

Miljøkonsekvenser av utslipp til vassdragsresipienter fra kjemiske renseanlegg

Av Dag Berge

Dag Berge er cand.real. og ansatt som forsker ved Norsk Institutt for Vannforskning.

Innlegg på møte i Norsk Vannforening 26. mars 1988.

1. Innledning

Overgangen til moderne sanitær-anlegg som bl.a. inkluderte vannklosett, vaskemaskiner, oppvaskmaskiner, etc., skjedde i Norge i 1950— og 60-åra. At dette skulle medføre noe stort forurensningsproblem, var man til å begynne med ikke klar over. I Bygningsloven het det den gang sogar at «kloakkavløp skal ledes i lukket rør til nærmeste vassdrag».

I kjølvannet av denne utviklingen oppstod det kraftig vekst av bakterier, sopp og alger, samt nedslamming og uhygieniske forhold i vassdragene, og dette fremtvang behov for rensing av kommunalt avløpsvann.

Den første form for rensing var mekaniske slamavskillere. Disse hadde liten eller ingen effekt mht. å fjerne næringssalter. Så kom det såkalte biologiske rensetrinnet hvor aktivt slam ble blandet inn i råkloakken hvor gjennom en stor del av det organiske materialet ble omsatt bakterielt. Disse anleggene virket fortsatt dårlig mht. å fjerne

næringssalter, 25% renseseffekt på fosfor og 5% på nitrogen. Introduksjon av kjemisk felling (det tredje rensetrinnet) revolusjonerte renselanleggene mht. fosforfjerning. Godt drevne anlegg renses i dag fosfor med mer enn 98% effektivitet. Organisk materiale fjernes også med opptil 80%, mens nitrogen bare med ca. 30%.

De mest brukte fellingskjemikalier er aluminiumsulfat, treverdige jernklorid og kalk (brent kalk, eller lesket kalk). Felling med aluminiumsulfat er mest utbredt i Norge.

Aluminiumsulfat og jernklorid reagerer noenlunde likt, de hydrolyserer og danner hydroksydforbindelser. Dels reagerer metallsaltene også direkte med fosfatet i avløpsvannet og danner jernfosfat og aluminiumsulfat. Begge typer forbindelser danner fnokker som har stor adsorptiv affinitet til fosfor og organisk materiale, og ved å la disse sedimentere oppnås en effektiv rensing. Ved kalkfelling dannes fnokker av bl.a. kalsiumkarbonat (CaCO_3) og hydroksylapatitt ($\text{Ca}_5\text{OH}(\text{PO}_4)_3$) som sedimenterer på samme måte. Også disse fnokkene har adsorptive egenskaper til fosfat og organisk materiale.

Driftsmessig er felling med aluminiumsulfat det enkleste, og kalkfelling det vanskeligste. Imidlertid vil renseffekten ikke være vesentlig forskjellig mellom de tre typene ved optimal drift.

Ved valg av fremtidens fellingskjemikalium vil, i tillegg til økonomiske og driftstekniske hensyn, spørsmålet om hvordan restutslippene fra renseanleggene påvirker økologiske forhold i resipientene komme inn i sterkere grad.

I den foreliggende artikkel vil jeg i grove trekk skissere de uheldige og heldige resipienteffekter man har observert ved dagens 3 typer av kjemiske renseanlegg: Aluminiumsfelling, jernfelling og kalkfelling.

2. Materiale og metoder

Det er ikke gjort noen målrettede resipientundersøkelser ute i vassdragene i Norge med tanke på å avdekke ulike konsekvenser av utslipp fra ovennevnte renseanleggstyper. En del erfaringer finnes imidlertid fra de eksperimentelle renneforsøkene fra PRA-perioden ved NIVA (Traaen 1976). Ved en del vassdragsundersøkelser har vi dessuten spredte observasjoner av forholdene oppstrøms og nedstrøms kjemiske renseanlegg. De fleste av disse er imidlertid av samme type, nemlig Al-felling.

