

RAPPORT LNR 3754-97

**Fjordforbedring - en
gjennomgang av metoder
og miljøkonsekvenser**

FJORDFORBEDRING

-

EN GJENNOMGANG

AV

METODER OG MILJØKONSEKVENSER

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 32 88 33

Akvaplan-NIVA A/S

9015 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Fjordforbedring - en gjennomgang av metoder og miljøkonsekvenser.	Løpenr. (for bestilling) 3754-97	Dato 2/12-97
	Prosjektnr. Undernr. O-96209	Sider Pris 47
Forfatter(e) Torbjørn M. Johnsen	Fagområde Marin eutrofi	Distribusjon
	Geografisk område	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Statens forurensningstilsyn (SFT).	Oppdragsreferanse
--	-------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Langs kysten finnes det mange terskelfjorder og poller med oksygensvikt i bunnvannet. Et avbøtende tiltak kan være gjennomføring av fjordforbedringstiltak. I rapporten blir det gitt en kort beskrivelse av ulike metoder for fjordforbedringstiltak og hvilke forventede positive og negative effekter disse kan ha på det fysiske, kjemiske og biologiske miljøet. Rapporten tar også for seg erfaringer fra gjennomførte tiltak i Norge. Disse er overveiende positive.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Fjordforbedring 2. Vannkvalitet 3. Tiltakstyper 4. Miljøendringer 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Fjord rehabilitation 2. Water quality 3. Pollution abatement 4. Environmental changes
--	--


Torbjørn M. Johnsen
Prosjektleder

ISBN 82-577-3324-5


Bjørn Braaten
Forskningssjef

Forord

Ved brev av 22. april 1996 henvendte Statens forurensningstilsyn (SFT) seg til Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Oceanor og Havforskningsinstituttet (HI) med ønske om en gjennomgang av kunnskapsstatus vedrørende fjordforbedringstiltak. Kontrakt med NIVA ble skrevet 17. september 1996. De tre institusjonene har på ulike vis bidratt til den foreliggende rapporten. Oceanor har levert bakgrunnsstoff til kapittelet om dimensjonering av fjordforbedringstiltak, mens NIVA har skrevet de øvrige delene av rapporten. HI har gitt verdifulle og nyttige innspill til rapporten.

Kontaktperson hos SFT har vært Isabelle Thélin. Bakgrunnsstoffet fra Oceanor ble utarbeidet av Karl Tangen, mens de faglige innspill fra HI har vært signert Jan Aure. Torbjørn M. Johnsen har forfattet NIVAs rapportdel og hatt ansvaret for prosjektgjennomføringen. Inger Midttun hos NIVAs Vestlandsavdeling har sluttredigert rapporten.

Bergen, 2. desember 1997

Torbjørn M. Johnsen

Innhold

Sammendrag	6
1. INNLEDNING	8
1.1 Bakgrunn for utredningen	8
1.2 Formål med utredningen	9
2. METODER FOR FJORDFORBEDRING	10
2.1 Generelt	10
2.2 Beskrivelse av metoder	11
2.2.1 Dykket utslipp av ferskvann	11
2.2.2 Nedpumping av ferskvann eller lett overflatevann	12
2.2.3 Kunstig oksygenering/lufting og mekanisk blanding	12
2.2.4 Øke terskeldypet ved utsprengning	14
2.2.5 Innpumping av rent sjøvann/Utpumping av tungt dypvann	14
2.2.6 Tilsetning av oksydasjonsmiddel	15
2.2.7 Bygging av demning eller sluse for omgjøring til rent ferskvanns basseng	15
2.2.8 Andre teoretiske metoder	15
2.3 Dimensjonering av tiltakene	16
3. EFFEKTER	17
3.1 Generelt	17
3.2 Positive effekter	20
3.3 Negative effekter	21
4. ERFARINGER FRA FJORDFORBEDRINGSTILTAK	24
4.1 Botn i Rissa, Nord-Trøndelag	24
4.2 Skogsfjordsystemet, Vest-Agder	27
4.3 Kjølebrønnskilen, Kragerø	29
4.4 Nordåsvatnet, Hordaland	31
4.5 Sælenvatnet, Hordaland	32
4.6 Lille Lungegårdsvann, Bergen	34
4.7 Skjoldafjorden, Rogaland	34
5. MOMENTLISTE FOR VURDERING AV FORDELER OG ULEMPER VED FJORDFORBEDRINGSTILTAK	36
5.1 Generelle kommentarer	36
5.2 Momentliste	36

6. KONKLUSJONER	40
7. LITTERATUR	42
Vedlegg A.	45

Sammendrag

I mange terskelfjorder og poller langs Norges kyst er det periodevis oksygenvikt i bassengvannet enten som følge av for stor naturlig belastning i forhold til kapasiteten eller som et resultat av økende antropogene næringstilførsler. Et avbøtende tiltak i slike områder kan være gjennomføring av fjordforbedringstiltak. Statens forurensningstilsyn (SFT) ønsket derfor å få en gjennomgang av kunnskapsstatus innen dette feltet. Formålet med denne rapporten er å gi en generell beskrivelse av ulike fjordforbedringstiltak og forventede effekter av disse, faglige vurderinger av miljøvirkningene på bakgrunn av erfaringer fra gjennomførte tiltak og opplysninger gitt i litteratur og en momentliste for vurdering av fordeler og ulemper ved ulike fjordforbedringstiltak. Kostnadene ved fjordforbedringstiltak gjennomgås ikke.

Gjennomførelse av tiltak må være basert på en målsetting for vannforekomsten. Tiltakets utforming vil være avhengig av om målsettingen innebærer store eller små forandringer i bassengvannets miljøforhold. I mildere tilfeller av overbelastning av antropogen karakter, kan tilførselsreduksjoner være tilstrekkelig for å oppnå det ønskede resultat. Ellers vil fjordforbedringstiltak i en eller annen form være nødvendig for å restaurere eller korrigere miljøforholdene.

Hensikten med fjordforbedringstiltak er primært å fjerne hydrogensulfid fra bassengvannet og/eller stabilisere oksygenivået på en konsentrasjon som er akseptabel for arter følsomme for lave oksygenkonsentrasjoner. Flere metoder er utredet og utviklet for å øke de vertikale transport- og blandingsprosessene, og dermed påskynde de naturlige prosessene som fører til dypvannsutskiftninger. Resultatet blir hyppigere utskiftninger av dypvannet og økt tilførsel av oksygenrikt vann.

I de fleste metodene inngår enten bruk av ferskvann/brakkvann eller luft eller en kombinasjon av disse elementene. Bruk av bobleanlegg er en kraftigere behandlingsform enn nedføring av ferskvann/brakkvann. Aerator som kombinerer lufting med igangsetting av både en kraftig horisontal vanntransport og sterk vertikal blanding, har vist seg effektiv mht. økning av oksygenkonsentrasjon og opprettholder et skarpt skille mellom oksygenert og hydrogensulfid-holdig vann. I noen tilfeller kan økning av terskeldybden være nødvendig, mens innpumping av oksygenrikt sjøvann og/eller utpumping av tungt dypvann kanskje kombinert med kjemikalietilsetning vil være løsningen i andre tilfeller. I sterkt ferskvannspåvirkede områder kan løsningen også være å gjøre resipienten om til et rent ferskvannsbasseng.

Effektene av tiltakene vil avhenge av vannforekomstens geografiske beliggenhet, dens topografi (terskeldyp, antall terskler, fjorddyp) vannvolum som skal behandles, sjikttingsforhold, ferskvannstilførsler osv. Hvordan alle faktorene virker sammen, kan være vanskelig å forutse uten bruk av modeller. Modellering bør derfor inngå i det forberedende arbeidet fordi modelleringsresultatene i betydelig grad kan innvirke på valg av metode og dimensjonering av tiltaket.

Fjordforbedringstiltak bør følges av et faglig forsvarlig overvåkningsprogram som inneholder de fysiske, kjemiske og biologiske faktorer som er nødvendige for evaluering av tiltak i forhold til målsetting. Forundersøkelser bør gjennomføres for å dokumentere fjordens/pollens tilstand før tiltak iverksettes. Resultatene herfra vil være nødvendige for å gi modellene de riktige startverdier. Varigheten av overvåkingen bør ha en tidslengde som gir mulighet for dokumentering av oppnådd målsetting. Overvåkingens resultater vil kunne benyttes til eventuell verifisering av modellenes simuleringresultater eller til forbedring av modellene. Svært få av de tiltak som hittil er gjennomført, har vært tilkoblet langsiktige og faglig vel funderte overvåkningsprogram. Konsekvensen er at det

foreligger svært begrenset datagrunnlag for bedømmelse av totaleffekter av gjennomførte fjordforbedringstiltak.

De positive effektene av vellykkede fjordforbedringstiltak vil være at hydrogensulfid fjernes fra bassengvannet, og etablering av oksygennivå over en gitt minimumsverdi vil skape et økologisk balansert plante- og dyresamfunn i tiltaksområdet. Det vil øke tiltaksområdets totale produksjon, muligheten for høsting av unyttbare ressurser forbedres og områdets rekreasjonsverdi øker.

Gjennomføring av fjordforbedringstiltak innebærer også risiko for potensielle negative effekter. Økt vertikalsirkulasjon medfører at næringsrikt dypvann bringes høyere opp i vannsøylen og kan i grunne tiltaksområder føre til masseblomstring av alger som ved sedimentasjon kan øke belastningen på dypvannets oksygenreserver. For kraftig sirkulasjon kan gi opptrengning av hydrogensulfid til overflatelaget og resultere i stor dødelighet både hos fastsittende og frittlevende organismer. I tillegg kan slike situasjoner gi ubehagelige luktproblemer i tiltaksområdet. Økt oksygenkonsentrasjon i dypvannet og større variasjon i bassengvannets temperatur over året kan føre til at spesialtilpassede arter utkonkurreres av arter med et høyere krav til vannkvalitet. I anoksisk vann konserveres miljøgifter deponert på bunnen, og oksygenering av slike bunnområder kan føre til utlekking fra sedimentet. Mesteparten av disse negative effektene kan imidlertid unngås ved riktig prosjektering og gjennomføring.

I Norge har vi størst erfaringsgrunnlag fra dykkede ferskvannsutslipp og luftbobling. Begge metodene bryter ned tetthetsgradientene i vannmassene og øker vertikalsirkulasjonen. Dette resulterer i hyppigere dypvannsutskiftninger og forbedrede oksygenforhold i bassengvannet. Effektiviteten ved dykket ferskvannsutslipp avhenger av stabil vanntilførsel. Hyppigere dypvannsutskiftninger fører til økt variasjon i dypvannets temperatur og salinitet. Bobleanlegg medfører vertikalsirkulasjon i hele vannsøylen, men algenes respons på næringssalttilførselen synes blant annet å avhenge av ferskvannstilførselen (silikatbegrensning).

Bruk av Aerator har vist seg å føre til stor horisontal og vertikal vannsirkulasjon. Effektiviteten med hensyn til oksygenering av vannmassene er stor. Muligheten til å styre retningen på vannstrømmen gjør metoden velegnet i områder hvor en ønsker å opprettholde et skarpt skille mellom behandlet og ubehandlet vann.

Forsøk i et stort fjordområde med kunstig lufteanlegg av typen Minox-duppen ga ikke den forventede forbedring av oksygenkonsentrasjonen i løpet av behandlingstiden. Anleggets behandlingsskapasitet er begrenset og må antas å ha størst anvendelighet i mindre tiltaksområder.

Erfaringene fra gjennomførte fjordforbedringstiltak er hovedsakelig positive med hensyn til miljøeffekter.

1. INNLEDNING

1.1 Bakgrunn for utredningen

Langs Norges kyst finns det mange fjorder og poller som på grunn av smale sund og grunne terskler har dårlig vannutskiftning. Topografiske forhold hindrer dermed effektive tilførsler av oksygenrikt vann til dypområdene innenfor tersklene og resulterer i periodevis stagnant dypvann. Næringssalter og organisk materiale tilføres naturlig via elver og bekker og fra kystvannet. Næringssaltene gir opphav til lokal produksjon av alger som sammen med tilført organisk materiale fører til sedimentasjon av organisk stoff inne i det avlukkede bassenget. Under nedbrytningen av dette materialet forbrukes oksygen, og hvis stagnasjonsperioden er tilstrekkelig lang, vil det oppstå oksygensvikt i dypvannet.

Ennå større blir dette problemet hvis jordbruk, industri, kommunale utslipp osv. fører til økt næringssaltbelastning og økt lokal produksjon av marint organisk stoff, samt økte direkte utslipp av organisk stoff. Resultatet blir økt belastning av organisk stoff i dypvannet. Dermed forbrukes oksygenreservene ennå hurtigere og vannkvaliteten reduseres ytterligere. Langtransporterte næringssalter og organisk stoff kan på samme måte øke den organiske belastningen og oksygenforbruket i dypvannet.

Hvis belastningen på en resipient er stor nok, kan nedbrytningen av organisk materiale føre til dannelse av hydrogen sulfid i bassengvannet, og under slike forhold er det få organismer som kan leve. Dersom vannlaget med hydrogen sulfid kommer nær nok overflaten, kan det under ekstreme værforhold eller i forbindelse med innstrømming av tungt oksygenrikt vann lekke hydrogen sulfid ut til luften. Hydrogen sulfid er en illeluktende, giftig og svært helseskadelig gass som i det minste kan skape ubehag for eventuelle nærliggende beboere under eksponeringsperioder.

For å bedre forholdene i fjorder og poller med oksygensvikt, kan igangsetting av såkalte fjordforbedringstiltak være en løsning. Hensikten med slike tiltak er vanligvis å øke utskiftningsfrekvensen av bunnvannet slik at oksygentilførselen øker og oksygenforholdene dermed forbedres. Konsekvensene av fjordforbedringstiltak kan imidlertid være både positive og negative. Det bør derfor gjøres en konsekvensutredning i hvert enkelt tilfelle før tiltak gjennomføres.

Motivasjonen for å gjennomføre fjordforbedringstiltak kan være forskjellig. Det kan være ønske om å øke den produktive vannmassen i et fjordområde for rekreasjonsformål slik som fritidsfiske og badeliv, eller å utnytte områdets produksjonskapasitet gjennom dyrking av skjell. Slike tiltak gjennomføres gjerne i kombinasjon med tradisjonelle tiltak for å redusere belastningen med næringssalter og organisk stoff. Andre formål kan være å øke resipientkapasiteten istedenfor å gjennomføre utslippsreducerende tiltak. Det kan også være ønske om å øke vannets utskiftningshastighet for å redusere uønskede effekter av gamle sanerte utslipp/deponier eller for å motvirke uheldige effekter av langtransporterte forurensninger. Og ikke sjelden ønsker man å sikre seg mot perioder med lukt av hydrogen sulfid i omgivelsene.

1.2 Formål med utredningen

Gjennomførelse av fjordforbedringstiltak kan ha både positive og negative effekter. Denne utredningen har derfor som formål å:

1. *Gi en generell beskrivelse av ulike fjordforbedringsmetoder.*
2. *Gi faglig baserte vurderinger av miljøvirkningene på ulike fjordforbedringer ut fra erfaringer fra gjennomførte tiltak og ved litteraturgjennomgang.*
3. *Utarbeide en momentliste for vurdering av fordeler og ulemper ved nærmere spesifiserte fjordforbedringstiltak til bruk av miljøvernmyndigheter ved framtidige vurderinger og tilrådinger om tiltak.*

Hovedvekten legges på pkt. 2. Kostnadene ved fjordforbedringstiltak gjennomgås ikke.

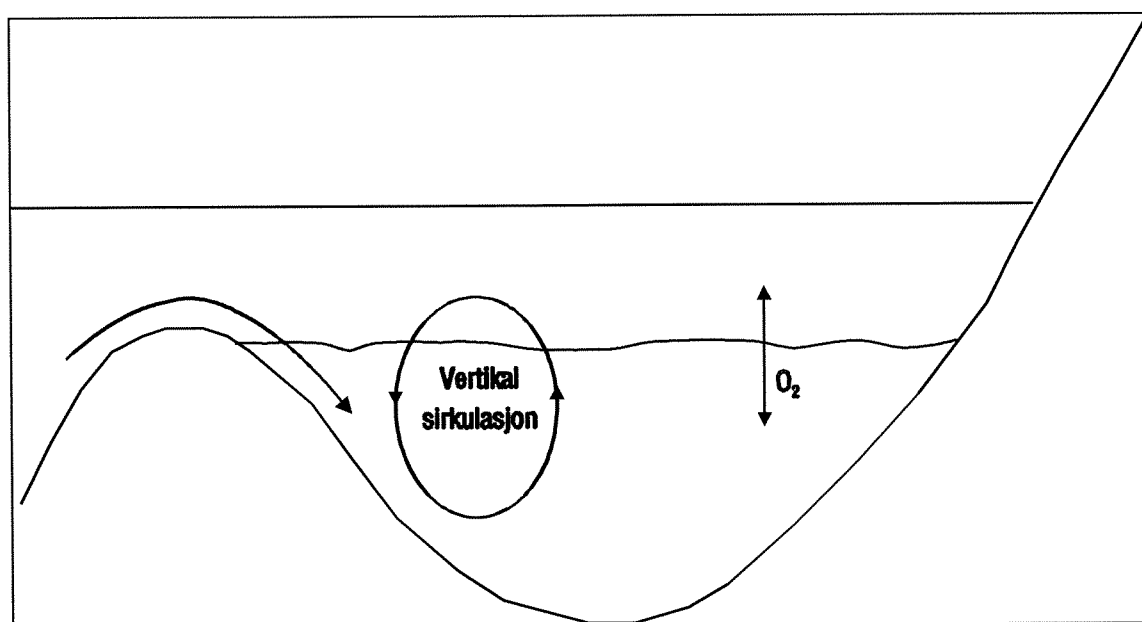
2. METODER FOR FJORDFORBEDRING

2.1 Generelt

Fjordforbedring er en fellesbetegnelse for tekniske tiltak for å bedre vannutskiftingen og dermed oksygenforholdene i dypvannet i en terskelfjord eller poll. I slike områder utskiftes dypvannet med varierende mellomrom ved at tyngre vann utenfor terskelområdet strømmer inn over terskelen og fortrenger eksisterende dypvann. Hyppigheten av dypvannsutskiftinger er fra naturens side avhengig av faktorer som for eksempel de topografiske forhold ved terskelen og varigheten av en gitt hydrografisk situasjon utenfor terskelen. I noen terskelfjorder er dypvannsutskifting en årlig foreteelse, mens det andre steder går flere år mellom hver utskifting av dypvannet.

