

Presentasjon av tiltaksanalysen for Frøylandsvatnet

Av Jon Lasse Bratli.

Jon Lasse Bratli er forsker ved NIVA.

*Innlegg på seminar i Norsk Vannforening
24. nov. 1992.*

Sammendrag

Frøylandsvatn på Jæren er grunn og sterkt belastet av plantenæringsstoffene fosfor og nitrogen, hovedsakelig fra intensiv landbruksaktivitet i området. Det litt spesielle med innsjøen er at den etter mange tiår med høy belastning har begynt å gjødsle seg selv gjennom sitt eget innsjøsediment. Om sommeren betyr denne tilførselen mer enn det som kommer fra selve nedbørfeltet rundt vannet. Selv om tilførselene fra nedbørfeltet de siste 10—20 år er blitt redusert med 25—50%, er vannkvaliteten ikke blitt særlig bedre. Det er fortsatt problemer med oppblomstringer av giftproduserende blågrønnalger, noe som utelukker nesten all bruk av vannet i perioder.

Noe av NIVAs arbeid med tiltaksplanen har bestått i å utvikle et grunnlag for å kunne sammenligne tradisjonelle tiltak i områdene omkring med tiltak i selve Frøylandsvatnet som fiskeutsetting og kjemisk behandling. Et av hovedtiltakene i området er å hindre husdyrgjødsel i å renne ned til innsjøen i så stor grad som den gjør i dag.

I tillegg til tiltak innen landbruket og kommunalt avløp, er tiltak for å bedre selvreinsningsveien i bekkene og i selve

innsjøen blitt vurdert som aktuelle for å rette opp ubalansen i næringskjeden.

På Jæren har en erfaring med å lage såkalte renseparker, som er en kombinasjon av en sedimentasjonsdam og tilplantet våtmark. Det er blitt foreslått å utvikle dette i stor stil — sammen med tiltak for å styrke den beskjedne ørretbestanden og utfisking av lagesild. Fra andre NIVA-prosjekter har en gode erfaringer med at færre zooplanktonspisende fisk i innsjøer gir mindre blågrønnalger.

For å minske konsekvensene for landbruks-næringen på kort sikt og få en rask vannkvalitets-forbedring, er det også vurdert å bruke koppersulfat mot blågrønnalgene, fordi de er svært følsomme for kopper. Et slikt middel vil trolig ikke virke negativt på andre deler av økosystemet. Men en utprøving av tiltaket i småskala vil være nødvendig før det prøves ut i Frøylandsvatnet.

Innledning

Miljøvernavdelingen i Rogaland ga våren 1992 NIVA og ASPLAN i oppdrag å utarbeide en tiltaksplan for Frøylandsvatnet. ASPLAN har utredet de kommunale tiltakene, vurdert konsekvensene av de alternative tiltakspakkene, og har stått som hovedansvarlig for utarbeidelse av en sammendragsrapport. JORDFORSK ble også trukket

inn i arbeidet, og har hatt ansvaret for å utrede landbruksiltakene.

Denne artikkelen tar hovedsakelig for seg NIVAs bidrag til tiltaksanalysen. Det omfatter en problemanalyse med en vurdering av fosfortilførsler og avlastingsbehov, det metodemessige grunnlaget for arbeidet, utredning av innsjøinterne tiltak, samt tiltak for å øke den naturlige selvrensningsevnen.

I tillegg er det skissert hovedinnholdet av de forskjellige tiltakspakkene sett i forhold til bestemte målnivåer.

Problemanalyse

Problemene i Frøylandsvatnet knytter seg i første rekke til at innsjøen har blitt belastet med en stor tilførsel av plantenæringsstoffer, og da særlig fosfor, gjennom en årrekke. Landbruket er idag hovedkilden, og det drives et intensivt landbruk med høyt dyrehold og relativt store tilførsler av både natur- og kunstgjødsel pr. arealenhet.

Dette har forårsaket en økt eutrofiering, eller overgjødsling, av vassdraget som gir seg utslag i masseforekomster av blågrønnalger, som gjerne er lange trådformede typer, eller opptrer i kolonier med gelé rundt. Disse algene er lite spisbare for dyreplanktonet i Frøylandsvatnet, som er av et lite volum og overveiende små former. Dyreplanktonbestanden holdes nede av en altfor stor biomasse av planktonspisende lagesild og sik. Næringskjeden kortsluttes derfor i stor grad etter første trinn.

Blågrønnalger som *Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena flos-aquae* og *Oscillatoria agardhii* veksler i å dominere algebiomassen fra år til år, men har det til felles at de kan produsere meget farlige giftstoffer som tidvis forårsaker dødsfall av kyr. Inn-

sjøen er altså til store deler av året lite egnet til bruk, ikke bare som drikkevann for kyr, men også til jordvanning, båt- og badeliv samt annen type av rekreasjon.

Foruten å motta store tilførsler fra nedbørfeltet (eksterne tilførsler), gjødsler Frøylandsvatnet seg selv gjennom utlekking av fosfor fra strandsedimentene. Dette skyldes til stor grad den høye pH som dannes i epilimnion ved algenes store fotosynteseaktivitet.

Selvgjødslingen kan i enkelte perioder med høy produksjon, dvs. store deler av sommerhalvåret, bety mer enn tilførselen av fosfor fra nedbørfeltet (Sanni 1987).

Denne situasjonen er kjent fra flere andre utenlandske innsjøer, og det karakteristiske er at når de eksterne tilførslene til slike innsjøer saneres, så vil vannkvalitetsforbedringen kunne få en betydelig forsinkelse på flere år (Ryding 1981, Cullen & Forsberg 1988, Sas 1989, Marsden 1989). Dette gjør restaureringsarbeidet i slike sjøer komplisert, og løsningen ligger ofte i at et spekter av ulike tiltak, både nedbørfelttiltak og innsjøinterne tiltak blir gjennomført.

Dagens fosfortilførsler til Frøylandsvatnet og beregnet avlastningsbehov

Det er utviklet en rekke erfaringsmodeller for å beregne avlastningsbehov utifra nåværende og akseptabel belastning av fosfor til innsjøer.

De fleste modellene er avledninger av Vollenweiders opprinnelige formelverk (1968). I denne beregningen er det brukt en modifisert modell for norske grunne innsjøer (middeldyp 1,5—15 m) utviklet av Berge (1987).

En kan beregne akseptabelt nivå av totalfosfor i innsjøen ved hjelp av denne formelen:

$$[P]\lambda = -8,68 * \ln z + 30,13$$

der

[P] λ = akseptabel fosforkonsentrasjon målt som Tot-P i blandprøve fra epilimnion gjennom produktionsperioden

z = middeldypet til innsjøen

For Frøylandsvatnet med et middeldyp på 5,3 m gir dette en høyeste akseptabel fosforkonsentrasjon på 16 $\mu\text{g P/l}$.

