




O-91037

Restaureringsstrategi
for eutrofierte
innsjøer

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-91037	Undernr.:
Løpenr.: 2857	Begr. distrib.: Fri

Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00	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) 76 653	Vestlandsavdelingen Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47 5) 32 56 40 Telefax (47 5) 32 88 33	Akvaplan-NIVA A/S Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47 83) 85 280 Telefax (47 83) 80 509
--	---	--	---	--

Rapportens tittel: Restaureringsstrategi for eutrofierte innsjøer	Dato: 22.2.93	Trykket: NIVA 1993
	Faggruppe: VASSDRAG	
Forfatter(e): Bjørn Faafeng	Geografisk område: NORGE	
	Antall sider: 73	Opplag:

Oppdragsgiver: NTNFs Program for Bedre Bruk av Vannressursene	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
--	----------------------------------

Ekstrakt:

Aktuelle metoder for å bedre (restaurere) vannkvaliteten i eutrofierte innsjøer blir diskutert, både metoder som går ut på å redusere fosfor-konsentrasjonen i innsjøens overflatevann (avlastning, gjennomspyling, heving av vannstanden), metoder som reduserer indre gjødsling (fjerning eller oksidasjon av sedimenter, tapping av bunnvann), som spesielt bidrar til å oksygenere bunnvannet (destratifikasjon, lufting), og som griper inn i innsjøens planktoniske næringskjeder (biomanipulering). Tiltak mot uønsket vegetasjon diskuteres også. Deretter presenteres kostnader som er påløpt ved forskjellige typer restaureringstiltak, fortrinnsvis i Skandinavia. Til slutt diskuteres en strategi for restaurering av eutrofierte innsjøer, belyst ved en enkel datamodell.

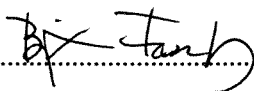
4 emneord, norske

1. eutrofiering
2. algeoppblomstring
3. oksygenvinn
4. innsjørestaurering

4 emneord, engelske

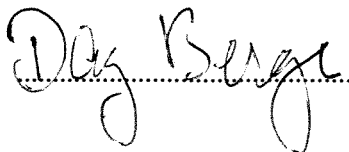
1. eutrophication
2. algal blooms
3. oxygen deficiency
4. lake restoration

Prosjektleder



Bjørn Faafeng

For administrasjonen



Dag Berge

ISBN 82-577-2254-5

Norsk institutt for vannforskning

O-91037

Restaureringsstrategi for eutrofierte innsjøer

Prosjektleder:

4. februar 1993
Bjørn Faafeng

For administrasjonen:

Dag Berge

Forord

Eutrofierte innsjøer karakteriseres av stor tilførsel av plantenæringsstoffer og høy konsentrasjon av disse stoffene i vannet. Effekten av dette blir som regel misfarging av vannet pga. høy konsentrasjon av planktonalger, lav konsentrasjon av oksygen i dypvannet og praktiske ulemper ved bruk til drikkevann. Innsjøer som er kraftig eutrofiert egner seg også dårlig til bading og annen rekreasjon. De mest attraktive fiskeslagene trives dårlig i slike innsjøer og reduseres i antall til fordel for andre fiskeslag som finnes i innsjøen.

Reduksjon av fosfortilførsler fra forurensningskildene har tradisjonelt vært det tiltaket som har ført slike innsjøer tilbake til en mer akseptabel tilstand. I Norge har alternative og supplerende tiltak bare i liten utstrekning vært benyttet, bl.a. fordi vi har hatt beskjeden erfaring med effekten av slike. De senere år er det gjort et betydelig utviklingsarbeid internasjonalt, og tildels også i Norge, for å utprøve slike tiltak. Denne rapporten diskuterer aktuelle restaureringstiltak med henvisning til de erfaringene som er gjort til nå. Derne st skisseres en strategi for vurdering av tiltak mot eutrofiering. Det understrekes at de lokale forhold vil være avgjørende for valg av metode, eller kombinasjon av metoder. I mange tilfeller vil det kreve relativt omfattende undersøkelser for å finne fram til de mest kost-effektive tiltakene.

Det må også understrekes at det ikke finnes noen enkel universalmetode for å løse disse problemene. For å sitere Ryding og Rast (1989):

"No single approach or control measure will successfully treat all cases the extent of present knowledge is still not sufficient to produce a completely foolproof eutrophication control programme."

Med foreliggende rapport vil det forhåpentlig være enklere å få oversikt over aktuelle tiltak mot uønsket eutrofiering av forskjellige typer innsjøer og over fordeler og ulemper med hver av disse metodene. Utvikling av en tiltaksplan for en innsjø krever i tillegg god informasjon om innsjøen og dens nedbørfelt, og god faglig innsikt.

Dette prosjektet er finansiert av NTNFs Utvalg for Bedre Bruk av Vannressursene (BBV).

Oslo 29. januar 1993

Bjørn Faafeng

Innhold

Forord.....	2
1. Innledning.....	4
2. Konklusjoner	5
3. Årsaken til eutrofiering av innsjøer.....	8
3.1 Fosfor stimulerer algeveksten.....	8
4. Restaureringsmetoder	13
4.1 Redusert belastning av overflatevannet med næringssalter.....	13
4.1.1 Reduksjon av punktkilder og diffuse tilløp.....	13
4.1.2 Fortynning og utspyling med renere vann.....	15
4.1.3 Utledning av avløpsvann til innsjøens bunnvann	16
4.1.4 Heving av vannstanden.....	17
4.2 Inngrep i innsjøen og dens sedimenter.....	18
4.2.1 Fjerning av forurensede sedimenter.....	18
4.2.2 Oksidasjon av organiske sedimenter.....	20
4.2.3 Uttapping av bunnvann	22
4.2.4 Behandling med algegifter	23
4.2.5 Direkte kjemisk felling	24
4.2.6 Lufting av bunnvannet	26
4.2.7 Biomanipulering	29
4.3 Tiltak mot uønsket vegetasjon	33
4.3.1 Høsting av høyere vegetasjon	33
4.3.2 Heving eller senking av vannstanden.....	35
4.3.3 Fjerning eller tildekking av sedimenter	35
4.3.4 Plantespisende fisk - biologisk kontroll	37
4.3.5 Bruk av plantegifter (herbicider).....	38
4.4 Gjenopprette vegetasjon	39
5. Sammenlikning av kostnader.....	40
5.1 Generelt	40
5.2 Mjøsaksjonen	40
5.3 Sedimentfjerning i Brabrand Sø, Danmark	41
5.4 Tiltak ved Laholmsbukten, Sverige	41
5.5 Tiltak i Skjern Å, Danmark	43
5.6 Svenske beregninger av generelle kostnader ved tiltak	43
5.7 Norske tiltak for Nordsjøen.....	45
5.8 Tiltak i Frøylandsvatnet.....	47
6. Strategi for restaurering.....	52
6.1 Generelt	52
6.2 Måling og beregning av fosfortilførsler til innsjøer	54
6.3 Dataprogram for valg av restaureringsmetode(r)	56
7. Litteratur	64

1. Innledning

Temaet restaurering av eutrofierte innsjøer er blitt behandlet på en rekke internasjonale konferanser og forskningsprogrammer, som f.eks.:

- Tionde Nordiska Symposiet om Vattenforskning; i Værløse, Danmark (NORDFORSK 1974)
- International Symposium in Inland Waters and Lake Restoration; i Maine, USA (EPA 1980)
- OECD Cooperative Programme for Eutrophication (OECD 1982, Ryding 1980)
- International Congress on Lake Pollution and Recovery; i Roma, Italia (EWPCA 1985)
- Biomanipulation. Tool for Water Management; i Amsterdam, Nederland (red. Gulati og medarb. 1990)
- Restoration and Recovery of Shallow Eutrophic Lake Ecosystems in The Netherlands. (eds. van Liere og Gulati 1992)

Det er også skrevet mange bøker og rapporter om emnet, her nevnes bare noen av de nyeste (se litteraturliste bak i rapporten):

- Cooke og medarb., 1986: Lake and reservoir restoration.
- Henderson-Sellers og Markland, 1987: Decaying lakes. The origin and control of cultural eutrophication.
- Ryding og Rast, 1989. The control of eutrophication of lakes and reservoirs.
- Pettersson og Wallsten, 1990: Sjørestaurering i Sverige. Metoder och resultat.
- Sas (red.), 1989: Lake restoration by reduction of nutrient loading. Expectations, experiences, experiences.
- Harper, 1992: Eutrophication of freshwaters. Principles, problems and restoration
- National Research Council, 1992: Restoration of Aquatic Ecosystems.

I denne litteraturen finnes også mange henvisninger til tidligere restaureringsprosjekter og teoretiske vurderinger av disse. For tidligere oversikter på norsk vises til Holtan (1981), Rensvik (1981a) og Gulbrandsen (1982).

Det har ikke vært publisert mye generelt om temaet "restaureringsstrategier" for eutrofierte innsjøer. Følgende arbeider er funnet om temaet på norsk:

Sanni, S. 1989. Strategi for restaurering av eutrofe innsjøer.

NTNFs Utvalg for eutrofieringsforskning. USBN 82-7224-298-2. 46s.

Seip, K.L. 1988a. Et regelsystem for å identifisere innsjøers respons på reduksjoner i fosforbelastningen. Limnos 2: 11-13

Seip, K.L. 1988b. Et regelsystem for å identifisere innsjøers respons på reduksjoner i fosforbelastningen. II. Forekomst av blågrønn-alger (Cyanobacteria). Limnos 3: 8-12

En tiltaksplan for Frøylandsvatnet i Rogaland utarbeidet av Bratli og medarb. (1992) anbefales også som et illustrerende eksempel.

2. Konklusjoner

Denne rapporten inneholder en beskrivelse av aktuelle metoder for å restaurere innsjøer som er overbelastet med plantenæringsstoffer. I mange tilfeller vil reduksjon av tilførslene av fosfor være tilstrekkelig til å bedre innsjøens vannkvalitet tilstrekkelig for de fleste bruksformål. I andre tilfeller kan belastningen ha pågått over så lang tid, eller forholdene i innsjøen er slik, at bedringen i vannkvalitet tar svært lang tid - eller uteblir. Da er det aktuelt å sette i verk supplerende tiltak i innsjøen for å skynde på prosessene. Det foreligger et stort antall metoder i tillegg til fosfatreduksjon, som kan bidra til bedret vannkvalitet, både på kort og lang sikt. Under følger en oversikt over metoder som blir vurdert i denne rapporten. På neste sider vises en illustrert oversikt over de mest brukte metodene (fra Rensvik 1981a).

Redusere konsentrasjonen av næringsstoffer i overflatevannet:

- Rensing og avledning av punktkilder
- Reduksjon av diffuse utslipp
- Fortynning og utspyling med renere vann
- Utledning av avløpsvann til innsjøens bunnvann
- Direkte kjemisk felling i innsjøen

Øke oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet:

- Uttapping av bunnvann
- Hypolimnionlufting
- Destratifisering
- Fjerning av forurensede sedimenter
- Oksidasjon av forurensede sedimenter

Direkte tiltak mot algeoppblomstring:

- Endring av forhold mellom plantenæringsstoffer
- Behandling med algegifter

Bio-manipulering:

- Biologisk bekjempelse med virus, sopp ol.
- Endring av næringskjeder - fjerning av planktonspisende fisk

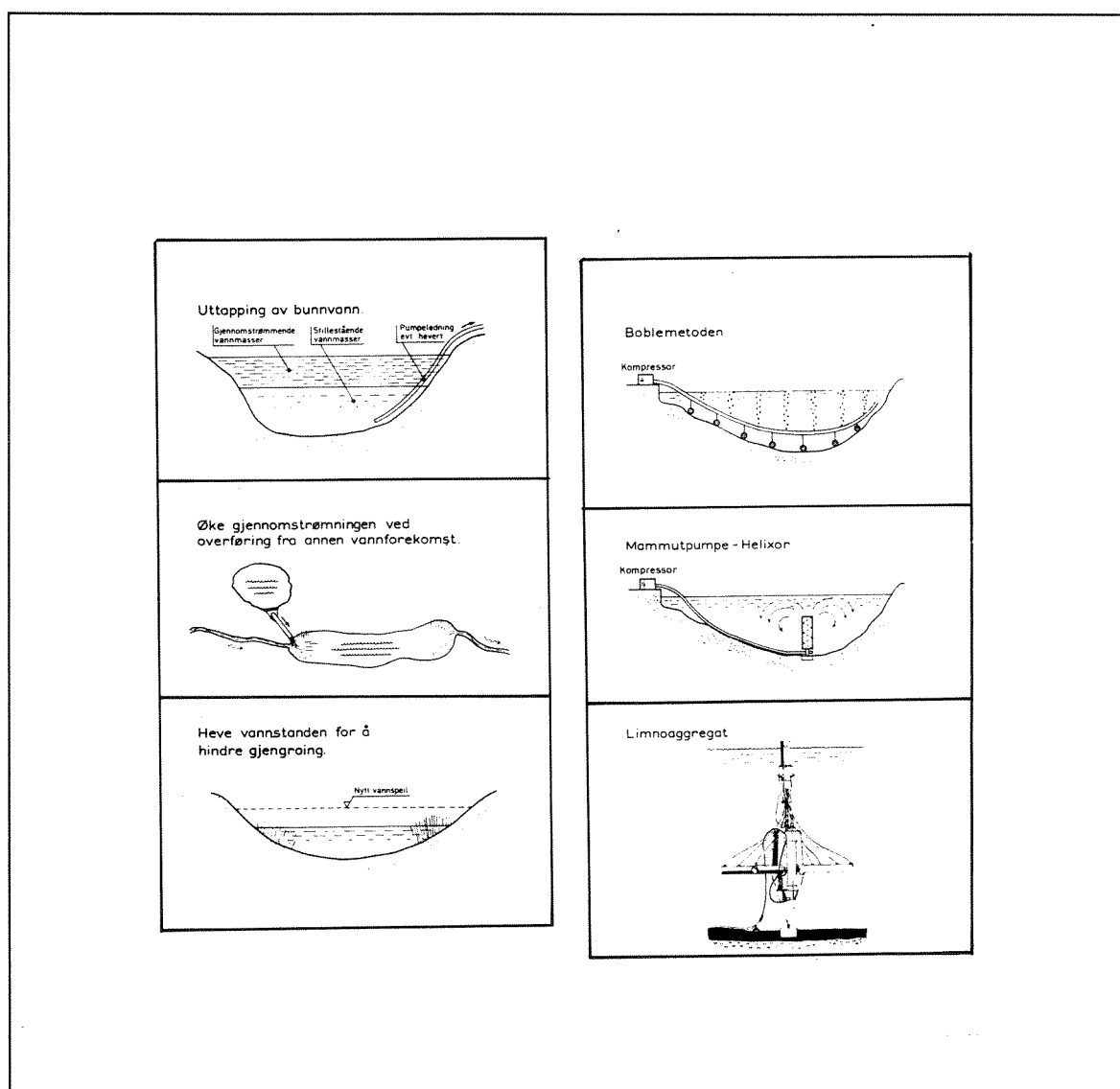
Tiltak mot høyere vegetasjon:

- Høsting av vegetasjon
 - Heving av vannstanden
 - Plantespisende fisk
 - Tildekking av sedimentet
 - Bruk av plantegifter
-

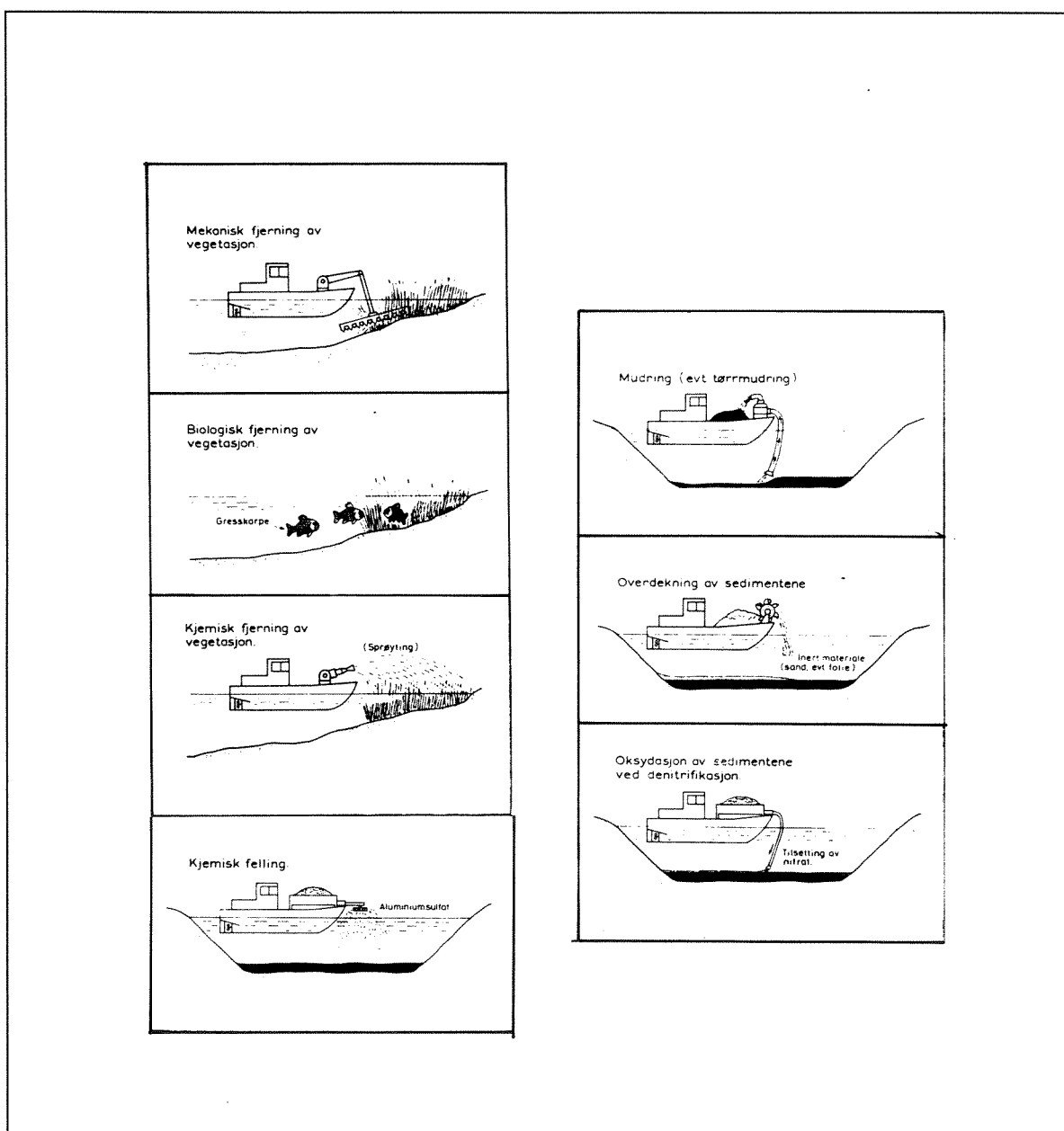
I tabellform bakerst i rapporten blir det gitt oversikter over hvilke metoder som er mest aktuelle i forskjellige typer innsjøer for å bekjempe forskjellige bruker-problemer som kan oppstå i eutrofierte innsjøer (algeoppblomstring, oksygenvinn i dypvannet, smak og lukt i drikkevann, hygienisk kvalitet ol.). Det er utviklet et enkelt, PC-basert data-program der en kan få oversikt over de mest aktuelle restaureringsmetoder for en innsjø etter at endel nøkkelinformasjon er lagt inn. En diskett med programmet kan fås tilsendt ved henvendelse til forfatteren.

Prosedyre for restaurering av vannkvaliteten i innsjøer

- definisjon av problemet (giftige alger, O₂-svinn, fiskedød, dårlig badevann ol.)
- skaffe tilstrekkelig informasjon om den aktuelle innsjøen
- måle eller beregne innsjøens fosfortilførsler
- sammenlikne fosfortilførslene med fosfor-toleransen iflg. aksepterte modeller
- fastsette ambisjonsnivå for vannkvalitet (ønskelig og mulig nivå)
- vurdere aktuelle restaureringsteknikker i forhold til kostnader og effekt
- faglig kvalifisert valg av metode eller kombinasjon av metoder, for kort- og langsiktige effekter
- evaluere effekten av tiltak ved overvåkingsprogram
- evt. justering av tiltaksplan



Figur 2.1 Noen forskjellige restaureringsmetoder for innsjøer (fra Rensvik 1981a).
A. Fysiske metoder.



Figur 2.2 Noen forskjellige restaureringsmetoder for innsjøer (fra Rensvik 1981a).
 B. Sedimentbehandling, kjemisk felling og fjerning av vegetasjon

3. Årsaken til eutrofiering av innsjøer

Eutrofiering blir gjerne definert som økning av næringsstoff-konsentrasjonen og de effekter dette gir i en innsjø. Unntaksvis kan en ønske en svak eutrofiering i visse innsjøer for å øke fiske produksjonen, men normalt forbindes eutrofiering med én eller flere uønskede effekter av økt næringsinnhold. Det som kjennetegner eutrofiering er at det ofte gir problemer for forskjellige typer bruk av vannet:

-
- masseutvikling av planteplankton eller tilgroing med høyere vegetasjon
 - uklart vann, dårlig sikt
 - oksygenvinn i bunnvannet
 - fiskedød om vinteren
 - smak og lukt av drikkevann
 - giftproduserende alger
-

Denne rapporten går ikke inn på en beskrivelse av disse symptomene da dette er grundig beskrevet andre steder. Her vil vi først se litt på årsakene til eutrofiering, dernest omtales de mest aktuelle tiltak for å bedre vannkvaliteten, og kostnader som er forbundet med slike tiltak. Til slutt beskrives en strategi for å velge den beste kombinasjonen av tiltak.

3.1. Fosfor stimulerer algeveksten

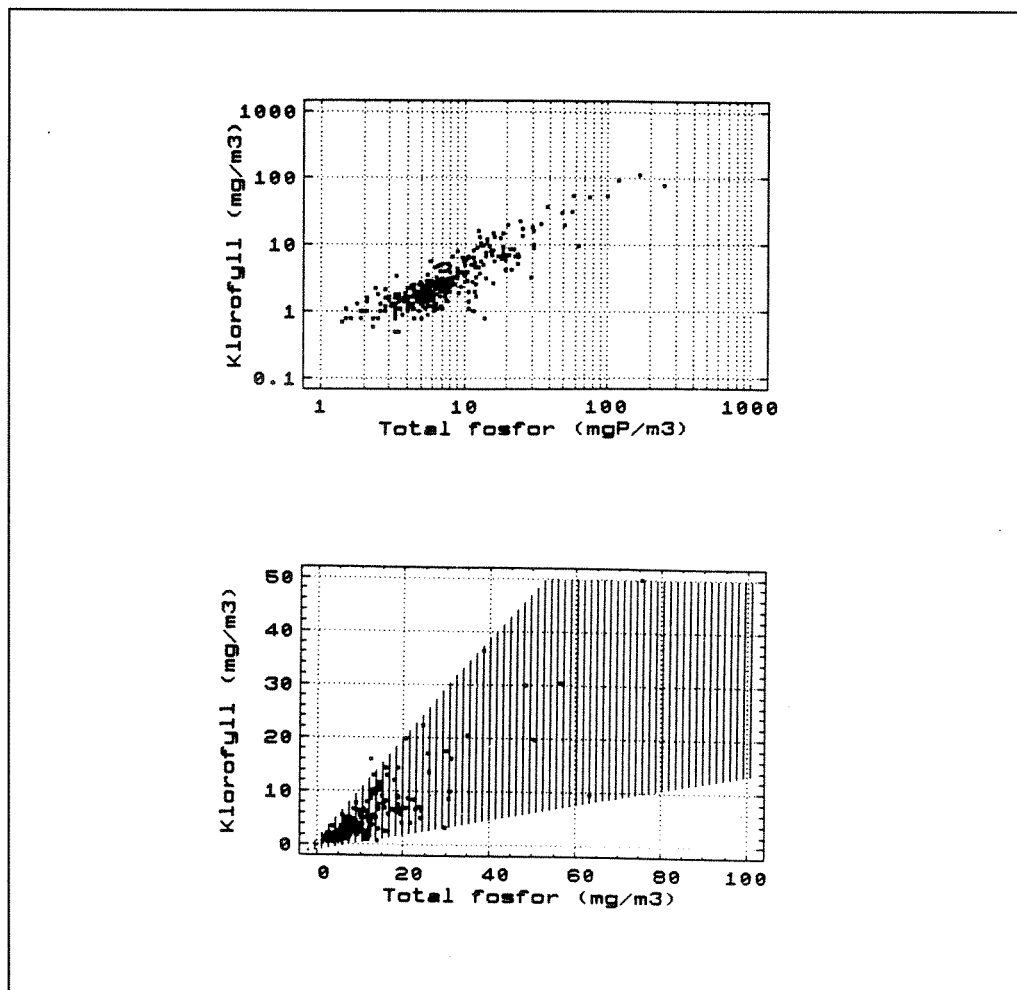
Schindler (1977) viste ved storstilte eksperimenter i kanadiske innsjøer at fosfor var det vekstbegrensende næringsstoffet for planteplankton. Tilsetning av løst nitrogen og karbon ga ingen økt algevekst, mens dersom fosfat ble tilsatt i tillegg utviklet det seg raskt massive algeoppblomstringer. Det er nå alment akseptert at fosfat er det viktigste algebegrensende stoff i innsjøer. Mer om årsaker til eutrofiering og sammenhengen mellom vannkjemiske og biologiske forhold i norske innsjøer er presentert av Faafeng og medarb. (1991b).

Fra undersøkelser av innsjøer fra forskjellige deler av verden er det vist klare sammenhenger mellom fosforkonsentrasjon og algekonsentrasjon i vannet. Fra en undersøkelse av 355 norske innsjøer i 1988 (Faafeng og medarb. 1990) er det funnet klare sammenhenger mellom sesongmiddelverdien av fosfor og klorofyll (figur 3.1). Dataene viser klart at økende fosforkonsentrasjon gir økende klorofyllkonsentrasjon. At algekonsentrasjonen også viser økende tendens med økende nitrogenkonsentrasjon indikerer ikke et årsak-virkning forhold, men forklares ved at nitrogen normalt øker med økende fosfor-konsentrasjon. At algenes veksthastighet kan være begrenset av nitrogen i perioder av sesongen behøver ikke bety at den totale algemengden (biomassen) er det. Nitrogenmangel fører dessuten ofte til oppvekst av nitrogenfikserende blågrønnalger. Disse utnytter atmosfærens nitrogengass direkte istedenfor nitrat eller ammonium som andre alger. En situasjon som er nitrogenbegrensende for mange alger er det derfor ikke nødvendigvis for hele algesamfunnet.

Undersøkelser viser også betydelig spredning i algenes respons over et stort konsentrasjons-område av fosfor. F.eks. kan en fosforkonsentrasjon på 10 mgP/m³ resultere i en klorofyll-konsentrasjon innenfor området 1 - 10 mg klorofyll/m³. Figur 4.3 viser at redusert fosfor-konsentrasjon i Trummen ga klare reduksjoner i algebiomasse, men kurvene indikerer at disse størrelsene ikke var direkte proporsjonale. Denne betydelige spredningen kan skyldes variasjoner både fysiske forhold som temperatur, gjennomstrømming og partikkelinnhold, men også forhold knyttet til biologiske mekanismer, f.eks. beiting fra dyreplankton (Faafeng og medarb. 1990)

Det er utviklet modeller for beregning av "akseptabel" og "kritisk fosfor-belastning" av innsjøer (Vollenweider 1975, 1976). Disse modellene er testet og justert i et stort prosjekt finansiert av OECD (Vollenweider og Kerekes 1982, OECD 1982). Et delprosjekt omhandlet innsjøer i Norden (Ryding 1980) og grunne innsjøer (Clasen og Bernardt 19xx). De fleste undersøkelsene gir et ganske entydig bilde av at fosfor er vekstbegrensende stoff for planteplankton i lite til moderat forurensede innsjøer. I mer næringsrike innsjøer vil ofte nitrogen, jern eller sporstoffer være vekst- og/eller utbyttebegrensende. I situasjoner med lite siktedyp vil lyset være begrensende.

Vollenweiders modell for innsjøers fosfor-toleranse (Vollenweider 1976) er egentlig en enkel retensjonsmodell som viser hvor stor mengde fosfor som kan tilføres en innsjø for å gi en resulterende "akseptabel" og "kritisk" fosforkonsentrasjon. Vollenweider tar her utgangspunkt i mye brukte grenseverdier mellom hhv. oligotrofi og mesotrofi (10 mgP/m^3) og mesotrofi og eutrofi (20 mgP/m^3). For store norske innsjøer angir SFT i "Vannkvalitetskriterier for ferskvann" (SFT 1989) andre grenseverdier mellom sine 4 vannkvalitetsklasser: hhv. 7, 11 og 20 mgP/m^3 . Vollenweiders modell kan enkelt omregnes til å gi tilsvarende "akseptable" og "kritiske" belastninger. Valget av slike grenseverdier er helt avhengige av det ambisjonsnivået som settes for "god", "middels" og "dårlig" vannkvalitet for den enkelte innsjø. Mer om dette i kapittel 6.2.



