



Statlig program for forurensningsovervåking

Rapport 295/87

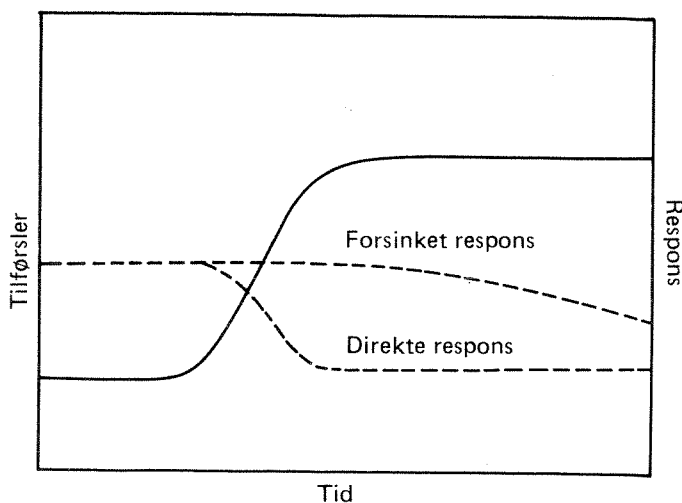
Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

Deltakende institusjon

NIVA

Forsuring av
overflatevann i
Norge - en
"direkte respons"
prosess?





Statlig program for forurensningsovervåking

Det statlige programmet omfatter overvåking av forurensningsforholdene i

**luft og nedbør
grunnvann
vassdrag og fjorder
havområder**

Overvåkingen består i langsiktige undersøkelser av de fysiske, kjemiske og biologiske forhold.

Hovedmålsettingen med overvåkingsprogrammet er å dekke myndighetenes behov for informasjon om forurensningsforholdene med sikte på best mulig forvaltning av naturressursene.

Hovedmålet spenner over en rekke delmål der overvåkingen bl.a. skal:

gi informasjon om tilstand og utvikling av forurensningssituasjonen på kort og lang sikt.

registrere virkningen av iverksatte tiltak og danne grunnlag for vurdering av nye forurensningsbegrensende tiltak.

påvise eventuell uheldig utvikling i resipienten på et tidlig tidspunkt.

over tid gi bedre kunnskaper om de enkelte vannforekomsters naturlige forhold.

Sammen med overvåkingen vil det føres kontroll med forurensende utslipp og andre aktiviteter.

For å sikre den praktiske koordineringen av overvåkingen av luft, nedbør, grunnvann, vassdrag, fjorder og havområder og for å få en helhetlig tolkning av måleresultatene er det opprettet et arbeidsutvalg.

Følgende institusjoner deltar i arbeidsutvalget:

**Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk (DVF)
Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt (FHI)
Norges Geologiske Undersøkelser (NGU)
Norsk institutt for luftforskning (NILU)
Norsk institutt for vannforskning (NIVA)
Statens forurensningstilsyn (SFT)**

Overvåkingsprogrammet finansieres i hovedsak over statsbudsjettet. Statens forurensningstilsyn er ansvarlig for gjennomføring av programmet.

Resultater fra de enkelte overvåkingsprosjekter blir publisert i årlige rapporter.

Henvendelser vedrørende programmet kan i tillegg til de aktuelle institutter rettes til Statens forurensningstilsyn, Postboks 8100, Dep. Oslo 1, tlf. 02 - 22 98 10.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
OSLO

0-84088

FORSURING AV OVERFLATEVANN I NORGE
- EN "DIREKTE RESPONS" PROSESS?

Årsak til fortsatt forsuring

10. desember 1987
Forfatter: Arne Henriksen

NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Hovedkontor
Postboks 33, Blindern
0313 Oslo 3
Telefon (02) 23 52 80
Telefax (02) 39 41 29

Sørlandsavdelingen
Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033
Telefax (041) 42 709

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

Vestlandsavdelingen
Breiviken 5
5035 Bergen - Sandviken
Telefon (05) 95 17 00
Telefax (05) 25 78 90

Prosjektnr.:

0-84088

Undernummer:

Løpenummer:

2075

Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel:

FORSURING AV OVERFLATEVANN I NORGE
– EN "DIREKTE RESPONS" PROSESS?

(Overvåkingsrapport nr. 295/87)

Forfatter (e):

Arne Henriksen

Dato:

10. desember 1987

Rapportnr.

0-84088

Faggruppe:

Sur nedbør

Geografisk område:

Norge

Antall sider (inkl. bilag):

17

Oppdragsgiver: **Statens forurensningstilsyn (SFT)**
(Statlig program for forurensningsovervåking)

Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):

Ekstrakt:

To hypoteser for forsurening av ferskvann diskuteres i dag. 1. Den "forsinkede respons" hypotese, og 2. Den "direkte respons" hypotese. Konsekvensen av den "forsinkede respons" hypotesen er at ved høy, men konstant tilførsel av sur nedbør vil flere og flere innsjøer og elver bli sure. Den "direkte respons" hypotesen innebærer at forsureningen er mer en "momentan" enn langsiktig prosess, og følgelig vil ikke forsureningen øke hvis ikke fremtidige tilførsler av sur nedbør øker. Surheten i nedbøren på Sørlandet økte med over 100% i forhold til tidligere år i midten av 1960-årene. En enkel analyse av dataserier for elver og feltforskningsområder som inngår i programmet for overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør, antyder at den "direkte respons" hypotesen gjelder for overflatevann i Sør-Norge. Fremtidige endringer i tilførselsmønsteret for forurensninger bør føre til en ny likevektstilstand i løpet av 5-6 år. Målbare reduksjoner i tilførsler av sure stoffer vil derfor gi bedre forhold for fisk og andre organismer i vann.