For årene 1981—83 ble middelkonsentrasjonen målt til 49 $\mu\text{g P/l}$ i snitt (Faafeng og medarb. 1985) og for årene 1984—87 ble den målt til 46 $\mu\text{g P/l}$ (Molversonmyr 1990).

Berge (1987) har også presentert en modell for beregning av fosfortilførsler på bakgrunn av middelkonsentrasjon av P i innsjøen:

$$\text{Pinn} = 2.293 * [\text{P}]\lambda * \text{Tw}^{0.16} * \text{Q} \quad (\text{I})$$

der

Pinn = årlig fosfortilførsel i kg

[P] λ = middelkonsentrasjon av P i innsjøen ($\mu\text{g P/l}$)

Tw = teoretisk oppholdstid (år)

her: 0,41 år

Q = Årlig avløp her: 78 mill. m³

Denne gir en fosforbelastning på 7600 kg P/år i snitt for årene 1981—83 og 7100 kg P/år i snitt for årene 1984—87 når man setter inn de respektive P-konsentrasjoner.

Akseptabel belastning finner en ved å sette inn akseptabel konsentrasjon (16 $\mu\text{g P/l}$) i formelen over og dette gir 2500 kg P/år.

Sanni (1987) har gjennom målinger i 1986 estimert de totale indre tilførsle- ne (selvgjødslingen) over produktions- sesongen til å være 2200 kg P. Frigivel- sen av P fra sedimentet i strandsonen p.g.a. høy pH betyr mest, men den bølgegenererte resuspensjonen betyr også endel.

P-frigivelsen fra sedimentet er nær 100% tilgjengelig for algene. Den kommer i tillegg midt ut i produksjonssjiktet midt i produksjonssesongen. Disse 2200 kg P betyr med andre ord mye mer enn tilsvarende kg P tilført fra nedbørfeltet.

Utifra innsjømodellene og tilførsler målt i tiløpsbakkene (Tyvold og Sanni 1990, Molversmyr 1992b) ble et konser- vativt estimat for den totale belastning- en (indre+ytre) satt til 7000 kg P. Når den akseptable belastningen er på ca. 2500 kg, fås et **totalt avlastningsbehov på ca. 4500 kg**. Omtrent halvparten av overskuddsfosforet (i 1986 regnet til 2200 kg P) kommer fra indre gjødsling, og den andre halvparten kommer direkte fra nedbørfeltet.

Ved å redusere tilførsle- ne fra nedbørfeltet vil også den indre gjødslingen avta, men en reduksjon på ca. 2300 kg P fra nedbørfeltet vil neppe gi en så stor avlastning at den indre gjødslingen automatisk blir redusert tilsvarende. Sanni (1987) har beregnet at selv om pH bringes ned til 8 (idag er den ofte over 9) vil den indre gjødslingen tilsvare ca. 1600 kg P.

Dette skulle indikere at en avlastning på **3000 — 3500 kg P fra nedbørfeltet** vil være mer realistisk for å få en total tilførselsreduksjon (indre+ytre) som på lenger sikt vil gi akseptable forhold i Frøylandsvatn uten jevnlig opp- blomstringer av giftige blågrønnalger. Implementering av innsjøinterne tiltak som reduserer den indre gjødslingen vil kunne redusere behovet for ekstern avlastning tilsvarende.

Målnivåer

Som det framgår av tabell 1 er det fore- slått tre målnivåer med tilsvarende tilførselsnivåer og konsentrasjoner av fosfor og klorofyll.

Tabell 1. *Maksimalnivåer for fosfortilførsler, snittkonsentrasjoner av totalfosfor og klorofyll i innsjøen for å nå ulike målnivåer.*

Målnivåer	Fosfortilførsler, tonn/år	Gj.snitt Tot. P kons. i innsjøen, [P]	Gj.snitt klorofyllkons. i innsjøen, [Kl. a]
Naturlig balanse	2500	16	8,5
Badevannskvalitet	3000-3500	20-23	10,5-12
Opprettholde dagens nivå	*6500	42-45	20-23

* Fosfortilførslene gjelder både eksterne og interne tilførsler.

1) Naturlig balanse

Det høyeste målnivået, naturlig balanse, innebærer at innsjøen vil ha et næringsnett som «virker» på den måten at det som produseres av alger blir omsatt videre i systemet. Dette vil innebære at dominansen av lite spisbare blågrønnalger opphører samtidig med at konsentrasjonen av liten planktivor fisk, særlig lagesild, reduseres til et uproblematisk nivå. Målnivå 1 om naturlig balanse vil altså gjenspeiles ved de beregninger som er foretatt over angjeldene akseptabel belastning.

2) Badevannskvalitet

Målnivå 2 om badevannskvalitet kan kvantifiseres ved bruk av vannkvalitetskriteriene (SFT 1989) som inneholder detaljerte normer for både vannkvalitet og strandområdets egnethet for friluftsbad.

På bakgrunn av vannkvalitetskravene kan det se ut som om den avlastningen som trengs for å oppnå egnethet for friluftsbading vil være i størrelsesorden den samme eller noe mindre enn det som kreves for å få et balansert økosystem.

Denne klassifiseringen tar imidlertid ikke hensyn til at grunne sjøer med liten oppholdstid, som f.eks. Frøylandsvatnet, tåler et høyere Kl. a nivå enn dype sjøer uten å produsere problemalger (Berge 1987). Et nivå med i overkant av 20 µg Tot P/l og ca. 10 µg Kl. a/l vil for

Frøylandsvatnet derfor i rimelig grad overenstemme med hva folk vil godta som egnet til bading.

3) Opprettholdelse av dagens situasjon

Målnivå 3, opprettholdelse av dagens situasjon, vil innebære at dagens tilførsler ihvertfall ikke øker. Innsjøen er inne i en labil situasjon hvor bare små endringer i tilførsler kan gjøre at «snøballprosessen» med frigivelse av fosfor fra eget sediment kan øke. For å være sikker på at dagens situasjon ikke forverres bør tilførslene holdes under oppsikt og helst reduseres noe. Det antydes derfor en reduksjon på opptil 500 kg P/år.

Metode for beregning av kostnader, effekter og kostnadseffektivitet

Det er beregnet totale årskostnader som summen av neddiskonterte investeringskostnader og årlige drifts-/vedlikeholdskostnader. Kalkulasjonsrenten er satt til 7%. Levetiden på investeringene settes for kommunale tiltak og for tekniske miljøtiltak i landbruket til 20 år.