Årsaken til dypvannsutskifting kan sies å være todelt. Etter at det har foregått en dypvannsutskifting, forårsaker turbulente prosesser en gradvis reduksjon av egenvekten av dypvannet i fjordbassenget. Tyngden av vannet i de utenforliggende vannmassene (kystvannet) gjennomgår sesongmessige variasjoner. Kystvannet er vanligvis tyngst i januar-mars. Når kystvannet er tyngre enn vannet i de dypereliggende vannmassene innenfor terskelen, kommer en terskeloverskylling med påfølgende dypvannsutskifting.

Det sentrale prinsipp ved fjordforbedring er å øke de vertikale transport- og blandingsprosesser. Den vertikale transporten medfører en umiddelbar fjerning av oksygenfattig bunnvann, som erstattes av mer oksygenholdig vann. Videre vil egenvekten av dypvannet avta raskere og tilstrekkelig til at det utenforliggende vannet i terskelnivå periodevis blir tyngre enn det innenforliggende dypvannet. På denne måten påskyndes de naturlige prosessene som fører til dypvannsutskifting og tilførsel av oksygen (fig. 2.1). Fjordforbedring som metode, blir dermed i stor grad å utnytte naturens egen drivmekanisme ved utskifting av dypvannet.



Figur 2.1. Skisse over dypvannsutskifting og oksygentilførsel

Fjordforbedringstiltak kan gjennomføres ved å ta i bruk ulike metoder, som enten hver for seg eller i kombinasjon kan ha den ønskede effekt (Berge m.fl. 1982, Golmen & Nygaard 1996). Under vurderingen av hvilken metode som bør benyttes, må en ta hensyn til lokale forhold og hvilke ressurser som er tilgjengelige. I forbindelse med gjennomføring av fjordforbedringstiltak bør det også settes i verk overvåkningsprogram slik at eventuelle uønskede hendelser kan unngås. Her følger en gjennomgang av de metodene som det vil være naturlig å benytte i norske fjordområder.

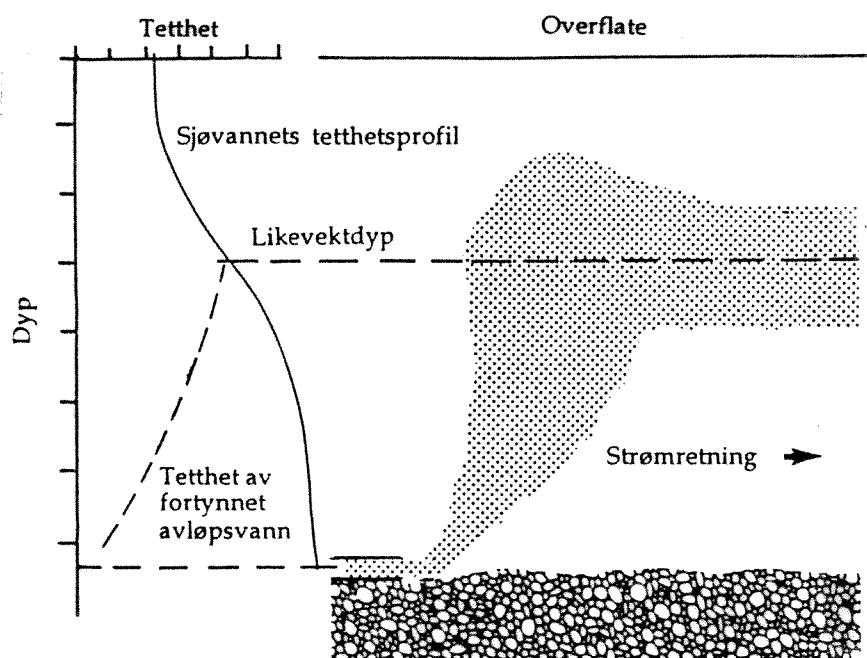
2.2 Beskrivelse av metoder

2.2.1 Dykket utslipp av ferskvann

Mange steder munner elver ut i poller og avgrensede terskelbasseng med dårlig vannkvalitet i bunnvannet. Hvis det ellers ligger til rette for gjennomføring av fjordforbedringstiltak i et slikt område, kan det være hensiktsmessig å føre ferskvann i rør ned i dypvannsområdet (fig. 2.2) (Molvær et al. 1985). Prinsippet her er at det lette ferskvannet stiger opp mot overflaten samtidig som det blander seg med det omkringliggende sjøvannet. På denne måten vil det salte, tunge og oksygenfattige dypvannet gradvis fortynnes, tetthetssjiktningen brytes ned, og dette baner etter en tid vei for hyppigere dypvannsutskiftninger.

Hvis den vertikale sjiktningen er svak, eller ved utslipp av større ferskvannsmengder, må utslippspunktet gradvis senkes for å forhindre at vann med lavt oksygeninnhold eller hydrogensulfidholdig vann når overflaten. Hvis slike episoder plutselig oppstår, kan det føre til stor dødelighet av lokal og kanskje spesialtilpasset bentisk og pelagisk flora og fauna som lever i den øvre oksygenrike delen av vannsøylen. Videre kan lukt av hydrogensulfid bli til sjenanse for befolkningen omkring den aktuelle vannforekomsten.

Skal et slikt tiltak bli vellykket må både fallhøyde og vannføring være tilstrekkelige. Utgiftene vil her stort sett være etableringskostnader i form av etablering av basseng, innkjøp av rør og nedlegging av disse. Driftsutgiftene er normalt små ved denne type tiltak.



Figur 2.2. Prinsipp-skisse som viser utslipp av ferskvann i resipient med tyngre (saltre) vann.

2.2.2 Nedpumping av ferskvann eller lett overflatevann

I noen resipienter i innelukkede områder kan ferskvannstilførselen være betydelig uten tilstedeværelse av store elver eller bekker med stor fallhøyde. I slike tilfeller kan nedpumping av ferskvann eller lett overflatevann være et alternativt fjordforbedringstiltak (Molvær et al. 1985). Tiltaket er i prinsippet den samme som dykket utslipp av ferskvann, men effektiviteten ved nedpumping av lett overflatevann vil blant annet avhenge av overflatevannets egenvekt. Dette skyldes at jo tyngre vannet er, dess mindre "oppdrift" vil dette vannet ha og det igjen fører til mindre blandingsenergi.

Redusert effektivitet medfører at denne type tiltak normalt ikke krever så omfattende forsiktighetsregler og forutgående tiltak som ved dykket utslipp av ferskvann. På den annen side er det viktig å vurdere dimensjoneringen slik at tiltaket blir tilstrekkelig effektivt. Tiltaket krever faste installasjoner og innebærer driftsutgifter.

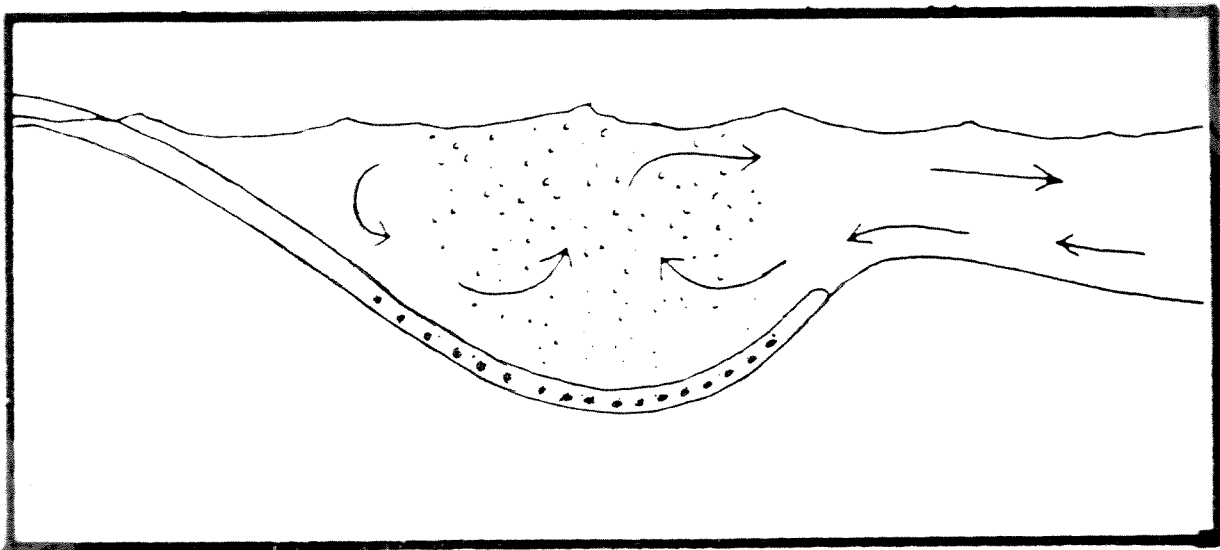
2.2.3 Kunstig oksygenering/lufting og mekanisk blanding

Bruk av bobleanlegg

Ved denne metoden føres komprimert luft ned til ønsket dyp gjennom slange og fordeles igjennom en diffusor (fig. 2.3) (Molvær et al. 1985). Boblingen vil føre til at det settes igang en sterk vertikal vannbevegelse samtidig som vannmassene oksygeneres. Luften som stiger oppover vil danne en kjerne av luft og vann med lav tetthet. Utenfor kjernen vil vann rives med på grunn av friksjonskrefter, og de medrevne vannmassene vil ha en tetthet som er mindre enn tettheten i vannet utenfor strålen.

I forhold til utslipp av ferskvann eller brakkvann er dette er mer effektiv metode som raskt setter vannmassene i bevegelse, og også her må man vurdere å begynne nær toppen av vannmassen med oksygenproblem og med en gradvis forflytning nedover mot bunnen.

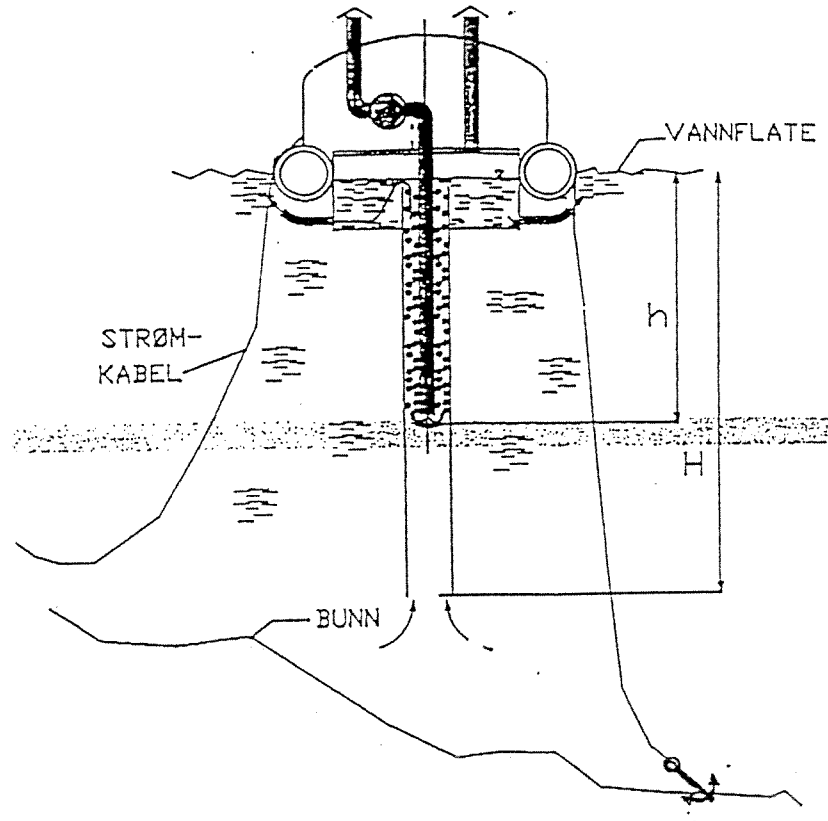
Montering av bobleanlegg krever tilgang på kompressor enten på land eller på flåte. Etablering av bobleanlegg innebærer både installasjonskostnader og betydelige driftskostnader.



Figur 2.3 Prinsippskisse som illustrerer hvordan utslipp av komprimert luft skaper økt dypvannsutskiftning.

Kunstig oksygenering

I de siste tiår er det utviklet ulike utstyrsenheter for forbedring av vannkvaliteten. Flere av disse enhetene er i utgangspunktet utviklet til bruk i oppdrettsanlegg, men er senere modifisert for bruk i resipienter med høy organisk belastning. Kunstig oksygenering (Lorenzen & Fast 1977) har vært forsøkt av flere (Hydixor-aerator, Minoxduppen osv., fig. 2.4). Prinsippet her er at vann hentes opp fra ønsket dyp, oksygeneres og føres tilbake igjen til ønsket dyp. Hvis vannvolumet som skal oksygeneres, og oksygenforbruket står i forhold til enhetens kapasitet, kan denne teknikken gi den ønskede virkningen.

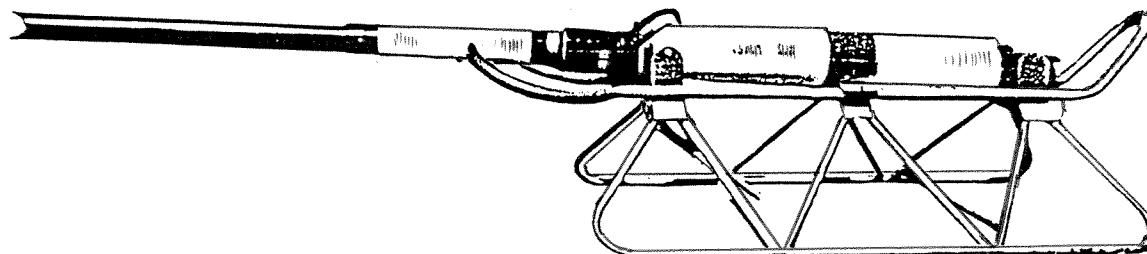


Figur 2.4. Skisse av Minoxduppen. H = Vannsjikt som behandles. h = løftesone.

Turbulensgenerering kombinert med luftinnblanding

Turbulensgenerering kombinert med luftinnblanding (Aerator) er en relativt ny metode som gir stor horisontal vannbevegelse (Water Protector 1997). Metoden anvender en avansert undervannspumpe ("vannkanon") med forbindelse til overflaten gjennom en slange (fig. 2.5). Under drift skytes vann ut med stor fart gjennom røret samtidig som luft i form av små bobler piskes inn. Enheten har stor effekt og er langtrekkende slik at relativt store vannmasser kan settes i bevegelse, og dermed brytes stabiliteten i vannsøylen ned. Enhetens kraft gjør at den må benyttes med kunnskap og forsiktighet, men kan ved riktig bruk og eventuelt kombinert med andre permanente fjordforbedringstiltak gi hurtige og tilfredsstillende resultat. Metoden ble i 1997 med vellykket resultat benyttet i Sælenvatnet sør for Bergen (se kap. 5).

Disse typer tiltak medfører både betydelige anskaffelses- og driftskostnader.



Figur 2.5. Skisse av en Aerator.

2.2.4 Øke terskeldypet ved utsprengning

Hvis terskeldypet enkelt kan økes ved utsprengning, kan dette være det riktige tiltak for å bedre vannkvaliteten. Dypere terskel og større gjennomstrømningshastighet vil normalt gjøre resipienten mer lik en vanlig fjord med regelmessig utskiftning generert av tidevannet. Det finnes imidlertid unntak, og en vurdering av fordelene ved å fjerne undervannssjetéen ved Drøbak viste at et slikt tiltak faktisk kunne forverre oksygenforholdene i Indre Oslofjord. Grunnen var at fjerning av sjetéen kunne redusere den vertikale blandingen fra interne bølger i Indre Oslofjord, noe som ville redusere omfang og hyppighet av dypvannsfornyelser.

Det bør derfor foretas vurderinger og helst modellberegninger på forhånd slik at terskelåpningen utformes på en måte som gir den ønskede effekt. Effekten av denne type tiltak er omtalt i forbindelse med utredning om utdyping av tersklene i Iddefjorden/Ringdalsfjorden (Berge et al. 1997). Kostnadene ved utsprengning av terskler vil være knyttet til anleggsfasen, og kostnadenes størrelse vil avhenge av størrelsen på inngrepet.

2.2.5 Innpumping av rent sjøvann/Utpumping av tungt dypvann

For å unngå utryddelse av marine organismer i en belastet resipient, kan innpumping av oksygenrikt sjøvann være et mulig tiltak. Dette vil normalt kreve faste installasjoner og innebære en del driftsutgifter. Også dette tiltaket må gjennomføres med forsiktighet slik at oksygenfattig eller råttent bunnvann ikke får anledning til å stige raskt og skade lokal flora og fauna.

På lokaliteter hvor det er liten avstand mellom den forurensede resipienten og dypere sjøområder med god vannutskiftning, kan utpumping av tungt dypvann være en god løsning. Dette er imidlertid et tiltak som må gjentas med jevne mellomrom. Metoden kan kombineres med kjemisk behandling av det utpumpede vannet (felling, oksydering) før det føres videre til områder med god vannbevegelse. Den kjemiske behandlingen gjennomføres hvis vannet som skal pumpes ut, har en kvalitet som kan

føre til skade på livet i den nye resipienten. Utpumping av dypvann vil kreve kostnader både til faste installasjoner og drift.

2.2.6 Tilsetning av oksydasjonsmiddel

Tilsetning av oksydasjonsmiddel som jernklorid eller jernsulfat til vann med hydrogensulfid kan bidra til å bedre forholdene i resipienten (Anon 1989, Golmen et al. 1995). Bruk av oksydasjonsmiddel er et tiltak som helst kan være aktuelt i forbindelse med igangsetting av andre fjordforbedringstiltak hvor en for eksempel er redd for stripping av hydrogensulfid til luft. Tilsetning av oksydasjonsmiddel vil da redusere konsentrasjonen av hydrogensulfid i vannet og faren for lekkasje av denne giftige gassen til luft reduseres. Jernklorid vil reagere med hydrogensulfid og danne jernsulfid som er et svart og tungt løselig salt. Vannmassene vil bli svart og nesten ugjennomsiktig i behandlingsperioden slik at primærproduksjonen hindres på grunn av lysmangel. Etter en viss tid vil imidlertid jernsulfiden sedimentere. Jernsulfid virker også som en katalysator på reaksjonen mellom oksygen og hydrogensulfid. Jernsulfat har også vært forsøkt benyttet som oksydasjonsmiddel, men uten hell. Kostnadene vil knytte seg til innkjøp av kjemikalier og spredning av disse.

