

SNSF-prosjektet: Erfaringer omkring vannkjemi

Av Richard F. Wright

Richard Wright, Ph.D., er ansatt som forsker ved Norsk institutt for vannforskning (NIVA).

Etter et innlegg på møte i Norsk Vannforening 20. oktober 1980.

Da SNSF-prosjektet (Sur Nedbørs virkning på Skog og Fisk) startet opp i 1972 var det alminnelig kjent at et stort antall innsjøer og vassdrag på Sørlandet var blitt fisketomme på grunn av økende surhet. Forsurningsproblemet kom i søkelyset i 1969 da Svante Odén påpekte dette i et foredrag i Norsk Vannforening (Odén 1969).

Tre år senere arrangerte Norsk Vannforening et møte med norske forskere om sur nedbør og forsurening (publisert i Vann nr. 1 for 1972) som dannet utgangspunktet for det som i dag er kjent som SNSF-prosjektet.

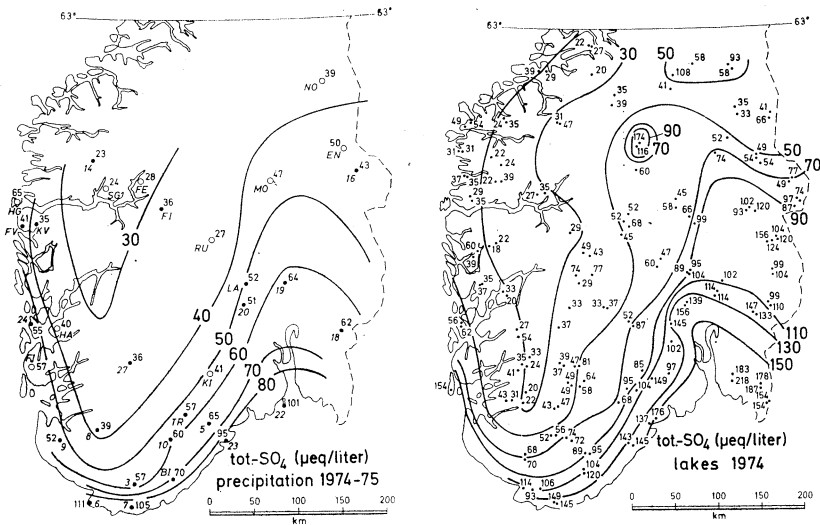
1. Regional kartlegging i Norge

For SNSF-prosjektet var en av de første oppgavene innen vannsektoren å få en oversikt over den regionale utbredelsen av forsurening i Norge. I SNSF-prosjektets regi gjennomførte NIVA i 1974 en regional undersøkelse av 154 statistisk utvalgte små og ellers upåvirkede innsjøer i Sør-Norge (Wright og Henriksen, 1978). De regionale undersøkelsene ble gjentatt i 1975, 1976, 1977 og

1978 og ble ved to anledninger utvidet til også å omfatte Nord-Norge (Wright et. al. 1977, Henriksen 1979). Norsk institutt for luftforskning (NILU) hadde allerede i 1971 startet med et omfattende nedbørkjemisk nett i Sør-Norge, og senere ble dette en del av det europeiske OECD-prosjektet om «Long Range Transport of Air Pollutants» (OECD 1977).

De vannkemiske data for disse 154 innsjøer i den regionale undersøkelsen viser klare geografiske gradienter som kan forklares ved hjelp av de nedbørkemiske dataene samt opplysninger om geologi, vegetasjon, landbruk m.v. ved hver enkelt innsjø.

Nedbørfeltets geologi (både kvartær- og berggrunnsgeologi) har stor betydning for vannkemien, noe som Strøm (1939) poengterte allerede i 1939. Innsjøer som ligger i områder med lett forvittrige bergarter har forholdsvis høye konsentrasjoner av hovedionene kalsium, magnesium og bikarbonat, og er derfor relativt godt bufret mot forsurening. På den annen side har innsjøer i granittiske områder vanligvis lave konsentrasjoner av disse ionene og følgelig liten bufferevne. Slike granittiske bergarter er dominerende på store deler av Sørlandet og delvis også Østlandet.



Figur 1. Konsentrasjoner av sulfat i innsjøer og nedbør (fra Wright og Henriksen 1978). Innsjødata fra den regionale undersøkelsen 1974; Nedbørdata som veiet midler for 1974 fra nedbørkjemiske stasjoner operert av NILU og SNSF-prosjektet.

