

JLD
02-1892



Statlig program for
forurensningsovervåking

Rapport 243/86

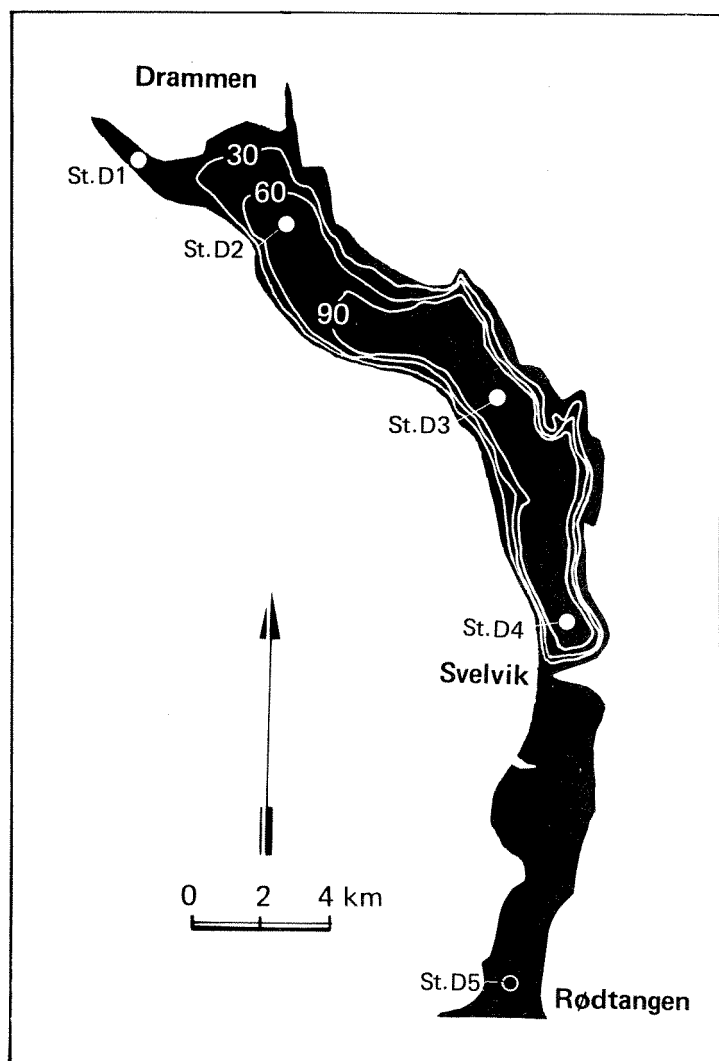
Oppdragsgiver Statens forurensningstilsyn

Deltakende institusjon NIVA

Basisundersøkelser i Drammens- fjorden

1982-1984

Delrapport 6
Hydrografi, vannkvalitet
og vannutskiftning





Statlig program for forurensningsovervåking

Det statlige programmet omfatter overvåking av forurensningsforholdene i

**luft og nedbør
grunnvann
vassdrag og fjorder
havområder**

Overvåkingen består i langsiktige undersøkelser av de fysiske, kjemiske og biologiske forhold.

Hovedmålsettingen med overvåkingsprogrammet er å dekke myndighetenes behov for informasjon om forurensningsforholdene med sikte på best mulig forvaltning av naturressursene.

Hovedmålet spenner over en rekke delmål der overvåkingen bl.a. skal:

gi informasjon om tilstand og utvikling av forurensningssituasjonen på kort og lang sikt.

registrere virkningen av iverksatte tiltak og danne grunnlag for vurdering av nye forurensningsbegrensende tiltak.

påvise eventuell uheldig utvikling i resipienten på et tidlig tidspunkt.

over tid gi bedre kunnskaper om de enkelte vannforekomsters naturlige forhold.

Sammen med overvåkingen vil det føres kontroll med forurensende utslipp og andre aktiviteter.

For å sikre den praktiske koordineringen av overvåkingen av luft, nedbør, grunnvann, vassdrag, fjorder og havområder og for å få en helhetlig tolkning av måleresultatene er det opprettet et arbeidsutvalg.

Følgende institusjoner deltar i arbeidsutvalget:

**Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk (DVF)
Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt (FHI)
Norges Geologiske Undersøkelser (NGU)
Norsk institutt for luftforskning (NILU)
Norsk institutt for vannforskning (NIVA)
Statens forurensningstilsyn (SFT)**

Overvåkingsprogrammet finansieres i hovedsak over statsbudsjettet. Statens forurensningstilsyn er ansvarlig for gjennomføring av programmet.

Resultater fra de enkelte overvåkingsprosjekter blir publisert i årlige rapporter.

Henvendelser vedrørende programmet kan i tillegg til de aktuelle institutter rettes til Statens forurensningstilsyn, Postboks 8100, Dep. Oslo 1, tlf. 02 - 22 98 10.

NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Hovedkontor
Postboks 333
0314 Oslo 3
Telefon (02) 23 52 80

Sørlandsavdelingen
Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

Vestlandsavdelingen
Breiviken 2
5035 Bergen - Sandviken
Telefon (05) 25 97 00

Prosjektnr.:	8000315
Undernummer:	5
Løpnummer:	1892
Begrenset distribusjon:	Fri

Rapportens tittel: Basisundersøkelser i Drammensfjorden 1982-84: Delrapport 6: Hydrografi, vannkvalitet og vann- utskiftning (Overvåkingsrapport nr. 243/86)	Dato: 1.9.1986
	Rapportnr.
Forfatter (e): Jan Magnusson Kristoffer Næs	Faggruppe: Marinøkologisk
	Geografisk område: Buskerud
	Antall sider (inkl. bilag): 77

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT) (Statlig program for forurensningsovervåking)	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.): T. Johannessen
--	--

Ekstrakt:
Rapporten viser resultater fra tre års undersøkelser (1982-84) av Drammensfjordens hydrografi, vannkvalitet og vannutskiftning hvor størsteparten av observasjonene er fra 1982. Fjorden bærer tydelig preg av forurensete tilførsler, som gir utslag i et grumset overflatevann, med høye nitrogenkonsentrasjoner. Overflatevannet oppfyller ikke helsemyndighetenes krav til badevann. Dypvannet er nesten permanent hydrogensulfidholdig (råttent vann) under 30-40 meters dyp, som følge av en kombinasjon av stor organisk belastning og naturlig dårlige forutsetninger for dypvannsfornyelser. Senere tids vassdragsreguleringer har bidratt til å øke planteplanktonproduksjonen og derved til dels motvirket den positive effekten av reduserte utslipp fra treforedlingsindustri (nedleggelse av bedrifter).

Store mengder av nitrogen og organisk stoff transporteres ut av Drammensfjorden til Breiangen og ytre Oslofjord og vil her bidra til å forurense disse områder.

4 emneord, norske:
1. Forurensningsovervåking ;
2. Hydrografi
3. Vannkvalitet
4. Transporter


4 emneord, engelske:
1. Pollution Monitoring ;
2. Hydrography
3. Water quality
4. Transports

Prosjektleder:

for Jan Magnusson



For administrasjonen:



ISBN 82-577-1110-1



Statlig program for forurensningsovervåking

BASISUNDERSØKELSER I DRAMMENSFJORDEN 1982-1984:

DELRAPPORT 6: HYDROGRAFI, VANNKVALITET OG VANNUTSKIFTNING

Saksbehandlere: Jan Magnusson
Kristoffer Næs

FORORD

Foreliggende rapport inngår som en del av "Basisundersøkelser i Drammensfjorden" innen Statlig program for forurensningsovervåking som administreres av Statens forurensningstilsyn. Hovedkontakt med oppdragsgiver har vært Tor Johannessen.

I de øvrige delrapporter behandles :

- Sedimentkjemi
- Høyere vegetasjon
- Bløtbunnsfauna
- Fastsittende alger og dyr i strandsonen og på grunt vann
- Miljøgifter i organismer

Deler av feltarbeidet er utført av Miljøvernavdelingen i Buskerud som også utført enkelte analyser. Hovedansvarlig for dette arbeide har vært Jan Riise, som takkes for godt samarbeid. Analyser av bakterier er utført ved Byveterinærkontoret i Drammen.

Videre takkes Universitetet i Oslo for utlån av båter. Spesielt takk til skipper Tom Tønnesen på Apollo Øst og Trygve Braarud.

Ved NIVA har Kristoffer Næs hatt hovedansvar for sedimentfellene (feltarbeide og analyser); Frank Kjellberg for feltarbeide og innledende databehandling. Kristoffer Næs har videre bidratt med rapporteringen av resultatene fra sedimentfellene.

Oslo, den 1. september 1986



Jan Magnusson

I N N H O L D S F O R T E G N E L S E

Seksjon	Side
FORORD	
1 SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	1
1.1 Formål	1
1.2 Konklusjoner	1
1.3 Tilrådinger	7
2 Topografi	9
3 Ferskvannstilførsler og forurensninger	9
3.1 Ferskvannstilførsler	9
3.2 Forurensningstilførsler	12
3.3 Konklusjoner	17
4 Strømforhold i Drammensfjordens overflatelag	18

Seksjon	Side
5 Overflatelagets vannkvalitet	29
5.1 Generelt	29
5.2 Siktedyp	31
5.3 Næringssalter	31
5.4 Suspendert tørrstoff og gløderest og total organisk karbon	35
5.5 Planteplanktonbiomasse-klorofyll a	36
5.6 Termotolerante koliforme bakterier og totalantall bakterier	38
5.7 Totalantall bakterier "kimtall"	42
5.8 Konklusjoner	43
6 Forholdene i Drammensfjordens dypvann	45
6.1 Konklusjoner	57
7 Transporter i Drammensfjorden sammenlignet med tilførsler fra ulike kilder på land	58
7.1 Transporter i Drammenselven	61
7.2 Sedimentasjon i fjorden	63

<u>Seksjon</u>	<u>Side</u>
7.3 Transporter i fjorden	66
7.4 Oksygenbehovet i dypvannet	69
7.5 Transporter i fjorden sammenlignet med tilførsler fra ulike kilder på land	69
7.6 Konklusjoner	71
8 Litteratur	72
Vedlegg A: Observasjoner og metoder	75
Vedlegg B:Transport (fluks) til sedimentene	

FIGURTEKSTER

- Figur 1. Drammensfjorden med hydrografi- (D1-D5) og sedimentfelle- (D2, D3 og D4) stasjoner.
- Figur 2. Stasjonsnett for observasjoner av siktedyp, lys, temperatur, saltholdighet m.m. (observasjoner fremgår av tabell A, vedlegg A).
- Figur 3. Gjennomsnittlig saltholdighet ($^{\circ}/\infty$) i Drammensfjorden 6 tokt i tidsrommet 5.6.- 27.11.82.
- Figur 4. Temperatur ($^{\circ}\text{C}$), saltholdighet ($^{\circ}/\infty$) og oksygen (ml/l) den 25.5.82. Stasjon 9.
- Figur 5. Saltholdighet ($^{\circ}/\infty$) ved stasjon 6 i Drammensfjorden mai - november 1982.
- Figur 6. Saltholdighet ($^{\circ}/\infty$) på 1 meters dyp i Drammensfjorden ved ulike vannføringer i Drammenselven.
- Figur 7. Saltholdighet ($^{\circ}/\infty$) på 1 meters dyp i Drammensfjorden. Gjennomsnitt av 6 okt. mai - november 1982.
- Figur 8. Forenklet bilde av overflatestrøm i Drammensfjorden. (forholdene ved Svelvik er ved synkende vannstand).
- Figur 9. Varigheten (%) av vannføringen i Drammenselven (Døvikfoss) for perioden 1974-81 samt beregnet oppholdstid for ferskvannet i Drammensfjorden innenfor Svelvik.
- Figur 10. Siktedyp (m) i Drammensfjorden. Gjennomsnitt av 6 tokt mai - november 1982.
- Figur 11. Siktedyp (m) i Drammensfjorden. Middelerverdi og standardavvik for 12 tokt mai - november 1982.
- Figur 12. Vannføring i Drammenselven samt klorofyll a ($\mu\text{g}/\text{l}$) i 0 - 2 meters dyp i Drammensfjorden. Gjennomsnitt av stasjoner (4 - 7 st.) innenfor Svelvik.

- Figur 13. Vannføring i Drammenselven (Døvikfoss) og klorofyll a ($\mu\text{g/l}$). Klorofyll a som gjennomsnitt av observasjoner innenfor Svelvik mai - oktober 1982.
- Figur 14. Områder som ikke oppfyller helsemyndighetenes krav til friluftsbad som følge av forekomst av termotolerante koliforme bakterier.
- Figur 15. Temperatur ($^{\circ}\text{C}$) i Drammensfjorden 1973 - 74 (St. D4).
- Figur 16. Saltholdighet ($^{\circ}/\text{oo}$) i Drammensfjorden 1973 - 74 (St. D4).
- Figur 17. Oksygen (ml/l) i Drammensfjorden 1973 - 74 (St. D4).
- Figur 18. Oksygen (ml/l) og hydrogensulfid (e.g. negativ oksygenekvivalent ml/l) i Drammensfjorden 1982.
- Figur 19. Sedimentasjon av totalt partikulært materiale (TPM) i Drammensfjorden 1982-83 på 10 og 30 meters dyp.
- Figur 20. Korrelasjon mellom empirisk beregnet transport ut Drammensfjorden ved Svelvik og ferskvannstilførselen i Drammenselven (Døvikfoss).
- Figur 21. Korrelasjon mellom ferskvannandel i brakkvannsstrømmen i Svelvik og vannføringen i Drammenselven (Døvikfoss).
- Figur 22. Vanntransporter over Svelviksterskeln som funksjon av ferskvannstilførselen i Drammenselven (Døvikfoss): Q_1 = Overflatetransport ut fjorden Q_2 = Sjøvannstransport inn fjorden.
- Figur 23. Årsfordeling (%) av tilførsler av fosfor, nitrogen, tørrstoff og gløderest i Drammenselven (Bybrua).
- Figur 24. Forholdet mellom sedimentasjon av totalt partikulært materiale ved stasjon D4 og stasjon D2 i Drammensfjorden 1982 - 83 sammenlignet med midlere vannføring i Drammenselven.

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

1.1 Formål

Formålet med basisundersøkelsen av Drammensfjorden har vært å gi en bred beskrivelse av fjordens forurensningstilstand, samt å legge et grunnlag for senere overvåking av fjordens utvikling. Resultatene skal i første rekke gi opplysninger til bruk for forvaltingsmyndighetene, spesielt som grunnlag for eventuelle praktiske tiltak mot forurensninger.

Denne delrapport tar for seg fjordens strømforhold og vannutskiftning, samt dertil knyttede forurensningseffekter. Resultatene fra denne delundersøkelse har også tjent som nødvendig bakgrunnsinformasjon for de øvrige delundersøkelsene. Følgende problemer blir spesielt vurdert:

- 1) Strømforhold og vannutskiftning.
- 2) Overflatelagets vannkvalitet m.h.t. siktedyp, overgjødning (eutrofi), og badevannskvalitet.
- 3) Dypvannsutskiftning og forhold i dypvannet.
- 4) Mulige effekter av vassdragsreguleringen på fjorden.
- 5) Behovet for praktiske tiltak.
- 6) Behovet for videre overvåking.

1.2 Konklusjoner;

Drammensfjorden er tydelig preget av forurensende tilførsler. Situasjonen skyldes dels fjordens naturlige følsomhet for forurensninger (naturlig dårlige forutsetninger for dypvannsutskiftning), dels store tilførsler av organisk stoff og næringssalter i kombinasjon med reguleringen av Drammenselven. Historisk har utslipp av organisk stoff fra treforedlingsindustrien vært dominerende, og sammen med kloakkvannutslipp resultert i stadig dårligere oksygenforhold i fjordens dypvann. På tross av store nedleggelse innen treforedlingsindustrien kan vassdragsreguleringer ha forsterket effekten av belastningen med næringssalter og gjort at

situasjonen idag også synes å bære preg av overgjødsling (forholdsvis høy planteplanktonproduksjon).

Store mengder av tilført organisk stoff og næringssalter transporteres ut av Drammensfjorden til Breiangen og ytre Oslofjord og vil her bidra til forurensnings situasjonen i disse områder.

De hygieniske forhold i Drammensfjorden er så dårlige at fjorden ikke oppfyller helsemyndighetenes krav til badevann.

1) Tilførsler av næringssalter og organisk stoff:

Den totale tilførselen av næringssalter og organisk stoff til Drammensfjorden varierer med vannføringen i Drammenselven. For 1982 og 1983 var tilførselen ca. 140 - 215 tonn fosfor, 3700 - 4500 tonn nitrogen og 14000 - 17000 tonn organisk stoff (BOF_7) pr. år (BOF_7 -tallene er mer usikre enn de øvrige). Vannføringen var større i 1983 enn i 1982 og ga således større tilførsler i 1983. Størrelsen på vårflommen er også viktig idet ca. 40 % av årets (1982) fosfor og nitrogentilførsel kom i april - juni og 40 - 50 % av tilførselen av tørrstoff og gløderest.

Dominerende blant identifiserte tilførselskilder er for fosfor utslipp fra befolkningen (ca. 35 - 45 % av beregnede tilførsler) samt tilførsler fra Tyrifjorden og Snarumselven. Nitrogentilførslene synes jevnt fordelt på utslipp fra befolkning, jordbruk, og arealavrenning (respektive kilder bidrar med ca. 7 - 16 %). Av observerte tilførsler av organisk stoff (BOF_7) er de største utslipp fra befolkning og industri (13 resp. 8 %) for øvrig kan tilførslene fra Snarumselven og Tyrifjorden forklare tilførselen av organisk stoff til Drammensfjorden.

2) Strømforhold og vannutskifting:

Strømforholdene og vanntransportene bestemmes i hovedsak av fersk vannstilførselen fra Drammenselven, dvs. et utstrømmende brakkevannslag med økende saltholdighet fra Drammen til Svelvik og en underliggende reaksjonsstrøm med innstrømmende sjøvann. Størrelsen av brakkevannstransporten og dypet av brakkevannslaget er proporsjonalt med vannføringen i Drammenselven, mens den inngående reaksjonstrømmen er omvendt proporsjonalt med ferskvannstilførselen. Ferskvannets oppholdstid i fjorden avtar med økende tilførsel og varierer mellom 5 - 25 døgn (tidevannseffekten er ikke estimert og vil kunne korte ned vannets oppholdstid).

Reguleringen av Drammenselven har omfordelt ferskvannstilførselen fra lave vintervannføringer til lave sensommervannføringer. Derved har ferskvannets oppholdstid i fjorden økt betydelig i perioden juni - september.

Vannmassene under terskeldyp (10 meters dyp) utskiftes trolig en gang hvert 3 - 5 år eller sjeldnere. Lav vertikal diffusjon (langsom tetthetsreduksjon) i dypvannet er en av faktorene som bidrar til den begrensede vannutskiftningen. Den kraftige reguleringen av Drammenselven kombinert med utdyping av Svelviksterskelen har trolig bidratt til å øke egenvekten på vann i 10-50 meters dyp (økning av dypvannets potensielle energi) og derved også gitt dårligere forutsetninger for dypvannsutskiftning.

3) Overflatevannets vannkvalitet:

Overflatevannet har oftest høyt partikkelinnhold (leire, fiber) og dermed lavt siktedyp samt høyt næringssaltinnhold (særlig nitrogen) som følge av stor tilførsel av gjødselstoffer via Drammenselven og direkte utslipp. Siktedypet var i gjennomsnitt mindre enn 3 meter og det grumsete overflatevannet begrenser planteplanktonproduksjonen til i hovedsaken de øvre deler av brakkvannslaget (4 -5 meters dyp). Konsentrasjonen av nitrogen var meget høy, omtrent på samme nivå som de mest forurensningsbelastede deler av indre Oslofjord og i samme nivå som Glommaestuaret. Fosforkonsentrasjonen var lavere sammenlignet med indre Oslofjord og også noe lavere enn i Glommaestuaret. N/P-forholdet (Tot-N/Tot-P) blir derved høyt (> 40:1 i vektenheter) og sannsynliggjør en potensiell fosforbegrensning av planteplanktonproduksjon (i selve Drammensfjorden).

Observasjoner fra 1950-tallet viste liten planteplanktonproduksjon lokalt i Drammensfjorden på tross av god tilgang på næringsalter (Braarud m.fl.1958). I 1982 var imidlertid biomassen av planteplankton i overflatevannet (0 - 2 meter) like stor som i den overgjødslede (eutrofe) Vestfjorden (Indre Oslofjord) og større enn i Glommaestuaret. Den totale planteplanktonbiomassen var likevel mindre (per kvadratmeter) i Drammensfjorden sammenlignet med Vestfjorden som følge av dårligere lysforhold. Andre biomassebegrensende faktorer er kort oppholdstid på overflatevannet (og lav saltholdighet).

Planteplanktonbiomassen var noe større i de sydlige deler av Drammensfjorden og økte med avtakende ferskvannstilførsel.

Forklaringen på den større biomassen i 1982 sammenlignet med den tidligere observerte lave biomassen sommerstid antas å være reguleringen av Drammenselven i perioden 1961 - 80 som har gitt lengre oppholdstid på overflatevannet, dvs. gunstigere vilkår for oppblomstringer. Ytterligere reguleringer av elven vil derfor kunne øke den lokale eutrofieringen av fjorden, hvis ikke nærings salttilførselene begrenses.

4) Overflatevannets hygieniske kvalitet:

I store deler av Drammensfjorden er ikke helsemyndighetenes krav til badevann oppfylt. Dette skyldes sannsynligvis i hovedsak bakterier fra kommunale utslipp, men kan også ha sammenheng med termotolerante bakterier fra treforedlingsindustrien. Det er ikke klarlagt hvilken kilde som dominerer tilførselene til Drammensfjorden. Forekomsten av tarmbakterier (og mulige sykdomsfremkallende bakterier) er også ugunstig for annen bruk av fjorden enn bading.

5) Forholdene i fjordens dypvann:

Dypvannet i Drammensfjorden under 30-40 meters dyp er i lange perioder råttent. Det er den begrensede dypvannsutskiftningen i forhold til stor belastning med organisk stoff som forårsaker dette. Etter 1950-60 synes dypvannet nesten stadig å ha vært hydrogensulfidholdig (råttent). Hydrogensulfid er en giftig gass som utsletter den marine fauna. I Drammensfjorden begrenses således livsrommet for marint liv seg til nivået mellom det periodisk nesten helt ferske overflatelaget og ned til dyp der det fremdeles er tilfredstillende oksygenkonsentrasjoner, dvs. mellom 10 og 25-30 meters dyp, hvilket utgjør ca. 20% av fjordens totalvolum.

Den økende organiske belastningen fra treforedlingsindustrien frem til midten av 1970-tallet er trolig den viktigste direkte årsaken til den negative utviklingen (men også økt kloakkvannsbelastning har hatt betydning). Sedimentanalyser viser at den organiske belastningen (fiber) har avtatt etter nedleggelse av store deler av denne industri omkring 1975. Fortsatt er imidlertid den organiske belastningen for stor i forhold til omfanget av dypvannsutskiftningen. Også gammel oksygen gjeld i sedimentene bidrar til dette, sammen med belastningen fra planteplanktonproduksjonen. Nedbrytningen av organisk stoff i vannmassene følger modeller for nedbrytning av marint organisk stoff unntatt i bunnære vannmasser

(Schaanning 1983). Dannelse av hydrogensulfid i fjorden idag skyldes derfor delvis den økte produksjonen i fjordens overflatelag, muligens også en økt inntransport av marint organisk stoff fra Breiangen. Begge faktorer er en effekt av lavere ferskvannstilførsel sommerstid (vassdragsreguleringen), samt fortsatt store tilførsler av næringssalter via Drammenselven.

