

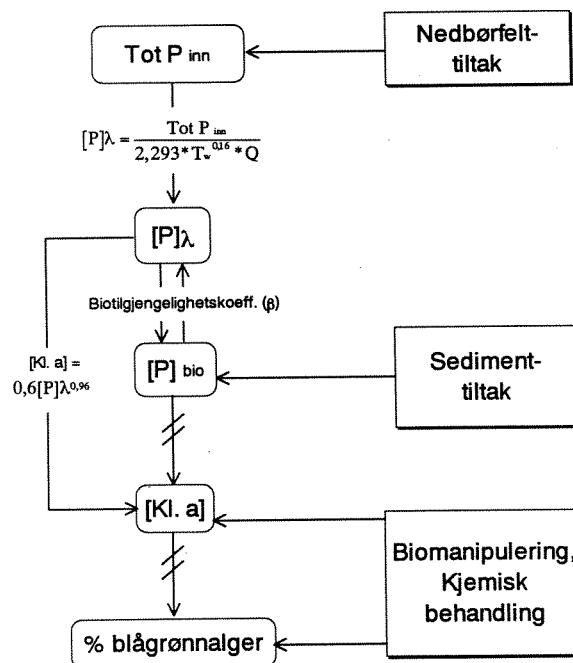


O-92063

Tiltaksanalyse for Frøylandsvannet

DELRAPPORT 3:

Problemanalyse, metodegrunnlag, innsjøinterne tiltak og alternative tiltakspakker



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
O - 92063	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
2776	

Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (47 2) 23 52 80 Telefax (47 2) 95 21 89	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47 41) 43 033 Telefax (47 41) 44 513	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47 65) 76 752 Telefax (47 65) 78 402	Vestlandsavdelingen Breiviken 5 5035 Bergen - Sandviken Telefon (47 5) 95 17 00 Telefax (47 5) 25 78 90	Akvaplan-NIVA A/S Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47 83) 85 280 Telefax (47 83) 80 509
--	---	--	--	--

Rapportens tittel: Tiltaksanalyse for Frøylandsvannet - NIVAs bidrag. 1. Problemanalyse. 2. Metodegrunnlag. 3. Utredning av innsjøinterne tiltak og tiltak for å øke selvrensingen. 4. Tiltakspakker for forskjellige målnivåer.	Dato: Trykket: 26. juni 1992 NIVA Faggruppe: Vannressursforvaltning Landbruksforurensninger Eutrofi, ferskvann
Forfatter(e): Jon Lasse Bratli	Geografisk område: Rogaland
	Antall sider: Opplag: 35 50

Oppdragsgiver: Fylkesmannen i Rogaland, Miljøvernavdelingen.	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
--	---

Ekstrakt:

Denne delrapporten inneholder NIVAs bidrag til tiltaksanalyse for Frøylandsvannet. Det omfatter en problembeskrivelse med beregning av nødvendig avlastingsbehov for å nå bestemte målnivåer. Videre er det utredet et metodegrunnlag for tiltaksanalyse i en innsjø med interne fosfortilførsler (selvgjødsling). Det er utredet innsjøinterne tiltak og tiltak for å forbedre selvrensingen av eksterne fosfortilførsler, samt tegnet opp rammer for fire alternative tiltakspakker sett i forhold til de forskjellige målnivåene. Innsjøen er hardt belastet med fosfortilførsler både fra nedbørfeltet og fra egne sedimenter. Utredningen viser at for å få tilnærmet badevannskvalitet må det gjennomføres en rekke både tradisjonelle og utradisjonelle tiltak. Det må gjennomføres tiltak både internt i Frøylandsvannet og i forbindelse med aktivitetene i nedbørfeltet, særlig landbruksaktivitetene.

4 emneord, norske

1. Tiltaksanalyse
2. Kostnadseffektivitet
3. Eutrofiering
4. Innsjøinterne tilførsler

4 emneord, engelske

1. Measure analysis
2. Cost/efficiency
3. Eutrophication
4. Internal loading

Prosjektleder

Jon Lasse Bratli

For administrasjonen

Dag Berge

ISBN 82-577-2160-3

O - 92063

DELRAPPORT 3:

NIVAs bidrag til

TILTAKSANALYSE FOR FRØYLANDSVANNET

- 1. Problemanalyse**
- 2. Metodegrunnlag**
- 3. Innsjøinterne tiltak**
- 4. Alternative tiltakspakker**

Brekke,

26. juni 1992

Saksbehandler:

Jon Lasse Bratli

Medarbeider:

Dag Berge

Forord

Miljøvernavdelingen i Rogaland ga våren 1992 NIVA og ASPLAN i oppdrag å utarbeide en tiltaksplan for Frøylandsvannet. ASPLAN har utredet de kommunale tiltakene, vurdert konsekvensene av de alternative tiltakspakkene, og vil stå som hovedansvarlig for utarbeidelse av en sammendragsrapport. JORDFORSK er også trukket inn i arbeidet, og har hatt ansvaret for å utrede landbruksiltakene. Dette behandles i egne delrapporter.

Denne delrapporten inneholder NIVAs bidrag til tiltaksanalysen. Det omfatter en problemanalyse, det metodemessige grunnlaget for arbeidet og utredning av innsjøinterne tiltak, samt utredning av tiltak for å øke selvrensningen av eksterne tilførsler.

I tillegg er det skissert rammer for foreløpige tiltakspakker sett i forhold til bestemte målnivåer. Endel av landbruksiltakene som inngår, er i skrivende stund ikke ferdig utredet. Dette medfører en viss ufullstendighet, særlig når det gjelder kostnadene for tiltakspakkene.

Det tas forbehold om justeringer av tiltakspakkene når disse presenteres i en sammendragsrapport som fremlegges til høsten. Rammene for tiltakspakkene vil imidlertid neppe bli særlig forandret fra hva som tegnes opp i denne rapporten.

Kontaktpersoner i Miljøvernavdelingen har vært Odd Kjos-Hanssen og Øyvind Strøm som takkes for konstruktive kommentarer til tidligere rapportutkast. Miljøvernlederen i Time kommune (tidligere i Klepp kommune), Vidar Ausen, takkes for å ha bidratt med grunnlagsmateriale. Til slutt takkes Åge Brabrand, LFI, for faglig bistand vedrørende biomanipuleringstiltakene.

Oslo, juli 1992

Jon Lasse Bratli

Innhold

1. PROBLEMANALYSE.....	2
1.1 GENERELT OM EUTROFIERING, ÅRSAKER OG VIRKNINGER.....	2
1.2 DAGENS FOSFORTILFØRSLER TIL FRØYLANDSVANNET OG BEREGNET AVLASTNINGSBEHOV.....	3
1.2.1 Målnivåer.....	5
1.3 NØDVENDIG OMFANG AV TILTAK.....	7
2. METODE FOR BEREGNING AV KOSTNADER, EFFEKTER OG KOSTNADSEFFEKTIVITET.....	8
2.1 BEREGNING AV TILTAKENES KOSTNADER.....	8
2.2 BEREGNING AV TILTAKENES EFFEKT.....	8
2.3 KOSTNADSEFFEKTIVITET.....	9
2.4 OVERLAPPENDE TILTAK.....	9
3. UTREDNING AV TILTAK.....	11
3.1 INNSJØINTERNE TILTAK.....	11
3.1.1 Sedimenttiltak.....	11
3.1.1.1 Fjerning av sediment, mudring.....	11
3.1.1.2 Tildekking av sediment.....	13
3.1.1.3 Metoder for å holde sedimentoverflaten i bunnvannet oksygenert.....	13
3.1.2 Direkte felling i innsjøen.....	14
3.1.3 Behandling med kopperforbindelser for å forandre sammensetningen av algebiomassen.....	15
3.1.4 Biomanipulering, inklusive rotenonbehandling.....	16
3.1.4.1 Behandling med Rotenon.....	17
3.1.4.2 Utsetting av rovfisk.....	19
3.1.4.3 Styrt utfisking.....	20
3.1.4.4 Forstyrning av reproduksjonen.....	22
3.2 TILTAK FOR Å ØKE SELVRENSINGEN AV EKSTERNE TILFØRSLER.....	23
3.2.1 Åpning av grøfter/bekker.....	23
3.2.2 Etablering av sedimentasjonsdammer, infiltrasjon av bekkevann til våtmarker, utvikling av renseparker.....	23
3.3 SAMLET OVERSIKT OVER TILTAKENE.....	26
4. FORSLAG TIL TILTAKSPAKKER FOR DE FORSKJELLIGE MÅLNIVÅER.....	28
4.1 MÅLNIVÅ 3 - DAGENS NIVÅ.....	28
4.2 MÅLNIVÅ 2 - BADEVANN.....	29
4.3 MÅLNIVÅ 1- NATURLIG BALANSE.....	32
LITTERATURLISTE:.....	33

1. PROBLEMANALYSE.

1.1 GENERELT OM EUTROFIERING, ÅRSAKER OG VIRKNINGER.

Problemene i Frøylandsvannet knytter seg i første rekke til at innsjøen har blitt belastet med for stor tilførsel av plantenæringsstoffer, og da særlig fosfor, gjennom en årrekke. Landbruket er idag hovedkilden til de for store tilførslene til vassdraget, men avløp fra spredt bebyggelse og kommunal kloakk har også betydning. De sistnevnte hovedkilder har imidlertid tidligere betydd mye, men er gjennom bygging av rensesanlegg og andre saneringstiltak redusert svært mye. En svært stor del av nedslagsfeltet til Frøylandsvannet er dyrket opp (ca. 50%), og her 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 overgjødning, av vassdraget. Eutrofieringen fører til at innsjøen begynner å produsere mer alger og etterhvert også alger som skaper problemer i vassdraget. Ved relativt stor eutrofieringsgrad får en ofte ustabile innsjøsystemer hvor det gjentatte ganger vil opptre masseforekomster av alger, som oftest blågrønnalger. Disse algene er gjerne lange trådformede typer, eller opptrer i kolonier med gelé rundt. Felles for disse algene er at de praktisk talt er uspisbare for dyreplanktonet, og kortslutter derfor næringskjeden etter første trinn. Utover sommeren vil blågrønnalgene hope seg opp, danne vannblomst, og i ekstreme tilfeller produserer de giftstoffer. For Frøylandsvannet er et av hovedproblemene de årvisse oppblomstringer av blågrønnalger som *Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena flos-aquae* og *Oscillatoria agardhii*. Disse artene veksler litt i å dominere algebiomassen fra år til år, men har det til felles at de kan produsere meget potente giftstoffer som tidvis forårsaker dødsfall av kyr. Innsjøen 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.

Når de store mengdene plantep plankton etterhvert dør og skal brytes ned, forbrukes mye oksygen. Mesteparten av denne nedbrytningen skjer i bunnvannet, og i perioder hvor dette bunnvannet stagnerer kan oksygenet forbrukes helt. I slike perioder vil bunnsedimentet bli underlagt reduserende forhold, og fosforet, som i hovedsak er bundet til jern, vil løses. Dette problemet anses imidlertid å være av svært begrenset viktighet i Frøylandsvannet, da hypolimnionvolumet er relativt lite.