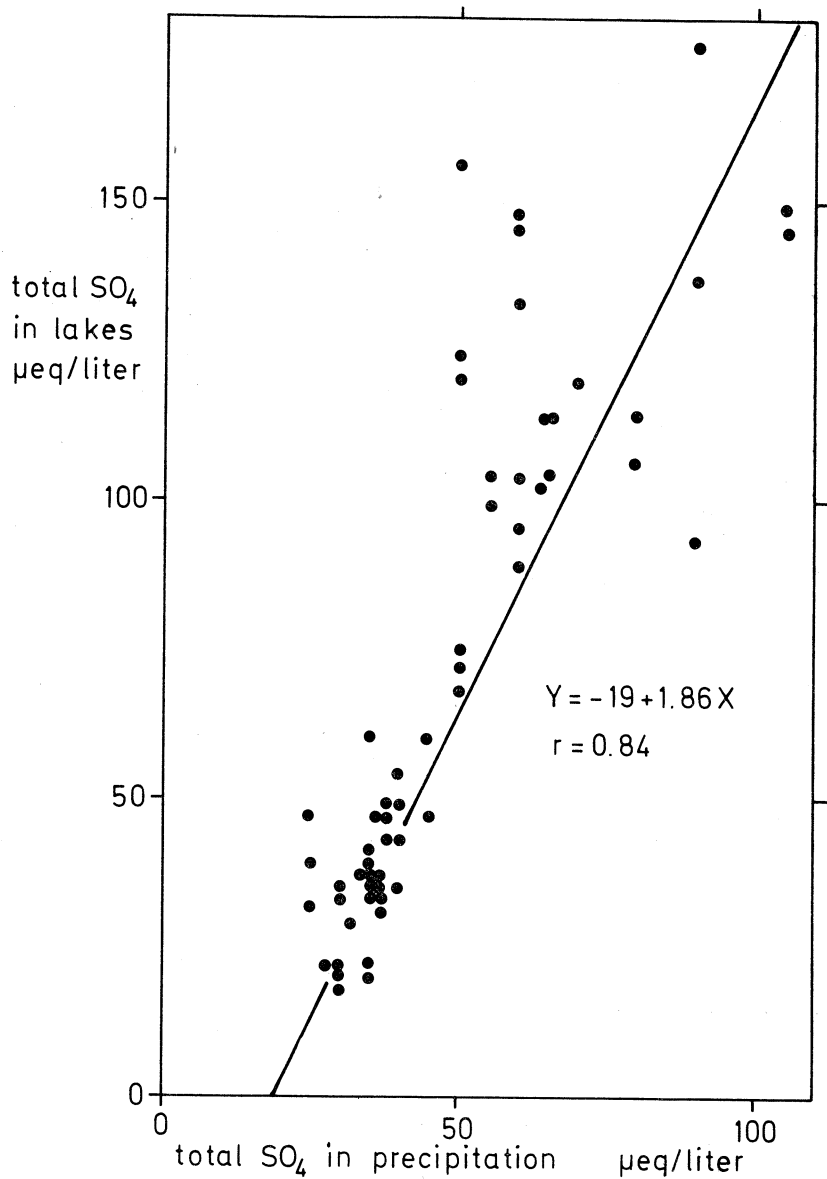
Atmosfæriske tilførsler via nedbør og tørravsetning er hovedkilden for Na, Cl og SO₄ i de fleste norske innsjøer. Dette kommer klart fram når dataene fra NILUS nedbørkjemiske nett sammenlignes med innsjødataene fra de regionale undersøkelsene (Wright og Henriksen 1978). Både Cl og Na viser sterke kystgradienter som følge av at sjøsprøyt transporteres fra kysten og avsettes i nedbør og tørravsetning innover land. Også sulfat viser en svak kystgradient, men i tillegg har både nedbør og innsjøer i syd- og sydøstlige deler av Sør-Norge vesentlig høyere konsentrasjoner av sulfat enn i landet forøvrig (figur 1). Hovedkilden for SO₄ her er langtransporterte luftforurensninger, altså sur nedbør.

