

# Aggressivt og korrosivt vann — hvilken rolle spiller forsurening og vassdragskalking?

Av Atle Hindar.

Atle Hindar er forsker ved NIVA - Sørlandsavdelingen.

*Innlegg på fagtreff i Norsk Vannforening  
23. oktober 1991*

## Innledning

Vann er aggressivt overfor kalsiumkarbonat og dermed materialer på basis av sement hvis det ikke er i såkalt karbonatlikevekt. Det virker også korrosivt på mange andre materialer (Vik 1989) under slike forhold. Vann som ledes gjennom et vannledningsnett bør derfor være nær karbonatlikevekt, slik at det kan dannes et beskyttende belegg av f.eks. kalsium- eller jernkarbonat.

I store deler av det sørlige Norge er vannet saltfattig og surt (Henriksen et al. 1988). Det skyldes mineralsammensetningen av berggrunn og løsmasser og nedfall av sure komponenter fra forurenset luft og nedbør. Det er derfor i utgangspunktet langt fra karbonatlikevekt.

I den delen av Norge der forsureningen har kommet lengst har man vært opptatt av forsureningens betydning for drikkevannskvaliteten (Hindar 1990). Mulige helsemessige konsekvenser av endringer i vannkilden (økt konsentrasjon av aluminium) har opptatt folk flest og ført til at flere husholdninger har installert enkle vannrensere for springvann. Fra myndighetenes side har et også vært interesse for endringer i vannets tærende

egenskaper på materialoverflater (Kristiansen 1989 a, Kucera 1989).

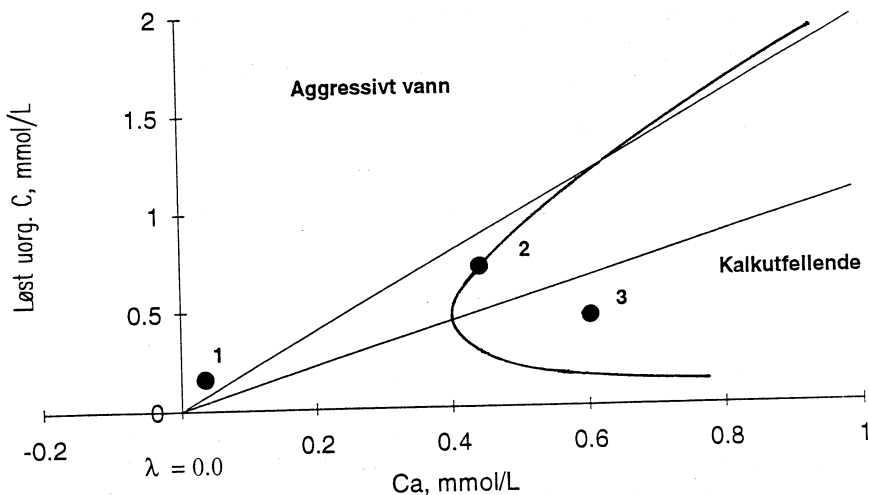
Spørsmål som fortsatt står ubesvart er: I hvor stor grad har forsureningen økt vannets aggressive og korrosive egenskaper? Har denne økningen hatt avgjørende betydning i forhold til den opprinnelige vannkvaliteten? Hva er de økonomiske konsekvenser av en slik økning?

Vassdragskalking kan redusere vannets aggressive og korrosive egenskaper. Spørsmålet er imidlertid hvor stor betydning slike tiltak har. Kan kalking for fisk erstatte alkalisering eller karbonatisering i drikkevannsanlegget? Kan vassdragskalking kombineres med kalking for drikkevann?

Det har til dags dato ikke vært mulig å kvantifisere forsureningens betydning for vannets tærende egenskaper. Det er ønskelig å finne fram til metoder som kan brukes til slike beregninger og som samtidig kan vise vassdragskalkingens betydning. Dette er et forsøk på å nærme seg problemets kjerne.