Noen tiltak, f.eks. biomanipulerings tiltakene vil ha kortere levetid, fra 2-5 år.

Tradisjonelle tiltak på kommunal og landbrukssektor er først beregnet som ant. kg. redusert fosfortilførsel pr. år. Dette er så regnet om til reduserte middelverdier av Totalfosfor-konsentrasjonen i innsjøen etter formel I.

Denne fosforreduksjonen vil ha ulik betydning for algeproduksjonen etter- som totalfosforet fra forskjellige kilder har ulik biotilgjengelighet. For å komme fram til biotilgjengelig fosfor vil vi bruke en biotilgjengelighetsfaktor β som vil være mellom 0 og 1 (hvor 0 er helt utilgjengelig, mens 1 er 100% tilgjengelig).

Den gjennomsnittlige avrenningen fra landbruksarealene i Frøylandsvatnets nedbørfelt er satt til 50% bl. a. med bakgrunn i ortofosfatnivået i bekkene, faktoren blir altså 0,5.

Biotilgjengeligheten for sig fra gjødselkjellere settes til 0,8, og silolekkasjer til 0,6. Samlet for alle punktkilder i landbruket settes biotilgjengeligheten til 0,7.

Biotilgjengeligheten for avløp fra tett og spredt bebyggelse settes til 0,7. For mer informasjon om biotilgjengelighet, se Berge og Källqvist (1990).

En må regne at fosforet som frigis fra sedimentene er 100 % algetilgjengelig.

Det primære mål for tiltaksarbeidet er reduksjoner av mengdene og særlig innholdet av giftproduserende blågrønnalger. Det er etablert et empirisk forhold mellom Totalfosfor-innholdet i innsjøen og klorofyllnivået.

$$[\text{Kl.a}] = 0.6[\text{P}]^{\lambda^{0.96}}$$

Berge (1987)

Det er ikke etablert noe empirisk sammenheng mellom biotilgjengelig fosforinnhold i innsjøen og klorofyllnivået, og biotilgjengelighetskoeffisienten må derfor legges inn etter at Kl.a konsentrasjonene er utregnet. Det er heller ikke etablert noen empirisk sammenheng mellom klorofyllnivået og innholdet av giftproduserende blågrønnalger.

Fordi de innsjøinterne tiltakene ikke reduserer P-nivået direkte må et felles effektmål for alle tiltak bli reduserte Kl. a verdier i vannmassene.

Figur 1 viser sammenhengen mellom fosfortilførsler og klorofyll a i innsjøen og hvordan forskjellige typer tiltak virker inn på fosfor og klorofyllnivået.

Kostnadseffektiviteten beregnes som totale årskostnader i 1000 kr. dividert på ant. $\mu\text{g/l}$ redusert [Kl.a] i vannmassene og biotilgjengelighetsfaktoren β .

$$\text{K.eff.} = \frac{\text{Årskostn.}}{\text{red.}[\text{Kl.a.}] * \beta}$$

Desto mindre tallet er desto mer kostnadseffektivt er tiltakene.

Overlappende tiltak

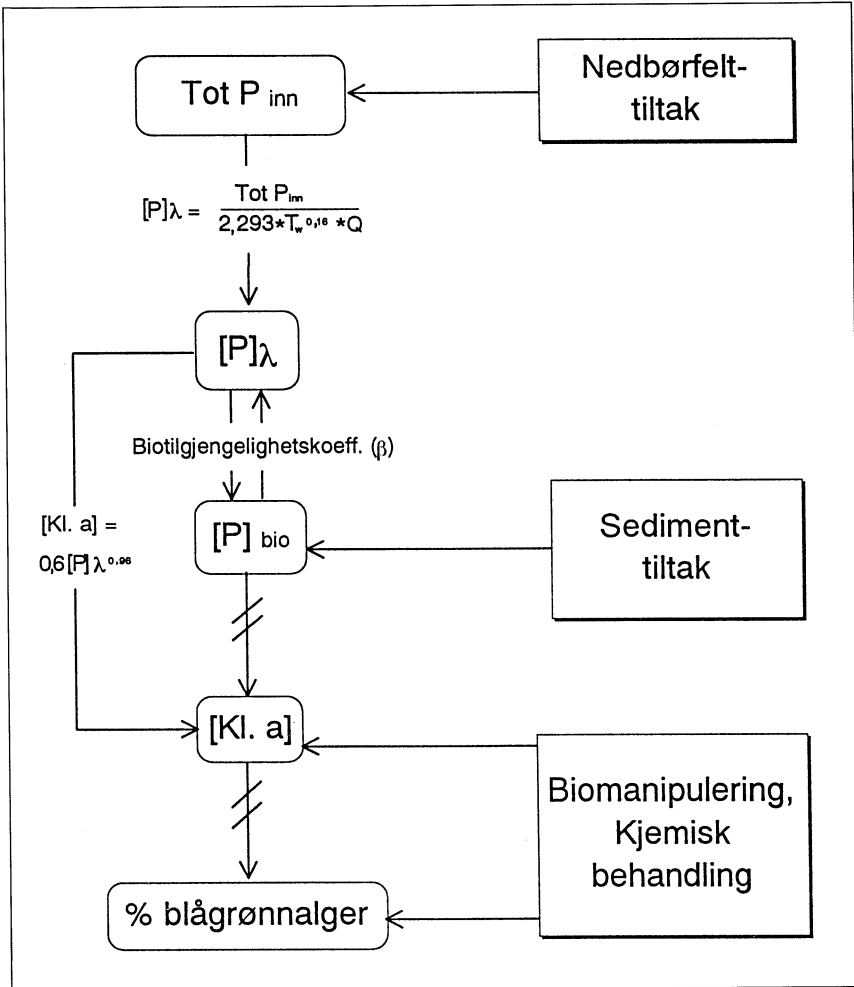
Det vil være en rekke tiltak som har overlappende effekt. Dette gjelder både mellom nedbørfelttiltak og innsjøinterne tiltak, og mellom de innsjøinterne tiltakene.

Ved sammenstilling av alternative tiltakspakker er det forutsatt at tiltakene knytta til nedbørfeltet etableres først, så tiltak for å øke selvrengingen i bekkene (renseparker) og så de innsjøinterne tiltakene. Overlappingseffekten trekkes fra de tiltakene som gjennomføres sist.

Overlapping av tiltak innen samme gruppe f.eks. mellom to innsjøinterne tiltak, løses ved at den overlappende effekten deles likt mellom tiltakene.