De fleste steder er SO₄-konsentrasjonen

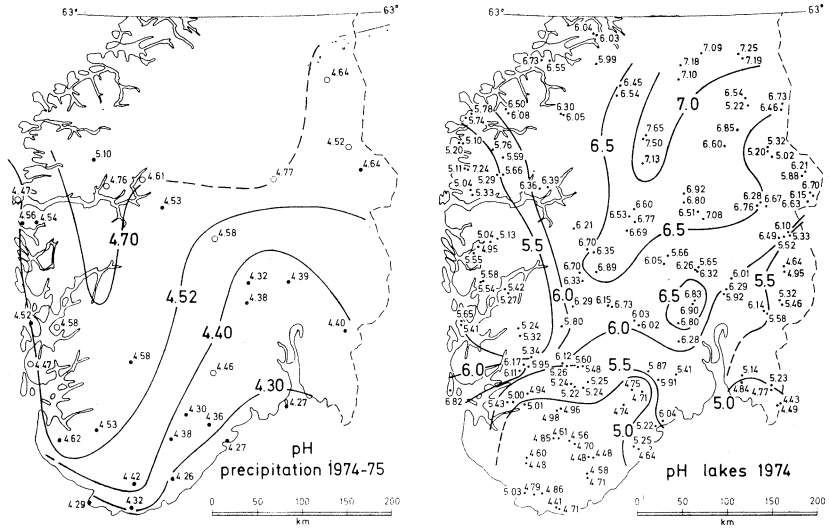
i innsjøer sterkt korrelert til SO₄-konsentrasjoner i nedbør (figur 2). Forholdet er imidlertid ikke en til en. Innsjøene har høyere SO₄-innhold enn nedbøren på grunn av oppkonsentrering via for-dampning og svoveltilførsler via tørravsetning.

At Cl, Na og SO₄ stort sett kommer fra atmosfæren blir også bekreftet av «input-output»-beregninger foretatt ved en rekke små nedbørfelter i Norge (Gjessing et al. 1976, Wright og Johannessen, 1980, Christophersen og Wright, 1980).

Kart over pH i nedbør i Sør-Norge viser det samme mønsteret som sulfat i nedbør (figur 3) (Dovland et al. 1976). I innsjøer gir derimot pH et mye mer komplisert bilde (figur 3) enn SO₄. Innsjøene på Sørlandet og deler av Østlandet



Figur 2. Sulfatkonsentrasjoner i innsjøer mot sulfat i nedbøren ved hvert enkelt vann (fra Wright et al. 1977). Bare innsjøer i granittiske områder er plottet.



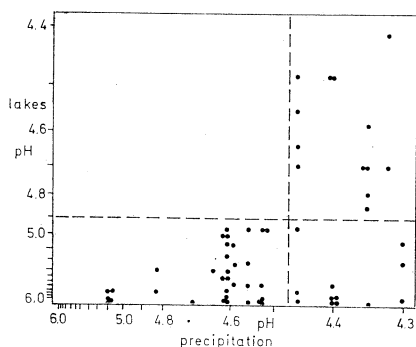
Figur 3. pH i innsjøer og nedbør i Syd-Norge 1974 (fra Wright and Henriksen 1978).

er sure, men mønsteret er tydeligvis ikke identisk med pH i nedbøren.

pH-nivået i oligotrofe innsjøer er betinget av vannets bikarbonatinnhold og eventuelle tilførsler av syre, både naturlige organiske syrer, så vel som antropogene sterke syrer. Ved å velge ut bare de innsjøene som ligger i granittiske områder vil den geologiske effekten på vannkjemien bli mer eller mindre ensartet. Blant de 154 regionale innsjøene finnes 59 slike. Et plott av pH i vann mot pH i nedbøren ved hvert enkelt av disse 59 vannene (figur 4) viser at samtlige innsjøer med lav pH (under 5,0) ligger i områder som får sur nedbør (pH under 4,7) og de sureste innsjøene mottar den sureste nedbøren. Det er også interessant å merke seg at av de undersøkte innsjøene var det ingen sure innsjøer (pH under 5,0) i områder hvor nedbøren ikke er sur

(pH over 4,7). Med andre ord, det ser ut som sur nedbør er en betingelse for at innsjøer kan ha pH under 5,0.

Innsjøer i granittiske områder med bløtt, svakt bufret vann er ømfintlige overfor tilførsler av sterke syrer. Under andre geologiske forhold er vannet vanligvis ikke så bløtt og bedre bufret. Slike vann typer tåler tilførsler av sur nedbør og vil aldri bli sure. Mjøsa er et godt eksempel. Grensen mellom følsomme og ikke følsomme vann typer ligger erfaringsmessig omtrent ved et kalsiuminnhold på ca. 3–4 mg/l. Under dagens forhold i Norge (med pH i nedbør ned til ca. 4,2) vil de fleste innsjøer med mindre enn 2–4 mg Ca/l enten være sure eller truet av forsurening, mens innsjøer med høyere Ca-innhold fortsatt har pH-nivåer godt over pH 5,5.



Figur 4.

pH i innsjøer mot pH i nedbøren ved samme vann (fra Wright and Henriksen 1978). Bare innsjøer i granittiske områder er plottet. Ingen av de undersøkte vann hadde pH lavere enn pH i nedbøren, og det var ingen sure vann i områder som ikke mottar sur nedbør.