I Sverige er det gjort et slikt studium med hensyn til hvordan disse utslippene påvirker bunnfaunaen (Engblom og Lingdell 1985).

Artikkelen er derfor hovedsaklig en problemanalyse som baseres dels på spredte forskningsresultater, og

dels på forventede effekter som følge av hvordan man vet fellingskjemikaliene reagerer, samt kjente forurensningseffekter fra stoffer som fellingskjemikaliene inneholder.

3. Resultater og diskusjon.

3.1 Identifisering av problemene.

Miljøproblemer som kan oppstå ved utslipp fra kjemiske renseanlegg er

- 1) Eutrofiering
- 2) Forsuring
- 3) Giftvirkninger
- 4) Tilslamming
- 5) Hygienisk forurensning.

Punkt 5) er tatt hånd om at Gunnar Langeland i det etterfølgende foredrag, så det omhandles ikke her.

3.2 Eutrofiering

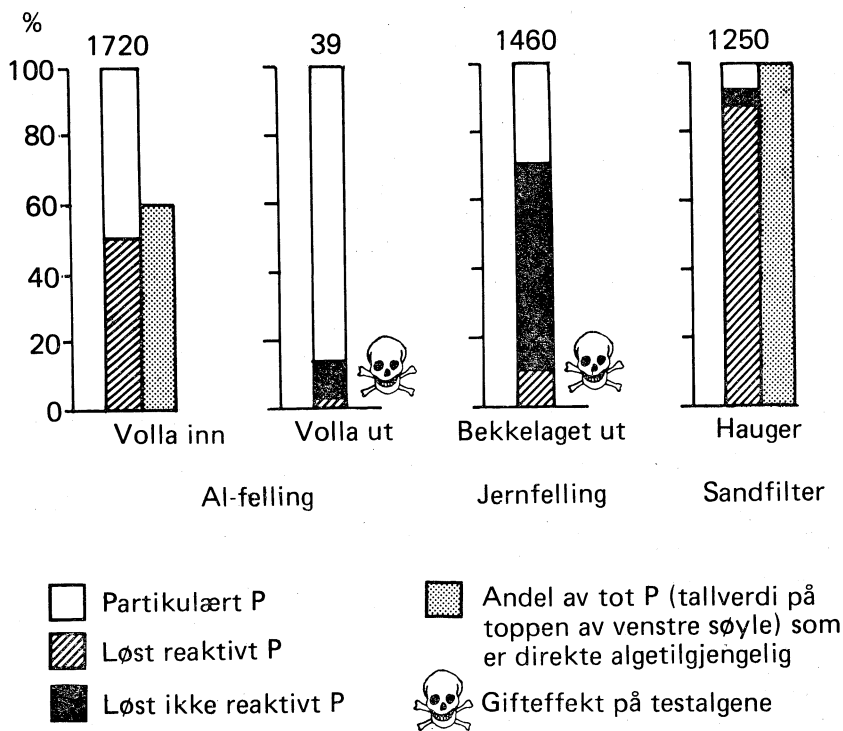
Med eutrofiering menes økt tilførsel av plantenæringsstoffer til vann og de følger dette har for forholdene i resipienten. I vassdrag er det ekstern tilførsel av fosfor som i alt overveiende grad styrer eutrofieringen.

Den mest markante effekten av en eutrofiering er økt algevekst. Til å begynne med øker også produktiviteten på de etterfølgende nivåer i den akvatiske næringskjede, dyreplankton, bunndyr og fisk. Tillates eutrofieringen å gå for langt, utover akseptabelt nivå, inntreer det en rekke uheldige omstendigheter, som f.eks. masseutvikling av alger (grumset vann), dominans av blågrønnalger, lukt og smaksproblemer, oksygensvinn i dypvannet, begroing på steiner og strender, gjen-

groing med høyere vegetasjon, tilbakegang av edelfisk som ørret, røye, mm. Målsettingen til forvaltningen er å holde tilstanden i vassdragene innenfor disse akseptable grenser. For innsjøer har vi gode redskaper (forforbelastningsmodeller) for å beregne hva tilførselene må holdes innenfor for at de akseptable trofinivåer ikke skal overskrides (Rognerud et al. 1979, Berge 1987). Innføring av kjemisk rensing

av avløpsvann har vært et viktig skritt for å bedre eutrofisituasjonen i våre vassdrag.