6) Transport og tilførsler av næringssalter og organisk stoff sammenlignet med utslipp:

Budsjettberegninger av tilførsler og sedimentasjon, samt ut- og inntransport over Svelviksterskelen foretatt på en periode med lav vannføring i Drammenselven sommerstid viser at tilført nitrogen i hovedsak transporteres gjennom fjorden og ut i ytre Oslofjord. Potensiell fosforbegrensning i fjorden tilsier også at negative effekter av de store nitrogentilførslene i det vesentlige først opptrer utenfor selve Drammensfjorden. Unntatt fra dette er dyputslipp av ammonium som vil bidra til å redusere oksygeninnholdet i dypvannet (nitrifikasjon), hvis avløpsvannet innlagres under terskelnivå. Nitrogentilførslene til Drammensfjorden kan således bidra til overgjødslingsproblemer i ytre Oslofjord (Breiangen), og dette bør undersøkes nærmere. En begrensning av nitrogentilførslene innebærer tiltak mot utslipp fra befolkning og jordbruk.

Fosforbudsjettet viser at en større andel av fosforet blir igjen i fjorden sammenlignet med nitrogen. Begrensningen av fosfortilførsel vil således ha større effekt på selve Drammensfjorden, spesielt med hensyn til å begrense plantep planktonproduksjonen. Den største fosforkilden er utslipp fra befolkningen, som utgjør ca. 45 % av totaltilførslene til fjorden.

Budsjettet for organisk karbon (organisk stoff) er ufullstendig og bør forbedres. Budsjettet viser nå en større belastning av fjorden enn det som tilføres. Store mengder organisk karbon belaster fjordens dypvann og bunn, samtidig som like store mengder transporteres ut fjorden ved Svelvik og belaster ytre Oslofjord (Breiangen).

1.3 Tilrådinger

- Kildene til de høye konsentrasjonene av termotolerante bakterier bør klarlegges. Nøyere analyser av bakteriene vil avsløre om dominerende kilde er utslipp fra treforedlingsindustri eller kommunale utslipp. Reduksjon av bakterieutslipp fra treforedlingsindustri krever spesielle tiltak (prosessendringer eller spesialbehandling av avløpsvann fra renseserier). For kommunal kloakk oppnåes den største reduksjonen ved en kombinasjon av sedimentering (rensegrad ca. 75%) og god primærfortynning (eventuelt dypvannsutslipp).
- De store mengder partikler som gir fjordens overflatevann et lavt siktedyp er vanskelig å gjøre noe med. Primært bør erosjonen i nedbørsfeltet begrenses. Ytterligere regulering av elven kan for så vidt også gi positive effekter, spesielt i søndre delen av fjorden, men kan på den annen side få negativ virkning på gjødslingsgraden og belastningen med organisk stoff på dypvannet. Før tiltak settes igang bør tilførselen av partikler fra ulike kilder (herunder fiber fra treforedlingsindustri) beregnes nøyere og settes i relasjon til effekten på fjorden.
- En lokal forbedring av eutrofisituasjonen i Drammensfjorden kan forventes ved innføring av kjemisk rensing på kommunal kloakk. Fjordens dypvann vil likevel forbli oksygenfritt (råttent) over lengre perioder hvis ikke andre tiltak mot tilførsler av lett nedbrytbart organisk stoff gjennomføres, og i tillegg andre restaureringstiltak. Ved å øke den vertikale diffusjonen slik at fjorden får en større årlig dypvannsutsiftning vil oksygenforholdene effektivt kunne forbedres. Dette kan skje ved bobling av luft i dypvannet eller tilførsel av ferskvann via diffusorer, eventuelt ved en utdyping av Svelviksundet. Vurdering av muligheten for slike restaureringstiltak i kombinasjon med rensingstiltak bør gjennomføres.
- Mange faktorer har betydning for Drammensfjordens forurensingstilstand (Regulering av Drammenselven, overgjødsling ved store tilførsler av næringssalter, store tilførsler av organisk stoff og partikler). De ulike faktorer virker dels forsterkende, dels motvirker de hverandre.

Rensetiltak kan ha lokal gunstig effekt i Drammensfjorden innenfor Svelvik, men forskyve problemene til andre områder som Breiangen og senere importere dem via reaksjonstrømmer i Svelviksundet eller ved dypvannsfornyelser. Muligheten for ulike positive tiltak som bl.a. restaurering gjør at transportmodeller som er prøvd i denne rapport bør videreutvikles mot å kunne beskrive en årsyklus og derved brukes til å simulere effekten på transportene ved ulike rensetiltak.

- Sett ut fra fjordens generelle tilstand og mulige rensetekniske tiltak anbefales en overvåking av dypvannets oksygenforhold. Videre anbefales lokal overvåking av bakterier i overflatevann. På bakgrunn av de store tilførselene av nitrogen til Breiangen anbefales også en overvåking av dette område, spesielt fordi den observerte nedgangen i oksygeninnhold i Drøbaksundet (Magnusson 1985) ihvertfall delvis kan være en effekt av belastningen fra Drammensfjorden.

2 Topografi

Drammensfjorden (figur 1) er en typisk terskelfjord, med et terskeldyp på ca. 10 meter ved Svelvik. Største dyp innenfor terskelen er 124 meter. Fjorden innenfor terskelen- indre Drammensfjord- løper i NV-SØ rektning og er et ca. 20 km lang tilnærmet rektangulært basseng med svakt hellende bunn fra Drammen by til de dypeste partier på 110-120 meter innenfor Svelvikterskelen. Schaanning (1983) har beregnet arealer og volumer på fjorden innenfor Svelvik, og disse beregninger vil bli brukt i denne rapport, hvis ikke annet sies. Fjorden har et overflateareal på 45.1 km² fra Holmen nederst i Drammenselven og til Svelvik. Fjorden har en "midlere" bredde på ca. 2.3 km, varierende mellom 1.6-3 km. Totalt volum er ca. 3.33 milliarder m³.

Terskelen ved Svelvik er 10 meter dyp. Omkring år 1900 var terskeldypet 6 meter (Hjort og Gran (1900)). I 1933 var det 8 meter (Strøm 1936). I 1951 ble det startet arbeider for å øke terskeldypet til dagens nivå (Beyer 1954). Dahl (1970) har beregnet tverrsnittsarealet ved terskelen ved middelvannstand til 1290 m².

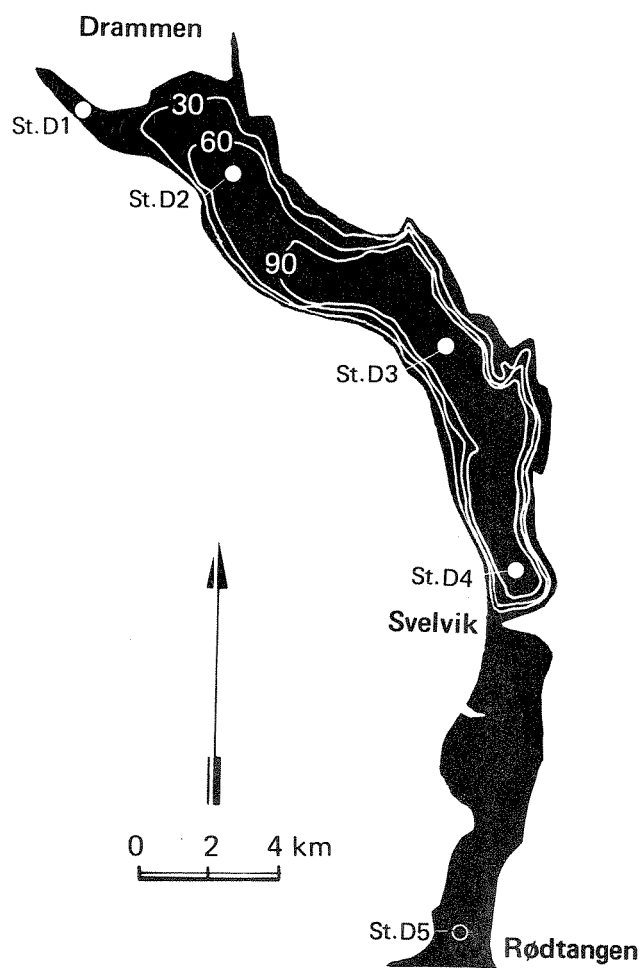
Ytre del av Drammensfjorden til Rødtangen er mindre enn 35 meter dyp og først ved Rødtangen bli dypet over 50 meter. Det finnes ingen terskel mellom ytre Drammensfjord og Breiangen.

3 Ferskvannstilførsler og forurensninger

3.1 Ferskvannstilførsler

For en nøyere gjennomgang av ferskvannstilførselen henvises til Lingsten (1985).

Av den totale ferskvannstilførselen til Drammensfjorden blir mellom 80-96% registrert ved Døvikfoss. I snitt kan vannføringen i Døvikfoss sies å registrere 90% av tilførselen. Mellom Døvikfoss og Drammen tilføres ca 7% av totalen og fra Lierelva ca 2% av den totale tilførselen. Årlig middelvannføring har variert noe i løpet av 1900-tallet. I tidsrommet 1971-80 var den 257m³/sek.. I 1982, 1983 og 1984 var den 257, 326 respektive 294m³/sek.. Tabell 1 gir en oversikt av vannføringen ved Døvikfoss.



Figur 1. Drammensfjorden med hydrografi- (D1-D5) og sedimentfelle- (D2, D3 og D4) stasjoner.

Tabell 1. Årsmiddel og månedlig middelvannføring ($\text{m}^3/\text{sek.}$) ved Døvikfoss i perioden 1921-50, 1961-70, 1971-80 og 1982-84 (Data fra NVE, hydrologisk avdeling og Buskerud energiverk).

Tidsrom	år	jan	feb	mar	apr	mai	jun	jul	aug	sep	okt	nov	des
1921-50	314	66	50	58	240	842	721	463	375	357	290	184	113
1951-60	296	159	160	156	193	558	525	410	387	325	271	229	171
1961-70	305	189	191	196	239	563	492	269	304	338	374	306	197
1971-80	257	203	214	221	248	505	429	246	212	173	221	210	195
1982	257	232	232	244	304	502	352	190	91	121	300	271	238
1983	326	245	253	240	267	1011	554	215	182	240	248	236	219
1984	294	219	223	209	236	506	418	169	248	179	453	389	292

Drammenselven har i løpet av de siste 50-60 år vært gjenstand for omfattende reguleringstiltak. Generelt har vårflommen blitt dempet, mens vintervannføringen er øket. Størst er forskjellen mellom 1921-30 og nåværende forhold (1971-80). I perioden 1931-51 var inngrepene ikke fullt så betydeligefulle, men mellom 1951-60 og 1961-70 skjedde en ny og større endring. Sammenlignet med 1921-50 har vintervannføringen nå økt med i snitt ca. $120 \text{ m}^3/\text{sek.}$ i årets første fire måneder, og vårflommen har avtatt med ca $310 \text{ m}^3/\text{sek.}$ beregnet for mai-juni. Tilsvarende tall for perioden 1951-60 er $55 \text{ m}^3/\text{sek.}$ for januar-april og $74 \text{ m}^3/\text{sek.}$ for mai-juni. Tidligere var den laveste vannføringen i elven vinterstid, men i de siste årene er den laveste månedsmiddelvannføringen registrert i juli-september. Reguleringen av Drammenselven har således ført til en stor omfordeling av vannføringen, fra lave vintervannføringer til lave sensommervannføringer.

3.2 Forurensningstilførsler

Forurensningstilførselene til Drammenselven og Drammensfjorden er beregnet av Fylkesmannen i Buskerud, miljøvernavdelingen (1986) og for Drammenselven behandlet av Lingsten(1985).

Transportene i Drammenselven er beregnet etter målinger ved Bybrua i Drammen mars 82 til desember 83 (Lingsten 1985). Tilførsler fra Lierelva og direkteutslipp til Drammensfjordens indre deler vil komme i tillegg.

Tilførslene fra Drammenselven (ved Bybrua) 1982 og 1983 fremgår av tabell 2.

Tabell 2. Transporter (tonn) i Drammenselven (ved Bybrua) 1982 (10 mnd) og 1983 (12 mnd) beregnet etter observerte verdier (Lingsten 1985). Org-P og org-N er differansen mellom totalkonsentrasjonen og orto-P resp. nitrat-N.

År	KOF-perm	tot-P	tot-N	orto-P	nitrat	org-P	org-n	tørrstoff	gløde rest
1982	23761	82.9	2797	14.2	1793	68.7	1003	15371	10614
1983	34143	173	4160	41.3	2721	132	1439	53467	43836

Tabellen viser store forskjeller i tilførsler til Drammensfjorden fra år til år, avhengig av ferskvannstilførselen. I 1983 var vårflommen stor sammenlignet med 1982 og det er dette som gir utslag i tilførselsdata. Hvis vi bruker data fra januar og februar 1983 for å få et helt år for 1982, blir tilførselstallene for 1982 som i tabell 3.

Tabell 3. Transporter (tonn) i Drammenselven (ved Bybrua) 1982 korrigert for manglende data fra januar og februar.

	År	KOF-perm	tot-P	tot-N	orto-P	nitrat	org-P	org-N	tørrstoff	gløde rest
	1982	27490	97	3290	16	2129	81	1138	16984	11643
Differans 1983-1982		6653	76	870	25	592	51	301	36483	32193
Differans 1983-1982 i %		24	78	26	156	27	62	26	214	276

Total vannmengde 1983 var ca. 25% større en 1982. Dette vil si at økningen i de fleste transporter kan forklares i økt vannføring unntatt fosfor, tørrstoff og gløderest. Lingsten (1985) forklarer den økte fosfortransporten i 1983 med kraftig erosjon i vårflommen, som også forklarer forskjellen i transport av partikler.

Forurensningstilførselen nedenfor Bybrua i Drammen er beregnet til ca. 40 tonn fosfor, 330 tonn nitrogen og ca. 1020 tonn organisk stoff (BOF_7) per år (Fylkesmannen i Buskerud, miljøvernavdelingen 1986).

Av større punktutslipp inne i fjorden kan nevnes behandlingsanlegget (sil) for Drammen ved Solumstranden med et utslipp på ca. 8 tonn fosfor, ca. 40 tonn nitrogen og ca. 185 tonn organisk stoff (BOF_7). Avløpsvannet slippes ut på ca. 15 meters dyp. Ved Gullaug ligger Tuverud renseanlegg (sil) med utslipp på 35 meters dyp ca. 450 meter fra land. Utslipper tilfører fjorden ca. 6 tonn fosfor, 30 tonn nitrogen og 150 tonn organisk stoff (BOF_7) per år. I samme område ligger en sprengstoffabrikk (Dyno a/s) med utslipp av 350 tonn natriumnitrat, 25 tonn natriumsulfat og 180 tonn nitroglyserin. Utslipper er på ca. 30 meters dyp. Nitrogentilførselen fra sprengstoffabrikken er omtrent like stor som fra en befolkning på 20.000 p.e. (90 tonn nitrogen) som kan sammenlignes med den totale befolkningen på ca. 75.000 personer i Drammensvassdragets nedbørsfelt nedenfor Tyrifjorden. Bedriftens utslipp er ikke medregnet i forurensningstilførselsberegningene fra Miljøvernavdelingen i Buskerud (1986). Inkluderes sprengstoffabrikkens utslipp vil den totale nitrogentilførselen i fjordens lokale nedbørsfelt bli ca. 420 tonn per år.

Av tabell 4 fremgår at det er stor forskjell mellom beregnede tilførsler (Fylkesmannen i Buskerud, miljøvernavdelingen 1986) og målte transporter ved Bybrua i Drammen (Lingsten 1985). Imidlertid kan dette stort sett forklares ved tilførsler fra Tyrifjorden og Snarumselven. Imidlertid er beregningene over tilførsler fra Snarumselven og Tyrifjorden anslåtte og gir derfor kun størrelsen av tilførslene. Variasjoner i vannføringen i Drammenselven forklarer at det fortsatt er forskjell, og tilførselsberegningene er ut fra denne sammenligning trolig gode.

Tabell 4. Tilførsel av fosfor, nitrogen og organisk stoff (BOF₇ og KOF) i tonn/år for Drammenselven (beregnet av Fylkesmannen i Buskerud, miljøvernavdelingen og målt ved Bybrua samt for Drammensfjorden (beregnet av i Fylkesmannen i Buskerud, miljøvernavdelingen).

	Tot-P	Tot-N	BOF ₇	KOF
Til Drammenselven nedstrøms Tyrifjorden (beregnet)	75*	930	2400	-
Tilførsler fra Tyrifjorden og Snarumselven (Lingsten 1985)	65	2800	~1400	~28000
Sum tilførsler til Drammenselven	140	3700	~16400	~32800
Målt tilførsler ved Bybrua (Lingsten 1985)				
1982	100	3300	(13800)**	27500
1983	175	4100	(17000)**	34100
Forskjell målte tilførsler og beregnede tilførsler				
1982	-40	-400	-2600	-5300
1983	35	400	+600	+1300
Beregnet tilførsel lokalt til Drammensfjorden	40	420***	1019	

* inklusive teoretisk fosfortilførsel fra treforedlingsindustrien.

** Målte verdier er for KOF, og BOF₇ er omregnet fra KOF etter $BOF_7 = 0,5 * KOF$.

*** inklusive utslipp fra DYNO.

Ut fra tallene i tabell 4 skulle den samlede årlige belastningen på Drammensfjorden være ca. 180 tonn fosfor, 4100 tonn nitrogen og ca. 14 - 17 000 tonn organisk stoff (BOF₇) pr. år.

En del av totalnitrogenet som tilføres fra Drammenselven (Snarumselven, Tyrifjorden) er bundet til humus (inert nitrogen) og derfor ikke tilgjengelig som næringssalt for planteplankton. Denne del av nitrogentilførselen til fjorden fra elven er mellom 1-10%. Beregningen baserer seg på observerte farvetall (filtrert) fra Bybrua i Drammen og omregnet til nitrogen, hvor 10 farveenheter gir mellom 1-20 µg N/l (Gjessing 1976).

Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernavdelingen (1986) har fordelt tilførslene etter kilder. Tabell 5 viser en noe modifisert sammenstilling, hvor også teoretisk bidrag fra treforedlingsindustrien

er medregnet.

Tabell 5. Anslått prosentvis fordeling av de enkelte kilders bidrag på tilførslene til Drammensfjorden nedstrøms Tyrifjorden (etter tall fra Fylkesmannen i Buskerud, miljøvern-avdelingen 1986).

Kilde	Tot-P %	Tot-N %	BOF ⁷ %
Befolkning	58	36	53
Jordbruk	12	24	2
Industri	6	6	33
Serviceinst.	3	2	2
Arealavrenning	20	29	10
Nedbør	0,8	3	-

De største fosforkildene er således utslipp fra befolkning og arealavrenning, mens nitrogentilførselen er mer jevnt fordelt mellom befolkning, arealavrenning og jordbruk. De største utslippskilder av organisk stoff er fra befolkning og industri.

I tabell 6 har den prosentvise fordelingen av de enkelte kilders bidrag til totaltilførslene blitt beregnet ut fra den samlede belastning som den fremgår av tabell 4, dvs. inkludert tilførsler fra Tyrifjorden og Snarumselven.

Tabell 6. Prosentvis fordeling av de enkelte kilders bidrag relativt en total antatt tilførsel på 180 tonn fosfor, 4100 tonn nitrogen og 16.400 tonn organisk stoff (BOF₇) pr. år.

Kilde	Tot-P %	Tot-N %	BOF ₇ %
Befolkning	37	12	11
Jordbruk	7	8	0,5
Industri	4	2	7
Serviceinst.	2	1	0,5
Arealavrenning	13	9	2
Nedbør	1	1	-
Rest	36	67	79
Tilført fra Tyrifjorden og Snarumselven	36	63	85

Som man ser utgjør bakgrunnsbelastningen med fosfor-og nitrogenforbindelser og organisk stoff fra Tyrifjorden samt Snarumselven (Hallingdalsvassdraget) en betydelig andel.

3.3 Konklusjoner

Årlige tilførsler av organisk stoff, nitrogen og fosfor fra Drammenselven er delvis avhengig av elvens vannføring. Størst betydning har vårflommens størrelse for en økt transport av partikulært materiale og fosfor.

Tilførselsberegninger av Fylkesmannen i Buskerud, miljøvernavdelingen (1986), gir en årlig midlere belastning på fjorden (inklusive direkte utslipp) på ca. 115 tonn fosfor, 1 350 tonn nitrogen og 3 460 tonn organisk stoff (BOF₇). Observerte transporter i elven i 1982-83, samt lokale tilførsler til fjorden summer seg til 140 - 215 tonn fosfor, 3700 - 4 500 tonn nitrogen, samt 14000 - 17000 tonn organisk stoff (BOF₇). Forskjellen mellom beregnede og målte tilførsler kan for fosfor, nitrogen og organisk stoff forklares ved bidrag fra Tyrifjorden og Snarumselven.

Dominerende fosforkilder er utslipp fra befolkning og tilførsler fra

Tyrifjorden og Snarumselven. Dominerende nitrogenkilder er tilførselene fra Tyrifjorden og Snarumselven, med en for øvrig en jevn fordeling mellom befolkning, jordbruk og lokal arealavrenning. Største kilder for organisk stoff er utslipp fra befolkning og industri, men hele 80 % av tilførselene er bakgrunnsnivået fra Tyrifjorden og Snarumselven.

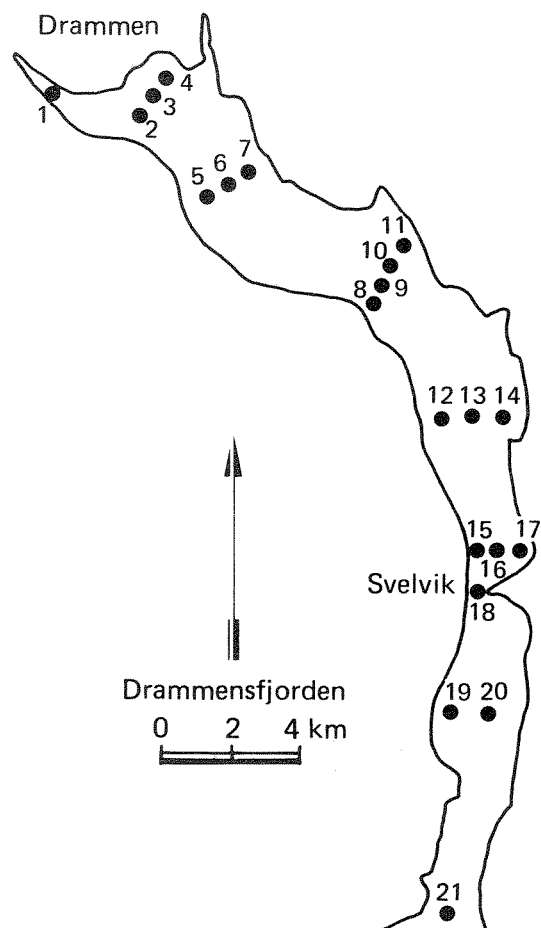
4 Strømforhold i Drammensfjordens overflatelag

Strømforhold og vanntransporter og derved spredning av forurensninger i fjordens overflatelag bestemmes av ferskvannstilførsel, vannstandsvariasjoner (tidevann og lufttrykk) og vind. Ved stor ferskvannstilførsel vil denne faktor dominere strømbildet, og de andre mekanismene bare ha en modifierende effekt.