Ut fra våre erfaringer i Norge kan vi derfor konkludere med at vannforsurning bare skjer hvis to betingelser er oppfylt:

- 1) De geologiske forhold må være slik at vannet er bløtt (granittiske områder)
- 2) Nedbøren må være surere enn ca. pH 4,7.

2. Europa og Nord-Amerika

Det er ikke bare Norge som har problemer med vannforsurning og fiskedød. I tillegg til Sverige, hvor forsurning lenge har vært et godt kjent fenomen, ble det i løpet av 70-årene rapportert forsurning og fra tid til annen også fiskedød fra andre steder i Europa og også i Nord-Amerika. (Mange av disse er beskrevet i «Proceedings» fra Sandefjord-konferansen — se Drabløs og Tollan, 1980.)

Det var naturlig å se etter om de

hovedtrekk som gjaldt for forsurning i Norge også holdt for forsurning ellers i verden. Det finnes ikke kart over lokalisering av ømfintlige vanntyper, men i og med at de fleste vann i granittiske områder er bløte, kan et kart over granittisk berggrunn gi et grovt bilde av fordelingen av ømfintlige vanntyper. Kartet blir imidlertid misvisende når f.eks. løsavsetninger av en annen litologi forekommer. Dette er tilfelle i Norge f.eks. i områder under den marine grensen.

I Europa finnes områder med granittisk berggrunn i store deler av Norge, Sverige, Finland og på Kola-halvøya i Sovjetunionen. I tillegg er det granittiske bergarter å finne i fjelltraktene ellers i Europa (figur 5).

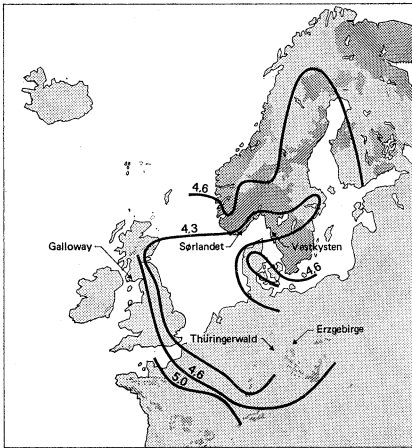
Data for nedbørkjemi i Europa er blitt systematisk innsamlet helt siden «The European Air Chemistry Network» (også kalt IMI-network etter den International Meteorologiske Institusjonen i Stockholm) ble startet i 50-årene (Eriksson, 1954).

For 70-årene gir dataene fra OECD LRTAP-prosjektet (Long-Range Transport of Air Pollutants) (OECD 1977) et godt bilde over den regionale utbredelsen av sur nedbør i Europa (figur 5).

Kombinasjonen av sur nedbør og granittisk berggrunn finnes bl.a. i Sør-Norge, Sør-Sverige, Sør-Skottland og Sør-DDR. I alle disse områder finnes det bløte, ømfintlige vann og bekker, og for alle disse områder er det rapportert om surt vann (pH under 5,0) og til dels også utryddelse av fisk.

I Sveits, Tyskland og Danmark, f.eks. ligger de aller fleste innsjøer i områder med kalkstein eller andre lett-forvittrige bergarter. Innsjøer som Zürichsee, Bodensee osv. har høyt bikarbonat-innhold

og vil aldri kunne bli sure. De er rett og slett ikke relevante i forsurningsammenheng.



Figur 5.

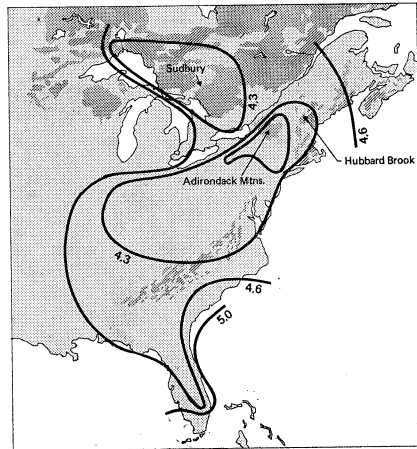
På kartet over Vest-Europa er områder med granittiske bergarter mørkfarget. Isolinjene viser veiet midlere surhet (angitt i pH) for nedbør i 1974. Områder med påviste forsurningsproblemer er navngitt. Både i Sør-Norge og Sør-Sverige fins i tillegg en del mindre områder med forsurningsproblemer. Nedbørdata kommer fra OECD-prosjektet (OECD 1977).