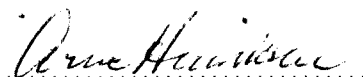
4 emneord, norske:

1. Sur nedbør
2. Overvåking
3. Prognoser
4. Forsuring

4 emneord, engelske:

1. Acid precipitation
2. Monitoring
3. Prognosis
4. Acidification

Prosjektleder:



For administrasjonen:



ISBN - 82-577-1342-2

FORORD

Statens forurensningstilsyn (SFT) er tillagt ansvaret for gjennomføring av overvåkingsprogrammet for langtransportert forurenset luft og nedbør. Arbeidet gjennomføres hovedsakelig ved Norsk institutt for luftforskning (NILU), Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Direktorat for naturforvaltning (DN). Også Norsk institutt for skogforskning (NISK), Norges geologiske undersøkelse (NGU) og Universitetet i Bergen (UiB) deltar i enkelte av aktivitetene. Resultatene fra dette programmet presenteres i årlige rapporter. De voksende dataseriene kan bearbeides og utnyttes i en videre sammenheng. I den foreliggende rapport utnyttes en del av de akkumulerte data til å teste aktuelle forsuringshypoteser. Dette viser betydningen av at det eksisterer et kontinuerlig overvåkingsprogram.

Arne Henriksen

Sammendrag og konklusjon

Den "direkte respons" hypotese for forsuring av overflatevann synes generelt å gjelde for Norge. Dette viser en enkel analyse av dataserier innsamlet under overvåkingsprogrammet.

To hypoteser for forsuring av ferskvann diskuteres i dag. 1. Den "forsinkede respons" hypotese, og 2. Den "direkte respons" hypotese. Konsekvensen av den "forsinkede respons" hypotesen er at ved høy, men konstant tilførsel av sur nedbør vil flere og flere innsjøer og elver bli sure. Den "direkte respons" hypotesen innebærer at forsuringen er mer en "momentan" enn langsiktig prosess, og følgelig vil ikke forsuringen øke hvis ikke fremtidige tilførsler av sur nedbør øker. Disse hypoteser er testet med data fra elver og feltforskningsområder som er inkludert i programmet for overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør.

Sulfatkonsentrasjonene i de elver og feltforskningsområder som er inkludert i overvåkingsprogrammet, viser en tendens til nedgang fra 1980. Dette skyldes sannsynligvis at utslippene av svovel til atmosfæren er noe redusert i de senere årene. I midten av 1960-årene økte H^+ -konsentrasjonene i nedbøren med over 100%, og sulfatkonsentrasjonene må ha økt tilsvarende. Data fra overvåkingsprogrammets feltforskningsområder fra 1972 og framover viser ingen tendenser til økning over tid, slik den "forsinkede respons" hypotese forlanger. Sulfat har derimot holdt seg relativt konstant eller avtatt noe i perioden 1972-1986. Ser en alle data i sammenheng, indikerer disse sterkt at forsuringen av elver og innsjøer i Norge er en direkte respons prosess. Det er rimelig å anta at innsjøer og elver vil reagere raskt på endringer i tilførsler av sure komponenter slik RAIN-prosjektets (Reversing Acidification in Norway) resultater antyder.

De vannkjemiske endringer som skyldes økningen av sure komponenter i nedbøren i midten av 1960-årene, synes å ha skjedd tidlig i 1970-årene. Responstiden fra en endring i tilførslene til ny likevekt synes derfor å være maksimalt 5-6 år på Sørlandet. Dette skyldes mest sannsynlig at oppholdstiden av vannet er kort, og at sulfatkonsentrasjonen er lav i jorda som kommer i kontakt med avrenningsvannet. Målbare reduksjoner i tilførsler av sur nedbør til Norge bør gi rask bedring i vannkjemien i våre vassdrag, og dermed gi bedre betingelser for fisk og andre organismer i vann.

Denne analysen kunne gjennomføres fordi det foreligger dataserier med stor regularitet for et lengre tidsrom. Dette viser betydningen av at det eksisterer et kontinuerlig overvåkingsprogram.

1. BAKGRUNN

Norge mottar i dag betydelig større mengder forsurende komponenter med nedbør og luft enn landet selv slipper ut. Det meste av svovelet kommer fra kilder i Sentral- og Vest-Europa og faller ned i Sør-Norge. Spesielt Telemark og Agderfylkene er utsatt. Også Finnmark mottar betydelige tilførsler av svovel, hovedsakelig fra Øst-Europa.

Norge har små muligheter til å redusere de totale svoveltilførslene til landet i særlig grad uten at svovelutslippene i andre land reduseres. Norske myndigheter har i mange år arbeidet for å få i stand avtaler om reduksjon av svovelutslippene. Et viktig skritt i denne retning var at 34 land (nesten samtlige land i Europa, samt USA og Canada), undertegnet en konvensjon om langtransporterte grenseover-skridende luftforurensninger.

Et viktig spørsmål i denne sammenheng er i hvilken grad reduserte tilførsler av forsurende komponenter vil forbedre forholdene i våre forsurede vassdrag, og i tilfelle hvor lang tid det vil ta for vannsystemene å innstille seg på en ny likevekt.

Internasjonalt er det i dag to hypoteser for forsurening av ferskvann, som er under diskusjon: 1. Den "forsinkede respons" hypotese, og 2. Den "direkte respons" hypotese. Konsekvensen av den "forsinkede respons" hypotesen er at ved høy, men konstant tilførsel av sur nedbør vil flere og flere innsjøer og elver bli sure. Den "direkte respons" hypotesen innebærer at forsureningen er mer en "momentan" enn langsiktig prosess, og følgelig vil ikke forsureningen øke hvis ikke fremtidige tilførsler av sur nedbør øker.

Disse to hypoteser vil også forutsi forskjellige konsekvenser av reduksjoner i tilførsler av sure forbindelser. Den "forsinkede respons" hypotese sier at bedringen vil være meget langsom, mens den alternative hypotesen forutsier en rask forbedring i vannkvalitet ved reduserte tilførsler.

Observasjoner fra Sudbury i Ontario, Canada, viser at vannkvaliteten bedret seg raskt ved reduserte svovelutslipp. Resultatene fra det såkalte RAIN-prosjektet (Reversing Acidification in Norway) viser også at hvis tilførslene av sur nedbør fjernes fra et lite nedbørfelt, bedres kvaliteten av avrenningsvannet etter kort tid.

