

NIVA



RAPPORT LNR 4017-99

## Tålegrenser i fjell- områder

Hva vet vi - og hva bør vi vite?

NATURENS  
TÅLEGRENSER

Miljøverndepartementet  
Fagrapport nr. 101



**Hovedkontor**

Postboks 173, Kjelsås  
0411 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00  
Internet: www.niva.no

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 3  
4879 Grimstad  
Telefon (47) 37 29 50 55  
Telefax (47) 37 04 45 13

**Østlandsavdelingen**

Sandvikaveien 41  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 62 57 64 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

Nordnesboder 5  
5008 Bergen  
Telefon (47) 55 30 22 50  
Telefax (47) 55 30 22 51

**Akvaplan-NIVA A/S**

9015 Tromsø  
Telefon (47) 77 68 52 80  
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Tålegrenser i fjellområder Hva vet vi - og hva bør vi vite?	Løpenr. (for bestilling) 4017-99	Dato 25 mars 1999
	Prosjektnr. Undernr. O-98213	Sider Pris 87
Redaktør Arne Henriksen, NIVA	Fagområde Sur nedbør og kalking	Distribusjon
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Direktoratet for naturforvaltning (DN) og Statens forurensningstilsyn (SFT)	Oppdragsreferanse Kontrakt nr. 98040620
---	--

<p>Sammendrag</p> <p>Rapporten inneholder sammendrag av innlegg på seminar om "Tålegrenser i fjellområder - Hva vet vi - og hva bør vi vite?" avholdt på Rondablikk Høyfjellshotell, Kvam i Gudbrandsdalen, 16-17 februar 1999. Tilstede var 21 inviterte deltakere fra Direktoratet for Naturforvaltning (DN), Statens forurensningstilsyn (SFT) og en rekke forskningsinstitusjoner. Seminaret hadde som målsetting å <u>dokumentere kunnskapsstatus</u> om tålegrenser i fjellet og avklare <u>om</u> og evt. <u>hvordan</u> vi bør rette en særlig innsats mot fjelløkosystemene våre, ikke minst med tanke på å kunne følge effekter av vedtatte og forestående protokoller under Konvensjonen om langtransporterte forurensninger.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Tålegrenser</li> <li>2. Fjellområder</li> <li>3. Akvatiske økosystemer</li> <li>4. Terrestriske økosystemer</li> </ol>	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Critical loads</li> <li>2. Mountain areas</li> <li>3. Aquatic ecosystems</li> <li>4. Terrestrial ecosystems</li> </ol>
---	---



Arne Henriksen

Prosjektleder



Brit Lisa Skjelkvåle

Forskningsleder

ISBN 82-577-3616-3



Nils Roar Seilthun

Forskningsjef

Naturens Tålegrenser

Fagrapport nr. 101

## **Tålegrenser i fjellområder**

Hva vet vi - og hva bør vi vite?

Referat fra et seminar

Redaktør: Arne Henriksen

# Forord

Arbeidet med Naturens tålegrenser i regi av Miljøverndepartementet har nå foregått i omlag 10 år. En arbeidsgruppe med representanter fra Statens forurensningstilsyn (SFT), Direktoratet for naturforvaltning (DN) og Norsk Polarinstitutt (NP) har ansvaret for gjennomføring av programmet. Den største delen av arbeidet har vært konsentrert om skog- og ferskvanns-økosystemer. Det er hovedsakelig for disse økosystemene norske data til de felles europeiske kartene over tålegrenser og overskridelser av disse er levert som grunnlag for arbeidet med utvikling av protokoller under Konvensjonen om langtransporterte grenseverskridende luftforurensninger. Målet med dette seminaret er å dokumentere kunnskapsstatus om tålegrenser i fjellet og avklare om og evt. hvordan vi bør rette en særlig innsats mot fjelløkosystemene våre, ikke minst med tanke på å kunne følge effekter av vedtatte og forestående protokoller under Konvensjonen om langtransporterte forurensninger. Seminaret ble avviklet på Rondablikk Turisthotell, 16.-17. februar 1999.

Trondheim – Oslo  
25 mars, 1999.

Else Løbersli

Tor Johannessen

# Innhold

<b>Svovel- og nitrogenprotokoller - dagens situasjon og videre utredningsbehov for oppfølging av protokollene.</b> <i>Tor Johannessen</i>	7
<b>Integrated assessment modellering - om bruk av modellverktøyet i forhandlingene om nye protokoller.</b> <i>Eivind Selvig</i>	13
<b>Deposisjon av langtransporterte luftforurensinger i norske fjellområder - Avsetning av nitrogen i fjellområder.</b> <i>Arne Semb</i>	16
<b>FAB (First-order Acidity Balance) modellen; muligheter og begrensninger.</b> <i>Arne Henriksen</i>	18
<b>Nitrogen og forsuring i fjell og hei: Når vil FAB-modellens forutsetninger oppfylles?</b> <i>Øyvind Kaste</i>	21
<b>Criteria for critical loads in non-forest soils of southern Norway.</b> <i>Jan Mulder</i>	23
<b>Kjemiske egenskaper for jord i fjell og hei områder – foreløpige resultater.</b> <i>Jan Mulder og Dick Wright</i>	25
<b>Nitrogen-prosesser i jord - hva vet vi om fjell og heiområder?</b> <i>Janne Kjønås</i>	28
<b>Dynamiske nitrogen-modeller - Status i dag.</b> <i>Trine Sogn</i>	33
<b>Forsuring i nasjonalparker - hva betyr nitrogen?</b> <i>Brit Lisa Skjelkvåle</i>	38
<b>Tålegrenser og ferskvannsfåuna i norske fjellområder</b> <i>Ann Kristin Schartau</i>	42
<b>Tålegrenser i fjellområder - hva betyr langtransporterte forurensninger for fastsittende algesamfunn?</b> <i>Eli-Anne Lindstrøm</i>	48
<b>Hva gjøres i fjell og heiområder i andre land?</b> <i>Dick Wright og Bjørn Walseng</i>	53

<b>Har langtransporterte luftforurensninger ført til endringer i vegetasjon i Norge, og kan endringer i vegetasjonen i norske fjellområder ventes som følge av økte nitrogentilførsler?</b> <i>Rune Økland og Tonje Økland</i>	<b>58</b>
<b>Fører ozonforurensning til skader på planter i norske fjelløkosystemer?</b> <i>Leiv M. Mortensen</i>	<b>62</b>
<b>Kunnskapsstatus i dag og behovet videre med spesiell henblikk på nitrogen i fjell- og heiområder.</b> <i>Dick Wright, Erik framstad og Trine Sogn</i>	<b>65</b>
<b>Vedlegg</b>	<b>80</b>
Program for seminaret	80
Naturens Tålegrenser - Oversikt over utgitte rapporter	83

# Svovel- og nitrogenprotokoller - dagens situasjon og videre utredningsbehov for oppfølging av protokollene.

*Tor Johannessen  
Statens forurensningstilsyn (SFT)  
Pb. 8100 Dep.*

## Innledning

Konvensjonen om langtransporterte grenseoverskridende forurensninger, ("Langtransportkonvensjonen"), Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, (CLRTAP) ble etablert i 1979. Konvensjonens historie går imidlertid tilbake til 1960-tallet da en gruppe forskere indikerte at det var en sammenheng mellom utslipp av svovel på kontinentet og forsurening av innsjøer i Skandinavia. Fram til 1977 ble det gjennomført en rekke studier som underbygget hypotesen om at mange typer forurensninger kan transporteres mange tusen kilometer via atmosfæren før de avsettes, dvs. på tvers av mange lands grenser. Forskere og politikere, spesielt i de skandinaviske landene, oppfattet dette som et av de største forurensningsproblemene man stod overfor. Den politiske responsen på denne dokumentasjonen ble opprettelsen av Konvensjonen for Langtransporterte Grenseoverskridende Luftforurensninger i 1979 under UNECE-rammeverket. Fremdeles framstår forsurening og virkninger av andre grenseoverskridende luftforurensninger som et av de største forurensningsproblemene vi har i Norge.

## Generelt om Langtransportkonvensjonen.

### Mål for konvensjonens arbeid

Hovedmålet for arbeidet under konvensjonen er å få til et rammeverk for å kontrollere og redusere skadevirkninger av luftforurensninger på menneskers helse og på miljøet. Dette gjøres gjennom bindende avtaler (protokoller) for å redusere utslipp til luft.

Hovedprinsippene for arbeidet under konvensjonen er:

- erkjennelse av at luftforurensning er et betydelig problem
- erklæring om at konvensjonens parter vil arbeide for å beskytte mennesker og miljø mot luftforurensninger ved å begrense og så langt som mulig redusere og forhindre luftforurensninger
- partene skal gjennom informasjonsutveksling, forskning og overvåking utarbeide strategier for hvordan luftforurensninger skal bekjempes
- for å oppnå målene skal partene bruke den best tilgjengelige teknologi når det er kostnadmessig forsvarlig.

### Konvensjonens oppgaver

Konvensjonens oppgaver er knyttet til de forskjellige arbeidsgruppene som er etablert under konvensjonen. Arbeidet omfatter overvåking og modellering av luft- og nedbørkvalitet og gjennomføring av overvåkingsprogrammer på effekter av luftforurensninger. Arbeidet omfatter også vurderinger av tekniske løsninger og teknologiske framskritt for å redusere utslipp til luft. Resultatene fra de nasjonale og internasjonale forsknings- og overvåkingsprogrammer brukes som grunnlag for å forhandle fram og etablere bindende avtaler for å redusere utslipp av forurensninger til luft i Europa, og fram til nå foreligger åtte protokoller:  
De protokoller som foreligger er:

Protokoll	Ratifisert	Signert	Trådt i kraft
1979 Konvensjonen om langtransporterte grenseoverskridende luftforurensninger	33	43	
1984 Finansiering av EMEP (Monitoring and evaluation of long-range transmissions of air pollutants in Europe)	22	37	1988
1985 Svovel-protokollen 30 % reduksjon av svovel-utslippene, '80-'93)	19	21	1987
1988 NO <sub>x</sub> -protokollen. (stabilisering av NO <sub>x</sub> -utslippene '87-'94) (nasjonalt intensjon 30 % reduksjon '86-'98)	25	26	1991
1991 VOC – protokollen. (30 % reduksjon av VOC-utslippene '89-'99) (stabilisering '87-'94)	23	17	1997
1994 2.Svovelprotokoll (tålegrensebasert, norsk mål 76 % reduksjon 2010)	28	19	1998
1998 Tungmetall-protokoll ("tiltak/teknologi"-basert)	36	1	
1998 POP-protokoll ("tiltak/teknologi"-basert)	36	1	
1999 ? ny "NO <sub>x</sub> "-protokoll, (Tålegrensebasert - multieffekt-multiforurensnings-orientert)			

### Nye protokoller: effektbaserte og kostnadseffektive

Siden oppstarten i 1979 har det faglige grunnlaget blitt sterkere og metodisk har man utviklet og tatt i bruk mer avanserte regnemodeller som kan håndtere store datamengder relativt raskt. I dag betegnes protokollarbeidet og løsningene som effektbasert og kostnadseffektivt. De to hovedkriteriene som må oppfylles før man kan snakke om effektbasert og kostnadseffektiv tilnærming, er:

1. Effektbasert betyr at naturens tålegrense (critical load) eller lignende parametre brukes som indikator/målstørrelser på den miljøforbedring protokollene skal medføre. Partene i konvensjonen aksepterer differensierte utslippsreduksjoner fordi målet er definert som en prosentvis (minimum) lik miljøforbedring for alle partene i konvensjonen.
2. Kostnadseffektivitet betyr at miljømålene skal oppnås til lavest mulig kostnad. Tiltakskostnader for å redusere utslipp fra ulike kilder etableres for hvert enkelt land, men slik at konsistens mellom landene sikres. Miljøforbedringsmålene settes likt for alle ruter som en prosentvis "gap-closure". Reduksjoner i utslippene allokeres etter hvor det til en hver tid er billigst å redusere en enhet utslipp for å oppnå en enhet miljøforbedring der miljøbetingelsen ikke er oppfylt.

### Hva sier protokollene om overvåking og forskning?

1984 EMEP: ingen ting,

men: EMEP er et overvåkingsprogram som også inkluderer (modell)-utvikling og forskning.

1985 S-protokollen: ingen ting.

1988 NO<sub>x</sub>-protokollen: artikkel 6, Work to be undertaken, (*Parties shall give high priority to research and monitoring...*). Artikkel. 8 (fremskritt i å etablere *critical loads...*)

1990 VOC-protokollen: artikkel 5; forskning og overvåking (*Parties shall encourage [research, development, monitoring...]*).

1994 2.S-protokoll, artikkel 6; forskning, utvikling og overvåking

1998 HM-protokollen, artikkel 6; forskning, utvikling og overvåking

1998 POP-protokollen, artikkel 8; forskning, utvikling og overvåking



I de senere protokollene har teksten fått en ganske lik ordlyd: "*Parties shall encourage research, development, monitoring...*". Innholdet i artiklene om overvåking og forskning omfatter forhold som å *identifisere og kvantifisere effekter av utslipp, bestemme geografisk utbredelse av følsomme områder, utvikle overvåking av utslipp og luftkvalitet, forbedre estimater for gjennomføring og kostnader ved kontrollteknologi, utvikle metoder innenfor tålegrensebegrepet for å integrere (natur)vitenskapelig, teknologiske og økonomiske data, forbedre kartlegging av utslipp, bedre forståelse av kjemiske prosesser, identifisere mulig tiltak for å redusere utslipp.*

*Tålegrensetilnærming for HM og POP er ikke gangbar norsk politikk!* Dette er fordi Norge har valgt å følge Esbjergdeklarasjonen om at bruk av et utvalg metaller og POP skal fases ut og at utslipp av stoffer som er biprodukter for eksempel i prosesser skal reduseres til et minimum innen ca 25 år.

## **Generell strategi for Norges arbeid under Langtransportkonvensjonen**

LRTAP-arbeidet har vært et høyt prioritert forsknings- og forvaltningsområde i Norge i mer enn 20 år. Hovedsatsingen fra norsk side har i alle disse årene ligget på dokumentasjon av tilførsler og effekter. Norge er "nedstrømsland", dvs. vi mottar store mengder luftforurensninger fra andre land. Samtidig er en stor del av norsk natur spesielt følsom for forurensning. Ut fra dette følger hovedpunktene i Norges strategi:

- Norge må være pådriver for å få til felles europeiske tiltak for utslippsreduksjoner.
- Det er viktig å ha god dokumentasjon av effekter på norsk natur.
- Norske tilstandsdata må ha troverdighet med henblikk på god representativitet og datakvalitet.
- For å sikre god motivasjon for tiltak, må Norge være pådriver i ECE's arbeid for å dokumentere effekter ellers i Europa, og for å sikre at andre land leverer representative data av god kvalitet.
- Ut fra felles interesser og muligheten for effektivisering av arbeid og ressursbruk er det viktig med nordisk samarbeid under konvensjonen, spesielt med Sverige og Finland.
- Forhandlinger om nye avtaler skal være:
  - Effektbasert
  - Basert på tålegrensetilnærming (med unntak for HM og POP)
  - Basert på kostnadseffektivitet i tiltak
  - Orientert mot multipollutant/multieffect, der det er relevant og mulig.

## **Konvensjonens organisering**

### **Executive Body (EB - Styringsorganet)**

Konvensjonen styres av et styringsorgan, Executive Body (EB) hvor alle konvensjonens medlemsland kan stille. Konvensjonen er åpen for alle europeiske land, samt USA og Kanada. Styringsorganet vedtar på grunnlag av innspill fra de forskjellige undergruppene arbeidsprogrammet for arbeidsgruppene. Det er også styringsorganet som har ansvaret for å forhandle fram forslag til avtaler (protokoller) under konvensjonen, selv om det forberedende arbeidet ligger i Working Group on Strategies (WGS). Sekretariatet for konvensjonen ligger i FNs økonomiske kommisjon for Europa (UN-ECE).

Under Styringsorganet er det etablert fire arbeidsgrupper: Working Group on Effects (Effektgruppen), EMEP Steering Body (det europeiske luftovervåkingsprogrammet, EMEP), Working Group on Abatement Techniques (Teknologigruppen) og Working Group on Strategies (Strategi-/forhandlingsgruppen). Resultater fra de programmer som gruppene har ansvar for brukes i andre grupper for å sammenholde belastning med virkninger av luftforurensninger og

mulige tekniske løsninger som grunnlag for å gjennomføre tiltak osv. Således brukes avsetningsdata fra EMEP i Effektgruppen for å beregne overskridelser av tålegrenser og vurdere effektene av forurensningene. Den viktigste brukeren er Strategigruppen som bruker resultater fra de tre andre gruppene som utgangspunkt for forhandlingene om utslippsreduksjoner.

Under de forskjellige arbeidsgruppene er det igjen knyttet mindre arbeids-/ekspertgrupper (Task Force) som styrer forskjellige programmer. Disse Task Force arbeider med mer avgrensede faglige problemstillinger og rapporterer til sine respektive hovedgrupper. De forskjellige Task Force under arbeidsgruppene søker igjen, gjerne via hovedgruppen, å etablere et samarbeid.

## Langtransportkonvensjonens undergrupper

### EMEP Steering Body (ESB)

EMEP har ansvaret for det europeiske luftovervåkingsprogrammet (Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe = European Monitoring and Evaluation Programme = EMEP). Dette programmet omfatter måling av luft- og nedbørkvalitet, med vekt på forsurende forbindelser (svovel- og nitrogenforbindelser), bakkenært ozon og andre fotokjemiske oksidanter. Flyktige organiske forbindelser (VOC) og et utvalg tungmetaller inngår også i måleprogrammet. Spørsmålet om å inkludere persistente organiske forbindelser (POP) som en obligatorisk del av programmet har også vært reist, men har hittil ikke fått gjennomslag. Målinger av luft- og nedbørkvalitet er et nasjonalt ansvar, dvs. at det er de enkelte medlemsland som selv forestår overvåkingen på sine respektive nasjonale stasjoner. Resultatene rapporteres til et programsenter (CCC) som har ansvaret for sammenstilling av data, sikre kvalitetskontroll og sørge for kvalitetsarbeidet i hele programmet.

Det er tre programsentre knyttet til EMEP. Disse er Meteorological Synthesizing Centre-West (MSC-W, ved DNMI, Norge), Meteorological Synthesizing Centre-East (MSC-E, Russland) og Chemical Co-ordinating Centre (CCC, ved NILU, Norge).

MSC-W har hovedansvaret for utslippsdatabasen og oppdateringen av denne, samt arbeidet med modellering av transport og avsetning av forsurende elementer og fotokjemiske oksidanter. Disse modellene inngår som bakgrunnskunnskap i forhandlingsprosessen og en hoveddokumentasjon i de ferdigforhandlede protokollene. MSC-E har hovedansvaret for modelleringsarbeidet med tungmetaller og POP.

#### Formål:

- Dokumentere virkninger av tiltak, oversikt over utslipp, transport, spredning og avsetning av lufttransporterte forurensninger.
- Kvalitetssikring, videreutvikle metodikk.
- Skape grunnlag for modelleringsarbeid for TFIAM og andre grupper
- Gi grunnlagsdata for effektprogrammene under WGE (belastning, overskridelse av tålegrensene).

### Working Group on Effects (WGE, Effektgruppen)

Arbeidet under WGE går ut på å påvise virkninger/skader på miljøet som følge av utslipp og langtransport av luftforurensninger, og å dokumentere effekten av tiltak. I WGE søker man å sammenstille kunnskap fra nasjonale og internasjonale overvåkingsprogrammer og fra forskning, for å dokumentere behovet for utslippsreduksjoner (som grunnlag for protokoller/avtaler) og virkninger av eksisterende avtaler og gjennomførte tiltak i form av miljøforbedring. Det er også etablert en kontakt med WHO for å ivareta virkninger av (langtransporterte) luftforurensninger på helse.

Arbeidet i WGE er sterkt faglig preget, med vekt på få fram relevant naturfaglig kunnskap. Det er viktig å få konsensus om tolkning av resultater og den betydning de har for det videre policy-arbeidet (grunnlag for forhandlinger). Det er også diskusjoner om prioritering av omfanget av kunnskapsinnsamling (les overvåkingsprogrammer) som en del av grunnlaget for konvensjonsarbeidet. Mye av arbeidet i de senere årene har fokusert på kartlegging av tålegrenser og overskridelser av tålegrensene, og det har vært av stor betydning å få konsensus om felles metodikk, vektlegging av økosystemers betydning og tolkning av resultater.

De generelle strategiske føringene for arbeidet i WGE er følgende:

- Sikre felles forståelse av problemene mellom landene. (Vi må sikre at problemenes omfang og karakter i Norge inngår i den felles forståelsen.)
- Sikre felles metodikk, kobling av kjemiske parametre til biologiske effekter, utvikling av skadefunksjoner, kobling til tålegrenser og kvantifisering av skade
- Sikre kontakt med andre relevante internasjonale organer, først og fremst WHO (forholdet til menneskets helse)

Fem av programmene er internasjonale samarbeidsprogrammer om overvåking (International Co-operative Programmes, ICPs). Omkring 20-25 land deltar i programmene og leverer data. Det største programmet er skogprogrammet som har 37 deltakere.:

- ICP on Assessment and Monitoring of Acidification of Rivers and Lakes (ICP-Waters). Norge leder arbeidet, og NIVA er programsenter.
- ICP on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests (ICP-Forests). Arbeidet ledes av Tyskland, som også har programsenteret.
- ICP on Integrated Monitoring of Air Pollution Effects on Ecosystems (ICP-IM). Sverige leder arbeidet, og programsenteret ligger i Finland.
- ICP on Effects of Air Pollution on Materials, Including Historic and Cultural Monuments (ICP-Materials). Arbeidet ledes av Sverige, som også har programsenteret, men NILU er sub-senter for miljødata.
- ICP on Effects of Air Pollutants and Other Stresses on Agricultural Crops (ICP-Crops) hvor arbeidet ledes av England som også har programsenteret.
- Arbeidet med kartlegging av tålegrenser (Task Force on Mapping Critical Levels and Loads and Geographical Areas Where They are Exceeded (Task Force Mapping, TFM)) ledes av Tyskland, mens sammenstillingen av de nasjonale tålegrensedata/-kartene til et europeisk kart utføres ved Coordination Centre for Effects (CCE) ved RIVM i Nederland.

I 1998 ble det opprettet en felles Task Force mellom CLRTAP og WHO (Joint Task Force on Health Aspects, TFH) som skal se på virkninger av (langtransporterte) luftforurensninger på helse. Arbeidet med fine partikler ( $PM_{10}$  /  $PM_{2,5}$ ) står sentralt i dette arbeidet.

### **Working Group on Strategies**

WGS er den gruppen som forbereder selve avtalene og protokolltekstene. De innledende forhandlinger skjer i WGS og gruppen utarbeider utkast til protokoller inklusiv nasjonale utslippsmålsetninger og eventuelt andre bindinger som man mener bør inkluderes i nye protokoller. Gruppen forbereder også saker for EB.

Det er to permanente ekspertgrupper direkte underlagt WGS. Task Force on Integrated Assessment Modelling (TFIAM) og Task Force on Economic Aspects og Abatement Strategies (TFEAAS).

TFIAM skal bistå WGS med beregninger og gi svar på faglige spørsmål. Arbeidet består i å utvikle modellverktøy som kan ivareta helheten i konvensjonens arbeid basert på de ulike

føringene som legges av WGS og på basis av utslipp, spredning, miljøeffekter og teknologidata fra andre grupper under konvensjonen.

TFEAS skal bistå WGS med beregninger og gi svar på faglige spørsmål angående kostnader, nyttegevinster, økonomiske virkemidler og eventuelt andre spørsmål av samfunnsøkonomisk karakter. På bakgrunn av bla. modellresultater fra IA-modellene skal gruppen gjennomføre beregninger av nytten av scenariene.

### **Working Group on Abatement Techniques (tidligere WGT)**

WGAT er den gruppen som arbeider med teknologiske problemstillinger. Sentralt er utredning av tekniske muligheter inklusive kostnader for enhetene (teknologiske kostnader). Forbereder og skriver forslag til anneks om tekniske krav. Tar ingen avgjørelser om disse anneksene skal være bindende eller veiledende, men forberedende diskusjoner for EB (og delvis WGS). Det er ingen permanente ekspertgrupper direkte underlagt WGAT. Flere ekspertgrupper på spesielle tekniske problemstillinger opprettes etter behov.

### **Hvilken fase er LRTAP-arbeidet internasjonalt inne i nå?**

LRTAP-arbeidet er nå inne i forhandlingsfasen mhp.  $\text{NO}_x$  og relaterte stoffer ( $\text{NH}_3$  og VOC). Man har åpnet for ytterligere  $\text{SO}_2$  -reduksjoner utover Oslo-protokollen fordi dette viser seg kostnadseffektivt framfor  $\text{NO}_x$  -reduksjoner.

Behovene for dokumentasjon og modellberegninger er svært ulikt fra miljøproblem til miljøproblem. Med hensyn på forsurening/eutrofiering og bakkenært ozon har grunnlagsarbeidet i de senere årene vært rettet mot å få fram dokumentasjon og bygge opp modellene slik at de kan håndtere flere forurensningskomponenter og flere effekter samtidig. Med hensyn på POP og HM vil innsatsen ligge mer på å dokumentere utslipp, tilførsler og virkninger på lignende måte som "forsurings"-arbeidet var i den tidligste fasen.

Styringsorganet for konvensjonen arbeider nå med å se på fremtidig arbeid under konvensjonen. Så langt ser det ut til at arbeidet vil omfatte tre kjerneaktiviteter:

1. Utslipp transport og avsetning. Dette arbeidet vil i hovedsak omfatte det samme som gjøres i dag under EMEP. En viktig del av arbeidet vil være utslippskartleggingen som blir en kontroll på at landene gjennomfører de tiltak og utslippsreduksjoner som de er forpliktet til i henhold til protokollene. Overvåkingen vil gi en bekreftelse på om de utslippsreduksjoner som oppgis gjenspeiles i luft- og nedbørkvalitet.
2. Effektorienterte aktiviteter. Dette vil omfatte oppgavene som i dag ligger under Effektgruppen. I denne sammenheng vil det være viktig å dokumentere den positive virkningen (og nytten) som reduserte avsetninger av forurensninger vil ha på økosystemene i Europa. Eksempelvis er det beregnet at arealet med overskridelser av tålegrenser for forsurening i Europa vil bli redusert fra 8,4 % (484.909 km<sup>2</sup>) i 1994 til 5,58 % (322.170 km<sup>2</sup>) i 2010 når svovelprotokollen fra 1994 virker for fullt. (Tilsvarende tall for Norge er en reduksjon av overskridelsene fra 60.958 km<sup>2</sup> (19 %) i 1994 til 35.619 km<sup>2</sup> (11%) i 2010.)
3. Kostnadseffektive kontrollstrategier. Arbeidet vil i hovedsak omfatte oppgavene til Strategigruppen. Det er imidlertid liten sannsynlighet for at man vil forhandle fram nye protokoller under Langtransport-konvensjonen. Gruppen vil likevel ha en viktig oppgave i å kontrollere at landene gjennomfører sine forpliktelser. Det kan også tenkes at det vil bli en gjennomgang av protokollene for å se på virkninger mht utslippsreduksjoner og miljøforbedringer.

Med utgangspunkt i det som ser ut til å bli konvensjonens hovedoppgaver fremover, samt med en henvisning til protokollene vil det også i årene fremover være aktuelt med fortsatt innsats mht. tålegrenser.

# Integrated assessment modelling - om bruk av modellverktøyet i forhandlingene om nye protokoller

*Eivind Selvig  
Statens forurensningstilsyn (SFT)  
Pb. 8100 Dep.  
0032 Oslo*

## Status for forhandlingene

### De viktigste punktene som man er enige om pr. 1. februar 1999

- Veiledende scenarie (G5/2) mht. miljøambisjoner og utslippsreduksjoner/fordeling, er vedtatt som utgangspunkt for **videre** forhandlinger. Dette scenariet er også grunnlaget for et direktivforslag som kommisjonen vil legge fram i løpet av våren:
- Svovel blir inkludert i protokollen

#### Miljøambisjonene som møtes i senariet G5/2:

- 95% gap closure av akkumulert overskridelse for forsuring,
- 85% gap closure av akkumulert overskridelse for forsuring,
- 850 eq/ha som tak på deposisjon (maksimum tillatte dep.)
  
- 60% gap closure av akkumulert overskridelse for eutrofiering (N)
- Deposisjonstak/maksimum overskridelse er ikke angitt.
  
- 67% gap-closure av AOT60 overskridelser - helserelevanter
- 2,9 ppm.h som tak/maksimumverdi i som må overholdes i 4 av 5 år.
  
- 33% gap-closure for AOT40 overskridelser - vegetasjonsrelatert
- 10 ppm.h som tak/maksimum overskridelse - gjennomsnitt over 5 år

#### Utslippsreduksjoner i ECE-området som må til for å møte miljøambisjonene:

- SO<sub>2</sub> - 71% reduksjon i forhold til 1990 (EU-15 78%)
- NO<sub>x</sub> - 46% reduksjon i forhold til 1990 (EU-15 55%)
- NH<sub>3</sub> - 24% reduksjon i forhold til 1990 (EU-15 25%)
- VOC - 44% reduksjon i forhold til 1990 (EU-15 57%)

#### Utslippsreduksjoner i Norge som må til for å møte miljøambisjonene:

- SO<sub>2</sub> - 58% reduksjon i forhold til 1990, eller ned til omlag 19-22 kt
  - NO<sub>x</sub> - 33% reduksjon i forhold til 1990, eller ned til omlag 145-150 kt
  - NH<sub>3</sub> - 9% reduksjon i forhold til 1990, eller ned til omlag 20-21 kt
  - VOC - 34% reduksjon i forhold til 1990, eller ned til omlag 195 - 200 kt
- Norges følsomme økosystem - særbehandling har vært nødvendig!!!  
"Ikke mulig" å nå 95% gap closure for to til fire følsomme norske ruter (Sør og Vestlandet). Det resulterte i et eget arbeid (Finn Førstund og Ove Wolfgang) for å finne fram til et egnet ambisjonsnivå som ville gi klare føringer på reduksjonsfordelingen, men samtidig bare "dytte litt på" de samlede utslippsreduksjonene. Dette ble akseptert av både TFIAM (desember 98) og WGS (januar 99) som den nest-beste løsningen. Det gjøres imidlertid fremdeles vurderinger rundt dette - nå av IIASA selv - for å se på ulike alternativer rundt 85% (80-90%). Årsaken er oppdateringer av utslippsdatabasen gir

mindre utslippsreduksjoner i Referansescenariet og dermed større krav til tiltak i det veiledende scenariet (og høyere kostnader).

- Det foreligger forslag til ulike annex til protokollen:
  - utslippsforpliktelsene
  - konsentrasjons og depositions kart (resultat av de endelig framforhandlede utslippsreduksjonene)
  - tre teknologiske/tekniske annex for hver komponent (Best Available Technology, Limit Values og Products)
- Alle land har tatt forbehold om de angitte utslippsnivåene i G5/2-scenariet.
- Russland - forbehold om å inkludere SO<sub>2</sub>
- Norge - forbehold mot bindende tekniske annex. Neste forhandlingsmøte (22.-26. mars) er forbeholdt diskusjoner om bindende eller veiledende tekniske annex og innhold i disse.
- Sveits - ønsker høyere ambisjonsnivå
- EU - Vekt på ozon, men konsistensen mellom forsuringstrategien og ECE-protokollen, ulike eksisterende direktiver, lovgivning etc.
- EU - Frankrike, Italia, Portugal, Irland og Belgia er de land i EU er mest skeptiske til de valgte veiledende scenarier. Spesielt Belgia som får MFR-reduksjon og høye kostnader.
- Tidligere Øst Europeiske/"overgangsland" - lydhøre for EU-posisjoner
- Justisen innad i EU-gruppen - demper motsetningene i plenum.
- WGS-møter: 22. til 26.mars, 31. mai til 4 juni, august-september
- Underskrivning 15.-18. desember i Stockholm. 20 års jubileum for konvensjonen

#### Hovedpunkter

- Veiledende scenarie vedtatt
- Norges følsomme økosystem - særbehandling nødvendig
- Svovel er inkludert
- Underskrivning i desember 1999

### **Integrated Assessment Modelling (IAM) - innhold og rolle i protokollarbeidet og forhandlingene**

Utgangspunkt: Alle modeller er feil, men enkelte er mer anvendbare enn andre.

#### **RAINS-modellen ved IIASA**

- Viktig redskap i sammensyningen av alle parameterne som er med på å bestemme utslippsforpliktelsene i tråd med miljøambisjonene.
- Det er først ved alternative kjøring (utprøving) av miljøambisjonsnivå man finner fram til hva som vil være "mulig" med den teknologien som er tilgjengelig, samt kostnadmessig akseptabelt å bære for landene.
- Opplegget er at man for hvert land får fram et Referansescenarie basert på dagens lovgivning og fremtidig vedtatt politikk (REF-CLE-forventet utvikling) og et Maksimum-teknisk-mulig-scenarie (MFR). Da er spillerrommet definert. Innenfor dette rommet kan man beregne en optimal utslippsfordeling gitt miljøambisjoner og/eller kostnadstak.
- Spesielle vanskeligheter:
  - beskrive miljøproblemene matematisk og modellhåndterlig
  - avstemme miljøambisjonsnivåene for de ulike problemområdene, ozon-helse, ozon-vegetasjon, forsuring og gjødsling
  - etablere utslippsbilder av landene (basisår og framskrivninger)
  - etablere tiltakskurver/kostnadskurver for hvert land (tiltak rangert etter stigende kostnader)

De ulike input parameterne til RAINS-modellen:

- miljøeffekter - omformet - modelltilpasset gjennom konseptene AAE og AOT
- spredning (EMEP-modellene) - forenklede versjoner i RAINS - deposisjons/konsentrasjonsdata knyttet opp mot AAE og AOT
- energistatistikk og framskrivninger
- utslippsstatistikk og framskrivninger
- teknologiske tiltak
- tiltakskostnader - kostnadskurver og reduksjonspotensialer

Tilsammen skal dette kunne gi "Den optimale løsning" - utslippsreduksjoner til lavest mulig kostnad for ECE-området samlet sett.

Hvorfor er IA-modellene så viktige og spiller stor betydning i protokollarbeidet?

- Store mengder data er tilgjengelig og nødvendig
- Kobler sammen alle relevante data
- Forenkler
- Scenariemuligheter
- Kostnadsutjevning pr. miljøforbedring
- Etterprøvbare beregninger - gjennomiktig og forståelig?

**Nytteberegninger**

Tiltak koster og hva får vi igjen?

**Hva gjøres med estimerte nytteverdier? - TFEAAS – foreløpige resultater.**

- The Impact Pathway - det vil si utslipps-belastningskunnskap, dose-respons kunnskap og verdsetting av endepunkter (se figur).
- Noen foreløpige tall fra G5/2 scenariet i desember
- Inkludert - helseeffekter, materialkorrosjon og avlingsskader
- Ekskludert - økosystemverdier
- Videre arbeid - usikkerhetsvurderinger hvor bla. effektfolket vil bli bedt om bidrag til vurderinger. Foreløpig er ansvaret gitt til Chairman, Keith Bull, som vil delegerer videre etter behov

**Til det nasjonale arbeidet:**

Dette(?) er miljønyttene vi får igjen for kostnadene ved å redusere utslippene - kostnader som bæres av staten eller påføres norsk industri og befolkning forøvrig.