Figur 3.1 Det ble registrert en klar sammenheng mellom midlere sesongverdier av fosfor og klorofyll (A) ($\log \text{Chla} = -0.46 + 1.03 \log \text{totP}$, $r = 0.87$) i en lands-omfattende undersøkelse av norske innsjøer, men på lineær skala (B) vises tydelig den store spredningen mellom disse parametrene (Faafeng og medarb. 1990)

Av praktiske grunner blir innsjøer inndelt i trofinivåer eller vannkvalitetsklasser, men det understrekes at en slik inndeling er subjektiv og er tilpasset nasjonale og lokale brukerinteresser og forventninger til vannkvalitet. Det er derfor utviklet mange forskjellige vurderingssystemer som ikke nødvendigvis er sammenfallende (se tabell 3.1). SFTs vannkvalitetskriterier er for tida under revisjon. Jensen og Andersen (1990) diskuterer forholdene i danske, eutrofierte innsjøer, som stort sett er grunne.

Tabell 3.1 Eksempler på systemer for inndeling i trofigrad (OECD 1982, SFT 1989a, Faafeng og medarb. 1990. (enheter: mgP/m³, mgN/m³, mgChla/m³, siktedyp i m).

OECD 1982, geometriske middelveier for hver klasse:

	oligotrof	mesotrof	eutrof
totalP	8	26.7	84.4
totalN	661	753	1875
Chla	1.7	4.7	14.3
Chla(max)	4.2	16.1	42.6
Siktedyp	9.9	4.2	2.45

Tilstandsklasser som definert i
"Vannkvalitetskriterier" (SFT 1989)

	I	II	III	IV
klorofyll a	≤2	2-3.7	3.7-7.5	>7.5
total-P	≤7	7-11	11-20	>20
total-N	≤200	200-325	325-450	>450
siktedyp	>7	4-7	2-4	≤2

Sesongmiddelveier for vurdering av
innsjøers trofinivå.

Parameter	oligotrof	mesotrof	eutrof
klorofyll a (mg/m ³)	≤4	4 - 12	>12
total algevolum (mg/m ³)	≤400	400-1500	>1500
total-P (mg/m ³)	≤10	10-20	>20
total-N (mg/m ³)	≤375	375-625	>625
siktedyp (m)	>3.5	2.2-3.5	≤2.2

Berge (1988) gjorde en vurdering av "akseptabel fosforbelastning" og behov for fosforavlastning i 15 innsjøer i Vestfold. I grunne innsjøer var vurderingsgrunnlaget en modell utviklet av Berge (1987a), mens det for dype innsjøer ble brukt en modell utviklet av Rognerud og medarb. (1979). Dette er i prinsippet basert på videreutvikling av Vollenweiders modeller. Berges rapport fra Vestfold er et eksempel på bruk av enkle modeller i praktisk sammenheng (Se tabell 3.2). Tilsvarende viser Bratli (1992) eksempler på beregning av akseptabelt fosfornivå og akseptable fosfortilførsler ved forskjellige målnivåer i Frøylandsvatnet.

Tabell 3.2 Vurdering av behov for avlastning av 15 innsjøer i Vestfold (fra Berge 1988)

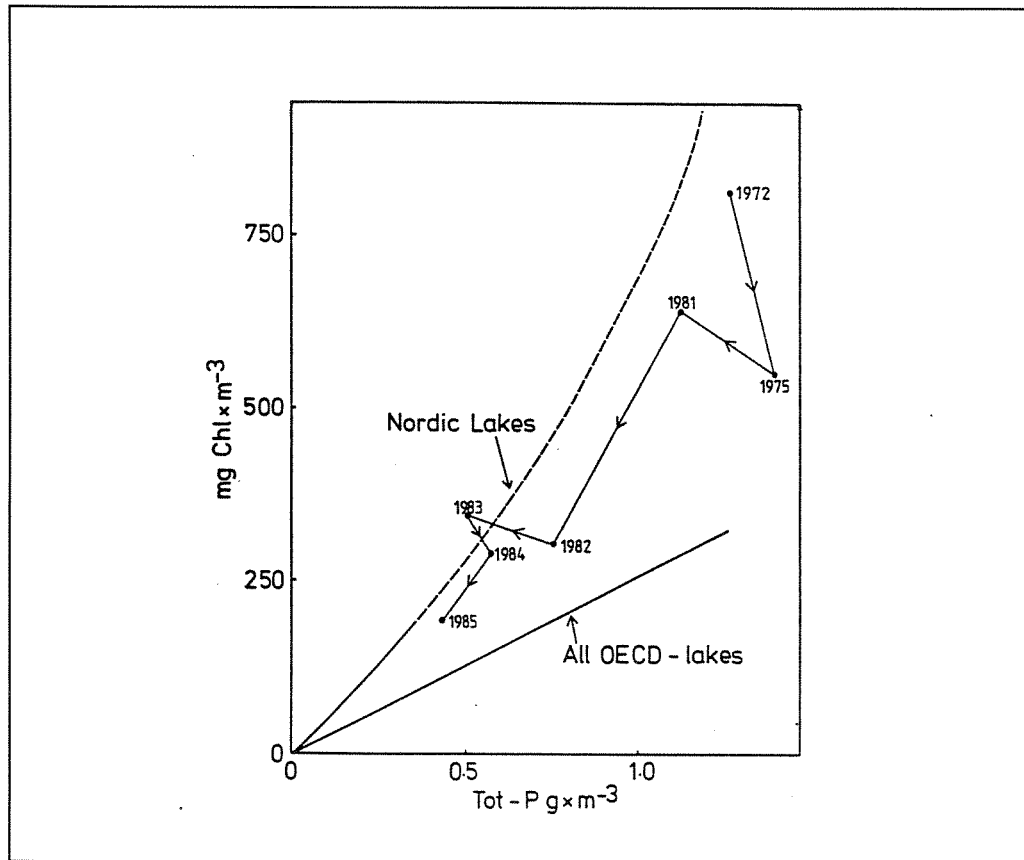
Innsjø	Øvre akseptable fosforkonsentrasjon µg P/l	Øvre akseptable fosforbelastning kg P/år	Behov for fosforavlastning ja/nei	Fare for intern gjødsling. ja/nei, betinget av	Ev. obs. av giftproduserende blågrønnalger.
Akersvannet.....	15	350	ja	ja, O ₂ -sv, pH	jevnlig
Åsrumvannet.....	10.4	2657	Nei	Nei ²	nei
Goksjø.....	12.6	2732	Ja	Ja, O ₂ -svinn	episodisk
Gjennestadvannet..			ja		episodisk
Borrevannet.....	13.8	493	ja	Nei	episodisk
Revovannet.....	23.3	646	ja	Ja, pH, O ₂ -svinn	spor
Hillestadvannet...	24	2632	ja	Ja, pH	jevnlig
Haugestadvannet...	26	2488	ja	Ja, pH	-
Vikevannet.....	18.7	2197	ja	Nei	episodisk
Bergsvannet					
i Eidsfoss.....	13.5	2751	ja	Ja, O ₂ -svinn	episodisk
Bergsvannet					
i Vassås.....	17.5	390	nei	Nei	nei
Grennesvannet.....	24.3	823	nei	Nei	nei
Hallevannet.....	7	369	nei	Nei	nei
Farrisvannet.....	7	4793	ja/nei	Nei	nei
Korssjø.....	11.5	112	nei	Nei	nei
Eikerøen.....	7	5200	nei	Nei	nei

Ideen med denne type modeller for belastning/respons er at redusert fosforkonsentrasjon i en eutrofiert innsjø også vil gi redusert algeutvikling. Som et eksempel på at dette ofte er tilfelle i praksis vises i figur 3.2 hvordan algeutviklingen i den danske Glumsø ble redusert i takt med reduksjoner i fosforkonsentrasjonen i perioden 1972 - 1985 (Kamp-Nilsen 1986). I figuren er også lagt inn regresjonslinjene for forholdet mellom fosfor og klorofyll for et stort antall innsjøer i et OECD-prosjekt (OECD 1982) og for et utvalg av nordiske innsjøer (Ryding 1981). Utviklingen i Glumsø følger de nordiske innsjøene rimelig godt for verdier lavere enn 500 mgP/m³. Det er også påfallende at nordiske innsjøer synes å gi kraftigere respons på en gitt fosfor-konsentrasjon enn innsjøer på kontinentet uten at det er gitt en fullgod forklaring på dette.

Mens disse prosjektene stort sett omhandler koblingen mellom fosfor-belastning og den resulterende algekonsentrasjon, ble det gått mer i detalj på hva som skjer etter en avlastning av eutrofierte innsjøer i et samordnet Vest-Europeisk prosjekt i perioden 1985 og 1988: "Eutrophication Management in International Perspective". Resultatene som kom fram etter bearbeiding av data fra 18 innsjøer er presentert i Sas (1989). Denne undersøkelsen viser at forskjellige innsjøer reagerer forskjellig på reduserte tilførsler av fosfor. Dette gjelder både forsinket eller manglende respons på

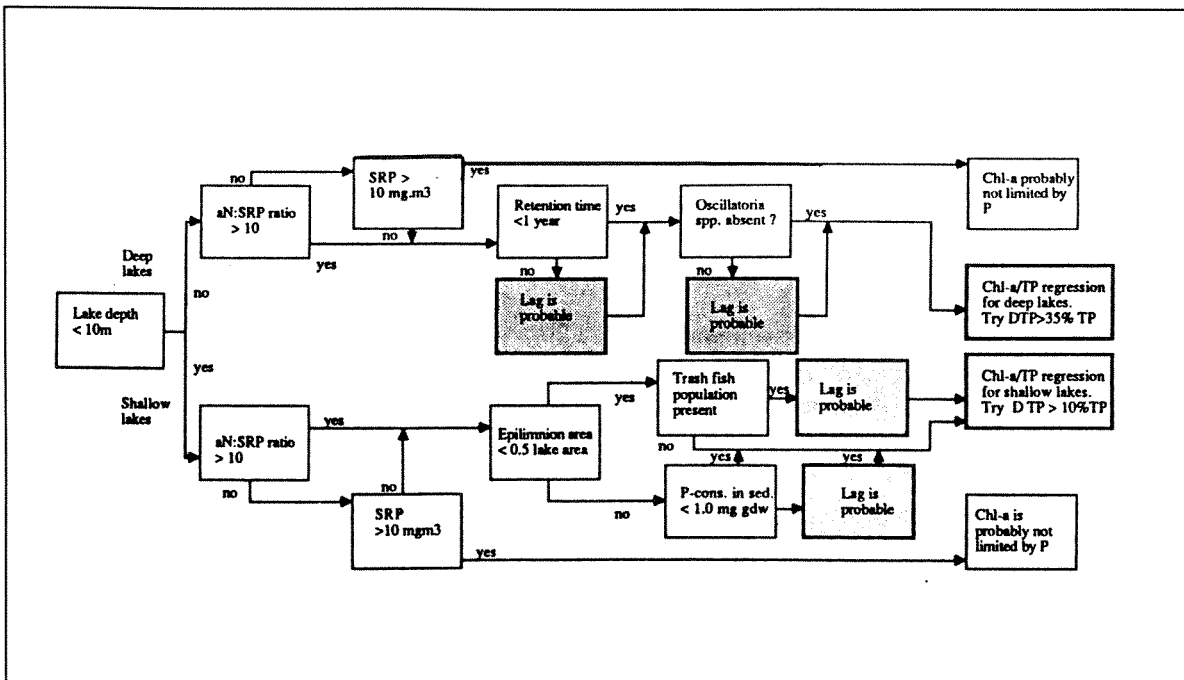
fosforkonsentrasjonen i innsjøen pga. langsom fortykning (se kap. 4.1.2), og "indre gjødsling" ved resuspensjon av næringsrike sedimenter eller fosforlekkasje fra sedimentene (kap. 4.2). I tillegg ble det observert mange tilfeller av forsinket reduksjon i algeveksten etter at fosforkonsentrasjonene var redusert, noe som i enkelte tilfeller ble forklart med kjedereaksjoner i de pelagiske næringskjedene (kap. 4.2.7).

Seip (1988a) systematiserte årsaker til forsinket bedring etter avlastning ("resilience") i disse innsjøene og systematiserte resultatene i et diagram (Figur 3.3).



Figur 3.2. Forholdet mellom fosfor og klorofyll i Glumsø under avlastning i perioden 1972 til 1985. I denne innsjøen ble algemengden redusert etter redusert konsentrasjon av fosfor. Forholdet mellom fosfor og klorofyll fra en undersøkelse av nordiske (prikket linje) og europeiske (heltrukket linje) innsjøer er også lagt inn (fra Kamp-Nilsen 1986).

Når en diskuterer eutrofiering tenker en oftest på uønskede effekter av økte fosfortilførsler. Det er grunn til å nevne her at det i endel tilfeller er ønskelig å øke produktiviteten i innsjøer for å stimulere den biologiske produksjonen, oftest i form av fisk. Gjødsling av innsjøer og elver er normal praksis i bl.a. Mellom-Europa og i store deler av Asia for å øke matfiskproduksjonen ved ekstensiv oppdrett. På våre breddegrader er "bevisst eutrofiering" f.eks. aktuelt i lavproduktive (oligotrofe) aure- og røyevann eller for økt produksjon av smolt av laks og sjøaure.



Figur 3.3 Seip (1988a) satte opp denne oversikten over innsjøers respons på reduksjon i tilførslene av næringsstoffer ut fra erfaringene med det europeiske prosjektet som er nevnt over (jfr. Sas 1989). Det er lagt spesiell vekt på å belyse situasjoner der en kan vente forsinket respons ("lag" eller "resilience") på reduserte tilførsler av fosfor.

4. Restaureringsmetoder

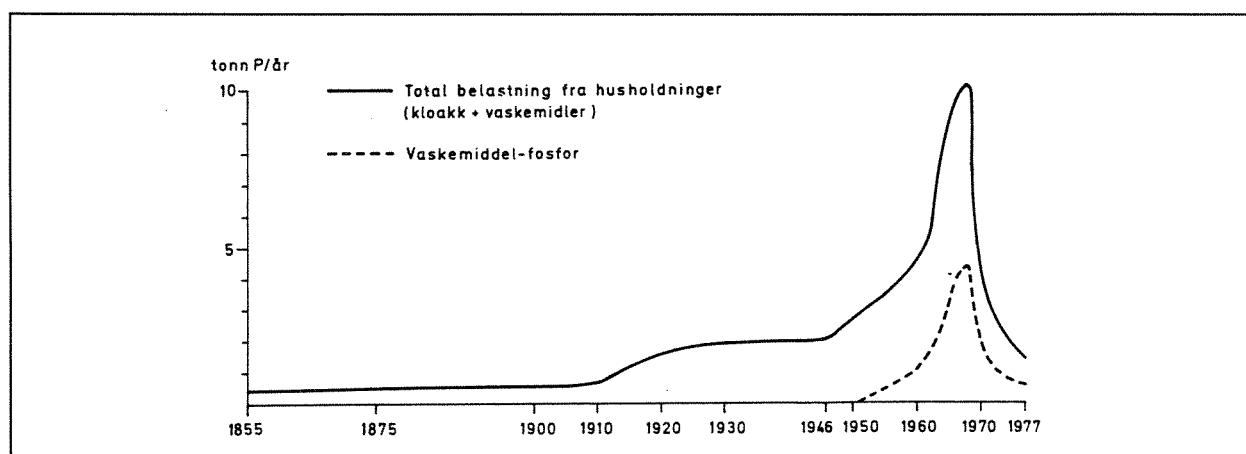
4.1. Redusert belastning av overflatevannet med næringsalter

Redusert belastning med fosfor til en innsjø vil i de fleste tilfeller gi tilsvarende redusert konsentrasjon av alger, og bør derfor alltid være det primære tiltak mot uønsket eutrofiering, spesielt dersom fosfor-konsentrasjonen i vannet overskrider grenseverdier for ønsket "vannkvalitetsklasse". Lave oksygenkonsentrasjoner i bunnvannet, som ofte kan være et resultat av økt algevekst, kan imidlertid også forårsakes av ugunstig innsjømorfologi, liten gjennomstrømmning og liten vindpåvirkning.

Økt gjennomstrømmning med renere vann eller økning av volumet i grunne innsjøer kan gi samme effekt som redusert fosforbelastning. Overføring av fosforholdig avløpsvann, evt. rensert avløpsvann, fra nedbørfeltet til mindre følsomme resipienter nedstrøms kan være et mulig alternativ. F.eks. kan en tenke seg at avløpsvannet fra kystnære områder på Vestlandet, i Trøndelag og Nord-Norge, ledes forbi følsomme innsjøer og elvestrekninger for å ledes direkte ut på dypere vann i fjorden eller til større og mindre følsomme ferskvannsresipienter. Dette gjelder særlig i ytre kystområder der uttynningen i kyst-strømmene er stor. Avløpet fra Hunsfos Fabrikker, i Otra ca. 10 km fra Kristiansandsfjorden, foreslås lagt i rørledning direkte ut til fjorden for å unngå skadevirkninger på denne elvestrekningen (Molvær og medarb. 1989). Kostnadene ble beregnet til ca. 40 millioner kr.

4.1.1. Reduksjon av punktkilder og diffuse tilløp

I mange tilfeller kan årsaken til eutrofiering av en innsjø enkelt påvises, dersom den uheldige utviklingen falt sammen i tid med økte tilførsler av fosfor fra punktkilder som husholdningsavløp eller industriutslipp. For svært mange norske innsjøer kan vi spore en slik utvikling tilbake til 1950-årene da det ble installert vannklosetter med tilhørende avløpsnett, men ingen effektive renseanlegg. Avløpet ble oftest ledet til nærmeste bekk og næringsstoffene ble ledet fram til innsjøen. På samme tid ble det også vanlig å bruke fosfatholdige tekstilvaskemidler. Tilsammen førte dette til kraftig økning i fosforkonsentrasjon i innsjøen og massive oppblomstringer av alger som kunne farge vannet grønt, brunt eller rødbrunt (se beregnet fosforbelastning av Gjersjøen i figur 4.1).



Figur 4.1 Beregnet fosforbelastning av Gjersjøen i perioden 1855 - 1977 (Faafeng 1980). Avlastningen etter 1971 skyldes bygging av renseanlegg og utledning av det rensede avløpsvannet nedstrøms innsjøen.

Visse typer industriutslipp inneholder løst fosfat og kan ha tilsvarende virkning. Løsningen på slike problemer vil normalt være bygging av oppsamlingsnett for avløpsvannet og effektiv rensing. Punktutslipp i landbruket, f.eks. fra gjødsel-lager, melkerom eller silo, kan også enkelt stoppes ved tekniske løsninger.

Tilsvarende eutrofi-effekter i innsjøer forårsakes også av diffus avrenning fra landbruksarealer. Disse kan være langt vanskeligere å begrense fordi all oppdyrking av arealer og gjødsling i seg selv vil føre til en viss utvasking av næringsstoffer. Særlig i perioder med mye nedbør eller snøsmelting vaskes næringsstoffer ut fra åker og eng. Endel av den tilførte handelsgjødsel og husdyrgjødsel spyles ut eller lekker ut, både i og utenom vekstsesongen. Tap av næringsstoffer fra landbruksarealer varierer sterkt med jordtype, klima, driftsform ol., men varierer under norske forhold vanligvis mellom 50-180 g fosfor/daa/år og 2.5-5 kg nitrogen/daa/år (Holtan og Åstebøl 1990). Driftsformen kan også føre til at jorda i kritiske perioder av året ligger spesielt utsatt for utvasking og erosjon. I innsjøer der nedbørfeltet for en stor del er dekket av landbruksarealer vil derfor belastningen ofte bli så stor at det fører til uønsket eutrofiering.

Diffus avrenning fra landbruksarealer krever andre typer tiltak enn punktutslipp. Ofte vil en kombinasjon av optimal gjødseldosering til riktig tid og begrenset jordbearbeiding om høsten gi betydelig redusert avrenning til vassdrag. Gjenoppretting av en vegetasjonsdekket sone langs vassdraget kan også bidra til å beskytte vassdraget. Landbrukskontorer og landbrukets egne organisasjoner bør i dag kunne gi god veiledning. Tilførslene av plantenæringsstoffer til slike typer vassdrag vil mange steder være større enn det innsjøene kan omsette uten merkbare problemer. I

slike tilfeller kan det være aktuelt å utrede om vassdragets egen selvrensingsevne kan økes ved restaureringstiltak. Dette vil kunne bestå i å gjenopprette tidligere våtmarker eller heve vannstanden i tidligere senkede innsjøer, der fosfor kan holdes tilbake og nitrogenet fjernes ved naturlige prosesser. Mange steder er vassdragene også rettet ut og kanalisert i tillegg til et nettverk av dreneringssystemer som erstatning for mindre, åpne bekker. Senere forskning har vist at dette kan bidra sterkt til å redusere vassdragets selvrensingsevne. I bl.a. Danmark og Sør-Sverige utnyttet denne kunnskapen i stor stil for både å begrense forurensning av vassdrag og kystområder, for å utvikle kulturlandskapet og for å øke det biologiske mangfoldet (se f.eks. Fleischer og medarb. 1989, Ekologigruppen 1990, Hedeselskabet og COWiconsult 1988).

Tabell 4.1 Viktige faktorer for kontroll av forurensningskilder i landbruket

punktkilder:

førsilo
gjødselkjeller
melkerom

arealavrenning:

gjødselhåndtering
mengde og sammensetning i hht. behovet
tidspunkt
metode
erosjonskontroll:
vegetasjonsdekke om vinteren
redusert jordbearbeiding
grasdekte vannveier på særlig erosjonsutsatt jord
kontroll med overflateavrenning
vegetasjonssoner langs vassdraget

I enkelte områder vil en betydelig omlegging av dagens landbrukspraksis være nødvendig for å bedre vannkvaliteten til ønsket nivå (jfr. Bratli 1992).

4.1.2. Fortynning og utspyling med renere vann

Dersom rikelige mengder næringsfattig vann kan overføres til den eutrofierte innsjøen, kan dette bidra til å bedre vannkvaliteten. Det kan også bidra til å fremskynde oligotrofiering i avlastede innsjøer der den naturlige gjennomstrømning er liten. I sterkt urbaniserte nedbørfelter kan store deler av overflatevannet bli samlet opp i avløpssystemet og ledes forbi innsjøen. Dette vil bidra til redusert fortynning og utspyling av næringsstoffer i innsjøen. I innsjøer med lite volum vil kraftig gjennomspyling i sommerhalvåret føre til at algene ikke rekker å bygge opp så stor algebiomasse som næringskonsentrasjonen skulle tilsi. Algenes maksimale veksthastighet er ca. én deling pr. døgn. Dersom vannets faktiske oppholdstid i innsjøens overflatevann er begrenset til noen få dager, vil dette kunne hindre masseutvikling av alger, spesielt langsomt-voksende arter. Økt tilførsel av vann vil også kunne bryte ned innsjøens vertikale sjiktning. Mer ustabile vannmasser kan også bidra til å hindre blågrønnalge-oppblomstringer.

Allerede i 1921-22 ble økt gjennomspyling med renere vann brukt i Sveits for å redusere trofinivået i Rotsee (Stadelman 1980). En 7-dobling av gjennomstrømningen ga imidlertid ikke den ønskede

effekt fordi den overførte elva var for næringsrik. Ikke før i 1970, da større kloakkutslipp til elva ble sanert, bedret vannkvaliteten seg i Rotsee. Metoden er senere brukt med hell i andre innsjøer.

Som illustrasjon på den motsatte effekten kan en vise til Oppegårdtjernet i Frogn. Der ble mer næringsrikt vann overført fra et tilgrensende nedbørfelt for å øke kapasiteten til Frogn Vannverk (Berge 1991). Overføringen førte til så kraftig forverring av vannkvaliteten at vannet i tjernet ble uegnet til drikkevann.

En avgjørende ulempe med denne "fortynnings-metoden" vil ofte være de betydelige kostnadene med å overføre så store mengder vann fra ett vassdrag til et annet. I endel tilfeller i Norge er det likevel mulig å utnytte dammer og reservoarer høyere opp i vassdraget for å oppnå den samme effekten. Dammer som tidligere er brukt til andre formål, f.eks. tømmerfløting, vil kunne bidra til økt gjennomstrømning i kritiske perioder om sommeren. Det samme kan være tilfelle med kraftverksmagasiner, dersom tappingen kan endres til fordel for lavereliggende eutrofierte innsjøer. Denne problematikken har vært sterkt framme ved diskusjonen om effekter på Mjøsa av vassdragsreguleringer i Jotunheimen/Breheimen. Kaldt, partikkelholdig smeltevann fra Jotunheimen er en viktig faktor for å hemme algeoppblomstring i Mjøsa om sommeren. Fortynnings-metoden har vært foreslått som ett element i en tiltaksplan for innsjøen Bjørkelangen i Akershus (Løvstad og Hauger 1988).

Selv tilføring av behandlet drikkevann kan være et egnet og kostnadseffektivt tiltak i innsjøer med liten gjennomstrømming. Østensjøvannet i Oslo tilføres nå hver sommer rent vann fra et høyereliggende reservoir som tidligere inngikk i byens drikkevannsforsyning.

Overføring av renere vann fra nye nedbørfelter vil også føre til at fortynningen av fosforkonsentrasjonen i innsjøen vil foregå raskere og kan utnyttes som supplement til avlastning der forholdene ligger til rette for det. Pumping av vann fra Tyrifjorden til øvre deler av Lierelva fører til fortynning av forurensningene der (Bratli 1989). Dette vannet erstatter reduserte tilførsler av vann fra Glitrevannet (drikkevann og jordbruksvanning). I vannbruksplanen for Steinsfjorden er et av alternativene som vurderes å pumpe vann fra Tyrifjorden inn i Steinsfjorden.

4.1.3. Utledning av avløpsvann til innsjøens bunnvann

Schindler og medarb. (1980) viste at tilførsel av næringsrikt avløpsvann til dype innsjøers bunnvann (hypolimnion) ga mindre algevekst enn om den samme næringsmengden skulle være tilført til overflatevannet fra tilløpselvene (som normalt). Samme mengde næringsstoffer ble tilsatt to adskilte bassenger i en innsjø; i det ene ble næringen tilsatt til overflatevannet, i den andre til bunnvannet. Det ble registrert langt større respons i form av algevekst i det bassenget der næringen ble tilsatt overflaten. Forfatterne mener at dette skyldes at fosforet bindes ganske effektivt til innsjøens sedimenter, selv ved anaerobe forhold, og at bare en liten del av dette blir gjort tilgjengelig gjennom vertikal diffusjon i stagnasjonsperiodene og ved fullsirkulasjon vår og høst. Betingelser for at denne metoden skal være vellykket er bl.a. at innsjøen må være stabilt sjiktet store deler av året og at hypolimnion utgjør en betydelig del av det totale vannvolumet.

Vi vil imidlertid advare sterkt mot denne metoden, spesielt dersom mye av fosfatet er bundet til hydroksider av jern, noe som er tilfelle i mange norske innsjøer. I slike tilfeller blir metoden å likne med "å feie skitten under teppet", og en kan vente at fosforkonsentrasjonen gradvis, om enn langsommere, vil øke i overflatevannet. Plutselig økt fosforkonsentrasjon med algeoppblomstringer som resultat kan også bli et faktum i år med ugunstige klimatiske forhold.

Unntaksvis kan restavløpet fra renseanlegg føres til dypvannet der innsjøens overflatevann brukes til drikkevann (foreslått for Tisleia i Buskerud av Bratli 1990), eller ved turistanlegg i fjellområder (Bolkesjø, Brettum 1992, Sandvatnet på Blefjell, Berge 1985).

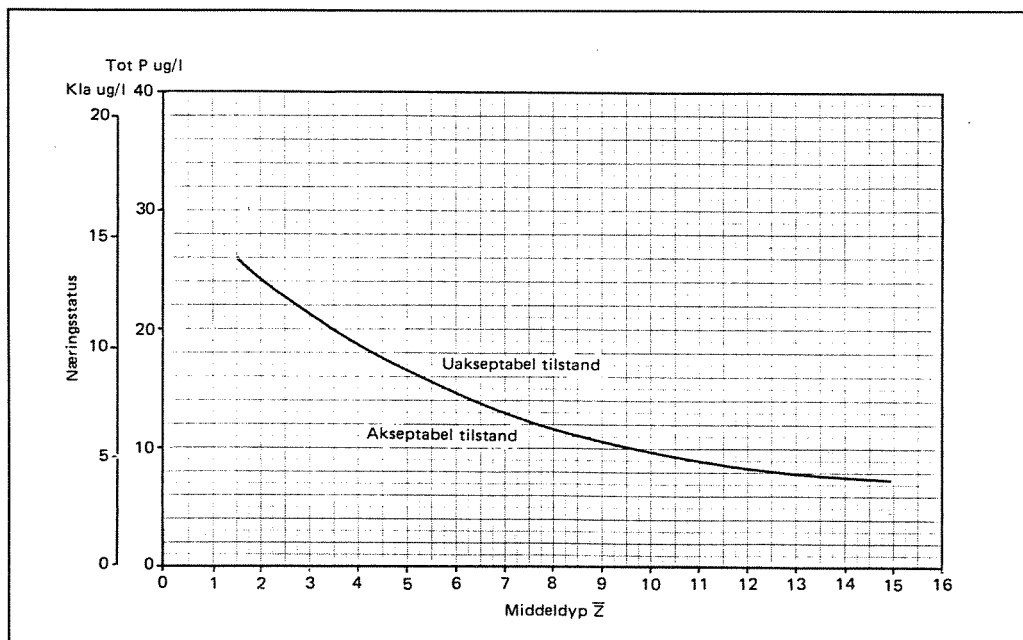
4.1.4. Heving av vannstanden

Ved økende sirkulasjonsdyp vil gjennomsnittlig lysintensitet for algene avta og selvskyggingen vil øke. Dette medfører redusert algebiomasse (Reynolds 1987). Dette kan til en viss grad kompenseres ved lysadaptasjon og overgang til mer lysfølsomme arter.