I granittiske områder hvor nedbøren er sur har de aller fleste vann pH-nivået godt over 5,0. Fra den regionale undersøkelsen av ca. 130 vann i Nord-Norge viste ingen pH under 5,5, til tross for at mange av disse med sitt lave innhold av Ca og HCO_3 definitivt faller i den «ømfintlige» kategorien. Situasjonen er den samme i Nord-Sverige, Finland og NV Skottland. I alle disse områder har innsjøene bløtt og ionefattig vann, men pH-nivåene er over 5 (de fleste over 5,5) og fisken trives.

I Nord-Amerika er situasjonen helt analog. Sure vann, hvor fisken er utryddet, er kun utbredt i granittiske områder som mottar nedbør surere enn ca. 4,6 (SØ-Ontario, Canada og Adirondack-fjellene, NY, USA) (figur 6), mens innsjøer i granittiske områder som ikke får sur nedbør har normale pH-nivåer og normal fiskebestand.

3. Andre områder truet?

Kartene over utbredelse av følsomme områder og surhetsgrad i nedbøren gir et grovt grunnlag for å utpeke ytterligere områder som er truet av forsurning. For



Figur 6.

Utbredelsen av granittiske bergarter og isolinjer for veiet midlere pH i nedbøren i 1975—1976 i østlige Nord-Amerika. I tillegg til de store områdene med forsurningsproblemer i sør-østlige Ontario (ved Sudbury) og i Adirondack Mountains er det også rapportert forsurningsproblemer i innsjøer og bekker i New Jersey, New Hampshire (Hubbard Brook), Maine og Florida i USA og på Nova Scotia i Canada. Nedbørdata kommer fra Likens et al. (1979).

Europa kan man anta at vassdrag i Vosgesfjellene i Øst-Frankrike og Schwartzwald i Syd-Tyskland kan være utsatt for forurening. Det var nettopp et slikt resonnement som førte til en undersøkelse av innsjøer og bekker i sydvestre deler av Skottland i 1979. Her ble det funnet mange sure vann, hvorav noen var fiske-tomme, på granittiske områder (Wright et al. 1980). Nordamerikanere har også brukt dette utgangspunkt til å utpeke områder som er truet eller påvirket av forurening (Galloway and Cowling, 1978, Hendrey et al. 1980).

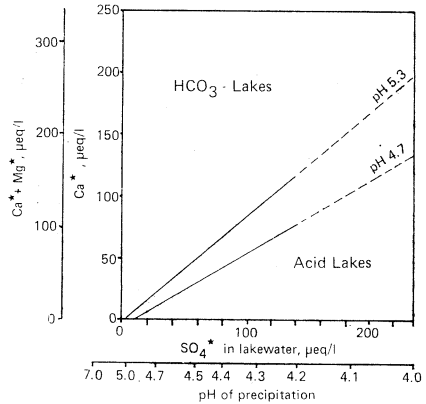
4. En forureningsmodell

Med utgangspunkt i den «normale» vannkjemien (Rohde's (1949) «Standard composition») og ved å betrakte forurenning som en stor-skala syrebasetitrering, har Henriksen (1980) kommet fram til en empirisk modell for vannforurenning som både systematiserer dagens tilstand og som uttaler seg om konsekvensene ved endret belastning.

Det viser seg at de aller fleste upåvirkede innsjøer er kalsium- og magnesiumbikarbonat-vann med omtrent ekvivalente mengder av $\text{Ca} + \text{Mg}$ og $\text{HCO}_3 + \text{CO}_3$ (Henriksen 1980). Når et slikt vann blir tilført sterk syre som H_2SO_4 blir en del av bikarbonaten «titrert». Resultatet blir en reduksjon i HCO_3 -konsentrasjonen, og en tilsvarende økning i SO_4 . Ca og Mg deltar ikke i titreringen og blir uendret. Modellen forutsetter at forvitringien heller ikke øker ved en øket surhet i nedbøren. Siden pH er en funksjon av HCO_3 -innholdet når vann er i likevekt med luftens CO_2 , må en reduksjon i HCO_3 føre til en reduksjon i pH, dvs. forurenning.

Henriksen (1980) prøvet denne teoretiske tankemodellen på vannkjemiske data

for 719 innsjøer på Sørlandet (Wright and Snekvik, 1977). Disse innsjøene har varierende geologiske forhold (gjenspeiles



Figur 7.