Innsjøen gjødsler seg imidlertid selv på en annen måte. Den høye algeproduksjonen fører til utlekking av fosfor fra strandsedimentene. Dette skyldes den høye pH som dannes i epilimnion ved stor fotosynteseaktivitet. I tillegg vil innsjøen p.g.a. stor vindpåvirkning få tilbakeført til vannmassene endel av det næringsrike sedimentet ved resuspensjon eller opphvirvling av sediment (bølgegenerert). Denne "perpetum mobile" situasjonen er kjent fra flere andre utenlandske innsjøer, og det karakteristiske er at slike innsjøer ofte ikke gjenvinner sin naturlige tilstand selv om de eksterne tilførslene saneres. Det er et forholdsvis vanlig fenomen at en dårlig vannkvalitet vedvarer i mange år etter at tilførslene fra nedbørfeltet er redusert (Ryding 1981, Cullen & Forsberg 1988, Sas 1989, Marsden 1989). Dette viste seg bl.a. i den svenske innsjøen Trummen der tilførslene fra kommunal kloakk ble saneret fullstendig i 1959, men der

trofinivået fortsatt var like høyt ti år etter. Innsjøen måtte til slutt mudres for å få en akseptabel eutrofisituasjon.

1.2 DAGENS FOSFORTILFØRSLER TIL FRØYLANDSVANNET OG BEREGNET AVLASTNINGSBEHOV.

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

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

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

$$[P]_{\lambda} = -8,68 * \ln z + 30,13 \quad (\text{Berge 1987a})$$

der

$[P]_{\lambda}$ = akseptabel fosforkonsentrasjon målt som Tot-P i blandprøve fra epilimnion gjennom produksjonsperioden

z = middeldypet til innsjøen

For Frøylandsvannet 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 $\mu\text{g P/l}$ (Molversmyr 1990). Dette indikerer at innsjøen er sterkt overbelastet.

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

$$P_{\text{inn}} = 2.293 * [P]_{\lambda} * T_w^{0.16} * Q$$

der

P_{inn} = årlig fosfortilførsel i kg

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

T_w = teoretisk oppholdstid (år)

her: 0,41 år

Q = Årlig avløp

her: 78 mill. m^3

Denne gir en fosforbelastning på 7625 kg P/år i snitt for årene 1981-83 og 7140 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 $\mu\text{gP/l}$) i formelen over og dette gir en akseptabel årlig tilførsel på 2484 kg P/år.

Belastningen på Frøylandsvannet er altså ca. 3 ganger større enn det som er akseptabelt.

Ulikt de fleste norske innsjøer kommer ikke hele fosforbelastningen fra nedbørfeltet.

Gjennom mange tiår med stor overbelastning har innsjøen som nevnt begynt å gjødsle seg selv.

Sanni (1987) har gjennom målinger i 1986 estimert de totale indre tilførslene over produksjonssesongen til å være 2200 kg P. Frigivelsen 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.

Denne indre gjødslingen er altså initiert av en for stor algebiomasse som har fått lov til å utvikle seg pga. for store eksterne fosfortilførsler fra nedbørfeltet. En slik selvforsterkende prosess er svært uheldig og er nødvendig å stoppe fordi denne lett kan komme helt ut av kontroll. Det er enorme fosforreserver i sedimentene som kan frigis ved at denne "snøballprosessen" får fortsette.

Med hensyn til de eksterne tilførslene (fra nedbørfeltet) ble disse, gjennom et grundig arbeide med delvis målinger i bekkene og delvis beregninger, bestemt av Faafeng og medarb. (1985) til ca. 9400 kg P/år. Disse tilførslene virker imidlertid noe høye sett i lys av at tilførslene ble tilbakeberegnet til ca. 7600 kg fra tot-P konsentrasjonen i innsjøen og at dette skulle gjelde alle tilførsler både interne og eksterne. Bekkemålinger fra 1989-1991 (Tyvold og Sanni 1990, Molversmyr 1992b) indikerer at tilførslene er redusert endel siden det som ble målt/beregnet i 1981-83 (Faafeng og medarb. 1985). Nå gjenspeiler nok dette både at målingene til Faafeng kan ha vært i høyeste laget, og det faktum at det er gjennomført endel tiltak i tidsperioden.

Hvis en idag kan gå ut ifra at den totale belastningen (indre+ytre) er på ca. 7000 kg P og at 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 tilførslene fra nedbørfeltet vil også den indre gjødslingen avta.

Det er svært tvilsomt om en reduksjon på ca. 2300kg P fra nedbørfeltet vil 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 Frøylandsvann uten jevnlig oppblomstringer av giftige blågrønnalger. Innsjøinterne tiltak som reduserer den indre gjødslingen vil redusere behovet for ekstern avlastning tilsvarende.

Med utgangspunkt i at de eksterne tilførslene er ca. 5000 kg P vil disse tilførslene måtte reduseres med 60-70 %. Dette stemmer bra med hva Rogalandforskning har funnet som nødvendig avlastningsbehov (Molversmyr 1992a).

1.2.1 Målnivåer

Det er foreslått følgende tre målnivåer:

- 1) Naturlig balanse
- 2) Badevannskvalitet
- 3) Opprettholdelse av dagens situasjon

Disse nivåene er i utgangpunktet lite konkrete, og det er vanskelig å relatere avlastningsbehov i antall kg. redusert fosfor til hver av dem uten en viss konkretisering. Tabell 1 oppsummerer de forskjellige nødvendige tilstandsnivåene for de forskjellige målnivåene.

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]λ	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, økologisk 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 økologisk 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. Normene for strandområdenes egnethet vil ikke bli behandlet her.

Tabell 2 gjengir noen av normene for badevannskvalitet (SFT 1989).

Det tas her utgangspunkt i kravene til klasse 2, egnet for friluftsbad. For å nå et siktedyp på 3-5 meter og et algeinnhold (målt som klorofyll *a*) som holder seg under ca. 4 µg/l, kreves kraftige avlastninger. Siktedypet idag er ofte bare noen få desimeter og algeinnholdet er målt til 23,4 µg/l i snitt for perioden 1984-87.

Tabell 2. Vannkvalitetskriterier, egnethet for friluftsbading. Inndelingen er i fire klasser, godt egnet (1), egnet(2), mindre godt egnet(3) og ikke egnet(4).

Parametere	Klasse 1	Klasse 2	Klasse 3	Klasse 4
Termotolerante koliforme bakterier pr. 100 ml.	<50	50-500	501-1000	>1000
Siktedyp, m	>5	5-3	2,9-1	<1
Temperatur, °C	>18	18-16	15,9-14	<14
Turbiditet, FTU	<1	1-3	3,1-6	>6
Algemengde, klorofyll a µg/l	<2	2-3,7	3,8-7,5	>7,5

Nedenstående erfaringsformel (Berge 1987) gjenspeiler sammenhengen mellom fosforinnholdet i innsjøen og klorofyllnivået:

$$[P]_{\lambda} = 1.7[Kl. a]^{1.04}$$

Av denne ser vi at for å få Kl. a nivået ned på 4 µg/l må fosforkonsentrasjonen i innsjøen ned på 7,2 µg/l. Altså et lavere nivå enn det som regnes som et akseptabelt nivå. Med et Kl. a nivå på 7,5 µg/l (det som maksimalt tillates i klasse 3) får vi et fosfornivå som er omtrent som det akseptable på 16 µg/l.

Berge (1987a) har også presentert en sammenheng mellom Kl. a og siktedyp. Et siktedyp på 3 meter, som holder såvidt for klasse 2, overensstemmer med et Kl. a nivå som tilsvarende omtrent det som regnes som akseptabelt fosforkonsentrasjon.

Konklusjonen på dette ser ut til å være at avlastningen som trengs for å oppnå egnethet for friluftsbading vil være i størrelsesorden den samme som kreves for å få et balansert økosystem.

Hvorvidt folk bader eller ikke er imidlertid først og fremst knyttet til forekomst av blågrønnalgeoppblomstringene. Hvis en klarer å redusere dagens nivå på 45 µg/l ned mot 20 µg/l, vil de jevnlig oppblomstringene reduseres svært kraftig, selv om algeinnholdet generelt vil være noe høyt og derfor badevannsnormen til bl.a. Kl. a ikke vil være helt innfridd. SFTs normer til klorofyll tar ikke hensyn til at grunne sjøer som Frøylandsvannet tåler et høyere Kl. a nivå enn dype sjøer uten å produsere problemalger (Berge 1987a). Et nivå med i overkant av 20 µg Tot P/l og ca. 10 µg Kl. a/l vil for Frøylandsvannet derfor i rimelig grad overensstemme 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 for å være sikker på at ikke situasjonen utvikler seg i negativ retning.

Målnivåene kunne også vært knyttet til SFTs tilstandklassifisering som er utarbeidet i håndboken om vannkvalitetskriterier for ferskvann (SFT 1989). Frøylandsvannets tilstand er imidlertid så langt oppe i klasse 4, som er høyeste forurensningsgrad, at

avlastningsbehovene for å nå klasse 3, 2 og 1 ville uansett bli store. Det er derfor ikke vurdert som hensiktsmessig å benytte disse målnivåene.

1.3 NØDVENDIG OMFANG AV TILTAK.

I regi av miljøforvaltningen, særlig SFT, har det tidligere vært utredet en rekke tiltaksplaner for begrensninger av tilførsler til lokale vannresipienter som Indre Oslofjord, Mjøsa, og til større områder som Østlands- og Sørlandsområdet i den nylig utredede Nordsjøplanen (Bratli og medarb. 1991). Her ble innsatsen konsentrert om å redusere de eksterne tilførslene av plantenæringsstoffene fra nedbørfeltet gjennom tradisjonelle tiltak innen landbruket, industrien og kommunal sektor. Tiltaksplanen for Frøylandsvannet vil også fokusere på de tradisjonelle tiltakene innen de nevnte sektorer.

På grunn av den spesielt høye belastningen på vassdragene i Jærområdet vil denne tiltaksanalysen måtte omfatte flere tiltak enn det som ofte er tilstrekkelig i andre områder av landet. En må gå lenger med de tradisjonelle tiltakene og i tillegg satse på endel mer utradisjonelle tiltak. Dette vil i særlig grad være tiltak som øker selvrensningsevnen både i bekketilløpene og i selve innsjøen. Disse tiltakene, som bl.a. retter seg mot sedimentet og den planktonspisende fisken, vil være særlig nødvendige for å få "slått av" den pH-betingede fosforutlekkningen av strandsedimentene.

Tidligere i kapittelet ble det vist til den svenske innsjøen Trummen som ble mudret. En kan neppe sammenlikne Trummen med Frøylandsvannet direkte, til det er de for forskjellige både når det gjelder belastning og størrelse. Hovedprinsippet er imidlertid det samme, for innsjøer som er inne i en selvgjødslingssituasjon vil det neppe være tilstrekkelig, i hvertfall ikke innen et tidsrom på 10-20 år, å få en akseptabel vannkvalitet bare ved å avlaste innsjøen for eksterne tilførsler. Det må suppleres med tiltak som øker selvrensingen i bekkene, slik at mindre tilførsler når innsjøen, og ved tiltak i innsjøen som øker selvrensings- eller resipientkapasiteten. Den siste overvåkingsrapporten for Frøylandsvannet (Molversmyr 1992a) viser nødvendigheten av dette. Tilførslene er redusert med 25% i løpet av 80-årene uten at dette har gitt seg utslag i forbedret vannkvalitet.