I landbruksområder har grunne, små innsjøer mange steder vært gjenstand for gjentatt senkning av vannstanden for å vinne inn mer landbruksareal og for å redusere forsumping. Tilført forurensning får derved et mindre vannvolum å fortynnes i og resultatet blir gjerne økt algevekst. Dersom vannstanden senkes under en viss grense kan det komme tilstrekkelig lys ned til bunnen til at høyere vegetasjon kan etablere seg. Resultatet blir gjerne rask tilgroing med undervannsplanter, flytebladsplanter og til slutt siv som kan dekke hele det tidligere vannspeilet. En ytterligere utgraving av utløpet gir mulighet for drenering og oppdyrking, men med det resultatet at innsjøen etterhvert forvinner.

En innsjø med konstant fosfor-belastning vil etterhvert kunne overskride en "kritisk belastning" dersom vannstanden senkes. Lavere vannstand gir også økt opphvirvling av næringsrikt bunnslam. I grunne innsjøer kan derfor heving av vannstanden være et effektivt og mange steder også rimelig tiltak for å bedre vannkvaliteten. Tiltaket vil også kunne bidra til å reversere en tilgroingsprosess med høyere vegetasjon og vil føre til redusert belastning på lavereliggende deler av vassdraget.

Berge (1987a) har på den annen side vist hvordan dypet er en kritisk faktor for utvikling av masseoppblomstring av blågrønnalger i norske innsjøer (se figur 4.2). Dette har sammenheng med endringer av det gjennomsnittlige lysklima algene utsettes for og regenerering av næringsstoffer. Grunnere innsjøer vil ha tendens til å tåle høyere fosforkonsentrasjon uten at blågrønnalgene overtar dominansen. Reduksjonen i akseptabel belastning vil likevel ofte være større enn gevinsten ved å hindre blågrønnalge-oppblomstring. Effektene på undervanns-vegetasjonen må også tas i betraktning ved evt. endringer av vannstanden (se kapittel 4.2.7 og 4.3). Endringer av vannstanden vil føre til forskjellige typer endringer i innsjøer, og resultatet kan ofte være vanskelig å forutsi. Sas (1989) og Scheurs (1992) har gjort analyser av forekomst av blågrønnalger under forskjellige lys- og sjiktforhold.



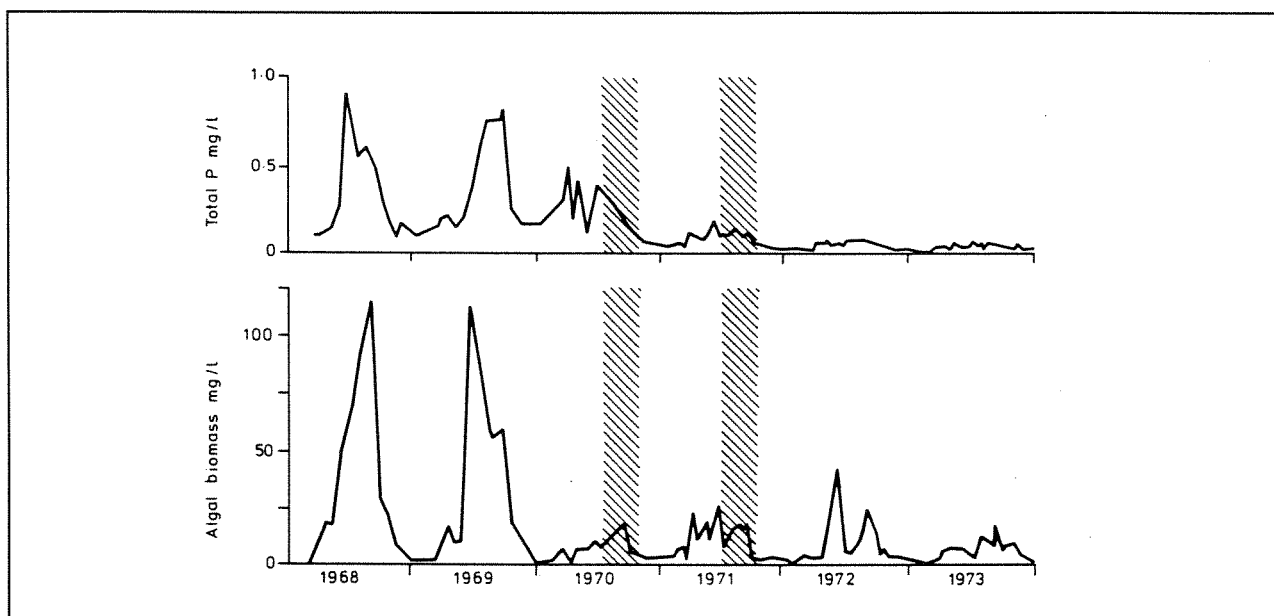
Figur 4.2 Empirisk modell for fosfortoleranse i norske grunne innsjøer (Berge 1987).

4.2. Inngrep i innsjøen og dens sedimenter

Bunnvannet i sjiktede eutrofierte innsjøer er ofte svært næringsrikt pga. akkumulering av synkende partikler og frigivelse fra sedimentene. Dette vannet vil ofte også ha lavt oksygeninnhold mot slutten av stagnasjonsperiodene; før isgang om våren og på sensommeren, og begrenser derfor den vertikale utbredelsen av fisk. I sirkulasjonsperiodene blandes dette fosfatrike vannet med overflatevannet og fører til økt konsentrasjon av planteplankton pga. "indre gjødsling" (Ryding og Forsberg 1977). Høy pH i overflatevannet vil også kunne utløse fosfat fra gruntvanns-sedimenter i endel innsjøer (se f.eks. Sanni 1986). Dette vil kunne redusere effekten av forurensnings-begrensende tiltak og bidra til vedvarende negative eutrofi-effekter. De tiltakene som beskrives under vil alle bidra til å endre fosforbalansen i innsjøen slik at fosfor-konsentrasjonen i vannet etterhvert vil reduseres.

4.2.1. Fjerning av forurensede sedimenter

Det er mange eksempler på at fjerning av forurensede sedimenter (rike på organisk stoff og plantenæringsstoffer) har gitt bedre vannkvalitet i grunne, eutrofierte innsjøer. Det best kjente tilfellet er den 100 ha store innsjøen Trummen i Sør-Sverige (Bengtsson og Gelin 1975). Før behandling ble det målt fosfor-konsentrasjoner opptil 1000 mgP/m^3 (ca. 100 ganger høyere enn i Mjøsa). I 1970-71 ble det fjernet et 50 cm tykt lag med sedimenter (ialt 300.000 m^3) fra 60% av innsjøarealet. Dette ble pumpet til et sedimentasjonsbasseng etter tilsetning av sedimentasjonskemikalier. Kostnadene ble beregnet til 12.6 mill. Svr (1990-verdi). Etter behandlingen stabiliserte fosfor-konsentrasjonen i innsjøen seg på under 100 mgP/m^3 , se figur 4.3.

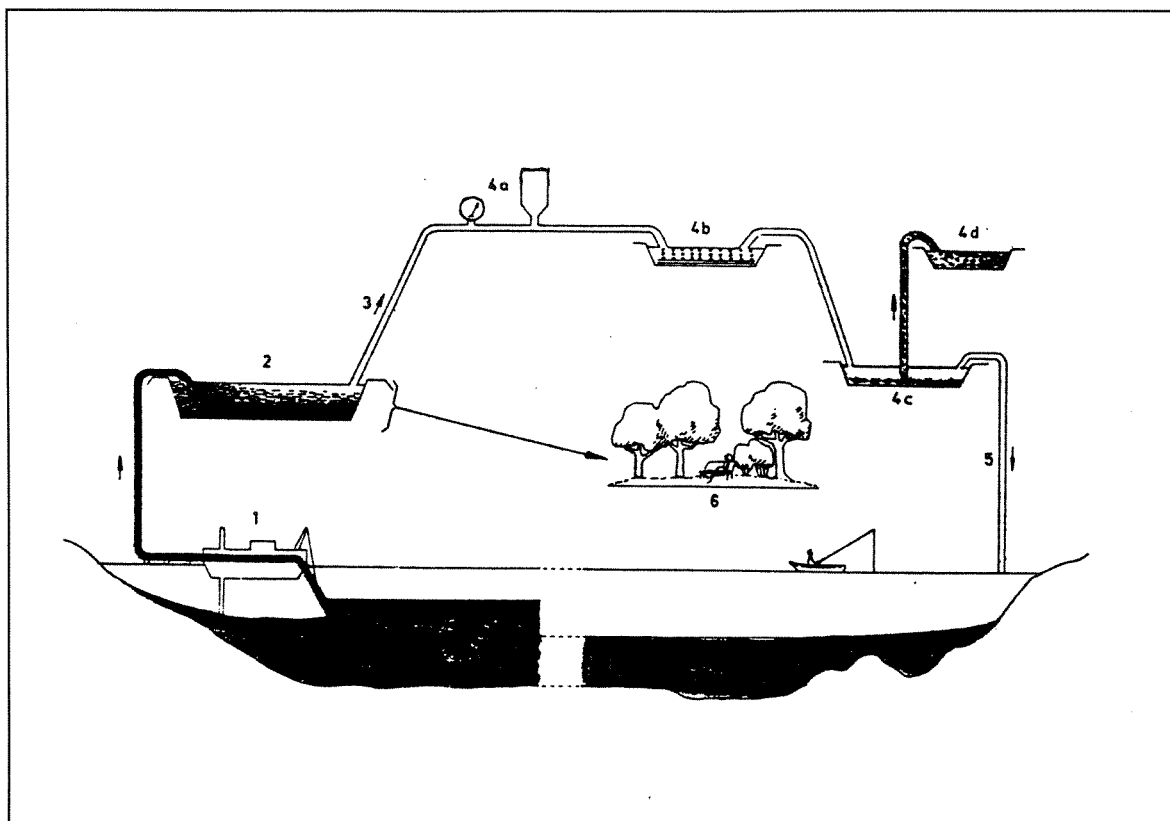


Figur 4.3 Effekten av sedimentfjerning på fosfor- og alge-konsentrasjonen i Trummen. Skraverte områder representerer perioden da sedimenter ble fjernet (fra Bengtsson og Gelin 1975)

Et tilsvarende prosjekt er påbegynt utenfor Århus i Danmark. I Brabrand Sø blir 420.000m³ sediment fjernes over en periode på 6 år. Arbeidet vil bare foregå i perioden 1. juli til 1. januar for å forstyrre fuglelivet minst mulig. Slammet pumpes via rørledninger opp i bassenger som er bygget langs innsjøen. Etter sedimentering og avvanning blir slammet brukt til jordforbedring i landbruket (figur 4.4). I tillegg til å redusere den "indre gjødsling" i innsjøen pga. fosfor-lekkasje fra sedimentet, bidrar metoden direkte til redusert algevekst fordi vannvolumet øker. Tilsvarende behandling av den svenske innsjøen Trehörningen var mislykket fordi tilførselene av næringsstoffer fortsatt var for store.

I små dammer kan bunnen også dekket med næringsfattig leire, plastmatter eller -folie for å skille det forurensede sedimentet fra de overliggende vannmassene. En ulempe vil ofte være at sedimentet vil produsere store mengder gass pga. nedbrytningsprosesser. Gassen vil skape problemer med å holde plasten på bunnen. Gassen vil også kunne trenge igjennom et leirelag i form av store bobler som vil blottlegge det underliggende sedimentet. Før slike metoder tas i bruk må evt. sedimentet stabiliseres ved kjemisk oksidasjon (se under).

Metoden som er beskrevet i dette kapitlet kan bare benyttes i grunne innsjøer.



Figur 4.4 Fjerning av sedimenter og felling/sedimentering/avvanning av disse i Trummen (etter Bjørk 1971)

4.2.2. Oksidasjon av organiske sedimenter

Et hovedproblem i eutrofierte innsjøer vil ofte være at mineralisering av organisk materiale i sedimentene og frigivelse av fosfor kan føre til langvarig og betydelig "indre gjødsling" av vannmassene. Dette er særlig tilfelle dersom alt oksygen brukes opp i bunnvannet og i sediment-overflaten.

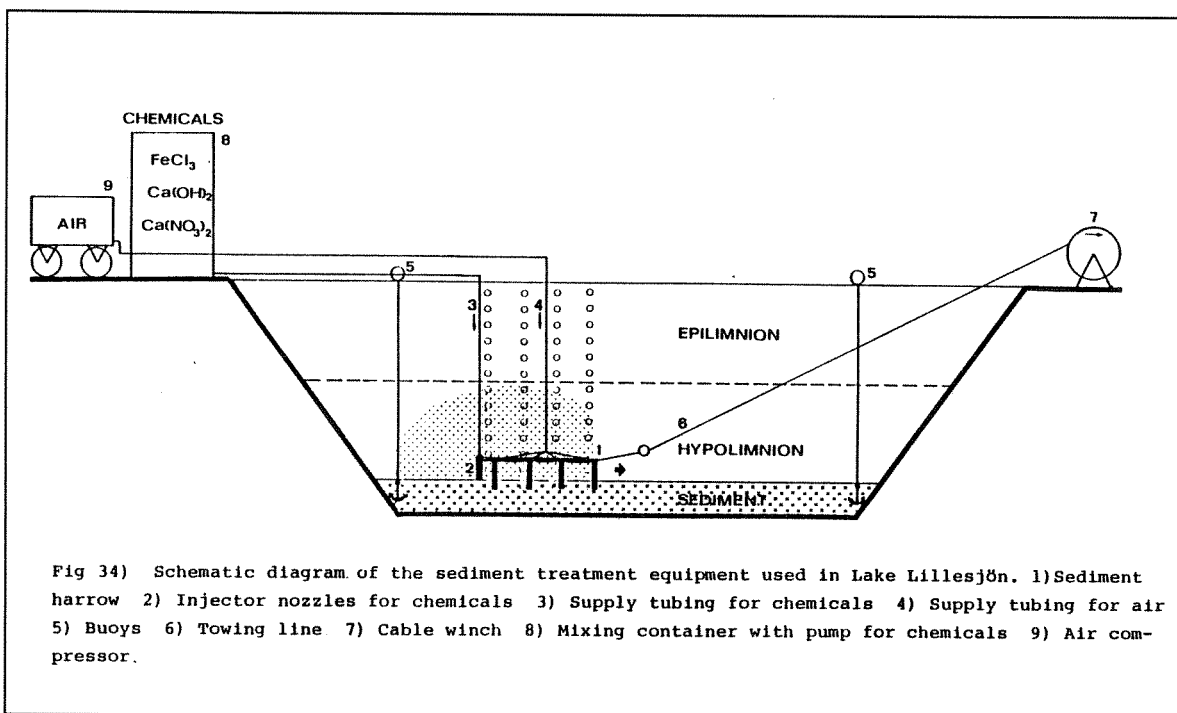
Den enkleste måten å oksidere sedimentene på, kan være å senke vannstanden for en periode slik at sedimentene eksponeres for oksygenet i lufta.. Dette er selvsagt bare mulig i svært grunne innsjøer og i reservoarer der vannet kan tappes ut via damluker. I Stordammen utenfor Drammen ble det foreslått forskjellige restaureringstiltak for å bedre vannkvaliteten (Faafeng og medarb. 1991a). Innsjøen har svært løse sedimenter som lett hvirvles opp i vannmassene. Dels fører dette til grumsete vann som gjør innsjøen lite attraktivt til bading, dels bidrar dette næringsrike sedimentet til å stimulere til ytterligere algevekst. Da innsjøen kan tappes fullstendig ut gjennom damluker, ble det foreslått at vannet skulle senkes mest mulig slik at sedimentene kommer i kontakt med luftas oksygen gjennom en vinter. Deretter skulle sedimentene overdekkes med et lag grus og sand. Uttapping skulle i tillegg til å ha en stabiliserende effekt på sedimentet også føre til sterk reduksjon av fiskebestanden (se kapittel 4.2.7).

Kjemisk behandling av sedimentet med kalsiumnitrat ble foreslått av Ripl (1976) som en metode for å oksidere forurensede innsjø-sedimenter. Hensikten er å stimulere denitrifiserende bakterier i sedimentet til å bryte ned det organiske materialet uten bruk av vannets oksygen. Ved nedbrytningen bruker disse bakteriene nitrat som oksidasjonsmiddel, og nitrat overføres ved denne prosessen til

nitrogengass (N_2) som tapes til atmosfæren. Derved reduseres sedimentenes oksygen-behov og faren for "indre gjødsling" avtar. Kalksalpeter tilsettes med en modifisert harv som slepes over innsjøens sedimenter vha. wire. Kjemikalierne som er løst i vann forsynes via slanger fra en flåte som følger harven på innsjøens overflate (figur 4.5). Sedimentene kan, om nødvendig også tilsettes $FeCl_3$ for å oksidere H_2S og binde fosfat, og også $Ca(OH)_2$ for å justere til optimal pH. Behovet for tilsetning av de andre kjemikalierne, og dosering av disse, må avgjøres ved laboratorie- og feltforsøk. En variant av metodene over er å binde fosfatene i sedimentet i grunne innsjøer ved å injisere en jern(III)-løsning ned i de øverste 10-15cm av sedimentet vha. vannjet (Boers og medarb. 1992). 100 g Fe/m^2 reduserte fosforklekkasjen betydelig i en nederlandsk innsjø, men fosforkonsentrasjonen i innsjøen ble bare ubetydelig, og langsomt, redusert i forhold til før-situasjonen..

Selv om det er rapportert flere vellykkede restaurerings-prosjekter fra Sverige, Vest-Tyskland, Nederland og USA med denne typen metoder er kostnadene så store at de er lite aktuelle i Norge, unntatt kanskje i svært små og grunne innsjøer. Metoden egner seg kun i de tilfeller der "indre gjødsling" skyldes ugunstige redox-forhold i sedimentene, og ikke f.eks. høy pH eller høy temperatur (Pettersson og Boström 1981).

Ripl foreslo senere (Ripl og medarb. 1979) en modifikasjon av metoden der nitratikt avløpsvann fra kjemiske renseanlegg ble ledet ut i innsjøen like over sedimentene. Renseanlegget måtte følgelig ha et nitrifikasjonstrinn slik at løst nitrogen stort sett foreligger som nitrat. Dette skulle kunne gi samme effekter som den opprinnelige metoden, bortsett fra at reaksjonene ville trenge lenger tid for å få den ønskede effekt fordi nitraten ikke så raskt trenger ned i sedimentet. Erlandsen og medarb. (1988) utviklet metoden videre i Kolbotnvannet i Oppegård, der en lukket bekk ble ledet videre i rør ut til innsjøens dypeste områder (figur 4.6). Før bekken kom ut til vannet ble det tilsatt kalksalpeter direkte via en kum. Tiltaket kombinert med destratifisering i sirkulasjons-periodene (se kapittel 4.2.7) har ført til betydelig forbedret oksygeninnhold i dypvannet og tildels i overflatesedimentene. Fosfor-konsentrasjonene er også gradvis redusert i hele innsjøen, men dette henger også sammen med reduserte tilførsler fra nedbørfeltet.



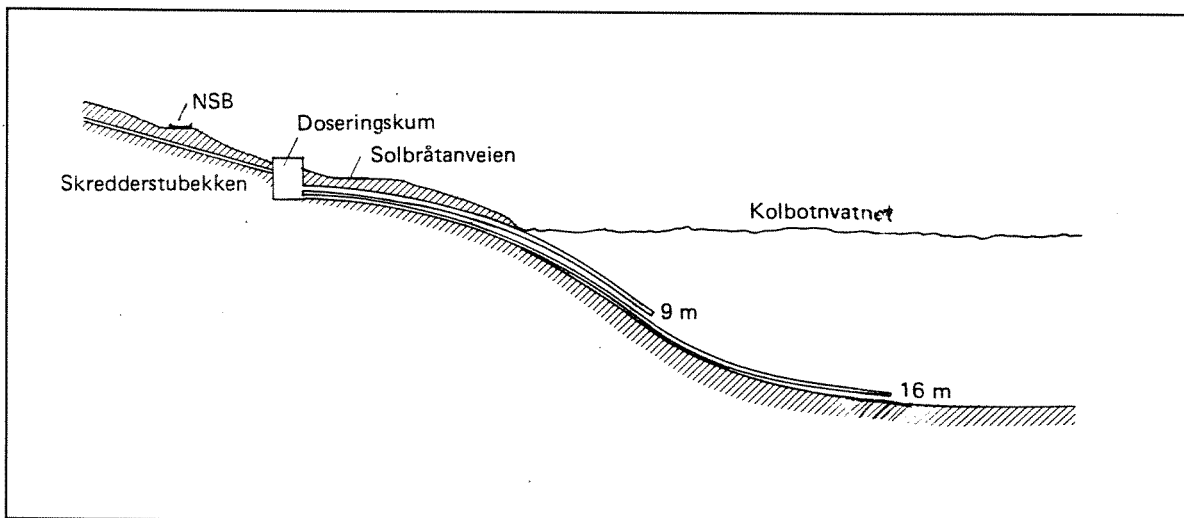
Figur 4.5 Behandling av sediment med kalksalpeter (Ripl 1976)

4.2.3. Uttapping av bunnvann

Det næringsrike og ofte oksygenfattige bunnvannet kan ledes gradvis ut av innsjøen vha. et rør som pumper eller en hevert som suger bunnvann til innsjøens utløp (figur 4.7). Dette foregår ved tilsvarende mindre avløp av det mer næringsfattige overflatevannet. Innretningen kalles også "Olsziewski-rør", oppkalt etter en polsk forsker som utviklet metoden (Olsziewski 1973). Denne forfatteren konkluderer etter 15 års erfaring med metoden at vannkvaliteten ble bedret i mange av de undersøkte innsjøene. Det er også rapportert at metoden er brukt i innsjøer i Sveits, Østerrike og i USA, flere av disse med godt resultat. I tillegg til økt oksygenkonsentrasjon i bunnvannet har flere av innsjøene fått gradvis lavere fosfor-konsentrasjon i overflatevannet fordi det tappes ut mer fosfor av innsjøen enn det som blir tilført. En ulempe med metoden er følgelig økt belastning på nedenforliggende vassdrag, tildels av vann med lavt oksygeninnhold og ubehagelig lukt. Dette kan motvirkes ved lufting av utløpet.

En fordel med metoden er at den er enkel, pålitelig og rimelig og krever svært lite vedlikehold. Dersom det er tilstrekkelig fall nedstrøms innsjøen, kan vannet ledes via heverten uten bruk av pumper.

Metoden er brukt ved restaurering av innsjøen Langsæ ved Arendal etterat innsjøen ble delt i to av en ny innfartsvei. I 1984 ble det montert en hevertledning for uttapping av næringsrikt bunnvann fra dette delvis avstengte bassenget. Etter at heverten ble satt i drift var både temperaturen og oksygen-



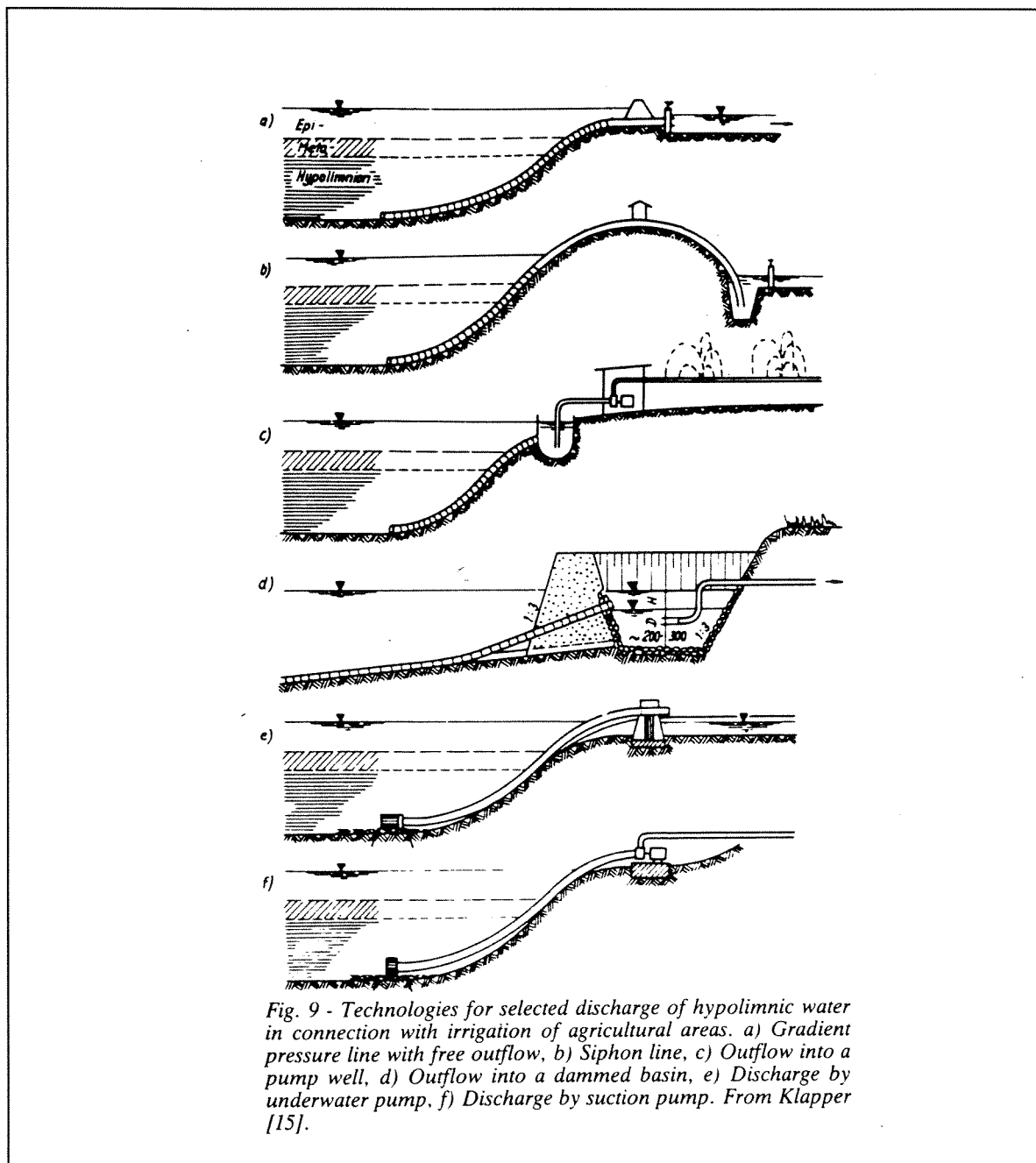
Figur 4.6 Kalksalpeter tilføres bunnvannet i Kolbotnvannet via et rør fra en bekkelukking (Erlandsen og medarb 1988). To alternative doseringsdyp er skissert.

konsentrasjonen ganske lik fra overflaten ned til største dyp (7.5m). Driftstans i en periode førte igjen til rask utvikling av oksygenvinn i bunnvannet (Hindar og Brettum 1988). Forfatterne mener at endret sirkulasjonsmønster i innsjøen også kan forklare hvorfor klorofyll-konsentrasjonen var lavere i påfølgende år, og mye lavere enn fosfor-konsentrasjonen skulle tilsi. Undersøkelser av dyreplanktonet indikerer at røret kan ha en uheldig effekt på innsjøens næringskjeder ved at store *Daphnier* er blitt borte. Disse viktige dyreplanktonartene unngikk tidligere å bli spist av fisk ved å oppholde seg i øverste delen av det oksygenfattige bunnvannet. Nå kan fisken lettere få tak i disse dyrene, og de blir tildels også sugd ut av heverten. R.Høgberget (pers. medd.) hevder at dette kan ha ført til at beitetrykket på planteplanktonet er blitt mindre, med fare for høyere konsentrasjoner av alger som resultat.

Cooke og medarb. (1986) anbefaler at røret dimensjoneres til å fjerne volumet av hypolimnion hver 2.-3. måned, men dette må tilpasses oksygenforbruket i hver enkelt innsjø.

4.2.4. Behandling med algegifter

Kobber på ionform er en kraftig gift for planter ved å hemme fotosyntese og respirasjon selv ved ganske lave konsentrasjoner (Steeman-Nielsen, Nielson og Wium-Andersen 1969). Tilsetning av



Figur 4.7 Forskjellige metoder for uttapping av bunnvann ved "Olziewsky-rør" (fra Klapper 1983)

kobbersalter brukes derfor i stor stil, bl.a. i USA og i Australia, for å hindre eller fjerne masseoppblomstring av alger, særlig i drikkevannsreservoarer (Holden 1970). Holden angir aktuelle konsentrasjoner i vannet for hindre blågrønnalger (algicid virkning) til 0.03-0.13 mg Cu/l. Til sammenlikning angir Folkehelsa at drikkevann med mindre enn 0.1 mg Cu/l er "godt" og "ikke tilrådelig" ved konsentrasjoner større enn 0.3 mg Cu/l (SIF 1987). Raman (1985) gir en inngående oversikt over bruk og effekter av kobberioner i drikkevanns-sammenheng.