Utslipp fra kjemiske renseanlegg kan ha sterkt varierende total fosforkonsentrasjon, fra 0.040 mgP/l til 1.5 mgP/l. Av dette er 60–90% sterkt knyttet til partikler som for en stor del utgjøres av ikke sedimenterbare fnokker. Den direkte algetilgjengelighet forventes derfor å være liten.



Figur 1. Algetilgjengelighet av fosfor i restutslipp fra tre renseanlegg, Volla på Hadeland (Al-felling), Bekkelaget i Oslo (jernfelling) og Hauger på Romerike (sandfilterrenseanlegg), fra Berge og Källqvist (1988), under utarb.

I forbindelse med et pågående NIVA-SFT prosjekt om algetilgjengelighet av erosjonsfosfor fra jordbruksområder har vi også, for sammenlikningens skyld, testet avløp fra noen typer renseanlegg (Berge og Källqvist 1988, under utarbeidelse). I fig. 1 er det fremstilt noen relevante data fra dette prosjektet. Her er algetilgjengeligheten av restutslippet av fosfor fra to kjemiske renseanlegg, Bekkelaget RA i Oslo (jernklorid) og Volla RA på Hadeland (aluminiumsulfat), fremstilt sammen med utslippet fra et sandfilterrenseanlegg (Hauger på Romerike).

Det er svært sjelden at vi har fått stor vekst på utløpsvann fra fellingsanlegg med jern eller aluminium. Derimot har avløpsvannet fra disse anleggene ofte vært giftige for testalgen (*Selenastrum capricornutum*). Hvorvidt dette er reelle gifteffekter, er ennå ikke ferdig undersøkt. De gangene vi har fått vekst på avløpet fra Al- og Fe-fellingsanlegg, har det som oftest vært en forlenget «lag»-fase, noe som indikerer en inhibering. Avløpet fra sandfilteranlegget på Hauger har imidlertid hele tiden vært 100% tilgjengelig. Vi vet også at fosfor danner liknende bindinger til jern og aluminium i jord fra utfellingssjiktet, og dette partikulære fosforet er lite algetilgjengelig (Krogstad og Løvstad 1987).

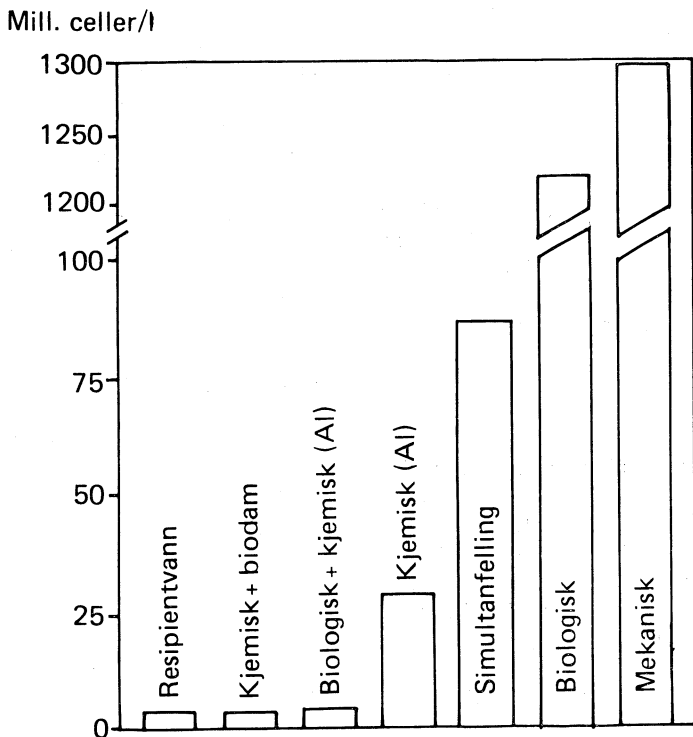
Jernets bindingsegenskaper til fosfor er imidlertid i motsetning til aluminium, sterket underlagt red-oks forhold. Oppstår det f.eks. reduserende forhold i sedimenteringsbasenget, vil fosforet gå i løsning parallelt med reduksjon av jern fra