Innsjøinterne tiltak

De fleste utprøvede tiltak på Østlandet og i andre land er rettet mot oksygenmangel i bunnvannet, men siden denne prosessen betyr lite for den interne gjødslingen, er det relativt begrenset antall innsjøinterne tiltak



Figur 1. Sammenhengen mellom fosfortilførsler og klorofyllnivåer i innsjøen. Hvordan forskjellige typer tiltak virker inn på fosfor og klorofyllnivået. Pil med strek over viser at det er en sammenheng mellom nivåene men at det ikke er etablert et empirisk grunnlag som lar seg beskrive med en matematisk ligning.

Tot P_{inn} = årlig fosfortilførsel fra nedbørfeltet

[P]_λ = gjennomsnittlig fosforkonsentrasjon i innsjøen i sommerhalvåret

T_w = teoretisk oppholdstid

Q = årlig avløp

[P]_{bio} = biotilgjengelig fosfor i innsjøen

[Kl. a] = gjennomsnittlig klorofyllnivå i innsjøen i sommerhalvåret

som det kan være fornuftig å gjennomføre i Frøylandsvatnet. En står i praksis igjen med noen få aktuelle innsjøinterne tiltak; de «tunge» sedimentiltakene som f.eks. mudring, kontroversielle tiltak som kjemisk behandling av fisk eller blågrønnalger, og biomanipuleringstiltakene.

I det etterfølgende beskrives kun de innsjøinterne tiltak som synes aktuelle for Frøylandsvatnet. For en mer utførlig beskrivelse av alle de utredede tiltakene vises til NIVAs rapport (Bratli 1992).

Behandling med kopperforbindelser for å forandre sammensetningen av algebiomassen.

Kopperforbindelser er generelt svært giftige for alger, men blågrønnalger er spesielt følsomme. I USA og Australia har det i lengere tid vært brukt slike forbindelser, særlig koppersulfat, til å desimere store blågrønnalgebestander som har skapt problemer i drikkevannsreservoarer og naturlige innsjøer (Schmidt 1986).

Disse preparatene har i utlandet vært benyttet som et algicid, for å få helt klart vann direkte etter behandling. Dette er ikke hensikten i Frøylandsvatnet. Konsentrasjonene som her er tenkt benyttet vil være så små at de er langt under faregrensen for fisk, kyr eller mennesker (Skulberg 1986), og vil ikke gi restriksjoner på bruk av vannet til jordvanning.

Behandlingen må gjentas regelmessig, men ikke nødvendigvis hvert år da blågrønnalgene vokser seint og er avhengige av å ha et forholdsvis stort utgangsbestand om våren for å nå de store biomassevolumer på sensommeren. Blant annet p.g.a. lang vekstsesong på Jæren vil en måtte regne med årvisse behandlinger.

Behandlingen er billig og effektiv, en har allikevel ikke nok erfaring med metoden i Norge, og den må utprøves i småskala, laboratorie eller innhegning, for å se på mulige negative effekter før den kan tas i bruk i Frøylandsvatnet.

Biomanipulering, utsetting av rovfisk og styrt utfisking av lagesild.

Biomanipulering innebærer å redusere innholdet av planktivor fisk slik at zooplanktoninnholdet i innsjøen øker. Økt beitepress fra zooplanktonet skal i neste rekke kontrollere den alt for store algebiomassen. Reduksjonen av planktivor fisk kan skje enten direkte, ved f.eks. utfisking eller giftbehandling, eller indirekte f.eks. ved utsetting av rovfisk.

Usikkerheten i effektestimeringen for biomanipuleringstiltak er stor. Dette skyldes dels at vi har begrenset erfaring med denne type tiltak i Norge og dels at virkningen av det en manipulerer (fiskebestanden) skal skje gjennom to eller tre forskjellige trofiske nivå før det får en ønsket effekt på algene.

Da vi allikevel har valgt å sette et øvre og nedre estimat for effekten, skyldes det at det er et relativt oversiktlig siklagesild system vi har med å gjøre, i motsetning til de mer komplekse innsjøsystemene på Østlandet med en mengde fiskeslag med tildels stor nisjeoverlapp, og der en i tillegg kan ha fler trofiske nivå (f.eks. Mysis).

Usikkerhet i tiltakets effekt knytter seg bl.a. til i hvilken grad sik og mindre årsklasser av lagesild vil ta over den oppfiskede lagesildas rolle som planktonspiser. Lagesild og sik har utvilsomt noe nisjeoverlapp, og det at sørv også er registrert kompliserer utvilsomt bildet.

Hvis sik etterhvert tar over for

lagesild har en iallefall oppnådd noe, idet sik er en dårligere planktonspiser enn lagesild. Sik kan evt. tas på samme måte som lagesilda, med not om høsten på gyteplassene (se nedenfor).

Resultatet i de fleste norske biomanipulerte innsjøer har vært en redusert fytoplanktonbiomasse (Olsen og Vadstein 1989). Et godt eksempel her er biomanipuleringen av Mosvannet ved Stavanger der resultatet var 70% reduksjon av klorofyllet (Sanni & Wærvågen 1990). De fleste av disse forsøksobjektene er mindre innsjøer som har vært rotenonbehandlet og der all den planktivore fisken er fjernet. Denne behandlingen er neppe aktuell for Frøylandsvatnet. Her vil bare endel av den planktivore fiskebestanden kunne fjernes gjennom en kombinert utsetting av rovfisk og oppfisking av lagesild. De overstående resultatene gir allikevel en indikasjon på forventet effekt i Frøylandsvatnet.

Utsetting av rovfisk har vært utprøvet med vellykket resultat i flere innsjøer på Østlandet. Ved utsetting av gjørs i Gjersjøen har mortebestanden over noen år blitt redusert med 80% og algebiomassen halvert, samt at i den relative andelen av *Oscillatoria spp.* er redusert fra 60% til under 10% (Olsen og Vadstein 1989).

En utsetting av Gjørs ses imidlertid på som uaktuelt i Frøylandsvatnet, da denne arten ikke naturlig hører hjemme i området.

Alternativet er da utsetting av storørret. Også her er det usikkerheter i det å anslå hvor godt denne vil slå til. Ørreten trives ofte dårlig i vann med så begrenset siktedyp som vi idag har i Frøylandsvatnet. Innsjøen vil imidlertid gjennom parallelle tiltak som gjennomføres få bedret siktedypet etter-

hvert, og mye tyder på at den naturlige ørretstammen er på vei oppover da det er fanget endel stor ørret de siste årene som tydeligvis ikke har problemer med å ta lagesilda. Endel av tilløpsbekkene har etterhvert fått en forbedret vannkvalitet, og gytingen har dermed vært mer vellykket enn tidligere. Dette understreker hvor viktig det er at nedbørfelttiltak gjennomføres parallelt eller i forkant av dette tiltaket.

