Fylkesmannen i Østfold

MILJØVERNAVDELINGEN

VASSDRAG OG KYSTOMRÅDER
OVERVÅKING 1986

1B

Rapport nr.1/88

ISBN:82-7395-016-6

MILJØVERNAVDELINGEN
Fylkesmannen i Østfold

POSTADRESSE: DRONNINGENSGT. 1, 1500 MOSS
Tlf: (032) 54100

Dato: 20. des. 1987
Rapport nr: 1/88

Rapportens tittel: Vassdrag og kystområder Overvåking 1986
Forfatter (e): Øivind Løvstad Knut Bjørnadalen Torodd Hauger Per Vallner
Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn/Miljøvernavdelingen i Østfold
Ekstrakt: Rapporten er en samlerapport for den tiltaksrettete overvåking av vassdrag og kystområder i Østfold 1985. Rapporten omfatter Haldenvassdraget, Glommavassdraget, Vansjø - Hobølvassdraget og kystområdet (10 lokaliteter).

INNHOLDSFORTEGNELSE

FORORD

Overvåking av fylkets vassdrag og kystområder skjer gjennom regelmessige undersøkelser i en del utvalgte vannforekomster. Overvåkingen er lagt opp med henblikk på å fastslå forurensnings-situasjonen og å dokumentere eventuelle endringer i vannkvalitet og organismeliv som følge av tiltak i nedbørfeltet eller inngrep i vassdraget. Fylkets vassdrag og kystområder har vært gjenstand for sporadiske, problemrettede undersøkelser siden midten av 1960-årene, mens systematiske overvåkingsundersøkelser først ble igangsatt tidlig i 1980-årene.

De årlige detaljplaner for overvåking av fylkets vannressurser bygger på en langtidsplan for tiltaksrettet overvåking av vassdrag og kyst-områder for perioden 1985-1988. Langtidsplanen gir en oversikt over brukerkonflikter og planlagte tiltak, samt redegjør for forvaltningens kunnskapsbehov i de enkelte vannforekomster. På grunnlag av faglige og økonomiske avveininger presenterer langtidsplanen videre et prioritert forslag til hvilke vannforekomster som bør undersøkes regel-messig.
Overvåkingsomfanget var i 1986 stort sett i samsvar med langtidsplanen.

De årlige planer for overvåking utarbeides av miljøvernavdelingen i samråd med fylkets regionale næringsmiddelkontroller. Gjennomføringen administreres av miljøvernavdelingen. Feltarbeidet ble i 1986 utført av avd.ing. Per Vallner med bistand fra næringsmiddelkontrollene. Fysiske og kjemiske analyser er utført ved fylkeslaboratoriet i Østfold, mens bakteriologiske analyser er utført ved næringsmiddel-laboratoriene. De biologiske analysene er utført av cand.real. Knut Bjørndalen. Analyseresultatene er delvis bearbeidet og vurdert av cand. real. Øivind Løvstad ved Limnconsult. Cand.real. Øivind Løvstad har også stått for de trendbetraktninger som er presentert i rapporten.

Undersøkelsene er finansiert med bidrag fra både stat og kommuner.

Moss, 20. desember 1987

Torodd Hauger

SAMMENDRAG

Østfold er et av landets fylker hvor vannforurensninger skaper de største brukerproblemer - dette til tross for at tilgangen på vann er meget god. Stor befolkningstetthet, mye forurensende industri og stor landbruksaktivitet skaper vannforurensning av ulike slag, samtidig som vassdragene i utstrakt grad tjener som råvannskilder samt til rekreasjon og friluftsformål. Foruten de forurensninger som har sin bakgrunn i menneskelig aktivitet i nedbørfeltet, er Østfold i tillegg eksponert for fjerntransporterte forurensninger med luft og nedbør. Vannforurensninger i Østfold spenner m.a.o. over flere kategoreier av forurensningstyper - eutrofiering, saprobiering, jordpåvirkning, hygienske problemer, forsuring og miljøgifter.

Eutrofiering (overgjødsling) er uten tvil et stort vannforurensningsproblem i fylkets hovedvassdrag. I flere innsjøer har økte tilførsler av plantenæringsstoffene fosfor og nitrogen ført til endrede biologiske og fysisk/kjemiske forhold i vannmassene og på denne måten bl.a. skapt problemer for vannforsyning, bading og fiske. Problemer med smak og lukt på råvannet til flere av våre vannverk har som regel sammenheng med store algemengder og da spesielt blågrønnalger som vanligvis får spesielt gode betingelser for masseforekomst når konsentrasjonen av næringssalter blir høy. Tilgroing av grunne områder med makrovegetasjon og utvikling av overbestander med karpefiskearter er andre uheldige effekter av eutrofieringen.

De fleste Østfoldvassdragene og fylkets kystområder mottar nå mer jordmateriale enn tidligere. Dette har sammenheng med utviklingen av det moderne kulturlandskapet, og de struktur- og driftsendringer som har funnet sted i jordbruket i etterkrigsårene. Det moderne jordbruket gir store jordtap som fører til tilgrumsing av vannet og raskere oppgrunning av innsjøene. I tillegg blir stor mengder næringsstoffer transportert til vannforekomstene med jordmaterialet. Dette skaper gjødslingseffekter og betydelige brukerulemper. Grumset vann oppfattes som mindre tiltalende og er til klar ulempe for både vannverk, fiske og friluftsinteressene.

I høyereliggende områder av fylket har forsuringen etter hvert slått ut de fleste fiskebestandene. Det er spesielt i vassdrag hvor nedbørfeltet i hovedsak ligger over øvre marin grense (160-220 m.o.h.) at forsuringen er mest uttalt. Under den marine grense bevirker havavsatte jordarter til å nøytralisere surhetsskapende komponenter (SO_2, SO_4). De områdene i Østfold som er mest påvirket av forsuring ligger således i grensetraktene mot Sverige og i skog og fjelltraktene mellom Glomma og Haldenvassdraget. Den sure nedbøren bidrar også til at det løses ut mer metaller fra jordsmonn og fjellgrunn enn tidligere. Dette gjelder foruten aluminium også flere uønskede tungmetaller.

Sjøområdet utenfor Fredrikstad og Moss samt Iddefjorden er sterkt belastet med utslipp fra industri. Treforedlingsbedriftene M. Peterson & Søn A/S, Orkla-Borregaard A/S og Saugbruksforeningen A/S slipper ut ligninstoffer og fiber som gjør vannet brunfarget, grumset og lett skummende. Disse utslippene fører dessuten til at det i områder med dårlig vannutskiftning oppstår periodevis oksygensvikt og utvikling av hydrogensulfid. Enkelte treforedlingsbedrifter tilfører dessuten vannsystemene miljøgifter i form av klororganiske forbindelser. Kronos Titan A/S som har sitt utslipp ved munningen av Glomma, tilfører kystvannet jernsulfat, svovelsyre, uoppløst illmenittslam og titanoksyd. Også en rekke andre bedrifter tilfører vannforekomstene miljøgifter ved direkte utslipp eller via kommunale avløpsanlegg.

I kystområdet synes gjødslingseffekter å bli stadig mer uttalt. Det er i de senere år blitt registrert masseoppblomstringer av dinoflagellater langs hele kyststrekningen. Foruten at dette gir uestetiske ulemper, skaper stor fremvekst av dinoflagellater som Dinophysis, Prorocentrum minimum og Gyrodinium aureolum problemer for fiske- og blåskjellnæringen. Undersøkelser antyder at utviklingen skyldes økende tilførsler av både nitrogen- og fosforforbindelser.

Forurensningssituasjonen er fortsatt lite tilfredsstillende i flere av fylkets vassdrag og sjøområder, og for enkelte innsjøer er det en usikker prognose for utviklingen framover. Selv om gjennomføringen av avløpstekniske tiltak i kommunene og industrien ikke har gått så raskt som forutsatt i landets første "miljøvernprogram" (St.meld. 107:Om arbeidet med en landsplan for bruken av vannressursene 1974-75), er man likevel idag kommet dit hen at de fleste tettstedene har fått sine kloakkrenseanlegg eller avløpsnett som fører avløpsvannet over til gode sjøresipienter. Industrien har også den siste 10-års perioden investert flere titalls millioner i miljøtiltak. Når man likevel ikke har fått særlige bedringer i vassdrag/sjøforholdene, så skyldes dette flere forhold.

1. Forurensningsbidraget fra dyrket mark (næringsavrenning, erosjonsmateriale) er større enn tidligere antatt og trolig økende.

2. Kommunaltekniske avløpstiltak har ikke gitt den forventede utslippsreduksjon:

   - manglende tilkopling
   - avløpstap i overløp på grunn av stor innlekking av "fremmedvann" (feilkoplinger, lekkasjer)
   - mangelfull drift og oppfølging av kloakkrenseanleggene.

3. Tiltakene i industrien har ikke gitt den forventede utslippsreduksjonen:

   - miljøkravene er i for liten grad resipienttilpasset
   - mangelfull drift og oppfølging av interne forurensningsbegrensende tiltak
   - driftsforstyrrelser skaper uforutsette, temporære utslipp som interne renseinnretninger ikke er konstruert/prosjektert til å kunne ta hånd om.

4. Enkelte vassdragsavsnitt kan ha egenskaper som bidrar til lang rekonvalesenttid (f.eks. bidrar interne gjødslingsmekanismer til å opprettholde høy algevekst).

Det er i det følgende gitt en kortfattet karakteristikk av hovedvassdrag og kystområder som ble undersøkt i 1986:

Glommavassdraget

Glomma (oppstrøms Sarpsfossen) hadde forholdsvis liten variasjon i vannkvalitet fra år til år i perioden 1978-1986. Det kan imidlertid være store variasjoner over året. Innholdet av suspendert materiale TP og TN synes å øke noe på strekningen fra Øyeren til Sarpsfossen. Planteplanktonets mengde og sammensetning var omtrent som i Øyeren. Denne delen av Glomma kan karakteriseres som mesotrof (svakt næringspåvirket). Innholdet av suspendert materiale, TP og TN er størst ved høy vannføring om våren og i perioder med mye nedbør om høsten.

Visterflo. Visterflo har et innhold av suspendert stoff, TP, TN og planktonalger som er relativt likt Glommas hovedstrøm. Lokaliteten er mesotrof (svakt næringspåvirket). I siste halvdel av sommeren er dypvannet oksygenfattig, med fullstendig oksygensvinn nær bunnen i det dypeste området.

Skinnerflo 1985 og 1986. Skinnerflo har et svært høyt innhold av suspendert stoff, TP, TN og planktonalger. Lokaliteten er sterkt eutrof (næringsrik). Om sommeren var det relativt store mengder blågrønne alger, bl.a. Microcystis aeruginosa, som kan være giftproduserende

Sanering av utslippet fra Norsk Fett og Lim A/S samt kanaliseringen av Seutelva, har hatt en klar positiv effekt på vannkvaliteten.

Vansjø-Hobølvassdraget.

Vansjø-Hobølvassdraget oppviser forholdsvis store variasjoner i vannkvalitet. Storefjorden (østre basseng) kan idag karakteriseres som et middels næringsrikt system (mesotrof), mens Vanemfjorden (vestre basseng) og Grepperødfjorden/Røssengkilen (midtre basseng) er næringsrike systemer (eutrofe).

Fosfor- og nitrogenkonsentrasjonen har ikke endret seg nevneverdig siden 1981 og Vansjø har fått tilbake det planktonsamfunnet innsjøen hadde før masseoppblomstringen av blågrønnalger i 1979.

Det ble i Storefjorden 1986 registrert algemengder av samme størrelsesorden som de siste årene. Algesamfunnet synes også å være stabilt.

Det er heller ikke i Vanemfjorden registrert endringer i algemengde eller artssamfunn de siste årene.

Haldenvassdraget.

Som tidligere var det store variasjoner i vannkvalitet. Mens Bjørkelangsjøen er en eutrof innsjø, må Øgderen og Rødenessjøen karakterisert som mesotrofe. Femsjøen kan ennå karakteriseres som en relativt næringsfattig innsjø. Vannmassene er generelt sterkt preget av erosjonsmateriale og er noe humuspåvirket.

I Bjørkelangsjøen er det påvist en eutrofieringsutvikling de siste årene med regelmessige oppblomstringer av blågrønnalgene Aphanizomenom flos aquae og Oscillatoria agardhii var isotrix.

Som følge av eutrofieringen er det i Bjørkelangsjøen i en årrekke blitt påvist oksygenfrie forhold i bunnvannet på ettersommeren. Dette kan medføre stor frigivelse av fosfor fra sedimentene. Det er ikke påvist tilsvarende forhold i de andre innsjøene.

Rødenessjøen hadde i 1986 tildels de samme algeartene som Bjørkelangsjøen. Den totale algemengden var imidlertid betydelig mindre.

Både m.h.t. gjennomsnittlig algemengde og algevolum i vekstsesongen ble det i Bjørkelangsjøen påvist mindre algemengder enn i 1984, men noe høyere enn i 1982, 1983 og 1985.

Den gjennomsnittlig algemengde i Rødenessjøen var i 1986 omtrent på samme nivå som året før. Spesielt for de to siste årene var relativt

store oppblomstringer av kiselalgen Tabellaria fenestrata i månedsskiftet juli/august.

I Femsjøen har det vært større gjennomsnittlig algebiomasse i de tre siste årene enn i 1982 og 1983. Innholdet av TP har imidlertid vært omtrent det samme i hele femårsperioden.

Kystområdet

I løpet av årene 1985 og 1986 ble vannkvaliteten og planktonalgenes vekstforhold på 10 stasjoner langs Østfoldkysten studert. Det ble forsøkt å bestemme vannets trofigrad og vekstbegrensende næringsstoffer for dominante planktonalger.

Lokalitetens trofigrad og påviste vekstbegrensende næringsstoffer er sammenfattet i tabellen nedenfor.

Tabell 1. Trofigrad og viktigste vekstbegrensende faktor(er) for kiselalger og dinoflagellater på de undersøkte lokaliteter.
Oligotrof = næringsfattig
Mesotrof = svakt næringspåvirket
Eutrof = næringsrik

STASJON	TROFIGRAD	BEGR. NÆRINGSST. 1985	1986
1. Mossesundet	Mesotrof	N/P	
2. Fuglevik	Oligotrof-mesotrof	N (P)	
3. Larkollen	Mesotrof		P/N
4. Kråkstadfjorden	Oligotrof-mesotrof	N (P)	
5. Lera	Mesotrof	P	
6. Øra	Mesotrof	P	
7. Hvaler/Ramsøy	Mesotrof	P	P
8. Hunnebunnen	Eutrof		P (Si)
9. Skjebergkilen	Eutrof	N/P	P (N)
10. Ringdalsfjorden	Eutrof	P	

Både fosfor og nitrogen er viktige næringsstoffer for regulering av algeveksten utenfor Østfoldkysten. Det ser ut til at jo mer ferskvannspåvirket en lokalitet er jo viktigere er fosfor som vekstregulerende næringsstoff. Både i Hvalerområdet og Singlefjorden var algeveksten fosforbegrenset. På de mest upåvirkede lokalitetene, som er minst ferskvannspåvirket (dvs. Fuglevik, Larkollen og Kråkstadfjorden), var nitrogen som regel vekstbegrensende.

Dinoflagellaten Prorocentrum minimum og tildels Prorocentrum micans ble hyppig påvist på flere av stasjonene. Prorocentrum minimum var mer dominant i 1985 enn i 1986. Dette kan forklares med den sterke ferskvannstilførselen sommeren 1985 som resulterte i store tilførsler av P, N og andre næringsstoffer.

GLOMMA-VASSDRAGET

INNHOLDSFORTEGNELSE

1. INNLEDNING

Mjøsa og Glomma har fått stor oppmerksomhet de senere år på grunn av problemer med økt planktonalgevekst (eutrofiering). I Glomma/Øyeren er det også registrert økt erosjonspåvirkning. Glomma har dessuten stor innvirkning i kystområdet hvor elva renner ut (Øra/Lera-området). Den nedre del av Glomma ligger i Østfold og overvåkingen av vannkvaliteten her er derfor av sentral betydning.

Mjøsa - Øyeren - Glommasystemet er mesotroft (svakt næringspåvirket). Det har ikke vært noen stor endring i mengden av planktonalger i perioden 1975 og frem til i dag. Det har imidlertid vært markerte endringer i algesammensetningen. Blågrønnalgen Oscillatoria bornetii f. tenuis, som var dominant i perioden 1975 - 1978 er nå bare tilstede i små mengder.
Kiselalgene, spesielt Asterionella formosa og Tabellaria fenestrata, er nå ofte svært dominante.

Glomma i Østfold viser tiltagende forurensning med partikulært materiale (jordpartikler, leire o.l.). Dette har sammenheng med erosjonsprosesser som gjør seg stadig mer gjeldende i områder med dyrket mark. Dette bidrar til at vannet under flomperioder og regnskyll er mer "grumset" enn tidligere.

Glomma ved Sarpsfossen ble tidligere overvåket av NIVA.
Miljøvernavdelingen i Østfold har overtatt overvåkingen fra 1986.

2. GEOGRAFISK BESKRIVELSE

Glomma

Glomma er vårt største vassdrag. Nedbørfeltet er på vel 41.000 km^2, hvilket utgjør ca. 13% av Norges samlede areal.

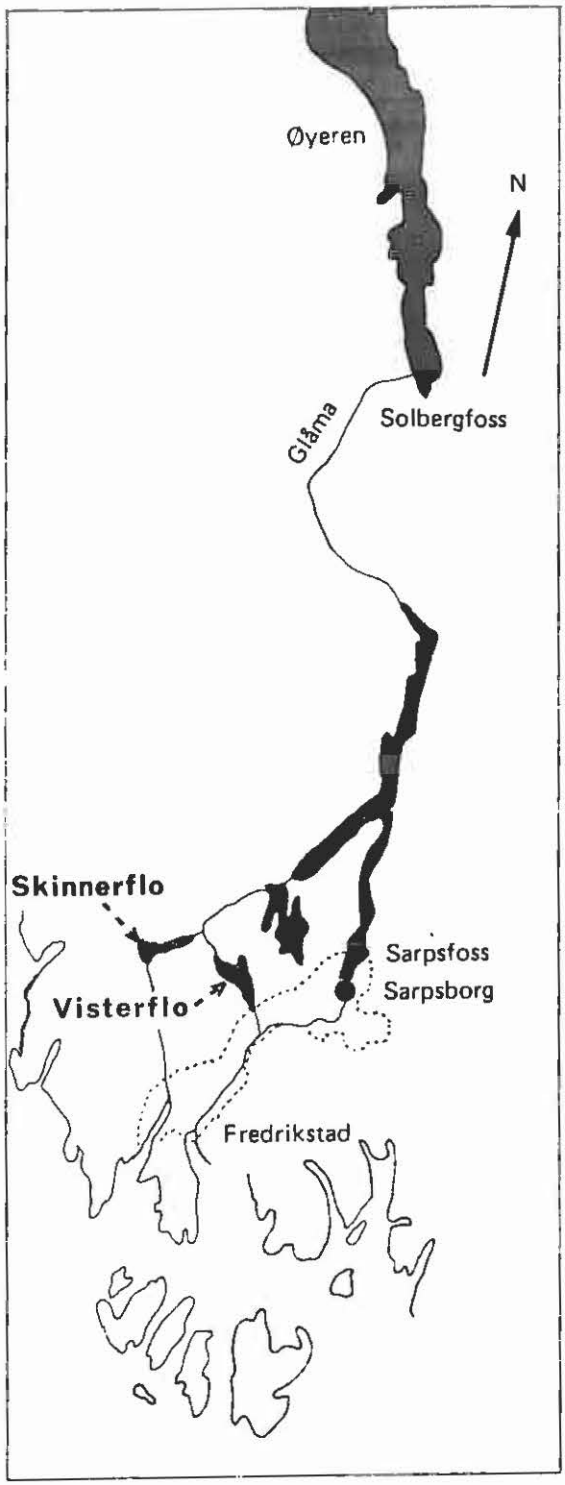
Kartskisse over Glomma i Østfold er vist i figur 2.1. Størsteparten av Glommas nedbørfelt nedstrøms Øyeren, som ligger i Østfold, er beliggende under den øvre marine grense i det sør-østnorske grunnfjellsområdet. Berggrunnen består i hovedsak av gneis og granitt. Langs vassdragsavsnittet finnes det store marine avsetninger, bl.a. leire. Dette, sammen med den høye jordbruksaktiviteten i området, gjør at vannet ofte er erosjonspåvirket, dvs. har et høyt innhold av leirpartikler.

Visterflo

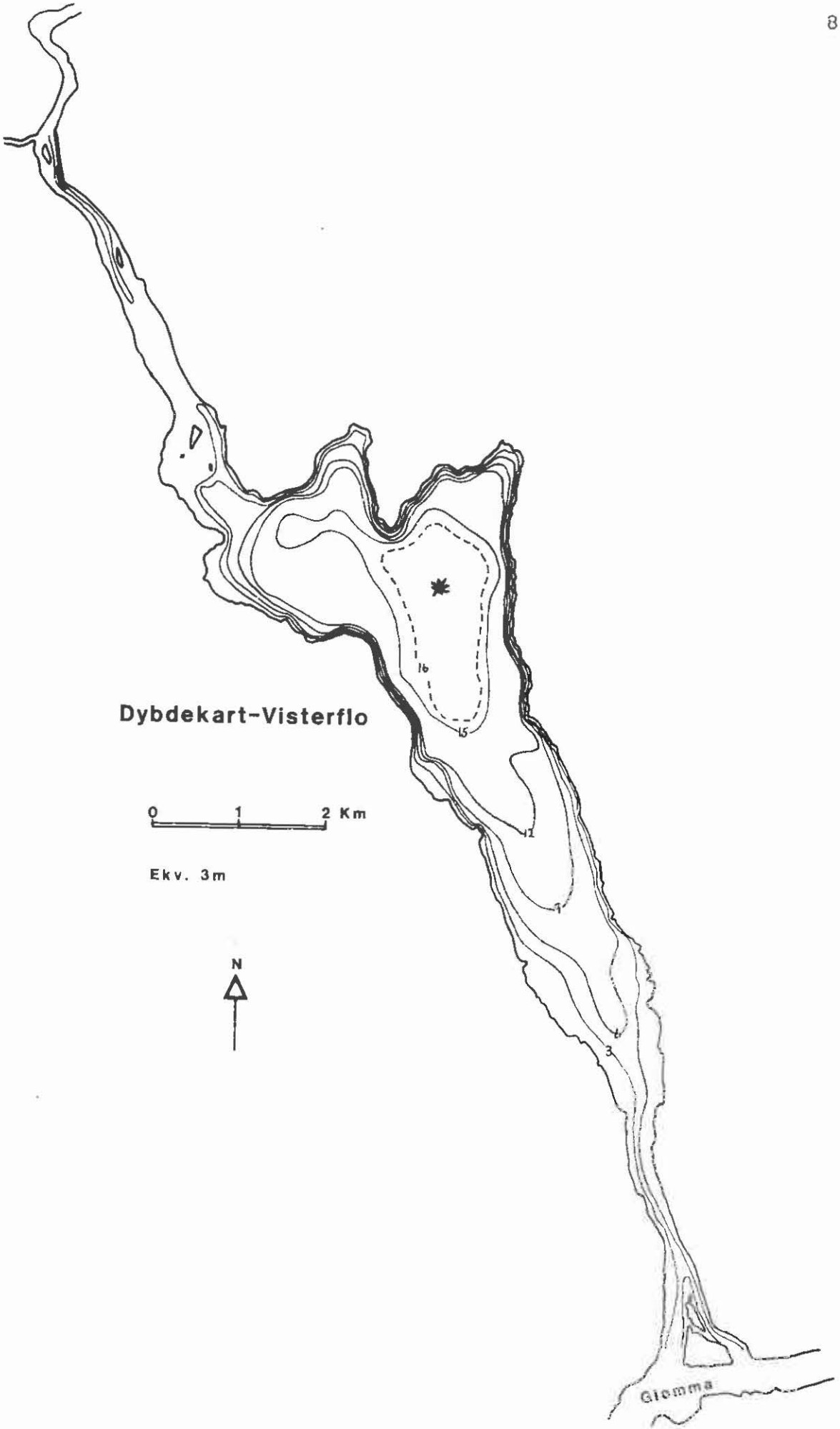
Visterflo er en noe saltvannspåvirket innsjø beliggende mellom Ågårdselva og Glommas hovedløp ved Greåker.
Dybdekart for Visterflo er vist i fig. 2.2. Største dyp er ca. 16 m. Middeldyp er ca. 8,5 m og innsjøens areal ca. 4 km^2.

Skinnerflo

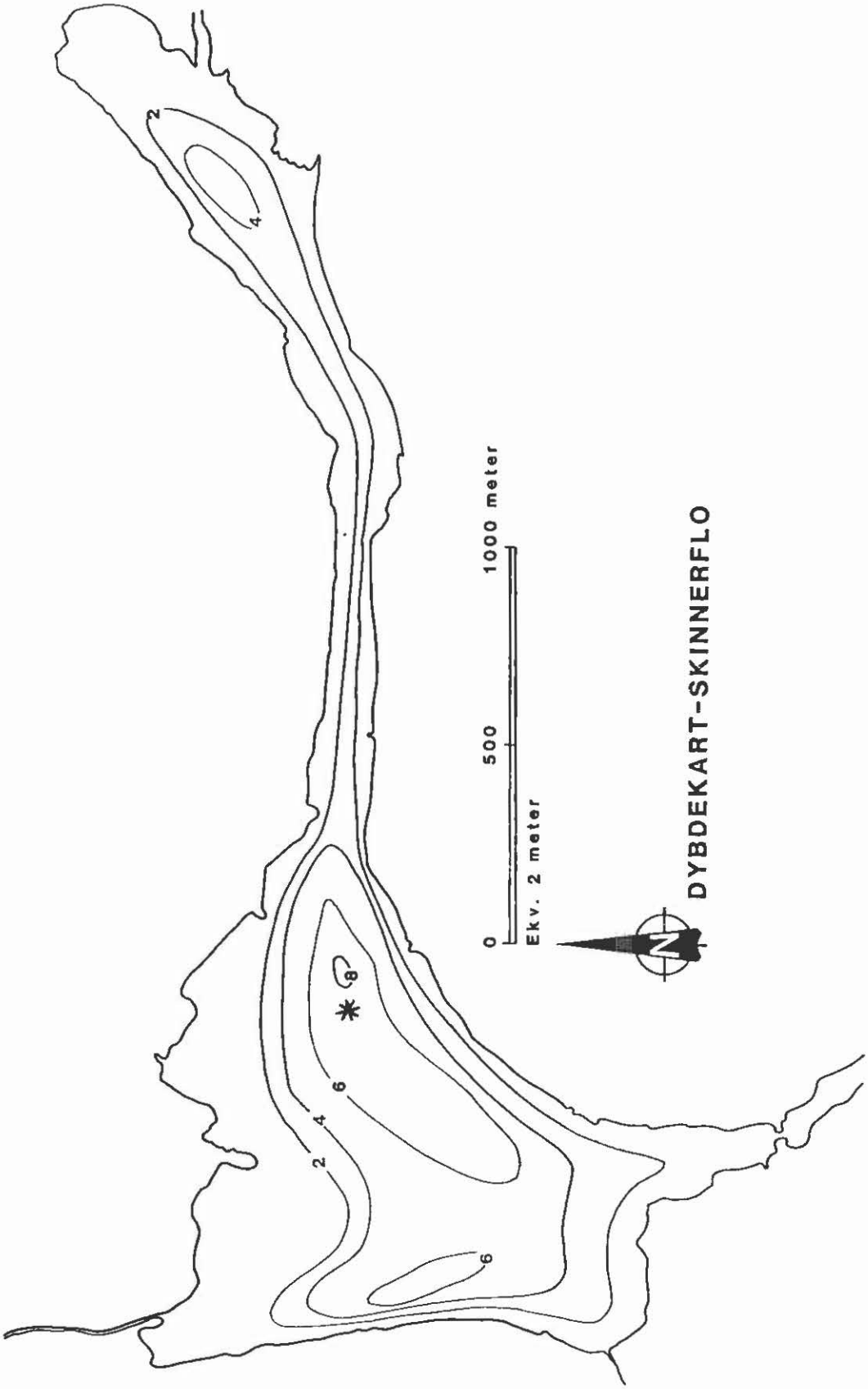
Skinnerflo utgjør en del av Glommas vestre gren. Innsjøen har avløp til havet via Seutelva.
Dybdekart for Skinnerflo er vist i fig. 2.3. Skinnerflo har et overflateareal på 1,5 km^2 og er en meget grunn innsjø (maks. dyp ca. 8 m, middeldyp ca. 3 m). Dette medfører at Skinnerflo har en høy intern næringsbelastning.



Figur 2.1 Glomma i Østfold med prøvetagningsstasjoner.



Figur 2.2 Dybdekart over Visterflo med prøvetagningsstasjon.



Figur 2.3 Dybdekart over Skinnerflo med prøvetagningsstasjon.

3. BRUKERINTERESSER

Det bor vel 500.000 mennesker i hele nedbørfeltet og halvparten benytter Glomma som resipient for avløpsvann. Ca. 100.000 mennesker får drikkevann fra en rekke vannverk som benytter de nedre delene av Glomma som råvannskilde. I tillegg benytter industrien store mengder vann fra Glomma som prosessvann. Nedre deler av Glomma renner gjennom et av Norges mest industrialiserte område med mange forskjellige typer av industrivirksomhet.
Fallene ved Solbergfoss, Kykkelsrud, Vamma og Sarpsfoss er utnyttet til kraftproduksjon. Det har dessuten gjennom flere hundre år vært drevet tømmerfløting i vassdraget. Denne aktiviteten opphørte i 1985.

Glomma er også flittig benyttet som rekreasjonsområde med gode muligheter for sportsfiske og naturopplevelser.

4. FORURENSNINGSTILFØRSLER

Det er foreløpig ikke utarbeidet forurensningsregnskap for nedbørfeltet fra Øyeren til Oslofjorden. Dette arbeidet er imidlertid påbegynt i forbindelse med vannbruksplanleggingen i vassdraget. Forurensnings-regnskapet vil bli presentert i egen rapport i løpet av 1988.

Utslipp fra tettbebyggelse

Det er pr. i dag 12 kloakkrenseanlegg som behandler avløpsvann fra fra tettsteder i dette nedbørfeltet.

I tabell 4.1 og 4.2 er henholdsvis eksisterende og nye/planlagte renseanlegg, tilknytning etc. listet opp.

Tabell 4.1. Tabell over eksisterende renseanlegg i nedbørfeltet.

Navn		Eier	Start	Belastning p.e.	Dimensjon p.e.	Prosess
1.	Skjønhaug	Trøgstad	1976	2000	2500	Kjemisk
2.	Solberg-foss	Askim	1983	100	200	Simultanf.
3.	Mysen	Eidsberg	1978	4500	9500	Kjemisk
4.	AHSA	AHSA	1980	18080	28000	Kjemisk
5.	Rakkestad	Rakkestad	1977	2600+ind.	3300+ind.	Etterfell
6.	Kirkeng	Rakkestad	1976	300	350	Simultanf.
7.	Østbygda	Rakkestad	1977	100	200	Simultanf.
8.	Skiptvet*	Skiptvet	1976	1200	1500	Kjemisk
9.	Varteig	Varteig	1979	190	300	Simultanf.
10.	Ise	Skjeberg/ Varteig	1985	500	1100	Kjemisk
11.	Jelsnes	Tune	1982	180	500	Simultanf.
12.	Kolstad	Tune	1982	70	175	Simultanf.
				33500	47625	

* Ombygges/utvides til et biologisk anlegg med mulighet for kjemikalietilsetting.

Tabell 4.2 Nye og planlagte anlegg i nærmeste fremtid

Navn	Eier	Start	Dimmensj.belastn.	Prosess
13. Furuholmen	Varteig	1988	100	Biologisk
14. FOA	FOA	1989	100000	Kjemisk
15. Alvim	SIA	1989	60000	Kjemisk

Anleggene FOA og Alvim blir liggende nedenfor Sarpsfossen.

Tabell 4.3 Oversikt over midlere utløpskonsentrasjoner, renseeffekt, tilføringsgrader og driftsvurdering for de enkelte renseanlegg.

Navn	Utløps-kon. g/l		Renseeffekt (%)		Midlere til-føringsgrad (%)	Drifts-vurdering
	TP	TOC	TP	TOC		
Skjønnhaug	0,44	33	96	83	69	God
Mysen	0,30	26	94	69	70	Akseptabel
AHSA	0,17	18	96	55	82	God
Skiptvet	0,42	41	94	58	73	Akseptabel
Ise	0,32	24	94	60	73	Akseptabel
Rakkestad	0,64	25	94	85	*	Ikke tilfr.
Solbergf.	0,80	30	91	72	*	Akseptabel
Kirkeng	0,83	31	90	67	*	Ikke tilfr.
Østbygda	1,71	50	82	62	*	Ikke tilfr.
Varteig	0,81	30	91	72	*	Ikke tilfr.
Jelsnes	0,64	17	94	90	72	Akseptabel
Kolstad	0,49	20	94	84	72	Akseptabel

* Ikke beregnet.

Årsaken til at noen av anleggene ikke blir vurdert til å fungere tilfredsstillende kan variere fra anlegg til anlegg, men de vanligste årsakene er mangelfull driftskontroll på anlegget og dårlig standard på avløpsnettet. Mangelfull driftskontroll kan bl.a. rettes på ved å øke tilsynet/bemanningen på anlegget. Et dårlig ledningsnett fører til stor variasjon i mengde og sammensetning av tilført avløpsvann. Dette virker negativt inn på renseresultatet og dermed dårligere fjerning av forurensning. Drift og vedlikehold av ledningsnettet er lavt prioritert.

Som det går fram i tabell 4.3 blir renseanleggene ikke tilført all den kloakk de teoretisk skulle få tilført ut fra tilknytningen til anlegget. Dette indikerer at en del kloakk forsvinner ut av avløpsnettet før det kommer fram til renseanlegget.

Forurensningene fra tettstedene i dette nedbørfeltet tilsvarer en forurensningsmengde på ca. 37.000 personer (p.e.), inkludert noe industri. Ca. 33.500 av disse p.e. er knyttet til renseanlegg. Ut i fra tilknytningen til de enkelte renseanlegg, anslått tilføring av kloakk til renseanlegget og restutslipp fra renseanlegg, har en i tabell 4,4 antydet hvor mye forurensning som forsvinner tilnærmet urenset ut i nedbørfeltet til Glomma.

En gjør oppmerksom på at anslåtte tilførsler til renseanleggene har innebygget i seg noe usikkerhet. Dessuten vil en del av den produserte forurensning ikke komme fram til Glomma da det vil foregå en viss selvrensning i bekker og elver fram til Glomma. Utslippene kan imidlertid skape store lokale forurensningsproblemer (lukt, misfarging etc.) i bekker og elver hvor dette ledes ut.

Tabell 4.4 Anslått forurensning fra tettsteder (% av forurensnings-produksjonen) som går ut i nedbørfeltet til Glomma.

Kilde	Størrelse på forurensning P.e.som TP/P.e.	som org.stoff	% av totalt ant. p.e. TP	Org.stoff
Ikke tilknyttet renseanlegg	3500	3500	10	10
Utklekking fra avløpsnett og overløp	11600	3500	31	31
Restutslipp fra renseanlegg	1100	3400	3	9
Som utslipp/ forurensning	16200	18500	44%	50%

Beregningene baserer seg på opplysninger fra utslippskontrollen av renseanleggene, anleggenes egne årsrapporter m.m.

Av tabell 4.4 går det fram at i underkant av 50% av den produserte forurensningsmengde fra tettstedene forsvinner tilnærmet urenset ut i miljøet.

Avløpsanleggene reduserer dermed idag de totale forurensninger med bare 50- 60%. For å få redusert forurensning av kloakk fra tettstedene ytterligere, må man øke renseeffekten på renseanleggene og/eller bedre tilføringen av produsert kloakk til renseanleggene. Det siste vil gi den største gevinsten og kan gjøres ved å sanere/utbedre gammelt ledningsnett og ved å knytte eksisterende bebyggelse inn på avløpsnett. Innskjerping av driftsrutiner, vedlikehold og beredskap på transport-systemet er særlig viktig.

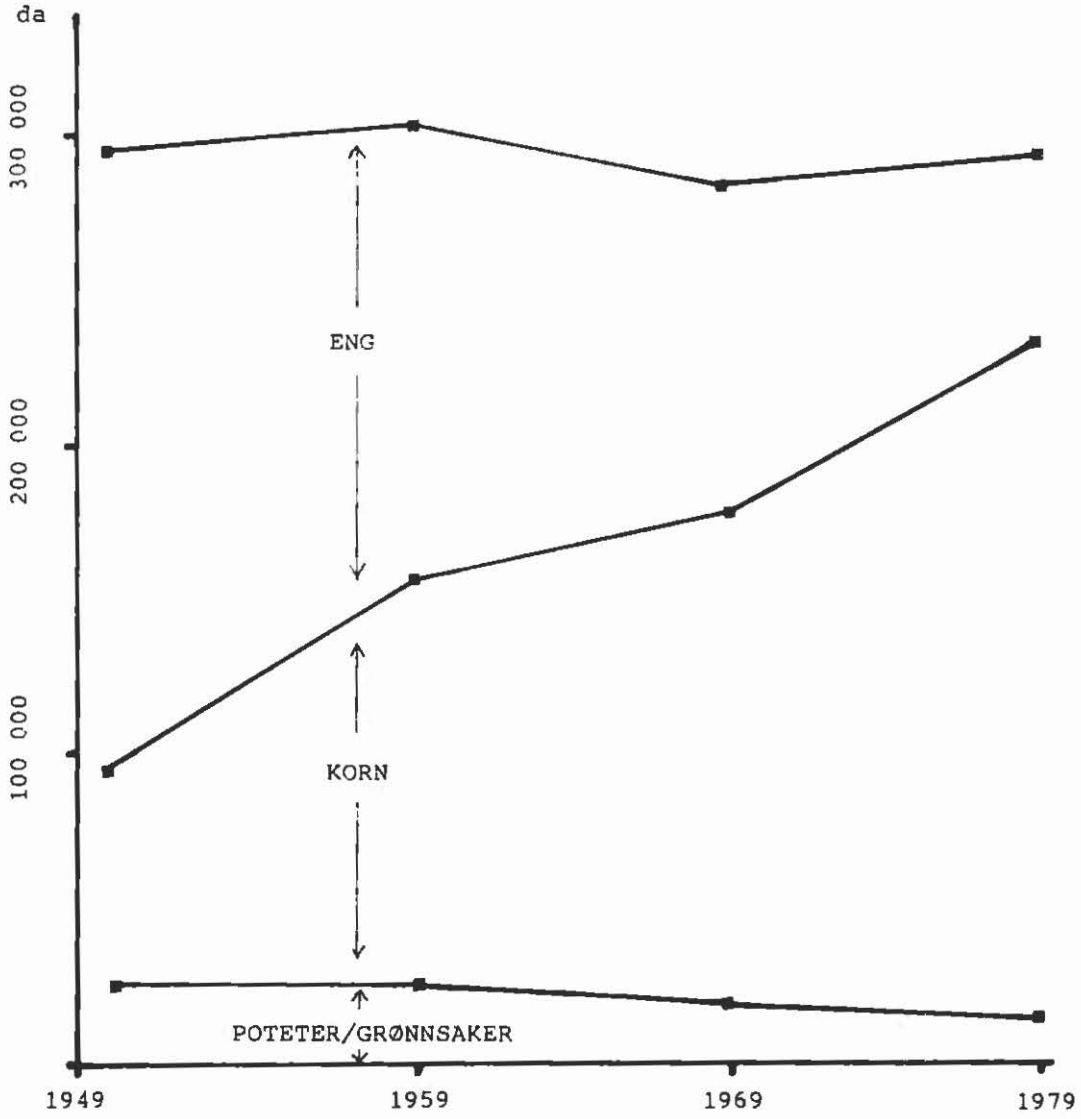
Utslipp fra spredt boligbebyggelse

Nye boliger bygges i dag med infiltrasjonsanlegg, sandfilter eller minirenseanlegg. En avløpsløsning med sandfilteranlegg forutsetter at klosettavfallet skal gå til tett tank evnt. at det benyttes biologisk klosett. Bortsett fra minirenseanlegg som er ganske nytt, er dette løsningen som er blitt benyttet de siste 10 - 15 år. Vi kan regne med at gjennomsnittlig renseeffekt ligger på rundt 50% mht. til organiske stoff og fosfor.
Boliger bygget før 1972 har foreløpig ikke fått noe krav om rensing og har derfor anlegg som varierer fra ingenting til slamavskiller.