treverdig til toverdig. Når slike forhold oppstår, dannes det gjerne hydrogensulfid, og det lukter «råtne egg» på renseanlegget. Dette vil også kunne skje ute i resipienten, om det partikkelbundne fosforet får sedimentere i en resipient med periodevis oksygenvinn, f.eks. i eutrofe innsjøer eller avstengte fjorder.

Fosforbindingen til kalsiumkarbonat og hydroksylapatittkomplekser, som er hovedkomponenter ved Ca-felling, er i mye mindre grad enn jern underlagt red-oks forhold. Vi har ikke gode data på biotilgjengeligheten av kalkrenset avløpsvann.

I PRA-prosjektet fant man ikke noen signifikant dårligere renseeffekt ved kalkfelling enn ved jernklorid og Al-sulfat. Forskjell i biologisk respons i rennene avspeilet heller ikke signifikante forskjeller mht. avløpenes eutrofierende effekt (Traaen 1976). Avløpet fra kjemiske renseanlegg hadde imidlertid mye lavere algevekstpotensiale enn fra biologiske og mekaniske anlegg, se fig. 2. Ca-fellingen kan i dag gjøres like kost-effektiv som Al-felling ved tilsetning av litt sjøvann (Vråle og Kristiansen 1987).

Kunnskapsgrunnlaget er i dag for dårlig til å si at det ene fellingskjemikaliet er gunstigere enn noen av de andre med hensyn til eutrofi-reduserende effekt i resipienten. Man burde kjørt et systematisk biotilgjengelighetsstudium kombinert med inventering oppstrøms og nedstrøms etablerte renseanlegg for å avklare dette.



Figur 2. Algevekstpotensiale på avløpsvann fra forskjellige renselanlegg (forsøk kjørt på filtrert vann), fra Traaen (1976).

3.3 Forsuring og giftvirkninger

Forsuring av våre vassdrag som følge av sur nedbør, er i ferd med å bli et stort problem, ikke bare med hensyn til vannboende organismer, men også mht. menneskers bruk av vannet til f.eks. drikkevannsformål, industriformål, m.m.

Aluminium kan være svært giftig for fisk og andre vannlevende organismer. Den sure nedbøren vasker ut aluminium fra nedbørfeltet. Ved nøytral nedbør ville denne alumi-

niumen vært geologisk bundet. Aluminium er dessuten mer giftig i surt vann enn i nøytralt vann. Den giftige formen for aluminium ser ut til å være knyttet til det man analytisk kaller labilt aluminium. Konsentrasjoner på bare 30–70 µg/l labilt aluminium har gitt fiskedød i ionefattig vann (Skogheim og Rosse-land 1986). Størst giftighet ser aluminium ut til å ha rundt pH 5.

Som nevnt i det forrige kapitlet har NIVA funnet gifteffekter på al-

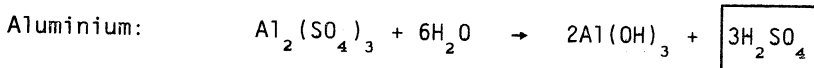
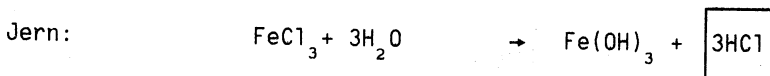
ger i avløp fra renseanlegg med Al- og Fe-felling (Berge og Källqvist 1988, under bearb.). Hvorvidt dette er reelle gifteffekter eller om de kan ha blitt indusert som følge av steriliseringssteknikken (gammabestråling), er for tiden til undersøkelse.