I denne rapporten er det brukt tilgjengelige data fra programmet for overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør for å teste

hvilken av disse hypoteser som mest sannsynlig er gyldig for de forsurede områder i Norge.

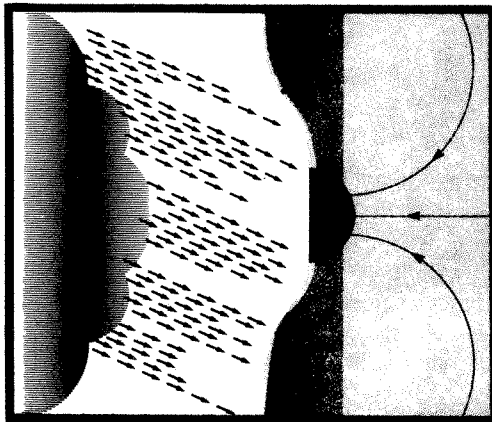
Resultater fra en slik analyse ble lagt fram på den internasjonale konferansen "Acidification and Water Pathways" på Bolkesjø 4.-8. mai 1987, arrangert av Norsk Hydrologisk Komitè, Unesco og WMO. Kopi av manuskriptet "Freshwater acidification in Norway - a direct response process?" representerer hovedinnholdet i denne rapporten. I tillegg er det foretatt en vurdering av flere datasett, og disse er presentert nedenfor og sett i sammenheng med den ovennevnte rapporten.

FRESHWATER ACIDIFICATION IN NORWAY — A "DIRECT RESPONSE" PROCESS ?

A. Henriksen

Reprint from :

Acidification and Water Pathways



The Norwegian National Committee
for Hydrology in cooperation with Unesco and WMO,
the IHP National Committees
of Denmark, Finland and Sweden.

Bolkesjø, 4. - 5. May 1987

VOL II

FRESHWATER ACIDIFICATION IN NORWAY — A "DIRECT RESPONSE" PROCESS?

A. Henriksen

ABSTRACT

Two hypotheses of freshwater acidification are presently being discussed: the "delayed response" and the "direct response" hypotheses. The consequence of the first hypothesis is that at elevated, but constant, deposition of excess sulphate more lakes and streams will become acid. The "direct response" hypothesis holds that the acidification of lakes and streams is more immediate than long-term in nature. Any acidification in lakes and streams that has already occurred is all that will occur unless future levels of acidic deposition increase.

The acidity of precipitation in southernmost Norway increased over previous years by more than 100% in the mid-1960's. Analyses of data from rivers monitored since 1966 and catchments monitored from 1972-1986 indicate that the "direct response" process is applicable to surface waters in southern Norway. Future changes in deposition patterns should be reflected in the "equilibration" of water chemistry within 5-6 years. Therefore measurable reductions in deposition in Norway should quickly result in improved conditions for fish and other aquatic organisms.

INTRODUCTION

Two hypotheses of freshwater acidification are presently being discussed: the "delayed response" and the "direct response" hypotheses (National Academy of Sciences, 1984). The consequence of the first hypothesis is that at elevated, but constant, deposition of excess sulphate more and more lakes and streams will become acid. The "direct response" hypothesis holds that acidification of lakes and streams is more immediate than long-term in nature; this indicates that the acidification of lakes and streams that has already occurred is all that will occur unless future levels of acidic deposition increase. The two types of responses are shown schematically in Fig. 1.

A consequence of the "delayed response" hypothesis is that sulphate cannot be considered as a mobile or conservative anion, because a fraction is being retained in the watershed. This in turn implies that initially none or significantly less sulphate is leached into the runoff water than is deposited in the watershed. Gradually, as the sulphate adsorption sites become saturated sulphate will "break through" and become a mobile anion. At this point deposition and runoff will be in equilibrium with respect to sulphate. The time

aspect of the "break through" of the sulphate will depend largely on the characteristics of the soil in the watershed and may take decades.

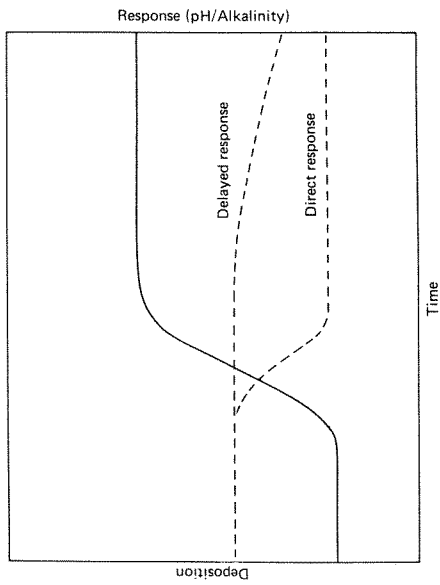


Fig. 1 Schematic illustration of the effects of the "delayed" and "direct" response hypotheses on the water quality parameters pH and alkalinity.

The "direct response" hypothesis implies that sulphate "break through" takes a relatively short time, perhaps only a few years, before sulphate becomes a mobile anion. This again implies that there is a short term input-output balance in watersheds with respect to sulphate.

In areas where "delayed response" occurs (principally in unglaciated areas containing sulphate adsorptive soils) the effects of reduced or increased deposition will not influence the quality of the runoff water for many years, and the pH will remain essentially unaffected. In glaciated areas where the sulphate adsorption by the soil is relatively limited, the effects of increased deposition should be rather fast.

In the discussions concerning the recovery of acidified systems to reduced deposition, an important question becomes: is the acidification process reversible, and if so, what is the projected

time scale of recovery? The "delayed response" hypothesis would suggest a long term period of improvement, while the "direct response" hypothesis predicts a fast recovery. Data from the Sudbury area of Ontario indicate that acidification is reversible, and that sulphate concentrations in lakes decreased as SO_2 emissions decreased (Dillon et al. 1987)

Available data have been used to examine which hypothesis is most likely to be the case for Norway, and also to estimate the most probable time for equilibrium with reduced deposition. For this purpose data from rivers in southern Norway monitored since 1965 and from calibrated watersheds monitored since 1972-74 have been used together with precipitation data collected in southernmost Norway since 1955.