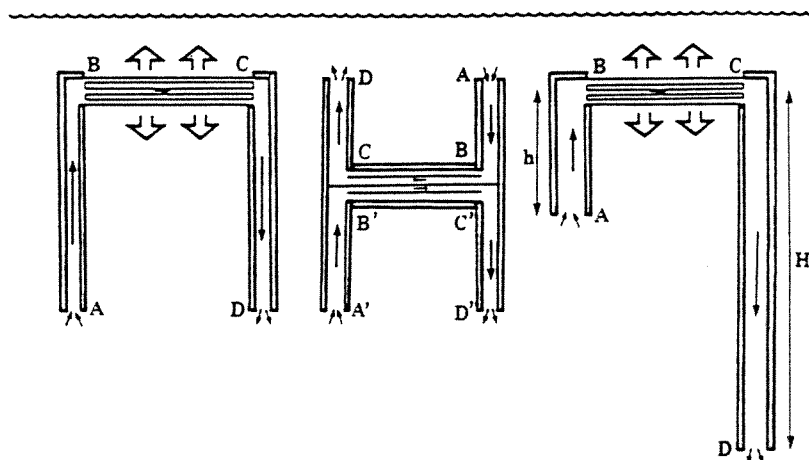
2.2.7 Bygging av demning eller sluse for omgjøring til rent ferskvanns basseng

I enkelte tilfeller kan det være riktig å omgjøre en dårlig brakkvanns- eller sjøresipient til en ren ferskvannsresipient. Sjøvann inneholder sulfat og organisk materiale som begge inngår i prosessen som genererer hydrogensulfid, samtidig som sjøvannet opprettholder en vertikal sjiktning som hindrer utskiftning av dypvannet. Ved å hindre innstrømming av sjøvann til slike resipienter vil disse kildene til dannelse av hydrogensulfid elimineres. Dette kan gjøres ved å bygge demning eller sluse som kun tillater utstrømming av vann. Hvis dybden i resipienten er relativt stor, bør bygging av demning eller sluse kombineres med tiltak som bryter ned tetthetssjiktningen slik at bunnvannet skiftes ut - eller utpumping av bunnvann. Uten et slikt tilleggstiltak vil det gå uforholdsmessig lang tid før det tunge bunnvannet er erstattet med ferskvann.

Denne type tiltak har vært utført i Horveidvatnet i Nord-Trøndelag. Lille Lungegårdsvann i Bergen er forsøkt omgjort til ferskvannsbasseng gjennom økt tilførsel av ferskvann (se kap. 4.6). Kostnadene forbundet med slike prosjekt vil i hovedsak være knyttet til anleggsperioden, men noe må påregnes til drift hvis pumping inngår i tiltaket.

2.2.8 Andre teoretiske metoder

For å stimulere den vertikale konveksjonen kan det være mulig å benytte en diffusjonspumpe som drives av temperaturforskjeller mellom overflatevann og dypvann (Golmen & Roisin 1992) (fig. 2.6). Driftskostnadene ved en slik Pumpe synes minimale, men begroing antas tidvis å kunne skape problemer for vanngjennomstrømmingen i rørsystemene. Diffusjonspumpen har imidlertid ikke vært testet, og erfaringer fra praktiske forsøk mangler derfor. Kostnadene vil hovedsakelig være knyttet til anskaffelse, mens noe driftskostnader blant annet til rensing for påvekstorganismer må påregnes.



Figur 2.6. Tre mulige arbeidskonfigurasjoner av diffusjonspumpe. Horisontale og vertikale rør/radiatorer sørger for selvoppretholdende sirkulasjon over termoklinen.

2.3 Dimensjonering av tiltakene

Hvis det skal igangsettes et fjordforbedringstiltak i et område, er det på forhånd nødvendig å gjennomføre beregninger og vurderinger for å kunne velge den metoden som gir best effekt målt opp mot drifts- og investeringskostnader, som gir minst risiko for negative effekter, og for dimensjonering av ledninger, pumper osv.

De etterfølgende kapitlene gir grunnlag for valg av metode ut fra en gjennomgang av de miljøeffektene - positive og negative - man kan forvente. Som Vedlegg A er gitt en kort veiledning i dimensjonering av vann- og luftmengder. Mer inngående omtaler av teknisk dimensjonering finnes hos Thendrup (1987, 1988) og Berge & Grønli (1989).

3. EFFEKTER

3.1 Generelt

Hensikten med gjennomføring av fjordforbedringstiltak er vanligvis å fjerne eventuell hydrogensulfid fra bunnvannet og/eller stabilisere oksygenkonsentrasjonen på et nivå som tilfredsstiller de fleste organismers oksygenkrav. I den hensikt å oppnå en slik normalisering i fjordområder med utilfredsstillende miljøforhold i bassengvannet har det vært gjennomført utredninger angående ulike fjordforbedringstiltak, og i en del fjordområder og saltvannspåvirkede resipienter har det på grunnlag av anbefalingene i utredningene vært gjort forsøk med gjennomføring av slike tiltak (Berge 1983, Thendrup 1987, 1988, Stene 1989, Bjerkeng 1994, Veia 1994, Golmen et al. 1995, Sørensen et al. 1995, Bjerkeng et al. 1996, Berge et al. 1997).

Første steg i prosessen med vurdering av gjennomføring av fjordforbedringstiltak bør være utarbeidelse av en målsetting for vannforekomstene. På bakgrunn av målsettingen må det så vurderes om det er et reelt behov for gjennomføring av fjordforbedringstiltak eller om gjennomføring av andre tiltak kan føre til at målsettingen oppnås.

Dårlig vannkvalitet i poller og avstengte fjorder kan skyldes økninger i de lokale antropogene tilførselene (dvs. økninger i utslipp fra kommunale avløp, industri, jordbruk, smoltanlegg osv.). I slike tilfeller vil tilførselsreduksjoner kunne være tilstrekkelige for over tid å oppnå den ønskede positive effekt på vannkvaliteten. Reduserte næringssalttilførsler vil begrense den lokale algevekst, og dermed vil også sedimentasjonen av organisk materiale avta. Det vil si at ved kjemisk rensing av kommunal kloakk og industriutslipp og en miljøbevisstgjøring av jordbruk og fiskeoppdrett kan belastningen på oksygenreservene i dypvannet reduseres. Hvis de miljømål som er satt opp og tidshorisonten for måloppnåelse ikke kan oppnås ved tilførselsreduksjoner alene, bør fjordforbedringstiltak vurderes. Tiltakene kan da enten være et supplement til reduksjoner, en kompensasjon for belastningsøkning eller som et alternativ til tilførselsreduksjoner.

Langs kysten er det mange fjordsystemer/poller med høye terskler hvor det sjelden skjer fullstendige dypvannsutskiftninger. Hvis slike naturlig oksygenbegrensede fjordsystem skal miljøkorrigeres, er igangsetting av fjordforbedringstiltak den eneste måten for å oppnå de ønskede resultater.

Effektene av fjordforbedringstiltak vil imidlertid avhenge av en rekke faktorer som fjordens topografi (fjordens areal, fjorddybde, terskeldybde), sjiktningsforhold, geografisk beliggenhet og valg av metode. Fjordens areal, fjorddybde og terskeldybde er alle topografiske parametere som påvirker bassengvannets oppholdstid, og må derfor tas med i beregningene når et tiltaks effektivitet skal vurderes. Sjiktningsforholdene i en fjord påvirkes både av terskeldyp, fjorddybde og ferskvannsavrenning. I en grunn fjord med liten ferskvannstilførsel vil sjiktningen i vannmassene være liten, og det fører til at gjennomføring av fjordforbedringstiltak vil påvirke både overflatelaget og hele den eufotiske sonen. I dype fjordbasseng kan tilstrekkelig stort utslippsdyp og eventuelt bruk av diffusor for utslipp av ferskvann føre til et relativt dyptliggende innlagingsdyp, og hevingen av næringsrikt dypvann vil dermed ikke føre til betydelig økt primærproduksjon i området. Er terskeldypet lite ved bruk av denne fjordforbedringsmetoden, kan innlagingsdypet ligge innenfor eufotisk sone slik at næringssalttilførselen fra dypvannet resulterer i viss økning i algeproduksjonen.

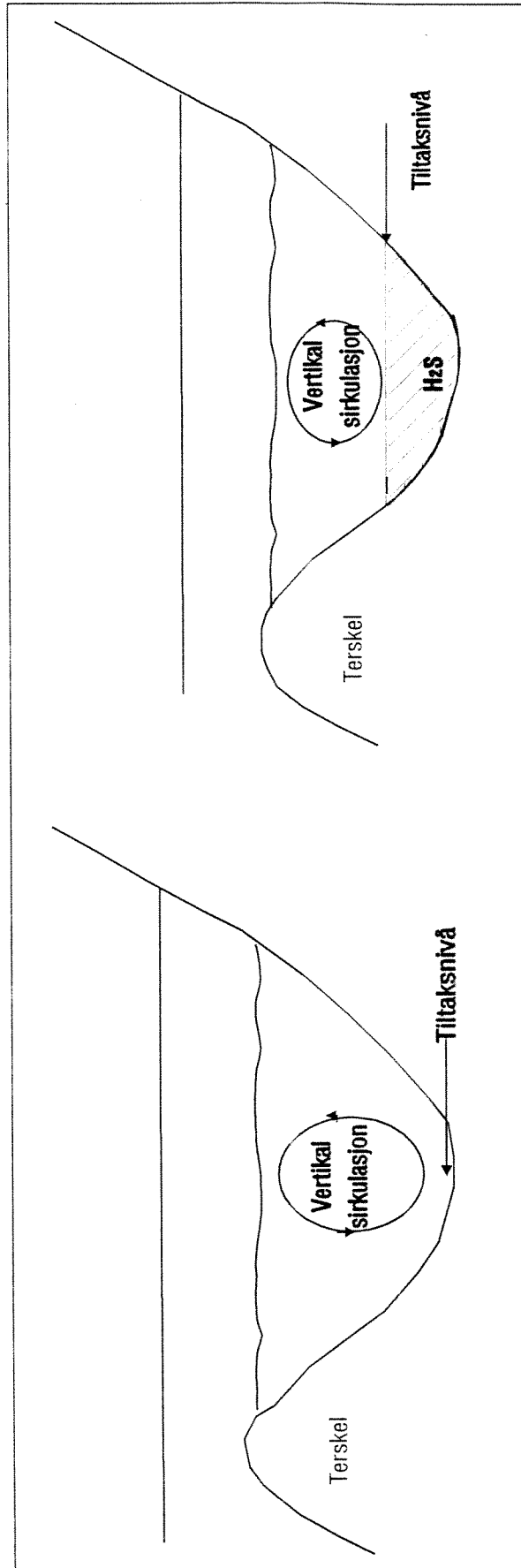
Årsaken til at en fjords geografiske beliggenhet er viktig, skyldes at bassengvannets oppholdstid (T_e) influeres sterkt av tidevannsamplituden (a_i). (For et bølgebasseng er $T_e \sim R_e / (a_i)^2 \cdot c_i$, dvs. T_e er omvendt proporsjonal med kvadratet av tidevannsamplituden). Økende tidevannsamplitude medfører økende miksing som igjen reduserer bassengvannets oppholdstid. Når så tidevannsamplituden øker mot nord, fører det til mindre følsomhet ovenfor belastning etter hvert som en beveger seg nordover langs kysten. Det vil si at to helt identiske basseng tåler helt ulik belastning hvis det ene ligger på Skagerrakkysten og det andre i Nord-Norge.

Fordi den totale miljøeffekten av et fjordforbedringstiltak kan være vanskelig å forutsi, er det viktig at modellberegninger gjennomføres som en del av de innledende arbeider etter at det ut fra målsetningen er funnet nødvendig med gjennomføring av tekniske tiltak. Ved hjelp av modeller som for eksempel Fjordmiljømodellen (Stigebrandt 1992) eller Eutrofimodellen for indre Oslofjord (Bjerkeng 1994), kan det gjennomføres simuleringer av effekten av ulike tiltak. På bakgrunn av resultatene fra modellkjøringene kan det gjennomføres analyser av ulike tiltaks effektivitet, innvirkning på miljøforholdene for organismene i fjorden og oksygenforholdene i bassengvannet. I enkelte tilfeller kan det være ønskelig å styre tiltaket slik at bare en del av vannsøylen blir oksygenert, mens nederste del av dypvannet forblir anoksisk (fig. 3.1). Modellsimuleringer vil i slike tilfeller være til stor hjelp når tiltakets avgrensninger skal avklares.

Selv om modeller inneholder matematiske relasjoner mellom fysiske og biologiske forhold, viser det seg ofte at spesielle, kanskje ukjente forhold i fjordene/pollene medfører at simuleringene ikke gir det helt riktige svar. Derfor er det nødvendig at fjordforbedring følges av et overvåkningsprogram som kan bekrefte at man oppnår målsettingen eller bidra til at nødvendige justeringer av tiltaket kan utføres. Overvåkningen bør starte i god tid før tiltaksgjennomføring og inneholde de fysiske, kjemiske og biologiske parametere som er nødvendige for å bedømme effekten av tiltaket. Varigheten av overvåkningen bør være lang nok til at effekten kan evalueres opp mot den målsetting som ble angitt. Det er imidlertid gjennomført få tiltak som er kombinert med et skikkelig planlagt miljøovervåkningsprogram. Konsekvensen av dette er at det foreligger et begrenset datagrunnlag for vurdering av totaleffekter. Slike vurderinger må derfor i hovedsak bygges på teoretiske betraktninger og kan i liten grad knyttes til erfaringsresultater.

Restaurering av et fjordområde eller en poll er normalt en tidkrevende prosess. Det vil si at det i målsettingen må ha et realistisk tidsaspekt for når de angitte målene skal være nådd. Hvis målsettingen er full restaurering for et fjordområde med høy terskel og store dypområder med store mengder hydrogensulfid, vil det ta lang tid. I tillegg viser all erfaring at det tar ennå lengre tid å etablere et nytt stabilt økosystem bestående av "normale" artsformer både i vann, på sedimentoverflaten og i sedimentet (jfr. kap. 4.2 Skogsfjorden i Vest-Agder).

Gjennomføring av et fjordforbedringstiltak i form av nedpumping av lett overflatevann, bobling med luft, bruk av Aerator, utpumping av dypvann o.l. innebærer etablering/bruk av tekniske installasjoner som enten må være i kontinuerlig eller periodevis drift. Spesielt vil situasjonen være slik hvis det er naturgitte forhold (høye terskler kombinert med stor naturlig tilførsel av organisk materiale, liten tidevannsamplide osv.) som skaper dårlige oksygenforhold i dypvannet, men også dårlige miljøforhold i bassengvannet skapt av for høye antropogene tilførsler over tid vil kreve lang driftsvarighet.



Figur 3.1. Prinsippskisse som viser hvordan ulikt tiltaksnivå påvirker vannkvaliteten i oppvannet.

3.2 Positive effekter

Fjordforbedring gjennomføres oftest for å forbedre vannkvaliteten og dermed livsbetingelsene for marine organismer. Det vil si at hvis målsettingen og de tiltak som blir iverksatt, baseres på tilstrekkelig faglig kunnskap, vil en korrigering av miljøforholdene kunne få svært positive følger.

Hvis hydrogensulfiden fjernes fra bassengvannet og man oppnår tilstrekkelig høye og stabile oksygenkonsentrasjoner, vil det innebære at et naturlig dyre- og planteliv kan etablere seg både i den oksygenerte delen av vannsøylen og på og i bunnsedimentene. For at følsomme arter skal vende tilbake, må oksygenkonsentrasjonen i følge Pearson & Rosenberg (1978) overstige 4 mg/l. Oksygennivået i vannsøylen vil relativt raskt kunne etableres over minimumsgrensen, mens etableringen i sedimentene vil ta lengre tid. Dette har sammenheng med at når et område har vært oksygenfritt over lengre tid, vil sedimentet inneholde store hydrogensulfidreserver, og oksygenering av sediment er en relativt langsom prosess. Dyreformer som lever oppå sedimentet eller helt i sjiktet mellom vann og sediment, vil forholdsvis raskt kunne rekolonisere slike sediment, mens det vil ta forholdsvis lang tid før et slikt bunnsediment får et normalt samfunn av gravende dyreformer.

Fjerning av hydrogensulfid og tilførsel av oksygen vil føre til at tidligere "døde" bunnarealer kan delta i sekundærproduksjonen. Forbedret vannkvalitet i de frie vannmassene vil også kunne føre til at den pelagiske primær- og sekundærproduksjonen kan foregå i et større vannvolum. Dette vil kunne føre til at pelagisk fisk (sild, brisling o.l.) får anledning til å beite på naturlige byttedyr i det restaurerte/miljøkorrigerte fjordområdet, og bunnlevende fisk (flyndre o.l.) kan også etter en tid finne et livsgrunnlag i et slikt basseng.

Tiltak som øker den vertikale vannbevegelsen i vannmassene, kan føre til økt primærproduksjon i en terskelfjord eller poll. Dette har sammenheng med at det utløses næringsalter fra bunnsedimentene, og under anaerobe forhold vil særdeles fosfatkonsentrasjonene øke. I stagnante vannmasser vil de utløste næringsaltene akkumuleres. Når slike næringsrike vannmasser settes i vertikal sirkulasjon, for eksempel som følge av igangsetting av bobleanlegg, kan det næringsrike vannet bringes opp i den eufotiske (fotosyntetisk aktive) delen av vannsøylen og resultatet blir da økt planteplanktonproduksjon. Hvis næringsstilgangen til overflatelaget styres slik at det ikke oppstår ukontrollert algevekst, kan den økte primærproduksjonen føre til en positiv, høstbar produksjonsøkning for eksempel i form av økt skjellbiomasse. Næringssaltreservene vil imidlertid forbrukes etterhvert som bassengvannet oksygeneres. Etter en tid vil det oppstå en "stabil" tilstand med noe høyere tilgang på næringsalter enn tidligere på grunn av større vertikal blanding av vannmassene.