Vassdragene har evnen til å binde aluminium ved adsorpsjon til moser, alger, sand, grus og slam. Når det kommer en sur episode, f.eks. et kraftig surt regnvær, eller en smelteperiode, viser det seg at den kortvarige forsureningen av vassdraget kan være nok til at betydelige deler av denne akkumulerte Al-mengde slippes løs og kan forårsake fiskedød (Norton et al 1987, Henriksen et al 1988, in press).

Forslag til Norske Vannkvalitets-kriterier (Holtan 1988) angir at konsentrasjonen av labilt aluminium i vann ikke bør overstige 0.02 mg/l, han angir ingen grense for total aluminium, da denne kan variere betydelig, i leirpåvirkede vassdrag helt opp i 0.5—0.8 mg/l uten at det har avstedkommet problemer. Environmental Protection Agency (EPA) setter 0.1 mg/l som øvre akseptable

grense (Train 1979). Environment Canada (1987) gir i Canadian Water Quality Guidelines (CWQG) anbefalinger om at øvre aluminiumsgrense bør være 0.1 mg/l i pH-området over 6.5, mens under 6.5 angir de at gifteffekter kan oppstå ved aluminiumskonsentrasjoner over 0.005 mg Al/l. Denne siste verdien stiller vi oss noe uforstående til, da så lave konsentrasjoner normalt ikke finnes i norske vannforekomster. SIFF angir 0.1 mg/l som grense for fullrenset drikkevann (SIFF 1987).

Både jernfelling og aluminiumsfelling er forsurende. Vann er delvis dissosiert som H^+ og OH^- . Det er forholdet mellom konsentrasjonene av disse ionene som er avgjørende for pH i vannet. I nøytralt vann med $pH = 7$, er det like mye av hver av dem, 10^{-7} mol/l. Jernklorid og aluminiumssulfat reagerer med det dissosierte vannet (hydrolyse) og danner sedimenterbare hydroksydkomplekser etter følgende forenklede reaksjoner (krystallvann ikke medtatt):



Det dannes altså sterke syrer ved fellingen, henholdsvis saltsyre og svovelsyre. Dette resulterer i at fellingen er alkalitetsforbrukende og forsurende. Fellingen går opti-

malt ved ca. pH 5.5 for jernfelling og 6.0 ved aluminiumsfelling, og pH-justering er nødvendig. Ved driftsuhell er det ikke sjelden at pH i utløpsvannet går ned mot 4.0.

Dette i kombinasjon med en restkonsentrasjon av aluminium på fra 1.5—2.5 mg Al/l (Traaen 1976), vil kunne gi forgiftninger i vassdraget nedstrøms, særlig i små forsurede resipienter i perioder med lavvannsføring. Den sure episoden som følge av et slikt pH-justeringshavari vil i tillegg kunne utløse vassdragets pool av adsorbent labilt aluminium, noe som i gitte tilfeller kan være ennå alvorligere enn restaluminium i selve utslippet. I perioder med slamflukt kan aluminiumsutslippet bli alvorlig.

Løsriving av vassdragets adsorberte Al/pool vil man også kunne få ved forsurening fra jernfellingsanlegg.

Jern i seg selv er mindre giftig enn aluminium. CWQG angir at konsentrasjonen av jern i naturlig vann ikke skal overstige 0.3 mg Fe/l, samme kriteriet angis av EPA. Restkonsentrasjonen av jern i utslipp fra norske renseanlegg er rundt 1.5—3.0 mg Fe/l (Traaen 1976). Det er klart at ved utslipp til små resipienter kan man i lavvannsføringer få uheldige effekter. Jernets giftighet knytter seg først og fremst til at hydroksydutfellingen kan hindre oksygentransport over gjeller og eggmembraner (Sykora et al 1972). Effekten blir gjerne lokal. SIFF angir 0.1 mg/l som øvre grense for drikkevann.