PRECIPITATION CHEMISTRY

Fig. 2 gives annual volume weighted mean H^+ -concentrations in precipitation at a site at Lista, located in southernmost Norway, for the period 1955-85. These data indicate that the acidity of precipitation in southernmost Norway increased by about 150% during a few years in the mid 60's. This increase coincided with an increase in energy consumption in Europe (Fig. 2). This suggests there was a "direct response" in precipitation acidity following the increase in energy consumption.

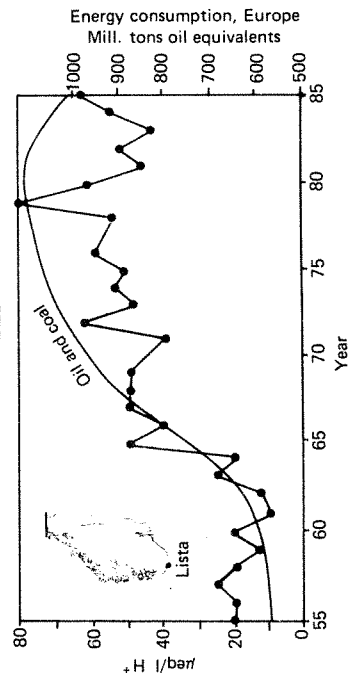


Fig. 2 Weighted yearly mean H^+ -concentrations in precipitation at Lista, southernmost Norway, and yearly energy consumption in Europe for the period 1955-1985. Data are from the Norwegian Institute for Air Research.

This abrupt increase in precipitation acidity would be reflected in the acidity in the runoff water in southernmost Norway either rapidly or after some lag. If the "delayed response" hypothesis holds, the effect of this increase in precipitation acidity should have resulted in a declining pH in the rivers over a longer period of time. If, on the other hand, the "direct response" hypothesis holds, we would expect a fast decrease in streamwater pH (within a few years) and fairly constant pH-levels thereafter, due to the relatively constant acidity of precipitation since 1966.

MATERIALS AND METHODS

The late Einar Snekvik at the Fish Research Division of the Directorate for Fish and Wildlife started regular water sampling in 1965 from 12 rivers in southernmost Norway. From about 1970 the program included about 35 more rivers. He measured pH, conductivity and hardness. The pH-measurements have been carried out at the same laboratory since then except for 13 rivers that in 1980 were transferred to the National Program for Monitoring Long Range transported Air and Precipitation. One year of parallel sampling and analyses by the Directorate and NIVA showed consistent results. (Unpublished results.)



Fig. 3 Location of rivers and calibrated catchments in southern Norway from which data has been used in this paper.

The Norwegian Research project "Acid Precipitation - Effects on Forest and Fish" (the SNSF-project) conducted weekly sampling in calibrated catchments from 1972 to 1979. Four of the catchments were included in the Monitoring Program which started in 1980. Data from three catchments (Birkenes, Storgama and Langtjern) (fig. 3) have been used below.

RESULTS AND DISCUSSION

Rivers

Henriksen et al. (1981) carried out an analysis of the pH data of samples from 38 rivers collected from 1966-70 to 1979, using linear and multiple regressions and comparisons of frequency distributions. All methods applied gave the same tendency of decreasing pH with time for the rivers in Southern Norway. Damsleth (1984) applied time series analysis on data from three of these rivers for the period 1970 to 1983, and used water flow data to account for seasonal variations. No systematic trends during the time period were detected, but the rivers were significantly more acid than the average during the years 1977-79. The analysis carried out by Henriksen et al. (1981) started with data from 1965 (highest pH-values) and ended with data from 1979 (lowest pH), therefore the finding of a negative trend in pH was logical. However, the analysis of Damsleth (1984) indicated a stable situation during the period 1970-83. Thus, the effects of the increased deposition recorded in the mid 1960's (Fig. 2) may have leveled out by the early 1970's. This situation in two rivers in southernmost Norway is illustrated in Fig. 4. Data available from 1966 indicate a tendency for decreases in pH until about 1970, thereafter pH-levels appear stable for the remaining period except for a drop in pH in 1978-79. The dashed lines on Fig. 4 indicate pH levels before 1965. The pH levels were estimated from present-day water chemistry using methods of Wright and Henriksen (1983). Sulphate concentrations during the period 1955-65 were estimated by this method to be about 40% of present-day concentrations. Thus, if these estimates are correct, it appears that the decrease in pH for these rivers closely followed the pattern of precipitation changes (Fig. 2) as shown by the direct response curve in Fig. 1.

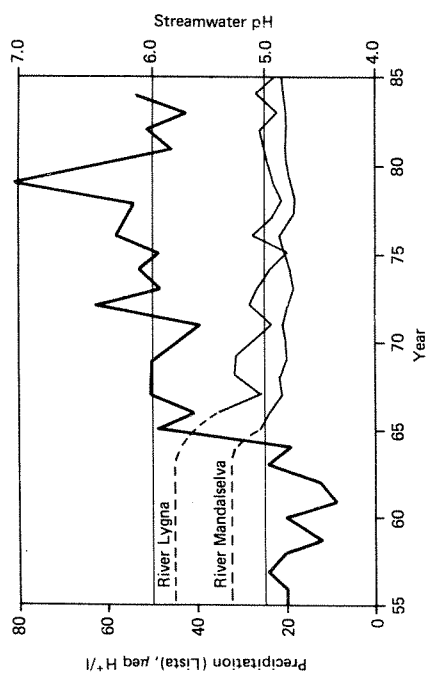


Fig. 4 Yearly mean pH-values for two rivers in southernmost Norway (thin lines), H⁺-concentrations in precipitation at Lista (heavy line), and estimated river pH-values (dashed lines) for the period prior to start of river sampling.