Henriksens (1980) empiriske forureningsmodell. Innsjøer over pH 5,3 linjen er bikarbonatvann, de nedenfor pH 4,7 linjen er sterkt sure vann. Mellom de to linjer ligger sjøer i en overgangsfase. Modellen stemmer godt overens med den teoretiske titerkurven ved pH 5,3, mens avvik ved lavere pH kan forklares ved at aluminium begynner å virke som buffer.

i innsjøenes Ca-innhold) og dekker en gradient i nedbørbelastning fra pH 4,2 ved kysten til over pH 4,7 i innlandet.

Ifølge titeringsmodellen skal innsjøer hvor den naturlige HCO_3 er titrert ha en pH på ca. 5,3. Teorien tilsier at i slike innsjøer vil konsentrasjonen av $\text{Ca} + \text{Mg}$ være lik konsentrasjonen av sulfat når sjøvannsbidraget er fratrukket. Slik er tilfellet for de 58 innsjøene på Sørlandet, hvor pH lå i området 5,2–5,4 (Henriksen, 1980). Ved lavere pH stemmer imidlertid ikke observasjonene med teorien — modellen forutsier lavere pH-nivåer enn målt. Ved å ta hensyn til alu-

miniuminnholdet i vannet holder modellen også ved lavt pH.

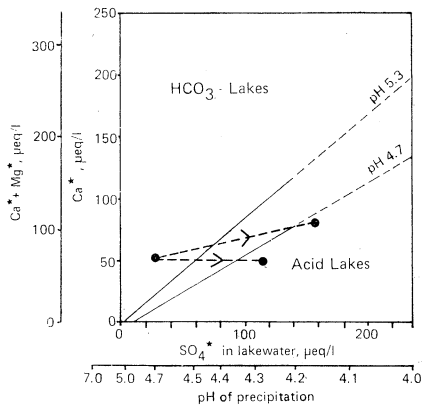
Henriksens, (1980) forsurningsmodell systematiserer på en grei måte vannkjemiske data fra et stort antall innsjøer av ulik vannkvalitet. Modellen gir grunnlag for, i forsurningsammenheng, bare å betrakte ionene H^+ , Ca, Al, SO_4 og HCO_3 som relevante.

Modellen er basert på data fra 719 innsjøer på Sørlandet, men har også vist seg å gjelde for andre uavhengige datasett både fra Norge (Henriksen 1980), Europa forøvrig og Nord-Amerika (Wright et al. 1980).

5. Prognoser

I Europa og særlig i Skandinavia er det i dag spørsmål om fremtiden som står sentralt i forsurningsproblematikken. Hvilken respons kan forventes av en endring i tilførslen av atmosfærisk syre? Er vannforsurning en reversibel prosess, og i så fall, hvor lang tid tar systemet for å komme i likevekt igjen? Hvilke områder vil bli truet ved en øket tilførsel av sur nedbør?

I SNSF-prosjektets siste fase har bl.a. NIVA prøvet å komme fram til forsurningsprognoser. En mulighet er å prøve Henriksens (1980) empiriske modell som utgangspunkt for slike prognoser, riktignok med visse forbehold. For eksempel vil en innsjø med ca. 50 $\mu\text{eq/l}$ Ca under dagens pH i nedbør (4,7) fortsatt ha HCO_3 og pH over 6. Modellen predikerer at denne innsjøen først vil bli merkbart surere når nedbørens pH er nede i 4,3, forutsatt at denne økningen i nedbørens surhetsgrad ikke medfører endringer i innsjøens Ca og Mg-nivå (figur 8) (Henriksen 1980). Det gjenstår å undersøke under hvilke omstendigheter Ca og Mg eventuelt kan øke før modellen kan bru-



Figur 8.

Henriksens (1980) modell brukt for prognoser. Ved en økning i nedbørens surhet vil ifølge modellen vannet gå fra et bikarbonatvann til en overgangssjø eller en surere sjø. Modellen sier imidlertid ikke hvor lang tid en slik vannforsurning vil ta etter en endring i nedbørkvaliteten er inntrådt.

kes til prognoser. Modellen forteller heller ikke hvor raskt vannkvaliteten endres i henhold til en endring i nedbørkvaliteten.

En annen fremgangsmåte er den eksperimentelle. Eksperimenter med jordsøyler og lysimetre har vært benyttet til å måle hvilke kjemiske endringer som kan skje både i jord og avrenningsvann når jorden får «nedbør» av ulik kjemisk sammensetning (Stuanes 1980, Abrahamsen and Stuanes 1980). Imidlertid gir lysimeterundersøkelsene bare et kvalitativt bilde fordi avrenningsvannet fra slike 0,10–0,5 m² jordsøyler viser seg å være vidt forskjellig fra bekk- og innsjøvann hva total ionestyrke angår. Seip et al. (1979) har prøvet å unngå denne ulempen ved å

gjennomføre vanningsforsøk i små (50—500 m²) naturlige områder (minifelt) ute i terrenget. Gjennom noen korttidsforsøk fant de at pH i avrenningsvannet øket forholdsvis raskt dersom det atmosfæriske svovelnedfallet ble redusert.

