

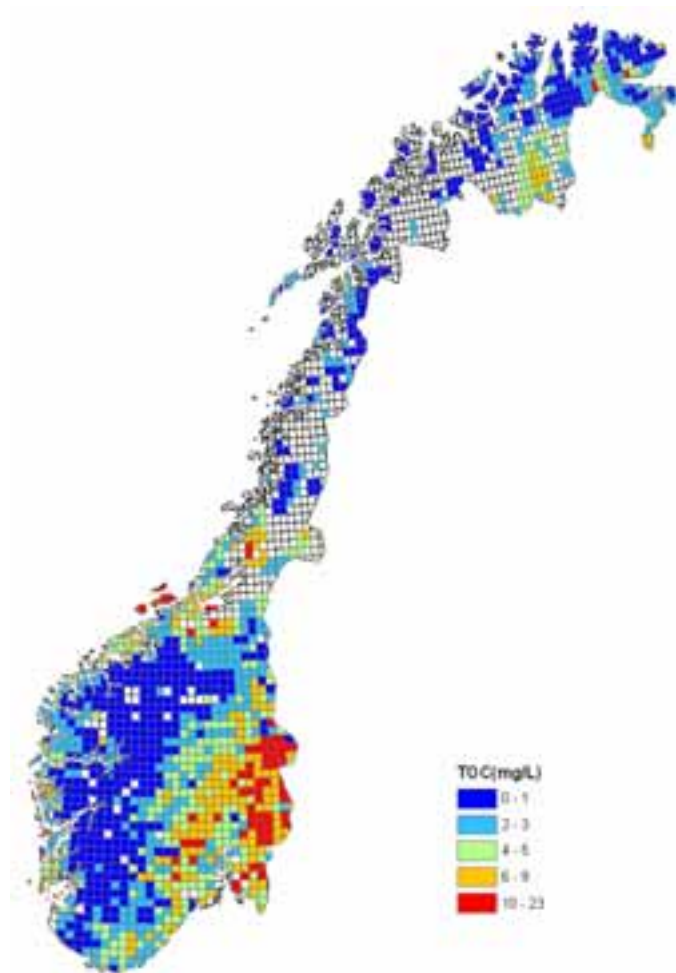


RAPPORT LNR 5030-2005



Miljøverndepartementet
Fagrapport Nr.119

Modifisering av ANC- og tålegrenseberegninger ved å inkludere sterke organiske syrer



Naturens Tålegrenser

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

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

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

Arbeidsgruppen har for tiden følgende sammensetning:

**Tor Johannessen - SFT
Else Løbersli - DN
Steinar Sandøy – DN**

Henvendelse vedrørende programmet kan rettes til:

**Direktoratet for naturforvaltning
7485 Trondheim
Tel: 73 58 05 00**

**eller
Statens forurensningstilsyn
Postboks 8100 Dep
0032 Oslo 1
Tel: 22 57 34 00**

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
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Midt-Norge

Postboks 1264 Pirsenteret
7462 Trondheim
Telefon (47) 73 87 10 34 / 44
Telefax (47) 73 87 10 10

Tittel Modifisering av ANC- og tålegrenseberegninger ved å inkludere sterke organiske syrer.	Løpenr. (for bestilling) 5030-2005	Dato 19. oktober 2005
	Prosjektnr. Undernr. O-24180	Sider Pris 38
Forfatter(e) Atle Hindar og Thorjørn Larssen	Fagområde Sur nedbør	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Direktoratet for naturforvaltning	Oppdragsreferanse Kontrakt 04040687
---	--

<p>Sammendrag</p> <p>ANC (syrenøytraliserende kapasitet)-verdier i forsurede vannforekomster er korrigert til ANC_{oaa} for å få mer biologisk relevante verdier i forsurede vannforekomster med høyt innhold av humus (organisk karbon; TOC). Metoden er basert på arbeidet til Lydersen et al. (2004a), der det ble anbefalt å regne en tredel av de organiske anionene som sterke syrer anioner. Denne delen trekkes fra i ANC-beregningen. Et betydelig svensk materiale på syre-base egenskapene til løst organisk stoff (humus) og evaluering av andre kritisk kjemiske parametre, bl.a. forholdet ANC/H⁺, er vurdert i denne rapporten. ANC, ANC_{oaa} og ANC/H⁺ er beregnet for to lokaliteter på Østlandet og en i Agder. ANC_{oaa} og ANC/H⁺ beskriver fiskestatus langt bedre enn ANC i de humøse lokalitetene, men ANC/H⁺ gir en noe strengere vurdering enn ANC_{oaa}. Det er vist hvordan en TOC-basert korreksjon av ANC_{limit} gjøres, og vi har beregnet effekten av dette for tålegrenser og tålegrenseoverskridelser for Norge. Korreksjonen gir lavere tålegrenser, større overskridelser og flere områder med overskridelse.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Forsuring 2. ANC 3. Organiske syrer 4. Fiskestatus 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Acidification 2. ANC 3. Organic acids 4. Fish status
---	---



Atle Hindar
Prosjektleder



Brit Lisa Skjelkvåle
Forskningsleder



Øyvind Sørensen
Ansvarlig

Naturens tålegrenser

Fagrapport nr. 119

**Modifisering av ANC- og tålegrenseberegninger ved
å inkludere sterke organiske syrer**

Forord

Det er utarbeidet grenser for hvor mye sur nedbør fisk og andre organismer i innsjøer og elver kan tåle. Grenseverdiene avhenger av forskjellige forhold, og Norsk institutt for vannforskning har i en årrekke arbeidet med å finne fram til tålegrensene for ulike områder. En viktig parameter i beregning av tålegrenser er den kjemiske variabel som knytter vannkjemi til fiskebestand eller annen biologi. Man har kommet fram til at ANC (syrenøytraliserende kapasitet) er den mest egnede variabel i Norge. I områder med mye humus (organisk materiale) i vannet er det et annet forhold mellom fiskestatus og ANC enn det en finner i klart vann. For å komme fram til en måte å korrigere dette på er det foreslått å inkludere en del av de organiske anionene (målt som TOC) i ANC.

NIVA har på oppdrag fra Direktoratet for naturforvaltning og som del av programmet Naturens tålegrenser sett på sammenhengen mellom korrigert ANC og fiskestatus i ulike lokaliteter. Vi viser også hvordan TOC-korreksjon kan innarbeides i tålegrenseberegninger og framtidig ANC-utvikling.

Vår kontaktperson i DN har vært Else Løbersli. Vi takker for samarbeidet.

Grimstad, 19. oktober 2005

Atle Hindar

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Bakgrunn	7
2. Mål og tilnærming	8
3. Kritisk kjemisk variabel og TOC	8
4. Forholdet mellom kritisk kjemisk variabel og fiskestatus	11
4.1 Regionalt materiale	11
4.1.1 Norske data	11
4.1.2 Svenske data	11
4.2 Effekter i Flakstadelva, Hamar	12
4.2.1 Bakgrunnsdata	12
4.2.2 Beregninger av kritisk kjemisk variabel	13
4.2.3 Effekter av kalking	15
4.3 Effekter på Langtjern i Buskerud	17
4.3.1 Bakgrunnsdata	17
4.3.2 Beregninger av kritisk kjemisk verdi	19
4.4 Effekter på Lille Hovvatn i Aust-Agder	21
4.4.1 Bakgrunnsdata	21
4.4.2 Beregninger av kritisk kjemisk verdi	23
5. Effekter på tålegrenseberegninger	24
5.1 Tålegrenser og tålegrensemodeller	24
5.2 Utledning av grenseverdi for ANC _{oaa}	24
5.3 Testing på data i tålegrensebasen	26
5.4 Effekter på beregning av framtidig ANC	29
6. Referanser	31

Sammendrag

Et bedre forhold mellom fiskestatus og ANC (syrenøytraliserende kapasitet) i områder med mye humus (løst organisk materiale) i vannet betinger at sterksyredelen av de organiske syrene tas inn i ANC-beregningen. En metode for dette er foreslått av Lydersen et al. (2004a), der det ble anbefalt å inkludere TOC i ANC-beregningen ved å betrakte en tredel av de organiske anionene som sterke syrers anioner. ANC blir derfor korrigert til ANC_{aaa} med faktoren $10,2/3 * TOC$, der 10,2 er den totale tettheten av ladninger. Beregningen av ANC_{aaa} blir da:

$$ANC_{\text{aaa}} = ANC - 10,2/3 * TOC = ANC - 3,4 * TOC$$

Vi har gått gjennom en del svenske arbeider som omhandler kritisk kjemiske variable for fisk, bl.a. ANC/H^+ -forholdet, og der syre-base egenskapene til løst, organisk stoff er studert. Deler av dette arbeidet danner grunnlag for den anbefalte korreksjonen, idet skandinavisk ferskvann kan betraktes som svært likt med hensyn til syre-baseegenskapene til de løste organiske stoffene. ANC/H^+ er sammenliknet med ANC og ANC_{aaa} i denne rapporten.

ANC, ANC_{aaa} og ANC/H^+ er beregnet for tre ulike lokaliteter, og dataene er koplet mot kjent historikk for fisk og invertebrater. Lokalitetene er Flakstadelva ved Hamar (med 10-20 mg TOC L⁻¹), Langtjern i Flå, Buskerud (ca. 10 mg TOC L⁻¹) og Lille Hovvatn i Aust-Agder (3-5 mg TOC L⁻¹). For Flakstadelva blir forskjellen mellom ANC og ANC_{aaa} hele 35-70 $\mu\text{ekv L}^{-1}$. Både ANC_{aaa} og ANC/H^+ beskriver fiskestatus langt bedre enn ANC, spesielt i de lokalitetene som har høy TOC. ANC/H^+ ser ut til å gi en noe strengere vurdering av fiskestatus enn ANC_{aaa} .

Tålegrenseberegningene gjøres i dag med en variabel ANC_{limit} , basert på sammenhengen mellom fiskestatus og vannkjemi fra 1000-sjøersundersøkelsen i 1986. Vi viser i denne rapporten hvordan TOC-basert korreksjon av ANC_{limit} gjøres og har beregnet effekten av dette for tålegrenser og tålegrenseoverskridelser for Norge. På basis av dette har vi utarbeidet nye, nasjonale kart for begge metodene. Begge metodene gir lavere tålegrenser, større overskridelser og flere områder med overskridelse. Men fordi TOC-nivået gjennomgående er forholdsvis lavt i det forsurrede området, gir korreksjonen moderate utslag. I områder med relativt høye TOC-nivåer (> 5-10 mg L⁻¹) er utslagene større.

Framtidig ANC basert på depositions-scenarier kan beregnes ved bruk av dynamisk modellering. Vi viser her hvordan man kan ta hensyn til ANC_{aaa} også ved bruk av dynamisk modellering. Som eksempel viser vi forskjellen i prognoser fra MAGIC-modellen mellom ANC og ANC_{aaa} for Birkenes-feltet.

Summary

Title: Modification of ANC and critical load calculations by including strong organic acids

Year: 2005

Author: Atle Hindar and Thorjrn Larssen

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4731-9

Values of ANC (Acid Neutralizing Capacity; Reuss and Johnson 1986) in acidified waters are corrected to ANC_{aaa} according to Lydersen et al. (2004a) to make this critical chemical parameter more biologically relevant. As one third of the dissolved organic matter in Scandinavian freshwaters may be regarded as strong acids, one third of the site density is handled as strong acid anions and subtracted from ANC.

A significant amount of work in Sweden has revealed the acid-base properties of natural organic matter in freshwaters, and several critical chemical parameters which may control fish status in lakes and streams have been evaluated. Some of this is directly used in the ANC-correction and one of the parameters is evaluated here.

The parameter ANC/H^+ (Laudon et al. 2005), with the two border lines of 5 and 15, corresponding to extinct and damaged fish status, respectively, is compared with critical limits for ANC and ANC_{aaa} in this report. One river and two lakes have been examined and the three parameters have been evaluated according to the fish status record. Both ANC_{aaa} and ANC/H^+ , with their respective limits, are significantly more useful than ANC in the more organic-rich waters. ANC/H^+ indicates slightly poorer fish status than ANC_{aaa} .

We included the TOC-correction in the calculation of the variable ANC_{limit} , and show the effect on critical loads (CL) and CL exceedances for Norway. The adjustment results in reduced CL, higher exceedances and an extended area with CL exceedance. The difference is most pronounced in relatively organic-rich waters.

Future ANC based on deposition scenarios may be calculated using dynamic modelling. We show how ANC_{aaa} also can be included in assessments based on dynamic modelling. As example we show the difference in predictions with the MAGIC between ANC and ANC_{aaa} for the Birkenes catchment.

1. Bakgrunn

Sur nedbør har vært Norges største miljøproblem i en årrekke, men siden 1980-tallet har det vært kraftig reduksjon i de langtransporterte luftforurensningene. Dette har resultert i en markant endring i vannkjemi, men ikke nødvendigvis til akseptable nivåer for fisk og annen akvatisk biota.

I Norge brukes ANC som kjemisk variabel for å beskrive fiskestatus i vann og vassdrag. ANC er en sampleparameter for vannets syrenøytraliserende kapasitet (Acid Neutralising Capacity på engelsk). Den beregnes som $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+ + \text{K}^+ - \text{SO}_4^{2-} - \text{NO}_3^- - \text{Cl}^-$, der alle disse målte variable oppgis i $\mu\text{ekv L}^{-1}$, som er et mål for ladning (Reuss og Johnson 1986). Mye tyder på at ANC i innsjøer og elver med mye humus (løst organisk karbon) er høyere enn i klarvannslokaliteter med samme fiskestatus. Vi viser for eksempel i denne rapporten at ANC i Flakstadelva nesten aldri har vært under $20 \mu\text{ekv L}^{-1}$, mens en årlig middelverdi under dette nivået ofte betraktes som grensen for det aure kan tåle (Lien et al. 1996). Like fullt forsvant fisken her for flere år siden sammen med en rekke forsuringsfølsomme bunndyr.

I områder med høy konsentrasjon av total organisk karbon (TOC; **Figur 1**), spesielt på Østlandet, kan kart over nåværende og framtidige tålegrenseoverskridelser gi et unyansert og kanskje misvisende bilde av den faktiske og framtidige forsureingssituasjonen. Det skyldes ikke bare de tidsforsinkelser som vi kjenner til (Larssen og Høgåsen 2003), men også at TOC-konsentrasjonen ikke er tatt med i beregningen av kritisk kjemisk verdi ($\text{ANC}_{\text{limit}}$) og dermed tålegrensene. Kartene kan derfor gi inntrykk av at situasjonen er og blir gunstigere enn det er grunnlag for.