En slik produksjonsøkning vil øke et fjordområdes verdi. Fjerning av luktproblemer, redusert risiko for skader på dyre- og planteliv i strandsonen og økt innslag av utnyttbare fiskearter vil bedre betingelsene for både sportsfiske og annet friluftsliv.

Ved å forbedre vannkvaliteten og produksjonspotensialet i et fjordområde vil mulighetene for næringsutvikling knyttet til det marine miljø kunne stimuleres. Hvis det i et fjordområde igangsettes nødvendige fjordforbedringstiltak og miljøet overvåkes på en tilfredsstillende måte, kan det utvikles både en variert skjellnæring og en bærekraftig fiskeoppdrettsnæring innen samme område.

De positive effektene av fjordforbedringstiltak kan oppsummeres til:

- Økt totalproduksjon i fjordområdet. Hydrogensulfid fjernes helt eller ned til et bestemt dyp i bassengvannet samtidig som vannsøylen oksygeneres. En økning av algeproduksjonen (eventuelt tidsbegrenset) i den eufotiske delen av vannsøylen.
- Økte muligheter for høsting av utnyttbare ressurser.
- Økt rekreasjonsverdi.
- Forbedret mulighet for næringsutvikling knyttet til det marine miljø.
- Eventuelle episoder med sjenerende lukt av hydrogensulfid elimineres.

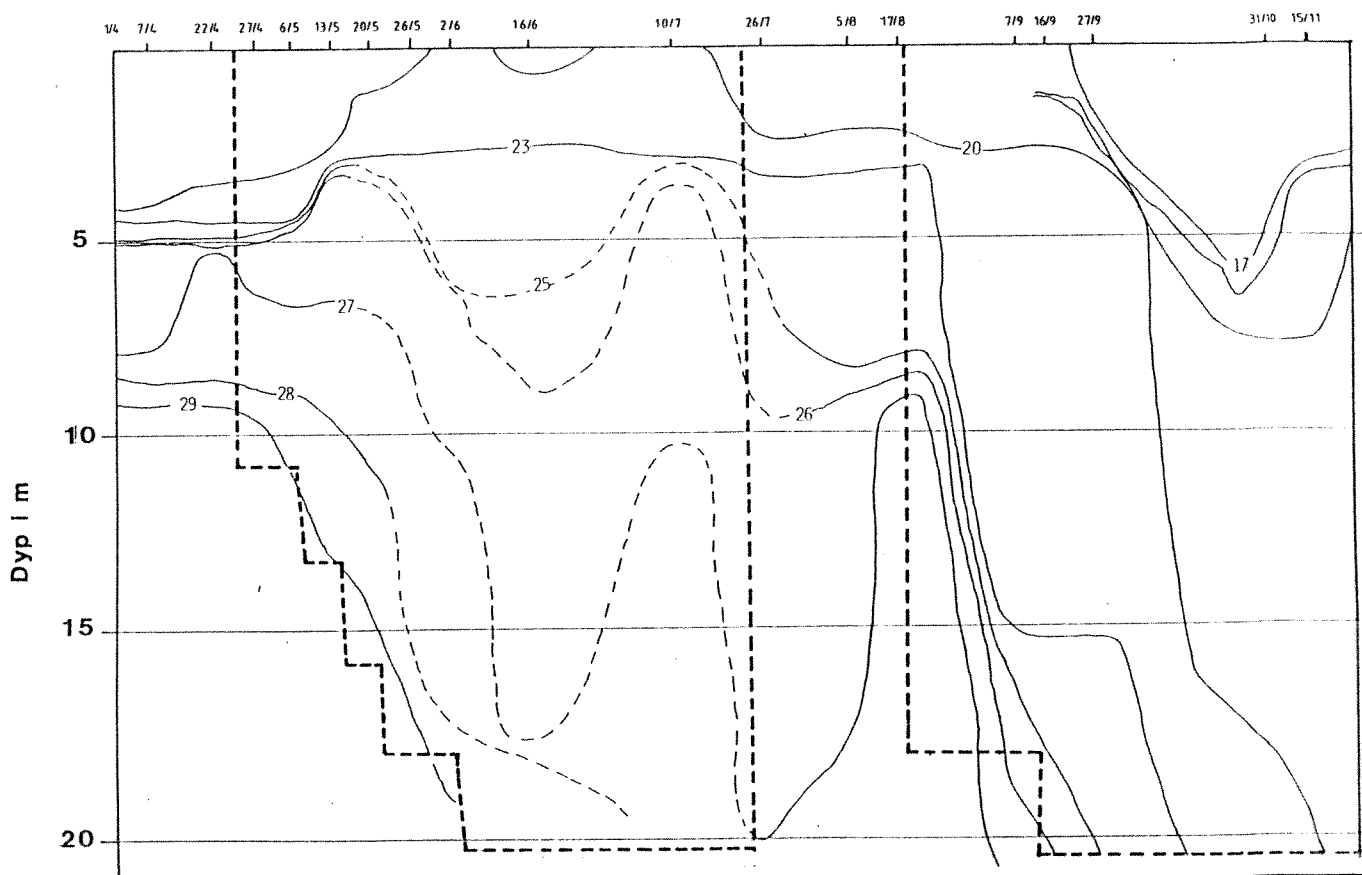
3.3 Negative effekter

Fjordforbedringstiltak medfører også risiko for at uønskede effekter kan framkomme. Som tidligere nevnt vil økt vertikal sirkulasjon, spesielt i grunne bassengområder kunne føre til at den eufotiske sonen tilføres næringsrikt dypvann som gir grunnlag for oppblomstringer av både mikro- og makroalger. I hvilken grad planktoniske mikroalger vil blomstre inne i et fjordområde avhenger av vannets oppholdstid i bassenget over terskeldyp, mens fastsittende makroalger vil respondere med økt vekst og dermed gi økt algebiomasse hvis det gjennomsnittlige næringssaltnivå i vannmassene økes. For å unngå slike masseblomstringer og økninger i algebiomassen som kan sedimentere i bassengets dypområde og under nedbrytningsprosessen tære på oksygenreservene der, kan en løsning være å utføre tiltaket om vinteren. Da er primærproduksjonen på våre breddegrader begrenset av lystilgangen, og dermed kan ikke næringssalttilførslene utnyttes til produksjon av organisk stoff.

Ved oppstart av kraftige fjordforbedringstiltak som for eksempel neddykket ferskvannsutslipp, bobling og bruk av Aerator, er det viktig at vannbehandlingen starter grunt og gradvis senkes etterhvert som vannet oksygeneres. Hensikten med en slik framgangsmåte er å forhindre at bassengvann med hydrogensulfid eller lavt oksygeninnhold plutselig blir presset opp mot overflaten og forårsake dødelighet både hos fastsittende og frittsvømmende organismer. Selv om slike episoder skjer naturlig ved store utskiftninger av dypvann i terskelfjorder og poller, bør de likevel søkes forhindre under gjennomførelse av fjordforbedringstiltak. Slike hendelser kan være kritiske i områder hvor en særegen flora og/eller fauna forekommer og hvor det naturlig ikke forekommer opptrengning av hydrogensulfidholdig eller oksygenfattig dypvann til overflaten. Dessuten er hydrogensulfid en illeluktende og giftig gass som en bør unngå å spre ut til omgivelsene.

Hvis man ikke viser tilbørlig forsiktighet, kan kraftige tiltak som medfører innblanding av ferskvann eller dyputslipp av luft, øke brakkvannslagets tykkelse samtidig som saltholdigheten i vannmassene reduseres (fig. 3.2). Saltholdighetsreduksjonen kan føre til at stenohaline arter (arter som tåler små salinitetsendringer i miljøet) forsvinner.

Økt hyppighet av dypvannsutskiftninger kan resultere i større fluktusjoner i bunnvannstemperaturen. Dette kan i så fall føre til at arter med krav til jevn temperatur utkonkurreres av arter med større toleranse ovenfor temperaturvariasjoner. I fjordområder med lavt oksygeninnvå, men uten hydrogensulfid, kan endret vannkjemi også føre til endret sammensetning av bunndyrsamfunnene. Den forbedrede vannkvaliteten kan føre til at arter, som over lang tid har tilpasset seg de spesielle miljøforholdene på stedet, blir utkonkurrert av arter med et høyere krav til vannkvalitet.



Figur 3.2. Isopletdiagram for saltholdighet i Østre Skogsfjord fra april til november 1987. Posisjonen til diffusorrøret for komprimert luft er vist med stiplet linje (fra Thendrup 1989).

Totalt sett kan miljøforbedringene føre til at arter nærmest spesialtilpasset stedets miljøforhold (lav temperatur, høy salinitet, tidvis lite oksygen, spesiell vannkjemi, små miljøforandringer i løpet av året osv.) utkonkurreres av arter med andre miljøkrav. Dermed kan det totale biologiske artsmangfoldet påvirkes i negativ retning.

Anoksisk miljø virker konserverende på miljøgifter som er deponert på bunnen. Full oksygenering av bassengvann hvor sedimentene inneholder deponerte miljøgifter, vil med stor sannsynlighet medføre utlekking fra sedimentet, men det er vanskelig å avgjøre om utlekkingen blir så omfattende at tiltaket vil medføre økt giftnivå i nærområdets dyr og planter. Beregninger ved bruk av modeller kan imidlertid benyttes for å avgrense et fjordforbedringstiltak slik at dypområdene hvor miljøgiftene normalt finnes i høyest konsentrasjoner, forblir anoksiske. Erfaringene med bruk av Aerator i Sælenvatnet synes positive for å oppnå skarpe horisontale grenser mellom hydrogensulfidholdig vann og godt mikset og oksygenert vann.

For å sikre at metodevalg, dimensjonering og gjennomførelse blir utført på en faglig sett forsvarlig måte, er det nødvendig med kunnskap om hvilken effekt de ulike metodene har på de fysiske forhold i fjordområdet og hvordan de forandringene som oppstår, innvirker på vannkjemi og biota. Besittelse av slik kunnskap vil være den beste forsikring for at negative effekter unngås.

De viktigste potensielt negative effektene ved fjordforbedringstiltak er satt opp punktvis nedenfor.

- Tilførsel av næringssalter til den eufotiske sonen kan føre til masseblomstringer av mikro- og makroalger
- Opptrenging til overflaten av bassengvann med hydrogensulfid/lavt oksygeninnhold kan skade/drepe fastsittende og frittsvømmende organismer
- Spesielt tilpassede arter kan stå i fare for å utkonkurreres
- Det biologiske artsmangfoldet kan reduseres
- Anoksiske sediment med miljøgifter vil kunne lekke giftstoffer ved oksygenering

De fleste av de ovenforstående punktene er imidlertid mulig å unngå ved at forhåndsvurderingene, gjennomføring og overvåking utføres av personell med den nødvendige faglige innsikt (jfr. kap. 4).

4. ERFARINGER FRA FJORDFORBEDRINGSTILTAK

4.1 Botn i Rissa, Nord-Trøndelag

I Rissa kommune i Sør-Trøndelag på nordsiden av Trondheimsfjorden ligger Botn (fig. 4.1). Dette er fjordbasseng på 5,5 km² forbundet med Trondheimsfjorden gjennom en lang, grunn kanal (Strømmen). Tidligere var maksimaldybden 55 meter, men et kvikkleireskred i 1978 førte til at bare i en liten del av fjorden nå er dypere enn 35 meter. Nedslagsfeltet på 66 km² gir en gjennomsnittlig ferskvanntilførsel på 3,2 m³ pr. sekund med Flytelva som det største vassdraget. Målinger har vist en tidevannsforskjell på 0,1-0,2 meter, og beregninger av vannutskiftningen viser at kun 2% av vannet blir skiftet ut jevnlig (Strømgren 1982).

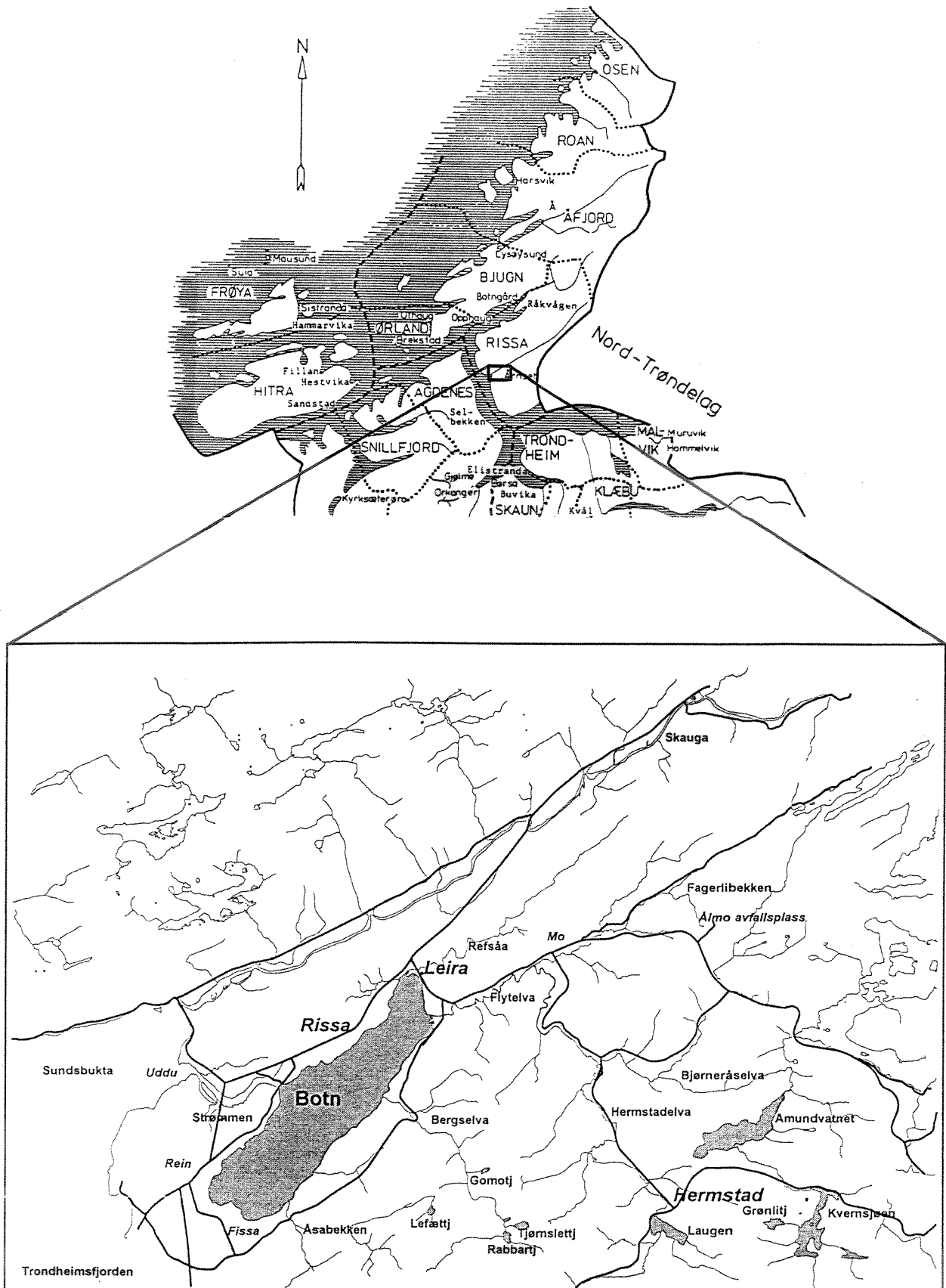
Tidligere var det et betydelig sportsfiske etter torsk, sei og sjørret både i Botn og Strømmen. Redusert vannutskiftning og økte tilførsler av næringsalter fra kloakk og landbruk førte til en kraftig forverring av naturtilstanden fra 1960 til 1990. Vannmasser med hydrogensulfid ble funnet helt opp til 6-7 meters dybde. Dette har til tider ført til at innstrømmende, tungt oksygenrikt vann har medført dypvannsløft der hydrogensulfid-holdig dypvann har kommet opp mot overflaten og gitt stor dødelighet hos organismer i strandsonen.

Botn har en høyere algeproduksjon enn Trondheimsfjorden på grunn av større tilførsel av næringsstoffer og gunstigere temperaturer i algeveksts sesongen. I 1981 ble det anslått at algebio-massen i Botn var ca. 1,5-2 ganger høyere enn i fjorden utenfor (Strømgren 1982).

Sjeldnere utskiftning av bunnvannet er både et resultat av landhevning og fordi Strømmen har grodd igjen mer og mer på grunn av økte næringstilførsler. Økt algeproduksjon i Botn har imidlertid ført til at en betydelig blåskjellproduksjon i Strømmen er gjort til gjenstand for næringsmessig utnyttelse.

For å snu den negative utviklingen i Botn ble det foreslått gjennomført fjordforbedringstiltak i tillegg til fjerning av kommunalt avløpsvann og tiltak mot forurensning fra jordbruksarealer (Tangen & Thendrup 1989). I forbindelse med iverksettelse av tiltak ble det pekt på nødvendigheten av et registreringsprogram for å dokumentere effektene på naturforholdene i Botn.