En rekke av de supplerende tiltakene vil imidlertid være helt avhengige av at innsjøen avlastes for eksterne tilførsler og ved felles implementering av tradisjonelle og utradisjonelle tiltak vil en kunne oppnå en positiv synergieffekt. Et typisk eksempel på dette er at for å få en livskraftig ørretbestand, som etterhvert skal ta over for lagesilda, må vannkvaliteten i gytebekkene være god. Et annet eksempel er at levetiden til f.eks. sedimenttiltak i stor grad avhenger av hvor mye de eksterne tilførslene reduseres samtidig. En må unngå at en ikke får en rask oppbygging av nytt fosfatrikt sediment. Som en hovedregel kan en si at svært få utradisjonelle tiltak vil være vellykket over et tidsperspektiv på noen år hvis det ikke samtidig gjennomføres tradisjonelle tiltak for å begrense tilførslene ved kilden.

2. METODE FOR BEREGNING AV KOSTNADER, EFFEKTER OG KOSTNADEFFEKTIVITET.

2.1 BEREGNING AV TILTAKENES KOSTNADER.

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. Nedskrivningstiden av lånet settes her lik levetiden av tiltaket. Noen tiltak, f.eks. biomanipuleringstiltakene vil ha kortere levetid, fra 2-5 år.

2.2 BEREGNING AV TILTAKENES EFFEKT.

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.

$$[P]\lambda = P_{inn} / 2.293 * T_w^{0.16} * Q \quad (\text{Berge 1987a})$$

(leddet under brøkstrekken blir for Frøylandsvannet 155.08)

Denne fosforreduksjonen vil ha ulik betydning for algeproduksjonen ettersom fosforet 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).

Faafeng og medarb. (1985) fant ut at ca. én tredel av fosforet som ble målt i tilløpsbekkene var ortofosfat. Dette gir bare en viss indikasjon på den egentlige biotilgjengeligheten da også endel av det partikulært bundne fosforet vil være tilgjengelig. Berge og Källqvist (1990) fant at biotilgjengeligheten i Timebekken både under og etter flom var ganske høy, opp i 70-80 %.

Dette virker imidlertid noe høyt og er neppe representativt for hele området. Biotilgjengeligheten for høstflomavrenning fra høstspredd naturgjødning er i snitt 63% i forhold til grunne innsjøer. Den gjennomsnittlige avrenningen fra arealene på landbruksarealene i Frøylandsvannets nedbørfelt må ihvertfall være under denne, og settes derfor til 50%, 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.

Urenset kloakk vil ha en biotilgjengelighet på 0,6, mens sandfilterrenset kloakk vil være svært algetilgjengelig. En må regne med at det som vil bli foreslått sanert av kloakk i denne analysen i hvertfall har gjennomgått noen behandling, og biotilgjengeligheten settes til 0,7. For mer informasjon om biotilgjengelighet, se Berge og Källqvist (1990).

Innsjøen er som nevnt preget av at endel av tilførselene kommer fra eget sediment, hovedsakelig fra strandsediment. En må regne at alt fosforet som frigis er 100 %

algetilgjengelig. Fosforet som frigis fra hypolimnionsediment (som i Frøylandsvannet er svært begrenset) vil ikke i første omgang komme algeproduksjonssjiktet til nytte. Fosforet fra strandsedimentet vil imidlertid komme midt i produksjonssjiktet ved høyest produksjon om sommeren. Ved utregning av kostnadseffektiviteten er det ikke gjort forsøk på å justere for hvor i innsjøen og når på året tilførselene kommer, men sett på tilførselene integrert over året.

Det primære mål for tiltaksarbeidet er reduksjoner av algemengdene og særlig innholdet av giftproduserende blågrønnalger.

Det er etablert et empirisk forhold mellom Totalfosfor innholdet i innsjøen og klorofyllnivået.

$$[\text{Kl.a}] = 0.6[\text{P}]^{\lambda^{0.96}} \quad \text{Berge (1987a)}$$

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.

Det felles effektmålet for alle tiltak blir altså 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.

2.3 KOSTNADSEFFEKTIVITET.

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

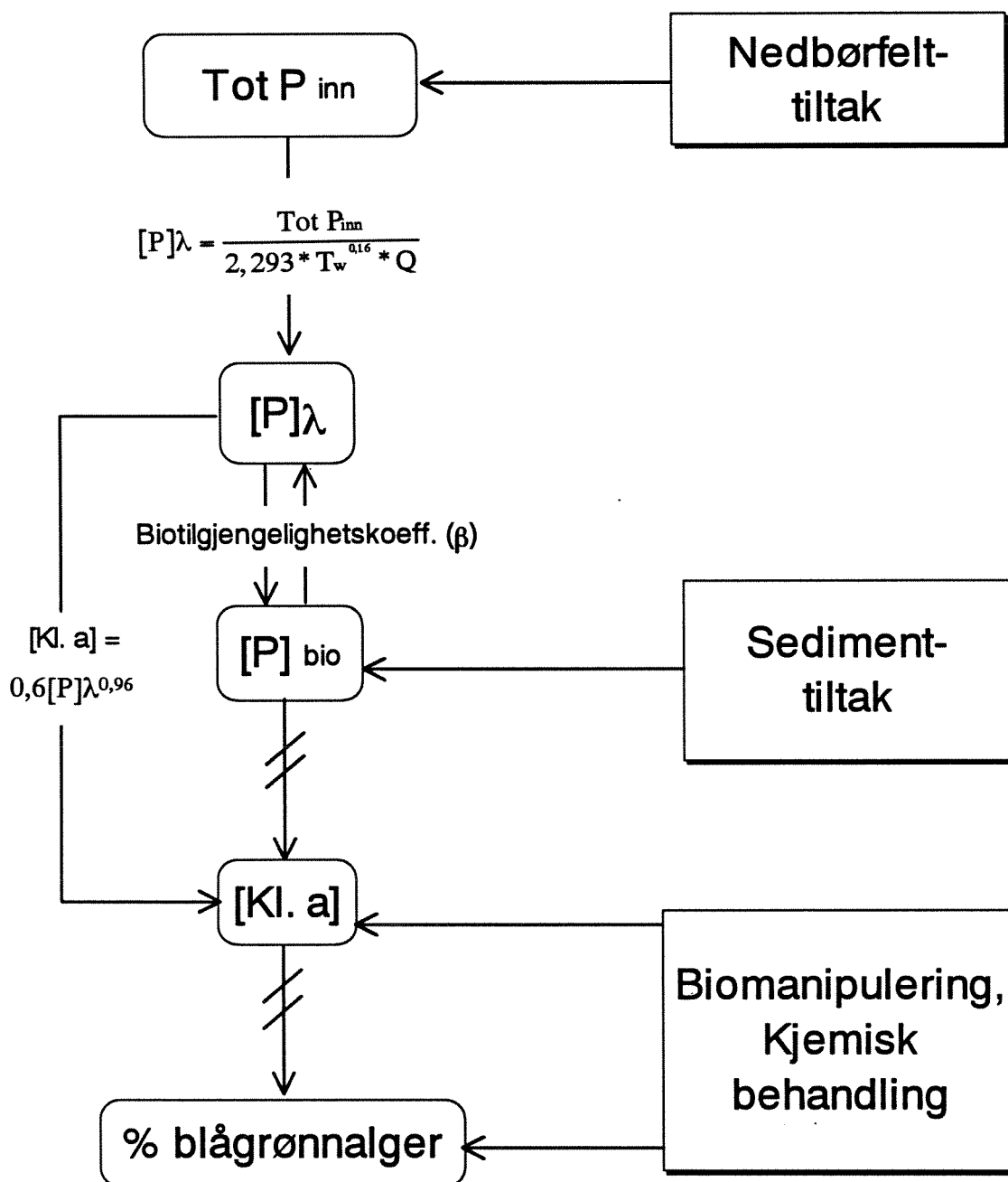
$$\text{K. eff.} = \frac{\text{Årskostn.}}{\text{red.}[\text{Kl.a}] * \beta}$$

Desto mindre tallet er desto mer kostnadseffektivt er tiltakene.

2.4 OVERLAPPENDE TILTAK.

Det vil være en rekke tiltak som enten har helt eller delvis overlappende effekt. For noen innsjøinterne tiltak, f.eks. muddring og tildekking av sedimenter er det regnet full overlapp, dvs. at tiltakene utelukker hverandre. Mellom tradisjonelle tiltak f.eks arealavrenningstiltak og innsjøinterne tiltak vil det også være overlapp fordi de tradisjonelle tiltakene i seg selv minsker problemene med indre gjødsling.

Ved sammenstilling av alternative tiltakspakker er det forutsatt at tiltakene knytta til nedbørfelt etableres først, så tiltak for å øke selvrensingen 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.



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

3. UTREDNING AV TILTAK.

3.1 INNSJØINTERNE TILTAK.

De innsjøinterne tiltakene retter seg langs tre tiltakslinjer. Den ene typen tiltak retter seg mot sedimentet som slipper fosfor ved selvgjødsling. Her søkes det altså å redusere algebiomassen ved å redusere tilførslene av fosfor. Dette er den såkalte "bottom-up" strategi som de andre tradisjonelle tiltakene også kommer inn under. Den andre typen tiltak retter seg mot å begrense algebiomassen ovenfra i næringskjeden, gjennom manipuleringer med fiskebestanden, og kalles følgelig "top-down" tiltak. Den tredje typen tiltak retter seg direkte mot algebiomassen ved kjemisk behandling. Den sistnevnte tiltakstypen vil følgelig være den som gir sikrest effekt. "Bottom-up" tiltakene gir også relativt sikker effekt idet det her bare er "ett trinn" fra det en reduserer (fosforet) til det en egentlig ønsker å redusere (algebiomassen). For "top-down" tiltakene er det imidlertid "to trinn" i næringskjeden fra det en reduserer (den planktivore fisken) til reduksjon av algebiomassen. En må gjennom en forandring av dyreplanktonet for å få en effekt på algebiomassen. Disse tiltakene er følgelig de mest usikre å beregne effekten av.

Det er som tidligere nevnt to måter en innsjø kan begynne å gjødsle seg selv på. Den ene er når den altfor store algemengden skal brytes ned og det dermed forbrukes mye oksygen. Jernet som fosforet er bundet til blir dermed redusert og går ut i vannmassene. Dette problemet anses imidlertid å være av svært begrenset viktighet i Frøylandsvannet. Den andre måten utlekkingen kan skje på er at den store produksjonen av planktonalger gir en så høy pH at det løses ut fosfor fra epilimnionsedimentet. Denne prosessen er regnet som langt mer viktig i Frøylandsvannet, og kan i enkelte perioder med høy produksjon (store deler av sommerhalvåret) bety mer enn den eksterne tilførselen av fosfor (Sanni 1987).

De fleste utprøvede tiltak på Østlandet og i andre land er rettet mot oksygenmangel i hypolimnion, men siden denne prosessen betyr lite for den interne gjødslingen, er det relativt begrenset antall innsjøinterne tiltak som det er fornuftig å gjennomføre i Frøylandsvannet. En står i praksis igjen med noen få aktuelle innsjøinterne tiltak; de "tunge" sedimenttiltakene som f.eks. mudring, kontroversielle tiltak som kjemisk behandling av fisk eller blågrønnalger, og biomanipuleringstiltakene. På de følgende sidene er disse tiltakene beskrevet i detalj. Noen av tiltakene som retter seg mot stagnerende oksygenfritt bunnvann er også beskrevet selv om de ikke synes særlig aktuelle for Frøylandsvannet.