På det nordiske kalkingsmøtet i Stavanger i 2001 foreslo Espen Lydersen å inkludere TOC i ANC-beregningen. I følge den terminologien som ble brukt, korrigeres ANC til ANC_{aaa} , der aaa står for *organic acid adjusted*. Metoden er beskrevet i en artikkel i Vann (Lydersen et al. 2001) og senere i en artikkel i Science of the Total Environment (Lydersen et al. 2004a). I Sverige er det også testet flere parametre som er relatert til ANC, for å ta hensyn til TOC-komponenten i vannkjemien.

I et møte med DN og Miljøvernnavdelingene i Trondheim 16. januar 2004 foreslo NIVA at det så snart som mulig utarbeides et grunnlag for å beregne en mer biologisk relevant kjemisk variabel for dermed å kunne revidere tålegrenseoverskridelser og tilhørende kartmateriale. I denne rapporten evaluerer vi tre slike variable og viser hvordan en TOC-basert korreksjon av ANC kan innarbeides i tålegrenseberegningene.

2. Mål og tilnærming

Målet med dette arbeidet har vært å:

- dokumentere at en korreksjon av ANC-beregning for humøst vann på basis av en metode for ANC-korreksjon foreslått av Lydersen et al. (2004a) er biologisk relevant
- og etablere en TOC-basert korreksjon for tålegrenser og for beregning av historisk og framtidig vannkvalitetsutvikling.

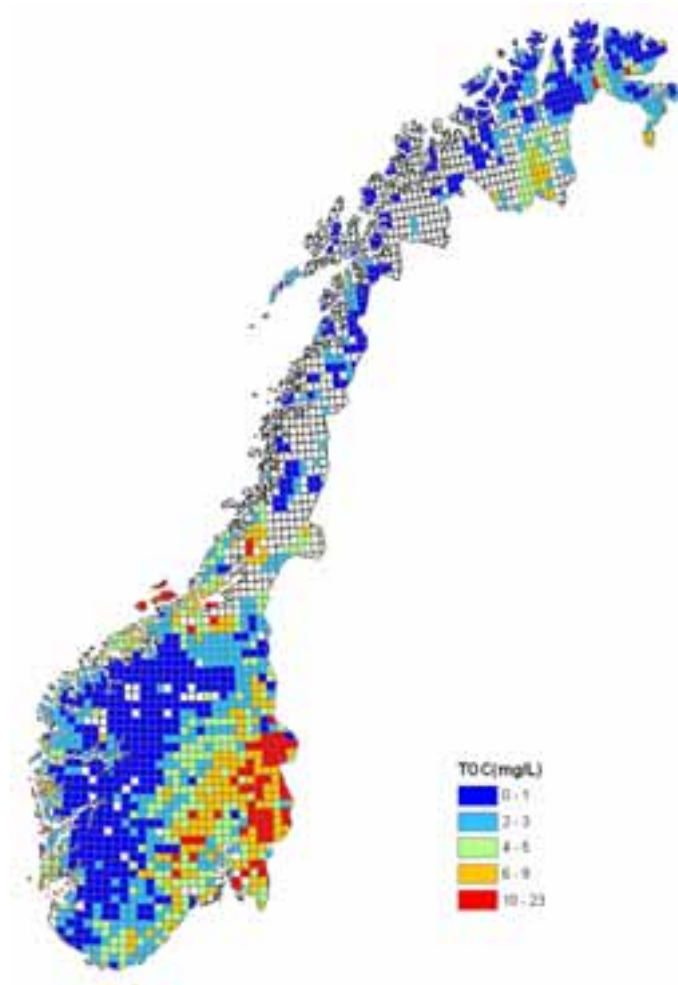
Det er gjort ved å:

- undersøke sammenhengen mellom hhv. ANC og ANC_{aaa} og fiskestatus i humøse lokaliteter,
- studere det arbeidet som er gjort i Sverige med syre-baseegenskapene til løst, naturlig organisk materiale,
- vise eksempler fra enkeltlokaliteter. Her har vi også sammenliknet med en analog, svensk korreksjonsmåte (ANC/H^+),
- innarbeide en korreksjonsmetode for bidrag fra TOC i tålegrenseberegninger med SSWC-modellen og utarbeide nye, nasjonale kart for tålegrenser og tålegrenseoverskridelse
- og vise eksempel på historisk og framtidig ANC-utvikling ved bruk av korreksjonen i resultatene fra en dynamisk forsuringsmodell (MAGIC).

3. Kritisk kjemisk variabel og TOC

I områder med høy TOC (se **Figur 1**) er kritisk ANC-verdi for aure ofte langt over den etablerte grensen (ANC_{limit}) på $20 \mu\text{ekv L}^{-1}$ (Lien et al. 1996) eller nyanser av denne (variabel ANC_{limit} ; Henriksen et al. 1995; Henriksen og Posch 2001). Dette gjelder f.eks. Langtjern i Buskerud (en av feltforskningsstasjonene i det nasjonale overvåkingsprogrammet av langtransporterte luftforurensninger), der TOC-konsentrasjonen er rundt 10 mg L^{-1} og årsmiddel for ANC nå er over $30 \mu\text{ekv L}^{-1}$, men hvor vi likevel ikke ser reetablering av fisk. I Flakstadelva ved Hamar er det med kun to spesielle unntak ikke målt ANC under $20 \mu\text{ekv L}^{-1}$ i overvåkingsprogrammet, mens fisken og bunndyr ble borte pga forsurening. Først etter at kalkingen startet har fisken kommet tilbake. I Flakstadelva er TOC $10\text{-}20 \text{ mg L}^{-1}$ og kritisk ANC-verdi er trolig langt over $20 \mu\text{ekv L}^{-1}$. Signaler fra fiskeforvalterne i disse områdene tyder også på at fiskebestandene ikke nødvendigvis er gode selv om tålegrensen ikke lenger er overskredet.

Noe av årsaken til at det ikke er naturlig reproduksjon ved ANC nær kritisk verdi på $20 \mu\text{ekv/L}$ kan skyldes tidsforsinkelser i biologisk respons etter bedret vannkjemi, men noe kan også skyldes at den grenseverdien vi bruker ikke er optimal for innsjøer med høy TOC. Etableringen av kritisk kjemisk verdi er basert på data for innsjøer med restbestander, og det kan tenkes at reetablering skjer ved høyere ANC. Indikasjoner på dette ble funnet av Hesthagen et al. (2003). På basis av undersøkelser av vannkjemi og aurebestander i 42 innsjøer fant de at fangstutbyttet økte helt opp til $ANC = 30 \mu\text{ekv/L}$. I den videre bearbeidelsen har vi likevel valgt å referere til det store regionale datamaterialet som ligger til grunn for fastsettelsen av kritisk ANC på $20 \mu\text{ekv/L}$ (Lien et al. 1996) og $19 \mu\text{ekv/L}$ (Lydersen et al. 2004a).



Figur 1. Regional variasjon av TOC i Norge, basert på undersøkelse av 1500 innsjøer (Skjelkvåle et al. 1996).

Lydersen et al. (2004a) har foreslått at ANC korrigeres i forhold til sterksyredelen av TOC for å finne en mer biologisk relevant og dermed mer realistisk grenseverdi. Det er kjemisk grunnlag for å si at en tredel av den negative ladningen som kan knyttes til TOC utgjøres av en sterksyrekomponent. Denne sterksyrekomponenten bør behandles på linje med sulfat, nitrat og klorid i beregningen av ANC. Det er foreslått at dette gjøres på følgende måte:

$$ANC_{\text{aaa}} = ANC - 10,2/3 * TOC = ANC - 3,4 * TOC,$$

der ANC_{aaa} er korrigert ANC, TOC er i mg L^{-1} og 10,2 er tettheten av alle bindingssteder ved full dissosiasjon (site density) av de organiske anionene (se under).

Det er nødvendig å dokumentere en korleksjon av denne typen ved å sammenstille fiskestatusdata med vannkjemiske data i humøse innsjøer ($TOC > 5-10 \text{ mg L}^{-1}$). Det ble derfor tatt sikte på å bruke et regionalt basert datasett fra Østlandet og Sverige, se Tammi et al. (2003), men det viste seg å ikke være praktisk mulig å få dette til innenfor prosjektet. Vi velger derfor å presentere en del av den tilnærmingen som er gjort på svensk side gjennom de siste årene.

Parallelt med arbeidet til Lydersen har Laudon et al. (2005) foreslått en annen måte å kople fiskestatus til vannkjemi i vannforekomster med høy DOC (dissolved organic carbon). Deres eksperimentelle data for aure og vannkjemi fra bekker i nordlige Sverige (Västerbottens län) viser at parameteren ANC/H^+ gir et godt mål på fiskestatus. Ved $ANC/H^+ < 5$ er det stor dødelighet, mens det i området $5 < ANC/H^+ < 15$ er noe dødelighet. Parameteren er nært knyttet til forholdet mellom Ca^{2+} og uorganisk aluminium (Al_i). En grunn forfatterne finner til å bruke ANC/H^+ er at verken H^+ , Al_i eller kombinasjonen av disse gir en så god kopling til fysiologiske responser på den vannkjemiske variasjonen. Problemet med ulik respons på H^+ og Al_i ved høy og lav DOC ble også unngått ved å bruke ANC/H^+ .

I Sverige er det gjort mye forskning på sammenhengen mellom pH, organiske anioner og varianter av alkalitet og ANC. Basert på svenske og dels tsjekkiske data er det bl.a. gjennomført et stort arbeid for å beskrive syre-baseegenskapene til løst organisk materiale. Som vi ser under er det også noe av dette arbeidet som ligger til grunn for å beregne ANC_{OAA} .

Hruška et al. (2003) fant at tettheten av bindingssteder (site density) for det svenske vannkjemiske datamaterialet var $10,2 \pm 0,6 \mu\text{ekv mg DOC}^{-1}$. Det er dette tallet som er brukt i beregningen av ANC_{OAA} , idet man mente at beregningen var representativ for Skandinavisk ferskvann. De fant også at ladningstettheten (charge density) økte lineært med pH i området pH 3,5 til pH 7. Endringen var fra ca. 3 (ved pH 3,5) til nær $10,2 \mu\text{ekv mg C}^{-1}$ (ved pH 7). Ved $\text{pH} > 7$ var dissosiasjonsgraden for de organiske syrene omtrent 100 %, noe som betyr at alle de mulige bindingssetene er frie og at ladningstettheten da er nær tettheten av bindingssteder. Det svenske og tsjekkiske datasettet viste svært like egenskaper.

Hruška et al. (2001) fant at syre-baseegenskapene til løst organisk stoff ikke ble signifikant endret gjennom snøsmeltingsperioden i et område i Nord-Sverige, til tross for stor variasjon i vannføring, pH og TOC. Organisk bundet Al reduserer tettheten av bindingssteder (site density) og dermed potensialet for frigjøring eller nøytralisering av H^+ . Det vil si at syre-baseegenskapene blir redusert. Også jern har denne egenskapen og kan forklare slike forskjeller.

En annen tilnærming for å ta hensyn til høye TOC konsentrasjoner er basert på en variant av titrert alkalitet. Tilnærmingen er utviklet i Laudons forskningsgruppe i Sverige og er betegnet ANC-Alk eller CBAlk (charge-balance alkalinity), se f.eks. Köhler et al. (2002). Denne parameteren er et resultat av en to-punkts alkalitets-titrering (ALK_{TWP}) korrigert for TOC-konsentrasjonen:

$$\text{CBAlk} = \text{ANC} - \text{Alk} = \text{ALK}_{\text{TWP}} + \beta_{\text{pHTWP}} * \text{TOC},$$

der ladningstettheten $\beta_{\text{pHTWP}} = 6,85 \mu\text{ekv mg C}^{-1}$. Faktoren $\beta_{\text{pHTWP}} = 6,85 \mu\text{ekv mg C}^{-1}$, framkommer her ved at den uttrykker hvor mye ladning som er igjen når man har titrert ned til endepunktet ved pH 5,6.

CBAlk eller ANC-Alk gir et bedre estimat av pH fra likningen:

$$\text{CBAlk} = \text{OA}^- - \text{HCO}_3^- - 2\text{CO}_3^{2-} - \text{OH}^- + \text{H}^+,$$

der OA^- er ladningen til organiske syrer, enn ANC gir fra den samme likningen:

$$\text{ANC} = \text{OA}^- - \text{HCO}_3^- - 2\text{CO}_3^{2-} - \text{OH}^- + \text{H}^+,$$

samt at man bare behøver å analysere alkalitet og TOC. Det gir mindre usikkerhet enn ved å beregne ANC basert på minst sju ioner (Köhler et al. 2002). Disse fordelaktige egenskapene til CBAlk gjelder først og fremst ved $\text{TOC} > 5 \text{ mg L}^{-1}$ (Köhler et al. 2001). Men problemet, som ikke omtales av forfatterne, er at det er så mange forskjellige metoder som brukes for

alkalitetsbestemmelse. Beregningen av CBAlk gjelder bare for den omtalte topunkts-titreringen, som vanligvis ikke er inkludert i standard analyseprogrammer. Det gjør at sammenlikning mellom ulike datasett, ulike laboratorier og over landegrenser ofte kan bli veldig vanskelig.

Vi gir i dette arbeidet eksempler på hvordan noen av disse ANC-korreksjonene (ANC_{aaa} og ANC/H^+) slår ut for konkrete lokaliteter. Vi har derfor gått nærmere inn på dataserier for fisk, invertebrater og vannkjemi i Flakstadelva i Hedmark og Langtjern i Buskerud. Flakstadelva er interessant fordi det nesten ikke er målt $ANC < 20 \mu\text{ekv L}^{-1}$ til tross for klare biologiske skader, mens Langtjern er interessant fordi man der har forsøkt å skaffe dokumentasjon på reproduksjon ved utsetting og rognforsøk uten å lykkes til tross for høy ANC. Det svært godt undersøkte referansevannet Lille Hovvatn i Aust-Agder (Hindar og Wright 2005) er også inkludert for å illustrere utslaget ved korreksjoner i sterkt sure, men ikke så humøse vannforekomster.

ANC_{aaa} er innarbeidet i tålegrenseberegningen, og det er utarbeidet nye kart for tålegrenser og tålegrenseoverskridelser. Korrigerte kart over tålegrenseoverskridelser basert på steady-state-modeller vil imidlertid fortsatt bare uttrykke forholdet mellom tålegrenser og deposisjon, mens tidsforsinkelser i kjemisk respons ikke tas hensyn til.