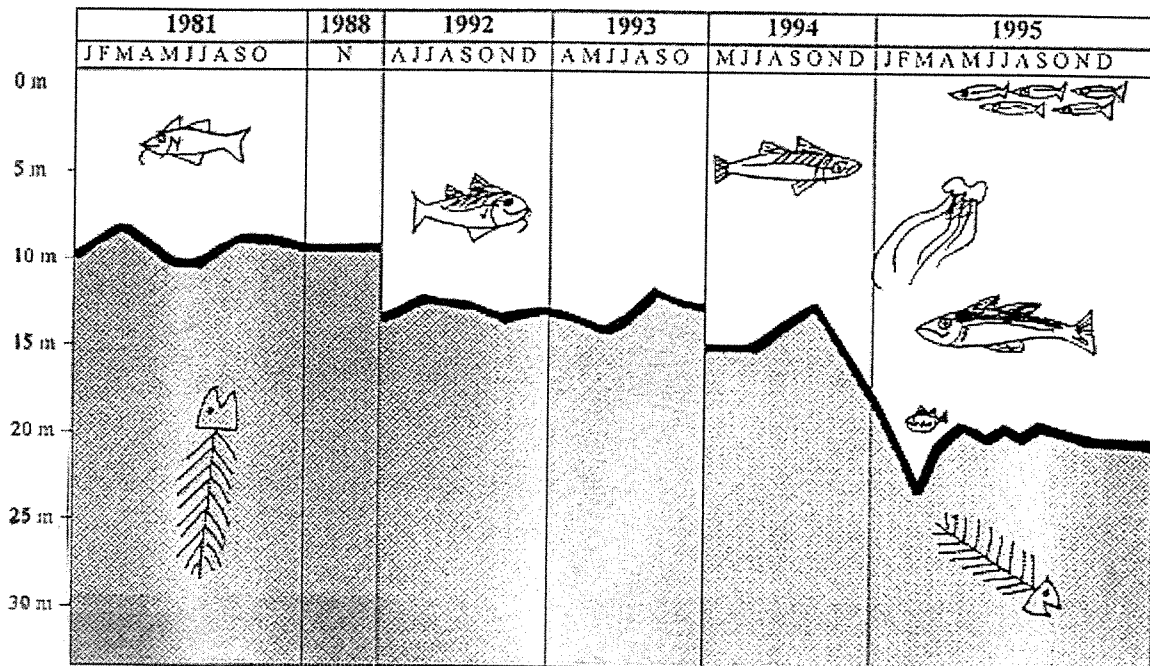
I vurderingene rundt fjordforbedringstiltakene ble det antatt at Botn ville beholde de relativt store algeforekomstene i overflatelaget, og at dette algerike vannet fortsatt ville være et godt næringsgrunnlag for bunnforekomster av blåskjell i Strømmen. Dessuten ville den store algeproduksjonen kunne utnyttes til produksjon av østers både som konsumvare og som mellomledd i yngelproduksjonen. I tillegg ble det antatt at nye arter (f.eks. *Venerupis*) kunne forsøkes produsert med utgangspunkt i den store lokale algeproduksjonen.



Figur 4.1. Kart over nordlige del av Sør-Trøndelag med Botn i Rissa kommune.

I 1992 ble det satt i gang et bobleanlegg i Botn (se fig. 4.2). Boblingen ble igangsatt på 9 meters dyp og er senere gradvis senket til 35 meter. Fra 1992 til 1995 ble grensen for liv (regnet som 25 % oksygenmetning) senket fra 8-9 meter til ca. 20 meter. I 1995 ble for første gang anlegget kjørt om vinteren, og dette sammen med at mye friskt sjøvann strømmet inn i Botn denne vinteren, førte til at vannet siden har vært fritt for hydrogensulfid helt ned til 35 meter. Høsten 1996 ble det målt 25 % oksygenmetning helt ned til 37 meters dyp.

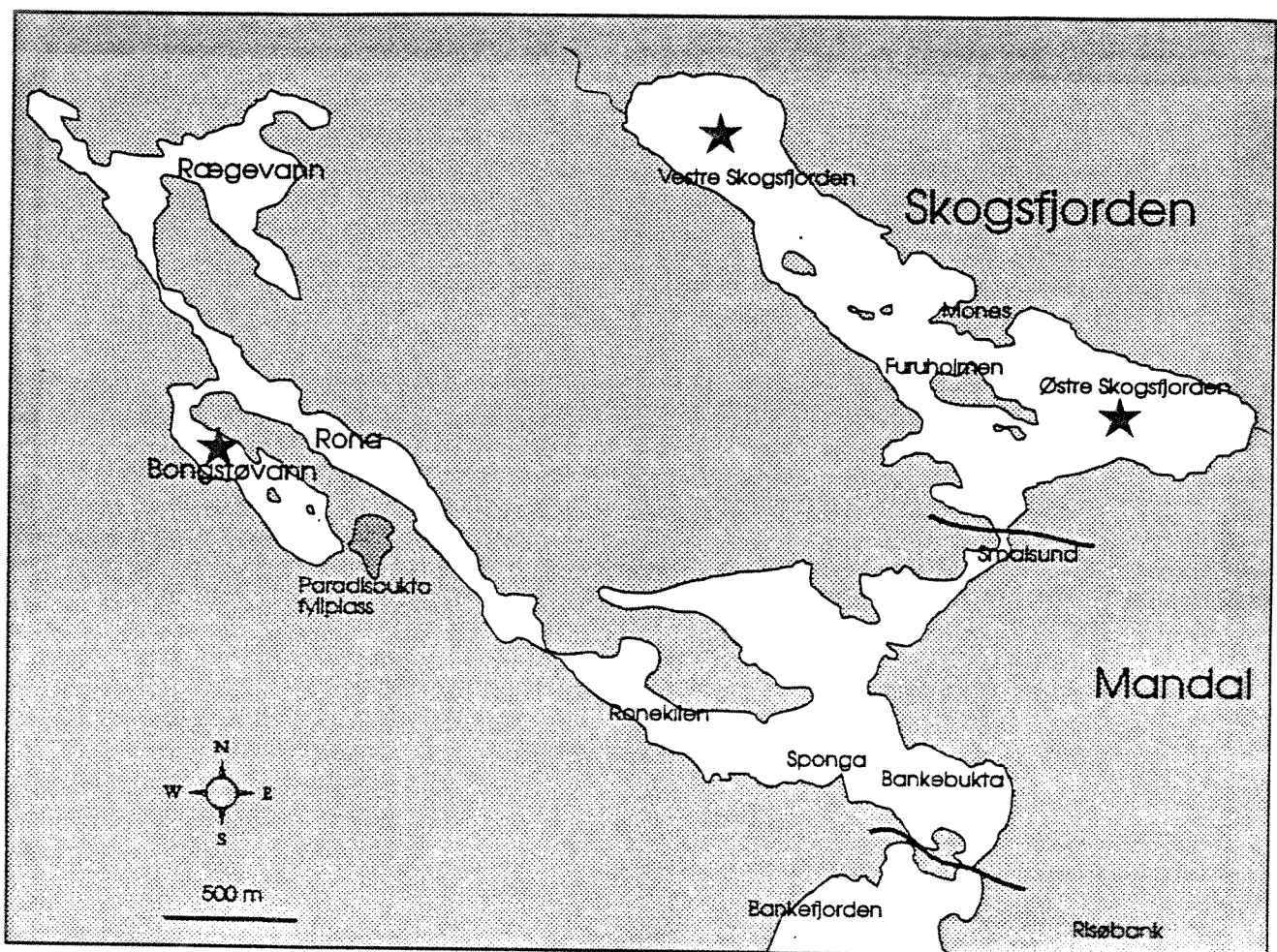
Store tilførsler av næringssalter har ført til stor egenproduksjon av organisk materiale i Botn. Resultatet har blitt stor sedimentasjon, økt oksygenforbruk, dannelse av hydrogensulfid i bunnvannet og lagring av næringsstoffer i bunnsedimentet. Oksygeneringen av vannmassene har ført til at næringsstoffer frigis fra sedimentet, og boblingen gir vertikal sirkulasjon som bringer næringen opp i den produktive delen av vannsøylen. Dette gir grunnlag for økt algeproduksjon, og målinger har vist at algebiomassen i vannsøylen har økt betydelig i perioden fra 1981 til 1995 (Sve og Sletvold 1996). Likevel har vannkvaliteten forbedret seg betydelig de senere årene, og mengden hvitfisk (spesielt torsk og sei) har tatt seg opp igjen. Den forbedrede vannkvaliteten skyldes ikke bare igangsetting av bobleanlegg, men også at det er investert i tekniske miljøltiltak i jordbruket, utslipp av kommunal kloakk er flyttet ut til Trondheimsfjorden og en del andre lokale utslipp har opphørt.



Figur 4.2. Utviklingen av grensen for liv definert som 25% oksygenmetning fra 1981-1995. (Figur hentet fra Sve & Sletvold 1996.)

4.2 Skogsfjordsystemet, Vest-Agder

Vest for Mandal by er det et fjordsystem som består av flere mindre fjordbasseng som er adskilt fra hverandre med grunne terskler og trange sund. Skogsfjorden er det største bassenget med et overflateareal på ca. 1,2 km² og dyp-partier i nordvest og sørøst på henholdsvis 18 og 21 meter. Terskeldybden inn til Skogsfjorden er ca. 3 meter, og fjorden står i forbindelse med Rona og Bongstøvatn via Sponga. Hele fjordsystemet har utløp innerst i Bankefjorden (fig. 4.3).



Figur 4.3. Fjordsystemet rundt Skogsfjorden. H angir steder for fjordforbedringsanlegg (bobleanlegg).

Vannutskiftningen i fjordbassenget er begrenset, og området må derfor karakteriseres som sårbart for forurensninger. Allerede i 1967 ble det målt hydrogensulfid på 4 meters dyp i Skogsfjorden (Johansen 1968). For å forbedre miljøtilstanden har det derfor vært gjennomført flere tiltak som sanering av kloakkutslipp, nedleggelse av avfallsplass og begrenning/stopp av sigevann til Bongstøvann og Rona. 1987 og 1988 ble det i tillegg installert bobleanlegg i Skogsfjorden og Bongstøvatn for å øke oksygentilførselen og redusere det anoksiske bunnvannet. Målsettingen med fjordforbedringstiltaket har vært å forbedre vannkvaliteten og øke områdets rekreasjonsverdi. Målinger av oksygenforholdene i fjordsystemet har vist at bobleanleggene har forbedret vannkvaliteten vesentlig (Molvær 1992).

Undersøkelser gjennomført i 1995 viser at fjordforbedringstiltakene opprettholder gode oksygenforhold i begge bassengene, men fjordene er avhengig av at bobleanleggene er i drift for å unngå kritiske oksygenforhold (Jacobsen et al. 1996). Dette sees tydelig i Rona, som ikke har bobleanlegg, hvor oksygenforholdene fremdeles er kritiske fra 4 meter og ned til bunnen på 19 meter. Sedimentene krever fortsatt store tilførsler av oksygen, og dette innebærer at det raskt oppstår oksygensvikt i dypvannet når bobleanleggene stanses.

I perioder med islegging stanses bobleanleggene, og dette bidrar til å opprettholde anoksiske sediment og periodevis anoksiske bunnvann. Dette medfører at en permanent bunnfauna har vanskelig for å etablere seg i dette fjordsystemet. Selv om det opprettholdes relativt høyt oksygennivå i vannmassene, vil det ta tid før sedimentene er oksygenert tilstrekkelig dypt slik at arter som lever dypere ned i sedimentet kan etablere seg. Tilstedeværelse av gravende og sedimentspisende organismer er en nødvendig forutsetning for å opprettholde friske bunn sediment.

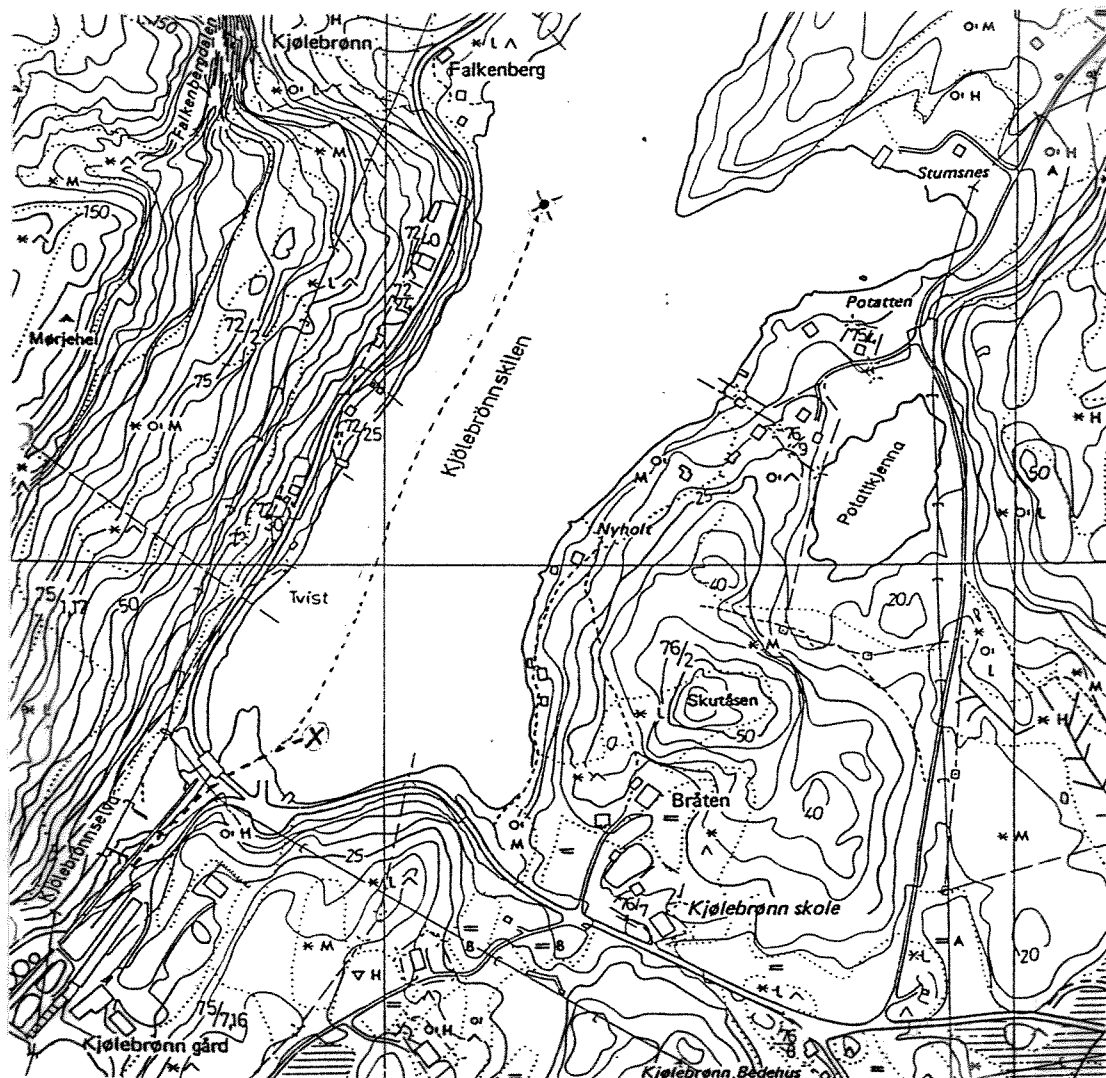
Hvis bobleanleggene avvikles under de nåværende forhold, må man forvente at det igjen blir permanent hydrogensulfid i store deler av dypvannet både i Skogsfjorden og Bongstøvatnet. Selv uten at området tilføres større utslipp av næringssalter eller organisk stoff, vil naturlig avrenning kombinert med liten vannutskiftning gjøre disse fjordområdene naturlig anoksiske. Resultatene indikerer at bobleanleggene øker den vertikale blandingen av vannmassene i begge fjordområdene. Dette fører til økt transport av næringssalter fra bunnen til overflaten. Transporten av næringssalter har imidlertid ikke ført til uvanlig stor produksjon av planktoniske alger eller endring i tilstanden for de fastsittende algene.

Strandsoneundersøkelser i 1987 og 1995 indikerer en liten økning i antall registrerte arter etter at bobleanleggene ble satt i gang (Åsen 1987, Jacobsen et al. 1996). Flere av de "nye" artene var imidlertid ettårige arter som har naturlige variasjoner fra år til år. I tillegg ble feltinnsamlingene gjennomført til ulike tidspunkt slik at flere undersøkelser bør gjennomføres for verifisering av den økende tendensen i antall arter. Bløtbunnsundersøkelser viser at det har etablert seg en bunnfauna i dypområdene i Skogsfjorden og Bongstøvann. Før innstalleringen av bobleanleggene var det permanent hydrogensulfid i dypområdene på begge steder slik at bunnfaunaetableringen er et resultat av fjordforbedringstiltaket. Strandnottrekk viser at fiskefaunaen var dominert av små fiskeslag som trepigget stingsild og svartkutling, mens yngel av torskefisk forekom i beskjedent antall. I Skogsfjorden var fangsten av sjøørret meget god. Planteplanktonbiomassen var høyest i Skogsfjorden, og planktonet var dominert av store dinoflagellater gjennom hele høsten. Liten ferskvannsavrenning til området og dermed liten tilgang på silikat ser ut til å forhindre høstblomstring av kiselalger selv om både fosfor- og nitrattilgangen var relativt god.

4.3 Kjølebrønnskilen, Kragerø

Vest for Kragerø ligger en typisk liten terskelfjord - Kjølebrønnskilen. Fjorden har et største dyp på 23,5 meter og står i forbindelse med Kilsfjorden (fig. 4.4). Terskeldypet mellom de to fjordene er 6,5 meter. Kjølebrønnskilen tilføres ferskvann fra Kjølebrønnsvassdraget som i minst et par århundrer har vært benyttet til fløting av tømmer. Tømmerutskipping og sagbruksaktivitet har ført til betydelig forurensning fra denne aktiviteten, og dette sammen med kloakkutslipp fra bebyggelsen har ført til nærmest permanente hydrogensulfidholdige sediment og dypvann. I tillegg ble det i 1950-årene etablert et fiskeoppdrettsanlegg i kilen - et anlegg som nå har spesialisert seg på smoltproduksjon.