Calibrated catchments

Longterm stream chemistry data for weekly samples are available for three calibrated catchments in Southern Norway: Birkenes, Storgama and Langtjern. Data are available for Birkenes from 1972-79 and from 1980-86. For Storgama the period is 1974 to 1979 and 1980 to 1986. For Langtjern the period of measurement is from 1973 to 1984 and from 1986. At Langtjern both the outlet and one of the major inlets have been sampled.

Linear regressions are carried out for time against the components non-marine sulphate (SO⁴*), the sum of non-marine calcium and magnesium (Ca* + Mg*), and H⁺-concentrations (calculated from pH) for the three catchments (Fig. 5, and Table 1). The data were also divided in two groups, before and after 1980, to see whether the trends differed.

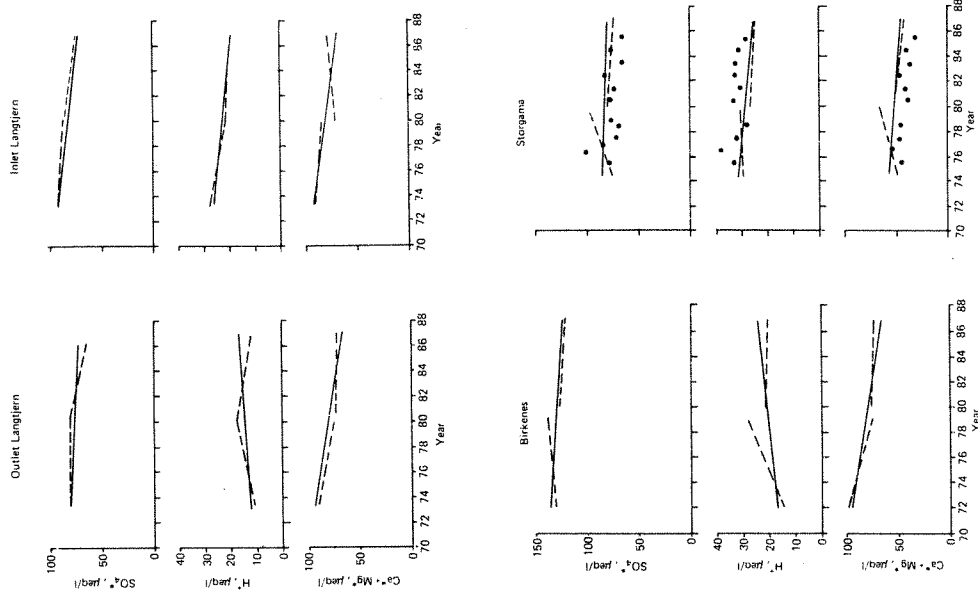


Fig. 5 Linear regression lines for time vs. non-marine sulphate, the sum of non-marine calcium and magnesium and H⁺ for the calibrated catchments. Heavy lines are for the whole period of measurement. Broken lines are for the periods before and after 1980. Circles in the diagram for Storgama indicate annual volume weighted average values.

Table 1 Correlation coefficients for regressions of H^+ , SO_4^{2-} and $(Ca^{2+}+Mg^{2+})$ vs. time for data from calibrated catchments in Southern Norway (see Fig. 4 and 5).

	R		N		R		N	
	72	- 79	80	- 86	74	- 86	73	- 86
Birkenes	.25*	1105	.02	273	.13*	1378	-.13*	1054
H^+ vs. time	.08	781	-.10	273	-.40*	1054		
SO_4^{2-} vs. time	-.27*	781	-.04	273				
$(Ca^{2+}+Mg^{2+})$ vs. time								
Storgama	.03	316	-.05	340	-.19*	656		
H^+ vs. time	.17*	312	-.11*	331	-.13*	643		
SO_4^{2-} vs. time	.19*	311	-.13*	333	.21*	642		
$(Ca^{2+}+Mg^{2+})$ vs. time								
Langtjern	.26*	617	-.31*	238	.16*	855		
H^+ vs. time	.02	582	-.29*	237	-.13*	819		
SO_4^{2-} vs. time	-.21*	582	-.04	237	-.38*	819		
$(Ca^{2+}+Mg^{2+})$ vs. time								
Inlet	.73	80	.80	- 86	.73	- 86		
H^+ vs. time	-.16*	739	-.06	236	-.19*	735		
SO_4^{2-} vs. time	-.03	488	-.18*	234	-.22*	722		
$(Ca^{2+}+Mg^{2+})$ vs. time	-.08	488	.15*	234	-.27*	722		

* Significant on the 95%-level.

The catchments show no dramatic changes during the period of measurement. An increase in H^+ -concentration is observed for Birkenes and the outlet of Langtjern for the whole period. When divided into two periods, however, it appears that the H^+ -concentrations increased from 1972-1980, while a decrease in H^+ may have occurred in the 1980's. The increase in H^+ -concentration before 1980 is most likely due to the influence of the high deposition of acids in 1978-79, which is a further indication of the rapid responses of the catchments to changes in deposition. For Storgama the trend is downwards over the whole period, but when broken into two periods, the picture is the same as for Birkenes. The inlet to Langtjern shows a downward trend during both periods.

The concentrations of sulphate decrease in all catchments over the whole period. Up to 1980, however, there were increases in sulphate concentrations. Decreases in sulphate concentrations after 1980 are also observed in the rivers in southernmost Norway monitored since 1980 (Table 2). Again, the increase in sulphate concentrations in the first period could be related to the more acidic precipitation falling in the late 1970's (Fig. 2).

Table 2 Regression lines and correlation coefficients for regressions of excess sulphate (SO_4^{2-}) vs. time for 6 rivers in southernmost Norway (for location see Fig. 3). Data ($\mu eq/l$) are from the period 1980-1986.