- Hva skjer i vassdragene, myrene, fjelløkosystemene ved ulike tålegrenseoverskridelser?
- Tre eksempel vassdrag/områder i ulike skadekategorier (ikke kalkede) og forsuringskarrieren til disse områdene?
- Reversibiliteten og tidshorisonter for dette?
- Hva vil den nye protokollen bety for økosystemene - utgangspunkt i G5/2-scenariet?
- Hvordan vil kalking i vassdragene kunne bidra til å forbedre ventetiden redusere skadene fram til virkningene av den nye protokoll trer i kraft?
- Avbøtende tiltak i terrestriske økosystemer? hvilke muligheter finnes?

Kunnskap på disse punktene skal bidra til en populærframstilling/publikasjon fra Miljøvern-departementet/SFT/DN. Bør foreligge høsten 1999 før underskriving av protokollen.

I tillegg til dette så vil virkninger som er kvantifisert (også økonomisk) brukes, dvs. mulige helseeffekter (red. sekundærpartikler), materialkorrosjon evt. avlingsgevinster.

# Deposisjon av langtransporterte luftforurensinger i norske fjellområder - Avsetning av nitrogen i fjellområder.

*Arne Semb  
Norsk institutt for luftforskning (NILU)  
Pb. 100  
2007 Kjeller*

Topografien har stor betydning for nedbørforholdene. Når luftstrømmingen er slik at luften heves over åser eller fjell, vil den adiabatisk utvidelsen føre til avkjøling, som igjen medfører sky- og tåkedannelse, og nedbør. Ofte kan en høydeforskjell på bare et par hundre meter gi betydelig økning av nedbørmengden og nedbørfrekvensen. Dette har naturligvis også betydning for avsetningen av forurensninger.

Choullarton, Fowler og medarbeidere har gjennomført en rekke undersøkelser av orografisk skydannelse og avsetning ved Great Dun Fell i Nord-England. Her viste det seg at ikke bare nedbørmengden økte med høyden over havet, men også konsentrasjonene av forurensningskomponenter. Årsaken til dette er at nedbør fra høyere luftlag river med seg skydråpene i den orografiske skyen, som er dannet i luft som er mer forurenset. I skydråpene foregår det også viktige oksidasjonsprosesser, blant annet oksideres svoveldioksid til sulfat, noe som er en forutsetning for utfellingen av svoveldioksid med nedbøren. Tilsvarende oksidasjon av  $\text{NO}_2$  i luften kan skje via  $\text{NO}_3$  eller  $\text{N}_2\text{O}_5$  som hydrolyserer til  $\text{HNO}_3$  ved reaksjon med skydråpene, og den stasjonære orografiske skyen kan gi svært gode muligheter til å studere disse prosessene.

Uten en slik oksidasjon vil vi normalt ikke få fullstendig nedbørutfelling av  $\text{SO}_2$ , og  $\text{NO}_2$  er praktisk talt ikke vannløselig. De fallende nedbørdråpene har alt for kort levetid for absorpsjons- og oksidasjonsprosessene.

Sky- og tåkedråpene vil også avsettes på vegetasjonen. I enkelte fjellområder i USA er omfanget av denne "okkulte" nedbøravsetningen betydelig, kanskje noen steder opptil 80% av totalavsetningen. Disse lokalitetene er skogkledde. For Great Dun Fell er dette bidraget anslått til 17%.

Sky- og tåkedråper er ofte sterkt forurenset, og konsentrasjonene av sulfat og andre forurensningskomponenter er ofte betydelig høyere enn i typiske nedbørprøver. Dette har sammenheng med at vanninnholdet i nedbørskyer må være av størrelsesorden  $1 \text{ cm}^3/\text{m}^3$  for at det skal bli noe særlig nedbør. Når vanninnholdet (kondensert vann) er mindre, vil selvsagt konsentrasjonen av forurensninger kunne være tilsvarende høyere. Det er mange forskjellige teknikker som kan brukes til å samle opp sky- og tåkedråper for analyse, og litteraturen inneholder en rekke skrekkeksampler på høye konsentrasjoner og lav pH. Dette gjelder spesielt for områder med betydelige lokale utslipp. I bakgrunns- og fjellområder er konsentrasjonene vanligvis bare 3-5 ganger høyere enn i nedbør.

Er så dette relevant for Norge og for norske fjellområder. Orografisk skydannelse og nedbørutfelling ved skydråper fra høyere skyer er faktisk nokså typisk for nedbør i Norge, som på mange måter er et stort Great Dun Fell, med noen få daler og fjorder!

Det er også dette som fører til den fordelingen av nedbør og avsetning av forurensninger med nedbøren som vi har observert, med størst avsetning i en høyde 3-500 m innenfor



Sørlandskysten. Vi har prøvd å unngå systematiske feil, ved i størst mulig grad ikke å plassere våre nedbørstasjoner i bunnen av dalen, men helst et godt stykke opp i liene. I den grad vi har kunnet kontrollere det, er det faktisk ikke svært store forskjeller i nedbørkjemien på nærliggende steder med ulik topografisk beliggenhet, for eksempel Birkenes og Risdalsheia. Men det er selvsagt mange områder i Norge der topografien er slik at det er nesten umulig å plassere nedbørstasjonen "representativt", og vi må være klar over at nedbørforholdene kan variere ganske mye selv innen et begrenset område.

Et viktig tilfelle av orografisk utfelling av forurensninger var nedfallet av radioaktivt jod og cesium fra Tsjernobyl i april 1986. En okkludert front kom inn fra vest, og ga bygenedbør flere steder i fjellet i Sør-Norge og nordover til Helgeland. Den forurensete luften kom fra øst, og ga en orografisk skydannelse på østsiden av fjellet. Resultatet ble spredt avsetning, men med klar økning i nedfallet med høyden flere steder.

Avsetningen av tåke og rimdråper forekommer også i Norge, og har blant annet ført til overslag på Statnetts overføringslinjer. Forurenset tåke har naturligvis høy ledningsevne, noe som bidrar sterkt til overslagene. Men slike overslag kan også skyldes sjøsalter, selv i fjellområder, når det er sterk vestlig vind med nedbør. Tåkefrekvensen er høy på mange fjelltopper. Fanaråken har en tåkefrekvens på 60%, Gaustatoppen 45%. I så store høyder er imidlertid konsentrasjonene av luftforurensninger moderate. Men Tryvasshøgda har en tåkefrekvens på 20%, og her er nok den okkulte avsetningen av sulfat og nitrat relativt betydelig. På Hummelfjell ble det for mange år siden tatt prøver av rimavsetninger, som så ble smeltet og analysert. Det var rimavsetning 48% av dagene.

Disse høye tåkefrekvensene er typiske for enkeltstående fjelltopper og åsrygger, på høyslettene som Hardangervidda og det meste av seterfjellet er tåkefrekvensen lav, typisk under 2%.

Vi skal altså være spesielt oppmerksomme på fjellpartier og mindre fjellområder som hever seg over de omkringliggende områdene, og som er eksponert for forurenset luft fra sør og sørøst. Eksempler kan være Rondane, Sølenkletten og Sølenfjellområdet i Østerdalen. Westling og Ferm har vist at orografisk nedbør gir økende avsetning med høyden i Fulufjell, på den svenske siden av grensen ved Trysil.

For ytterligere detaljer og referanser vises til rapporten: Anke Lükeville and Arne Semb: Deposition in Norwegian Mountain Areas. NILU OR 66/97.

# FAB (First-order Acidity Balance) modellen; muligheter og begrensninger

Arne Henriksen  
Norsk institutt for vannforskning  
Postboks 173 Kjelsås  
0411 Oslo

## Bakgrunn

Både svovel og nitrogen bidrar til forsurening. Derfor er tålegrensene for svovel og nitrogen avhengige av hverandre. En bestemt tålegrenseverdi for et av stoffene kan ikke defineres uten å gjøre noen antakelser om det andre. To modeller brukes til å beregne tålegrenser for tilførsler av syre til overflatevann, en empirisk og en prosessorientert modell. Den første modellen, The Steady State Water Chemistry (SSWC)-modellen (UN/ECE 1996), beregner tålegrensen for tilførsler av syre og overskridelse av tålegrensen basert på *dagens* nitrogenlekkasje. Den andre modellen, The First-order Acidity Balance (FAB)-modellen (Posch et al. 1997), beregner samtidig tålegrensene for både svovel og nitrogen og deres potensielle overskridelse, dvs. den overskridelse som vil inntreffe hvis alt nitrogen (minus den mengde som immobiliseres i jorda og som ev. tas ut gjennom skogshogst) overføres til forsurende nitrat gjennom biologiske prosesser i jorda. FAB-modellen beregner med andre ord den *potensielle* overskridelse av tilførte sterke syrer. FAB modellen forlanger mer data for nitrogen enn SSWC-modellen gjør.

## Ligningssett for SSWC- og FAB-modellene

### SSWC-modellen:

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

$$(2) \quad CL(Ex) = -CL(Ac) + S_{dep} + N_{leach}$$

Her er  $Q$  avrenningen (m/år),  $[BC^*]_0$  er den opprinnelige basekationkonsentrasjonen ( $\mu\text{ekv/l}$ ), og  $ANC_{limit}$  ( $\mu\text{ekv/l}$ ) er en valgt kritisk ANC-verdi for fisk.  $S_{dep}$  er dagens svoveldeposisjon og  $N_{leach}$  er nitratlekkasjen idag. Asterisk angir sjøsaltkorrigerede verdier.  $[BC^*]_0$  anslås fra dagens vannkjemi (se UN/ECE 1996).

### FAB-modellen:

Nitrogenbalansen for et nedbørfelt er gitt ved:

$$(3) \quad N_{leach} = N_{dep} - (N_{imm} + N_{de} + N_{upt})$$

Her er  $N_{dep}$  = Nitrogen deposisjon,  $N_{imm}$  = N-immobilisering i nedbørfelt og innsjø,  $N_{de}$  = N-denitrifikasjon i nedbørfelt og innsjø,  $N_{upt}$  = N-opptak i vegetasjon. For fjellområder antar en at  $N_{upt} = 0$ .

### FAB-modellen

FAB-modellen definerer en permanent N-immobilisering ( $N_{imm-p}$ ) og denitrifisering ( $N_{de-p}$ ) slik at vi kan skrive:

$$(4) \quad N_{dep} = N_{de-p} + N_{imm-p} + N_{pot-le}$$

der  $N_{pot-le}$  er N-lekkasjen ved N-metning i nedbørfeltet.

$$(5) \quad N_{pot-le} = N_{dep} - N_{le-temp} - (N_{imm-p} + N_{de-p})$$

Her er  $N_{le-temp} = N$ -lekkasjen til enhver tid. Det er denne verdien som brukes i SSWC-modellen for en gitt  $N$ -lekkasje.

Den potensielle *overskridelse* av tålegrensen beregnet med FAB-modellen (Posch et al. 1997) er gitt ved:

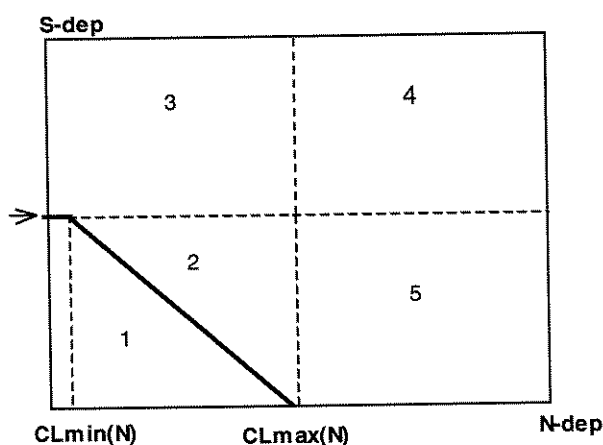
$$(6) \quad \text{Pot CL(Ex)} = -\text{CL(Ac)} + S_{\text{dep}} + (N_{\text{dep}} - \text{CL}_{\text{min(N)}})$$

(7)

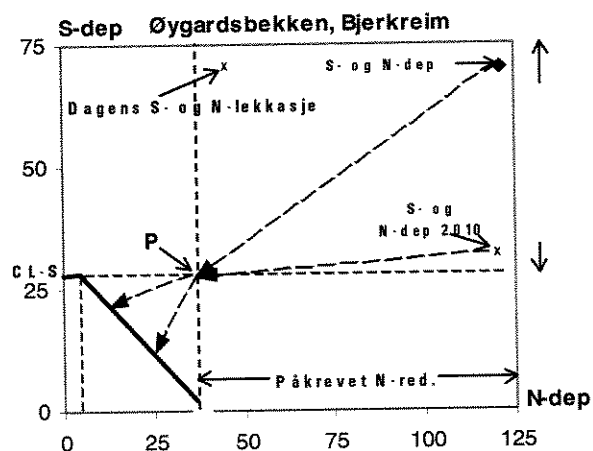
Her er  $N_{\text{dep}}$  den totale nitrogendeposisjonen og  $\text{CL}_{\text{min(N)}}$  den minste mengde nitrogen som kan bli igjen i nedbørfeltet, dvs.  $N_{\text{de}} + N_{\text{imm-p}}$ .

### ”The critical load function”

FAB-modellen betrakter som nevnt samtidig effektene av både svovel og nitrogen. En kan derfor ikke vente å finne unike tålegrenser for S og N, fordi en reduksjon i svoveldeposisjonen kan føre til at en kan akseptere en høyere deponisjon av nitrogen uten å få forsureningsskader. Forholdet mellom tålegrenser og deponisjoner er illustrert i figur 1, som også viser sammenhengen mellom de to metodene. Den tykke linjen i figuren viser alle mulige kombinasjoner av tålegrenser for S og N og kalles *tålegrensefunksjonen* ("the critical load function"). Figur 2 viser en praktisk anvendelse av modellene. Tålegrensen for sterk syre beregnes altså på samme måte for de to modellene, mens vi har to muligheter for å beregne tålegrenseoverskridelser for tilførsler av sur nedbør, dagens overskridelse (SSWC-modellen) og potensiell overskridelse (FAB-modellen). Hvilken metode en velger, avhenger av tilgang på nødvendige data, og hva en ønsker å bruke de beregnede tallene til. Skal en vurdere reduksjonskrav generelt, vil det være mest riktig å bruke FAB-modellen, men skal en beregne f. eks. kalkbehov for å nøytralisere dagens tålegrenseoverskridelser kan en ikke bruke FAB-modellens resultater. For det formålet bruker en SSWC-modellen.



Figur 1. Tålegrensefunksjonen ("the critical load function"). Hver innsjø har sitt eget diagram. Tålegrensefunksjonen (tykk linje) er gitt ved de beregnede verdier for  $\text{CL}_{\text{max(S)}}$ ,  $\text{CL}_{\text{min(N)}}$  and  $\text{CL}_{\text{max(N)}}$  (Posch et al. 1997). Lokaliser-ingen i diagrammet av N og S deponisjonen til innsjøen gir de reduksjonskrav som må til for å gi ikke-overskridelse: 1, ingen reduksjoner er nødvendige, 2, fritt valg mellom N og S reduksjon, 3, Nødvendig med S reduksjon, 4, både N og S reduksjon nødvendig, 5, N reduksjon nødvendig.



Figur 2. Tålegrensefunksjonen for Øygardsbekken i Bjerkreimsvassdraget (Henriksen et al. 1997). Her er angitt: 1.dagens S og N deponisjon, 2. antatt S deponisjon i år 2010 (UN/ECE 1994) med dagens N deponisjon, og 3. dagens S- og N-lekkasje. Den siste situasjon representerer dagens overskridelse av tålegrensen. Enhet: mekv  $\text{m}^{-2} \text{år}^{-1}$ .

Vi har beregnet hvor store arealer i Norge der tålegrensene for overflatevann er overskredet for målte svovel- og nitrogen deposisjoner i 1985, 1990, 1994 og for antatt nedfall i år 2010 når svovelprotokollen av 1994 er implementert (tabell 1). Det er en vesentlig forskjell i prognoser for de to modellene. I 2010 vil overskredet areal ved full nitrogenlekkasje (nitrogenmetning) være nær tre ganger så stort som ved dagens (1995) nitrogenlekkasje i 2010. Det er derfor åpenbart at den potensielle nitrogenlekkasjen er meget viktig for den videre forursningsutvikling.

Diskusjonen endres!!

$N_{le-temp}$  er som nevnt den aktuelle nitrogenlekkasje, mens  $N_{pot-le}$  er lekkasjen ved N-metning. Det vi ikke vet er hvordan  $N_{le-temp}$  vil utvikle seg videre, hvordan den vil utvikle seg mot uttrykket:  $N_{dep} - CL-min(N)$

Viktige spørsmål er derfor: Hvor sannsynlig er det at N-lekkasjen vil øke? Hva er betingelsene for N-metning? Når eller kan FAB-modellens prognoser inntreffe? Dette er viktige spørsmål som må besvares om en skal kunne vurdere de fremtidige konsekvenser av den kommenede multi-pollutant protokollen.

Tabell 1. Overskridelse av tålegrenser for svovel og nitrogen deposisjon i Norge beregnet med to modeller og ved fire deposisjonsscenarioer.

Deposisjon Scenarier	Overskredet areal, prosent Modell	
	SSWC	FAB
1985	29.0	47.3
1990	23.5	45.6
1994	19.0	39.6
2010	11.1	30.7

## Litteratur

- Henriksen, A. Hindar, A., Hessen, D.O. and Kaste, Ø. 1997. Contribution to acidity in the river Bjerkreim in southwestern Norway. *Ambio*, 26. 304-311.
- Posch, M., Kämäri, J. Forsius, M., Henriksen, A. and Wilander, A. 1997. Exceedance of critical loads for lakes in Finland, Norway and Sweden: Reduction requirements for acidifying nitrogen and sulfur deposition. *Environmental Management* 21(2): 291-304.
- UN/ECE 1996. *Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and geographical areas where they are exceeded*. UN/ECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt), Texte 71/96, Berlin.
- UN/ECE 1994. *Protocol to the 1979 Convention on Long-range Transboundary Air Pollution on further Reduction of Sulphur Emissions*. Document ECE/EB.AIR/40 (in English, French and Russian). New York and Geneva, 106 pp.

# Nitrogen og forsuring i fjell og hei: Når vil FAB-modellens forutsetninger oppfylles?

Øyvind Kaste  
Norsk institutt for vannforskning (NIVA)  
Televeien 1  
4890 Grimstad

## Bakgrunn

Den nye nitrogenprotokollen er basert på tålegrenser beregnet ved FAB-modellen. Denne modellen inntar en "føre var"- holdning, ved at den antar at nær 100% av det atmosfærisk tilførte nitrogenet lekker ut i avrenningsvannet som nitrat. Den prognoserer dermed en maksimal forsuringseffekt i vann og vassdrag. Dette er trolig urealistisk høyt for de fleste lokaliteter i Norge i dag, selv om nitrogenlekkasjen kan være betydelig i enkelte områder. I Bjerkreimsvassdraget, som ligger i den delen av Norge som mottar mest atmosfærisk nitrogen, ble det i "Nitrogen fra fjell til fjord" – prosjektet beregnet en nitrogenlekkasje på 15-20% i skogområder, omkring 30% i heiområder og 30-45% i fjell- og heiområder (Kaste et al. 1997). Det må her legges til at det var stor variasjon innenfor alle de undersøkte arealtypene.

## Nitrogenretensjon i innsjøer

Det inngår en koeffisient for innsjøretensjon (pN) i ligningssettet for FAB-modellen. Denne er beregnet ut fra følgende ligning (Kelly et al. 1987):

$$pN = SN / (Q/r + SN)$$

hvor:  $S_n$  = "Mass transfer" koeffisient for N (m/år)  
 $Q$  = Årlig avrenning (m/år)  
 $r$  = Innsjø/nedbørfelt-forhold

Basert på empiriske data er "mass transfer" koeffisienten for næringsfattige og forsuringfølsomme innsjøer satt til 5 m/år (Kelly et al. 1987, Dillon & Molot 1990). Nedenfor er modellen "testet ut" på 4 innsjøer hvor det foreligger inn/ut-budsjetter fra "Nitrogen fra fjell til fjord" – prosjektet (Berge et al. 1997).

	Målt retensjon (Berge et al. 1997)	Beregnet (pN)
Ørsdalsvatn	0,06	0,08
Hofreistevatn	0,00	0,02
Fotlandsvatn	0,01	0,00
Bergsvatn	0,20	0,12

Som det framgår av tabellen, gav modellen et ganske godt estimat for nitrogenretensjon i de aktuelle innsjøene. Det er imidlertid behov for å teste modellen på et bredere utvalg av innsjøer, med varierende størrelse, oppholdstid, etc. I innsjøer foregår nitrogenretensjonen først og fremst ved planteopptak, sedimentasjon og denitrifikasjon i sedimentene. Viktige faktorer som påvirker retensjonen er innsjøens oppholdstid, årlig avrenning og trofisk status.

## Vil FAB-modellens forutsetninger om nær 100% lekkasje oppfylles?

1000-sjøers undersøkelsen i 1986 viste at konsentrasjonen av nitrat i mange innsjøer på Sørlandet hadde doblet seg siden 1974-75, dvs. at prosent lekkasje hadde økt (Henriksen & Brakke 1988). Overvåkingsdata indikerer imidlertid at både avsetning og avrenning av nitrogen har holdt seg relativt konstant siden 1980 (SFT 1998). Dette kan tyde på at tiden som trenges for å gå fra dagens 0-40% lekkasje til FAB-modellens nær 100% lekkasje kan bli lang. Hvis prosent lekkasje bare øker langsomt fra år til år kan det bety at reduksjonstiltakene som en eventuell ny nitrogenprotokoll vil kreve, kan settes i gang trinnvis over lengere tid.

Men; forskning på skogsjord tyder på at jorda har en stor, men begrenset, kapasitet til å immobilisere N. Ved kronisk nitrogenbelastning vil derfor nitrogenlageret fylles langsomt opp, og en stadig større andel vil lekke ut. For ikke-skogområder som dekker mer enn halvparten av Norges areal, og dessuten lekker mest i dag, er det lite kunnskap om nitrogenretensjon og nitrogenlekkasje. Vi vet faktisk ikke hvilke faktorer som styrer nitrogenretensjonen i slike økosystemer.

### Oppsummering

- FAB-modellens forutsetning om nær 100% nitrogenlekkasje er ikke relevant for Norge pr. i dag,
- ... men nitrogenlekkasjen vil sannsynligvis øke dersom utslippene ikke reduseres.
- Tidsaspektet i en slik utvikling er imidlertid svært usikker,
- ... blant annet fordi en mangler kunnskaper om retensjonsprosesser i fjell- og heiområder.
- Vi har for lite data om nitrogenretensjon i forsurningsfølsomme innsjøer til å vurdere om FAB-modellens koeffisienter for innsjøretensjon er relevante for Norge.

### Litteratur

- Berge, D., Fjeld, E., Hindar, A. & Kaste, Ø. 1997. In-lake nitrogen retention in two Norwegian watercourses with different trophic level. *Ambio* 26, 282-288.
- Dillon, P.J. & Molot, L.A. 1990. The role of ammonium and nitrate retention in the acidification of lakes and forested catchments. *Biogeochemistry* 11: 23-43.
- Henriksen, A. & Brakke, D.F. 1988. Increasing contributions of nitrogen to the acidity of surface waters in Norway. *Water, Air Soil Pollut.* 42: 183-201.
- Kaste, Ø., Henriksen, A. & Hindar, A. 1997. Retention of atmospherically-derived nitrogen in subcatchments of the Bjerkreim River in Southwestern Norway. *Ambio* 26: 296-303.
- Kelly, C.A., Rudd, J.W.M., Hesslein, R.H., Schnindler, D.W., Dillon, P.J., Driscoll, C.T., Gherini, S.A. & Hecky, R.E. 1987. Prediction of biological acid neutralization in acid-sensitive lakes. *Biogeochemistry* 3: 129-140.
- SFT 1998. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 1997. SFT-rapport 748/98, 217 s.

# Criteria for critical loads in non-forest soils of southern Norway

Jan Mulder

Department of Soil and Water Sciences

Agricultural University of Norway

N-1432 Ås

Triggered by alarming reports on acidification induced fish kills and forest decline in the 70's and early 80's the need to reduce the emissions of long-range transported acidifying compounds became eminent. In the process of finding suitable reduction levels policy makers became increasingly interested in estimates of upper limits of acid deposition rates that would still be acceptable with respect to ecosystem functioning. This basic idea is central to the concept of critical loads for acidifying substances, which was introduced about 15 years ago. In this concept the critical load is defined as a quantitative estimate of an exposure to one or more pollutants below which significant harmful effects of specified sensitive elements of the environment do not occur according to the current knowledge (Nilsson & Grennfelt, 1988). Initially most of the work on critical loads focused on acidification of forest soils and surface water caused by atmospherically derived sulphur and nitrogen. Results were presented in the form of maps, which have played a central role in recent international negotiations on the reduction of emission of long range transported air pollutants (e.g. sulphur protocol).

The critical load concept consists of three basic components (i) a *biological indicator*, (ii) a *chemical criterion*, and (iii) a *critical chemical value*. With respect to acidification of terrestrial ecosystems the most common *biological indicator* is the forest tree. Soil acidification results in increased concentrations of phyto-toxic aluminium. However the toxicity of aluminium is alleviated by the presence of calcium in soil water. Therefore, the selected *chemical criterion* is often the molar Ca/Al ratio (occasionally the molar (Ca+Mg+K)/Al ratio). The *critical chemical value* is commonly set to 1.0, i.e. a molar Ca/Al ratio in soil water below 1.0 is considered to be harmful to forest trees. This *critical chemical value* is largely based on nutrient solution studies and pot experiments with seedlings. Several authors have pointed out that the choice of the three basic components in the critical loads concept involves a considerable degree of subjectivity. In addition our mechanistic understanding, in particular of soil plant interactions of mature trees still is rather poor. Therefore, current critical load maps have to be considered with caution (e.g. Løkke et al., 1996; Högberg and Jensen, 1994).

Recently, the focus of critical load research shifted to nutritional aspects of the deposition of nitrogen on terrestrial ecosystems. Because nitrogen is an essential element for growth its deposition in forests is commonly found to be positive even though it may change the rooting pattern. Eventually, increased availability of nitrogen may lead to deficiency of other essential nutrients, including phosphorus. Also increased sensitivity to drought and frost have been reported. In many forested areas with elevated deposition rates of nitrogen a considerable fraction of this element is not retained but leached to groundwater and surface water. Nitrate concentrations in runoff from such systems may exceed drinking water standards. Therefore, in some countries the *biological indicator* for nitrogen deposition in forests was linked to drinking water standards rather than to trees.

In Norway, a comparatively large part of the terrestrial ecosystems are non-forested. Such systems include heathlands and mountainous areas. Unfortunately, estimation and mapping of critical loads with respect to acidifying compounds and nitrogen for these areas has hardly started mostly because basic data are sparse. To estimate critical loads for non-forest areas

two options for *biological indicators* come to mind (a) plant species composition (biodiversity), and (b) aquatic organisms in runoff water from these areas. With respect to *biological indicator a* (i.e. plant species composition, biodiversity), there exist at least two options for *chemical criteria*, (1) nitrogen deposition rate (kg/ha yr) or (2) concentration of nitrogen compounds (viz. ammonium and nitrate) and aluminium in soil water. Here it should be stressed that the effects of aluminium and nitrogen are fundamentally different. Whereas, aluminium may cause damage to the biological indicator, nitrogen merely affects the competition between different plant species. As a result of increased availability of nitrogen in the soil certain plant species may be out competed by others. Data concerning the *critical chemical value* of atmospheric nitrogen deposition rate on ground vegetation have been reported elsewhere in this volume. Previously, others have reported *critical chemical values* for nitrogen deposition in non-forest systems (e.g. Tybirk et al., 1995; Table 3). The *critical chemical value* for the concentration of nitrogen compounds and aluminium in soil water may be found from response curves of plant species with respect to nitrogen and aluminium concentrations. Hansson (1995) started modelling work along these lines, but much work remains to be done here. Additional work on process modelling in non-forest soils, focusing on nitrogen dynamics as well as aluminium chemistry seems a prerequisite for further progress. In addition, more work is needed with respect to establishing plant response curves, in particular with respect to the availability of ammonium and nitrate in soil water. Obviously, also other the availability of other nutrients should be part of such studies.

With respect to *biological indicator b*, (aquatic organisms in runoff water from non-forested areas), the molar Ca/Al concentration ratio is an appropriate *chemical criteria*. In addition, the concentration of inorganic nitrogen in runoff water is important with respect to eutrophication. However, the availability of other essential nutrients like phosphorus, also has to be considered here. As previously, a *critical chemical value* for the molar Ca/Al ratio of 1.0 is appropriate. On the other hand, for the establishment of a *critical chemical value* for the nitrogen concentration in runoff water we also need to consider the availability of other nutrients. Clearly, more research is needed here.

To summarise, too few data are available at present to allow the estimation and mapping of critical loads for many of the non-forest areas in southern Norway. Additional experimental data with respect to the chemistry of soils and water are needed. Focus should be on the dynamics of aluminium and nitrogen in the terrestrial environment and the transfer of these compounds to surface water. Additional experimental work should be closely linked to process modelling. With respect to *biological indicators* long-term field observations on plant species composition should be continued. Additional experimental work on plant response curves as well as competition experiments in the field seem a promising way forward, but the feasibility of such work needs to be discussed further with experts in this field. Also with respect to the *biological indicator* aquatic organisms additional work on eutrophication caused by nitrogen, but depending on the availability of other nutrients, is warranted.

## References

- Hansson, J., 1995. Modelling effects of soil solution BC/Al ratio and available N on ground vegetation composition. Rep. Ecology Environ. Engineering, Rep. 3:1995, Dept. of Chem. Engineering II, Univ. of Lund, Sweden, 40 pp.
- Högberg, P. & Jensen, Å., 1994. Aluminium and uptake of base cations by tree roots: a critique of the model proposed by Sverdrup et al. Water Air Soil Pollut 75, 121-125.
- Løkke, H., et al., 1996. Critical loads of acidic deposition for forest soils: Is the current approach adequate? *Ambio* 25, 510-516.
- Nilsson, J. & Grennfelt, P., 1988. Critical loads for sulphur and nitrogen. Report from a workshop at Skokloster, Sweden, Nord/Miljørapport 1988:15.
- Tybirk, K., Bak, J. & Henriksen, L.H., 1995. Basis for mapping of critical loads in Nordic sensitive terrestrial ecosystems. TemaNord 1995:610, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, 69 pp.



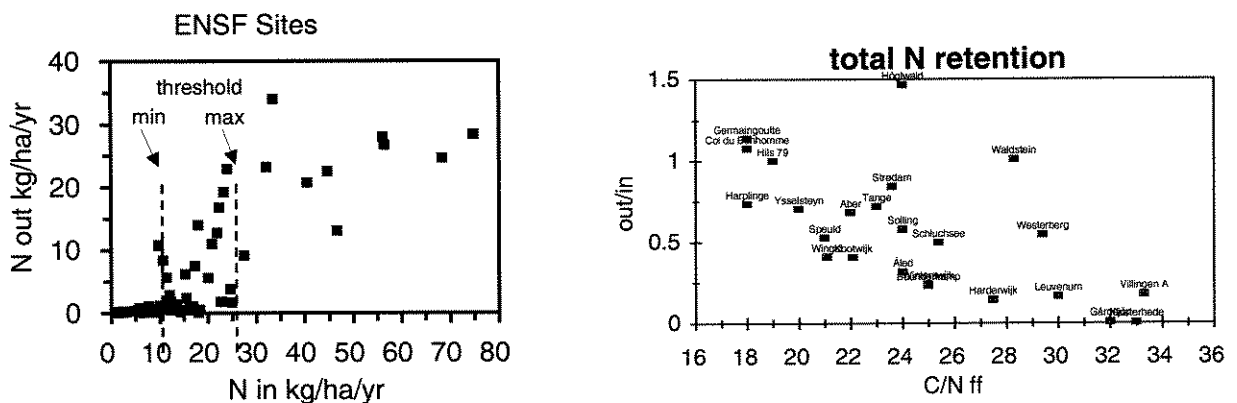
# Kjemiske egenskaper for jord i fjell og hei områder – foreløpige resultater

Jan Mulder  
 Institutt for jord- og vannfag  
 Norges landbrukshøgskole(NLH)

Dick Wright  
 Norsk institutt for vannforskning (NIVA)

## Bakgrunn

Data fra intensivt undersøkte barskogsflater i Europa viser en klar sammenheng mellom deponisjon og avrenning av uorganisk N ( $\text{NO}_x + \text{NH}_y$ ) (Figur 1) (Dise and Wright 1995). En nærmere analyse av disse dataene viser at C/N forholdet i det organiske jordsjiktet (forest floor) er den steds spesifikke parameter som forklarer en signifikant del av variasjonen i fraksjonen av tilført N som lekker (Figur 1) ((Gundersen et al. 1998), (Dise et al. 1998)).

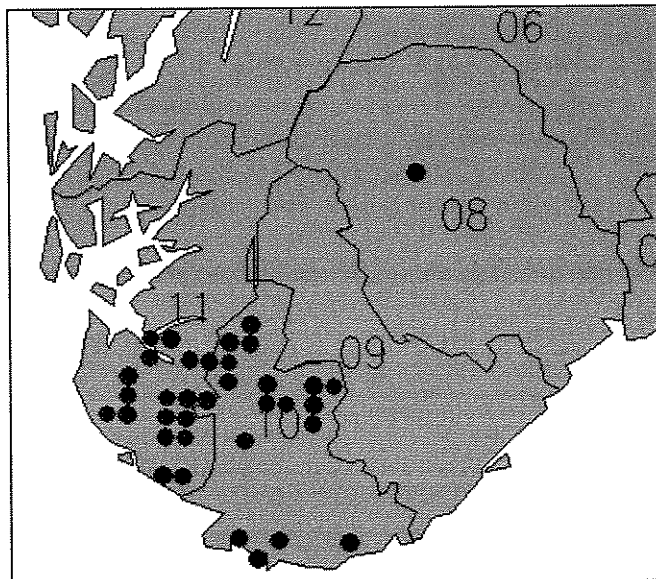


Figur 1. Venstre panel: Forholdet mellom tilførsel og avrenning av uorganisk nitrogen i barskogsflater i Europa. Ved tilførsler under ca. 9 kg/ha/år er det lite lekkasje, men over ca. 25 kg/ha/år er det betydelig lekkasje fra alle flater (fra Dise and Wright 1995). Høyre panel: Forholdet mellom fraksjon tilført uorganisk N som lekker (output/input) og C/N forholdet g/g i det organiske jordsjiktet for de samme barskogsflater (fra Gundersen et al. 1998).