## Metode

Vannets aggressive og korrosive egenskaper bestemmes av avstanden til karbonatlikevekt. Ved for lavt innhold av kalsium og løst uorganisk karbon vil vannet tære på materialoverflater hvor



Figur 1. Forholdet mellom kalsium og løste uorganiske karbonforbindelser. Vannkvalitet nr. 1 er svært mineralfattig og typisk for de forsurede områdene i Sør-Norge. Den vannkvaliteten (2) som faller på kurven er i karbonatlikevekt. En kalkutfellende (3) vannkvalitet er også inntegnet.

kalsium og karbonat inngår for å komme i karbonatlikevekt. Det vil virke korrosivt på andre materialer fordi det ikke kan dannes et beskyttende lag på materialets overflate. Vannets innhold av øvrige ioner; sulfat, klorid, magnesium, natrium og kalium, virker inn på avstanden til karbonatlikevekt.

De forhold som er omtalt over kan forstås bedre ved å betrakte figur 1. Et mineralfattig surt overflatevann (markert med 1 i figuren) vil ligge nær aksekorset pga. lav konsentrasjon av kalsium og løst uorganisk karbon. Ved pH

under 5.3—5.5 er konsentrasjonen av hydrogenkarbonat lik null. Et mineralfattig grunnvann vil ligge høyere i figuren, men fortsatt nær y-aksen, pga. høyere konsentrasjon av oppløst  $\text{CO}_2$ . Vann med høye konsentrasjoner av oppløst kalk (markert med 2 og 3) vil ligge mot høyre i figuren.

Beliggenheten av karbonatlikevektkurven for en spesiell vannkvalitet er delvis bestemt av forholdet mellom øvrige negative og positive ioner etter formelen:

$$\lambda = (N - P)/2, \text{ der}$$

$$N = [\text{SO}_4^{2-}] + [\text{Cl}^-] + \text{andre negative ioner}$$

$$P = [\text{Mg}^{2+}] + [\text{Na}^+] + [\text{K}^+] + \text{andre positive ioner,}$$

alle konsentrasjoner i  $\mu\text{ekv/L}$ .

$\lambda$  avsettes på x-aksen. Når  $\lambda$  er negativ, dvs. når det er relativt lite sulfat og klorid, ligger karbonatlikevektkurven nærmere aksekorset enn når  $\lambda$  er positiv. Med negativ  $\lambda$  vil vannkvaliteten lettere være i karbonatlikevekt ved lave konsentrasjoner av kalsium.

Hjelpelinjene i figur 1 viser vannkvaliteter med samme pH. Linjene krysser x-aksen i verdien for  $\lambda$  for pH-verdier omkring eller mindre enn 10 når konsentrasjonen av kalsium er større enn  $\lambda$ .

### Metodeutvikling

Den metoden som er nevnt over er utviklet av franskmennene Legrand og Poirier og er forklart i detalj av Legrand og Leroy (1990). Framstillingen her bygger på dette arbeidet.

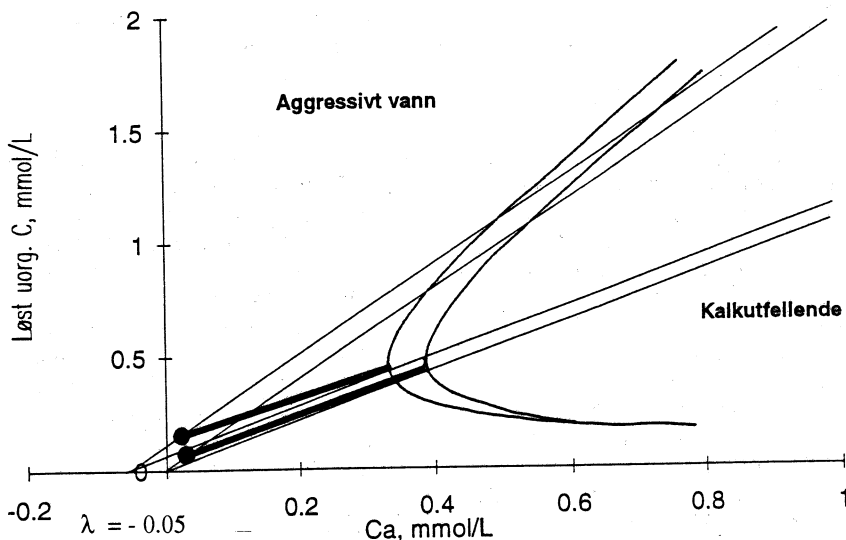
Forsuring påvirker vannkvaliteten på flere måter. Av interesse i denne sammenheng er at forsuring:

- reduserer alkaliteten, dvs. konsentrasjonen av løst uorganisk karbon
- øker konsentrasjonen av kalsium og magnesium
- øker konsentrasjonen av sulfat og nitrat
- øker konsentrasjonen av aluminium
- reduserer pH.