ANC-korreksjonen kan også inkluderes i prognoser for vannkvalitetsutvikling over tid, slik de kan beregnes med den dynamiske modellen MAGIC. Vi har beregnet historisk og framtidig vannkvalitet med korrigerte ANC-verdier for feltforskningsstasjonen Birkenes i Aust-Agder.

4. Forholdet mellom kritisk kjemisk variabel og fiskestatus

I humøse innsjøer og elver er kritisk grenseverdi for ANC høyere enn i lite humøst vann. Vi vil her vise hvordan grenseverdien endres i noen lokaliteter ved bruk av ANC_{aaa} og ANC/H^+ og vise noen analyser av regionalt baserte data.

4.1 Regionalt materiale

4.1.1 Norske data

Det norske kjemi- og fiskestatusmaterialet fra 1000-sjøersundersøkelsen i 1986 ble reanalyseret med bruk av ANC_{aaa} (Lydersen et al. 2004a). De fant at det er 95 % sannsynlighet for god aurestatus ved $ANC_{\text{limit}} = 19 \mu\text{ekv L}^{-1}$, mens grensen endres til $8 \mu\text{ekv L}^{-1}$ ved bruk av $ANC_{\text{limit,aaa}}$. Vi går nærmere inn på disse grenseverdiene og betydningen for tålegrenser og tålegrenseoverskridelser i Kapittel 5.

4.1.2 Svenske data

De svenske, regionale datasettene er nylig analysert med multivariate statistiske metoder (korrespondanse - og prinsipalkomponentanalyser) og med binær logistisk regresjon. Det har ikke vært hensikten å sette grenser i forhold til sannsynlighet for gode fiskebestander, men det er brukt en rekke forsøringsvariable i analysene slik at variablenes kopling til fiskedata kan sammenliknes. I disse analysene viste pH, ANC-Alk (som er det samme som CBAlk), ANC, ANC/H^+ og ANC_{aaa} signifikante korrelasjoner med variasjonen i fiskedata i økoregion 3, som er den forsurede delen av Sør-Sverige (Buffam og Laudon 2004; Serrano et al. 2005 og Laudon, pers. medd.).

Datamaterialet der ANC_{0aa} er analysert er basert på årsyngel i bekker, fravær/tilstedeværelse av aure og mort i bekker og bekker med minst seks vannkjemiske prøvetakinger per år. Utvalget av lokaliteter var også få i disse analysene, og det er dermed på flere måter forskjellig fra det innsjøbaserte regionale datasettet i Norge.

4.2 Effekter i Flakstadelva, Hamar

Flakstadelva (**Figur 2**) er en viktig produksjonseelv for Mjøsaure, men var så preget av forsurening at det i 1994 ble satt i gang kalkingstiltak ved Nybusjøen i øvre del. Målet er å bedre reproduksjonsmulighetene for Mjøsaure, samt å gi muligheter for reetablering av forsuringfølsomme organismer. Målet for kalkingen er at pH skal holdes over 6.0-6.2 mesteparten av året. Vannkjemiske data finnes fram til våren 2003, da overvåkingsundersøkelsene i regi av DN ble avsluttet.



Figur 2. Nedbørfeltet til Flakstadelva med prøvetakingspunkter for biologiske og kjemiske undersøkelser. Stedet for kalkdosering er indikert.

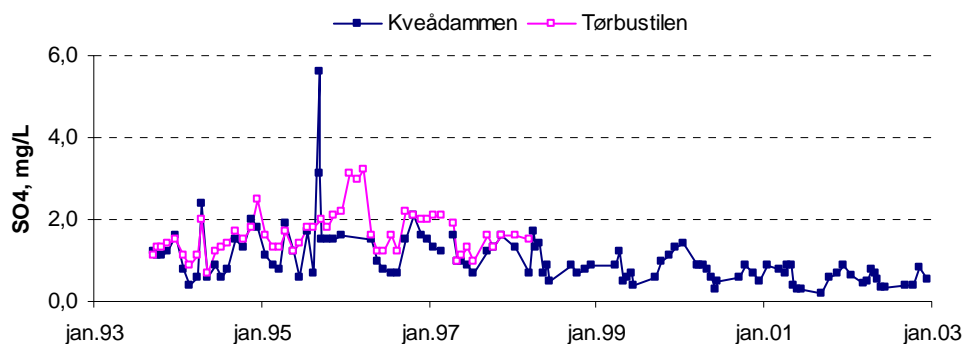
4.2.1 Bakgrunnsdata

Øvre del av Flakstadelva er forsuret, men sulfatkonsentrasjonene er redusert de siste årene (**Figur 3**), og hadde før kalking stor variasjon i vannkvalitet. Dette gjenspeiles på referansestasjonen Kveådammen (**Figur 4**). Nedenfor Brennsætersaga er det gunstig geologi, med kalkrike kambrosiluriske bergarter, som gjør forholdene for forsuringfølsomme organismer langt bedre. Her finnes da også et mer intakt organismsamfunn enn i øvre del.

Store myrområder og relativt liten avrenning gir svært høye konsentrasjoner av løst organisk stoff i vannet i dette vassdraget (**Figur 4**). De høye konsentrasjonene av TOC, med

årsmiddelverdier på omkring 15 mg/L, bidrar til at konsentrasjonen av labilt aluminium ikke er høyere enn ca. 10 $\mu\text{g L}^{-1}$.

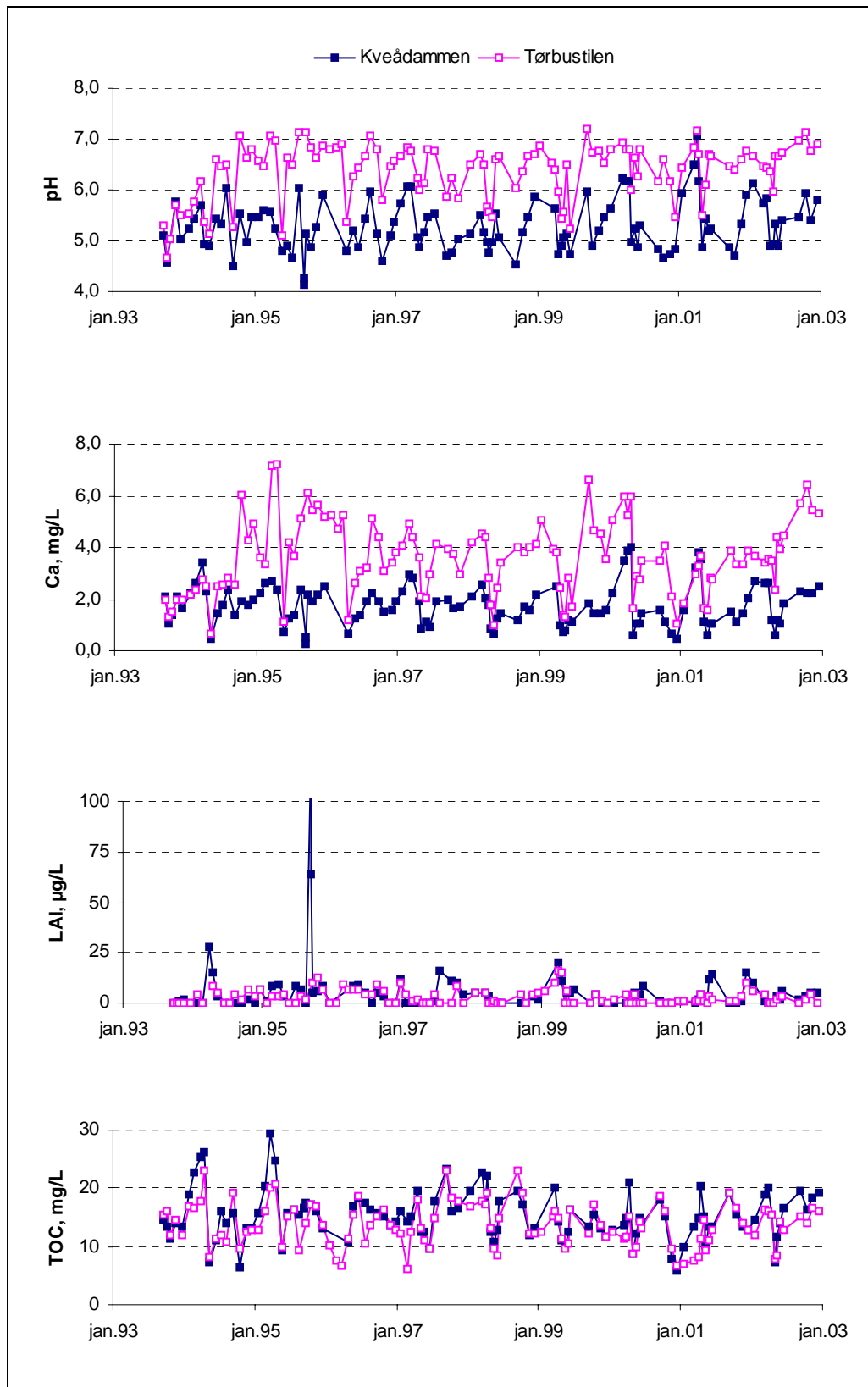
Ved Tørbustilen har pH vært relativ god etter kalking, men siden dosereren ikke er operativ vinterstid, er det dårligere vannkvalitet fram til etter snøsmelting. Det er en klar reduksjon i reaktivt aluminium (RAI) fra Kveådammen og ned til Tørbustilen på omlag 40 %. Kalkingen fører trolig til at Al endres til mer høymolekylære former med lite ladning (mindre reaktivt) og at Al eventuelt sedimenterer i innsjøen. Målingene av labilt aluminium (LAI) ved Tørbustilen har vist svært lave verdier i hele perioden, med unntak av tidlig høst 1995, da pH ble kraftig redusert og labilt Al ble mobilisert i en kort periode. Dette skyldtes oksydering av sulfid i myrområdene under sommertørke og deretter kraftig utvasking av svovelsyre.



Figur 3. SO_4 -konsentrasjoner i Flakstadelva. Toppen i 1995 ved Kveådammen kom etter langvarig tørke, oksidasjon av sulfid og påfølgende utvasking med nedbør i september. Ved Tørbustilen nedstrøms Nybusjøen kom toppen forsinket etter utjevning i innsjøbassenget. Prøvetaking ved Tørbustilen opphørte i 1998.

4.2.2 Beregninger av kritisk kjemisk variabel

Med unntak av episoden i 1995 har ANC alltid vært over 20 $\mu\text{ekv L}^{-1}$ i vassdraget oppstrøms kalking i undersøkelsesperioden (**Figur 5**). ANC_{0aa} gir et helt annet inntrykk av ANC-nivået. Svært mange verdier er under 20 $\mu\text{ekv L}^{-1}$ og mange er også under 0 $\mu\text{ekv L}^{-1}$. Dette gir en langt bedre vannkjemisk kopling mot fisk- og bunndyrstatus i elva. Som det er redegjort for i kapittel 5, må ANC_{0aa} være over 8 $\mu\text{ekv L}^{-1}$ på landsbasis for å finne 95 % sannsynlighet for god status.



Figur 4. Vannkjemiske data fra Flakstadelva. LAI er labilt Al og er det samme som løst, uorganisk Al (Al_i). Kveådammen er ukalket referansestasjon, mens Tørbustilen er nedstrøms kalking. Kalking startet i 1994.

Siden dette er en elv og ikke en innsjø, kan det være litt vanskelig å sammenlikne med denne innsjøbaserte grensen. Det er fordi grenseverdien er basert på representative høstprøver for innsjøer, mens vi her har sammenliknet med stikkprøver over året i en elv. Men antallet observasjoner med $ANC_{\text{aaa}} < 8 \mu\text{ekv L}^{-1}$ tilsier at fiskebestanden nok har problemer med reproduksjon uten kalking, særlig før 2001.

Vi har beregnet at forskjellen mellom ANC og ANC_{aaa} ($ANC - ANC_{\text{aaa}}$) er $52 \mu\text{ekv L}^{-1}$ i middel. Det tilsvarer middelkonsentrasjonen av TOC på $15,3 \text{ mg L}^{-1}$ multiplisert med sterkesyrefaktoren 10,2/3 fra likningen for ANC_{aaa} . I lokaliteter med så høy TOC-konsentrasjon blir forskjellene svært store, og det er åpenbart at den ordinære ANC ikke direkte kan vurderes på basis av ANC-grensen på $20 \mu\text{ekv L}^{-1}$.

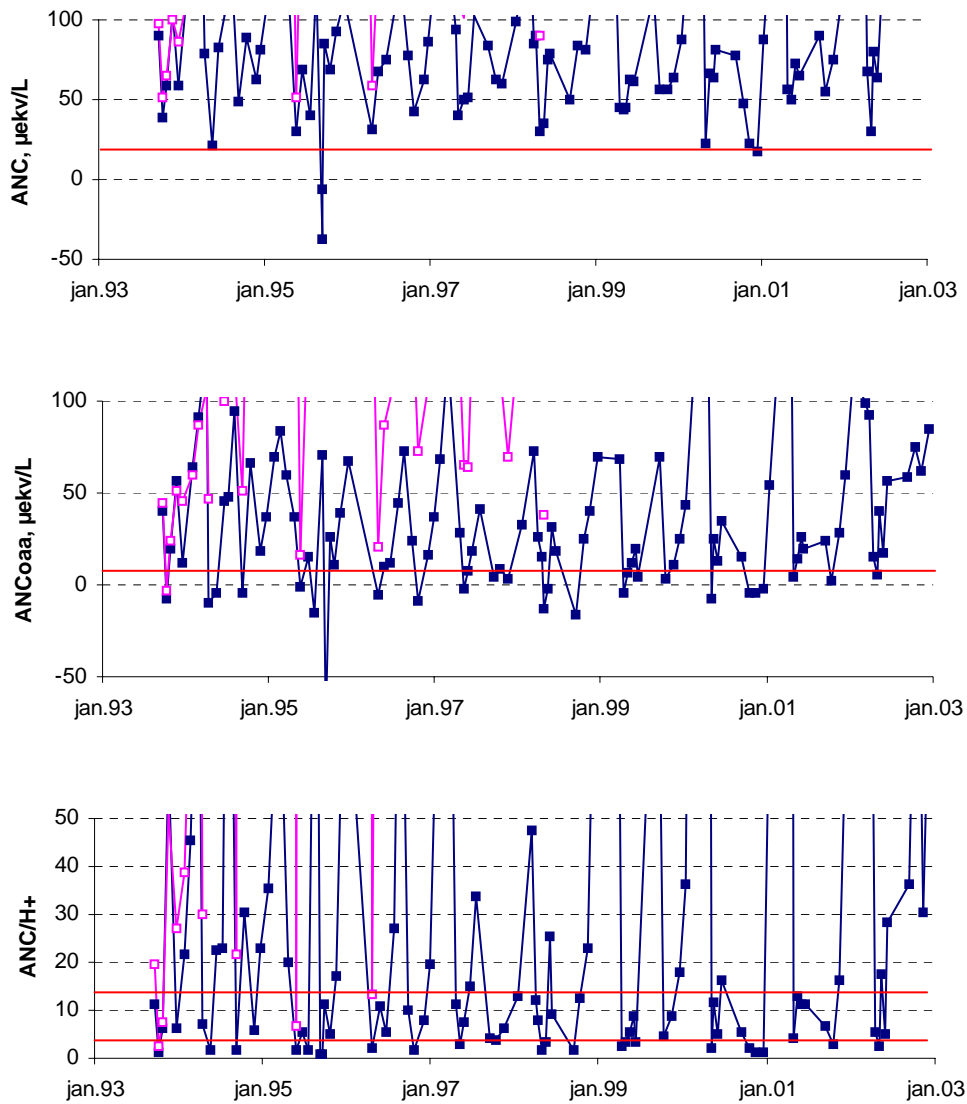
Parameteren ANC/H^+ gir også et langt bedre bilde av forsuringsstatus enn ANC, idet begge grenseverdiene på 5 og 15 overskrides oppstrøms kalking i hele perioden med vannkjemiske data (**Figur 5**). Når konsentrasjonen av H^+ blir lav, for eksempel om sommeren eller etter kalking, blir ANC/H^+ svært høy, men nivået på disse tallene er irrelevant.