Forurensningstilførselen fra landbruket

Forurensninger i form av næringsstofflekkasje og tap av jord har vært sterkt økende. Forklaringen ligger etter all sannsynlighet i den strukturrasjonalisering og spesialisering som har funnet sted i landbruket i etterkrigsårene. Fra Mjøsbygdene og ned til havet har jordbruket utviklet seg fra et vekstskiftejordbruk med et relativt stort innslag av eng og beiter til å bli mer ensidige kornbygder (fig. 4.1). Jorda blir med dette liggende mer åpen og dermed mer erosjonsutsatt. Bakkeplanering - og arronderingstiltak har utvilsomt også bidratt til større jorderosjon i dette området.

Figur 4.1. Arealet med eng, korn og poteter/grønnsaker i Varteig, Skiptvet, Eidsberg, Askim og Spydeberg i perioden 1949-1979.



Selv om husdyrtallet er gått ned, er det mye som tyder på at gjødselavrenningen er like stor og kanskje større enn tidligere. På husdyrbrukene er dyretallet ofte høyt i forhold til spredningsarealet. Mer tyntflytende og næringsrik husdyrgjødsel gir også muligheter for større avrenning. For liten lagringskapasitet og utette lagerrom gir dessuten uønsket avrenning som følge av vinterspredning eller direkte

lekkasjer. I moderne jordbruk gjødsles det mer enn det høstes. Bruken av handelsgjødsel har stadig økt de siste 20 årene uten av avlingen har økt tilsvarende. Dette gjelder særlig plantenærings-stoffene fosfor og nitrogen. Denne utviklingen har også bidratt til næringsstofflekkasje til vassdraget.

Tabell 4.5 Liste over antall gjødsellagre og siloer som fortsatt trenger utbedringstiltak for å unngå forurensning. For gjødsellagre er utbedringskostnader angitt.

	Gjødsellagerutbedringer			
	Mindre <50.000	Betydelige 50-200.000	Større >200.000	Utbedring av siloer(antall)
Askim	7	15		8
Borge	8	13	1	3
Eidsberg		20	4	1
Fredrikstad + Rolvsøy		1		
Kråkerøy	1		2	
Onsøy	6	13	1	3
Rakkestad	21	56	1	4
Råde		3		
Skiptvet	18	4		2
Skjeberg	12	19	1	14
Spydeberg	5	10	1	9
Trøgstad		14		14
Tune	6	6		5
Varteig	5	6		5

Utslipp fra industri

Oppstrøms Sarpsfoss/Sølvstufoss er avløpet fra samtlige industribedrifter med prosessavløpsvann tilkoblet kommunale kloakk-renseanlegg. Utslippsmengden mht. fosfor, nitrogen og organiske stoff inngår dermed i opplysningene om kommunale utslipp (omregnet til personekvivalenter).

Bedriften Norsk Fett og Lim A/S hadde sitt utslipp på Skinnerflo/Seut-elva fram til 1985. Dette utslippet utgjorde 16000 p.e. målt om organisk stoff. Prosessavløpet er i dag ført frem til FOAs anlegg ved Øra.

5. METEOROLOGI OG HYDROLOGI

Klimaet er i syd stort sett maritimt. Årsnedbøren ved Sarpsborg er i gjennomsnitt ca. 850 mm, mens årsmiddeltemperaturen stort sett vaierer mellom 4-6^{0}C. Vassdragets midtre deler er mer preget av innlandsklima.

Fig 5.1 viser ukenedbøren (i mm) ved Baterød gjennom året 1986. Årsnedbøren i 1986 var noe mer enn det normale. En stor andel av nedbøren kom i august og senhøstes.

Fig. 5.2 viser vannføringen (i m^3/sek.) ved Solbergfoss 1986. Den største vannføringen fant sted i mai og juni. Den første toppen skyldes vårflommen og den andre (i juni) skyldes Ottaflommen (smelte-vann fra fjellet).

Midlere/gjennomsnittlig vannføring ved Solbergfoss for forskjellige år er vist i tabell 5.1.

Tabell 5.1. Midlere/gjennomsnittlig vannføring ved Solbergfossen (m^3/sek.)

År	Vannføring (m^3/sek.)
1931-60	660
1976	591
1977	808
1978	683
1979	983
1980	884
1981	848
1982	736
1983	905
1984	914
1985	1281
1986	611

Glommavassdraget er gjenstand for betydelige reguleringer. De største reguleringsmagasinene ligger i vassdragets øvre deler. Total magasinprosent er i dag ca. 10%. På strekningen fra Øyeren til Oslofjorden er det kun elvekraftverk (Solbergfoss, Kykkelsrud, Vamma og Sarpsfoss). Det oppstår relativt raske svingninger i vannstanden oppstrøms disse damanleggene ved endringer i tappingen. Ved Solbergfoss er det i tillegg til overløpene anlagt en flomavledningstunnel. Denne har til hensikt å redusere flomvannstanden i Øyeren under ekstreme vannføringer.

Karakteristiske data for kraftverkene nedstrøms Øyeren er gitt i tabellen nedenunder.

Anlegg	Solbergfoss	Kykkelsrud	Vamma	Sarpsfoss
Eier	Staten/Oslo lysverker	Hafslund/ Oslo lysverker	Hafslund	Hafslund/ Orkla-Borregaard
Fallhøyde (m)	20,8	27,0	27,5	20,8
Slukeevne (m^3/sek.)	1200	1280	1000	980
Installasjon (MW)	185	225	209	155
Produksjon (GWh/år)	900	1250	1200	850

Ved Furuholmen i Várteig deler Glomma seg i to løp. Det østre - hovedløpet - fortsetter nedover til Sarpsborg, mens det vestre først passerer det grunne, men brede elvestykket Mingenore, og derpå ut i det ca. 6,5 km lange Mingevann. Mingevann var tidligere skilt fra Isnesfjorden ved et smalt sund gjennom Trøsken, en steinterskel som tidligere lå ca. 0,5 m over Mingevannets lavvannstand. Ved Trøsken er elveløpet bare ca. 30 m bredt. Tidligere rant det først ved midlere vannføring Glommavann herfra og inn i Isnesfjord. Fra Isnesfjordens nordvestlige hjørne fortsetter Glommas vestre arm under navnet Ågårdselva i en del større og mindre stryk til Visterflo og Skinnerflo. Visterflo står i forbindelse med Glommas hovedløp ved Greaker, mens Skinnerflo har sitt avløp til Seutelva som renner ut i Glommas hovedløp ved Ørebekk.

Den ca. 2 km lange elvestrekningen Mingenore, som forbinder Glomma med Mingevann, lå tidligere for det meste tørr ved lavvann - bortsett fra en smal renne i midten hvor vann fra Mingevann i vintertiden rant tilbake til Glomma. Da denne renna var smal og grunn og til dels kroket, ble det utarbeidet planer om å utdype og rette den ved mudring slik at den kunne gi plass for tømmerføringer. Dette arbeidet kom imidlertid kun delvis til utførelse, idet Fredrikstad Tømmerdireksjon, A/S Borregaard og A/S Hafslund ble enige om å bygge en reguleringsdam ved Sarpsfossen som hevet vannstanden i Mingenoret så pass meget at mudringsarbeidene i vesentlig grad kunne innskrenkes.

Ved Trøsken bidro steinura på tvers av vassdraget til at vannkommunikasjonen mellom Mingevann og Isnesfjord først oppsto når Glommas vannføring oversteg ca. 460 m^3 pr. sekund. I Trøsken ble det derfor skutt ut en kanal tilstrekkelig bred og dyp til gjennomførsel av tømmerføringer under lav vannstand. Det ble har gjort ferdig et slusekammer i 1907/08, men sluseportene ble ikke montert idet de interesserte parter - A/S Borregaard og A/S Hafslund - gikk med på å la kanalen stå åpen inntil 1917. Erfaringene man høstet i denne tiden ledet til at man med departementets samtykke i stedenfor sluser innsatte en klappedam som kunne åpnes hver gang tømmerføringene skulle igjennom Trøsken. Den samme vannmengde som tømmerfløtingen i 1887 hadde fått tillatelse til å ta ut gjennom tømmerrennene ved Sarpsfossen, nemlig 3,15 m^3 pr. sekund, beholdt man rådigheten over ved forlengelsen av Glommas vestre løp. Ved manøvreringen av klappedammen i Trøsken måtte man da sørge for at bare den tillatte vannmengde ble uttatt fra Glommas hovedløp. Når Glommas vannføring sank under 460 m^3 pr. sekund og vannet ikke lenger løp over Trøskenterskelens nivå, sank vannstanden i Isnesfjorden etter hvert som Sanne- og Solli bruk utnyttet sin tappingsrett. Nivåforskjellen mellom Mingevann og Isnesfjord kunne til sine tider forårsake en betydelig økning av strømhastigheten ved Trøsken slik at fløtningen ble vanskeliggjort. For å avbøte denne ulempen ble det truffet avtale med Sanne- og Solli bruks eiere om at disse skulle gi avkall på sin tappingsrett mot en årlig godtgjørelse. Denne rent midlertidige avtale ble i 1934 avløst av en varig ordning, hvoretter tømmerdireksjonen innløste Sanne- og Solli bruks tappingsrett og forpliktet seg til å oppføre en dam ved Sølvstufoss av samme høyde som Trøsken, slik at kanalen i Trøsken kunne stå åpen hele fløtningstiden.

Vannføringen i Ågårdselva reguleres nå ved denne dammen i Sølvstufossen. Manøvreringsreglementet (1936) foreskriver stengt dam under vannføringen i Glomma under 500 m^3 i sekundet. Vinterstid tilføres vann tilsvarende naturlig tilløp til Isnesfjord gjennom et rør i dammen.

Siden 1977/78 har det vært gjennomført en prøvetapping vinterstid på ca. 1 m^3 pr.sekund i Ågårdselva for å sikre oppvekstmulighetene for fiskeyngel. Borregaard A/S og Hafslund A/S søkte i 1982 om å foreta en endring i manøvreringen av Sølvstudammen. Søknaden går i korthet ut på at gammel reguleringskurve skal følges for vannføring i over 1100 m^3 pr sekund i Glomma (Solbergfoss). For vannføring mellom 670 og 1100 m^3 pr. sekund skal det slippes 20 m^3 pr. sekund. Ved vannføringer under 670 m^3 pr. sekund i Glomma, følges den gamle reguleringskurven. Minstevannføringen settes til 7 m^3 pr. sekund i perioden 15.5 til 1.9. og 1 m^3 pr. sekund fra 1.9 til 15.5.

Vannbevegelsen i Visterflo er i stor grad bestemt av vannføringen i Ågårdselva og av flo og fjære. I mindre grad påvirker vinden strømforholdene. Ved stor vannføring i Ågårdselva (større enn 100 m^3 pr. sekund) vil vannmassene i empilimnion (vannmasser over tetthetssprang-

I undersøkelsesperioden (fra 1978) er det bl.a. analyset på totalfosfor (TP), totalnitrogen (TN), silikat, turbiditet, suspendert stoff (SS) og vannets farge. I 1986 ble det utført et mer grundig analyseprogram på enkelte tungmetaller.

Så langt det er mulig er det i denne rapporten laget en ovesikt over utviklingstendenser til enkelte parametre fra 1976 fram til 1986 i Mjøsa-Glomma vassdraget.

7. RESULTATER

7.1 Forurensningstransport.

Tabell 7.1 viser transporten av totalfosfor (TP), totalnitrogen (TN) og suspendert stoff (SS) i tonn pr. år ved Sarpsfossen, Glomma. Det kan se ut som transporten av fosfor er langt høyere i 1986 enn i perioden 1978-83, mens nitrogentransporten er den samme som før. Det kan også se ut som om det eroderte ut større mengder partikler (SS) til Glomma i 1986 enn tidligere år. Dette til tross for at vannføringen i 1986 var lav (tab. 5.1.).

Tabell 7.1 Transport av TP, TN og suspendert stoff (SS) i tonn pr. år ved Sarpsfossen (Glomma):

	TP tonn P/år	TN tonn N/år	Suspendert stoff tonn/år
1978	276	8540	
1979	409	11575	
1980	400	11300	
1981	340	11352	
1982	345	10423	
1983	409	12360	
1986	600	10630	268193

7.2 Fysiske og kjemiske forhold

Glomma oppstrøms Sarpsfossen.

Figur 7.1 viser middelverdier for totalfosfor, totalnitrogen og suspendert og total organisk karbonstoff i 1986. Verdiene er noe usikre pga. ujevn prøvetaking gjennom året.

Visterflo 1983 og 1984

Figur 7.2 viser middelverdier for utvalgte fysiske og kjemiske parametre i 1983 og 1984.

På grunn av innstrømming av sjøvann har bunnvannet en relativt høy saltholdighet. Ca. 1/2 m over bunnen ble ofte saltholdighten målt til 1,0-1,3 $^0/_{00}$. Konduktiviteten ble målt til ca. 200 mS/m. I overflatevannet (0,4 m) varierte konduktiviteten fra 4,7-21 mS/m i perioden 29.5 - 11.9.84. De laveste verdiene er lik de som blir målt i Glommas hovedløp.

sjiktet) bevege seg mot Greaker. Utskiftningen av bunnvannet fra 10-12 meters dyp og nedover er imidlertid en god del dårligere. Ved liten vannføring i Ågårdselva pendler vannstrømmen i Visterflo fram og tilbake i takt med flo og fjære. I den øvre delen av Visterflo er det en tidsforskjell på 1 - 1 1/2 time i flo/fjære sammenlignet med Fredrikstad.

Salinitetsmålinger i Visterflo viser at vannets innhold av løse salter er større enn Glomma ved Sarpsfossen - særlig i bunnvannet. Dette indikerer at det i en viss grad strømmer inn saltvannspreget Glommavann ved Rolvsøysundbro. Da vanndypet ved terskelen er bare ca. 3 meter, vil det trolig bare unntaksvis forekomme innstrømninger av større vannvolumer med saltholdig vann.

Midlere oppholdstid i Visterflo er teoretisk beregnet til ca. 200 døgn. Under vintervannsføring er oppholdstiden ca. 400 døgn, mens oppholdstiden under flomvannsføring er på bare noen få dager.

Ved Solli går en arm av Ågårdselva inn i Skinnerflo. Utløpet av Skinnerflo (Seutelva) var i perioden 1956-1986 tett som følge av et leirras. Seutelva ble i 1985/86 kanalisert og vannforbindelsen til Glomma ved Ørebekk ble gjenopprettet. I perioden 1956-86 hadde Skinnerflo med andre ord avløp mot Visterflo. Tiltettingen av Seutelva bidro videre til at vannutskiftningen i Skinnerflo ble betydelig redusert i denne perioden. I likhet med i Viserflo pendlet vannstrømmen ut og inn av Skinnerflo i takt med flo og fjære når vannføringen i Ågårdselva var liten. Strøm- og utskiftningsforholdene i Skinnerflo etter at Seutelva ble gjenåpnet er ennå ikke helt avklart, men målinger pågår.

6. MÅLEPROGRAM

Undersøkelser i Glomma ved Sarpsfossen ble utført av NIVA i perioden 1978-83. Fra juni 1978 ble det tatt prøver ukentlig (ofte noe sjeldnere om vinteren). Det ble tatt en blandprøve på ca. 5-10 l pr. gang med en 2-liters vannhenter fra overflaten.

I 1986 ble innsamling og analysering utført av miljøvernavdelingen i Østfold. I løpet av året ble 26 prøver innsamlet, hyppigst under vår- og høstflommen.

På grunn av den sterke sjiktningen i saltholdighet mot bunn er oksygenforholdene rett over bunnen svært dårlige (0-6% oksygenmetning) fra slutten av juli til midten av september.

Skinnerflo 1985 og 1986

Figur 7.3 viser middelverdier for utvalgte fysiske og kjemiske parametre i 1985 og 1986.

Konsentrasjonen av næringsstoffer (TP, TN) og klorofyll a viser at Skinnerflo er en eutrof innsjø. Konsentrasjoner av suspendert stoff er meget høy og er årsaken til det lave siktedypet. Forholdene har imidlertid bedret seg fra 1985 til 1986. Dette kan skyldes at utslippene fra Norsk Fett og Lim A/S til Skinnerflo opphørte i 1985. Dessuten har kanaliseringen av Seutelva (1985/1986) ført til en større vanngjennomstrømming/-utskifting.

7.3 Erosjon

Siktedyp, vannets farge og turbiditet

Siktedypet er bestemt av vannets farge og turbiditet. Vannets farge i Øyeren og nedre del av Glomma er i stor grad bestemt av humusstoffer, mens turbiditeten er bestemt av vannets innhold av suspendert stoff (erosjonsmateriale) som ofte består av leirepartikler. Algene har ofte en relativt liten innvirkning på turbiditeten, spesielt om våren og høsten.

I tabell 7.2 er middelverdier for vannets farge (i mg Pt/l) og turbiditet (i FTU-enheter og som tørrstoff SS i mg/l) vist for overflatevannet i Øyeren, Skinnerflo, Visterflo og i Glomma ved Sarpsfossen i perioden 1977-86. For innsjøene er også middelverdien for siktedyp tatt med. Det synes som om vannets farge og turbiditet øker noe fra Øyeren til Sarpsfossen.

Tabell 7.2 Middelverdier for vannets farge, siktedyp, turbiditet og suspendert stoff SS på forskjellige stasjoner 1977-1986.

	Øyeren				Sarpsfossen (Glomma)			Visterflo			Skinnerflo		
	Turbiditet (FTU)	Tørrstoff SS (mg/l)	Farge mg Pt/l	Siktedyp (m)	Turbiditet (FTU)	Tørrstoff SS (mg/l)	Farge mg Pt/l	Tørrstoff SS (mg/l)	Farge mg Pt/l	Siktedyp (m)	Tørrstoff SS (mg/l)	Farge mg Pt/l	Siktedyp (m)
1977	2,4	2,0		2,7									
1978	1,6	4,3		2,4	3,3		36						
1979	3,3	2,7		2,5	4,5		50						
1980	3,7	3,4	35	2,3	7,7		50						
1981	2,3	3,0		2,8	8,3		55				36	88	
1982	2,0	2,0		2,9	6,9		69						
1983	2,8	3,1		2,6	8,5	6,8	16			2,1			
1984	1,7	2,6		2,7				3,2		2,3			
1985	3,6	4,6		1,8							29,2	56	0,3
1986		2,1		2,7							22,7	30	0,35

Siktedypet i Øyeren er ofte helt bestemt av vannets innhold av erosjonsmateriale.

I Visterflo hadde turbiditet, (farge) og siktdyp samme størelsesorden som i Øyeren.

I Skinnerflo derimot, som er svært grunn, er turbiditeten svært høy. Midlere konsentrasjon av tørrstoff var høyere enn 20 mg/l og siktedypet var bare 0,3-0,35 m!

Da Skinnerflo er relativt sterkt vindeksponert vil resuspensjonen av lette bunnsedimenter bidra til å øke mengden suspenderte partikler i vannet. Spesielt gjelder dette etter perioder med sterk vind fra syd.

På grunn av ofte store horisontale og vertikale forskjeller i konsentrasjonen av erosjonsmateriale i et elvetverrsnitt, kan det være vanskelig å få et nøyaktig mål på transporten av suspendert materiale. Ofte kan den bunnære transporten være langt høyere enn transporten i overflatevannet, slik at den totale transport blir underestimert.

Det er registrert tiltagende oppgrunning i evjer og på stilleflytende partier i Glommas hovedløp. Oppgrunningen i enkelte evjer (f.eks. Engerbukta i Askim) synes å ha gått spesielt raskt de siste 10-15 årene. Det er nærliggende å sette dette i sammenheng med økningen i arealer med åpen åker og bakkeplaneringstiltak i nedbørfeltene til de vannsystemene som munner ut her. I Glommas hovedløp har oppgrunningen trolig også sammenheng med regulering av vassdraget. Færre storflommer og generelt mindre flomvannføringer har redusert utspylingen av lette bunnsedimenter.

Figur 7.4 viser variasjoner i vannets farge i Glomma oppstrøms Sarpsfossen i 1986. Vannets farge var ofte høyest under vårflommen og om høsten i nedbørrike perioder.

Figur 7.5 viser variasjoner i suspendert stoff (SS) og gløderest ved Sarpsfossen i 1986. Også her er verdiene størst i vårflommen og om høsten i nedbørrike perioder.

Dersom vannets farge (humusinnhold) ikke er for høyt kan siktedypet brukes til å angi tilnærmet innhold av suspendert materiale (SS) som vist i figur 7.6. Dersom siktedypet i Glomma ønskes økt til 3 m må innholdet av SS senkes til ca. 2 mg tørrstoff/l.

Skinnerflo har et svært høyt innhold av SS som må reduseres betydelig for å få et akseptabelt siktedyp.

7.4 Eutrofiering. Plantenæringsstoffer (P, N, Si) og planktonalger.

Plantenæringsstoffer.

Fosfor.

Middelverdier for konsentrasjonen av totalfosfor (TP) på forskjellige stasjoner i Mjøsa-Glomma vassdraget i perioden 1976-86 er vist i tabell 7.3. TP-konsentrasjonen synes å øke noe nedover i vassdraget, men konsentrasjonen ved Sarpsfoss og i Øyeren er bemerkelsesverdig like. Konsentrasjonene kan variere noe fra år til år, men det er ikke mulig å påpeke noen signifikant endring i perioden. TP-konsentrasjonen

ved Sarpsfoss synes å være høyere i 1986 enn i perioden 1978-83. De høye verdiene i 1985 skyldes spesielt høy vannføring dette året.

I Visterflo (1984) synes TP-konsentrasjonen å være av samme størrelsesorden som i Glommas hovedsystem.

I Skinnerflo (1985 og 1986) derimot var midlere TP-konsentrasjon over 100 µg P/l og lokaliteten derfor sterkt eutrof.

Kystresipientene (Øra og Lera) hadde omtrent samme eller noe lavere TP-konsentrasjon enn i Glomma.

Tabell 7.3 Middelverdier for totalfosfor (TP) på forskjellige stasjoner 1976-1986.

	Mjøsa	Svanfoss (Vorma)	Rånåsfoss (Glomma)	Øyeren	Solbergfoss (Glomma)	Sarpsfoss (Glomma)	Skinnerflo	Visterflo	Kystresipienter	
									Lera	Øra
1976										
1977		14	15	16						
1978		16	19	17	16	20				
1979		17	17	19	15	20				
1980		16	17	34?	19	20				
1981		21	13	19		19				17-27
1982	7-10	11	14	18		17				
1983		15	21	19		18		16		
1984		12	28	20				13		
1985		26	28	37			155		15	21
1986				16		ca 30	102		18	

Fig. 7.7. viser konsentrasjonen av TP gjennom året i prøver fra Glomma ved Sarpsfossen. Konsentrasjonene var ofte høye ved høy vannføring om våren og i perioder med mye nedbør om høsten.

Nitrogen.

Middelverdier for konsentrasjonen av totalnitrogen (TN) på de samme stasjoner i den samme perioden er vist i tabell 7.4. Det synes som om TN-konsentrasjonen ved Sarpsfoss var noe høyere enn på stasjonene lenger oppe i vassdraget. Mjøsa har de laveste TN-konsentrasjoner. Ved Sarpsfoss var middelverdien for 1986 høyere enn i perioden 1978-83, ellers er det vanskelig å påvise noen signifikant endring.

I Visterflo (1984) var midlere TN-konsentrasjon i samme størrelsesorden som i Glommas hovedsystem.

I Skinnerflo (1985 og 1986) var midlere TN-konsentrasjon 3-6 ganger høyere enn i Glommas hovedsystem.

Kystresipientene (Lera og Øra) hadde omtrent samme eller noe lavere TN-konsentrasjoner som i Glomma.

Tabell 7.4 Middelverdier for totalnitrogen (TN) på forskjellige stasjoner 1976-1986.

	Mjøsa	Svanfoss (Vorma)	Rånåsfoss (Glomma)	Øyeren	Solbergfoss (Glomma)	Sarpsfoss (Glomma)	Skinnerflo	Visterflo	Kystresipienter	
									Lera	Øra
1976	↑									
1977		624	669	430						
1978		415	383	460	465	480				
1979		453	484	439	480	598				
1980		411	375	412	480	568				
1981	400-600	406	321	417		579				
1982		466	363	381		566				
1983		728	531	470		541		525		
1984		550	480	403				410		
1985		526	443	420			2010		370	490
1986	↓			406			1230		390	

Fig. 7.8 viser konsentrasjonene av TN gjennom året i prøver fra Glomma ved Sarpsfossen. Konsentrajonene var ofte høye ved høy vannføring om våren og i perioder med mye nedbør om høsten.

Silisium.

Silisium (Si) er et viktig vekstbegrensende stoff for kiselalgene i Mjøsa. Silisiumbegrenset vekst for dominante kiselalger kan føre til at blågrønnalgen Oscillatoria sp., som ikke trenger silisium, blir dominant i algesamfunnet. Dette var tilfelle i Mjøsa 1975-78.
Fig 7.9 viser konsentrasjonen av løst reaktivt silikat (SRSi) i Glomma ved Sarpsfossen 1981. I juli var konsentrasjonen av SRSi svært lav og antagelig vekstbegrensende for kiselalgene.

Planktonalger.

Klorofyll a gir et relativt godt mål på biomassen av planktonalger. Tabell 7.5 viser middelverdien for klorofyll a på forskjellige stasjoner i Mjøsa-Glomma vassdraget i perioden 1976-86 (i vekstsesongen).

Tabell 7.5 Middelverdier for klorofyll a på forskjellige stasjoner 1976-1986.

	Mjøsa	Svanfoss (Vorma)	Rånåsfoss (Glomma)	Øyeren	Sarpsfoss (Glomma)	Skinnerflo	Visterflo	Kystresipienter	
								Lera	Øra
1976	4,8								
1977	4,3			6,8	5,4				
1978	3,6			6,8	5,6				
1979	3,5			4,8	5,1				
1980	2,5			7,3	6,0				
1981	3,4	5,7	4,0	6,6					
1982	3,1	4,5	5,5	5,3					
1983	2,9	2,0	2,3	4,2			4,3		
1984	3,4	3,5	3,7	5,9			6,6		
1985	4,5	3,6	2,8	5,5		27,7		3,4	3,2
1986				5,0		23,9		4,7	

Det synes å være en liten økning i Øyeren i forhold til Mjøsa. Konsentrasjonen av klorofyll a ved Sarpsfossen og i Øyeren synes imidlertid å være relativt like.

På grunnlag av disse tallene er det vanskelig å påvise noen signifikant endring i planktonbiomassen i perioden 1976-86. Tabell 7.6 som viser algebiomassen i mg våtvekt/l for Mjøsa og Øyeren i samme periode understøtter det samme.

I Visterflo (1984) var midlere konsentrasjon av klorofyll a noe høyere enn i Øyeren.

I Skinnerflo (1985 og 1986) var imidlertid midlere klorofyllinnhold 4-5 ganger høyere enn i Øyeren.

Kystresipientene (Lera og Øra) hadde omtrent samme eller noe lavere algebiomasse enn i Øyeren.

Algebiomassen i Øyeren og nedre Glomma er lav i forhold til TP-konsentrasjonen. Dette skyldes vannets korte oppholdstid og lysbegrensning på grunn av høy partikkeltetthet (erosjonsmateriale). Dessuten inneholder det partikulære materialet en god del fosfor som ikke er biologisk tilgjengelig.

Tabell 7.6. Algebiomasse (mg våtvekt/l).
Middelverdier for sommersesongen:

År	Mjøsa	Øyeren
1976	1,7	
1977	1,4	
1978	1,1	
1979	1,0	
1980	0,8	1,3
1981	1,4	1,8
1982	1,1	1,2
1983	0,6	0,8
1984	0,7	0,9
1985	0,9	
1986		0,6

Planktonalgenes biomasse og sammensetning endres lite fra Mjøsa, gjennom Øyeren og Glomma ned til havet. Planktonet er dominert av kiselalger, spesielt Asterionella formosa, Tabellaria fenestrata, Fragilaria crotonensis og Diatoma elongatum. I perioden 1975 var det også store oppblomstringer av blågrønnalgen Oscillatoria borneti f. tenuis.

Planktonalgesamfunnets sammensetning i Glomma i Østfold er altså i sterk grad bestemt av sammensetningen i Mjøsa. Fig. 7.10 viser biomasseutviklingen av planktonalger og den prosentvise andel av kiselalger i Øyeren 1980 og 1981.

Fig. 7.11 viser variasjoner i planktonets mengde og sammensetning i Skinnerflo 1985 og 1986. I 1985 var gjennomsnittlig algemengde i vekstsesongen 9,7 mg våtvekt/l Den tilsvarende klorofyllverdi var 27,2. µg kl.a/l. Innsjøen er derfor (sterkt) eutrof. Algebiomassen var størst i juni og juli.

Algesammensetningen var helt forskjellig fra den i Øyeren og Glommas hovedløp. Til tross for at innsjøen er eutrof var ikke blågrønnalgene så dominante som forventet. Om sommeren var det relativt store mengder av Microcystis aeruginosa.

Kiselalgen Melosira cf. ambigua som ofte er dominant i grunne, eutrofe innsjøer utgjorde ofte en relativt stor andel av algebiomassen.

Ellers kan nevnes at euglenophyceen Trachelomonas sp. ofte utgjorde en større eller mindre andel av algebiomassen. Denne algen opptrer ofte i sterkt eutrofe lokaliteter med høyt innhold av ammonium.

I 1986 var gjennomsnittlig algemengde i vekstsesongen omtrent som i 1985, dvs. 9,3 mg våtvekt/l og 23,9 mg kl.a/l.

Algesammensetningen var i 1986 omtrent som i 1985. Andelen av blågrønnalger var imidlertid svært lav om høsten.

7.5 Giftige metaller (Cu, Cr, Pb og Zn)

Fig. 7.12, 7.13, 7.14 og 7.15 viser utviklinger i holdholsvis kobber (Cu), krom (Cr), bly (Pb) og sink (Zn) i Glomma oppstrøms Sarpsfossen 1986. Høye verdier av giftige metaller faller ofte sammen med høy vannføring om våren eller store nedbørmengder om høsten. De observerte konsentrasjoner for de fire metallene sammenfaller med konsentrasjoner funnet i 1981 og 1983.

Kobber.

Aller verdiene (unntatt en i oktober) lå over middelverdien (2,3 µg Cu/l) for innsjøer i Østfold (Bjørndalen & Løvstad 1985). Bare en verdi var høyere enn 10 µg Cu/l.

Krom.

Ca. 25% av verdiene var høyere enn 2 µg Cr/l. Bare to verdier var høyere enn 5 µg Cr/l.

Bly.

Ca. 30% av verdiene lå langt over middelverdien (ca. 0,75 µg Pb/l) for for innsjøer i Østfold.

Sink.

Ca. 40% av verdiene lå over middelverdien (ca. 10 µg Zn/l) for innsjøer i Østfold. Bare to verdier var høyere enn 25 µg Zn/l.

RAPPORTER

ANØ-rapport 1983. Vannkvalitet og forurensningsregnskap. 1977-82. Vorma-Glomma-Øyeren.

Berg, I.H., Brettum, P. & Erlandsen, A.H., 1983. Rutineovervåking i Øyeren 1982. NIVA-rapport 109/83. 16 s.

Kjellberg, G., 1986. Overvåking av Mjøsa. Sammendrag, trender og kommentarer 1976-85. NIVA-rapport. 241/86. 80 s.

Lingsten, L., 1982. Rutineundersøkelse i Glåma i Østfold 1981. NIVA-rapport 43/82.

Lingsten, L. 1982. Rutineundersøkelse i Glomma i Østfold 1982. NIVA-rapport 86/83. 20 s.

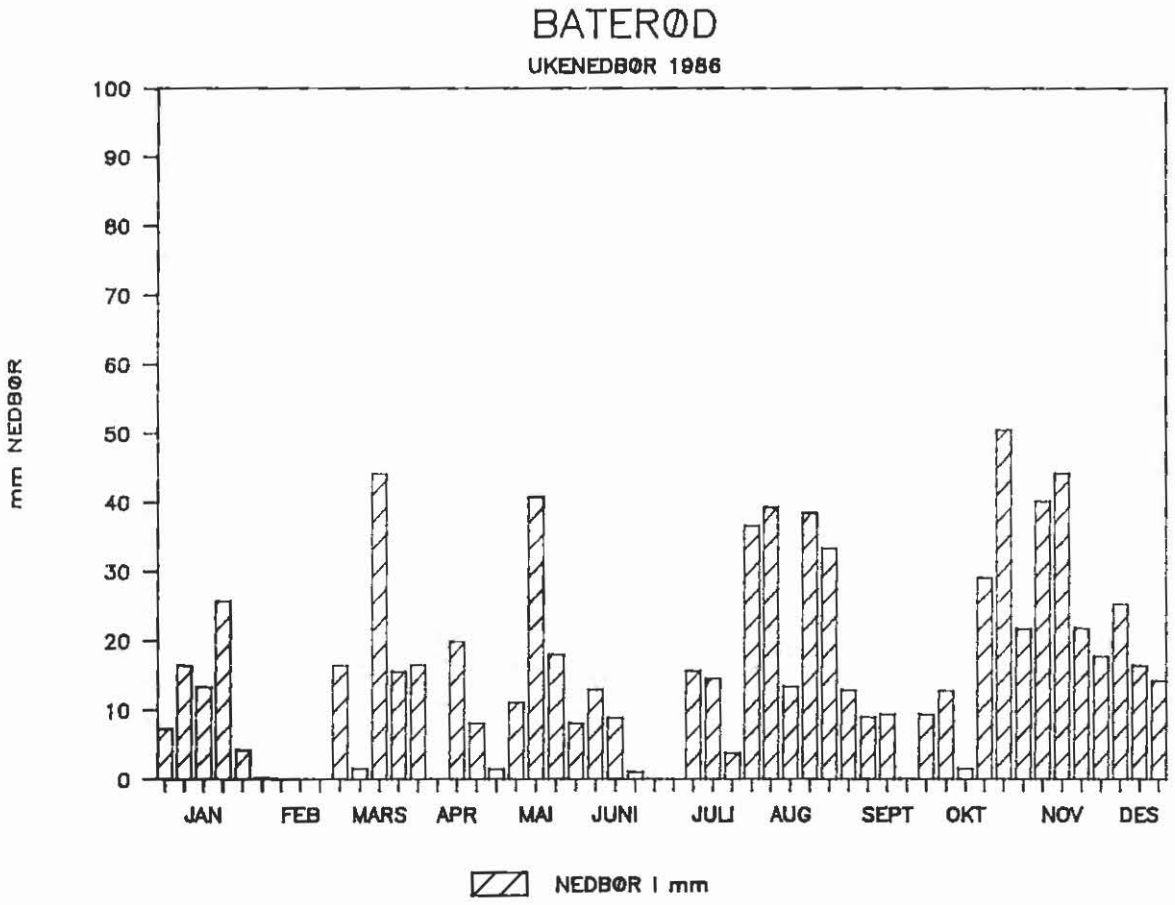
Lingsten, L. 1984. Rutineundersøkelser i Glomma i Østfold 1983. NIVA-rapport 144/84. 24 s.

Lingsten, L. 1982. Rutineundersøkelser i Glåma i Østfold 1978-80. NIVA-rapport 30/82. 87 s.

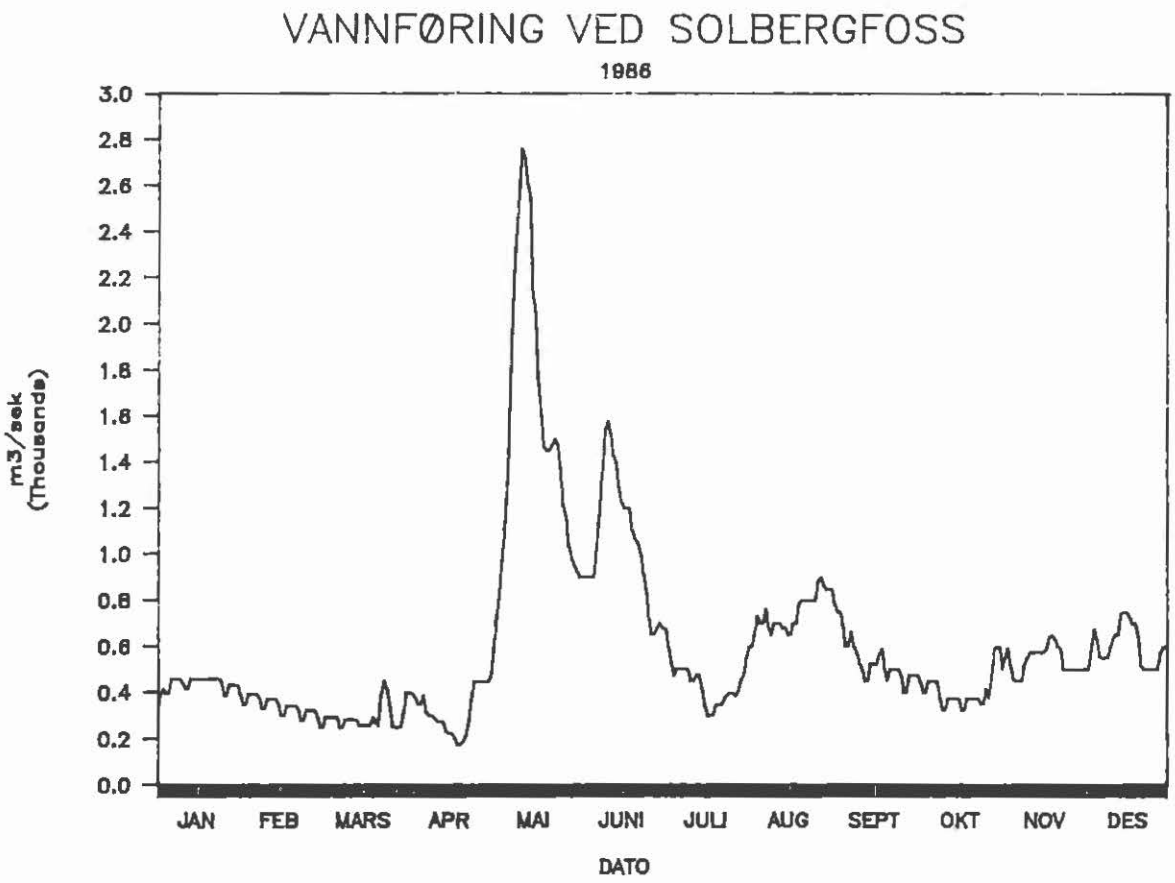
Miljøvernavdelingen i Østfold, 1982. Resipientundersøkelse i Skinnerflo 1981-1982.

Aanes, K.J., 1982. Rutineundersøkelser i Øyeren 1984. NIVA-rapport 47/82. 47 s.