River	Regression line	R	N
River Gjerstadelva	$SO_4^{2-} = 108 - 1.26 \text{ year}$	-.21*	131
" Nidelva	" = 82 - 1.61 "	-.23*	114
" Tovdalselva	" = 80 - 1.08 "	-.21*	101
" Mandalselva	" = 60 - 0.72 "	-.13	147
" Lygna	" = 67 - 0.19 "	.03	103
" Bjerkreimsåna	" = 50 - 0.93 "	-.27*	105

The concentrations of base cations (Ca + Mg) show a downward trend during the whole period for all the catchments (Fig. 5). In the 1980's, however, the levels of base cations were stable. Increases in excess sulphate in fresh waters may be accommodated by an increase in H^+ , base cation- and ionic Al-concentrations and partly by a decrease in buffer capacity (alkalinity). Henriksen (1984) estimated that the sulphate increase in Norwegian lakes was compensated by maximum 20% increase in base cations ($F = 0.2$). Thus, if sulphate decreases, one should expect to observe a decrease in base cation concentrations based on the data from the calibrated catchments.

The approach used here is simple and does not take into account variations in stream flow. Thus, high concentrations that occur during low flow will count equally with a dilute sample at high flow and thereby overinfluence the regressions. Volume weighted yearly averages for Storgama (Fig. 5) indicate, however, the same trends as the linear regressions of unweighted data. More sophisticated statistical methods may reveal some of the discrepancies reflected in the simple regressions shown in Fig. 5.

CONCLUSIONS

The indications of declining sulphate concentrations probably reflect the reduced discharges of sulphur to the atmosphere that have taken place during the most recent years. The 150% increase in H⁺-deposition that occurred in the mid-1960's must have been accompanied by a corresponding increase in the concentrations of sulphate in precipitation. The catchment data do not indicate a long term increase in sulphate concentrations in runoff that the "delayed response" hypothesis requires. Rather, sulphate in runoff has been constant or decreasing over the period 1972-86. Taken together, all these data available from southern Norway indicate that the acidification of rivers in southernmost Norway must have been a direct response process. One can therefore conclude that the rivers and lakes in Norway appear to respond quickly to changes in deposition. The changes in stream chemistry caused by the change in deposition that occurred in the mid-1960's (Fig. 2) apparently occurred during the early 1970's. Thus, the response time from the change in deposition to a new equilibrium situation must be less than about 5-6 years in southernmost Norway. This is most likely due to the very short retention times of the water and the low sulphate adsorption capacities of the soils in contact with the runoff water. In these areas it therefore follows that measurable reductions in acidic deposition in Norway should give a quick response in water chemistry and thereby improved conditions for fish and other aquatic organisms.

ACKNOWLEDGEMENT

This work has been supported by a grant from the State Pollution Control Authority (SFT). I thank D.F. Brakke and S.A. Norton for helpful suggestions to improve this manuscript.

REFERENCES

- Damsleth, E. 1984. Tidsrekkeanalyse av forensningsdata - en metodestudie (Time Series Analysis of Pollution Data - a methodological study). Rep. nr. 745. Norwegian Computer Centre, Blindern, Norway.
- Dillon, P.J., Reid, R.A. and Girard, R. 1986. Changes in chemistry of lakes near Sudbury, Ontario, following reductions of SO₂ emissions. Water Air Soil Pollut. 31, pp 59-65.

Henriksen, A., Snekvik, E. and Volden, R. 1981. Endringer i pH i perioden 1966-79 for 38 norske elver. (pH-changes in 38 Norwegian rivers during the period 1966-79.) State Pollution Control Authority. Rep. 2/81. 69 p.

Henriksen, A. 1984. Changes in base cation concentrations due to freshwater acidification. Verh.Internat.Verein.Limnol. 22, pp 692-698.

National Academy of Sciences, 1984. Acid Deposition: Processes of Lake Acidification. Summary of a Discussion. National Academy Press. Washington D.C.

Wright, R.F. and Henriksen, A. 1983. Restoration of Norwegian lakes by reduction in sulfur deposition. Nature 305 pp 422-424.

2. ANDRE RESULTATER

2.2 Overvåkingselvene

En alternativ analyse av data fra elveundersøkelsene ble presentert i rapporten for 1985 fra programmet for overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. pH-data for elver der det foreligger dataserier fra lang tid tilbake (1966), er brukt for denne analysen.

Kumulative hyppighets-diagrammer eller frekvensfordelings-diagrammer ble her brukt til å illustrere endringer over tid. Observasjonene angis i prosent av antall prøver og slik at en akkumulerer antall målinger. For eksempel 50%-nivået vil angi den pH der 50% av målingene har en lavere verdi og 50% en høyere verdi. Denne verdi kalles medianen. De laveste verdiene representerer de typiske flomperiodene, mens en finner de høyeste verdiene under tørrvårsperioder når grunnvannet dominerer tilførselene til vassdraget. I figur 1 er pH-observasjonene for to og to år kumulert for de elvene det foreligger observasjoner for tilbake til slutten av sekstiårene og begynnelsen av syttiårene. I tillegg til medianen (50 % fraktilen er også 10 og 90 % fraktilene tegnet inn. Ved å betrakte verdiene mellom disse to områdene (80% av observasjonene) utelukker en eventuelle ekstremverdier (som kan skyldes spesielle naturforhold eller analysefeil).

Årene 1974-1980 gir de laveste medianverdiene for pH i alle sørlandselvene (3.1 til 13.1). Bjerkreimsåna viser en klar trend mot større hyppighet av observasjoner med lav pH til og med 1982-1983 da de laveste verdiene ble målt. I årene 1984-85 var det større hyppighet av høyere pH-målinger enn i tidligere år. For Numedalslågen (1.1) og for vestlandselvene finner en også de laveste medianverdiene for pH i perioden 1976-80. Det skjedde en regulering av Dirdalselvas nedbørfelt i mars 1984. Dette gjenspeiles også klart i figur 1 som viser at for 1984 og 1985 er hyppigheten av målingene av høy pH øket betraktelig.