Det er en tendens i dette materialet til at ANC/H^+ tilsier en dårligere biologisk status enn ANC_{aaa} . Mens 28 av 108 ANC_{aaa} -verdier (26 %) er under grenseverdien på $8 \mu\text{ekv L}^{-1}$, er 58 (54 %) av $ANC/H^+ < 15$ og 27 (25 %) av $ANC/H^+ < 5$.

4.2.3 Effekter av kalking

Kalkingen startet i 1994 og har hatt en klar effekt på alle de tre "ANC"-parametrene. ANC kunne imidlertid bare beregnes fram til 1998 pga innskrenkninger i analyseomfanget. De data som finnes viser at ANC ikke var under $50 \mu\text{ekv L}^{-1}$ etter kalking, at ANC_{aaa} bare unntaksvis kom ned til $20 \mu\text{ekv L}^{-1}$, men at ANC/H^+ to ganger var mellom 5 og 15. Den ene av disse anledningene var seint i mai 1995, da pH pga snøsmelting og manglende kalking kom helt ned i 5,11. Den andre var i slutten av april året etter da pH kom ned i 5,36 av samme årsak. Begge ganger var Ca-konsentrasjonen helt nede i $1,1 \text{ mg L}^{-1}$, noe som helt klart viser effekten av at kalkdosering i dette vassdraget ikke skjer vinterstid og ikke kommer i gang igjen før etter snøsmeltingen. Selv om disse to observasjonene indikerer dårlig vannkvalitet, er det grunn til å tro at vannkjemien etter kalking var akseptabel basert på både ANC_{aaa} og ANC/H^+ .

Ifølge de undersøkelser som er gjort på fisk og invertebrater (bunndyr) i vassdraget, se DN's overvåkingsrapporter for årene fram til og med 2002, har det vært en rask reetablering av forsuringsfølsom fauna etter kalking og mjøsauren bruker igjen Flakstadelva som reproduksjonsområde. Det er også etablert en fiskebestand i Nybusjøen nedstrøms kalkdoseringen.



Figur 5. ANC, ANC_{0aa} og ANC/H⁺ for Flakstadelva. De respektive kritiske verdier i forhold til fare for skader på aure er vist med røde linjer. Kritiske verdier er hhv. 19 og 8 µekv/L for ANC og ANC_{0aa} (se avsnitt 4.1.1) og 5 og 15 (ubenevnt) for ANC/H⁺ (se kapittel 3). Se forrige figur for stasjonsforklaring. Legg merke til at de høyeste verdiene ikke er vist i figurene.

4.3 Effekter på Langtjern i Buskerud

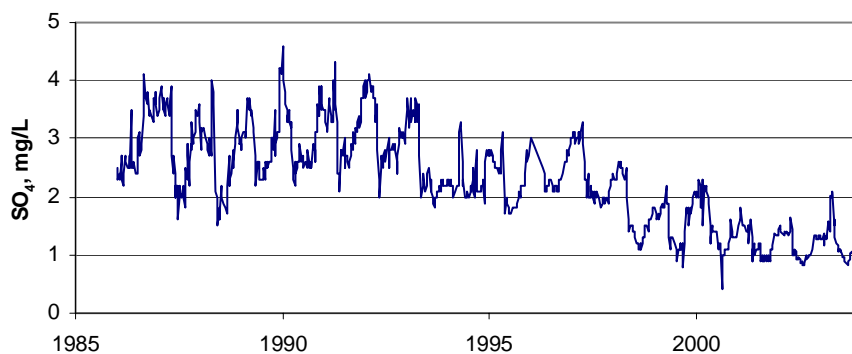
Langtjern har vært del av NIVAs forsøringsundersøkelser siden 1972, og med unntak av perioden 18. desember 1983 til 30. juni 1985 finnes det komplette data for en rekke variable. Men, med unntak av en 2-3 års periode midt på 1970-tallet, kom ikke TOC med i analysene før i 1986. Langtjern ligger 510 moh, øst for Krøderen i Buskerud fylke (**Figur 6**), og representerer derfor høyereliggende skogsinnsjøer på Østlandet.



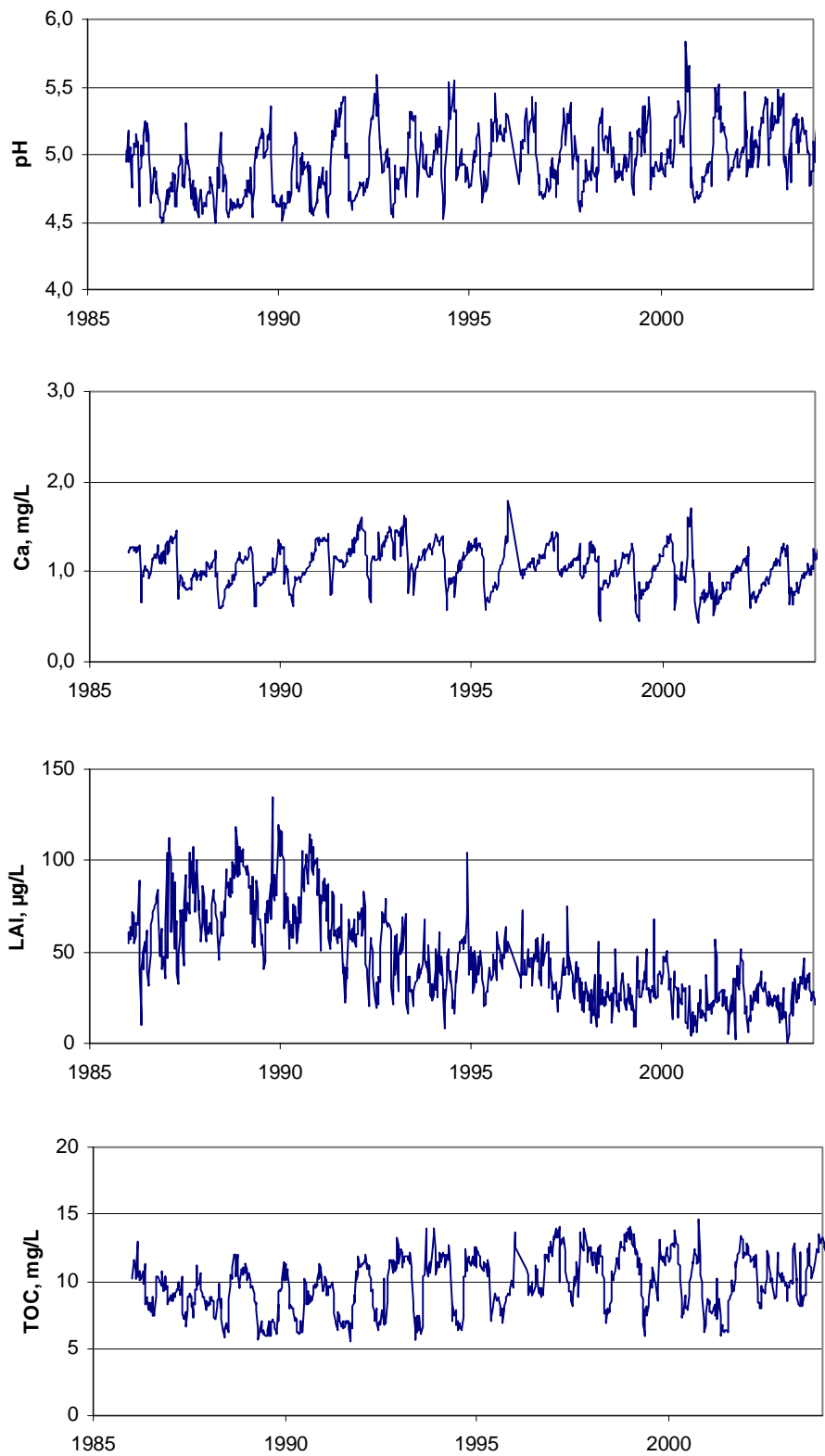
Figur 6. Langtjern ligger øverst i Lielvis nedbørfelt og drenerer til Krøderen. Det gjennomgripende elvenettet er lagt inn i kartet, og alle innsjøer får derfor en eller flere blå linjer. REGINE-felt er også lagt inn. Basert på NVE Atlas.

4.3.1 Bakgrunnsdata

Vannet har vært sterkt surt, med pH mellom 4,5 og 5,0 på 1980-tallet, men redusert sulfatkonsentrasjon siden tidlig på 1990-tallet (**Figur 7**) har endret bildet noe når det gjelder pH (**Figur 8**). Den høyeste pH-verdien i perioden 1986-2003 var 5,84 i slutten av august i 2000. Ellers er det svært sjeldent målt $\text{pH} > 5,5$. Konsentrasjonen av løslitt Al er markert redusert fra 50-100 $\mu\text{g L}^{-1}$ og ned til under 50 $\mu\text{g L}^{-1}$. TOC er økt utover på 1990-tallet til et nivå rundt 10 mg L^{-1} .



Figur 7. Endring i sulfatkonsentrasjon på Langtjern.



Figur 8. Vannkjemiske data for Langtjern. LAI er løsløst Al og er det samme som løst, uorganisk Al (Al_i).

4.3.2 Beregninger av kritisk kjemisk verdi

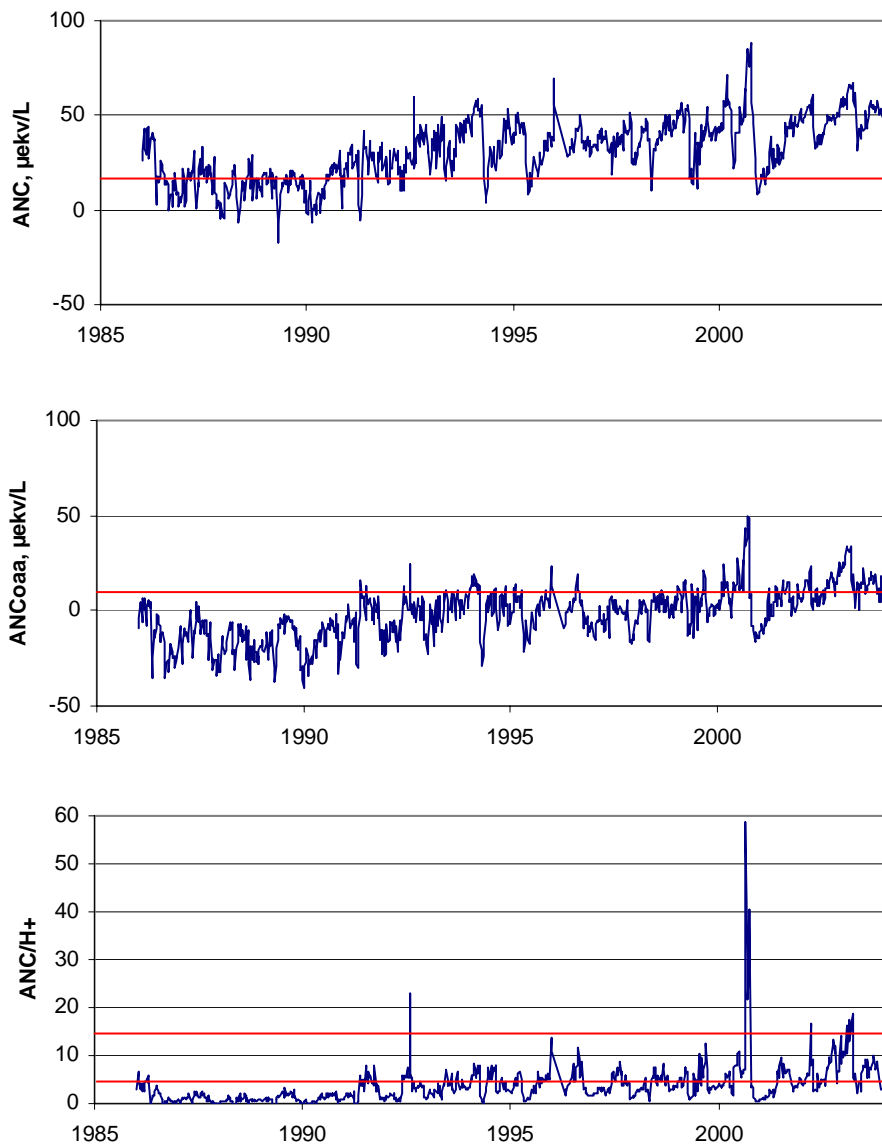
ANC i Langtjern var noe under $20 \mu\text{ekv L}^{-1}$ på 1980-tallet, men er økt til nærmere $50 \mu\text{ekv L}^{-1}$ (**Figur 9**). Samtidig med høy pH i august-september 2000 ble det beregnet spesielt høy ANC-verdi på $80 \mu\text{ekv L}^{-1}$.