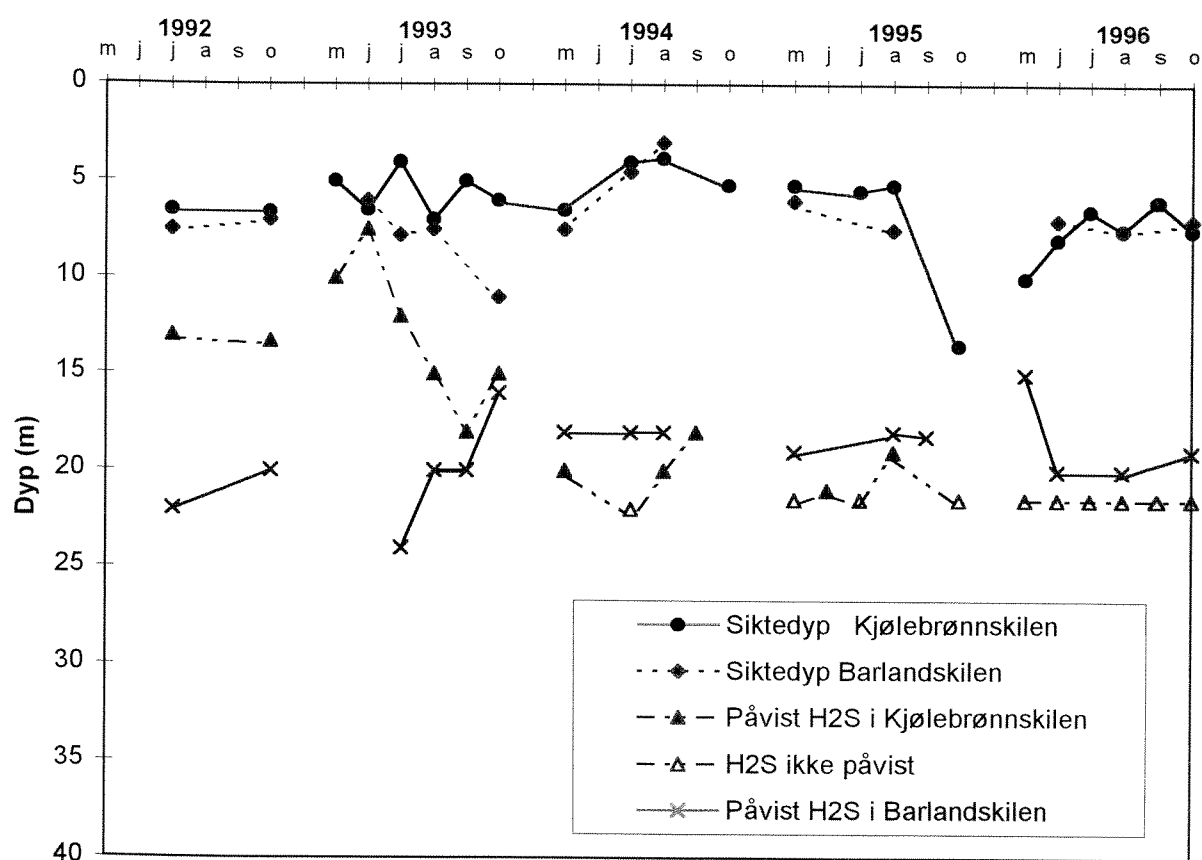
For å forbedre vannkvaliteten i Kjølebrønnskilen og for å kompensere for O_2 -forbruket fra smoltanleggets avløp, ble det i 1992 foreslått å gjennomføre tiltak med nedføring av ferskvann til bunnen av fjorden. Dessuten ble et blåskjellanlegg planlagt for å utnytte næringssaltutslippene fra smoltproduksjonen til planktonalgeproduksjon som for til blåskjell. Fjordforbedringstiltakene ble godkjente, og et enkelt overvåkningsprogram ble igangsatt i 1992. Som referansefjord ble den nærliggende Barlandskilen valgt. Overvåkningsprogrammet omfatter siktedypsmålinger og fastsettelse av dypet for grensen av anoksisk vann.



Figur 4.4. Fjordområdet rundt Kjølebrønnskilen.

Resultatene fra siktedypmålingene og registreringene for grensen for anoksisk sone er vist i fig. 4.5 (Nilsen 1996). Siktedypet har i måleperioden vært godt i begge fjordene, og det er ikke registrert endringer i siktedypet i Kjølebrønnskilen som følge av tiltakene her. Dypvannskvaliteten i fjorden har imidlertid forbedret seg vesentlig etter at tiltak ble iverksatt. Hydrogensulfid har så og si ikke vært registrert i denne fjorden i 1995 og 1996, mens en tilsvarende utvikling ikke er registrert i referansefjorden. For første gang på meget lang tid har det de siste to årene vært registrert fisk med ekkolodd i dypområdene i Kjølebrønnskilen og fisk er også fanget på bunnen.

Fjordforbedringstiltakene i Kjølebrønnskilen blir ansett som vellykkede. For første gang på svært lenge har det vært lange perioder uten anoksiske forhold i dypvannet i fjorden. Dette tyder på at den planlagte destabilisering av vannsøylen har funnet sted, og at dette har resultert i dypvannsutskiftninger. På forhånd ble det antatt at ferskvannsutslipp på dypet kunne føre til oppstrømming av næringsrikt dypvann som kunne gi økt algeproduksjon. Siktedypmålingene tyder imidlertid ikke på at produksjonen har økt. Hvorvidt dette er et resultat av etablering av et rikere dyreplanktonsamfunn eller om årsakene er andre, er det ikke mulig å si fordi overvåkningsprogrammet ikke inkluderer dyreplankton.



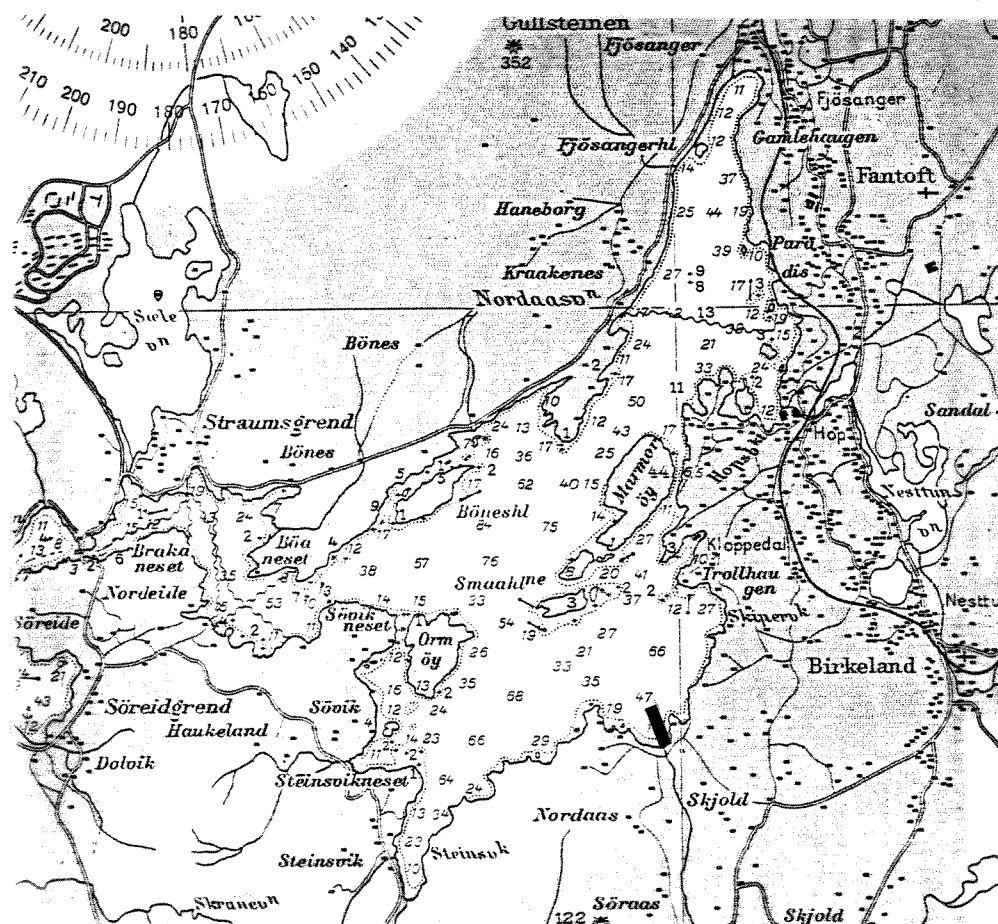
Figur 4.5. Resultater fra siktedypmålinger og registreringer for grensen for anoksisk sone (figur hentet fra Nilsen 1996).

4.4 Nordåsvatnet, Hordaland

Nordåsvatnet er en typisk innelukket fjord like sør for Bergen (fig. 4.6). Største dyp er ca. 84 meter, mens terskeldypet ved Straume bro bare er 2 meter. Området ble i lang tid benyttet som resipient for store kloakkutslipp, og oksygenfritt vann ble normalt registrert fra 30-40 meters dyp. For å redusere den organiske belastningen ble flere kloakkutslipp sanert fra 1970-tallet til tidlig på 1980-tallet. Da disse forverret imidlertid oksygenforholdene i fjorden seg til tross for at belastningen fra kloakken var redusert. Man antok at årsaken var at den vertikale sirkulasjonen avtok da dyputslippene ble fjernet.

Dette resulterte i utredning og planlegging av et dykket ferskvannsutslipp i Skjoldabuhta med sikte på å øke vertikalsirkulasjonen i Nordåsvatnet igjen. Apeltunelven ble i 1989 ført inn på en gammel utslippsledning med utslippsdyp på 40 meter og med kapasitet på ca. 300 l/s. Et inntaksarrangement sørger for at vann føres inn i utslippsledningen kun når vannføringen i elva er over 150 l/s. Årsmiddelet for vannføringen i Apeltunvassdraget er imidlertid på 350 l/s.

Etter at dette tiltaket ble gjennomført, er det registrert forbedring i Nordåsvatnets oksygenforhold på 20-40 meters dyp. Grensen for hydrogensulfid ligger nå igjen på 35-40 meter dyp (Botnen et al. 1994). Den positive effekten som dypvannsutslippet synes å ha på oksygenforholdene i fjorden, har ført til at Bergen kommune planlegger et tilsvarende ferskvannsutslipp helt i Nordåsvatnets nordlige del.

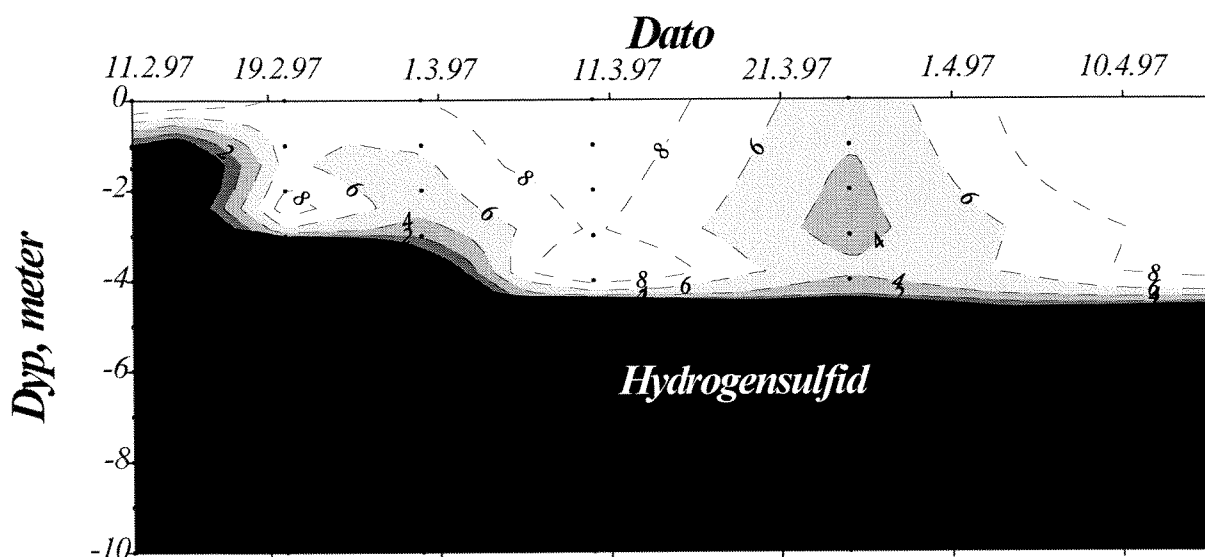


Figur 4.6. Kart over Nordåsvatnet med markering av det dykkede ferskvannsutslippet i Skjoldabuhta.

4.5 Sælenvatnet, Hordaland

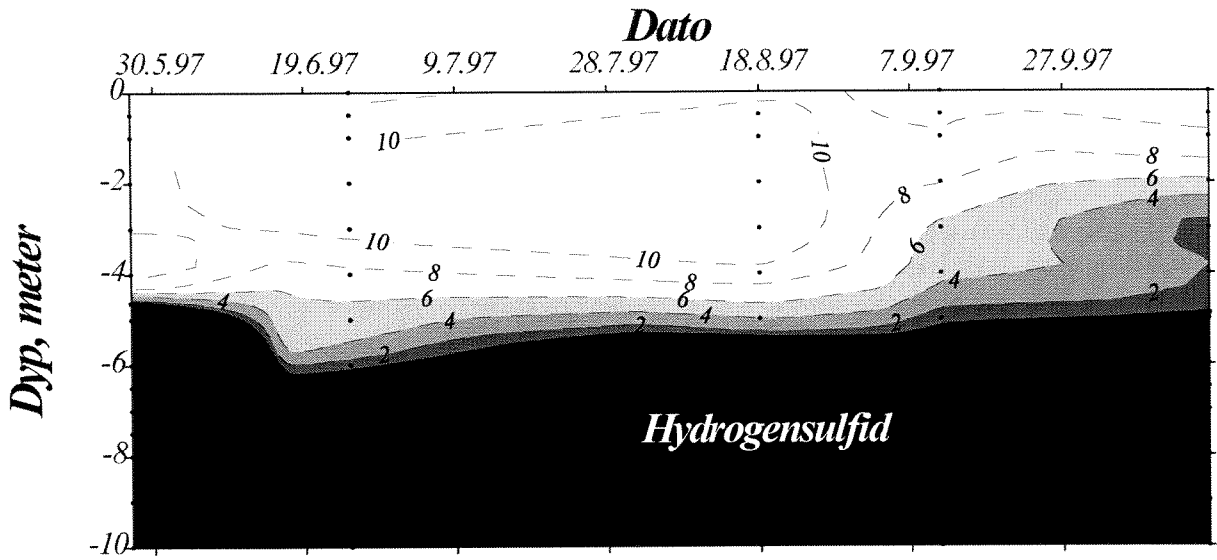
Sælenvatnet har forbindelse med Nordåsvatnet gjennom en trang og grunn kanal like øst for innløpet til Nordåsvatnet (fig. 4.6). Overflatearealet er 0,6 km², største dyp 26,5 m og middeldypet er ca. 10 m. Sælenvatnet ansees som sterkt forurenset pga. av lokale tilførsler av næringsstoffer og organisk stoff samt innstrømming av brakkvann/sjøvann fra Nordåsvatnet (Golmen et al. 1995). Dette vannet utgjør dypvannet og skaper er stabil sjiktning med liten vertikal sirkulasjon. I dypvannet dannes derfor hydrogensulfid og i perioder med sterk vind kan hydrogensulfidholdig vann bringes til overflaten og skape ubehag for beboerne i området (Kambestad 1989).

I tidsrommet 11.2-2.4 1997 ble det gjennomført et tiltak for å flytte den øvre grensen for hydrogensulfidholdig vann ned til 5-7 m dyp. Tiltaket ble gjennomført ved bruk av en Aerator (Water Protector 1997). Denne sender med stor hastighet ut en stråle bestående en blanding av vann og luft - i dette tilfelle horisontalt. For å redusere risikoen for sjenerende lukt av hydrogensulfid ble Aeratoren flyttes gradvis fra 3 m dyp og til 5.5 m dyp. Resultatene er rapportert av Løvstad (1997), og Figur 4.7 viser utvikling for oksygen.

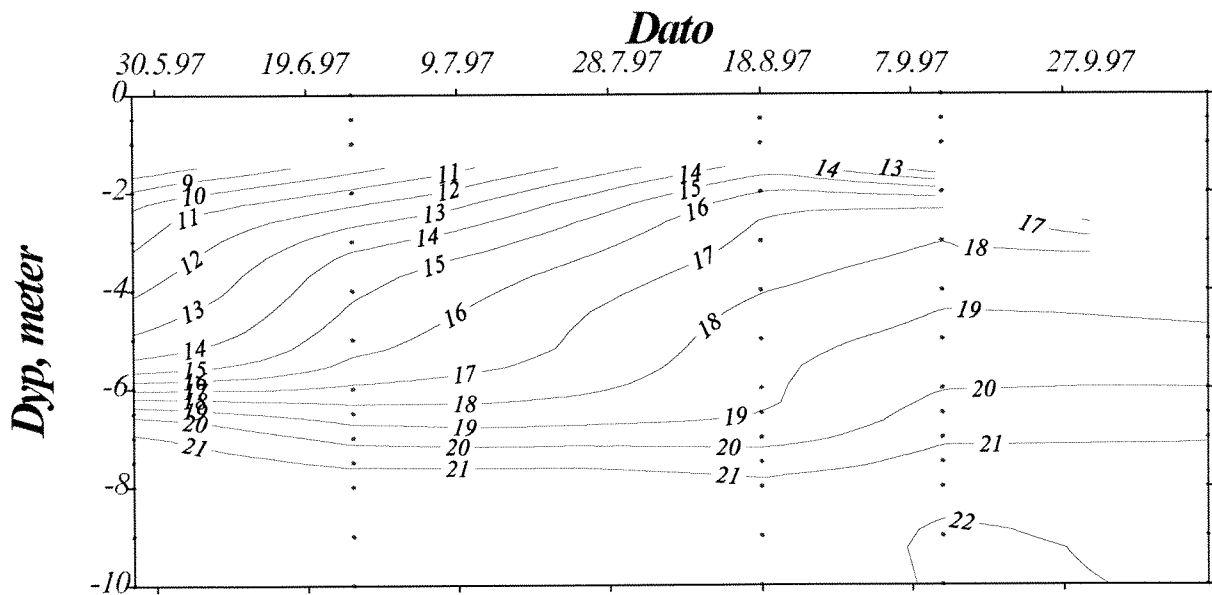


Figur 4.7. Utviklingen for oksygen og hydrogensulfid (mg/l) i 0-10 m dyp mens fjordforbedringstiltaket foregikk i Sælenvatnet. Hydrogensulfid er gitt svart farge.

Etter at tiltaket ble avsluttet har oksygenforholdene vært overvåket ved månedlig prøvetaking av NIVAs Vestlandsavdeling, Bergen, på oppdrag for Bergen kommune. Figur 4.8 viser utviklingen i tidsrommet 30.5-16.10 1997. Det er meget interessant å registrere at oksygenkonsentrasjonene i 4-5 m dyp først i månedsskiftet august-september (etter ca. 5 måneder) begynte å avta for alvor, og at grenseflaten for hydrogensulfid i midten av oktober fortsatt lå så dypt som ca. 5 m. Den videre utvikling er ikke kjent, men det er tydelig at tiltaket hadde en langvarig effekt. Mye av forklaringen til dette kan sees av figur 4.9. Denne viser en sterk økning i saltholdighet fram til slutten av august 1997, noe som skyldes innstrømming av saltholdig, oksygenrikt vann fra overflatelaget i Nordåsvatnet. Altså et klart eksempel på hvordan et fjordforbedringstiltak kan "stimulere" naturens egne vannutskiftningsprosesser over lang tid etter at selve tiltaket er avsluttet.