I Norge er skogsjord godt kartlagt gjennom NIJOS' program for skogstaksering. I perioden 1988-1992 ble jordsmonnet i samtlige av de 9x9 km ruter med barskog og bjørkeskog prøvetatt og analysert for en rekke fysiske og kjemiske parametre, blant annet innholdet av C og N i hvert sjikt. Fra tålegrensedatabasen finnes det data for deponisjon og avrenningstall for nitrogen fra disse områder. En systematisk gjennomgang av jord, deponisjon og avrenningsdata viser at det er en klar sammenheng mellom deponisjon og avrenning av nitrogen (deponisjon er en nødvendig men ikke tilstrekkelig forklaringsfaktor), og at C/N forholdet i det organiske sjiktet forklarer en liten, men signifikant del av variasjonen (Figur 3). De forhold som en finner i skogsflater i Europa (Gundersen et al. 1998) synes å gjelde også for norske skogsområder. Da kan risikoen for fremtidig N lekkasje beregnes for skogsområder i Norge, og dette var formålet med et prosjekt som ble gjennomført av NIVA og NIJOS i 1998 under Naturens tålegrenser.

## Fjell og hei områder

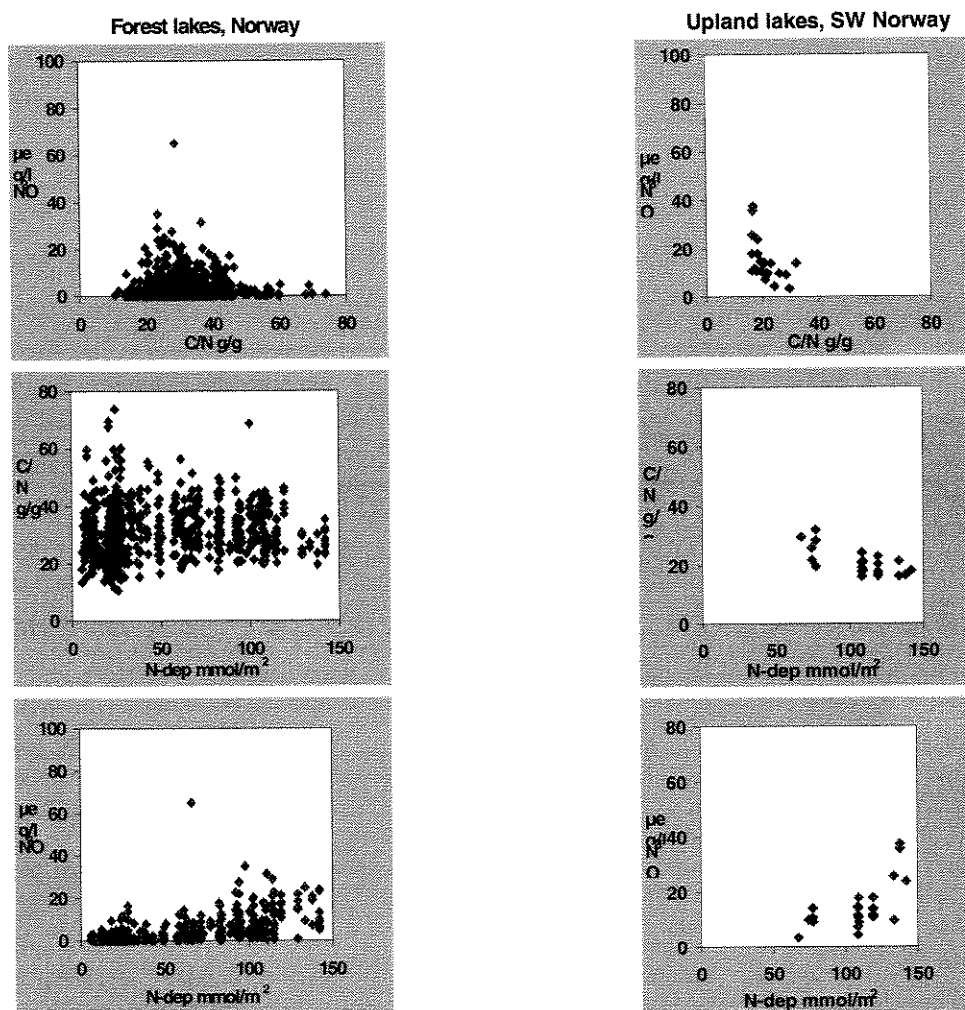
For fjell- og heiområder i Norge finnes det meget få jorddata. Samtidig er nitrogenlekkasjen forholdsvis større i fjell- og heiområder sammenlignet med skogsområder ved samme N deponisjon. For å bøte på dette ble det i 1998 startet et prosjekt i regi av Naturens tålegrenser for å kartlegge jord i slike områder. Det ble valgt ut 36 punkter i fjell- og heiområder i Vest Agder og Rogaland fra NIJOS' 9x9 km rutenett og prøvene ble tatt av NIJOS-personale og analysert ved NIJOS og NISK etter de samme metodene som ble brukt for skogsjord (figur 2).



Figur 2. Kart over sørvest Norge med punkter for prøver tatt 1998 av jord i fjell og heiområder.

Foreløpige resultater fra disse prøvene viser et tilsvarende mønster som for skogsjord. N lekkasjen øker ved økt N deponisjon, men det er liten sammenheng mellom C/N forholdet i organiske sjiktet og N lekkasjes (Figur 3). Det er klart lavere C/N forhold i heijord sammenlignet med skogsjord.

Noe av grunnen til at C/N forholdet i jordsmonnet bare i liten grad er korrelert til N lekkasjen kan være jordsmonnets heterogenitet. Jordprøvene tas bare på et punkt og kanskje ikke en gang i nedbørfeltet mens avrenningen beregnes ut fra vannprøver tatt fra innsjøer i nærheten. Innsjøen gir en integrert prøve over tid og fra hele nedbørfeltet. Det er store variasjoner i C/N forholdet i jordsmonnet fra sted til sted også innen relativt små avstander. I og med at N lekkasjen i de fleste tilfelle bare er 0-30% av deponisjonen, kan N metning i en liten del av nedbørfeltet føre til mesteparten av nitratinnholdet i innsjøen. Det behøves sannsynligvis mer detaljerte undersøkelser av C/N forhold og N retensjon i ulike jordtyper under ulike vegetasjonstyper over en gradient i N tilførsel for å avsløre en eventuell sammenheng mellom jordens C/N-forhold og N retensjon i fjell og heiområder.



Empirical relationship:  
 $NO_3 \text{ lake } (\mu\text{mol/l}) = 0.5 + 0.088 \text{ Ndep } (\text{mmol/m}^2) - 0.04 \text{ C/N organic horizon}$   
 $r^2 = 0.33$

Empirical relationship:  
 $NO_3 \text{ lake } (\mu\text{mol/l}) = -11.5 + 0.236 \text{ Ndep } (\text{mmol/m}^2)$   
 C/N not significant  $r^2 = 0.33$



Figur 3.  $NO_3$  konsentrasjoner i innsjøer, N deposisjon og C/N forholdet i organiske jordsjikt ved skogsvann (venstre) og fjell og heivann (høyre) i Norge.

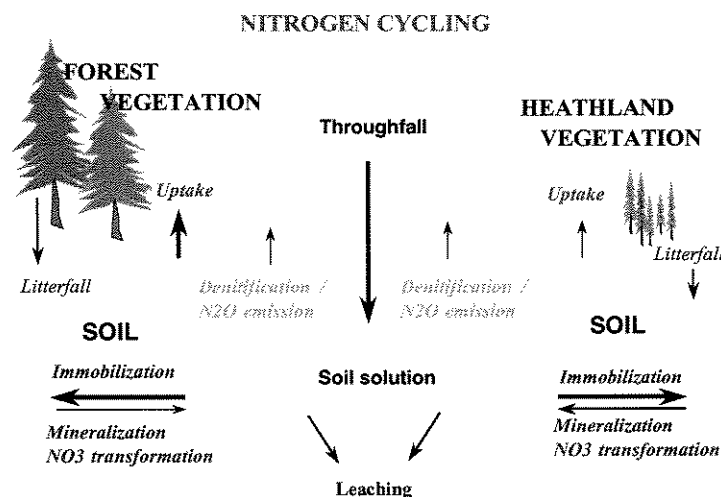
**Litteratur**

Dise, N. B., Matzner, E., and Forsius, M. 1998. Evaluation of organic horizon C:N ratio as an indicator of nitrate leaching in conifer forests across Europe. *Environ.Pollut.* **102**: 453-461.  
 Dise, N. B. and Wright, R. F. 1995. Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *For.Ecol.Manage.* **71**: 153-162.  
 Gundersen, P., Callesen, I., and de Vries, W. 1998. Nitrate leaching in forest ecosystems is controlled by forest floor C/N ratio. *Environ.Pollut.* **102**: 403-407.

# Nitrogen-prosesser i jord - hva vet vi om fjell og heiområder?

O. Janne Kjønås  
Norsk institutt for skogforskning (NISK)  
Høgskolevn. 12  
1432 Ås

N syklusen i et terrestrisk økosystem karakteriseres generelt av to aktive "lagre", -jorda og vegetasjonen - som begge kan ta opp eller binde innkommet nitrogen og dermed holde nitrogenet tilbake i det terrestriske systemet. Tap ut av systemet kan skje i form av gass gjennom denitrifikasjon, eller i form av organisk eller uorganisk N løst i sigevann og avrenningsvann (Figur 1.). Begge typer økosystem antas å inneha de samme typer lagre og de samme prosesser, mens omfang, hastighet og kapasitet til lagre og prosesser antas å variere sterkt både innen og mellom ulike økosystem. Ved et første blick er vegetasjonen og dens biomasse hovedforskjellen mellom et skogøkosystem og et økosystem i fjell og heiområder både med hensyn på N sirkulasjon og N retensjon. Muligheten for en relativt langsiktig lagring i vegetasjonsbiomassen er i mindre grad til stede i hei og fjellområder, og selv om noe av vegetasjonen kan ha en forholdsvis lang levetid, er kvantiteten av nitrogen som kan bindes i dette "lageret" liten relativt til et skogøkosystem. Vegetasjonen står også for produksjonene av det organiske materialet i jorda gjennom overjordisk og underjordisk strøfall. En mindre stående biomasse i fjell og heiområder medfører dermed en mindre årlig tilførsel av organisk material til humussjiktet. Hva dette har å si for det total innholdet av karbon, nitrogen og andre næringsstoffer er avhengig av faktorer som styrer nedbrytning og omdanning av organisk materiale.



Figur 1. Nitrogensirkulasjon og ulike N- prosesser i skogøkosystem og fjell/heioøkosystem. Typer av lagre og prosesser antas å være like, mens omfang, hastighet og kapasitet til lagre og prosesser antas å variere sterkt både innen og mellom ulike økosystem.

På tross av skogens relativt store stående biomasse og dens relativt stort potensiale til å ta opp innkommet nitrogen viser det seg imidlertid at den største andel av nitrogen som tilføres til et skogøkosystem i første omgang bindes i jorda, og kun en liten del tas opp i vegetasjonen. Forsøk med tilførsel av det stabile isotopet <sup>15</sup>N til 9 områder med 18 ulike N behandlinger i

barskog i Europa og USA viser at i gjennomsnitt bindes 70 % av det tilførte nitrogenet i jordas bare 20% går til trærne (Nadelhoffer et al., 1999). Alle disse undersøkelsene er basert på studier i "voksen" skog, - ung skog i sterk vekst kan muligens i større grad ta opp det antropogene nitrogenet, men generelt sett, - både for skogøkosystem og økosystem i fjell og heiområder synes nøkkelen til svaret på den langsiktige virkningen av økt N-tilførsel å ligge i forståelsen av dynamikken i jorda, og spesielt jordas organiske sjikt.

Det er tre hovedprosessene som antas å styre økosystemets respons på økt antropogen nitrogentilførsel:

1. Nitrogen-og karbonmineraliseringen i jorda, - intern produksjonen av uorganisk nitrogen og CO<sub>2</sub>, samt omdanning av NH<sub>4</sub>-N til NO<sub>3</sub>-N (nitrifikasjon);
2. Immobilisering både av eksternt tilførte og internt produserte nitrogen, - kapasitet samt stabilitet av det assimilerte nitrogenet og det organiske karbonet i jorda;
3. Omdanning av uorganisk NO<sub>3</sub>-N til NO eller N<sub>2</sub>O gass (denitrifikasjon).

Alle disse tre prosessene er viktige prosesser i et skogøkosystem, - men noen prosesser er viktigere enn andre. Ved en rangering er immobilisering foreløpig den viktigste prosessen i et N begrenset skogøkosystem som for eksempel NITREX feltet i Gårdsjön, mens denitrifikasjon har hatt minst omfang og betydning (Kjønaas et al., 1998). På samme måte antas immobiliseringen å være av avgjørende betydning i fjell- og heiokosystem. Imidlertid er omfang, kapasiteten og forholdet mellom de ulike prosessene ukjent, og disse antas å kunne være svært ulike for de ulike typer økosystem. På tross av at det finnes relativt mye informasjon om hver prosess isolert sett og knyttet til andre problemstillinger er det publisert relativt få resultater både fra skogøkosystem og fra fjell/heiområder som er knyttet opp til problemstillinger rundt en lav og kontinuerlig N tilførsel. Hovedgrunnen er antagelig at det er først de siste 5 årene at jorda og jordprosessene er identifisert som den "aktør" som er mest avgjørende for å kunne forstå og predikere virkninger av N deponisjonen og tålegrensene for terrestriske økosystem.

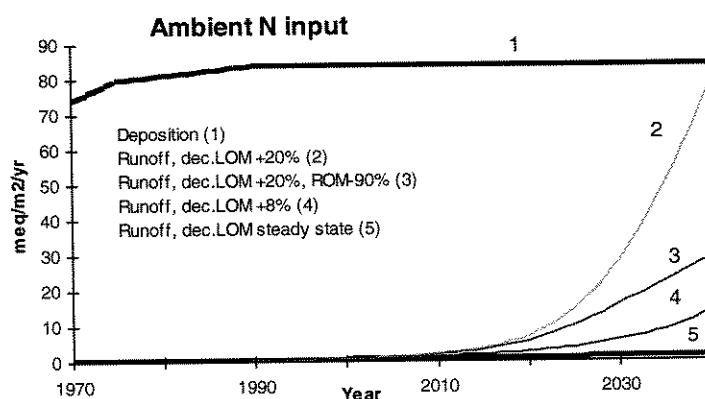
Mineralisering er helt sentral for tilgjengeligheten av N og dermed også lekkasje eller tap av N ut av systemet gjennom at det produseres uorganisk N som enten kan re-immobilisering av mikrober, tas opp i vegetasjon, omdannes til gass eller tapes gjennom sige- eller avrenningsvann. Van Miegroet et al. (1992) fant at variasjonen i potensiell N mineralisering var den viktigste enkeltfaktor som kunne forklare variasjon i nitratlekkasje mellom barskoger i Nord Amerika og Europa.

Konklusjoner om effekter av N tilførsel på N mineralisering i skogøkosystem fra ulike internasjonale forsøk har ikke vært entydige. Det er funnet at N mineraliseringen ikke påvirkes av N tilførsel, det er funnet en initiell økning fulgt av en nedgang i mineraliseringen, og det er funnet en økning i N mineralisering, - som for eksempel i Gårdsjön der det ble observert en økning i netto mineralisering det 3 behandlingsåret (Kjønaas et al., 1998) så vel som ved en reinventering det 7. behandlingsåret (Kjønaas and Stuanes, unpubl). Trenden med økt N mineralisering ved økt N tilførsel støttes av Falkengren-Grerup et al. (1998) som observert en dobling i potensiell N-mineralisering i jord fra områder i sør Sverige med N-deponisjon rundt 17 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>, relative til områder med en N-deponisjon mellom 7-10 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>.

I forbindelse med fjell- og heiokosystem er det gjort eksperimentelle studier av N deponisjon på "semi-natural grasslands" i U.K. som viste at N-mineraliseringshastigheten og nitrifikasjonen ble stimulert ved økt N tilførsel (Morecroft et al., 1994)). Generelt er det funnet relativt store lagre av N men relativt lav mineralisering i såkalte "grassheath and heather moorland" i Wales, England og Skottland (Batey, 1982). Det finnes studier av N mineralisering fra tundraområder i Alaska, hvor N- tilgjengeligheten ble funnet å være lav sammenlignet med temperære skog- og myrområder (Giblin et al, 1991; Nadelhoffer et al.,

1991), og det finnes resultater fra sterkt N belastede skog og "hei"-områder i Nederland. Resultater fra disse sistnevnte områdene antas imidlertid å ha liten betydning for våre økosystem. En av årsakene til lav overførbarhet og ulike konklusjoner fra ulike N manipuleringsforsøk kan være at systemene er ulike både med hensyn til N tilførsel og med hensyn til økosystemenes "posisjon" på skalaen mellom N-begrensede og N-mettede system. Før vi har en bedre forståelse av nøkkelparametre og sammenhenger som styrer prosessene antas overførbarheten av resultater mellom ulike økosystem å være relativt liten.

Immobilisering av N i jorda, - både reimmobilisering av mineralisert N og immobilisering av det innkomne antropogene nitrogenet, kan være betydelig og antas ved siden av mineraliseringen å være den enkeltfaktor som har størst betydning for N lekkasje til vann og vassdrag i områder med økt N deposisjon. Fordi det største lageret av N innen det terrestriske økosystemet finnes i jorda, og fordi de lagrede mengdene er svært store relativt til nitrogenmengdene som tilføres gjennom nedbøren eller simulert i eksperimenter, kan endringer i jordas N-lagre være vanskelig å måle. Imidlertid kan immobiliseringen kvantifiseres gjennom bruk av det stabile isotopet  $^{15}\text{N}$ . Som tidligere nevnt viser studier av  $^{15}\text{N}$  tilførsel til barskogsystemer i Europa og USA at gjennomsnittlig 70 % av nitrogenet immobiliseres i jorda (Nadelhoffer et al., in press). Med bakgrunn i denne informasjonen kan studier av retensjon og lekkasje fra ulike nedbørsfelt i Norge og Europa antyde omfanget av immobiliseringen: Data fra Emmet og Curtis (pers.comm.,1999) viser en relativt høy N-retensjon (mellom 94 - 74%) i 4 "ikke -skogkledde" felt i Storbritannia med svært ulik N deposisjon. Abrahamsen og Stuanes (1998) har satt sammen data fra Mulder et al.(1997) og Skjelkvåle (1996) som viser lekkasje av uorganisk N fra ulike skogkledde nedbørsfelt i sør-Norge, hvor deposisjonen variere mellom 2 og 25 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>. Generelt sett viser feltene en stor evne til å holde tilbake det innkomne nitrogenet, selv ved relativt høye N belastninger. Imidlertid kan lekkasjen være svært forskjellig ved ganske lik belastning, - som i Sorgamma og Langtjern. Data fra Kaste et al.(1997) viser en høyere retensjon i skogområder relativt til fjell og heiområder. Noe av årsaken til forskjellene kan være nettopp forskjellen i biomasse, - og dermed forskjellen i N opptak i vegetasjonen. Men hoveddelen av retensjonen antas å være knyttet til jorda og forhold der som påvirker transport og binding av N. Selv om vi vet at majoriteten av det innkomne nitrogenet holdes tilbake i jorda vet vi lite om immobiliseringsmekanismen, og vi vet lite om kapasiteten og om endringer som kan skje på sikt - i skogområder, i fjellområder og i heiområder.



Figur 2. Lekkasje av  $\text{NO}_3\text{-N}$  ( $\text{meq m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ ) ved ulik nedbrytning (dec.) av organisk material i humussjiktet (LOM) og i mineraljorda (ROM) (fra Kjønås og Wright, 1998).

Immobilisering og fiksering av N i jord, og opptak av N i planter som tilbakeføres til jorda i form av organisk N, vil medføre en akkumulering av N i jordsmonnet. Sogn et al.(1997) har beregnet denne akkumuleringen i eldre jordsmonn til å være rundt  $1.6 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ , mens for yngre morenejordsmonn er akkumuleringen beregnet til ca  $1 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$  ( Strand et al., 1998). De langsiktige effektene av N immobilisering og N akkumulering antas å være nært knyttet til

karbonmineraliseringen og effekter av N deposisjon på nedbrytning eller oppbygging av jordas organisk karbonlagre. Ulike nivåer for nedbrytning/mineralisering av det organiske materialet har vist seg å ha avgjørende betydning ved modellering av fremtidige effekter av økt N-tilførsel på NO<sub>3</sub>-N-lekkasjen (Figur 2., Kjønås og Wright, 1998).

Power et al., 1998 fant en høyere nedbrytningsaktivitet som følge av økt N tilførsel (15.4 kg N ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>) i Callunadominert "heathland" i England. Foreløpige data fra et lite pilotprosjekt på jord fra NITREX feltet i Gårdsjön viser en høyere CO<sub>2</sub> produksjon i det N manipulerede G2 feltet relativt til et kontrollfelt og et felt med tak under kronedekket. Etter tilførsel av N tilsvarende en "sprinklingepisode" (50 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>) økte CO<sub>2</sub> produksjonen i jorda fra alle feltene, men den var fortsatt høyest i jorda fra det feltet som har fått økt N tilførsel de siste 8 årene (Kjønås and Bergkvist, unpubl.). Dette kan indikere en økt nedbrytning av det organiske materialet ved økt N tilførsel. Resultater fra CO<sub>2</sub> målinger fra N et manipulert felt på østkysten i USA viste derimot ingen respons på N tilførsel (Aber et al., 1995). Berg (1986) fant i laboratorieforsøk at en økt tilgjengelighet av uorganisk N kan stimulere nedbrytningen av yngre organisk materiale i jord, noe som vil kunne redusere mengden organisk C gjennom en økt CO<sub>2</sub> produksjon. Samtidig indikerer Berg (1986) en mulig redusert nedbrytning av eldre organisk materiale som er mer rikt på lignin. Forholdet mellom de faktorene som medfører en konservering av C og N i systemet og de faktorene som stimulerer mineralisering og frigiving, er imidlertid ukjent. En hemming av nedbrytningen av det eldre organiske materialet vil kunne redusere N- og C-mineralisering, konservere N og C i jordsystemet og redusere N i avrenningen. En økt karbonmineralisering sammen med en økt N tilførsel kan på den andre siden medføre en endring i jordas C/N forhold, - hvilket kan ha betydning for nivået av NO<sub>3</sub>-N lekkasje fra skogøkosystem (Gundersen et al, 1998) og antagelig også fra fjell og heiområder. De empiriske sammenhengene mellom C/N og N lekkasje for våre økosystem er imidlertid enda ikke klarlagt.

Variabiliteten av denitrifikasjon, - produksjon av N<sub>2</sub>O og N<sub>2</sub>- er regnet for å være svært stor både i tid og rom. Det er ikke funnet noen signifikant og entydig sammenheng mellom denitrifikasjonsaktiviteten på den ene siden og jord- og miljøfaktorer som temperatur, jordfuktighet, pH, innhold av organisk C, NH<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>-N eller NO<sub>2</sub>, (Robertson og Klemmedtson, 1996), noe som begrenser mulighetene for å forutsi omfanget. Generelt sett er N<sub>2</sub>O produksjonen i skog og i områder uten skog regnet å være relativt lave sammenlignet med annet tap, men enkelt pulser kan være svært høye. Robertson og Klemmedtson (1996) og Kammann et al. (1998) fant at gasstapet kunne variere mellom 0.1 og 37 - 47 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>. De største gasstapene ble funnet rett etter N gjødsling og i løpet av fryse- og tine-perioder (Kammann et al., 1998). Duch og Ineson (1990) referer til feltnålinger som gjennomsnittlig tilsvarer et tap på mellom 0 og 2.2 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> i barskog i Storbritania, mens Struwe og Kjølner fant N<sub>2</sub>O og N<sub>2</sub> tap på mellom 3-5 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> fra or og askeskog. I det tidligere nevnte nitrogensyklus-studiet på grass og lynmark i Storbritania utført av Batey i 1982 ble det antatt at denitrifikasjonen var så lav at den kunne neglisjeres. Konklusjonen her, - som for de andre prosessene, er at fordi variasjonen mellom økosystem kan være stor og mekanismene er relativt ukjente så er overførbareheten fra andre undersøkelser og forsøk fortsatt begrenset.

For skogøkosystem har vi tidligere konkludert med at konsekvensene for økt N avrenning som følge av økt N deposisjon på kort sikt er liten, mens det på lang sikt er usikkert nettopp på grunn av den manglende kunnskapen om C og N dynamikken i jordas organiske sjikt. Den samme konklusjonen er for så vidt også gyldig for økosystem i fjell og heiområder. - Vi kan anta at ved en økt N tilførsel kan immobiliseringen øke, mineraliseringen kan øke og denitrifikasjonen kan sannsynligvis øke, - men nivået, forholdet mellom de ulike prosessene og ikke minst utviklingen over tid vet vi foreløpig lite om.

**Litteratur**

- Aber, J.D., Magill, A., McNulty, S.G., Boone, R., Nadelhoffer, K.J., Downs, M. and Hallet, R., 1995. Forest biogeochemistry and primary production altered by nitrogen saturation. *Water Air Soil Pollut.*, 85: 1665-1670.
- Abrahamsen, G. and Stuanes, A.O. 1998. Retention and leaching of N in Norwegian Coniferous forests. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 52:171-178.
- Batey, T. 1982. Nitrogen cycling in upland pastures of the U.K. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 296:551-556.
- Berg, B. 1986. Nutrient release from litter and humus in coniferous forest soil - a mini review. *Scand. J. For. Res.* 1: 359-369.
- Duch, J. and Ineson, P. 1990. Denitrification og an upland forest site. *Forestry*, 63:363-377.
- Falkengren-Grerup U, Brunet J and Diekmann M. 1998. Nitrogen mineralisation in deciduous forest soils in south Sweden in gradients of soil acidity and deposition. *Environ. Pollut.* 102:415-420.
- Giblin, A.E., Nadelhoffer, K.J., Shaver, G.R., Laundre, J.A. and McKerrow, A.J. 1991. Biochemical diversity along a riverside toposequence in arctic Alaska. *Ecological monographs*, 61:415-435.
- Gundersen, P., Callesen, I. and de Vries, W., 1998. Nitrate leaching in forest ecosystems is controlled by forest floor C/N ratio. *Environ. Pollut.* 102:403-407.
- Kammann, C., Grunhage, L. Muller, C., Jacobi, S. and Jager, H-J. 1998. Seasonal variability and mitigation options for N<sub>2</sub>O emissions from differently managed grasslands. *Environ. Pollut.* 102:179-186.
- Kaste, Ø, Henriksen, A and Hindar, A. 1997. Retention of atmospherically derived nitrogen in sub-catchments of the Bjerkreim river in south-eastern Norway. *Ambio*, 26:296-303.
- Kjønaas, O. J., Stuanes, A. O., & Huse, M. 1998. Effects of chronic nitrogen addition on N cycling in a coniferous forest catchment, Gårdsjön, Sweden. *Forest Ecol. Manage.* 101: 227-250.
- Kjønaas, O.J. & Wright, R.F. 1998. Predicting possibilities of N leaching from N limited forest ecosystems: the MERLIN applied to Gårdsjön, Sweden. *Hydrol. Earth System Science*. In press.
- Morecroft, M.D. Sellers, E.K. and Lee, J.A. 1994. An experimental investigation into the effects of atmospheric nitrogen deposition on two semi-natural grasslands. *Journal of Ecology*. 82:475-483.
- Nadelhoffer K., B.A. Emmett, P. Gundersen, O.J. Kjønaas, C. Koopmans, P. Schleppei, A. Tietema and R.F. Wright. 1999. N deposition makes a minor contribution to C sequestration in Northern forests. *Nature*. 398, 145-148.
- Nadelhoffer, K.J., Giblin, A.E., Shaver, G.R., Laundre, J.A. 1991. Effekts of temperature and substrate quality on element mineralization in six arctic soils. *Ecology*, 71:242-253.
- Power, S.A. Ashmore, M.R. and Cousins, D.A. 1998. Impacts and fate of experimentally enhanced nitrogen deposition on British lowland heath. *Environ. Pollut.* 102:27-34.
- Robertson, K and Klemmedtson, L. 1996. Assessment of denitrification in organic forest soil by regulating factors. *Plant and Soil*, 178:49-57.
- Sogn, T. A., Stuanes, A.O. and Abrahamsen, G. In press. Accumulation of N – Variations due to stand age and N deposition. *Ambio*
- Strand L.T., Stuanes, A.O. and Abrahamsen, G.. 1998. Akkumulering av karbon og nitrogen i unge jordsmonn. Rapport no. 9/98 (71), *Naturens Tålegrense. Fagrapport 99*, 18 s.
- Struwe, S. and Kjøller, A. 1989. Field determination of denitrification in water-logged forest soils. *FEMS Microb. Ecol.*, 62:71-78.
- Van Miegroet, H., Cole, D.W. and Foster, N.W., 1992. Nitrogen distribution and cycling. In: Johnson, D.W. and Lindberg, S.E. (Editors), Atmospheric deposition and forest nutrient cycling. *Ecol. Stud.*, 91: 178-196.



# Dynamiske nitrogen-modeller - Status i dag.

Trine A. Sogn  
Institutt for jord- og vannfag  
Norges Landbrukshøgskole  
1432 Ås

## Aktuelle modeller

**NuCM** (Nutrient Cycling Model) (Liu *et al.* 1991) beskriver en fullstendig næringscyklus i et skogsøkosystem. Når det gjelder N-dynamikk i jord, er følgende prosesser tatt med: Mineralisering av N (hastigheter for nedbrytning av organisk materiale avgjørende for hvor mye  $\text{NH}_4^+$  som frigjøres), nitrifikasjon og denitrifikasjon. Modellen inneholder ingen rutiner for immobilisering/akkumulering av N i jord. Arbeid med å inkludere dette er imidlertid i gang (Dale Johnsen pers. medd.).

**NuCSAM** (Nutrient Cycling and Soil Acidification Model) (Groenenberg *et al.* 1995) er en fullstendig næringscyklus- og jordforsuringsmodell. Modellen er utviklet fra den mer regionale RESAM- modellen (De Vries *et al.* 1995). NuCSAM er beregnet til bruk på skogsbestand -nivå. Sammenlignet med NuCM, inneholder modellen en grundigere beskrivelse av jord-prosesser. N-prosesser i jord inkluderer frigjøring av  $\text{NH}_4^+$  ved nedbrytning av organisk materiale (ulike humusfraksjoner), nitrifikasjon og denitrifikasjon. Hastighetskonstanter for disse prosessene er funksjoner av fuktighet, temperatur og pH. Mineraliseringshastigheten for N er redusert ved lavt N-innhold (høyt C:N-forhold), for da å ta hensyn til immobilisering av N i mikrobiell biomasse.

**MERLIN** (Model of Ecosystem Retention and Loss of Inorganic Nitrogen) (Cosby *et al.* 1997) er en enkel, dynamisk modell som fokuserer på beregning av konsentrasjoner av uorganisk N i jordvæske og avrenning i terrestriske system. I modellen kobles C- og N-syklusen tett sammen. For å benytte modellen må en kjenne til mengde C i ulike deler av økosystemet, fluksen av C mellom de ulike delene av økosystemet, samt C:N-forholdet i de ulike delene. Bevegelse av N mellom de ulike delene av økosystemet skjer via prosesser som planteopptak, strøfall, immobilisering, mineralisering, nitrifikasjon og denitrifikasjon. Hastigheten på disse prosessene er styrt av C:N-forholdet i de ulike delene av økosystemet. For å sikre en stabilisering av modellsimuleringene bør en ha historiske data for det området modellen benyttes på.

**MAGIC7** (Cosby 1998) er en ny versjon av MAGIC (Model of Acidification of Groundwater In Catchments) som inkluderer funksjoner for N-retensjon og N-tap. N- dynamikken som er inkludert, er en betydelig forenkling i forhold til MERLIN. Modellen er i relativt liten grad mekanistisk (proessorientert) m.h.p. N-omsetning. Modellen er beregnet for bruk i regional skala.

**SOILN\_NO** (Vold 1997) er utviklet for analyse av C- og N-dynamikk i jord, og kvantitativ prediksjon av N-avrenning, primært fra dyrket mark. Vann-og energitransport simuleres av den svenske SOIL-modellen (Jansson 1991). N frigjøres ved nedbrytning av organisk materiale. Det organiske materialet er delt inn i tre ulike deler med ulike nedbrytningshastigheter. I tillegg utgjør mikrobiell biomasse en separat enhet for C og N. Frigjøring av N ved nedbrytingen av organisk materiale, både det lett omsettelige organisk materialet og humus, antas å være proporsjonal med frigjøringen av C, og avhengig av C:N-forholdet i de ulike delene av organisk materiale. Immobilisering av både C og N avhenger av en mikrobiell vekst-utbytte-effektivitets-konstant, en humufiseringsfaktor, og

C:N-forholdet i nydannet mikrobiell biomasse og humifiseringsprodukter. Dersom N blir begrensende faktor vil C:N-forholdet i nydannede produkter øke.

**SOILN Ver. 9.2** (Eckersten *et al.* 1998 a, b) har mange likhetstrekk med SOILN\_NO. I denne modellen er imidlertid C og N kun fordelt på to ulike organiske magasiner. Også i SOILN dannes mikrobiell biomasse et eget magasin for C og N. Modellene skiller seg også i fra hverandre ved at i SOILN tilbakeføres død mikrobiell biomasse til fraksjonen med lett nedbrytbart organisk materiale. I SOILN\_NO vil død mikrobiell biomasse kun føres til humus, dvs. den tyngre nedbrytbare delen av det organiske materialet.

**TRACE** (Tracer Redistribution Among Compartments in Ecosystems) (Currie *et al.* 1998) er en prosessorientert modell som beregner blanding av  $^{14}\text{N}$ - og  $^{15}\text{N}$ -isotopene som  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$  og organisk N i løst og fast fase. Modellen kobler sammen flukser av C og N, og vanntransport i skogsvegetasjon og jord. Modellen er utviklet for å kunne teste hypoteser om mekanismer for N-retensjon og refordeling av N på økosystem-nivå. Modellen er bygget opp omkring prinsippet om re-fordeling av stabile isotoper. Mange prosesser inkludert er basert på modellen PnET-CN (Aber *et al.* 1997) og DOCMOD (Currie and Aber 1997). Prosesser som humifisering av strø, humifisering av tyngre nedbrytbare tre-deler, nedbrytning av organisk materiale, mineralisering og immobilisering av humus og organisk materiale, retensjon av DON, etc. er imidlertid utviklet. Modellen er meget detaljert, og den krever data fra isotopstudier for å gjøre meningsfulle simuleringer.

**NICCCE** (Nitrogen Isotopes and Carbon Cycling in Coniferous Ecosystems) (Van Dam and Van Breemen 1995) inkluderer energi- og vanntransport, primær-produksjon, nedbrytning av organisk materiale, mineralisering, sekundær produksjon og sirkulasjon av ulike C- og N-isotoper i et skogsbestand. Ad. Nedbrytning av organisk materiale, er det organiske materialet delt inn i fire deler (polysakkrider, proteiner, hemicellulose og lignin). Dette brytes ned av mikroorganismer. Mikrobiell biomasse brytes ned til en strukturell del (nedbrytningshastighet på 1-2 år), som igjen omdannes til «humifisert materiale» (nedbrytningshastighet på 10-20 år), stabilt materiale (nedbrytningshastighet på 50-100 år) og svært motstandsdyktig materiale (nedbrytningshastighet på 500-2000 år). Mikrobiell transformasjon av C og N simuleres på basis av vekstutbytte-effektivitet (substrat-utnyttelses-effektivitet: den mengde C og/eller N som er assimilert av mikrobiell biomasse pr. enhet av C og/eller N i det substratet som er konsumert). Vekst-utbytte-effektiviteten avhenger av C:N-forholdet i den mikrobielle biomasse. Sensitivitetsanalyser har vist at modellens simuleringer av N-avrenning er svært avhengig av den mikrobielle vekstutnyttelses-effektiviteten av C. Også NICCCE simulerer isotop sirkulasjon.