Men avrenningsvannet fra disse minifeltene er heller ikke representativt for bekkene og innsjøene i området. Et fullstendig svar på spørsmålet om effekten av eventuelle endringer i belastningen av sure komponenter fra atmosfæren krever øyensynlig en stor skala eksperimenter over lengre tid.

6. Konklusjoner

I løpet av SNSF-prosjektets tid har den regionale utbredelsen av forurningsproblemet blitt kartlagt både i Norge og ellers i Europa og i Nord-Amerika. To faktorer er både nødvendige og tilstrekkelige for å forklare vannforurning. Disse er at innsjøen må ligge i et forurningsmessig følsomt område og nedbøren må være sur. Slike vann typer er ionefattige og typiske i områder med granittisk eller lignende bergarter og løsmasser. Ca-konsentrasjonen i vannet er en god indikator for vannets følsomhet. I Norge er nesten hele Sørlandet og store deler av Østlandet følsomme områder. De mest følsomme vann blir sure (pH under 5,0) og fisken begynner å få problemer allerede når nedbøren har pH 4,6—4,7.

Disse to faktorene, geologiske- og nedbørkjemiske forhold, forklarer også utbredelsen av vannforurning ellers i Europa og i Nord-Amerika. Karter over geologi og pH i nedbør kan brukes til å utpeke andre truede områder.

Overensstemmelsen mellom den geografiske utbredelse av vannforurning og nedbørforurning indikerer at det er en

årsakssammenheng. Et uomtvistelig bevis er det imidlertid ikke mulig å fremskaffe. Sur nedbør er imidlertid i dag den eneste faktor som kan forklare hvorfor vannforurning forekommer i Sør-Norge og ikke i Nord-Norge, i Sør-Sverige og ikke i Nord-Sverige, i sydvest Skottland og ikke i nordvest Skottland, i Adirondackfjellene av New York og ikke i Sierra Nevada i California, i sydøst Ontario og ikke i nordvest Ontario, Canada.

Med utgangspunkt i den kjemiske sammensetningen i upåvirkede innsjøer har Henriksen (1980) utviklet en empirisk forurningsmodell. Modellen antar at forurning er en «stor skala titrering» av en bikarbonatløsning (den opprinnelige vannkvaliteten) med sterk syre (svovelsyre). Regionale vann- og nedbørundersøkelser og undersøkelser i små nedbørfelter tyder på at i følsomme områder stammer mesteparten av sulfaten i bekker og innsjøer fra atmosfæren og at mesteparten av svovelet i nedbøren følger med en ekvivalent mengde syre. Henriksens modell forutsier hva dagens pH i vannet er, ut fra vannets følsomhet (fra Ca-nivået) og dagens pH i nedbør. Modellen virker ikke bare for Norge, men for data fra andre forurningsområder i Europa og Nord-Amerika (Wright et al. 1980).

Det er prognoser om fremtidig forurning som står sentralt i dag. Vi vet ikke om forurningen er en reversibel prosess, og i så fall hvor lang tid det vil ta å nå likevekt. Muligens kan Henriksens modell brukes for prognoser. Kanskje trenger man stor skala eksperimenter med kunstig nedbør. I hvert fall står spørsmål omkring forurningsreversibilitet og effekter av reduserte utslipp av luftforurensninger meget sentralt når myndighetene skal diskutere fremtidige begrensninger av luftforurensningen.