Aanes, K.J., Erlandsen, A.H. & Brettum, P. 1982. Rutineundersøkelser i Øyeren 1980. NIVA-rapport 23/81. 40 s.



Figur 5.1 Ukenedbøren (i mm) med Baterød 1986.



Figur 5.2 Vannføringen (i m^3/sek.) ved Solbergfoss 1986.

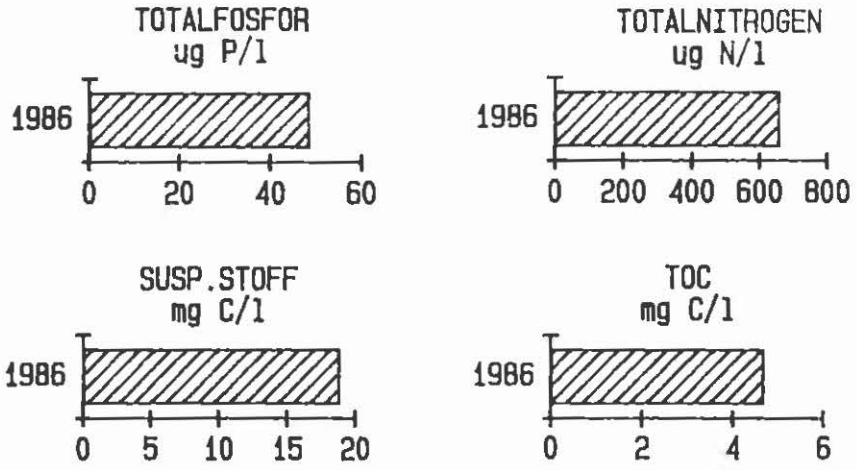


Fig. 7.1 Middelverdier for Glomma oppstrøms Sarpsfossen 1986.

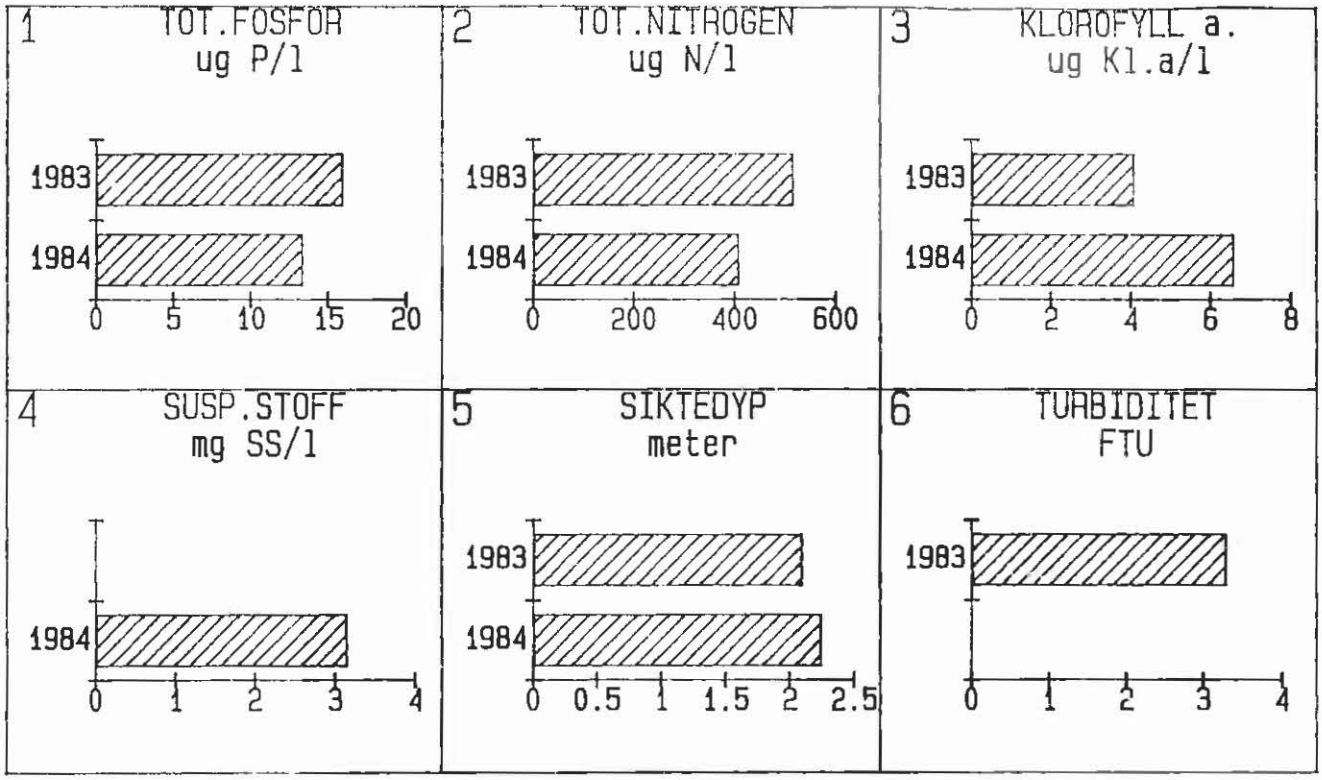


Fig. 7.2 Middelverdier for utvalgte kjemiske og fysiske parametre 1983-1984 for Visterflo.

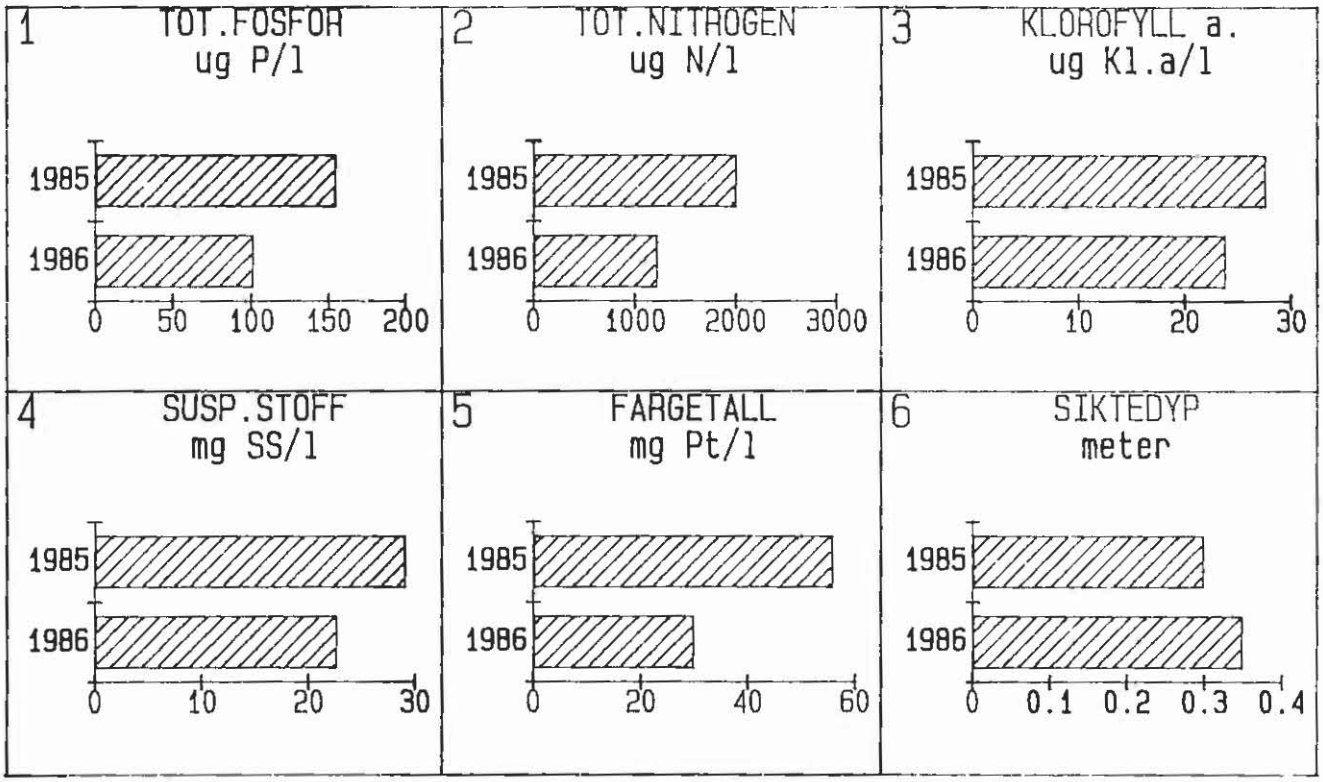


Fig. 7.3 Middelverdier for utvalgte kjemiske og fysiske parametre i perioden 1985-1986 for Skinnerflo.

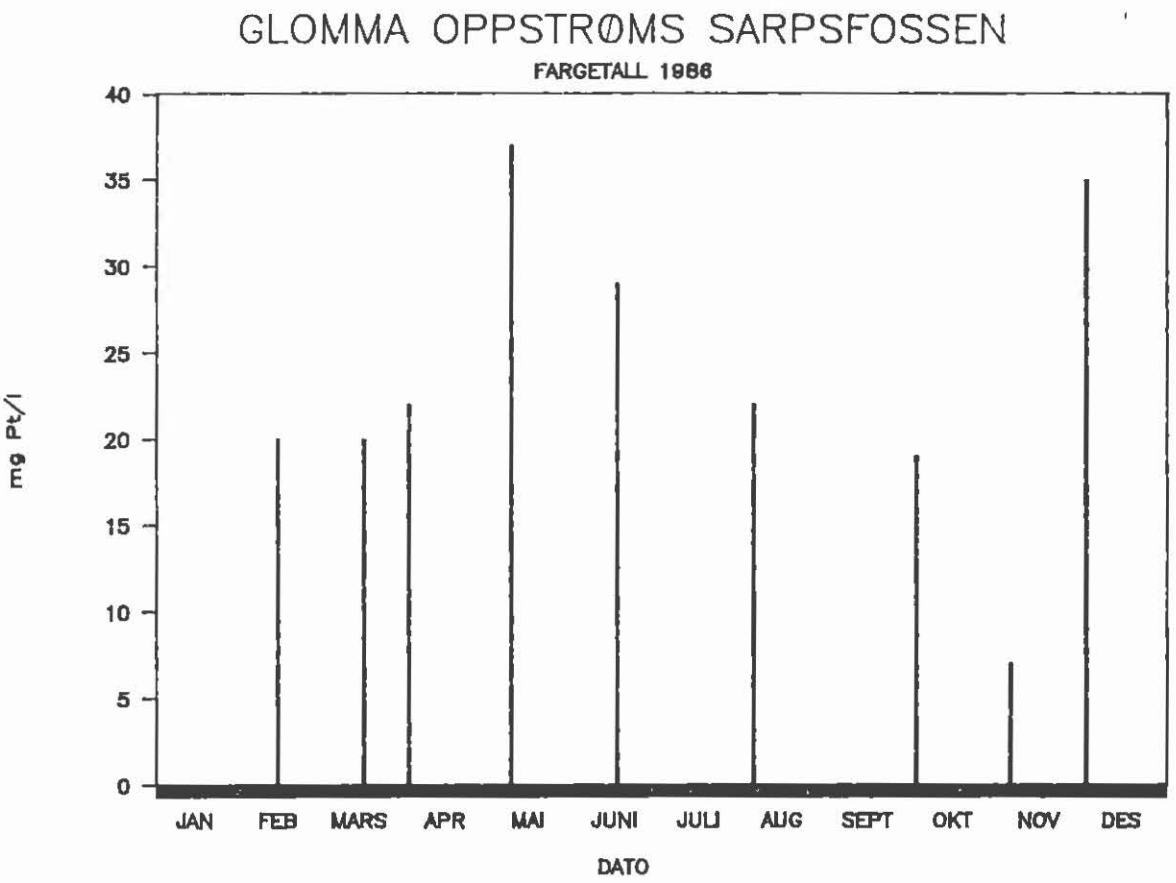
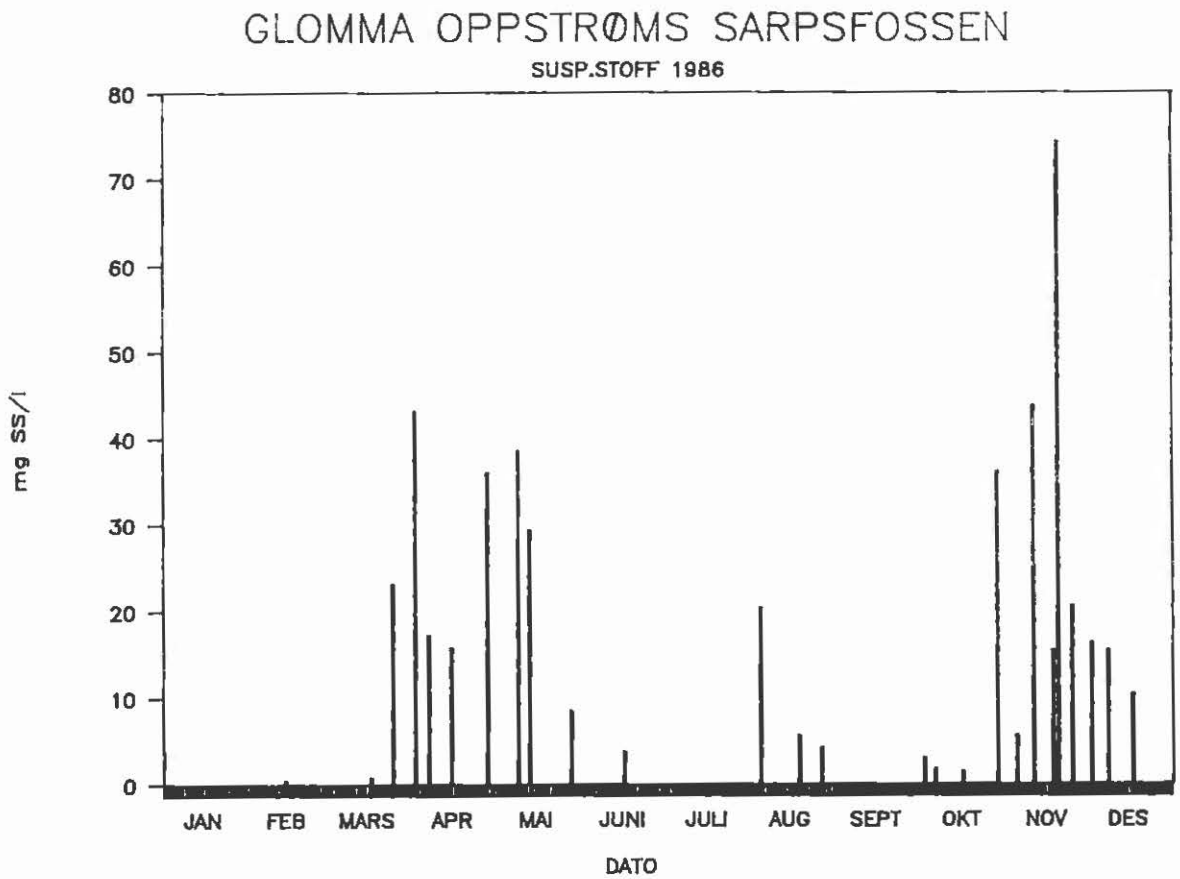


Fig. 7.4 Utviklingen i vannets farge i Glomma oppstrøms Sarpsfossen 1986.



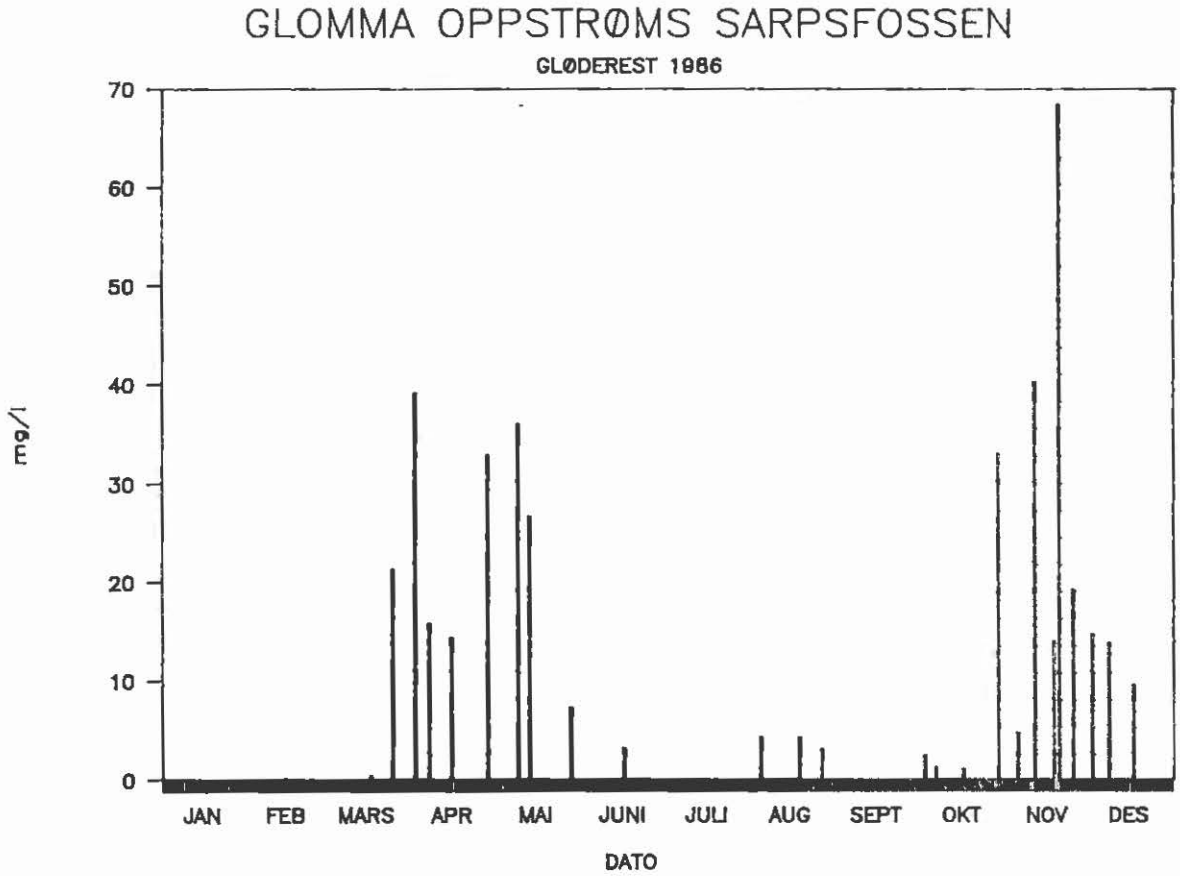


Fig. 7.5 Utviklingen i suspendert stoff SS og gløderest i Glomma oppstrøms Sarpsfossen 1986.

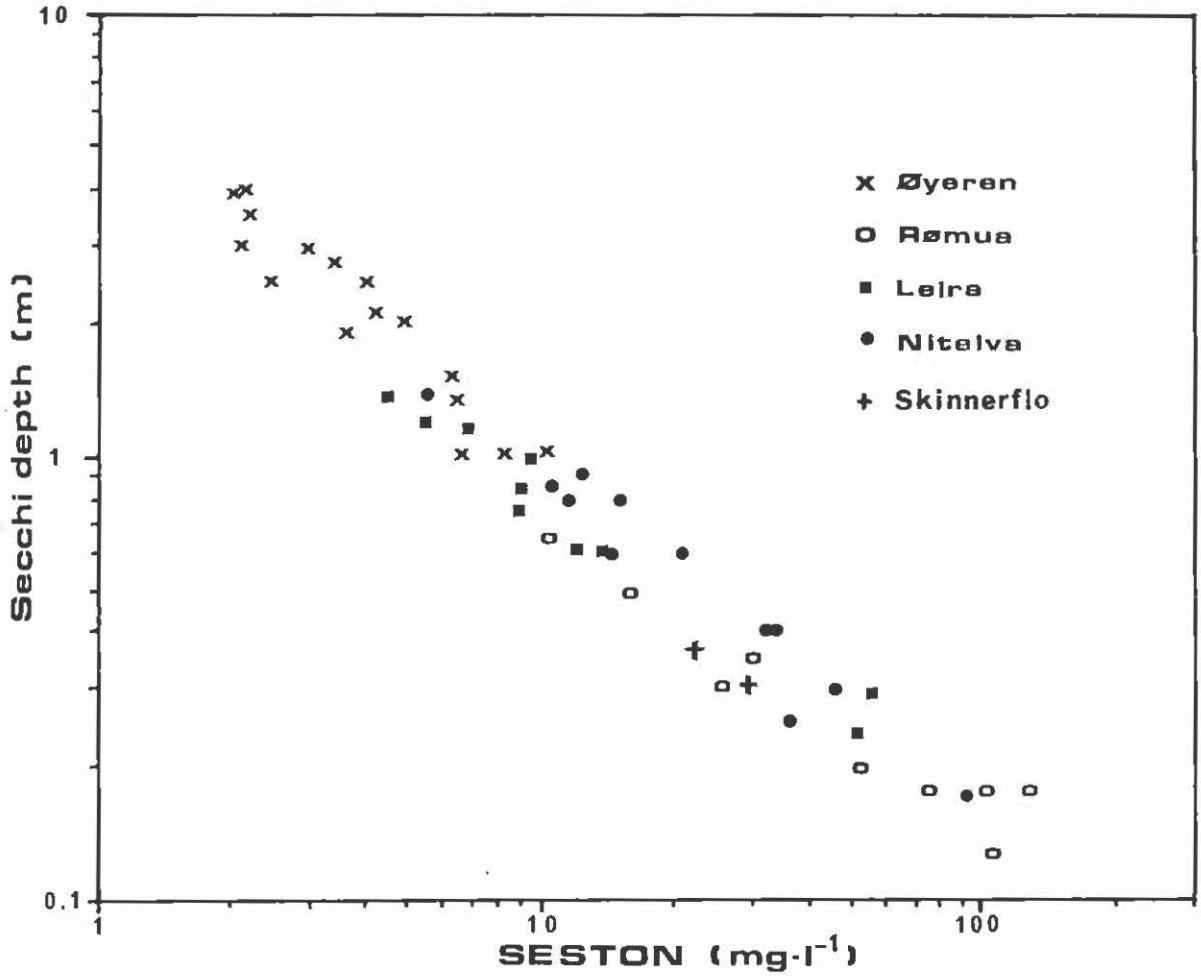


Fig. 7.6 Siktedypet (m) som funksjon av suspendert stoff SS (mg tørrvekt/l) på forskjellige lokaliteter i Glomma-vassdraget.

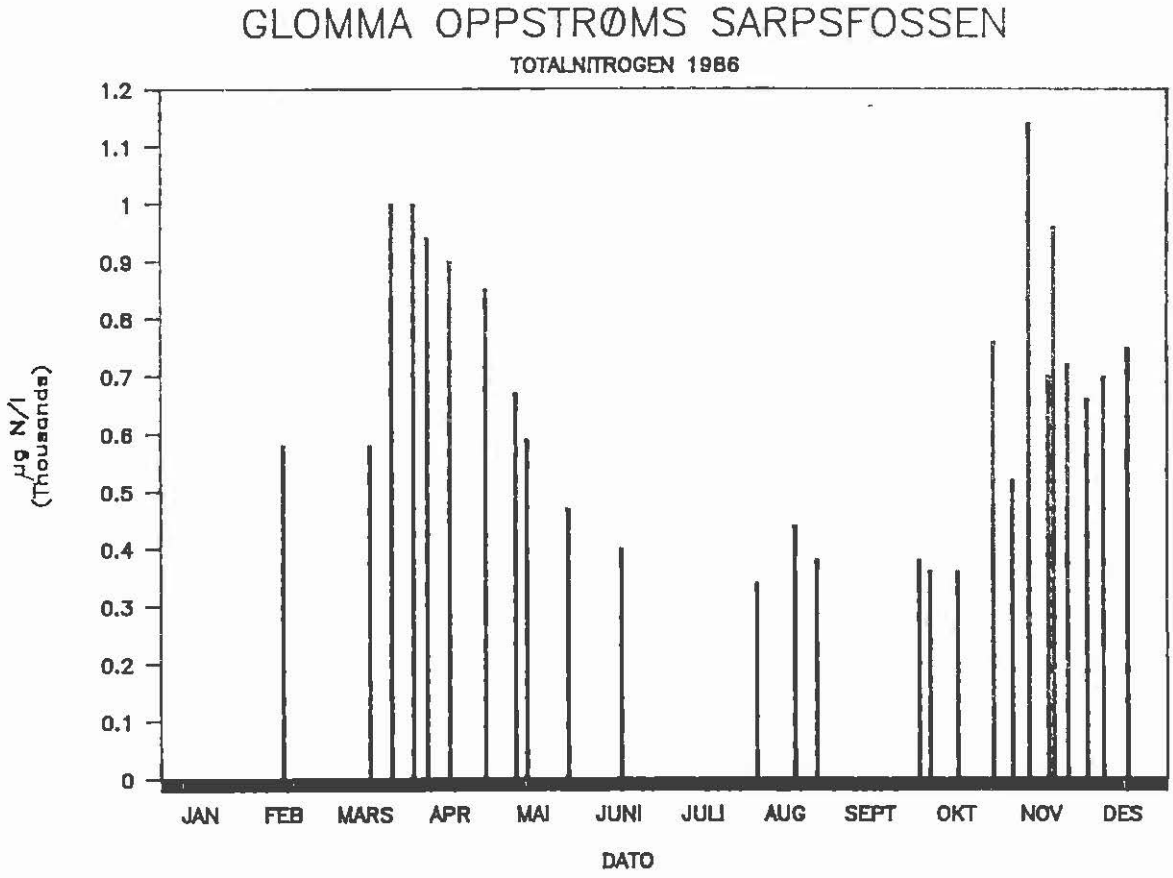


Fig. 7.8 Utviklingen av totalnitrogen (TN) i Glomma oppstrøms Sarpsfossen 1986.

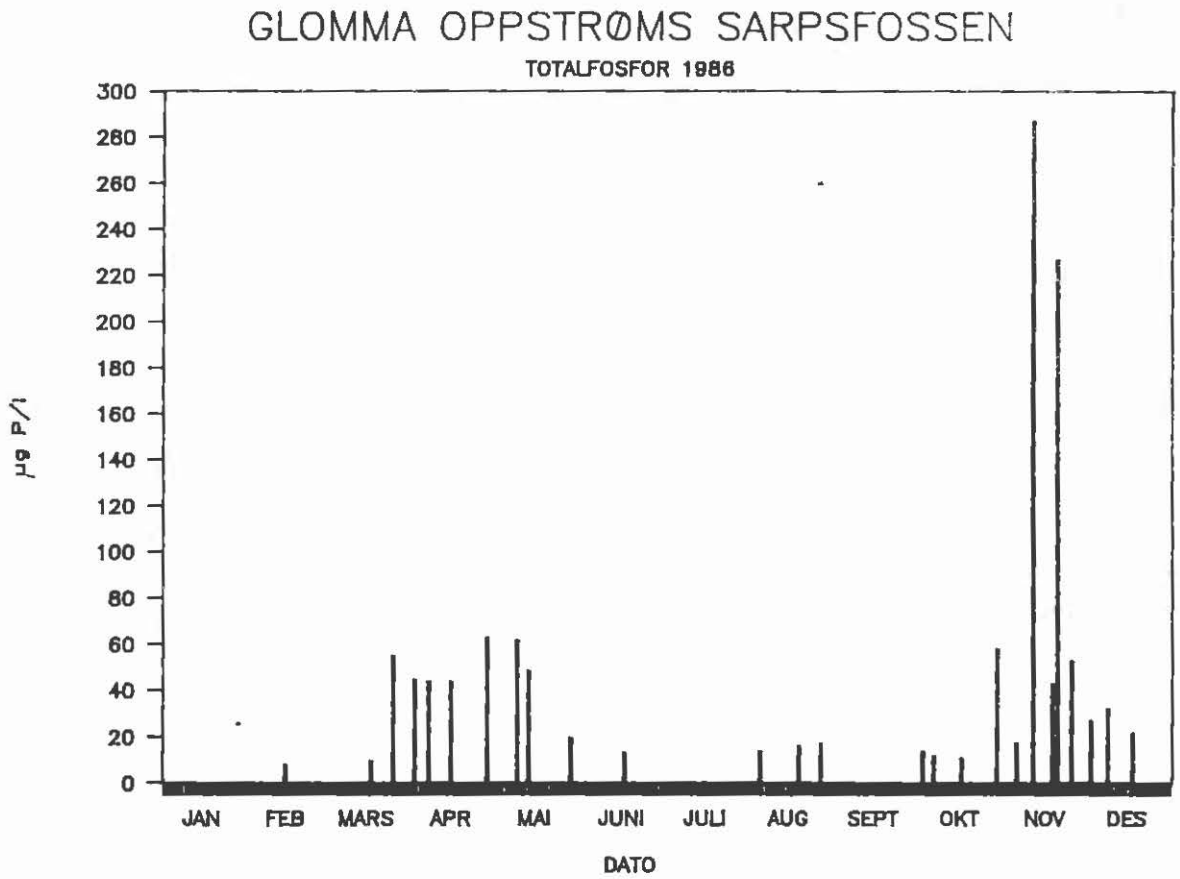
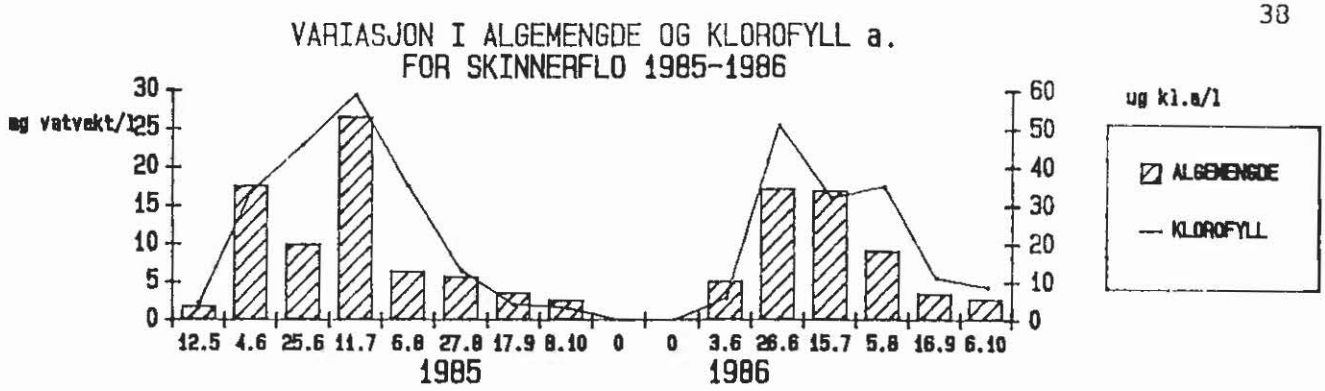
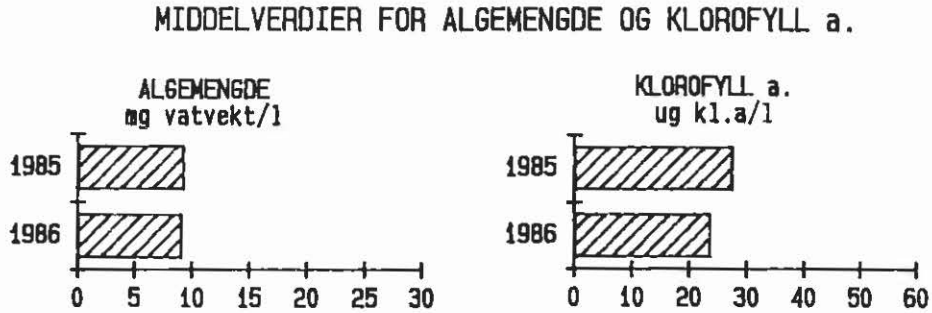
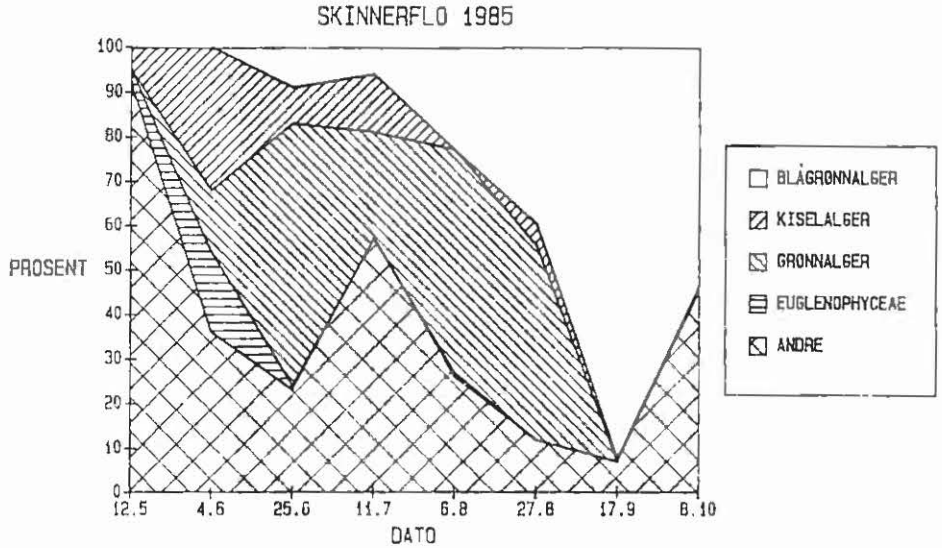


Fig. 7.7 Utviklingen av totalfosfor (TP) i Glomma oppstrøms Sarpsfossen 1986.







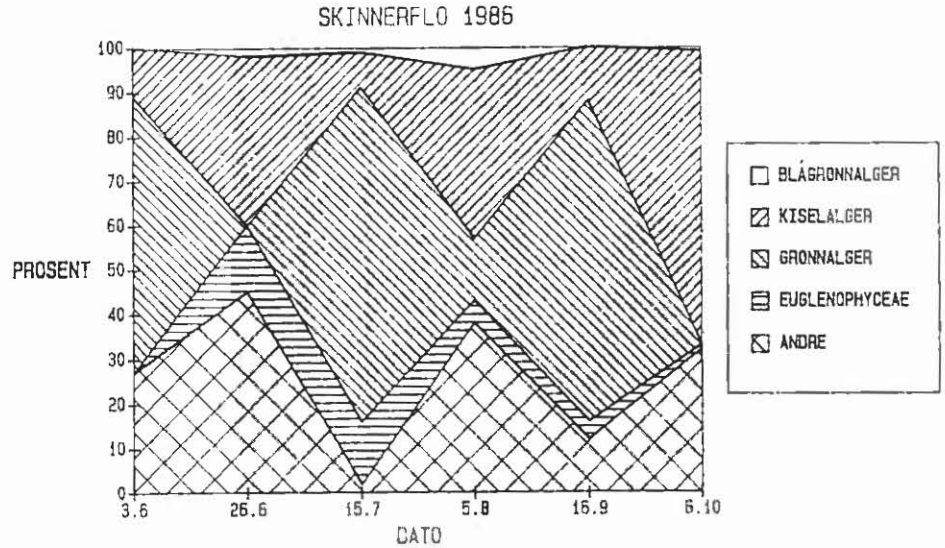


Fig. 7.11 Planteplanktonets mengde og sammensetning (0-4 m) i Skinnerflo 1985 og 1986.

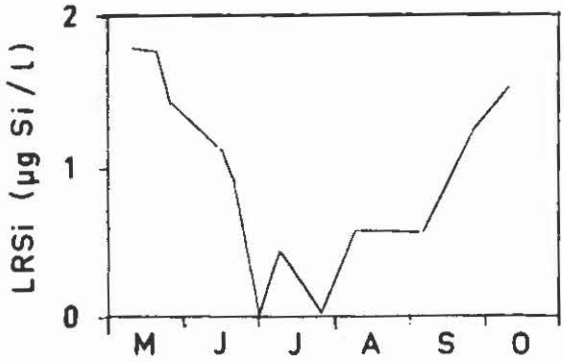


Fig. 7.9 Utviklingen av løst reaktivt silikat (LRSi) i Glomma oppstrøms Sarpsfossen 1981.

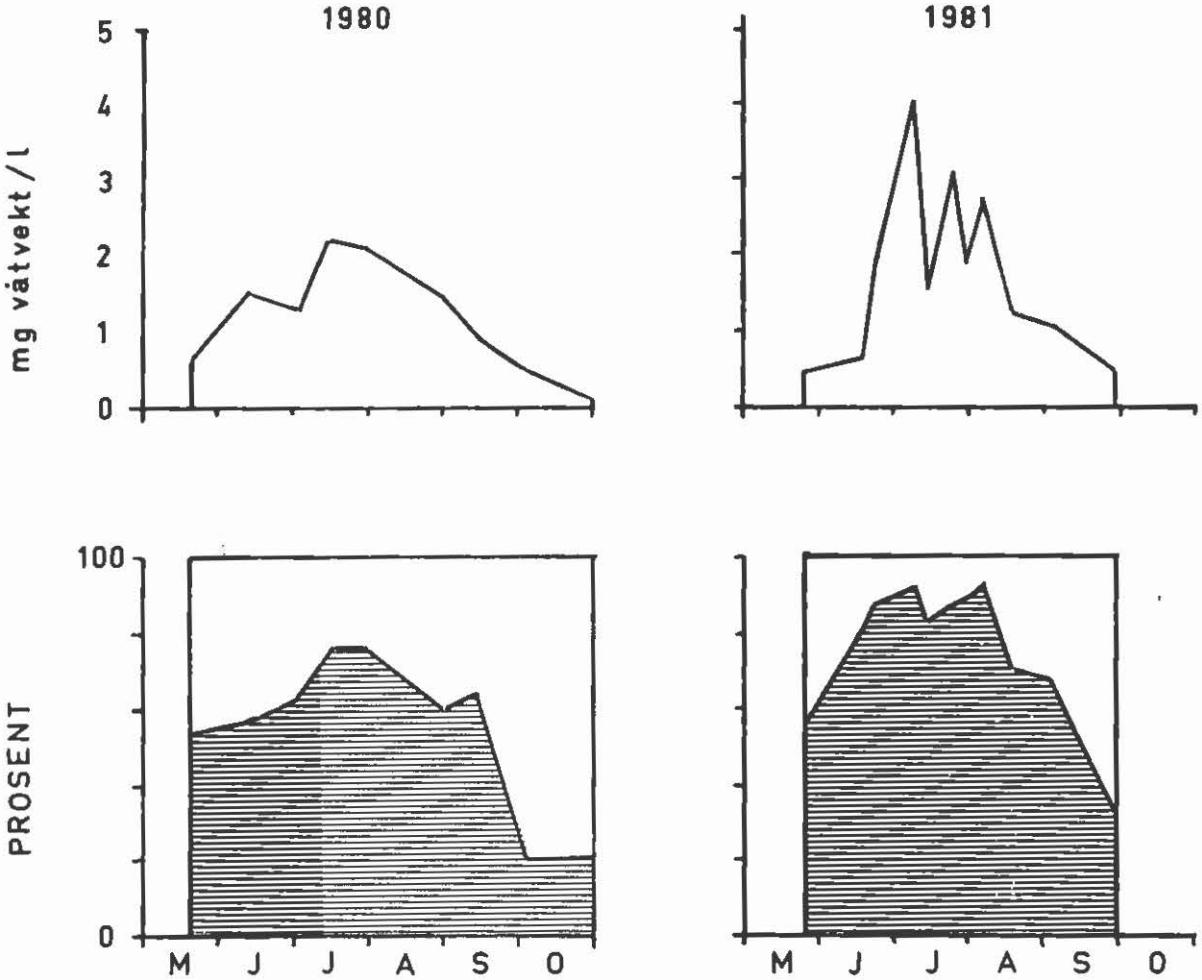


Fig. 7.10 Biomasseutviklingen av planktonalger og den prosentvise andel av kiselalger (skravert) i Øyeren 1980 og 1981.