Basert på en tradisjonell vurdering av ANC skulle dette ha gitt grunnlag for vellykket reproduksjon av utsatt fisk allerede midt på 1990-tallet, da ANC var økt til over $20 \mu\text{ekv L}^{-1}$. Men det er fortsatt problemer med å få etablert en bestand (Lydersen et al. 2004b). Figuren for ANC_{aaa} viser hvorfor; ANC_{aaa} er i middel $34 \mu\text{ekv L}^{-1}$ lavere enn ANC og har vært omkring $0 \mu\text{ekv L}^{-1}$ i mange år. Men middelverdien for årene 2001-2003 er ca. $10 \mu\text{ekv L}^{-1}$, og sannsynligheten for en god fiskebestand er stor. Så muligheten skulle nå være til stede for at fisken kan reprodusere.

ANC/H^+ var < 5 fram til tidlig på 1990-tallet, da verdier mellom 5 og 10 kom inn i større grad. Men $\text{ANC}/\text{H}^+ < 5$ er beregnet for hele perioden. Det er først de aller siste årene at $\text{ANC}/\text{H}^+ > 15$ er registrert, men kun i kortere perioder. Det vil si at mens ANC_{aaa} nå indikerer akseptable forhold, indikerer ANC/H^+ ikke-akseptable forhold. Igjen gir ANC/H^+ en strengere vurdering enn ANC_{aaa} .

I materialet fra Langtjern er ANC/H^+ sjelden svært/ekstremt høy, kun i august og september 2000. Det skyldes at pH stor sett har vært lav.

Det kan være interessant å se nærmere på høsten 2000 også. Alle ANC-variantene viste da klare tegn på uakseptable forhold, selv om en selvsagt skal være forsiktig med å overdramatisere enkelte episoder i en innsjø. Poenget er at de lave verdiene ble ledsaget av svært lave ($< 20 \mu\text{g L}^{-1}$) konsentrasjoner av LAI. Det var langvarig flom på Østlandet som forårsaket disse endringene, og reduksjonen i ANC-verdiene skyldtes først og fremst fortynning; Ca-konsentrasjonen ble redusert fra 1,5 til $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ og TOC-konsentrasjonen nesten halvert. Vannkvaliteten i denne perioden kan derfor ha vært mindre kritisk for fisk enn enkeltverdier for ANC-parametrene skulle tilsi.



Figur 9. ANC, ANC_{0aa} og ANC/H^+ for Langtjern i perioden 1986-2003. De respektive kritiske verdier i forhold til fare for skader på aure er vist med røde linjer. Kritiske verdier er hhv. 19 og 8 $\mu\text{ekv/L}$ for ANC og ANC_{0aa} (se avsnitt 4.1.1) og 5 og 15 (ubenevnt) for ANC/H^+ (se kapittel 3). Se forrige figur for stasjonsforklaring.

4.4 Effekter på Lille Hovvatn i Aust-Agder

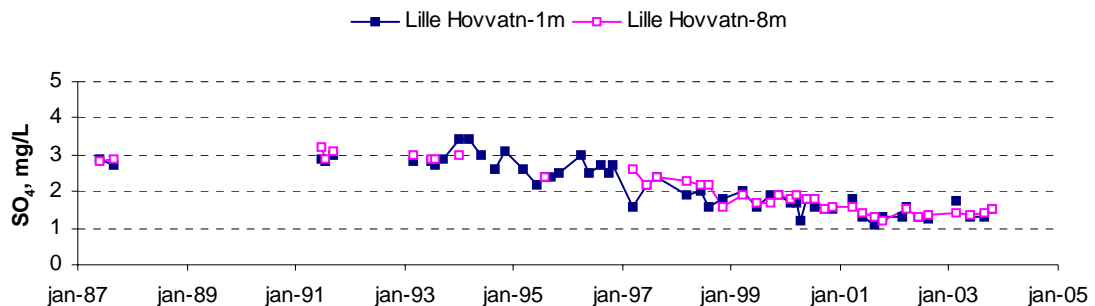
Lille Hovvatn er et ukalket referansevann i nedbørfeltet til Store Hovvatn i Aust-Agder (**Figur 10**). Begge er undersøkt i over 20 år, og det finnes gode innsjødata fra midt på 1970-tallet for Store Hovvatn (Hindar og Wright 2005).



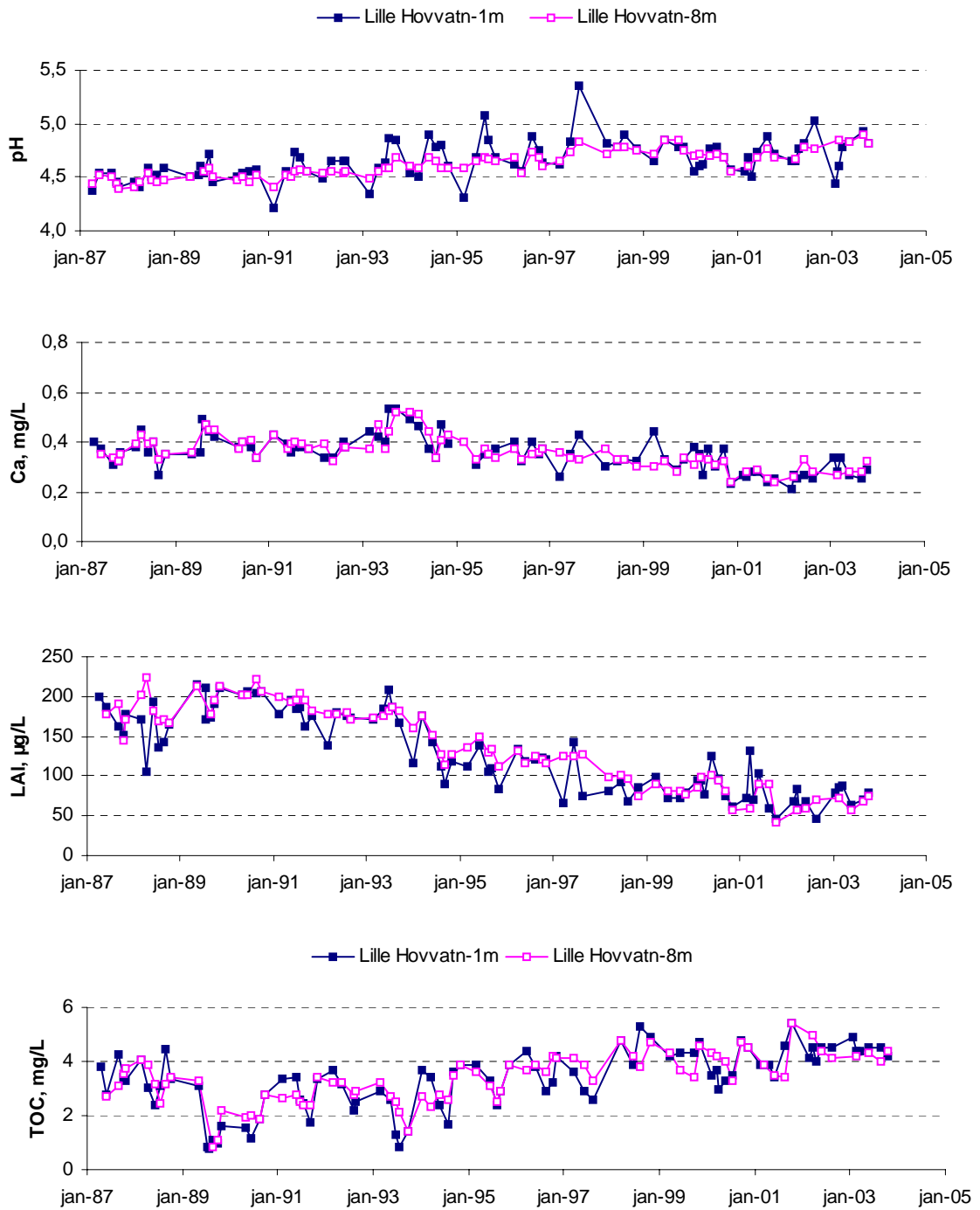
Figur 10. Lille Hovvatn ligger i nedbørfeltet til Store Hovvatn. REGINE-felt er lagt inn i figuren. Basert på NVE Atlas.

4.4.1 Bakgrunnsdata

Området har vært sterkt preget av forurening, men svovelnedfallet, og dermed sulfatkonsentrasjonen, er redusert med nær 50 % på 10 år (**Figur 11**). Det har gitt en merkbar økning i pH, en reduksjon i LAI på mer en 50 % (**Figur 12**), men også en klar reduksjon i Ca-konsentrasjon. Parallelt er TOC-konsentrasjonen økt fra et minimum rundt 1990 og fram til siste års nivå på 3-5 mg L⁻¹.



Figur 11. Utvikling av sulfatkonsentrasjonen på Lille Hovvatn.

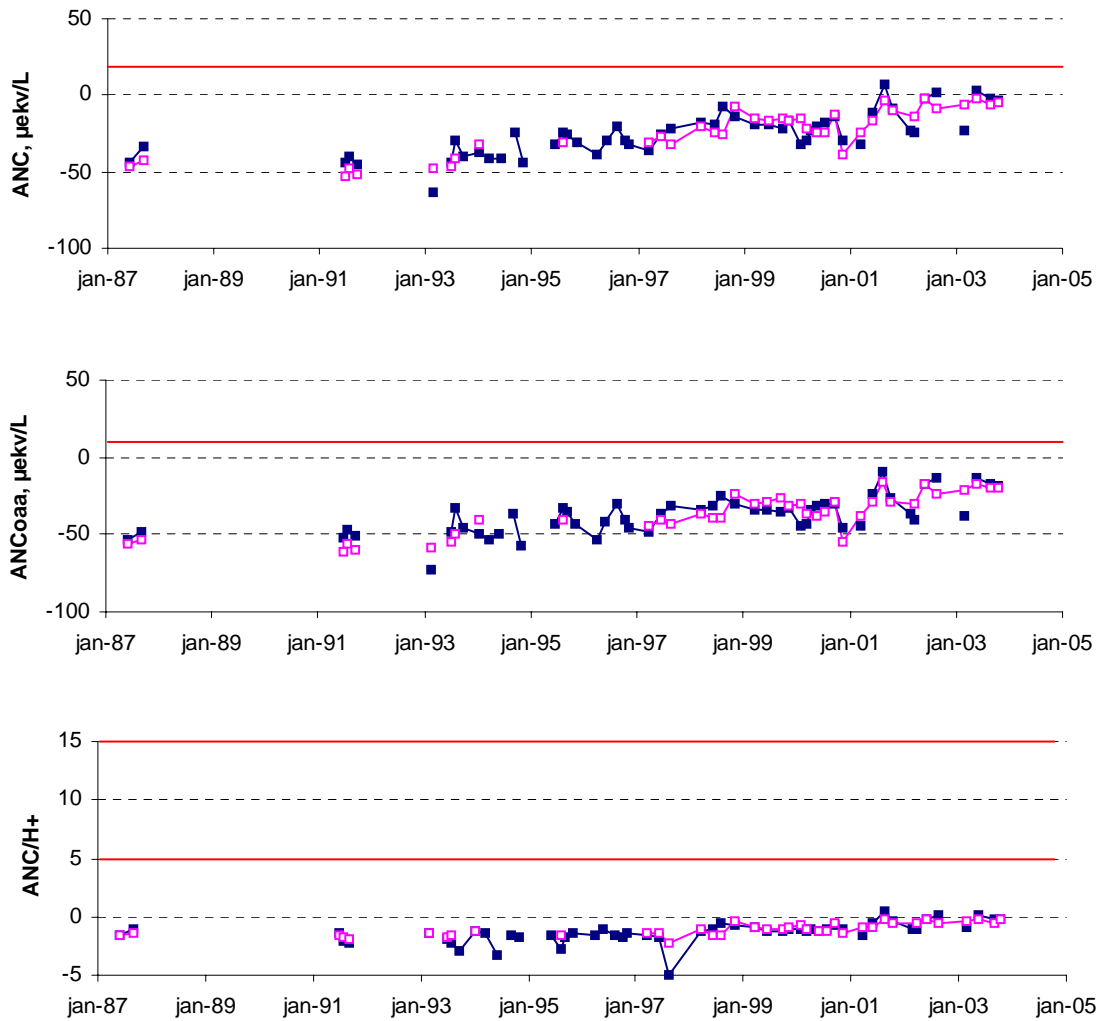


Figur 12. Vannkjemiske data for Lille Hovvatn. LAI er labilt Al og er det samme som løst, uorganisk Al (Al_i).

4.4.2 Beregninger av kritisk kjemisk verdi

I Lille Hovvatn er vannkvaliteten fortsatt dårlig for fisk, med $\text{pH} < 5$ og $\text{LA1} > 50 \mu\text{g L}^{-1}$. ANC er da også under grenseverdien på $20 \mu\text{ekv L}^{-1}$ og også godt under $10 \mu\text{ekv L}^{-1}$, som antas å være en førforsuringsverdi i denne svært ionefattige innsjøen (Hindar og Wright 2005). Siden TOC-konsentrasjonen i dagens situasjon er moderat, blir forskjellen mellom ANC og ANC_{Oaa} forholdsvis liten, $13 \mu\text{ekv L}^{-1}$ i middel. Men 10 år tidligere var TOC-konsentrasjonen enda lavere, mellom 1 og 4mg L^{-1} , og da var forskjellen helt ned mot $3 \mu\text{ekv L}^{-1}$.

Også ANC/H^+ viser helt klart at denne innsjøen har en lite tilfredsstillende vannkvalitet, med verdier svakt økende mot 0. Ingen av verdiene for ANC/H^+ er i nærheten av grenseverdiene.



Figur 13. ANC, ANC_{Oaa} og ANC/H^+ for Lille Hovvatn. De respektive kritiske verdier i forhold til fare for skader på aure er vist med røde linjer. Kritiske verdier er hhv. 19 og $8 \mu\text{ekv/L}$ for ANC og ANC_{Oaa} (se avsnitt 4.1.1) og 5 og 15 (ubenevnt) for ANC/H^+ (se kapittel 3). Se forrige figur for stasjonsforklaring.

5. Effekter på tålegrenseberegninger

5.1 Tålegrenser og tålegrensemodeller

Begrepet "naturens tålegrenser" (eng.: critical load) er i dag akseptert som utgangspunkt for politiske beslutninger om reduksjoner i utslipp av svovel og nitrogen. Naturens tålegrenser er et anslag over hvor mye naturen kan motta av et forurensende stoff uten å påføres skade. Selv om påvirkning av luftforurensninger bare er en av flere trusler mot det biologiske mangfoldet, har man utviklet relativt presise mål for et bærekraftig forurensningsnivå. Videre kan vi kvantifisere den belastningen som overskrider tålegrensen i forskjellige områder. Det er derfor grunnlag for og muligheten til, via internasjonale forhandlinger, å fatte politiske beslutninger om miljømål som står direkte i forhold til tålegrensene.