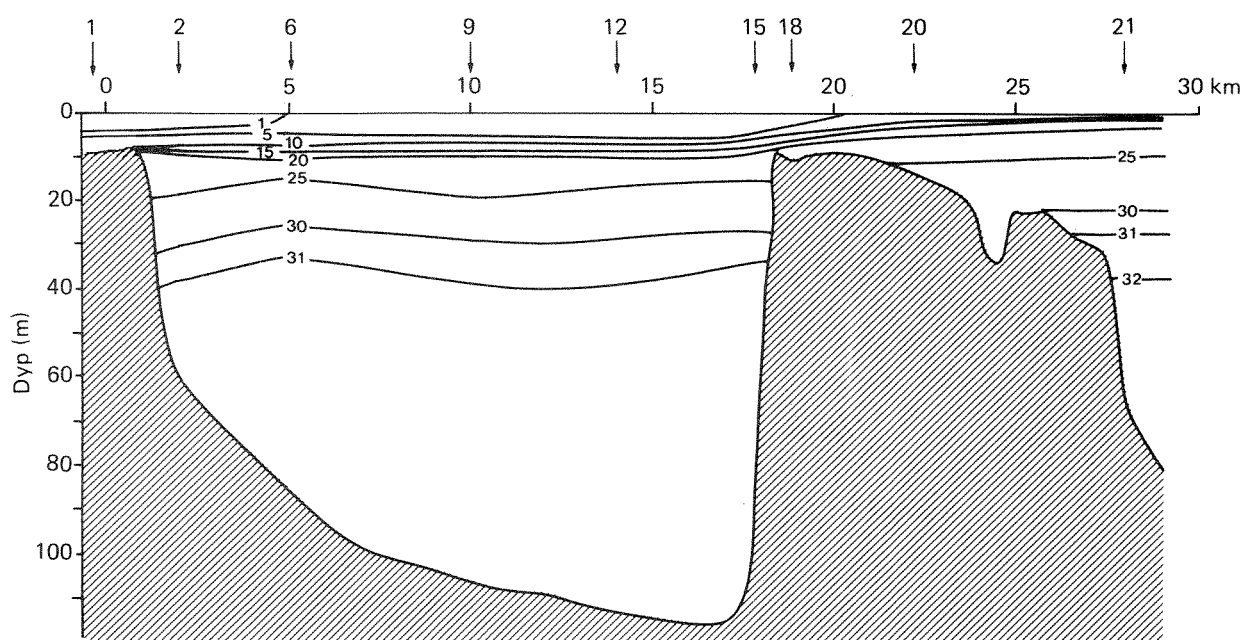
Stasjonsnett fremgår av figur 2. Figur 3 viser sjiktningen i fjorden som gjennomsnitt av 6 tokter i mai-november i 1982 og figur 4 viser en vertikalprofil av sjiktningen fra mai 1982.

Overflatelaget ned til ca. 10 meter har en lav saltholdighet og under dette lag øker saltholdigheten raskt (figur 3 og 4). Fra ca. 10 meter til ca. 30 meters dyp er det et mellomlag med økende saltholdighet som ligger over et dypvann med liten saltholdighetsgradient. Figur 5 viser saltholdighet ved stasjon 6 som er representativ for hovedvannmassene i Drammensfjorden innenfor Svelvik. Det ferskvannspåvirkede overflatelaget varierer i tykkelse fra mai-november med størst vertikalutberedelse i begynnelsen av juni 1982, dvs. under vårflommen (se tabell 1). Saltholdigheten i overflatelaget øker i august og september og sammenfaller med lav vannføring i Drammenselven.

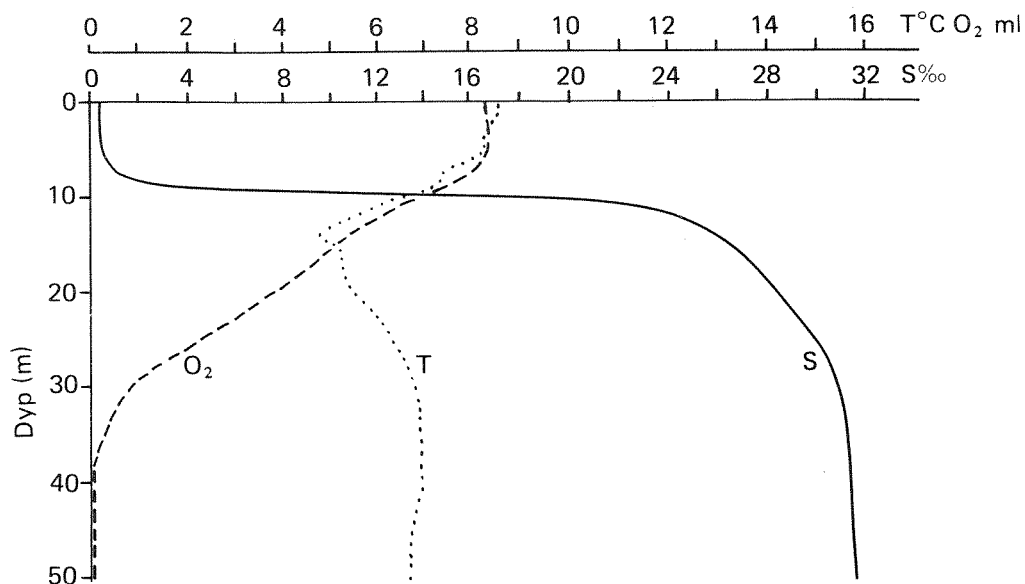
Den horisontale saltholdighetsgradienten er normalt liten innenfor Svelvik. Figur 6 viser saltholdigheten på 1 meters dyp ved tre forskjellige vannføringer i Drammenselven. Ved høy ferskvannstilførsel er saltholdigheten nesten den samme fra munningen av Drammenselven til Svelvik, der den øker raskt. Ved midlere vannføring fremtrer en økning i saltholdighet i Drammenselvans munningsområde, samt en større gradient ved Svelvik. Ved lav vannføring i Drammenselven er saltholdighetsøkningen betydelig større i elvemunningen og gradienten som tidligere lå ved Svelvik er flyttet 4-5 km inn i fjorden. Figuren avspeiler blandingen mellom det utstrømmende ferskvannet fra elven og det underliggende sjøvannet. Fra stasjon 2 til Svelvik er det således normalt liten blanding mellom overflatelag og dypere liggende vannmasser. Blanding skjer når elven strømmer ut i fjorden og når brakkvannet møter sjøvann i det trange Svelviksområdet.



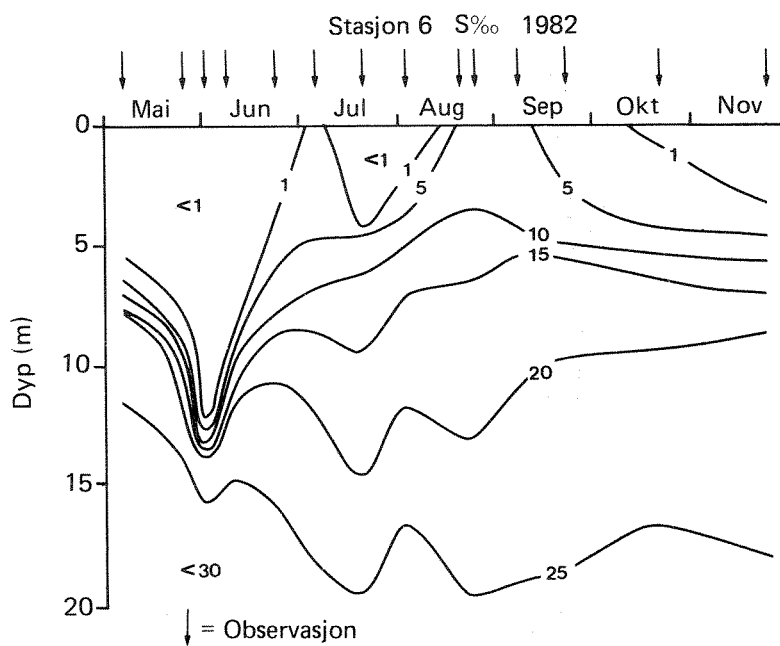
Figur 2. Stasjonsnett for observasjoner av siktedyp, lys, temperatur, saltholdighet m.m. (observasjoner fremgår av tabell A, vedlegg A).



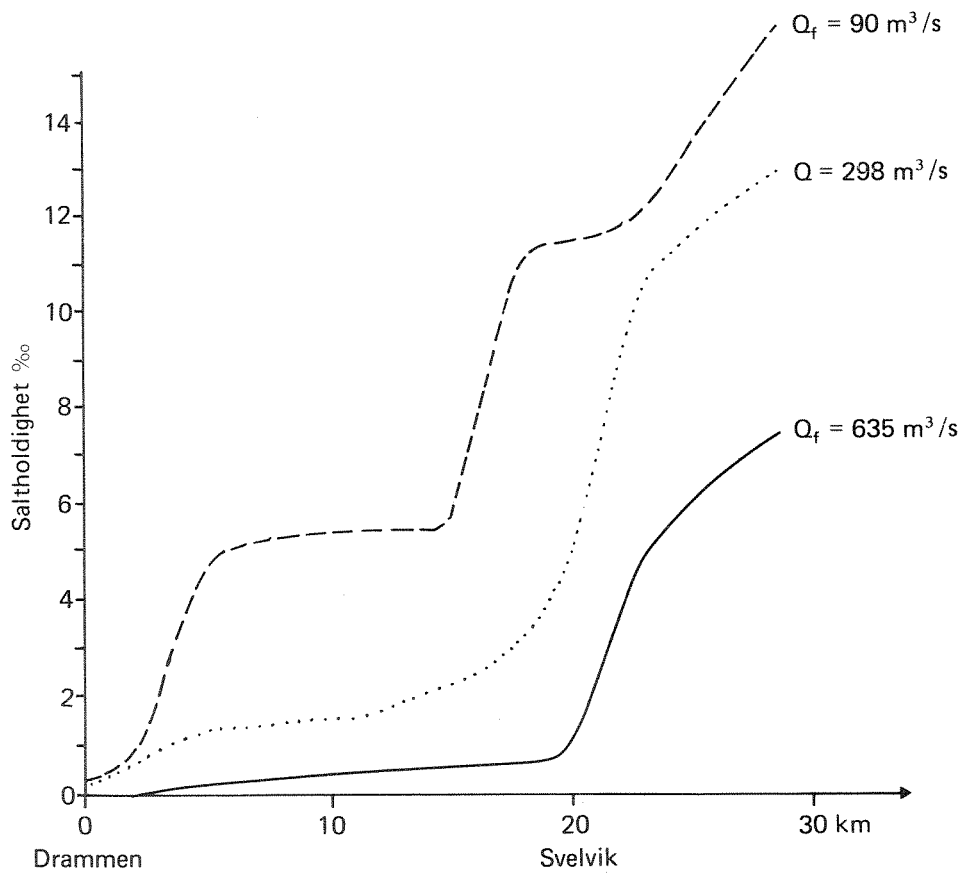
Figur 3. Gjennomsnittlig saltholdighet (‰) i Drammensfjorden
6 tokt i tidsrommet 5.6.- 27.11.82.



Figur 4. Temperatur ($^{\circ}\text{C}$), saltholdighet (‰) og oksygen (ml/l) den 25.5.82. Stasjon 9.

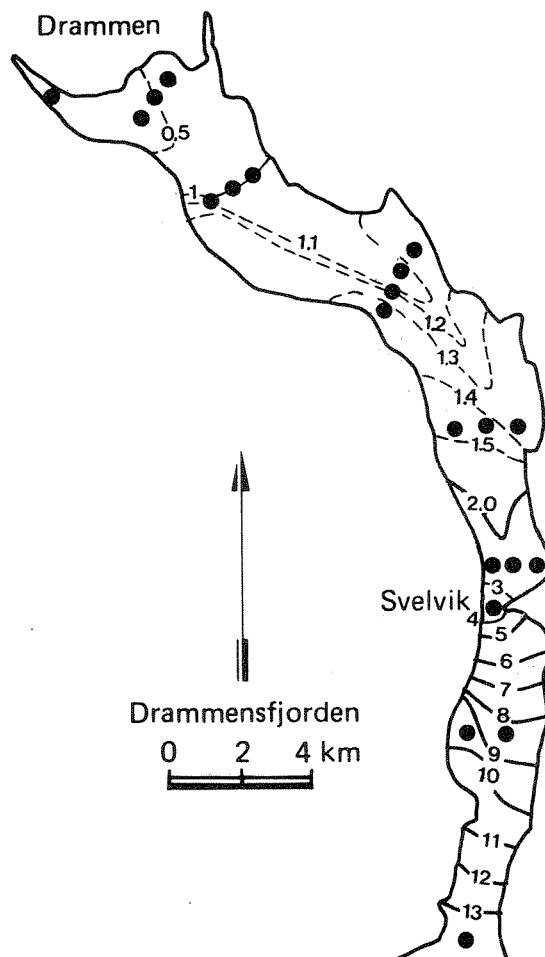


Figur 5. Saltholdighet (‰) ved stasjon 6 i Drammensfjorden mai - november 1982.



Figur 6. Saltholdighet (‰) på 1 meters dyp i Drammensfjorden ved ulike vannføringer i Drammenselven.

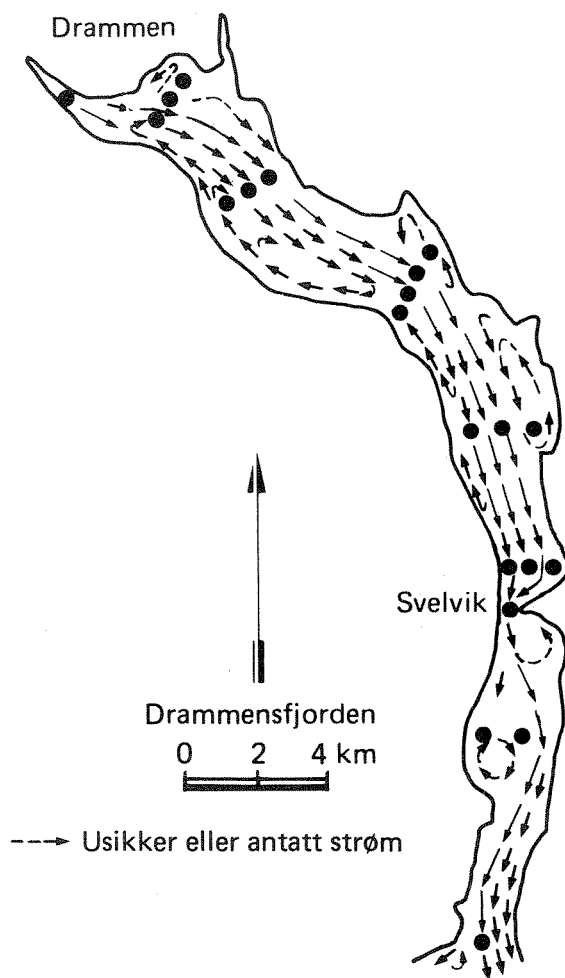
Den horisontale variasjon i saltholdighet i overflatevann vises i figur 7. Gradienten er liten men det er en tendens at den laveste saltholdigheten ble registrert på nord-østsiden av fjorden. Dette billede sammenfaller i hovedsak med Vassdrag-og Havnelaboratoriets strømobservasjoner (VHL 1977). VHL observerte overflatestrømmen i flere tverrsnitt i fjorden fra Drammen til Rødtangen over et par døgn. Tolkninger av strømdata samt saltholdighetsobservasjoner fra 1982 er grunnlaget for det forenklede bilde av overflatestrømmene i Drammensfjorden som er vist i figur 8. Beyer (1954) og Dahl (1970) observerte derimot at overflatestrømmene i hovedsak var utgående på vestsiden og inngående returstrømmer på østsiden av fjorden. Et slikt strømsystem skulle være en funksjon av jordrotasjonens innvirkning. Imidlertid finnes det ikke teoretisk grunnlag for at jordrotasjonens innvirkning skulle ha noen registrerbar betydning i dette tilfellet.



Figur 7. Saltholdighet (‰) på 1 meters dyp i Drammensfjorden. Gjennomsnitt av 6 okt. mai - november 1982.

Hvis den interne Rossbyradien er betydelig større en fjordens bredde er jodrotasjonseffekten liten (Molvær m.fl. 1985). I Drammensfjorden er fjordens bredde betydelig mindre en Rossbyradien og strømmen i overflatelaget således i hovedsak topografisk styrt. Likevel vil overflatestrømmer som observert av Beyer (1954) og Dahl (1970) kunne registreres i enkelte tilfeller. Overflateobservasjoner av saltholdighet i 1982 kan ved enkelte situasjoner tolkes slik at sirkulasjonen stemmer med den av Beyer og Dahl observerte.

Figur 8 viser også situasjonen på synkende tidevann ved Svelvik. Strømmene varierer med det halvdaglige tidevannet. På stigende vannstand er strømmen gjennom Svelviksundet nordgående og på synkende vannstand sydgående fra overflate til bunn. Amplituden på strømhastigeten er ca 90 cm/s (VHL 1977). Tidevannsstrømmen er tilstrekkelig sterk til å snu den utgående brakkevannstrømmen i Svelviksundet. Den mulige effekt som tidevannet kan ha på utskiftningen av overflatelaget er ikke direkte vurdert. Det halvdaglige tidevannet har en amplitude på ca. 12 cm inne i Drammensfjorden. Med et overflateareal på 45.1 km² blir inntransporten av vann i fjorden på stigende vannstand ca. 10.8 mill m³ vann, eller en inntransport på 500 m³/sek. Maksimal transport er beregnet til 815 m³/s (VHL 1976) og tidevannsstrømmens amplitude blir ca. 0.6 m/s.



Figur 8. Forenklet bilde av overflatestrøm i Drammensfjorden.
(forholdene ved Svelvik er ved synkende vannstand).

Ferskvannstilførselen er dog normalt ikke tilstrekkelig stor til å blokkere fjorden fra inntrengende sjøvann. Stigebrandt (1975) har definert et estuarint Froudetall Fe , som er:

$$Fe^2 = \frac{Q^2}{g\beta S H^3 L^2}$$

- hvor Q = ferskvannstilførselen (m^3 /sek)
 g = gravitasjonen (m/s^2) = $9.81 m/s^2$
 β = 0.0008
 S = saltholdighet (o/o) på sjøvann = $20-30$ o/o
 H = terskelområdets dyp (m) = 10 meter
 L = terskelområdets bredde (m) = 130 meter

Når $Fe > 1$ skjer blokkering. Svelviksterskelens nåværende areal er 1290m^2 og antar vi saltholdigheter på inngående sjøvann mellom 20-30 o/oo får vi blokkering først ved en ferskvannstilførsel på $1.600 - 1.900 \text{ m}^3/\text{sek}$.

Ved sekelskiftet med terskeldyp omkring 6 meter ble saltvannet blokkert ved $900-1.100 \text{ m}^3/\text{sek}$ (forutsatt samme bredde på terskelområdet). Ferskvannstilførslene 1921-50 (tabell 1) viser at gjennomsnittlig vannføring var $7-800 \text{ m}^3/\text{sek}$ i mai-juni og det var således større sannsynlighet for periodvis blokkering av sjøvannstransporten til fjorden, sammenlignet med dagens forhold, hvor kortvarig blokkering kan forventes i vårflommen.

Tidevannstrømmene vil imidlertid kunne pumpe vann ut og inn i fjorden og derved bidra til utskiftningen av vann når tidevannstrømmen er sterkere enn den ferskvannsdrevne brakkvannstrømmen. I Drammensfjorden, med en tidevannsstrøm med amplitude på ca 0.6 m/s vil tidevannet ha periodvis sterkere strøm for vannføringer under ca $400 \text{ m}^3/\text{s}$ i Drammenselven. Lavere vannføring i elven betyr større innflytelse av tidevannet. Ved en vannføring på ca. $200 \text{ m}^3/\text{s}$ i elven blir brakkvannstrømmens hastighet i Svelviksundet ca. $0.2-0.3 \text{ m/s}$ og tidevannet vil ha en betydelig innflytelse på vannutskiftningen. Det er ikke gjort noe forsøk på å beregne denne her.

De utgående strømmene i overflatelaget følger altså stort sett nord-østsiden av fjorden med returstrømmer i bukter nære land. Halvveis til Svelvik dekker brakkvannsstrømmen hele fjorden. Ved Svelvik vil strømmene bli nordgående på stigende tidevann og sterkest langs vestsiden innenfor terskelen som her gir en gjennomgående høyere saltholdighet og større variasjon, spesielt ved lave ferskvannstilførsler.

Under den utgående brakkvannstrømmen går det en inngående sjøvannstrøm som er sterkest på stigende tidevann i Svelviksundet. Denne kompensasjonstrøm fortsetter inn i fjorden og forsyner den utgående brakkvannsstrømmen med sjøvann ("entrainment").

Oppholdstiden (T) på ferskvannet kan beregnes etter:

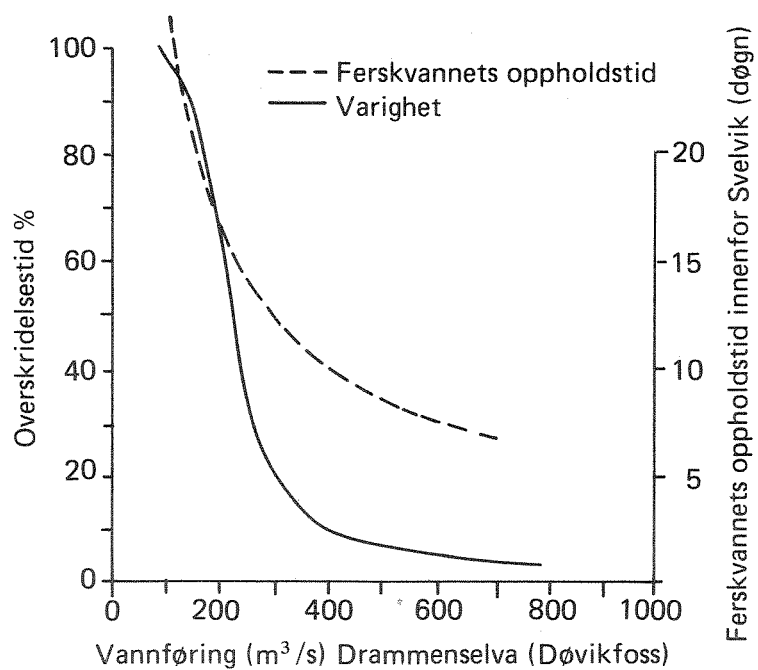
$$T = \frac{V}{R}$$

hvor V = ferskvannsvolumet i fjorden

R = ferskvannstilførselen

Figur 9 viser resultatet av slike beregninger sammenlignet med varigheten av vannføringer i Drammenselven. Halvparten av året ligger altså ferskvannets oppholdstid over 12 døgn. Ved flom går oppholdstiden ned til under 10 døgn - ned til ca 7 døgn ved vannføringer på $700\text{m}^3/\text{sek.}$. Ferskvannets oppholdstid avtar med økende ferskvannstilførsel. Oppholdstiden ligger i samme område som Beyer (1954) beregnet. Imidlertid vil ferskvannets oppholdstid bli kortere hvis tidevannseffekten inkluderes.