Metoden gir raskt en effekt ved at algene synker til bunns og vannet blir klart. På denne måten kan en effektivt hindre utvikling av trådformede alger som tetter drikkevannsfiltre eller produserer smak og lukt, eller algetoxiner. Ulempen med metoden er at den kun gir effekt så lenge kobberkonsentrasjonen er høy nok i vannet til å virke hemmende på veksten av alger. Etterhvert som kobberionene blir dels spylt ut av utløpet og dels sedimentert, vil algene vokse opp igjen fordi en ikke har fjernet næringsstoffene som er den egentlige årsaken til problemene. Imidlertid kan slike behandlinger være aktuelle enkelte steder fordi de oppblomstringene en vil bekjempe bare opptrer i korte perioder av året under spesielle klimatiske situasjoner. Spesielt er metoden aktuell der slike innsjøer er eneste aktuelle vannkilde for vannforsyning.

Henderson-Sellers og Markland (1987) viser til eksempler fra Fairmont Lakes i Minnesota der en har 58 års erfaring med kobberbehandling, og der en kan observere at algene blomstrer opp igjen kort tid etter utfelling med kobbersulfat, pga. oksygensvinn og påfølgende lekkasje av fosfat til vannet. Det registreres også fiskedød i forbindelse med disse behandlingene pga. oksygenstress og kobber-toksisitet, og endringer i høyere vegetasjon og bunndyrfauna.

Tilsetning av kobbersulfat er foreslått som et akutt-tiltak mot masseoppblomstring av giftproduserende blågrønnalger i Akersvannet i Vestfold (Skulberg 1986a og b). Skulberg foreslo å tilsette så små mengder kobber at det ville hemme blågrønnalgenes nitrogenfiksering, men ikke så mye at det ville virke giftig for andre typer alger. Metoden er også foreslått brukt i Frøylandsvatnet (Bratli 1992)

Det er sterke følelsesmessige reaksjoner i Norge mot kobber-behandling ved at en "behandler ett miljøproblem ved å innføre et nytt". Imidlertid bør tida være inne for å diskutere en uttesting i liten skala under kontrollerte betingelser, idet dette er eneste metoden til å hindre sterkt giftproduserende alger i overbelastede innsjøer. Dette er tross alt et tiltak som kun er aktuelt å bruke i innsjøer som er sterkt forurenset over lang tid.

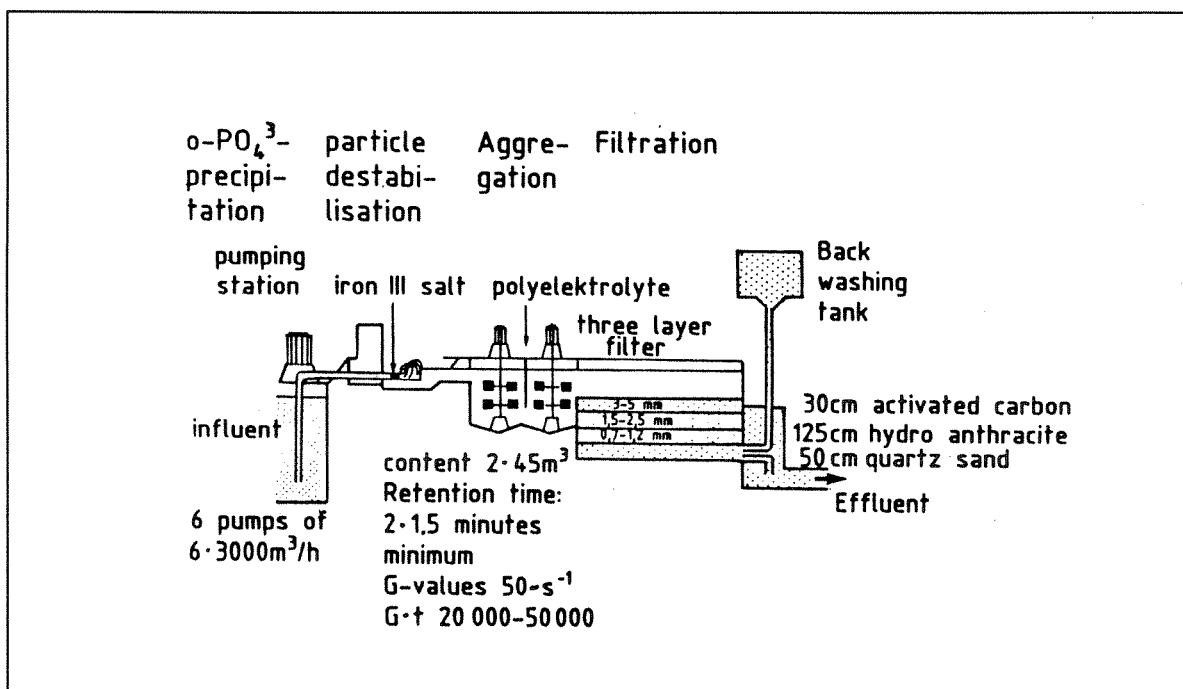
4.2.5 Direkte kjemisk felling

Ved særlig høy konsentrasjon av fosfor i innsjøer kan "overskuddet" felles ut direkte i innsjøen, eller i det viktigste tilløpet, på samme måte som i et kjemisk renseanlegg. I tillegg tilsettes evt. andre kjemikalier for å justere pH, alkalitet o.l. Aluminiumsulfat foretrekkes i de fleste tilfeller foran jernklorid fordi jernkomplekser vil løses opp under anaerobe forhold i sedimentene. Aluminiumkomplekser kan i tillegg fortsette å adsorbere fosfat fra interstitialvannet i sedimentet (Cooke og medarb. 1986).

Et stort antall innsjøer i USA er behandlet med aluminiumsulfat med godt resultat. Cooke og medarb. (1986) oppgir at tilfeller med "begrenset suksess og klare fiaskoer" skyldes for lav dosering, resuspensjon i grunne innsjøer eller utilstrekkelig redusert fosforbelastning av innsjøen. Flere av behandlingene foregikk for 10-15 år siden og har fortsatt god effekt (Garrison og Knauer 1984). Pettersson og Wallsten (1990) har gitt en oversikt over innsjøer i Sverige og i USA som er restaurert etter denne metoden.

Langvannet i Lørenskog ble i 1977 behandlet med aluminiumsulfat for å redusere fosforinnholdet (Holtan og Nichols 1987). Innsjøen hadde gjennom lang tid vært belastet med ubehandlet avløpsvann fra den omliggende bebyggelsen. Etter tilsetning av 30 tonn AVR ble det imidlertid observert en betydelig fiskedød. Forsøket ble derfor avsluttet. Denne innsjøen synes også uegnet til denne type tiltak pga. kort oppholdstid og fortsatt stor belastning fra tilløpsbekkene.

Det er også eksempler på at direkte utfelling av fosfor i tilløpselva har hatt god effekt på vannkvaliteten i nedenforliggende innsjø. Mest kjent er det store anlegget ved innløpet til Wahnbadammen i Tyskland, se figur 4.8 (Bernhard 1981). Dammen tjener som drikkevannskilde for en stor befolkning. Ved innløpet ble det bygget et 5 mill. m³ stort sedimentasjonsbasseng, dimensjonert for å behandle inntil 5 m³ elvevann/sek. Utfelling foretas vha. jernklorid og en kationisk polyelektrolytt tilsettes for å danne store fnokker. Deretter filtreres vannet gjennom et sandfang kombinert med aktivt kull. 95 - 99% av fosforet blir fjernet på denne måten og utløpskonsentrasjonen fra anlegget var 4 mgP/m³ i gjennomsnitt over en toårs-periode.



Figur 4.8 Fellingsanlegg ved innløpet til Wahnbach Talsperre (Bernhardt 1981)

Kostnadene ved konstruksjon og drift av slike anlegg er svært høye, og er kun aktuelle der det ikke finnes alternative drikkevannskilder og der reduksjon av forurensningen ved kildene ikke er enklere og rimeligere. En annen ulempe med aluminiumfelling kan være at muligheten for gifteffekter på fisk ved lav pH. I praksis er denne metoden lite aktuell i Norge fordi forurensninger i prinsippet skal hindres ved kilden, bortsett fra i områder med stor diffus avrenning.

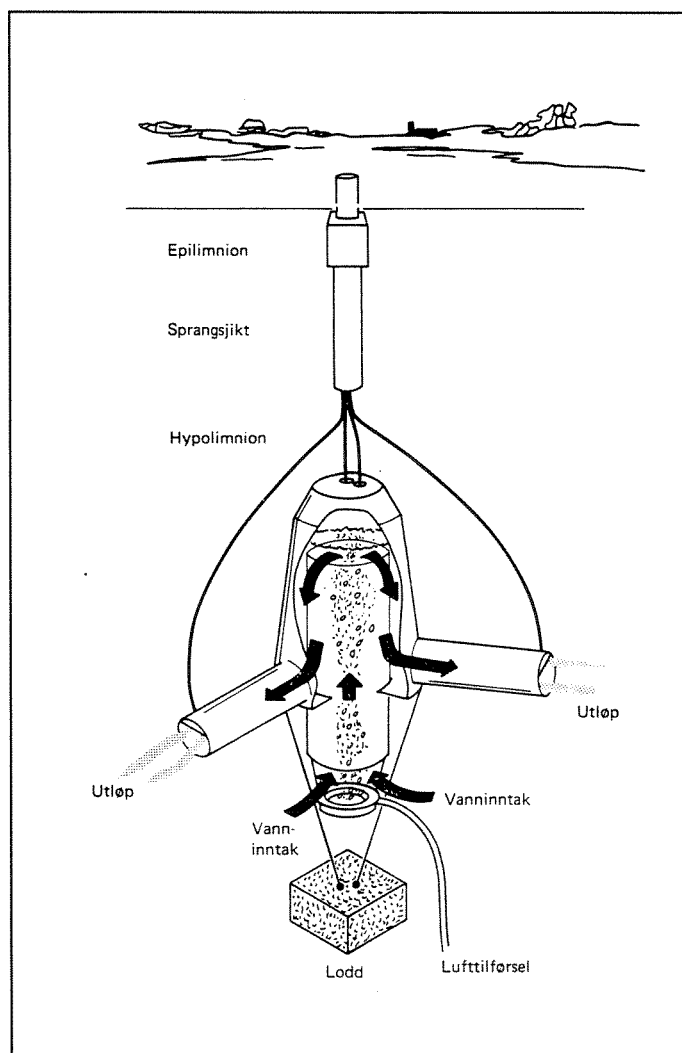
Enklere anlegg der kjemikaliene tilsettes direkte i innløpet og der utfellingen foregår i innsjøen, er i drift bl.a. i Nederland for å "defosfatere" vann fra Rhinen før opphold i store "sedimentasjons-innsjøer". Deretter transporteres vannet til et stort infiltrasjonsanlegg i sanddyner ved Amsterdam før det fordeles på drikkevannsnettet (Bannink og van der Vlugt 1977). Vannet som ble ført inn i reservoaret hadde en fosfor-konsentrasjon på 600 mgP/m³, mens utløpet var redusert til under 100 mgP/m³. Senere behandling reduserer konsentrasjonen ytterligere. Tilsvarende anlegg er også i drift i England og USA.

4.2.6 Lufting av bunnvannet

4.2.6.1 Hypolimnionlufting

I Kolbotnvatnet ble bunnvannet oksygenert v.h.a. et såkalt Limnox-aggregat (Erlandsen og medarb. 1988). Bunnvannet suges opp i aggregatet og luftes vha. pressluft før det pumpes tilbake i dypet. Ved denne metoden unngår en at innsjøens temperatur-sjiktning brytes og næringsrikt bunnvann kommer opp til overflaten. Ulempen ved denne metoden er at den har begrenset kapasitet slik at den kun er egnet for små innsjøer. Metoden vil oftest bare kunne fungere som "kunstig åndedrett" inntil den egentlige årsaken til oksygenvinnet løses.

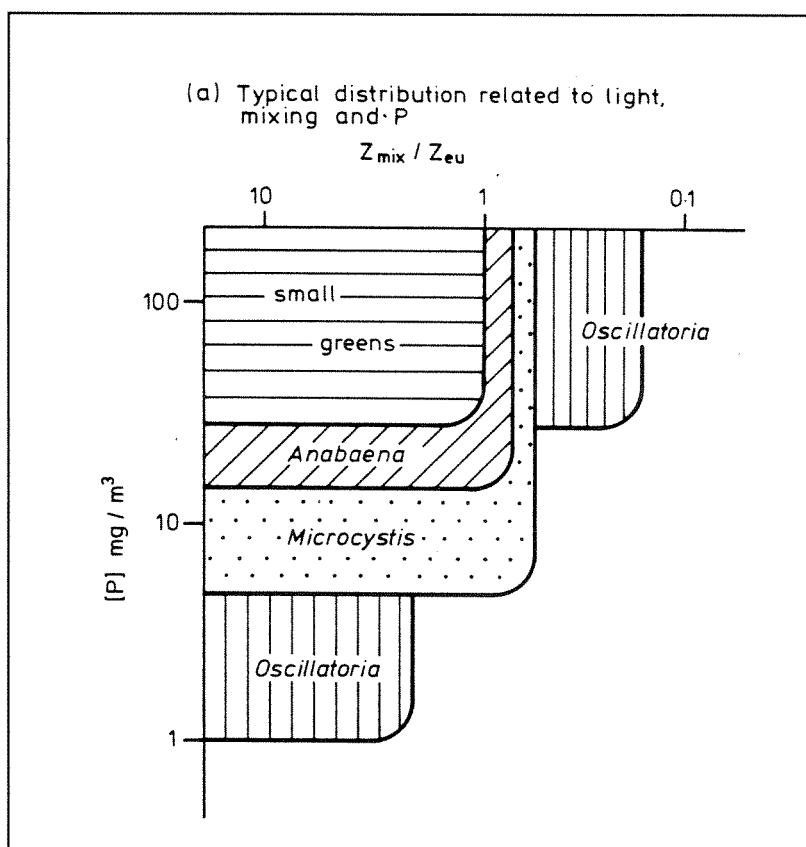
Ved bruk i større innsjøer der flere aggregater må brukes samtidig kan energikostnadene være betydelige.



Figur 4.9 Lufting av hypolimnion i innsjøer med Limnox (Atlas Copco)

4.2.6.2 Destratifisering

Shapiro og medarbeidere (1982) og Steinberg og Hartmann (1988) angir flere mekanismer som bidrar til at destratifisering både kan føre til endringer i artssammensetningen i planteplanktonet og reduksjoner i den totale biomassen. I sjiktede innsjøer kan f.eks. blågrønnalgen *Oscillatoria* etablere seg med høye konsentrasjoner i sprangsjiktet fordi den har evne til å regulere oppdriften vha. gassblærer. Dette er observert bl.a. i Gjersjøen og i Mjøsa. Destratifisering kan gi mindre gunstige forhold for slike blågrønnalger. Shapiro og medarb. (1982) mener at diatomeer vil få bedre vilkår under destratifikasjon fordi sedimentasjonen reduseres, overflatevannet blir noe kjøligere og får ikke så høy pH, og i tillegg at *Daphnia* har tendens til å øke i konsentrasjon dersom bunnvannet på forhånd var anaerobt. Alt dette vil kunne bidra til at vannkvaliteten blir bedre i eutrofierte innsjøer etter destratifisering. Lys- og sjikttingsforhold kan sammen med fosforkonsentrasjonen være avgjørende for hvor mye alger, og hvilke typer som vil dominere, i en innsjø. Om innsjøen sirkulerer dypere eller grunnere enn algenes kompensasjonsdyp (under dette dypet er det for lite lys til netto produksjon) vil være av stor betydning for om blågrønnalger vil dominere eller ikke (figur 4.10).



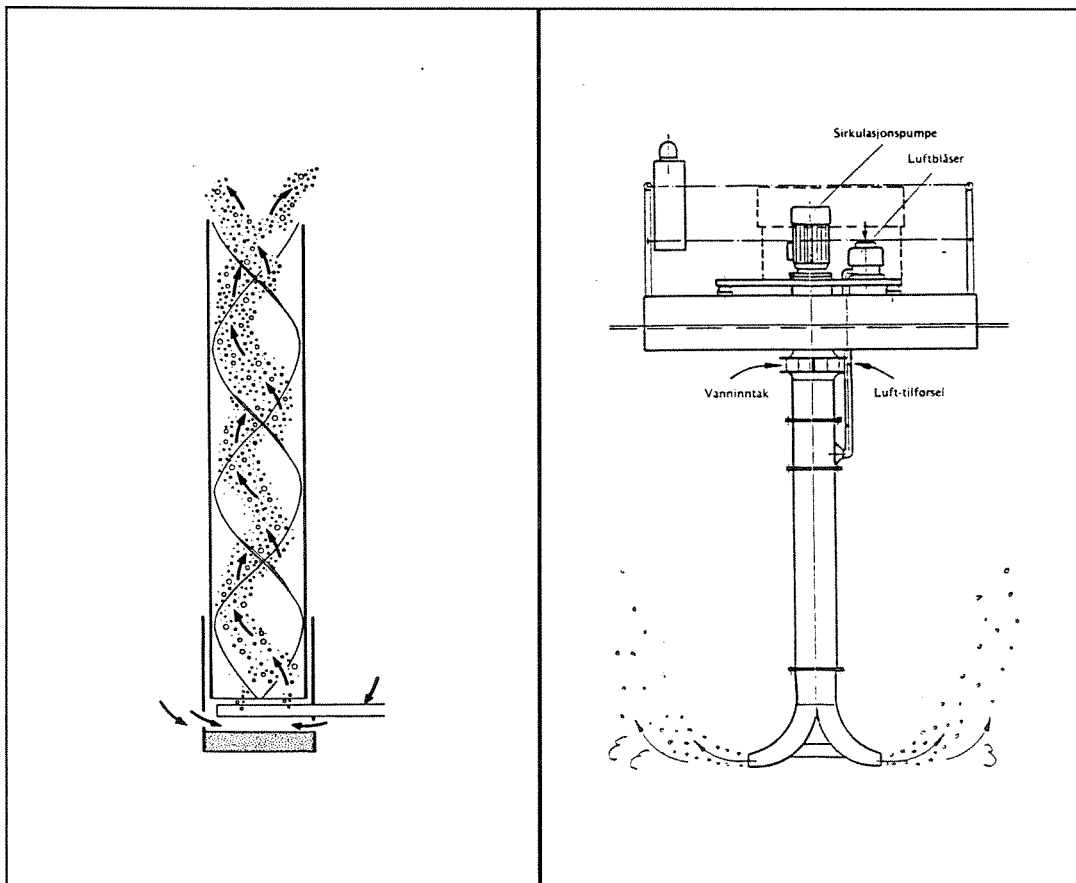
Figur 4.10 Skjematisk presentasjon av forekomst av gruppen grønnalger og noen slekter blågrønnalger under varierende fosfor-konsentrasjoner og sjikttingsforhold (z_{mix} : blandingsdyp, z_{eu} : kompensasjonsdyp). Fra Harper 1992.

Endring av sirkulasjonsdypet vha. f.eks. en boblegardin kan derfor bidra til å styre sammensetning og mengde av algene.

Store deler av Londons drikkevann skaffes til veie ved å pumpe vann fra Themsen via store betongreservoarer. Vannkvaliteten i disse reservoarene bedres i vesentlig grad ved å destratifisere vannmassene (Duncan 1990). Med dette oppnås å hindre sjiktning, redusere overflate-temperaturen,

øke algens sirkulasjonsdyp, hindre oksygenvinn og blande næringsstoffene. I tillegg arbeides det bevisst for å unngå innvandring av planktonspisende fisk i reservoirene (jfr. kapittel 4.2.6.2).

Langvannet i Lørenskog ble belastet med urensset avløpsvann fra boligfelter og fra industri over så lang tid at det ble foreslått å fjerne øverste lag av sedimentet for å bedre vannkvaliteten (Nichols og Holtan 1987). Dette tiltaket kunne imidlertid ikke gjennomføres fordi det var for kostbart. For å bedre på oksygeninnholdet i bunnvannet ble det satt igang lufting av det ene bassenget. Denne varianten foregår ved at overflatevannet blandes med luft og føres ned til dypere vannlag (figur 4.11). Innsjøens vannmasser blandes derved effektivt vertikalt. Nichols og medarb. (1991) viser at luftingen ga bedringer både i vannkvalitet og oksidasjon av overflatesedimentene i dette bassenget. Ved stopp i luftingen ble imidlertid sedimentoverflaten raskt oksygenfri igjen. Dette understreker at denne typen tiltak må pågå over lang tid for å ha varig effekt.

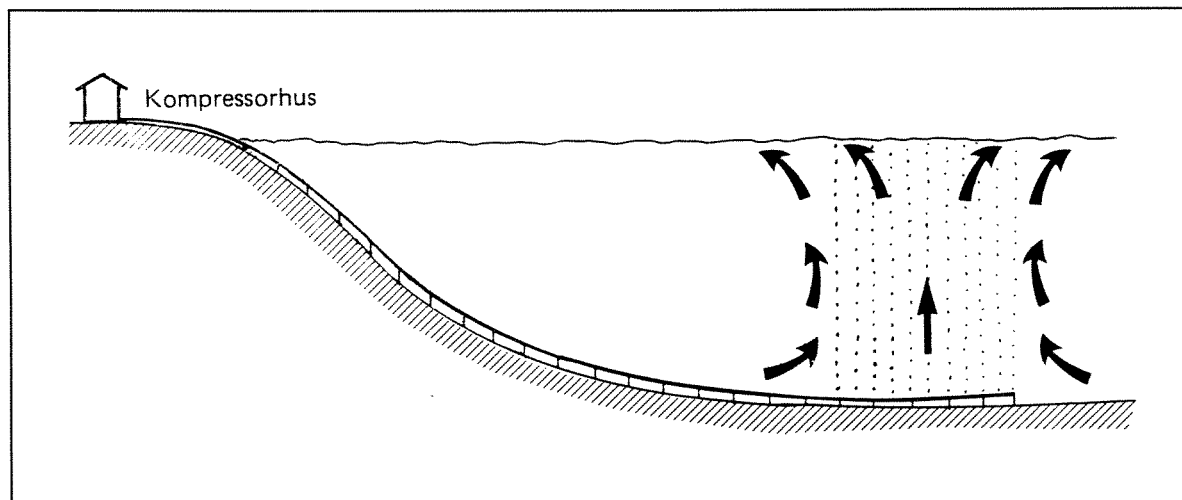


Figur 4.11 De-stratifisering vha. A. Helixor-rør (fra Hendersson-Sellers og Markland 1987) og B. med Planox-lufteren i Langvannet i Lørenskog (Nichols og Holtan (1987)

Metoden er også brukt i Bongstøvannet i Vest-Agder ved at lettere overflatevann i en fjordarm ble pumpet ned i dypvannet (se Molvær og medarb. 1983). Tetthetsforskjellen førte til at det lettere vannet hadde tilstrekkelig oppdrift til å dra med seg mye av bunnvannet opp mot overflaten og skapte på den måten effektiv sirkulasjon. Metoden ble kombinert med lufting vha. en boblegardin.

I Kolbotnvatnet (Erlandsen og medarb. 1988) har de-stratifisering ved hjelp av en "boblegardin" (figur 4.12) bidratt til mer effektiv lufting av bunnslammet vår og høst og sikrer at vannmassene er gjennomluftet og mettet med oksygen nær stagnasjonsperiodene begynner. Det er observert i enkelte tilfeller at de-stratifisering kan forårsake økt oppblomstring av blågrønnalger. F.eks. rapporterte

Faafeng og medarb. (1990) om masseutvikling av *Oscillatoria* i Kolbotnvatnet høsten 1989 pga. for tidlig oppstart av "boblegardin" om høsten. Dette resulterte i at store mengder fosfatrikt bunnvann ble ført opp til overflaten og ga grunnlag for en raskt økende populasjon av blågrønnalger.



Figur 4.12 Boblegardin for destratifisering av Kolbotnvatnet (Erlandsen og medarb. 1988)

4.2.7 Biomanipulering

Biomanipulering er et begrep som ble lansert av Shapiro og medarb. (1975) og som beskriver metoder for å bedre vannkvaliteten i innsjøer vha. styring av de biologiske komponentene, som regel fiskebestanden. Senere er også andre begreper som "top-down effects", "cascading trophic interactions" og "food-web manipulation" brukt om disse prosessene (Andersson og medarb. 1978, Carpenter og medarb. 1985). Begrepet "top-down effects" blir ofte brukt som motsetning til "bottom-up effects", som består av de prosessene opp gjennom næringskjedene som primært styres av tilgangen på næringsstoffer, dvs. ressursbegrensning. Det har pågått en heftig diskusjon om den relative betydning av disse to prosessene. Diskusjonen har ført til intens forskning, særlig i Nord-Amerika og Nord-Europa, som har gitt et mer nyansert bilde av de komplekse prosessene som ligger bak begrepet eutrofiering, og har også bidratt til et utvidet repertoiret av virkemidler mot uønsket eutrofiering (se f.eks. Gulati og medarb. 1990, Walker 1989). For en oppsummering av diskusjonen anbefales kommentarene i *Limnology and Oceanography* av hhv. DeMelo og medarb. (1992) og Carpenter og Kitchell (1992). Under blir de mest aktuelle metodene beskrevet.

4.2.7.1 Biologisk bekjempelse med virus, sopp ol.

Det er vist at mange av de blågrønnalgene som danner masseoppblomstring i våre innsjøer kan infiseres av virus, såkalte cyanofager (Phlips og medarb 1990), og flere forfattere har foreslått å utnytte dette til bekjempelse av masseoppblomstringer (Safferman og Morris 1964, Monegue og Phlips 1991). Ifølge flere av forfatterne er disse nær ideelle for biologisk bekjempelse (Cooke og medarb. 1986) da de er:

- artsspesifikke
- ikke giftige for andre organismer
- har ingen andre effekter på vannkvaliteten forøvrig.

Til tross for at det er gjort endel forskning på cyanofager har slike ikke vært brukt i storskala forsøk på bekjempelse, men det er godt mulig at disse kan gi god effekt, kanskje særlig for å hindre oppblomstringer (se Ward 1991). Videre forskning er nødvendig før dette kan utnyttes i praktisk bruk.

Tilsvarende indikerer Canter (1972) og van Donk og medarb. (1990) muligheter for bruk av artsspesifikke parasittiske sopp som et praktisk tiltak mot blågrønnalger.

Det er også isolert ciliater som lever av trådformede blågrønnalger i innsjøer (Brabrand og medarb. 1983). Eksperimenter i kolbekulturer og i innhegninger i Gjersjøen viste at disse hadde et potensiale til spesifikt å beite ned de vannblomstdannende *Oscillatoria*. Denne arten er lite attraktiv føde for normalt forekommende dyreplankton.

Det kan tenkes at metoder som nevnt over kan utnyttes for bekjempelse av masse-oppblomstringer, men fortsatt mangler erfaringsmateriale for å kunne avgjøre om metodene kan ha praktisk anvendelse i framtida.

4.2.7.1 Dyreplankton-spisende fisk

I løpet av 1960- og 70-årene ble det gjort en rekke observasjoner og eksperimenter som viste at fisken kunne spille en viktig indirekte rolle i innsjøenes næringskjeder. Innvandring av nye fiskeslag (Brooks og Dodson 1965) og eksperimenter i fiskedammer (Hrbacek og medarb. 1961) og i innsjøeksperimenter (Shapiro og medarb. 1975) ga støtet til omfattende forskningsinnsats på hvilke effekter fisken kunne ha på dyreplankton- og planteplankton-samfunnet.

Utgangspunktet er at algene sjelden når den teoretiske øvre grense for algeutbytte ved en gitt fosforkonsentrasjon. Dette kan ha flere årsaker, én av disse er beiteaktiviteten til dyreplanktonet. Det er utført en rekke eksperimenter og grunnleggende forskning for å studere dette fenomenet (se f.eks. Gulati og medarb. 1990). En generell konklusjon en kan trekke av denne forskningen er at store bestander med planktonspisende fisk kan redusere konsentrasjonen av store arter av *Daphnia*. Denne slekten av vannlopper er særlig effektiv til å filtrere vann og tar på den måten ut planteplankton som føde. Dersom *Daphnia* får anledning til å opptre i tette bestander kan de tilsammen filtrere hele innsjøens volum én gang pr. døgn eller mer. Derved omsettes algene så fort gjennom næringskjeden at de ikke kan utvikle seg til tette bestander. Dette skjer uavhengig av innsjøens innhold av fosfor. Visse fiskearter, særlig av typen karpefisk, kan være svært effektive til å fjerne *Daphnia*, og kan derved bidra til at fosforet i vannet utnyttes fullt ut av planteplanktonet.

Andre fiskearter søker etter føde i innsjøens bunnslam. Under leting etter insektslarver ol. roter de opp bunnslammet og hvirvler opp fosfor som ellers ville ha ligget lagret utilgjengelig i slammet. Ved denne mekanismen kan fisken bidra til å øke fosforinnholdet i innsjøens vannmasser (også en form for "indre gjødsling").

Reduksjon av tette bestander av slike typer fisk, mort, brasme, stingsild ol., vil under visse forhold kunne bidra til å bedre vannkvaliteten i form av redusert konsentrasjon av alger. Dette kan gjennomføres enten ved direkte tiltak rettet mot disse fiskebestandene eller indirekte tiltak (tabell 4.2).

Tabell 4.2 Forskjellige typer tiltak for å redusere planktonspisende fiskebestander

direkte tiltak mot planktonspisende fisk:

- utfisking med garn, trål, ruser el.
- bruk av fiskegift (rotenon)
- periodevis tømning (mindre dammer)

indirekte tiltak:

- utsetting av rovfisk
 - begrense mulighetene for reproduksjon og oppvekst
-

I de fleste tilfeller vil utsetting av rovfisk være et enklere, rimeligere og mer varig tiltak enn utfisking. Notfiske el. på gytégrunner vil kunne være en mellomløsning (se f.eks. Bratli 1992). Før slike tiltak settes i verk må det gjennomføres grundige analyser av innsjøen for å sikre at tiltaket virkelig kan ha effekt. Det er i dag omfattende erfaring med bruk av metoden. For nærmere diskusjon vises til Gulati og medarb. (1990), Walker (1989) og Olsen og Vadstein (1989) og litteraturhenvisninger i disse. Her skal bare nevnes noen av erfaringene som er gjort i Norge.