For perioden 1966-1980 sees en generell nedgang i median-pH i sørlandselvene mot et minimum i slutten av 70-årene. Henriksen et al. (1981) fant denne tendensen for flere elver på Sørlandet som ikke er med i SFTs overvåkingsprogram.

I 80-årene synes medianene å komme opp på et høyere nivå og nær det nivå en hadde i begynnelsen av 70-årene. Henriksen et al. (1981) analyserte pH-observasjoner for 38 norske elver for perioden 1966-79. Ved tre former for regresjonsanalyse, en enkel lineær regresjon på årsmidler, enkel regresjon og multipl regressjon på enkeltdata og

ved kumulative hyppighetskurver. Alle presentasjonsformer ga samme tendens til nedgang i pH i måleperioden for de aller fleste elvene på Sørlandet og Vestlandet. Denne analysen ble avsluttet med data fra 1979 da både nedbørens og elvenes surhet var høyest.

Det var derfor naturlig å finne en negativ trend fra slutten av sekstiårene. Denne trenden stoppet åpenbart i begynnelsen av 80-årene. Det er et spørsmål om trendene fra 1966-70 og til 1980 er en reell trend, eller om trenden er oppstått fordi nedbøren har vært surere i den siste halvdel av 70-årene enn i den første, slik at det er en viss samvariasjon (med en ev. tidsforsinkelse) mellom nedbørens årlige middelsurhet og avrenningsvannets midlere surhet. Dette innebærer at elvevannets respons på endringer i nedbørens surhet er relativt rask. Den nedgang i pH som er registrert fra 1966 og utover i 70-årene, skyldes sannsynligvis den økningen i svovelutslipp i Europa som fant sted i slutten av 60-årene. En reduksjon i tilførslene som følge av reduserte utslipp i Europa, bør derfor kunne registreres i elvene i løpet av noen år, hvis reduksjonene er av betydelig størrelse, f.eks. 30-50% av dagens tilførsler.

2.3 Langtjernområdet

I nedbørfeltet til Langtjern (et av overvåkingsprogrammets feltforskningsområder) og i nedbørfeltet til et tilliggende tjern, Holmetjern, er det tatt vannprøver fra 11 små tjern hver vinter (i mars) siden 1970. Dette er blitt gjennomført som et internt NIVA-prosjekt. Figur 2 viser verdiene for pH og kalsium for 3 av disse tjernene, et meget surt (Vestre Holmetjern), et mindre surt (Lauvskartjern) og et lite surt (Bekaren). Alle tre tjern viser meget stabile forhold i hele perioden, men det er en tendens til høyere pH-verdier under de første observasjonsårene. Dette er i god overensstemmelse med dataene fra overvåkingselvene (Fig. 1). Alle dataene tyder på at effekten av den økning i tilførsler av sur nedbør som ble registrert i midten av 1960-årene, jevnet seg ut allerede i begynnelsen av 70-årene.

3. DISKUSJON

Sulfatkonsentrasjonene i de elver og feltforskningsområder som er inkludert i overvåkingsprogrammet, viser en tendens til nedgang fra 1980. Dette skyldes sannsynligvis at utslippene av svovel til atmosfæren er noe redusert i de senere årene. I midten av 1960-årene økte H^+ -konsentrasjonene i nedbøren med over 100%, og sulfatkonsentrasjonene må ha økt tilsvarende. Data fra overvåkingsprogrammets feltforskningsområder fra 1972 og framover viser ingen tendenser til økning over tid, slik den "forsinkede respons" hypotese forlanger.

Sulfat har derimot holdt seg relativt konstant eller avtatt noe i perioden 1972-1986. Ser en alle data i sammenheng, indikerer disse sterkt at forsuringen av elver og innsjøer i Norge er en direkte respons prosess. Det er rimelig å anta at innsjøer og elver vil reagere raskt på endringer i tilførsler av sure komponenter, slik RAIN-prosjektets resultater antyder (Wright, 1987).

De vannkjemiske endringer som skyldes økningen av sure komponenter i nedbøren i midten av 1960-årene, synes å ha skjedd tidlig i 1970-årene. Responstiden fra en endring i tilførslene til ny likevekt synes derfor å være maksimalt 5-6 år på Sørlandet. Dette skyldes mest sannsynlig at oppholdstiden av vannet er kort, og at sulfat-konsentrasjonen er lav i jorda som kommer i kontakt med avrenningsvannet. Målbare reduksjoner i tilførsler av sur nedbør til Norge bør gi rask bedring i vannkjemien i våre vassdrag, og dermed gi bedre betingelser for fisk og andre organismer i vann.

Denne analysen kunne gjennomføres fordi det foreligger regulære dataserier for et lengre tidsrom. Dette viser betydningen av å opprettholde kontinuitet i overvåkingsprogrammene.

4. LITTERATUR

Henriksen, A. Snekvik, E. og Volden, R. (1981). Endringer i pH i perioden 1965-79 for 38 norske vassdrag, Oslo, SFT (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapp. 2/81, SFT/NIVA).

Wright, R.F. (1987). RAIN-project. Annual report for 1986. Acid Rain Res. Rept. 13/1987. (Norwegian Institute for Water Research, Oslo), 90 pp.