Tap av alkalitet, dvs. reduksjon av løst uorganisk karbon gir en bevegelse av vannkvaliteten mot x-aksen. Økningen i kalsiumkonsentrasjon gir en bevegelse mot høyre, parallelt med x-aksen. Resultatet er vist i figur 2.

Økningen i konsentrasjonen av sulfat, nitrat og magnesium gir en endring i  $\lambda$ -verdien. Nitrat er inkludert fordi dette ionet blir stadig viktigere i forringssammenheng (Henriksen 1988, Hindar et al. 1989).

Økningen i kalsium og magnesium er mindre enn økningen i sulfat og nit-



Figur 2. Forsuring fører bl.a. til forskyvning av karbonatlikevektskurven mot høyre. Avstand fra karbonatlikevekt før og etter forsuring er vist ved uthevede linjestykker.

rat. Dette kan beregnes som den såkalte F-faktor innenfor forsurningsforskningen. F-faktoren er definert som endrin-

$$F = \Delta ([Ca^{2+}] + [Mg^{2+}]) / \Delta ([SO_4^{2-}] + [NO_3^-])$$

F-faktoren varierer med konsentrasjonen av basekationer og er derfor forskjellig fra område til område. For den forsurede delen av Sør-Norge er den beregnet til omkring 0.2 (Henriksen 1984). Siden endringen i sulfat og nitrat dominerer over endringen i kalsium og magnesium, vil forsuringen føre til høyere  $\lambda$ -verdi. Høyere  $\lambda$ -verdi vil øke vannets avstand til karbonatlikevekt ved at likevektskurven (figur 2) for en bestemt vannkvalitet forskyves mot høyre ved forsuring.

Forsuring medfører også en økning i konsentrasjonen av aluminiumsforbindelser. Siden løst uorganisk aluminium foreligger som positive ioner, overveiende Al-hydroksider, vil sannsynligvis økningen i  $\lambda$ -verdien bli mindre.

Aluminium er toksisk og kan ha effekter på mikroorganismer som er av betydning for tæring på materialoverflater. Nitratreducerende og sulfatreducerende bakterier kan være aktive i katodereaksjoner (Elzenga et al. 1989). Også pga. dette er det derfor mulig at aluminium demper vannets tærende egenskaper.

Den totale endring forårsaket av forsuring kan representeres ved endring i avstanden til karbonatlikevekt for opprinnelig og nåværende vannkvalitet. Denne endringen kan avleses i figur 2 som forskjell på de to uthevede linjestykkene. En annen måte å framstille endringen på ville være å beregne den mengden av et bestemt kjemikalium,

gen i basekationer gitt en endring i mobile anioner (Henriksen 1984):

f.eks.  $CaCO_3$  som måtte tilsettes for å kompensere for økningen i vannets aggressive egenskaper. Da ville en samtidig ha en metode for å beregne de økonomiske konsekvensene av forsuring.

### Resultater og diskusjon

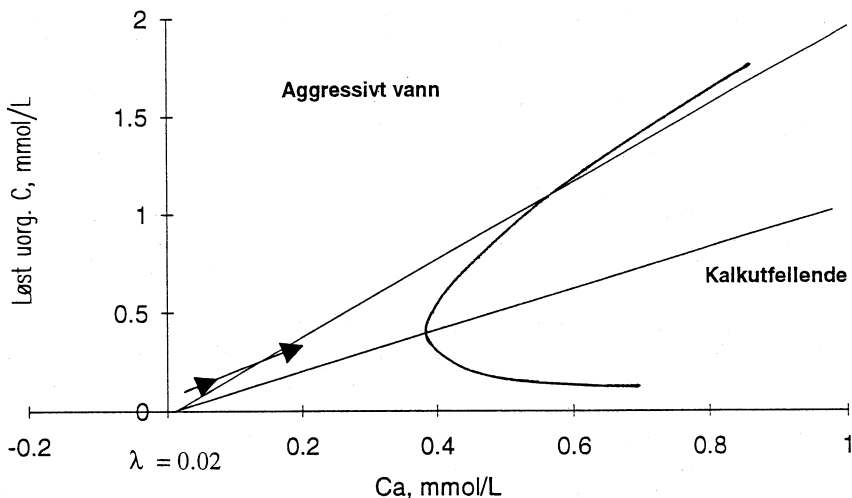
Hvilke endringer kan forventes ved forsuring og hvor stor betydning vil de ha i forhold til opprinnelig vannkvalitet? Hvilken rolle spiller vassdragskalking?