Sett ut fra vassdragsreguleringene i dette århundrede har det således inntruffet en forandring i fjorden. Overflatevannets oppholdstid har gjennomgått betydelig sesongforskyvning. Tidligere var oppholdstiden kortest om vår og sommer og lengst om vinteren. Idag er de lave vannføringer vanligst i juli-september og derved er oppholdstiden i denne periode lengre enn den var tidligere. For august 1921-50 var gjennomsnittlig oppholdstid ca. 10 døgn. For samme måned i 1971-80 var gjennomsnittlig oppholdstid ca 16 døgn. Tilsvarende forandringer for februar måned er over 30 døgn respektive ca. 16 døgn.



Figur 9. Varigheten (%)(overskridelsetid) av vannføringen i Drammenselven (Døvikfoss) for perioden 1974-81 samt beregnet oppholdstid for ferskvannet i Drammensfjorden innenfor Svelvik.

5 Overflatelagets vannkvalitet

5.1 Generelt

Vannkvaliteten i overflatelaget er bedømt ut fra observasjoner tatt i mai til september 1982. Det ble tatt siktedyp og vannprøver for analyser av næringsalter (fosfor og nitrogen), organisk stoff (TOC), tørrstoff og gløderest, planteplanktonbiomasse (klorofyll a) samt bakterier. Prøvene ble dels tatt av Fylkesmannen i Buskerud, miljøvernavdelingen dels av NIVA. Innsamlingsfrekvensen varierte slik at alle parametere ikke ble analysert like ofte. En oversikt over observasjonene (stasjoner og dato) er presentert i vedlegg A. Tabell 7 viser en sammenstilling av observasjonene samt tilsvarende observasjoner fra andre fjorder.

De ulike sammenligningsområdene kan i hovedsak beskrives som følger: Glomma-estualet er resipient for industri men det er også store jordbruksarealer i nedbørsfeltet. Det er betydlige utslipp fra befolkning i nedre delen av Glomma. Indre Oslofjord er i hovedsak belastet med kommunal husholdningskloakk. Belastningen er størst på Havnebassenget og mindre på Vestfjorden. Frierfjorden har store industriutslipp (fosfor- og nitrogenforbindelser) men også utslipp fra befolkning. Mens Oslofjordens forurensningssituasjon begrenses til eutrofipoblemer er de andre områdene også belastede med betydlige mengder miljøgifter. Vefsenfjorden er den minst næringsaltpåvirkede fjorden.

Tabell 7. Saltholdighet, Tot-P, Tot-N, TOC, klorofyll a, og siktedyp, sommerhalvåret i Drammensfjorden 1982 samt i Glommaestuarøet (Østerelven), Frierfjorden, indre Oslofjords havnebasseng og Vestfjord, samt Vefsenfjorden. Vannprøvene er tatt fra overflatelaget (0-2 meters dyp). Middelerdi (M), standardavvik (s) og antall observasjoner (N). (Tot-P, Tot-N og TOC analysert på ufiltrerte prøver)

Område	Saltholdighet o/oo			Tot-P µg/l			Tot-N µg/l		
	M	s	N	M	s	N	M	s	N
Drammensfj. 3 tokt (jun, aug, okt)	3.2	5.1	15	12.2	4.9	15	494	173	14
Drammensfj. alle tokt	1.2	2.5	32	9.5	4.3	31	455	137	32
Glommaest.	4.4	3.6	10	15.3	8.2	11	489	157	11
Indre Oslofj. havnebass.	22.7	3.1	24	72	108	18	484	136	18
Indre Oslofj. Vestfj.	23.9	3.0	29	16.5	10.8	28	292	95	28
Frierfj.	5.03	2.5	26	21	10.2	26	996	1090	26
Vefsenfj.	15.0	-	-	12	-	-	148		
	TOC mg/l			klorofyll a mg/l			sikte dyp (m)		
Drammensfj 3 tokt (jun, aug, okt)	4.5	0.7	15	2.6	3.5	15	2.7	1.2	14
Drammensfj alle tokt	-	-	-	5.5	4.4	48	2.8	0.8	62
Glommaest.	6.9	1.6	11	2.9	1.9	10	~1.2	-	11
Indre Oslo havnebass.	4.4	1.5	12	14	6.7	15	2.3	0.8	26
Indre Oslo Vestfj.	3.2	0.7	26	5.2	4.4	25	4.7	1.9	37
Frierfj.	3.8	1.09	20	8.1	6.0	9	2.9	1.3	28
Vefsenfj.							7.7		

5.2 Siktedyp

Siktedyp ble observert ved å senke en hvit skive med diameter 25 cm til det dyp den ikke kunne skimtes. Siktedypet gir et indirekt mål på vannets turbiditet dvs. vannets innhold av partikler (slam eller plankton og fargede lysabsorberende stoffer (humus o.a.)). Siktedypet gir også et omtrentlig mål på fotosyntesesonens dyp som tilsvarer ca. 1.5 ggr siktedypet. Helsemyndighetene har dessuten et krav til siktedypet for friluftsbad, hvor siktedypet bør være større enn 2-3 meter (SIFF 1976).

Siktedypet var lavt i hele Drammensfjorden og det var for middelverdiene liten variasjon mellom Drammen og Svelvik (figur 10). Det dårligste siktedypet ble gjennomgående observert ved utløpet av Lierelva. Figur 11 viser samtlige observasjoner på de enkelte stasjoner i fjordens lengderetning. Ved Svelvik økte det gjennomsnittlige siktedypet samtidig som variasjonen ble større.

Sammenlignet med andre fjorder (tabell 7) var siktedypet omtrent like dårlig som i havnebassenget i indre Oslofjord og Frierfjorden, men bedre enn i Glommaestuaret. Det dårlige siktedypet begrenser fotosyntesesonen. Lysmålinger (Mjelde og Hvoslef 1985) viser at på ca. 4 meters dyp er det kun 10% av overflateintensiteten. Unntatt fra dette er stasjon 4 (Gillhusodden) hvor 10% nivået lå på ca. 2-3 meter. Fotosyntesesonen er således begrenset til ca. 4-5 meters dyp i Drammensfjorden.

Med gjennomsnittlige siktedyp på 2.7 meter ligger fjorden så vidt over grensen til å oppfylle helsemyndighetenes krav til friluftsbad.

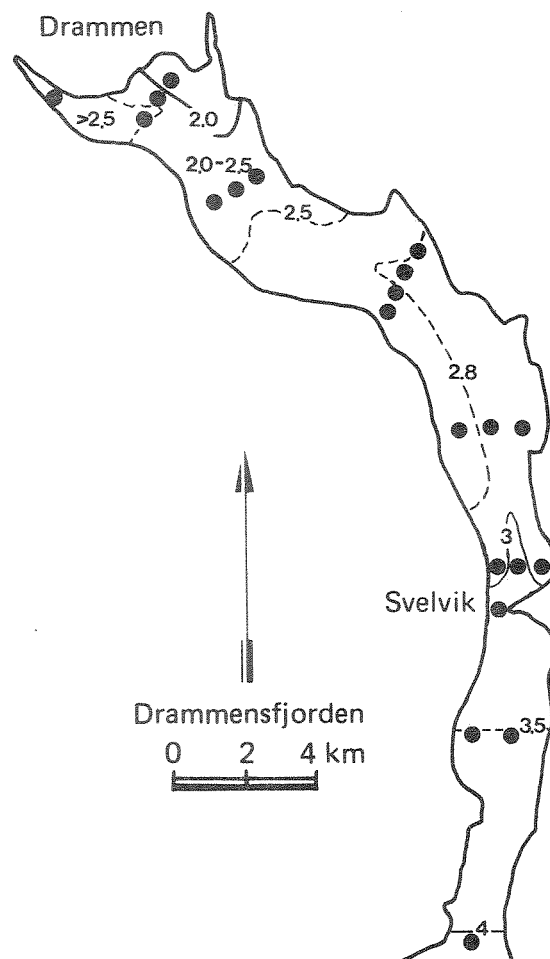
5.3 Næringssalter

Fosfor og nitrogen anses for å være de viktigste næringssalter for planteplanktonvekst. Store utslipp begunstiger en stor algeproduksjon og er den direkte årsaken til eutrofiering (overgjødning). Relativt underskudd av et av næringssaltene kan begrense produksjonen. Sterkt kloakkvannspåvirkede sjøvannsområder har et lavt nitrogen/fosforforhold, da kloakkvann har et N/P-forhold på ca. 5:1 (vektenheter).

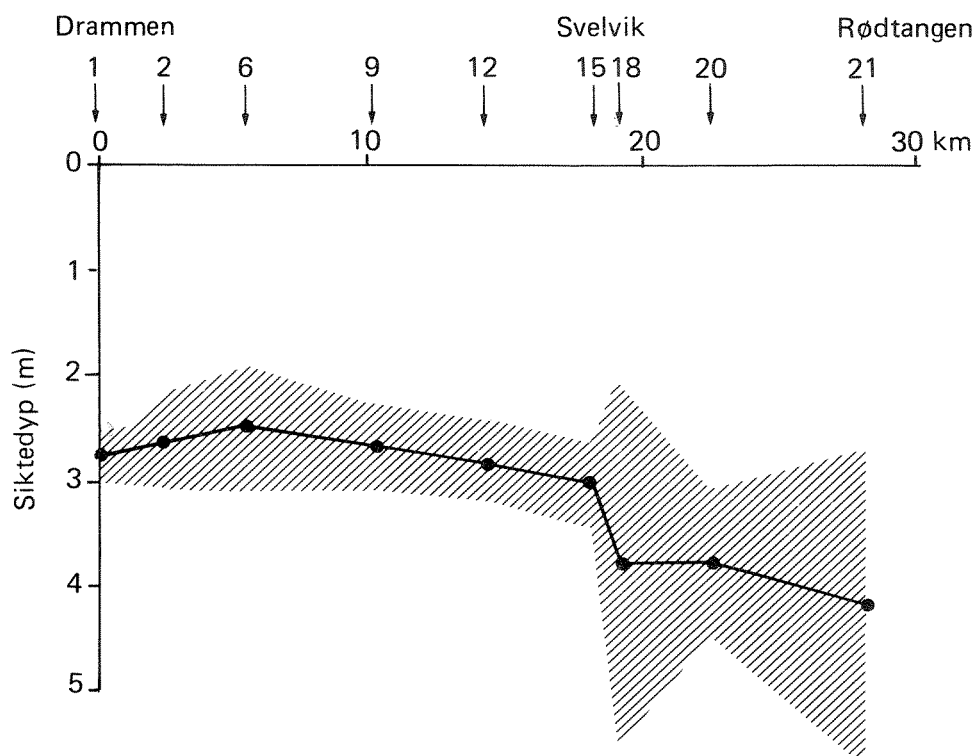
I Drammensfjorden ble det tatt analyser av totalfosfor og totalnitrogen (filtrert og ufiltrert) samt enkelte stikkprøver av ortofosfat og nitrat. Tabell 7 viser at fosforkonsentrasjonen (ufiltrert) i fjorden var lav sammenlignet med den næringsrike Oslofjorden og Frierfjorden. Mesteparten av fosforet var partikulært bundet (ca. 60%). Tabell 8 viser også at fosforkonsentrasjonen avtok

noe fra Drammen til Svelvik, spesielt den partikulært bundne delen. Dette tyder på en sedimentasjon av fosfor i fjorden.

Variasjonen i tid var liten. Høyeste enkeltverdi var ca. 20 $\mu\text{g}/\text{l}$, som ble registrert ved lav vannføring i Drammenselven. De lave fosforkonsentrasjonene forklares av den lave fosforkonsentrasjonen i Drammenselven. Middelskonsentrasjonen av Tot-P er beregnet til ca. 14-15 $\mu\text{g}/\text{l}$ ved Bybrua (Lingsten 1985).



Figur 10. Siktedyp (m) i Drammensfjorden. Gjennomsnitt av 6 tokt mai - november 1982.



Figur 11. Siktedyp (m) i Drammensfjorden. Middelverdi og standardavvik for 12 tokt mai - november 1982.

Tabell 8. Totalfosfor ($\mu\text{g}/\text{l}$), ufiltrert (UF) og filtrert (F) samt partikulært bundet (PF)-gjennomsnitt av 3 tokt (juni, august og oktober) i 0-2 meters dyp.

Stasjon	TOT-P $\mu\text{g}/\text{l}$		
	UF	F	PF (UF-F)
D 1	15.6	4.7	10.9
D 2	12.6	2.6	10.0
D 3	10.6	2.6	8.0
D 4	9.6	5.3	4.3
D 5	12.3	8.6	3.7

Nitrogenkonsentrasjonen i Drammensfjorden var høy. Tabell 7 viser at konsentrasjonen lå i nivå med den eutrofe indre del av Oslofjorden (havnebassenget) og Glommaestuaret og klart høyere enn den moderat eutrofe Vestfjorden. Frierfjorden er i denne sammenheng ekstrem som følge av industriutslipp.

Nitrogenkonsentrasjonen var størst ved Drammen og avtok noe mot Svelvik (Tabell 9). Ved Bybrua i Drammenselven var gjennomsnittlig nitrogenkonsentrasjon 356 $\mu\text{g}/\text{l}$ (Lingsten 1985).

Tabell 9. Totalnitrogen ($\mu\text{g}/\text{l}$): gjennomsnitt av 8 tokt i mai-oktober fra 0-2 meters dyp (ufiltrerte prøver).

Stasjon	TOT-N $\mu\text{g}/\text{l}$
1	473
6	473
12	423
18	448

Mesteparten av nitrogenet er løst. Partikulært bundet nitrogen varierte i fjorden med størst andel innerst (ca. 25%) og minst i nærmere Svelvik (ca. 8%). Konsentrasjonen av nitrogen var fortsatt høy ved Svelvik og derved vil Breiangen og ytre Oslofjord forsynes med store mengder nitrogen fra Drammensfjorden. En mindre del av nitrogenet (1-10%) som tilføres fra Drammenselven er bundet i humus og derfor ikke tilgjengelig som næringsstoff for planteplankton (Gjessing 1976).

En prøveserie med analyser av ortofosfat og nitrat (oktober 82) viste at den løste fosforfraksjonen bestod av ortofosfat og den løste nitrogenfraksjonen av nitrat til mellom 40-80%. Observasjoner av Schaanning (1983) viste ortofosfat og nitratkonsentrasjoner i samme konsentrasjoner som prøveserien i oktober. Schaanning (1983) målte også ammonium i konsentrasjoner mellom 10-40 $\mu\text{gN}/\text{l}$.

N/P-forholdet (beregnet på ufiltrerte prøver) i Drammensfjorden var høyt ($> 40:1$). Den mest eutrofe delen av indre Oslofjord har et N/P-forhold omkring 7:1 (Havnebassenget), mens Vestfjorden ligger på ca. 17:1. I Glommaestuariet er N/P-forholdet ca. 30:1 og i Frierfjorden over 90:1. Beregner vi N/P-forholdet ut fra de oppløste fraksjoner av nitrogen og fosfor (ortofosfat, nitrat og ammonium) gir Schaannings (1983) observasjoner N/P-forhold mellom 15-100 (vektenheter) - i gjennomsnitt omkring 40:1.

Ut fra N/P-forholdet skulle det være mest sannsynlig at Drammensfjorden planteplanktonproduksjon er potensielt fosforbegrenset. I praksis kan imidlertid lysforhold, saltholdighet og overflatevannets relativt korte oppholdstid være mer avgjørende for den lokale produksjonen.

5.4 Suspendert tørrstoff og gløderest og total organisk karbon

Suspendert tørrstoff måles ved å filtrere vannprøver og veie det som er igjen på filteret. Gløderest måles ved å gløde tørrstoffet ved 550 grader. Forskjellen mellom tørrstoff og gløderest gir et mål på suspendert organisk stoff, dvs terrestrisk plantemateriale og planteplankton mm.

Tabell 10 viser at det var liten forskjell mellom stasjonene i Drammensfjorden mht. disse parametrene.

Tabell 10. Suspendert tørrstoff og gløderest (mg/l) i Drammensfjorden (0-2 meters dyp)-gjennomsnitt av 6 tokt mai-november 1982. (M= middelvei, s=standardavvik).

Stasjon	Tørrstoff mg/l		Gløderest mg/l		Tørrstoff- Gløderest		Suspendert organisk stoff
	M	s	M	s	M	s	
Bybrua	2.6	1.1	1.5	1.1	1.0	0.2	38 %
1	2.1	0.5	1.1	0.4	0.9	0.2	43 %
6	2.8	0.9	1.5	0.9	1.3	0.7	46 %
12	2.5	0.8	1.3	0.6	1.2	0.8	48 %
18	2.4	0.6	1.3	0.5	1.0	0.3	42 %

Fra Bybrua i Drammen til Svelvik var tørrstoffkonsentrasjonen omtrent den samme. Nesten halvparten av det suspenderte stoffet var organisk stoff, dvs. fiber fra treforedlingsindustri, terrestrisk plantemateriale, planteplankton o.a. Det var en svak økning i andelen organisk stoff utover i fjorden (økt innslag av planteplankton samtidig som uorganiske partikler sedimenterer) men forskjellene var små og ikke signifikante.

Konsentrasjonen av total organisk karbon (TOC) lå noe over verdiene i indre Oslofjord (Vestfjorden) og i samme nivå som det forurensede havnebassenget (tabell 7). Blandt de øvrige estuarer var det kun Glommaestuaret som hadde høyere konsentrasjoner av TOC.

Tabell 11 viser at den horisontale forskjellen var liten i Drammensfjordens overflatevann. I Drammenselven var konsentrasjonen noe lavere enn i fjorden, hvilket sannsynligvis skyldes produksjon av planteplankton i fjorden. Stasjon D 5 ved Rødtangen hadde noe lavere konsentrasjoner. Mellom 80-90% av karbonet var løst. Små horisontale variasjoner viser også at mesteparten av det organiske stoffet transporteres gjennom fjorden og ut i Breiangen.

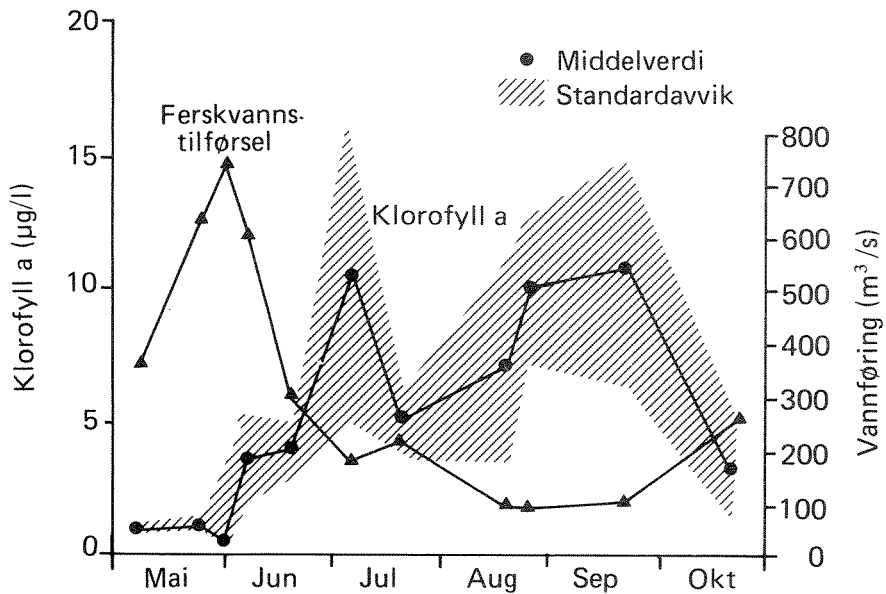
Tabell 11. Total organisk karbon (TOC mg/l)-gjennomsnitt fra 3 tokt (juni, august og oktober 1982) i 0-2 meters dyp. (M=middelverdi, s=standardavvik).

Stasjon	TOC ufiltrert		TOC filtrert		løst TOC %
	M	s	M	s	
Bybrua	3.4	0.4	-	-	ca. 90
D 1	4.7	0.7	4.2	0.7	90
D 2	4.8	0.5	4.3	0.9	89
D 3	4.6	0.8	3.9	0.9	84
D 4	4.9	0.7	4.3	0.9	87
D 5	3.7	0.4	3.5	0.7	94

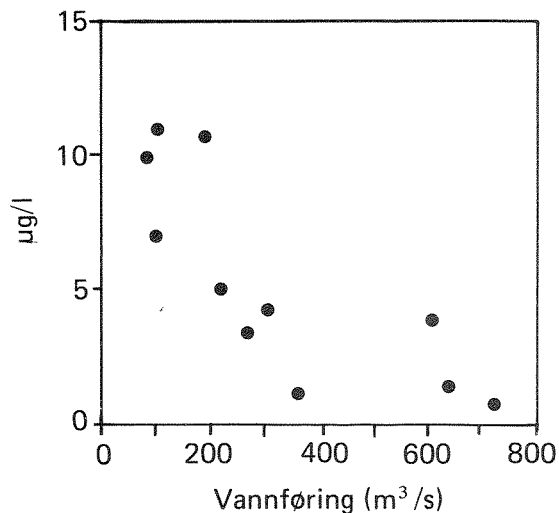
5.5 Planteplanktonbiomasse-klorofyll a

Klorofyll a er et indirekte mål på planteplanktonmengden. Store mengder av planteplankton er et tegn på gunstige forhold for primærproduksjonen, dvs. store tilførsler av næringsalter.

Tabell 7 viser at planktonbiomassen i Drammensfjorden var klart mindre enn i den eutrofe (overgjødslede) delen av indre Oslofjord (havnebassenget), men lå på samme nivå som den mer moderat påvirkede Vestfjorden. Fordelingen over året (1982) fremgår av figur 12 som viser at planktonoppblomstringen skjer i juli til oktober. Braarud m.fl. (1958) konstaterte en våroppblomstring i perioden mellom isløsning og vårflom, men at fjorden var fattig på plankton i øvrige deler av året på tross av rikelig tilgang på næringsalter. Foreliggende resultater tyder på en forandring siden 1950-årene. Figur 12 viser at planktonbiomassen var stor ved lav ferskvannstilførsel. Figur 13 viser at planktonbiomassen ble stor særlig når vannføringen i Drammenselven var mindre enn 200 m³/s.



Figur 12. Vannføring i Drammenselven samt klorofyll a ($\mu\text{g/l}$) i 0 - 2 meters dyp i Drammensfjorden. Gjennomsnitt av stasjoner (4 - 7 st.) innenfor Svelvik.



Figur 13. Vannføring i Drammenselven (Døvikfoss) og klorofyll a ($\mu\text{g/l}$). Klorofyll a som gjennomsnitt av observasjoner innenfor Svelvik mai - oktober 1982.