Det er allerede igang et utfiskingsprosjekt av lagesilda. Fra september 1989 til desember 1991 ble det ialt tatt opp ca. 34 tonn lagesild (inkludert 10–15% sik). Effekten av denne utfiskingen i form av evt. forandret zooplanktonbiomasse og sammensetning er ikke undersøkt ennå.

En styrt utfisking med flytegarn vil vanskelig kombineres med utsetting av ørret. En vil antakelig måtte fiske så hardt at mye av ørretbestanden også vil bli beskattet. Hvis en imidlertid fisker med not i gytetida, ville en få fisket ut en betydelig mengde, selv med en relativt begrenset arbeidsinnsats, og uten at det går utover ørretbestanden i særlig grad.

Ved at en tar ut en stor del av lagesilda på gyteplassen om høsten vil en foruten å redusere den kjønnsmodne lagesildbestanden også oppnå at rekrutteringen svekkes. I neste omgang får en derfor færre lagesild under kjønnsmoden alder. Mindre årsklasser av lagesild vil derfor på litt sikt vanskelig kunne ta rollen til oppfisket kjønnsmoden lagesild.

Bl.a. i Danmark er det gjort forsøk med fjerning av planktivore fisk gjennom styrt utfisking, der effekten på zooplankton og følgelig algeinnholdet har vært god. Væng sø, som er et typisk mort/brasme system, ble avlastet med

kloakkvann i 1981 uten at dette medførte særlig forbedring av vannkvaliteten (Dyhr-Nielsen og medarb. 1991). Først i 1986—87 ble ca. halvparten av den planktivore fisken fjernet. Dette mangedoblet innholdet av Daphnider noe som reduserte algebiomassen til en fjerdedel (fra 80 til 20 µg Cl. a/l) og totalfosforet til en tredjedel (150 til 50 µg/l) på tre år. Siktedypet ble også mer enn fordoblet (fra ca. 0,7 til 1,7 m). Det er selvfølgelig usikkert i hvilken grad disse resultatene kan overføres til Frøylandsvatn. Allikevel gir det oss enn indikasjon på forventet effekt.

På tross av de store usikkerhetene er det anslått at en kombinasjonen av styrt lagesildoppfisking og utsetting av rovvørret kan ha en effekt på 10—30% reduksjon av klorofyllnivået hvis ca 50% av den planktivore fiskebestanden tas ut.

Selvrensningstiltak:

Etablering av sedimentasjonsdammer, infiltrasjon av bekkevann til våtmarker, utvikling av renseparker.

Ved å etablere sedimentasjonsdammer i tilløpsbekkene kan en begrense fosfortilførslene i den grad det partikkelbundne fosforet sedimenterer.

Jordforsk har gjort forsøk med sedimentasjonsdammer i Haldenvassdraget som fungerer som kombinerte sedimentasjonsfeller og en kunstige våtmark ved at dammens strandsone er tilplantet med vegetasjon. Her er rapportert 20—30% retensjon av fosfor (Braskerud 1991).

I en innløpsbekk til Stokkavannet er det bygget en sedimentasjonsdam som oppnår omlag 50% retensjon av fosfor (Staveland og Gjerstad 1989). Her blir det naturlig tilført toverdige jern, så en må regne med at det også skjer en felling i dammen.

Etter Larsen og Merciers (1976) erfaringer med sedimentasjon i store innsjøer vil oppdemming av en bekk som drenerer ca. 1 km² vil måtte ha et volum på ca. 3 500 m³, dvs. en dam på 3,5 daa med 1 m. middeldyp for å gi 5% retensjon.

I en slik sedimenteringsdam foregår det imidlertid endel andre prosesser som gjør at retensjonen kan økes noe. Under NTNFs program for eutrofieringsforskning har NIVA gjort forsøk med såkalte biodammer for produksjon av alger og daphnider. Her er det vist til en renseeffekt på 20—35 % av Totalfosfor (Erlandsen og medarb. 1988).

Ved etablering av såkalte renseparker på Jæren blir slike sedimenteringsdammer kombinert med infiltrasjon av bekkevannet i kunstig eller naturlig våtmark.

Kunstige og naturlige våtmarker:

Flere prosesser vil være viktige for reduksjon av tilførslene i en våtmark. Foruten at endel fosfor også her kan sedimentere, vil noe også bindes til Al, Fe og Ca og dermed felle ut. Det algetilgjengelige fosforet vil i stor grad bli brukt av epifyttiske alger som sitter på stråene av f.eks. takrør som bevosker våtmarken. Den samlede overflaten av alle stråene i en våtmark blir svært stor og biomassen til påvekstalgene kan i mange tilfeller være så stor at den vil være en klar konkurrent til planktonalgene om det tilgjengelige fosforet.

Høgskolesenteret i Rogaland ved Rune Bakke har prosjektet infiltrasjon av Lalandsbekken i et våtmarksområde som nå er under oppbygging. Høgskolesenteret har erfaringer med tidligere renseparkanlegg ved Mosvatnet like ved Stavanger, hvor de har fått til rensing mellom 30 og 80% (Bakke 1992).

Det vil være en fordel om ikke alle rensesparkene blir anlagt ved innsjøen, men at noen anlegges et par hundre meter lenger opp i bekken. Foruten en forbedret vannkvalitet i innsjøen, vil en dermed oppnå forbedringer i gyteforholdene til en voksende ørretstamme.

Kostnadene for hver anlagt rensespark er anslått til ca. 70.000 kr i etablering og 10.000 kr i drift og vedlikehold hvert år (Ausen pers. med.). For 6 parker gir dette totale årskostnader på ca. 50.000 kr. I Time kommune anses potensialet som minst like stort, og det foreslås derfor at et samme antall rensesparker anlegges her. For de fleste potensielle områdene må endel arealer tas i bruk til anlegging av våtmarker og sedimentasjonsdammer. En har gått ut ifra at dette skjer på marginale områder for bonden, og erstatning for tapt land er derfor ikke lagt inn som endel av kostnadene.

Naturlige våtmarker er i USA brukt i stort omfang for å infiltrere spillvann fra kloakkrensaneanlegg med sekundær behandling.

Rensgraden til våtmarksområder avhenger i første rekke av belastningen pr. areal våtmark (Nichols 1983). Rensesparkene som er planlagt for Frøylandsvatnet er på størrelse av 3—4 daa. og vil ha en belastning på mellom 200 og 300 kg tot-P/år. Dette er en relativt stor belastning i forhold til våtmarkas størrelse. Våtmarken i de planlagte rensesparkene ved Frøylandsvatnet vil etter en sammenlikning med amerikanske våtmarker (Nichols 1983), neppe kunne regne med mer enn 20% reduksjon integrert over året og etter mange års belastning. Kadlec (1987) peker på at renseseffekten ofte er høy de første årene etter at våtmarken er tatt i bruk, men at denne stabiliseres på et lavere nivå etter noen år.