Alkaliteten i et ikke-forsuret område balanseres av kalsium og magnesium. Alkalitet og kalsium inngår ikke i  $\lambda$ , men magnesium gjør det. Dette forholdet gir en svakt negativ  $\lambda$ -verdi i et slikt upåvirket system.

Typisk overflatevann i Agder har kalsiumkonsentrasjoner i nærheten av 1.0 mg/L. Langs kysten i Aust-Agder er typiske konsentrasjoner i området 1–3 mg/L. Lenger vest- og nordover på Vestlandet kan konsentrasjonen være under 0.5 mg/L. Alkaliteten (ALK-E) vil være mellom -60 og 50  $\mu$ ekv/L, avhengig av geologi og forsuring.

Når pH er under 5.3–5.5 kan vi se bort fra karbonat- og hydrogenkarbonatkonsentrasjonen. Konsentrasjonen av oppløst  $CO_2$  kan være betydelig, særlig i humøst vann og på større dyp i innsjøer. I rennende vann vil denne gassen være til stede i ubetydelige mengder.

Forsuring, dvs. tap i alkalitet, i større vassdrag i Sør-Norge ligger innenfor



Figur 3. Effekt av vassdragskalking på avstand til karbonatlikevekt. Den lille pila markerer en typisk endring i vannkvalitet ved vassdragskalking. Den store pila markerer en typisk endring når en innsjø gis ekstra bufferkapasitet.

området 20—80  $\mu\text{ekv/L}$ , størst i østre deler av Agder (SFT 1991). Tilsvarende nivå er funnet for brønnvann i Agder (Hindar 1990). Økt tilførsel av sulfat har endret sulfatkonsentrasjonen med opp til 4 mg/L, dvs. 80  $\mu\text{ekv/L}$ . Det gir en endring i  $\lambda$ -verdien på 0.04. Tilhørende endring i konsentrasjonen av kalsium og magnesium ved  $F = 0.2$  blir da opp til 15  $\mu\text{ekv/L}$ , tilsvarende 0.30—0.35 mg/L Ca. Konsentrasjonen av uorganisk aluminium kan øke med 0.2—0.4 mg/L, dvs. 10—20  $\mu\text{ekv/L}$  hvis vi regner at alt foreligger som  $\text{Al}^{3+}$ .

Opprinnelig og nåværende vannkvalitet med tilhørende endring i likevektskurver for typisk overflatevann i Agder er vist i figur 2. Vannet er fra naturens side langt fra karbonatlikevekt. Selv uten forsuring er det sterkt aggressivt overfor karbonatholdig materiale. For

å hindre tæring på materialoverflater er det helt nødvendig med vannbehandling. Endringen i alkalitet og kalsium pga. forsuring gir en bevegelse i figuren som ikke endrer avstanden til karbonatlikevekt i særlig grad. Resultatet av endringen i sulfat, nitrat og aluminium blir imidlertid at avstanden til karbonatlikevekt øker ved at likevektskurven flyttes mot høyre.

Vassdragskalking gir som regel større kalsium- og hydrogenkarbonatkonsentrasjon enn vannet hadde før forsuring. I figur 3 er resultatet av slik kalking vist ved piler. Den korteste pila representerer akseptabel vannkvalitetsøkning for fisk. Den lengste pila representerer vannkvalitetsøkningen etter en innsjøkalking når det tilføres ekstra bufferkapasitet til vannet. Vannet vil i det siste tilfellet, pga. fortykning med

mineralfattig vann, bevege seg tilbake mot endepunktet for den lille pila før neste kalking.