Den økte planktonbiomassen i fjorden ved lav ferskvannstilførsel skyldes ikke forhold i elven, da konsentrasjonen av klorofyll a ved Bybrua var gjennomgående lave ($0.3\text{-}4 \mu\text{g/l}$) (Lingsten 1985). Det er derfor sannsynlig forhold i fjorden som gir økt produksjon. Det klare sambandet mellom vannføring i Drammenselven og klorofyll a i fjorden tyder på at overflatevannets oppholdstid er en vesentlig faktor. Denne har også gjennomgått betydlige forandringer siden 1951-60 (se kap 3).

Lav ferskvannstilførsel sommerstid 1982 gav lang oppholdstid på overflatevannet og tid for planktonet å benytte seg av næringsaltene. I perioden 1951-60 var vannføringen i Drammenselven større på sommeren med lavere oppholdstid på overflatevannet og forklarer den mindre planteplanktonbiomassen i fjorden.

De senere års sannsynlige økning i planteplanktonproduksjonen (jevnført med for 35 år siden) bør således være en effekt av vassdragsreguleringer. Produksjonen er fortsatt stort sett begrenset til de øverste 4-5 metrene, som følge av dårlige lysforhold (mye partikler i overflatevannet). Ytterligere reguleringer kan bidra til ennå større planteplanktonproduksjon i Drammensfjorden.

Det bør bemerkes at økt primærproduksjon kun er sannsynliggjort for planteplanktonets del. Den høyere vegetasjonen er bare lokalt spesielt frodig (Hvoslef og Mjelde 1985) og den fastsittende algevegetasjonen ble funnet å være bemerkelsesverdig fattig (Pedersen m.fl.1986). Det er mao. ingen entydig tendens til overgjødslingssymptomer, og konklusjonen om mulig virkning av vassdragsregulering i denne retning er derfor foreløpig begrenset til effekten på pelagisk primærproduksjon.

5.6 Termotolerante koliforme bakterier og totalantall bakterier

Utslipp av husholdningskloakk kan spores ved analyser på resipientens innhold av termotolerante koliforme bakterier (tabell 12). Dette er bakterier som lever naturlig i menneskers og dyrs tarmsystem og spres med fekalier (ekskrementer). Bakteriene er i seg selv ikke sykdomsfremkallende, men det er vist at høye konsentrasjoner øker risikoen for tilstedeværelse også av sykdomsfremkallende bakterier og virus. Helsemyndighetene har satt grenser for forekomst av termotolerante koliforme bakterier i badevann (SIFF 1976).

Totalantall bakterier gir informasjon om de generelle vekstbetingelsene for bakterier, spesielt kan dette knyttes til tilgang på lett nedbrytbart organisk stoff (Tabell 13).

Det anses som akseptabel vannkvalitet for friluftsbad når geometrisk middelvei av termotolerante koliforme bakterier ikke overstiger 50 bakterier per 100 ml vann i en prøveserie på minimum 5 ganger innen et tidsrom av 30 dager. Videre skal enkeltprøver med konsentrasjoner over 100 bakterier per 100 ml vann bare forekomme i høyst 10% av observasjonene. Ved konsentrasjoner over 400 bakterier/100 ml gis

advarsel fra en del helseråd.

I Drammensfjorden er det tatt mellom 4-6 observasjoner av bakterier på ulike stasjoner i perioden mai-august. Kravet til observasjonsfrekvensen er således ikke oppfylt, men dette må antas å ha mindre betydning i denne sammenheng. Analysene er utført ved Byveterinærkontoret i Drammen.

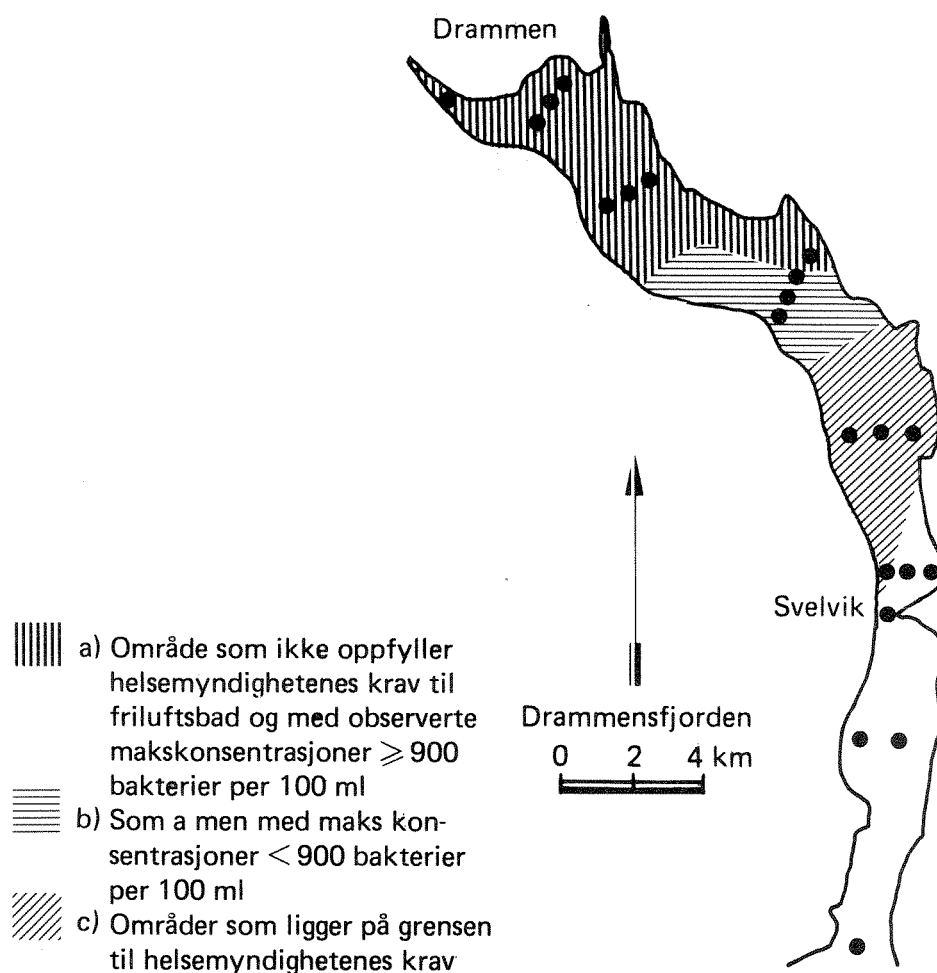
Tabell 12. Termotolerante koliforme bakterier (antall/100ml) i Drammensfjordens overflatevann (0-2 meters dyp) tatt i perioden mai-august 1982.

Stasjon	Geometrisk middel kt/ 100 ml	Antall observ. (%)			Maks. kons. bakter. /100 ml	Antall obs.
		> 100 bakter. /100 ml	> 400 bakter. /100 ml	> 1000 bakter. /100 ml		
2	1700	100	60	60	25000	5
4	300	66	66	33	1400	3
5	80	50	33	17	1000	6
7	330	75	50	0	900	4
8	60	67	16	0	750	6
11	90	50	25	0	930	4
12	9	20	20	0	530	5
14	48	50	0	0	192	4
15	12	17	17	0	580	6
17	14	17	0	0	181	4
20	5	0	0	0	20	5

Ved Bybrua (Drammen) i Drammenselven var geometrisk middel for observasjoner tatt omtrent ved samme tider som stasjon 2 i fjorden ca. 2100 bakt/100ml (4 observasjoner). For hele perioden mai-september ble det tatt 9 observasjoner med et geometrisk middel på 720 bakt/100ml. Dette kan tyde på at observasjonene i fjorden kan ha gitt noe høyere tall enn i realiteten. Dette er imidlertid spekulativt, og det er behov for en jevnlig og tilstrekkelig hyppig oppfølging fra helsemyndighetenes side hvis man ønsker en pålitelig beskjed om badevannskvaliteten på aktuelle badeplasser.

På figur 14 er avmerket hvilke områder i Drammensfjorden der helsemyndighetenes krav til badevann ikke er oppfylt. Det ses at nesten

hele fjorden innenfor Svelvik ikke oppfyller kravene. Forholdene i de indre deler var like dårlige som i de mest forurensede deler av indre Oslofjord (nederst i Akerselva og ved det tidligere utslippet til Festningen renseanlegg i Oslo havnebasseng).



Figur 14. Områder som ikke oppfyller helsemyndighetenes krav til friluftsbad som følge av forekomst av termotolerante koliforme bakterier.

Ferskvannets raske spredning, samt gunstige betingelser for bakteriene (lav saltholdighet, dårlige lysforhold og god næringstilgang) er trolig forklaringen på de store områdene med høye bakteriekonsentrasjoner. Sammenligner vi med indre Oslofjord, som har betydelig høyere overflatesaltholdighet, hadde Huk badeplass i Oslo (Bygdøy) et geometrisk middel for 1982 på 4 bakt/100ml og ingen observasjon over 100 bakt/100 ml. Denne badeplassen ligger bare ca. 3 km fra Akerselven og havnebassenget.

Termotolerante bakterier som i analysene kan forveksles med tarm-

bakterier kan også slippes ut fra treforedlingsindustri (Ormerod 1985). Kilden kan først bestemmes ved en tilleggsanalyse av hvilke bakterier det dreier seg om. Orienterende undersøkelser av dette forhold bør derfor gjøres. Termotolerante bakterier fra treforedlingsindustrien har en annen betydning ur hygienisk henseende enn de om slippes ut fra husholdningskloakk. Førstnevnte kan gi opphav til luftveis- og urinveissykdommer, men dette er foreløpig ikke påvist i brakkevannsområder (Ormerod 1985). Det må anses at disse bakterier (*Klebsiella*) er et mindre hygienisk problem sammenlignet med utslipp av bakterier fra husholdningskloakk.

5.7 Totalantall bakterier "kimtall"

Totalantall bakterier eller "kimtall" er et uttrykk for antall heterotrofe bakterier og sopp i vann. Høyt kimtall er indikasjon på tilstedeværelsen av lett nedbrytbart organisk stoff.

Tabell 13. Totalantall bakterier (bakt/ml) i Drammensfjordens overflatevann (0-2 meter) mai-september 1982.

Stasjon	Aritmetisk middelverdi	Median	Antall obs.
2	36800	10200	5
4	9400	4200	3
5	24800	3700	6
7	2800	2400	4
8	2500	1900	6
11	1900	1700	4
12	900	800	4
14	400	400	4
15	2800	850	6
17	1100	810	4
20	1000	160	5

Aritmetisk middel for totalantall bakterier i Drammenselven ved Bybrua var ca. 20.000 bakt/ml i perioden mai-september 1982. Variasjonen var stor og aritmetisk middel for observasjoner på omtrent samme tidspunkt som observasjonene på stasjon 2 i fjorden var 39.700 og medianverdi

21.200 bakt/ml.

Bakteriekonsentrasjonen i fjorden svingte kraftig, hvilket fremgår av forskjellen mellom medianverdiene og aritmetisk middelværdi. Spesielt gjaldt dette stasjonene ved Svelvik (15, 17 og 20) sammenlignet med stasjoner midtfjords. Området nærmest Drammen hadde like høye konsentrasjoner som ved Akerselvas utløp i indre Oslofjords havnebasseng. Samtlige observasjoner i fjorden lå imidlertid betydelig over andre områder i og nær Oslo havnebasseng, (som Frognerkilen og Huk badeplass). I en sterkt forurenset fjord med stor organisk belastning som Iddefjorden ligger bakteriekonsentrasjonene i området 10000-50000 bakterier per ml. dvs. omtrent som på stasjon 2 i Drammensfjorden. Overflatelaget i Drammensfjorden har således store mengder lett nedbrytbart stoff, som i hovedsak tilføres de indre deler av fjorden og spres med ferskvannet og overflatestrømmer over et større område. Det synes også å finne sted en lokal tilførsel i Svelviksområdet.

5.8 Konklusjoner

Drammensfjordens overflatelag karakteriseres av forholdsvis lavt siktedyp (ofte mindre enn 3 meter), dvs høyt innhold av partikler. Omtrent halvparten av partiklene består av organisk materiale, som ihvertfall delvis er lett omsettlige (nedbrytbare) i vannmassene. Tilførselen skjer vesentlig fra Drammenselven og landområdene innerst i fjorden. I flomperioder tilføres fjorden store mengder slam, som et resultat dels av erosjon og dels ved utspyling av materiale som i lavvansperioder sedimenterer i elven.

Næringsalttilførselen er betydelig, spesielt tilførselen av nitrogen. Mesteparten av fosforet er partikkelbundet (uorganiske partikler), mens nitrogenet for det meste er løst (nitrat). N/P-forholdet var høyt i forhold til optimale betingelser for planteplanktonvekst, hvilket tyder på potensiell fosforbegrensning i selve fjorden. Kort oppholdstid på overflatevannet, dårlige lysforhold, samt et lite gunstigt saltholdighetsmiljø for marine arter, begrenser sannsynligvis planteplanktonproduksjonen i større grad enn eksempelvis fosfortilførselen.

Økt biomasse sommerstid falt sammen med lav ferskvannstilførsel i de øverste metrene i fjorden og var i samme størrelsesorden som i de moderat overgjødslede deler av Indre Oslofjord (Vestfjorden).

Ferskvannsreguleringene, som har gitt en lavere vannføring (lengre

oppholdstid på overflatelaget) i sommerhalvåret enn naturlig betinget, er den mest sannsynlige faktorn av betydning for en utvikling mot mer produktive forhold, idet tidligere observasjoner nærmest har vist at Drammensfjorden var lite produktiv mht. planteplankton (Braarud m.fl. 1958) på tross av god næringssalttilførsel. Positive effekter av tidligere reduksjoner i den organiske belastningen fra treforedlingsindustrien (Næs 1984) kan derved i noen grad motvirkes ved større produksjon av organisk stoff i selve Drammensfjorden.

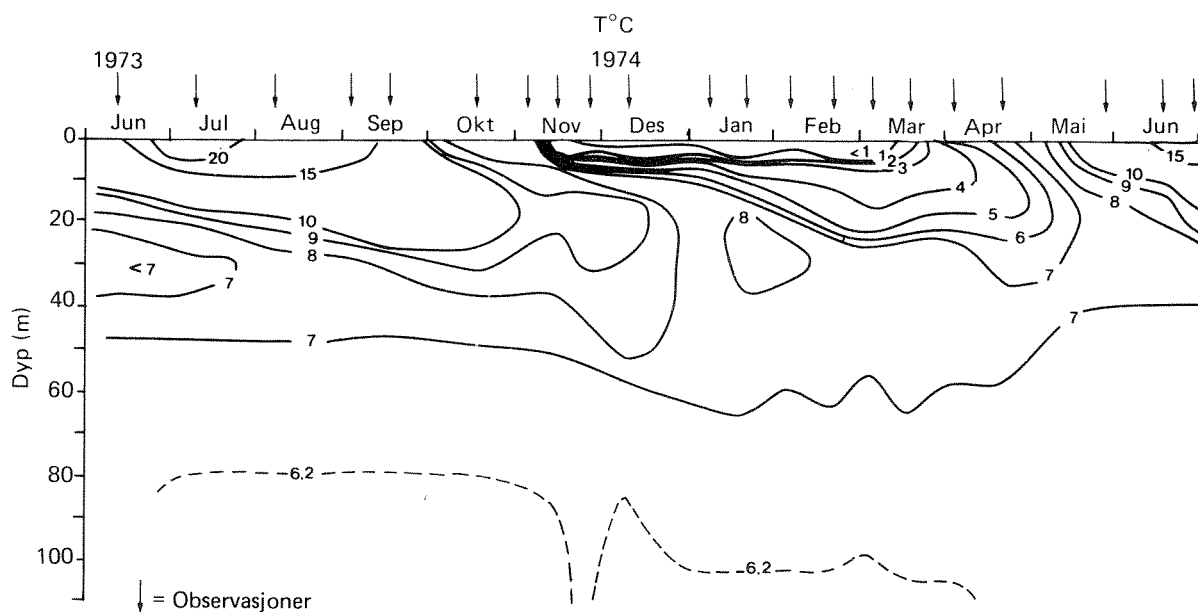
Store deler av næringssaltene (e.g. nitrogen) som tilføres fjorden transporteres ut gjennom Svelviksundet og vil belaste Breiangen og ytre Oslofjord. Effekten av dette er ikke undersøkt og bør vurderes i fremtiden, spesielt etter at det er observert en negativ utvikling av oksygenforholdene i Drøbakssundet (Magnusson 1985).

Fjordens overflatevann oppfyller ikke helsemyndighetenes krav til godt badevann. Konsentrasjonen av termotolerante bakterier var høy i hele Drammensfjorden innenfor Svelvik og spesielt dårlige var forholdene i området innenfor Jordfallbukta. Det bør undersøkes om og eventuelt i hvilken grad treforedlingsindustrien spiller en rolle som kilde for termotolerante bakterier ved siden av kommunalt avløpsvann.

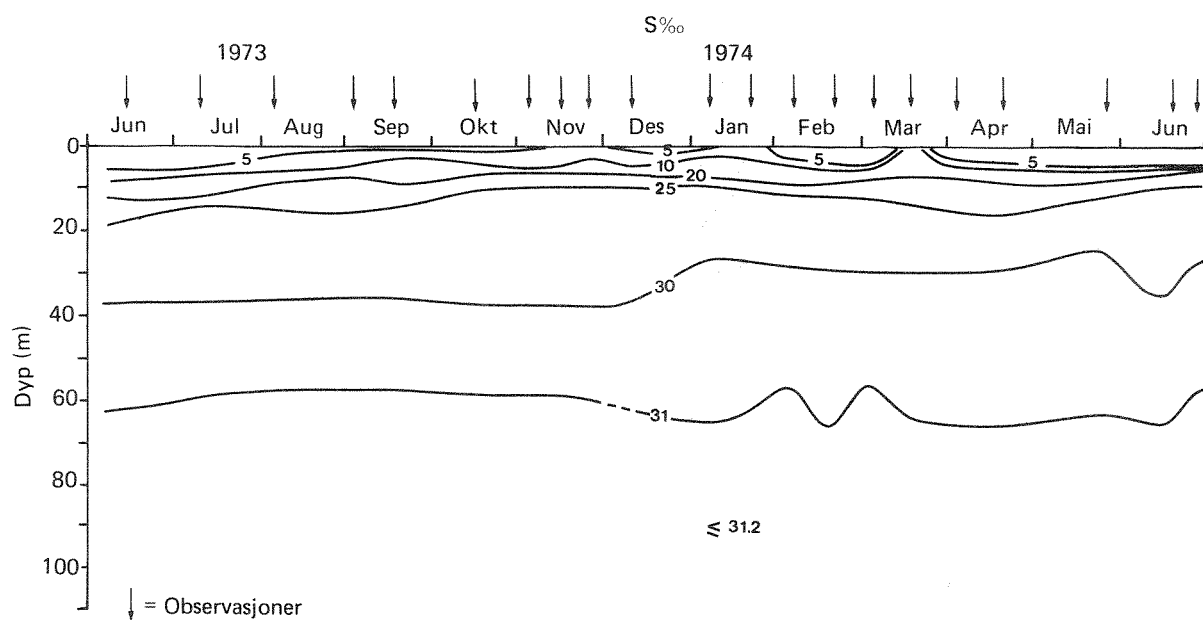
6 Forholdene i Drammensfjordens dypvann

Drammensfjordens hydrografi og hydrokjemii er tidligere beskrevet av Hjort og Gran (1900), Braarud og Ruud (1937), Beyer (1954), Richards og Benson (1961), Dahl (1970) og Schaanning (1983). Av foreliggende arbeider er det Beyer, Dahl og Schaanning som har behandlet fjordens hydrografi og vannutskiftning relativt grundlig. Næs (1981 og 1984) har gjennomført sedimentanalyser i fjorden.

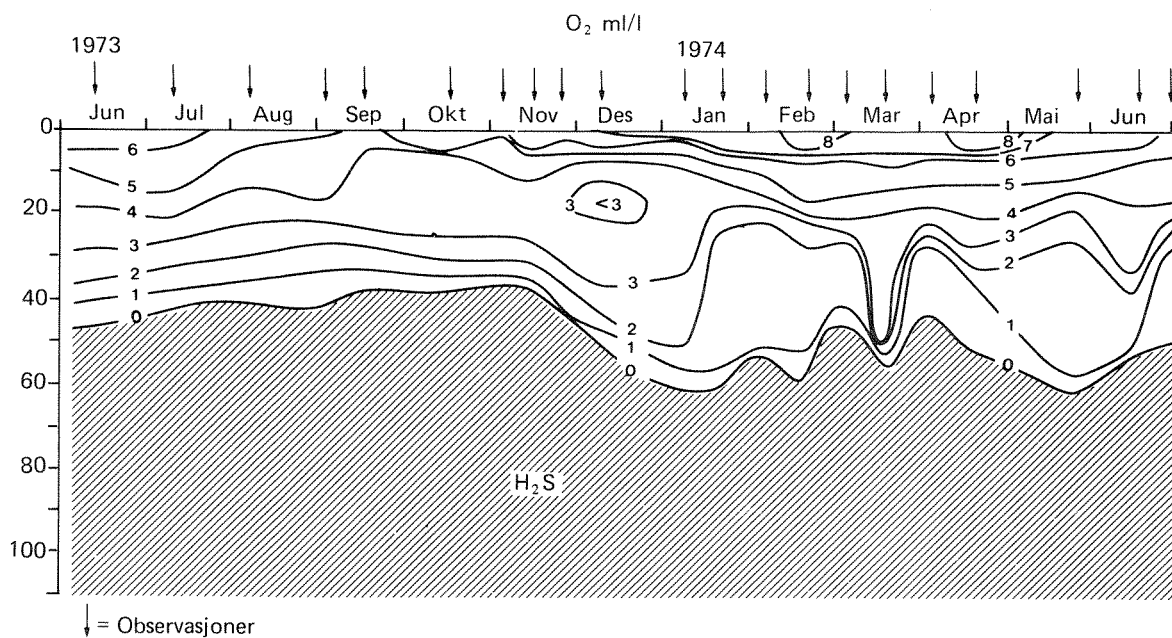
Figur 15 til 17 viser temperatur, saltholdighet og oksygen/hydrogensulfid på stasjon D4 innenfor Svelviksterskelen 1973-74 (data fra Vassdrag og havnelaboratoriet og NIVA) (Stasjoner på figur 1). Forholdene i overflatelaget ned til 20 meters dyp fulgte årstidsvariasjoner og ferskvannsvariasjoner. Mellom 20-30 meters dyp var forholdene mindre variable og endringer en følge av vannutskiftning med Breiangen. I dypvannet under 40 meters dyp er det liten variasjon i temperatur og saltholdighet. Vannutskiftning var begrenset til vinterhalvåret, da det normalt er dypvannsfornyelse i fjordene på Østlandet. Samme mekanismer som regulerer dypvannsfornyelsen i indre Oslofjord gjelder også for Drammensfjorden (Dahl 1970). Det er vinterstid, når saltholdigheten og derved egenvekten på vannmassene i ytre Oslofjord er størst, at det foreligger gunstige forhold for vannutskiftning.



Figur 15. Temperatur ($^{\circ}\text{C}$) i Drammensfjorden 1973 - 74 (St. D4).



Figur 16. Saltholdighet ($^{\circ}/\text{‰}$) i Drammensfjorden 1973 - 74 (St. D4).



Figur 17. Oksygen (ml/l) i Drammensfjorden 1973 - 74 (St. D4).