Tålegrensen for forsuring av overflatevann er basert på at syretilførselen ikke skal overskride forvittringshastigheten (bufferproduksjonen) i nedbørfeltet minus den mengde buffer som skal til for å beskytte sensitive biota mot skader. I praksis er grenseverdiene satt for å kunne opprettholde en selvreproduserende aurebestand.

Vi har anvendt to modeller for å beregne tålegrenser for sur nedbør (svovel og nitrogen) til overflatevann i Norge

1. The Steady-State Water Chemistry (SSWC) modellen beregner tålegrenser for sterk syre og dagens overskridelse (UNECE 1996), (Henriksen og Posch 2001).
2. The First-order Acidity Balance (FAB) modellen beregner separate tålegrenser for svovel og nitrogen og deres overskridelser (Henriksen og Posch 2001).

SSWC-modellen anslår forvittringshastigheten for nedbørfeltet utfra dagens vannkjemi (basekationer) og beregner ved hjelp av en faktor den delen av basekationene i vannet i dag som skyldes ionebytting i jorda. Buffermengden som må til for å beskytte det valgte biota (fisk for Norge) kalles ANC_{limit} .

FAB-modellen beregner som nevnt separate tålegrenser for svovel og nitrogen, og tar hensyn til opptaksprosesser for nitrogen i jorda og i selve innsjøen og sedimentene. Med FAB-modellen kan vi derfor beregne overskridelsene for både svovel og nitrogen.

Den vesentlige forskjellen mellom de to modellene er hvordan de behandler nitrogennedfallet. SSWC modellen er basert på den antagelsen at nitrogenopptaket i framtiden vil fortsette å være som observert i dag, mens en med FAB modellen beregner at en større andel nitrogen vil bidra til forsuring i framtiden. Modellene er beskrevet i detalj i andre publikasjoner (Henriksen og Posch 2001).

Grenseverdien for ANC for skader på biota (ANC_{limit}) er en viktig inngangsvariabel for beregning av tålegrenser for forsuring og tilhørende overskridelser. I det følgende viser vi hvordan en grenseverdi basert på ANC_{oaa} kan inkluderes i tålegrenseberegningene med SSWC-modellen. I prinsippet kan samme framgangsmåte benyttes også i FAB modellen.

5.2 Utleddning av grenseverdi for ANC_{oaa}

SSWC (Steady State Water Chemistry) modellen beregner tålegrenser for summen av syretilførsler. Modellen kan beskrives ved følgende ligning:

$$CLA = BC_w + BC_{dep}^* - BC_u - ANC_{limit} = Q([BC]_0^* - [ANC]_{limit}), \text{ hvor:}$$

CLA er tålegrensen

BC_w er forvittringshastigheten for basekationer

BC_{dep}^* er avsetning (deposisjon) av basekationer (sjøsalkkorrigert, derav stjerne)

BC_u er opptak av de tre basekationene Ca^{2+} , Mg^{2+} og K^+ .

Q er årlig avrenningsfluks

$[BC]_0^*$ er basekationkonsentrasjonen i vann dersom det ikke tilføres sur nedør

ANC_{limit} er grenseverdien for ANC

For å kunne beregne tålegrensen basert på kun vannkjemidata må denne ligningen omformes og utvides med andre ligninger basert på empiriske sammenhenger. Dette er det redegjort for i detalj andre steder og utledes ikke her (Henriksen og Posch 2001).

Dersom vi ønsker å ta hensyn til justeringen av ANC for sterke organiske syrer (ANC_{oaa}) i dose-respons sammenhengen med fiskebestander, må tilsvarende justering gjøres for ANC_{limit} i tålegrensemodellen. Dette kan gjøres ved å korrigere konsentrasjonen av basekationer som er tilgjengelig for bufring med sterksyredelen av de organiske anionene på samme måte som beskrevet i ANC-justeringen tidligere. Dette kan gjøres ved å trekke bidraget fra de organiske sterksyreanionene fra den opprinnelige basekationkonsentrasjonen på denne måten:

$$CLA_{oaa} = Q([BC]_0^* - 1/3 \cdot SD \cdot [TOC] - [ANC]_{limit,oaa}), \text{ der}$$

SD er "site density" på 10,2 $\mu\text{ekv mg TOC}^{-1}$.

$[ANC]_{limit,oaa}$ er nå grenseverdien for ANC justert for organiske syrer, parallelt med $[ANC]_{limit}$ i den tradisjonelle metoden.

I praktiske anvendelser kan tallverdien for $[ANC]_{limit,oaa}$ benyttes på samme måte som tallverdien for $[ANC]_{limit}$, men med en viktig endring: Forholdet mellom fiskestatus og ANC forskyves og $[ANC]_{limit,oaa}$ blir lavere enn $[ANC]_{limit}$. Basert på dose-respons forholdet ved 95 % sannsynlighet for god aurestatus fant man $[ANC]_{limit} = 20 \mu\text{ekv L}^{-1}$. Om man korrigerer får vi verdien 8 $\mu\text{ekv L}^{-1}$ for $[ANC]_{limit,oaa}$.

Man kan også benytte en variabel $[ANC]_{limit,oaa}$ ($[ANC]_{limit,oaa,var}$). Den justeres for hvert enkelt vann for å ta hensyn til nedbørfeltets egenskaper på samme måte som den variable grenseverdi for ANC ($[ANC]_{limit,var}$), som i dag benyttes i de nasjonale tålegrensebergningene. Utledet på samme måte som $[ANC]_{limit,var}$ etter Henriksen og Posch (2001) og med justering av BC_0^* for sterksyredelen av TOC, får vi:

$$ANC_{limit,var} = k \cdot CLA_{oaa}$$

$$CLA_{oaa} = ANC_{limit,var} / k$$

$$CLA_{oaa} = Q(BC_0^* - 1/3SD \cdot TOC - k \cdot CLA_{oaa})$$

$$CLA_{oaa} = Q(BC_0^* - 1/3SD \cdot TOC) / (1 + Q \cdot k)$$

$$ANC_{lim,oaa,var} = k \cdot Q(BC_0^* - 1/3SD \cdot TOC) / (1 + Q \cdot k)$$

Ved utledningen av $ANC_{limit,var}$ viste Henriksen og Posch (2001) at ANC-området 0-50 $\mu\text{ekv L}^{-1}$ ga en sannsynlighet på mellom hhv. 50% og 0% for å ha en skadet aurebestand, men at variasjonen var stor ved en og samme ANC-verdi. Om vi bruker tilsvarende grenser for dose-respons sammenhengen for aure med ANC_{oaa} får vi et spenn fra -13 til 40 $\mu\text{ekv L}^{-1}$ for området med hhv. 50 % til 0,05 % sannsynlighet for en skadet bestand. Vi setter den øvre

grensen for å ha en god bestand til $40 \mu\text{ekv L}^{-1}$ for ANC_{aaa} , ved en tålegrense på $200 \text{ mekv m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ og over. Dette vil endre k-verdien i uttrykket for $\text{ANC}_{\text{limit,var}}$ til 0.2 (fra 0,25) for norske forhold.

Hvis vi igjen bruker faktoren $1/3 \cdot \text{SD} = 3,4$, får vi:

$$\text{ANC}_{\text{lim,aaa,var}} = \min\{0,2 \cdot \text{Q}(\text{BC}_0^* - 3,4 \cdot \text{TOC}) / (1 + \text{Q} \cdot 0,2), 40\},$$

som kan byttes ut med $\text{ANC}_{\text{lim,var}}$ i beregning av tålegrensen. Beregningen gir grenseverdier på mellom -13 og $40 \mu\text{ekv L}^{-1}$ avhengig av innsjøens forsuringsfølsomhet. Liten følsomhet gir høy grenseverdi. Hvordan dette virker i praksis viser vi i neste kapittel.

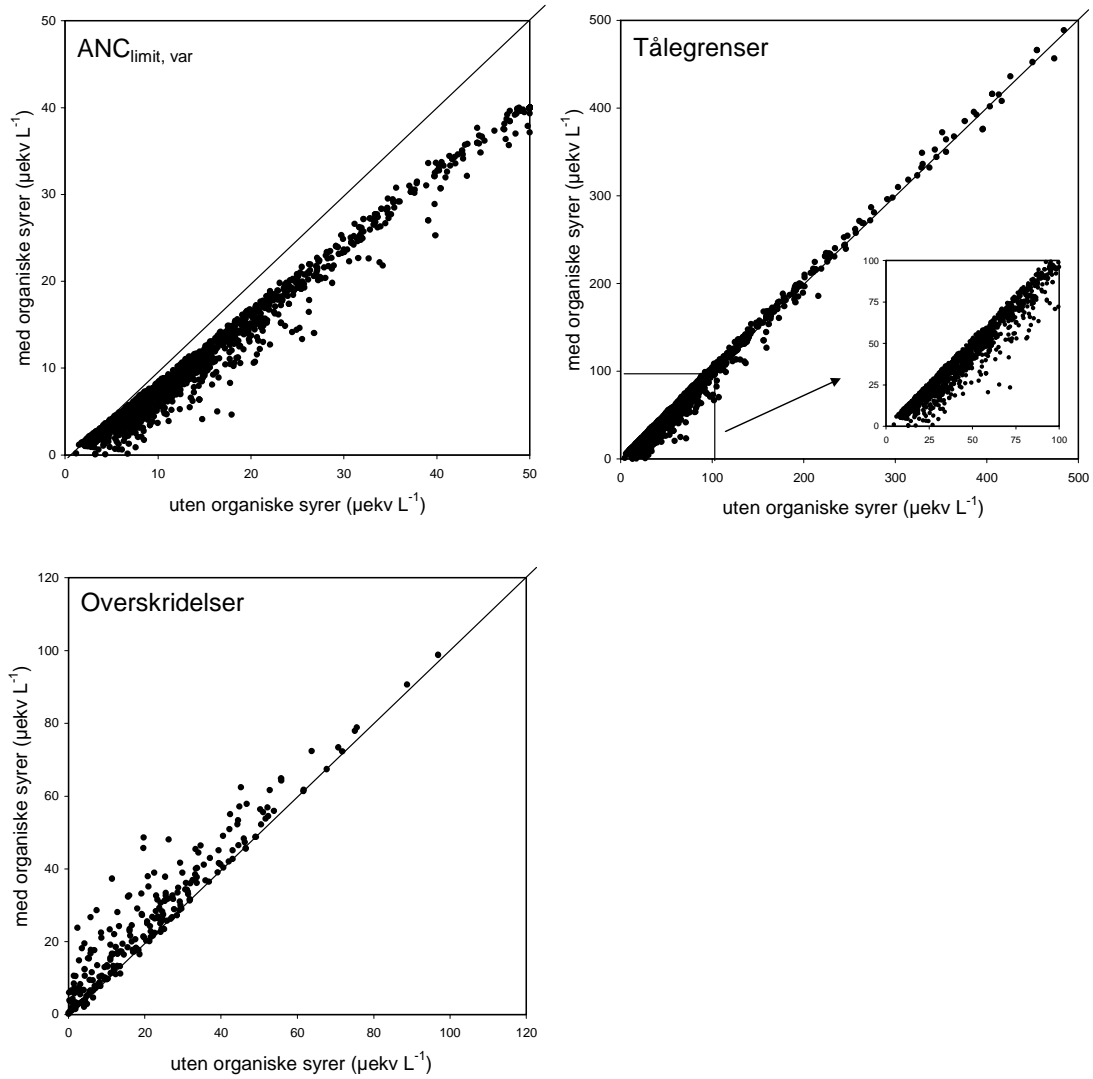
5.3 Testing på data i tålegrensebasen

Ved hjelp av framgangsmåten beskrevet over har vi beregnet nye tålegrenser og overskridelser der vi tar hensyn til de sterke organiske syrene ved å bruke ANC_{aaa} . Vi har brukt datasettet i den nasjonale tålegrensedatabasen og gjort beregninger med SSWC modellen. I beregning av overskridelser er data for perioden 1997-2001 benyttet (Hole og Tørseth 2002).

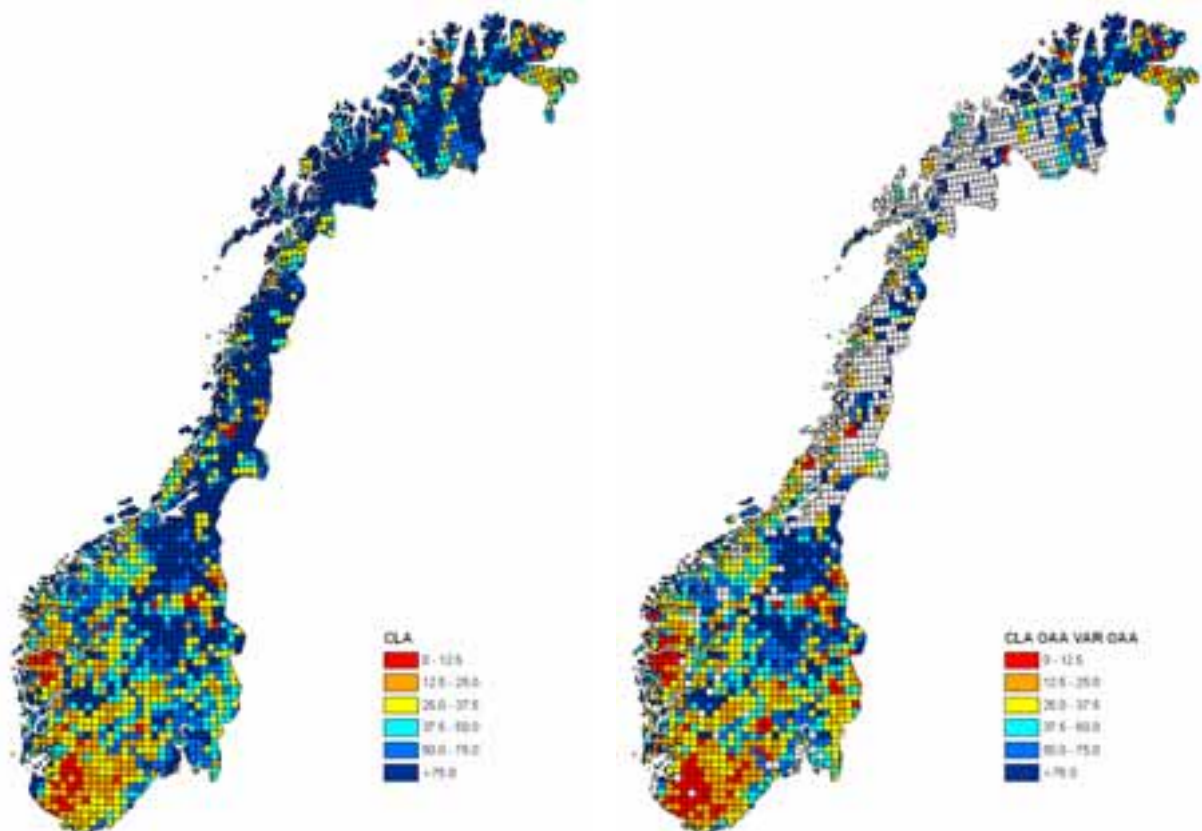
Grenseverdien for ANC ($\text{ANC}_{\text{limit,var}}$) blir lavere når vi inkluderer organiske syrer (**Figur 14**). For de mest følsomme vannene, altså de med laveste grenseverdier, vil justeringen for organiske anioner gi en reduksjon i grenseverdien på 1-5 $\mu\text{ekv L}^{-1}$. For noen vann kan endringen være større. Ved anvendelse av de nye grenseverdiene er det selvsagt viktig at man sammenligner den organisk justerte grenseverdien med organisk justert ANC (ANC_{aaa}) og ikke den vanlige ANC.