Av de nevnte modellene, er det kun MERLIN som er benyttet direkte til beregninger av tålegrenser for N i skogøkosystemer (Kjønaas *et al.* 1997, Kjønaas and Wright 1998, Sogn and Wright 1998). Alle modellen er imidlertid benyttet til kvantifisering av endringer grunnet økt, eventuelt redusert tilførsel av N via nedbøren.

## Modellering av C og N dynamikk i fjelløkosystemer

Modellene beskrevet kort ovenfor er bygget opp på grunnlag av det vi i dag vet om C- og N-dynamikk i skogsystemer, og på dyrket mark. Forutsatt at prosessene er de samme, vil anvendelse av disse modellene på fjelløkosystemer være en svært interessant test av den aktuelle modellen. Fjelløkosystemet vil være et interessant ytterpunkt i en modelltestings-prosedyre.

Erfaringer med bruk av flere av disse modellene har vist at i noen tilfeller kan vi f.eks. endre en parameter med en faktor på 10 eller 100, dvs. modellen gis en verdi som langt overskrider grensene for forventet parameterverdi, og modellen gir fortsatt resultater som virker realistiske. I slike tilfeller kan modellen være lite følsom for endringer i denne parameteren,

eller parameteren har dårlig identifiserbarhet. Effekten av en parameterendring kan lett oppveies av endring i en annen parameter. Modellenes sensitivitet overfor endringer i noen parametre kan også være varierende avhengig av i hvilket variabel-verdi-område vi befinner oss i. Dvs. endrede betingelser kan gjøre modellen følsom overfor andre parametre enn de modellen ble funnet å være følsom overfor under andre betingelser. Dette er svært vanskelig å få oversikt over, eller ha kontroll på. Anvendelse av en modell under nye randbetingelser bør derfor alltid følges opp av sensitivitetsanalyser. Modellene kan være sensitive for andre parametre når den anvendes på et fjelløkosystem enn på en skogøkosystem.

### **Kan vi anta at prosessene er de samme i fjell- og skogområder?**

Sannsynligvis er flere av prosessbeskrivelsene inkludert i modellene såpass generelle at formuleringen bør kunne være mer eller mindre allmenngyldige. Parametre som styrer hastigheten på prosessene, hvilke faktorer og hvordan andre grensebetingelse påvirker parameterverdier og prosesser i fjellområder kan imidlertid være svært forskjellig fra skogområdene.

På grunnlag av tall fra Kaste *et al.* (1998) («N fra fjell til fjord»), ser vi at selv fjell og lyngmarksområder holder tilbake opp til 70% av det N som blir tilført fra atmosfæren. I våre N-begrensede skogøkosystem utgjør trærnes N-opptak en betydelig del av N-retensjonen. Vegetasjonen i lyng og fjell-områdene er annereledes. Den har betydelig mindre biomasse og har mest sannsynlig et betydelig mindre N-behov. Da lyng og fjellområdene likevel holder tilbake mye N, må jorda ha hovedbetydningen for retensjonen av N. For å modellere N-dynamikken i lyng-fjellområder må vi derfor sette som krav at modellen vi benytter har rutiner for assimilering, og immobilisering i jord.

Alle modellene ovenfor bygger, riktignok noen i større grad enn andre, på at C:N- forholdet i ulike deler av skogøkosystemet har stor betydning for hastigheten på ulike prosesser i N-syklusen, og til hvilke deler av økosystemet N transporteres. Tall fra Mulder og Wright (denne rapporten) basert på målinger av total C og total N i jord i lynghei- og fjellområdene, viste at C:N-forholdet kun i liten grad så ut til å kunne forklare N-utvaskingen. Dette kan gjerne skyldes måten dette datamaterialet er samlet inn på, og ikke at det egentlig mangler en sammenheng. En analyse av total C og N innhold i en jordprøve i en rute på 9x9 m, som igjen sammenholdes med  $\text{NO}_3^-$  -innhold i et vann i rimelig nærhet, er mest sannsynlig for grovt til å kunne fange opp en eventuell sammenheng. Siden C:N-forholdet i ulike deler av økosystemet er av stor betydning i dagens modeller for N-dynamikk i skogøkosystemer, er det viktig å få gode data for nivå, og variasjon i C:N-forholdet i hei- og høyfjellsområder.

I forbindelse med bruk av dynamiske N-modeller for beregning av tålegrenser for N i skog, er et C:N-forhold på ca. 25 benyttet som grense for når betydelig N-lekkasje fra systemet kan forventes. Kan denne grensen benyttes for hei- og høyfjellsområder? Sannsynligvis ikke. I disse områdene kan vi ofte ha å gjøre med jord som allerede i utgangspunktet har lavere C:N-forhold enn 25. Et sentralt spørsmål i den sammenheng, vil da være: Ved hvilket C:N-forhold ser det ut til at hei og høyfjellsområdene begynner å lekke større mengde N? For å gjøre realistiske beregninger for tålegrenser i disse områdene v.hj. a. modeller, må dette undersøkes.

Prossesser forbundet med nedbrytning av organisk materiale, og mineralisering er også viktig å se nærmere på. Både type organisk materiale som brytes ned, og ved hvilke temperatur, og fuktighetsforhold nedbrytning og mineralisering foregår, kan være ganske forskjellig i disse områdene i forhold til i skog. Det vil i denne sammenheng være viktig både med data fra laboratorie -undersøkelser, og undersøkelser «in situ». Før vi har kjennskap til dette, vil simuleringresultater for N-dynamikk i høyfjellsområder være svært usikre.

Fra skogøkosystemer er vi allerede vant med systemer med stor variasjon. Denne variasjonen er slett ikke mindre i hei/fjell-områdene. I et nedslagsfelt i hei- og fjellområder, vil i mange

tilfeller relativt store deler av et felt kun bestå av bart fjell. Dette er områder uten evne til retensjon av N. For å kunne estimere N-avrenning fra et nedbørsfelt, er det viktig å hvite hvor store deler av det aktuelle feltet som er bart fjell. Et felt vil kunne være et lappeteppes med varierende hydrologi. Det er ønskelig at hydrologi-delmodellene som blir koplet til N-dynamikk modellene, kan ta hensyn til denne areal-messige variasjonen.

## **Hvordan bruke modellering i forbindelse med beregning av tålegrenser for fjelløkosystemer (et forslag):**

Primært benytter vi i dag mekanistiske modeller for å:

- Systematisere kunnskap om prosesser,
- Teste hypoteser, og
- Gi indikasjoner på hvor vi trenger mer kunnskap.

Modellene brukes, eller ønskes også og kunne brukes til

- Prediksjon - Scenarier,
- Beregning av tålegrenser
- 

Anvendelse av en mekanistisk modell til de siste punktene krever at modellene er godt utprøvet/testet. Hvilke forutsetninger modellen bygger på må vurderes for hver anvendelse, og sensitivitetsanalyser bør utføres. Dette er nødvendig for å kunne stole på de resultatene modellsimuleringene gir.

Generelt vil økt prosessforståelse, og gode data for det aktuelle området, alltid øke kvaliteten på resultatene fra modellkjøringene.

Mer spesifikt for høyfjellsområder så vet vi foreløpig alt for lite om N-prosesser og faktorene som påvirker N-dynamikken i disse systemene til å utføre beregninger vi kan stole på for tålegrenser v.hj. a. mekanistiske modeller. Dersom vi nå imidlertid lar det å kunne gjøre slike beregninger v.hj.a. dynamiske N-modeller være målet, vil et forslag til plan for å nå målet imidlertid kunne være følgende:

- Modeller som SOILN\_NO og SOILN ver.9.1 vil kunne være modeller som bør brukes i forbindelse med mineraliseringsforsøk i laboratoriet. Modellen kalibreres til data for potensiell mineralisering og respirasjon. På denne måten kan en få justert viktige modell-parametre. Videre må en også gjøre en form for kalibrering ved å fordele C og N mellom ulike organiske fraksjoner med ulik nedbrytningshastighet. På denne måten vil modellen kunne gi et forslag om stabiliteten til det organiske materialet.
- Ved så å koble hydrologiske data på disse modellene, kan de oppjusteres til bruk på nedbørsfeltsskala. For å få en best mulig simulering, bør så modellresultatene vurderes opp mot felt-data for nitrat-avrenning, in situ-mineralisering og CO<sub>2</sub>-utvikling. Modellen kan deretter benyttes for å estimere tålegrenser for N.

MERLIN kan på et tidlig tidspunkt benyttes til hypotesetesting (scenarier). Før en får et betydelig utvidet kunnskaps-nivå i forhold til det vi har i dag, vil simuleringene være svært usikre. For at modellen skal kunne gi realistiske tålegrense-estimerer må vi ha kjennskap til C- og N-innhold i ulike deler av økosystemet. Vi må videre også ha estimerer for mineraliseringshastighet, og kunnskap om ved hvilket C:N-forhold betydelig økning i N-lekkasje kan forventes.

En modell som TRACE vil kunne være svært aktuell for simulering av N-dynamikk i fjellområder. Modellen krever imidlertid data fra «tracer»-studier med isotoper. Dersom en har mulighet til å utføre den type studier i noen få områder, vil modellen i større grad enn de

andre kunne gi oss kunnskap om hvordan N transporteres, holdes igjen, eventuelt vaskes ut. Disse modellkjøringene vil kunne gi nyttig underbyggende informasjon for bruk av de andre, enklere modellene. Som da igjen kan benyttes på områder hvor mindre informasjon er tilgjengelig.

Tilsvarende er gjeldende for NICCCE.

Fullstendige næringscyklusmodeller som NuCM, og NuCSAM er nok mindre aktuelle å benytte i forbindelse med høyfjellsområder. Til forskjell fra skog hvor N er viktig næringsstoff til skogproduksjon, og eventuell N-avrennings innvirkning på tilgang på andre næringsstoffer er viktig, er dette av liten interesse for fjellområder.

## Litteratur

- Aber, J.D., Ollinger, S.V. and Driscoll, C.T. (1997). Modeling nitrogen saturation in forest ecosystems in response to land use and nitrogen deposition. *Ecological Modelling* 101, 61-78.
- Cosby, B.J. (1998). Model of Acidification of Groundwater In Catchments (MAGIC Version 7.00). Internal Report, macauley land use research Institute, Aberdeen, UK.
- Cosby, B.J., Ferrier, R.C., Jenkins, A., Emmett, B.A., Wright, R.F. and Tietema, A. (1997). Modelling the ecosystem effects of nitrogen deposition at the catchment scale: model of ecosystem retention and loss of inorganic nitrogen (MERLIN). *Hydrology and Earth System Sciences* 1:137-158.
- Currie, W.S. and Aber, J.D. (1997). Modelling leaching as a decomposition process in humid, montane forests. *Ecology* 78 (6), 1844-1860.
- Currie, W.S., Nadelhofer, K.J. and Aber, J.D. (1998). Soil detrital processes controlling the movement of <sup>15</sup>N tracers to forest vegetation. *Ecological Application* (Accepted).
- De Vries, W., Kros, J. and Van der Salm (1995). Modelling the impact of acid deposition and nutrient cycling on forest soils. *Ecological Modelling* 79, 231-254.
- Eckersten, H., Jansson, P.-E. and Johnsson, H. (1998 a). SOILN model, ver. 9.2, User's manual. Division of Hydrotechnics, Communications, Department of Soil Sciences, Swedish Agricultural University, Uppsala. 1133pp.
- Eckersten, H., Persson, T. and Alavi, G. (1998 b). Simulating soil mineral N and plant uptake in a spruce stand. *Ecological modelling* (submitted).
- Groenenberg, J.E., Kros, J., Van der Salm, C. and De Vries, W. (1995). Application of the model NuCSAM to the Solling spruce site. *Ecological Modelling*, 83, 97-107.
- Kaste, Ø., Henriksen, A. and Hindar, A. (1998). Retention of atmospherically-derived nitrogen in subcatchments of the Bjerkreim River in southwestern Norway. *Ambio* 26: 296-303.
- Kjønaas, O.J., Wright, R.F. and Cosby, B.J. (1997). MERLIN model applied to NITREX Gårdsjön. NIVA report sno. 3696/97. ISBN 82-577-3261-3. 38pp.
- Kjønaas, O.J. and Wright, R.F. (1998). Nitrogen leaching from N limited forest Ecosystems: the MERLIN model applied to Gårdsjön, Sweden. HESS (accepted).
- Liu, S., Munson, S., Johnson, D.W. *et al.* (1991). The nutrient cycling model (NuCM): overview and application. In: D.W. Johnson, and S.E. Lindberg (Eds.), *Atmospheric deposition and Forest Nutrient cycling: a synthesis of the Integrated Forest Study*, Ecological Series 91. Springer-verlag, New York, pp. 583-609.
- Sogn, T.A. and Wright, R.F. (1998). The model MERLIN applied to Nordmoen, Norway. NIVA report sno 3844-98. ISBN 82-577-3424-1. 41 pp.
- Van Dam, D. and Van Breemen, N. (1995). NICCCE: A model for cycling nitrogen and carbon isotopes in coniferous forest ecosystems. *Ecological Modelling* 79, 255-275.
- Vold, A. (1997). Development and evaluation of a mathematical model for plant N-uptake and N-leaching from agricultural soils. Doctor scientiarum thesis 1997:28. 100 p. ISBN 82-575-0326-6.

## Forsuring i nasjonalparker - hva betyr nitrogen?

*Brit Lisa Skjelkvåle,  
Norsk institutt for vannforskning (NIVA)  
Pb 173 Kjelsås  
0411 Oslo*

NIVA har gjennom prosjekter fra programmet "Naturens Tålegrenser" kartlagt forsuringssituasjon og forventet for forsuringsutvikling i nasjonalparkene Femundsmarka, Rondane og Hardangervidda (Skjelkvåle *et al.*, 1997a, Skjelkvåle og Henriksen, 1998). Gjennom disse kartleggingene har forvaltningen fått et kvantitativt bilde av forsuringssituasjonen i verneområder, og hvilken forsuringssituasjon vi kan forvente når vi har fått full effekt av den 2. svovelprotokollen (Oslo-protokollen).

For å gi et detaljert bilde av forsuringssituasjonen i nasjonalparkene, har vi tatt vannprøver relativt tett - 1 vannprøve pr ca 25 km<sup>2</sup>. Hver vannprøve representerer ett *nedbørfelt* slik at vi kan gi et arealmessig anslag for områder hvor tålegrensen for tilførsler av sure forbindelser er overskredet i dag (1990) og når vi har full effekt av den 2. svovelprotokollen (2010). Kartfremstilling av resultatene fra Femundsmarka nasjonalpark er vist i figur 1 og i tabellform for alle de tre kartlagte nasjonalparkene i tabell 1.

**Tabell 1.** Prosent av arealet med overskridelse av tålegrensen for tilførsler av syre (S+N) i dag (1990) og 2010 i de tre undersøkte nasjonalparkene.

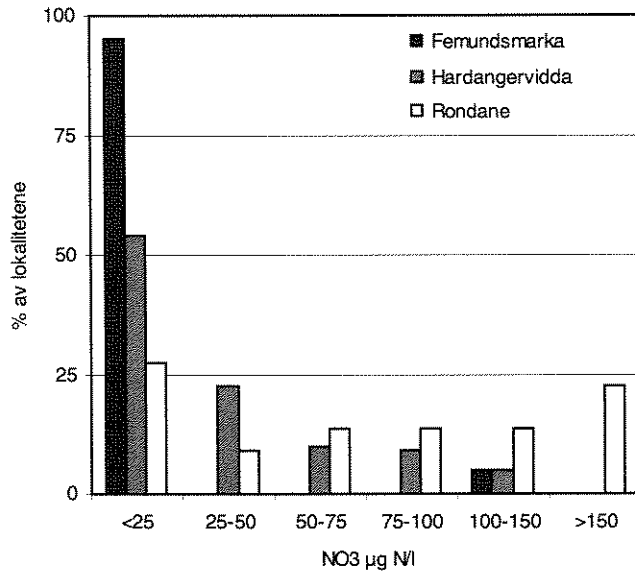
	Areal km <sup>2</sup>	Antall vannprøver	% areal med overskridelse av syre tilførsler 1990	% areal med overskridelse av syre tilførsler 2010
Femundsmarka	390	19	85	10
Rondane	580	22	10	5
Hardangervidda	3422	125	8	3

Hardangervidda, Rondane og Femundsmarka nasjonalparker er alle tre lokalisert i fjellområder. Karakteren av landskapene i nasjonalparkene er imidlertid ganske forskjellig. Femundsmarka er dominert av tykke løsmassedekker og en del glissen furuskog. Rondane er mer alpin, med tynt løsmassedekke og mye stein og ur, mens Hardangervidda spenner over mange fjell-landskapstyper, fra de alpine med lite jordmonn og karrig vegetasjon, til områder med mye jord og rik vegetasjon.

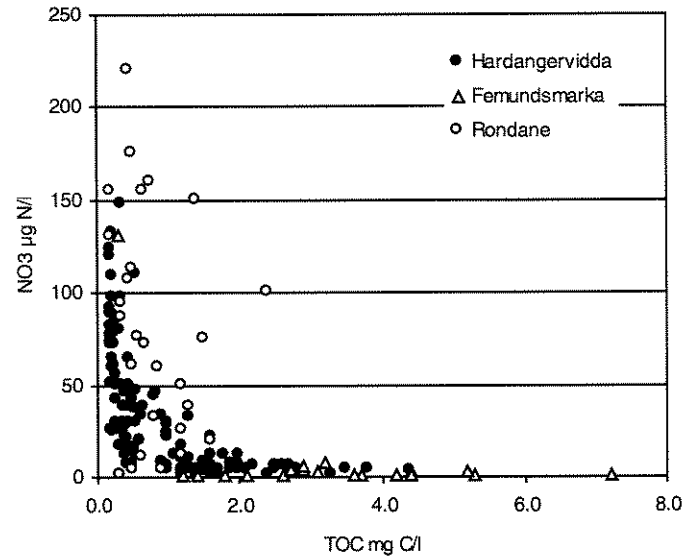
For perioden 1988-1992 varierte den gjennomsnittlige årsdeposisjonen av S fra 200 mg/m<sup>2</sup>/år i Rondane til 380 mg/m<sup>2</sup>/år i Femundsmarka og fra 300-920 mg/m<sup>2</sup>/år på Hardangervidda. N-deposisjonen varierte fra 390 mg/m<sup>2</sup>/år i Rondane til 610 mg/m<sup>2</sup>/år i Femundsmarka og fra 450-990 mg/m<sup>2</sup>/år på Hardangervidda (Tørseth og Pedersen 1994).

Nitrat-konsentrasjonene i vannene i nasjonalparkene viser til dels svært forskjellig nivåer, med lave nivåer i Femundsmarka, til dels overraskende høye nivåer i Rondane og et stort spenn fra lave til høye nivåer på Hardangervidda (figur 1). Den beste forklaringsvariabelen for denne spredningen i nitrat er TOC. Ved lave TOC-verdier under ca. 1.5 mg C/l varierer

nitrat-konsentrasjonene fra 0-200 µg N/l, mens over denne verdien er nitrat-konsentrasjonen med ett unntak (fra Rondane) alltid under 20 µg N/l (figur 2).

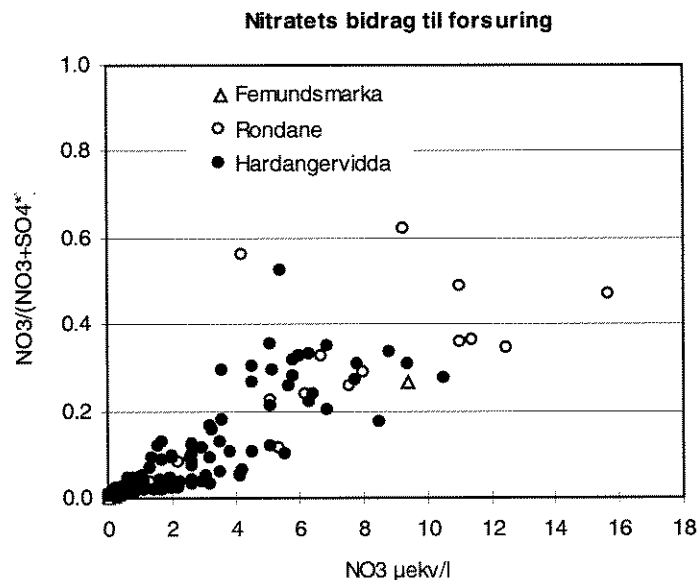


**Figur 1. Fordeling av nitrat-konsentrasjoner i vann i nasjonalparkene.**



**Figur 2. Nitrat mot TOC for alle observasjonene i nasjonalparkene**

Konsekvensen av de høye nitrat-verdiene i vannene i nasjonalparkene, er at nitrat er en viktig bidragsyter til forurensingssituasjonen. I Femundsmarka betyr nitrat ingenting i forhold til forurensingssituasjonen, mens på Hardangervidda og spesielt Rondane kan nitrat utgjøre så mye som 60 % av forurensingen (figur 3).



**Figur 3. Nitratets bidrag til forurensing i de tre undersøkte nasjonalparkene.**

Det er vist fra tidligere undersøkelser i Norge at det i all hovedsak er tre faktorer som faller sammen med høye nitrat-konsentrasjoner i vann og følgelig lave nitrogen-retensjon i nedbørfelt; høy N-deposisjon, høye fluxer av vann (mye nedbør og avrenning) og lave TOC-verdier (Skjelkvåle et al. 1997).

En sammenligning av innsjøer i fjellområder (over tregrensa) og skogkledte områder (> 20% skog) fra den regionale innsjøundersøkelsen i 1995 (Skjelkvåle og Wright, 1998) viser at nivået av nitrat i disse to utvalgene av innsjøer er ganske likt (og større enn medianverdien for landet totalt). Forskjellene mellom fluxene inn og ut av nitrat i disse to systemene er imidlertid ganske forskjellig. Retensjonen av nitrat for fjellvann er mye lavere enn for skogvann. Det er også stor forskjell i TOC, med lave nivåer i fjellvann og høye nivåer i skogvann.

**Tabell 2.** Nitrogenstatus i fjellvann og skogvann i Norge 1995 (etter Skjelkvåle og Wright, 1998)

		Fjell n=350	Skog n=363	Norge n=1008
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	µg N/l	23	28	12
Flux INN	mg N/m <sup>2</sup> /år	480	860	
flux UT	mg N/m <sup>2</sup> /år	31	20	
% N-retensjon		92	98	
TOC	mg C/l	0.4	4.3	1.9
Tot-P	mg P/l	2	4	3

Resultatene fra nasjonalparkene og fra den regionale innsjøundersøkelsen 1995 viser at retensjonen av nitrogen er mye lavere i fjell- og hei-områder enn i skogskledde områder og at dette er sterkt koblet til TOC.

Det er flere mulige forklaringer på dette:

- Fjellområder har mindre vegetasjon som kan forbruke nitrogen.
- Mer nedbør og/eller tynnere jordsmonn gir kortere kontakttid og mindre "tid" til å ta opp N. Ved slike forhold vil man sannsynligvis også ha lav TOC.
- Fjelløkosystemer har andre begrensende næringsstoffer som f.eks. P, som gjør at N er i overskudd.

Konsekvensen av lav N-retensjon i fjellområder er at vann i nasjonalparker er sårbare for N-deposisjon. Nitrogenet påvirker forsuringssituasjonen, og kanskje også nærings-balansen, slik at N-deposisjon kan være årsaken til økt begroing i bekker mange høyfjellsområder i Norge (Lindström, 1993, 1995).

### Litteratur

- Lindström, E.A. 1993 Økende grønske i norske vassdrag. Resultater av en spørreundersøkelse NIVA-rapp LNR 2859-93.
- Lindström, E.A. 1995. Increased periphyton growth in remote Norwegian waters may be due to airborne Nitrogen deposition. Acid Reign'95, Abstract book p. 200.
- Skjelkvåle B.L. og Henriksen, A. 1998. Vannkjemi, forsuringssstatus og tålegrenser i nasjonalparker; Hardangervidda. NIVA-rapp LNR 3895-98
- Skjelkvåle, B.L. Henriksen, A., Faafeng, B., Fjeld, E., Traaen, T., Lien, L., Lydersen, E., og Buan, A.K. 1997b. Regionale innsjøundersøkelse 1995. En vannkjemiske undersøkelse av 1500 norske innsjøer. Rapport 677/96, Statlig program for forurensningsovervåking, Statens forurensningstilsyn, Oslo, 73s.



- Skjelkvåle, B.L. og Wright, R.F. 1998. Mountain lakes; sensitivity to acid deposition and global climate change. *AMBIO* 27: 280-286.
- Skjelkvåle, B.L., Wright, R.F., Tjomsland, T. 1997a. Kvantifisering av forsuringsrisiko i Femundsmarka og Rondane nasjonalparker ved ulike forsuringsscenarier. Naturens Tålegrenserapp. 88. NIVA-rapp. LNR 3646-97.
- Tørseth, K. og Pedersen, U. 1994. Deposition of sulphur and nitrogen components in Norway. 1988-1992. Norsk institutt for luftforskning (NILU): OR 16/94.

# Tålegrenser og ferskvannsfauna i norske fjellområder

*Ann Kristin Schartau  
Norsk institutt for naturforskning (NINA)  
Tungasletta 2  
7005 Trondheim*

## Sammendrag

De sørnorske fjellområdene er utsatt for sur nedbør og det er vist gjennom biologiske undersøkelser at flora og fauna i deler av disse områdene er negativt berørt. Kunnskapen om effekter av forsuring på akvatiske organismer og samfunn er generelt god og flere organismegrupper (bl.a. makroinvertebrater og fisk) er benyttet i tålegrensearbeidet. Omfanget av forsuringsskader på akvatiske organismer i fjelløkosystemer er imidlertid dårlig kjent og kunnskapen om tålegrenser i fjellet er mangelfull. Det finnes ingen direkte sammenligninger mellom akvatiske systemer i lavereliggende områder og fjelløkosystemer, verken i Norge eller i andre land. Kunnskapen om nitrogenets virkning som forsurende forbindelse i forhold til akvatisk flora og fauna er også mangelfull. Nitrogenet som næringssalt har sannsynligvis en direkte effekt på biota og da særlig i næringsfattige bekker og innsjøer i fjellet. Blant et mindre antall forsuringstudier av fjellområder utenfor Norge synes de svenske undersøkelsene å være mest relevante for våre forhold. Kunnskap om arters naturlige utbredelse og forskjeller i vannkjemiske forhold er imidlertid viktig ved sammenligning over større geografiske gradienter. Fjellvann, der det naturlige miljøstresset generelt er høyt som følge av ekstreme klimatiske forhold og "tynn" vannkvalitet, representerer ofte marginale forhold for akvatiske planter og dyr. Ferskvannssystemer i fjellet er dessuten i stor grad påvirket av prosesser utenfor selve innsjøen/bekken (åpne systemer) noe som betyr at de er sårbare overfor endringer i nedbørkemi og avrenningsforhold. De akvatiske samfunnene i fjellet er mindre komplekse enn i lavereliggende lokaliteter og små endringer i vannkvaliteten kan derfor få store biologiske konsekvenser. Større grad av isolasjon, færre refugier og redusert hastighet av biologiske prosesser kan bety at reetablering av arter og samfunn etter en forsuringperiode vil ta lengre tid i et fjelløkosystem sammenlignet med lavereliggende ferskvannssystemer.

## Bakgrunn

Både i norske fjellområder og i Skandinavia for øvrig er det registrert endringer i vannkvaliteten som antas å ha sammenheng med sur nedbør. Undersøkelser har også påvist effekter på akvatiske planter (Lindstrøm 1993) og dyr (Walseng et al. 1996, Hesthagen & Aastorp 1998) som er relatert til forsuring. Noen helhetlig undersøkelse av forsuringsskader i sørnorske fjellområder finnes imidlertid ikke. Eksisterende tålegrensearbeid har omfattet en rekke biologiske grupper (tabell 1). Endringer i enkeltarters tilstedeværelse samt endringer i artsrikdom og avledede diversitetsmål (eks. forurensningsindeks) har blitt korrelert med endringer i ulike vannkjemiske parametre som er relatert med forsuring (pH, ANC, Al) eller som kan modifisere effekten av forsuring (Ca, TOC). I det internasjonale tålegrensearbeidet er det imidlertid bunndyr (enkelte grupper) samt ørret som har vært benyttet for å evaluere kjemiske tålegrensekriterier.

## Spesielle forhold knyttet til fjellsjøer sammenlignet med lavereliggende sjøer

Generelt finnes få studier av forsuringsskader i fjelløkosystemer, også når vi går utenfor Norges grenser. Undersøkelsene som er gjennomført i svenske fjellområder (se oppsummering av Degerman et al. 1992) synes mest relevante for våre forhold. Det er videre ikke gjort noen forsøk på å sammenligne tålegrenser for lavereliggende økosystemer med

økosystemer over tregrensen. Ved å se på hvilke forhold som skiller ferskvannssystemer over tregrensen fra lavereliggende ferskvannssystemer (tabell 2) kan man imidlertid peke på hvilke faktorer som vil være avgjørende for omfang og retning av biologiske forsuringseffekter i fjellet.

Forskjeller i biologiske forhold er i stor grad bestemt av forskjeller i fysiske (lys, temperatur, grad av isolasjon) og kjemiske forhold (ioneinnhold, bufferkapasitet, trofigrad). Generelt er akvatiske fjelløkosystemer karakterisert ved lav artsrikdom og mindre komplekse samfunn (færre interaksjoner pr. art). Systemene er mer åpne, dvs. i større grad påvirket av prosesser i nedbørsfeltet framfor i selve innsjøen. Større avrenning generelt og kraftigere/hyppigere snøsmeltingsperioder øker betydningen av episoder. Man vil imidlertid forvente at akvatiske planter og dyr i fjellet er tilpasset en "tynn" vannkvalitet (jfr. Lien et al 1991, Raddum & Skjelkvåle 1995) og til en viss grad også perioder med dårligere vannkvalitet (for eksempel gjennom livssyklus tilpasninger). Vi vet imidlertid ikke noe om hvor store endringer utover de naturlige variasjonene som organismene tåler. Det naturlige miljøstresset i et fjellvann er generelt stort (høy UV-innstråling, lave temperaturer og kort vekstsesong, høy eksponering for predatorer, Ca-begrensning, lav næringskonsentrasjon, mm.) og en vil derfor forvente at mange planter og dyr lever under marginale forhold. Man antar videre at vannsystemene har en enklere habitatstruktur pga. mindre løsmasseavsetninger og manglende eller lite vannvegetasjon og at dette reduserer sjansen for gunstig mikroklima, noe som igjen har betydning for om en art kan overleve perioder med ugunstig vannkvalitet. For fisk er det antatt at redusert heterogenitet i fysiske og kjemiske miljøforhold vil ha betydning for den negative samvariasjonen mellom gunstige gytebekker og forsuring. Forskjeller i arealbruk (manglende skogbruk, redusert andel dyrket areal) vil også kunne ha betydning for hastigheten av forsuringprosessen og effekter av en eventuell forsuring.

Mindre komplekse biosamfunn er vanligvis mindre resistente (motstandsdyktige) mot endringer fordi bindeledd i energiomsetningen har færre alternative veier og fordi en art vanskeligere lar seg erstatte av en annen. Tap av en viktig art (nøkkelart) vil derfor kunne få større effekter (ringvirkninger) i et fjelløkosystem enn tilsvarende endring i lavereliggende områder.

Restituering av forsurede innsjøer og reetablering av de biologiske samfunnene er avhengig av en rekke faktorer, hvor grad av forsuringsskader, varighet av forsuringsperioden, mulighet for refugier og grad av isolasjon synes å være viktigst. I tillegg vil temperaturen virke inn på reetableringshastigheten da hastigheten av de biologiske prosessene avtar med avtagende temperatur. Alt i alt vil en forvente at restituering av forsurede fjellvann vil ta lengre tid enn tilsvarende forsurede vann i lavereliggende områder.

## **Hvilke kunnskaper er overførbare til norske fjelløkosystemer**

I tillegg til de forhold som er beskrevet i avsnittet over og som er listet opp i tabell 2 er det generelle forhold som må tas hensyn til ved sammenligning over større geografiske gradienter, enten dette gjelder sammenligning av ulike områder over og under tregrensa i Norge eller sammenligning av fjellområder i forskjellige land.

Planter og dyr har en utbredelse som er bestemt av innvandringsveier, innvandringshindre og organismenes miljøkrav (inkludert biologiske interaksjoner). Siden spredningsevnen og miljøkravene varierer fra en art til en annen vil de ulike artene ha svært forskjellig utbredelsesmønstre. Noen generelle mønstre finnes imidlertid og Eie et al. (1992) har foreslått å inndele Norge i 27 limnologiske regioner på bakgrunn av kjemiske og biologiske forhold. Arters naturlige utbredelse vil også ha betydning for tolking av resultater ved bruk av forureningsindekser (eks. forsuringsindeksen basert på utvalgte bunndyrgrupper) som bygger på tilstedeværelse/manglende tilstedeværelse av sensitive arter. Enkelte organismegrupper, for eksempel snegl, vil pga. sin utbredelse kunne være viktige

forsuringsindikatorer i lavereliggende områder men ikke kunne benyttes i denne sammenheng ved vurdering av forsuringsskader i fjellet. Samtidig finnes det arter som er karakteristisk for akvatiske fjelløkosystemer, (for eksempel marflo og skjoldkreps) og som er regnet som sensitive for forsuring. I en undersøkelse av ferskvannsfauunaen i Kvenna, et høyereliggende vassdrag på Hardangervidda, ble det påvist et stort antall forsuringssensitive arter (Walseng et al. 1996).

Selv om flora og fauna kan variere fra et område til et annet vil vi vanligvis finne likheter på overordnede taksonomiske nivå. Aktuelle virkningsmekanismer kan til en viss grad skisseres og det er derfor mulig å ha en forventning om hvilke organismer som er mest sensitive/tolerante mht. forsuring. Dette kompliseres imidlertid av interaksjoner med miljøforholdenes variasjon i tid og rom slik at avvik mellom fysiologiske tålegrenser og reelle tålegrenser kan være relativt stort. Det er også vist at sensitivitet mht. forsuring kan variere mellom nærstående arter, også innen samme slekt.

Gjennom lokale tilpasninger vil en art kunne ha ulike miljøkrav avhengig av de fysiske, kjemiske og biologiske forholdene på levestedet. Det er bl.a. vist at forholdet mellom forsuringssensitiv indeks (bunndyr) og ANC varierer mellom ulike geografiske områder; for eksempel er kritisk kjemisk verdi høyere i Tyskland enn i Norge fordi ioneinnholdet naturlig er høyere i Tyskland (Raddum & Skjelkvåle 1995). Det er også vist tilsvarende forskjeller mellom ulike områder i Norge (Lien et al. 1991).