Et konservativt estimat for fosforfjerning vil med bakgrunn i det overstående anslås til 15% integrert over året. Med en optimalisering av anleggene med tanke på fosforfjerning, der en kan sikre en jevn hydraulisk belastning uten utspylinger ved flom, vil rensegraden kunne heves endel, kanskje opp mot 40%. Den sesongmessige (om sommeren) tilbakeholdelsen vil kunne være enda større, og en reduksjon på denne sårbare tiden vil bety langt mer enn tilførslene til andre tider på året.

Forslag til tiltakspakker for de forskjellige målnivåer

Det nedenstående er forslag til tiltakspakker i forhold til tre forskjellige målnivåer: 3. Opprettholdelse av dagens situasjon, 2. Badevann og 1. Naturlig balanse.

Det vil være overlappingseffekter mellom de innsjøinterne tiltakene og mellom nedbørfelttiltak og innsjøinterne tiltak. Når hele den overlappende effekten tas ut på de innsjøinterne tiltakene gjør det at disse tiltakene framstår med en mye dårligere kostnads-effektivitet enn når tiltakene vurderes individuelt.

De forskjellige alternative tiltakspakker vil ikke bli særlig kommentert her, men bare i tabells form gis et grunnriss. For videre informasjon vises til sammendragsrapporten (Hauge & medarb. 1992) og delrapportene (Bratli & medarb. 1992).

Målnivå 3 — dagens nivå.

Med bakgrunn i Frøylandsvannets labile situasjon er det foreslått at tilførslene av fosfor fra nedbørfeltet reduseres med ca. 500 kg fosfor/år.

Tabell 2. *Tiltak for å opprettholde dagens vannkvalitet i Frøylandsvatnet. Alle overlappingseffekter er her regnet inn.*

Tiltak	Invest. kost. 1000 kr.	Årskost. 1000 kr.	Effekt, red. kg. P/år	Effekt, red. Kl.a µg/l	Kostnads- effektivitet
Kommunale tiltak	575	57	100	0,4	210
Punkilder, landbruk	1540	124	200	0,8	229
Økt gjødsellager	400	35	30	0,1	603
Avrenning veksthus	60	15	70	0,3	111
5 % reusert spredning av husdyrgjødsel	0	0	100	0,4	0
SUM/SNITT:	2575	231	500	2,0	199

Tabell 2 gir en oversikt over kostnader og effekter av tiltak som allerede er besluttet gjennomført og antatte riks-politiske utviklingstrekk innen landbruket i løpet av en 3—5 års tid. Dette vil oppfylle målnivået.

På dette målnivået vil det også være aktuelt, for å sikre at ikke utviklingen blir negativ, også å supplere med biomanipuleringstilak. Dette kan enten være utsetting av rovrøret, oppfisking av lagesild eller helst begge deler. Se ellers diskusjonen under.

Målnivå 2 — badevann.

Det er tatt utgangspunkt i to hovedstrategier for tiltaksgjennomføringen på dette nivået, en som legger størst vekt på tiltak som reduserer fosfor-tilførselen fra nedbørfeltet, og en strategi som legger hovedvekten på de innsjøinterne tiltakene. Begge tiltakslinjene innebærer at en må ta i bruk kontroversielle tiltak. Tiltakspakka som legger hovedvekten på eksterne avlastninger vil imidlertid medføre de største samfunnsmessige konsekvenser.

Felles tiltak for begge alternativene:

Som det framgår av tabell 3 inneholder begge alternativene innen dette målnivået noen kostnadeffektive og ikke spesielt kontroversielle innsjøin-

terne tiltak som styrt utfisking og utsetting av fiskespisende ørret.

Anlegging av 10—14 renseparker er også et tiltak som har en god kostnads-effektivitet og som foreslås i begge alternativene.

Alternativ 2a: Hovedvekt på innsjøinterne tiltak:

Av tradisjonelle avlastningstiltak foreslås gjennomført de samme kommunale tiltakene som under målnivå 3. Dette er tiltak som allerede er vedtatt på kommunalt nivå. Grunnen til at det ikke foreslås å gå videre med denne typen tiltak er den forholdsvis dårlige kostnads-effektiviteten for de siste kommunale tiltakene. For landbruket foreslås at samtlige punktkildetiltak som er utredet blir gjennomført, samt at kravet til spredeareal skjerpes, og spredetidspunktet for husdyrgjødsel forandres noe. Selv om endel av disse tiltakene har dårlig kostnadeffektivitet, særlig sammenliknet med innsjøinterne tiltak, er de helt nødvendige å gjennomføre for at de innsjøinterne tiltakene skal være vellykkede. Dette er særlig knytta til vannkvaliteten i gytebekkene. Forholdene her er bedret de siste årene, men det er fortsatt bekkestrekninger med for stor forurensningsbelastning til at ørreten får gode gyteforhold.

Tabell 3. Foreslåtte tiltak for å nå en vannkvalitet som egner seg til friluftsbad i Frøylandsvatnet. Alle overlappingseffekter er her regnet inn.

Tiltak	Invest. kost. 1000 kr.	Årskost. 1000 kr.	Effekt, red. kg. P/år	Effekt, red. Kl.a µg/l	Kostnads- effektivitet
<i>Alt. 2a, Hovedvekt innsjøinterne tiltak:</i>					
Kommunale tiltak	575	57	100	0,4	210
Landbruk, punktkilder	2700	220	350	1,4	231
Avrenning veksthus	175	40	200	0,8	103
Redusert husdyrgjødselspredning, 5%	0	0	100	0,4	0
Arealrestriksjoner	0	312	260	1,0	620
Forandret spredningstidspunkt	1175	90	85	0,3	547
Renseparker (Klepp+Time), øvre estimat	840	100	800	3,1	65
" " " " , nedre "			250	1,0	207
Utfisking + rovfisk, øvre estimat	400	220		2,5	88
" " " " , nedre "				0,5	440
Behandling med koppersulfat	125	125		4,0	31
SUM:	5990	1164	#1345-1895	9,7-13,8	105-150
<i>Alt. 2b, Hovedvekt nedbørfelt-tiltak:</i>					
Kommunale tiltak	7300	710	400	1,5	655
Landbruk, punktkilder	1350	110	450	1,7	90
Avrenning veksthus	175	40	200	0,8	103
Arealrestriksjoner	0	156	130	0,3	864
Forandret spredningstidspunkt	0	0	40	0,3	275
Redusert husdyrgjødselspredning, 50% :					
15% av arealene til skogsdrift	0	3970	320	1,2	6408
Økning av spredeareal fra 4 til 6.8 daa	0	13600	750	2,9	9370
Renseparker (Klepp+Time), øvre estimat	840	100	400	1,5	129
" " " " , nedre "			125	0,5	413
Utfisking + rovfisk, øvre estimat	400	220		3,5	63
" " " " , nedre "				1	220
SUM:	10105	18906	#2415-2693	10,4-13,9	1697-2281

Biomanipuleringstiltakenes indirekte effekt på fosfornivået er her ikke regnet inn.