Tålegrensen blir noe lavere når vi inkluderer de organiske anionene. Forskjellen er særlig viktig for de mest følsomme vannene (de med lavest tålegrenser fra før). For eksempel vil lokaliteter med tålegrense på $25 \mu\text{ekv L}^{-1}$ med den tradisjonelle metoden få redusert tålegrensen med mellom $0 \mu\text{ekv L}^{-1}$ og $10 \mu\text{ekv L}^{-1}$ for de fleste lokaliteter. For enkelte vann kan endringen bli over $20 \mu\text{ekv L}^{-1}$.

Når tålegrensen blir lavere etter korreksjon, blir overskridelsene tilsvarende høyere. Overskridelsene øker med inntil $10 \mu\text{ekv L}^{-1}$ for de fleste lokaliteter, men med over $20 \mu\text{ekv L}^{-1}$ noen steder.



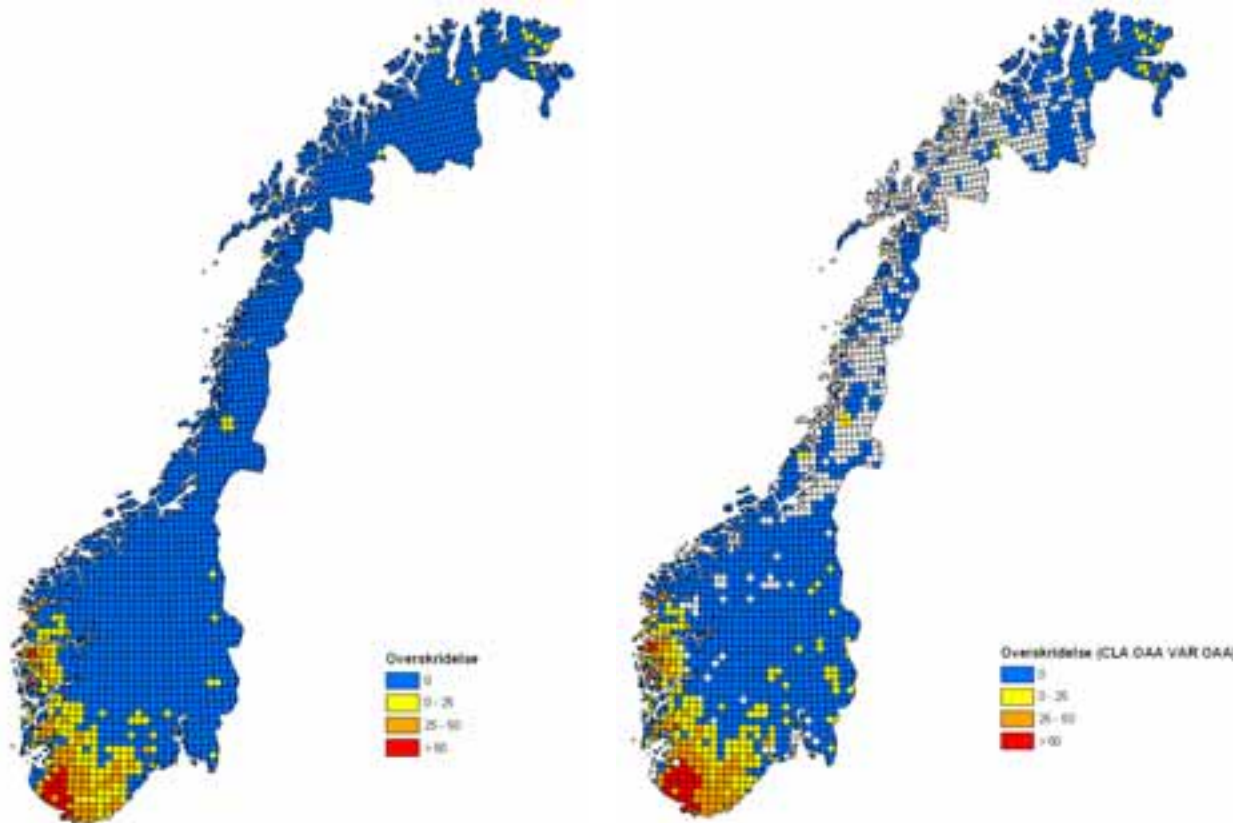
Figur 14. Sammenligning av grenseverdien for ANC ($\text{ANC}_{\text{limit, var}}$), tålegrenser og overskridelse av tålegrenser med og uten hensyn til de sterke organiske syrene.



Figur 15. Tålegrenser for overflatevann med og uten hensyn til organiske anioner. I kartet til venstre er variabel ANC-grense (standard $ANC_{\text{limit, var}}$) benyttet, til høyre variabel ANC-grense justert for organiske anioner ($ANC_{\text{limit, var, oaa}}$). Beregningene er gjort med SSWC modellen. For en del felt i Midt- og Nord-Norge er det brukt diverse dataserier uten TOC, derfor hvite felt i kartet til høyre.

Figur 15 viser kartet for tålegrenser for Norge beregnet med den tradisjonelle metoden og den nye metoden med justering for organiske anioner. Som også vist i **Figur 14** blir tålegrensene noe lavere når ANC_{limit} justeres for organiske anioner. Dette fører til at noen ruter skifter fargeklasse på kartet og at de mest følsomme områdene får noe økt utstrekning.

Tilsvarende får vi en forskyvning i overskridelsene av tålegrensene med noen områder som skifter fargeklasse til en høyere overskridelse (**Figur 16**). Områdene i sør og sørvest med høye overskridelser blir noe større. I tillegg får man overskridelse i enkelte områder som med den tradisjonelle metoden ikke har overskridelse.

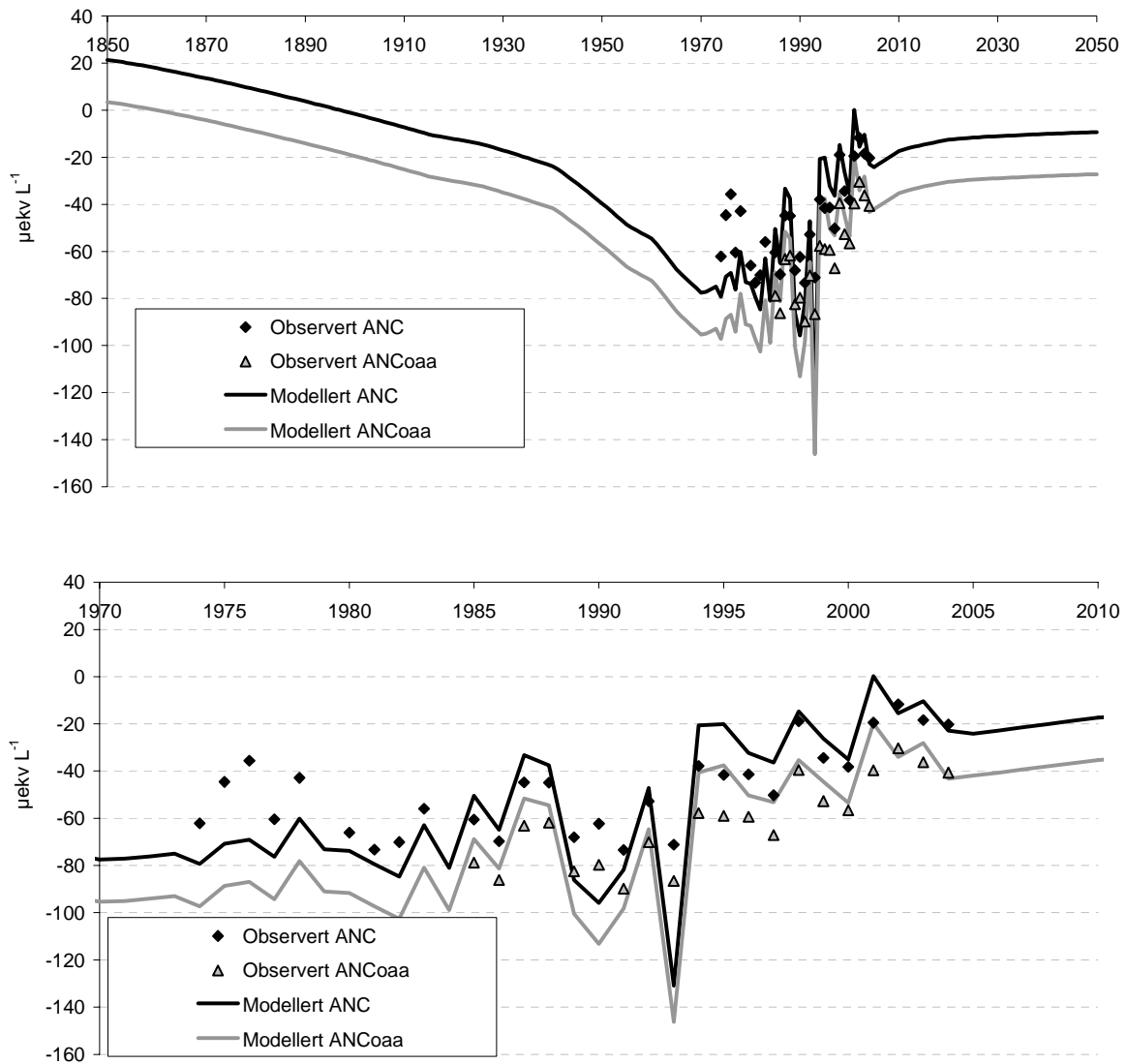


Figur 16. Overskridelse av tålegrenser for overflatevann med og uten hensyn til organiske anioner. I kartet til venstre er variabel ANC-grense (standard $ANC_{limit, var}$) benyttet, til høyre variabel ANC-grense justert for organiske anioner ($ANC_{limit, var, oaa}$). Beregningene er gjort med SSWC modellen, og deposisjonsdata er for perioden 1997-2001 (Hole og Tørseth 2002). De hvite feltene i kartet til høyre framkommer fordi det mangler TOC data.

5.4 Effekter på beregning av framtidig ANC

For å kunne beregne forventet forbedring i vannkvaliteten over tid må man bruke dynamiske modeller. Dynamiske modeller gir informasjon om hvor raskt (eller langsomt) endringene skjer. Dette er et viktig poeng, fordi det ofte ligger store tidsforsinkelser i de kjemiske reaksjonene i nedbørsfeltet. Modellberegningene kan dermed gi informasjon både om vannkvaliteten blir tilfredsstillende etter et tiltak og om hvor lang tid det tar før målet er nådd. MAGIC modellen (Cosby et al. 1985) er den dynamiske forsuringsmodellen som er mest benyttet for overflatevann.

På samme måte som for ANC beregnet fra observasjoner, kan også modellert ANC korrigeres for organiske anioner. Modellert ANC_{oaa} vil ligge lavere enn ANC, men må også sammenlignes med den lavere grenseverdien for ANC_{oaa} . For Birkenesfeltet i Aust-Agder, som stort sett har TOC-konsentrasjoner i området $3-10 \text{ mg L}^{-1}$, gir TOC-korreksjon en i gjennomsnitt $17 \mu\text{eq L}^{-1}$ lavere ANC verdi. Grenseverdien basert på det nasjonale innsjømaterialet ligger ca $12 \mu\text{eq L}^{-1}$ lavere etter TOC korreksjon. Forskjellen etter korreksjon viser altså en litt større forskjell mellom modellert ANC_{oaa} og tilhørende grenseverdi enn den vi får uten å ta hensyn til TOC. Forskjellen mellom modellert ANC og ANC_{oaa} er vist i **Figur 17**.



Figur 17. Eksempel på forskjellen mellom ANC og ANC_{aaa} ved dynamisk modellering. De heltrukne linjene viser modellberegninger med MAGIC modellen (svart linje er ANC, grå linje ANC_{aaa}). Punktene viser beregnet ANC (svart) og ANC_{aaa} (grå) basert på observasjonene. Data benyttet i eksempelet er fra feltforskningsområdet Birkenes.