Totalt vil en kunne forvente vide marginer for kritiske kjemiske verdier innen en art. En sammenstilling av litteraturdata for en del forsuringssensitive bunndyr viser imidlertid at denne vanligvis ligger innenfor 0,5 pH-enheter men kan for enkelte organismer variere med så mye som 1,0 pH-enheter (Degerman et al. 1992).

Et forhold som spesielt bør vies oppmerksomhet ved sammenligning av resultater fra ulike fjellområder er forskjeller i tregrensens plassering i forhold til høyde over havet. I den ene enden av skalaen kan nevnes Alpene og fjellområder i Sierra Nevada hvor tregrensen kan nærme seg 2000 m o.h. mens tilsvarende i nordlige deler av de sørnorske fjellene er 600-700 m o.h. Høydegradienten er i seg selv en faktor som bl.a. har betydning i forhold til innvandringshindre og en lokalitets isolasjonsgrad.

## **Tålegrenser for nitrogen i fjellet**

På grunn av stor avrenning og redusert tilbakeholdelse av nitrogen i nedbørsfeltet vil nitrogen spille en større rolle i forsuring i fjellområder enn i lavlandet, og en reduksjon i S-deposisjonen i årene framover vil derfor trolig gi langsommere forbedring av forsuringssituasjonen i fjellsjøer enn i lavlandet. Kunnskaper om nitrogenets virkning som forsurende forbindelse i forhold til akvatiske flora og fauna er mangelfulle. Nitrogenets effekt som næringsstoff kan derimot ha en direkte betydning for biota, men denne effekten vil avhenge av i hvilken grad nitrogen er begrensende faktor. I de fleste næringsfattige innsjøer og bekker, inkludert høyereliggende lokaliteter, er produksjonen begrenset av fosfor. Imidlertid synes framveksten av trådformede og fastvoksende grønnalger ("grønske") og være relatert til forsuring. Det er vist at eksplanderende arter av grønnalger er tilpasset et høyt N:P forhold og synes å kunne utnytte de økte nitrogenkonsentrasjonene på bekostning av mer langsomtvoksende blågrønnalger som er karakteristiske for mange næringsfattige innsjøer/bekker (Eli-Anne Lindstrøm, pers.medd.).

## **Kunnskapsbehov**

På utredningssiden vil det kunne være kostnadseffektivt å systematisere eksisterende data fra norske og utenlandske undersøkelser. Det eksisterer allerede et antall databaser (planteplankton, småkreps, bunndyr, snegl og fiskepopulasjoner) hvor lokalitetsutvalget er

landsdekkende. Disse bør kunne benyttes til å generere hypoteser om forsuringseffekter på biota i fjelløkosystemer vs. lavereliggende økosystemer. Videre bør disse kunne brukes til å identifisere potensielle indikatorarter/grupper.

Det foregår allerede en omfattende overvåking av vannsystemer i forhold til forsuring/restituering, både vannkjemisk og for viktige grupper av dyr. Dette overvåkingssystemet inkluderer også lokaliteter over tregrensa. En utvidelse av aktuelle parametre (fraksjoner av nitrogen og fosfor, trådformede og fastvoksende alger) for i større grad å dekke effekter av økt næringssalttilførsel bør vurderes. Det eksisterende utvalget av overvåkingslokaliteter bør gjennomgås med tanke på å få dekt opp områder med ulik nitrogendeposisjon/avrenning. En samordning med forsuringsovervåkingen i resten av Skandinavia og N-Russland for å dekke opp en større geografisk gradient mht. fjelløkosystemer kan være aktuelt.

Effekter av forsuring, eutrofiering o.a. tålegrenserrelevante stressfaktorer på biologisk samfunn i høyfjellssystemer er generelt mangelfullt og må forbedres. Dette er avgjørende som grunnlag for å kunne modellere og forutsi hvordan ulike samfunn vil utvikle seg under endringer i slike stressfaktorer. Spesielt vil det være et behov for kunnskap om samvirkning mellom klimaendringer (spesielt UV-innstråling) og forsuring, noe som er særlig relevant for forsuring av fjellområder. Det må tas hensyn til korrelasjon mellom forsuringsparametre og andre fysiske, kjemiske og biologiske faktorer i slike studier. Potensielle indikatorarter (for eksempel marflo og skjoldkreps) for fjelløkosystemer må testes mht. tålegrenser for forsuring. Hvilke prosesser som bidrar til at trådformede og fastvoksende grønnagler synes å være på frammarsj i forsurrede områder er komplekse og bør belyses gjennom videre forskning.

Etter hvert som deposisjon og kjemiske belastninger avtar, er det et sentralt problem å vurdere hva tilfredsstillende restituering av økosystemet anses å være, og hvor lang tid reetablering av flora og fauna vil ta. Generelt synes variasjonen i naturlige, uforstyrrede systemer å være større enn i forsurrede systemer, dvs. at de biologiske samfunnene framviser større likhet mellom forsurrede lokaliteter enn mellom ikke-forsurrede lokaliteter. I denne sammenhengen vil det ikke være tilstrekkelig med «enkle», fysiologisk baserte dose-respons-studier. Landskapsøkologiske betraktningmåter, som tar hensyn til variasjon i arealbruk og lokale miljøforhold, samt artenes spredningsbiologi, må trekkes inn. Det vil også være nyttig med utvikling av modeller for å vurdere forventet tilstand i forhold til ulike nivåer og trender i belastningen slik at både et basisnivå (naturlilstanden) og scenarier for utviklingen kan skisseres. Gode kunnskaper om naturtilstanden er ofte mangelfulle men helt avgjørende for å kunne definere når målet er nådd i forhold til reetablering av fauna og flora.

**Tabell 1.** Eksisterende tålegrensearbeid. Hovedvekt av arbeidet er lagt på kobling mellom artsgrupper/enhet og kjemisk parameter angitt med uthevet x.

Artsgruppe	Enhet	pH	ANC	AL	Ca	TOC
Plantep plankton	Enkeltarter	x				
	Artsrikdom	x				
Fastvoksende alger	Enkeltarter	x				
	Artsrikdom	x				
	Forsuringsindeks	x	x			
Makrovegetasjon	Enkeltarter	x				
	Artsrikdom	x				
Småkreps	Enkeltarter	x			x	
	Artsrikdom	x				
Bunndyr	Enkeltarter	x				
	Forsuringsindeks	x	x	x		
	Sens. Døgnfluer/Steinfluer		x			
Fisk	Enkeltarter (fiskestatus)	x	x	x	x	x

**Tabell 2.** Generelle karakteristika (fysiske, kjemiske, biologiske) ved akvatiske fjelløkosystemer og hvordan dette vil kunne virke inn på biotas tålegrenser mht. forsurening. Her er tålegrense relatert til endring i vannkjemiske forhold og +/- angir at arter og samfunn tolererer en større/mindre kjemisk endring enn tilsvarende arter og samfunn i lavereliggende ferskvannssystemer.

*A. Fysiske forhold*

Parameter	Primær effekt	Sekundær effekt	Tålegrense
Lavere sommertemperatur	Red. metabolisme	Red. giftighet Al	+
	Red. polymeriserings-hastighet Al	Økt betydning av blandsoner	-
Kortere vekstsesong	Lengre livssyklus	Red. resistens	-
		Tap av arter	
Grovere substrat	Redusert vannvegetasjon	Forringet habitat	-
	Færre gunstige gytebekker?	Red. rekruttering	-
Større bølgepåvirkning/graving	Redusert vannvegetasjon	Forringet habitat	-
	Færre gunstige gytebekker?	Red. rekruttering	-
Større innstråling – økt produksjonsdyp	Økt primærproduksjon?		
Større siktedyp – økt produksjonsdyp	Økt primærproduksjon?		
Økt grad av geografisk isolasjon	Innvandringshindre	Tap av arter	
Større avrenning/Lavere retensjon	Ved forsurening: økt N:P forhold	Framvekst av grønske	
	Økt betydning av episoder	Økt dødlighet	-
Dominans av bekker og mindre elver	Økt betydning av episoder	Økt dødlighet	-

*B. Kjemiske forhold*

Parameter	Primær effekt	Sekundær effekt	Tålegrense
Lavere ioneinnhold	Redusert bufferevne	Raskere endring i vannkvalitet	
	Økt fysiologisk stress		-
	Ca-begrensning	Økt giftighet Al	-
		Tap av arter	
Lavere innhold Tot-P, Tot-N	Redusert primærproduksjon		-
Lavere/høyere partikkelinnhold	Økt/red. primærproduksjon		+/-
Lavere TOC/humusinnhold	Økt giftighet Al		-
	Redusert næringstilgang		-

## C. Biologiske forhold

Parameter		Effekt	Tålegrense
"Nye" arter		Arter med spesiell tilpasning	+
Arter ved yttergrensen for sitt utbredelsesområde		Økt fysiologisk stress	-
Lengre livssyklus		Red. resistens	-
		Langsommere genetisk tilpasning	-
Livssyklus tilpasning	Hvilestadier under snøsmelting (invertebrater)	Mindre eksponert for sure episoder	+
Lavere artsrikdom	Mindre komplekse samfunn	Red. resistens	-
Redusert vannvegetasjon		Økt eksponering/ forringet habitat	-

## D. Generelt

Forskjeller skog - fjell		Effekt	Tålegrense
Mindre komplekse systemer	Færre færre arter, trofiske nivå, færre interaksjoner	Red. resistens	-
Mer homogene habitater		Færre refugier	-
Mer åpne systemer		Mer utsatt for episoder	-
Lokale tilpasninger		Red. fysiologisk stress	+
Samvirkning forsuring – klimaendringer (UV)		Økt fysiologisk stress	-
Endring i arealbruk (skogbruk, dyrket mark)			?
Red. evne til restituering (grad av isolering, refugier, hastighet av biologiske prosesser)			

## Litteratur

- Degerman, E., Engblom, E., Lingdell, P.-E., Melin, E. & Olofsson, E. 1992. Förurning i fjällen? Informtion från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 1992-1: 1-112.
- Eie, J.A., Faugli, P.E. & Sjulsen, O.E. 1992. Type- og referansevassdrag. NVE Publikasjon 7-1992: 1-40.
- Hesthagen, T. & Aastrop, G. 1998. Aure og vannkvalitet i innsjøer i Sogn og Fjordane. NINA Oppdragsmelding 563: 1-14.
- Lien, L., Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1991. Tålegrenser for overflatevann, evertebrater og fisk. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapport O-89185,2.
- Lindstrøm, E.-A. 1993. Økende grønske i norske vassdrag. Resultater av en spørreundersøkelse. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapport E-92432.
- Raddum, G.G. & Skjelkvåle, B.L. 1995. Critical limits of acidification to invertebrates in different regions of Europe. Water, Air and Soil Pollution 85: 475-480.
- Walseng, B, Raddum, G., Saksgård, R. & Schartau, A.K.L. 1996. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Kvenna 1995 med fokus på indikatorarter som redskap i forsuringsovervåkingen. - NINA Oppdragsmelding 433: 1-36.

# Tålegrenser i fjellområder - hva betyr langtransporterte forurensninger for fastsittende algesamfunn?

*Eli-Anne Lindstrøm*  
*Norsk institutt for vannforskning (NIVA)*  
*Pb 173 Kjelsås*  
*0411 Oslo*

Skal man forstå hvordan langtransporterte luftforurensninger innvirker på de fastsittende algene i fjellet, bør man både vite litt om generelle betingelser for vekst av alger i norske vassdrag og om forhold som er spesielle for fjellet.

## **Gode betingelser for vekst og akkumulering av alger i norske vassdrag/fjellområder**

På tross av beliggenhet langt mot nord med kort vekstperiode og kaldt klima har Norge, da særlig høyereliggende områder, svært gode betingelser for vekst av alger. Det er flere forhold som bidrar til dette:

### *Lysforholdene er gode*

- I høyereliggende områder er det lite som skygger - hverken trær, annen vegetasjon eller høye elvebredder
- Vannet er klart - bortsett fra i brepåvirkede vassdrag har vannet i fjellet vanligvis lite innhold av partikler og humus
- Dagene er usedvanlig lange - i vekstperioden er det dagslys i opptil 24 timer

### *Temperaturen er gunstig for akkumulering av stor algebiomasse*

- Selv om produksjonen (P) vanligvis går langsommere i kaldt enn i varmt vann, kan det oppveies av at respirasjonen (R) er langsom. Vi får et høyt P/R forhold. I løpet av vekstperioden kan det derfor akkumuleres større algebiomasse i vann som ikke blir mer enn 10-12 grader enn i vann som er mellom 15 og 20 grader det meste av vekstperioden.

### *Vekstperioden er intensiv*

- På grunn av den korte vekstperioden i Norge, har det foregått en seleksjon på organismer som gjennomfører livsprosessene i løpet av kort tid. Disse organismene er dessuten tilpasset marginale forhold og klarer trolig å utnytte marginalt gunstigere betingelser.
- Sett i forhold til andre land med tilsvarende beliggenhet og lysforhold, lange dager i vekstperioden, har vi mye høyere temperaturer. Andre land på samme breddegrad har dessuten permafrost, det har ikke vi.

### *I "tynt" vann er konkurransen om næringssaltene liten*

- I det tynne vannet som vanligvis er i fjellet, er det lite partikler (breparkler, leire og humus o.l.) som binder opp næringssaltene, og selv små tilførsler av næringsalter kan være biologisk tilgjengelige og gi grunnlag for vekst.

### *Fysiske forhold er krevende, men også gunstige*

- I fjellet er vannforekomstene vanligvis ganske små, det gir god kontakt med omgivelsene og eventuelle næringssaltlekkasjer fanges lettere opp av organismene



- Norske vassdrag er vanligvis permanent vannførende, derfor blir de fastsittende organismene, bl.a. algene, ikke utsatt for tørke og må ikke etablere seg på nytt i løpet av året
- Bortsett fra brevassdrag er det liten partikkeltransport i fjellvassdrag i den beste vekstperioden, på sensommeren. Derved blir plantenes vekst ikke hemmet av partikkelslitasje og nedslamming.

#### *Forhold av betydning med tanke på depossesjonen av nitrogen*

- I fjellområdene er det stedvis det mye nedbør, og depossesjonen av bl.a. NO<sub>x</sub> kan i perioder være større enn i lavlandet. Derfor kan tilførselen av luft-transporterte næringssalter være større i fjellet enn i lavlandet.
- Selv om en vesentlig del av nitrogenet som avsettes med nedbøren holdes tilbake og immobiliseres i jorda slik at nitrogen-lekkasjen er liten, vil en større andel bart fjell, tynnere jordsmonn og fravær av skog, bidra til at en større del av avsetningene kommer ut i vassdragene i fjellet enn i lavlandet.

I tillegg til ovennevnte er det flere forhold av betydning for vekst og akkumulering av fastsittende alger, som trolig virker forskjellig i fjellet og lavlandet. Vi vet for lite om betydningen av disse i såvel fjellet som lavlandet, her nevnes:

- ultrafiolett stråling
- økt CO<sub>2</sub> innhold i lufta med klimaendringer, økt nedbør og økt temperatur
- beiting av bunndyr

### **Hva vet vi om betydningen av forsuring og lufttransporterte næringssalter for utviklingen av fastsittende alger i norske vassdrag?**

#### *Økende vekst av "grønne" de senere år*

En landsomfattende spørreundersøkelse viste at det har skjedd en omfattende økning av "grønneveksten" i mange norske vassdrag de senere år (Lindstrøm 1993). Dette er mest utbredt i høyereliggende områder med liten aktivitet i det lokale nedbørsfelt. Mindre elver, små innsjøer og tjern er mest berørte. Mange henvendelser fra folk som har observert liknende vekst også den senere tid, tilsier at denne utviklingen har vedvart. Fenomenet ble omtalt senest i avisen Firda den 23/1 og 4/2 1999.

Hva økningen egentlig består i og hva den skyldes har vi så langt ikke noe godt svar på, men det er gjort forsøk og samlet informasjon om forholdene i norske vassdrag som kan bidra til å forstå noe av det som skjer.

#### *Er veksten ikke bare fosfor-, men også nitrogenbegrenset?*

Det er velkjent at algeveksten i ferskvann vanligvis er fosforbegrenset (Bothwell 1989, Elser m. fl. 1990, Axler m. fl. 1994). Det er også kjent at det skal svært små mengder til for å øke veksten (Bothwell 1988, 1989). Renneforsøk med vann fra Maridalsvatn ga ca 10 ganger større algebiomasse etter 30 dager med 0.5 µg per liter P-tilsetning, enn i referanserennen (Lindstrøm m. fl. 1994).

De samme renneforsøkene demonstrerte også betydningen av temperaturen. Selv om veksten startet raskest i renner med varmt vann (12-20 grader) ble det over tid, 2-3 måneder, akkumulert 2-3 ganger så stor algebiomasse i renner med kaldt vann (6-10 grader). Målingene viste også at P/R-forholdet (produksjon/respirasjon) var høyere i kaldt enn i varmt vann. Det gir som tidligere nevnt bedre betingelser for oppbygging av biomasse. Forsøkene ga dessuten indikasjoner på at algenes vekststart går tregt når temperaturen er svært lav, under 4-6 grader, samtidig med at fosfortilgangen er liten. Dette er vist tidligere ved forsøk (Bothwell 1988) og tilsier at små temperaturøkninger tidlig i vekstperioden kan initiere tidligere vekst og at marginale økninger i fosfortilgangen kan ha betydning i den sammenheng.

Selv om fosfor fremdeles regnes som primært begrensende for veksten i oligo- til mesotroft ferskvann, er det gjort utallige observasjoner som viser at nitrogen også kan være begrensende i perioder (Blomqvist m. fl. 1993, Axler m. fl. 1994 og andre). Forsøk med fastsittende alger i norske vassdrag bekrefter dette. Noen eksempler nevnes nedenfor.

Den naturlig sure og humøse innsjøen Skjervatjern ble delt i to og den ene delen tilført sur nedbør ( $H_2SO_4$  og  $NH_4NO_3$ ) i seks år (Gjessing 1992). I den ubehandlede delen (referansen) var den fastsittende algeveksten nitrogenbegrenset en stor del av vekstperioden, mens den delen som mottok sur nedbør viste dramatisk økning i algeveksten så lenge forsuringen varte (Lindstrøm 1996 og upubliserte data). Etter opphør av forsuring ble algeveksten i den manipulerte delen redusert til samme nivå som i den ubehandlede delen.

Innledende forsøk i rennende vann med vekstsubstrat tilsatt nitrogen og/eller fosfor viste at et nedbørsfelt uten skog og med stor deponering av nitrogen (Øygarden i Bjerkreimsvassdraget, Rogaland) hadde overskudd av biologisk tilgjengelig nitrogen i hele vekstperioden (Lindstrøm og Johansen 1995). Tilsetning av fosfor alene ga derfor nesten samme vekstøkning som tilsetning av både fosfor og nitrogen. I et skogdekket felt i samme område (Svelafeltet) var det bare substrat tilsatt både fosfor og nitrogen som ga vekstøkning. Det tilsier at dette feltet var både nitrogen- og fosforbegrenset. I et tredje felt, som er næringsfattig og mottar lite lufttransporterte forurensninger (Storbekken i Atnavassdraget, Hedmark) var det vekslende respons på næringstilsetninger. I en periode midt på sommeren viste forsøkene indikasjon på at nitrogen var primært vekstbegrensende.

Kunnskapen om eventuell nitrogenbegrensning for vekst av fastsittende alger i norske vassdrag bygger på få og spredte observasjoner og svært få er fra fjellområder. De synes allikevel å tilsi, at gitt at visse betingelser er til stede, er det en tendens til (periodisk) nitrogenbegrensning i norske vassdrag.

#### *Strukturelle og funksjonelle endringer i algesamfunnet ved forsuring*

Det er dokumentert at de fastsittende algene har klare optima hva gjelder pH og at det inntreffer markerte endringer i artsstrukturen ved forsuring (Lindstrøm 1992). Det ser også ut til å skje en ensretting av samfunnet slik at det blir større likhet mellom lokalitetene/vassdragene. Hvorvidt artsmangfoldet på den enkelte lokalitet går ned er noe uklart.

Det er også påvist funksjonelle endringer i det fastsittende algesamfunnet ved forsuring. Schindler (1990) fant at de fastsittende algene var det av alle undersøkte samfunn, som viste mest markerte funksjonelle endringer. Forsøk i Ontario, Canada (Experimental Lake Area) viste at respirasjonen økte, derved avtok P/R-forholdet og veksten ble mindre effektiv (Turner m. fl. 1991). Senere undersøkelser, også i USA og Canada, har vist at dette ikke gjelder alle alger. Det ser ut til å opptre spesialiserte, vanligvis trådformede grønnalger, som ikke får økt respirasjon i surt vann (Turner m. fl. 1995a og b). Det er dessuten vist at disse algene har effektiv utnyttelse av  $CO_2$  og er tolerante for høy lysinnstråling.

Fordi disse algene er vanskelige å identifisere er det vanskelig å være helt sikker, men observasjonene tyder på at det er den samme gruppen av forsuringstilpassede trådformede grønnalger som har masseforekomst i en rekke sure vassdrag i Norge. En pågående undersøkelse for å kartlegge vekst og utvikling av disse algene i noen større vassdrag som kalkes, tilsier dessuten at de har flere egenskaper som gjør dem konkurransedyktige i næringsfattig vann. De fleste er svært nøysomme hva gjelder fosfor og bygger opp en biomasse, med usedvanlig lavt fosforinnhold i forhold til organisk karbon. TOC/P-forholdet, basert på vekt av rensset og tørket algemateriale, er over 2000 for noen arter (upubliserte data). Disse undersøkelsene bekrefter dessuten tidligere observasjoner som tilsier at det er større variasjon i de fastsittende algenes innhold av fosfor enn nitrogen, TOC/P-forholdet varierer mer enn TOC/N-forholdet. Det betyr antakeligvis at mange har større fleksibilitet i forhold til

opptak og forbruk av fosfor enn de har i forhold til nitrogen. Man skal heller ikke glemme at algene trenger betydelig mer nitrogen enn fosfor (7 ganger mer, basert på vekt) for å bygge opp organisk materiale.

### **Hva kan skje dersom den nåværende deposisjonen av NO<sub>x</sub> vedvarer?**

På bakgrunn av ovenstående kan man tenke seg at det skjer flere endringer som samlet bidrar til økt algevekst i norske vassdrag. De to antatt viktigste faktorene er sammenfallende: økt depossesjon og tilgjengelighet av nitrogen gjennom hele vekstperioden og endret artssammensetning i retning av forsurede tilpassede alger som klarer å bygge opp organisk materiale ved ekstremt lave tilførsler av fosfor. Den økte nitrogentilførselen vil trolig ha størst effekt i fjellet, mens endret artssammensetning vil skje over alt hvor vann forsures.

At disse algene er effektive utnytttere av CO<sub>2</sub> og har høyt P/R-forhold kan også bidra til økt vekst og akkumulering. Evne til å bygge opp stor biomasse ett år mens forekomsten kan være liten det neste (Brandrud m fl. 1999) tilsier dessuten fleksibilitet og evne til å utnytte gunstige forhold med hensyn til næringstilgang og klima.

Andre endringer som kan inntreffe ved vedvarende depossesjon av NO<sub>x</sub> er at de cyanobakteriene som vanligvis fikserer nitrogen for å skaffe seg det nitrogen de trenger, reduserer denne aktiviteten. Tilbakegang av disse cyanobakteriene er da en mulighet.

Man kan heller ikke se bort fra at det har skjedd en viss økning i depossesjonen av fosfor de senere år (Ahl 1988). Dette kan bl.a. forsterke effekten av den økte NO<sub>x</sub> depossesjonen. Andre forhold av betydning kan være klimaendringer med noe høyere temperaturer og mindre snø/isdekke. Beitetrykket er muligens noe redusert fordi de fleste bunndyr ikke ser ut til å foretrekke de trådformede grønnalgene som føde.

### **Litteratur**

- Ahl, T. 1988. Background yield of phosphorus from drainage area and atmosphere: an empirical approach. *Hydrobiologia* 170: 35-44.
- Axler, R.P., Rose, C., Tikkanen, C.A. 1994. Phytoplankton nutrient deficiency as related to atmospheric nitrogen deposition in northern Minnesota acid-sensitive lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 1281-1296.
- Blomqvist, P., Russel, T.B., Olofsson, H., Stensdotter, U., Vrede, K. 1993. Pelagic ecosystem response to nutrient additions in acidified and limed lakes in Sweden. *Ambio* 20, 5: 283-289.
- Bothwell, M.L. 1988. Growth rate responses of lotic periphytic diatoms to experimental phosphorus enrichment. The influence of temperature and light. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol.45: 261-270.
- Bothwell, M.L. 1989. Phosphorus-limited growth dynamics of lotic periphytic diatom communities: areal biomass and cellular growth rate responses. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* Vol. 46: 1293-1301.
- Elser, J.J., Marzolf, E.R., Goldman, C.R. 1990. Phosphorus and nitrogen limitation of phytoplankton growth in the freshwaters of North America: A review and critique of experimental enrichments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 1467-1477.
- Gjessing, E.T. 1992. The HUMEX project: Experimental acidification of a lake catchment and its humic lake. *Environ. Int.* 18: 535-543.
- Lindstrøm, E-A. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Fastsittende alger. Fagrapport 27. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). O-90137/E-90440. 49 sider.
- Lindstrøm, E-A. 1993. Økende grønske i norske vassdrag. Resultater av en spørreundersøkelse. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). E-92432. 28 sider.
- Lindstrøm, E-A. 1996. The Humic Lake Acidification Experiment (Humex): Impacts of acid treatment on periphyton growth and nutrient availability in Lake Skjervatjern, Norway. *Environment International*. 22, 4: 629-642.
- Lindstrøm, E-A., Bremnes, T., Johansen, S.W. 1994. Eksperimentelle undersøkelser for kontroll av begroing i regulerte vassdrag. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). 89054/89522. 150 sider.
- Lindstrøm, E.-A., Johansen, S.W. 1995. Factors controlling periphyton growth in three rivers of low nutrient content. Experiments with nutrient diffusing substrates. Nitrogen from mountains to fjords, Newsletter 3; NIVA-publ., Norwegian Institute for Water Research, Oslo, Norway.

- Schindler, D.W. 1990. Experimental perturbations of whole lakes as tests of hypotheses concerning ecosystem structure and function. *OIKOS* 57: 25-41.
- Turner, M.A., Howell, E.T., Summerby, M., Hesslein, R.H., Findlay D.L., Jackson, M.B. 1991. Changes in epilithon and epiphyton associated with experimental acidification of a lake to pH 5. *Limnol. Oceanogr.* 36: 1390-1405.
- Turner, M.A., Schindler, D.L., Findlay, D.L., Jackson, M.B. Robinson, G.G.C. 1995a. Disruption of littoral algal associations by Experimental Lake acidification. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol.52,10: 2238-2250.
- Turner, M.A., Howell, E.T., Robinson, G.G.C., Brewster, J.F., Sigurdson, L.J., Findlay, D.L. 1995 b. Growth characteristics of bloom-forming filamentous greenalgae in the littoral zone of an acid lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol.52,10: 2264-2275.

# Hva gjøres i fjell og heiområder i andre land

## Vannkjemi

*Dick Wright*

*Norsk institutt for vannforskning (NIVA)*

*Pb 173 Kjelsås*

*0411 Oslo*

Det først og fremst britene som i likhet med Norge er opptatt av tålegrenser, N deponisjon og N lekkasje fra semi-naturlige økosystemer uten skog. Store deler av Skottland, Wales og nord England er næringsfattig "moorland", brukt stort sett til sauebeiting eller utmark. N deponisjon i disse områder er 5-25 kg/ha/år og mange innsjøer og bekker er forsuret og har betydelig NO<sub>3</sub> konsentrasjoner. Også her gir FAB modellen grunn til bekymring, fordi mens i dag holdes en vesentlig del av N tilbake i nedbørfeltet, er FAB modellen basert på tilnærmet 100% lekkasje.

UK har nylig lansert en undersøkelse spesifikk for å kvantifisere FAB modellens ulike ledd. Arbeidet begynnes i 1999, og omfatter målinger av N immobilisering, denitrifikasjon samt input-output budsjetter på 4 jordtyper på hver av 4 lokaliteter i Wales, N. England og Skottland. Arbeidet utføres av University College London sammen med Institute for Terrestrial Ecology, Bangor.

UK har også startet et større forskningsprogram kalt GANE (Global Nitrogen Enrichment). Programmet er på ca. 70 mill. Nkr. Og skal pågå over 5 år 1999-2004. GANE skal ta opp:

1. omdannelsesprosesser og veier for reaktivt N
2. N flukser på lang tid og store geografiske skala
3. Virkninger på N-sensitive semi-naturlige økosystemer og kystnære marine områder.

Dette forskningsprogrammet er plassert under NERC (National Environmental Research Council). (Se web sider for mer informasjon: [www.nerc.ac.uk/science/gane](http://www.nerc.ac.uk/science/gane))

Ellers er forskingen i fjell og hei områder i andre land stort sett rettet mot andre problemstillinger, som f. eks. globale klimaendringer. Men mange av resultatene fra disse studier kan brukes for å se på nitrogen. I Europa, f. eks., har MOLAR prosjektet (Mountain Lake Research) input-output budsjetter for S og N fra ca. 20 høyfjellssjøer fra Svalbard i nord til Spania i sør. Mange av disse innsjøer har høye konsentrasjoner av nitrogen, antagelig fordi en stor del av nedbørfeltene er bart fjell og ur uten særlig jorddekke. (Se web sider for mer informasjon: [http://www.niva.no/lenker/internett\\_lenker.htm#EU-forskning](http://www.niva.no/lenker/internett_lenker.htm#EU-forskning)).

Tilsvarende undersøkelser har også vært gjennomført ved høyfjellssjøer i USA. Ved Emerald Lake i Sierra Nevada, California, har Williams et al. (1995, Biogeochem. 28: 1-31) målt input-output budsjetter og studert N prosesser i jordsmonnet. Ved Loch Vale, Rocky Mountain National Park, Colorado, har Baron et al. (1992, Ecological Studies 90, Springer-Verlag, New York) gjort omfattende studier av input-output budsjetter, jordprosesser, innsjøprosesser og langtidsutviklingen.

Undersøkelsene rettet primært mot effekter av klimaendringer i alpine og arktiske områder har vært utført ved Niwot Ridge Biosphere Reserve, Colorado (Neff 1994 Biogeochem. 27: 23-33; Bowman og Steltzer 1998 Ambio 27: 514-517), og Tullik Lake, Alaska (Nadelhoffer et al 1991 Ecology 72: 242-253). Disse er bare noe eksempler på studier som kan være relevante for vurdering av nitrogen syklus, tålegrenser og forsuring i fjell og hei områder i

Norge.

**Eksempler på nitrogen input-output budsjetter ved høyfjellssjøer**

LOCH	Lochnagar, Skottland, UK (MOLAR)
STAV	Stavsvatn, indre Telemark, Norge (MOLAR, SFT overvåking)
GKS	Gössenkollersee, Alpene, Østerrike (MOLAR)
STAR	Starolesnianske Pleso, Tatrafjellene, Slovakia (MOLAR)
REDO	Redo, Pyreneene, Spania (MOLAR)
VALE	Loch Vale, Rocky Mountain National Park, Colorado
EMER	Emerald Lake, Sierra Nevada, California, USA

Lokalitet	N inn kg/ha/år	N ut kg/ha/år	% retensjon
LOCH	13.4	1.4	90
STAV	9.6	0.4	96
GKS	8.1	3.4	60
STAR	6.9	1.3	80
REDO	4.9	3.7	25
VALE	2.1	1.6	40
EMER	0.4	0.1	70

## Ferskvannsbiologi

*Bjørn Walseng*  
*Norsk institutt for naturforskning (NINA)*  
*Postboks 736 Sentrum*  
*0105 Oslo*

Høyfjellsbiologi med bl a fokus på stress ved det å leve under ekstreme forhold, har vært tema for forskere i lengre tid. Forsuringssituasjonen i alpine områder er imidlertid i liten grad studert til tross for at det er gjort mye mht til forsuring og ferskvannsbiologi i lavereliggende områder (Kroglund et al. 1994, Walseng et al. 1995). Tabell 1 gir en grov oversikt over arbeider og prosjekter som omhandler forsuring og høyfjell.

Sverige er utvilsomt det landet som har fokusert mest på problematikken forsuring og høyfjell. Degermann et al. (1992) gir en oppsummering av de viktigste arbeidene som er gjort. Hovedtyngden av virksomheten har vært lagt til nord-boreal sone og ikke til alpin sone. I fortsettelsen følger noen kommentarer til arbeider fra de forskjellige fagfeltene.

For vannvegetasjon foreligger det mht til påvekstalter kun synsing basert på iakttagelser. Det er blant annet fokusert på at det i den senere tid er registrert en økning av grønnalger i fjellet. Moser og høyere vannvegetasjon er blitt vurdert ut fra en subjektiv klassifikasjon som ble gjort i forbindelse med undersøkelser av bunndyr. Fytoplankton er blitt studert på Fulufjell (Øvre og Nedre Särnamannasjön) i forbindelse med kalking (Hörnström *et al.* 1992).

Zooplankton er studert i ti sjøer i Rogenområdet, Härjedalen (Degerman et al. 1991), ni tjern i Torrö-området i Jämtland (Degerman et al. 1987) samt Øvre og Nedre Särnamannasjön på Fulufjell i Dalarna (Hanson 1974, Lindström 1992).

Bunndyr i rennende vann er godt undersøkt og mest omfattende er en undersøkelse av til sammen 482 lokaliteter i fjellkjeden fra Värmland i sør til Nordbotten i nord (Degerman et al. 1987). Materialet er analysert med multivariate metoder (PCA). Fra Lillfjäten (Dalarna) (Engblom & Lingdell 1990), Fulufjäll (Engblom & Lingdell 1991), Härjedalen (Lofsdalen) (Olofsson & Melin 1986), Torrön (Lingdell & Engblom 1989) og Ammarnäs i Västerbotten (Engblom & Lingdell 1984) foreligger langtidsserier på forekomsten av bunndyr med fokus på forsuringstolerante arter. Det foreligger også bunndyrdata fra 39 vann i Fjellkjeden (Degermann et al. 1992).

Fisk er studert eksperimentelt for harr i Tännäs-området (Berglund & Persson 1989) og ørret i Lofsdalen (Andersson & Nyberg 1984). I Djursvålsbäcken og Hammarbäcken i Lofsdalen (Degerman et al. 1990) og i Linån, Kvarnå, Storhärjeån og Lillhärjeån i Härjedalen (Degermann et al. 1992) er utvikling i fiskebestander fulgt over tid. Fisk og forsuringssituasjonen i innsjøer er dessuten fulgt på Fulufjäll siden 1960 (Lindström et al. 1984) samt i Torrön-området der ni sjøer ble undersøkt i 1984 (Degerman et al. 1987).

Av undersøkelser med fokus på høyfjell og forsuring, som pågår i dag, er MOLAR-programmet det eneste. Dette er en fortsettelse av AL:PE prosjektet og omfatter en rekke land i Europa (se tabell 1). Prosjektet inkluderer gruppene diatomeer, krepsdyr, bunndyr og fisk. I tillegg blir fjæremygg i sedimentprøver artsbestemt. Foreløpig fins det kun datarapporter fra dette prosjektet.