Figur 4.8 Utviklingen for oksygen og hydrogen sulfid (mg/l) i 0-10 m fram til 16.10 1997. Hydrogensulfid er gitt svart farge (upubl. data).



Figur 4.9 Utviklingen for saltholdighet i 0-10 m fram til 16.10 1997 (upubl. data)

4.6 Lille Lungegårdsvann, Bergen

Lille Lungegårdsvann, i sentrum av Bergen, var tidligere en sjøvannslokalitet med liten vannutskiftning og stagnerende, okygenfritt bunnvann. Dette skapte både problemer med lukt av hydrogensulfid og store, langvarige algeoppblomstringer. I tidsrommet 1983-86 ble det lagt ut rør med tilførsel av ferskvann til Lungegårdsvannet største dyp (6 m), og i 1988 registrerte man ferskvann og oksygen i hele vannsøylen. Samtidig satte man inn tiltak for å øke mengden av de organismene som beitet på planteplanktonet, for dermed å øke siktedypet.

Larson (1994) beskriver at tiltakene i hovedsak har fungert, men at perioder med liten tilførsel av ferskvann og liten vannutskiftning har skapt problemer (lite siktedyp, fiskedød og tilløp til lukt av hydrogensulfid).

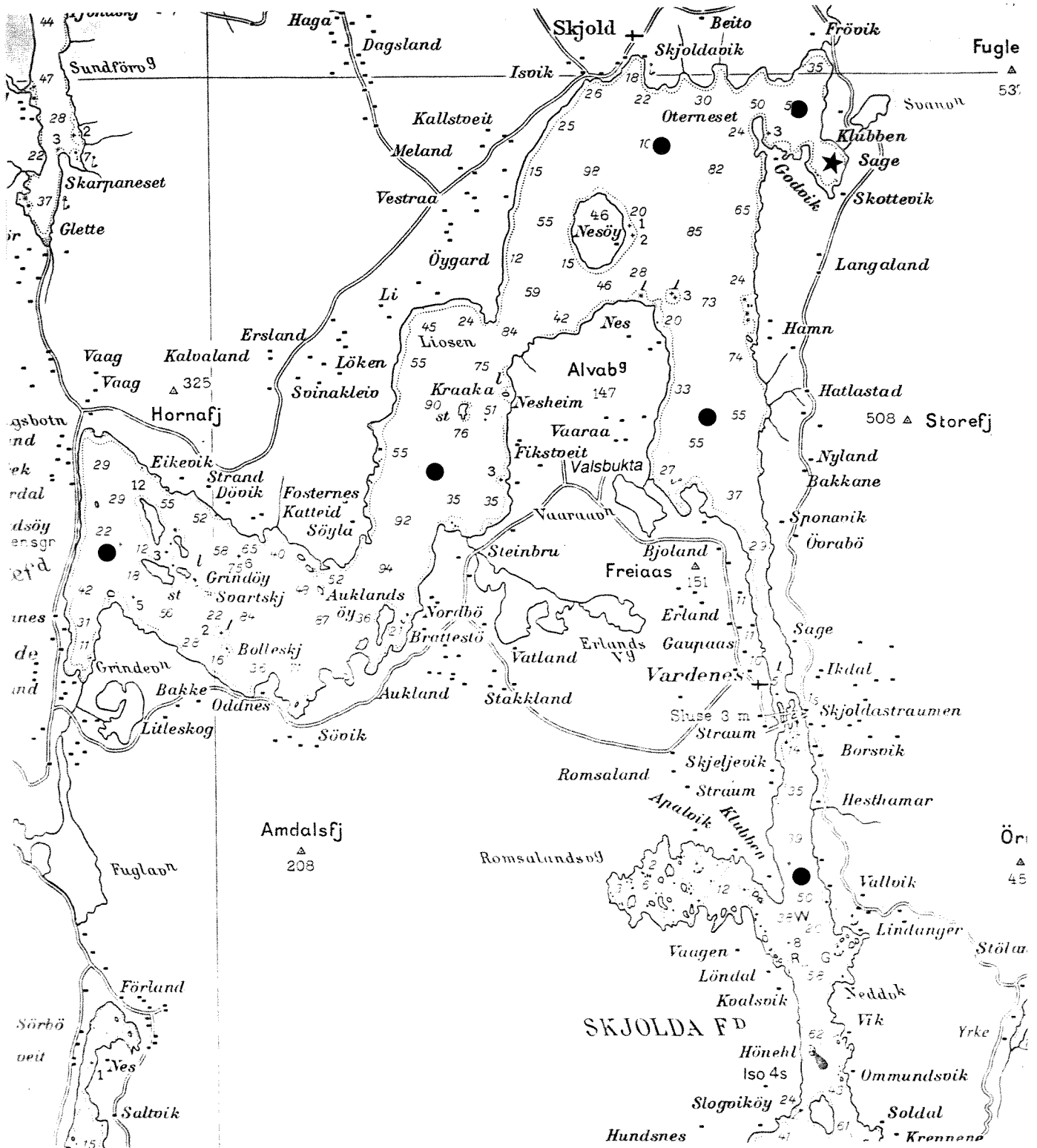
4.7 Skjoldafjorden, Rogaland

Skjoldafjorden som ligger i kommunene Tysvær og Vindafjord øst for Haugesund, er en typisk terskelfjord (fig. 4.10). Fjorden, som har forbindelse til Boknafjorden nordside gjennom Skjoldastraumen, har et maksimaldyp på 109 meter. I Skjoldastraumen som består av 2 smale innløp, er terskeldybene henholdsvis 2,3 og 2,6 meter. Vannvolumet innenfor terskelen er beregnet til $1.040 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Fjorden er resipient for kloakk fra flere tettsteder (ca. 1.700 p.e) og i tillegg kommer utslipp fra jordbruk. Tidligere beregninger har vist at Skjoldafjordens totale belastning er på ca. 6 tonn fosfor og 115 tonn nitrogen.

Oksygenutviklingen i Skjoldafjorden viste en negativ trend fram til 1986 da det var fritt for oksygen under 10 meter, mens en tidlig på 1930-tallet fant oksygen helt nede på 30 meters dyp (Vea 1994). Dette resulterte i at "Aksjon Skjoldafjord" ble etablert i 1988. Aksjonens formål var å forbedre miljøforholdene i fjorden. Etter en egen konferanse i 1989 ble det året etter nedsatt et eget utvalg som skulle arbeide med fjordforbedringstiltak. I denne forbindelse ble det etablert et samarbeid mellom Skjoldafjordutvalget og produsenten av Minox-duppen (Hydro Minox a.s) hvor hensikten var å teste ut enhetens effektivitet gjennom forsøk i Sagipollen i Skjoldafjorden.

Minox-duppen ble satt i drift i månedsskiftet april/mai 1992 og pilotprosjektet ble avsluttet i slutten av mai 1993 etter en driftsstans på ca. 1 måned våren 1993. I løpet av denne perioden ble 3 ganger gjennomført hydrografiske målinger (salinitet, temperatur og oksygen) på 5 stasjoner i enhetens nærområde og på en referansestasjon i tillegg til målinger på 5 stasjoner fordelt på hele Skjoldafjordområdet. Dessuten ble det gjort en forenklet biologisk undersøkelse for spesielt å undersøke om nedre grense for levende organismer forandret seg i Sagipollen i forhold til på referansestasjonen.

Konklusjonen etter ett års drift av Minox-duppen var at en ut fra det foreliggende materialet ikke kunne se noen tegn på enheten hadde gitt noen positiv innvirkning på utbredelsen av de arter som inngikk i overvåkingen. Det var heller ingenting som tydet på at oksygenforholdene ble forbedret. Rapporten fra forsøket konkluderte imidlertid ikke med at enheten ikke kunne benyttes for å øke oksygentilførselen til vannmasser, men at det i dette området ikke var mulig å se en slik effekt (Vea 1994). Det er sannsynlig at dimensjonen av tiltaket var for liten, spesielt hvis man allerede etter ca. ett års drift ønsket å se klare endringer i oksygenforholdene.



Figur 4.10. Skjoldafjorden med avmerking av Minox-duppsens plassering ★ og målestasjoner ●.

5. MOMENTLISTE FOR VURDERING AV FORDELER OG ULEMPER VED FJORFORBEDRINGSTILTAK

5.1 Generelle kommentarer

Mange ulike faktorer spiller inn når iverksettelse av fjordforbedringstiltak skal vurderes. En del generelle momenter som fjordens geografisk plassering (påvirker tidevannsamplituden), nøkkelinformasjon om fjorden, belastningsgrad osv. er nødvendig basiskunnskap for vurderingsprosessen. Imidlertid vil enhvert fjordområde være særegent med sine spesielle problemer og muligheter. Det innebærer at problemene på hver enkelt lokalitet må vurderes for seg, og deretter må det gjøres en vurdering av hvilke muligheter som foreligger for eventuell iverksettelse av tiltak.

5.2 Momentliste

I. Generelle moment

1. Geografisk beliggenhet (tidevannsamplitude)
2. Fjordareal
3. Fjordvolum
4. Største dyp
5. Antall terskler
6. Terskeldyp
7. Ferskvannstilførsel
8. Naturlig tilførsel av næringssalter og organisk stoff
9. Antropogen tilførsel av næringssalter og organisk stoff
10. Vannvolum som skal behandles
11. Kommunale utslipp
12. Industrieforurensninger
13. Fiskeoppdrett/Settfiskanlegg
14. Jordbruksbelastning
15. Miljøgifter i sediment
16. Reduksjonspotensiale i utslipp

II. Gjennomførte forarbeider

1. Utarbeidet målsetting
2. Gjennomført forundersøkelser
3. Oppbygging av modell

III. Fordeler/Ulemper ved ulike metoder for fjordforbedringstiltak

A. Dykket utslipp av ferskvann

Fordeler	Ulemper
Enkel gjennomføring og enkelt prinsipp	Må ha tilgang på elv med tilstrekkelig vannføring gjennom året og tilstrekkelig fallhøyde
Gir økt vertikal sirkulasjon og økt vertikal transport av oksygen	Stopp i ferskvannstilførselen stanser tiltakets effekter
Øker hyppigheten av dypvannsutsiftninger	I grunne fjorder øker overflatevannets næringssalttilførsler, som resulterer i økt primærproduksjon
Lav investeringskostnad	Øker variasjonen i dypvannets salinitet, temperatur og kjemiske sammensetning
Lav driftskostnad	Redusert stabilitet i dypvannet kan resultere i fjerning av spesialtilpassede organismer
Stor driftssikkerhet	

B. Nedpumping av ferskvann eller lett overflatevann

Fordeler	Ulemper
Gir økt vertikal sirkulasjon og vertikal transport av oksygen	Krever permanente installasjoner i form av pumpe
Øker hyppigheten av dypvannsutsiftninger	Ferskvannstilgangen må være betydelig
God driftssikkerhet	Ved nedpumping av overflatevann vil effektiviteten avhenge av overflatevannets egenvekt
	Vil til en viss grad i grunne fjorder medføre økt næringssalttilgang til overflatevannet og økt primærproduksjon
	Øker variasjonen i dypvannets salinitet, temperatur og kjemiske sammensetning
	Redusert stabilitet i dypvannet kan resultere i fjerning av spesialtilpassede organismer
	Middels høy investeringskostnad
	Middels høy driftskostnad

C. Bruk av bobleanlegg

Fordeler	Ulemper
Meget kraftig tiltak	Krever permanente installasjoner i form av pumpe og kompressor
Gir økt vertikal sirkulasjon og økt vertikal transport av oksygen i hele den delen av vannsøylen som behandles	Gir økte tilførsler av næringssalter til hele den delen av vannsøylen som behandles og dermed økes primærproduksjonen
Øker hyppigheten av dypvannsutskiftninger	Øker variasjonen i dypvannets salinitet, temperatur og kjemiske sammensetning
	Endrede miljøforhold i bassengvannet kan resultere i fjerning av spesialtilpassede organismer
	Høy investeringskostnad
	Høy driftskostnad

D. Kunstig oksygenering/lufting og mekanisk blanding**D.1. Minoxduppen o.l.**

Fordeler	Ulemper
Oksygenerer vann og bringer det tilbake til uttaksdypet	Liten kapasitet
Øker ikke næringssaltkonsentrasjonen i overflatelaget	Krever tilgang på elektrisk kraft

D.2. Aerator

Fordeler	Ulemper
Stor kapasitet og effektivitet	Krever tilgang på elektrisk kraft
Skaper stor horisontal og vertikal sirkulasjon	Krever styring av godt kvalifisert personell
Velegnet for en gradvis gjennomføring av tiltaket	Stor investeringskostnad
	Stor driftskostnad

E. Økt terskeldyp ved utsprenning

Fordeler	Ulemper
Permanent løsning	Krever utførlig forhåndsplanlegging og modellsimuleringer
Øker hyppigheten av dypvannsutskiftninger	Stor investeringskostnad
Ingen driftskostnader	

F. Innpumping av rent sjøvann/Utpumping av tungt dypvann

Fordeler	Ulemper
Skaper få miljøproblemer i tiltaksområdet	Krever permanente installasjoner i form av rør og pumpe(r)
	Utpumping kan skade biota i resipienten som mottar oksygenfattig/H ₂ S-holdig dypvann
	Tiltaket må gjentas med jevne mellomrom
	Stor investeringskostnad
	Stor driftskostnad

G. Tilsetning av oksidasjonsmiddel

Et tiltak som gjennomføres i kombinasjon med andre tiltak. Gir utfellinger som kan redusere vannets gjennomskinnelighet betydelig.

H. Bygging av demning eller sluse for omgjøring til rent ferskvannsbasseng

Fordeler	Ulemper
Fjerning av sjøvann reduserer potensialet for høye H ₂ S-konsentrasjoner	Endrer det biologiske miljø fra marint til limnisk
Fører til normale vår- og høstomrøringer	Bør gjennomføres i kombinasjon med andre tiltak som f.eks. neddykket ferskvannsutslipp
Liten driftskostnad	Stor investeringskostnad

6. KONKLUSJONER

Flere av våre fjorder og poller har i dag for stor organisk belastning i forhold til kapasiteten, enten som følge av økte antropogene tilførsler eller tilstanden er naturlig dårlig på grunn av topografiske forhold som forhindrer dyppvannsutskiftninger. Resultatet er oksygensvikt og i mange tilfeller utvikling av hydrogensulfid (H_2S) i større eller mindre deler av bassengvannet. Biota som eksponeres for hydrogensulfid, dør. Dette kan i ekstreme tilfeller føre til dødelighet helt opp i fjæresonen og kan også føre til lekkasje til luften med påfølgende luktproblemer.

Antropogent overbelastede områder kan i mildere tilfeller restaureres over tid ved tilførselsreduksjoner. Tyngre overbelastning og fjordområder med naturlig oksygenvinn i bassengvannet må imidlertid gis "kunstig åndedrett" hvis hydrogensulfid skal fjernes og oksygenkonsentrasjonen bringes opp på et nivå som tilfredsstillende følsomme arters oksygenkrav. Et slikt resultat kan kun oppnås ved gjennomføring av fjordforbedringstiltak, dvs. gjennom mer eller mindre permanente installasjoner som øker utskiftningen av bassengvannet.

Etter hvert er det utredet og utviklet flere metoder hvor hensikten er å fjerne hydrogensulfid fra bassengvannet og/eller stabilisere oksygenkonsentrasjonen på et akseptabelt nivå. I de fleste metodene inngår enten bruk av ferskvann/brakkvann eller luft eller en kombinasjon av disse elementene. Løsningen kan også være innpumping av rent sjøvann og/eller utpumping av tungt bunnvann kanskje kombinert med kjemikalietilsetning, mens det i andre tilfeller kan være tilrådelig å øke terskeldybden ved utspregning. I sterkt ferskvannspåvirkede områder kan løsningen også være å gjøre resipienten om til et rent ferskvannsbasseng.

Før fjordforbedringstiltak iverksettes bør målsettingen være klart definert og en behovsvurdering gjennomført. Hvis tiltak er nødvendige for å oppnå målsettingen, må det før iverksettelse av tiltak utarbeides et overvåkningsprogram. Programmet må inneholde de kjemiske, fysiske og biologiske element som er nødvendige for å evaluere tiltaket i forhold til målsettingen. Dermed må bakgrunnsdata innhentes gjennom forundersøkelser, og i tillegg må overvåkingen etter tiltaksgjennomføring være langsiktig slik at tiltakets varighet over tid kan dokumenteres. Slik systematisk planlegging mangler for de fjordforbedringstiltak som hittil er gjennomført, og manglende datagrunnlag gjør det vanskelig å vurdere totaleffekter av gjennomførte tiltak.

Målet med flere av tiltakene er å øke de vertikale transport- og blandingsprosessene for på den måten å påskynde de naturlige prosessene som fører til hyppigere bassengvannsutskiftninger og tilførsel av oksygenrikt vann. Fjerning av hydrogensulfid fra bassengvannet og stabilisering av oksygenivået på et tilstrekkelig høyt nivå vil øke området totale produksjonskapasitet ved at hele vannsøylen og bunnarealet kan delta i produksjonen. Dermed kan det etter en viss tid etableres et økologisk balansert plante- og dyresamfunn i tiltaksområdet som blant annet vil øke området rekreasjonsverdi og muligheten for høsting av unyttbare ressurser.

Gjennomføring av fjordforbedringstiltak innebærer også en risiko for at uønskede effekter framkommer. I grunne fjordbasseng kan økt vertikalsirkulasjon resultere i økt organisk belastning på oksygenet i bassengvannet ved at store mengder næringssalter som bringes opp i det produktive overflatelaget, gjennom primærproduksjon skaper algebiomasse som igjen sedimenterer i fjordbassenget. Kraftig sirkulasjon kan i startfasen gi opptrenging av hydrogensulfid helt til overflatelaget og forårsake dødelighet både hos fastsittende og frittlevende organismer. Forbedret vannkvalitet i bassengvannet kan paradoksalt føre til at spesialtilpassede organismer utkonkurreres av arter med et høyere krav til vannkvalitet. Samme effekt kan også tiltak som fører til større variasjon i

vannets kjemiske sammensetning, ha på bunnfaunaen. Anoksiske sediment virker konserverende på miljøgifter deponert på bunnen. Oksygenering av slike sediment kan bety en fare for utlekking av miljøgifter. De fleste av disse uønskede effektene kan imidlertid unngås hvis faglig kompetent personell benyttes ved prosjektering og gjennomføring av tiltakene.