I Haugatjernet i Sør-Trøndelag ble fiskebestanden fjernet med rotenon og dette førte til kraftig reduksjon av algebiomassen og overgang fra blågrønnalger til andre typer alger i de påfølgende årene (Reinertsen og medarb. 1989). I Helgetjernet i Østfold økte typiske siktedypsverdier om sommeren fra 15 cm til mer enn 3 meter etter at fisken var fjernet med rotenon (Faafeng og Brabrand 1990). I Gjersjøen i Akershus ble det satt ut rovfisken gjørs for å redusere den store bestanden av mort. I takt med redusert mortebestand ned til ca. 5% av tidligere, avtok også konsentrasjonen av planteplankton og andelen av blågrønnalger. Blågrønnalgene som hadde dominert i flere tiår ble redusert til et minimum (Faafeng og Brabrand, under utarb.).

4.2.7.3 Endring av forhold mellom plantenæringsstoffer

I sterkt sjiktede innsjøer kan reservene av tilgjengelige næringsstoffer i de øvre vannmasser være "tømt" pga. utfelling og opptak i raskt voksende planteplankton. Som nevnt over kan destratifikasjon føre til at næringsstoffer, som er i så lav konsentrasjon at det begrenser planteplanktonets vekst, tilføres i store mengder fra dypvannet. Dette gjelder både fosfor, nitrogen og silikat. Shapiro og medarb. (1982) viser til en del slike tilfeller fra litteraturen.

Forskjellige grupper og arter av planteplankton har forskjellig optimale forhold mellom tilgjengelige næringsstoffer, som diskutert av f.eks. Tilman (1980). Dette kan utnyttes ved forskjellige typer tiltak der spesielle uønskede arter kan gis konkurransemessig dårlige forhold i forhold til andre arter. Dette gjelder særlig for vannblomstdannende arter av blågrønnalger som ofte kan være nitrogenfikserende eller har andre tilpasninger til lave N:P-forhold i vannet. Ved å øke konsentrasjonen av nitrat/ammonium kan dette forholdet endres. Likeså vil kunstig økning av silikat-konsentrasjonen kunne føre til oppblomstring av diatomeer. Disse vil gjerne danne en kraftig oppblomstring der de trekker ut mye av overflatevannets tilgjengelige næringsstoffer, før de dør og synker til bunns. På den måten kan bl.a. fosfor-konsentrasjonen reduseres så mye at blågrønnalgene får mindre gunstige forhold.

Tilsetning av løste nitrogenforbindelser er bl.a. foreslått av Skulberg (1986) som ett av flere tiltak for å begrense veksten av giftproduserende blågrønnalger i Akersvannet. For å gi ikke-blågrønnalger en konkurransemessig fordel ble det foreslått å tilsette nitrat til innsjøen. Blågrønnalgene har spesielt gunstige vekstforhold sammenliknet med andre grupper alger ved lavt forhold mellom tilgjengelig nitrogen og fosfor (N:P) i vannet. Ved oppvekst av f.eks. små grønnalger burde innsjøens naturlige dyreplankton kunne holde planteplanktonet bedre i sjakk. På sikt var likevel det viktigste tiltaket for å bedre vannkvaliteten i Akersvannet å redusere forurensningsbelastningen. Akersvannet var på den tida reserve-vannkilde for Vestfold Interkommunale Vannverk. En må merke seg at tilsetning av nitrat vil kunne komme i konflikt med overordnede nasjonale strategier og internasjonale avtaler.

4.3. Tiltak mot uønsket vegetasjon

Høyere vegetasjon kan ha stor innvirkning på stoffomsetningen i innsjøer (Carpenter og Lodge 1986, Rørslett og medarb. 1986). Moss (1990) beskriver to alternative stabile situasjoner i eutrofierte grunne innsjøer: én som er dominert av oppblomstring av planteplankton og én som er dominert av høyere vegetasjon. En rekke kontrollerte eksperimenter viser at denne "konkurransen" er uavhengige av fosforkonsentrasjonen i vannet. Dette er også bekreftet av bl.a. Scheffer (1990) og andre rapporter i Gulati og medarb. (1990).

Overbelastede grunne innsjøer er ofte karakterisert ved massive oppblomstringer av planteplankton og stor opphvirvling av løst sediment. I innsjøer der høyere vegetasjon fortsatt dekker store deler av bunnen vil en kunne se en helt annen situasjon til tross for at fosforkonsentrasjonen kan ligge på samme nivå: vannet innimellom vegetasjonen er ganske klart. Dette både pga. redusert resuspensjon og økt konkurranse mellom planteplankton og høyere vegetasjon om næring og lys. I tillegg kommer at algespisende dyreplankton (*Daphnia*) har gode muligheter for å unngå å bli spist av fisk i vegetasjonssonene (van Donk og medarb, in press). Årsakene til at vegetasjonen kan ha avgjørende betydning i grunne innsjøer kan sammenfattes i tabellen under.

Tabell 4.3 Betydning av vegetasjon for å hindre oppblomstring av planteplankton i grunne innsjøer.

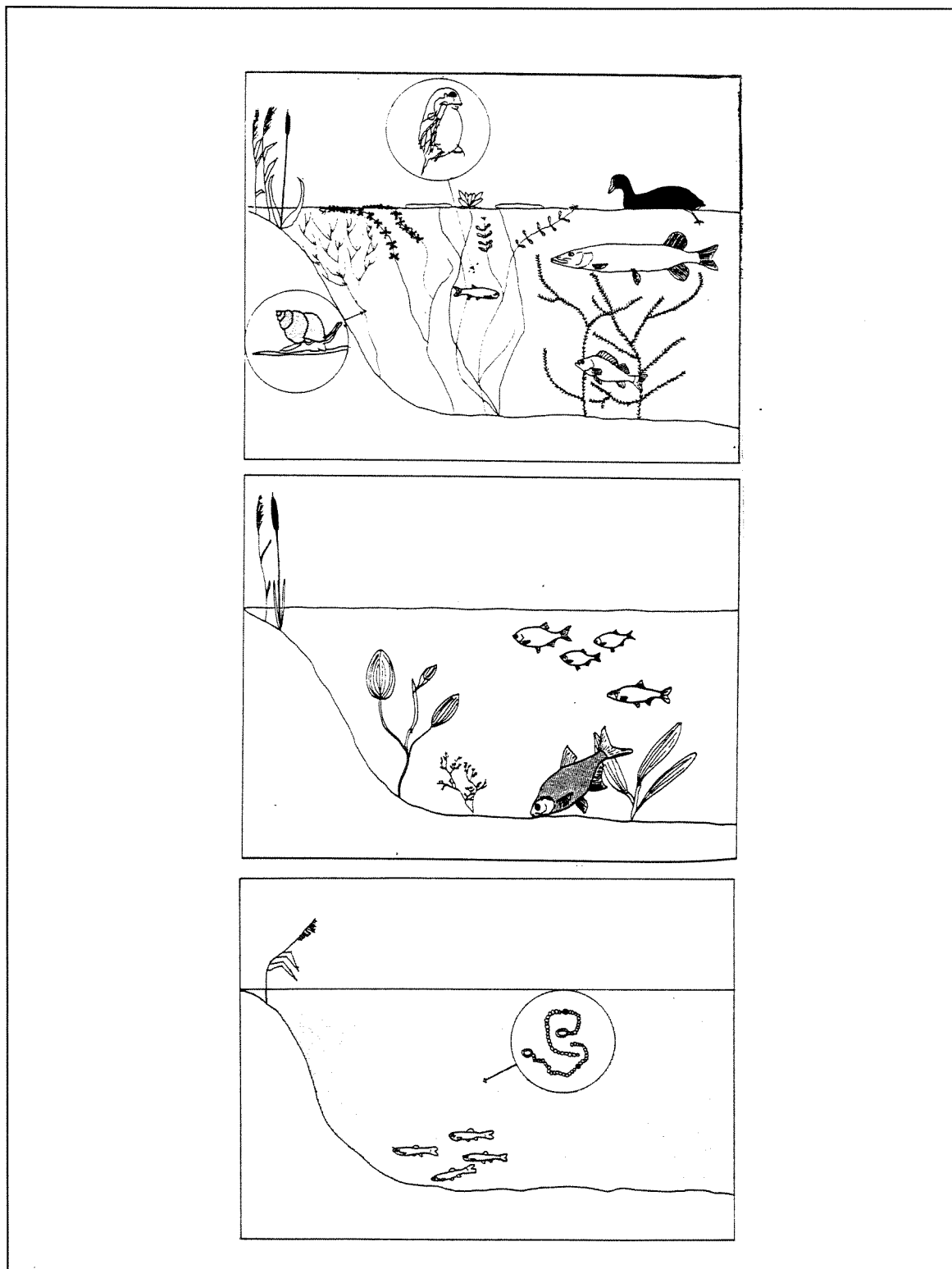
· konkurranse om næringsstoffer - næringsfelle ved innløp og langs land
· binde løst sediment og hindre resuspensjon (gir klart vann)
· oksygenere sediment ved oksygen-transport via røttene og derved hindre indre gjødsling, stimulerer denitrifikasjon
· refugium og gyteplass for rovfisk
· refugium for <i>Daphnia</i>
· makrovegetasjon skiller ut stoffer som hindrer planteplanktonet

I Østensjøvannet i Oslo kan gradvis reduksjon og fjerning av undervannsvegetasjonen pga. økt forurensning ha vært medvirkende årsak til den reduserte vannkvaliteten, dvs. økt resuspensjon av sediment og økt algeoppblomstring. Nå domineres denne innsjøen fullstendig av planteplankton.

4.3.1. Høsting av høyere vegetasjon

Tradisjonelt utføres høsting av vegetasjon med utstyr som er tiltenkt landbruksmessige formål, men det er også utviklet mye utstyr som er spesielt tilpasset framdrift i svært bløte våtmarker og på vann. Plantene kuttes, samles sammen og transporteres til land for deponering eller utnyttelse til for eller liknende (se Cooke og medarb. 1986).

Høsting av vegetasjon i vegetasjonssesongen har vært utført i stor stil i Steinsfjorden og i Børsesjø og kan bidra til fjerning av organisk stoff og næringsstoffer. Oftest vil neste generasjon planter likevel kunne vokse opp ganske upåvirket av høstingen. Fjerning eller mekanisk ødeleggelse av rotsystemet (se figur 4.15) etter høsting bidrar til å effektivisere behandlingen. For at tiltaket skal ha



Figur 4.14 Tre faser i utviklingen i en grunn, næringsrik innsjø. Øverst med mye vegetasjon og lite alger, deretter et stadium med mye bunnspisende fisk til stadium med mye fisk, lite vegetasjon og kraftig blågrønnalge-oppplostring (fra Harper 1992).

varig effekt må det kombineres med andre tiltak som f.eks. heving av vannstanden. Metoden kan også ha en rekke andre ulemper (se Nichols 1991). Høsting kan f.eks. bidra til uønsket spredning av plantefragmenter av vasspest, som lett kan etablere seg andre steder. Høsting vil også ha sterkt negative effekter på dyrelivet som er knyttet til sivvegetasjon eller undervannsplanter: fugl, fisk og deres næringsemner (Statens Naturvårdsverk 1976), men kan på den annen side bidra til bedre kontroll med uønsket høy reproduksjon av lite attraktive fiskearter. Andersson (1986) understreker betydningen av fugl og fisk for forekomsten av undervanns-vegetasjon, og derved også på vannkvaliteten i grunne lavlandssjøer. Selektiv høsting i tid og rom og brenning om høsten eller vinteren, kan også påvirke artssammensetning og mangfold i vannvegetasjonen.

4.3.2. Heving eller senking av vannstanden

Som vist i et tidligere kapittel kan heving av vannstanden i grunne innsjøer føre til redusert oppblomstring av planteplankton og kvalitative endringer av algesammensetningen. Dette gjelder spesielt i svært grunne innsjøer. I tillegg vil hevet vannstand også føre til at fastsittende vegetasjon må "trekke seg tilbake" fra de dypeste områdene pga. redusert lysintensitet. Redusert vannstand i perioder av året kan også ha stor innflytelse på utbredelsen av mange arter og kan derfor være et effektivt tiltak mot uønsket vegetasjon (Nichols 1991) eller mot formering av fiskearter som gyter i strandsonen. For at nivåsenking skal være effektiv må den aktuelle vegetasjon utsettes for kraftig uttørking eller ekstreme temperaturer (innfrysing). Rørslett (19xx) har diskutert effekter av vannstands-variasjoner på dybdeutbredelsen av vegetasjon. Kombinasjon av innfrysing og påfølgende heving av vannstanden har vist seg svært effektiv i svenske forsøk (se Nichols 1991). Effekten av tiltaket varierer sterkt fra art til art (Cooke og medarb. 1986).

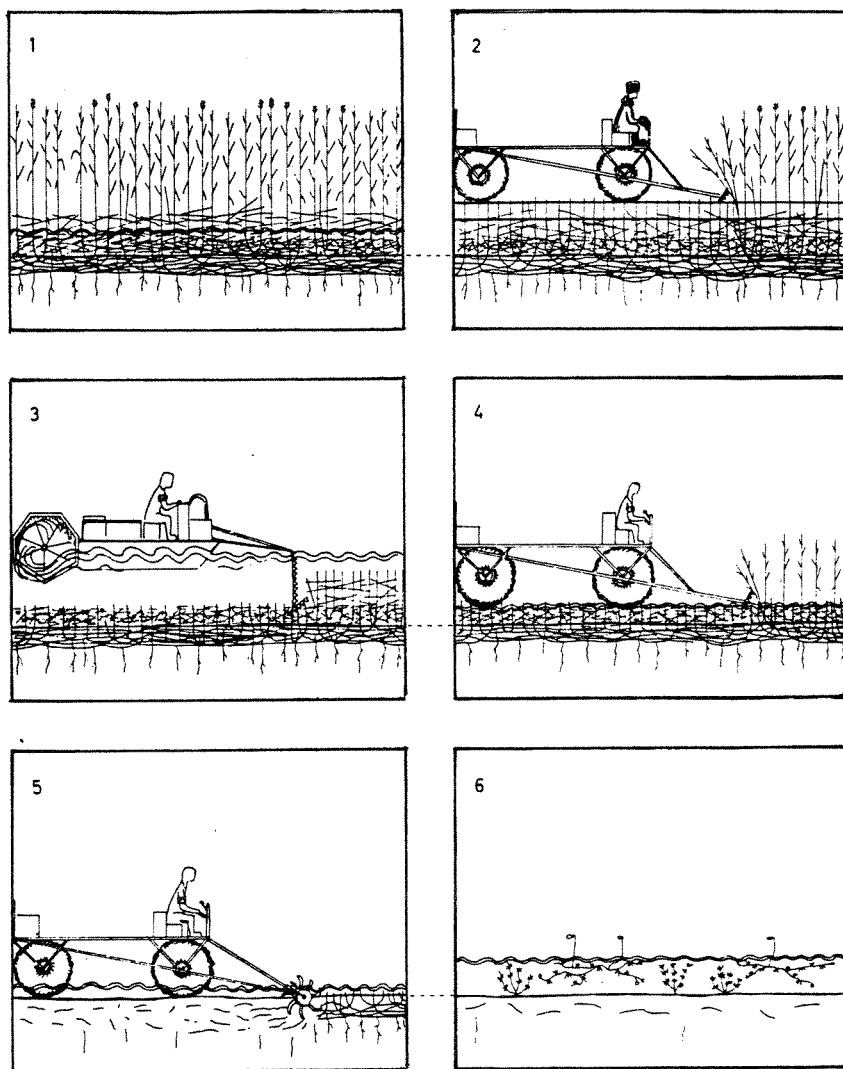
4.3.3. Fjerning eller tildekking av sedimenter

Mange planter er avhengige av å ha et passende substrat for å få feste og tilstrekkelig næring. Fjerning av næringsrikt sediment og eksponering av næringsfattig, mineralsk sediment kan være effektive tiltak mot uønsket vegetasjon. Tiltaket kombineres ofte med høsting (se over). Nichols (1991) hevder at slike tiltak sjelden har varig effekt.

Berge (1987) gjorde forsøk med å dekke over næringsrikt sediment og uønsket vegetasjon i Steinsfjorden vha. fiberduk dekket med grus (figur 4.16). Etter en vekstsesong var effekten svært god både for takrør og vasspest, selv om vasspesten kan invadere og etablere seg på nye områder uten at den trenger feste for røttene. For andre planter som normalt skaper problemer i norske vassdrag regnes effekten av denne metoden å være god. 7 år etter overdekkingen i Steinsfjorden kan det ikke spores gjenvekst av takrør og sjøsivaks. Berge vurderer metoden som spesielt interessant for å holde vegetasjonen borte fra avgrensede områder som badeplasser, farleder for båter ol.

Fiberduken kunne enkelt transporteres ut på isen om vinteren vha. en snøscooter og deretter rulles ut over ønskede arealer. Duken ble dekket med et 2-5 cm tykt lag med sand eller grov grus. Tidlig om våren smeltet duken gjennom isen og la seg over eksisterende vegetasjon. Ved nedbrytning av vasspest ble det kraftig gassutvikling, som bare kunne slippe igjennom duken dersom det ble benyttet en relativt åpen kvalitet.

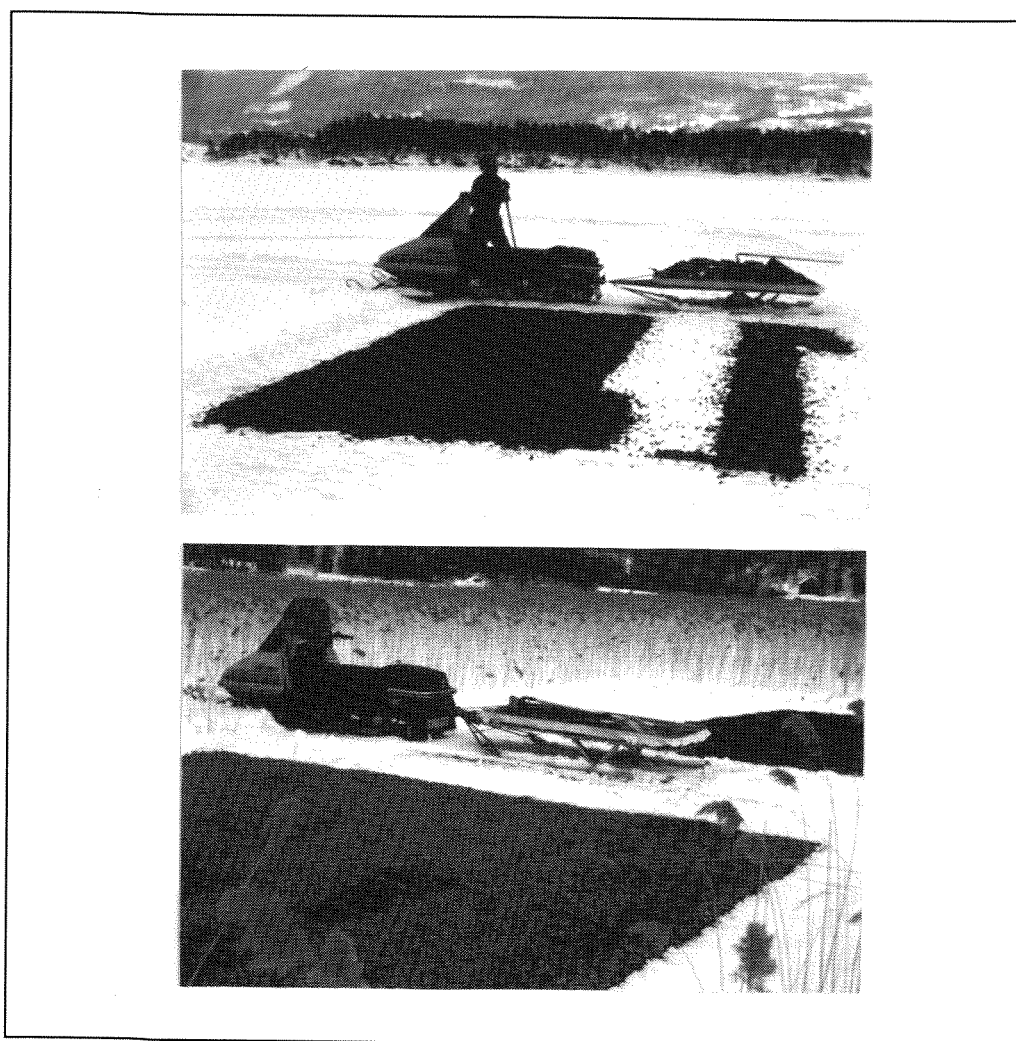
Krypsiv (*Juncus bulbosus*) er en plante som danner masseforekomster i næringsfattige elver, elvemagasiner og innsjøer på Sør- og Vestlandet. I endel tilfeller kan dette skape praktiske problemer. Redusert vannstandsvariasjon, som i Venneslafjorden i Setesdal (Rørslett 1986), og kalking, som i Selura ved Flekkefjord (Hindar og medarb. 1992) synes å være utløsende faktorer.



- 15 Schema för den vid en restaurering av Hornborgasjön tillämpade metodiken. 1. Utgångssituationen. Området bevuxet med bladvass, den konsoliderade gyttjan täckt av grovdetritus och övre gyttjeskiktet genomvävt av rötter (rotfilt). 2. Arbetet börjar med slåtter under vintern. Materialet brännes. 3. Under vårhögvattenperioden reduceras stubbhöjden. Samtidigt lösgörs också detritusmassor, som legat mellan skotten. Dessa driver in till stränderna och hopsamlas där. 4. Under sommarens lågvattenperiod slås de återväxande stråna. 5. Slutlig bearbetning av stubbmattan genom sönderskärning. 6. Övervattenvegetationen är ersatt med undervattenvegetation.

Efter Björk 1972

Figur 4.15 Kutting/hösting av vegetasjon med forskjellige typer farkoster i Hornborgasjön (fra Bjørk 1972)

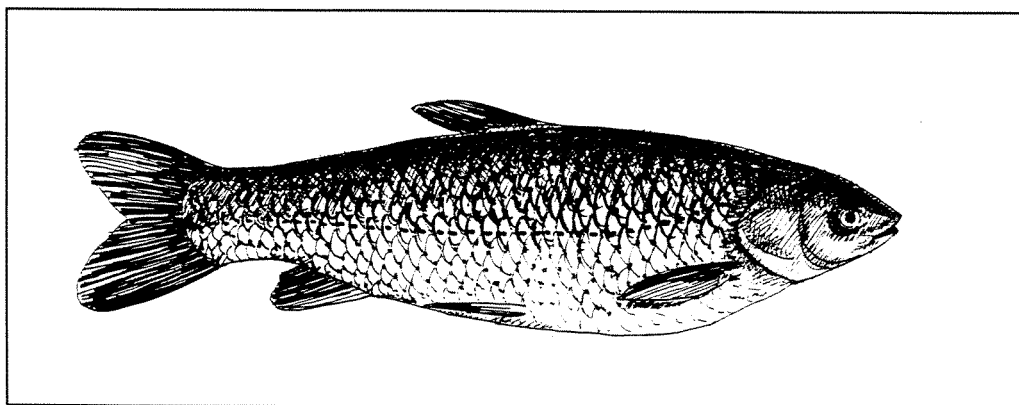


Figur 4.16 Forsøk med tildekning av testflater med sediment i Steinsfjorden for å hindre vekst av vasspest (Berge 1987)

4.3.4. Plantespisende fisk - biologisk kontroll

I endel land settes gresskarpe (*Ctenopharyngodon idella*) ut i innsjøer for å redusere høyere vegetasjon i innsjøer. Denne fisken som opprinnelig kommer fra Øst-Asia, lever i sitt voksne liv hovedsaklig av planter, spesielt synes den å foretrekke myke, fintrådede planter som vasspest, hornblad og tjønnaks, men den spiser også gjerne sivvegetasjon som takrør og dunkjevle.

Lien (1981) vurderte denne metoden for vegetasjonskontroll under norske forhold og viste til at denne arten neppe kan formere seg i Norge pga. den lave temperaturen i vannet. Ved dens optimale temperatur mellom 22° og 33°C spiser denne arten daglig vegetasjon tilsvarende sin egen kroppsvekt, ved 20°C 50-100% av kroppsvekten og fødeopptaket stopper opp ved temperaturer rundt 5-8°C. Under 12-15°C er gresskarper lite effektive. Dette begrenser effekten av denne arten under norske forhold.



Figur 4.17 Gresskarpe kan effektivt fjerne høyere vegetasjon i innsjøer, men er ikke brukt i Norge fordi den foretrekker varmere vann (Lien 1981).

I endel Syd-Svenske lokaliteter ga utsettinger av gresskarpe god effekt etter 2-3 år. Lien (1981) understreker imidlertid at dette fører til en omfordeling av organisk stoff og plantenæringsstoffer i innsjøen. Fra flere undersøkelser er det også rapportert om massive oppblomstringer av planteplankton i kjølvannet av gresskarpe-utsetting, pga. rask resirkulering av næringsstoffer og konkurranse mellom planteplankton og høyere vegetasjon (se kapittel 4.3). Denne effekten anses vanligvis som vel så uønsket som tette plantebestander.

Det skal nevnes at norske myndigheter også er restriktive til utsetting av nye arter fisk pga. faren for spredning av parasitter og sykdommer og fordi en ikke kjenner alle effekter slike arter kan ha på økosystemet. Det er også i Norge dårlige erfaringer med andre organismer som er satt ut med hensikt (*Mysis*), ved uhell (mink) eller av ukjente årsaker (vasspest).

Det er også vist at andre beitende dyr, f.eks. husdyr, kan ha stor effekt på vegetasjonen i innsjøer (se Moss 1990). Tidligere tradisjoner i Norge med å la husdyr beite ved og i slike innsjøer bidro også til at vegetasjonen ikke fikk utvikle seg fritt. Tilgroing av kroksjøer langs Leira i Akershus foreslås redusert ved å lå dyra slippe til for å beite der igjen (Brandrud og Mjelde 1992).

4.3.5. Bruk av plantegifter (herbicider)

Selv om det ikke brukes i Norge er fjerning av vegetasjon vha. herbicider utbredt i mange andre land, f.eks. i USA. Metoden kan være enkel, effektiv og billig, men det er alvorlige negative sider ved å spre plantegifter på denne måten. Siden metoden er lite aktuell i Norge vises til Ross og Lembi (1985) for en grundigere gjennomgang.

4.3.6 Betydning av fuglelivet

Fuglelivet som er knyttet til vegetasjonsbeltet rundt innsjøer, og til undervannsvegetasjonen, er selvsagt sårbare overfor inngrep som endrer utbredelse, produksjon og mangfold av vegetasjonen. Dette gjelder restaureringsmetoder som innebærer endringer av vannstand (heving og senking), behandling og fjerning av sediment eller behandling med plantegifter (se f.eks. Statens Naturvårdsverk 1976). På den annen side kan store fuglebestander påvirke vannkvaliteten direkte ved å øke omsetningen av biologiske materiale og ved å beite ned store deler av vegetasjonen eller redusere fiskebestanden (Kiørboe 1980, van Donk og medarb. in press). Opprotting av bunnmateriale og omsetning av planter og bunndyr gir også en slags "indre gjødsling". Dette gjelder særlig i grunne

innsjøer i kulturlandskapet. I den grad fuglene påvirker vegetasjonen i betydelig grad, vil dette kunne få indirekte effekter på vannkvaliteten som beskrevet foran. Fuglelivet må følgelig vurderes både som et mulig verneverdig element i innsjøen, men også som et element som i seg selv påvirker vannkvaliteten. Disse forholdene ble diskutert på et internasjonalt symposium om "Aquatic birds in the trophic food web of lakes" som ble arrangert i New Brunswick, Canada i august 1991. I det denne rapporten går i trykken foreligger bare sammendrag av foredragene.

4.4. Gjenopprette vegetasjon

Nichols (1991) gir en oversikt over positive effekter av å gjenopprette eller restaurere vannvegetasjon:

- bedre forhold for fisk og dyreliv
- redusere erosjon langs strendene
- redusere tilførsler av næringsstoffer
- redusere vekst av planteplankton
- erstatte uønskede nye arter vegetasjon

I overbelastede innsjøer er det ofte nødvendig å få kontroll med turbiditeten, ved å stabilisere sedimentet først.

Nichols (1991) ser også en mulighet for at en i framtida kan isolere artsspesifikke plantepatogener, slik at disse kan dyrkes opp i laboratoriet og spres i store mengder i den aktuelle lokaliteten. Det er også eksempler på at probleplanter kan angripes av selektive insekter og holdes under kontroll av slike. Dette gjelder særlig når planter blir spredd uønsket til nye områder der de ikke har naturlige fiender og kan utvikle massebestander

5. Sammenlikning av kostnader

5.1 Generelt

Kostnader ved forskjellige typer tiltak vil selvsagt variere sterkt fra innsjø til innsjø avhengig av innsjøens størrelse og dyp, type forurensningskilde, hvor lenge forurensningen har pågått osv. Oppsamling, transport og rensing av avløpsvann fra et stort nedbørfelt med spredt bebyggelse vil f.eks. være vesentlig mer kostbart enn fra en tilsvarende bebyggelse konsentrert i et lite område. Kostnadene er også sterkt avhengig av det ambisjonsnivå en setter for vannkvaliteten etter at restaureringstiltak er gjennomført. F.eks. vil det være mye mer kostbart å oppnå en vannkvalitet som tilfredsstiller drikkevannsformål enn f.eks. båtliv og rekreasjon. Som i mange andre sammenhenger er det også langt enklere og billigere å forhindre at skaden skjer ved å hindre forurensningen på et tidlig stadium, enn å reparere skaden i etterhånd.