Ved tilførsel av dolomitt (magnesiumholdig) vil noe av endringen langs pilene i figur 3 erstattes av at likevektskurven flyttes mot venstre. Grunnen til dette er at magnesium gir økt konsentrasjon av positive ioner og dermed lavere  $\lambda$ -verdi. Dolomitt er i mindre grad brukt til vassdragskalking.

Tiltak som dette vil bringe vannet i retning karbonatlikevekt, men på langt nær være et fullgodt tiltak mot aggressivt vann eller korrosjon. Det vil sannsynligvis heller ikke være regningsvarende å tilføre vannkilden (overflatevann) så mye kalk at vannet kommer i karbonatlikevekt. Ved kalking av vannkilden med så store doser som da ville være nødvendig vil kun en mindre

mengde av kalken løses (Sverdrup 1985). Kostnaden vil derfor øke. Dette vil forsterkes ytterligere hvis innsjøen som kalkes har kort oppholdstid. Kalking i nedbørfeltet er enda mer urealistisk enn kalking direkte i vannkilden fordi kalkutnyttelsen blir vesentlig redusert (Rosseland og Hindar 1988, Traaen 1991). En må dessuten huske på at det bare er en del av vannet fra vannkilden som føres ut på ledningsnettet.

Karbonatlikevekt oppnås sannsynligvis best ved at det vannet som sendes ut på ledningsnettet først tilføres kalsiumkarbonat under oppløsning med karbondioksid. Dette systemet er utprøvet (Kristiansen 1989, b) og er allerede i drift ved flere vannverk. En vesentlig reduksjon i konsentrasjonen av aluminium kan også forventes.

## Referanser

- Elzenga, C.H.J., Graveland, A. and Smeenk, J.G.M.M. 1989:* Corrosion by mixing water of different qualities. In: Kucera, V. (ed.). Effects of water and soil acidification on corrosion. Nordic Council of Ministers, Miljørapport 1990:9, 91—99.
- Henriksen, A. 1984:* Changes in base cation concentrations due to freshwater acidification. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 692—698.
- Henriksen, A. 1988:* Critical loads of nitrogen to surface waters. In: Nilsson, J. and Grennfelt, Peringe, eds.). Critical loads for sulphur and nitrogen. Nordic Council of Ministers, Miljørapport 1988:15, 385—412.
- Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T., Sevaldrud, I.S. and Brakke, D.F. 1988:* Lake acidification in Norway - present and predicted chemical status. Ambio, 17: 259—266.
- Hindar, A. 1990:* Forsuringens effekter på vannkvaliteten i gravde drikkevannsbørner i Agderfylkene. O-88038, E-90421. NIVA, Grimstad. 64 sider.
- Hindar, A., Næs, K. og Molvær, J. 1989:* Betydningen av sur nedbør for økte nitrogen-tilførsler til fjordområder. O-88035. NIVA, Grimstad. 45 s.
- Kristiansen, H. 1989, a:* Betydningen av surt/korrosivt vann for vannforsyningen i Agder-fylkene. O-88182. NIVA. 24 s.

- Kristiansen, H. 1989, b:* Karbonatisering av drikkevann ved filtrering gjennom finknust marmor. O-86244, E-88415. VA-rapport 12/89. 47 s.
- Kucera, V. (ed.) 1989:* Effects of water and soil acidification on corrosion. Nordic Council of Ministers, Miljørapport 1990:9, 176 p.
- Legrand, L. and Leroy, P. 1990:* Prevention of corrosion and scaling in water supply systems. Ellis Horwood Limited, London. 297 p.
- Rosseland, B.O. and Hindar, A. 1988:* Liming of lakes, rivers and catchments in Norway. Water, Air, Soil Pollution 41: 165—188.
- SFT 1991:* Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1990. Statens forurensningstilsyn, rapport 466/91. 320 s.
- Sverdrup, H.U. 1985:* Calcite dissolution kinetics and lake neutralization. Thesis. Lund Inst. og Technology, Lund, Sweden. 169 p.
- Traaen, T. 1991:* Overvåking av Tjønnsstrondfeltet. Vannkjemiske undersøkelser. Årsrapport 1990. O-87116, E-88460. NIVA. 17 s.
- Vik, E.A. 1989:* Vannkvalitetsendringer på norske vannforsyningsnett pga. innvendig korrosjon. Vann 3: 448—463.