Videre vil dette alternativet inneholde tiltak for å holde blågrønnalgene i sjakk med koppersulfat. Sammen med biomanipuleringstiltakene vil vi få et mer balansert økosystem som sterkt reduserer den interne gjødslingen. En vannkvalitetsforbedring vil med dette alternativet kunne oppnås relativt raskt.

Alternativ 2b: Hovedvekt på avlastninger av tilførsler fra nedbørfeltet:

I dette alternativet må det gjennomføres tiltak som innebærer strukturmessige forandringer for landbruket. Alter-

nativet baserer seg på en reduksjon av i alt 50% av dagens husdyrgjødselspredning.

En reduksjon på ca. 35% av husdyrgjødselspredningen oppnås ved overgang til plantebasert produksjon med bruk av fosforfattig kunstgjødsel. Reduksjonen i husdyrgjødselspredningen kan i prinsippet løses på flere måter, bl.a. ved å transportere overskuddsgjødsel ut av nedbørfeltet. Det er imidlertid ikke «ledige» arealer i rimelig nærhet til å kunne ta av for dette overskuddet av husdyrgjødsel. Å transportere dette til et annet nedbørfelt på

Jæren ville bare være å flytte problemet. Det er også sett på muligheter for å behandle gjødsla (f.eks. våtkomposering eller dehydrering). Disse metodene reduserer imidlertid ikke avrenningsproblemet mhp. fosfor i særlig grad.

Resultatet må bli at den reduserte husdyrgjødselspredninga først å fremst må løses gjennom en reduksjon i husdyrtallet. Tiltaket har imidlertid suverent dårligst kostnadseffektivitet og bør følgelig ikke være det tiltaket i tiltaksplanen som gjennomføres først.

I tillegg vil en mindre del av landbruksarealene, i størrelsesorden 15%, måtte tilplantes med skog. Dette vil i hovedsak måtte gjelde arealer som ligger i nær tilknytning til bekkene og innsjøen. Det forutsettes at husdyrgjødselspredningen i all hovedsak reduseres ved en prosentvis reduksjon av husdyr på hvert bruk, slik at det ikke legges ned et stort antall bruk.

Usikkerhetsbetraktninger, tidsperspektiv for effekt:

Alternativ 1 vil generelt ha en mindre usikkerhet enn alternativ 2, fordi en med koppersulfatbehandling vil kunne

få en direkte effekt på algebiomassen og spesielt på blågrønnalgene. Effekten vil også komme svært raskt. For alternativ 2 vil tidsperspektivet avhenge mye av vellykketheten til biomanipuleringstiltakene. Hvis ikke dette tiltaket slår til, vil vi kunne få en forsinkelse i forbedret vannkvalitet på mange år.

Gjennomførbarhet:

Alternativ 2a inneholder relativt lite kontroversielle tiltak, med unntak av koppersulfatbehandlingen. SFT/DN, evt. Miljøverndepartementet vil måtte avgjøre dette.

Alternativ 2b innebærer bruk av virkemidler og kompensasjonsordninger som ennå ikke er på plass og som det må forhandles om igjennom flere års jordbruksforhandlinger.

Målnivå 1— naturlig balanse.

Dette målnivået forutsetter at en på lang sikt ikke vil ha tilførsler til Frøylandsvatnet som vil medføre fare for oppblomstringer av blågrønnalger. Det forutsettes at en ikke gjennomfører innsjøinterne tiltak som må vedlikeholdes pga. kort levetid.

Tabell 4. *Foreslåtte tiltak for å nå naturlig balanse eller «akseptabel» vannkvalitet i Frøylandsvatnet . Alle overlappingeffekter er her regnet inn.*

Tiltak	Invest. kost. 1000 kr.	Årskost. 1000 kr.	Effekt, red. kg. P/år	Effekt, red. Kl.a µg/l	Kostnads- effektivitet
Kommunale tiltak	7300	710	400	1,5	655
Avrenning veksthus	175	40	200	0,8	103
Landbruk, punktkilder	0	0	550	2,1	0
Redusert husdyrgjødselspredning, 100% :					
65% av arealene til skogsdrift	0	17640	1400	5,4	6510
35% av fulldyrket areal til planteprod.	0	8053	550	2,1	6313
Alt beite gror igjen med skog	0	0	300	1,2	0
Renseparker (Klepp+Time), øvre estimat	840	100	200	0,8	258
" " , nedre "			75	0,3	690
TOT SUM:	9315	26543	3325-3450	#12,9-13,6	3241-3436

* Effekten vil på sikt bli noe høyere da nedborfelttiltakene også vil redusere den innsjøinterne gjødslingen.

Alternativet baserer seg på at all husdyrgjødselspredning opphører.

Størsteparten av arealene, ca. 65%, må tas ut av drift og tilplantes med skog. På de gjenværende arealer må det utelukkende drives planteproduksjon med fosforfattig kunstgjødsel.

Tabell 4 viser at alle landbruksarealene hvor det idag ikke drives planteproduksjon må gjennomgå en forandring.

Tidsperspektivet for dette målnivået vil være svært langt både når det gjelder å få gjennomført tiltakene og å se effektene av disse. Hvis en ikke gjennom innsjøinterne tiltak direkte kommer i inngrep med økosystemstrukturen, vil selvgjødslingseffekten kunne fortsette i svært lang tid, anslagsvis 10—30 år.

Kombinasjon av 2a og b, den mest realistiske løsningen?:

Alternativ 2a og b må ikke ses på som absolutte alternativer som utelukker hverandre. En kan snare tenke seg at alternativ 2a gjennomføres i noen år og at alternativ 2b implementeres etter hvert og overtar etter noen år.

Koppersulfatbehandlingen vil sam-

men med biomanipuleringstiltakene medføre en positiv forandring i økosystemstrukturen. Den indre gjødslingen vil også reduseres radikalt.

En kan imidlertid neppe basere seg på å drive en evt. koppersulfatbehandling som et permanent tiltak. Dette tiltaket kan igjennom en periode på maksimum 5—10 år gjøre at Frøylandsvatnet etter denne tid «klarer seg selv». Dette vil imidlertid forutsette at en i løpet av disse årene har kommet godt igang med gjennomføringen av alternativ 2b. Om en må gjennomføre hele 2b eller om en kan klare seg med deler av denne må vurderes fortløpende, og vil bl. a. være avhengig av biomanipuleringstiltakenes vellykkethet.