Det kan derfor vanskelig gis generell informasjon om kostnadsnivå, enhetspriser ol. for forskjellige typer tiltak. Vi må derfor overlate videre beregninger av kostnader ved avlastning og innsjøinterne tiltak til hvert enkelt fremtidig restaureringsprosjekt tilpasset de lokale forhold. Her har vi valgt å presentere noen forskjellige prosjekter der kostnader er beregnet som en viss bakgrunn. De fleste eksemplene er norske, men vi har også tatt med noen fra Danmark og Sverige.

5.2 Mjøsaksjonen

Tilførsle av fosfor til Mjøsa fra husholdninger, industri og landbruk ble så store utover i 1970-årene at det etterhvert utviklet seg høye konsentrasjoner av blågrønnalger med påfølgende problemer for drikkevanns-forsyning ol. Dette resulterte i en storstilt aksjon, Mjøsaksjonen, for å redusere tilførsle under "akseptabel" belastning i hht. tilgjengelige erfaringsmodeller. I tabell 5.1 er vist målsettingen for Mjøsas vannkvalitet slik den er formulert i "tiltaks pakken for Mjøsa" fram mot år 2000 (Styringsgruppen for tiltaksanalyse for Mjøsa 1989).

Tabell 5.1 Målsetting for vannkvaliteten i Mjøsa under "Mjøs-aksjonen" fram mot år 2000 (Styringsgruppen for tiltaksanalyse for Mjøsa 1989)

- Siktedypet i Mjøsa's hovedvannmasser skal være 6 - 7 meter eller mer i den alt vesentligste tiden av året, og middelverdien av klorofyll a i vekstsesongen bør ikke overstige 1.8 mg pr. m³. Dvs. at algevekstproblemet er løst fullt ut.
- Vannet skal bli bedre egnet som drikkevannskilde og tilfredsstille de bakteriologiske krav til badevann.
- Innhold av miljøgifter og tilførsel av miljøgifter skal reduseres.
- Mjøsa skal være i tilfredsstillende økologisk balanse i samsvar med de naturgitte forhold.

Selve Mjøsaksjonen pågikk i perioden 1972 - 1979 og kostet vel 1 milliard kroner (Miljøvern-departementet 1979). Forskjellige typer tiltak måtte settes iverk for å oppnå den ønskete reduksjonen. Kostnadsfordelingen er vist i tabell 5.2.

Tabell 5.2. Samlede kostnader (millioner kr.) for tiltak i Mjøsas nedbørfelt i perioden 1972 - 79 (MD 1976).

	1972 - 1979
Kommunale tiltak	808
Spredt bebyggelse	180
Industri	92
Landbruk	145
Ialt	1,125

Denne aksjonen ble senere fulgt opp av en ny og mindre "tiltaks pakke" med en økonomisk ramme på 103 millioner kr. fordelt på de fire sektorene (Styringsgruppen for tiltaksanalyse for Mjøsa 1989).

5.3 Sedimentfjerning i Brabrand Sø, Jylland

I en brosjyre over restaureringsplanene for den 3 km lange Braband Sø på Jylland opplyser Århus Amtskommune at 420.000 m³ forurensede sedimenter skal fjernes vha. en spesialkonstruert "Mudcat". Dette vil kreve to til tre personers arbeidskapasitet i perioden 1. juli til 1. januar over 6 år og er beregnet å koste 20 til 30 millioner danske kroner (1987-kr). Maskinen skal ikke benyttes om vinteren og våren for å unngå å forstyrre fuglelivet for mye. Som illustrasjon på hvor omfattende et slikt prosjekt er vises tidsplanen for prosjektet i tabell 5.3.

5.4 Tiltak ved Laholmsbukten, Syd-Sverige

Fleischer og medarb. (1989) beregnet kostnadene ved alternative metoder for å redusere nitrogen-avrenning fra et stort syd-svensk avrenningsområde. Etter en gjennomgåelse av alle viktige forurensnings-kilder, vurderte de teknisk mulig reduksjon av disse. Deretter er det beregnet kostnads-effektivitet for hver av de forskjellige kildene. Tilsvarende ble mulige reduksjoner ved å øke vassdragets egen selvrensingsevne (våtmarker, dammer, kantsoner ol.) beregnet. Disse kunne variere fra SKR 4/kgN ved bygging av kunstige våtmarker til nesten SKR 3.500/kgN for visse endringer i husdyr-holderet. Til slutt ble det gjort en analyse av hvilken kombinasjon av tiltak som, i forhold til målet om redusere N-tilførslene til kysten med 50%, ga den laveste samfunnsøkonomiske kostnaden. Resultatet av beregningene er vist i tabell 5.4. Rapporten gir en deltajert oversikt over kostnadseffektive tiltak for å redusere forurensningskildene: typer tiltak i landbruket, kommunale tiltak ol., og tiltak for å redusere transporten til havet: dvs. tiltak i selve vassdraget. Som en kuriositet kan nevnes at forfatterne kom fram til at en også kunne redusere avrenningen av nitrogen til havet med 17 tonn ved å senke fartsgrensen på motorveiene i området, pga. økende utslipp av nitrogenoksider med økende hastighet.

Resultatet av slike beregninger er svært avhengig av hvilke typer samfunnsmessige kostnader som trekkes inn og hvilke typer tiltak som gjøres aktuelle. F.eks. vil en storstilt nedlegging av landbruksaktiviteter i et stort område innebære kostnader for alternativ produksjon og transport av produktene og flytting og bosetting av befolkningen til områder med alternative arbeidsplasser. Samtidig kan dette inngå i langsiktige planer for strukturendringer i landbruket der marginale arealer likevel skal tas ut av produksjon.

Tabell 5.3. Tidsplan for restaurering av Brabrand Sø på Jylland (fra brosjyre utgitt av Århus Amtskommune 1987)

Foråret 1986:

Århus Amtskommune og Århus Kommune vedtog at igangsætte et undersøgelses- og projekteringsarbejde, som skulle danne grundlag for en endelig beslutning om restaurering af søen ved fjernelse af fosforholdigt slam fra søen.

Sommeren 1987:

Amtsråd og byråd træffer de politiske beslutninger om, hvilke arbejder, der skal føres ud i livet.

Efteråret 1987:

De nødvendige tilladelser indhentes. Området er fredet, og der er hensyn at tage til blandt andet naturfrednings-, miljøbeskyttelses- og vandløbsloven.

1987/88:

Etablering af havn til MudCat'ten og etablering af slambassiner vest for søen.

Juli 1988:

Den første oppumpning af slam starter i vestenden af søen. Arbejdet fortsætter i seks år i perioderne juli til januar. Skiftevis i vest- og øst-enden af søen.

Sommeren 1988:

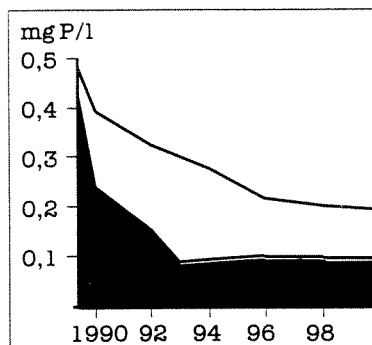
Start på en løbende kontrol af slammet. En varedeklaration, som skal oplyse om gødningsværdi og indhold af tungmetal. Samtidig begynder ornitologer løbende at følge de virkninger, som arbejdet med muddermakinen måtte få på fuglelivet.

Efteråret 1988:

Det første afvandede slam kan udsprede på landbrugsjord, og bruges som pottemuld/jordforbedring i gartnerier og hos haveejere.

1988-90:

Der laves sandfang i åerne. En naturforvaltningsplan for området udarbejdes.



Fosforbelastning i Brabrand Sø 1990 - 2000 med og uden sedimentfjernelse.

1990:

Indholdet af fosfor i spildevandet vil efter amtets plan reduceres væsentligt.

1990-1993:

Der bliver plantet nye undervandsplanter og indfanget skidtfisk for hurtigere at få gedde-aborre samfundet tilbage i søen.

Der bliver gravet kanaler i rørskovene og lavet små, svært tilgængelige øer for at give fuglene de bedste redebetingelser.

1993:

Man vil kunne se ned til bunden af søen.

1994:

Området med slambassiner retableres. MudCat'en fjernes fra havnen.

1994-2000:

Vandet i søen er klart. Algemængden er gået betydeligt ned.

Undervandsplanterne er på vej tilbage til søen. Gedde-aborre samfundet har afløst skalle-brasen.

Nye fuglearter er begyndt at raste og yngle i området.

Tabell 5.4. Fordeling av kostnadseffektive tiltak for å halvere antropogen (menneskeskapt) nitrogentilførsel til Laholmsbukten (Fleischer og medarb. 1989).

	Jordbruk	Våtmark	Reningsverk	Trafik	Totalt
Kvävereduksjon, ton N	978	430	600	17	2 025
Reduksjonskostnad, mkr	82,4	1,5	65,9	3,8	153,6

5.5 Tiltak i Skjern Å, Danmark

I Danmark inntar "naturgenopretnings-prosjekter (...) en central rolle i den miljøinvesteringsplan som Miljøministeriet har utarbeidet for perioden 1989 - 94. Skjern Å arbeidet bliver et av de store prosjekter der nu sættes i værk." (pressemelding Miljøministeriet 8.2.90). For nedbørfeltet til Skjern Å på Vest-Jylland, som er Danmarks vannrikeste vassdrag, er det vurdert flere alternativer for "retablering" av vassdragets løp. Planen skal bidra til å redusere forurensning av Ringkøbing Fjord, og til å restaurere kulturlandskapet (Hedeselskabet og COWIconsult 1988). Det finnes betydelige verneinteresser i området bl.a. mht. fuglefredning og vern av en storvokst laksestamme. En rekke tiltak som har vært lite eller ikke i bruk i Norge beskrives, og anleggsutgiftene er beregnet. Prosjektet er tatt med i denne rapporten som et eksempel på prosjekter der det nyttes ukonvensjonelle tiltak for å redusere forurensningene. Prosjektet er også omfattende økonomisk sett (tabell 5.5).

5.6 Svenske beregninger av generelle kostnader ved tiltak

Pettersson og Wallsten (1990) gjorde en sammenlikning av forskjellige typer restaureringstiltak i svenske innsjøer (tabell 5.6). Selv om de forskjellige metodene ikke er direkte sammenliknbare fordi de ikke gir samme effekt, indikerer tabellen store forskjeller mellom de forskjellige metodene. F.eks. koster lufting 5-10% av hva det koster å mudre samme areal, men det må tas hensyn til at mudring vil gi bedre effekt på kortere tid. For noen av eksemplene er det til og med indikert at tiltaket ikke ventes å gi den ønskete effekt, til tross for ganske store investeringer.

Tabell 5.5. Anleggsudgifter ved "reablering" av Skjern Å på Jylland, etter alternativ "Sydløsning, Øst"

Arbejdsplads, adgang	2,2 mio.kr.
Nye vandløb og diger:	
Skjern Å	13,0 mio.kr.
Omme Å	1,4 mio.kr.
Gundesbøl Å	0,9 mio.kr.
Græsbeplantning på diger og banketter.	1,0 mio.kr.
Udplanering af eksist. diger langs Skjern Å	3,0 mio.kr.
Ny bro ved Albæk	4,0 mio.kr.
Stenstryg:	
Skjern Å i alt 75 m	1,8 mio.kr.
Gundesbøl Å i alt 250 m	0,5 mio.kr.
Tilslutninger af vandløb	0,2 mio.kr.
Fiskepassabel spærring for Sydlige Parallelkanal	0,4 mio.kr.
Justering af Damsø Pumpelag	0,2 mio.kr.
Tilslutning af randarealer	0,5 mio.kr.
Sikringsarbejder i forbindelse med gennembrudte sommerdiger	1,5 mio.kr.
Sikringsarbejder iøvrigt	0,8 mio.kr.
	<hr/>
	31,4 mio.kr.
Uforudseelige udgifter	4,7 mio.kr.
Projekt, udbud og tilsyn	8,4 mio.kr.
	<hr/>
Anlægsudgift ialt (1988-priser), excl. moms	44,5 mio.kr. =====

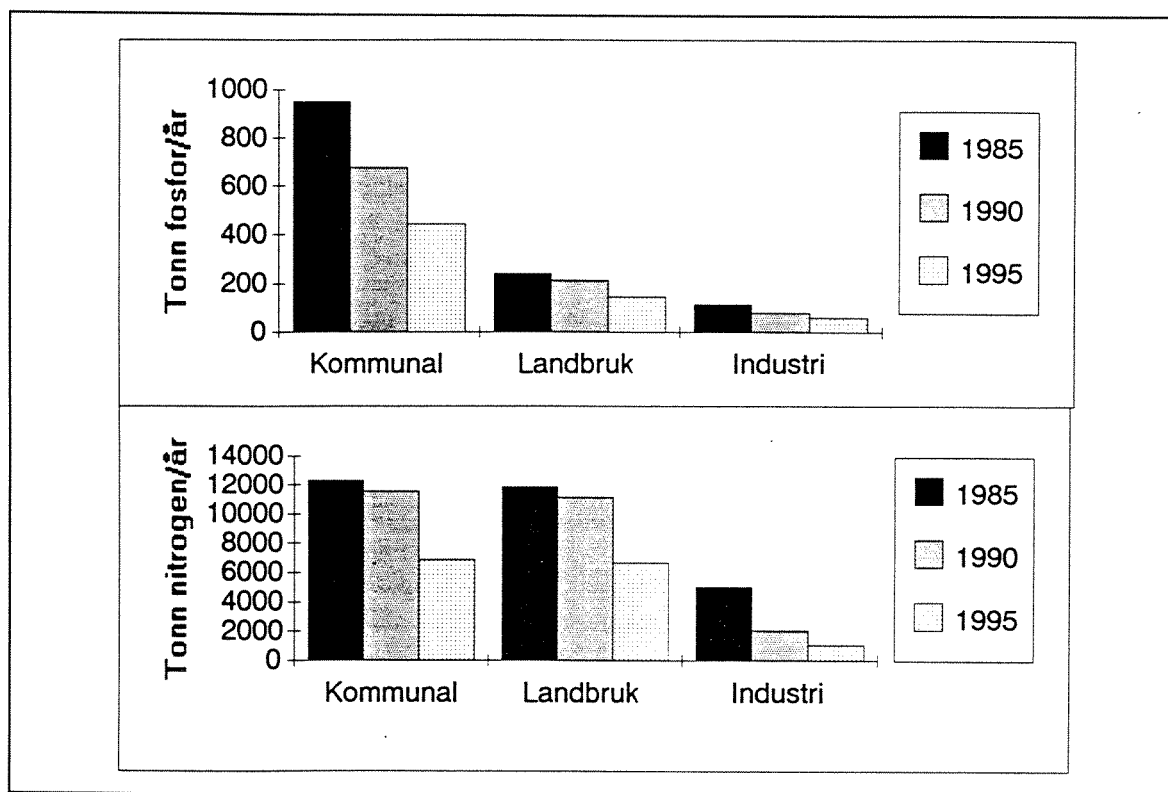
Ved at føre Skjern Å gennem Albæk bro i det nuværende leje, kan de samlede anlægsudgifter reduceres til ca. 37,5 mio. kr.

Tabell 5.6. Kostnader ved forskjellige typer innsjørestaurering (fra Pettersson og Wallsten 1990).
Kostnadene er beregnet i svenske kroner (1990-verdi).

Metode	Sjøar	Kostnad (kr/ha)	År	Resultat
Muddring	Trummen	195 000	1970-71	++
	Trehörningen	490 000	1975-76	(+)
	Kundbysjön	500 000 -700 000	1988-90	pågående
	S. Bergundasjön	225 000	-	förslag
	Finjasjön		1987-	pågående
	Laduviken	735 000	1978	+
Riplox	Lillesjön	660 000	1975	++
	Trekanten	300 000	1980	-
	S. Bergundasjön	90 000	-	förslag
Al-behandling	Lötsjön	45 000	1968-	(+) temporär effekt
	Långsjön	14 000	1968-70	(+) temporär effekt
	Grängesbergsv.	5 000	1971	+
Fe-behandling	Rönningesjön	-	1980-	+
	Sätoftasjön	-	-	förslag
Luftning	Brunnsviken	12 000	1973-81	(+) temporär effekt
	Järlasjön	32 000	1970	(+) temporär effekt
	Magelungen	-	1987-	pågående
Biomanipulering	Sövdeborgssjön	-	1980-84	(+) temporär effekt
	Trummen	-	1976-81	(+) temporär effekt
Karpinplantering	Ösbysjön	115 000	1970-72	(+)
	Malstasjön	8 000	1983-84	-

5.7. Tiltak for Nordsjøen

I en tiltaksplan for å oppnå en 50% reduksjon av næringstilførslene til Skagerrak (SFT 1992), er det gjort beregninger av kostnader ved forskjellige typer tiltak. Rapporten beskriver en metode for å finne en optimal tiltakspakke og rangering av tiltak. Grunnlaget for beregning av kommunaltekniske tiltak "bygger dels på opplysninger fra den enkelt kommune eller fylke, dels på generelle erfaringer og dels på enhetspriser". Det er også gjort overslag over kostnader og forventede effekter av en rekke typer tiltak mot landbruksforurensning. Det vises til denne rapporten og dens grunnlagsdokumenter (Baalsrud og medarb. 1991, Ibrekk og medarb. 1991, Sandberg og medarb. 1991) for en nærmere beskrivelse av beregningsgrunnlaget. Under vises en figur som beskriver tilførsler av fosfor fra forskjellige kilder fordelt på 3 tidspunkter i planperioden (figur 5.1), og investeringer for å oppnå disse resultatene (tabell 5.7).



Figur 5.1. Tilførsler av fosfor og nitrogen fra forskjellige kilder i 1985 og 1990, og forventede tilførsler i 1995 ved gjennomføring av planlagte tiltak (SFT 1992)

Tabell 5.7. Totale investeringer (mill. kr.) fordelt på sektorer for periodene 1985-90, 1991-95 og hele perioden 1985-95 (SFT 1992).

Sektor	Investert 1985-90 mill.kr.	Forslag 1991-95 mill.kr.	Sum 1985-95 mill.kr.
Kommunal	2.954	2.676	5.630
Landbruk	800*	1.020	1.820
Industri	200	386	586
Totale investeringer	3.954	4.082	8.036

* Totalkostnader ved miljøutbedringer som er finansiert med offentlig bistand.

Det ble også gjort en beregning av kostnader og kostnadseffektivitet for mer marginale tiltak, men disse er ikke inkludert i tabellen over. Totale kostnader for å oppnå 50% reduksjon av fosfor og nitrogen er anslått til omlag 8 milliarder kr. Tiltakene bare i kommunal sektor vil gi ca. 4.000 årsverk i anleggsperioden og ca 250 permanente arbeidsplasser. SFT (1992) anslår sysselsettingseffekten for tiltakene i landbruket til ca. 1.500 årsverk i investeringsperioden.

Kostnadseffektiviteten er beregnet for de aktuelle typer tiltak (millioner kr. pr. redusert tonn P eller N) i tabell 5.8.

Tabell 5.8. Kostnader og effekter av forskjellige typer tiltak i tiltakspakken for Nordsjøen (SFT 1992). Investeringskostnader i millioner kr. Kostnadseffektivitet i mill. kr. pr. tonn fjernet fosfor eller nitrogen til kysten.

Sektor og tiltakstype	Års- kostn.	Invest.- kostn.	Red. N %	Red. P %	Kost. eff. N	Kost. eff. P
Kommunalt:						
Nye renseanlegg P – red.	118	662	0,8	12,0	0,54	0,71
Utbedring av eksisterende P – anlegg	15	160	0,1	3,3	0,67	0,34
N – red. VEAS, Bekkelaget	87	435	8,7		0,03	
N – red. anlegg > 30.000pe	122	600	4,2		0,10	
N – red. anlegg > 10.000pe	64	280	1,7		0,12	
Ledningsnett klasse 1	37	539	0,2	1,6	0,66	1,69
Nordsjøplan sum kommunalt 1991–95:	443	2676	15,7	16,9		
Landbruk:						
Utbedring av gjødsellager	30	380	0,3	0,2	0,34	13,12
Utbedring av silo	28	215	0,1	0,2	0,71	9,41
Utbedring av planeringsfelter	11	109		0,5	1,05	2,75
Foretaksøkonomisk riktig gjødselmengde	-18	0	3,5	0,2	-0,02	-6,95
Delt gjødsling	9	71	2,9		0,01	
Spredning av gjødsel i vekst sesong	33	184	1,7	1,1	0,07	2,41
Redusert jordarbeiding klasse 1	13	11	0,1	1,1	0,38	1,00
Redusert jordarbeiding klasse 2	22	18	0,1	1,1	0,65	1,57
Redusert jordarbeiding klasse 3	39	32	0,1	1,1	1,15	2,79
Fangvekst	110	0	1,2	0,4	0,32	30,90
Red. gjødselintensitet ---> 5% avlingsred.	104	0	3,1		0,11	
Red. gjødselintensitet ---> 10% avlingsred.	115	0	1,8		0,21	
Nordsjøplan sum landbruk 1991–95:	496	1020	15,0	5,9		
Industri:						
Hydro Porsgrunn	5	50	2,1	0,4	0,01	1,05
Follum fabrikk	7	76	0,0	0,2		2,83
Saugbrugsforeningen	25	260	0,1	1,1	1,12	1,85
Nedleggelse av Dyno Engene og H.Rjukan	0	0	1,3	0,0		
Nordsjøplan sum industri 1991–95:	37	386	3,5	1,7		
Nordsjøplan sum alle sektorer 1991–95:						
	976	4082	34,2	24,5		

5.8 Tiltak i Frøylandsvatnet

Bratli og medarb. (1992) og Hauge og medarb. (1992) beregnet alternative kostnader ved tiltak mot kommunale og private sanitærutslipp til Frøylandsvatnet i Rogaland, og brukte følgende beregningsgrunnlag (tabell 5.9):

Tabell 5.9. Beregningsgrunnlag for oppsamling og rensing av kommunalt avløpsvann til Frøylandsvannet (Bratli og medarb. 1992).

Infiltrasjonsanlegg	kr 30.000
Minirensanlegg	kr 70.000
Off.ledn.anlegg pr lm	kr 700
Priv.ledn.anlegg pr lm	kr 350
Tilkopling av melkerom	kr 10.000

Etter beregning av kostnadene for kloakking av de forskjellige aktuelle delene av nedbørfeltet er det anbefalt en kombinasjon av tiltak som vil gi den ønskete totale reduksjon i tilførslene i innsjøen (tabell 5.10). I dette området er det aktuelt å infiltrere avløpsvannet fra endel av den spredte bebyggelsen pga gode grunnforhold.

Tabell 5.10. Produsert forurensningsmengde og kostnader ved hhv. lokal og felles løsning for avløpsvannet i Klepp kommunes andel av Frøylandsvannets nedbørfelt. Kostnads-effektiviteten for fjerning av én kg fosfor for det gunstigste alternativet for hvert delfelt er beregnet.

Område	Forurensn. mengde kg P/år	Kostnad lok.-løsn. (tusen kr)	Kostnad fellesløsn (tusen kr)	Årskostnad kr/kg P år
Tubakken	35.2	420-840	750 *	2010
Revhaug	28.6	700 *	820	3000
Laland Nord	22	240 *	600	1300
Laland Øst	11	150 *	350	1300
Laland Syd	24.2	700	580 *	2260
Mosberget	15.4	350	320 *	1960
Engelsvoll	68.2		295	410
Kleppvegen	9.9		190	1810
Lalandsv.	16.5		180	1030
Sum(gr.lag)	231	1090	2315	1400

* Angir grunnlag for beregning av kostnad pr kg P år.

Bratli (1992) gjorde en sammenlikning av totale kostnader, effekter (i form av redusert klorofyllkonsentrasjon), levetid av tiltaket og kostnadseffektivitet for forskjellige typer tiltak i Frøylandsvannet (tabell 5.11). Tiltakene er beregnet uavhengig av hverandre og ved en kombinasjon av to eller flere tiltak må en regne med at den samlede effekten blir langt mindre enn summen av hver av dem. Kostnadseffektiviteten blir tilsvarende høyere.

Tabell 5.11. Beregnet kostnad og effekt av forskjellige typer tiltak i Frøylandsvatnet (Bratli under utarb.).

Tiltak	Invest. kost. 1000 kr.	Årskost. 1000 kr.	Effekt, red. Kl.a $\mu\text{g/l}$	Levetid år	Kostnads- effektivitet	Overlapp, O Utelukkes, U
<i>Innsjøinterne:</i>						
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
Tilsetning 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	
<i>Selvrensing av eksterne tilførsler:</i>						
Renseparker, øvre estimat	840	100	4,01	20	50	O
" " " " , nedre "			1,61		124	

I denne oversikten kommer spesielt utsetting av rovfisk og behandling med kobbersulfat ut med gunstig kostnadseffektivitet, mens f.eks mudring og tildekking av sediment blir svært kostbare.

Bratli (1992) har også gjort videre beregninger av "tiltaks pakker" for å oppnå forskjellige målnivåer. Her er det laget oppstillinger av de samlede kostnader og effekter av kombinasjoner av tiltak for å oppnå hhv.:

- Naturlig balanse
- Badevann
- Opprettholde dagens nivå.

Allerede dagens situasjon innebærer en så stor fosforbelastning at en ikke kan se bort ifra en forverring av vannkvaliteten uten en viss reduksjon av tilførslene (tabell 5.12).

For å oppnå "naturlig balanse" i Frøylandsvatnet må det iverksettes omfattende omlegging av dagens arealbruk, og forutsetter bl.a. at all spredning av husdyrgjødsel opphører (tabell 5.14). Omlag 65% av alle landbruksarealer må tas ut av drift og tilplantes med skog, og på de gjenværende arealene må det kun drives planteproduksjon

Tabell 5.12. Tiltak for å opprettholde "dagens vannkvalitet" i Frøylandsvatnet (Bratli under utarb.). Alle overlappingseffekter er regnet inn.

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

Tabell 5.13. Tiltak for å oppnå "badevannskvalitet" i Frøylandsvatnet (Bratli under utarb.). Kostnadene er beregnet for to alternative kombinasjoner av tiltak. Alle overlappingseffekter er regnet inn for hvert av alternativene.

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

Biomanipuleringstiltakenes indirekte effekt på fosforvået er her ikke regnet inn.

Tabell 5.14. Tiltak for å oppnå "naturlig balanse" i Frøylandsvatnet (Bratli under utarb.). Alle overlappingseffekter er regnet inn.

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

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

6. Strategi for restaurering

6.1 Generelt

For all forvaltning av innsjøer gjelder det generelle prinsippet at det er mye billigere og enklere og hindre skaden enn å reparere den etterpå (*føre var-prinsippet*).

Om vannkvaliteten er god nok eller ikke, er for en stor del avhengig av hvilke brukerinteresser som er aktuelle. Kravene til vann-kvalitet i en drikkevannskilde er opplagt mye større enn kravene til f.eks. jordbruksvanning eller kjølevann i et smelteverk. I endel tilfeller må en ta utgangspunkt i hvor god vannkvalitet en kan vente i den aktuelle innsjøen og hvilke bruksområder som er aktuelle. Som regel vil en type bruk ha høyest prioritet, slik at målene for vannkvalitet må skaleres etter denne (tabell 6.1).

Det må også understrekes at det i denne rapporten er satt søkelys på eutrofi-effekter. For en fullstendig analyse av vannkvaliteten i en innsjø til f.eks. drikkevannskilde må en også ta i betraktning surhet, partikkelinnhold, tungmetaller, pesticider ol. (jfr. retningslinjer fra SIFF 1987).

Tabell 6.1 Ulike bruksformers krav til vannkvalitet og -mengde (Ibrekk 1986)

Bruksform	Krav til kvantitet/ Arealegenskaper	Krav til kvalitet
Drikkevann	Bestemt mengde pr. person og døgn.	Svært høy
Jordbruksvanning	Bestemt mengde pr. vannet areal.	Middels
Industrivannforsyning	Bestemt mengde	Svært høy → middels/lav
Bading	Strandlengde Vannstandsvariasjoner	Høy → middels
Båtbruk	Dybde, vannstandsvariasjon. Vassdragets egenverdi	Høy → lav
Sportsfiske	Små vannstandsvariasjoner. Vassdragets lengde, areal osv.	Høy → middels
Fiskeoppdrett	God vannutskifting, strøm, dybde.	Høy → middels
Vannkraft	Bestemt mengde Fallforhold	Lav
Naturvern	Vannstandsvariasjoner. Egenverdi, omland	Svært høy → lav
Resipient	Bestemt mengde (uttynning)	Lav. Fungerende økosystem
Transport	Fremkommelig vassdrag	Lav

Det er alment akseptert at den metoden som sikrer en langsiktig løsning av trofi-problemer er å redusere fosfor-belastningen til innsjøen. I mange tilfeller vil dette ikke være mulig i løpet av kort tid, hverken teknisk eller økonomisk. Selv om de eksterne tilførslene reduseres, kan en også risikere at tilførsler av fosfat fra innsjøens sedimenter er tilstrekkelig til å opprettholde alge-oppblomstringer gjennom lang tid. Avskjæring av interne gjødslingsprosesser kan bidra til betydelig redusert belastning av vannmassene. Det må derfor alltid vurderes om innsjø-interne restaureringstiltak bør settes i verk som supplement (og i noen tilfeller alternativ) til å begrense de eksterne tilførslene. Det vil ofte også være nødvendig, og kostnadseffektivt, å gjennomføre flere restaurerings-tiltak samtidig for å oppnå en tilstrekkelig effekt eller for å redusere uønskede symptomer i en overgangperiode.