LITTERATUR

- Abrahamsen, G., Stuanes, A. O. 1980. Effects of simulated rain on the effluent from lysimeters with acid, shallow soil, rich in organic matter, p. 152—153 *In* D. Drabløs and A. Tollan (eds.) *Ecological Impact of Acid Precipitation*, SNSF project, 1432 Ås-NLH, 383 pp.
- Christophersen, N., Wright, R. F. in press. Sulfate budget and a model for sulfate concentrations in streamwater at Birkenes, a small forested catchment in southernmost Norway. *Water Res. Res.*
- Dovland, H., Joranger, E., Semb, A. 1976. Deposition of air pollutants in Norway, p. 14—35. *In* F. H. Brække (ed.) *Impact of Acid Precipitation on Forest and Freshwater Ecosystems in Norway*. SNSF-project, 1432 Ås-NLH, Norway, 111 pp.
- Drabløs, D., Tollan, A. (eds.). 1980. *Ecological Impact of Acid Precipitation*. Proceedings of an international conference, Sandefjord, Norway, March 11—14, 1980. SNSF-project, P.O. Box 61, 1432 Ås-NLH. 383 pp.
- Eriksson, E. 1954. Report on an informal conference in atmospheric chemistry. *Tellus* 6: 302—307.
- Galloway, J. N., Cowling, E. B. 1978. The effects of acid precipitation on aquatic and terrestrial ecosystems: a proposed precipitation chemistry network. *Air Pollut. Cont. Assoc. Journ.* 28: 229—235.
- Gjessing, E. T., Henriksen, A., Johannessen, M., Wright, R. F. 1976. Effects of acid precipitation on freshwater chemistry, p. 64—85 *In* F. H. Brække (ed.) *Impact of Acid Precipitation on Forest and Freshwater Ecosystems in Norway*. SNSF-project FR 6/76, 111 pp.
- Hendrey, G. R., Galloway, J. N., Norton, S. A., Schofield, C. L., Burns, D. A. Schaeffer, P. A. 1980. Sensitivity of the eastern United States to acid precipitation impacts on surface waters, p. 216—217, *In* D. Drabløs and A. Tollan (eds.) *Ecological Impact of Acid Precipitation*, SNSF-project, 1432 Ås-NLH, Norway. 383 pp.
- Henriksen, A. 1979. Regionale vann- og snøundersøkelser vintrene 1976—77 og 1977—78. SNSF-prosjektet TN 46/79, 21 pp.
- Henriksen, A. 1980. Acidification of freshwaters — a large scale titration, p. 68—74, *In* Drabløs, D. and Tollan, T. (eds.) *Ecological Impact of Acid Precipitation*, SNSF-project, 1432 Ås-NLH, 383 pp.
- Likens, G. E., Wright, R. F., Galloway, J. J., Butler, T. J., 1979. Acid rain. *Scientific American* 241 (4): 43—51.
- OECD 1977. *The OECD programme on Long Range Transport of Air Pollutants. Measurements and Findings*. Organization for Economic Co-Operation and Development, Paris.
- Odén, S. 1969: 1969. Regionala aspekter på miljöförändringar. *Vann* 4: 93—112.
- Robde, W. 1949. The ionic composition of lake waters. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 10: 377—386.
- Seip, H. M., Gjessing, E. T., Kamben, H. 1979. Importance of the composition of the precipitation for the pH in runoff — experiments with artificial precipitation on partly soil-covered «minicatchments». SNSF-prosjektet IR 47/79, 34 pp.

- Strom, K. M.* 1939. Conductivity and reaction in Norwegian lake waters. *Int. Rev. Gesamten Hydrobiol.* 38: 250—258.
- Stuanes, A. O.* 1980. Effects of acid precipitation on soil and forest. 5. Release and loss of nutrient, from a Norwegian forest soil du to artifical rain of varying acidity, p. 198—199 *In* D. Drabløs and A. Tollan (eds.) Ecological Impact of Acid Precipitation, SNSF-project, 1432 Ås-NLH, Norway, 383 pp.
- Wright, R. F., Sneekvik, E.* 1977. Chemistry and fish populations in 700 lakes in southernmost Norway. SNSF-project TN 37/77, 84 pp.
- Wright, R. F., Dale, T., Henriksen, A., Hendrey, G. R., Gjessing, E. T., Johannessen, M., Lysbøhm, C., Støren, E.* 1977. Regional surveys of small Norwegian lakes. October 1974, March 1975, March 1976, March 1977. SNSF-project IR 33/77, 153 pp.
- Wright, R. F., Henriksen, A.* 1978. Chemistry of small Norwegian lakes with special reference to acid precipitation. *Limnol. Oceanog.* 23. 487—498.
- Wright, R. F., Johannessen, M.* 1980. Input-output budgets of major ions at gauged catchments in Norway. p. 250—251 *In* D. Drabløs and A. Tollan (eds.) Ecological Impact of Acid Precipitation, SNSF-project, 1432 Ås-NLH, Norway, 383 pp.
- Wright, R. F., Conroy, N., Dickson, W. T., Harriman, R., Henriksen, A., Schofield, C. L.* 1980. Acidified lake districts of the world: a comparison of water chemistry of lakes in southern Norway, southern Sweden, southwestern Scotland, the Adirondack Mountains of New York and southeastern Ontario, p. 377—379, *In* Drabløs, D. and Tollan, T. (eds.) Ecological Impact of Acid Precipitation. SNSF-project, 1432 Ås-NLH, 383 pp.