I indre Oslofjord var det en liten dypvannsfornyelse våren (mars/april) og november- desember 1973 samt en stor utskiftning i april-mai 1974 (NIVA 1976). I Drammensfjorden ser vi av fig. 15-17 en utskiftning som starter i november 1973 og en i april/mai 1974. Mengden innstrømmende oksygenrikt vann til Drammensfjorden i 1974 var

imidlertid ikke tilstrekkelig for å fjerne alt gammelt dypvann, som tilfellet var i Indre Oslofjord. To faktorer er her av betydning for forskjellen mellom Drammensfjorden og Indre Oslofjord. Terskeldypet til indre Oslofjord er nesten 20 meter, mens Svelviksterskelen er kun 10 meter dyp. Følgelig krever Drammensfjorden at vann som er tyngre enn dypvannet i fjorden ligger ca 10 meter høyere. Videre er den vertikale diffusjonen i Indre Oslofjord større enn i Drammensfjorden. Turbulens (omrøring) i dypvannet generert av vind eller interne bølger blander langsomt lettere overflatevann med tyngre dypvann. Netto effekt av denne prosess er en langsomt avtakende egenvekt på dypvannet, som enklest kan registreres som en avtakende saltholdighet under en stagnasjonsperiode. Fra juni til oktober 1973 avtok saltholdigheten fra 32.6 o/oo til 32.3 o/oo på 60 meters dyp i Vestfjorden i indre Oslofjord og fra 33.2-33.0 o/oo i Bunnefjorden, mens reduksjonen i Drammensfjorden var maksimalt $4/100^0/oo$ (31.09-31.05 o/oo). Den vertikale diffusjonskoeffisient er beregnet til ca. $0.04 \text{ cm}^2/\text{sek}$. (budsjettmetoden se Gade 1970) på 100 meters dyp i Drammensfjorden (data fra 1982), mens den er ca. $5.4 \text{ cm}^2/\text{sek}$ i Vestfjorden og $1.0 \text{ cm}^2/\text{sek}$ i Bunnefjorden. Den betydelig lavere hastighet som egenvekten reduseres med i Drammensfjordens dypvann i stagnasjonsperioder, reduserer sannsynligheten for at vannmassene utenfor Svelviksterskelen skal være tyngre i lengre perioder.

En faktor som reglerer vertikaldiffusjonen i Vestfjorden er genereringen av interne bølger ved terskelen. Bølgene bryter mot den svakt hellende bunnen lengre inn i Vestfjorden og blander derved lettere overflatevann med dypere tyngre vann. Nettoresultatet blir den observerte saltholdighetsreduksjonen (egenvektsreduksjonen). Denne mekanisme ble første gangen beskrevet av Stigebrandt (1975), som også gav et kriterie for generering av slike interne bølger drevne av tidevannsstrømmer gjennom terskelområder. Beregninger (VHL 1976) på Drammensfjorden viser at det ikke kan forekomme interne bølger i Drammensfjorden med nåværende terskelgeometri. Til dette kreves en fordypning av terskelnivået fra ca. 10 til 12-15 meters dyp. En slik fordypning skulle gi en økt vertikal diffusjon som skulle tilsvare en energiøkning til omtrent halvparten av den som er i Vestfjorden idag. For å få samme utskiftning og vertikaldiffusjon i Drammensfjorden som i Vestfjorden er det nødvendig med minst en ytterligere fordobling av energitilførselen til Drammensfjordens dypvann, dvs fra $4 \text{ kW}/\text{km}^2$ til ca $8 \text{ kW}/\text{km}^2$ (VHL 1976). Det foreligger således muligheter til å forbedre dypvannutskiftningen dels ved å gjøre terskelen ved Svelvik noe dypere, dels å tilføre dypvannet manglende energi eksempelvis ved luftbobling i dypvannet.

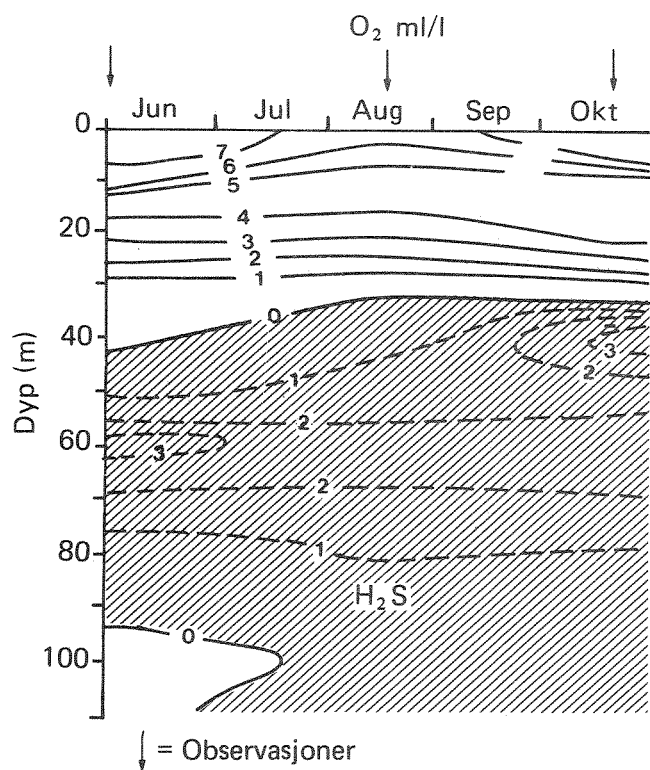
Både lite terskeldyp og lav vertikal diffusjon i Drammensfjordens dypvann virker i ugunstig retning for en effektiv dypvannutskiftning. Således vil Drammenfjorden ut fra topografien ha naturlig dårligere

dypvannsfornyelse enn indre Oslofjord. Saltholdigheten og derved egenvekten på dypvannet i Drammensfjorden er likevel lavere enn i indre Oslofjord. Det er trolig at terskeltopografien i Drammensfjorden er avgjørende. Det innstrømmende vannet vil i større grad bli blandet med det utstrømmende brakkvannet både i terskelområdet og når det synker innenfor terskelen. Derved får det nye dypvannet relativt lavere saltholdighet enn når en fornyelse skjer i Indre Oslofjord. Effektiviteten av en dypvannsutskiftning vil alltid være dårligere i Drammensfjorden også når øvrige ytre betingelser skulle være like for de to fjordene.

Den større ferskvannstilførselen i Drammensfjorden kan ha en viss negativ effekt, men Frierfjorden som har omtrent samme vintervannføring har bedre dypvannsutskiftning og omtrent samme saltholdighetsvariasjon i dypvannet som indre Oslofjord. Terskeldypet i Frierfjorden er dog ca. 23 meter og vertikaldiffusjonen er større enn i Drammensfjorden. Således vil en forbedring av Drammensfjordens dypvannsutskiftning kunne oppnåes ved økt vertikaldiffusjon eller økt terskeldyp. Økt terskeldyp kan også gi økt vertikaldiffusjon.

Den dårlige dypvannsfornyelsen i fjorden gjør den meget følsom for organisk belastning. Strøm (1936) antok ut fra visuelle analyser av sediment at fjordens utskiftningsforhold ble drastisk forverret omkring år 1300 pga. en generell klimaforandring som gav større ferskvannstilførsler til fjorden. Siden da har også den organiske belastningen økt sterkt og kulminerte omkring 1970 pga. utslippene fra treforedlingsindustrien. Sedimentanalyser av Næs (1984) bekrefter denne utvikling. Figur 17 (fra 1973-74) viser at belastningen med organisk materiale var så stor at alt oksygen ble brukt i nedbrytningsprosessen. Videre mikrobiologisk nedbrytning av organisk stoff fører til dannelse av hydrogen sulfid (sulfatreduksjon). I 1973 var alt dypvann under ca. 40 meters dyp hydrogen sulfidholdig. Hydrogen sulfid er en giftig gass og det var således ikke grunnlag for marint liv i denne vannmasse. I desember 1973 tilførtes nytt oksygenrikt vann fra ytre Oslofjord, likeså i mai 1974. Likevel forble det hydrogen sulfidholdig vann fra ca. 60 meters dyp i Drammensfjorden. Figur 18 viser at det i 1982 forekom hydrogen sulfidholdig vann fra ca. 30 meters dyp, mens observasjoner i desember 1983 og 1984 viste hydrogen sulfid fra ca 45 meters dyp. I mai 1982 var dypvannsutskiftningen imidlertid tilstrekkelig til å gi spor av oksygen nærmest bunn (fig 18).

Fra tidligere foreligger bare forholdsvis spredte observasjoner av temperatur, saltholdighet og oksygen i Drammensfjordens dypvann, særlig før 1950. Tabell 14 viser en summarisk sammenfatning av undersøkelser frem til og med 1984.



Figur 18. Oksygen (ml/l) og hydrogensulfid (e.g. negativ oksygenekvivalent ml/l) i Drammensfjorden 1982.

Tabell 14. Kort sammenfatning av hydrografiske observasjoner i Drammensfjordens dypvann, og en sammenligning med vannutskifting og oksygenforhold (oktober måned) i Bunnefjordens dypvann.

År (mån)	T °C	S o/oo	sigma t	Oksygen(O ₂) hydrogen- sulfid(H ₂ S) (måned)	Referanse	Bunnefjorden	
						vannut	O ₂ ml/l
1898 (10)	4.6	30.4	24.1	Mangler analyser. Råtten lukt i dypvann	Hjort og Gran (1900)	-	-
1899 (04)	4.55	30.4	24.1	O ₂ i hele vannmassen	" "	-	0.8
1933 (06)	5.3	29.9	23.7	H ₂ S fra 40m	Braarud og Ruud (1937)	dårlig	H ₂ s fra 120m
1951 (03- 12)	~6.0	31.1 - 30.5	24.6 - 24.0	O ₂ i hele vannmassen (04), H ₂ S fra 60m(10)	Beyer (1954)	meget god	1-2
1956 (11- 12)				O ₂ i hele unntatt 30- 50m	Richards and Bensen (1961)	meget god	1-2
1957 (03, 08)				O ₂ 60-90m (03), H ₂ S fra 50m ² til bunns (08)	" "	god	0.5-2
1963 (04)	6.1	31.3	~24.6	H ₂ S 50-100m O ₂ nær bunn	NIVA	meget god	~2

Tabell 14. (forts.)

År (mån)	T °C	S o/oo	sigma t	Oksygen(O ₂) hydrogen- sulfid(H ₂ S)	Referanse	Bunnefjorden	
						vannut	O ₂ ml/l
1973 (06- 12)	6.1 - 6.2	31.2 31.1	~24.6	H ₂ S fra 40m (06) og 50m (12)	NIVA og VHL	dårlig	H ₂ S fra 70m
1974 (01- 06)	6.2	31.2 - 31.1	~24.5	H ₂ S fra 60m (06)	" "	meget god	2-3
1977 (05- 10)	6.0 - 6.2	31.0	24.4	H ₂ S fra 70m (05), fra 35m (10)	Schaanning (1983)	meget god	1-2
1978 (04, 08)	6.2 - 6.4	30.9 - 31.1	24.3 - 24.4	H ₂ S fra 50m (04) og fra ~35m (08)	" "	under mid- dels	0.5-1
1982 (06,08 10)	6.6- 6.7	31.2	24.5	H ₂ S fra ~30m	NIVA	god- m.god	H ₂ S fra 140m
1983 (12)	6.6	31.1	24.5	H ₂ S fra 45m	NIVA	dårlig	H ₂ S fra 70m
1984 (12)	6.6	31.1	24.5	H ₂ S fra 45m	NIVA	meget god	1-2

Tabell 14 viser at dypvannet siden 1956 vært råttent under 30-50 meters dyp untatt korte perioder etter vannutskiftninger på våren. Etter 1956 tyder observasjonene på en forverring av oksygenforholdene med de dårligste forhold i 1977, 1978 og 1982, og noe bedre igjen i 1983-84. Sammenlignes oksygenforholdene i Drammensfjorden med Bunnefjorden er det et samsvar mellom bedre oksygenforhold i de to fjordene frem til 1963. I 1977 og 1984 var vannutskiftningen i Bunnefjorden meget god, som resulterte i oksygen i hele vannmassen. I Drammensfjorden var dette ikke tilfellet, hvilket kan tyde på økt belastning eller mindre gunstige betingelser for vannutskiftning. Derved er den tidligere samvariasjonen, som de foreliggende spredte data tyder på, mellom Drammensfjorden og Bunnefjorden blitt brutt.

Den negative oksygenutviklingen i Drammensfjorden sammenfaller med økende tilførsler av organisk stoff frem til ca. 1975 (Næs 1984). Deretter har nedlegging av treforedlingsindustri bidratt til en betydelig reduksjon fra den største utslippskilden av organisk stoff. Sedimentanalyser (Næs 1984) viser også en reduksjon ned til omtrent naturlig nivå av organisk stoff i 1980-82. Likevel viser observasjonene i vannmassene i fjorden 1984 fortsatt dårligere

oksygenforhold enn enkelte tidligere år med tilsvarende god vannutskiftning (eks.vis.1956), hvis vi forutsetter en fortsatt samvariasjon i vannutskiftningen mellom Bunnefjorden og Drammensfjorden. Således er oksygenforholdene fortsatt dårlige på tross av en stor reduksjon i utslippene.

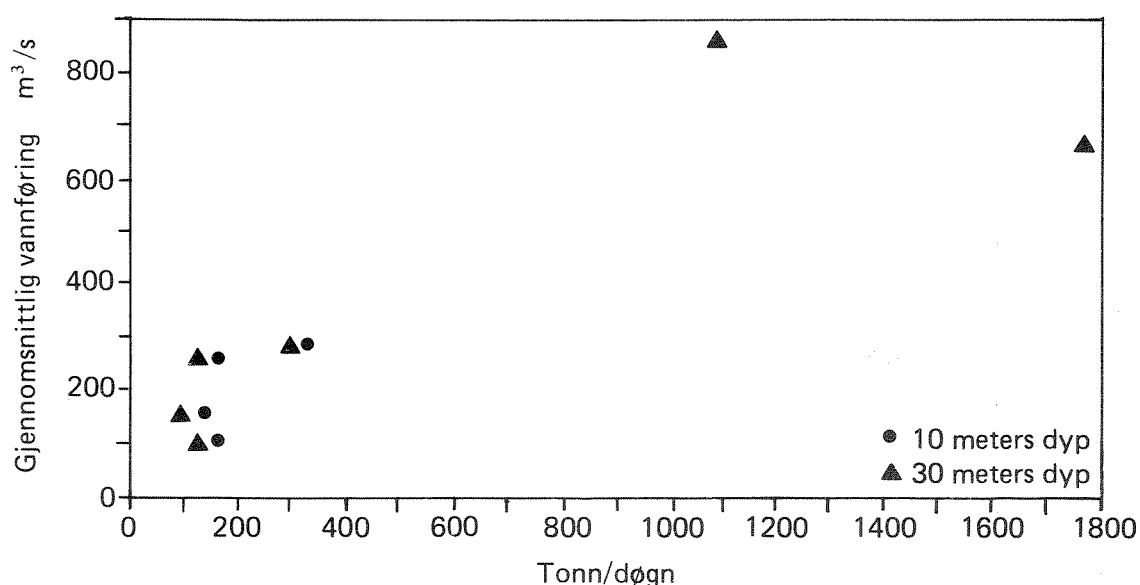
Flere faktorer kan her samvirke for å forklare denne motsigelse. Dypvannsfornyelsen i Drammensfjorden kan ha blitt dårligere som følge av endrede hydrofysiske forhold (vassdragsregulering og terskelutgraving). Andre utslippskilder kan ha fått større innflytelse når de hydrofysiske forholdene er blitt forandret. Dessuten kan effekten av treforedlingsindustriens utslipp (spesielt fiber) i hovedsak ha vært begrenset til bunnen og de bunnære vannmasser (ca. 10 meter over bunnen). Dette kan forklares med at fiber sedimenterer raskt og at nedbrytningen i hovedsak skjer ved bunnen. Derved skulle disse utslipp ikke ha samme betydning på de frie vannmasser (fra 30 meters dyp til ca. 10 meter over bunn) som andre tilførsler av organisk stoff.

De "sporadiske" observasjoner som foreligger (tabell 14) viser at temperatur og saltholdighet i dypvannet har økt. Saltholdighetsøkningen har vært tilstrekkelig stor til å øke dypvannets egenvekt noe. Representativiteten av observasjonene er usikre, slik at det er spekulativt å anta en reell tetthetsøkning i dypvannet. Imidlertid viser Schaanning (1983) at saltholdigheten mellom 30-50 meters dyp har økt i løpet av 1900-talet, dvs. vannmassen mellom 30 meters dyp og bunn er blitt mer homogen etter 1951. Schaanning (1983) forklarer dette med den gjennomførte fordypningen av Svelvikterskelen etter 1950 og endrede ferskvannstilførsler vinterstid. Schaannings forklaring er rimlig, dvs. økt terskeldyp gir hyppigere innstrømming av vann med større saltholdighet som kan innlagres i mellomnivåer i fjorden. Effekten blir en økt potensiell energi i Drammensfjorden som i sin tur vil vanskeliggjøre en omfattende dypvannsutskiftning. Økt ferskvannstilførsel vinterstid vil også bidra til å vanskeliggjøre dypvannsutskiftninger, som stort sett er begrenset til perioden november-mai. Det er således sannsynlig at dypvannsfornyelsen er mindre effektiv idag enn tidligere.

Mangel på en klar forbedring av oksygensituasjonen i dypvannet som følge av minskende utslipp fra treforedlingsindustrien kan også avhenge av en økning av den pelagiske primærproduksjonen (kap 5.4). Unntatt for de bunnære områder konstaterer Schaanning (1983) at nedbrytningen av organisk stoff stort sett følger modeller for nedbrytning av organisk materiale via sulfatreduskjon. Han viser også at oksyngengjelden i sedimentene bidrar til økt oksygenforbruk i vannmassene nær bunnen (intil ca. 10 meter over bunn), dvs. større oksygenforbruk enn det som sedimenterende marint materiale skulle gi.

Videre mener han at horisontale transporter i fjorden sprer effektene forårsaket av prosesser i sedimentene (porevannet) i fjordens dypvann. Schaannings undersøkelser ble utført i 1977 og representerer også forhold som ligger nær dagens situasjon, dvs. forhold etter reduksjon av utslipp fra treforedlingsindustri. Den samlede effekten av økt planteplanktonproduksjon sommerstid og reduserte utslipp fra treforedlingsindustrien kan være forklaringen på at oksygenforholdene i fjordens dypvann fortsatt er dårlige. Man kan også regne med et betydelig etterslep på effektene i fjorden av de minskede utslipp av fiber fra treforedlingsindustrien, dels ved akkumulert behov for oksygen i sedimentene men også en fortsatt erosjon av fibre i Drammenselven av fiberrikt sediment ved vårflommer.

Analyser av sedimenterende materiale innsamlet fra sedimentfeller på 10, 30 og 60 meters dyp viser at vårflommen har stor betydning for tilførsel av partikulært materiale. Figur 19 viser variasjonen av sedimentasjonen av totalt partikulært materiale i hele fjorden ved ulike vannføringer i Drammenselven. Under den store vårflommen 1983 var sedimentasjonen omkring 90-100 g/m² og døgn, mens under den mindre vårflommen i 1982 var omkring 5 g/m² og døgn på stasjonen nærmest Drammen (D 2). På stasjonene lengre fra Drammen var forskjellen mellom flom og lavvannføring mindre.



Figur 19. Sedimentasjon av totalt partikulært materiale (TPM) i Drammensfjorden 1982-83 på 10 og 30 meters dyp.

C/N-forholdet i sedimenterende materiale varierte mellom 7:1 til over 20:1 (vektenheter). Variasjonen følger i stort sett variasjonen i ferskvannstilførselen, med økende C/N-forhold ved økende ferskvannstilførsel. De laveste C/N-forhold ble observert i perioden juli-september 1982 (7-9:1), med det høyere nivået nærmest Drammen. I flomperioder økte C/N-forholdet til ca. 20:1 i sedimenterende materiale nærmest Drammen og til mellom 10-14:1 innenfor Svelvikterskelen. C/N-forholdet i planteplankton er ca. 6:1, og i terrestrisk organisk materiale ca. 20:1 (Pocklington 1976).

Resultatene fra sedimentfelleanalysene viser således at størrelsen på vårflommen i Drammenselven bestemmer mengden tilført terrestrisk materiale til fjorden, dvs. størrelsen på erosjonen i elven og derved utspylingen av sedimenter med høyt innhold av terrestrisk materiale, også fiber fra treforedlingsindustrien. Ved lav vannføring domineres

sedimentasjonen av planteplankton. Sedimentfelleanalysene støtter overflateobservasjonene av forekomsten av planteplankton (klorofyll a), som viste at konsentrasjonen i overflatelaget var størst i lavvannsperioder sommerstid.

De hydrokjemiske forhold i dypvannet bærer preg av fjordens oksygenforhold og den dårlige dypvannsfornyelsen. Under stagnasjonsperioder akkumuleres nitrogen og fosfor. Konsentrasjonen av totalfosfor og totalnitrogen blir derfor høye. For totalfosfor ligger den mellom 200-300 µg/l og for totalnitrogen mellom 400-1000 µg/l. Størsteparten av næringssaltene er løst (over 95% for fosfor). N/P-forholdet blir lavt i dypvannet: ca. 2-3:1 (vektenheter).

6.1 Konklusjoner

Den organiske belastningen på Drammensfjordens dypvann er stor i forhold til fjordens dypvannsfornyelse, hvilket resulterer i oksygenfrie vannmasser fra ca. 40 meters dyp og til bunnen. På tross av vesentlig mindre belastning med organisk materiale fra treforedlingsindustrien i de siste 5-10 år, har dette foreløpig ikke resultert i noen betydelig forbedring i dypvannets oksygenforhold. Oksygenmangelen i fjordens vannmasser kan, unntatt i de bunnære områder mest skyldes planktonisk materiale. Imidlertid spiller også den direkte belastningen av lett nedbrytbart organisk materiale fra eksempelvis kloakkvann og andre kilder fortsatt en rolle. Det mangler her en kvantifisering av ulike kilders bidrag.

Den potensielle energien i dypvannet synes å ha økt trolig som en effekt av vassdragsreguleringer. Derved vil forholdene for effektive dypvanns utskiftninger bli mindre gunstige. Vassdragsreguleringene har også bidratt til å øke planteplanktonproduksjonen i fjorden sommers-tid.

Lave oksygenkonsentrasjoner i fjordens dypvann og et overflatelag med lav saltholdighet begrenser livsrommet for de marine arter som naturlig tilføres fjorden ved den inngående reaksjonstrømmen over Svelviksterkelen. Det ville være av stor betydning for livet i fjorden å få redusert hydrogensulfidmengden i dypvannet og øke oksygenkonsentrasjonen til over 2 ml/l. En reduksjon av utslipp vil imidlertid ikke alene være tilstrekkelig for å oppnå dette ettersom fjordens dypvannsfornyelse er vist seg å være for dårlig. Regelmessige årlige dypvannsutskiftninger skulle kunne realiseres hvis vertikal-diffusjonen i dypvannet økes, dvs. den potensielle energien kunne minskes. Dette kan oppnås ved å fordype Svelviksterskelen så mye at

vertikaldiffusjonen øker ved at det genereres interne bølger i fjorden, men også ved å enten lede ferskvann ned i dypvannet eller ved å tilføre dypvannet energi i annen form, eksempelvis ved luftinnblåsing. Det bør foretas en vurdering av hvor mye vertikaldiffusjonen må økes for å få årlige vannutskiftninger, og dessuten en bedømmelse av effektivitet og kostnader for å bruke ferskvann eller luft til dette. Det bør også vurderes hvor effektiv (omfattende) dypvannsutskiftningen bør være for å forhindre dannelse av hydrogensulfid.