Det viktigste er at en ved en evt. koppersulfatbehandlingen samtidig kommer igang med en progressiv reduksjon i husdyrgjødselspredningen, slik at belastningen fra nedbøfeltet er radikalt redusert når en slutter med koppersulfatbehandlingen. Hvis ikke dette skjer vil Frøylandsvatnet fort kunne svinge tilbake igjen til en situasjon med jevnlig oppblomstringer av giftige blågrønnalger.

Litteraturliste

- Bakke R. 1992. Utvikling av Madlabekken rensesepark. NOTAT.
- Berge, D. 1987. Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. NIVA-rapport O-85110, 45 s.
- Berge, D og T. Källquist 1990. Biotilgjengelighet av fosfor i jordbruksavrenning. Sammenliknet med andre forurensningskilder. Sluttrapport. NIVA-rapport O-87079. 130 s.
- Braskerud, B. 1991. Bekkers evne til selvrensing, Sedimentasjonsdammer. Jordforsk rapport nr. 6.24.09-1. 19 s.
- Bratli, J.L. 1992. Nivas bidrag til tiltaksanalyse for Frøylandsvannet. 1. Problem-analyse, 2. Metodegrunnlag, 3. Innsjøinterne tiltak og 4. Alternative tiltakspakker. NIVA-rapport nr. O-92063. L-2776 . 35 pp.

- Bratli J. L., N. Vagstad, O. Falk Fredriksen, O. Hauge, H. Hausken. 1992. Tiltaksanalyse for Frøylandsvatnet, vedleggsrapport. Nr 7-32336, R9382O H.FMM. Asplan, Niva og Jordforsk. 150 pp.
- Cullen, P & C. Forsberg 1988. Experience with reducing point sources of phosphorus to lakes. *Hydrobiol.* 170. s 321-336.
- Dyhr-Nielsen, M. og medarb. 1991. Kvælstof og fosfor i jord og vand. Transport, omsætning og effekt. Samlerapport for NPO-forskningsprogrammet: 152.
- Erlandsen, A. H., P. Brettum, J. E. Løvik, S. Markager & T. Källqvist 1988. Kolbotnvatnet, sammenstilling av resultatene fra perioden 1984-87. NIVA-rapport O-8307802. 118 s.
- Faafeng, B., Å. Brabrand, P. Brettum, T. Gulbrandsen, J. E. Løvik, B. Rørslett, S. J. Saltveit, T. Tjomsland 1985. Overvåking av Orrevassdraget. Hovedrapport 1979-85. NIVA-rapport O-8000217, 128 s.
- Hauge, O., J. L. Bratli, N. Vagstad, O. Falk Fredriksen. 1992. Tiltaksanalyse for Frøylandsvatnet, samlerapport. Nr 7-32336,R9382OH.FMM. Asplan, Niva og Jordforsk. 59 pp.
- Kadlec, R. H. 1987. Northern natural wetland water treatment systems. In Reddy & Smith (red.): Aquatic plants for water treatment and resource recovery: 83-97.
- Kristensen, P., J. P. Jensen & E. Jeppesen 1991. Simple Empirical Lake Models. Nitrogen and Phosphorus in Fresh and Marine Waters, Project abstracts of the Danish NPO Research Programme, 264 s.
- Larsen, D.P. & H.T. Mercier 1976. Phosphorus retention capacity of lakes. *J. Fish. Res. Board Can.*, 33(8): 1742-1750.
- Marsden, M. W. 1989. Lake restoration by reducing external phosphorus loading: the influence of sediment release. *Fresh. Wat. Biol.* 21: 139-162.
- Molversonmyr, Å. 1990. Overvåking av Frøylandsvatnet 1984-87. Rapport fra Rogalandsforsk nr RF- 65/90. 26 s.
- Molversonmyr, Å. 1992. Statusrapport for Orrevassdraget. Rapport fra Rogalandsforsk nr RF-55/92, 61 s.
- Nichols, D. S. 1983. Capacity of natural wetlands to remove nutrients from wastewater. *Journal WPCF*, 55(5): 495-505.
- Olsen, Y. & O. Vadstein (eds.) 1989. Faglig sluttrapport for Fase 1-3, 1978-88. NTNFs utvalg for Eutrofieringsforskning, 79 s.
- Ryding, S. -O. 1981. Reversibility of man-induced eutrophication. Experience of a lake recovery study in Sweden. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 66: 449-503.
- Sanni S. 1987. Forprosjekt: Restaurering av Frøylandsvatnet. Rapport fra Rogalandsforsk nr. SAV 1/87, 21 s.
- Sanni, S & S. B. Wærvågen 1990. Oligotrophication av a result of planktivorous fish removal with rotenone in the small, eutrophic, Lake Mosvatn, Norway. *Hydrobiologia* 200/201: 263-274.
- Sas, H. (Ed.) 1989. Lake restoration by reduction of nutrient loading. Expectation, experiences, extrapolation. *Acad. Ver. Richardz GmbH.* 497 s.

- Schmidt, J. C. (Ed.) 1986. How to Identify and Control Water Weeds and Algae. Applied Biochemists. Inc. 4th Edition. 108 s.
- Skulberg, O. 1986. Kontroll av giftproduserende alger - Akersvannet, Vestfold, Forskningsbehov i Norge. NOTAT til Miljøverndepartementet av 11. november. 10 s.
- Staveland, K. & K. O. Gjerstad 1989. Oppfølgende undersøkelser av vannkvaliteten i Misisippibekken og Leikvollbekken 1986-89. Byveterinæren i Stavanger.
- SFT 1989. Vannkvalitetskriterier for ferskvann. Statens forurensningstilsyn, TA-630. Hans Holtan(red.).
- Tyvold T. & S. Sanni 1990. Bekker Frøylansvatn. rsrapport for måling av stofftransport. Rapport fra Rogalandsforsk nr. RF 166/90, 15 s.
- Vollenweider R. A. 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. OECD, Paris, Tech. Rep DAS/CSI/68, 27. 182 s.

Forskning, utredning og rådgivning på miljøsektoren innenfor områdene:

- Vannforsyning
- Kommunalt og industrielt avløpsvann
- Avfall og slam
- Forurenset jord og grunnvann
- Offshore - industri
- Industriell miljøteknologi
- Havbruk/akvakultur

aquateam norsk vannteknologisk senter as

Postboks 6326 - Etterstad
0604 OSLO - Tlf.: 22 67 93 10