3.1.1 Sedimenttiltak.

3.1.1.1 Fjerning av sediment, mudring.

Et effektivt men dyrt tiltak er å fjerne sedimentet ved mudring. Dette er av kostnadmessige grunner ikke forsøkt gjort ved noen norsk innsjø. I Sverige derimot er noen innsjøer mudret, og det mest kjente eksempelet er muddringen av Trummen i 1970-71. Trummen er 1 km², altså 1/5-del av Frøylandsvannet. Sjøen ble avlastet for kommunalt avløp alt i 1959, men pga. indre gjødsling forble sjøen hypertrof med Tot-P

konsentrasjoner på opp mot 1mg/l og med pH over 10 under oppblomstringene. I 1969, ti år etter avlastningen, var den indre gjødslingen midt i produksjonssesongen ca. 60 ganger større enn den eksterne tilførselen (Pettersen og Wallsten 1990).

Effekten av mudringen var svært store med bl.a. en reduksjon av Tot-P på 90% og radikale reduksjoner i planktonbiomasse og høyere siktedyp. En annen bieffekt ved mudringen var at denne svært grunne innsjøen økte sitt volum med 70%, noe som avgjort også har betydd mye for vannkvaliteten.

Siden ble noen andre innsjøer (bl.a. Trehörningen) mudret med godt resultat. Det viste seg imidlertid at effekten av muddringen blir redusert hvis en ikke samtidig avlastet sjøen med ytre tilførsler og prøver å gjøre noe med innsjøøkosystemet, særlig å redusere mengden av planktivor fisk.

Kostnaden for mudring er svært forskjellig fra innsjø til innsjø alt ettersom hvor lett det er å komme til, hvilke dyp mudringen skal skje på og mektigheten av sedimentene. De svenske innsjøene kostet mellom 225 000 og 850 000 kr. pr. hektar mudderoverflate. I de svenske sjøene ble det fjernet sediment i opp til én meters dybde. På grunn av lavere sedimenteringshastighet og stordriftsfordeler ved at et langt større sedimentareal skal mudres vil prisen kunne holdes endel lavere. Kontakter med Geoservice ved Erik Jansen hevder at de kan utføre arbeidet for ca. 125 000 kr/ha.

Faafeng (1985) viste at primærproduksjonen i Frøylandsvannet stort sett begrenses seg til de øverste 2m av vannmassen. Fjerningen av sediment ned til 2m vanddyb vil omfatte ca. 1,5 km² eller 150 ha. innsjøsediment.

Hele muddringen vil altså beløpe seg til ca. 19 mill. kroner (25 kr/m³). Geoservice`s anslag grunnes på at mektigheten av sedimentet som må fjernes er på ca. 1/2m og at sedimentet ikke transporteres/pumpes mer enn 300m bort fra innsjøen, dvs. at det brukes som jordforbedringsmiddel på de nærmeste jordene. Kostnadsoverslaget inkluderer altså ikke behandling eller videretransport av sedimentet. Pga. stort sirkulasjonsdyp kan det vise seg at sediment dypere enn 2 m må mudres. Overslaget anses som lite følsomt for mektigheten av sedimentet eller arealet av sediment som skal muddres.

Kostnader:

Investeringer på ca. 19 000 000 kr. gir årskostnader med 20 års levetid på ca. 1 700 000 kr. Det er usikkert hvordan etterspørselen vil være for sedimentet som jordforbedringsmiddel. Hvis det er lite etterspurt vil en måtte regne med store ekstra kostnader ved borttransportering og evt. deponering.

Effekt:

Det regnes med at tiltaket vil gjøre den pH-avhengige utlekkingen neglisjerbar. Dette betyr en reduksjon på 1940 kg fosfor. Dette gir en reduksjon av klorofyllnivået på 6,8 µg/l.

Kostnadseffektivitet:

$1\,700/6,8 = 265$

3.1.1.2 Tildekking av sediment.

En annen måte å hindre utlekking av fosfor fra sedimentet er å tildekke dette med lokale lite permeable og næringsfattige masser f.eks. leire, som vil virke som en sperre mellom vannet og opprinnelig sediment.

En annen mulighet vil være å dekke til sedimentet med en kunstig duk.

En kunstig tett duk av plast vil være vanskelig å holde nede pga. gassutvikling. En semipermeabel duk som slipper igjennom gassboblene vil ikke være helt effektiv for å stanse den interne gjødslinga. Hvor effektiv en slik duk vil være er imidlertid usikkert. Den interne gjødslinga som skyldes resuspensjon og bioturbasjon vil imidlertid reduseres til et minimum.

Kostnad:

Kostnader for legging av kunstig duk er estimert ut ifra forsøk i Steinsfjorden for bekjempelse av vasspest (Berge 1987b). Totalkostnadene vil være omkring 10 000 kr pr daa. Hvis de øverste to meterne skal dekkes til (1 500 daa), vil dette komme på 15 mill. kr., altså i samme størrelsesorden som mudring. Levetida for tiltaket vil også her avhenge av hva som gjøres av eksterne avlastninger, og i hvilken grad en klarer å slå av den interne gjødslinga. Hvis denne blir slått helt av kan en regne med en levetid på 20 år. Årskostnaden blir 1,42 mill. kr.

Effekt:

Effekten avhenger også av i hvilken grad en klarer med dette og andre tiltak å slå av den indre gjødslinga, og kan maksimalt reduseres med 1940 kg fosfor, som tilsvarer 6,8 µg/l Kl. a i reduksjon.

Kostnadseffektivitet:

$$1\ 420/6,8 = 209$$

3.1.1.3 Metoder for å holde sedimentoverflaten i bunnvannet oksygenert.

Det finnes flere metoder for å unngå at hypolimnionsedimentet reduseres og begynner å lekke fosfor.

Dette problemet synes å være av begrenset omfang i Frøylandsvannet med lite areal på hypolimnionsedimentet. Dette skyldes lite middeldyp og dårlig stratifisering pga. stor vindpåvirkning.

Sanni (1987) fant at for produksjonssesongen 1986 var utlekkingen fra hypolimnionsediment pga. oksygenvinn kun 148 kg P. Dette mener han selv er et overestimat da en slik utlekking til et relativt begrenset hypolimnionvolum ville ha forårsaket konsentrasjoner på flere hundre mikrogram fosfor pr. liter. Slike konsentrasjoner ble ikke målt og konklusjonen er derfor at fosforutlekking fra dypvannsedimentet er neglisjerbare. Det vil derfor ikke beregnes kostnader og effekter for slike tiltak. De forskjellige tiltakstypene kommenteres bare kort.

1.) En metode er å tilsette nitrat. Dette vil fungere som oksidasjonsmiddel, og fosforlekkasjen begrenses ved at reduksjon til toverdigg jern hindres. Samtidig reduseres

nitrogenet til elementert nitrogen som forsvinner i gassform. Faktisk er det vist at en tilførsel av nitrat til bunnvannet i Kolbotnvannet, foruten å redusere fosforutlekkingen, har ført til et netto nitrogentap (Erlandsen og medarb. 1988). Denne metoden ble først beskrevet av Willhelm Ripl i 1976.

Selv om denne metoden hadde positive effekter i Kolbotnvann betyr ikke det at vi vil få tilsvarende effekter i andre typer innsjøer. Kolbotnvann er et lite vann, bare 0,3 km², vannmassene stratifiseres (lagdeles) raskt, har stort middeldyp i forhold til maksdyp og lang oppholdstid.

Petterson og Bostrøm (1982) peker på at metoden ikke nødvendigvis har samme effekt på grunne sirkulerende innsjøer som innsjøer som er mer stratifiserte. Disse mener at forutsetningene for vellykket resultat er at en har å gjøre med vindbeskyttede stratifiserte innsjøer med lav temperatur i bunnsedimentet.

Andre viktige forutsetninger for et vellykket resultat er at sjøen på forhånd er sterkt avlastet for tilførsler samt at sammensetningen av sedimentet er den rette. I den svenske innsjøen Trekanten var ikke alle forutsetningene oppfylt, og resultatet etter Riploxbehandlingen må anses som mislykket.

2.) En annen metode er å lufte bunnvannet i stagnasjonsperiodene (Limnox), evt. forlenge sirkulasjonsperiodene med en boblegardin. Begge metodene er utprøvet i Kolbotnvann (Erlandsen og medarb. 1988, Faafeng og medarb. 1990) med noe blandet resultat. Limnoxen som beholder stratifiseringen av vannmassen hadde en viss effekt, men viste seg for en så liten innsjø som Kolbotnvann ikke å være nok til at bunnvannet beholdt et minimum av oksygen som skulle være nok til å hindre fosforutlekkning. Boblegardinen som foruten å oksygenere bunnvannet også destratifiserte vannmassene hadde en god effekt ved å utvide sirkulasjonsperiodene. Ved for tidlig oppstart på høsten medførte imidlertid tiltaket at næringsrikt bunnvann ble ført opp i produksjonskiktet med den følge at en fikk oppblomstring av blågrønnalgen *Oscillatoria sp.* En annen negativ effekt kan være at resuspensjonen fra sedimentet øker ved at boblene river opp sedimentet. Lufting av hypolimnion er også gjort i Langvatn i Lørenskog i flere år (Holtan og Nicholls 1987, Nicholls og medarb. 1991)

3.1.2 Direkte felling i innsjøen.

Særlig fra USA har en mange eksempler på at det er forsøkt å felle fosfor direkte i innsjøen eller i tilløpsbekker med enten jern eller aluminiumsforbindelser. Ved bruk av f.eks aluminiumssulfat er formålet foruten å felle ut fosfor, og dermed redusere fosforinnholdet i vannmassene direkte, også å dekke til sedimenter som lekker fosfor med en utfelling som ikke er underlagt forandringer i løselighet pga. redoksforhold. Dette siste er spesielt relevant ved anaerob utlekkning fra dypvannet.

Resultatene fra USA er høyst variable og det pekes på at innsjøen samtidig må avlastes for eksterne tilførsler og at resuspensjon helst ikke bør være et stort problem. For Frøylandsvannet vet vi at resuspensjon av sediment er av en viss betydning.

Langvannet i Lørenskog ble behandlet med aluminiumssulfat, men etter tilsetning av 30 tonn ble det observert omfattende fiskedød, og forsøket ble stoppet. Fellingen er relativt følsom for pH og må foregå mellom pH 6 og 7,5. Fellingsreaksjonen forbruker alkalinitet

og virker i seg selv forsurende, noe som ikke burde være noe ulempe for Frøylandsvann. Blir pH for høy virker $\text{Al}(\text{OH})_3$ giftig, og er pH for lav løses det som Al^{3++} .

All den tid de arealene som ønskes tildekket er strandsedimentene og at fellingen derfor må skje i epilimnion, kan ikke fellingen skje om sommeren da pH er for høy og fisk vil dø. Ved felling om vinteren oppnår man ikke å redusere fosforet når en helst vil, men en viss tildekkings-effekt vil man få. Dette utfelte aluminiumhydroksydet vil løses og bli giftig ved høy pH i neste produksjonssesong, og derfor vil dette tiltaket ikke være egnet i Frøylandsvannet, og det regnes derfor heller ikke effekt og kostnad av tiltaket.

3.1.3 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).

Citrine er et chelatert kopperpreparat som som er dyrere enn koppersulfat, men som holder seg mye lenger i vannmassene og er mye brukt i nyere tid.