Ellers fra Europa foreligger det en undersøkelse fra Slovakia som omfatter krepsdyr-undersøkelser fra til sammen 40 sjøer over tregrensen (Fott *et al.* 1994).

I USA er Sierra Nevada det området som er best dekket mht biologiske undersøkelser i forbindelse med forsuring. Både zooplankton (Barmuta et al. 1990, Engle & Melack 1995) og

bunndyr er undersøkt (Barmuta et al. 1990). Barmuta et al. (1990) har gjort eksperimentelle undersøkelser der innhegninger i en høyfjellssjø ble benyttet.

Tabell 1. En grov oversikt over arbeider og prosjekter som omhandler forsuring og høyfjell.

		påvekstlager	vannvegetasjon	phytoplankton	diatomer	krepsdyr	bunndyr	fjærmygg	fisk
<b>Europa</b>									
Sverige	Degermann et al	(x)	x	x		x	x		x
UK	AL:PE I					x	x	x	x
Italia	AL:PE I					x	x	x	x
Frankrike	AL:PE I					x	x	x	x
Norge	AL:PE I					x	x	x	x
Svalbard	AL:PE II					x	x	x	x
Irland	AL:PE II					x	x	x	x
Østerrike	AL:PE II					x	x	x	x
Spania	AL:PE II					x	x	x	x
Portugal	AL:PE II					x	x	x	x
Slovakia	AL:PE II					x	x	x	x
Polen	AL:PE II					x	x	x	x
Russland	AL:PE II					x	x	x	x
Finland	MOLAR					x	x	x	x
Sveits	MOLAR					x	x	x	x
Slovakia	Fott et al						x		
<b>Nord-Amerika</b>									
S. Nevada	Engle & Melack						x		
S. Nevada	Barmuta et al						x	x	

## Litteratur.

- Andersson, P. & Nyberg, P. 1984. Experiments with Brown trout (*Salmo trutta* L.) during spring in mountain streams at low pH and elevated levels of iron, manganese and aluminium. - Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 61: 34-47.
- Barmuta, L.A., Cooper, S.D., Hamilton, S.K., Kratz, K.W. & Melack, J.M. 1990. Responses of zooplankton and zoobenthos to experimental acidification in a high-elevation lake (Sierra Nevada, California, U.S.A.). - *Freshwater biology* 23: 571-586.
- Berglund, I. & Persson, B.-G. 1989. Reproduktionsstrategiens betydelse för överlevnaden hos olika harrstammar i försurade og kalkada vatten. PM från inst. för ekol. zool., Umeå Universitet. 50 p.
- Degerman, E., Lindgren, G., Lingdell, P.-E. & Nyberg, P. 1987. Kartering av strömfauuna och fisk i mindre vattendrag i Norrlands inland och fjälltrakter i relation til försuring. - Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (2) 64 p.
- Degerman, E., Lindström, T. & Salomonsson, J. 1991. Fisk og djurplankton i små sjöar i Rogenområdet. Forskningsansökan 1991-01-15 till Fiskeristyrelsen. 15 p.
- Degerman, E., Sjölander, E., Johlander, A., Sjöstrand, P., Höglind, K. & Thorsson, L. 1990. Kalkning för at motverka försuringspåverkan på fisk i rennende vatten. - Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (4): 27-214.



- Degermann, E., Engblom, E., Lingdell, P.-E., Melin, E. & Lofsson, E. 1992. Försurning i fjällen. - Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1992) 1: 1-112.
- Engblom, E. & Lingdell, P.-E. 1984. The mapping of short-term acidification with the help of biological pH indicators. - Rep. Inst. Freshwat. Res., Drottningholm 61: 60-69.
- Engblom, E. & Lingdell, P.-E. 1990. Försuringsutvecklingen i Kopparbergs län. Rapport till länsstyrelsen 1991. 48 p.
- Engblom, E. & Lingdell, P.-E. 1991. Försuringsutvecklingen i Kopparbergs län. PM från länsstyrelsen i Kopparbergs län. 89 p.
- Engle, D. & Melack, J.M. 1995. Zooplankton of high elevation Lakes of the Sierra Nevada, California: potential effects of chronic and episodic acidification. - Arch. Hydrobiol. 133: 1-21.
- Fott, J., Prazáková, M., Stuchlik, E. & Stuchliková, Z. 1994. Limnology in Mountain Lakes. - Biologia 274: 37-47.
- Hanson, M. 1974. Zooplankton i Fulufjällsjöar med lågt pH. - Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm, Rapport 5. s.
- Hörnström, E., Ekström, C. & Andersson, P. 1992. 10 Mellansvenska sjöar, kalkningseffekter på plankton och vattenkemi. - Statens naturvårdsverk, Rapport 4048. s.
- Kroglund, F., Hesthagen, T., Hindar, A., Raddum, G.G., Staurnes, M., Gausen, D. & Sandøy, S. 1994. Sur nedbør i Norge. Status, utviklingstendenser og tiltak. - DN - Utredning 1994-10 98.
- Lindström, T. 1992. Zooplankton på Fulufjället 1976-91. - Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1992) 2: 35-68.
- Lindström, T., Dickson, W. & Andersson, G. 1984. Reclaiming acid high mountain lakes by liming: A progress report. - Rep. Inst. Freshwat. Res., Drottningholm 61: 128-137.
- Lingdell, P.-E. & Engblom, E. 1989. Försuringssituasjonen i några Jämtländska sjöar og vattendrag bedömd utifrån bottenfaunans artssammansättning. Rapport från Limnodata MB till länsstyrelsen 890401. 113 p.
- Olofsson, E. & Melin, E. 1986. Rapport från undersökning av bottenfaunan under augusti 1986 samt vattenanalyser för perioden 1985-1986 ingående i försuringsundersökningen i fjällkedjan. Rapport från Härjedalens kommun 861127. 12 p. (Stencil).
- Walseng, B., Raddum, G.G. & Kroglund, F. 1995. Kalking i Norge. Invertebrater. DN-utredning 1995-6. 63 s.

# Har langtransporterte luftforurensninger ført til endringer i vegetasjon i Norge, og kan endringer i vegetasjonen i norske fjellområder ventes som følge av økte nitrogentilførsler?

*Rune Halvorsen Økland  
Botanisk museum,  
Trondheimsvn. 23b  
0560 Oslo*

*Tonje Økland,  
Norsk institutt for jord og skogkartlegging (NIJOS)  
Raveien 9  
1430 Ås*

## Innledning

I Norge er det siden 1988 foretatt omfattende intensivovervåking av barskogsvegetasjon (i regi av NIJOS og UiO, til dels innenfor TOV-programmet). Permanente prøveflater i 11 referanseområder er analysert to eller tre ganger. Intensivovervåking av fjellbjørkeskogs- og fjellvegetasjon ble igangsatt noe seinere (innenfor TOV, i noen grad også av NIJOS), og reanalyseresultater foreligger derfor bare foreligger fra et referanseområde i fjellet (Eilertsen & Stabbetorp 1997). De mange fellestrekk i økologiske forhold og artsinventar mellom fjellet og barskogen gjør imidlertid at resultatene av barskogsundersøkelsene kan tjene som grunnlag for å diskutere mulige effekter på fjellvegetasjon, f.eks. av økte nitrogentilførsler. Gradienter relatert til næring og jordfuktighet er blant de viktigste i begge systemer, men det er også viktige forskjeller. For vegetasjonen er særlig forskjellene i temperaturklima, vind- og snøforhold og vekstsesonglengde viktig, fordi forekomst eller mangel på trær spiller en vesentlig rolle for voksestedforholdene nær bakken. Rabbe-snøleiegradienten som skyldes variasjon i vindutsatthet og snødekkevarighet og som er så viktig i fjellet har ingen parallell i skogen, mens en gradient i treinnflytelse som er viktig i skogen naturlig nok mangler i fjellet. Vi skal også kaste et kort sideblikk på status for vegetasjonsendringer i lyngheier og i myr, fordi disse også kan ha relevans for diskusjonen av endringer i fjellvegetasjonen. I noen grad vil vi også komme inn på resultater fra andre land som kan ha relevans for Norge.

## Metoder og resultater av intensivovervåking av vegetasjon i barskog i Norge

### NIJOS' vegetasjonsøkologiske overvåking

NIJOS' intensivovervåking av artsmangfold, artssammensetning, miljøforhold og trevitalitet i granskog (T. Økland 1996) ble etablert i 1988 som et utviklingsprosjekt innenfor NIJOS program for overvåking av skogens sunnhetstilstand. Ti overvåkingsområder i gammel granskog med til sammen 500 permanent merkete vegetasjonsflater á 1 m<sup>2</sup> ble etablert og førstegangsanalysert i årene 1988-92. Områdene representerer forskjellig belastning med hensyn på deponisjon av langtransporterte luftforurensninger. Alle flater ble reanalysert (vegetasjon, trær, jordkjemi) i årene 1993-97. Tredje analyseomløp ble påbegynt i 1998.

I hvert referanseområde ble 50 analyseflater á 1 m<sup>2</sup> tilfeldig plassert (5 innenfor hver av 10 makroflater á 50 m<sup>2</sup>). Detaljert vegetasjonsanalyse av alle flater ble utført både ved førstegangsanalyse og reanalyse; med smårutefrekvens (antall av 16 småruter som inneholder arten) som artsmengdemål. De 32 forklaringsvariablene som ble registrert for hver analyseflate ved første gangs registrering omfatter en rekke topografiske og humuskjemiske variabler samt

treinnflytelsesvariabler. Omfattende registreringer av vitalitet (kronetetthet, kronefarge etc.) og størrelsesegenskaper (høyde, diameter etc.) ble gjort for alle trær i makroflatene.

Hovedgradienter i vegetasjon, funnet ved hjelp av DCA-ordinasjon av data fra førstegangs-registreringene (1988-92) i hvert område, er tolket ved å korrelere miljøparametre med DCA-aksene (T. Økland 1996). Hovedgradienten i vegetasjonen (DCA-akse 1) representerte en kompleks næringsgradient i 9 av de 10 områdene. I de fleste områdene ble i tillegg funnet en gradient (DCA-akse 2) relatert til jordfuktighet og/eller treinnflytelse.

Reanalysedata for vegetasjon og en rekke miljøvariabler er nå ferdig bearbeidet for fem områder [Paulen i Vennesla (Vest-Agder), Grytdalen i Drangedal (Telemark), Rausjømarka i Enebakk (Akershus), Gutulia i Engerdal (Hedmark) og Granneset i Rana (Nordland); T. Økland (in prep.)].

#### Overvåkingsundersøkelsene i Solhomfjell-området, Aust-Agder (Univ. i Oslo/TOV)

Denne undersøkelsen startet også opp i 1988 (R. Økland & Eilertsen 1993). Dette året ble 200 permanent oppmerkete prøveflater á 1 m<sup>2</sup> etablert; 121 i granskog og 79 i furuskog. Metodevalget i denne undersøkelsen og i NIJOS' vegetasjonsøkologiske overvåking har fra starten vært koordinert, og de samme registreringene ble gjort i og omkring prøveflatene.

En fjerdedel av prøveflatene (32 i granskog, 18 i furuskog) ble analysert hvert år 1988-93, samt i 1995. Alle prøveflater ble reanalysert i 1993, mens halvparten av prøveflatene ble reanalysert i 1998 (61 i granskog, 39 i furuskog).

Det er utført bearbeiding for reanalysedata fra 1993 (R. Økland 1995a, R. Økland & Eilertsen 1996) og 1995 (R. Økland 1997b). Bearbeiding av reanalysedata fra 1998 pågår (R. Økland, A. Skrindo & K.T. Hansen, in prep.).

#### *Metoder for bearbeiding av reanalysedata*

For hvert av NIJOS' overvåkingsområder og separat for gran- og furuskog i Solhomfjell-området, er det utført statistiske analyser av endringer i vegetasjon og miljøvariabler. Ikke-parametrisk, tosidig, Wilcoxon's test (til dels T-test ved analyse av data fra Solhomfjell-området) blir benyttet til å teste:

- Analyseflatenes forskyvning langs økologisk tolkede ordinasjonsakser. Særlig vekt er lagt på forskyvning langs DCA-akse 1, som i alle områder der bearbeiding er foretatt (unntatt furuskogen i Solhomfjell) beskriver endringen i artssammensetning fra vegetasjon typisk for voksesteder med lavere pH til voksesteder med høyere pH og høyere næringsinnhold.

- Endringer i artsmangfold, dvs. totalt antall arter, karplantearter og kryptogamarter i flatene (antall flater med økning eller reduksjon i artsantall).

- Endringer i artsmengder for alle arter med mengdeendring i  $\geq 5$  flater.

- Endringer i pH og innhold av total-N (g/100 g humus) og kationekonsentrasjoner (ppm) i humussjiktet.

- (• Analyse av endringer i trevitalitet er påbegynt).

#### **Oppsummering av resultater**

De fem NIJOS-områdene og granskogen i Solhomfjell-området viser tilsammen en klar geografisk trend ved at *antall karplantearter i flatene* avtar, og ved *mengdereduksjon for flere, noe næringskrevende, karplantearter i de sørligste områdene* (Paulen, Solhomfjell, Grytdalen). Eksempler på arter med mengdereduksjon i flatene er *Oxalis acetosella* (gaukesyre), *Gymnocarpium dryopteris* (fugletelg), *Rubus saxatilis* (teiebær), *Potentilla erecta* (tepperot) og skogrørkvein (*Calamagrostis arundinacea*).

For moser ble det for alle områder unntatt det nordligste (Granneset i Rana) registrert en markert økning i artsantall pr. rute og en markert mengdeøkning for flere enkeltarter i perioden fra 1988-90 til 1993-95. Blant annet gjeldt dette for de vanlige, store skogbunnsmosene (etasjemose, sigdmosearter, kystbjørnemose, levermoser). I Solhomfjell-området forble imidlertid mengdene mer eller mindre uendret fra 1993 til 1997.

I NIJOS-området Paulen ble det for materialet som helhet funnet en signifikant endring i artssammensetning (langs DCA-akse 1) i retning av voksesteder ved lavere pH. Ved separate

analyser av den "rikere" delen av materialet ble ingen signifikante endringer funnet for noe NIJOS-område. I Solhomfjell-området ble det imidlertid for begge periodene 1988-93 og 1993-98 funnet signifikante endringer i artssammensetning i rikere granskog, hvor undervegetasjonen ble mer lik den fattigere blåbærgranskogen. I NIJOS-områdene Rausjømarka og Gutulia, samt i Solhomfjell-området har undervegetasjonen blitt mer lik vegetasjonen på tørrere steder og innunder trær (endring langs DCA-akse 2).

Det er ikke funnet noen klare regionale trender i endringer i pH eller humuslagets innhold av kationer, for områdene sett under ett. Humusens totalinnhold av N økte i alle områdene.

Det er registrert en gjennomsnittlig reduksjon i kronetetthet i de 2 sørligste NIJOS-områdene og i Solhomfjell-området på 4-7% (se bl.a. Strand et al. 1998).

I furuskogen i Solhomfjell-området er kun påvist mindre endringer i vegetasjon og i økologiske forhold.

## **Tolkning av langtidstrender i vegetasjonsendringer basert på barskogsundersøkelsene**

*Mengdenedgangen for karplantearter med krav til litt næringsrikt jordsmonn i overvåkingsområdene lengst sør i landet* stemmer med hva man vil forvente som resultat av en langvarig forsuring av jordsmonnet. At observasjonene av endringer i humuslagets kjemi ikke synes å støtte denne hypotesen kan imidlertid ha flere årsaker. Tidsseriene for jordkjemiske data er kanskje ikke lange nok til at endringene blir så store at de kan identifiseres - det er betydelig fin-skala variasjon i jordkjemiske egenskaper både i rom og i tid, og registreringene er dessuten beheftet med måleusikkerhet. En annen rimelig forklaring er at vi (først) nå ser effekter av tidligere tiders forsuring av jordsmonnet - at vegetasjonsendringene skjer fordi artssammensetningen tilpasser seg endringer i livsbetingelsene som fant sted for tiår siden. For flere av artene som er i tilbakegang, er det påvist problemer med spiring i surt jordsmonn. De fleste av disse artene er dessuten svært langlevete, klondannende planter som kan leve i mange tiår på et sted når de først har etablert seg. Det er mulig at vi nå observerer at det gjennom lengre tid har vært større dødelighet enn nyetablering.

*Endringene i moseartsantall og enkeltmosearters mengde* kan forklares som et resultat av variasjonen mellom år i voksebetingelser for mosene. Når temperaturforholdene er akseptable, vokser ektohydriske skogbunnsmoser når de er fuktige. De vil derfor favoriseres av snøfattige vintre, lange milde vårer og høster, og en kjølig sommer med hyppige regnfall. Populasjonsbiologiske studier av etasjemose, som pågår i overvåkingsflatene i seks NIJOS-områder og i Solhomfjell-området (R. Økland 1995b), viser et godt samsvar mellom prediksjoner fra en modell for mosevekst som er basert på klimadata og observasjoner av størrelse og populasjonsvekst i de aktuelle årene (R. Økland 1997a).

Endringen av granskogsvegetasjonen i flere områder i retning av å bli mer lik tørrere vegetasjon og vegetasjonen under trær kan skyldes variasjon i klimaforhold som har forårsaket tilbakegang for mer fuktighetselskende, og framgang for mer tørketolerante arter. I Solhomfjell-området er det også mulig at volumtilvekst i trebestandene har resultert i økt treinnflytelse på vegetasjonen. Dette vil bli testet ved bruk av tresjiktsdataene.

## **Vegetasjonsendringer i andre økosystemer og i andre land**

Det er påvist til dels omfattende vegetasjonsendringer i nordvesteuropéiske lyngheier (se oppsummering gjort av Fremstad 1992). Et gjennomgående trekk er at de saktevoksende artene røsslyng og klokkelyng viker plassen for grasarter som blåtopp (og smyle) som er bedre i stand til å utnytte den økning i tilgangen på nitrogen som har funnet sted gjennom de siste tiårene. Ifølge Fremstad finner tilsvarende endringer også sted i kystlynghei i de sørvestligste delene av Norge (Rogaland og Sunnhordland). En femårsstudie av endringer i ombrotrof myrvegetasjon på N. Kisselbergmosen (Marker, Østfold) utført av Nordbakken (1997) påviste ingen endringer utover de man kunne forklare som resultat av klimavariasjon og naturlige suksesjoner. Fra Danmark foreligger derimot opplysninger om endringer i myrvegetasjonen, og fra Sverige rapporteres at torvmosenes vekst i søndre Sverige nå ikke lenger er begrenset av nitrogen men av fosfor (Aerts

et al. 1992). Det er derfor grunn til å forvente endringer i myr også i de sørligste delene av Norge, med en tålegrense som kan ligge under  $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ .

Fra Sverige rapporteres om mengdeøkning for en rekke vanlige arter, også nitrogenelskende arter som f.eks. brennesle og bringebær, i barskog (Odell & Ståhl 1998). Det er uklart hvorvidt dette skyldes nitrogentilførsler eller skogbehandling eller har andre årsaker.

## Forventer vi endringer i fjellvegetasjonen som følge av økte nitrogentilførsler?

Vegetasjonsendringene i kystlynghei antyder en tålegrense for vegetasjon i dette økosystemet på  $15\text{-}20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  (Fremstad 1992). Det foreligger ikke dokumentasjon på endringer i alpin hei, men Fremstad (1992) antyder at disse kan ha lavere toleranse overfor nitrogen, muligens i området  $5\text{-}15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ .

Endringene som er påvist i granskogsvegetasjonen i Sør-Norge, innafor et område med N-tilførsler over ca.  $7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ , stemmer ikke med de endringene man ville forvente som et resultat av nitrogengjødsling. Som diskutert ovenfor, tror vi heller at disse endringene er et resultat av langvarig jordforsuring. Men nitrogentilførslene er en vesentlig delårsak til forsuringen, og en indirekte sammenheng med nitrogendeposisjonen er derfor sannsynlig. Man kan heller ikke utelukke at nitrogengjødsling påvirker undervegetasjonen gjennom effekter på trærnes vitalitet.

Det resultatet at endringer i den tørkeutsatte furuskogen synes å være mer direkte styrt av mellomårsvariasjon i klimatiske forhold enn hva som er tilfellet for granskogen, kan indikere at det samme vil være tilfellet for den værutsatte alpine heia. I likhet med den tørkeutsatte furuskogen begrenses også fjelløkosystemets produksjon sterkt av miljøstress (lave temperaturer, vind- og isskuring, kort vekstsesong). Det knytter seg etter vår mening stor usikkerhet til tålegrenser for nitrogen for fjellvegetasjonen. Bare en langvarig innsats i intensivovervåking vil kunne fylle det nåværende kunnskapshullet på dette området.

## Referanser

- Aerts, R., Wallén, B. & Malmer, N. 1992. Growth-limiting nutrients in *Sphagnum* dominated bogs subject to low and high atmospheric nitrogen supply. - J. Ecol. 80: 131-140.
- Eilertsen, O. and Stabbetorp, O. 1997. Terrestisk naturovervåking: Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark. - Norsk Inst. Naturforsk. Oppdragsrapp. 408: 1-81.
- Fremstad, E. 1992. Virkninger av nitrogen på heivegetasjon. En litteraturstudie. - Norsk Inst. Naturforsk. Oppdragsmeld. 124: 1-44.
- Nordbakken, J.F. 1997. Småskala endringer i ombrotrof myrvegetasjon i SØ-Norge 1990/91-96. - Bot. Hage Mus. Univ. Oslo Rapp. 1: 1-34.
- Odell, G. & Ståhl, G. 1998. Vegetationsförändringar i skogsmark från 1980-talet till 1990-talet - resultat från den landsomfattande Ståndortskarteringen. Svensk bot. Tidskr. 92: 227-232.
- Økland, R.H. 1995a. Changes in the occurrence and abundance of plant species in a Norwegian boreal coniferous forest, 1988-1993. - Nord. J. Bot. 15: 415-438.
- 1995b. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. I. Demography. - J. Ecol. 83: 697-712.
- 1997a. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. III. Six-year demographic variation in two areas. - Lindbergia 22: 49-68.
- 1997b. Reanalyse av permanente prøveflater i barskog i overvåkingsområdet Solhomfjell 1995. - Bot. Hage Mus. Univ. Oslo Rapp. 2: 1-35.
- & Eilertsen, O. 1993. Vegetation-environment relationships of boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. - Sommerfeltia 16: 1-254.
- & Eilertsen, O. 1996. Dynamics of understory vegetation in an old-growth boreal coniferous forest, 1988-1993. - J. Veg. Sci. 7: 747-762.
- Økland, T. 1996. Vegetation-environment relationships of boreal spruce forest in ten monitoring reference areas in Norway. - Sommerfeltia 22: 1-349.

# Fører ozonforurensing til skader på planter i norske fjelløkosystemer?

*Leiv M. Mortensen  
L. Mortensen Konsult*

## Bakgrunn

Spørsmål rundt bakkenær ozon og skader på vegetasjon har i de siste 10-15 årene vært fokusert i Europa. En hel del forskning er blitt gjort på dette i en rekke land. I de siste årene har imidlertid forskningsaktiviteten blitt sterkt redusert på grunn av små bevilgninger. Dette gjelder også for Norge. Et viktig spørsmål i tålegrensearbeidet er hvor stor ozondose tåler vegetasjonen før den blir utsatt for vekstreduksjon og skader. Dose-respons ligninger fins i liten grad - et unntak er for hvete hvor en slik ligning til en viss grad er blitt utviklet. Ellers vet vi en del om hvilke planteslag som er følsomme og hvilke som er tolerante overfor ozon.

Når det gjelder planter som vokser i fjellet er ozonfølsomheten blitt undersøkt for en lang rekke planteslag i Norge. Fra utlandet er vekst-undersøkelser på denne plantegruppen relativt begrenset.

For å kunne vurdere om fjellvegetasjonen i Norge blir skadet av ozon må vi vite noe om den enkelte art's genetiske betinget ozonfølsomhet, ozondosen den blir utsatt for, og hvordan ulike klimaparametre påvirker både ozon-opptak og fysiologisk ozontoleranse.

Eksponeringsdosen kan man få kunnskap om gjennom NILU's O<sub>3</sub>-målinger. I Sør-Norge varierer ozondosen fra ca. 5 til 15 ppm-timer AOT40 (akkumulert ozondose over 40 ppb) i ulike år i perioden april-september. Generelt er O<sub>3</sub>-konsentrasjonene høyest i april-mai, og opptil ca. 50% av AOT40-dosen skapes da. Vekststart for planter i fjellheimen skjer neppe i særlig grad for i juni måned, og dette betyr at norske fjellplanter er beskyttet for en vesentlig del av den årlige O<sub>3</sub>-dosen ved å ha sen vekststart. Ved en klimaendring (høyere temperaturer) vil dette kunne endre seg ved at vekststart skjer tidligere. Med den situasjonen vi har i dag vil fjellvegetasjonen bli eksponert for årlige O<sub>3</sub>-doser opptil 5-10 ppm-timer AOT40, og den vil nok sjelden være nær 10 ppm-timer.

Hva kan vi så si om O<sub>3</sub>-følsomheten hos norske fjellplanter? En ting er sikkert, og det er at den varierer mye mellom ulike planteslag. Vekstreduksjoner er i utgangspunktet det mest interessante selv om utviklingen av synlige skader også må tas i betraktning. Når det gjelder vekstreduksjon ser det ut til at svært få av planteslagene blir utsatt for dette ved AOT40-doser under 10 ppm-timer. Fjelltimotei synes imidlertid å være blant de mest følsomme artene, og for denne arten er det ikke utenkelig at en AOT40-dose på ca. 5 ppm-timer kan gi vekstreduksjon og bladskader (klorose/nekrose av eldste blader). Figur 1 viser en oversikt over AOT40 doser og endring av tørrvekt hos 20 ulike arter hentet som frø fra Jotunheimen. Forsøket ble utført i vekstkabinetter og ikke i felten. Vi ser her at det var kun tørrvekta hos fjelltimotei som ble statistisk signifikant redusert ved AOT40 doser under 5-10 ppm-timer. Et par arter ble til og med stimulert av lave ozon-doser, og slike effekter er ikke ukjent i litteraturen. I vekstkabinett-forsøk utviklet imidlertid mange av fjellplantene synlige ozon-skader (gulstipling eller brunrøde flekker) ved AOT40 doser rundt 8 ppm-timer uten at dette førte til vekstreduksjoner.

Resultater fra forsøk under kontrollerte forhold (klimakabinetter) kan lett føre til overestimering av ozon-effekten. Dette har særlig å gjøre med at ofte blir mengden fotosyntetisk aktiv stråling lavere enn under realistiske forhold. Jeg har utført forsøk med

timotei og bjørk som tydelig viser dette. En av grunnene til dette er at den fysiologiske/biokjemiske statusen (f.eks. innholdet av antioksydanter, sterkere cellevegger etc.) til planter som har vokst under gode lysforhold gjør at plantene lettere kan nøytralisere absorbert ozon.

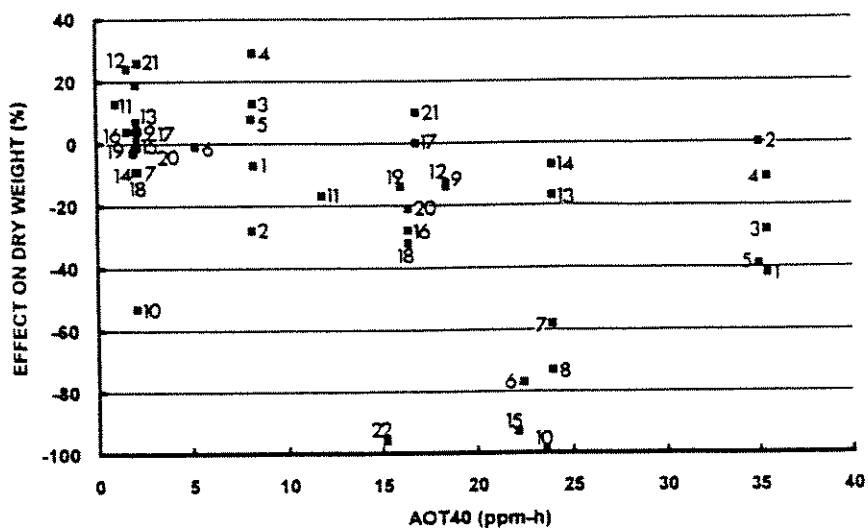
Klimaet for en ozon-episode oppstar betyr altså noe for hvilken skade episoden medfører. I tillegg er temperaturen, luftfuktigheten og lysforholdene under ozonepisoden viktig for hvor mye ozon som tas opp i planten (spalteåpningene i bladene). I en undersøkelse jeg utførte på ca. 40 ulike treslag sommeren 1998 viste det seg at ulike arter har svært forskjellig opptakshastighet (stomata-motstand). Treslag som fra før var kjent å ha en høy ozonfølsomhet hadde en lav diffusjonsmotstand. Imidlertid kan noen treslag ha en lav diffusjonsmotstand, men likevel være ozon-tolerante på grunn av at de effektivt nøytraliserer absorbert ozon. Enkelte treslag som hadde en høy diffusjonsmotstand var fra før av kjent for å være ozon-tolerante.

Ved måling av stomata-motstanden hos ulike arter kan en få et bilde av arter som potensielt kan være ozonfølsomme - d.v.s. de med lav stomata-motstand. Slike undersøkelser kan gjøres relativt enkelt på fjellplanter i sitt naturlige vekstmiljø.

For vegetasjonen i Norge generelt, og for fjellplanter spesielt, vil det være av stor viktighet å få kunnskap om stomafunksjon i lys og mørke. Tradisjonelt har man trodd at stomata lukker seg i mørke, men det har vist seg at stomata hos bjørk forblir nokså åpne hele natta. I noen grad har jeg også sett dette på selje og rogn. Dette har betydning for opptaket av ozon i mørke og beregningen av effektiv ozon-dose på vegetasjonen. Det er mulig at lange dager og høy luftfuktighet fører til at plantene i Norge utvikler ikke-funksjonelle spalteåpninger. Denne oppdagelsen har jeg gjort på snittroser i en rekke undersøkelser. For rosenes del betyr det at de har mistet evnen til å regulere vanntapet under stressbetingelser. Derfor opplever mange forbrukere at rosene får halsknekk og også bladtørke i stua. I høfjellet er temperaturen lav og den relative luftfuktigheten generelt høy (80--95%), og derfor vil vandampens metningsunderskudd (metningstrykk - partialtrykk) bli lavt, og under slike forhold kan ikke-funksjonelle stomata utvikle seg. Vi har imidlertid ingen kunnskap om dette i dag hos fjellplanter, såvel som generelt for alle planter.

## Konklusjoner

Med den relativt begrensede kunnskapen vi har om ozonfølsomheten hos fjellplanter skal en være forsiktig med å dra for bastante konklusjoner. Det er imidlertid mye som tyder på at våre fjellplanter ikke er så veldig utsatt for ozonskader - dette spesielt fordi sen vekststart beskytter mot de høye ozondosene som ofte opptrer i april-mai. For å få bedre innsikt i hvor utsatt våre fjellplanter er, vil det være viktig å undersøke fjellplantenes diffusjonsmotstand for å få et begrep om opptakshastigheten for ozon. I løpet av to-tre sesonger kan f.eks. 100-150 arter undersøkes. Det vil også være viktig å undersøke i hvilken grad stomata reagerer på mørke da dette har betydning for beregningen av effektiv ozon-eksponering (skal eksponering i mørke tas med?). Arter som potensielt kan kategoriseres som ozonfølsomme kan deretter undersøkes i forsøk i åpen-topp kamre. Med den erfaring vi etterhvert har i Norge når det gjelder ozonforurensing og effekter på mange planteslag samt kunnskap om hvordan klimaet influerer på dette, vil vi etter min vurdering kunne gi et verdifullt bidrag i utviklingen dose-respons ligninger hvor det tas hensyn til modifierende faktorer (Nivå 2 i tålegrense-arbeidet).



Figur 1. Effekt av ulike AOT40-doser på endring i tørrvekta hos en rekke planteslag fra Jotunheimen (hentet fra Mortensen 1993). 1. *Salix glauca* ( $p < 0.001$ ), 2. *Salix herbacea*, 3. *Salix hnata* ( $p < 0.01$ ), 4. *Salix phylicifolia*, 5. *Salix reticulata* ( $p < 0.01$ ), 6. *Phleum pratense* ( $p < 0.001$ ), 7. *Antennaria dioica* ( $p < 0.001$ ), 8. *Chamaenerion angustifolium* ( $p < 0.001$ ), 9. *Oxyria digyna* ( $p < 0.05$ ), 10. *Phleum alpinum* ( $p < 0.001$ ), 11. *Rumex acetosa* subsp. *lapponicus* ( $p < 0.001$ ), 12. *Silene vulgaris* ( $p < 0.001$ ), 13. *Solidago virgaurea* ( $p < 0.01$ ), 14. *Taraxacum croceum*, 15. *Phleum pratense* ( $p < 0.001$ ), 16. *Angelica archangelica* ( $p < 0.001$ ), 17. *Cirsium palustre*, 18. *Fragaria vesca* ( $p < 0.001$ ), 19. *Leontodon autumnalis* ( $p < 0.01$ ), 20. *Ranunulus acris* ( $p < 0.01$ ), 21. *Saussurea alpina* ( $p < 0.05$ ), 22. *Phleum pratense* ( $p < 0.001$ ).