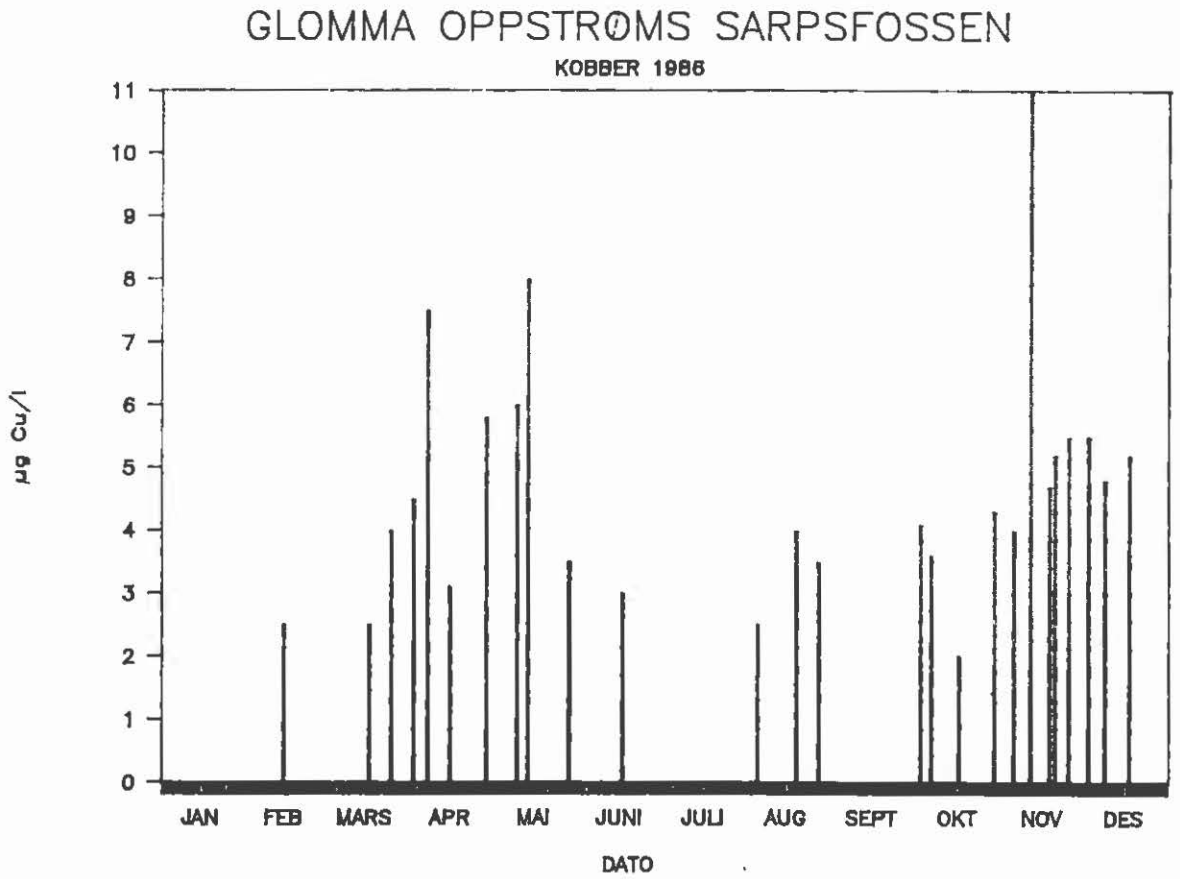


Fig. 7.12 Utviklingen av kobber i Glomma oppstrøms Sarpsfossen 1986.

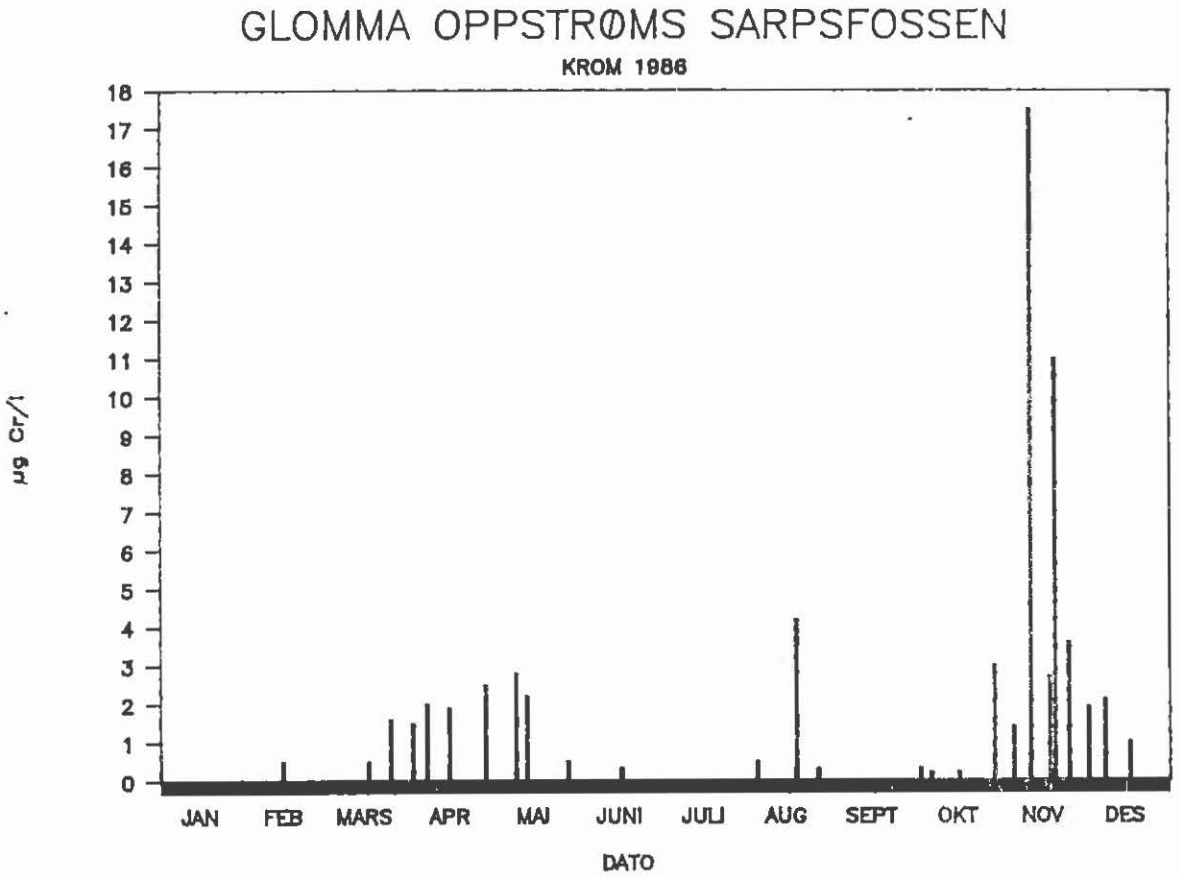


Fig. 7.13 Utviklingen av krom i Glomma oppstrøms Sarpsfossen 1986.

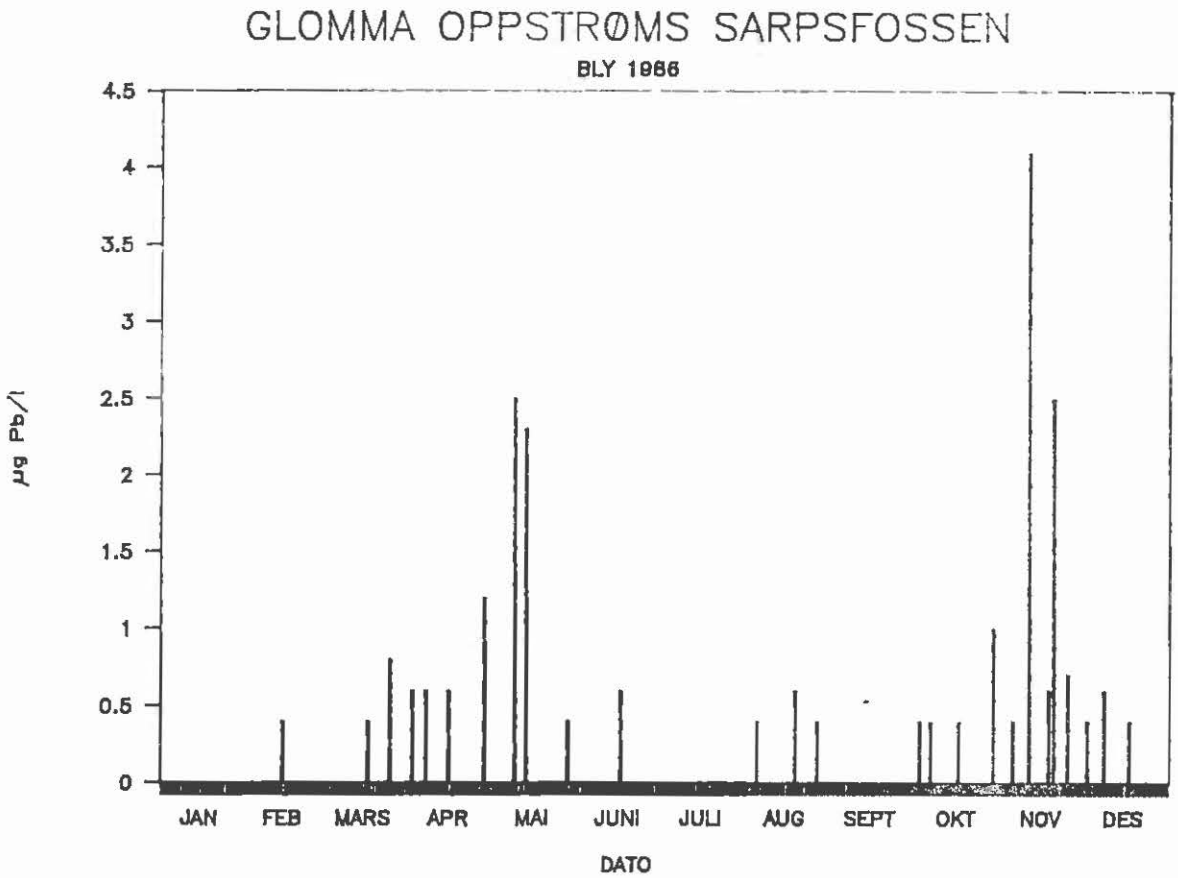


Fig. 7.14 Utviklingen av bly i Glomma oppstrøms Sarpsfossen 1986.

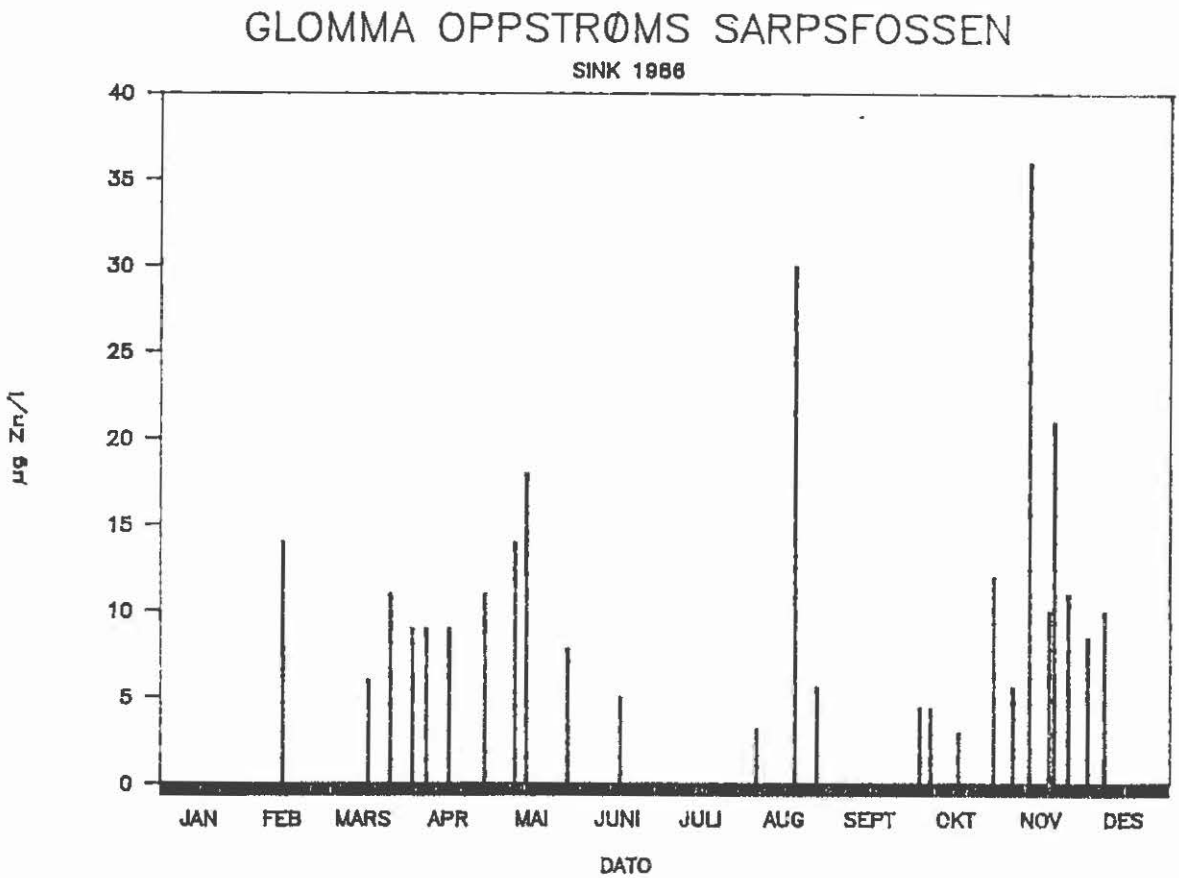


Fig. 7.15 Utviklingen av sink i Glomma oppstrøms Sarpsfossen 1986.

HALDENVASSDRAGET

INNHOLDSFORTEGNELSE

1. INNLEDNING

I perioden 1975-81 gjennomførte Haldenvassdragets vassdragsforbund en femårsplan med undersøkelser av forurensningssituasjonen i Haldenvassdraget. Norsk institutt for vannforskning sto for prosjektet med økonomisk bistand fra kommunene, fylkene og staten. På grunnlag av disse undersøkelsene kan man trekke følgende konklusjoner:

1. De mest omfattende forurensningsproblemer i vassdragets hoveddeler er forårsaket av plantenæringsstoffene fosfor og nitrogen. En gradvis økning av tilførselen av disse plantenæringsstoffene har innen enkelte vassdragsavsnitt ført til tiltakende algevekst, masseforekomst av blågrønnalger samt tilgroing av fastsittende vannplanter og siv.

2. Økt algevekst, sammen med eksterne tilførsler av organisk stoff forårsaker større oksygenforbruk i vannmassene. Oksygenfrie forhold er registrert i bunnvannet i de mest belastede av innsjøene.

3. Vassdraget viser tiltakende forurensning med partikulært materiale (jordpartikler, leire o.l.). Dette har sammenheng med at erosjonsprosesser gjør seg stadig mer gjeldende i områder med dyrket mark. Dette bidrar til at vannet under flomperioder og etter regnskyll nå er mer "grumset" enn tidligere.

4. Flere vassdragsavsnitt har lite tilfredsstillende vannhygieniske forhold.

Fra og med 1981 er innsjøene Bjørkelangsjøen, Rødenessjøen og Femsjøen tatt ut som faste overvåkingsstasjoner. I tillegg blir innsjøene Øgderen og Aremarksjøen gjenstand for tiltaksrettet overvåkingsundersøkelser år om annet - 1. gang 1984. Det er undersøkelser i disse innsjøene som her er rapportert. Undersøkelsene av Bjørkelangsjøen er utført og rapportert på oppdrag fra miljøvernavdelingen i Oslo og Akershus. Undersøkelsene i Øgderen blir rapportert av miljøvernavdelingen i Oslo og Akershus.

2. GEOGRAFISK BESKRIVELSE

Haldenvassdragets lengde er 137 km og strekker seg fra Floen i Akershus til Halden i Østfold, og omfatter kommunene Aurskog-Høland, Marker, Aremark og Halden (jfr. fig. 2.1). Vassdragets nedbørfelt er 1594 km2 og ligger i det sørøst-norske grunnfjellsområdet. Store deler av nedbørfeltet ligger under den øvre marine grense som er ca. 210 m.o.h. i nord og ca. 170 m.o.h. i de sørlige områder. Under den øvre marine grense består løsmassene hovedsakelig av marin leire som har gitt grunnlag for stor jordbruksaktivitet. Dyrket mark utgjør 10% av nedbørfeltet, mens 63% er skog (se fig. 2.2).

Befolkningsmengden i nedbørfeltet er ca. 15.900 personer og omtrent halvparten bor i tettbygde strøk. Større tettsteder er Aurskog, Bjørkelangen, Løken, Ørje og Fosbyområdet. Innsjøene utgjør 8% av nedbørfeltet. Viktige innsjøer er Floen, Øgderen, Bjørkelangsjøen, Skullerudsjøen, Rødenessjøen, Øymarksjøen, Aremarksjøen, Asperen og Femsjøen. Morfometriske og hydrologiske data for noen av innsjøene er vist i tabellen nedenfor.

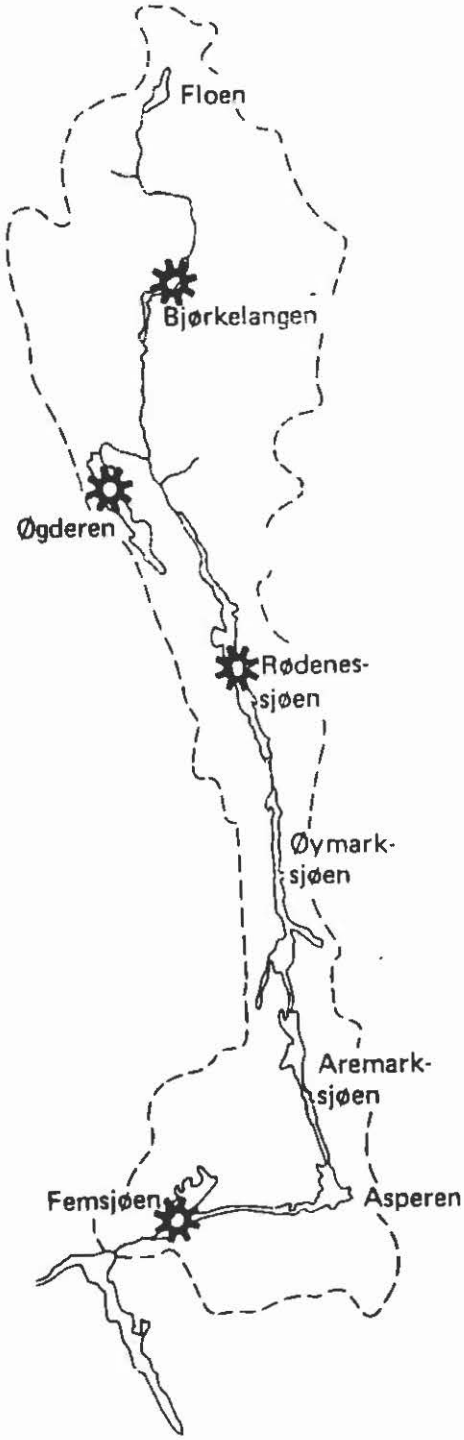


Fig. 2.1 Haldenvassdraget med nedbørfelt og prøvetakingsstasjoner

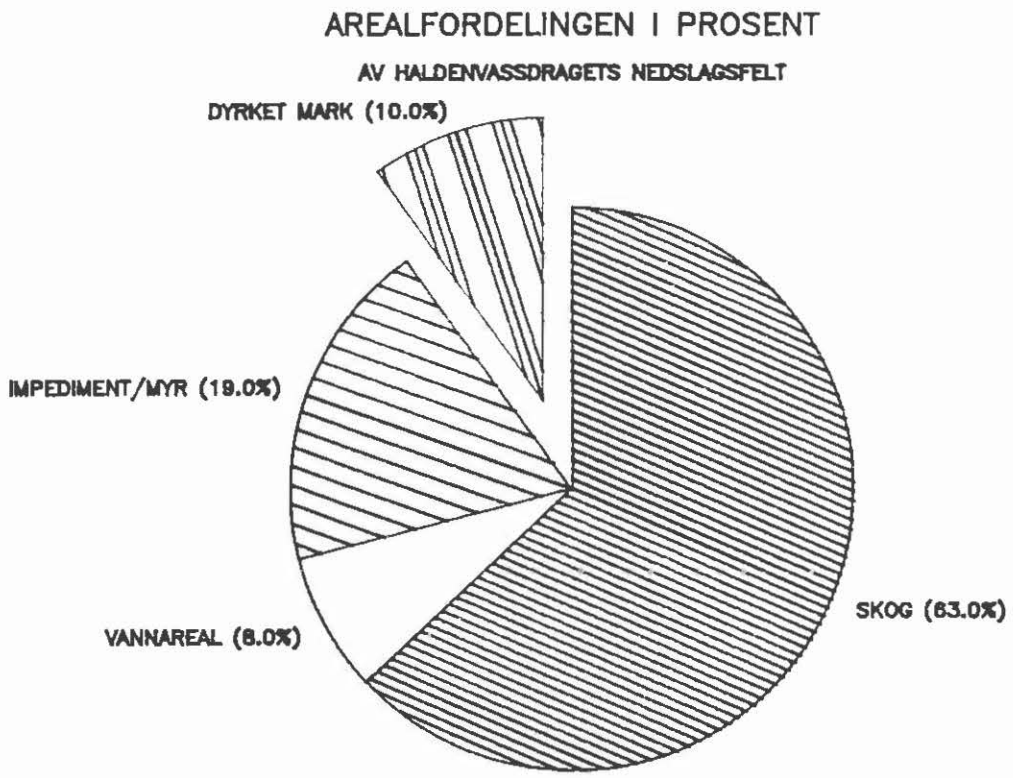


Fig. 2.2 Arealfordeling i prosent av Haldenvassdragets nedbørfelt

	Overfl.areal (km2)	Middeldyp (m)	Største dyp (m)	Teoretisk oppholdstid (år)
Bjørkelangsjøen	3,3	7	12	0,3
Øgderen	13,3	8	35	-
Rødenessjøen	15,3	20	47	0,9
Aremarksjøen	7,8	17	40	0,4
Femsjøen	10,2	20	50	0,3

3. BRUKERINTERESSER

Haldenvassdraget har betydning som drikkevannskilde for ca. 26.000 personer (Halden- og Ørje vannverk). I tillegg er vassdraget et betydelig rekreasjonsområde der det foregår en rekke friluftsaktiviteter, bl.a. sportsfiske, båtsport og bading. På den anne side benyttes vassdraget som resipient for avløpsvann fra bosetting, landbruk og industri. Deler av vassdraget har en stor og artsrik fiskebestand.

I Haldenvassdragets nærområder er det registrert flere verneverdige naturområder og -elementer. Haldenkanalen med sine sluser representerer et teknisk kulturminne av nasjonal betydning.

4. FORURENSNINGSTILFØRSLER

Det mest omfattende forurensningsproblem i Haldenvassdraget er den store belastningen med plantenæringsstoffene fosfor og nitrogen. Husholdningskloakk og landbruksavrenning utgjør hovedkildene for tilførsler av disse næringsstoffene.

Årlig transport av fosfor og nitrogen til Haldenvassdraget er teoretisk beregnet på grunnlag av spesifikke verdier for forurensningstilførsler fra ulike kilder. Når det gjelder utslipp av kloakk er det forutsatt at hvert menneske produserer 2,5 g fosfor pr. døgn og 12 g nitrogen pr. døgn. Utslippene er korrigert avhengig av hvilken type avløpsanlegg de er tilknyttet.

Den totale forurensningsbelastning fra landbruksvirksomhet er relatert til åkearealet som:

Fosfor 120 kg/km2/år
Nitrogen 4.600 kg/km2/år

Herav stammer ca. 70% av fosfortilførslene og ca. 90% av nitrogentilførslene fra arealavrenning.

Tabell 4.1 Årlig transport av fosfor og nitrogen til Haldenvassdraget, - teoretisk beregnet (1984):

	Totalt fosfor tonn/år	Totalt nitrogen tonn/år
Husholdningskloakk	10,0	60,9
Landbruksavrenning	16,2	738,5
Industriutslipp	0,1	-
Naturlige kilder	9,1	306,7
Totalt	35,4	1.106,1

Av den kulturbetingede fosfortilførselen bidrar husholdningskloakk og landbruk med h.h.v. 38 og 62%. Tilsvarende tall for nitrogen er 8 og 92%.

I området med mye dyrket mark gjør det seg gjeldende en tiltagende forurensning med partikulært materiale og plantenæringsstoffer til vassdraget. Strukturelle forandringer og sterkere gjødsling innen åkerbruket forklarer denne utvikling.

De største tilførslene med næringsstoffer skjer i de øvre deler av vassdraget. Ca. 60% av forurensningstilførslene skjer til innsjøene Bjørkelangsjøen og Skullerudsjøen. Den kulturelle påvirkning er mindre nedover vassdraget. Dette, sammen med selvrensingsprosesser og fortynning, bidrar til at vannkvaliteten er bedre i de nedre deler.

Ifølge kommunale planer og pålegg om oppryddingstiltak skal all tettbebyggelse i nedbørfeltet, dvs. ca. 10.800 personer av en total befolkningsmengde på ca. 17.500 personer, tilkoples avløpsanlegg med tilfredsstillende rensegrad med hensyn til fosfor. Det er allerede investert totalt ca. 39 mill. kroner i kommunale oppryddingstiltak og nærmere 60% av tettbebyggelsen er nå knyttet til slike renseanlegg.

Det viser seg at en god del av kloakken ikke kommer fram til renseanleggene. For å avdekke manglende tilkoplinger, lekkasjer, feilkoplinger og andre svakheter på nettet er det i regi av Haldenvassdragets vassdragsforbund blitt utarbeidet planer for rehabilitering og utbedring av avløpsanleggene.

Oversikt over kommunale kloakkrenseanlegg:

Navn	Kommune	Tilkn.	Kapasitet	Renseeffekt %	
				TP	Organisk stoff
Bommen r.a.	Marker	1400	1500	93	78
Fosby r.a.	Aremark	600	1300	79	79
Løken r.a.	Aursk-Høl.	1000	5400	-	-
Bjørkelangen	"	1700	2500	-	-
Aurskog r.a.	"	1200	2500	-	-

Bjørkebekk renseanlegg ventes startet opp ved årsskiftet 1987/88. Generelt har renseanleggene en akseptabel driftsstabilitet og rensegrad.

Renseanleggene blir tilført store mengder fremmedvann under snøsmeltings- og nedbørperioder, og det oppstår periodevis ustabile driftsresultater grunnet utspylinger fra ledningsnettet og stor hydraulisk belastning i renseanlegget.

Det er også viktig at bemanningen for tilsyn av renseanlegg, pumpestasjoner, overløp etc. er av en tilstrekkelig størrelse. Dette kan være avgjørende for anleggenes levetid og funksjon.

Tiltak i landbruket.

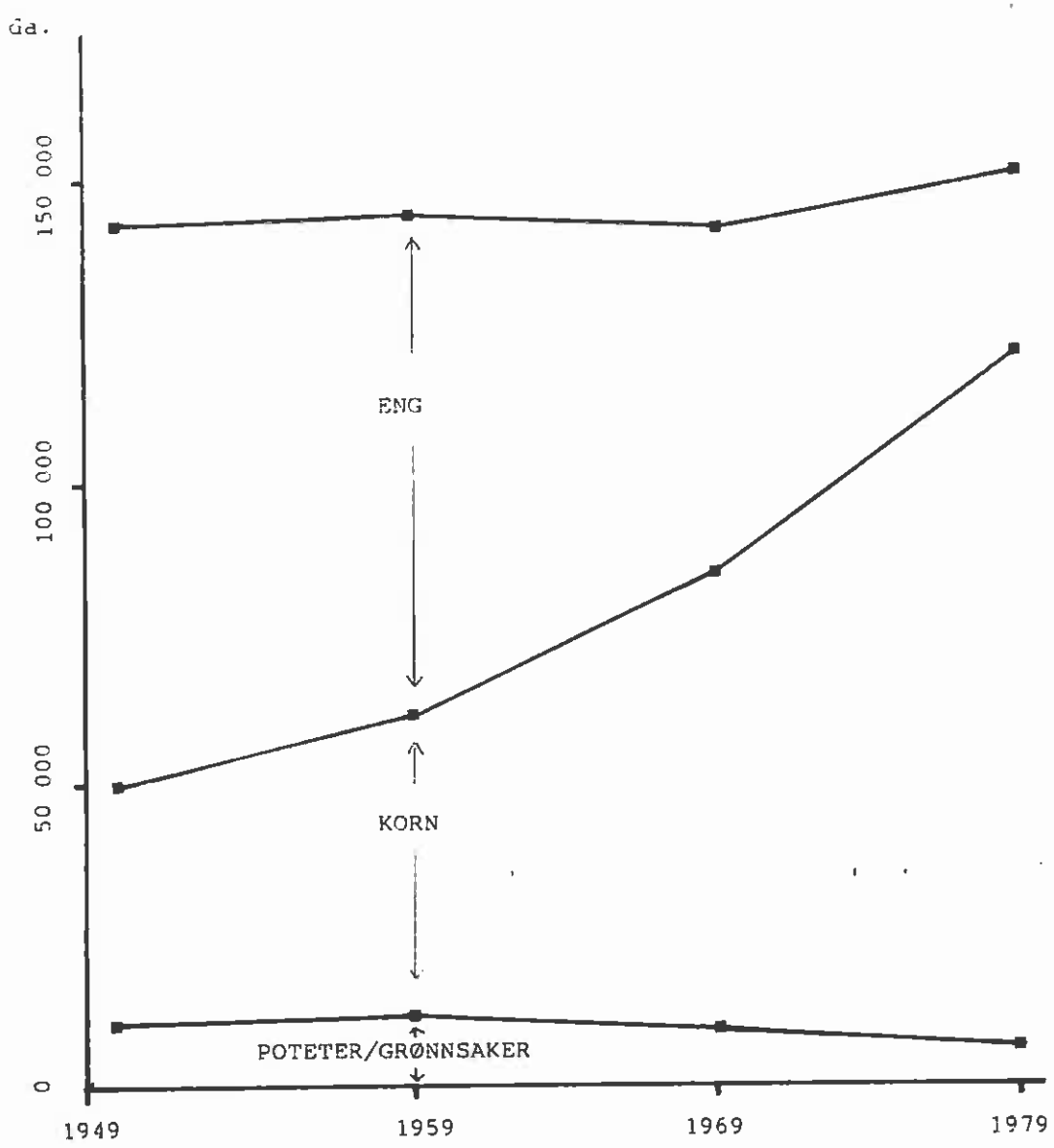
Innenfor landbruksetaten har tiltakene mot vannforurensningen vært konsentrert om utbedringer av siloanlegg og gjødsellagre. Det har vært gjennomført regelmessige kontroller av anleggene de siste årene, noe som har resultert i pålegg om utbedringer der hvor feil eller mangler er blitt avdekket.

Oversikt over gjenstående utbedringer av gjødsellagre og siloanlegg i nedbørfeltet i Østfold er angitt nedenunder:

Kommune	Bedtydelig utbedr.	Mindre utbedr.	Utbedr. av siloer
Halden	-	-	-
Aremark	-	5	-
Marker	2	-	-

Næringsstoffavrenning og jorderosjon fra dyrkede arealer har hittil ikke vært gjenstand for tiltak eller reguleringer. Det synes nå å være helt klart at det også blir nødvendig å angripe denne mer diffuse forurensningskilden, dersom de målsettinger som er lagt til grunn for handlingsprogrammet skal kunne nås. Slike tiltak vil foruten å redusere fosforbelastningen på vassdraget, også i vesentlig grad begrense nitrogenutvaskingen og jorderosjonen. Ytterligere tiltak innenfor jordbrukssektoren blir således avgjørende for de muligheter man har til å bringe eutrofieringsutviklingen (overgjødslingen) i Haldenvassdraget under kontroll og redusere partikkelpåvirkningen. Det må her nevnes at jordbruket de senere år har utviklet seg fra vekstskiftejordbruk, med et relativt stort innslag av eng og beiter, til å bli mer ensidig preget av ensidig korndyrking (fig. 4.1). Det antas at dette fører til at jorda blir liggende mer åpen og dermed mer erosjonsutsatt.

Fig. 4.1 Arealet av eng, korn og poteter/grønnsaker i Aremark, Marker og Aurskog-Høland i perioden 1949-79



5. MÅLEPROGRAM

Tre innsjøer i vassdraget ble gjort til gjenstand for tiltaksrettet overvåking i 1986:

- Bjørkelangen
- Rødenessjøen
- Femsjøen

Det er tatt ut prøver med 3 ukers intervall i den isfrie perioden (1. juni - 30. september). Totalt 7 prøvetakingsomganger:

Bjørkelangen	Rødenessjøen	Femsjøen
0-4 m	0-10 m	0-10 m
8 m	16 m	20 m
11 m	30 m	45 m (1/2 mob)
	45 m (1/2 mob)	

Det er blitt analysert på følgende parametre:

Fysisk-kjemiske parametre:

Temperatur, siktedyp, oksygen, surhetsgrad, konduktivitet, fargetall, totalt organisk karbon (TOC), løst reaktivt fosfat, totalt løst fosfor, totalt fosfor, totalt nitrogen, nitrat, ammonium, silikat, suspendert stoff, gløderest, jern og mangan.

Biologiske parametre:

Kvalitativ og kvantitativ bestemmelse av planktonalger, samt klorofyll a.

6. METEOROLOGI OG HYDROLOGI

I figur 6.1 og 6.2 er det vist henholdsvis ukenedbør for Høland-Kollerud og Brekke sluse og vannføring for Ørje, Brekke sluse og Tistedalsfoss. Dataene er hentet henholdsvis fra Norsk meterologisk institutt og Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen - hydrologisk avdeling.

7. RESULTATER

7.1 Fysisk/kjemiske forhold.

Hovedvassdraget er i stor grad preget av erosjonsmateriale. Dette gir seg utslag i høyt innhold av suspendert materiale og plantenæringsstoffer (tabell 7.1). Målt siktedyp er av samme grunn gjennomgående lavt på samtlige stasjoner i hovedvassdraget.

Oksygenforbruket i Bjørkelangen er fortsatt stort - med oksygenfrie forhold i bunnvannet fra månedsskiftet juni/juli til månedsskiftet august/september. Dette bidrar til en markert frigivelse av fosfor fra bunnsedimentene. Det er ikke blitt påvist tilsvarende forhold i Rødenessjøen og Femsjøen.

Veide middelverdier for utvalgte variable for perioden 1. juni-30. september 1982-1986 er vist for Bjørkelangen, Rødenessjøen og Femsjøen i henholdsvis fig. 7.1, 7.2 og 7.3.

7.2 Erosjoen. Siktedyp, vannets farge og turbiditet.

De undersøkte innsjøene i Haldenvassdraget er mer eller mindre påvirket av erosjonsmateriale. Fra Bjørkelangen og nedover til Femsjøen sedimenterer en stor andel av erosjonsmaterialet ut slik at Femsjøen er relativt lite påvirket i forhold til Bjørkelangen og Rødenessjøen (tabell 7.1).

Tabell 7.1 Tidsveide middelverdier (1. juni-30. september) for utvalgte parametre 1982-86

Stasjon	ÅR	DYP	TURB. FTU	SUSP. STOFF mg/l	SIKTE-DYP (m)	TOTAL FOSFOR µg/l	TOTAL NITROGEN µg/l	KLORO-FYLL a. µg/l	ALGE-MENGDE mg våtv./l
BJØRKE-	1982	0-4 METER	8.0		0.85	27.0	1000	8.4	1.90
LANGEN	83	0-4 METER	13.0		0.60	54.0	1420	4.6	2.40
	84	0-4 METER	10.3	7.10	0.95	34.5	840	19.5	3.80
	85	0-4 METER	-	8.40	0.85	45.0	1110	13.3	2.20
	86	0-4 METER		8.84	0.73	40.3	760	14.1	2.59
RØDENES-	1982	0-10 METER	3.7		2.10	16.0	820	3.8	1.20
SJØEN	83	0-10 METER	8.4		1.60	22.0	960	1.8	0.45
	84	0-10 METER	3.1	2.50	2.40	16.2	770	7.0	0.85
	85	0-10 METER	-	2.70	1.80	17.6	780	6.0	1.13
	86	0-10 METER		3.46	1.64	23.2	928	7.3	1.11
FEM-	1982	0-10 METER	1.2		4.20	12.0	750	1.0	0.12
SJØEN	83	0-10 METER	3.2		2.30	11.0	790	1.2	0.12
	84	0-10 METER	1.4	1.30	3.60	8.9	710	3.2	0.18
	85	0-10 METER	-	1.60	3.30	8.1	760	4.0	-
	86	0-10 METER		1.53	2.85	13.1	588	3.8	
ØGDEREN	1984	0-10 METER	3.1	3.4	2.30	15.7	420	6.1	0.85
	85	0-10 METER			2.40	14.7	490	8.2	1.14
AREMARK-	1984	0-10 METER	2.4	2.4	2.6			5.2	0.7
SJØEN									

Siktedypet i de undersøkte innsjøer er i hovedsak bestemt av vannets farge, som er betinget av tilførsler av humusstoffer, og suspendert erosjonsmateriale. Under flomsituasjoner (spesielt om våren og høsten) og i perioden med sterk resuspensjon (som følge av vind) er innholdet av leirepartikler ofte helt bestemmende for siktedypet.

7.3 Eutrofiering. Plantenæringsstoffer og planktonalger.

Fordi en stor andel av TP er bundet til erosjonsmateriale og humus er ikke denne parameteren noen god indikator for å anslå innsjøenes trofigrad. Typisk for erosjonsutsatte innsjøer er et høyt forhold mellom midlere TP og algebiomasse (tabell 7.2). I ikke-påvirkede innsjøer er forholdet ofte <3. Et høyt forhold betyr at fosforet er lite tilgjengelig for alger.

Tabell 7.2 Forholdet mellom tidsveide middelverdier for TP (µg P/l) og algemengde (mg våtv./l) i perioden juni-september forskjellige år for Bjørkelangen, Rødenessjøen og Femsjøen

Innsjø	År	TP: algemengde
Bjørkelangen	1982	14,2
	1983	22,5
	1984	9,2
	1985	20,4
	1986	15,4
Rødenessjøen	1982	13,3
	1983	48,9
	1984	18,8
	1985	17,0
	1986	21,1
Femsjøen	1982	100,0
	1983	91,7
	1984	46,1

På grunnlag av innsjøenes midlere mengde planktonalger (i perioden 1. juni - 30. september) kan Bjørkelangen karakteriseres som eutrof, Rødenessjøen som mesotrof og Femsjøen som oligotrof (se tabell 7.1).

Bjørkelangen hadde i 1986 en gjennomsnittlig algemengde i vekstsesongen på 2,5 mg våtvekt/l. Planteplanktonet var på forsommeren mangfoldig, men dominert av gruppene kryptomonader, gulalger og kiselalger (fig. 7.4). Utover sensommeren/høsten var det først og fremst kiselalgene og blågrønnalgene som dominerte planktonsamfunnet. Blågrønnalgene hadde sin mengdemessige største forekomst (2mg våtvekt/l) i begynnelsen av august, og de utgjorde da 44% av den totale algebiomasse. Som registrert de siste årene var det også i 1986 arten Aphanizomenon flos aquae som dominerte blågrønnalgesamfunnet i Bjørkelangen.