Disse preparatene har i utlandet vært benyttet som et algicid, for å få helt klart vann direkte etter behandling. Dette er ikke hensikten i Frøylandsvannet. Konsentrasjonene som her er tenkt benyttet vil være så små at de er langt under faregrensen for fisk, kyr eller mennesker (under SIFFs krav til drikkevann), og vil ikke gi restriksjoner på bruk av vannet til jordvanning. Kopper forekommer naturlig i gjennomsnitt for ferskvann på 5-10 $\mu\text{g}/\text{l}$. Doseringen det her vil være snakk om er opp til ca. 50 $\mu\text{g}/\text{l}$, en konsentrasjon som raskt vil gå ned etter kompleksbinding i vannmassene (Skulberg 1986). Dette gjelder altså en svært moderat økning av verdiene for kopper som et naturlig forekommende stoff i innsjøen for å hindre vekst av problemalger som produserer svært potente giftstoffer. Da det ble søkt SFT om tillatelse til å behandle Akersvannet, som er reservevannkilde til Vestfold interkommunale vannverk, ble søknaden avslått. Mye tyder på at de ovennevnte bemerkninger ikke i tilstrekkelig grad ble lagt til grunn ved avgjørelsen. En hadde her tenkt å bruke koppersulfat, Citrine ble ansett for å være for dyrt.

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.

Kostnader:

På bakgrunn av estimater som ble gjort for behandling av Akersvannet i Vestfold (Mollat pers. med.), vil en med spredning fra helikopter kunne foreta behandlingen for ca. 125 000 kr. Levetiden av tiltaket settes til ett år, og årskostnaden for tiltaket blir derfor også 125 000 kr.

Effekter:

En må regne med at en slik behandling vil holde blågrønnalgebiomassen i sjakk slik at andre spisbare alger vil dominere. Effekten på klorofyllnivået vil etter en behandling være

stor. Etter hvert vil andre typer rasktvoksende alger ta over, og over året kan en anslå at algebiomassen kan bli halvert, dvs. en reduksjon på 11,5 $\mu\text{g/l}$ av klorofyll. Hvis dette tiltaket kombineres med biomanipuleringstiltak, vil en regne med å kunne holde algebiomassen på godt under halvparten av dagens nivå.

Kostnadseffektivitet:

125/11,5=11

3.1.4 Biomanipulering, inklusive rotenonbehandling.

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.

Det er et forholdsvis vanlig fenomen at en dårlig vannkvalitet vedvarer i mange år etter at tilførslene fra nedbørfeltet er redusert (Ryding 1981, Cullen & Forsberg 1988, Sas 1989, Marsden 1989). Et av forholdene som er med på å fastholde den dårlige vannkvaliteten er innholdet av planktivor fisk (Kristensen og medarb. 1991).

Dette indikerer nødvendigheten av å gjøre noe med fiskesammensetningen parallelt med at tilførslen fra nedbørfeltet blir redusert. Flere mindre innsjøer er biomanipulert ved rotenonbehandling og utsetting av settefisk i løpet av 80-årene.

Resultatet i alle innsjøer som har vært biomanipulert har vært en redusert fyttoplanktonbiomasse. Innholdet av total-fosfor behøver ikke nødvendigvis å bli redusert. Det biologiske fosforet vil bare forskyves fra fyttoplanktonet til zooplanktonet. Allikevel viser også totalfosforinnholdet vanligvis en nedgang, noe som kan skyldes at den reduserte fyttoplanktonbiomassen reduserer utlekkingen av fosfor fra epilimnionsedimentet, samtidig som sedimentasjonen øker ved at store zooplankton dør og faller ut av produksjonssjiktet. Det er faktisk eksempler på en netto gevinst ved denne typen tiltak.

Stavsjøen og Grøtlitjern på Romerike ble rotenonbehandlet i 1984 og regnbueørret satt ut. Rotenonbehandlingen av disse to sjøene på tilsammen 0,35 km² kostet 80 000 kr. Dette innebefattet utsetting av settefisk. Settefisk ble også satt ut i årene etter rotenonbehandlingen, og en regner med at fiskekortsalgat vil gi 30 000 kr. i netto hvert år framover.

Før det settes igang store tiltak i forhold til det som er utredet under biomanipulering må det foretas en rekke undersøkelser for om mulig å kunne anslå effekten av tiltakene noe bedre. Fiskebestandene, og da spesielt lagesild og ørretbestanden, må kartlegges. Størrelsesfordelingen, og spesielt størrelsen på ørreten når den begynner å spise lagesild, er interessant. Det må også kartlegges hvor store gyteplassområdene til lagesilda er.

3.1.4.1 Behandling med Rotenon.

En kan ikke regne med å utrydde all fisk i Frøylandsvannet ved en rotenonbehandling. Innsjøen er en del av et større vassdragsystem med stor fare for migrering av fisk fra andre deler av vassdraget. Kostnadene vil også være store ved en hel-innsjøbehandling, og en vil samtidig slå ut en ørretbestand som ser ut til å være på vei oppover. En partiell behandling av lagesildas gyteområder, som ofte er relativt begrensede, er derimot mulig. Lagesildas gyteområder er imidlertid ikke kartlagt, og dette gjør det usikkert å beregne kostnaden, i tillegg til at effekten også er vanskelig å kvantifisere.

En rekke mindre innsjøer er behandlet med rotenon i regi av NTNFs Eurofieringsprogram. Tabell 3 gir en sammenstilling av resultatene året etter rotenonbehandlingen.

Tabell 3. Følger av biomanipuleringen på kjemiske og biologiske parametre i hel-innsjøforsøk. Effekten er angitt som gjennomsnittet for perioden juli-september (for Vikvatn-median) etter manipuleringen dividert med gjennomsnittet før. En faktor på 1,00 indikerer ingen endring, mens en faktor på 2,0 og 0,5 representerer henholdsvis en dobling og en halvering etter tiltaket. Det er ikke gjort statistiske vurderinger av de observerte endringene. Fra Olsen og Vadstein 1989.

Innsjø	Haugatjern	Helgetjern	Askelunds- vatn	Vikvatn
Areal (km ²)	0,091	0,12	0,031	0,46
Maxdyp (m)	15,5	3,5	2,9	15
Gjennomsnittsdyp (m)	7,6	2,0	2,0	7,6
<i>Planktonalger:</i>				
Biomasse	0,22	0,09	0,04	0,16
% blågrønnalger	0,60	0,03	0*	0**
Primærproduksjon	0,45	0,11	-	-
Spesifikke veksthastighet	3,32	0,58	-	-
<i>Dyreplankton:</i>				
Biomasse	0,83	-	5,00	0,61
% vannlopper	1,26	-	>86	0,67
Lengde vannlopper	1,39	-	-	-
Alge/dyreplankton-biomasse	0,22	-	0,01	0,26
<i>Fysisk-kjemiske målinger:</i>				
Siktedyp	2,3	3,1	2,1	1,4
Klorofyll a	-	0,11	-	-
Totalfosfor	0,74	0,65	-	-
Partikulært fosfor	0,60	0,24	-	-

* Prosent blågrønnalger var 5 og 23 før og 0 og 0 etter rotenonbehandlingen.

** Prosent blågrønnalger var 94 før og 0 etter rotenonbehandlingen.

Dette viser at en kan regne med en ca. 80% reduksjon av algebiomassen etter en slik behandling. Den prosentvise reduksjonene av blågrønnalger er vanskeligere å fastslå da variasjonen er stor mellom de forskjellige sjøene, fra bare 40% reduksjon i Haugatjern til nærmest desimering av blågrønnalgebestanden i de andre innsjøene.

Helgetjern, som ble rotenonbehandlet i 1984 viste gode resultater i 1985-87. Allerede i 1988 hadde mortebestanden tatt seg opp igjen og klorofyllverdiene var igjen høye, med ca.

30% innhold av blågrønnalger (Faafeng & Brabrand 1990). Dette viser at tiltaket har relativt kort levetid og at behandlingene må gjentas hyppig med bare få års mellomrom. En partiell behandling av Frøylandsvann må kanskje gjennomføres annen hvert år.

I regi av miljøforvaltningen ble Mosvannet ved Stavanger rotenonbehandlet i 1987. Konsentrasjonen av totalfosfor og klorofyll ble redusert med henholdsvis 20 og 70% året etter behandlingen (Sanni & Wærvågen 1990). Her ble det i tillegg satt ut 3000 ørret og regnbueørret av varierende størrelse. Selv om blågrønnalgene holdes nede om sommeren får en allikevel en oppblomstring sent på høsten (Strøm pers.med.). Dette skyldes antakelig at beitepresset fra zooplanktonet reduseres kraftig når de store Daphnidene går i hvile på høsten. Oppblomstringene senhøstes må også ses i lys av at Mosvannet ser ut til å ha fått økt fosfortilførsel de siste årene (Sanni pers. med.). Tiltaket holder altså ikke ut hele sesongen, selv om det oppnås god effekt om sommeren da de fleste brukerinteressene er knyttet til vannet.

Det er usikkert hvilken effekt en partiell behandling av lagesilda vil ha på ørretstammen. Ørreten tåler generelt mindre rotenon enn lagesild, og en kan ikke se bort ifra at også endel av ørretstammen blir slått ut ved en slik behandling. Forsøk med rotenonbehandling av elver viser at ørretegg generelt sett klarer seg godt igjennom en rotenonbehandling (Dolmseth pers. med.). En må derfor prøve å behandle lagesilda på gyteområdet så tidlig som mulig og før den gyter, evt. behandle larvene om våren.

Kostnader:

En total behandling av Frøylandsvannet vil, med en literpris på rotenon på 108 kr, koste 1 400 000 kr. Det er forutsatt at det kan spredes fra helikopter, og kostnaden er satt til den samme som ved koppersulfatbehandling, ca. kr. 100 000.

Kostnadene til en partiell behandling av lagesildas gyteområder er mer usikker idet gyteområdene ikke er kartlagt. Gitt at gyteområdene til lagesilda er relativt begrensede og at en kan slippe med bare å behandle disse gyteområdene, vil en anslå kostnadene til kr. 350 000 inklusive helikopterleie. Levetida for disse tiltakene vil være noe forskjellig. En partiell behandling må stadig gjentas, kanskje annen hvert år, mens en totalbehandling vil vare lenger. Pga. migrering fra andre deler av vassdraget vil allikevel behandlingen måtte gjentas, kanskje hvert 5 år. Årskostnader for totalbehandlingen vil være kr. 370 000, og for partiell behandling kr. 195 000.

Effekt:

Ved en totalbehandling vil en på bakgrunn av forsøkene i mindre innsjøer regne med en god effekt på algebiomassen, og et øvre estimat for effekten representres ved resultatene fra de ovennevnte innsjøene. Da Frøylandsvannet er et større vann med mer komplekse interaksjoner mellom trofinivåene kan en risikere at effekten ikke er så god. Effekten settes derfor forsøksvis til 60%, dvs. en reduksjon på 14 $\mu\text{g/l}$ klorofyll som et øvre estimat. Det nedre estimatet kan anslås til 30% eller 7 $\mu\text{g/l}$ klorofyll.

Det regnes med at lagesildbestanden vil kunne holdes på omlag halvparten av det som bestanden er idag ved en partiell behandling. Av den ovennevnte diskusjonen ser vi at selv i innsjøer der all fisk er fjernet, er effekten på klorofyllnivåene variabel. Effekten i en stor innsjø som Frøylandsvann, og der bare endel av den planktivore fisken tas ut, vil være enda vanskeligere å forutsi. Desto større en innsjø er, desto fler interaksjoner mellom de

forskjellige trofiske nivåer vil det være. I mindre sjøer med en sterk kopling mellom disse nivåene er det generelt lettere å prediktere effekten av biomanipuleringstiltakene. Det vil være en fare for at sik og sørv, som nylig er innført til vannet, delvis vil ta lagesildas plass ved ensidig å fjerne lagesilda.