# Kunnskapsstatus i dag og behovet videre med spesiell henblikk på nitrogen i fjell- og heiområder

*Dick Wright,*

*Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA)*

*Erik Framstad*

*Norsk Institutt for Naturforskning (NINA)*

*Trine Sogn*

*Institutt for Jord- og Vannfag, Norges landbrukshøgskole (NLH)*

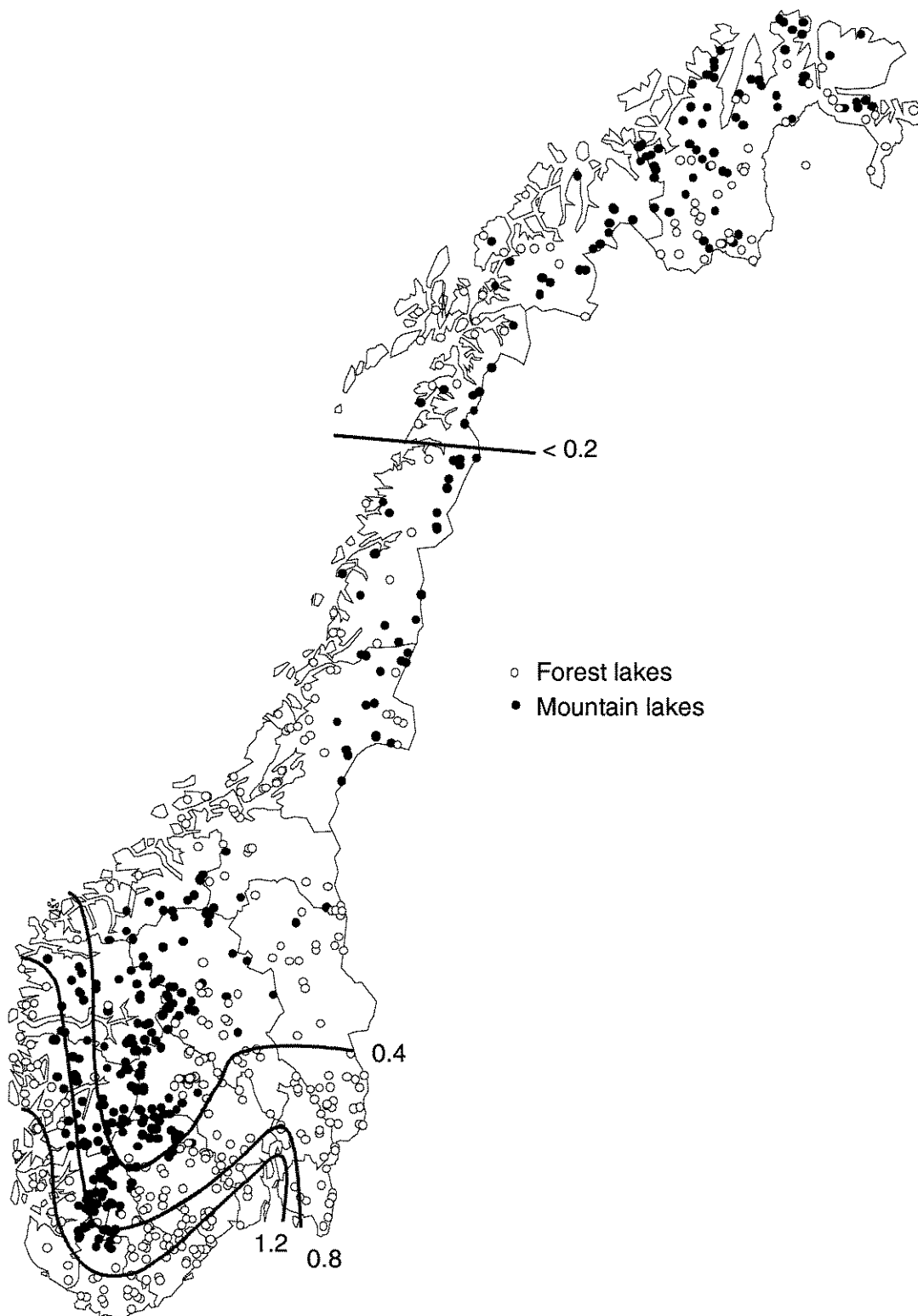
## Innledning

Store områder av Norge er utsatt for forsuring på grunn av tilførsler av svovel og nitrogen fra atmosfæren. Forsuringsskader er utbredt, særlig i sør og sørvest. Ca. 2/3 av Norges areal består av fjell og hei (figur 1). Innsjøer i fjell- og hei-områder i Norge er generelt mer ømfintlig for forsuring enn innsjøer i skogsområder. I de EMEP rutene som dekker sør og sørvest Norge er tålegrensene oftest lave og overskridelsen store. Disse "binding grids" er langt på vei bestemmende for hvor mye Europa (inkl. Norge) må redusere utslippene av S og N for å oppnå en ønsket reduksjon ("gap closure").

Svovelprotokollen av 1994 (Oslo-protokollen) vil føre til at svovel-deposisjonen i Sør Norge vil bli redusert med ca. 60% innen år 2010 i forhold til 1980-nivået. Da vil nitrogen spille enda større rolle som forsurende komponent.

Både Oslo-protokollen og den nye nitrogenprotokollen som er under forhandling er basert på tålegrenseprinsippet. For både vann og jord er FAB-modellen (First-order Acidity Balance) brukt for å beregne tålegrenser for tilførsler av sterke syrer til økosystemer i Europa. FAB-modellen tar hensyn til en samvirkning av både S og N. For nitrogen antar FAB-modellen maksimum N lekkasje, som i de fleste tilfelle er vesentlig høyere enn dagens N lekkasje. Det vil si at det potensielle forsuringen fra N er mye større enn dagens forsuring. FAB-modellen sier imidlertid ingen ting om hvor lenge det vil ta for at en maksimum N-lekkasje vil skje.

Disse to forhold – at fjell og hei er særlig følsomme og at nitrogenets bidrag til forsuring er stor og økende – gjør at det er spesielt viktig å få bedre kunnskap om nitrogenprosesser i fjell og hei økosystemer i Norge. Hensikten med Rondablikk-seminaret var å dokumentere og oppsummere dagens kunnskap om disse prosessene og peke ut behovet fremover når det gjelder utredning, overvåking og forskning knyttet til tålegrenser og virkninger av luftforurensninger i fjell og hei økosystemer, ikke minst med tanke på å kunne følge effekter av vedtatte og forestående protokoller under Konvensjonen om langtransporterte forurensninger.



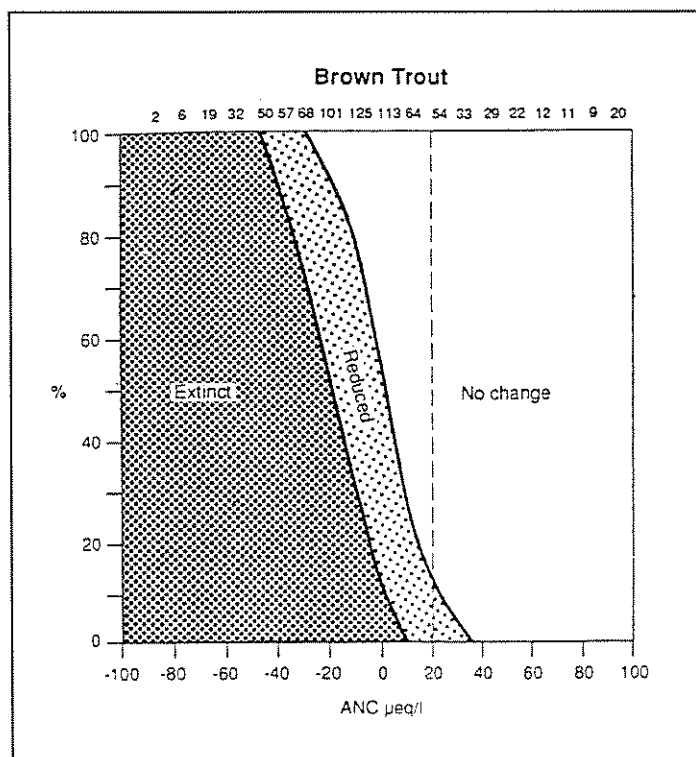
Figur 1. Kart over Norge med N deposisjonen i 1990 (mekv/m<sup>2</sup>/år), skogsjøer (åpen sirkler) og fjell/heisjøer (hel sirkler) som inngikk i den regionale innsjøundersøkelsen av 1995 (Skjelkvåle et al. 1996; Skjelkvåle and Wright 1998).

## Kunnskapsstatus i dag

### Vann – kjemiske aspekter

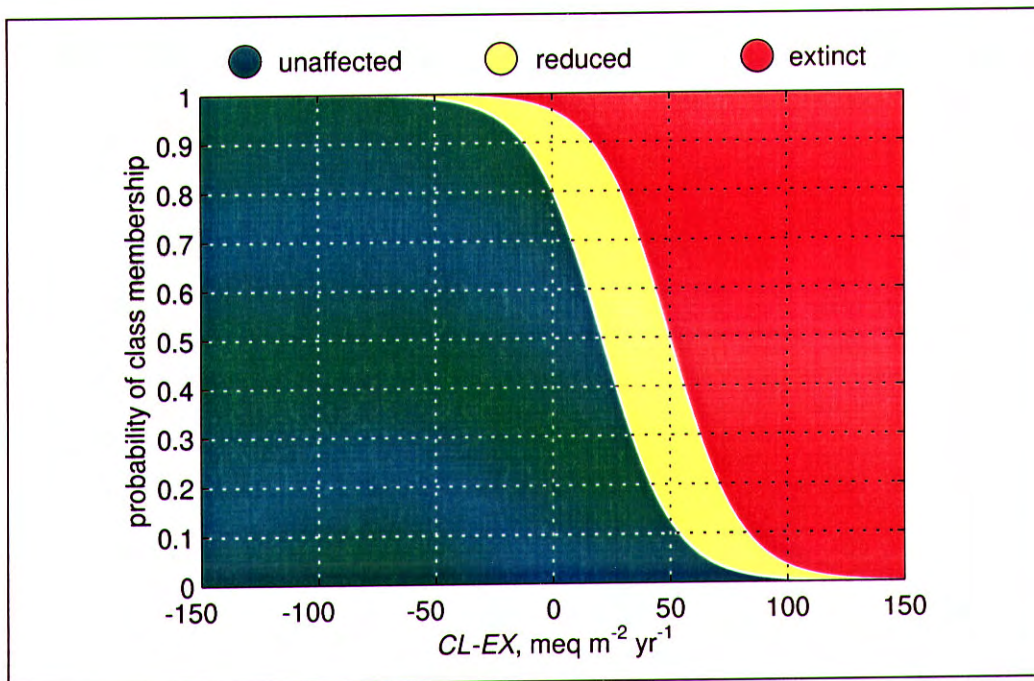
Kunnskapsstatus for vannkjemi og tålegrenser for vann er meget god i Norge. Datagrunnlaget er omfattende og bygger på landsdekkende innsjøundersøkelser utført i 1986 og 1995 i regi av SFTs program for overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Datagrunnlaget er spesielt godt for de områder av Norge som er mest utsatt for sur nedbør.

De internasjonale metodene for beregning av tålegrenser for ferskvann er til stor del utviklet i Norge og tar utgangspunkt i data og erfaring fra flere tiårs forskning, overvåking og utredning. Det kjemiske kriterium for skader som brukes ( $ANC_{limit}$ ) er basert på godt dokumenterte dose/respons-funksjoner for nøkkelorganismer i norske vann, hovedsakelig fisk (ørret) (figur 2).



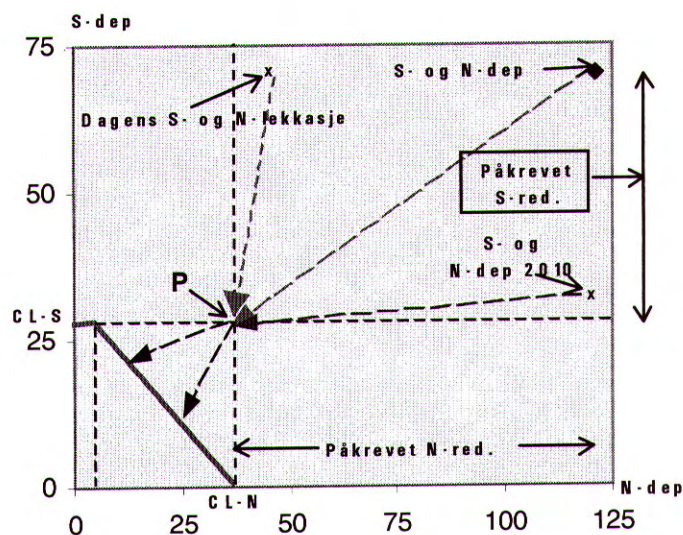
Figur 2. ANC og ørret-bestander i norske innsjøer. Dose/respons diagram fra Lien et al. 1997.

Tålegrenser og overskridelser av tålegrenser beregnet med SSWC metoden (Steady-State Water Chemistry) har også vært testet på forskjellige måter. Det er god overensstemmelse mellom overskridelsen og faktiske skader på fiskebestander i norske innsjøer (figur 3).



Figur 3. Forholdet mellom fiskestatus og overskridelse av tålegrensen for norske innsjøer i 1990-årene (fra Henriksen et al. 1999).

Internasjonale forhandlinger som nå pågår i regi av LTRAP under UN-ECE er delvis basert på tålegrenser beregnet ved FAB-modellen. FAB-modellen er en videreutvikling av SSWC modellen, med hovedforskjellen at FAB-modellen tar hensyn til den potensielle forsurening fra nitrogen (i form av nitrat). FAB-modellen beregner en tålegrense-funksjon for hvert økosystem basert på både svovelets og nitrogenets bidrag til forsurening.



Figur 4. Eksempel på anvendelse av FAB-modellen (fra Øygardsbekken, Vest-Adger) med dagens N lekkasje og påkrevde reduksjoner i S og N deposisjon for å redusere overskridelsen til null (fra Henriksen, unpubl.).

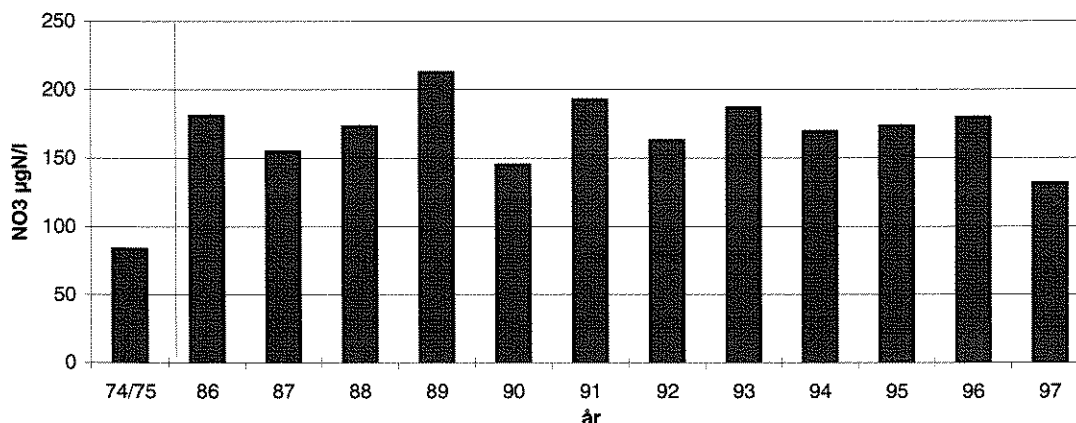
FAB-modellen tar en "føre-var" holding og antar maksimal N lekkasje, mens SSWC tar bare hensyn til dagens N lekkasje. FAB-modellen beregner overskridelsen ut i fra den potensielle

N lekkasjen når både det terrestriske og akvatiske økosystemet er "mettet" med nitrogen. For Norge er i dag N-retensjonen (definert som  $\text{NO}_x + \text{NH}_y$  deposisjon minus  $\text{NO}_3 + \text{NH}_4$  avrenning) typisk >90 %, og nitrogenets bidrag til forsurening beskjeden i forhold til svovel. Men når FAB-modellens forutsetninger oppfylles, vil nitrogen være hovedbidragsyter til forsurening i de fleste norske overflatevann.

Det er altså store usikkerhet rundt tidsutviklingen for nitrogen-retensjon i områder med kronisk og stor nitrogen-deposisjon. Et viktig spørsmål er derfor: når og hvor vil FAB-modellens antagelser oppfylles? Hvis det tar lang tid, betyr det at tiltak for å redusere N deposisjon ikke haster og kan gjennomføres over flere ti år.

Data fra norske innsjøer viser at konsentrasjonene av nitrat ble fordoblet fra 1974 til 1986 i de områder av Norge med størst N-deposisjon (sør og sørvest Norge) (figur 5). Men siden har konsentrasjonene holdt seg mer eller mindre konstant. Det er mange indikasjoner på at konsentrasjonene av nitrat øker langsomt fra år til år (dog med store variasjoner fra lokalitet til lokalitet). Overvåkingsprogrammet for vann er meget godt egnet til å plukke opp både langtidstrender og regionale forskjeller i vannkjemi og forsureningsstatus i norske innsjøer.

Nitrat i 19 sjøer med data fra 1974 og 1986-1997



Figur 5. Gjennomsnittlig  $\text{NO}_3$ -konsentrasjoner i 19 innsjøer i Sør-Norge 1974 og 1986-1997 (data fra SFT 1998).

Kunnskapen om den vannkjemiske tilstand og forsurening av norsk ferskvann er like god for skogs- som for fjell- og hei-områder. De landsdekkende innsjøundersøkelsene omfatter alle innsjøtyper, og kringinformasjonen for disse studier inkluderer opplysninger om beliggenhet, vegetasjonsdekke i nedbørfeltet, høyde over havet m.m. Beregningen av tålegrenser og overskridelser er gjort på samme måte for alle innsjøtyper.

Disse data gir et godt grunnlag for en sammenligning av fjell- og heisjøer i forhold skogsjøer (tabell 1). Fjell- og sjøer ligger oftere i områder med mer nedbør og avrenning. De er også generelt mer ionefattige, noe som gjenspeiler lavere forvittringshastigheter i nedbørfeltet, og dermed lavere tålegrenser. Videre har de lavere innhold av TOC og de viser høyere lekkasje av nitrogen. Antagelig gir kombinasjonen av skrint og tynt jordsmonn med store partier av bart fjell, stor avrenning, lav temperatur og lav vegetasjonsvekst, lave konsentrasjoner av basekationer og TOC.

Tabell 1. Nitrogenstatus i fjellvann og skogsvann i Norge 1995 (etter Skjelkvåle and Wright 1998). Alle verdiene er medianverdier. Tålegrenser og overskridelser er beregnet med SSWC-modellen.

		Fjell n=350	Skog n=363	Norge n=1008
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	µg N/l	23	28	12
Flux INN	mg N/m <sup>2</sup> /år	480	860	
flux UT	mg N/m <sup>2</sup> /år	31	20	
% N-retensjon		92	98	
TOC	mg C/l	0.4	4.3	1.9
Tot-P	mg P/l	2	4	3
CL - Tålegrense	µeq/m <sup>2</sup> /år	33	64	58
Overskridelse av tålegrensen	µeq/m <sup>2</sup> /år	-7.5	-25	-28

Fjell- og heiområder lekker en større del av tilført nitrogen i form av nitrat til avrenningen enn skogdekkede områder, og nitrogenretensjonen er mindre. I ekstreme tilfelle i høyfjellet der store deler av nedbørfeltet er uten vesentlig jord og vegetasjonsdekke, kan lekkasjen være 50-60% av tilført N (f.eks. Rondane nasjonalpark, Skjelkvåle et al. 1997), på tross av lav N tilførsel.

Det ser ut som om fjell- og heisjøer har kommet lenger når det gjelder N "metning". Det vil si at de ligger nærmere til å oppfylle antagelsen bak FAB-modellen. Her er det tidsdynamiske aspektet den største kunnskapsmangel. Og det gjelder tidsforløpet for både retensjonen av N i det terrestriske nedbørfeltet og selve innsjøen.

### Biota i vann

Generelt har vi ganske gode kunnskaper om effekter av forsurening for viktige deler av biota i ferskvann. Dette gjelder i første rekke fisk, der det langt på vei er etablert gode dose/respons kurver knyttet til kjemiske tålegrensekriterier (ANC) (figur 1). Man har også en rimelig god forståelse av fysiologiske virkningsmekanismer for fisk i forhold til forsurening og assosierte kjemiske endringer (Al, Ca, TOC). For en del andre organismegrupper er det også ganske god kunnskap om enkeltarters forekomst i forhold til pH. Dette gjelder særlig for planteplankton, fastvoksende alger, makrovegetasjon, krepsdyr og utvalgte grupper av bunndyr (steinfluer, døgnfluer, snegl). For andre grupper av invertebrater er slik kunnskap mer fragmentarisk.

På lokal skala er det stor variasjon i biotopenes kjemiske og andre egenskaper, både i tid og rom. Vi har ganske begrenset kunnskap om hvordan slike lokale variasjoner reduserer eller forsterker effektene av regional forsurening. For fisk har vi riktignok noe kunnskap om effekter av lokal variasjon i vannkvalitet, men likevel er det vanskelig å forutsi lokale populasjonsendringer som følge av en gitt regional forurensning. For de fleste invertebratgruppene er dette enda vanskeligere å vurdere, siden slike organismer lettere kan overleve i lokale lommer med gunstigere miljøforhold enn i vassdraget generelt. Indirekte effekter av forsurening i form av endring i konkurranse- og predasjonsforhold er også dårlig belagt med spesifikke studier, selv om generelle mekanismer kan skisseres.

Endringer i klimatiske forhold vil trolig også ha stor effekt på organismenes eksponering overfor og respons på forsurening, men heller ikke her har vi noe særlig konkret kunnskap om effekter eller virkningsmekanismer. Vi har følgelig mangelfull kunnskap om en rekke, til dels kompliserte virkningsmekanismer for forsurenings lokale effekter på biota i vann. Likevel er

vår generelle kunnskap trolig god nok til at dagens vurderinger av tålegrenser for vannbiota på regional og nasjonal skala er tilstrekkelig robuste i en forvaltningssammenheng.

Nitrogenets virkning som forsuringsagent i forhold til biota i ferskvann vil trolig være knyttet til effekter av forsuring som sådan, noe vi som nevnt har rimelig gode kunnskaper om. Nitrogenets effekt som nærings salt kan imidlertid også ha en direkte betydning for ferskvannsbiota og er atskillig dårligere studert, spesielt for fauna. Eutrofieringseffekten av nitrogen vil avhenge av i hvilken grad nitrogen er en begrensende faktor i aktuelle økosystemer. Forekomst av en del grønnalger synes f.eks. å øke i næringsfattige innsjøer og bekker, noe som tyder på at slike effekter kan være viktige.

For fjelløkosystemer foreligger noen studier av forsuringskader på biota i vann, i hovedsak knyttet til vurdering av fiskestatus i forhold til pH/tålegrenser. Undersøkelser av biota i forbindelse med forsuringsovervåking og tolkning av artsutbredelser av godt dokumenterte dyregrupper som småkreps og enkelte grupper av bunndyr i forhold til pH, gir også et visst grunnlag for å bedømme effekten av forsuring på biota i ferskvann i fjellet. Generelt tilsier fjellområdenes mer oligotrofe vannsystemer og nedbørfeltene dårligere bufferkapasitet større kjemisk følsomhet for forsuring enn for vannforekomster i lavlandet. Sammen med vannsystemenes enklere habitatstruktur (dvs med færre muligheter for å finne lommer med bedre vannkvalitet) og et generelt høyere naturlig miljøstress, vil man vente mer drastiske effekter av forsuring på biota i fjellet enn i lavlandet. Lekkasje av nitrogen i forhold til deponisjon synes å være større i fjellområder enn i lavlandet. En reduksjon i S-deponisjonen i årene framover vil derfor trolig gi langsommere forbedring av forsuringsstatus i fjellsjøer enn i lavlandet. Også effekter av nitrogen som nærings salt kan forventes å være viktig for fjellområdenes mange næringsfattige vannforekomster. Omfattende økning av «grønnsvekst» i mange høyereliggende vassdrag kan tyde på slike effekter.

## Jord

Forsuring av jordsmonn som følge av økt tilførsel av S kan bl.a. føre til utvasking av viktige næringsstoffer og økt konsentrasjon av toksisk aluminium i jordvæsken. Dersom ikke tapet av næringsstoffer kompenseres ved økt forvitring, gir forsuringen en gradvis utarming av jorda. Det er beregnet tålegrenser m.h.p. S for skogsjord i Norge (Frogner et al. 1993; Frogner et al. 1994). Imidlertid er jord generelt mindre følsom for S-tilførsel enn ferskvann. Tålegrenser for S i Norge er derfor hovedsakelig satt ut i fra beregningene gjort for ferskvann.

For N-tilførsel er det annerledes. Generelt er jordsmonnet og vegetasjonen de to store aktive lagrene for N i et terrestrisk økosystem. Begge disse lagrene kan ta opp eller binde tilført N, og dermed hindre N-lekkasje via sige- og avrenningsvann, eller tap i gassform via denitrifikasjon. Vegetasjonen, både type og størrelsen på biomassen, er svært forskjellig i skogøkosystem i forhold til i hei- og fjellområder. Denne forskjellen kan ha stor betydning for evnen til å binde tilført N. Til tross for stor stående biomasse i skog, og dermed stort potensiale til å ta opp tilført N, viser det seg at den største delen av tilført N bindes i jordsmonnet (Nadelhoffer et al. 1999; Mulder et al. 1999). I ung skog i sterk vekst kan opptaket i trærne være større, men generelt sett ser det ut til at forståelse av hovedmekanismene bak retensjonen av antropogent N i skogøkosystemet ligger i kunnskap om N-dynamikk i jord. Data fra prosjektet «Nitrogen fra fjell til fjord» viser at selv i hei- og fjellområder holdes nærmere 70% av tilført N tilbake (Kaste et al. 1997). Hoveddelen av denne retensjonen må antas å foregå i jorda.

I jord er det i hovedsak 3 prosesser som antas å styre hvilke effekter en kan få ved økt antropogen N-tilførsel. Disse prosessene er nedbrytning av organisk materiale og den påfølgende C- og N-mineralisering, N-immobilisering og denitrifikasjon. På samme måte som i skog, antas disse prosessene å være viktige også i hei-/fjelløkosystemet. I skog ser det så langt ut til at jordas evne til å immobilisere er prosessen med størst betydning for mengden N som holdes tilbake i skogøkosystemet. For hei- og fjellområder vet vi imidlertid ikke hvilken

prosess som er av størst betydning. Vi kjenner verken nivået av, eller kapasiteten til disse prosessene i hei-/fjellområdene. Hvilke betingelser prosessene fungerer under (temperatur, fuktighet, type organisk materiale, osv.) kan være svært forskjellig i hei-/fjell-områdene i forhold til i skog. Hvilke faktorer som styrer disse prosessene, og hva som kan føre til endringer over tid i mekanismene, har vi egentlig heller ikke særlig god kunnskap om, - hverken for skogøkosystemer eller hei-/fjellområder.

For skogområder ser det ut til å kunne være en sammenheng mellom jordas C:N-forhold og utvasking av  $\text{NO}_3^-$ . De foreløpige undersøkelsene gjort i hei-/fjell-områder i Norge viser ingen tilsvarende sammenheng. Det finnes imidlertid svært få bestemmelser av C- og N-innhold i jord fra Norske hei-/fjell-områder. Manglende sammenheng mellom C:N-forhold og  $\text{NO}_3^-$ -lekkasje, kan trolig skyldes manglende sammenheng mellom det jordsmonnet C- og N-innhold er målt, og det vannet  $\text{NO}_3^-$  konsentrasjonen er målt i. For å kunne påvise en eventuell sammenheng er det viktig at jord og vann hvor målingene foretas tilhører samme system, dvs. målingene i jord må foretas innenfor feltet som drenerer til vannet det måles i.

### Tålegrenser for jord:

Konklusjonen fra tålegrensemøtet i 1992 i Lökeberg i Sverige var at massebalanseberegninger over lang tid var å anbefale for beregning av tålegrenser for N i skogøkosystem (Grennfelt and Thörmelöf 1992). Tålegrensen basert på N-metning kan da beregnes etter formelen

$$\text{TÅLEGRENSEN} = N_{\text{utvasking}} + N_{\text{immobilisering}} + N_{\text{denitrifikasjon}} + N_{\text{biomasse}} - N_{\text{fiksering}}$$

Denne likningen inkluderer bidrag fra prosessene nevnt ovenfor. Det er nedlagt mye arbeid i å forsøke å kvantifisere bidraget de ulike prosessene i skog. For Norske skogøkosystemer er det konkludert med at sjansen for betydelig økt N avrenning som følge av økt N deponisjon er liten på kort sikt, mens det på lengre sikt er svært usikkert nettopp på grunn av manglende kunnskap om C- og N-dynamikken i jordsmonnet, og koblingen mellom dem. Vi kan anta at økt N-tilførsel vil kunne gi økt mineralisering, økt immobilisering og økt denitrifikasjon. Men fordi vi ikke vet noe om prosessenes kapasitet, forholdet mellom prosessene, og hvilke faktorer som påvirker prosessene, er det foreløpig umulig å si noe om utviklingen over tid, og heller ikke ved hvilken størrelse på N-tilførselen, systemet vil begynne å lekke betydelig større mengder N.

I forsøk på å kunne predikere utviklingen av N-lekkasje over tid ved økende N-tilførsel, er prosessorienterte modeller for N-dynamikk i skogøkosystemet benyttet. Det finnes etterhvert ganske mange modeller som beskriver N-dynamikk i dette systemet. Alle modellene inneholder en systematisering av de prosessene vi kjenner til, men detaljeringsgraden i de ulike modellen er svært varierende. De grunnleggende prosessene er antagelig de samme i skogøkosystemet og i fjell/hei-områder. Modellene som er utviklet for skogøkosystemet burde også kunne benyttes på hei-/fjell-økosystemet. Da vi imidlertid ikke kjenner nivået på prosessene, hvordan endrede betingelser påvirker prosessene (temperatur, fuktighet, type organisk materiale, osv.) og hvilke faktorer som er av størst betydning for prosessene i dette området, er det helt nødvendig med ny kalibrering av modell-parametre, nye sensitivitetsanalyser, og ny testing av modellene mot empiriske data. Først når dette er gjort, kan en benytte dagens modellverktøy til prediksjon av tidspunkt for begynnende N-lekkasje, og estimering av tålegrenser for N i hei-/fjell-områder.

I tålegrenseberegninger for N basert på massebalanse må en kvantifisere hvor stor N-lekkasje en kan tillate. For å kunne vurdere hvor stor N-lekkasje en kan tillate må en ha et kriterium.

Kriteria for tålegrenser består av tre basiskomponenter: i) en biologisk indikator, ii) et kjemisk kriterium, og iii) en kritisk kjemisk verdi. M.h.p. forsuring av terrestriske økosystem, som følge av tilførsel av S og N, er skogstrær vanligvis benyttet som den biologisk indikatoren. Jordforsuring fører til økt konsentrasjon av fyto-toksisk aluminium. Imidlertid



kan tilstedeværelse av kalsium i jordvæsken redusere aluminiumets fyto-toksiske virkning. Som kjemisk kriterium er derfor det molare forholdet Ca/Al valgt. Den kritisk kjemiske verdi er satt til 1. D.v.s. Et molart Ca/Al-forhold  $< 1$ , antas å være skadelig for skogstrær. Det valgte kriterium er stadig oppe til diskusjon. Det er mangel på dokumentasjon av empirisk forskning i felt som viser skadelig effekt av et Ca/Al-forhold  $< 1$ .

I den senere tid er det for tålegrenser m.h.p N gradvis blitt lagt mer fokus på næringsverdien av tilført N. I våre skogøkosystem er N som oftest en vekstbegrensende faktor. Økt N-tilførsel er ofte betraktet som positiv for skogens vekst, selv om det kan medføre endret mønster for rotvekst. Det er også forventet at økt tilgang på N kan gi mangel på andre viktige næringsstoffer som f.eks. Mg og P, og økt følsomhet overfor tørke og frost har vært rapportert. Som allerede nevnt, består 2/3 av Norges areal av hei- og fjellområder. For disse områdene er det så og si ikke gjort noe arbeid for å beregne tålegrenser for jord. Hovedårsaken til dette ligger i at det knapt finnes data for disse områdene som eventuelle beregninger kan baseres på.

### **Biota på land**

For biota på land er kunnskapsgrunnlaget om tålegrenser for forurensning generelt svært dårlig. Studier av vegetasjonsendringer i barskog i sørlige deler av Sør-Norge (NIJOS-områdene i Vennesla og Drangedal, samt TOV-området i Gjerstad) tyder på signifikante endringer i vegetasjonen i løpet av 5-10 år. Tilbakegang av utvalgte karplantearter, særlig knyttet til noe rikere granskog, kan tolkes som en tidsforsinket respons på forurensningen over de siste tiårene. De aktuelle områdene har en N-deposisjon på ca  $8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ , men det er antagelig mer rimelig å tolke en ev. forurensningseffekt på vegetasjonen som en effekt av tidligere betydelig S-deposisjon enn av dagens N-deposisjon. Det synes heller ikke som vegetasjonen i disse undersøkelsene responderer på en eutrofieringseffekt av nitrogen.

For terrestrisk fauna er det knapt noen relevante undersøkelser av endringer i bestandsnivåer og artssammensetning som kan knyttes til forurensningseffekter. Enkelte studier av spurvefugl (fossekall, svarthvit fluesnapper) tyder på nedsatt reproduksjonssuksess i forsurete områder, men dette er trolig knyttet til inntak av næringsdyr fra vann. Uansett er kunnskapsgrunnlaget for dårlig til å knytte slike effekter til faktiske belastningsnivåer.

Samvirkning mellom deposisjon av S- og N-forbindelser og variasjon i andre miljøforhold kan ha vesentlig betydning for virkninger av forurensning på biota. Klimaendringer vil påvirke artenes fysiologi og atferd og dermed hvordan de vil bli påvirket av og omsette forurensningsforbindelser. Forurensninger vil ikke bare virke direkte som toksikologiske eller andre kjemiske effekter på individene, men vil i stor grad også virke indirekte gjennom endringer i interaksjonene mellom arter. Likeledes vil tresjiktets sammensetning og utforming, struktur og funksjon av annen assosiert vegetasjon, samt høstingsregimer i form av hogst eller beiting (av ville eller tamme dyr) påvirke økosystemprosesser som også har effekt på biotas respons på forurensninger. Av andre faktorer som vil kunne ha stor betydning, er variasjonsmønstre i tid og rom i topografi, geologi/løsmasser og ovennevnte faktorer. Vi vet imidlertid svært lite konkrete om effektene av slike potensielle interaksjoner med forurensningspåvirkning, spesielt i forhold til realistiske anslag for tålegrenser for terrestre biota.

For fjellvegetasjon er det heller ikke mange undersøkelser med relevans for tålegrenser. Ved gjentatte undersøkelser av jord og vegetasjon etter ca 30 år i Rondane fant Dahl (1988) endring i jordas pH, men ingen klare endringer i vegetasjonen. Reanalyser av vegetasjonen i bjørkeskog i Børgefjell etter 5 år (i regi av TOV) viste heller ingen signifikante endringer i vegetasjonen. En vurdering av fjellvegetasjonens følsomhet for forurensninger kan tentativt gjøres ut fra en vurdering av tilsvarende vegetasjonstyper i skog, i forhold til de viktigste mikrotopografi- og miljøgradientene, der snødekket vil være svært viktig i fjellet. Vegetasjonen i lesider i fjellet kan være mindre robust overfor effekter av forurensning enn

rabbevegetasjon og snøleivevegetasjon, som vil være mer tilpasset naturlig miljøstress (i form av hhv vind, temperatur og vekstsesongens lengde). Men det er ikke helt opplagt hvordan planters tilpasning til ulike typer naturlig miljøstress vil påvirke deres respons på ev. forurensningsbelastninger.

Gjennom arbeidet i regi av UNECE er det gjort forsøk på mer generelt å anslå tålegrenser for nitrogen i terrestre økosystemer, i hovedsak knyttet til nitrogenets eutrofieringseffekter på vegetasjonen (bl.a. i Bobbink et al. 1996). For noen terrestre økosystemer anslås at slike tålegrenser for nitrogen er rimelig vel fundert. For andre økosystemer, spesielt fjelløkosystemer og ombrotrof myr, er anslag for tålegrenser i hovedsak basert på gjetninger. Ut fra slike anslag (bl.a. 5 og 7 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> for hhv ombrotrof myr og barskog) og egne data for fordeling av ulike vegetasjonstyper, anslår NIJOS at tålegrensene for nitrogen er overskredet i det meste av lavlandet fra Sørøst-Norge til Stadlandet (Esser and Tomter 1996). Men det må understrekes at det er svært begrenset hva som fins av faktiske studier av N-effekter på de aktuelle vegetasjonstypene i Norge.