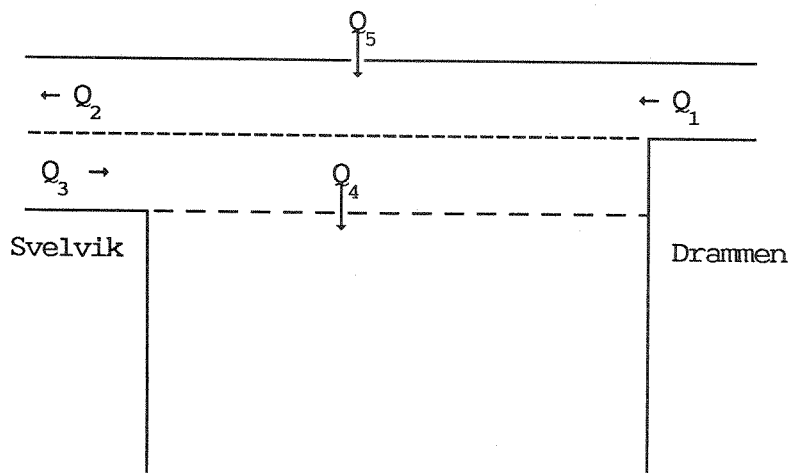
7 Transporter i Drammensfjorden sammenlignet med tilførsler fra ulike kilder på land

Effekten av forurensningstilførsler på en fjord er avhengig av tilførslenes størrelse i forhold til de totale transportene i fjorden. Effekten av tiltak vil således ha sammenheng med andelen av totaltransportene. Gjennom kjennskap til totaltransportene vil vi også bedre forstå hvorledes tilførslene påvirker fjorden. I dette kapittel er det gjort et forsøk på å oppstille et budsjett for nitrogen, fosfor og organisk stoff i Drammensfjorden, og å sammenligne dem med tilførsler fra ulike kilder. Imidlertid mangler viktig informasjon fortsatt, men her belyses likevel hvilken informasjon det blir viktig å fremskaffe for å få et mer fullstendig bilde.

De transporter som må beregnes er gitt av de fysiske forhold i fjorden. Tilførsler skjer via Drammenselven (målt ved Bybrua i Drammen), lokale tilførsler til fjorden og transporter med reaksjonstrømmen inn over Svelviksterskelen. Transporter ut av fjorden skjer ved overflatestrømmen i Svelviksundet og dessuten skjer en "uttransport" fra overflatelaget (0 - 10 meters dyp) ved sedimentasjon. Hvis transportene i fjorden er kjent eller kan beregnes vil tilførsler fra land til fjorden komme frem som rest etter følgende ligning:

$$\begin{aligned} \text{hvor } Q_1 &= \text{tilførsler fra Drammenselven} \\ Q_2 &= \text{transport ut fjorden ved Svelvik} \\ Q_3 &= \text{transport inn fjorden ved Svelvik} \\ Q_4 &= \text{sedimentasjon til dypvannet (under 10 meters dyp)} \\ Q_5 &= \text{tilførsler til fjorden mellom Drammen (Bybrua og} \\ &\quad \text{Svelvik} \end{aligned}$$

Disse variablene kan bli illustrert etter følgende skisse:

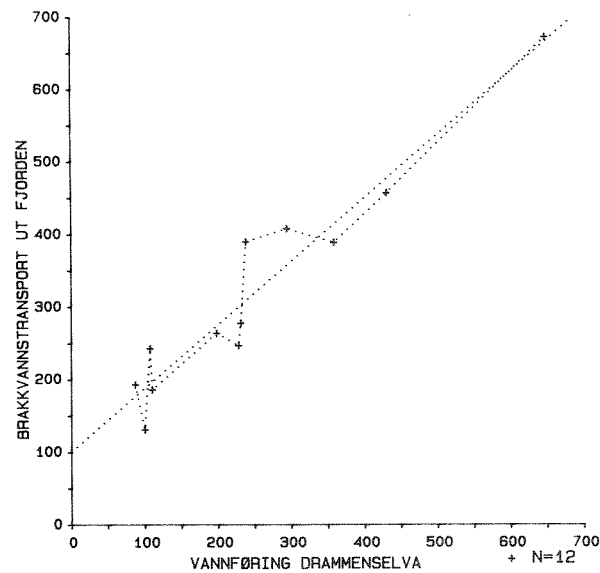


$$Q_5 = Q_2 + Q_4 - Q_1 - Q_3$$

Tilførsler via Drammenselven er beregnet av Lingsten (1985). Transporten av brakkvann ut Svelviksundet er beregnet ved å empirisk fastslå ferskvannsandelen i Svelvikssundet og korrelere denne til vannføringen i elven. Figur 20 viser resultatet av korrelasjonen mellom brakkvannstransporten og vannføringen i Drammenselven ($R=0.96$). Korrelasjonen mellom ferskvannsandel og Drammenselvans vannføring (figur 21) er ikke like god, men korrelasjonskoeffisienten er 0.80 ($P<0.01$). Reaksjonstrømmen er beregnet etter volumkonserveringskrav (figur 22). Sedimentasjonen er observert på 10 meters dyp innerst i fjorden (stasjon D2) midtfjords (stasjon D3) og innenfor Svelvikssundet (stasjon D4) (Næs 1984). Sedimentfellene var utplassert fra den 7.6.82 til den 22.10.82 samt den 13.4.83 til den 17.6.83. Fellene var plassert på 10, 30 og 60 meters dyp. Resultater fra samtlige dyp og stasjoner er begrenset til perioden 7.6.82-30.6.82 samt 30.6.82-19.8.82. Analyser ble tatt på totalt partikulært materiale (TPM), karbon (C), nitrogen (N) og fosfor (P) (samt enkelte tungmetaller som ikke blir behandlet i denne rapport). Resultatene er presentert i vedlegg B.

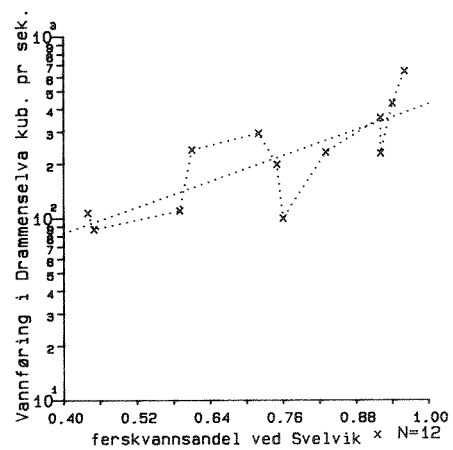
Sedimentasjonen er beregnet ved å tildele hver felle et sedimentasjonsareal. Størrelsen på arealet er valgt ut fra saltholdighets og siktedypsdata. Arealene for hver stasjon er satt til: D2 = 14,13, D3 = 19,85, D4 = $6,01 \cdot 10^6 \text{ m}^2$.

DRAMMENSFJORDEN
TRANSPORTER KUB. PR SEK.

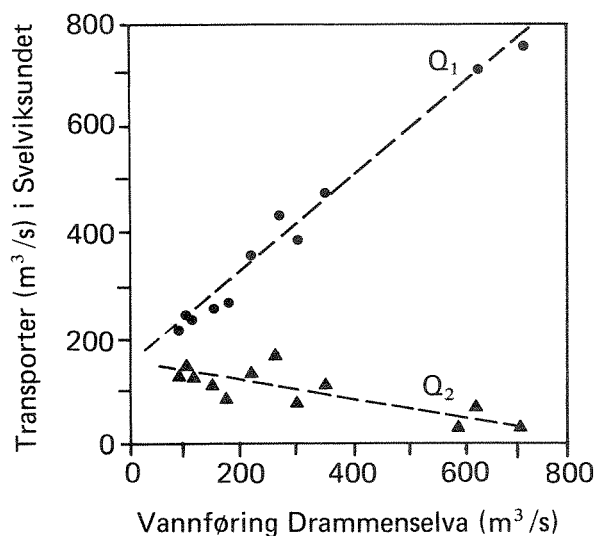


Figur 20. Korrelasjon mellom empirisk beregnet transport ut Drammensfjorden ved Svelvik og ferskvannstilførselen i Drammenselven (Døvikfoss).

DRAMMENSFJORDEN
FERSKVANNSTRANSPORT



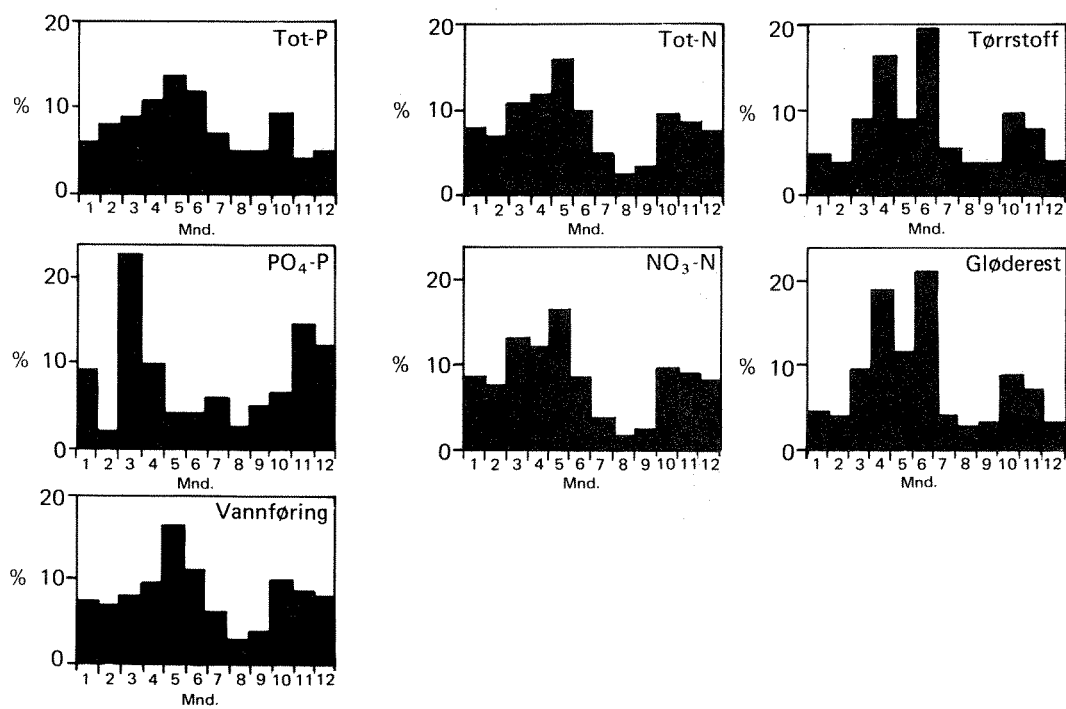
Figur 21. Korrelasjon mellom ferskvannandel i brakkevannsstrømmen i Svelvik og vannføringen i Drammenselven (Døvikfoss).



Figur 22. Vanntransporter over Svelviksterskelen som funksjon av ferskvannstilførselen i Drammenselven (Døvikfoss): Q_1 = Overflatetransport ut fjorden Q_2 = Sjøvannstransport inn fjorden.

7.1 Transporter i Drammenselven

Figur 23 viser den prosentuelle fordelingen over året av transporten av fosfor, nitrogen, tørrstoff, gløderest og vann i Drammenselven 1982 (for januar og februar er transporter fra 1983 blitt brukt). Tilførselene følger vannføringen med enkelte unntak. Ortofosfat har en stor tilførsel før vårflommen, trolig en effekt av snøsmelting i lavlandet. Tørrstoff og gløderest transporten blir noe lavere i mai måned under hovedflommen. Dette er trolig en fortynningseffekt. Figuren viser at vårflommen har stor betydning for tilførselene til fjorden. For totalfosfor tilføres fjorden ca. 40% av årstilførselen (1982) i april-juni. Tilsvarende tall for totalnitrogen, nitrat, tørrstoff og gløderest er ca. 40, 35, 45 respektive 52%. For ortofosfat ligger den betydelig lavere ca. 18%, hvor en stor del tilføres i mars 82 (23%).

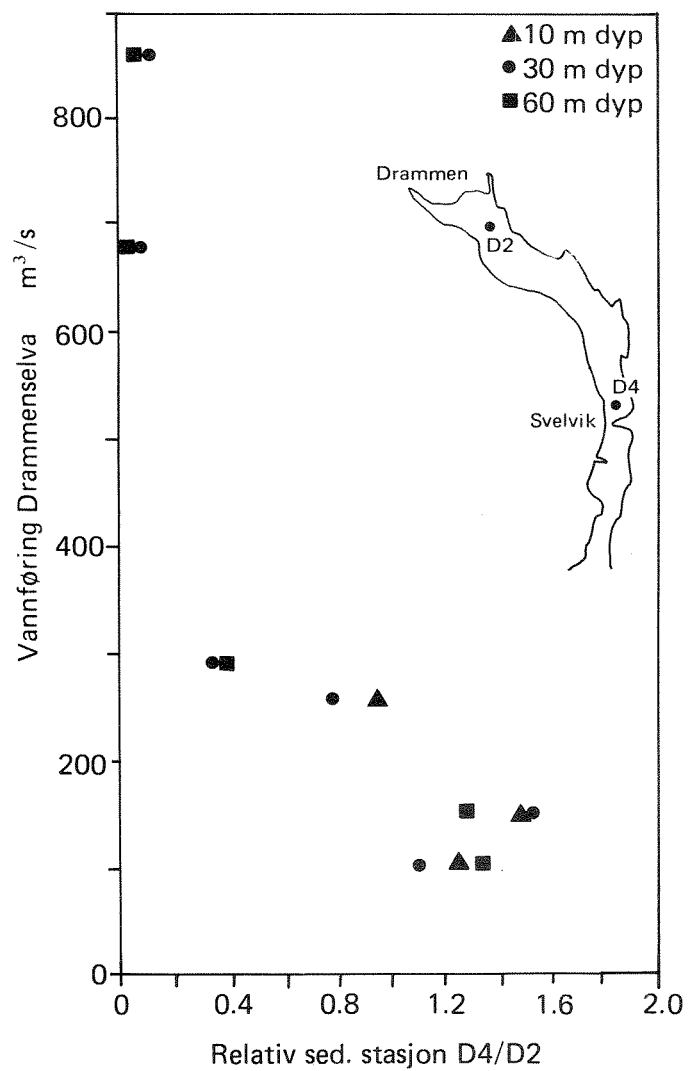


Figur 23. Årsfordeling (%) av tilførsler av fosfor, nitrogen, tørrstoff og gløderest i Drammenselven (Bybrua).

7.2 Sedimentasjon i fjorden

Sedimentasjonen av TPM (totalt partikulært materiale) er klart avhengig av ferskvannstilførselen (figur 19). Spesielt stor var sedimentasjonen av TPM under den store vårflommen 1983. Sedimentasjonsmengden i ulike deler av fjorden er også avhengig av størrelsen på ferskvannstilførselen i Drammenselven. Figur 24 viser forholdet mellom sedimentasjonen på den ytterste stasjonen (nær Svelvikterskelen, stasjon D4) og den innerste (midtfjords ved Gullaug, stasjon D2). Ved lave vannføringer i Drammenselven var sedimentasjonen større ved stasjon D4 og ved høye vannføringer var den relativt større ved stasjon D2. C/N-forholdet var gjennomgående lavere ved stasjon D4, spesielt ved lav ferskvannstilførsel (ca. 7:1); økende opp mot 14:1 ved større ferskvannstilførsel. Ved stasjon D2 var C/N-forholdet ca. 8-10:1 ved lav ferskvannstilførsel og økte til ca. 16:1 ved middelvannføring og ca. 20:1 ved høy vannføring.

Planktonbiomassen i fjorden var, som tidligere nevnt, høyest ved lav ferskvannstilførsel og også (stort sett) større ved stasjon D4 enn ved stasjon D2 (forskjellen er ikke statistisk signifikant). Tabell 15 viser gjennomsnittlig klorofyll a i overflatevann og C/N-forhold i sedimenterende materiale på 10 meters dyp.



Figur 24. Forholdet mellom sedimentasjon av totalt partikulært materiale ved stasjon D4 og stasjon D2 i Drammensfjorden 1982 - 83 sammenlignet med midlere vannføring i Drammenselven.

Tabell 15: Klorofyll a ($\mu\text{g}/\text{l}$) i overflatevann (0-2 meters dyp) og C/N-forhold (vektenheter) på sedimenterende materiale på 10 meters dyp ved ulike vannføringer ($Q \text{ m}^3/\text{sek.}$) i Drammenselven 1982. (Klorofyll a er gjennomsnitt av 3 observasjoner i hver periode)

tidsrom	7.6-30.6 $Q = 260$		30.6-19.8 $Q = 150$		19.8-28.9 $Q = 105$	
stasjon	kl-a	C/N	kl-a	C/N	kl-a	C/N
D2	4.3	14.2	5.3	8.1	6.0	10.1
D3	2.8	9.8	9.8	7.4	12.9	-
D4	2.4	8.4	8.4	7.0	8.2	6.8

Således sedimenterte mer ikke planktonisk materiale ved stasjon D2 ved lav ferskvannstilførsel, men sedimentasjonen var totalt noe større ved stasjon D4 og her sedimenterte mer planktonisk materiale (lavere C/N-forhold). Ved økende vannføring økte sedimentasjonen av ikke planktonisk materiale (slam og erosjonsmateriale) i hele fjorden, men mest ved stasjon D2. Ved høy vannføring transportertes mye leire og sand samt tyngre organisk stoff i elven, men dette synker raskt når strømstyrken avtar ved elveutløpet. Samtidig avtar primærproduksjonen i fjorden under slike forhold som følge av kortere oppholdstid. I den sydlige delen av fjorden økte samtidig sedimentasjonen av noe lettere materiale.

Sammenhengen mellom ferskvannstilførsel og sedimentasjonen ovenfor gjør det sannsynlig at ferskvannsreguleringen har bidratt til å øke sedimentasjonen av lett nedbrytbart materiale (planteplankton) ved lave sommervannføringer ($150-250 \text{ m}^3/\text{sek.}$).

7.3 Transporter i fjorden

I tabell 16 er vist resultater av de ulike beregningene av transporter for to perioder i 1982. Dette er perioder hvor det er data fra sedimentfellene på 10 meters dyp i fjorden, samt perioder med delvis lav vannføring i elven, da det kan forventes at de konstante tilførsler fra land (utslipp) gir et relativt større bidrag til transportene i fjorden enn når elven flommer. I den første perioden (7.6.82 -30.6.82) var ferskvannstilførselen i Drammenselven varierende fra flom til lav vannføring. I den andre perioden (30.6. - 19.8.82) var ferskvannstilførselen nesten konstant og beregningene fra denne perioden er således nøyaktigere.

Budsjettet er grovt og følsomheten ikke beregnet. Observasjonsfrekvensen i den utgående Svelvikstrømmen er lav (se vedlegg A) og for konsentrasjoner av nærings saltene på den inngående reaksjonsstrømmen ved Svelvik er data fra stasjon D5 (10 - 20 meters dyp) blitt brukt. Det er observasjoner av ufiltret totalnitrogen og totalfosfor som er brukt, samt forskjellen mellom tørrstoff og gløderest (mål på organisk stoff). Etersom sedimentfelleanalysene er gjort på karbon er forskjellen mellom tørrstoff og gløderest (glødetap) omregnet til karbon ved å anta at ca. 50 % av organisk stoff utgjøres av karbon.

Tabell 16. Transportbudsjett for nitrogen, fosfor og karbon (tonn/døgn) i Drammensfjorden i tidsrommet 7.6. - 19.8.82.

Parameter og tidsrom	Fra Drammen elven Bybrua Q_1	Sedimentasjon 10m dyp fjorden Q_4	Transp. ut ved Svelvik Q_2	Transp. inn ved Svelvik Q_3	Rest Q_5
Totalnitrogen					
7.6.-30.6.82	11,0	1,6	12,4	3,0	0
30.6.-19.8.82	4,3	1,4	6,7	2,4	1,4
Totalfosfor					
7.6.-30.6.82	0,3	0,2	0,2	0,10	0
30.6.-19.8.82	0,2	0,2	0,1	0,07	0,11
Karbon					
7.6.-30.6.82	15,1	15,3	15,0	?	?
30.6.-19.8.82	6,7	10,4	14,0	?	?

Det var store forskjeller i elvetransporten mellom de to perioder som følge av varierende vannføring i Drammenselven. For fosfor og nitrogen var det også store forskjeller i uttransport i Svelviksundet mellom de to perioder. Derimot er det mindre forskjell i sedimentasjonen og i inngående transport over Svelvikterskelen.

For nitrogen viser budsjettet at transporten ut ved Svelvik var større enn tilført mengde ved Bybrua. Dette viser at nitrogenet for en stor del føres gjennom fjorden og ut til Breiangen. Mellom 10 - 20 % av tilført nitrogen ($Q_1 + Q_3$) sedimenterer i fjorden, resten resirkuleres og transporteres ut. Det er naturlig at en større del sedimenterer ved lav vannføring som gir lengre oppholdstid i fjorden og derved en større sedimentering. Den lavere inntransporten av nitrogen over terskelen ved lav vannføring (30.6-19.82) kan være en indikasjon på at det til dels er nitrogen som transporteres ut av fjorden som også deltar i inntransporten. Dette viser i så fall at tiltak mot nitrogenutslipp også er av betydning for å minske tilbakeføringen inn over terskelen. Den store mengden av nitrogen som tilføres fjorden kan imidlertid forutsettes ha størst effekt utenfor selve Drammensfjorden, dvs. en eutrofiering i Breiangen. Dette vil i sin tur kunne gi negative effekter i Drammensfjorden ved at vannmasser som tilføres fjorden fra Breiangen kan få lavere oksygenkonsentrasjon.

For fosfor var situasjonen annerledes enn for nitrogen, idet uttransporten var lavere enn tilførselen fra elven. Omtrent 60 % av fosfortilførselen ($Q_1 + Q_3$) sedimenterer, dvs. holdes tilbake i fjorden. Dette er trolig en effekt av flere faktorer. Fosfor har en større grad av partikkeltilknytning enn nitrogen. Restmengdene brukes også i planktonproduksjonen (potensielt underskudd av fosfor) som ved lav vannføring, med en klart økt sedimentering av planteplankton, gir et fosfortap (til dypvannet).

For organisk karbon er transportene meget usikre. Vi har ikke noen tall for inntransporten over Svelvikterskelen, men tilførsel via Drammenselven og sedimentasjonen fulgte samme mønster som nitrogen. Derimot lå uttransporten ved Svelvik relativt høyt også ved lav vannføring. Imidlertid var det en klar forskjell mellom tilført mengde fra Drammenselven og mengden sedimenterende karbon i fjorden sammenlignet med nitrogen. Sedimentasjonen var for de to perioder like stor eller større enn de beregnede tilførselene.