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 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 $\mu\text{g Cl. a/l}$) og totalfosforet til en tredjedel (150 til 50 $\mu\text{g/l}$) på tre år. Siktedyptet ble også mer enn fordoblet (fra ca. 0,7 til 1,7 m).

På grunn av den betydelige usikkerheten for dette titlaket vil det være formålstjenelig å angi to estimater for effekt, et øvre og et nedre. Utgangspunktet er at bestanden holdes på omtrent halvparten av dagens nivå. For beregning av det nedre estimatet tas utgangspunkt i en konservativ vurdering om at bestanden av lagesilda må reduseres mer enn den effekten en kan forvente på fytoplanktoninnholdet. Resultatene fra Gjersjøen, der en reduksjon av mortebestanden på ca. 80% har gitt en halvert algebiomasse, støtter en slik vurdering. Effekten for det nedre estimatet settes til 10% reduksjon av algebiomassen dvs. 2,3 $\mu\text{g/l}$ klorofyll. Det øvre estimatet representeres ved gode effekter på klorofyll som er oppnådd ved fjerning av halvparten av den planktivore fiskebestanden i Væng Sø. Denne reduksjonen var 75% og er neppe representativ for sik-lagesild systemer. Væng Sø er et typisk mort/brasme system hvor det også ble oppnådd en reduksjon av sedimentspisingen. I Frøylandsvannet vil vi neppe kunne påregne noe større effekt enn 30% eller 6,9 $\mu\text{g/l}$ redusert klorofyllinnhold.

Kostnadseffektivitet:

Totalbehandling; Øvre estimat: $370/14=26$. Nedre estimat: $370/7=53$

Partiell behandling; Øvre estimat: $195/6,9=28$. Nedre estimat: $195/2,3=85$

3.1.4.2 Utsetting av rovfisk.

Utsetting av rovfisk har vært utprøvet med vellykket resultat i flere innsjøer på Østlandet (eks. Gjersjøen). Disse systemene er ofte preget av små planktonspisende karpefisk, særlig mort. Frøylandsvannet er imidlertid et typisk sik-lagesildsystem der det er mer usikkert om utsetting av Gjørs vil ha ønsket effekt. Dette har sammenheng med at sik og lagesild i gjennomsnitt vil være større enn mort. Det er i tillegg tvilsomt om Direktoratet for Naturforvaltning ville godkjenne en slik utsetting idet Gjørs 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 siktedypt som vi idag har i Frøylandsvannet. Innsjøen vil, gjennom parallelle tiltak som gjennomføres, få bedret siktedyptet etterhvert, og mye tyder på at den naturlige ørretstammen er på vei oppover. Dette skyldes nok hovedsakelig at endel av tilløpsbakkene etterhvert har fått en forbedret vannkvalitet og at gytingen dermed har vært mer vellykket enn tidligere. Dette understreker hvor viktig det er at andre mer tradisjonelle avlastningstiltak gjennomføres parallellt eller i forkant av dette tiltaket.

Det er fanget endel ørret på flere kilos størrelse de siste årene (Ausen pers.med.) noe som tyder på at ørreten ikke har problemer med å slå over til å bli predator på lagesilda. I enkelte vann har det vist seg at dette kan være en flaskehals, og problemet er størst hvis den planktivore fisken (her lagesilda) er for stor.

Tiltaket har en overlappende effekt med reduksjon av lagesildbestanden ved hjelp av styrt utfisking. Hvis begge tiltakene implementeres samtidig vil effekten for begge tiltakene reduseres noe.

Tiltaket anses ikke å kunne kombineres med rotenonbehandling, hverken totalbehandling eller partiell behandling. Ovenfornevnte undersøkelser kan gi svar på om en partiell rotenonbehandling allikevel kan kombineres med fiskeforsterkningstiltak med ørret.

Kostnad:

Av kommersielt tilgjengelig ørret som viser gode egenskaper når det gjelder å slå om til å bli predatorfisk finnes f.eks. Tunhovd-ørret. Denne koster ca. kr. 15 pr. stykk, og det kan settes ut 10 fisk pr hektar. Dette tilsvarer 75 000 kroner, og med transport og utsetting vil det koste 100 000 kr.

Det er imidlertid usikkert i hvilken grad f.eks. Tunhovd-ørret vil like seg i Frøylandsvannet med å predatere lagesild. Hvis det gjennom undersøkelser viser seg at den lokale ørrestammen er flink til å predatere lagesild, bør det satses på denne. Det anses å ikke innbære større kostnader å kultivere denne stammen i stor stil i allerede etablerte klekkerier i området.

Levetiden på dette tiltaket vil være relativt lang sammenliknet med andre biomanipuleringstiltak. Det vil imidlertid ikke være helt vedlikeholdsfritt, og i tillegg til å forbedre vannkvaliteten, tjener tiltaket også det formål å bedre rekreasjonverdien ved økt sportsfiske. En må derfor regne med å sette ut ny fisk annenhvert år. Årskostnadene blir derfor 55 000 kr. Det er ikke regnet med evt. inntekter ved salg av fiskekort. Hvis tiltaket er vellykket kan dette etterhvert vise seg å være en stor inntektskilde.

Effekt:

Utgangspunktet for effektberegningen er at den planktivore fiskebestanden av lagesild reduseres med 50%.

Data fra Gjersjøen indikerer at en reduksjon av mortebestanden med 80% gir en halvering av algebiomassen. Den gjennomsnittlige andelen av *Oscillatoria sp.* ble imidlertid redusert fra 60% til ca. 10% etter utsettingen av Gjørs. I hvilken grad disse resultatene kan overføres til Frøylandsvannet er usikkert. Det er beregnet samme effekt for dette tiltaket som ved partiell rotenonbehandling.

Kostnadseffektivitet:

Øvre estimat: $55/6,9=8$. Nedre estimat: $55/2,3=24$

3.1.4.3 Styrt utfisking.

Frøylandsvannet har en meget stor lagesildbestand å høste av. Til tross for at røyket lagesild og lagesildkaviar (løjrom) regnes som meget bra mat f.eks i Mjøsområdet og i

Sverige, har denne fisken generelt sett vært lite påaktet. Et kommersielt fiske av lagesild bør kunne satses på, hvis det gis noe støtte fra det offentlige. Dette er et positivt tiltak som må følges opp med et system for avsetning av fisken. 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. Resultatene fra den rutinemessige overvåkingen for 1991 vil kunne indikere om det har vært noen bedring.

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. Fisken samles ofte på gyteplassene en god stund før gyting. Da er fisken fortsatt av god kvalitet, samtidig som den kan tas før den gyter. Det er imidlertid ikke registrert hvor og hvor store gyteplassene til lagesilda er. Dette må, sammen med bestandsstørrelsen, undersøkes nærmere.

Det er usikkert i hvilken grad de ovennevnte resultatene fra Væng Sø kan overføres til Frøylandsvannet. En forskjell ligger i at morten i Væng Sø kan bidra med fosfor gjennom sedimentspising, mens lagesilda i Frøylandsvannet ikke spiser sediment. Resultatene tyder i alle fall på at det ikke er nødvendig å desimere bestanden av planktivor fisk helt for å få en god effekt.

Usikkerhet i tiltakets effekt knytter seg bl.a. til i hvilken grad sik og mindre årslasser 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.

Ved at en tar ut en stor del av lagesilda på gyteplassen om høsten vil en foruten å redusere den kjønnsmodne lagesildbeastanden 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.

Sørvens tilstedeværelse skaper kanskje den største usikkerheten. Sørvn holder seg helst i forbindelse med strandområdene og makrovegetasjon. Den konkurreres ofte ut fra pelagialområdene ved tilstedeværelse av mer effektive planktonspisere som mort og lagesild. Sørvens bestandsstørrelsen, hvor i innsjøen den holder seg i vannmassene (littoralt eller pelagialt) etc., må imidlertid undersøkes nærmere før en kan si noe sikrere om dennes rolle i Frøylandsvannet. Sørvn har en stor reproduksjonskapasitet.

Trepigget stingsild ses ikke på som noen reell konkurrent til lagesild og sik, til det er den for konkurransesvak (Brabrand. pers. medd.). Stingsildas reproduksjonspotensiale er svakt. Hvis den allikvel skulle slå til etter oppfisking av lagesild og evt. sik, vil den antakelig predares lett av ørret.

Selv om det er store usikkerheter i beregningen av effekt for dette tiltaket, vil det i hvertfall i kombinasjon med utsetting av rovrørret anslås å ha en klar positiv effekt på vannkvaliteten i Frøylandsvannet.

Tiltaket har en overlappende effekt med rotenonbehandling. Tiltakene utelukker ikke nødvendigvis hverandre, men en bør velge ett av dem som hovedtiltak for å redusere lagesildbestanden.

Kostnad:

Tiltakets kostnad vil avhenge av en rekke faktorer som ennå ikke er klarlagt. En forutsetter at arbeidsinnsatsen kan begrenses til noen uker på senhøsten i forbindelse med gytinga, at gyteområdene som det fiskes på er relativt begrensede, at fisken kan omsettes ihvertfall som minkfôr, og at rogna utnyttes. Videre regner en med at en gjennom lokalt samarbeid og fortsatt tilskudd fra kommunene på 6 kr/kg kan oppnå en utfisking av bestanden med ca. 50%. Manglende informasjon om bestandsstørrelse gjør beregningen usikker, men i 1990 ble det tatt ut ca 20 tonn lagesild, og hvis en kan anta at dette tilsvarer ca. 20% av totalbestanden, vil det være nødvendig med en oppfisking av 50 tonn. Dette vil koste kommunen 300 000 kr. En må regne med at tiltaket har kort levetid, og at man minst hvert annet år må foreta en slik utfisking. Dette gir en årskostnad på 165 000 kroner.

Effekt:

En forutsetter at en kan holde bestanden på omtrent halvparten av det nivået som lagesilda ligger på idag. Effekten vil da bli den samme som ved partiell rotenonbehandling

Kostnadseffektitet:

Øvre estimat: $165/6,9=24$. Nedre estimat: $165/2,3=72$

3.1.4.4 Forstyrning av reproduksjonen.

Det er gjort forsøk med å forstyrre reproduksjonen til fisk som gyter på grunt vann ved å senke vannstanden etter gyting. Erfaringer tyder imidlertid på at der det er svingninger i vannstanden lærer fisken seg til å gyte under laveste vannstand relativt raskt. Senkning av vannstanden har dessuten en rekke andre negative virkninger, så alt i alt ses dette på som et lite aktuelt tiltak.

3.2 TILTAK FOR Å ØKE SELVRENSINGEN AV EKSTERNE TILFØRSLER.

En rekke av de mer tradisjonelle tiltakene som vil bli og delvis allerede er gjennomført innen landbruket og avløp fra spredt og tett bebyggelse, reduserer innholdet av totalfosfor og biotilgjengelig fosfor jevnt over året. Utnyttelse av våtmarker som biofilter for bekkevann med stort innhold av næringssalter vil også redusere årstilførslene, men enda viktigere, tilførslene vil først og fremst reduseres om sommeren. Det er om sommeren, i produksjonssesongen, at en først og fremst ønsker å redusere tilførslene. Dette må tas hensyn til ved sammenlikning av kostnadseffektiviteten for ulike tiltak.

3.2.1 Åpning av grøfter/bekker.