Kalkfelling derimot, resulterer i utslipp av sterkt alkalisk vann hvis ingen nøytralisering foretas. Ofte kan pH i utslippet da komme opp i 12. Dette kan i små resipienter føre til gifteffekter både på planter og dyr som f.eks. ble observert i

NIVA's PRA-prosjekt (Traaen 1976), eller fiskedød som ble observert i Sandvikselva i første halvdel av 1970-åra som følge av alkalisk utslipp fra det nå nedlagte Løxa renseanlegg i Bærum.

Gifteffekten fra kalkfelling kan dels være knyttet til de høye pH-verdier direkte, men også indirekte som f.eks. dannelse av fri ammoniakk fra avløpsvannets ammoniuminnhold. Ved utslipp til små resipienter vil det derfor være nødvendig med en form for nøytralisering av utslippet.

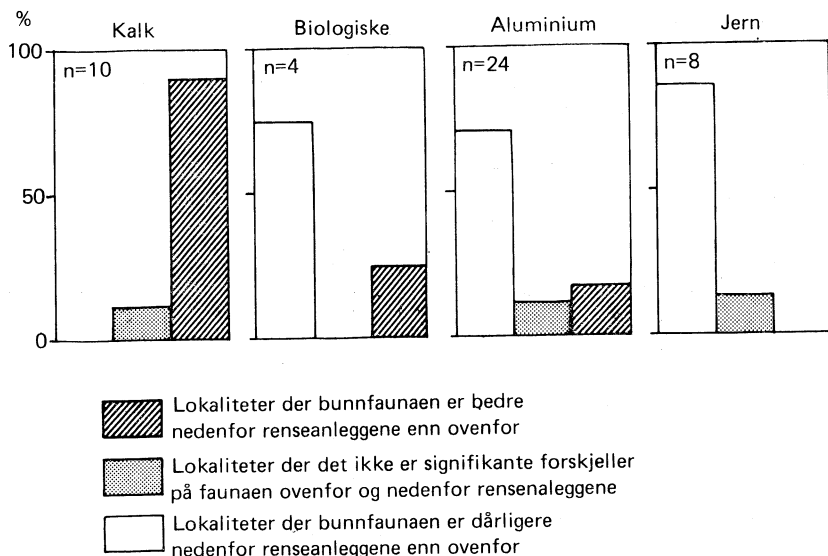
I sure lokaliteter vil kontrollerte utslipp fra kalkfellingsanlegg være gunstig for vassdraget (Engblom og Lingdell 1985).

I tillegg til disse kjente økosystemeffektene kan fellingskjemikaliene inneholde en rekke forurensende stoffer, særlig tungmetaller (McKeon & Muldowney 1987).

Hvordan er det så i naturlige vassdrag? Hvilke observasjoner har man der som kan brukes til å evaluere de ulike fellingskjemikaliene opp mot hverandre? Så vidt meg bekjent er det ikke gjort mange systematiske undersøkelser av denne art.

Eva Engblom og Pär-Erik Lingdell gjorde en slik undersøkelse i Sverige for Statens Naturvårdsverk, (Engblom og Lingdell 1985). De undersøkte bunnfaunaen 50—100 m ovenfor og 50—100 m nedenfor utslipp fra kommunale renseanlegg. Undersøkelsen omfattet i alt 46 renseanlegg.

Utslagene kom først og fremst som forsureningsskader på faunaen nedstrøms de anlegg som feller med



Figur 3. Forandringer i bunnsfaunaens kvalitetspoeng (artsantall) og den følsomste artens pH-toleransegrense ovenfor og nedenfor utslipp fra de ulike typene av renseanlegg, fra Engblom og Lingdell (1985).

aluminiumsulfat og treverdige jernsalter, samt et forbedret dyresamfunn nedstrøms kalkfellingsanlegg, se fig. 3.

Et biologisk indikatorsystem som er brukt ved denne undersøkelsen (Engblom og Lingdell 1983) gir et integrert bilde av hva som har hendt i vassdragsavsnittet over en lengere periode både mht. akutt og kronisk giftighet. Dvs. at selv om ekstreme forhold kun har hatt kort varighet, vil det avspeiles i faunaen. Fisk og bunndyr dør bare en gang. Innvandring og nykolonisering er nødvendig for å rette opp et skadet vassdragsavsnitt.