Før en velger metode(r) for å løse probleme, enten disse består i å redusere tilførslene av forurensende stoffer eller innsjø-interne restaureringstiltak, må en bevisst skalere tiltakene etter den eller de kritiske parametrene, f.eks. minimal oksygenkonsentrasjon i dypvannet om våren eller maksimal algemengde om sommeren (se Bratli 1992).

Dersom innsjøen er overbelastet med fosfor, må en beregne om tilførslene er vesentlig høyere enn "kritisk belastning" (Vollenweider 1976, Rognerud og medarb 1979, Berge 1987). Dersom det er opplagte punktkilder som representerer overbelastningen vil disse enklere kunne kontrolleres enn om samme mengde tilføres fra diffuse kilder. Tilførsler fra forurensningskilder i innsjøens nærrområde er viktigere enn de som ligger langt fra innsjøen. Dersom det i et større nedbørfelt ligger en eller flere innsjøer mellom forurensnings-kilden og den aktuelle resipienten, vil endel av fosforet holdes tilbake der (fosfor-retensjon), se Larsen og Mercier (1976).

Dersom det er enkel og rimelig tilgang på renere fortynningsvann, kan strategisk bruk av dette i enkelte tilfeller være kostnadseffektivt framfor marginale tiltak for oppsamling, transport og rensing av kommunalt avløpsvann.

Og selvsagt må aktuelle tiltak vurderes ut fra effektivitet til å løse problemet, kostnader og miljømessige konsekvenser (Nichols 1991) - eller med andre ord: er resultatet verdt innsatsen?

Tabell 6.2 Forslag til prosedyre for restaurering av vannkvaliteten i innsjøer

-
- definisjon av problemet (giftige alger? O₂-svinn? fiskedød? dårlig badevann? el.)
 - skaffe tilstrekkelig informasjon om den aktuelle innsjøen
 - måle eller beregne innsjøens fosfortilførsler
 - sammenlikne fosfortilførslene med fosfor-toleransen iflg. aksepterte modeller
 - fastsette ambisjonsnivå for vannkvalitet (ønskelig og mulig)
 - vurdere aktuelle restaureringsteknikker i forhold til kostnader og effekter
 - vurdere gjennomførbarhet og virkemidler
 - faglig kvalifisert valg av metode(r), for kort- og langsiktige effekter
 - gjennomføre tiltakene
 - evaluere effekten av tiltak ved overvåkingsprogram
 - evt. justering av tiltaksplan
-

Det er også avgjørende at en foretar en seriøs evaluering av tiltaket etter at det er gjennomført: hadde tiltaket den forventede virkning? og i tilfelle ikke: hvorfor ikke? bør andre tiltak settes inn? må ambisjonsnivået senkes? osv.

Ved evaluering av effektene av restaureringstiltakene må en ta i betraktning at det vil ta en viss tid før fosforkonsentrasjonene i innsjøen blir fortynnet etter avlastning. Dillon og Rigler (1975) viser en

metode for å beregne dette ut fra vannets teoretiske oppholdstid og innsjøens middeldyp. Sanni (1989) anbefaler som tommelfingerregel at en regner minst 3 ganger vannets teoretiske oppholdstid, dersom altså "intern gjødsling" er liten. Noen eksempler på tiltak og kombinasjoner av tiltak som er anbefalt i forskjellige sammenhenger er vist i kapittel 5. For detaljer om strategien for å komme fram til anbefalingene vises til kildematerialet.

Flere forfattere har systematisert strategier for å bedre vannkvaliteten i eutrofierte innsjøer (Uhlmann 1984, Benndorf 1987, Ryding og Rast 1989). Sanni (1989) har laget et sett av slike diagrammer. Diagrammene viser "tiltakslinjer" for to hovedstrategier, hhv. for reduksjon av fosfortilførsler og for øking av selvrensingsevnen i innsjøen, og hvordan disse to kan integreres (figur 6.1). Sistnevnte anbefales "ved svært høy trofigrad, eller når de innledende undersøkelsene viser at begge typer tiltak i kombinasjon vil gi best resultat." Sanni legger også vekt på at det ofte er ønskelig å sette inn strakstiltak som kan gi en viss bedring av forholdene (symptomene) på kort sikt, i tillegg til mer langsiktige tiltak som kan fjerner den egentlige årsaken til probleme.

En type strakstiltak kan f.eks. være å lede alt avløpsvannet forbi innsjøen og ut i utløpselva. Dette kan bare aksepteres for kortere perioder for å beskytte en drikkevannskilde el., og bare hvis dette ikke fører til uakseptable skadevirkninger på nedenforliggende resipienter.

6.2 Måling og beregning av fosfortilførsler til innsjøer

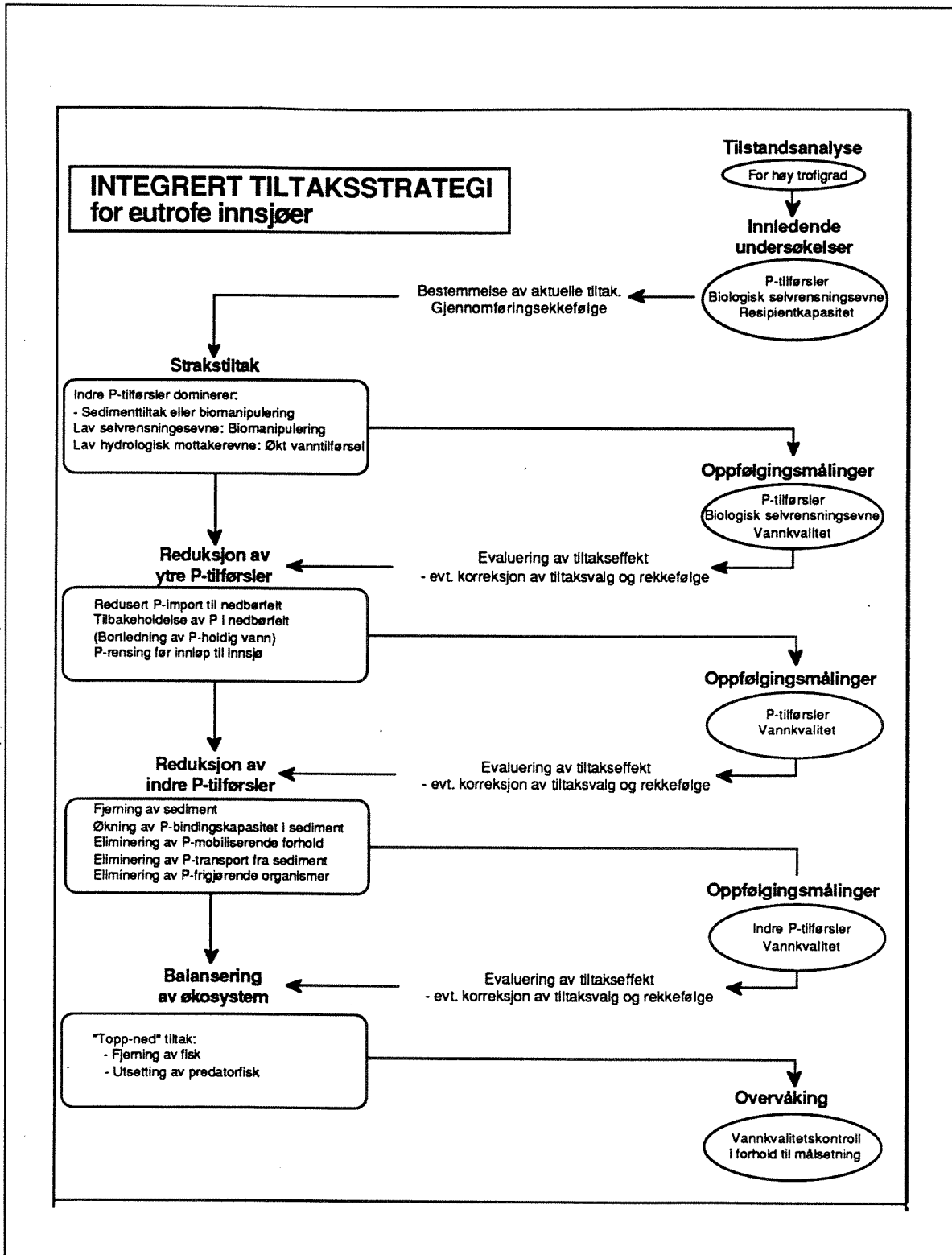
Tilførsler av fosfor, og evt. nitrogen, måles ved å beregne stofftransporten i tilløpselvene. Dette kan gjøres forholdsvis enkelt der det kun er ett eller et lite antall tilløp ved å måle stoff-konsentrasjonen et antall ganger gjennom sesongen (se f.eks. SFT 1989b) og samtidig måle vannføringen kontinuerlig i den samme perioden. For grovere overslag kan vannføringen for et år anslås vha. spesifikk avrenning for området korrigert for aktuell nedbør for året.

I de tilfeller der slike måleprogrammer er lite aktuelle kan stofftransporten beregnes ved å summere all forurensningsproduksjon ut fra statistikk over aktivitetene i området. Avrenning fra skog, myr og snauffjell kan beregnes vha. spesifikke avrenningskoeffisienter i "Håndbok i innsamling av data om forurensningstilførsler til vassdrag og fjorder" (Holtan og Åstebøl 1990). Tilsvarende angir denne rapporten koeffisienter for avrenning fra landbruksområder i forskjellige deler av landet, og beregningmetoder for husdyr befolkning osv. Tjomsland og Ibrek (1992) har også utarbeidet et dataprogram for PC som gjør slike beregninger for Norges 1200 "statistikk-områder". De tallene som fremkommer kan så settes inn i formler eller diagrammer for vurdering av innsjøens fosfortoleranse, når en har informasjon om innsjøens volum og vannets teoretiske oppholdstid (se f.eks. Vollenweider 1976, Rognerud og medarb. 1979 og Berge 1987).

Et forhold som det sjelden legges vekt på er om de forskjellige kildene har forskjellig biotilgjengelighet; dvs. om en viss mengde fosfor fra en kilde vil kunne gi forskjellig mengde i forhold til andre kilder. Berge og Källqvist (1990) gjorde vekstforsøk med alger på næringsløsninger fra forskjellige kilder. Forsøkene viste at ca. 80% av fosforet fra husholdningsavløp er algetilgjengelig, mens tilsvarende verdier for fosforet i erosjonsmateriale fra kornåkre var mindre enn 35% tilgjengelig. Avstanden fra de enkelte kildene til innsjøen kan også være avgjørende for hvor tilgjengelige de vil være for algevekst. Her er det fortsatt et betydelig forskningsbehov.

I de tilfellene der den beregnede tilførsel av fosfor er større enn den akseptable belastning for denne innsjøen (se Vollenweider 1976, Rognerud og medarb. 1979 for dype innsjøer), bør tiltak primært settes inn på å redusere disse tilførselene. Pga. fortykning med det vannet som allerede er i innsjøen vil det ta en viss tid innen fosfor-konsentrasjonen i innsjøen er stabilisert på et lavere nivå etter at tilførselene er redusert. Dillon og Rigler (1975) har angitt en beregningsmetode for dette. Beregningsmetoden forutsetter at det ikke er fosfor-lekkasje fra sedimentene av betydning ("indre

gjødsling"). Dette er også grundig diskutert av Sas (1989). Sistnevnte diskuterer også en rekke tilfeller av forsinket respons ("resilience") i algesamfunnet på redusert fosforkonsentrasjon i innsjøen.



Figur 6.1 "Integrert tiltaksstrategi" for restaurering av eutrofe innsjøer, "topp-ned"-tiltak (fra Sanni 1989)

Dersom prosesser i innsjøen selv bidrar til at vannkvaliteten ikke bedres tilsvarende reduksjonen i fosfor-tilførslene, eller kostnadene med å redsere tilførslene under en viss grense er svært store, bør andre restaureringsmetoder vurderes. Rask reduksjon av tilførslene er ofte ikke mulig innenfor de aktuelle økonomiske rammer, særlig fra diffuse kilder. Ofte vil en kombinasjon av fosfor-reduksjon og restaureringstiltak i innsjøen selv være aktuelle for å få optimal effekt på vannkvaliteten og for å nå målene raskest mulig (figur 6.1 og 6.2).

I visse tilfeller kan spesifikke tiltak mot uønsket utslag av eutrofiering være aktuelt, f.eks. tiltak rettet spesielt mot blågrønnalger. Her kan en tenke seg f.eks. endring av N:P forholdet i tilførslene, bruk av algegifter eller spesifikke parasitter. Faafeng og Hessen (in press) fant at blågrønnalger kunne dominere i norske innsjøer ved N:P-forhold opp til 80 (vektforhold).

F.eks. vil flere av de metodene som er diskutert foran i rapporten være lite egnet i grunne innsjøer. I slike vil mudring eller heving av vannstanden kunne være effektive tiltak.

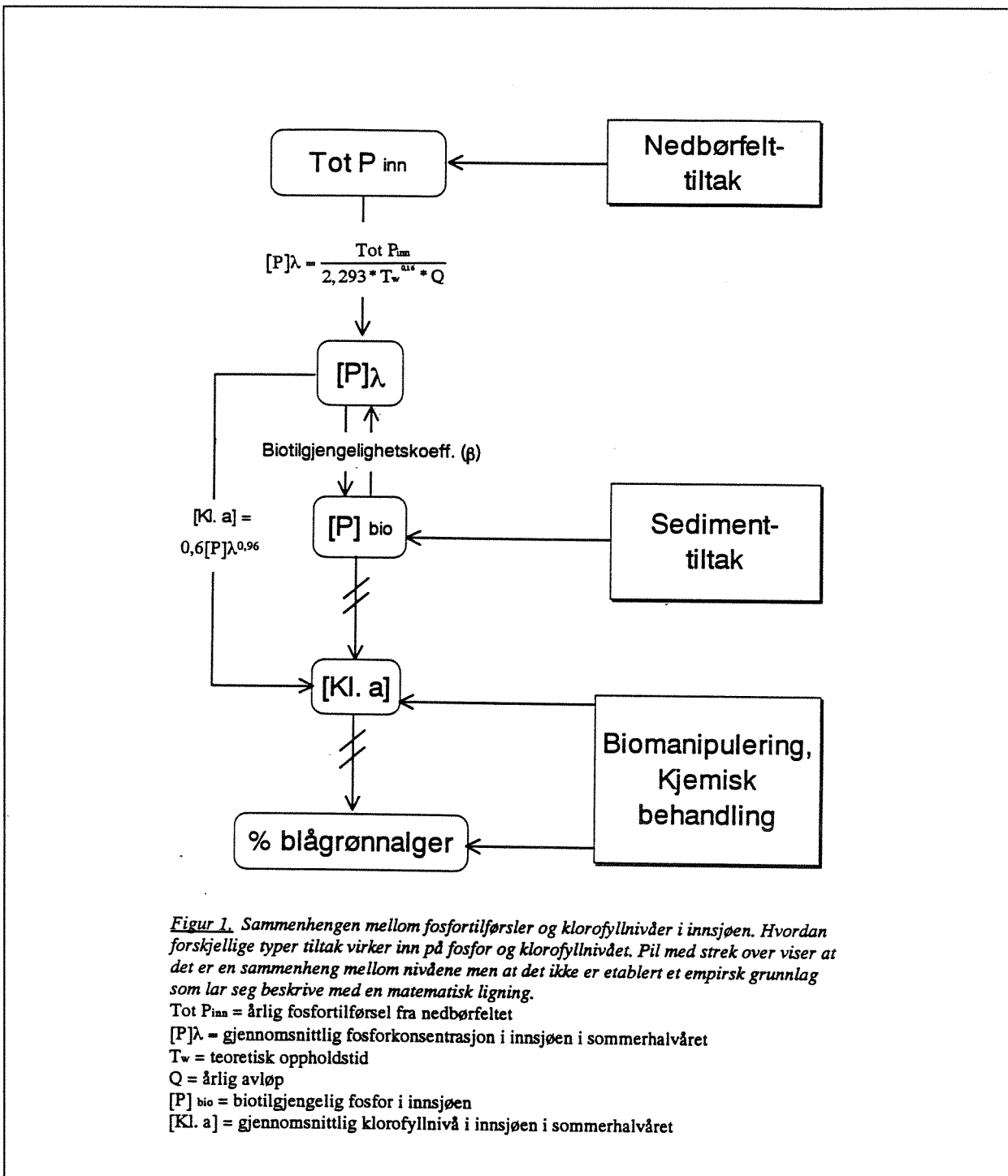
Diskusjonen om det evt. kan være andre stoffer som er vekstbegrensende blir ikke viet stor plass her. Generelt vil fosfor være viktigst i norske innsjøer. Her skal bare nevnes at sterkt eutrofe innsjøer kan være nitrogenbegrenset, ihvertfall i perioder på sommeren. Imidlertid vil ofte reduksjon av fosfortilførslene være effektive i slike innsjøer også, av to grunner: ved tilstrekkelig reduksjon av fosfortilførslene kan innsjøen gå over fra nitrogen- eller annen begrensning til fosforbegrensning. For det annet er det ofte svært vanskelig å redusere tilførslene av annet enn fosfor innenfor akseptable økonomiske rammer.

6.3 Dataprogram for valg av restaureringsmetode(r)

Som del av dette prosjektet er det utviklet et enkelt dataprogram som velger tiltak for å bedre vannkvaliteten i eutrofierte innsjøer. Dette programmet kan ikke erstatte en faglig kvalifisert vurdering av hver enkelt innsjø der bedring av vannkvaliteten er ønskelig, men er ment som en demonstrasjon på en type program som kan hjelpe til å velge alternative metoder som beskrevet i denne rapporten. En diskett med demonstrasjons-programmet kan fås ved henvendelse til forfatteren av denne rapporten mot betaling av kostnader for disketten og forsendelse.

Programmet kan utvikles videre med mer detaljerte informasjoner, hjelpebilder ol, og utformes med fine skjermbilder, grafiske presentasjoner ol., men det har ikke vært intensjonen i denne omgang.

For kjøring av programmet må det gis opplysninger om innsjøen er grunn eller dyp, om det er stor eller liten gjennomstrømming, og om det ligger følsomme resipienter nedstrøms (elvestrekning, innsjø eller fjord). I denne første prøveversjonen er det ikke lagt ned arbeid i å definere nærmere grenseverdier for grunn hhv. dyp innsjø, stor hhv.liten gjennomstrømming osv. Dette må foreløpig tas på skjønn. Programmet er foreløpig heller ikke testet så grundig at en kan garantere at det er fritt for feil. Flere av vurderingene trenger også videre nyansering og begrunnelse.



Figur 6.2. Sammenhenger mellom fosfortilførsler og klorofyllnivå i innsjøer (Bratli 1992).

Det må gis opplysninger om hvilke eutrofi-effekter som gir problemer i innsjøen:

algeoppblomstringer, evt. med smak og lukt eller giftproduksjon,
oksygensvinn i dypvannet,
hygieniske problemer eller
estetiske forhold, grumsete vann ol.).

Det er også nødvendig å opplyse om hvilke brukerinteresser som er viktigst i innsjøen:

- drikkevann (om mulig fra dypvann)
- husdyrvanning (om mulig fra dypvann)
- irrigasjon, jordbruksvanning
- rekreasjon (sportsfiske, svømming, båtsport)
- naturvern

Det antas at drikkevann tas fra hypolimnion, dvs. området under sprangsjiktet.

Når disse opplysningene er angitt vil programmet finne fram de aktuelle restaureringsmetodene i sortert rekkefølge, dvs. slik at de som gir mest positive effekter (og færrest negative) angis først. I tabellene under er angitt hvilke metoder som er best egnet for å løse aktuelle virkninger av eutrofiering (tabell 6.5), for å tilfredsstille forskjellige brukergrupper (tabell 6.6) og for å løse problemer i forskjellige innsjø-typer (tabell 6.7 og 6.8).

Modellen baserer seg på tabeller for de forskjellige alternative kombinasjoner av rammebetingelser som vist over. Under vises eksempler på to forskjellige kjøring av modellen (tabell 6.3 og 6.4).

Tabell 6.3 Eksempel 1 på modellberegning med input og resultater (dyp innsjø med stor gjennomstrømning, uten følsom resipient nedstrøms)

Dyp innsjø	: j
Stor gjennomstrømning	: n
Følsom innsjø nedstrøms	: n
Brukerinteresser/Eutrofi-problemer :	
1 Bd	Drikkevann (om mulig fra dypvann)
3 Bi	Irrigasjon
4 Br	Rekreasjon (fiske, svømming, båtsport)
5 Bn	Naturvern
6 Ea	Algeoppblomstring, smak, lukt, giftprod.
7 Eo	Oksygenvinn i dypvannet
8 Eh	Hygieniske forhold
9 Ee	Estetiske forhold, grumsete vann o.l.
	Betydning for
	Brukerinteresse/Eutrofi-problem :
	1 3 4 5 6 7 8 9
Tiltak	Bd Bi Br Bn Ea Eo Eh Ee
Rensing og avledning av punktkilder	+ + + + + +L + +
Fortynning og utspyling med renere vann	+ + + + + +L + +
Heving av vannstanden	+ + + + + +- + +
Tildekking av sedimentet	+ + + + + + 0 +
Reduksjon av diffuse utslipp	+ + + + + +L 0 +
Endring av forhold mellom næringstoffer	+ + + + + +L 0 +
Endring av næringskjeder- økt rovfisk	+ + + + + +L 0 +
Uttapping av bunnvann	+ + + + +L + 0 +L
Hypolimnionluftning	+ + + + +L + 0 +L
Fjerning av forurensede stoffer	+ + + + +L + 0 +L
Oksidasjon av forurensende sedimenter	+ + + + +L + 0 +L
Destratifisering	+ + + + +- + + +-
Biologisk bekjempelse- virus, sopp o.l.	+ +- + + + +L 0 +
Direkte kjemisk felling i innsjøen	- + + + +K - + +K
Lede avløpsvann til innsjøens bunnvann	- + + + +K - - +
Plantespisende fisk	+ + + + - 0 -
Høsting av vegetasjon	+ + + +- - 0 0 +-
Behandling med algegifter	+ - + +- +- 0 +K

Tabell 6.4 Eksempel 2 på modellberegning med input og resultater (grunn innsjø med stor gjennomstrømning, med følsom innsjø nedstrøms)

Dyp innsjø	: n
Stor gjennomstrømning	: j
Følsom innsjø nedstrøms	: j
Brukerinteresser/Eutrofi-problemer :	
4 Br	Rekreasjon (fiske, svømming, båtsport)
5 Bn	Naturvern
6 Ea	Algeoppblomstring, smak, lukt, giftprod.
9 Ee	Estetiske forhold, grumsete vann o.l.
	Betydning for
	Brukerinteresse/Eutrofi-problem :
	4 5 6 9
Tiltak	Br Bn Ea Ee
Rensing og avledning av punktkilder	+ + + +
Reduksjon av diffuse utslipp	+ + + +
Endring av forhold mellom næringstoffer	+ + + +
Biologisk bekjempelse- virus, sopp o.l.	+ + + +
Endring av næringskjeder- økt rovfisk	+ + + +
Heving av vannstanden	+ + + +
Tildekking av sedimentet	+ + + +
Behandling med algegifter	+ + +K +K
Fjerning av forurensede stoffer	+ + +- +-
Oksidasjon av forurensende sedimenter	+ + +- +-
Plantespisende fisk	+ + - -
Høsting av vegetasjon	+ +- - +-
Bruk av plantegifter	+ - - -

Tabell 6.5. Aktuelle restaureringsmetoder mot forskjellige eutrofi-problemer

- A. Algeoppblomstringer, evt. med smak og lukt eller giftproduksjon
 B. Oksygenvinn i dypvannet
 C. Hygieniske forhold
 D. Estetiske forhold, grumsete vann ol.

- + positiv effekt
 +K kortvarig positiv effekt
 +L positiv effekt etter lengre tid
 - negativ effekt
 +- positive og negative effekter
 0 ingen eller ubetydelig effekt
 U Uaktuelt

	A	B	C	D
Red. konsentrasjon av næringsstoffer i overflatevannet				
Rensing og avledning av punktkilder	+	+L	+	+
Reduksjon av diffuse utslipp	+	+L	0	+
Fortynning og utspyling med renere vann	+	+L	+	+
Utledning av avløpsvann til innsjøens bunnvann	+K	-	+-	+
Direkte kjemisk felling i innsjøen	+K	-	+K	+K
Øke oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet				
Uttapping av bunnvann	+L	+	0	+L
Hypolimnionlufting	+L	+	0	+L
Destratifisering	+-	+	+	+-
Fjerning av forurensede sedimenter	+L	+	0	+L
Oksidasjon av forurensede sedimenter	+L	+	0	+L
Direkte tiltak mot algeoppblomstring				
Endring av forhold mellom plantenæringsstoffer	+	+L	0	+
Behandling med algegifter	+K	+K	0	+K
Biomanipulering				
Biologisk bekjempelse med virus, sopp ol.	+	+K	0	+
Endring av næringskjeder - stimulering av rovfisk	+	+K	0	+
Tiltak mot høyere vegetasjon				
Høsting av vegetasjon	-	+-	0	+-
Heving av vannstanden	+	+-	+	+
Plantespisende fisk	-	-	0	-
Tildekking av sedimentet	+	+	0	+
Bruk av plantegifter	-	-	0	-

Tabell 6.6 Aktuelle restaureringsmetoder ved forskjellige brukerkonflikter

Brukerinteresser:

- I. drikkevann (om mulig fra dypvann)
- II. husdyrvanning (om mulig fra dypvann)
- III. irrigasjon
- IV. rekreasjon (sportsfiske, svømming, båtsport)
- V. naturvern

- + positiv effekt
- +K kortvarig positiv effekt
- +L positiv effekt etter lengre tid
- negativ effekt
- + - positive og negative effekter
- 0 ingen eller ubetydelig effekt
- U Uaktuelt

	I	II	III	IV	V
Red. konsentrasjon av næringsstoffer i overflatevannet					
Rensing og avledning av punktkilder	+	+	+	+	+
Reduksjon av diffuse utslipp	+	+	+	+	+
Fortynning og utspyling med renere vann	+	+	+	+	+
Utledning av avløpsvann til innsjøens bunnvann	-	-	+	+	+
Direkte kjemisk felling i innsjøen	-	-	+	+	+
Øke oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet					
Uttapping av bunnvann	+	+	+	+	+
Hypolimnionlufting	+	+	+	+	+
Destratifisering	+	+	+	+	+
Fjerning av forurensede sedimenter	+	+	+	+	+
Oksidasjon av forurensede sedimenter	+	+	+	+	+
Direkte tiltak mot algeoppblomstring					
Endring av forhold mellom plantenæringsstoffer	+	+	+	+	+
Behandling med algegifter	+ -	+ -	+ -	+	+
Bio-manipulering					
Biologisk bekjempelse med virus, sopp ol.	+ -	+ -	+ -	+	+
Endring av næringskjeder - stimulering av rovfisk	+	+	+	+	+
Tiltak mot høyere vegetasjon					
Høsting av vegetasjon	+	+	+	+	+ -
Heving av vannstanden	+	+	+	+	+
Plantespisende fisk	+	+	+	+	+
Tildekking av sedimentet	+	+	+	+	+
Bruk av plantegifter	-(U)	-(U)	-(U)	+ -	+ -

Tabell 6.7 Aktuelle restaureringsmetoder i grunne hhv. dype innsjøer

- + positiv effekt
 - negativ effekt
 U uaktuelt

	grunne	dype
Redusere konsentrasjon av næringsstoffer i overflatevannet		
Rensing og avledning av punktkilder	+	+
Reduksjon av diffuse utslipp	+	+
Fortynning og utspyling med renere vann	+	+
Utleddning av avløpsvann til innsjøens bunnvann	U	+
Direkte kjemisk felling i innsjøen	-	+
Øke oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet		
Uttapping av bunnvann	U	+
Hypolimnionlufting	U	+
Destratifisering	U	+
Fjerning av forurensede sedimenter	+	+
Oksidasjon av forurensede sedimenter	+	+
Direkte tiltak mot algeoppblomstring		
Endring av forhold mellom plantenæringsstoffer	+	+
Behandling med algegifter	+	+
Biomanipulering		
Biologisk bekjempelse med virus, sopp ol.	+	+
Endring av næringskjeder - stimulering av rovfisk	+	+
Tiltak mot høyere vegetasjon		
Høsting av vegetasjon	+	+
Heving av vannstanden	+	+
Plantespisende fisk	+	+
Tildekking av sedimentet	+	+
Bruk av herbicider	+	+

Tabell 6.8 Aktuelle restaureringsmetoder ved liten hhv. stor gjennomstrømming

- + positiv effekt
 +K kortvarig positiv effekt
 +L positiv effekt etter lengre tid
 - negativ effekt
 +- positive og negative effekter
 0 ingen eller ubetydelig effekt
 U Uaktuelt

	liten	stor
Redusere konsentrasjon av næringsstoffer i overflatevannet		
Rensing og avledning av punktkilder	+	+
Reduksjon av diffuse utslipp	+	+
Fortynning og utspyling med renere vann	+	+L
Utleddning av avløpsvann til innsjøens bunnvann	+	+
Direkte kjemisk felling i innsjøen	+	-
Øke oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet		
Uttapping av bunnvann	+	+
Hypolimnionlufting	+	+
Destratifisering	+	+
Fjerning av forurensede sedimenter	+	+
Oksidasjon av forurensede sedimenter	+	+
Direkte tiltak mot algeoppblomstring		
Endring av forhold mellom plantenæringsstoffer	+	+
Behandling med algegifter	+	-
Biomanipulering		
Biologisk bekjempelse med virus, sopp ol.	+	+L
Endring av næringskjeder - stimulering av rovfisk	+	+
Tiltak mot høyere vegetasjon		
Høsting av vegetasjon	+	+
Heving av vannstanden	+	+
Plantespisende fisk	+	+
Tildekking av sedimentet	+	+
Bruk av plantegifter	+	+

7. Litteratur

- Andersson, G., H. Berggren, G. Cronberg og C. Gelin 1978. Effects of planktivorous and benthivorous fish on organisms and water chemistry in eutrophic lakes. *Hydrobiologia* 59: 9-16.
- Andersson, G. 1986. Fågel eller fisk i Skånes sjöar? *Skånes Natur* 73: 167-176.
- Baalsrud, K., L. Golmen, J. Molvær, og B. Rygg 1991. Nordsjøplanen. Marine resipienter. Inndeling i resipientområder, tilførsler, mål for vannkvaliteten og behov for reduksjon av tilførsler. NIVA-rapport O-902302, 48s.
- Bengtsson, J. og C. Gelin 1975. Artificial aeration and suction dredging methods for controlling water quality. I: Effects of storage on water quality, Water Research Centre Medmenham: 314-342.
- Bengtsson, L., S. Fleischer, G. Lindmark og W. Ripl 1975. Lake Trummen Restoration project. I. Water and sediment chemistry. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 19: 1107-1116.
- Benndorf, J. 1987. Food web manipulation without nutrient control: a useful strategy in lake restoration? *Schweiz. Z. Hydrol.* 49: 237-248.
- Benndorf, J. 1988. Objectives and unsolved problems in ecotechnology and biomanipulation: A preface. *Limnologica* 19: 5-8.
- Berge, D. 1987a. Fosforbelastning og respons i grunne og middelsgrunne innsjøer. NIVA-rapport, l.nr. 2001., 44 s.
- Berge, D. 1987b. Vegetasjonskontroll i vann med tildekking. Fremdriftsrapport nr. 1. NIVA-rapport l.nr. 2066, 19 s.
- Berge, D. 1988. Morfometri, hydrologi, vannkvalitet og beregning av akseptabel fosforbelastning i 15 Vestfoldsjøer. NIVA-rapport, l.nr. 2164, 98s.
- Berge, D. 1991. Forurensningsutvikling i drikkevannskilden Oppegårdstjernet i Frogn kommune. Årsakssammenheng. NIVA-rapport l.nr. 2533, 15s.
- Berge, D. og S.T. Källqvist 1988. Biotilgjengelighet av fosfor i fordbruksavrenning sammenliknet med andre forurensningskilder. Sluttrapport. NIVA-rapport l.nr. xxxx, 130s.
- Bernhard, H. 1981. Recent developments in the field of eutrophication prevention. *Z. Wasser Abwasser Forsch.* 13:14-26.
- Björk, S. 1980. Goals, methods and possibilities for directing development of limnetic ecosystems. *Limnologiska institutionen, Universitetet i Lund, LUNDS/(NBLI-3036)/1-15/(1980)*, 15 s.
- Blomqvist, K.M. Cronholm og A. Jernelöv 1971. Försök med fosfatreduktion genom kemisk fällning i Långsjön. *Vatten* 2: 1977-1994.