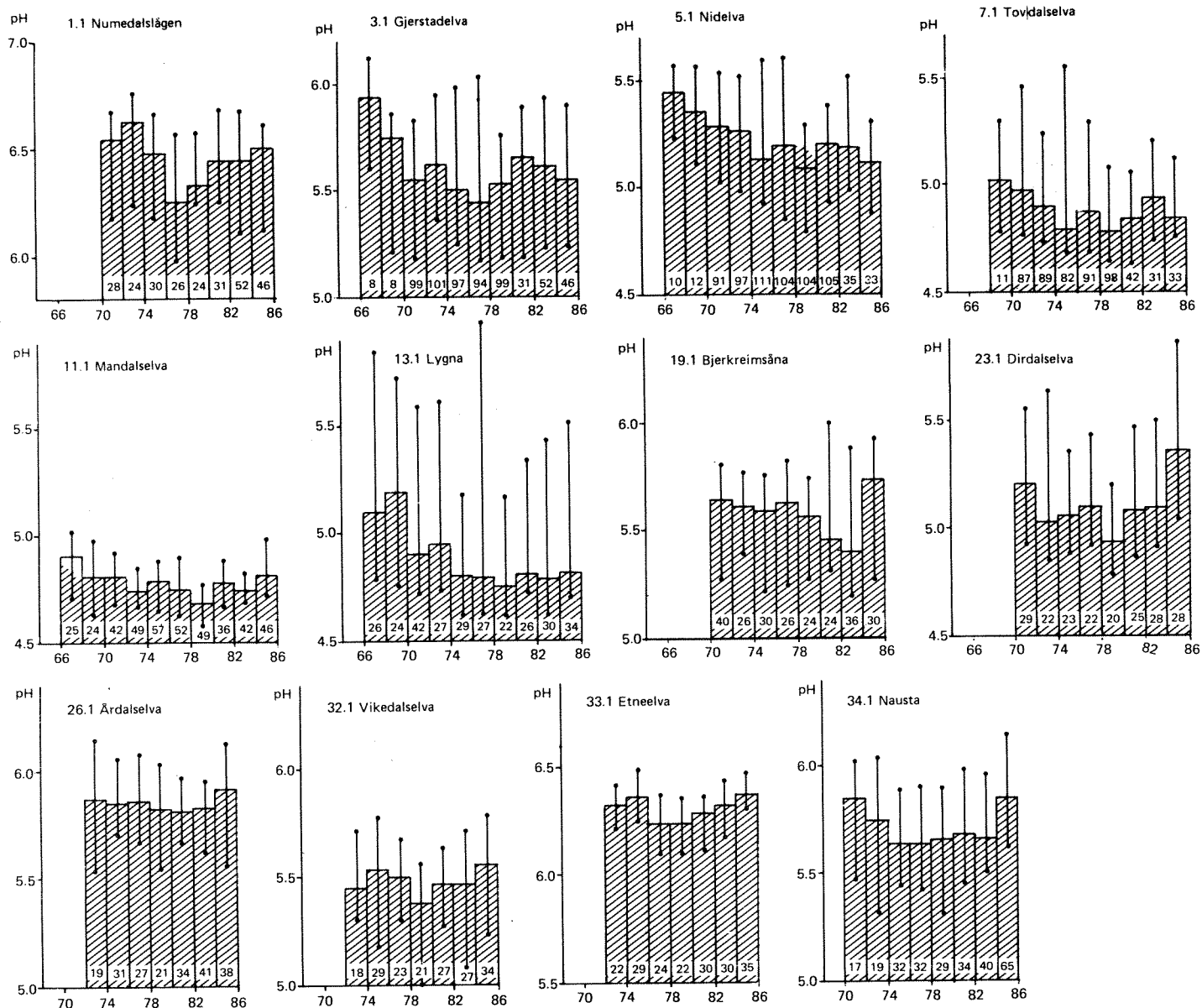


Fig. 1 Median, 10%- og 90%-fraktiler for overvåkingselver med data fra før 1980. Observasjonene for 2 og 2 år er slått sammen. N gir antall observasjoner for hver søyle.

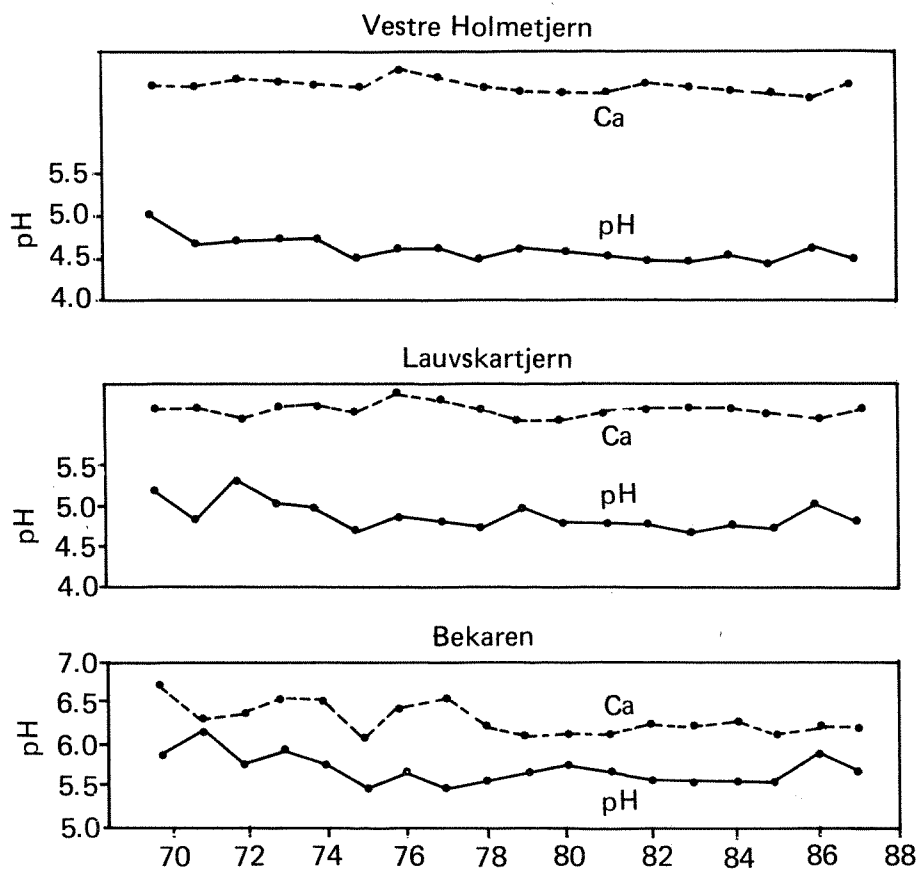


Fig. 2 pH og kalsiumverdier for humuspåvirkede tjern i Langtjernområdet prøvetatt hver vinter (i mars).