Hvis en ser bort i fra den store gjennomsnittlige algemengde en påviste i 1984 (3,8 mg våtvekt/l) er det ikke registrert markerte forskjeller i gjennomsnittlig algemengde siden overvåkingen startet i 1982. I 1986 ble det imidlertid påvist en mindre andel blågrønnalger sammenlignet med tidligere år - spesielt i 1985. Dette blir imidlertid tolket som naturlige årlige variasjoner som følge av ulike miljøforhold fra år til år, og som påvirker de forskjellige algegruppers innbyrdes konkurranseforhold. Tolking av

planteplanktonet og de fysisk-kjemiske data tilsier at Bjørkelangen har et næringspotensiale som kan medføre meget store blågrønnalge-oppblomstringer hvis forholdene forøvrig ligger tilrette for det.

Rødenessjøen hadde i 1986 en gjennomsnittlig algemengde i vekstsesongen på 1,1 mg våtvekt/l.

Planteplanktonet var på forsommeren diverst, men dominert av gruppene kiselalger, kryptomonader og gulalger (fig. 7.5). Utover sommeren ble plakntonet mer og mer dominert av kiselagler, med Tabellaria fenestrata som viktigste art. Den 4. august utgjorde kiselalgene hele 91% av den samlede algebiomasse, som da var 2,5 mg våtvekt/l. Utover sensommeren ble planktonet igjen mer mangfoldig, men med dominans av kiselalger og kryptomonader. Blågrønnalgene utgjorde - vekstsesongen betraktet under ett - bare en ubetydelig del av den samlede algemengde. I september ble det imidlertid påvist en mindre populasjon med blågrønn-alger, men de utgjorde ikke mer enn 12% av den totale algebiomassen.

Den gjennomsnittlige algemengde i Rødenessjøen var i 1986 omtrent på samme nivå som de siste års undersøkelser. Imidlertid ble det i 1986, i motsetning til siste års undersøkelser, ikke påvist nevneverdige mengder med blågrønnalger. Dette må ses i sammenheng med plante-planktonsituasjonen i Bjørkelangen, der det heller ikke i 1986 ble påvist så store blågrønnalgemengder som det en registrerte ved flere av siste års undersøkelser. Som tidligere påpekt er det en klar sammenheng mellom planteplanktonutviklingen i disse to innsjøer, og dette understreker igjen betydning av hvor viktig utviklingen i Bjørkelangen er for de nedenforliggende innsjøer.

Femsjøen hadde i 1984, 1985 og 1986 høyere gjennomsnittlig konsentra-sjon av klorofyll a enn tidligere år. Det er derfor nødvendig å følge opp med grundigere planktonalge-studier i årene som kommer.

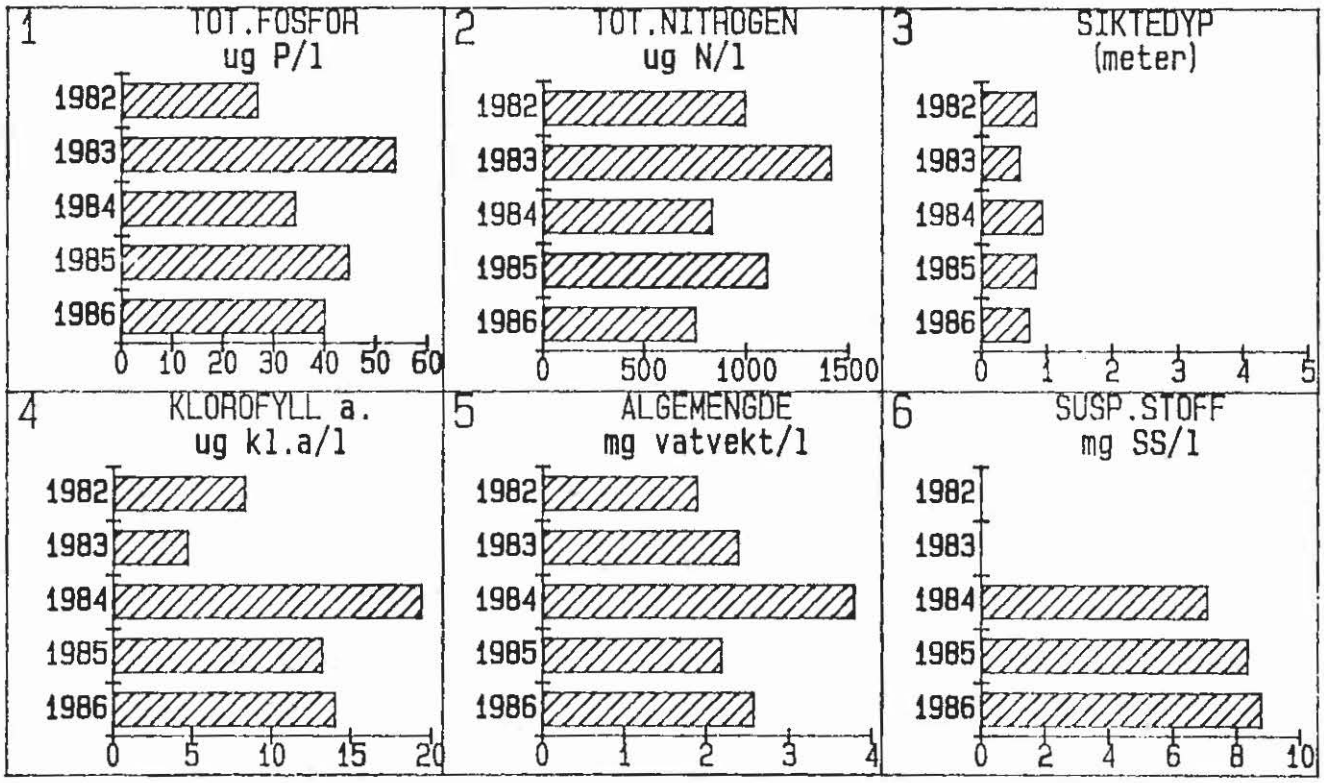


Fig. 7.1 *Veide middelverdier av utvalgte variable (1. juni-30. september) 1982-86 for Bjørkelangen*

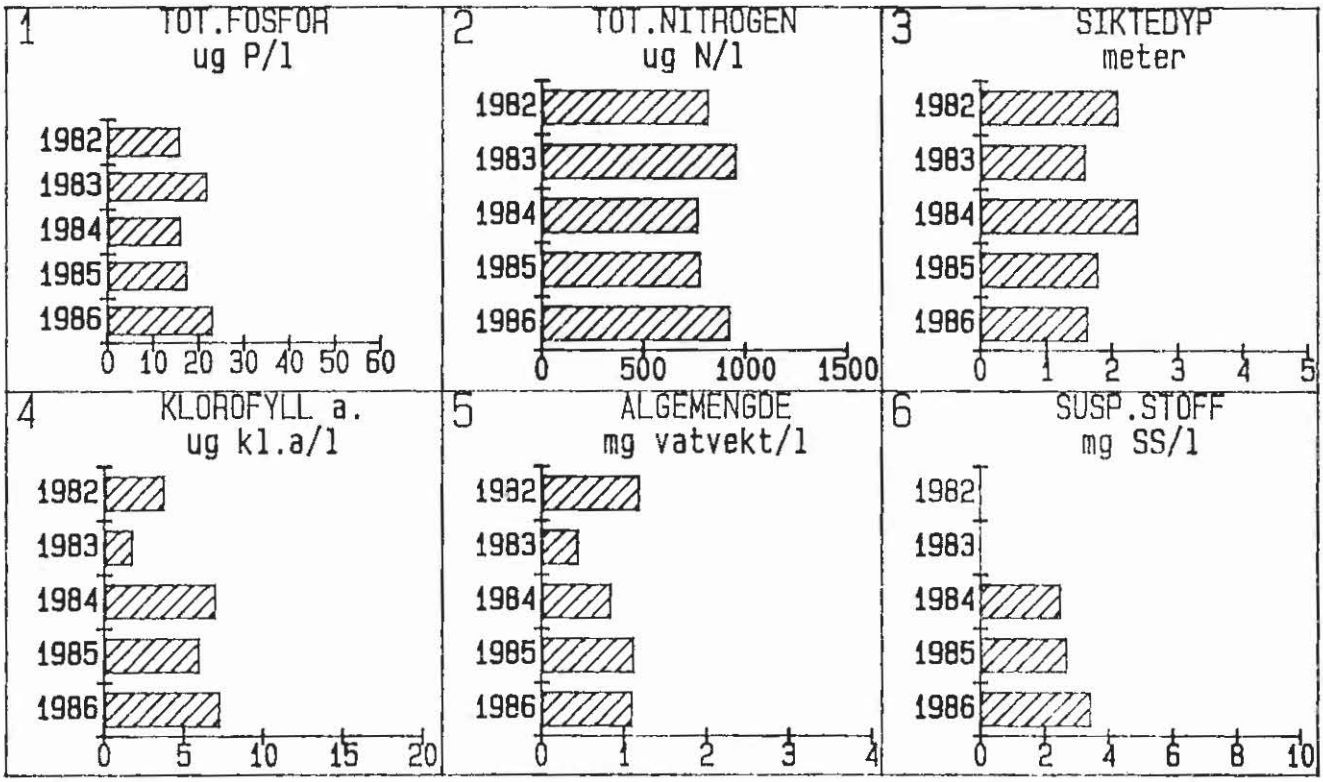


Fig. 7.2 *Veide middelverdier av utvalgte variable (1. juni-30. september) 1982-86 for Rødenessjøen*

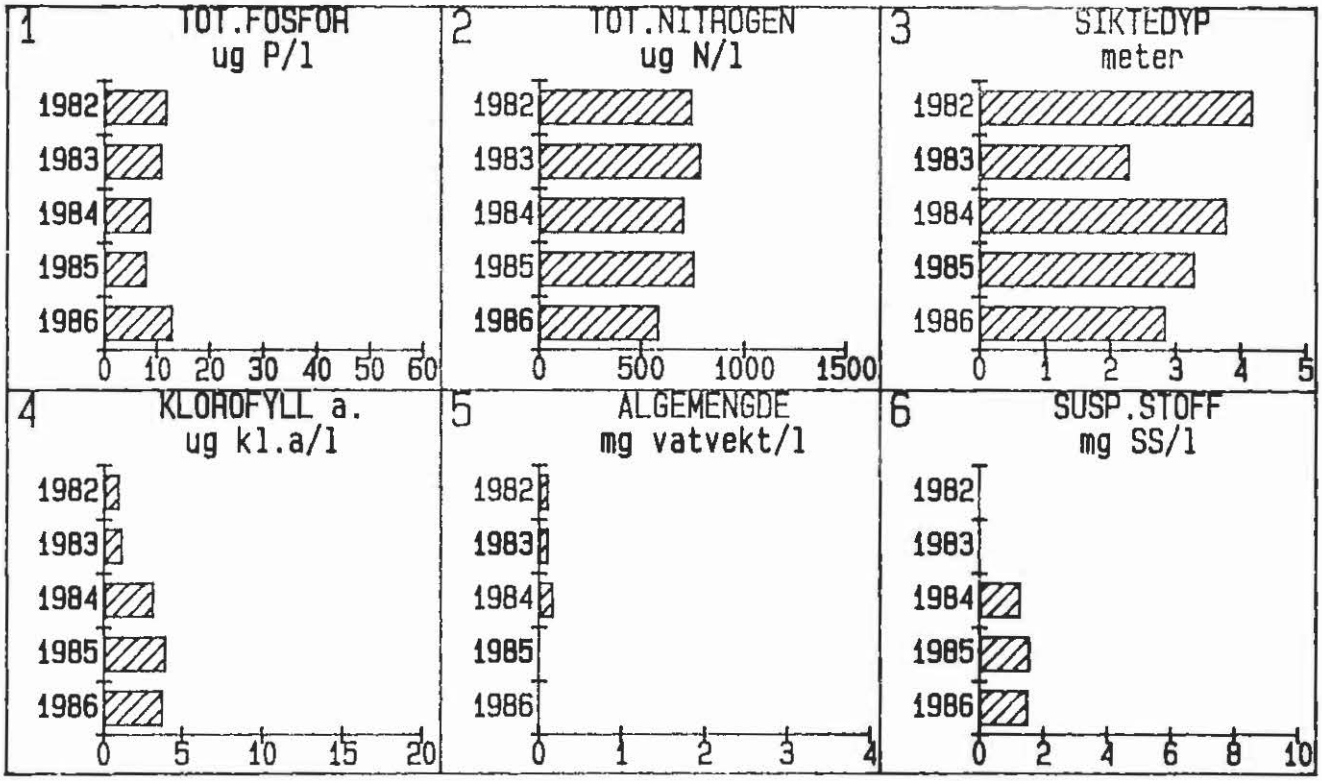


Fig. 7.3 *Veide middelverdier av utvalgte variable (1. juni-30. september) 1982-86 for Femsjøen*

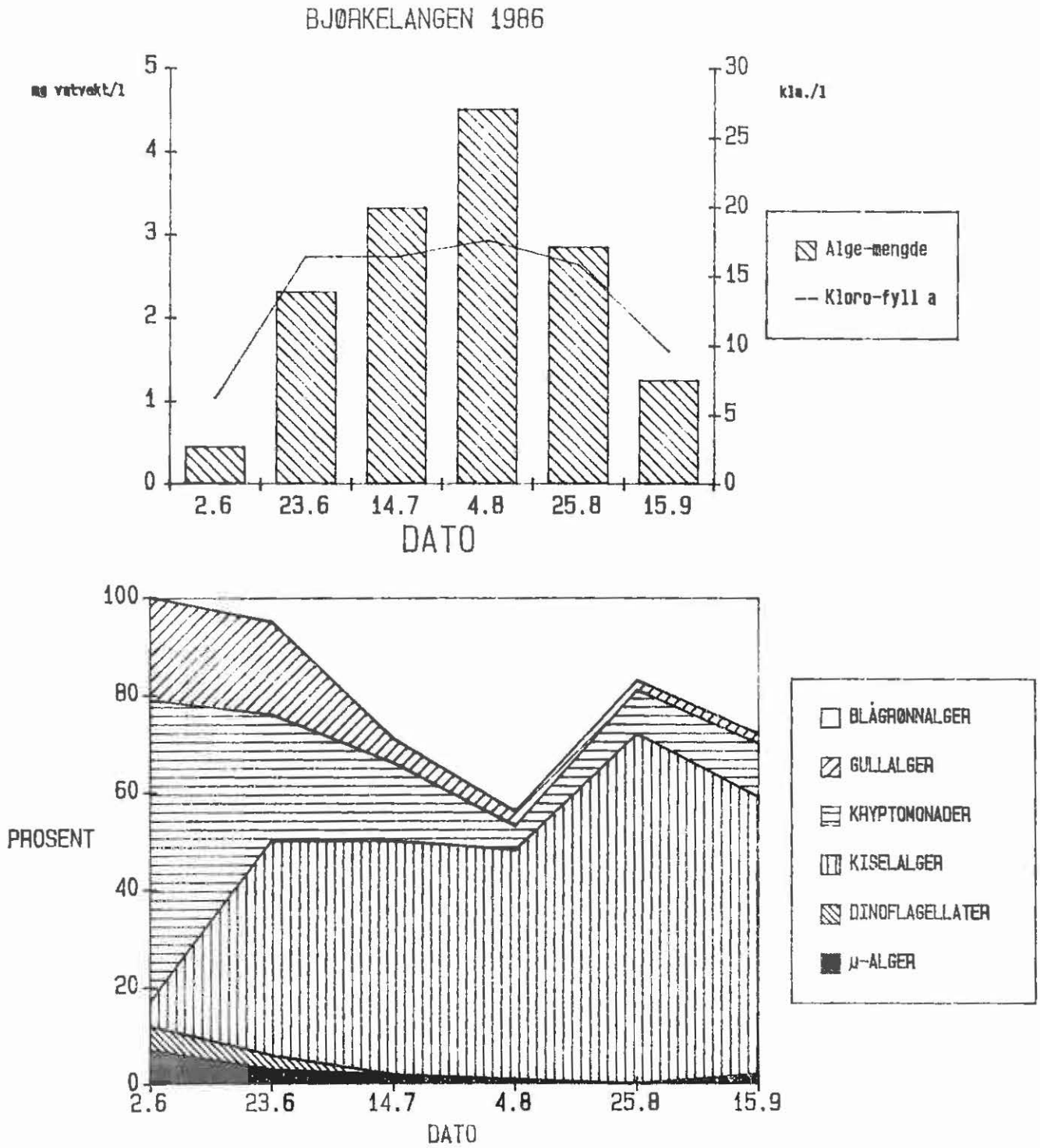
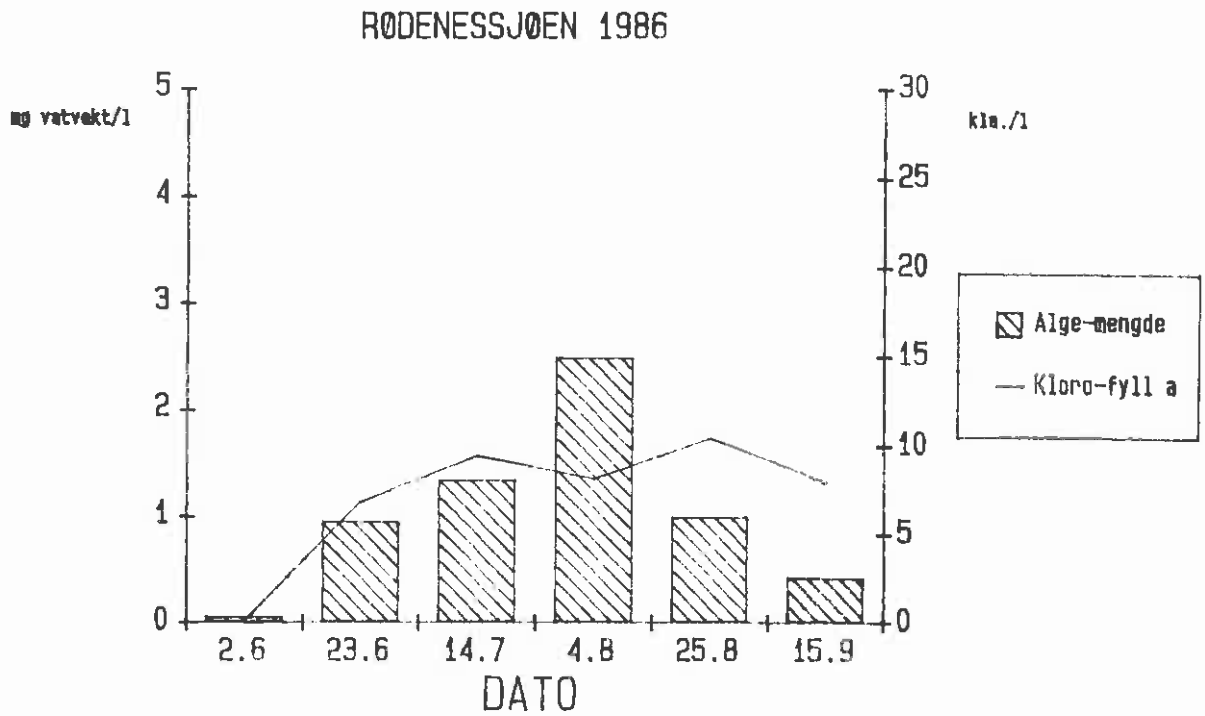


Fig. 7.4 *Variasjoner i planteplanktonets mengde og sammensetning (0-4 m) for Bjørkelangen 1986*



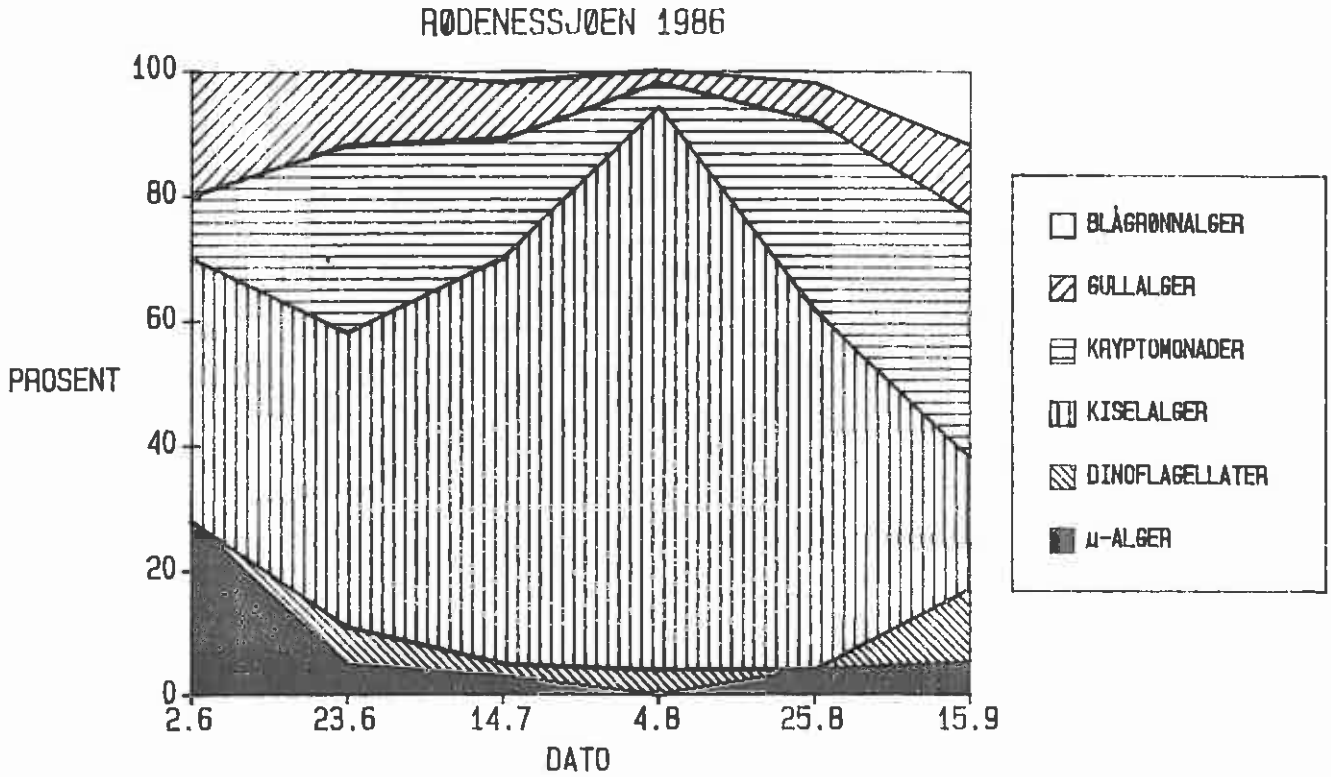


Fig. 7.5 *Variasjoner i planteplanktonets mengde og sammensetning (0-10 m) for Rødenessjøen 1986*

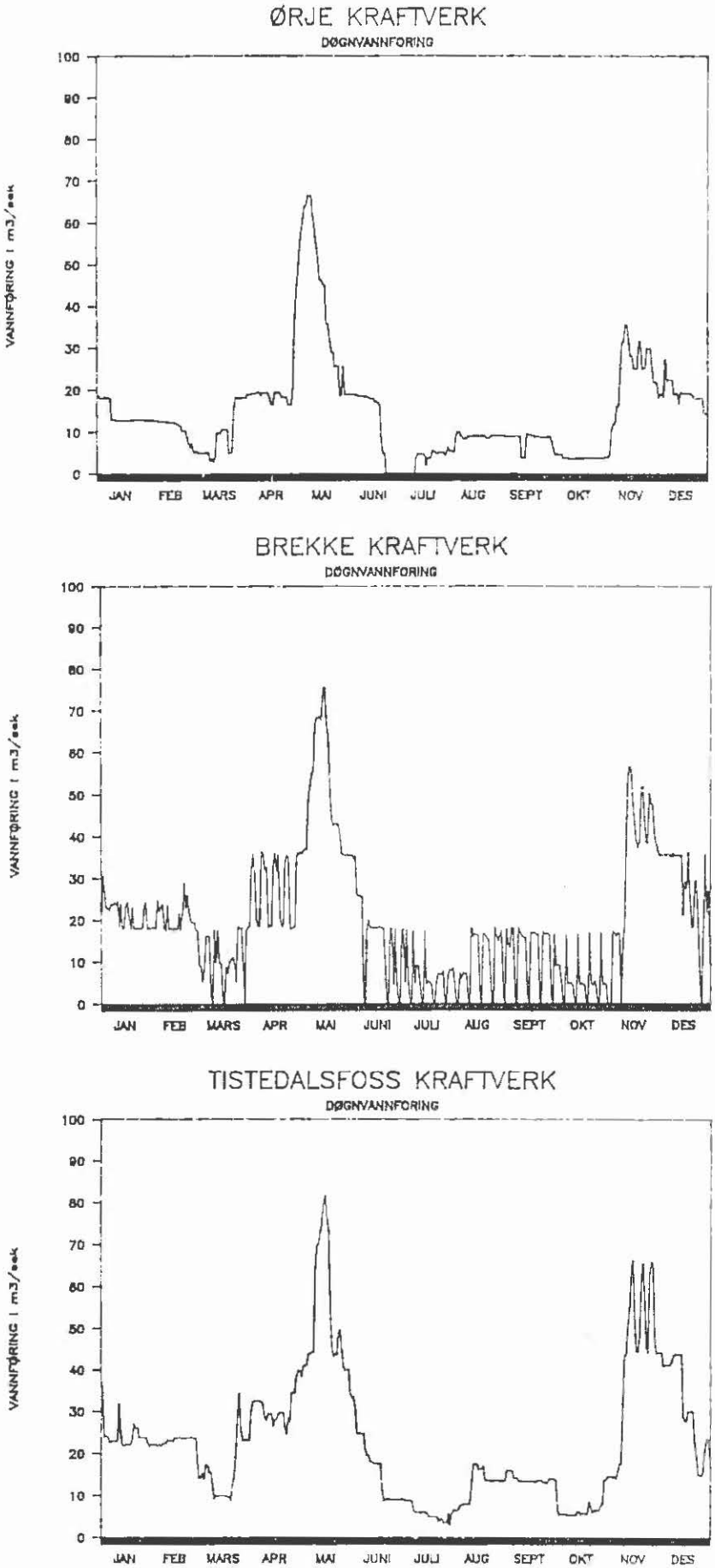


Fig. 6.2 Vannføringsvariasjoner i Haldenvassdraget 1986

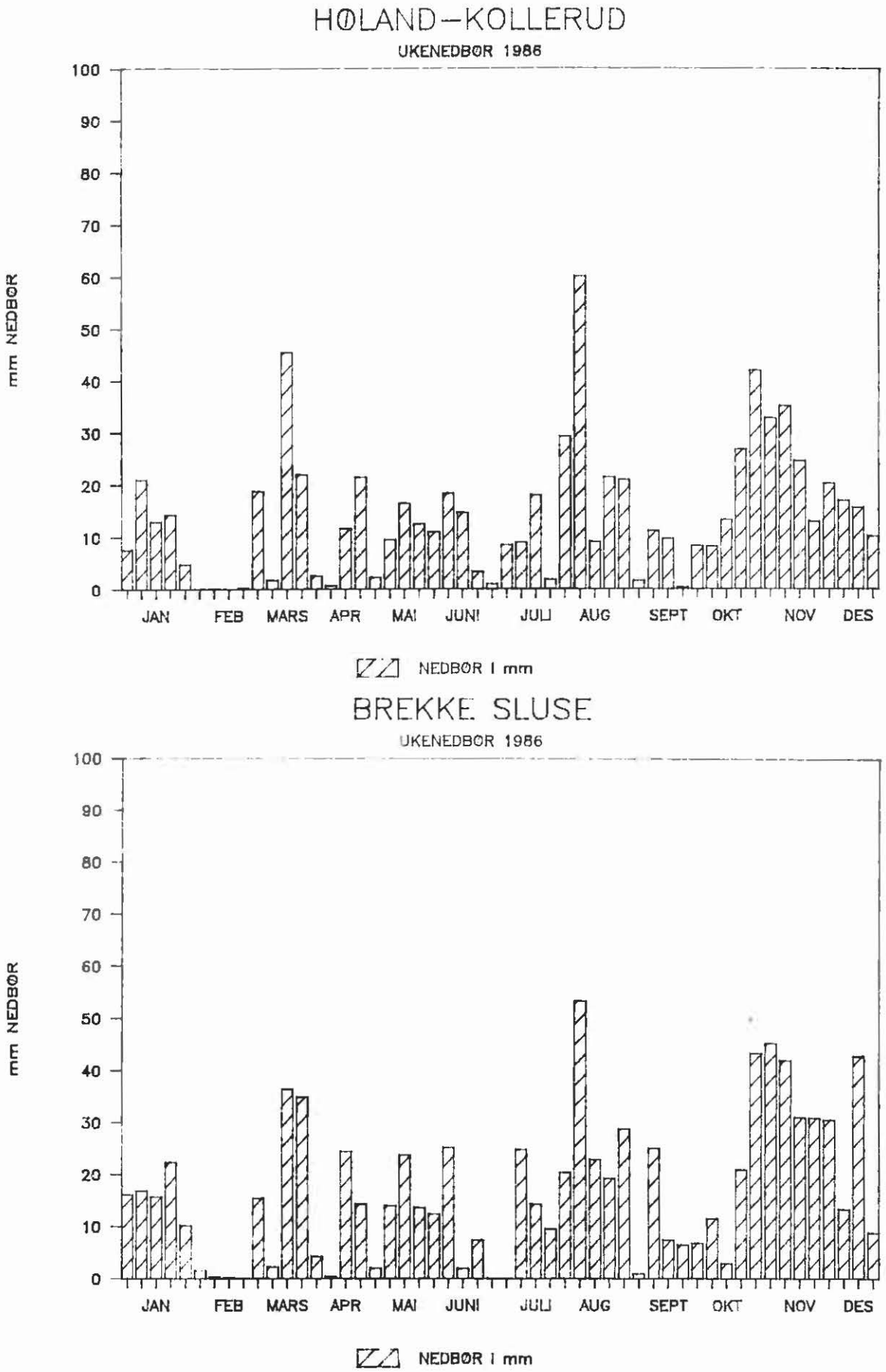


Fig. 6.1 Ukenedbør (Høland-Kollerud og Brekke sluse) 1986

VANSJØ-HOBØLVASSDRAGET

INNHOLDSFORTEGNELSE

1. INNLEDNING

Vansjø-Hobølvassdraget har siden 1980 vært gjenstand for regelmessige overvåkningsundersøkelser.

Vansjø ble første gang undersøkt i 1964. Det ble registrert stor algevekst - dog ikke større enn forventet i en grunn lavlandssjø. Selv om Vansjø allerede den gang ble tilført forholdsvis store mengder plantenæringssalter fra kloakk og landbruk, tydet undersøkelsene på at innsjøen foreløpig tålte denne belastningen.

Neste store undersøkelse ble utført i 1976/77. Algemengden viste seg da å være fordoblet i forhold til 1964. Innholdet av plantenæringssalter hadde økt tilsvarende. Samtidig ble det registrert at grunne sund og fjordarmer var i ferd med å gro til med siv og vannplanter.

Tre år senere (1979) oppsto "vannblomst" forårsaket av blågrønnalger - i dette tilfelle Oscillatoria agardhii var isotrix. Fiskeribiologiske undersøkelser viste store overbestander av karpefisk og at dette hadde medført sterk nedbeiting av dyreplanktonet. I dypområdene ble det målt oksygenfrie forhold på ettersommeren og ettervinteren.

Etter to år med dominans av blågrønnalger utviklet det seg på nytt et mer artsammensatt algesamfunn med stort innslag av kiselalger i sommermånedene. Det østre bassenget kan idag utfra planktonforholdene karakteriseres som mesotrof (middels næringsrik), mens det vestre bassenget må karakteriseres som eutroft (næringsrik).

Vansjø-Hobølvassdraget viser en tiltagende forurensning med partikulært materiale (jordpartikler, leire o.l). Dette har sammenheng med erosjonsprosesser som gjør seg stadig mer gjeldende i områder med dyrket mark (betydelig økning i arealet med åpen åker, bakkeplanering, tyngre maskiner, mer jordarbeiding m.m.). Dette bidrar til at vannet under flomperioder og regnskyll er mer "grumset" enn tidligere.

Vannkvaliteten varierer tildels mye fra år til år både med hensyn til fysisk-kjemisk kvalitet og biologisk forhold. Dette har primært sammenheng med årvisse meteorologiske variasjoner.

Siktedypet i det østre Vansjøbassenget (Storefjorden, St. I) har de siste årene i middel ligget i områdene 2-3 meter, mens algemengden målt som klorofyll a har variert mellom 4-10 µg kl a/l.
Miljøvernmyndighetene arbeider utfra den målsetting at siktedypet i gjennomsnitt over sommerhalvåret skal være større enn 5 meter. Når det gjelder algemengde er målsettingen at denne i gjennomsnitt over samme periode ikke skal overstige 3 µg kl.a/l.

Da det vestre Vansjøbassenget er grunnere enn områdene østenfor blir dette innsjøområdet mer følsomt for gjødslingseffekter. Resuspensjon som følge av vind-/bølgepåvirkning bidrar dessuten til et større innhold av suspenderte partikler. Siktedypet har her de siste årene ligget i gjennomsnitt på ca. 1,5 meter. Målet er å bringe siktedypet opp til 3 meter eller bedre. I 1980-årene har algemengden her i middel over sommerhalvåret variert mellom 7-20 µg kl a/l. Målsettingen er å bringe algemengden ned til under 5 µg kl a/l i gjennomsnitt over sommeren.

Det ble registrert en meget rask og omfattende tilgroing med høyere vegetasjon (sump- og langskuddplanter) i Vansjøs grunntvannsområder i løpet av 1970-årene. Denne utviklingen synes nå å ha stanset opp og vegetasjonsbeltene har i enkelte områder trukket seg noe tilbake de siste årene, samtidig som plantebestandene er blitt mindre tette og høyvokste. En antar at dette har sammenheng med at sommervannstanden gjennom 1980-årene har vært noe høyere og mer stabil enn tidligere (nytt manøvrerings reglement) og at vannsikten sommerstid er blitt noe redusert som følge av økende belastning med partikulært materiale.

2. GEOGRAFISK BESKRIVELSE

Vansjøs nedbørfelt er på 690 m^2 og strekker seg nordover til Østmarka utenfor Oslo og østover nesten til Glomma. Nedbørfeltet er ca. 70 km langt i nordlig retning og er på sitt bredeste ca. 30 km. Nedbørfeltet ligger innenfor Akershus og Østfold og det meste sokner til kommunene Ski, Enebakk, Hobøl, Våler, Råde, Rygge og Moss.

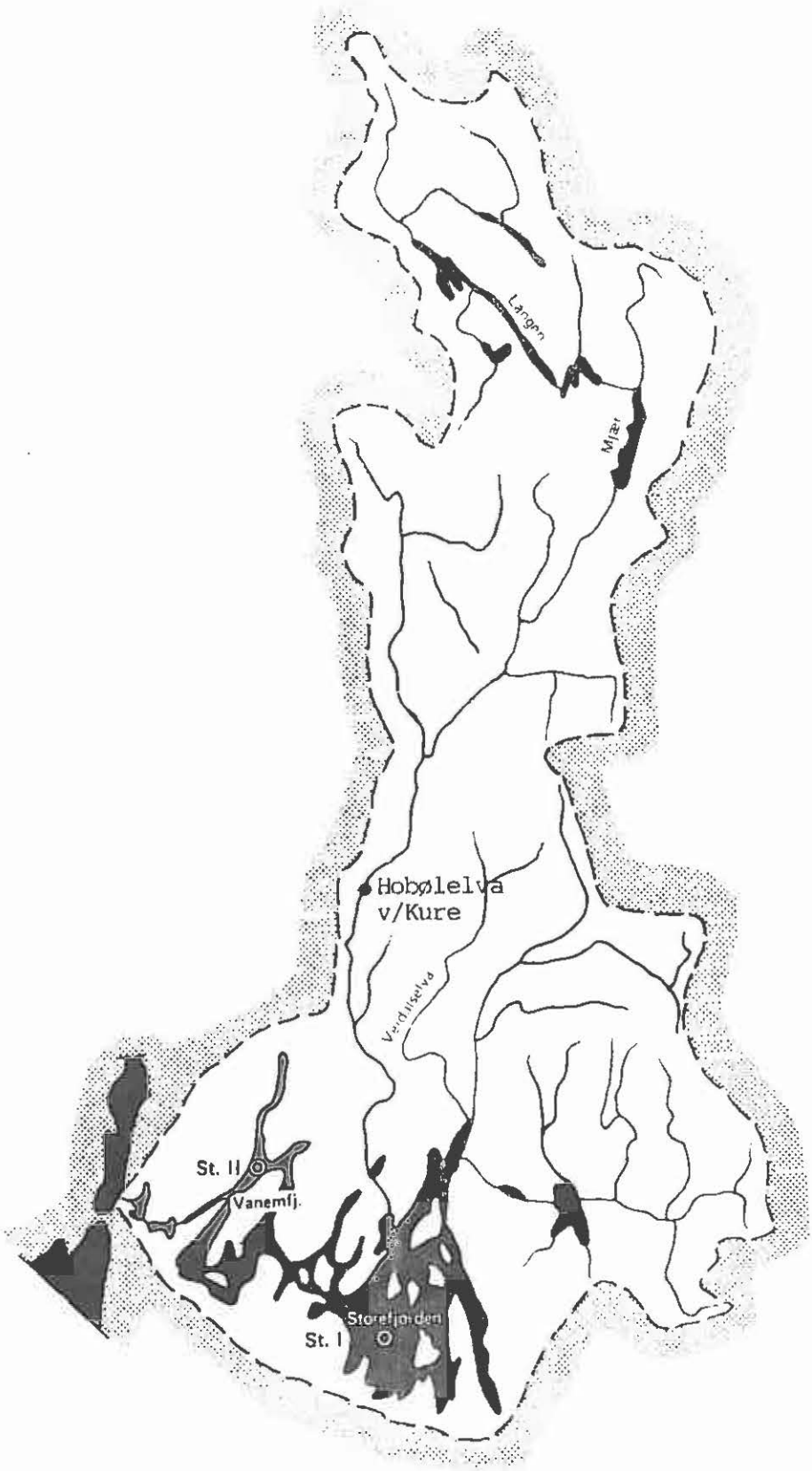
Det er fire elver som drenerer Vansjø foruten endel mindre bekker fra nærområdene rundt innsjøen (fig. 2.1). Tilløpselvene kommer alle ut i innsjøens østre basseng. Hobølelva munner ut ved Mosseros, mens Kirkeelva, Mørkelva og Svinndalselva har sitt utløp ved Roos i innsjøens nordøstlige hjørne. Hobølelva utgjør ca. halvparten av det totale tilsig til sjøen, mens vannføringen i Kirkeelva, Mørkelva og Svinndalselva representerer ca. 30%. Ca. 20% av tilsiget til Vansjø kommer med mindre bekker fra nærområdene rundt innsjøen.

Nedbørfeltet ligger i det sørøst-norske grunnfjellsområdet som hovedsakelig består av prekambriske gneisbergarter samt noe granitt. Store deler av nedbørfeltet ligger under den øvre marine grense. Store deler av Vansjøs nedbørfelt er således dekket med leire. Da disse jordartene benyttes til jordbruk, får løsmasseavsetningene stor betydning for Vansjø.