Det er vist gjennom forskjellige undersøkelser i Norge og i utlandet at selvrensningevnen i bekker er betydelig, ikke minst med hensyn på reduksjon av nitrogentilførslene. I et samarbeidsprosjekt mellom Jordforsk og NIVA er to landbruksforurensa bekker i Ås og Bærum dosert med forskjellige mengder fosfor og nitrogen (Faafeng og Roseth in prep.). Forsøkene viser at en initialkonsentrasjon av nitrogen på 20 mg/l ble halvert etter 2-4 dagers oppholdstid. Effekten på fosfor ble imidlertid funnet å være marginal.

I Frøylandsvannets nedslagsfelt, i hvertfall i Time kommune, er det i tillegg svært begrensede elvestrekninger som er lagt i rør, og tiltaket er derfor ikke vurdert mhp. effekter og kostnader.

Generelt bør ytterligere rørlegging unngås.

3.2.2 Etablering av sedimentasjonsdammer, infiltrasjon av bekkevann til våtmarker, utvikling av rensedamper.

Sedimentasjonsdammer:

Ved å etablere sedimentasjonsdammer i tilløpsbakkene kan en begrense fosfortilførslene i den grad det partikkelbundne fosforet sedimenterer. Det er blitt gjort forsøk både i Haldenvassdraget og i bekker på Jæren.

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.

Sedimentasjonen av fosfor er i første rekke bestemt av oppholdstiden i dammen (Larsen og Mercier 1976), som igjen avhenger av vanntilførselen og størrelsen på dammen etter formelen:

$$R_p = \frac{1}{1 + \sqrt{\frac{1}{T_w}}} \quad \text{hvor } R_p \text{ er retensjonen av fosfor og } T_w \text{ er oppholdstiden.}$$

Dette er en erfaringsformel for retensjon i store innsjøer, men kan gjerne brukes som et utgangspunkt for hva en kan forvente av sedimentasjonseffekt i en dam i løpet av året. Tabell 4 gir et bilde av sedimentasjonseffekt ved forskjellig oppholdstid.

Tabell 4. Sedimentering av Tot-P, i følge Larsen og Mercier (1976).

Oppholdstid	Effekt, % red. av Tot-P
1 time	1
1 dag	5
1 uke	12
2 uker	16
1 mnd.	22
1 år	50

Det vil ikke være realistisk å bygge opp sedimentasjonsdammer av en størrelse som vil innebære en betydelig sedimenteringseffekt. En kan regne med å anlegge biodammer som maksimalt vil ha en oppholdstid på 1 dag dvs. mindre enn 5% vil sedimentere.

En slik dam som skyldes oppdemming av en bekk som drenerer ca. 1km² vil måtte ha et volum på ca. 3 500 m³, dvs. en dam på 3,5 daa med 1 m. middeldyp.

I en slik sedimenteringsdam foregår det imidlertid endel andre prosesser som gjør at retensjonen kan økes noe. Under NTNFs program for eutrofieringsforskning ble det gjort forsøk med såkalte biodammer for produksjon av alger og daphnider. Her er det vist til en renseeffekt på 20-35 % av Totalfosfor (Olsen og Vadstein 1989).

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

For å øke sedimentasjonseffekten kan en tenke seg at dammene tilsettes fellingsmiddel som i et renseanlegg. Innløpskonsentrasjonene er antakeligvis noe lav til å kunne regne med en stor effekt. Andabekken og Lalandsbekken har gjennomsnittskonsentrasjoner på 200-300 µg/l Totalfosfor. Utløpskonsentrasjonene for norske kloakkrenseanlegg ligger på mellom 100-200 µg/l, altså er det ikke så mye å hente ved en slik behandling. Det hadde også vært tvilsomt om en i en provisorisk dam kan komme ned på samme utløpskonsentrasjoner som ved et tradisjonelt renseanlegg. Dette alternativet er derfor ikke utredet videre med tanke på kostnader og effekt. En kan indikere at gjennomsnittskonsentrasjonene bør være over ett mg/l hvis denne løsningen skal ha noe for seg.

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 bevoxer 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. Like ved Klepp stasjon er en bekk allerede infiltrert i en eksisterende våtmark, denne våtmarken er imidlertid ganske rik på næringssalter pga. tidligere utslipp fra en

potetsmelfabrikk. Foreløpige resultater tyder på at sedimentene lekker ortofosfat særlig om høsten slik at effekten integrert over året blir relativt beskjeden (ca. 15%).

Høgskolesenteret i Rogaland ved Rune Bakke har prosjektert 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 renseparkene blir anlagt ved innsjøen, men noen hundre meter lenger opp i bekken. Foruten en forbedret vannkvalitet i innsjøen, vil en dermed oppnå forbedringer i gyteforholdene til en voksende ørretstamme.

Høsting av makrovegetasjon:

Ved konstruerte våtmarker anbefales ikke høsting av vegetasjonen i vekstsesongen da bare 5-20% av de tilførte næringssaltene opptas av plantene (Mæhlum og Jenssen, 1991) Nedenstående effekter og kostnader er regnet kun for Klepp kommune, men det er anslått et vel så stort potensiale for anlegging av renseparker for Time kommune (Ausen pers. med.). Det er registrert at det etter nedvisning om høsten vil spyles ut endel næringssalter fra våtmarka. Dette skjer imidlertid så sent at algeoppblomstringen i resipienten høyst sannsynlig vil være over. Denne tilførselen vil i alle tilfeller neppe påvirke en algeoppblomstring på hell om høsten. Da er det andre faktorer enn næringssalttilførselen som er begrensende for algevekst (temp, lys etc.).

Kostnader:

Kostnadene for hver anlagt rensepark 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 prisene dobbles derfor. 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.

Effekt:

Naturlige våtmarker er i USA brukt i stort omfang for å infiltrere spillvann fra kloakkrensianlegg med sekundær behandling. Konsentrasjonene vil da ligge på i underkant av ett milligram tot-P pr. liter, altså sammenliknbart med bekkevannet på Jæren. Rensegraden til våtmarksområder avhenger i første rekke av belastningen pr. areal våtmark (Nichols 1983). Rensseparkene som er planlagt for Frøylandsvannet 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. En rekke infiltrerte våtmarksområder i nordlige deler av USA med forskjellig størrelse, belastning og effekt er sammenstilt av Nichols (1983). Våtmarken i de planlagte renseparkene ved Frøylandsvannet vil med bakgrunn i denne sammenstillingen 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. Med dagens belastning vil de planlagte våtmarkene måtte være 10 ganger større for å oppnå radikalt forbedret renseseffekt (over 50%) hvis en sammenlikner med amerikanske våtmarker.

Det er sett på muligheten for å anlegge renseparker ved flere bekkeutløp på Kleppside (Ausen 1992). I alt kan det se ut som det ligger tilrette for at 5-7 bekker kan filtreres gjennom tildels eksisterende våtmarksområder. For en rekke av disse områdene må det imidlertid anlegges kunstige våtmarker med en evt. forsedimentering i dammer anlagt før infiltrasjon i våtmarken.

Med utgangspunkt i effektene fra amerikanske våtmarksområder etter mange års belastning vil et konservativt estimat for fosforfjerning være 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%. Hver av disse bekkene har et nedslagsfelt på ca. 1km², og med utgangspunkt i Lalandsbakkens tilførsler vil den samlede tilførselen fra 6 av disse bekkene være ca. 1.400 kg tot-P/år. Reduksjonen vil da være ca. 210 kg fosfor/år for nedre estimat og ca. 560 tonn som et øvre estimat. Når en regner med samme gjennomføringsgrad i Time kommune vil disse estimatene dobles. Summen av disse tiltakene vil tilsvare henholdsvis 1,61 og 4,01 µg/l klorofyllreduksjon.

Kostnadeffektivitet:

Nedre estimat: $100/1,61 * 0,5 = 124$

Øvre estimat: $100/4,01 * 0,5 = 50$

3.3 SAMLET OVERSIKT OVER TILTAKENE

Tabell 5 viser kostnader og effekt til de utredede innsjøinterne tiltak og , og tiltaket "anlegging av renseparker".

Tabell 5. Utredede innsjøinterne tiltak og tiltak som forbedrer selvrensingen av de eksterne tilførslerne. Tiltakene er utredet uavhengig av hverandre.

Tiltak	Invest. kost. 1000 kr.	Årskost. 1000 kr.	Effekt, red. Kl.a µg/l	Levetid år	Kostnads- effektivitet	Overlapp, O Utelukkes, U
<u>Innsjøinterne:</u>						
Mudring av sediment	19 000	1 700	6,8	20	265	O, U1
Tildekking av sediment	15 000	1 420	6,8	20	209	O, U1
Tilsetting av koppersulfat	125	125	11,5	1	11	O
Total rotenonbehandling, øvre	1 400	370	14	5	26	O, U2, U3
" " " " , nedre			7		53	
Partiell rotenonbehandling, øvre	350	195	6,9	2	28	O, U2, U3
" " " " , nedre			2,3		85	
Utsetting av rovfisk, øvre estimat	100	55	6,9	2	8	O, U2
" " " " , nedre "			2,3		24	
Styrt utfisking, øvre estimat	300	165	6,9	2	24	O, U3
" " " " , nedre "			2,3		72	
<u>Selvrensing av eksterne tilførsler:</u>						
Renseparker, øvre estimat	840	100	4,01	20	50	O
" " " " , nedre "			1,61		124	

Det framgår av tabellen at det er tildels store forskjeller i kostnadseffektivitet mellom de forskjellige tiltakene. Ikke uventet kommer mudringstiltakene relativt dårlig ut med hensyn på kostnadseffektivitet, mens det for de andre tiltakene konkurrerer ganske jevnt. Behandlingen med koppersulfat er det billigste tiltaket, samtidig som effekten her er sikrest.

Tiltakene er utredet uavhengig av hverandre og den samlede effekten av tiltakene vil være langt mindre enn summen av disse hvis flere implementeres samtidig. En lang rekke av tiltakene er alternative tiltak som det ikke er meningen å implementere samtidig. Alle tiltak som ikke utelukker hverandre vil ha gjensidig påvirkning på hverandre idet de reduserer den samlede effekten hvis de implementeres samtidig, de har en overlappende effekt. Hvis to tiltak som overlapper hverandre implementeres samtidig må en regne inntil 50% reduksjon av effekten og tilsvarende forhøyet kostnadseffektiviteten på hver av de to tiltakene.

4. 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. "Styrt balansering av næringskjeden" utgår som selvstendig målnivå, men slike "balanseringstiltak" vil inngå under målnivå 3 og 2.

Kostnadseffektiviteten vil for endel tiltak fremstå som noe annerledes her enn da tiltakene ble utredet separat i kapittel 3. Dette skyldes en stor grad av overlappende effekt, særlig mellom innsjøinterne tiltak. Dette kommer i tillegg til en overlappende effekt 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 kostnadseffektivitet enn når tiltakene vurderes individuelt.

Beregning av kostnadene og effektene er foreløpige, særlig gjelder dette landbruksiltakene. Her mangler også endel av kostnadstallene. Dette kommer i tillegg til den allerede store usikkerhet i beregningen av effekter for biomanipuleringstiltakene.

4.1 MÅLNIVÅ 3 - DAGENS NIVÅ.

Som allerede nevnt er Frøylandsvannet inne i en labil situasjon, der de interne tilførslene fra sedimentene betyr mer enn de eksterne tilførslene i produksjonssesongen og der det er svært store fosformengder i sedimentene som potensielt kan utløses.