I Hunnselva mellom Raufoss og Gjøvik, som ikke er noe forsuret

vassdrag, ble det i et NIVA-SFT prosjekt ved burforsøk stadig funnet fiskedød som skyldtes aluminiumtoksisitet (Lien & Lindstrøm 1987). I perioder med fiskedød var imidlertid konsentrasjonene her svært høye, fra 1 mg til 2,6 mg Al/l. Kildene til det høye aluminiumsinnholdet skyldtes her hovedsakelig industrutslipp. Godt bufrede vassdrag har m.a.o. heller ikke godt av for mye aluminium, selv om de tåler adskillig høyere konsentrasjoner enn ionefattig vann.

3.4 Tilslamming

Tilslamming skal normalt ikke skje fra avløpsrenseanlegg, men det skjer ikke sjelden betydelig slam-

flukt, f.eks. i kraftige nedbørsperioder med mye fremmedvann inn på anleggene. Anleggene blir da hydraulisk overbelastet slik at slam «vaskes» ut av sedimenteringsbasseng og luftebasseng. Slamflukt kan også skje ved dårlig sedimentering, f.eks. som følge av perioder med anaerob gjæring i sedimenteringsbassenget.

Utenfor renseanlegget til Horten by's gamle drikkevannsanlegg ved Borrevatn fant Brettum et al (NIVA 1976) at mangeårig tilbakespyling av filtre og avtapping av slam fra sedimenteringskammer, hadde slammet ned 50 dekar av innsjøbunnen. Slamlaget var mer enn 1.5 m tykt på det meste og avtok med avstand fra utslippet. Her var ikke bare makrovertebratfaunaen skadet eller manglende, men lav ATP-aktivitet tydet på at Al-slammet hadde negativ effekt på mikrobiologien. Hvorvidt det var fysiske effekter av tilslammingen eller giftvirkninger som bidro til den negative effekten på faunaen ble ikke undersøkt.

4. Konklusjon

Innføring av kjemisk rensing av avløpsvann har bedret eutrofisituasjonen i norske vassdrag. Ved optimal drift vil Al-felling, kalkfelling og jern-felling gi omtrent samme renseeffekt. Det finnes ikke data, hverken empiriske resipientdata eller eksperimentelle, som kan belyse hvilke fellingskjemikalie som er det beste mht. å redusere eutrofi-effekter. Det burde vært gjennomført et systematisk biotilgjengelig-

hets- og resipientstudium for å fastslå dette.

Mht. forsuring og giftvirkning er det etterhvert blitt klart at utslippet fra anlegg med Al-felling og jern-felling kan virke negativt inn på økologiske forhold i resipienten. Fellingen i seg selv er alkalitetsforbrukende og forsurende. Svikt i pH justeringsanlegget vil kunne gi sure episoder som løser ut deler av vassdragets adsorberte aluminiumspool, noe som kan gi forgiftninger. I forsurede vassdrag kan restutslippene av aluminium omdannes til labilt aluminium som er giftig for fisk og mange andre vannboende organismer.

Utslipp fra kalkfellingsanlegg vil derimot i de fleste tilfeller virke gunstig på vassdraget hvis man forutsetter at utslippet er kontrollert og tilpasset vannføringen i vassdraget. Særlig gunstig er det med kalkfelling i forsurede vassdrag. Ved utslipp til små vassdrag med liten bufferkapasitet, kan imidlertid det sterkt alkaliske utslippet forårsake lokale økologiske skader som følge av høy pH. I slike tilfeller bør utslippet nøytraliseres.

Forholdene i resipienten bør i fremtiden legges til grunn ved valg av fellingsmetode for kjemiske avløpsrenseanlegg. I forsurede vassdrag burde det f.eks. ikke bygges Al-fellingsanlegg, i resipienter hvor det kan oppstå periodisk oksygen-svinn, burde man ikke bygge jern-fellingsanlegg. Fortynningsforhold og bufferkapasitet, og da særlig ved lavvannsføring, må vurderes i alle tilfeller.