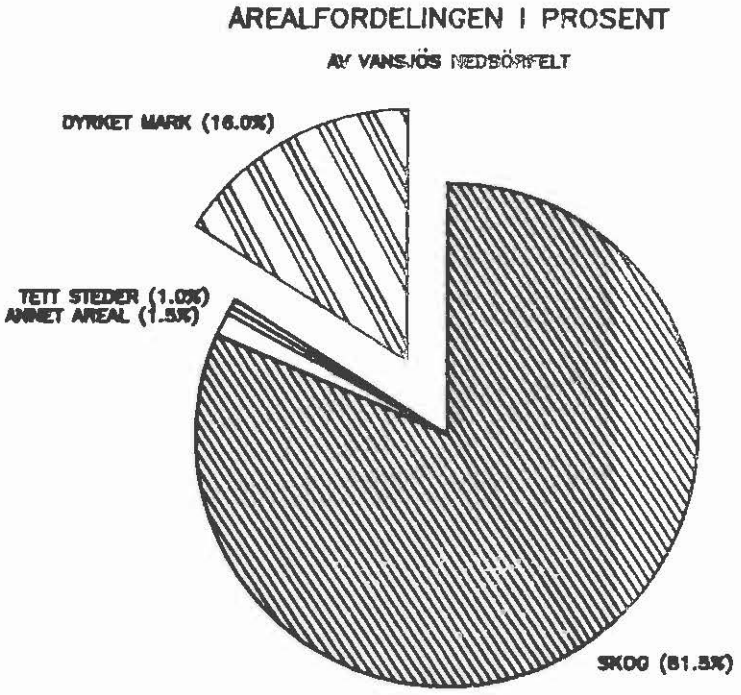
Av en total befolkning på noe over 18.000 mennesker bor ca. 12.000 i tettsteder. Ca. 30% av befolkningen bor m.a.o. innenfor landsbygdområdene. Befolkningstilveksten etter siste krig har vært størst i de nordlige deler av nedbørfeltet, og de største boligkonsentrasjonene ligger i Ski kommune. Boligutviklingen har forøvrig skjedd i eller i tilknytning til gamle by- og bygdesentra.

Landbruksaktiviteten er stor (fig. 2.2.). Hele 16% av nedbørfeltet består av dyrket mark mot 3% på landsbasis. Arealet med åpen åker er blitt mer enn fordoblet i løpet av etterkrigsårene. Dette er skjedd ved oppdyrking av eng og beitearealer og ved nybrott. I de øvre deler av Hobølvassdraget er det i tillegg blitt gjennomført betydlige bakkeplaneringsarbeider i løpet av 70- og 80-årene. Utmarksarealene er for det meste produktiv skog. Dyrket mark finner vi i hovedsak langs begge sider av tilløpselvene og rundt Vansjø, mens skogsområdene ligger mer i ytterkant av nedbørfeltet og på høydedragene.

Det har innenfor husdyrholdet skjedd en betydelig sentralisering i løpet av etterkrigstiden. Det har blitt færre gårder med husdyr og det totale husdyrantallet har gått ned. På den annen side er besetningene nå gjennomgående større enn tidligere. Tatt i betraktning at Vansjøs nedbørfelt har sentral beliggenhet i forhold til flere tettsteder, jernbane og riksvei, er det oppsiktsvekkende lite næringsvirksomhet utover landbruk. Foruten et større industriområde syd for Ski sentrum og et par mindre



Figur 2.1. Vansjø med nedbørfelt og prøvetakingsstasjoner.



Figur 2.2. Arealfordelingen i prosent av Vansjøs Nedbørfelt.

industristeder, finnes det ingen industrikonsentrasjoner. Det er i tillegg etablert noe småindustri i tilknytning til tettsteder og bygdesentra.

3. BRUKERINTERESSER

Vansjø er en viktig råvannskilde i Østfold. Det er to vannverk som tar sitt "råvann" her - Vansjø vannverk og vannverket på Rygge Hovedflystasjon. Begge vannverkene har vanninntaket i Grimstadbukta ved Storefjorden. Vansjø vannverk forsyner Råde, Rygge, Moss og Vestby med vann, og tilsammen ca. 50.000 er knyttet til dette anlegget.

Bruken av Vansjø til jordvanningsformål har fått stadig større omfang og det er i løpet av de siste årene bygget flere større vanningsanlegg. Vansjøvann benyttes dessuten som prosessvann i flere industribedrifter. Bl.a. tar treforedlingsbedriften M. Peterson & Søn A/S i Moss ut ca. 0,7 m3/sek. direkte fra Mosseelva.

Vansjø er noe regulert. I reglementet er det spesielt tatt hensyn til innsjøens flerbrukskarakter.

Vansjøområdet har stor friluftsmessig verdi og er idag det mest benyttede utfartsområdet i Indre Østfold. Det er i Vansjøs nærområde bygget nærmere 200 hytter.

Vansjø har en usedvanlig stor produksjon av fisk med stor artsrikdom. Dette gir grunnlag for næringsfiske. Sportsfiskeinteressen er forøvrig stor.

4. FORURENSNINGSTILFØRSLER

Boligkloakk begynte for alvor å gjøre seg gjeldende som vannforurensning etter siste krig. Vårt ønske om høyere sanitær standard førte til at kloakk og avfallsstoffer fra husholdninger i langt større grad enn tidligere ble ført til vassdraget (vannklosetter, fosfatholdige vaskemidler, vaskemaskiner m.m.). Ifølge kommunenes avløpsplaner skal all kloakk fra tettbebyggelsen (ca. 12.000 mennesker) føres til kloakkrenseanlegg eller til avløpsledninger som fører kloakken ut av nedbørfeltet.

Jordbruket har gjennomgått store strukturendringer i dette århundre, både når det gjelder arealbruk og driftsmåter. Omleggingen har på mange måter bidratt til å øke landbrukets betydning som forurensningskilde.

Etter siste krig har vi hatt en betydelig økning i arealer med åpen åker. Eng og beitearealer er pløyd opp, evnt. planert ut (bakkeplanert) til store sammenhengende åkerarealer. Både jordtap og næringsutvasking er større fra åpne åkerarealer enn fra områder med fast plantedekke. Parallelt med denne utviklingen er det tatt i bruk stadig større, tyngre og mer effektive jordbruksmaskiner. Tyngre maskiner gir større sammenpressing av jorda. Dermed øker jordtettheten og vannets muligheter til å trenge ned i jorda reduseres. Det blir større overflateavrenning og dermed økt jorderosjon. Moderne jordbruksmaskiner fører også til kraftigere jordbearbeiding. Dessuten går pløyingen raskere. Jorda blir dermed liggende oppløyd eller stubbharvet fra tidlig på høsten til neste vekstsesong - ofte opp til 7 mnd. av året. Oppløyd eller stubbharvet mark er mer erosjonsutsatt enn upløyd mark.

Det tilføres idag mer handelsgjødsel enn noen gang tidligere. Mens gårdbrukere i 1945 tilførte åkeren i gjennomsnitt ca. 4 kg nitrogen pr. da. ligger forbruket idag på over 11,0 kg. Fosforgjødslingen har i samme tidsrom økt fra ca. 1,5 kg til 3 kg pr. da.

Til tross for at nedbørfeltet ligger i et av landets mest utnyttede områder, er det liten industriell virksomhet. Ingen bedrifter bidrar idag med forurensende prosessvann til Vansjø.

Årlig transport av fosfor og nitrogen til Vansjø er teoretisk beregnet på grunnlag av spesifikke verdier for forurensningstilførsler fra ulike kilder. Når det gjelder utslipp av kloakk er det forutsatt at hvert menneske produserer 2,5 g fosfor pr. døgn og 12 g nitrogen pr. døgn. For personer tilknyttet avløpsrenseanlegg er verdiene redusert avhengig av anleggstype.

Den totale forurensningsbelastning fra landbruksvirksomhet er relatert til åkerarealet som:

Fosfor	110 kg/km2/år
Nitrogen	4.600 kg/km2/år

Den naturlige avrenningen fra arealene (bakgrunnsavrenningen) er beregnet på grunnlag av følgende avrenningskoeffisienter:

Fosfor	6,5 kg/km2/år
Nitrogen	220 kg/km2/år

Fosfortilførselen til Vansjø (tonn/år):

	1978	1985
Fra bebyggelse	11,5	5,3
Fra landbruk	11,6	10,1
Fra industri	0,8	0,4
Naturlige tilførsler	4,2	4,2
Ialt	28,1	20,0

Nitrogentilførselen til Vansjø (tonn/år):

	1978	1985
Fra bebyggelse	66	61
Fra landbruk	357	350
Fra industri	32	20
Naturlige tilførsler	143	143
Ialt	598	574

Kommunale tiltak.

Ved utarbeidelsen av handlingsprogrammet for Vansjø-Hobølvassdraget (1978) var ca. 5.400 personer tilknyttet kloakkrenseanlegg med fosforreduksjon eller ledningsnett som fører kloakken ut av nedbørfeltet. Idag er ytterligere ca. 6.500 personer i nedbørfeltet blitt knyttet til slike anlegg. Tar man videre i betraktning at overpumping av kloakk fra byggelse i Årungens nedbørfelt (ca. 3.150 p.e.) opphørte i 1982, har Vansjø-Hobølvassdraget blitt avlastet med kloakk fra nærmere 10.000 personer i løpet av det siste decenniet.

Renseanlegg i Østfold som har utslipp i nedbørfeltet til Vansjø:

Navn	Kommune	Type anl.	P.e. tilkn.	Renseeffekt % TP	Renseeffekt % Org. stoff
Tomter	Hobøl	Etterfell.	700	87	84
Elvestad	"	"	50	68	37
Ringvold	"	"	350	98	93
Svinndal	Våler	"	280	98	97
Sum			1380 p.e.		

Forurensningsmyndighetenes kontroll av kloakkrenseanleggene viser at renseeffekten generelt har bedret seg og at anleggene nå stort sett fungerer tilfredsstillende m.h.t. rensing av fosfor. Det bør imidlertid bemerkes at det på de fleste anleggene fortsatt oppstår temporære driftsforstyrrelser på grunn av stor innlekking av "fremmedvann" under snøsmeltings- og nedbørsperioder. Foruten at feilkoplinger og innlekking av fremmedvann fører til periodevis redusert renseeffekt i anleggene, bidrar dette dessuten til at deler av avløpsvannet går direkte til vassdrag via overløp i pumpestasjoner eller foran renseanleggene. Dårlig ledningsstandard fører dessuten til økte kostnader til transport og rensing. Det vil kreve en betydelig økonomisk innsats å rette op disse forhold, og det bør legges stor vekt på å finne fram til de mest kostnadseffektive tiltak. Et viktig hjelpemiddel i denne sammenheng er utarbeidelse og bruk av saneringsplaner.

Tiltak i landbruket.

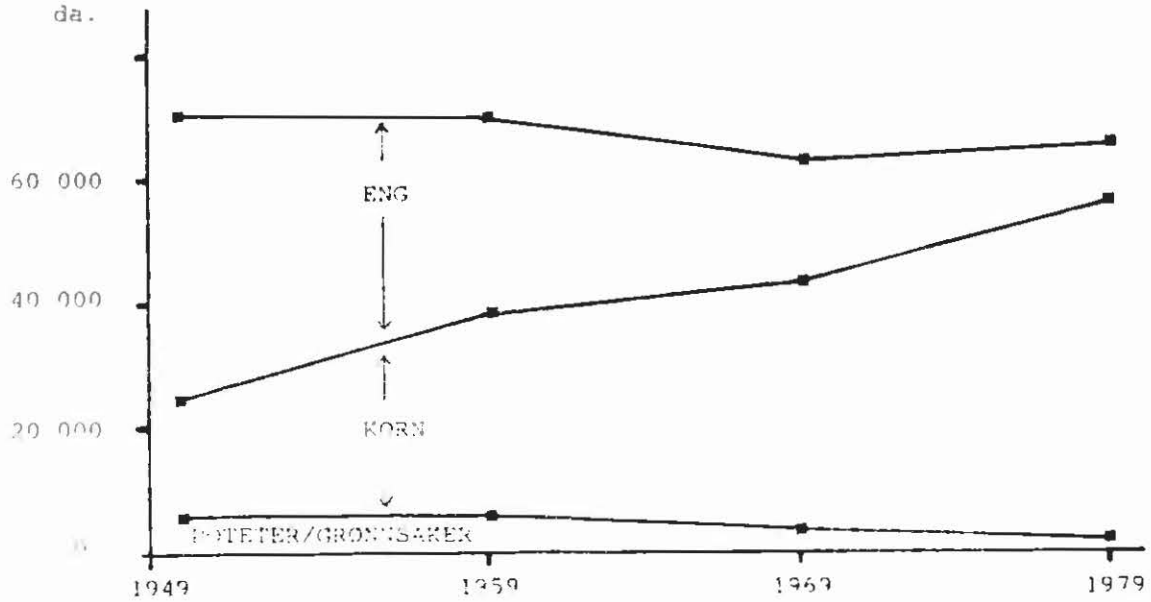
Innenfor landbrukssektoren har tiltakene mot vannforurensninger vært konsentrert om ubedringer av siloanlegg og gjødsellagre. Det har vært gjennomført regelmessige kontroller av anleggene de siste årene, noe som har resultert i pålegg om utbedringer der hvor feil eller mangler er blitt avdekket.

Oversikt over gjenstående utbedringer av gjødsellager og siloanlegg i nedbørfeltet i Østfold er gitt nedenunder:

Kommune	Større utbedr.	Betydelige utbedr.	Mindre utbedr.	Utbedr. av siloanlegg
Råde			1	
Rygge				
Moss				
Våler		2	1	
Hobøl		14		3

Med større utbedringer menes kostnader over kr. 200.000, mens utbedringer for mellom kr. 50-200.000 karakteriseres som betydelige. Miljøtilstanden og forurensningsfaren antas å forholde seg ut i fra utbedringskostnadene slik at 16 husdyrbruk har omfattende forurensningsproblemer og at 2 hysdyrbruk har noe mindre forurensningsproblemer. Forurensningsproblemene innbefatter både utette lagre og lagre med så liten lagringskapasitet at utkjøring av gjødsel på frossen mark er uunngåelig. I tillegg er 3 siloanlegg ikke i tilfredsstillende stand.

Næringsavrenning og jorderosjon fra dyrkede arealer har hittil ikke vært gjenstand for tiltak eller reguleringer. Det synes nå å være helt klart at det også blir nødvendig å angripe denne mer diffuse forurensningskilden, dersom de målettinger som er lagt til grunn for handlingsprogrammet skal kunne nås. Slike tiltak må foruten å redusere fosforbelastningen på vassdraget, også ha til hensikt å begrense nitrogenutvaskingen og jorderosjonen. Tiltak for å redusere arealavrenningen blir således avgjørende for de muligheter man har til å bringe eutrofieringsutviklingen (overgjødslingen) i Vansjø under kontroll og redusere partikkelpåvirkningen. Det må her nevnes at jordbruket de senere år har utviklet seg fra vekstskifte-jordbruk, med et relativt stort innslag av eng og beiter, til å bli mer ensidig preget av korndyrking (fig. 4.1). Det antas at dette fører til at jorda blir liggende mer åpen og dermed mer erosjonsutsatt.



Figur 4.1 Arealet med eng, korn og poteter/grønnsaker i Hobøl og Våler i perioden 1949-1979.

5. MÅLEPROGRAM

Innsjøstasjoner:

Det er tatt ut prøver på 2 stasjoner med 3 ukers intervall i den isfrie perioden (1. juni-30. september). Totalt 7 prøvetakingsomganger.

Prøvene er tatt på følgende dyp:

ST.I Storefjorden	ST.II Vanemfjorden
0-4 m	0-4 m
10 m	10 m
20 m	16 m (1/2 mob)
40 m (1/2 mob)	

Det er blitt analysert på følgende parametre:

Fysisk/kjemiske parametre:

Temperatur, siktedyp, oksygen, pH, konduktivitet, farge, totalt organisk karbon (TOC), suspendert stoff, glødderest, løst reaktivt fosfor, totalt løst fosfor, totalt fosfor, ammonium, nitrat, totalt nitrogen, løst reaktivt silikat, jern og mangan.

Biologiske parametre:

Kvalitativ og kvantitativ bestemmelse av planteplankton samt klorofyll a.

Elvestasjoner:

Det er blitt tatt ut prøver i Hobølelva v/Kure. Totalt 56 prøvetakingsomganger.

Det er blitt analysert på følgende parametre:

Totalt organisk karbon (TOC), oksyderbart materiale (CODMn), løst reaktivt fosfor, totalt løst fosfor, totalt fosfor, ammonium, nitrat, totalt nitrogen, suspendert materiale og glødderest.

6. METEOROLOGI OG HYDROLOGI

I fig. 6.1 er det vist ukenedbør ved Rygge flystasjon og den meteorologiske stasjon av (65) i Hobøl. Dataene er hentet fra Norsk meteorologisk institutt. Vannføringen for Hobølelva ved Høgfoss er vist i fig. 6.2.
Høsten 1986 (spesielt oktober) var nedbørrik. Dette gjorde utslag i store målte vannmengder i vassdraget i november og desember. Vintermånedene januar og mars var kalde og nedbørrike hvor nedbøren kom i form av snø. De store snømengdene som lå i terrenget og store nedbørmengder i mai resulterte i to kraftige flomtopper under snøsmeltingen i april-mai.

Juni og juli kan karakteriseres som "tørre" måneder, mens lavtrykk og bygevær gjorde seg gjeldende i august.

7. RESULTATER

7.1 HOBØLVASSDRAGET. HOBØLELVA

De nordligste delene av Hobølvassdraget består for det meste av myr og skog. Her finner vi flere sjøer knyttet sammen med korte elvestrekninger - Sværsvann, Bindingsvann, Langen, Våg og Mjær. Det ligger noe jordbruksmark rundt de sydligste innsjøene. Det ligger to tettsteder nord for Mjær - Siggerud boligfelt og Ytre Enebakk.
Denne delen av vassdraget overvåkes av miljøvernavdelingen i Akershus.

Hobølelva er minst påvirket på strekningen fra Mjær til tettstedet Tomter. Herfra og sydover mottar elva avløp og overvann fra flere boligområder (Tomter, Elvestad, Knapstad) og avrenning fra jordbruksområder. Spesielt dårlig er vannkvaliteten etter samløpet med Haugsbekken som har sitt utspring nær Ski sentrum. Dette sidevassdraget er idag det mest forurensede av vannsystemene i Vansjøs nedbørfelt. Tettstedene Krågstad, Skotbu og deler av Ski sentrum sokner til Haugsbekken og det er stor jordbruksaktivitet i området. Haugsbekken overvåkes av miljøvernavdelingen i Akershus.

Vannkvaliteten i Hobølelva bedrer seg noe på strekningen fra samløpet med Haugsbekken til Vansjø. Dette har sammenheng med at vannmassene etterhvert fortynnes med mindre forurenset vann.

Arimetriske middelverdier for h.h.v. TP og TN ble i 1986 målt til 140 µg P/l og 1590 µg N/l. Tilsvarende verdier for 1984 var 144 µg P/ l og 1805 µg N/l. Konsentrasjonen av totalt fosfor (TP) og totalt nitrogen (TN) kan i Hobølelva på stigende vannføring komme opp mot h.h.v. 1000 µg P/l og 4800 µg N/l. Tidligere analyser for løst reaktivt fosfor og totalt fosfor indikerer at en forholdsvis stor andel av det fosfor som tilføres under flomperioder foreligger i bundet form. Ut fra nye forskningsresultater er det imidlertid grunn til å anta at 25-75% av det fosfor som er partikulært bundet kan være tilgjengelig næring for planktoniske alger. En stor andel sedimenterer imidlertid ut.

Massetransport ved Kure er beregnet for suspendert materiale (SS), totalt fosfor og totalt nitrogen på grunnlag av en eksponentialfunksjon ($y=a^B$**) hvor målt stoffkonsentrasjonen (y) relateres til vannføringen (x). Konstantene (a og b) er fremkommet ved å benytte årets målinger i en matematisk regresjonsanalyse.

Tabell 7.1 Regresjonsligningens konstanter ($y = a^{BX}$)

	1984		1985		1986	
	a	b	a	b	a	b
Suspendert materiale	6,12	0,14	5,95	0,11	6,16	0,14
Totalt fosfor	45,42	0,072	48,15	0,048	52,18	0,070
Totalt nitrogen	1328,12	0.030	1262,25	0,010		

Tabell 7.2 Beregnet massetransport Hobølelva v/Kure (tonn/pr. år)

	1984	1985	1986
Suspendert materialet	8993	10341	12127
Totalt fosfor	19,0	20,3	20,2
Totalt nitrogen	276,7	295,0	

Hobølvassdraget utgjør ca. 50% av Vansjøs nedbørfelt. Sammenligner vi målt massetransport med teoretisk beregnede verdier, ser vi at det er relativt godt samsvar når det gjelder totale årlige tilførsler med nitrogen. Målt transport av fosfor er imidlertid langt større enn teoretisk beregnet belastning. Bare Hobølelva alene bidrar med ca. 20 tonn pr. år - mens Vansjø ut fra teoretiske beregninger mottar totalt 20 tonn pr. år. Selv om det knytter seg relativt stor usikkerhet til både grunnlaget (spesifikke avrenningsverdier) for de teoretiske beregningene og metoden som ligger til grunn for målte verdier - antyder likevel resultatene at fosfortilførselen i et år med normale avrenningsforhold er større enn tidligere antatt. Dette kan ha sammenheng med at beregningene over kloakktilførsler er basert på for optimistiske anslag og/eller at bidraget fra jordbruksarealene er betydelig underestimert.

Massetransportberegningene antyder som tidligere en relativt stor andel av årstransporten (suspendert materiale, fosfor, nitrogen) finner sted i perioder med stor vannføring (utspyling av lette elvesedimenter og erosjon av jordoverflaten).

En gjør forøvrig oppmerksom på at massetransportberegningene for 1984, som er presentert i miljøvernavdelingens rapport 11/85, er utført på grunnlag av en lineær regresjonskurve og avviker derfor noe i forhold til de beregninger som er presentert i denne rapporten.

7.2 STOREFJORDEN

Forurensningsutviklingen 1980-1986

Endel utvalgte parametre er fremstilt i figur 7.2 som tidsveide middelverdier for perioden 1980-86. Parametrene antas å være sentrale i overvåkingen og vil trolig gi informasjon om utviklingstendenser i innsjøen på lang sikt. En bør imidlertid foreløpig være varsom og trekke sikre konklusjoner på grunnlag av disse resultatene, da meteorologiske forhold i stor grad har innvirkning på flere av parameterne.

Fosfor- og nitrogenkonsentrasjonen har ikke endret seg mye i Storefjorden i løpet av de siste årene og det er vanskelig å trekke sikre slutninger om utviklingen i næringsstatus. Vår- og høstflommens størrelse og varighet har bl.a. stor betydning for næringstilførselen til innsjøen. Da tilførsler fra nedbørfeltet er mye betinget av nedbørforholdene, vil de ulike meteorologiske forhold fra år til år kunne spille en avgjørende rolle for næringstilførselen og dermed vekstforholdene.

Tidsveide middelverdier 1986 ble for TP og TN målt til h.h.v. 20,1 µg P/l og 1038 µg N/l.

Erosjon. siktedyp, vannets farge og turbiditet.

Siktedypet i Storefjorden er i hovedsak bestemt av vannets farge (som er

sterkt preget av humusstoffer) og suspendert erosjonsmateriale. Under flomsituasjoner, spesielt om våren og høsten, er vannsikten av leirepartikler helt bestemmende for siktedypet.

Vannets midlere innhold av suspendert materiale ble målt til 3,58 mg SS/l; dvs. omtrent det samme som i 1985 (Fig. 7.2).

Siktedypet ble i middel målt til 2,0 m, mens tilsvarende målinger i 1985 var 2,1 m. Med unntak av 1984 hvor midlere siktedyp var ca. 4 m, synes det å ha funnet sted en gradvis forverring av vannets turbiditet i løpet av 80-årene. Økende transport av partikulært materiale (erodert jordmateriale) til Vansjø med tilløpselvene synes å være den mest sannsynlige årsak til denne utviklingen.

Fig. 7.3 viser temperaturforholdene, dypet hvor lysintensiteten er 1% av lysintensiteten i overflaten (1979) og dybdeområdet (skravert) innenfor hvilket lysintensiteten antas å være 1% av overflate-lysintensiteten (dvs. 1,5 til 2,5 X siktedypet) i Storefjorden forskjellige år. Algene antas å være lysbegrenset under det skraverte dybdeområde når vannet er sjiktet. Når vannet sirkulerer blir de fleste algearter lysbegrenset når forholdet mellom sirkulasjonsdyp og 1%-dypet er større enn 2. Vi ser at lysforholdene i Storefjorden er spesielt dårlige om våren og høsten når innsjøen er lite sjiktet og erosjonspåvirkningen er stor. Dette setter sitt preg på planktonalgesamfunnet og bidrar dessuten til at utnyttelsen av fosfor blir dårligere enn i mindre partikkelpåvirkede innsjøer. Midt på sommeren (juli-august) er lysforholdene best og forholdet mellom TP og algebiomasse minst, dvs. fosforets tilgjengelighet er størst på denne tiden

Eutrofiering. Plantenæringsstoffer og planktonalger

Tidsveide middelverdier ble i 1986 for TP og TN målt til henholdsvis 20,1 µg P/l og 1038 µg N/l, dvs. omtrent det samme som i 1985 (Fig. 7.1). På grunnlag av algemengden kan Storefjorden karakteriseres som mesotrof.

Tabell 7.3 viser forholdet mellom midlere konsentrasjon av TP og algebiomasse B i sommersesongen (mai-september) og den minste verdien for forholdet (TP:B) min målt om sommeren (vanligvis juli-august) for Storefjorden, Vanemfjorden og Grepperødfjorden forskjellige år. Forholdene viser at TP er lite egnet til å bestemme trofigrad i Vansjø og at fosforets tilgjengelighet ofte er lav. Det er verdt å legge merke til at fosforets tilgjengelighet var størst i 1979 og 1985. Dette var de to årene hvor det ble påvist størst vekst av blågrønnalger på sensommeren i Storefjorden.

I likhet med året før var Storefjorden utpreget sjiktet i 1986 og det oppsto et markert avtak i oksygenkonsentrasjonen i dypvannet i løpet av sommermånedene. I august ble det målt mindre enn 50% oksygenmetning under 20 m dyp.

Tabell 7.3 Midlere TP og algebiomasse B i sommersesongen (mai-september), forholdet mellom dem (TP:B) og den minste verdien for forholdet (TB:B)min målt om sommeren (vanligvis juli-august) for Storefjorden, Vanemfjorden og Grepperødfjorden forskjellig år. Verdier for ikke erosjonspåvirkede innsjøer er også antyd

INNSJØ	ÅR	TP µg P/l	B mg våtvekt/l	TP : B	(TP : B) Min
Storefjorden					
	1979	17	1.2	14	9
	1980	30	0.9	20	11
	1981	19	1.0	19	7
	1982	22	0.7	31	6
	1983	24	0.9	26	9
	1984	18	0.7	26	10
	1985	21	1.8	12	7
	1986	20	1.2	17	
Vanemfjorden					
	1979	30	1.7	18	13
	1980	29	2.8	10	6
	1981	29	1.8	16	11
	1983	26	1.7	15	8
	1985	26	1.9	14	9
Grepperødfjorden					
	1979	40	4	10	5.4
	1980	42	3.5	12	8
Lite erosjons-påvirkede innsjøer				<3	<2

Mesotrofe og svakt eutrofe, erosjonsutsatte innsjøer har ofte et planktonalgesamfunn dominert av flagellater (Cryptophyceae, Chrysophyceae) om våren og høsten når erosjonspåvirkningen er størst, lysforholdene er dårligst og vannets oppholdstid er kort. Midt på sommeren er det ofte stor dominans av diatomeer. Når fosforets tilgjengelighet er stor midt på sommeren, spesielt i mer eutrofe lokaliteter, kan blågrønnalger bli dominante. De vanligste massoppblomstrende blågrønnalger i erosjonsutsatte innsjøer er Aphanizomenon flos aqua og Oscillatoria agardhii.

Storefjorden (st.1) hadde i 1986 en gjennomsnitlig algemengde i vekstsesongen på 1,2 mg våtvekt/l. På forsommeren var planktonet mangfoldig men med dominans av gullalger, kryptomonader og kiselalger (fig. 7.4). Utover sommeren gjorde kiselalgene (spesielt Tabellaria fenestrata) seg mer og mer gjeldende og på sensommeren dominerte de planktonet fullstendig med opptil 93% av den samlede algebiomasse, som da utgjorde hele 3,4 mg våtvekt/l. Utover høsten sank algemengden betraktelig og høstplanktonet var for en stor del dominert av kryptomonader. Blågrønnalger ble kun sporadisk påvist i 1986 og sjelden i en slik grad at de ble tatt med under volumberegningene.

Sammenlignet med 1985 ble det i 1986 registrert en nedgang i gjennomsnittlig algemengde i vekstsesongen, men sammenlignet med perioden

1980-84 ble det ikke påvist større endringer. Som tidligere antatt er det grunn til å tro at den registrerte økningen i 1985 skyldtes meteorologiske forhold dette året med mye nedbør og med stor transport av næringssalter til innsjøen. Dette ga igjen grunnlag for økt algevekst og en større algemengde enn det en finner i somre med en mer "normal" nedbør. Det er i denne sammenheng også verdt å legge merke til at det i 1985 ble påvist et større innslag med blågrønnalger enn det en har registrert de siste årene, men at blågrønnalgene i 1986 utgjorde en helt ubetydelig del av den totale algebiomassen.

Bakteriologi

Det er foretatt bakteriologisk undersøkelse i Storefjorden fra overflatevann og bunnprøver etter standardmetoder. Det ble påvist koliforme bakterier i alle prøver. Termostabile koliforme bakterier ble bare påvist på prøver innhentet 2.september. Dette er en klar forbedring i forhold til året før.

7.3 VANEMFJORDEN

Forurensningsutvikling 1980-1986

Det er ikke funnet sted signifikante endringer i nitrogen- og fosforkonsentrasjonen i løpet av 1980-årene (fig. 7.5). Tidsveide middelverdier for 1986 for Tot-P og Tot-N ble målt til h.h.v. 29,9 µg P/l og 788 µg N/l.

Erosjon. Siktedyp, vannets farge og turbiditet

Siktedypet i Vanemfjorden er i hovedsak bestemt av vannets farge, som er sterkt preget av humusstoffer og suspendert erosjonsmateriale. Under flomsituasjoner, spesielt om våren og høsten, er innholdet av leirepartikler ofte helt bestemmende for siktedypet.

Det er de siste årene ikke blitt registrert vesentlige endringer i vannets innhold av suspendert materiale. Tidsveid middelverdi for 1986 ble målt til 5,50 mg SS/l. Til tross for at samtlige av de større tilløpselvene munner ut i Storefjordområdet - som i betydelig grad fungerer som et naturlig sedimenteringsbasseng - er det likevel et høyere innhold av suspenderte partikler i Vanemfjorden. Dette har sammenheng med at Vanemfjorden (det vestre Vansjøbassenget) er betydelig grunnere og vind- og bølgeaktivitet bidrar derfor her i større grad til å holde partiklene i suspensjon.

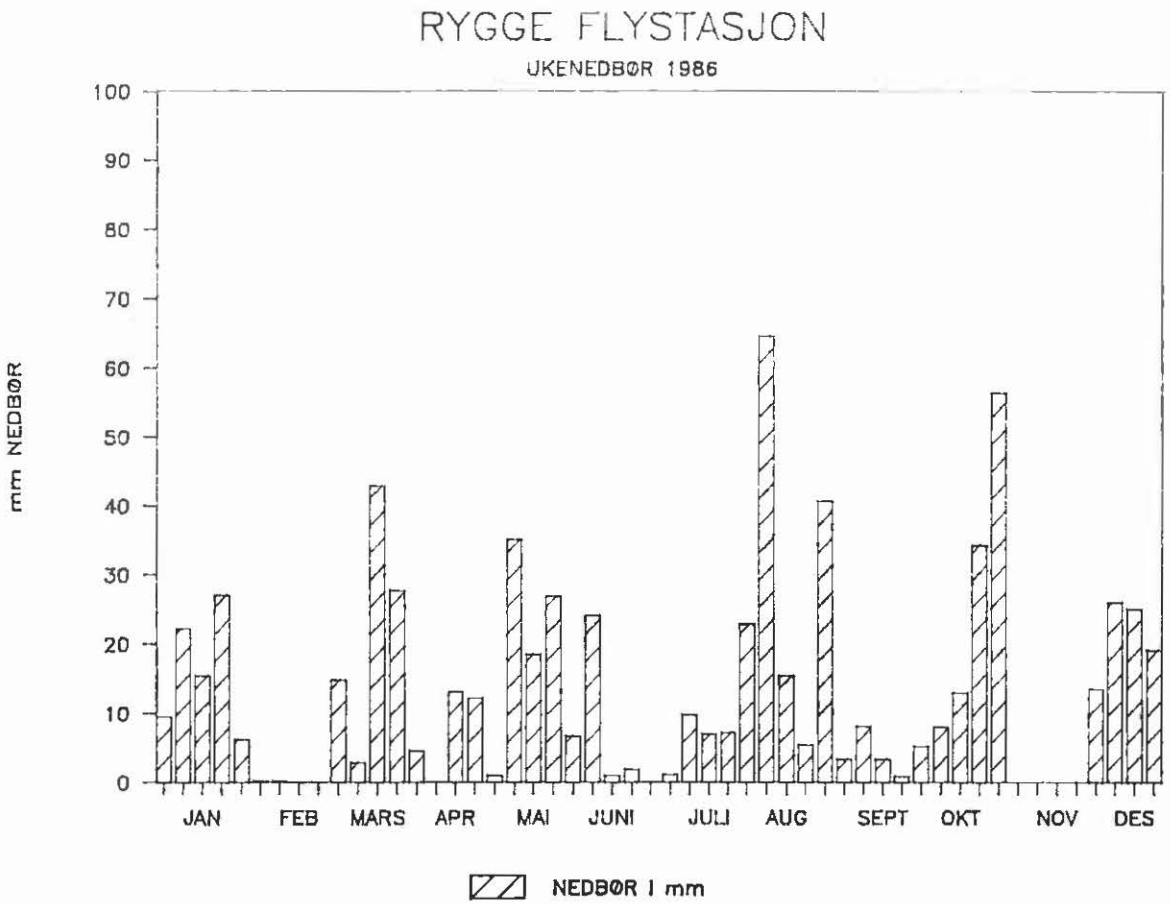
Eutrofiering. Plantenæringsstoffer og planktonalger.

Tidsveide middelverdier i 1986 for TP og TN ble målt til h.h.v. 29,9 µg P/ og 788 µg N/l (fig. 7.5). På grunnlag av algemengden kan Vanemfjorden karakteriseres som en svakt eutrof (næringsrik) innsjø.

Sedimentasjon av alger og annet organisk materiale fører til forbruk av dypvannets oksygen. I 1986 utviklet det seg tidlig en klar temperatursjikting i Vanemfjorden med et relativt raskt avtak i dypvannets oksygeninnhold. Tilnærmet oksygenfrie forhold nær bunnen i dypområdene ble målt allerede i begynnelsen av juli. Kraftig vind i midten av juli bidro til å bryte ned temperatursjiktningen og det var tilnærmet fullsirkulasjon resten av året, hvilket førte til gode oksygenforhold (fig. 7.6).

Vanemfjorden (st. 2) hadde i 1986 en gjennomsnittlig algemengde i vekstsesongen på 1,5 mg våtvekt/l. I forhold til Storefjorden var planteplanktonet mer diverst, men kiselalger og kryptomonader var de viktigste algegrupper (fig. 7.7). På forsommeren var planktonsamfunnet først og fremst dominert av kiselalger, mens kryptomonadene gjorde seg mer og mer gjeldende utover sensommeren og høsten. Det ble kun påvist mindre mengder med blågrønnalger og fram til den 2.9 utgjorde de aldri over 3% av den totale algemengde. Den 2.9 ble det påvist en mindre populasjon med blågrøn algen Oscillatoria limnetica på 0,25 mg våtvekt/l og de utgjørde da 18% av algemengden. Det er ikke uvanlig at denne arten dukker opp i større eller mindre mengder i våre lavlandssjøer på Østlandet. Det er imidlertid sjelden at den danner direkte vannblomst og arten er ikke blant de blågrøn algene vi forbinder med de typiske problemalger.

Sammenlignet med de siste årene har det i dette bassenget bare vært små variasjoner i algemengden. Tross dette kan en spore en viss positiv trend i planktonutviklingen siden 1980. Analyser av plante-planktonet i 1987-88 vil imidlertid vise om dette tilsier en mer varig trend som kan relateres til forurensningsutviklingen i innsjøen eller om det kun skyldes en biologisk respons på de ulike meteorologiske forhold fra år til år. Planktonet kvalitative sammensetning har også til en viss grad oppvist visse årvise endringer. Det mest påfallende for 1986 er den lave andel av dinoflagellater sammenlignet med enkelte tidligere år. Det er imidlertid ikke forekommet kvalitative endringer av en slik art at disse direkte kan relateres til endringer i forurensningssituasjonen i innsjøen.