En beregning av inntransportene av karbon kan gjøres ved følgende anslag. For fosfor og nitrogen balanserer budsjettet for den første perioden (rest = 0). Samme antakelse for karbon skulle gi en inntransport på 15,2 tonn/døgn, og en konsentrasjon på ca. 1,8 mg/l i det innstrømmende vannet. C/N-forholdet ville være ca. 5,1:1, dvs. noe lavere enn for planteplankton (5,9:1). Derimot vil C/P-forholdet være

meget større enn tilsvarende i planteplankton (152:1 mot 41:1). Med en tilsvarende reduksjon som for gjennomsnittet av fosfor og nitrogen (75 %) i den andre perioden gir dette ca. 11,4 tonn/døgn. Vi vil da få en rest på 6,3 tonn/døgn.

Totalt for perioden balanserer således budsjettet for den første perioden, mens vi får en rest i den andre perioden på 1,4, 0,11 og 6,3 tonn/døgn av nitrogen, fosfor resp. karbon. Dette skulle således være tilførsler mellom Bybrua i Drammen og Svelvik. Sammenligner vi dette med beregnede tilførsler av Fylkesmanne i Buskerud, miljøvern-avdelingen (1986) får vi:

Beregnet etter budsjett	Miljøvern-avdelingen
Tot-P: ca. 40 tonn/år	40 tonn/år
Tot-N: ca. 500 tonn/år	ca. 300 tonn/år
BOF ₇ : ca. 4200 tonn/år	ca. 1000 tonn/år
(BOF ₇ = 1,85 * karbon)	

For fosfor stemmer tallene forbausende bra, men dette bør nok ses som noe tilfeldig. For nitrogen stemmer de mindre bra, selvom vi adderer nitrogenutslippet fra DYNO som ikke inngår i miljøvern-avdelingens tall, dvs. ytterligere 90 tonn/år. Utslippet skjer på 35 meters dyp og vil således bare delvis behøve tilføres overflatelaget (0 - 10 meter). For karbon er tallene klart forskjellige, hvor budsjettet gir en ca. 4 ggr. større tilførsel enn miljøvern-avdelingens beregninger. Omregningen mellom karbon og BOF₇ er desverre usikker, men bare regnet i karbon blir tilførselen ca. 2 300 tonn/år, dvs. fortsatt større enn oksygenbehovet som miljøvern-avdelingen oppgir. Dette betyr at tilførsel av organisk stoff til Drammensfjorden kan være større enn miljøvern-avdelingen har anslått. Imidlertid er det viktig å påpeke at budsjettet for organisk karbon er meget usikkert.

I budsjettet er det ikke tatt hensyn til akkumulering av næringsalter i dypvannet, men den lave diffusjonen gjør at dette trolig ikke påvirker resultatene nevneverdig, unntatt ved direkte innlagring eller tilførsler til vannmassene under 10 meters dyp.

7.4 Oksygenbehovet i dypvannet

Ut fra sedimentasjonen av karbon kan vi gjøre en grov beregning av dypvannets oksygenbehov. Tilførselen av organisk stoff til dypvannet i fjorden er i følge sedimentfelleanalysene ca. 8.700 tonn/år (BOF₇ omregnet fra karbon TOC) ved vannføring som i 1982 (normalvannf.) og ca. 14.400 ved vannføringer med ekstrem flom som i 1983. Forutsettes nedbrytningen å skje i vannmassene under 10 meters dyp, vil dette

tilsvare et oksygenbehov på ca. 2-3.5 mlO₂/l og år. Ved en årlig dypvannsfornyelse med vannmasser som har en oksygenkonsentrasjon på ca. 5ml/l, skulle fjordens dypvann kunne bli oksiskt.

7.5 Transporter i fjorden sammenlignet med tilførsler fra ulike kilder på land

Det tidsrom som er valgt for å sammenligne transporten i fjorden med tilførsler fra land er perioden med lav og stabil vannføring i Drammenselven (30.6-19.8.82). Herved skulle utslipp fra kommunal kloakk og industri ha størst innflytelse. Derimot kan tilførselen fra jordbruk ha fått relativt mindre innflytelse. En ukjent størrelse er også transporten av organisk stoff eller stoffer knyttet til partikkelutslipp som sedimenterer i elven og først tilføres fjorden i flomperioder. Her er usikkerheten også stor for beregnede tilførsler og dessuten hva som er "gamle" synder, dvs. erosjon av materiale på elvebunnen. Mht. næringssaltene fosfor og nitrogen er sommerperioden (juli-september) trolig av stor betydning for selve Drammensfjorden sett ut fra et eutrofisympunkt, ettersom det er i denne periode som planktonproduksjonen blir størst innenfor Svelvik, dvs. tiltak mot kilder vil ha størst lokal effekt i perioden.

Tabell 17 viser en sammenligning av tilførsler beregnet av Fylkesmannen i Buskerud, miljøvern avdelingen, og transportene i fjorden for perioden 30.6.-19.8.82.

Tabell 17. Totaltilførsel til fjorden som beregnet i tabell 16 ($Q_2 + Q_4$) for perioden 30.6-19.8.82 sammenlignet med tilførsler fra ulike kilder i følge Fylkesmannen i Buskerud, miljøvernavdelingen (1986). (BOF_7 er her omregnet fra karbon etter $BOF = 1,85 * \text{karbon}_7$). I forhold til miljøvernavdelingens tall er teoretisk fosforutslipp fra treforedlingsindustri lagt til, samt nitrogenutslipp fra DYNO. ($Q_2 =$ uttransport ved Svelvik, $Q_4 =$ sedimentasjon i fjorden)..

Parameter	Totaltilførsel $Q_2 + Q_4 = A$ tonn/døgn	Fra land B tonn/døgn	B/A %	Utslipp fra be- folkning./A %	Utslipp fra jord- bruk/A %	Utslipp fra in- dustri/A %
Tot-N	8,1	3,7	47	16	11	3
Tot-P	0,38	0,32	83	48	10	5
BOF_7	45	9,5	21	11	0,5	7

For nitrogen utgjør tilførsler fra land kun ca. 50 % av transportene i fjorden. Her mangler imidlertid tilførslene fra Tyrifjorden og Snarumselven, som utgjør ca. 60 % av tilførslene på årsbasis (se tabl. 4c). Det finnes ellers ikke noen dominerende kilde i Drammensvassdragets lokale nedbørfelt, i det tilførslene fordeler seg jevnt på befolkning, jordbruk og industri. Tiltak mot nitrogentilførselen vil således måtte gjøres på flere kilder samtidig for å oppnå resultater.

For fosfor utgjør tilførsler fra land vel 80 % av totaltilførslene. Dominerende kilde er tilførslen fra kommunal kloakk (befolkningen), men også her bidrar tilførsler fra Tyrifjorden og Snarumselven med betydelige tilførsler (ca. 35 % på årsbasis, se tabell 6). Tiltak mot fosforutslipp kan i første rekke settes inn på de kommunale utslippene.

For organisk stoff er de største kilder utslipp fra befolkning og industri men også her bidrar transporten fra Snarumselven og Tyrifjorden med store mengder. Spesielt vil den naturlige andelen av humus i elvevannet bidra med det høye bakgrunnsnivået.

7.6 Konklusjoner

Ut fra et beregnet budsjett på nitrogen, fosfor og organisk stoff er det vist at nitrogenet som tilføres fjorden i hovedsak transporteres ut ved Svelvik og belaster ytre Oslofjord (Breiangen) og med stor sannsynlighet bidrar til en overgjødsling i denne del av Oslofjorden. Dette bør nærmere undersøkes. Begrensning av nitrogentilførselen innebærer tiltak mot utslipp fra befolkning og jordbruk. Belastningen med fosfor har relativt større betydning for Drammensfjorden isolert og kan sannsynligvis best begrenses ved å minske utslippene fra befolkning. Den organiske belastningen er i følge budsjettet betydelig større enn de beregnede utslipp. Utslippsberegningene er ikke fullstendig og bør søkes komplettert, samtidig som ett nytt budsjett bør vurderes gjennomført for fjorden.

Store mengder organisk stoff belaster fjordens dypvann, samtidig som like store mengder føres ut av fjorden og belaster Breiangen. Vannutskiftningen i fjorden er så dårlig at utslippsbegrensende tiltak alene ikke vil være nok til å få oksygenholdige vannmasser i dypet. Til dette kreves minst en vannutskiftning pr. år, dvs. en kraftig økning i forhold til det som nå er situasjonen. En slik utskiftningsfrekvens av dypvann krever tiltak som gir økning av vertikaldiffusjonen i dypvannet, som kan skje ved en økning av terskelarea/dyp og/eller lufting/ferskvannstilførsel direkte til dypvannet

8 Litteratur

- Beyer, F., 1954: Studies of a threshold fjord-Dramsfjord-in southern Norway. I. Hydrography and II Zoology. Masters Thesis. University of Oslo.
- Braarud, T. and J.T. Ruud, 1937: The hydrografic condition an aeration of Oslofjord 1933-34. Hvalråd. Skr., 15. 1-56.
- Braarud; T., Foyen, B. and G.R. Hasle, 1958: The marine and freshwater phytoplankton of the Dramsfjord and the adjacent part of Oslofjord, march-december, 1951. Hvalråd. Skr. 43. 1-102.
- Dahl, F-E., 1970: Sirkulasjon og utskiftning av vann i Drammensfjorden. Hovedfagsoppgave i geofysikk, Universitetet i Oslo. 77 s.
- Fylkesmannen i Buskerud, miljøvernavdelingen, 1985: Forurensningstilførsler til Drammenselven og Drammensfjorden under 1983/84. (Foreløpig utgave).
- Gade, H.G., 1970: Hydrographic investigations in the Oslofjord, a study of water circulation and exchange processes. Vol. I-III. Report 24. Geophysical Institute. Div. A., Bergen.
- Gjessing, E., 1976: Physical and chemical characteristics of aquatic humus. Ann Arbor, Mich, Ann Arboir Science.
- Hjort, J. and H.H. Gran. 1900: Hydrografic-biological investigation of the Skagerak and the Christiania fjord. Rep. Norw. Fish. Mar. Invest. 1:1-45.
- Lingsten, L., 1985: Undersøkelser i Drammenselven 1982-84. Vannkjemi og bakteriologi. - Norsk Inst. Vannforsk. Rapp. 0-8000226.
- Magnusson, J., 1985: Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord 1984. (overvåkingsrapport nr 206/86). Norsk institutt for vannforskning.
- Mjelde, M. og S. Hvoslef., 1985: Undersøkelser i Drammenselven 1982-1984. Høyere vegetasjon. -Norsk Inst. Vannforsk. Rapp. 0-8000226.
- Molvær, J., Jacobson, P., Magnusson, J., McClimans, T.A. og Thendrup, A., 1985: Vurdering av renskrav for utslipp av kommunalt avløpsvann til sjøresipienter. Rapport 8. Sammendrag.

Problemer og mulige løsninger. Norsk institutt for vannforskning og Norges hydrodynamiske laboratorier.

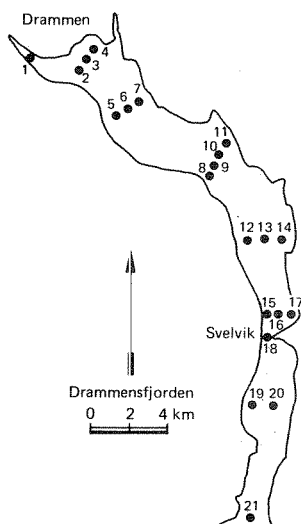
- Næs, K., 1981: Kjemiske undersøkelser av overflatesedimentet i Indre Drammensfjord. Hovedfagsoppgave i marin kjemi, Universitetet i Oslo. 97 s.
- Næs, K., 1984: Basisundersøkelse i Drammensfjorden. Delrapport: sedimenter. (Overvåkingsrapport nr 158/84). Norsk institutt for vannforskning.
- Ommerod, K., 1985: Bakteriologiske analysemetoder. Klebsiella-bakterier. Analysemetoder og forekomst i industriavløpsvann og resipientvann. Rapport 1/85. Norsk institutt for vannforskning. (F-80419-02).
- Pedersen, A., Wiik, Ø., Kvalvågnæs, K., 1986: Basisundersøkelser i Drammensfjorden 1982-84. Delrapport 4. Undersøkelse av marine organismer på grunt vann. Norsk institutt for vannforskning. Overvåkingsrapport nr. 218/86.
- Pocklington, R., 1976: Terrigenous organic matter in surface sediments from the Gulf of St. Lawrence. J. Fish. Res. Bd. Can., 33:93-97.
- Ricards, F.A. and B.B. Benson, 1961: Nitrogen/argon and nitrogen isotope ratios in two anaerobic environments, the Cariaco Trench in the Caribbean Sea and Dramsfjord, Norway. Deep-Sea Res., 7:254-264.
- Schaanning, M. 1983: Chemical investigation in the inner Dramsfjord, an anoxic basin, with particular reference to various redox and solubility equilibria. Cand.real.thesis in marin chemistry. Universitet i Oslo. 154 s.
- SIFF (Statens institutt for folkehelse) 1976: Kvalitetskrav til vann. Drikkevann-vann for omsetning-badevann. Rev.utg.nov.1976. Oslo.
- Stigebrandt, A. 1975: Stationar tvålagerstrømning i estuarier. Vassdrag og havnelaboratoriet. Rapport no SFT60.

Strøm, K.M.1936: Land-locked waters. Skr.norske. Vitensk.-Akad. Mat. naturv. kII, 7:1-88.

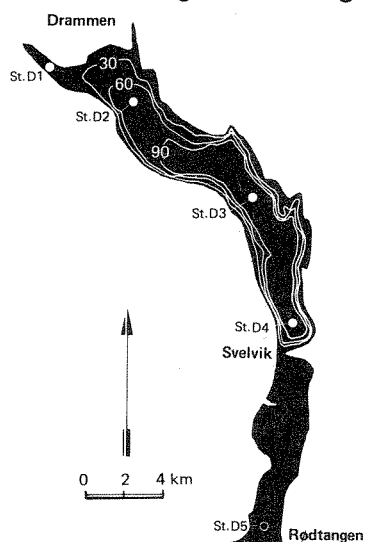
Steen, J-E.og Mclimans, T.A., 1977: Tokt til Drammensfjorden ombord i F/F "H.U. SVERDRUP" 20. - 21. mai 1977. Rapport 601279.09 fra Vassdrag og havnelaboratoriet.

Vedlegg A: Observasjoner og metoder

Stasjonsnett er vist i figurer A og B, hvor stasjonsnett i figur A viser stasjoner som ble tatt av Buskeruds fylkeslaboratorium og figur B hydrografiske observasjoner gjort av NIVA. Tabell A viser observasjonsdato og observasjoner.



Figur A. Stasjonsnett for observasjoner av siktedyp, lys, temperatur, saltholdighet m.m. (observasjoner fremgår av tabell A).



Figur B. Drammensfjorden med hydrografi- (D1-D5) og sedimentfelle- (D2, D3 og D4) stasjoner.

mcp=52; Tabell A. Observasjoner i Drammensfjorden 1982 (BUSKERUDS FYLKESLABORATORIUM). Stasjonsnett se figur A. S= Temperatur og saltholdighet med salinoterm, siktedyp L= Lys (kvantemålinger) K= Kjemiske observasjoner (0-2) meters dyp (TOT-N, TOT-P, Tørrstoff og gløderset B= Bakterier (termotolerante og kim). P= Klorofyll a.

Dato	6.5	25.5	8.6	22.6	5.7	20.7	3.8	25.8	8.9	22.9	24.11
1	SLK	SK	SL	SLK	SL	SLK	S	SLK	SL	SLK	SLK
2	SLP	SP	SLP	SLPB	SLPB	SLPB	SB	SLPB	SL	SLP	SLP
3	S	S		S		S		S			S
4	SLP	SP		SLPB		SLPB		SLPB			SLP
5	S	SB	S	SB	SB	SB	SB	SB	S	S	S
6	SLK	SLK	SL	SLK	SL	SLK	S	SLK	SL	SLK	SLK
7	SL	S		SLB	SB	SLB		SB		S	SL
8	S	SB	S	SB		SB	SB	SB	S	S	S
9	SLP	SP	SLP	SLP	SLP	SLP	S	SLP	SL	SLP	SLP
10	S	S		S		S		S		S	S
11	SLP	SP		SLPB		SLPB		SLPB		SLP	SLP
12	SLKP	SKPB	SLP	SLKPB	SLPB	SLKPB	S	SLKPB	SL	SLKP	SLKP
13	S	S		S		S		S		S	S
14	SLP	SPB		SLPB		SLPB		SLPB		SLP	SLP
15	SLP	SPB	SP	SLPB	SPB	SLPB	SB	SLPB	S	SLP	SLP
16	S	S		S		S		S		S	S
17	SL	S		SLB		SLB		SLB		SL	SL
18	SLKP	SK	SL	SLKP	SL	SLK	S	SLK	SL	SLK	SLK
19	S	S		S		S		S		S	S
20	SLP	SP	SLP	SLPB	SLPB	SLPB	SB	SLPB	SL	SLP	SL
21	SLP	SP	SLP	SLP	SLP	SLP	S	S	SL		SLP

I tillegg ble det tatt observasjoner (S) på stasjonene 12, 18, 20 den 8.10.82 samt den 9.4.83 på stasjonene 1, 3, Solumstrand, 6, 9, 13, 15, og 18. Det ble også tatt observasjoner av oksygen med en sonde. Resultatene fra disse observasjonene er ikke presentert da nøyaktigheten av sonden viste seg ikke å være tilstrekkelig god.

Tabell B. Hydrografiske tokt til Drammensfjorden 1982-84.

Stasjoner se figur b.

S= Temperatur, saltholdighet og oksygen på standarddyp 0, 5, 10,15,20, 30, 40, 50, 60, 80, 100 og 110 meters dyp.

K= TOT-N, TOT-P og TOC på enkelte standarddyp (0-2, 10,20, 40,60 og 110 meters dyp).

B= BOF_7 og BOF_{21} på enkelte dyp (1, 5, 20, 30 og 110 meters dyp).

P= Klorofyll a på enkelte dyp (0-2, 10 og 20 meters dyp).

Prøvetakingsdypen varierer noe mellom stasjonene og toktene for Klorofyll a.

Dato	1.6.82	18/19.8.82	21.10.82	13.12.83	18.10.84
D 1	S K P	S K P B	S K P		
D 2	S K B P	S K P B	S K P	S	S
D 3	S K P	S K P	S K P	S	S
D 4	S K B P	S K P B	S K P		
D 5	S K P	S K P	S K P		

Den 21.10.82 ble det også målt transmissjon.

Metoder

Temperatur ble observert med vennetermometrer og saltholdighet ved analyser på vannprøver fra vannhenter. Oksygen ble analysert på vannprøver fra vannhentere enligt modifisert Winklermetode (Gaarder 1917). Totalfosfor ble analysert ved UV-oksydasjon og molybdenblåttmetoden. Totalnitrogen ble analysert ved UV-oksydasjon og redusert (Cd/Cu) til og bestemt som nitritt. Total organisk karbon (TOC) ble analysert ved persulfatoksydasjon og IR-bestemt som CO₂. Fosfor, nitrogen og TOC ble også analysert på filtrerte vannprøver. Klorofyll a ble bestemt fluorimetrisk på filter. Samtlige analyser ble foretatt etter standard analysemetoder på NIVA. Analyser av bakterier ble utført av Byveterinæren i Drammen og suspendert tørrstoff og gløderest av Vannanalyselaboratoriet i Buskerud.

Vedlegg B:

=76;

Sedimentfluks (mg/m^2 *døgn) på stasjon D2, D3 og D4 i Drammensfjorden.

DRAMMENSFJORDEN stasjon D2

DATO	DYP	TPM	FLUX-C	FLUX-N	FLUX-P	FLUX-FE	FLUX-MN	FLUX-CU
070682	10	5185	451	31.6	7.5	159	2.08	4.25
300682	30	4467	365	24.1	6.4	159	2.07	0.49
23 D.	60	4454	-	-	6.0	171	1.99	1.18
300682	10	3315	316	38.9	6.6	123	1.47	0.33
190882	30	2376	196	22.8	4.1	81	1.26	0.23
50 D.	60	2003	171	18.5	3.8	79	0.88	0.19
190882	10	4324	193	19.0	5.4	176	6.15	0.31
280982	30	3989	201	23.8	5.7	165	1.96	0.41
40 D.	60	3049	196	22.2	5.4	121	1.37	0.46
280982	10	14119	522	31.1	13.1	564	13.3	0.83
221082	30	13036	456	36.4	13.6	177	6.24	0.90
24 D.	60	12294	503	36.9	11.4	159	5.23	
130483								
250583	30	100000	5400	250	88	2131	23.4	4.50
42 D.	60	91886	4869	339	106	1892	13.3	4.50
250583								
170683	30	58586	1991	93	60	1147	15.0	2.46
23 D.	60	55053	1487	67	46	1107	14.9	2.81

DRAMMENSFJORDEN stasjon D3

DATO	DYP	TPM	FLUX-C	FLUX-N	FLUX-P	FLUX-FE	FLUX-MN	FLUX-CU
070682	10	3197	333	43.2	5.8	116	2.66	0.55
300682	30	3153	246	22.3	6.7	87	1.38	0.39
23 D.	60	-	-	-	-	-	-	-
300682	10	2370	199	26.7	3.8	79	1.16	0.18
190882	30	2578	201	25.9	5.5	90	1.12	0.22
50 D.	60	2009	154	18.8	3.2	68	0.84	0.28
190882	10	-	-	-	-	-	-	-
280982	30	-	-	-	-	-	-	-
41 D.	60	-	-	-	-	-	-	-
280982	10	-	-	-	-	-	-	-
221082	30	-	-	-	-	-	-	-
24 D.	60	-	-	-	-	-	-	-
130483								
250583	30	10675	244	19.2	10.3	414	11.7	0.67
42 D.	60	-	-	-	-	-	-	-
250583								
170683	30	10533	284	18.9	10.4	394	7.63	0.78
23 D.	60	7997	215	16.8	11.9	281	4.03	0.80

DRAMMENSFJORDEN stasjon D4

DATO	DYP	TPM	FLUX-C	FLUX-N	FLUX-P	FLUX-FE	FLUX-MN	FLUX-CU
070682	10	4927	350	40.9	8.9	171	4.43	0.87
300682	30	3475	212	21.2	7.2	104	1.92	0.37
23 D.	60	-	283	21.5	8.1	96	1.83	0.46
300682	10	4951	301	43.0	7.4	190	2.26	0.27
190882	30	3594	226	29.9	5.5	106	1.23	0.17
50 D.	60	3598	223	29.1	4.6	81	1.57	0.17
190882	10	5469	213	31.0	6.6	199	3.14	0.34
280982	30	4388	211	25.3	6.3	110	1.77	0.28
40 D.	60	4111	197	24.8	5.9	94	1.54	0.23
280982	10	5236	172	16.1	5.8	214	14.8	0.50
221082	30	4889	231	22.5	7.8	181	2.37	-
24 D.	60	4619	194	20.0	7.2	139	2.06	0.45
130483								
250583	30	5558	161	11.1	6.1	192	6.92	0.33
42 D.	60	3650	119	11.4	5.3	133	1.68	0.31
250583								
170683	30	7260	211	15.3	8.9	217	5.94	0.48
23 D.	60	5440	162	13.0	6.9	159	2.43	0.47