LITTERATURREFERANSER

- Alabaster, J. S. and R. Lloyd: Water Quality Criteria for Freshwater Fish. EIFAC-FAO. Butterworths, London - Boston - Sidney - Wellington - Durban - Toronto. ISBN 0-408-10673-5., 297 sider.
- Berge, D., 1987: Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. Hvordan man bestemmer akseptabelt trofinivå og akseptabel fosforbelastning i sjøer med middeldyp 1.5—15 m. NIVA rapport 0-85110, 45 sider.
- Brettum, P., B. Rørslett, M. Laake, og D. Berge, 1976: En undersøkelse av Borrevannet i 1975. NIVA rapport 0-174/73., 119 sider.
- Environment Canada 1987: Canadian Water quality Guidelines (CWQG), Inland Waters Directorate, Environment Canada, Ottawa, Ontario, Canada K1A 0E7.
- Engblom, E. og P. E. Lingdell 1983: Bottenfaunaens användbarhet som pH-indikator. Rapport fra Statens Naturvårdsverk: SNV PM 1741.
- Engblom, E. og P. E. Lingdell 1985: Hur påverkar reningsverk med olika fellokskemikalier bottenfaunaen? Rapport fra Statens Naturvårdsverk, SNV pm 1978: 74 sider.
- Henriksen, A., B. M. Wathne, E. J. S. Røgeberg, S. A. Norton and D. F. Brakke, 1988: The Role of Stream Substrates in Aluminium Mobility and Acid Neutralization Water Research, in press.
- Holtan, H. 1988. Forslag til Norske Vannkvalitetskriterier, Høringsutkast, NIVA—SFT.
- Krogstad, T. og ? Løvstad 1987: Fosfor i jord og vann. Rapp. Inst. Jordfag., NLH, foreløpig utgave, 29 sider.
- Lien, L. og E.-A. Lindstrøm, 1987: Tiltaksorientert overvåking av Hunnselva 1985—1987. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT), Rapport nr. 302/88, NIVA O-8000224, 99 sider.
- McKeon, W. R., and J. J. Muldowney, 1987: Evaluating Alternative Coagulants to Determine Efficiency. Journal AWWA, nov. 1987: 71—75.
- Norton, S. A., A. Henriksen, B. M. Wathne and A. Veidel, 1987: Aluminum dynamics in response to experimental additions of acid to a small Norwegian stream. Proc. symp. «Acidification and Water Pathways», Bolkesjø, Norway, 4—5 May 1987: 249—257.
- Rognerud, S., D. Berge og M. Johannessen, 1979: Telemarksvassdraget. — Hovedrapport fra undersøkelsene i perioden 1975—79. NIVA rapport O-70112.
- SIFF 1987: Kvalitetsnormer for drikkevann. Statens Institutt for Folkehelse, 72 sider.
- Skogheim, O. K., og B. O. Rosseland, 1986: Morality of Smolt of Atlantic Salmon, *Salmo salar*, at low Levels of Aluminum in acid Softwater. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 37: 258—265.
- Sykora, J. L., E. J. Smith, M. A. Shapiro & N. Synak, 1972: Chronic effect of ferric hydroxide on certain species of aquatic animals. In proceedings 4. Symp on Coal Mine Drainage Research, Melon Inst., Pittsburg, Pennsylvania, pp: 347—369.

- Train, R. E. 1979: Quality Criteria for Water. U. S. Environmental Protection Agency (EPA), Washington D.C., Castle House Publication LTD., 256 sider.
- Traaen, T. 1976: Vassdragsbiologi. Virkninger av rensetiltak. PRA-rapport nr. 13. NIVA O-40/71. 40 sider.
- Vråle, L. og Kristiansen, H. 1987: Optimalisering av kalksjøvannsfelling. Undersøkelse ved NIVA's laboratorium i Oslo og ved SRV. NIVA-rapport O-85251 og E-86645, 72 sider. 1919.