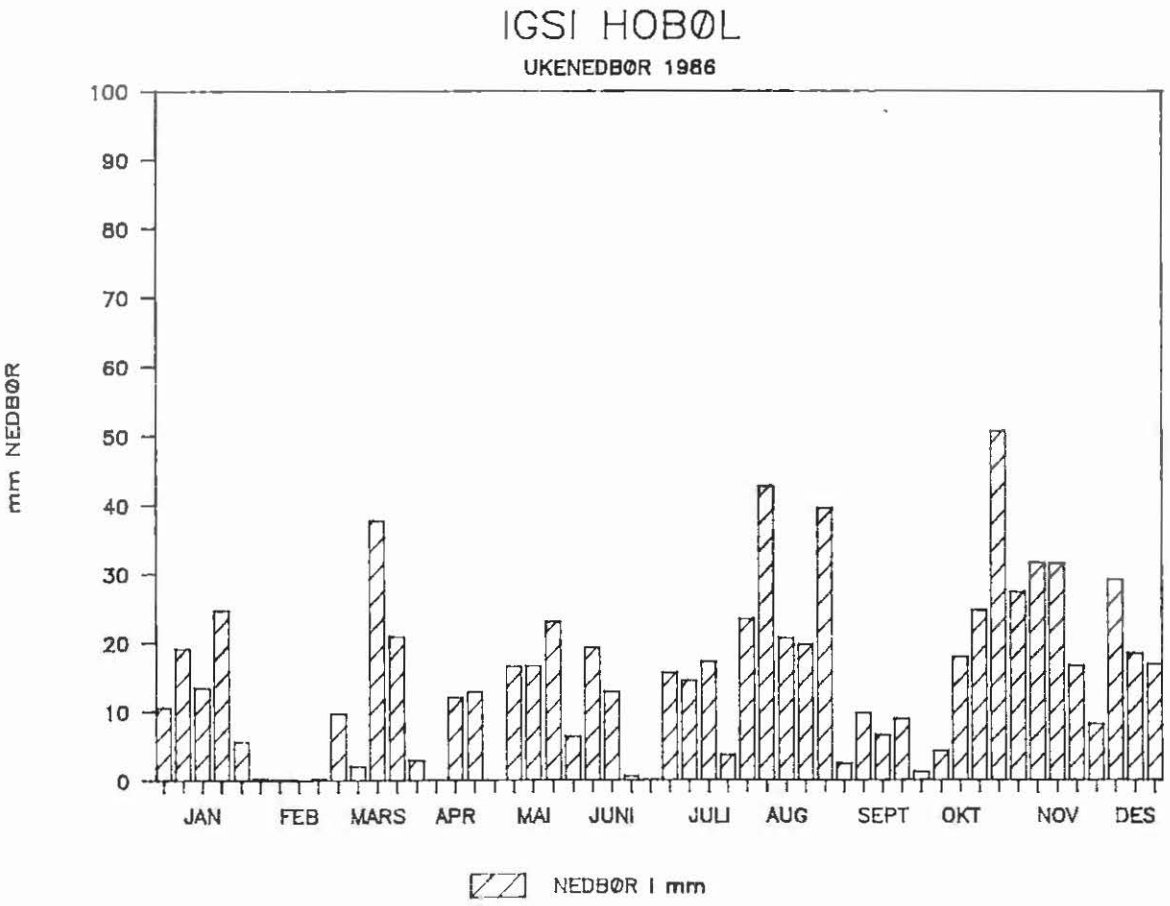


Fig. 6.1 *Ukenedbør ved Rygge flystasjon og den meterologiske stasjon av IGSI i Hobøl 1986*

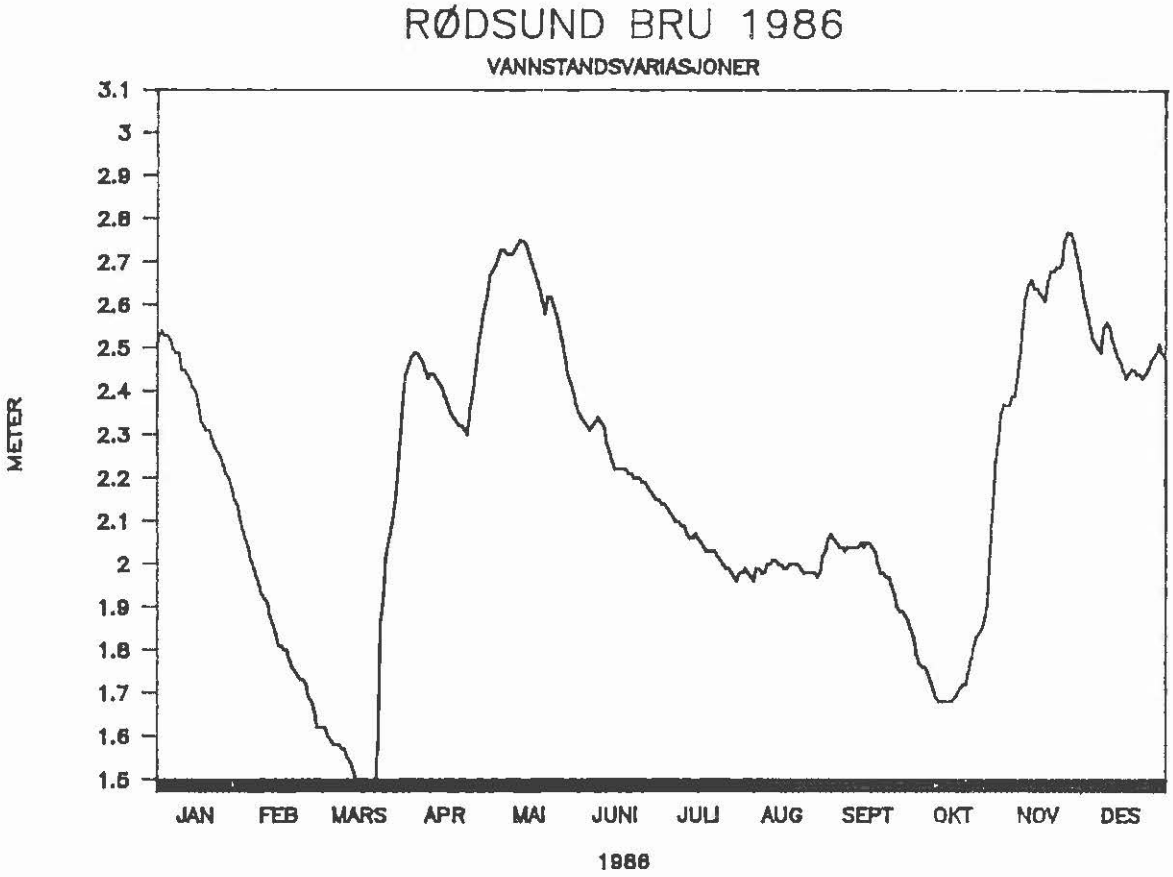
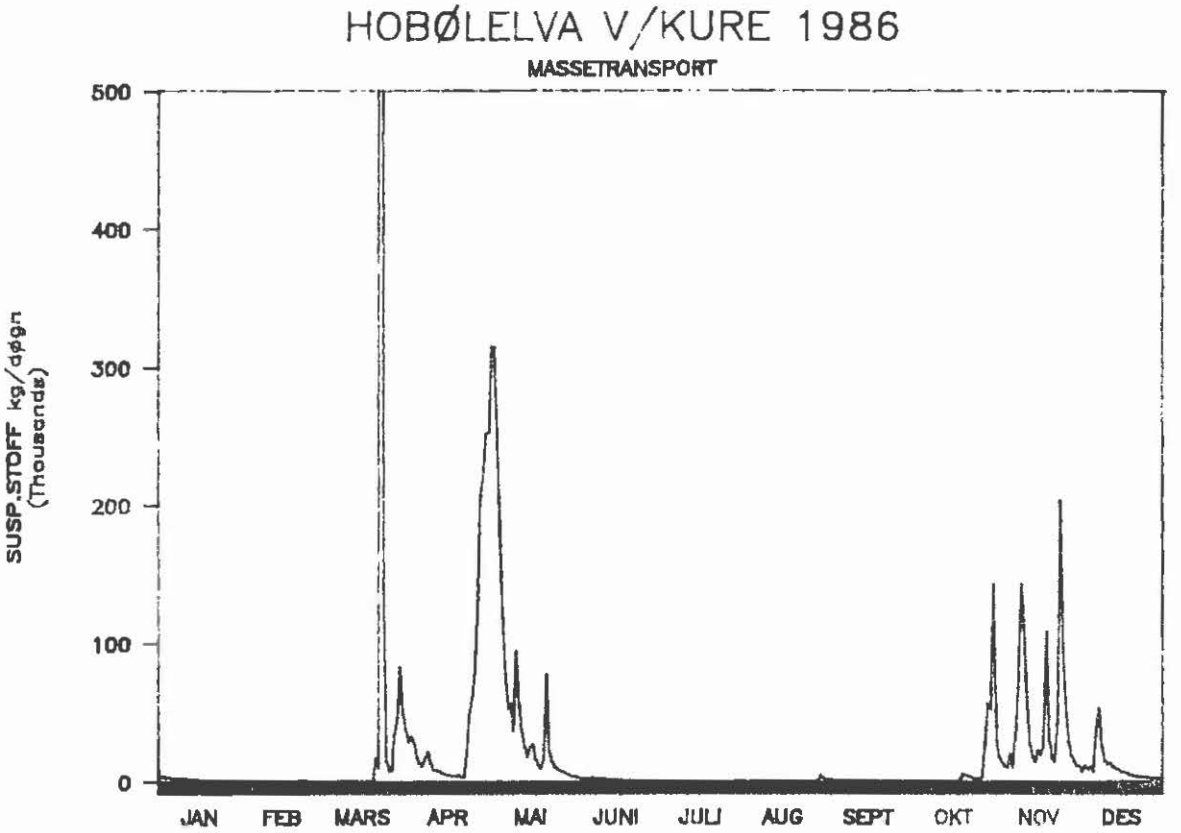


Fig. 6.2 Vannstandsvariasjoner ved Rødsund bro



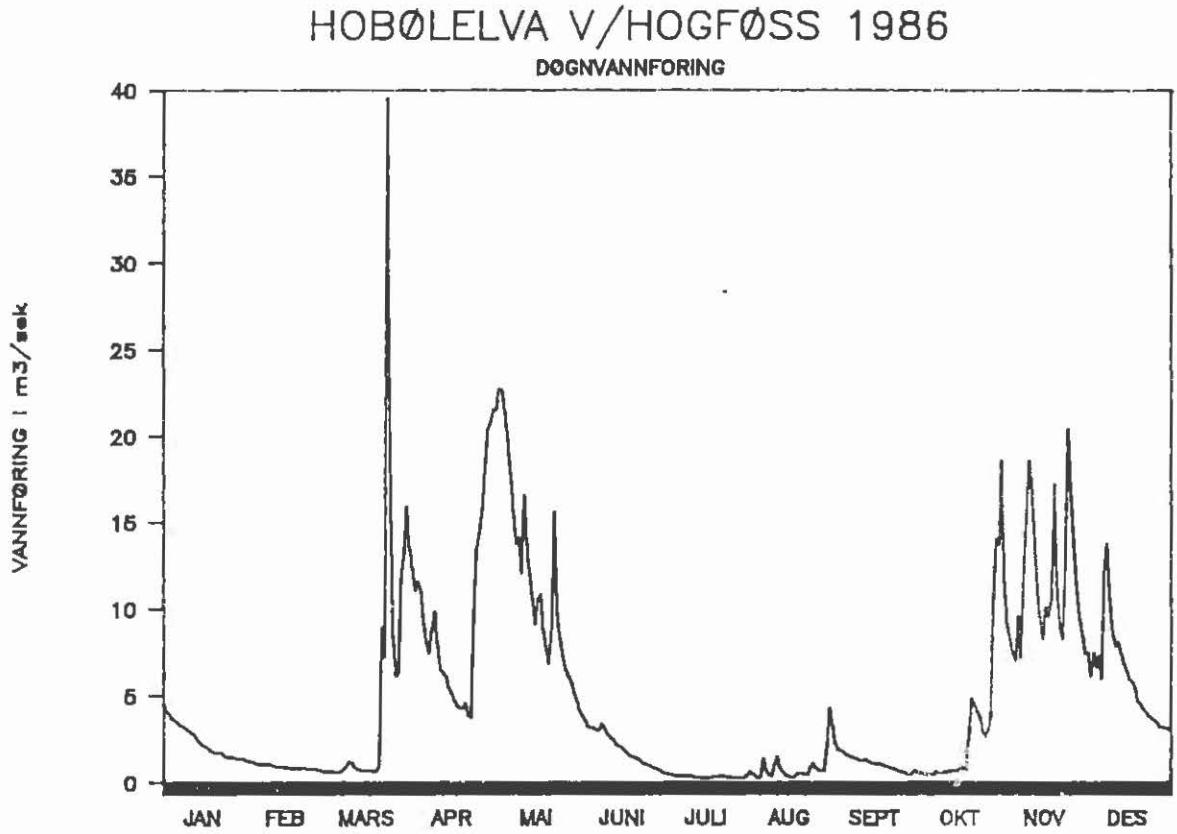


Fig. 7.1 *Beregnet massetransport av susp. stoff i Hobølelva i kg/døgn (øverst) og vannføring i m3/sek ved Høgfoss 1986*

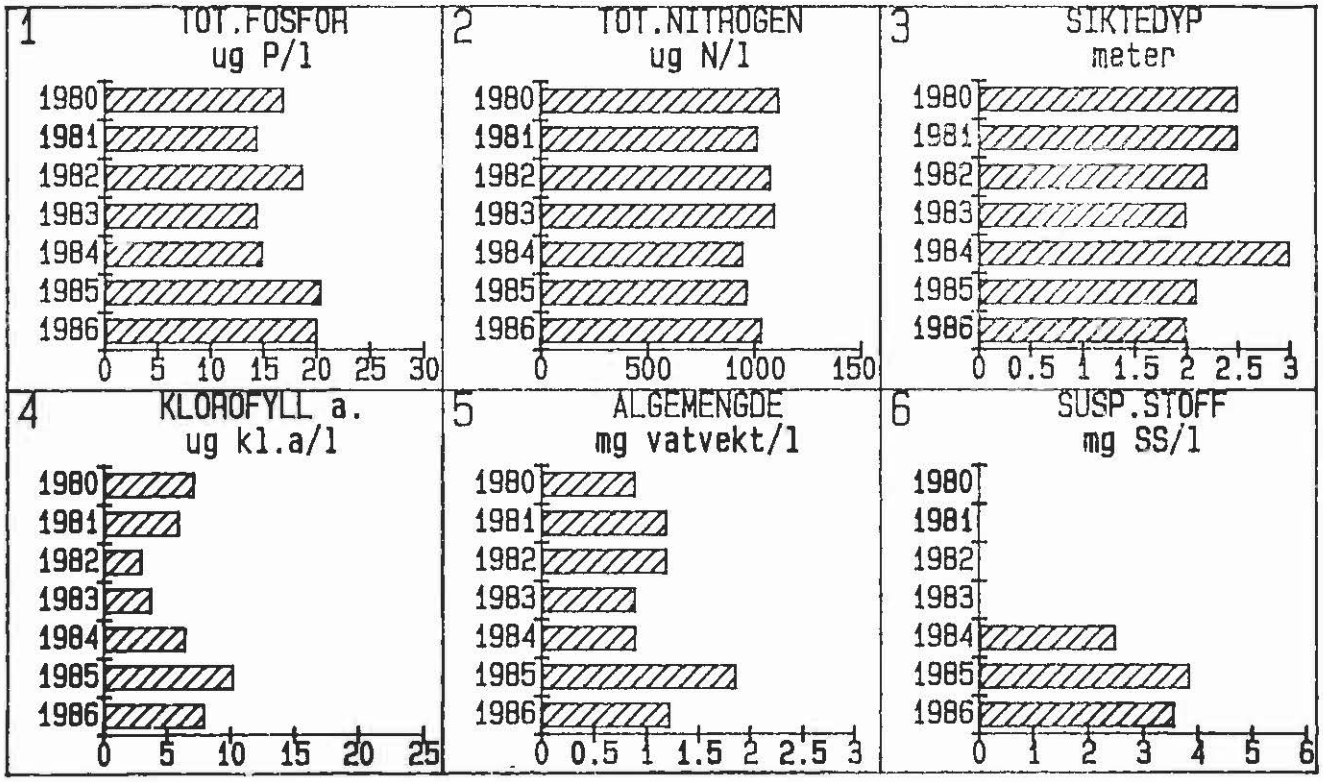


Fig. 7.2 *Veide middelverdier for utvalgte variable for perioden 1. juni - 30. september 1982-86 for Vansjø-Storefjorden (St. I)*

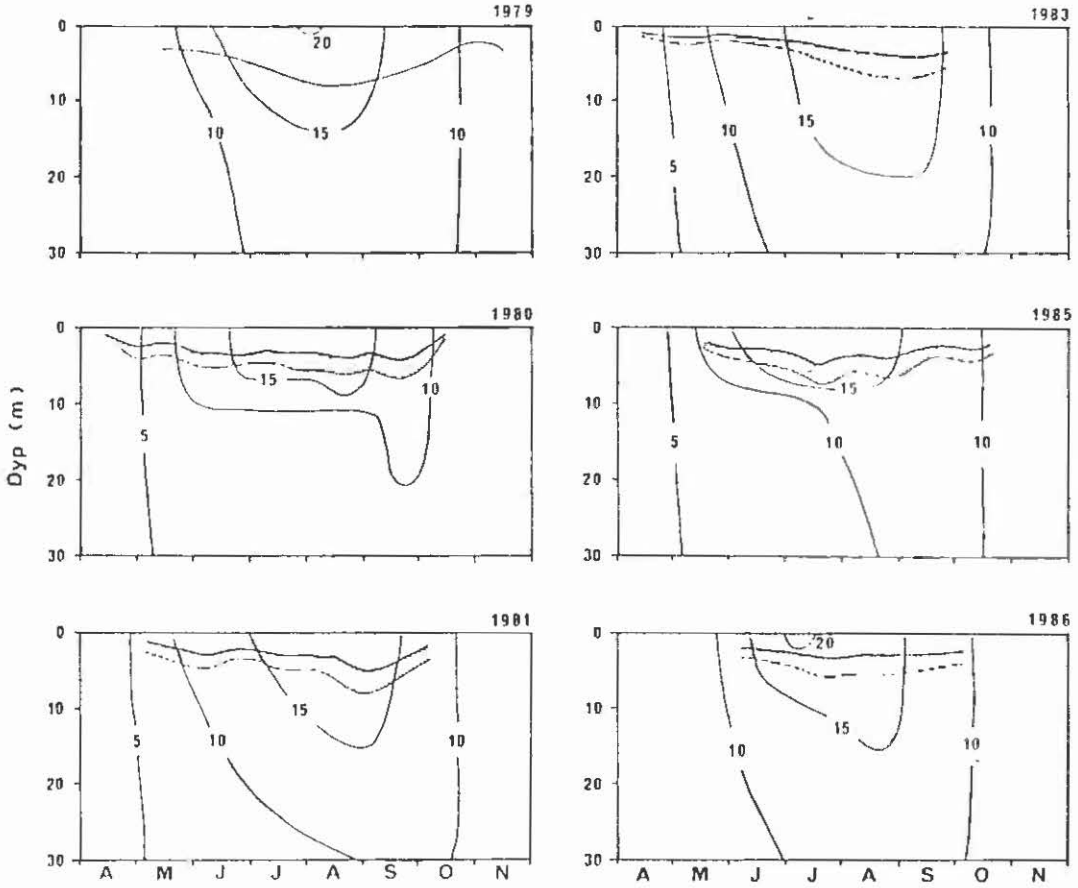


Fig. 7.3 *Vansjø-Storefjorden. Temperaturisopleter, dypet hvor lysintensiteten er 1% av lysintensiteten i overflaten (1979) og dybdeområdet (skravert) innenfor hvilket lys-intensiteten antas å være 1% av overflatelysintensiteten (dvs. 1,5 til 2,5 x siktedypet) forskjellige år*

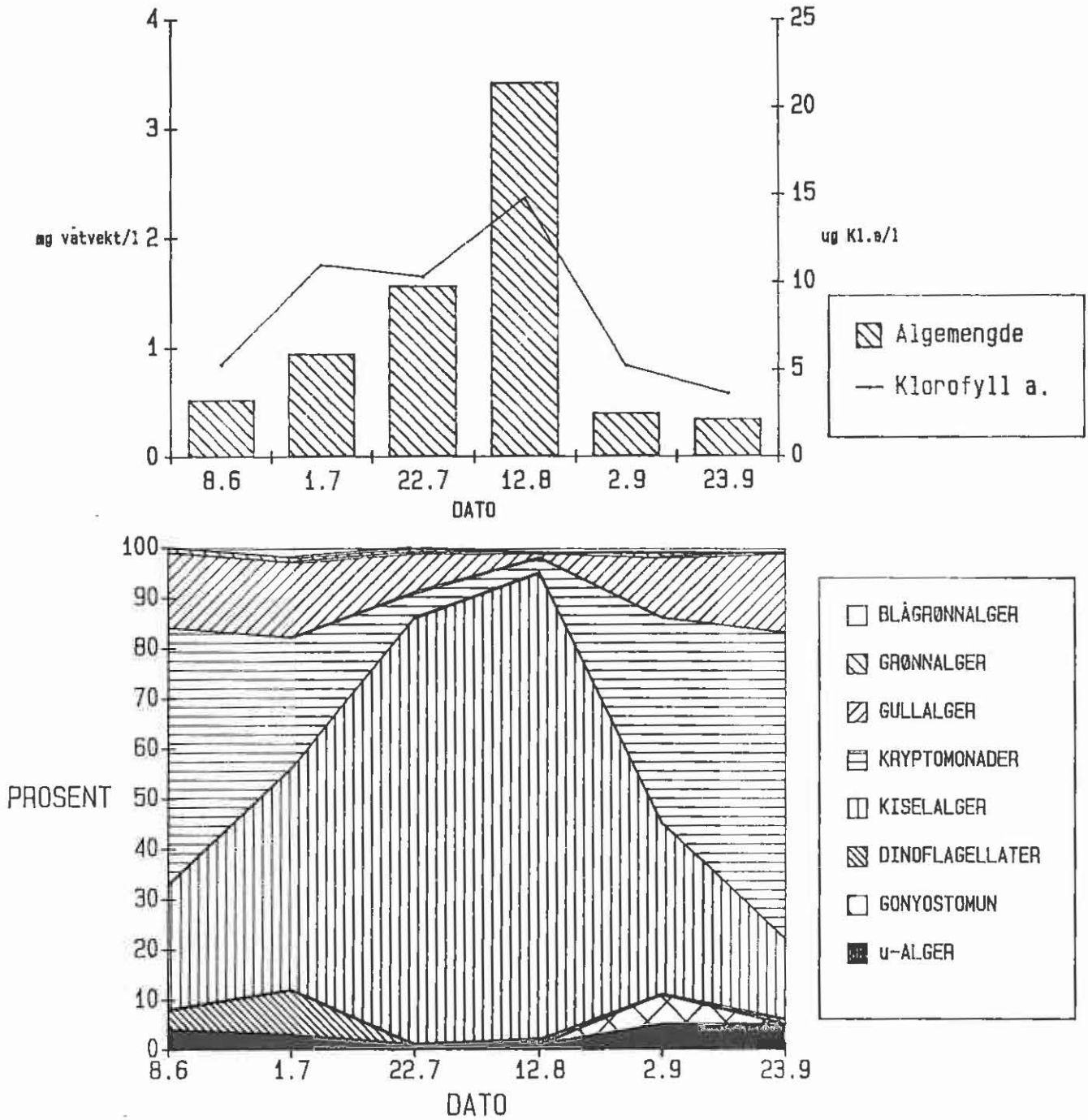


Fig. 7.4 Planteplanktonets mengde og sammensetning (0-4 m) i Storefjorden (St. I) 1986

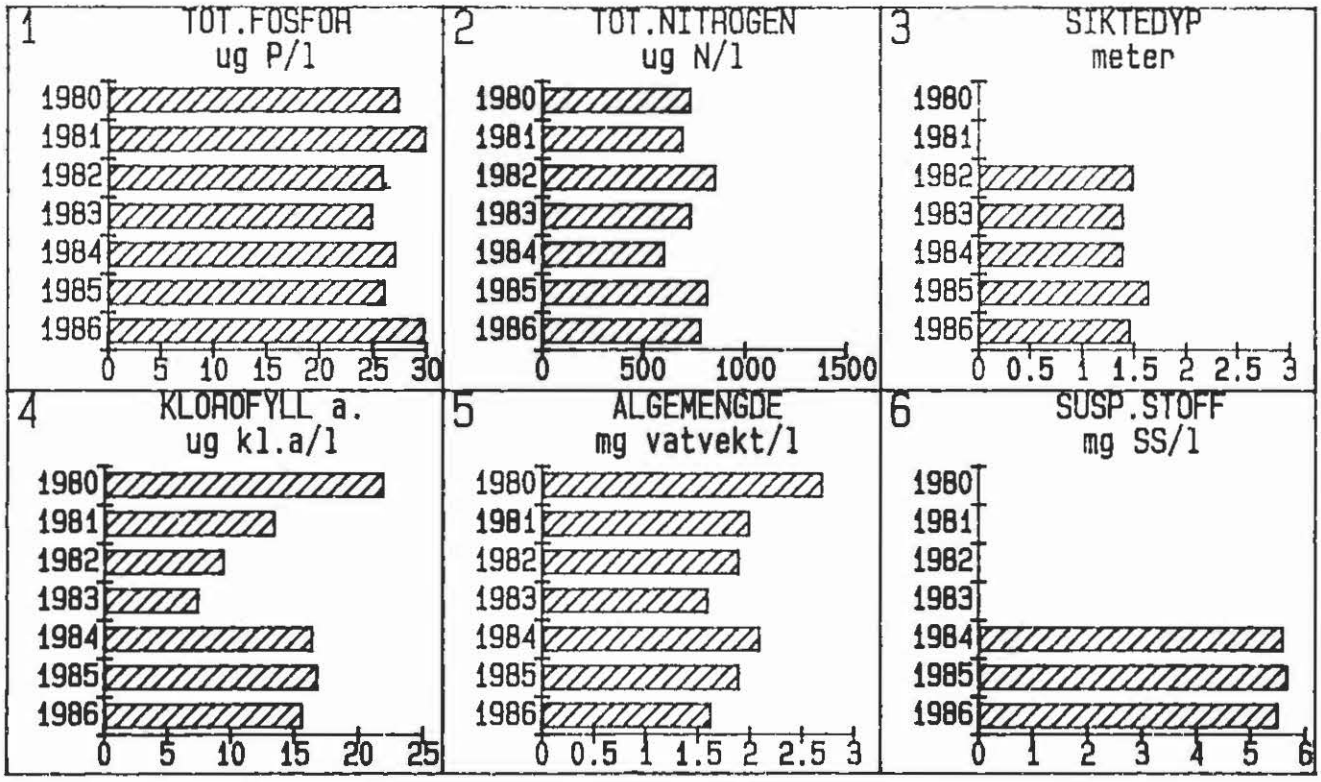


Fig. 7.5 *Veide middelverdier for utvalgte variable for perioden 1. juni - 30. september 1982-86 for Vansjø-Vanemfjorden (St. 2)*

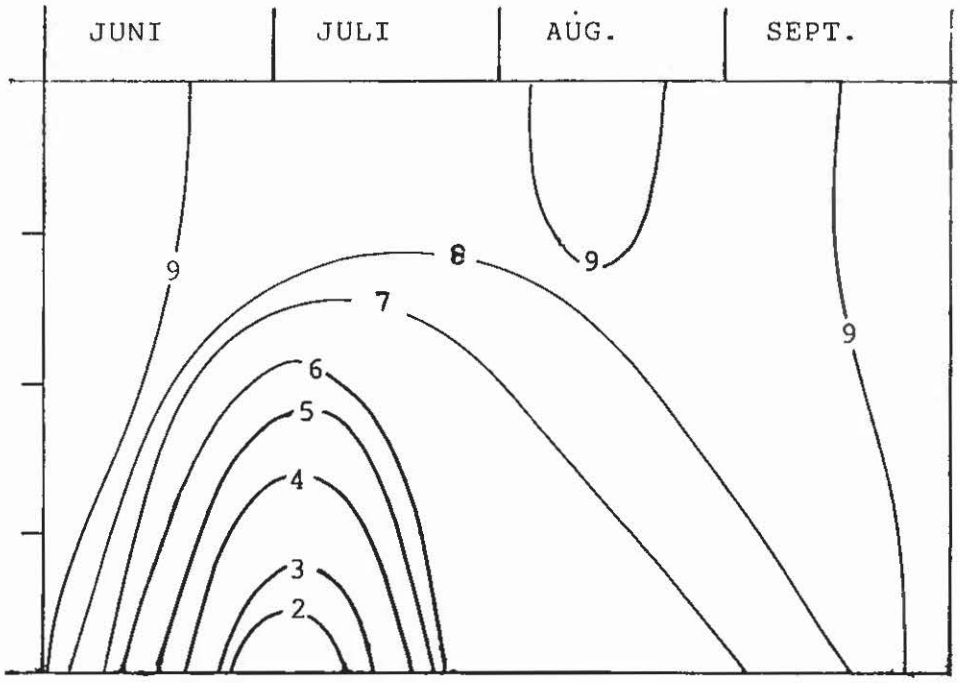


Fig. 7.6 Oksygenforholdene (mg O_2/l) i Vanemfjorden (St. 2) 1986

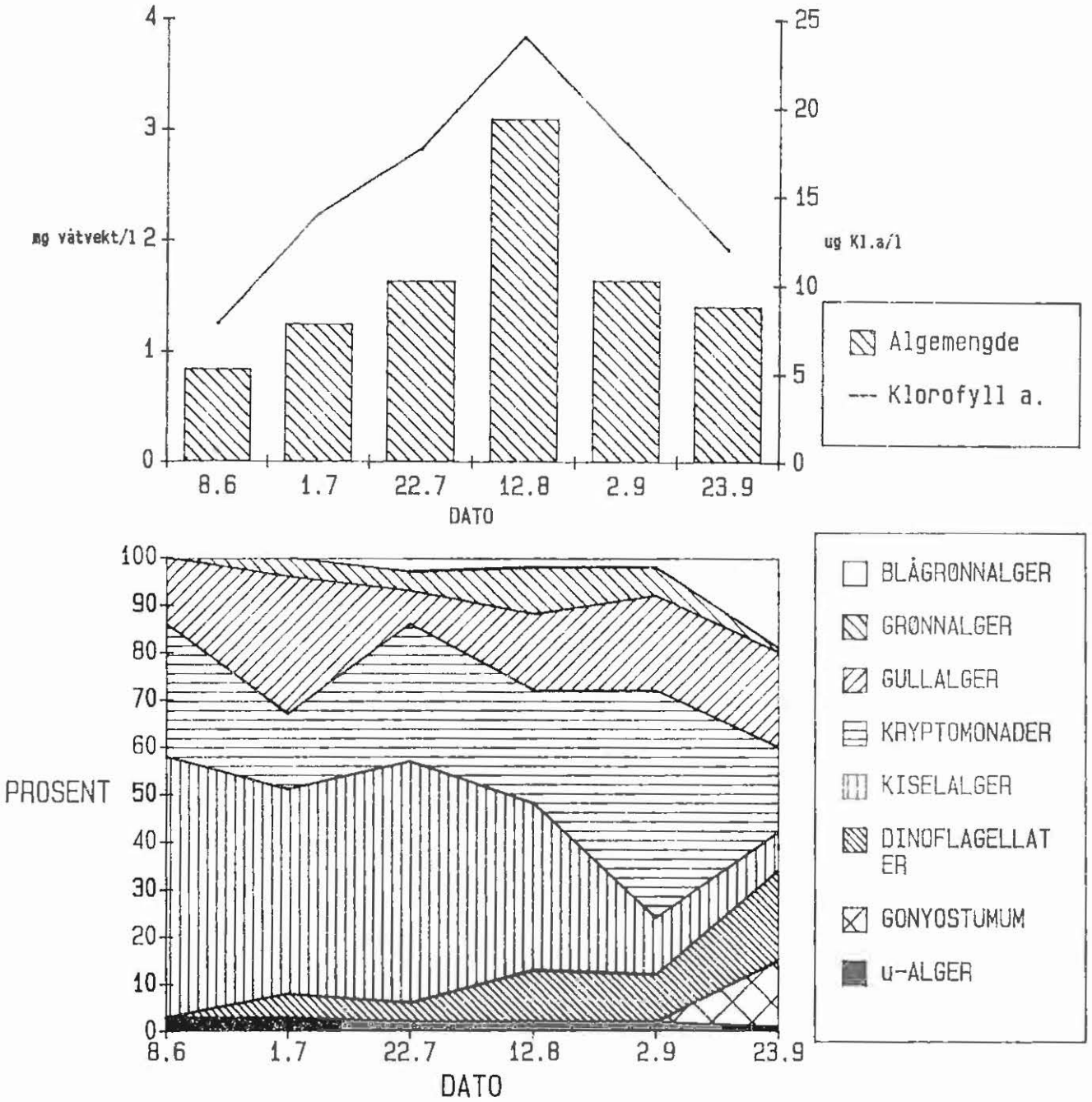


Fig. 7.7 Planteplanktonets mengde og sammensetning (0-4 m) i Vanemfjorden (St. 2) 1986

K Y S T O M R Å D E T

BESTEMMELSE AV TROFIGRAD OG VEKSTBEGRENSENDE FAKTORER FOR PLANKTONALGER UTENFOR ØSTFOLD-KYSTEN 1985 OG 1986

FORFATTERE:

Knut Bjørndalen
Øivind Løvstad

INNHOLDSFORTEGNELSE

1. INNLEDNING

Estuarier er delvis innelukkede vannsystemer med variabel saltholdighet som følge av ferskvannstilførsler fra land og sjøvanns-tilførsler fra storhavet. Plantenæringsstoffene tilføres systemet både fra havet, tilstrømmende elver og tilstøtende sump- og våtmarks-områder. En del næringsstoffer tilføres diffust fra land, f.eks. jordbruksområder, og noe kommer med nedbør. Estuarier har ofte en lav artsdiversitet, men har til gjengjeld ofte et ekstremt høyt antall celler av hver art. Det dannes ofte monokulturer av diatomeer (kiselalger) og dinoflagellater.

Fytoplanktonet i estuarier viser ofte vår- og høstoppblomstringer, men i noen lokaliteter er det bare en enkel stor oppblomstring, f.eks. i august. Svært turbid vann om våren, som følge av silt- og leirepartikler, sammen med effekter av elve- og tidevannseffekter kan forårsake sistnevnte tilfelle. Som i innsjøer er det økt lysintensitet og høyere temperatur utover våren som starter algeopp-blomstringen. Når algeoppblomstringene avtar utover sommeren, skyldes dette vanligvis næringsbegrenset vekst. Ofte er fosfor og/eller nitrogen det vekstbegrensende stoff, men silikat- (for diatomeer) og jern/chelator-begrenset vekst kan også inntreffe. Den romlige heterogenitet i estuarier er langt større enn i innsjøer og tette prøvetagninger langs horisontale salt- og næringsgradienter er ofte nødvendig for å fastslå fytoplanktonpopulasjonenes dynamikk/utvikling gjennom året. Det kan være store variasjoner i algebiomassen langs slike gradienter. Ofte blir det observert store populasjonsmaksima midt i saltgradienten (10-20%).

Det er utført en rekke undersøkelser av planteplankton og næringsforhold i indre og ytre Oslofjord (se f.eks. Magnusson & Skei 1984, Magnuson et al. 1984, Magnusson 1986, Paasche & Erga 1987).

En spesiell biotestmetode (Løvstad 1984 a, b, 1986) har vist seg å være svært nyttig for bestemmelse av vekstbegrensende næringsstoffer i norske innsjøer og vil således også bli benyttet i denne undersøkelsen.

Formålet med denne undersøkelsen er å bestemme vannets trofigrad og vekstbegrensende næringsstoffer for diatoméer og noen dinoflagellater på 10 stasjoner langs kysten av Østfold. Hovedvekt vil bli lagt på å studere fosfor og nitrogen som er antatt å være de viktigste begrensende næringsstoffer for planktonalger i Oslofjorden (Paasche & Erga 1987).

2. MATERIALE OG METODER

2.1. PRØVETAGNING, KJEMISKE OG BIOLOGISKE ANALYSER

De 10 prøvetagningsstasjonene er vist i figur 1. Vannprøvene ble hentet fra 0 - 2 m dyp fire ganger i løpet av perioden mai - september 1985 og ni ganger i perioden april - oktober 1986. Åtte stasjoner ble undersøkt i 1985 og fem stasjoner i 1986. Vannprøvene ble fraktet/-oppbevart i 5 l polyethylen-kanner. Kannene ble ikke utsatt for direkte sollys. Kvantitative fytoplanktonprøver ble fiksert med lugols løsning i 100 ml glassflaser.

METODER

ANALYSE	PRINSIPP	METODE/REF.
SS	Gravimetrisk	NS 4733
Fargetall	Spektrofotometrisk	Hongve 1984
pH	Potensiometrisk	NS 4720
Salinitet	Motstandsmåling	-
TP	Kolorimetrisk	NS 4725 (aut.)
LRP	Kolorimetrisk	NS 4724 (aut.)
TN	Kolorimetrisk	NS 4743 (aut.)
NO_3	Kolorimetrisk	NS 4745 (aut.)
NH_4	Kolorimetrisk	NS 4746
Silikat (LRSi)	Kolorimetrisk	Mullin & Riley 1955
Kl. a	Spektrofotometrisk	NS 4766
Plankton	Mikroskopisk	Willen et al. 1984
Biotester	-	Løvstad 1984a, 1986

2.2. BIOTESTER MED NATURLIGE FYTOPLANKTONPOPULASJONER. (Se også Løvstad 1984a.) PROSEDYRE

Utstyr

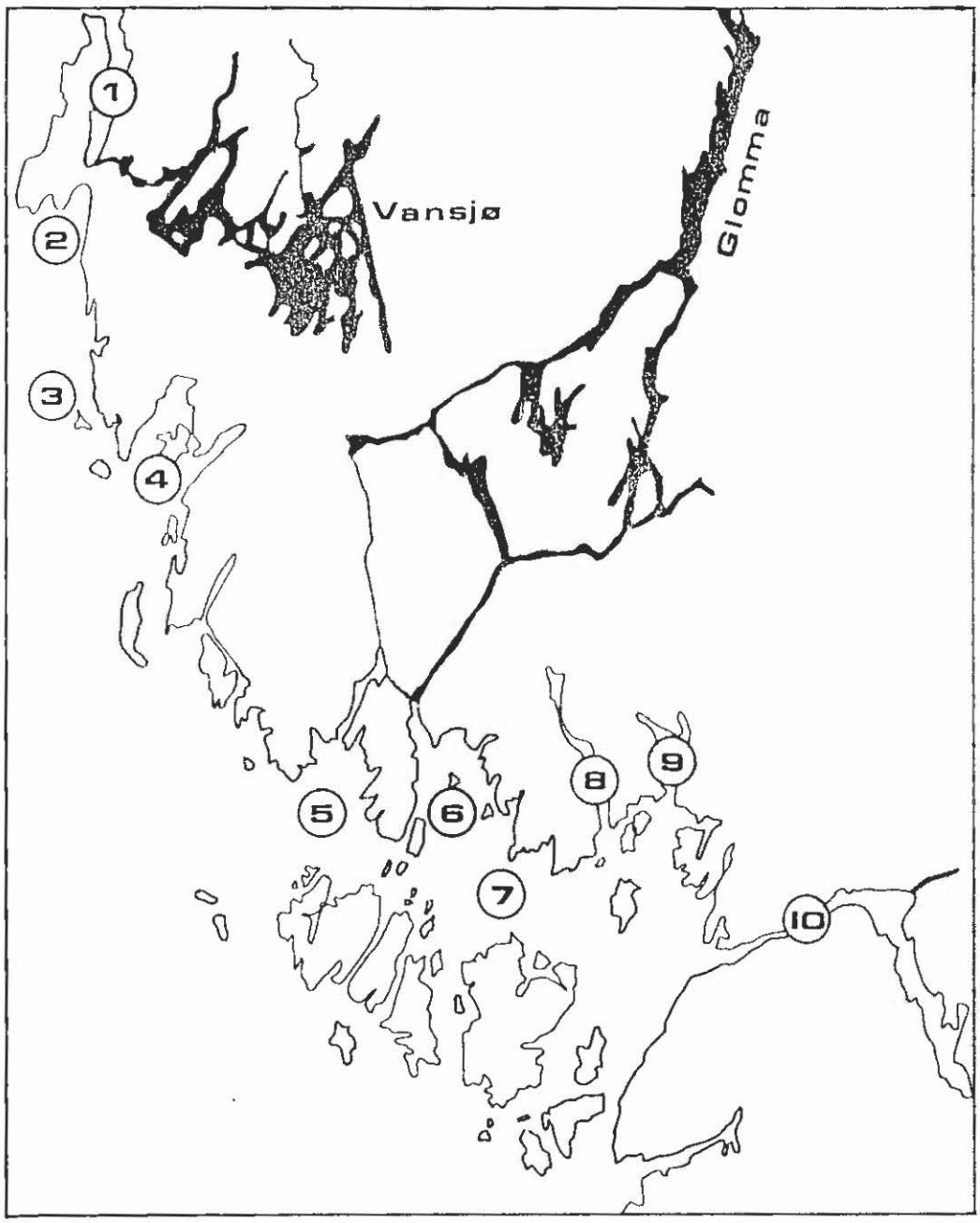
- Vannhenter (helst av plast). Hvit Secchi-skive.
- Vannet fraktes/oppbevares i 5 l polyethylen-kanner. Vannet må ikke utsettes for direkte sollys eller temperatursvingninger.
- Filtreringsoppsats. 0,45 µm Millipore filtere.
- Pipetter. Automatpipetter.
- 250 ml Pyrex-flasker med skrukork.

- Klimarom med konstant temperatur og med lysarmatur for regulering av lysintensitet. Koblingsur monteres for regulering av daglengde (vanligvis 14 timer).