Generelt må vi følgelig konkludere med at vi har svært begrensede kunnskaper om effektene av forurensninger på terrestre biota, spesielt for nitrogenets effekter på fjelløkosystemer.

## Konsekvenser av svovel- og nitrogenprotokoller

Siden 1980 har tilførsler av sure komponenter i Norge blitt gradvis redusert som følge av svovel- og nitrogenprotokoller (tabell 2). SFTs overvåkningsprogram er til stor del lagt opp til å fange opp endringer i naturen som følge av redusert tilførsel. I følge protokollene er signaturlandene pålagt å følge utviklingen og er oppfordret til å drive forskning omkring tilførsler og virkninger av langtransporterte forurensninger (tabell 2).

*Tabell 2. Hva sier protokollene om forskning, overvåking og utvikling? (Se: Tor Johannessen: Svovel- og nitrogenprotokoller - dagens situasjon og videre utredningsbehov for oppfølging av protokollene).*

---

1984 EMEP: ingen ting (men EMEP er et overvåkingsprogram som også inkluderer (modell)-utvikling og forskning)

1985 S-protokollen: ingen ting

1988 NO<sub>x</sub>-protokollen: artikkel 6, Work to be undertaken  
*Parties shall give high priority to research and monitoring....*

identifisere og kvantifisere effekter av NO<sub>x</sub>-utslipp på menneskers helse, planter, dyr, vann, jord og materialer; bestemme geografisk utbredelse av følsomme områder; "utvikle tålegrensebegrepet"

artikkel 8 ...utveksle informasjon ...; fremskritt i å etablere *critical loads*

1990 VOC-protokollen: artikkel 5; forskning og overvåking  
*Parties shall encourage research, development, monitoring...*

identifisere og kvantifisere effekter av utslipp, bestemme geografisk utbredelse av følsomme områder, utvikle overvåking av utslipp og luftkvalitet, forbedre estimater for gjennomføring og kostnader ved kontrollteknologi, utvikle metoder, innenfor tålegrensebegrepet, for å integrere (natur)vitenskapelig, teknologiske og økonomiske data, forbedre utslippskartlegging, bedre forståelse av kjemiske prosesser for oksidantdannelse, identifisere mulig tiltak for å redusere metanutslipp

1994 2.S-protokoll, artikkel 6; forskning, utvikling og overvåking

*Parties shall encourage research, development, monitoring...*

a)-f) utvikle tålegrensemetoder, overvåkingsmetodikk, strategier for videre utslippsreduksjoner, forståelse for videre effekter av svovelutslipp på helse, osv.... , etablere teknologi for utslippsreduksjoner osv, økonomiske vurderinger av nytte for miljø og helse.

1998 HM-protokollen, artikkel 6; forskning, utvikling og overvåking

*Parties shall encourage research, development, monitoring...*

utslipp, avsetning, *pollutant pathways*, effekter på helse og miljø, teknologi, innsamling/resirkulering/disponering, sosio-økonomiske faktorer, en effektbasert tilnærming mht. nivåer, alternativer til HM i produkter, samle info om HM i produkter med tanke på utslipp fra produksjonsprosess osv...

1998 POP-protokollen, artikkel 8; forskning, utvikling og overvåking

omtrent som for metaller

---

Norske overvåkingsdata danner et omfattende grunnlag for vurdering av effekter av inngåtte og nye protokoller. Svovelnedfallet har gått kraftig ned siden 1980 og forurensningstilstanden i norske innsjøer og elver er blitt merkbart bedre, særlig de siste 6-8 år. Men det er klart at reversibilitetsprosessen har en betydelig innebygget treghet. Tidsdynamiske forsurningsmodeller kan langt på vei forklare de observerte tidforsinkelsene mellom endringer i tilførsel og respons i vannkjemien. Slike modeller, som f. eks. MAGIC, er blitt testet mot data fra storskala eksperimenter med kunstig endret tilførsel av sur nedbør (RAIN prosjektet på Risdalsheia med redusert tilførsel, Sogndal og HUMEX prosjektet med økt tilførsel). Videre har modellens evne til å rekonstruere forsurningsforløpet blitt vurdert mot uavhengige historiske data for fisk og andre organismer i norske og utenlandske innsjøer. En del av arbeidet med modeller har vært utført i regi av Naturens Tålegrenser og er rapportert i programmets rapportserie.

Modellene kan brukes til å prognosere fremtidige effekter av nye protokoller. Utslippsscenarioer modelleres ved hjelp av IIASAs RAINS modell til å gi et estimat av fremtidig S og N deponisjon i hver EMEP rute (150x150 km) i Europa. Disse overføres til NILUs 50x50 km rutenett og videre skaleres til det 12x12 km rutenett som brukes i Norge for kartlegging av tålegrenser. Forventede endringer i vannkjemisk tilstand og biologisk respons kan så beregnes for hver rute ved Steady-State modeller. Tidsforløpet fremover til den nye tilstanden kan estimeres ved bruk av dynamiske modeller som MAGIC.

Modellberegninger gir et bilde av fremtidig overskridelse av tålegrensen og dermed et estimat av fremtidig behov for kalking. Som eksempel har en slik vurdering blitt nylig gjennomført for Tovdals- og Vikedalselva, to forsurrede vassdrag som kalkes i dag (Wright and Henriksen 1999). Her har SSWC- og MAGIC-modellene blitt brukt til å prognosere overskridelsen og fremtidig kalkingsbehov fremover i tiden, gitt at S deponisjon reduseres frem til år 2010 som forutsatt i den 2. Svovelprotokollen.

## **Kunnskapsbehov og forslag til løsninger**

### **Biota i vann**

Det foregår en omfattende overvåking av vannsystemer i forhold til forsuring, både vannkjemisk og for sentrale grupper av dyr og planter. Det er viktig å videreføre slik overvåking for å sikre en bred dekning av endringer som finner sted, både geografisk og for utvalgte indikatorer og organismegrupper. En utvidelse av aktuelle parametere for i større grad å dekke eutrofieringseffekter av økt betydning av N-tilførsel synes påkrevet. Spesielt i fjellområdene er det ikke klart hvordan endringer i S- og N-deponisjon vil føre til endringer i

arters forekomst, og bare bredt anlagt overvåking vil kunne skaffe gode nok bakgrunnsdata om dette.

Vi har fremdeles viktige mangler i vår kunnskap om virkningsmekanismene for effekter av S- og N-forurensning for mange organismegrupper. Spesielt gjelder dette i forhold til kompliserende faktorer som variasjon i lokale miljøforhold, i nedbørfeltens vegetasjonsdekke og arealbruk, samt klimaendringer. Bedre kunnskaper om dette er viktig for å bedre forstå mekanismer og effekter av lokal variasjon. For anvendelse av tålegrenser på regional og nasjonal skala vil imidlertid slike mer detaljerte kunnskaper om virkningsmekanismer og effekter av lokal variasjon i miljøforholdene være mindre vesentlige å få fram.

### **Biota på land**

Vår grunnleggende forståelse av hvordan realistiske nivåer av langtransportert forurensning virker på terrestrisk biota under naturlige forhold er ganske begrenset, spesielt for nitrogenets rolle. To hovedangrepsmåter peker seg ut for å forbedre kunnskapene: bred overvåking av vegetasjonsendringer i skog og fjell, og finskalastudier av prosesser for sammenhenger mellom jordas kjemiske og andre miljøegenskaper og endringer hos biota.

Pågående overvåking av vegetasjonsendringer i skog bør videreføres og kanskje helst økes i omfang for å dekke en større variasjonsbredde i ulike skogøkosystemer. Dagens metodikk synes å fungere bra for å kunne påvise endringer over tid og som et grunnlag for sammenligning mellom områder. Fjell- og heiområder synes å være mer sårbare for forurensning enn skogkledte områder, men samtidig vil fjellområdenes sterke, naturgitte miljøstress kunne overskygge effekter av realistiske nivåer av forurensning. Det er altså ikke åpenbart hvordan fjellvegetasjonen vil respondere på endringer i forurensning, spesielt i forhold til nitrogen. Bred overvåking av fjellvegetasjon er derfor nødvendig for å få dokumentert hvordan vegetasjonen endrer seg under påvirkning av ulike typer miljøstress. Opplegget bør i store trekk følge det som alt er etablert for skog.

I tillegg til å skaffe bedre oversikt over vegetasjonsendringer i et bredt utvalg av økosystemer, er det også stort behov for bedre kunnskap om prosessene som bestemmer vegetasjonens respons på forurensninger. Både virkningene av forurensning generelt og komplekse forurenings- og eutrofieringseffekter av nitrogenforbindelser trenger vi vesentlig bedre innsikt i dersom gode tålegrenser for vegetasjon skal kunne etableres. I denne sammenhengen er det særlig viktig å studere finskala mønstre i samvariasjon mellom vegetasjon, jord og andre finskala miljøfaktorer som mikrotopografi og lokale fysiske forstyrrelser av beiting o.a. Den romlige og tidsmessige variasjonen i mulige påvirkningsfaktorer er trolig svært viktig for hvilke effekter som faktisk vil oppstå i vegetasjonen. Finskalastudier bør trolig legges opp eksperimentelt i små nedbørfelt og fokuseres på noen avgrensede, potensielt viktige hypoteser.

Også for virkninger av forurensninger på vegetasjonen representerer tidsresponsen en særlig utfordring. Både ved økt og redusert forureningsbelastning vil det være forsinkelser i vegetasjonens respons som vanskeliggjør klarlegging av sammenhenger og forutsigelser om framtidig tilstand under forutsatte deposisjonsmønstre. Det vil derfor være svært viktig med forskning for å klarlegge tidsforsinkelser, irreversibilitet og ulike tilstandsnivåer i vegetasjonen ved endringer i forureningsbelastning.

### **Jord**

For å kunne beregne tålegrenser for N i hei- og fjellområder er det nødvendig å kvantifisere bidrag fra de prosessene i jordsmonnet som påvirker N-dynamikken (nedbrytning av organisk materiale, mineralisering (inklusive nitrifikasjon), immobilisering, denitrifikasjon). Det bør også undersøkes nærmere om det finnes en sammenheng mellom C:N-forhold i jord, og  $\text{NO}_3^-$ -lekkasje. For å framskaffe denne typen data og kunnskap er det behov for intensive prosess-

studier i utvalgte hei-/fjell-områder. Det bør velges ut intensiv-felt med målinger i jordsmonn og uttak av jordvæske. Prosesstudiene i feltene bør dekke hele spekteret fra nebrytnings/mineraliseringsstudier i laboratoriet på jord/organisk materiale fra feltet til hydrologiske studier i felt.

Dynamiske modeller vil være et nyttig verktøy for å kunne gi opplysninger om tidsfaktoren m.h.p. N-lekkasje. For at de modellene vi har i dag skal kunne benyttes til dette formål, er det en forutsetning at modellene kalibreres for hei-/fjell-områder. Det bør også utføres nye sensitivitetsanalyser for modellene for å få kontroll over hvordan endringer i de ulike parametre påvirker resultatene. Før modellene benyttes til prediksjon må de testes mot empiriske data fra hei- og fjellområder. Arbeidet med dynamisk modellering bør gå parallelt med de intensive prosess-studier. I flere av modellene er C:N-forholdet i ulike deler av økosystemet av stor betydning for den interne refordelingen av N og for hastigheten på ulike prosesser som påvirker N-dynamikken. For at modellen skal kunne gi pålitelige estimater m.h.p. tidsfaktoren i forbindelse med N-lekkasje, er det viktig å framskaffe kunnskap om hvordan C:N-forholdet i ulike deler av hei/fjell-økosystemet virker inn på N-lekkasjen.

I FAB-modellen antar en i dag en tilnærmet 100% lekkasje m.h.p. N. Da tall fra f. eks. prosjektet «Nitrogen fra fjell til fjord» viser at N-lekkasjen i skogområder kan være på mellom 10-25 % av tilført N, og på mellom 30-45% i hei-/fjellområder (Kaste et al. 1997), er en forsuringseffekt av N basert på en antagelse om 100% N-lekkasje en betydelig overestimert. Tilsvarende som i det britiske CLAM (Critical Loads Assessment and Monitoring)-arbeidet, bør det også i Norge arbeides med å kvantifisere FAB-modellparametre for N-retensjon/tap i jord for hei/fjell-områder. Undersøkelsene i Norge vil komplimentere de britiske undersøkelsene ved at vi bl.a. har andre jordsmonn, andre beitingmønstre og mer alpine områder. Siden FAB-modellen er statistisk gir beregninger v.h.j.a. denne modellen ingen resultater som antyder tidsaspektet for en eventuell situasjon med tilnærmet 100% N-lekkasje. For å angi et grunnlag for forhandling om reduksjonstiltak, er det viktig å framskaffe kunnskap om tiden det kan ta før en eventuell situasjon med stor N-lekkasje og eventuell «N-metning» kan inntre i Norske hei-/fjellområder. Ved å benytte dynamiske N-modeller kan en etterhvert predikere ved hvilke tidspunkt endringer i N-lekkasje vil kunne oppstå ved ulik N-deposisjon. Ved så å tilføre den statiske FAB modellen data for N-konsentrasjoner i avrenning fra «kritiske» tidspunkt predikert av de dynamiske modellene, vil en kunne anslå tidspunkt for når en eventuell situasjon med stor N-lekkasje og N-metning, og dermed stor forsuringseffekt av N.

For beregning av tålegrenser for N i hei- og fjellområder ser det ut til at en kan arbeide videre med to ulike biologiske indikatorer : a) artsammensetning i terrestrisk miljø, eller b) utvalgte akvatiske organismer i ferskvannet det aktuelle området drenerer ut i. For a) er det minst to ulike kjemiske kriterier som synes å kunne være mulig å benytte: 1) mengde N tilførsel ( $\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ ) eller 2) konsentrasjonen av ulike N-komponenter ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ) og/eller konsentrasjonen av Al. Konsentrasjonen av  $\text{NH}_4^+$  i forhold til  $\text{NO}_3^-$  kontra konsentrasjonen av Al har prinsipielt en helt ulik effekt på vegsatsjonen. Tilsvarende som i skog forventes Al å kunne være fyto-toksisk for noe hei-/fjellvegetasjon. Med hensyn til N-komponenter, viser noen forsøk (Hansson 1995) at ulike arter har ulike responskurver m.h.p. N. En oppkonsentrasjon av  $\text{NH}_4^+$  kan f.eks. føre til at noen arter forsvinner og andre blir klart dominerende. For å kunne benytte det kjemiske kriteriet 2) kreves en betydelig kartleggings- og forskningsinnsats. Det må framskaffes data for hvilke arter som finnes i dag. Det må ut gjøres forsøk som kan gi oss kunnskap om hvordan økt N-tilførsel påvirker konsentrasjonen av  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$  og Al i jordvæsken. D.v.s. prosessorienterte studier av N- og Al-dynamikk i jord, inklusive bruk av jordmodeller (statiske og dynamiske). Videre må arbeidet til (Hansson 1995) utdypes og videreføres for å framskaffe kunnskap om hvordan ulike arter responderer på varierende N- og Al-konsentrasjoner.

For biologisk indikator b), kan kjemisk indikator være ANC og/eller konsentrasjonen av uorganisk N i avrenningsvannet fra jord. ANC kan være kjemisk indikator for virkning på ulike ferskvannsorganismer. Konsentrasjonen av uorganisk N (event. i forhold til P, Si, etc.) for kan være kjemisk indikator for dets innvirkning på eutrofiering. Også på dette feltet er det behov for å framskaffe ny kunnskap om hvordan økt N, sammen med andre næringsstoffer, påvirker eutrofieringen.

## Restituering av forsurings-skader

Reduksjonen av tilførselene av sur nedbør de siste 20 år og de forventede ytterligere reduksjoner som følge av de nye protokollene fører til redusert forsurening på land og i vann. I mange økosystemer der tålegrensene har vært overskredet i mange tiår vil graden av overskridelse reduseres, og i mange tilfelle vil deponeringen bli lavere enn tålegrensen. Fisk og andre skadede organismegrupper forventes da å komme tilbake, slik at økosystemet restitueres.

Overvåkingsprogrammene er generelt godt egnet til å fange opp forbedringer i vannkvalitet og biologisk respons. Det bør imidlertid fokuseres mer på forsureningsreversibilitet, recovery og restituering av skadede økosystemer i forhold til overskridelsene. Videre er det nødvendig med mer kunnskap om tidsforsinkelser i biologisk respons som følge av redusert vannforsuring.

Vi har knapt noen spesifikk innsikt i hvordan landskapsstruktur og artenes spredningsbiologi påvirker artenes muligheter for å reetablere seg i vannforekomster hvor de tidligere har dødd ut som følge av forurensning, men hvor forbedret vannkvalitet igjen kan tilfredsstille artenes krav. Dette er av sentral betydning for å forstå hvor raskt artssamfunn og økologiske prosesser kan vende tilbake til mer naturlige tilstander etter at forurensningsstress har opphørt.

Etterhvert som deponering og kjemiske belastninger reduseres, er det et sentralt problem å vurdere hva tilfredsstillende restituering av flora og fauna kan anses å være, og hvor lang tid slik restituering vil ta. I denne sammenhengen vil det ikke være tilstrekkelig med «enkle», fysiologisk baserte dose/respons-studier. Landskapsøkologiske betraktningmåter, som tar hensyn til variasjon i arealbruk og lokale miljøforhold, samt artenes spredningsbiologi, må trekkes inn. Det vil også være nyttig med utvikling av modeller for å vurdere en gitt «normaltilstand» i artssammensetning og økosystemprosesser i forhold til ulike nivåer og trender i belastninger, slik at både et basisnivå og scenarier for utviklingen kan skisseres.

## Samspill sur nedbør og andre faktorer

Endringer i tilførsel av sure komponenter og forsureningsstatus i terrestrisk og akvatisk økosystemer skjer gradvis over flere tiår. Det tar tid å gjennomføre reduksjoner i utslipp av S og N gasser og det tar tid for naturen å tilpasse seg nye tilførsler. Dette gjelder selvsagt også nye endringer forventet etter inngått og nye protokoller.

Flere andre miljøfaktorer vil forventlig også endres de nærmest tiår. Viktigst er kanskje endringer i klima som følge drivhuseffekten, og bruken av naturen. Disse faktorer har samvirkninger med sur nedbør og påvirker kjemisk og biologisk tilstanden på land og i vann.

Prognoser om fremtidig forbedring av forsurenings-skader på norske økosystemer hittil har antatt at disse andre faktorer ikke endres. Det finnes lite kunnskap om f. eks. klimaendring vil forbedre eller forverre forsurening under norske forhold. Samspill med bruksendringer, f. eks. endret beitemønster eller skogplanting på Vestlandet er heller ikke godt nok kjent. Her trengs det mer forskning.

## Litteratur

- Bobbink, R., Hornung, M., and Roelofs, J. G. M. 1996. Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems, p.1-54, *In*: Gregor, H. D., *Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and Geographical Areas where they are Exceeded*, Umweltbundesamt, Berlin.
- Esser, J. M. and Tomter, S. M. 1996. Reviderte kart for tålegrenser for nitrogen basert på empiriske verdier for ulike vegetasjonstyper. Naturens Tålegrense Fagrapport 80, NIJOS, Ås. 9 pp.
- Frogner, T., Wright, R. F., Cosby, B. J., and Esser, J. M. 1994. Maps of critical loads and exceedance for sulfur and nitrogen to forest soils in Norway. Naturens Tålegrense Fagrapport 56, NIVA, Oslo. 27 pp.
- Frogner, T., Wright, R. F., Cosby, B. J., Esser, J. M., Håøya, A. O., and Rudi, G. 1993. Map of critical loads (sulphur) for coniferous forest soils in Norway. Naturens Tålegrenser Fagrapport 33, Norwegian Institute for Water Research, Oslo. 30 pp.
- Grennfelt, P. and Thörmelöf, E. 1992. Critical loads for Nitrogen - a workshop report. Nord 1992:41, Nordic Council of Ministers, Copenhagen . 428 pp.
- Hansson, J. 1995. Modelling effects of soil solution BC/Al ratio and available N on ground vegetation composition. Rep. Ecology Environ. Engineering 3:1995, Dept. of Chem. Engineering II, Univ. of Lund, Lund, Sweden. 40 pp.
- Henriksen, A., Fjeld, E., and Hestehagen, T. 1999. Critical load exceedance and damage to fish populations. *Ambio* (in press).
- Kaste, Ø., Henriksen, A., and Hindar, A. 1997. Retention of atmospherically-derived nitrogen in subcatchments of the Bjerkreim River in southwestern Norway. *Ambio* 26: 296-303.
- Mulder, J., Nilsen, P., Stuanes, A. O., and Huse, M. 1999. Nitrogen pools and transformation in Norwegian forest ecosystems with different atmospheric inputs. *Ambio* 26: 273-281.
- Nadelhoffer, K. J., Emmett, B. A., Gundersen, P., Kjønnaas, O. J., Koopmans, C. J., Schleppi, P., Tietema, A., and Wright, R. F. 1999. Nitrogen deposition makes a minor contribution to carbon sequestration in temperate forests. *Nature* 398, 145-148.
- SFT. 1998. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport -- Effekter 1997. Statlig program for forurensningsovervåking Rapport 748/98, Statens forurensningstilsyn, Oslo, Norway. 215 pp.
- Skjelkvåle, B. L., Henriksen, A., Faafeng, B., Fjeld, E., Traaen, T. S., Lien, L., Lydersen, E., and Buan, A. K. 1996. Regional unnsjøundersøkelse 1995. En vannkjemiske undrsøkelse av 1500 norske innsjøer. Statlig program for forurensningsovervåking Rapport 677/96, Statens forurensningstilsyn, Oslo, Norway. 73 pp.
- Skjelkvåle, B. L. and Wright, R. F. 1998. Mountain lakes: sensitivity to acid deposition and global climate change. *Ambio* 27: 280-286.
- Skjelkvåle, B. L., Wright, R. F., and Tjomsland, T. 1997. Vannkjemi, forurensningsstatus og tålegrenser i nasjonalparker; Femundsmarka og Rondane. Naturens Tålegrense Fagrapport 88, NIVA, Oslo. 41 pp.
- Wright, R. F. and Henriksen, A. 1999. Gap closure; use of MAGIC model to predict time required to achieve steady-state following implementation of the Oslo protocol. Naturens Tålegrenser Fagrapport 100, Norwegian Institute for Water Research, Oslo. 44 pp.

# Vedlegg

## Program for seminaret

### Tålegrenser for fjelløkosystemer Hva vet vi – og hva bør vi vite?

16.-17.2.1999, Rondablikk Turisthotell

#### Tirsdag 16.2.99

1230-1330 Lunch

Ordstyrer: Else Løbersli, DN

1330-1345 *Else Løbersli, DN*. Naturens tålegrenser i fjellområder - hvorfor?

1345-1415 *Tor Johannessen, SFT*. Svovel og nitrogen-protokoller - dagens situasjon og videre utredningsbehov ifht oppfølging av protokollene

1415-1445 *Eivind Selvig SFT*. Integrated assessment modelling - om bruk av modellverktøyet i forhandlingene om nye protokoller

1445-1510 *Arne Semb, NILU*. Deposisjon av langtransporterte luftforurensinger i norske fjellområder.

1510-1535 *Arne Henriksen, NIVA*. FAB (First-order-Acidity Balance)-modellen; muligheter og begrensninger

1535-1600 *Øyvind Kaste, NIVA*. Nitrogen og forsuring i fjell og hei: når vil FAB-modellens forutsetninger oppfylles?

1600-1630 Kaffe

Ordstyrer: Steinar Sandøy, DN

1630-1700 *Jan Mulder, NLH*. Kriterier for tålegrenser i jord uten skog. Kjemiske egenskaper for jord i områder uten skog - resultater fra et prosjekt.

1700-1725 *Janne Kjønaas, NISK*. Nitrogen-prosesser i jord - hva vet vi om områder uten skog?

1725-1750 *Trine Sogn, NLH*. Dynamiske nitrogen-modeller - status idag

1750-1815 Diskusjon

1815-1835 *Brit Lisa Skjelkvåle, NIVA*. Forsuring i nasjonalparker - hva betyr nitrogen?.

1835-1900 *Ann Kristin Schartau, NINA*. Tålegrenser og ferskvannsfæuna i norske fjellområder



2000- Middag

**Onsdag 17.2.99**

0730-0830 Frokost

Ordstyrer: Tor Johannessen, SFT

0830-0900 Hva gjøres i fjellområder (ferskvann) i andre land?

*Dick Wright, NIVA: Vannkjemi (15 min)*

*Bjørn Walseng NINA: Ferskvannsbiologi (15min)*

0900-0945 *Rune Økland, UiO.* Har langtransporterte luftforurensninger ført til endringer i vegetasjon i Norge? Kan man forvente vegetasjonsendringer i norske fjellområder som følge av økte nitrogentilførsler?

0945-1015 *Leiv Mortensen, L. Mortensen Miljøkonsult.* Er ozon en trussel for vegetasjon i norske fjelløkosystemer?

1015-1045 Diskusjon

1045-1115 Kaffe

1115-1135 *Erik Framstad, NINA.* Tålegrenser og fjelløkosystemer. utfordringer framover. Innledning til diskusjon.

1135-1230 Diskusjon. Hva trengs av aktiviteter/ny kunnskap for å vurdere tålegrenser og utviklingen framover for våre fjelløkosystemer?

1230-1300 Konklusjoner/anbefalinger  
Avslutning

1300-1500 Lunch

Avreise

Bruteig, Inga,  
ALLFORSK Avd. for  
økotoksikologi, Gryta 2,  
7010 Trondheim

Framstad, Erik,  
Norsk institutt for  
naturforskning (NINA),  
Postboks 736 Sentrum,  
0105 Oslo.

Henriksen, Arne,  
Norsk institutt for  
vannforskning (NIVA),  
Pb 173 Kjelsås, 0411  
Oslo.

Johannessen, Tor,  
Statens  
forurensningstilsyn  
(SFT), Pb. 8100  
Dep., 0032 Oslo.

Kaste, Øyvind,  
Norsk institutt for  
vannforskning (NIVA),  
Televeien 2, 4890  
Grimstad.

Kjønaas, Janne,  
Norsk institutt for  
skogforskning (NISK),  
Høgskolevn. 12, 1432 Ås

Lindstrøm, Eli-Anne,  
Norsk institutt for  
vannforskning (NIVA)  
Pb 173 Kjelsås, 0411  
Oslo.

### Deltakere:

Løbersli, Else,  
Direktoratet for  
Naturforvaltning (DN),  
Tungasletta 2, 7005  
Trondheim.

Mortensen, Leiv,  
Leiv. M. Mortensen  
Miljøkonsult, , Alvev. 12,  
1430 Sandnes

Nellemann, Christian,  
Norges  
landbrukshøyskole  
(NLH), 1432 Ås. (2. dag)

Raddum, Gunnar,  
LFI, Zoologisk institutt,  
Allégt. 41, 5007 Bergen.

Sandøy, Steinar,  
Direktoratet for  
Naturforvaltning (DN), ,  
Tungasletta 2, 7005  
Trondheim

Schartau, Ann Kristin,  
Norsk institutt for  
naturforskning (NINA),  
Tungasletta 2, 7005  
Trondheim.

Selvig, Eivind,  
Statens  
forurensningstilsyn  
(SFT), Pb. 8100  
Dep., 0032 Oslo. (1. dag)

Semb, Arne,  
Norsk institutt for  
luftforskning (NILU) Pb.  
100, 2007 Kjeller (1. dag)

Skjelkvåle,  
Brit Lisa, Norsk institutt  
for vannforskning  
(NIVA), Pb 173 Kjelsås,  
0411 Oslo.

Sogn, Trine,  
Norges  
landbrukshøyskole  
(NLH), Institutt for jord-  
og vannfag, 1432 Ås.

Thomsen, Mette,  
Norsk institutt for jord og  
skogkartlegging (NIJOS),  
Raveien 9, 1430 Ås. (1.  
dag)

Walseng, Bjørn,  
Norsk institutt for  
naturforskning (NINA)  
, Postboks 736 Sentrum,  
0105 Oslo

Wright, Dick,  
Norsk institutt for  
vannforskning (NIVA),  
Pb 173 Kjelsås, 0411  
Oslo.

Økland, Rune H.,  
Botanisk museum,  
Trondheimsvn. 23b, 0560  
Oslo.

## 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. Jaworowski, 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 forsurningsfølsomhet 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 SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> 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 forsurningsfølsomhet 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 (NIVA), 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 liryne. 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 ferskvannøkologi 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 . Effekstudier, 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 Polarinstitut 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 ferskvanns-populasjoner 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 Polarinstitut 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*), fûrumose (*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 Sagmo Solli, I.M., Flatberg, K.I.F., Söderström, L., Bakken S. & Pedersen, B. 1996. Blanksigd og luftforurensningsstudier. NTNU. Vitenskapsmuseet. Rapport botanisk serie 1996-1.
- 67 Stuanes, A. & Abrahamsen, G. 1996. Tålegrenser for nitrogen i skog - en vurdering av kunnskapsgrunnlaget. Aktuelt fra Skogforsk 7-96.
- 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. Rapport fra Skogforsk 22-95.
- 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. (red.). 1995. Kadmium og bly i liryte: akkumulering og cellulære effekter. Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning (NINA-NIKU) Oppdragsmelding 387.
- 72 Bakken, S. & Flatberg, K.I.F. 1995. Effekter av økt nitrogendeponisjon 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 fra Skogforsk 21/95.
- 74 Nygaard, P.H. & Eldhuset, T. 1996. Forholdet mellom basekationer og aluminium i jordløsning som kriterium for tålegrenser i skogsjord. Norsk institutt for skogforskning (NISK). Rapport Skogforsk 1/96.
- 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.
- 77 Fløisand, I. & Løbersli, E. (red.) 1996. Lufttransporterte forurensninger - tilførsler, virkninger og tålegrenser. Norsk institutt for luftforskning (NILU) OR 2/96.
- 78 Thomsen, M.G., Esser, J., Venn, K. & Aamlid, D. 1996. Sammenheng mellom træs vitalitet og næringsstatus i nåler og humus på skogovervåkingsflater i Sørøst-Norge (in prep).
- 79 Tørseth, K., Mortensen, L. & Hjellbrekke, A.-G. 1996. Kartlegging av bakkenær ozon etter tålegrenser basert på akkumulert dose over 40 ppb. Norsk institutt for luftforskning (NILU) OR 12/96.
- 80 Esser, J.M. & Tomter, S.M. 1996. Reviderte kart for tålegrenser for nitrogen basert på empiriske verdier for ulike vegetasjonstyper. Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (NIJOS).
- 81 Henriksen, A., Hindar, A., Styve, H., Fjeld, E. & Lien, L. 1996. Forsuring av overflatevann, beregningsmetodikk, trender og mottiltak. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport LNR 3528-96.
- 82 Henriksen, A., Hesthagen, T. & Fjeld, E. 1996. Overskridelser av tålegrenser for overflatevann og skader på fiskebestander. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport LNR 3565-96.

- 83 Wright, R. F., Raastad, I.A., & Kaste, Ø. 1996. Atmospheric deposition of nitrogen, runoff of organic nitrogen, and critical loads for soils and waters. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Report SNO 3592-97.
- 84 Mortensen, L.M. 1995. The influence of ozone pollution on growth of young plants of *Betula pubescens* Ehrh. And *Phleum alpinum* L. Dose-response relations. *Norw. J. Agr. Sci.* 9:249-262.
- 85 Mortensen, L.M. 1996. Ozone sensitivity of *Betula pubescens* at different growth stages after budburst in spring. *Norw. J. Agr. Sci.* 10:187-196.
- 86 Tørseth, K., Rosendahl, K.E., Hansen, A.C., Høie, H. & Mortensen, L.M. 1997. Avlingstap som følge av bakkenært ozon. Vurderinger for perioden 1989-1993. SFT-rapport.
- 87 Rognerud, S, Hognve, D. & Fjeld, E. 1997. Naturlige bakgrunnskonsentrasjoner av metaller. Kan atmosfæriske avsetninger påvirke metall-konsentrasjoner slik at det ikke reflekterer berggrunnens geokjemi? Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapport LNR 3670-97.
- 88 Skjelkvåle, B.L., Wright, R.F. & Tjomsland, T. 1997. Vannkjemi, forurensningsstatus og tålegrenser i nasjonalparker; Femundsmarka og Rondane. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapport LNR 3646-97.
- 89 Nordbakken; J.-F. 1997. Småskalaendringer i ombrotrof myrvegetasjon i SØ-Norge 1990/91-96. Botanisk Hage og Museum, Univ. Oslo Rapp. 1.
- 90 Sogn, T.A., Kjønås, J., Stuanes, A.O., & Abrahamsen, G. 1997. Akkumulering av nitrogen - variasjoner avhengig av bestandsutvikling, nitrogenutførsel og simulert snødekke. Norges Landbrukshøgskole, Institutt for jord- og vannfag, Rapport nr. 10/97.
- 91 Nygaard, P.H., Ødegård, T. & Flatberg, K.I.F. Vegetasjonsendringer over 60 år i fattig skog- og myrvegetasjon i Karlshaugen skogreservat. Skogforsk (in prep).
- 92 Knutzen, J., Gabrielsen, G.W., Henriksen, O.E., Hylland, K., Källqvist, T. Nygård, T., Pacyna, J.S. Skjegstad, N. & Steinnes, E. 1997. Assessment of the applicability for pollution authorities of the concept "critical load" of long-range transported micropollutants in relation to aquatic and terrestrial ecosystems. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Report SNO 3751-97.
- 93 Tørseth, K. & Semb, A. 1997. Deposition of major inorganic components in Norway 1992-1996. Norsk institutt for luftforskning (NILU), OR 67/97.
- 94 Henriksen, A. 1998. Application of the first order acidity balance (FAB) model to Norwegian surface waters. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Report SNO 3809-98
- 95 Sogn, T.A. & Wright, R.F. 1998. The model MERLIN applied to Nordmoen, Norway. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Report SNO 3844-98
- 96 Skjelkvåle, B.L. & Henriksen, A. 1998. Vannkjemi, forurensningsstatus og tålegrenser i nasjonalparker; Hardangervidda. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Report SNO 3895-98
- 97 Henriksen, A. 1998. Binding grid cells – Norway. An evaluation. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Report SNO 3942-98
- 98 Lükewille, A. & Semb, A. 1998. Deposition in Norwegian Mountain areas. Norsk institutt for luftforskning (NILU) OR 66/97
- 99 Strand, L.T., Stuanes, A.O. & G. Abrahamsen. 1998. Akkumulering av karbon og nitrogen i unge jordsmonn. Institutt for jord og vannfag, rapport nr 9/98.
- 100 Wright, R.F. & Henriksen, A. 1999. Gap closure; use of MAGIC model to predict time required to achieve steady-state following implementation of the Oslo protocol. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Report SNO 4012-99.
- 101 Henriksen, A. (red.) 1999. Tålegrenser i fjellområder. Hva vet vi og hva bør vi vite? Rapport fra seminar 16.-17.februar 1999. Rondablikk Høyfjellshotell. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapport LNR 4017-99.

Henveltelser vedrørende rapportene rettes til utførende institusjon.