- Boers,P., J.van der Does, M.Quaak, J.van der Vlugt og P.Walker 1992. Fixation of phosphorus in lake sediments using iron(III)chloride: experiences, expectations. *Hydrobiologia* 233: 211-212.
- Bostrøm, B., M. Jasson og C. Forsberg 1982. Phosphorus release from lake sediments. *Arch. Hydrobiol., Beih.* 18: 5-59.
- Brabrand,Å., B.A.Faafeng, S.T.Källqvist og J.P.Nilssen 1983. Biological control of undesirable cyanobacteria in culturally eutrophic lakes. *Oecologia (Berlin)* 60: 1-5.
- Brandrud,T.E. og M.Mjelde 1992. Leiravassdraget. Undersøkelse av makrovegetasjonen i nedre del av Leira og i kroksjøer og dammer på Leiras elveslette. Delrapport om Vannbruksplan for Vorma - Glomma - Øyeren for Akershus Fylkeskommune/Fylkesrådmannen i Akershus. NIVA-rapport O-91120. 45s.
- Bratli,J.L. 1989. Vannforurensningsovervåking. Vannkvalitet. Miljøvern avdelingen i Buskerud, rapport 11-1989. 40s.
- Bratli,J.L. 1990. Resipientundersøkelse for Golsfjellet og Tisleidalen 1989 - 90. Miljøvern avd. i Buskerud rapport 13-1990. 36s.
- Bratli,J.L. 1992. Tiltaksanalyse for Frøylandsvatent - NIVAs bidrag. Delrapport 3. Problemanalyse, metodegrunnlag, innsjøinterne tiltak og alternative tiltakspakker. NIVA-rapport l.nr. 2776. 35s.
- Bratli,J.L. 1993. Presentasjon av tiltaksanalyse for Frøylandsvatnet med hovedvekt på NIVAs bidrag. VANN 1. xx-xx.
- Bratli J. L., N. Vagstad, O. Falk Fredriksen, O. Hauge, H. Hausken. 1992. Tiltaksanalyse for Frøylandsvannet, vedleggsrapport. Nr 7-32336,R9382OH.FMM. Asplan, Niva og Jordforsk. 150 pp.
- Brooks,J.L. og S.I.Dodson 1965. Predation, body size and composition of plankton. *Science* 150: 28-35.
- Canter, H.M. 1972. A guide to the fungi occurring on planktonic bluegreen algae. I: T.V.Desikachary (red.): *Proc. Symp. on Taxonomy and Biology of Blue-green algae*, Univ. Madras:148-158.
- Carpenter,S.R., J.F.Kitchel and J.R.Hodgeson 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience* 35: 634-639.
- Carpenter,S.R. og J.F.Kitchell 1992. Trophic cascade and biomanipulation: Interface of research and management. - A replay to the comment by DeMelo et al. *Can.J.Fish.Res Bd.Can.* 37(1): 208-213.
- Carpenter,S.H. og D.M.Lodge 1986. Effects of submerged macrophytes on ecosystem processes. *Aquat.Bot.* 26:341-370.
- Clasen, J. 1979. Das Zies der Phosphateliminierung am Zulauf der Wahnbachtalsperre in Hinblick auf die Oligotrophierung dieses Gewässers. *Z.f. Wasser- und Abwasser-Forschung* 12: 110-122.

- Clasen, J. 1987. Ecological assessment of environmental degradation, pollution and recovery. Commission of European communities, Joint Research Centre, Ispra, Italia. EPO/87:2 s., EPO/87/10:24 s, EPO/87/11:20 s.
- Clasen, J. og H. Bernardt 19xx. Project Shallow Lakes and Reservoirs. Final Report. Water Research Centre, Medmenham, xx s.
- Cooke, G.D., E.B. Welch, S.A. Peterson og P.R. Newroth 1986. Lake and reservoir restoration. Butterworths, Boston. 392 s.
- Cullen, P. og C. Forsberg 1988. Experience with reducing point sources and phosphorus to lakes. *Hydrobiologia* 170: 321-336.
- de Groot, W.T. 1981. Phosphate and wind in a shallow lake. *Arch. Hydrobiol.* 91: 475-489.
- DeMelo, R., R. France og D.J. McQueen 1992. Biomanipulation: Hit or myth? *Can. J. Fish. Res. Bd. Can.* 37(1): 192-207.
- Dillon, P. og F.H. Rigler 1975. A simple method for predicting the capacity of a lake for development based on lake trophic status. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 32: 1519-1531
- Duncan, A. 1990. A review: limnological management and biomanipulation in the London Reservoirs. *Hydrobiologia* 200/201: 541-548.
- Eklund, B. 1986. Sjörestaureringar i Stockholm. *Vatten* 42: 154-159.
- Ekologigruppen 1990. Höye Å. Landskapsvårdsplan. Länsstyrelsen i Malmø, Miljöförvaltningsenheten, medd. 1990:2. 97 s.
- EPA 1980. International Symposium on Inland Waters and Lake Restoration, Maine.
- Erlandsen, A.H., P. Brettum, J.E. Løvik, S. Markager og T. Källqvist 1988. Kolbotnvannet. Sammenstilling av resultater fra perioden 1984-87. NIVA O-8307802. 118 s.
- EWPCA 1985. Lake pollution and recovery. Proceedings International Congress, Roma. European Water Pollution Control Association. 466 s.
- Fleischer, S., I.-M. Andreasson, G. Holmgren, A. Joelsson, T. Kindt, L. Rydberg og L. Stibe 1989. Markanvändning - vattenkvalitet. En studie i Laholmsbuktens tillrinningsområde. Länsstyrelsen i Hallands län, medd. 1989:10. 236 s.
- Forsberg, C. 1987. Evaluation of lake restoration in Sweden. *Schweiz. Z. Hydrol.* 49: 260-274.
- Faafeng, B. 1980. Gjersjøens forurensningsbelastning 1971 - 1978. NIVA-rapport, l.nr. 1188, 89 s.
- Faafeng, B.A. og Å. Brabrand 1990. Biomanipulation of a small, urban lake - removal of fish exclude bluegreen blooms. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 24: 597-602.
- Faafeng, B., P. Brettum, M. Grande, D. Hessen og T.J. Oredalen 1991a. Stordammen på Konnerud. Vannkvalitet 1990 og forslag til tiltak. NIVA-rapport l.nr. 2543. 59 s.
- Faafeng, B., P. Brettum og D. Hessen 1990. Landsomfattende undersøkelse av trofistilstanden i 355 innsjøer i Norge. NIVA-rapport l.nr. 2355. 57 s.

- Faafeng, B., A.Erlandsen og J.E.Løvik 1990. Kolbotnvatnet med tilløp 1988 og 1989. NIVA-rapport l.nr. 2408. 56s.
- Faafeng,B.A. og D.O.Hessen, in press. Nitrogen og phosphorus concentrations and N:P ratios in Noirwegian lakes - perspectives on nutrient limitation. Verh. Int. Verein. Limnol.
- Faafeng,B., D.O.Hessen og P.Brettum 1991b. Eutrofiering av innsjøer i Norge. Generelt om eutrofiering og resultater fra en undersøkelse i 1988 og 1989. NIVA/SFT ISBN 82-577-2034-8. 36.
- Garrison,,P.J. og D.R.Knauer 1984. Long term evaluation of three alum treated lakes. I: Lake and reservoir management. EPA 440/5/-84-001:513-517
- Gächter, R. 1987. Lake restoration. Why oxygenation and artificial mixing cannot substitute for a decrease in external phosphorus loading. Schweiz. Z. Hydrol.: 49.
- Gulati,R.D., E.H.R.R.Lammens, M.-L.Meijer og E.van Donk 1990. Biomanipulation. Tool for water management. Kluwer Acad. Publ. Dordrecht. 628s.
- Gulbrandsen, T.R. 1982. Restaurering av innsjøer. Metodeoversikt og behovsundersøkelse. NIVA-rapport (l.nr. F.457), 50 s.
- Gächter, R. 1976. Lake restoration by bottom water siphoning. Schweiz. Z. Hydrol. 38: 1-28.
- Harper,D. 1992. Eutrophication of freshwaters. Principles, problems and restoration. Chapman & Hall, London. 327s.
- Hauge, O., J. L. Bratli, N. Vagstad, O. Falk Fredriksen. 1992. Tiltaksanalyse for Frøylandsvannet, samlerapport. Nr 7-32336,R9382OH.FMM. Asplan, Niva og Jordforsk. 59 pp.
- Hedeselskabet og COWiconsult 1988. Etappevis retablering af Skjern Å fra Borris til fjorden.41s.
- Hendersson-Sellers,B. and H.R.Markland 1987. Decaying lakes. The origins and control of cultural eutrophication. John Wiley and Sons. Chichester. 254s.
- Hieljes, A.H.M. og L. Lijklema 1980. Fractionation of inorganic phosphates in calcareous sediments. J. Environ. Qual. 9: 405-407.
- Hindar,A. og P.Brettum 1988. Barbuvasdraget. Overvåkingsundersøkelse 1987. NIVA-rapport l.nr. 2176. 39s.
- Hindar,A., T.Tjomsland, T.E.Brandrud og S.W.Johansen 1992. Konsekvenser av ny E 18 trase over innsjøen Selura ved Flekkefjord. NIVA-rapport l.nr. 2768. 29s.
- Holden, W.S. 1970. Water treatment and examination. The Society for Water Treatment and Examination, London. 513 s.
- Holtan, H. 1981. Restaurering av vannforekomster. VANN 4: 368-372.
- Holtan, H., L. Kamp-Nielsen og A.O. Stuanes 1988. Phosphorus in soil, water and sediment: an overview. Hydrobiologia 170: 19-34.

- Holtan, H. og M. Nichols 1987. Lufting av Langvann i Lørenskog kommune - sammenstilling av tidligere undersøkelser samt rapport fra arbeidet i 1986. NIVA-rapport l.nr. F.516, ANØ-rapport 41/87. 37s.
- Holtan, H. og S.O. Åstebøl 1990. Håndbok i innsamling av data om forurensningstilførsler til vassdrag og fjorder. Revidert utgave. NIVA-JORDFORSK rapport l.nr. 2509. 53s.
- Hrbacek, J., M. Dvorakova, M. Korinek og L. Prochazkova 1961. Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. Verh. Internat. Verein. Limnol. 14: 192-195.
- Ibrekk, H.O., 1986. Forslag til system for egnethetsvurdering av ulike bruksformer i vassdrag. NIVA-rapport l.nr. 1832, 102s.
- Ibrekk, H.O., H. Holtan, R. Gulbrandsen, K. Øren og T. Tjomsland 1991. Nordsjøplanen. Vassdrag. Inndeling i resipientområder, tilførsler, mål for vannkvalitet og behov for reduksjon av tilførsler. NIVA-rapport O-982302, 63s.
- Jensen, H.S. og F.Ø. Andersen 1990. Fosforbelastning i lavvannede eutrofe søer. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen. Rapp. nr. C4, 96 s.
- Jensen, H.S., P. Kristensen, E. Jeppesen og A. Skytte in press. Iron: phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphate release from aerobic sediments in shallow lakes.
- Jeppesen, E., J.P. Jensen, P. Kristensen, M. Søndergaard, E. Mortensen, O. Sortkjær og K. Olrik. Fish manipulation as a lake restoration tool in a shallow, eutrophic temperate lake. 2: threshold levels, long-term stability and conclusions. Hydrobiologia 200/201: 219-228.
- Jørgensen, S.E. 1980. Lake management. Water development, supply and Management 14. Pergamon Press, Oxford. 167 s.
- Kamp-Nilsen, L. 1986. Modelling the recovery of hypertrophic L. Glumsø (Denmark). Hydrobiol. Bull. 20(1/2): 245-255.
- Kjørboe, T. 1980. Distribution and production of submerged macrophytes in Tipper Ground (Ringkøbing Fjord, Denmark), and the impact of waterfowl grazing. J. Appl. Ecol. 17: 675-687.
- Klapper, H. 1983. Management of standing water ecosystems (på tysk). Study materials, School of Water Management, Magdeburg, 34s. Ikke sett, figur hentet fra:
Uhlmann, D. og H. Klapper 1985. s. 342-351 i: Proceedings from International Conference on Lake pollution and recovery, Roma. EWPCA.
- Larsen, D.P. og H.T. Mercier 1976. Phosphorus retention capacity of lakes. J. Fish. Res. Bd. Can. 33(8): 1742-1750
- Lien, L. 1981. Bruk av gresskarper *Ctenoparyngodon idella* til å redusere makrovegetasjon i norske vannforekomster. NIVA-rapport l.nr. F419. 18s.
- Lijklema, L. 1985. Internal loading - mechanisms and assessment of magnitude. Proc. EWPCA conference: "Lake Pollution and recovery". EWPCA, Roma.

- Løvstad, Ø. og T.Hauger 1988. Bjørkelangen - Hydrologiske tiltak for å dempe algeveksten og tilgroingen med makrovegetasjon. VANN 2: 355-363
- Marsden, M.W. 1989. Lake restoration by reducing external phosphorus loading: the influence of sediment phosphorus release. Freshwat. Biol. 21: 139-162.
- Miljøverndepartementet 1979. Aksjon Mjøsa. Statusrapport. 91s.
- Molvær, J., F.S.Berge, G.Nilsen og A.Thendrup 1983. Tiltak for å bedre oksygenforholdene i poller og terskelfjorder. VANN 1/83: 16-23.
- Monegue, R.L. og E.J.Philips 1991. The effect of Cyanophages on the growth and survival of Lyngbya Wollei, Anabaena flos-aquae, and Anabaena circinalis. J.Aquat. Plant Manage. 29: 88-93.
- Moss, B. 1990. Engineering and biological approaches to the restoration from eutrophication of shallow lakes in which aquatic plant communities are important components. Hydrobiologia 200/201: 367-377.
- National Research Council 1992. Restoration of Aquatic Ecosystems. Science, technology and public policy. Committee on restoration of aquatic ecosystems. Water science technology board, National Research Council, USA.
- Nichols, S.A. 1991. The interaction between biology and the management of aquatic macrophytes. Aquatic Botany 41 (1-3): 225-252
- Nichols, M., H.Holtan og D.Berge 1991. Lufting av Langevatn. Effekter på vannkvalitet og sedimenter. NIVA-rapport l.nr. 2553, 45s.
- Ryding, S.-O.(red.) 1980. Monitoring of inland waters: OECD Eutrophication Programme - The Nordic Project. NORDFORSK Publication 1980:2, Helsinki, 207s.
- OECD 1982. Eutrophication. Monitoring, assessment and control. Paris. 154s.
- Oglesby, R.T. 1969. Effects of controlled nutrient dilution on the eutrophication of a lake. In: Eutrophication: causes, consequences, correctives. Washington DC, National Acad. Sci.: 483-493.
- Olsen, Y. og O.Vadstein 1989. NTNFs Program for eutrofiforskning, faglig sluttrapport for Fase 1-3, 1978-88. 79s.
- Olszewski, P. 1973. Fünfzehn Jahre Experiment auf dem Kortowo-See. Verh. Int. Verein. Limnol. 18: 1792-1797.
- Ozimek, T., E.van Donk og R.D.Gulati 1990. Can macrophytes be useful in biomanipulation of lakes? The Lake Zwemlust example. Hydrobiologia 200/201:399-409.
- Persson, L., G. Andersson, S.F. Hamrin og L. Johansson 1988. Predation regulation and primary production along the productivity gradient of temperate lake ecosystems. I: S.R. Carpenter (red.): Complex interactions in lake communities. Springer Verlag: 45-65.
- Petterson, S.A. 1982. Lake restoration by sediment removal. Water. Res. Bull. 18: 423-435.

- Pettersson, K. og B. Boström 1981. En kritisk granskning av föreslagna metoder för nitratbehandling av sediment. *Vatten* 38: 74-82
- Petterson, L. og M. Wallsten 1990. Sjørestaurering i Sverige. Metoder och resultat. Naturvårdsverket, rapport 3817, 57 s.
- Phlips, E.J., R.L. Monegue og F.J. Aldridge 1990. Cyanophages which impact bloom-forming cyanobacteria. *J. Aquat. Plant. Manage.* 28(2): 92-97.
- Raman, R.K. 1985. Controlling algae in water supply impoundments. *American Water Works Association Journal* 77: 41-43
- Reckow, K.H. og S.C. Chapra 1983. Engineering approaches for lake management. 1. Data analysis and empirical modelling. Butterworth Publishers, Boston. 340 s.
- Reinertsen, H., A. Jensen, J.I. Koksvik, A. Langeland og Y. Olsen 1989. Effects of fish removal on the limnetic ecosystem of a eutrophic lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 166-173.
- Rensvik, H. 1981a. Teknikk og økonomi i forbindelse med restaurering av innsjøer. *VANN* 4/81: 360-367
- Rensvik, H. 1981b. Langevannet i Lørenskog kommune. Orientering om planer for restaurering. *VANN* 4: 377-380.
- Reynolds 1987. The response of phytoplankton communities to changing lake environments. *Schweiz. Z. Hydrol.* 49: 220-236.
- Reynolds, C.S., S.W. Wiseman og M.J.O. Clarke 1984. Growth- and lossrate responses of phytoplankton to intermittent artificial mixing and their potential application to the control of planktonic algal biomass. *J. appl. Ecol.* 21: 11-39.
- Ripl, W. 1976. Biochemical oxidation of polluted lake sediment with nitrate - a new lake restoration method. *Ambio* 5: 132-135.
- Ripl, W., L. Leonardsson, G. Lindmark, G. Andersson og G. Cronberg 1979. Optimering av reningsverk/recipient-system. *Vatten* 35: 96
- Rognerud, S. og G. Kjellberg 1984. Relationships between phytoplankton and zooplankton biomass in large lakes. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 22: 666-671.
- Rognerud, S., D. Berge og M. Johannessen 1989. Telemarksvassdraget - Hovedrapport fra undersøkelsene i perioden 1975 - 1979. NIVA-rapport O-70112.
- Ross, M. og C.A. Lembi 1985. *Applied Weed Science*. Burgess, Minneapolis, MN. 340s.
- Ryding, S.O. 1981. Reversibility of man-induced eutrophication. Experience of a lake recovery study in Sweden. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 66: 449-503.
- Ryding, S.-O., og C. Forsberg 1977. Sediments as a nutrient source in shallow polluted lakes. In: Golterman, H.L. (red.): *Interactions between sediments and fresh waters*: 227-234. Junk Publishers B.V., The Hague.

- Ryding, S.-O. og W. Rast 1989. The control of eutrophication in lakes and reservoirs. Man and the Biosphere Series vol.1., UNESCO. Parthenon Publishing Group, Paris. 314s.
- Rørslett, B. 1986. Vannvegetasjon i Venneslafjorden. Foreløpig vurdering av tilgroing 1986. NIVA-rapport I.nr. 1906. 25s.
- Rørslett, B., D. Berge og S.W. Johansen 1986. Lake enrichment by submerged macrophytes: a norwegian whole-lake experiment with *Elodea canadensis*. Aquat. Bot. 26: 325-340.
- Safferman, R.S. og M.-E. Morris 1964. Control of algae with viruses. J. Am. Water Works ASS. 56: 1217-1224.
- Sanni, S. 1986. Utveksling av fosfat mellom sediment og vann i Årungen. Årsakssammenhenger, kvantifisering og innsjømetabolsk betydning. Limnos 1-2: 1-8.
- Sanni, S. 1989. Strategi for restaurering av eutrofe innsjøer. NTNf. Utvalg for eutrofiforskning. 46s.
- Sas, H. (red.) 1989. Lake restoration by reducing of nutrient loading: - P!?. Academia Verlag Richarz, Sankt Augustin. 497 s.
- Scheffer, M. 1990. Alternative stable states in eutrophic shallow freshwater systems: a minimal model. Hydrobiol. Bull. 23: 73-89.
- Schreurs, H. 1992. Cyanobacterial dominance relations to eutrophication and lake morphometry. Dr.gradsavhandling, Univ. i Amsterdam. 198s.
- Schindler, D.W. 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. Science 195: 260-262.
- Schindler, D.W., T. Ruzsyczynski og E.J. Lee 1980. Hypolimnion injection of nutrient effluents as a method for reducing eutrophication. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 320-327.
- Seip, K.L. 1988a. Et regelsystem for å identifisere innsjøers respons på reduksjoner i fosforbelastningen. LIMNOS 2: 11-13
- Seip, K.L. 1988b. Et regelsystem for å identifisere innsjøers respons på reduksjoner i fosforbelastningen. 2. Del II. Forekomst av blågrønn-alger (Cyanobacteria). LIMNOS 3: 8-12.
- Shapiro, J. 1978. The need for more biology in lake restoration. Contrib. no. 183, Limnological Centre, Univ. og Minnesota, Minneapolis.
- Shapiro, J., V. Lamarra og M. Lynch 1975. Biomaniipulation: an ecosystem approach to lake restoration. s 85-96 i: Brezonik, P.L. og J.L. Fox (red.): Proc. Symp. on water quality management through biological control. US EPA report No. ENV-07-1.

- Shapiro J., B.Forsberg, V.Lamarra, G.Lindmark, M.Lynch, E.Smeltzer og G.Zoto 1982. Experiments and experiences in biomanipulation. Studies of biological ways to reduce algal abundance and eliminate blue-greens. Interim Report No. 19, Limnological Research Center, Univ. Minnesota. 251s.
- SIFF 1987. Kvalitetsnormer for drikkevann. Statens Institutt for Folkehelse, ISBN 82-7364-013-2, 72s.
- Skulberg, O. 1986a. Kontroll av giftproduserende alger i Akersvannet, Vestfold. NIVA-notat 21.2.86. 4s.
- Skulberg, O. 1986b. Kontroll av giftproduserende alger - Akersvannet, Vestfold. Forskningsbehov i Norge. NIVA-notat 11.11.86. 10s.
- Smith, V. og J.Shapiro 1981. Chlorophyll-phosphorus relations in individual lakes. Their importance to lake restaration strategies. Env. Sci. Technol. 5(4): 444-451.
- Stadelman, P. 1980. Der Zustand des Rotsees bei Luzern, Kantonales Amt für Gewässerschutz, Luzern. (ikke lest, konf. Cooke og medarb. 1980).
- Statens Forurensningstilsyn 1989a. Vannkvalitetskriterier for ferskvann (red. H.Holtan). TA 630.
- Statens Forurensningstilsyn 1989b. Enkle undersøkelser av bekker og tjern (red. H.Holtan). TA 647, 52s.
- Statens Forurensningstilsyn 1992. Nordsjø-deklarasjonen. Tiltak for å redusere nærings salt-tilførselene. TA-846. 82s.
- Statens Naturvårdsverk 1976. Sjøfågelvård vid sjörestaurering. SNV publikation 1976:15. 83s.
- Steeman-Nielsen, E., L.K.Nielson og S.Wium-Andersen 1969. The effect of deleterious concentrations of copper on the photosynthesis of *Chlorella pyrenoidosa*. Physiologia Plantarum 22: 1121-1133.
- Steinberg, C.E.W. og Hartmann 1988. Planktonic bloom-forming cyanobacteria and the eutrophication of lakes and rivers. Freshwat.Biol. 20: 279-287.
- Styringsgruppen for tiltaksanalyse for Mjøsa 1989. Mjøsa kan bli ren. Sluttrapport om tiltakspakken som anbefales av lokale myndigheter og Statens forurensningstilsyn.
- Tilman, D. 1980. Resources: a graphical-mechanistic approach to competition and predation. AmNat. 116: 362-393.
- Tjomsland, T. og H.O.Ibrekk 1992. TEOTIL. Modell for teoretisk beregning av fosfor- og nitrogentilførsler i Norge. NIVA-rapport l.nr. 2786. 36s.
- Molvær, J., S.T.Källqvist og T.S.Traaen 1989. Resipientvurderinger av Otra og Kritiansandsfjorden for utslipp fra treforedlingsindustri. NIVA rapport, l.nr. 2218, 42s.
- Uhlmann, D. 1984. Evaluation of strategies for controlling eutrophication of lakes and reservoirs. Int.Rev. ges.Hydrobiol. 67: 821-835

- Uttormark, P. og M. Hutchins 1980. Input/output models as decision aids for lake restoration. *Wat. Res. Bull.* 16: 494-500.
- Van Donk, E., E. de Deckere, J.G.P. Klein Breteler og J.T. Meulemans in press. Herbivory by waterfowl and fish on macrophytes in a biomanipulated lake: effects on long-term recovery. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*
- Van Donk, E., M.P. Grimm, R.D. Gulati, P.G.M. Heuts, W.A. de Kloet og L. van Liere 1990. First attempt to apply whole-lake food-web manipulation on a large scale in the Netherlands. *Hydrobiologia* 200/201: 291-303.
- Van Liere, L. og R.D. Gulati (red.) 1992. Restoration and recovery of shallow eutrophic lake ecosystems in the Netherlands. *Hydrobiologia* 233 (1-3): 287s.
- Vollenweider, R.A. 1975. Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology. *Schweiz. Z. Hydrol.* 37: 53-84.
- Vollenweider, R.A. 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 33: 53-83.
- Vollenweider, R.A. og J.J. Kerekes 1982. Eutrophication of waters, monitoring, assessment and control. OECD, Paris
- Walker, P.A. 1989. The feasibility of lake restoration through biomanipulation - a literature study. *Aquasense rapport no. 89012*, Amsterdam. Rijkswaterstaat, Lelystad, rep. no. 89.033. 60 s.
- Wallsten, M. & P.D. Forsgren 1989. The effects of increased water level on aquatic macrophytes. *J. Aquat. Plant. Manag.* 27: 32-37.
- Ward, M. 1991. Will viruses vanquish the Adriatic's algae? *New Scientist* 1761:28.
- Welch, E.B. 1981. The dilution/flushing technique in lake restoration. *Water Res. Bull.* 17: 558-564.