrenser i skog. Rapport Skogforsk (in prep).
- 68 Ogner, G. 1995. Tålegrenser for skog i Norge med hensyn til ozon. Aktuelt fra Skogforsk 3-95.
- 69 Thomsen, M., Nellemann, C. Frogner, T., Henriksen A., Tomter, S. & Mulder, J. 1995. Tilvekst og vitalitet for granskog sett i relasjon til tålegrenser og forurensning. Norsk institutt for skogforskning (NISK) (in prep)
- 70 Tomter, S. M. & Esser, J. 1995. Kartlegging av tålegrenser for nitrogen basert på en empirisk metode. Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (NIJOS). Rapport nr 10/95.
- 71 Pedersen, H.Chr. (ed.). 1995. Kadmium og bly i lirype: akkumulering og cellulære effekter. Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning (NINA-NIKU) (in prep).
- 72 Bakken, S. & Flatberg, K.I.F. 1995. Effekter av økt nitrogendeposisjon på ombrotrof myrvegetasjon. En litteraturstudie. ALLFORSK Rapport 3.
- 73 Sogn, T.A., Stuanes, A.O. & Abrahamsen, G. 1995. Akkumulering av nitrogen - en kritisk parameter for beregning av tålegrenser for nitrogen i skog. Rapport Skogforsk (in prep).
- 74 Nygaard, P.H. & Eldhuset, T. 1995. Forholdet mellom basekationer og aluminium i jordløsning som kriterium for tålegrenser i skogsjord. Norsk institutt for skogforskning (NISK). Rapport Skogforsk (in prep).
- 75 Mortensen, L. 1993. Effects of ozone on growth of several subalpine plant species. *Norw. J. Agric. Sci.* 7: 129-138.
- 76 Mortensen, L. 1994. Further studies on the effects of ozone concentration on growth of subalpine plant species. *Norw. J. Agric. Sciences* 8:91-97.

Henvendelser vedrørende rapportene rettes til utførende institusjon



Norsk institutt for luftforskning (NILU)

Postboks 100, N-2007 Kjeller

RAPPORTTYPE OPPDRAKSRAAPPORT	RAPPORT NR. OR 2/96	ISBN-82-425-0731-7	
DATO 16/1 - 96	ANSV. SIGN. [Signature]	ANT. SIDER 248	PRIS NOK 280,-
TITTEL Lufttransporterte forurensninger - Tilførsler, virkninger og tålegrenser 22.-24. januar 1996		PROSJEKTLEDER Inga Fløisand	NILU PROSJEKT NR. O-1657
FORFATTER(E) Redigert av Inga Fløisand og Else Løbersli		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			
TITLE Airborne Pollutants - Transports, effects and critical loads			
ABSTRACT			

* Kategorier: A Åpen - kan bestilles fra NILU
B Begrenset distribusjon
C Kan ikke utleveres