6. Referanser

- Buffam, I. and Laudon, H. 2004. A multivariate analysis of the relationship between fish populations and chemical acidity status in Swedish lakes. Summary report as contribution to: "Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag". Institution för Skogsekologi, SLU, Umeå. 19 p.
- Cosby, B. J., Hornberger, G. M., Galloway, J. N. and Wright, R. F. 1985. Modelling the effects of acid deposition: assessment of a lumped parameter model of soil water and streamwater chemistry. *Water Resour. Res.* 21: 51-63.
- Henriksen, A. and Posch, M. 2001. Steady-state models for calculating critical loads of acidity for surface waters. *Water Air and Soil Pollut. Focus* 1: 375-398.
- Henriksen, A., Posch, M., Hultberg, H. and Lien, L. 1995. Critical loads of acidity for surface waters - Can the ANC(limit) be considered variable? *Water Air and Soil Pollut.* 85 (4): 2419-2424.
- Hesthagen, T., Kristensen, T., Rosseland, B.O. og Saksgård, R. 2003. Relativ tetthet og rekruttering hos aure i innsjøer med forskjellig vannkvalitet. En analyse basert på prøvofiske med garn og vannets syrenøytraliserende kapasitet (ANC). NINA, Oppdragsmelding 806. 14 s.
- Hindar, A. and Wright, R.F. 2005. Long-term records and modeling of acidification, recovery and liming at Lake Hovvatn, Norway. *Can. J. Fish Aq. Sci.* (in print).
- Hole, L. R. and Tørseth, K. 2002. Deposition of major inorganic compounds in Norway 1978-1982 and 1997-2001: status and trends. *Kjeller, NILU:* 72.
- Hruška, J., Köhler, S., Laudon, H. and Bishop, K. 2003. Is a universal model of organic acidity possible: Comparison of the acid/base properties of dissolved organic carbon in the boreal and temperate zones. *Environ. Sci. Technol.* 37: 1726-1730.
- Hruška, J., Laudon, H., Johnson, C.E., Köhler, S. and Bishop, K. 2001. Acid/base character of organic acids in a boreal stream during snowmelt. *Water Res. Res.* 37: 1043-1056.
- Köhler, S., Hruška, J., Jönsson, J., Lövgren, L. and Lofts, S. 2002. Evaluation of different approaches to quantify strong organic acidity and acid-base buffering of organic-rich surface waters in Sweden. *Water Res.* 36: 4487-4496.
- Köhler, S.J., Löfgren, S., Wilander, A. and Bishop, K. 2001. Validating a simple equation to predict and analyze organic anion charge in Swedish low ionic strength surface waters. *Water Air Soil Poll.* 130 (1-4): 799-804.
- Larssen, T. og Høgåsen, T. 2003. Tålegrenser og overskridelse av tålegrenser i Norge. NIVA-rapport 4722-2003. 24 s.
- Laudon, H., Poleo, A.B.S., Vøllestad, L.A. and Bishop, K. 2005. Survival of brown trout during spring flood in DOC-rich streams in northern Sweden: The effect of present acid deposition and modelled pre-industrial water quality. *Environ. Pollut.* 135:121-130.
- Lien, L., Raddum, G.G., Fjellheim, A. and Henriksen, A. 1996. A critical limit for acid neutralizing capacity in Norwegian surface waters, based on new analyses of fish and invertebrate responses. *Sci. Tot. Environ.* 177: 173-193.

Lydersen, E., Larssen, T. og Fjeld, E. 2001. TOC sin innvirkning på ANC. Skal vi inkorporere dette i framtidige ANC-beregninger? VANN 36(4B): 390-400.

Lydersen, E., Larssen, T. and Fjeld, E. 2004a. The influence of total organic carbon (TOC) on the relationship between acid neutralizing capacity (ANC) and fish status in Norwegian lakes. *Sci. Tot. Environ.* 326: 63-69.

Lydersen, E., Larssen, T. og Fjeld, E. 2004b. Betydningen av humus for forholdet mellom syrenøytraliseringskapasitet (ANC) og fiskestatus i norske innsjøer. s. 4-5, pH-status 1-2004.

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

Serrano, I., Buffam, I. and Laudon, H. 2005. Relationships between fish communities and chemical acidity in Swedish watercourses. Institution för Skogsekologi, SLU, Umeå. 24 p.

Skjelkvåle, B.L., Henriksen, A., Faafeng, B., Fjeld, E., Traaen, T.S., Lien, L., Lydersen, E. og Buan, A.K. 1996. Regional innsjøundersøkelse 1995. En vannkjemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer. Statlig program for forurensningsovervåking, SFT, rapport 677/96. 73 s.

Tammi, J., Appelberg, M., Beier, U., Hesthagen, T., Lappalainen, A. and Rask, M. 2003. Fish status survey of Nordic lakes: Effects of acidification, eutrophication and stocking activity on present fish species composition. *Ambio* 32: 98-105.

UNECE. 1996. Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and Geographical Areas where they are Exceeded. Berlin, Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt): 1.

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 forsuringfølsomhet i naturlig jord i Norge. Norges geologiske undersøkelse (NGU), NGU-rapport 90.156. 2 bind (Bind I: Tekst, Bind II: Vedlegg og bilag).
- 5 Pedersen, H. C. & Nybø, S. 1990. Effekter av langtransporterte forurensninger på terrestriske dyr i Norge. En statusrapport med vekt på SO₂, NO_x og tungmetaller. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Utredning 005.
- 6 Frisvoll, A. A., 1990. Moseskader i skog i Sør-Norge. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 018.
- 7 Muniz, I. P. & Aagaard, K. 1990. Effekter av langtransportert forurensning på ferskvannsdyr i Norge - virkninger av en del sporelementer og aluminium. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Utredning 013.
- 8 Hesthagen, T., Berger, H. M. & Kvenild, L. 1992. Fiskestatus i relasjon til forsuring av innsjøer. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Forskningsrapport 032.
- 9 Pedersen, U., Walker, S.E. & Kibsgaard, A. 1990. Kart over atmosfærisk avsetning av svovel- og nitrogenforbindelser i Norge. Norsk institutt for luftforskning (NILU), OR 28/90.
- 10 Pedersen, U. 1990. Ozonkonsentrasjoner i Norge. Norsk institutt for luftforskning (NILU), OR 28/90.
- 11 Wright, R. F., Stuanes, A. Reuss, J.O. & Flaten, M.B. 1990. Critical loads for soils in Norway. Preliminary assessment based on data from 9 calibrated catchments. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89153.
- 11b Reuss, J. O., 1990. Critical loads for soils in Norway. Analysis of soils data from eight Norwegian catchments. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89153.
- 12 Amundsen, C. E., 1990. Bufferprosent som parameter for kartlegging av forsuringfølsomhet i naturlig jord. Universitetet i Trondheim, AVH (stensil).
- 13 Flatberg, K.I, Foss, B., Løken, A. & Saastad, S.M. 1990. Moseskader i barskog. Direktoratet for naturforvaltning (DN), notat.
- 14 Frisvoll, A.A., & Flatberg, K.I., 1990. Moseskader i Sør-Varanger. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 55.
- 15 Flatberg, K.I., Bakken, S., Frisvoll, A.A., & Odasz, A.M. 1990. Moser og luftforurensninger. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 69.
- 16 Mortensen, L.M. 1991. Ozonforurensning og effekter på vegetasjonen i Norge. Norsk landbruksforsk. 5:235-264.
- 17 Wright, R.F., Stuanes, A.O. & Frogner, T. 1991. Critical Loads for Soils in Norway Nordmoen. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89153.
- 18 Pedersen, H.C., Nygård, T., Myklebust, I. og Sæther, M. 1991. Metallbelastninger i lirype. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 71.
- 19 Lien, L., Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1991. Tålegrenser for overflatevann evertebrater og fisk. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Rapport 0-89185,2.

- 20 Amundsen, C.E. 1992. Sammenligning av parametre for å bestemme forsurningsfølsomhet i jord. NGU-rapport 91.265.
- 21 Bølviken, B., R. Nilsen, J. Romundstad & O. Wolden. 1992. Surhet, forsurningsfølsomhet 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 forsurningsfølsomhet 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 . Effektstudier, med mål å komme fram til akseptable grenser for genotoksisk belastning fra langtransportert luftforurensning. Direktoratet for naturforvaltning (DN). Utredning for DN 1994-2.
- 48 Fremstad, E. 1993. Heigråmose (*Racomitrium lanuginosum*) som indikator på nitrogenbelastning. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmelding 239.
- 49 Nygaard, P.H. & Ødegaard, T.H. 1993. Effekter av nitrogengjødsling på vegetasjon og jord i skog. Rapport Skogforsk 26/93.
- 50 Fløisand, I. og Johannessen, T. (red.) 1994. Langtransporterte luftforurensninger. Tilførsler, virkninger og tålegrenser. Sammendrag av foredrag og postere fra møte i Grimstad, 7.-9.3.94. Norsk institutt for luftforskning NILU OR: 17/94
- 51 Kleivane, L. Skåre, J.U. & Wiig, Ø. 1994. Klorerte organiske miljøgifter i isbjørn. Forekomst, nivå og mulige effekter. Norsk Polarinstitutt Meddelelse nr. 132.
- 52 Lydersen, E., Fjeld, E. & Andersen, T. 1994. Fiskestatus og vannkjemi i norske innsjøer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) O-93172
- 53 Schartau, A.K.L. (red.) 1994. Effekter av lavdose kadmium-belastning på littorale 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 Polarinstitutt Rapport nr. 86 - 1994.
- 60 Tørseth, K. & Pedersen, U. 1994. Deposition of sulphur and nitrogen components in Norway. 1988-1992. Norsk institutt for luftforskning (NILU): OR 16/94.
-

- 61 Nygaard, P.H. 1994. Virkning av ozon på blåbær (*Vaccinium myrtillus*), etasjehusmose (*Hylocomium splendens*), furumose (*Pleurozium schreberi*) og krussigd (*Dicranum polysetum*). Rapport Skogforsk 9/94.
- 62 Henriksen, A. & Lien, L. 1994. Tålegrenser for overflatevann: Metode og usikkerheter. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-94122.
- 63 Hilmo, O. & Larssen, H.C. 1994. Morfologi hos epifyttisk lav i områder med ulik luftkvalitet. ALLFORSK Rapport 2.
- 64 Wright, R.F. 1994. Bruk av dynamiske modeller for vurdering av vann- og jordforsuring som følge av redusert tilførsel av sur nedbør. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-94112.
- 65 Hesthagen, T., A. Henriksen & Kvenild, L. 1994. Overskridelser av tålegrenser for overflatevann og skader på fiskebestander i norske innsjøer med spesiell vekt på Troms og Finnmark. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 298.
- 66 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 kunnskapsgrunlaget. 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 lirype: akkumulering og cellulære effekter. Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning (NINA-NIKU) Oppdragsmelding 387
- 72 Bakken, S. & Flatberg, K.I.F. 1995. Effekter av økt nitrogendeposisjon på ombrotrof myrvegetasjon. En litteraturstudie. ALLFORSK Rapport 3.
- 73 Sogn, T.A., Stuanes, A.O. & Abrahamsen, G. 1995. Akkumulering av nitrogen - en kritisk parameter for beregning av tålegrenser for nitrogen i skog. Rapport 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 fra 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 motiltak. 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, forsuringsstatus 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., Kjønnås, J., Stuanes, A.O., & Abrahamsen, G. 1997. Akkumulering av nitrogen - variasjoner avhengig av bestandsutvikling, nitrogentilførsel 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. & A. Henriksen, 1998. Vannkjemi, forsuringsstatus 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. & A. Semb. 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. 1999. Tålegrenser i fjellområder. Hva vet vi og hva bør vi vite? Rapport fra seminar 16.-17. Februar 1999. Rondablikk Føyfjellshotell. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapport LNR 4017-99
-

- 102 Wright, R.F. 1999. Risk of N leaching from forests to surface waters in Norway. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Report SNO 4038-99
- 103 Wright, R.F., Mulder, J. & Esser, J.M., 1999. Soils in mountain uplands regions of southwestern Norway: nitrogen leaching and critical loads. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Report SNO 4130-99
- 104 Lindstrøm, E.A., Kjellberg, G. & Wright, R.F. 1999. Tålegrensen for nitrogen som næringsstoff i norske fjellvann: økt "grønske"? Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapport LNR 4187-2000
- 105 Thomsen, M.G. & Nellemann, Chr. 2000. Mortalitet og tilvekst i relasjon til forurensningsbelastningen i Sør Norge 1920-2000 (under trykking)
- 106 Henriksen, A & Buan, A.K. 2000. Tålegrenser og overskridelse av tålegrenser for overflatevann, skogsjord og vegetasjon i Norge. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport LNR 4179-2000
- 107 Aarrestad, P.A. & Vandvik, V. 2000. Vegetasjonsendringer i vestnorsk kystlynghei - effekter av skjøtselsformene brann og saubeite ved rehabilitering av gammel lynghei på Lurekalven i Hordaland. - NINA fagrapport 044.
- 108 Oredalen, J.T. & Aas, W. 2000. Vurdering av atmosfærisk fosforavsetning i sørøst-Norge. Norsk institutt for vannforskning Rapport LNR 4310-2000.
- 109 Bruteig, I., Thomsen, M.G. & Altin, D. 2001. Vekstrespons hos tre aerofyttiske alger på tilførsel av nitrogen. NINA oppdragsmelding 680. (Rapporten er feilnummerert og har fått nummer 108)
- 110 Sogn, T.A., Mulder, J., Haugen, L.E., Berge, G., Rustad, K.B. & Stuanes, A. 2001. N-omsetning i hei-/fjellområder: En første tilnærming til dynamisk modellering av N-omsetningen. Institutt for jord- og vannfag, Norges landbrukshøgskole. Rapport nr 11/2001.
- 111 Kroglund, F., Wright, R.F. & Burchart, C. 2001. Acidification and Atlantic salmon: critical limits for Norwegian rivers. Norwegian Institute for Water Research Report No O-20191
- 112 Lindstrøm, E.A. 2001. Økt plantevekst i uberørt fjellvann: et samspill mellom langtransporterte forurensninger og klima. Norsk institutt for vannforskning. Rapport LNR 4459-2001.
- 113 Larssen, T.; Clarke, N., Tørseth, K. & Skjelkvåle, B.L. 2002. Prognosis for future recovery from acidification of water, soils and forests: Dynamic modelling of Norwegian data from ICP Forests, ICP IM and ICP Waters. Norsk institutt for vannforskning. Report no. O-21172
- 114 Hindar, A. Tørseth, K., Henriksen, A. & Orsolini, Y. 2002. Betydningen av den nordatlantiske svingning (NAO) for sjøsaltepisoder og forsuring i vassdrag på Vestlandet og i Trøndelag. Norsk institutt for vannforskning. Rapport LNR 4592-2002
- 115 Hole, L. R. & Tørseth, K. 2003. Deposition of major inorganic compounds in Norway 1978-1982 and 1997-2001: status and trends. Norsk institutt for luftforskning OR 61/2002. ISBN 82-425-1410-0.
- 116 Larssen, T. & Høgåsen, T. 2003. Tålegrenser og overskridelse av tålegrenser i Norge. Norsk institutt for vannforskning. Rapport LNR 4722-2003.
- 117 Hesthagen, T., Kristensen, T., Rosseland, B.O. & Saksgård, R. 2004. Relativ tetthet og rekruttering hos aure i innsjøer med forskjellig vannkvalitet En analyse basert på prøvefiske med garn og vannets syrenøytraliserende kapasitet (ANC). NINA Oppdragsmelding 806
- 118 Lindstrøm, E.-A., Brettum, P., Johansen, S.W. & Mjelde, M. 2004. Vannvegetasjon i norske vassdrag. Kritiske grenseverdier for forsuring. Effekter av kalking. Norsk institutt for vannforskning. Rapport LNR 4821-2004.
- 119 Hindar, A. og Larssen, T. 2005. Modifisering av ANC- og tålegrenseberegninger ved å inkludere sterke organiske syrer. NIVA-rapport 5030-2005. 39 s.

Henvendelser vedrørende rapportene rettes til utførende institusjon