Dette burde tilsi at for å være sikker på at dagens vannkvalitet ikke ytterligere forverres bør tilførslene av fosfor fra nedbørfeltet reduseres noe. Ca. 500 kg fosfor/år kan være et anslag for nødvendig avlasting.

Tabell 6 gir en oversikt over kostnader og effekter av tiltak som allerede er besluttet gjennomført i løpet av en 3-5 års tid.

Tabell 6. Tiltak for å opprettholde dagens vannkvalitet i Frøylandsvannet. Alle overlappingseffekter er her regnet inn (jfr. kap. 2.4).

Tiltak	Invest. kost. 1000 kr.	Årskost. 1000 kr.	Effekt, red. kg. P/år	Effekt, red. Kl.a µg/l	Levetid år	Kostnads- effektivitet
Kommunale tiltak	3 000	290	150	0,57	20	730
Landbruk, punktkilder	2 430	195	250	0,93	30	300
Redusert husdyrgjødselspredning, 5%			100	0,37		
SUM:			500	1,87		

Med bruk av eksisterende virkemidler vil trolig en del av punktkildetiltakene bli gjennomført uavhengig av denne planen. Dette kan tilsvare en reduksjon på ca. 250 kg P/år.

Dessuten vil endel av de rikspolitiske utviklingstrekk innen landbruket kunne tilsi en viss reduksjon/ekstensivering. Her kan det bl.a. trekkes fram en overgang til produksjonsuavhengige tilskott og at endel miljøtiltak trekkes inn i jordbruksforhandlingene. Gjødsmengden vil antakeligvis derfor gå noe ned som følge av at tilskottene i noe mindre grad vil gis i forhold til antall dyr. Dette kan tilsvare en reduksjon på ca. 100 kg P/år.

Planlagte tiltak for tilknytning av spredt bebyggelse vil gi en reduksjon i størrelsesorden 150 kg P/år.

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 rovførret, oppfisking av lagesild eller helst begge deler. Se ellers diskusjonen under.

4.2 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. Dette behandles i andre delrapporter.

Felles tiltak for begge alternativene:

Som det framgår av tabell 7 inneholder begge alternativene innen dette målnivået noen kostnadseffektive og ikke spesielt kontroversielle innsjøinterne tiltak som styrt utfisking og utsetting av fiskepisende ørret. Dette er tiltak for å balansere næringskjeden som idag er svært tung på bunnen (alfor mye alger), er svært lett i neste trinn (lite zooplankton), så svært tung igjen (mye planktonspisende fisk), for så å være lett igjen på toppen (lite rovfisk).

Rotenontiltakene foreslås ikke gjennomført, da styrt utfisking anses å være minst like billig som en partiell rotenonbehandling der 50% av lagesildbestanden fjernes. Effekten ved en fullstendig rotenonbehandling vil nok være sikrere, men vil være problematisk å gjennomføre i Frøylandsvannet som er en del av et større vassdragssystem med stor fare for migrasjon av fisk og der tiltaket vanskelig kan kombineres med fiskeforsterkningstiltak for ørret.

Sedimenttiltakene vil neppe være særlig aktuelle uten at en begrenser tilførselen fra nedbørfeltet i enda sterkere grad enn det som er skissert i dette alternativet. Med en fortsatt tilførsel av fosfor i størrelsesorden 3-4000 kg/år vil et slikt tiltak få svært begrenset levetid pga. rask opphopning av nytt fosfatrikt sediment.

Anlegging av renseparker er også et tiltak som har en god kostnadseffektivitet 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 kostnadseffektiviteten. 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 kostnadseffektivitet, 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.

Videre vil det innsjøinterne 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.

Tabell 7. Foreslåtte tiltak for å nå en vannkvalitet som egner seg til friluftsbad i Frøylandsvannet. Alle overlappingeffekter er her regnet inn (jfr. kap. 2.4).

Tiltak	Invest. kost. 1000 kr.	Årskost. 1000 kr.	Effekt, red. kg. P/år	Effekt, red. Kl.a µg/l	Levetid år	Kostnads- effektivitet
<i>Alt. 2a, Hovedvekt innsjøinterne tiltak:</i>						
Kommunale tiltak	3 000	290	150	0,58	20	714
Landbruk, punktkilder	3 400	274	350	1,31	30	299
Redusert husdyrgjødselspredning, 5%			100	0,39		
Arealrestriksjoner			150	0,58		
Forandret spredningstidspunkt	975	79	85	0,34	30	465
Renseparker (Klepp+Time), øvre estimat	840	100	800	2,90	20	69
" " " " , nedre "			250	0,95		210
Utfisking + rovfisk, øvre estimat	400	220		2,5	2	88
" " " " , nedre "				0,5		440
Behandling med koppersulfat	125	125		4	1	31
SUM:			#1085-1635	8,5-12,5		
<i>Alt. 2b, Hovedvekt nedbørfelt-tiltak:</i>						
Kommunale tiltak	8 000	760	400	1,49	20	729
Landbruk, punktkilder	1 700	137	175	0,66	30	299
Arealrestriksjoner			75	0,29		
Forandret spredningstidspunkt	488	40	43	0,17	30	465
Redusert husdyrgjødselspredning, 35%			700	2,55		
Arealer ut av drift, 15%			550	2,02		
Renseparker (Klepp+Time), øvre estimat	840	100	400	1,49	20	134
" " " " , nedre "			125	0,49		408
Utfisking + rovfisk, øvre estimat	400	220		3,5	2	63
" " " " , nedre "				1		220
SUM:			#2068-2343	8,5-12		

* Biomanipuleringstiltakenes indirekte effekt på fosforivået er her ikke regnet inn.

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

I dette alternativet må det gjennomføres tiltak som innebærer strukturmessige forandringer for landbruket. Alternativet 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. Vi mener imidlertid at den mest "bærekraftige" måten å løse dette på er ved tilsvarende reduksjon av dyretallet og overgang til planteproduksjon.

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 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. Ved at den uheldige næringskjedestrukturen, som er omtalt ovenfor, blir balansert vil en kunne få en rask og god effekt av de samlede tiltak. Hvis ikke vil det kunne ta lang tid (flere år) før en får beregnet effekt. Store avlastingstiltak i nedbørfeltet gjennom 70- og 80-årene har som tidligere nevnt ennå ikke gitt seg utslag i bedret vannkvalitet. Hvis effekten av disse avlastingstiltakene også blir utløst, vil en være sikret en vannkvalitet uten gjentatte og årvisse oppblomstringer av blågrønnalger, og som ellers vil ivareta de fleste brukerinteresser som friluftsbading, jordvanning, båtliv og annen rekreasjon.

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. Disse aspektene drøftes nærmere i sammendragsrapporten og i vedlegget til Jordforsk.

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 snarere tenke seg at alternativ 2a gjennomføres i noen år og at alternativ 2b implementeres etter hvert og overtar etter noen år.

Koppersulfatbehandlingen vil sammen 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 koppersulfatbehandling som et permanent tiltak. Dette tiltaket kan igjennom en periode på maksimum 5-10 år gjøre at Frøylandsvannet etter denne tid "klar seg selv". Dette vil imidlertid forutsette at en i løpet av disse årene gjennomfører 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 sammen med koppersulfatbehandlingen kommer igang med en progressiv reduksjon i husdyrgjødselspredningen slik at belastningen fra nedbørfeltet er radikalt redusert når en slutter med koppersulfatbehandlingen. Hvis ikke dette skjer vil

Frøylandsvannet fort kunne svinge tilbake igjen til en situasjon med jevnlige oppblomstringer av giftige blågrønnalger.

4.3 MÅLNIVÅ 1- NATURLIG BALANSE.

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

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.

Tabell 8 viser at alle landbruksarealene hvor det idag ikke drives planteproduksjon må gjennomgå en forandring.

Tabell 8. Foreslåtte tiltak for å nå naturlig balanse eller "akseptabel" vannkvalitet i Frøylandsvannet. Alle overlappingseffekter er her regnet inn (jfr. kap. 2.4).

Tiltak	Invest. kost. 1000 kr.	Årskost. 1000 kr.	Effekt, red. kg. P/år	Effekt, red. Kl.a µg/l	Levetid år	Kostnads- effektivitet
Kommunale tiltak	8 000	760	400	1,49	20	730
Redusert husdyrgjødselspredning, 35%			700	2,55		
Arealer ut av drift, 65%			2365	8,21		
Renseparker (Klepp+Time), øvre estimat	840	100	200	0,75	20	267
" , nedre "			75	0,25		800
TOT SUM:			3540-3665	*12,5-13		

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

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.

LITTERATURLISTE:

- Ausen,, V. 1992. Materiale, tiltaksanalyse Frøylandsvannet. Brev av 12. mars 1992
- Bakke R. 1992. Utvikling av Madlabekken rensepark. NOTAT
- Berge, D. 1987a. Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. NIVA-rapport O-85110, 45 s.
- Berge, D. 1987b. Vegetasjonskontroll i vann ved tildekking. NIVA-rapport O-87129. 19 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., E. Hauan, G. H. Ludvigsen, J. E. Pettersen, D. S. Rosland & M. Svelle 1991. Nordsjødeklarasjonen, tiltak for å redusere næringssalttilførslene. SFT-rapport 91:07. 82 s.
- 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. A. & Å. Brabrand 1990. Biomanipulation of a smal, urban lake - removal of fish exclude blugreen blooms. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 597-602..
- 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.
- Faafeng, B. & R. Roseth, in prep. Retention of nitrogen in small streams artificially polluted with nitrate. *Hydrobiologia*.
- Holtan, H. & M. Nicholls 1987. Lufting av Langevann i Lørenskog kommune. ANØ/NIVA-rapport E-86650.
- 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 Marin 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.
- Molversmyr, Å. 1992. Statusrapport for Orrevassdraget. Rapport fra Rogalandforsk nr RF-55/92, 61 s.
- Molversmyr, Å. 1990a. Overvåking av Frøylandsvannet 1984-87. Rapport fra Rogalandforsk nr RF- 65/90. 26 s.
- Molversmyr, Å. 1992b. Landbruksforurensa vassdrag. Årsrapport for målinger av stofftransport i Lalandsbekken, Lindlandsbekken, Nordre Varhaugselv og Årslandsåna 1990-91. Rapport fra Rogalandforsk nr RF-26/92, 25 s.
- Mæhlum, T. & P. D. Jenssen 1991. Jord og plantebaserte renseanlegg for avløpsvann - en oversikt. *Vann* 26(4): 418-425.
- Nichols, D. S. 1983. Capacity of natural wetlands to remove nutrients from wastewater. *Journal WPCF*, 55(5): 495-505.
- Nicholls, M., H. Holtan og D. Berge 1991. Lufting av Langevatn. Effekter på vannkvalitet og sedimenter. NIVA-rapport O-87144. 45 s.
- Olsen, Y. & O. Vadstein (eds.) 1989. Faglig sluttrapport for Fase 1-3, 1978-88. NTNFs utvalg for Eutrofieringsforskning, 79 s.
- Petterson, K & B. Bostrøm 1982. En kritisk granskning av föreslagna metoder för nitratbehandling av sediment. *Vatten* 38: 74-82.
- Petterson, K & M Wallsten 1990. Sjörestaurering i Sverige, metoder och resultat. Naturvårdsverket rapport 3817. 57 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 Frøylandsvannet. Rapport fra Rogalandforsk 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. Årsrapport for måling av stofftransport. Rapport fra Rogalandsforsk nr. RF 166/90, 15 s.

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
ISBN 82-577-2160-3