Metodenes effektivitet er imidlertid ganske forskjellige, og bruken av dem må derfor sees i sammenheng med faktorer som geografisk beliggenhet, sjikttingsforhold, vannvolum til behandling, behandlingstid, spesielle problemstillinger som for eksempel miljøgifter i sedimentene, osv. Hvordan alle disse forhold virker sammen kan være vanskelig å vurdere. Derfor er det bruk av modeller som tar hensyn til alle faktorer, nødvendige hjelpemidler når riktig behandlingsmetode og den totale miljøeffekten skal vurderes. På bakgrunn av modellenes simuleringsresultater kan de positive og de negative effektene av de ulike tiltakene og deres dimensjonering stilles opp mot hverandre og totalresultatet vurderes opp mot målsettingen og dens tidsaspekt. Modellering er imidlertid bare en matematisk tilnærming til alle prosesser som virker sammen, og det er også av den grunn nødvendig med overvåkningsprogram som enten kan verifisere modelleringsresultatene eller som kan bidra til forbedring av modellene.

Erfaringsgrunnlaget i Norge fra gjennomførte fjordforbedringstiltak stammer for det meste fra dykkede ferskvannsutslipp og fra luftbobleanlegg. Utslipp av ferskvann i dypområder har vist seg å fungere i henhold til teorien. Tetthetsgradientene brytes ned og vertikalsirkulasjonen øker - noe som resulterer i hyppigere dypvannutsiftninger og forbedrede oksygenforhold i bassengvannet. Metodens effektivitet avhenger imidlertid av stabil ferskvannstilførsel. Store dyputslipp av ferskvann i forhold til bassengvolumet fører til at saliniteten i bassengvannet avtar. Hyppigere tilførsler av vann fra utenforliggende områder fører til større salinitets- og temperaturvariasjoner i dypvannet.

Bruk av bobleanlegg er et kraftigere tiltak som fører til vertikalsirkulasjon i hele vannsøylen over anlegget. Næringsrikt bassengvann bringes dermed opp i eufotisk sone. Enkelte steder gir dette opphav til en betydelig økning av algeproduksjon, mens andre steder synes ikke den økte næringssalttilførselen å føre til den samme vekstresponsen hos algene. Ved å starte behandlingen nær grensen mellom oksygenert og hydrogensulfid-holdig vann og gradvis senke bobledypet kan en hindre opptrenging av vann med hydrogensulfid.

Forsøk med Aerator har vist at dette er en effektiv metode både for å øke den vertikale sirkulasjon og for å opprettholde et skarpt skille mellom oksygenerte og hydrogensulfid-holdige vannmasser. Metoden har også vist seg å være kraftig, dvs. den kan oksygenere store vannmasser i løpet av kort tid.

Kunstig lufteanlegg av typen Minox-duppen har vært forsøkt som fjordforbedringsmetode uten suksess. Anleggets behandlingsskapasitet er begrenset, men vil sannsynligvis kunne benyttes med hell i områder av liten utstrekning og hvor behandlingssvolumet er relativt lite.

På bakgrunn av resultatene fra de fjordforbedringstiltak som er gjennomført, er de negative effektene små i forhold til gevinstene som er å hente. Det innebærer at fjordforbedring synes i de aller fleste tilfeller å være en akseptabel metode, men suksess avhenger av god planlegging og god faglig innsikt hos utøverne.

7. LITTERATUR

- Anon. 1989. Innovative treatment rids lake of foul odor. Public Works, Vol.120, No. 13, s.62-63.
- Berge, F.S. 1983. Vurdering av tekniske tiltak for å bedre vannkvaliteten i Horvereidvatnet og Rotvikvatnet. VHL-rapport F83129.
- Berge, F.S. & H. Grønli. 1989. Dyputslipp. Fjordforbedringseffekt i Lauvsneselven. OCEANOR -rapport nr. 89033. 16 sider.
- Berge, F.S., J. Molvær, G. Nilsen & A. Thendrup. 1982. Fjordforbedring. Tiltak for å bedre oksygenforholdene i poller og terskelfjorder. NIVA-rapport l.nr.1416. 119 sider.
- Berge, J.A., B. Bjerkeng, J. Magnusson, B. Rygg, A. Stigebrandt & M. Walday. 1997. Miljøundersøkelser i forbindelse med en mulig utdyping av tersklene i Iddefjorden/Ringdalsfjorden. NIVA-rapport l.nr.3695-97. 134 sider.
- Bjerkeng, B. 1994. Eutrofimodell for indre Oslofjord. 1: Praktisk utprøving på indre Oslofjord. NIVA-rapport l.nr.3112. 96 sider.
- Bjerkeng, B., T. Bokn, Faafeng, B. & Magnusson, J. 1996. Flomtunnel Øyeren - Bunnefjorden. En første vurdering av vann fra Glomma til Bunnefjorden. NIVA rapport no.3424-96, 21 sider.
- Botnen, H.B., S. Hjøhlman, P.J. Johannessen & Ø.F. Tvedten. 1994. "Byfjordundersøkelsen" overvåkning av fjordene rundt Bergen 1993. Institutt for fiskeri- og marinbiologi, Universitetet i Bergen, rapport nr. 39, 1994. 157 sider.
- Golmen, L.G., & B. Cushman-Roisin. 1992. A self-sustained pump across temperature-salinity gradients in coastal waters. Ocean Engineering 19:57-74.
- Golmen, L.G., A. Hobæk & T.M. Johnsen. 1995. Hydrogensulfid i Sælenvatnet i Bergen. Vurdering av foreslåtte tiltak for å eliminere luktplager. NIVA-rapport l.nr. 3322. 50 sider.
- Golmen, L.G., & E. Nygaard. 1996. Oppfølgjande gransking i Kyllaren i Askvoll kommune. NIVA-rapport l.nr. 3406-96. 30 sider.
- Jacobsen, T, T. Johannessen, T.M. Johnsen, J. Molvær, E. Oug & I. Saanum. 1996. Undersøkelse av Skogsfjordsystemet i Mandal. Hydrografi, planteplankton, strandsone, bløtbunn, fiskeforekomster. NIVA-rapport l.nr.3505-96. 79 sider.
- Johansen, S.S. 1968. Resipientundersøkelse for Mandal 1966/67. Skogsfjorden - Sponga - Bankefjorden - Mandalselva. NIVA-rapport 0217. O-78/65. 86 sider
- Kambestad, A. 1989. Prosjektbeskrivelse: Prøveutpumping av bunnvann fra Sælenvatnet. Rådgivende Biologer AS. Rapport 117. 16 sider.

- Larson, P. 1994. Lille Lungegårdsvann. Utviklingen gjennom 10 år. En rapport til Bergen kommune. Zoologisk Institutt, Universitetet i Bergen. 17 sider
- Lorenzen, M., & A.W. Fast. 1977. A guide to aeration/circulation techniques for lake management. E.P.A. 600/3-77 -004:1-126.
- Løvstad, Ø. 1997. Restaurering av Sælenvatnet 1997 - vannkvalitetsovervåkning. Limno-consult. 13 sider.
- Molvær, J. 1992. Vannforekomster i Vest-Agder. Vurdering og kommentarer til fysisk-kjemiske analyseresultater for tidsrommet 1979-89. NIVA-rapport l.nr. 2769. 73 sider.
- Molvær, J., F.S. Berge & A. Thendrup. 1985. Terskelfjorder bør utnyttes bedre: Ny teknikk kan løse oksygenproblemene. Norsk Fiskeoppdrett 10:44-45.
- Nilsen, G.B. 1996. Kjølebrønnskilen. Rapport fra et vellykket miljøtiltak. Kragerø, november 1996. 4 sider + Vedlegg 1-3.
- Pearson, T.H., & R. Rosenberg. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 16:29-311.
- Stene, R.O. 1989. Fjorder med oksygenproblemer. Skal vi gi dem kunstig åndedrett? Fylkesmannen i Vest-Agder, Miljøvernavdelingen. Rapport nr. 8/1989. 44 sider.
- Stigebrandt, A. 1992. Beregning av miljøeffekter fra menneskelige aktiviteter: Lærebok for brukere av vannkvalitetsmodellen Fjordmiljø. Ancylus, Rapp.. no. 9201. 58 sider.
- Strømgren, T. 1982. En hydrografisk/hydrokjemisk undersøkelse av Botn i Rissa november-1980 - oktober 1981. 17 sider.
- Sve, O. & J.A. Sletvold. 1996. Flerbruksplan Botn. Høringsutkast. 76 sider
- Sørensen, J., B. Bjerkgeng, J.L. Bratli, J. Knutzen & J. Magnusson. 1995. Miljømål for Drammenselva og fjorden. NIVA-rapport l.nr.3198/95. 102 sider.
- Tangen, K., & A. Thendrup. 1989. Fjordforbedring i Botn, Rissa. OCEANOR-rapport nr. 89006. 40 sider.
- Thendrup, A. 1987. Tiltaksanalyse for Indre Oslofjord - Fjordforbedringstiltak. OCEANOR-rapport nr. 87045. 22 sider.
- Thendrup, A. 1988. Fjordforbedringstiltak i Ørstafjorden. OCEANOR-rapport nr. 88008. 24 sider.
- Thendrup, A. 1989. Vurdering av fjordforbedringstiltak for enkelte fjorder i Vest-Agder. OCEANOR-rapport nr. 89021.
- Veia, J. 1994. Oksygenering av Skjoldafjorden. Rapport nr. RF-30/94. Rogalandforskning, Stavanger. 20 sider.

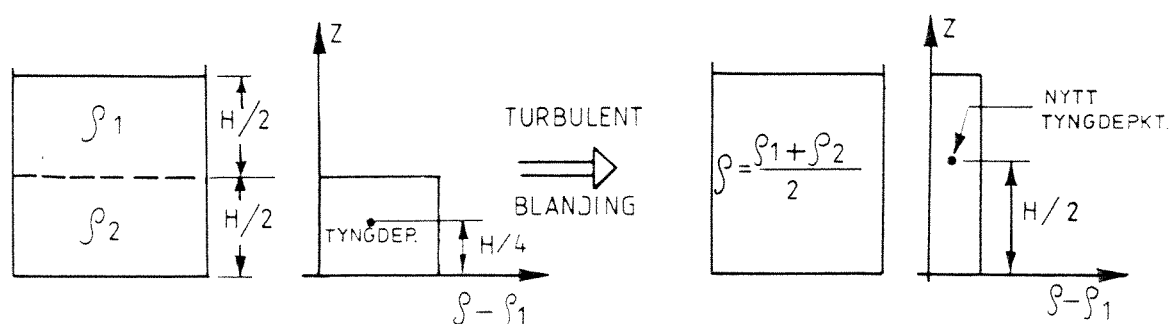
Water Protector, 1997. The Aerator. Notat, 3 sider. Bergen.

Åsen, P.A. 1987. Rapport fra marinbiologisk (botanisk) befaring i Skogsfjorden Mandal
13.05.87. Rapport til Miljøvernavdelingen, Fylkesmannen i Vest-Agder.

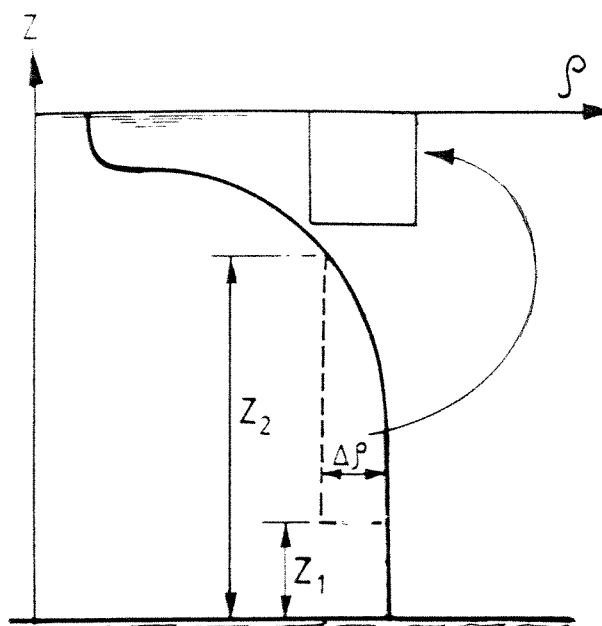
Vedlegg A.

Beregning av endring i den potensielle energien

Når tyngre vann nær bunnen i et fjordbasseng blander seg med lettere vann fra overflatelaget gjennom turbulente prosesser, øker den potensielle energien til sjøvolumet. Dette er illustrert i fig. 1 der det er vist hvordan tyngdepunktet til et vannvolum (egentlig tyngdepunktet for tetthet utover en referansetetthet) flyttes oppover når to like store vannvolum blandes.



Figur 1. Prinsippskisse som viser forflytning av tyngdepunktet oppover ved turbulent blanding.



Figur 2. Prinsippskisse for tetthetsforholdene i en terskelfjord før og etter fjordforbedringstiltak. Heltrukken strek angir tetthetsforholdene før tiltak er iverksatt, mens stiplet strek angir tetthetsforholdene etter at tiltak er gjennomført.

I Fig. 2 er det vist hvordan vi prinsipielt kan tenke oss tetthetsprofiler i en terskelfjord før og etter et fjordforbedringstiltak. Terskeldypet er satt lik h og største dyp i bassenget lik H . Utslipp av lettere vann eller komprimert luft skjer i en avstand lik z_1 over bunnen. Det er antatt at vannutskiftningen fra overflaten og ned til et nivå rett under terskelnivå er så god at fjordforbedringstiltaket ikke påvirker tetthetsforholdene her.

Ved beregningen av økning i den potensielle energien er tyngre vann under terskelnivå flyttet opp til overflatelaget, og overskuddstettheten er fordeles jevnt over et lag fra overflaten og ned til terskeldypet.

Ligningen for økning i den potensielle energien blir da:

$$(1) \quad \Delta E_p = (H - B) \frac{1}{2} \cdot \int_{z_1}^{z_2} \Delta \rho \cdot A \cdot g \cdot dz \int_{z_1}^{z_2} \Delta \rho \cdot z \cdot g \cdot dz$$

der ΔE_p = økning i den potensielle energien,
 $\Delta \rho$ = tetthetsendringen i høyde z over datumlinjen,
 A = tverrsnittarealet i høyde z over datumlinjen og
 g = tyngdens akselerasjon.

Det neste spørsmålet som må besvares, er hvor mye lettere vannet under terskelnivå må gjøres for å få en utskifting av bunnvannet. Erfaring har vist at en reduksjon av tettheten i dypvannet med $0,5 \text{ kg/m}^3$ gjennom sommerperioden vil sikre en årlig vannutskifting i vinterhalvåret.

For å få til en økning i den potensielle energien i vannsøylen, må det tilføres kinetisk energi som går over til turbulente bevegelser. Det er vanlig å regne med at 5 % av den kinetiske energien som tilføres fjordene fra vind og tidevann, går med til å heve den potensielle energien. 95 % av tilført mekanisk energi dissiperes følgelig til varmeenergi. Når energien tilføres som tetthetsstrømmer, f.eks. ved utslipp av lettere vann på dypet, viser laboratorieforsøk og numeriske simuleringer at hele 45 % av den tilførte energien kan gå over til økt potensiell energi. Det er da forutsatt at det desimetriske Froudetallet for utslipp av lettere vann på dypet er lik 1. Det desimetriske Froudetallet er definert ved ligningen:

$$F_0 = \frac{u_0}{\left(\frac{\Delta \rho}{\rho} \cdot g \cdot D \right)^{1/2}}$$

der u_0 = utslippshastigheten,
 $\Delta \rho$ = tetthetsforskjellen mellom utslippsvann og sjøvann i utslippsdyp,
 ρ = sjøvannets tetthet i utslippsdyp og
 D = utløpsrørets diameter.

Ved høyere desimetrisk Froudetall avtar effektiviteten i overføringen til potensiell energi ned til 5% som er nevnt for naturlig forekommende energikilder.

På bakgrunn av erfaringstall fra litteraturen er det i de videre beregninger valgt å gå ut fra at 25% av den tilførte energien går over til heving av den potensielle energien ved utslipp av lettere vann på dypet, og at 15% av den tilførte energi blir tilgjengelig som potensiell energi ved utslipp av komprimert luft på dypet. Siden det er såvidt stor usikkerhet knyttet til effektiviteten av tiltakene, er det ved gjennomføring av fjordforbedringstiltak nødvendig med oppfølgende registreringer i fjordbassenget.

Utslipp av ferskvann på dypet

Ved utslipp av ferskvann på dypet vil fjorden få tilført energi E:

$$E = Q \cdot \Delta\rho \cdot g \cdot h + \frac{1}{2} \cdot Q \cdot \rho \cdot u^2$$

der Q = volumfluks ferskvann,
 $\Delta\rho$ = midlere tetthetsforskjell mellom ferskvannet og sjøvannet og
h = utslippsdypet.

Denne ligningen kan benyttes for å finne hvor stor ferskvannmengde som er nødvendig for å oppnå en dypvannsutskiftning pr. år. Resultatet kan så vurderes opp mot den midlere ferskvannsdrenering til området og kan dermed gi svar på om det er tilstrekkelig med ferskvann i området til bruk i et fjordforbedringstiltak.

Pumping av overflatevann ned på dypet

Energien som tilføres dypvannet ved pumping av overflatevann ned på dypet, kan beregnes ved samme formel som for utslipp av ferskvann. $\Delta\rho$ må imidlertid nå beregnes ut fra forskjellen mellom tettheten av overflatevannet og dypvannet i bassenget. Beregningene vil gi mengden overflate som det er nødvendig å pumpe ned på dypeste punkt for å oppnå en dypvannsutskiftning i løpet av et år.

Tilførsel av komprimert luft

Ved utslipp av komprimert luft på dypet (h) blir ligningen for energien tilført fjorden:

$$E = q \cdot 10^5 \cdot \ln \frac{10^5 + \rho \cdot g \cdot h}{10^5} (W)$$

der q = lufttilførsel i Nm³/s.

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,
oppgi løpenummer 3754-97

ISBN 82-577-3324-5