Kjemikalier (løses i destilert vann).		Stamløsninger:
- Fosfor:	K_2HPO_4	5.62 g/l (gir 1 g P/l)
- Nitrogen	KNO_3	7.22 g/l (gir 1 g N/l)
- Silisium	$Na_2SiO_3:9H_2O$	10.12 g/l (gir 1 g Si/l)
- Jern	$FeCl_3$	16.22 g/l (gir 0.1 M Fe)
- Chelator	Na_2EDTA	36.7 g/l (gir 0.1 M EDTA)

Vaskeprosedyre for alt glassutstyr

- Vaske med Zalo eller lab-detergent.
- Skyll svært grundig.
- Skyll 5 ganger med springvann.
- Fyll/skyll med 0.1 N HCL (8.33 ml kons. HCL i 1 l dest. vann).
- Skyll med destilert vann 5 ganger.



Figur 1. Prøvetagningsstasjoner. 1. Mossesundet, 2. Fuglevik, 3. Larkollen, 4. Kråkstadfjorden, 5. Lera, 6. Øra, 7. Ramsøy/Hvaler, 8. Hunnebunnen, 9. Skjebergkilen og 10. Ringdalsfjorden.

Vasking av Millipore-filtere

- Legg filtrene i 0.1 N HCL ett døgn før bruk.
- Skyll filtrene 5 ganger i destilert vann like før bruk.

Filtrering og fortynning

- Vannprøvene filtreres forsiktig gjennom 0.45 µm Millipore membranfiltere.
- Dersom siktedypet > 2m. Tilsett 200 ml filtrert vannprøve i hver flaske (250 ml Pyrex glassflaske med skrukork). Tilsett 2 ml ufiltrert vannprøve til hver av flaskene.
- Dersom siktedypet < 2 m. Tilsett 200 ml filtrert vannprøve til hver flaske (250 ml Pyrex flaske med skrukork). Tilsett 0.2 ml ufiltrert vannprøve til hver av flaskene.

Næringsstoffanrikning

Kolbe 1	Kontroll. Ingen tilsetning
Kolbe 2	Tilsett 10 µg PO_4 - P/l
Kolbe 3	Tilsett 200 µg NO_3 - N/l
Kolbe 4	Tilsett både P og N
Kolbe 5	Tilsett 5 µM FeEDTA (5 µM $FECl_3$ + µM Na_2 EDTA)
Kolbe 6	Tilsett P, N og FeEDTA
Kolbe 7	Tilsett 100 µg Si/l. Tilsett også P, N og FeEDTA.

Lys- og temperaturforhold

Algene kan dyrkes ved lysmetning (f.eks. 100 - 200 $\mu Em^{-2}\ s^{-1}$). Det bør anvendes dag-natt syklus (f.eks. 14 timer lys og 10 timer mørke).

Algene dyrkes ved konstant temperatur (f.eks. 18^0C).

Forsøksstart. Risting av flaskene

Forsøket bør starte 6 - 20 timer etter prøvetagning. Flaskene bør ristes to ganger daglig, f.eks. kl. 8.00 og 16.00.

Prøvetagning

50 ml prøve tas ut fra hver kolbe etter 1 døgn, 3 døgn og 5 døgn og tilsettes Lugols løsning.

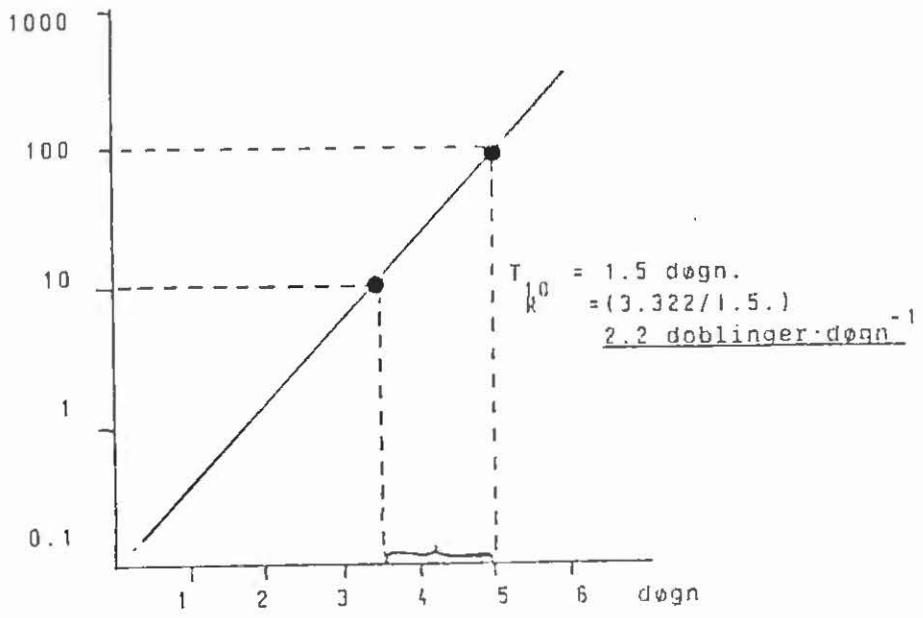
Telling av alger. Beregning av veksthastighet

Den (de) dominante algepopulasjon(er) telles i omvendt-mikroskop.

Veksthastigheten (k) beregnet på følgende måte:

$$k(\text{doblinger/døgn}) = 3.322/T_{10}.$$

T_{10} er den tiden som trengs for en tidobling av celletettheten. T_{10} bestemmes ved å bruke halvlogaritmisk papir (se fig. 2).



Figur 2. Beregning av T_{10} og veksthastighet (k).

3. RESULTATER OG DISKUSJON

3.1. GENERELLE KJEMISKE, FYSISKE OG BIOLOGISKE

Kjemiske og fysiske data for de 10 undersøkte lokaliteter er sammenfattet i tabell 1. Stasjon 5 (Lera), 7 (Ramsøy/Hvaler) og 9 (Skjebergkilen) ble undersøkt både i 1985 og 1986.

Mer nedbør om sommeren 1985 resulterte i lavere midlere saltholdighet, høyere midlere humusinnhold (målt som mg Pt/l) og mindre midlere siktedyp enn i 1986. Humuskonsentrasjonen synes ofte å avta med stigende saltholdighet.

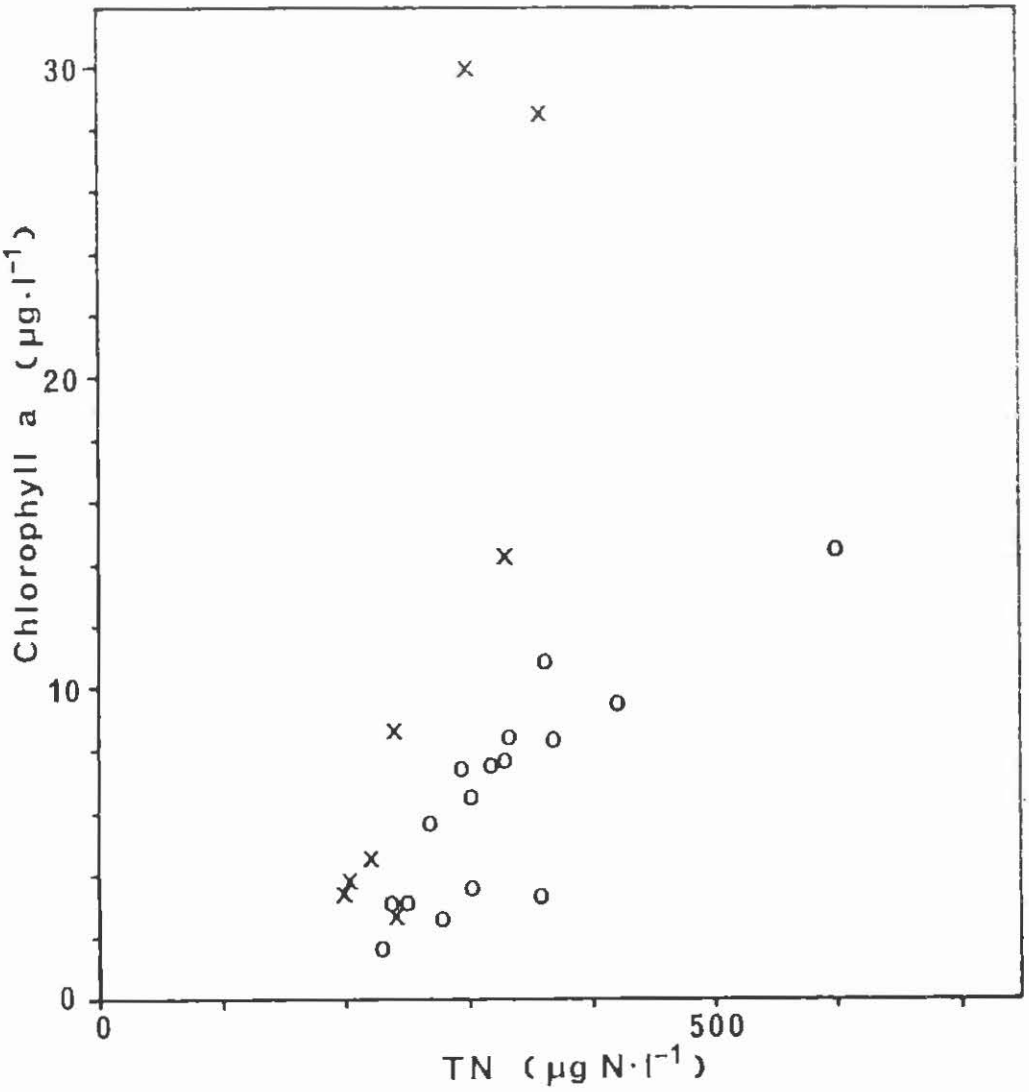
Også konsentrasjonen av TP (total-fosfor) var større i 1985 enn i 1986. Midlere konsentrasjon av TN var imidlertid noe lavere i 1985 enn i 1986. TN Min (minste målte verdi for TN var imidlertid høyere på de mest ferskvannspåvirkede stasjonene i 1985.

Tabell 1. Kjemiske og fysiske forhold på de 10 stasjoner

Midlere TP, TN, klorofyll a, Saltholdighet S, vannets farge og siktedyp i perioden mai - september og laveste TN-konsentrasjon (TN_{Min}) og høyeste konsentrasjon av klorofyll a (Max. kl. a) observert i perioden.

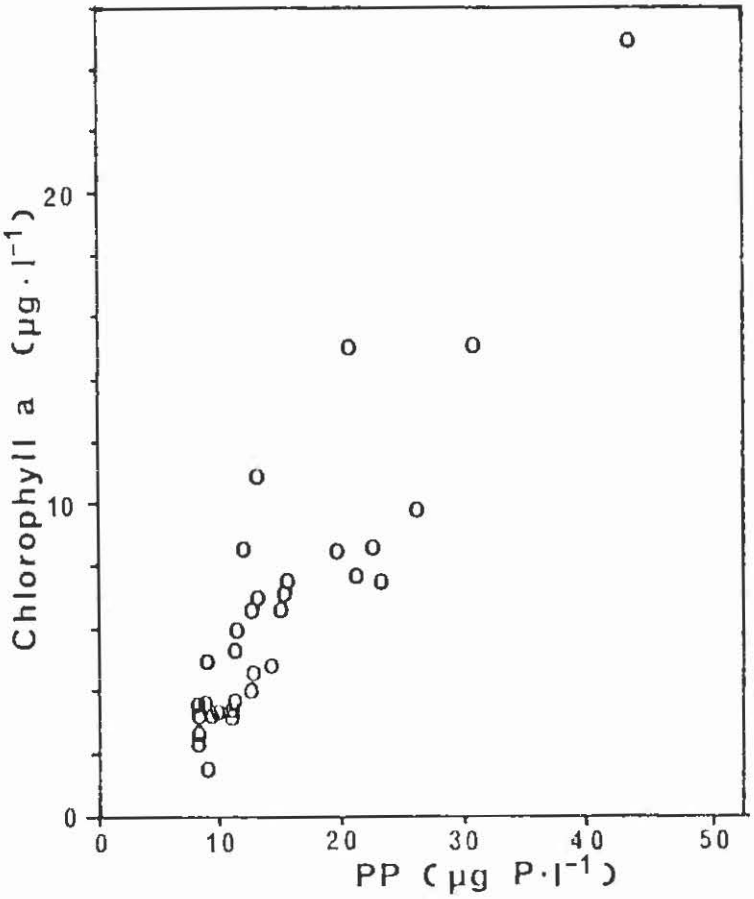
STATION	YEAR	$\overline{TP}$ µg P/l	$\overline{TN}$ µg N/l	TN_{Min} µg N/l	Kl. a µg/l	Max. Kl. a µg/l	S ‰	Water colour mg Pt/l	Secchi depth m
1. Moesesundet	1985	18.5	385	240	4.2	7.7	10	16	3.3
2. Fuglevik		14.4	260	200	4.0	9.4	19	11	8
4. Kråkstadfjorden		13.7	260	200	3.5	4.8	18	18	6.1
5. Lera		14.7	370	320	3.4	4.2	14	22	2.4
6. Ørø		20.6	490	380	3.2	4.6	7	27	1.1
7. Ramsøy/Hvaler		15.9	470	400	2.8	5.6	13	25	1.5
9. Skjebergkilen		21.6	370	300	20.2	30	12	41	2.6
10. Ringdalsfjorden		27.5	740	600	7.5	14.3	4	46	1.5
3. Larkollen	1986	13.9	370	230	5.4	10.9	24	8	5.3
5. Lera		18.2	390	310	4.7	8.6	18	15	2.9
7. Ramsøy/Hvaler		17.6	460	310	3.6	5.9	11	20	1.7
8. Hunnebunnen		36.6	550	290	11.0	15	17	18	2.6
9. Skjebergkilen		24.5	450	270	9.5	25	18	17	3.4

På tidspunkter hvor biotestene viste klar nitrogenbegrenset vekst, for dominante arter var konsentrasjonen av klorofyll a spesielt høy i forhold til TN-konsentra sjonen (fig. 3). Forholdet mellom klorofyll a og TN kan derfor gi en indikasjon på om N er vekstbegrensende.



Figur 3. Klorofyll a (µg/1) som funksjon av TN-konsentrasjonen (µg N/1) i prøver fra de 10 stasjonene (1985 og 1986) Nitratkonsentrasjonen var mindre enn 10 µg N/1.
X = biotestforsøk viste at N var vekstbegrensende.
O = biotestforsøkene viste at N ikke var primært vekstbegrensende.

På tidspunkter hvor biotestene viste fosforbegrenset vekst for dominante arter var det relativt god sammenheng mellom klorofyll a og partikulært fosfor (PP) (fig. 4). Forholdet klorofyll a:PP var vanligvis høyere enn 0.25 og ofte høyere enn 0.5. Forholdet er imidlertid lavere enn hva som vanligvis observeres i innsjøer som ikke er erosjonspåvirket. Den lave tilgjengeligheten på stasjonene utenfor Østfold-kysten kan skyldes at en stor andel av fosforet er sterkt bundet til organiske og uorganiske partikler og er derfor utilgjengelig for alger.



Figur 4. Konsentrasjonen av klorofyll a som funksjon av konsentrasjonen av partikulært fosfor (PP) i prøver fra de 10 stasjonene (1985 og 1986) nårL RP <3 µg P/l og NO_3 >10 µg N/l.

På grunnlag av denne undersøkelsen (se bl.a. tabell 1 og figurene 3 og 4) kan trofigraden inndeles i fem klasser basert på konsentrasjonen av TP (Totalfosfor), TN (Totalnitrogen) og klorofyll a (som gir et tilnærmet mål på algebiomassen) i de øverste produktive vannmasser (tabell 2). Hver parameter gis lik vekt. Dersom f.eks. TP=40 µg P/l (klasse 4), TN=250 µg N/l (klasse 3) og klorofyll a=5 µg/l (klasse 3) blir trofigraden (4+3+3)/3=3.3, dvs. klasse 3 (Mesotrof) og nitrogen er antagelig det mest vekstbegrensende næringsstoff for de dominante populasjoner. Det må her presiseres at sjøresipienter er svært ustabile økosystemer med stadig skiftende vannmasser. Det er imidlertid viktig å bestemme trofigraden for å få et tilnærmet mål på omfanget av næringsstoffpåvirkninger fra land.

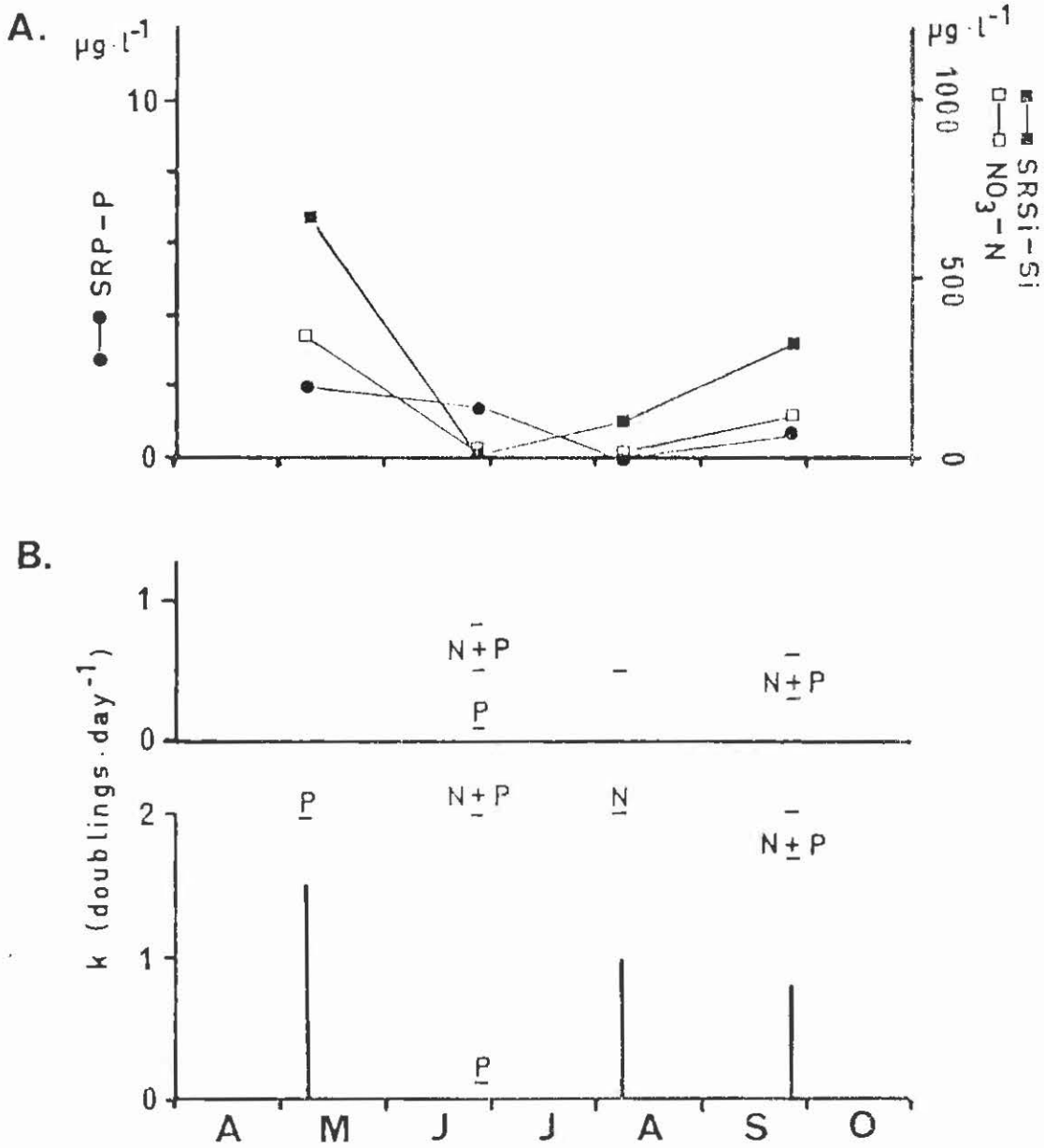
Tabell 2. Inndeling av innsjøers og sjøresipienters trofigrad basert på klorofyll a, TP (totalfosfor), TN (totalnitrogen) i de øverste vannmasser. Hver parameter gis lik vekt.

TROFIGRAD	TP $\mu g\ P \cdot l^{-1}$	TN $\mu g\ N \cdot l^{-1}$	Klorofyll a $\mu g \cdot l^{-1}$
Klasse 1 Ultraoligotrof	< 6	< 200	< 1
Klasse 2 Oligotrof	6 - 12	< 300	1 - 4
Klasse 3 Mesotrof	12 - 25	250-500	4 - 16
Klasse 4 Eutrof	25 - 50	500-1000	16 - 64
Klasse 5 Sterkt eutrof	50 - 100	> 1000	> 64

3.2 RESULTATER FRA DE FORSKJELLIGE STASJONENE

Stasjon 1. Mossesundet 1985

Lokaliteten var mesotrof (klasse 3) og var sterkt ferskvannspåvirket under vårflommen. Saltholdigheten var imidlertid relativt høy om sommeren (19 ‰ den 6.mai). Midlere saltholdighet var 10 ‰. Vannet var ofte noe humuspåvirket.



Figur 5. Stasjon 1. Mossesundet 1985.

A. Konsentrajsonen av LRP , NO_3^- og LRSi på 1 m dyp.
B. Veksthastigheten k av dinoflagellater (øverst) og kiselalger (nederst)
Søyler = Veksthastigheten k i filtrert vann uten tilsetning av plantenæringsstoffer.
P = k etter tilsetning av 10 µg PO_4-P/L
N = k etter tilsetning av 500 µg NO_3-N/l
P + N = k etter tilsetning av både P og N
– = k etter tilsetning av P, N og FeEDTA

Kiselalgene var dominante i fytoplanktonsamfunnet om våren, mens dinoflagellatene var de mest dominante om sommeren. Noen små dinoflagellater dominerte i juni. I september bestod imidlertid dinoflagellatsamfunnet av store arter, bl.a. Prorocentrum minimum og Ceratium-arter.

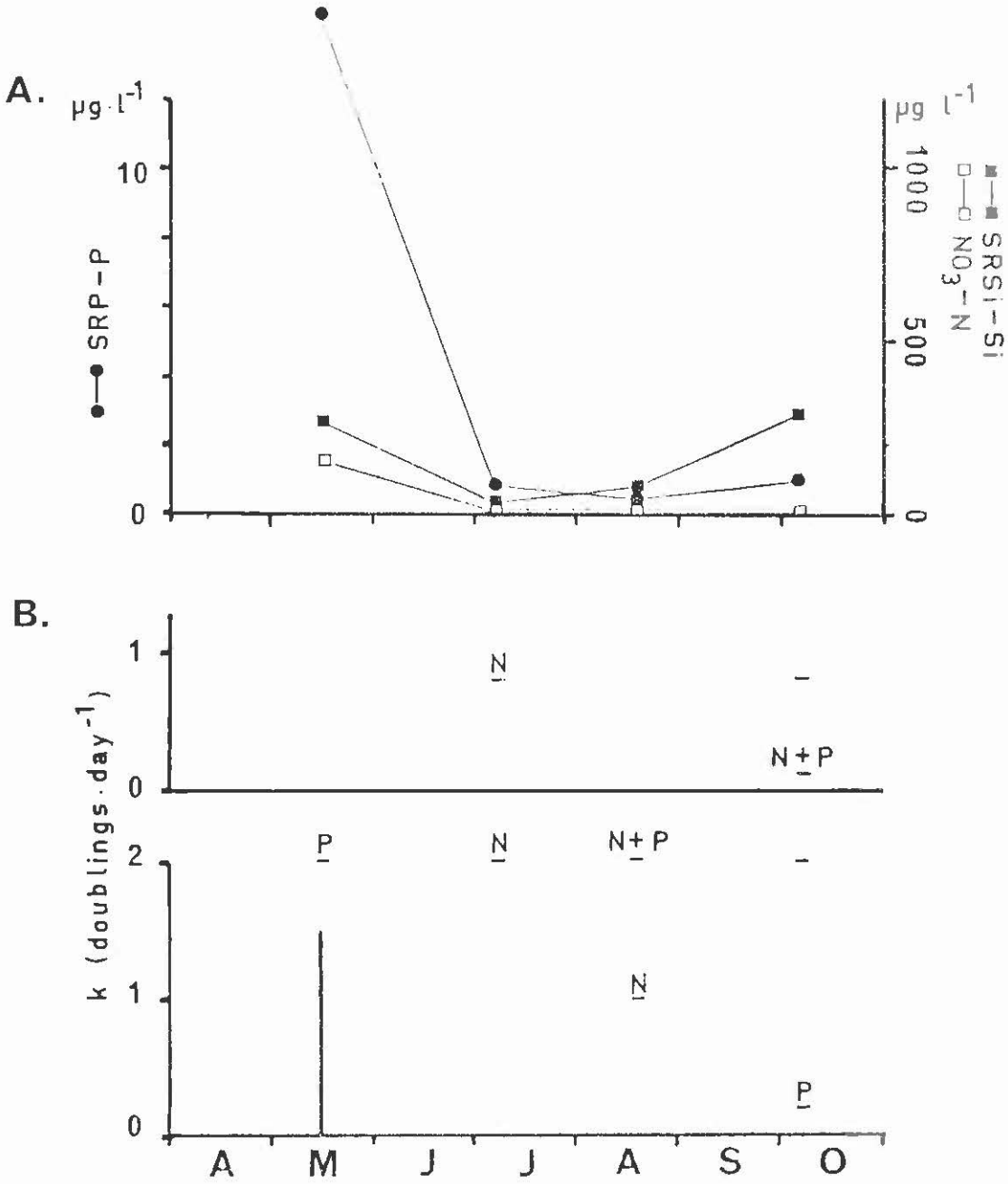
Konsentrasjonen av SRP var lav (<2 µg P/l), nitrat-konsentrasjonen var lav (<10 µg N/l) i juni og august og SRSi-konsentrasjonen var lav i juni (fig. 5 A).
I mai var det liten vekstbegrensning (fig. 5 B). Nitrogen eller nitrogen i kombinasjon med fosfor var begrensende senere i vekstsesongen.

Stasjon 2. Fuglevik 1985.

Lokaliteten var oligotrof-mesotrof (klasse 2-3) og relativt lite ferskvannspåvirket. Vannet var derfor også lite humuspåvirket.

Kiselalgene var dominante i fytoplanktonsamfunnet om våren, mens dinoflagellatene, spesielt Prorocentrum minimum, var dominant om sommeren. Prorocentrum micans var subdominant i september.

I mai var SRP-konsentrasjonen svært høy og veksten av diatoméene var relativt lite vekstbegrenset (fig. 6). Senere i undersøkelsesperioden var konsentrasjonen av nitrat svært lav og N ble vekstbegrensende både for Prorocentrum og diatoméene. I oktober var P eller P i kombinasjon med N antagelig primært vekstbegrensende, men tilsetning av Fe og chelator (EDTA) fremmet veksten ytterligere.

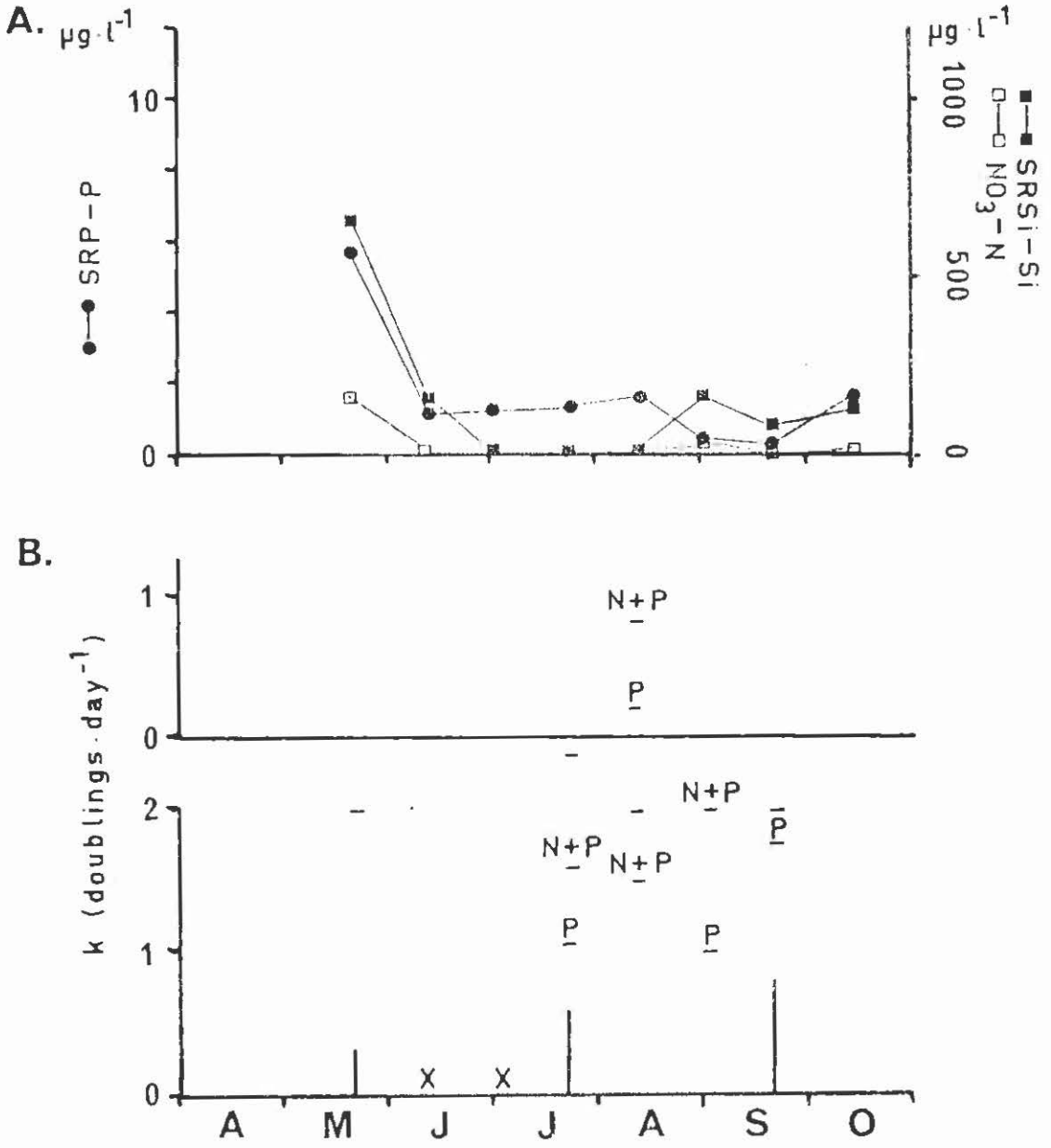


Figur 6. Stasjon 2. Fuglevik 1985. Forklaring se figur 5.

Stasjon 3. Larkollen 1986.

Lokaliteten var mesotrof (klasse 3). Av de undersøkte lokalitetene hadde denne høyest midlere saltholdighet (24 ‰). Saltholdigheten varierte fra 13,5 ‰. (i mai) til 27,5 ‰ (i september). Vannet var minst humuspåvirket av de undersøkte lokaliteter.

Kilselalgene var sterkt dominante i juni. I juli, august og september var dinoflagellatene mest dominante, spesielt store Ceratium-arter.

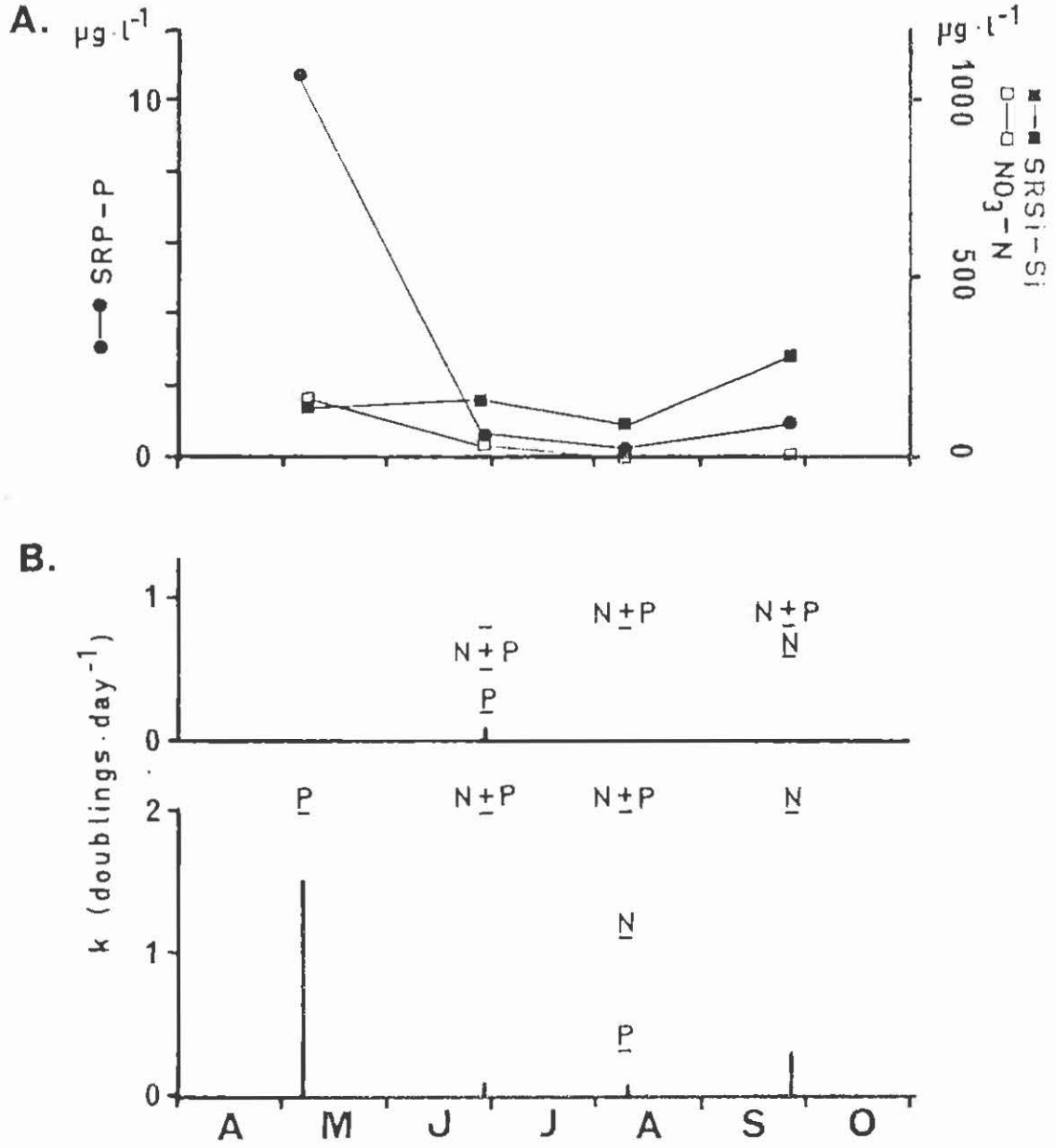


Figur 7. Stasjon 3. Larkollen 1986. Forklaring se figur 5.

Fra juni var konsentrasjonen av SRP, NO_3 og SRSi lave (fig. 7). I juni og begynnelsen av juli var antagelig Si vekstbegrensende for kiselalgene. Resten av sesongen var P eller P i kombinasjon med N primært vekstbegrensende.

Stasjon 4. Kråkstadfjorden 1985.

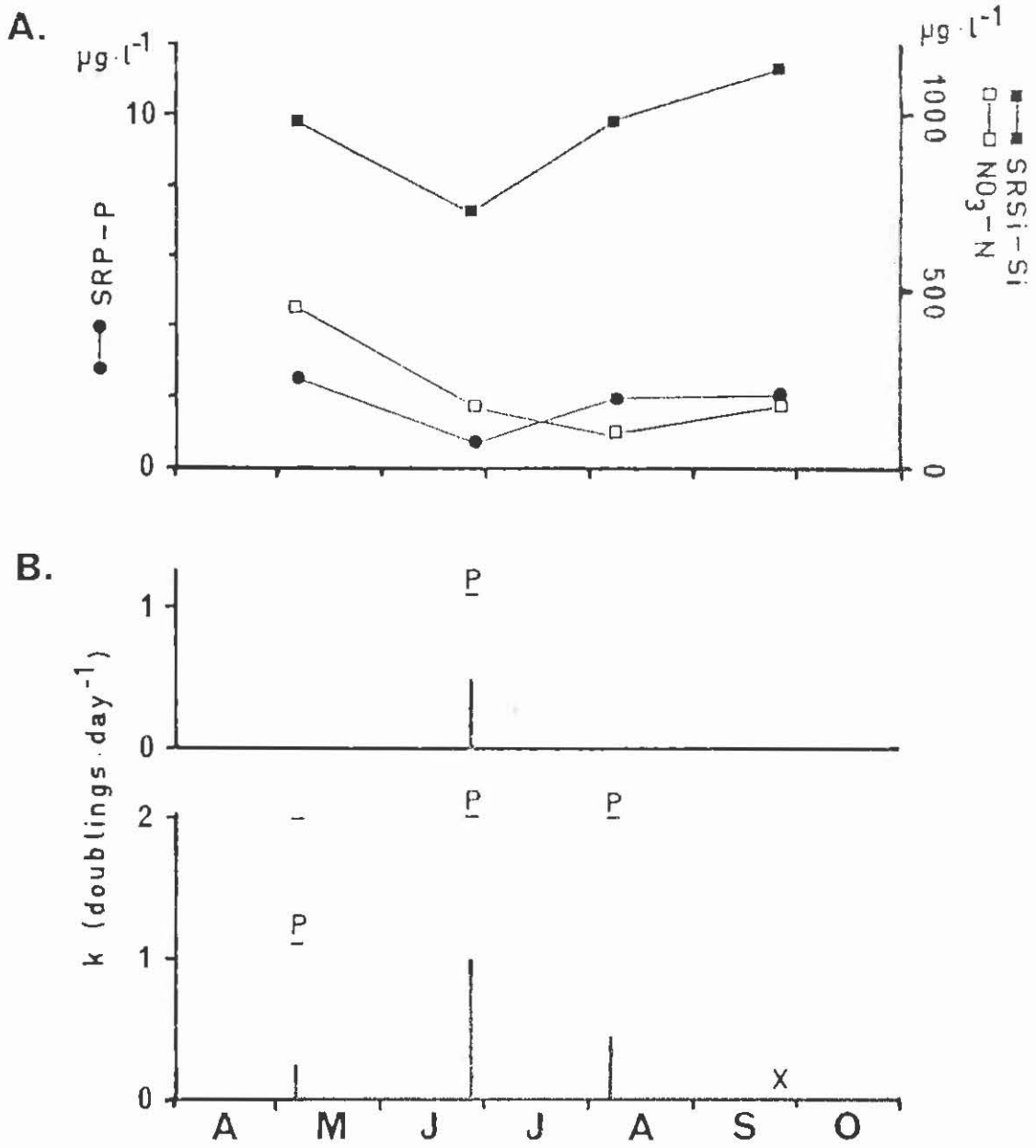
Lokaliteten var oligotrof-mesotrof (klasse 2-3) og relativt lite ferskvannspåvirket (13,5 - 23,0‰). Humuspåvirkningen var større enn på stasjon 2 (Fuglevik) og stasjon 3 (Larkollen).



Figur 8. Stasjon 4. Kråkstadfjorden 1985. Forklaring se figur 5.

Kiselalgene var dominante om våren og tidlig på sommeren, mens dinoflagellatene ble mest dominante utover sommeren. Prorocentrum minimum var mest dominant i august og september.

I mai var ingen stoffer sterkt vekstbegrensende (fig. 8). Både konsentrasjonen av SRP og NO_3 var lave i juli, august og september. P, N og P i kombinasjon med N var primært vekstbegrensende.



Figur 10. Stasjon 6. Øra 1985. Forklaring se figur 5.

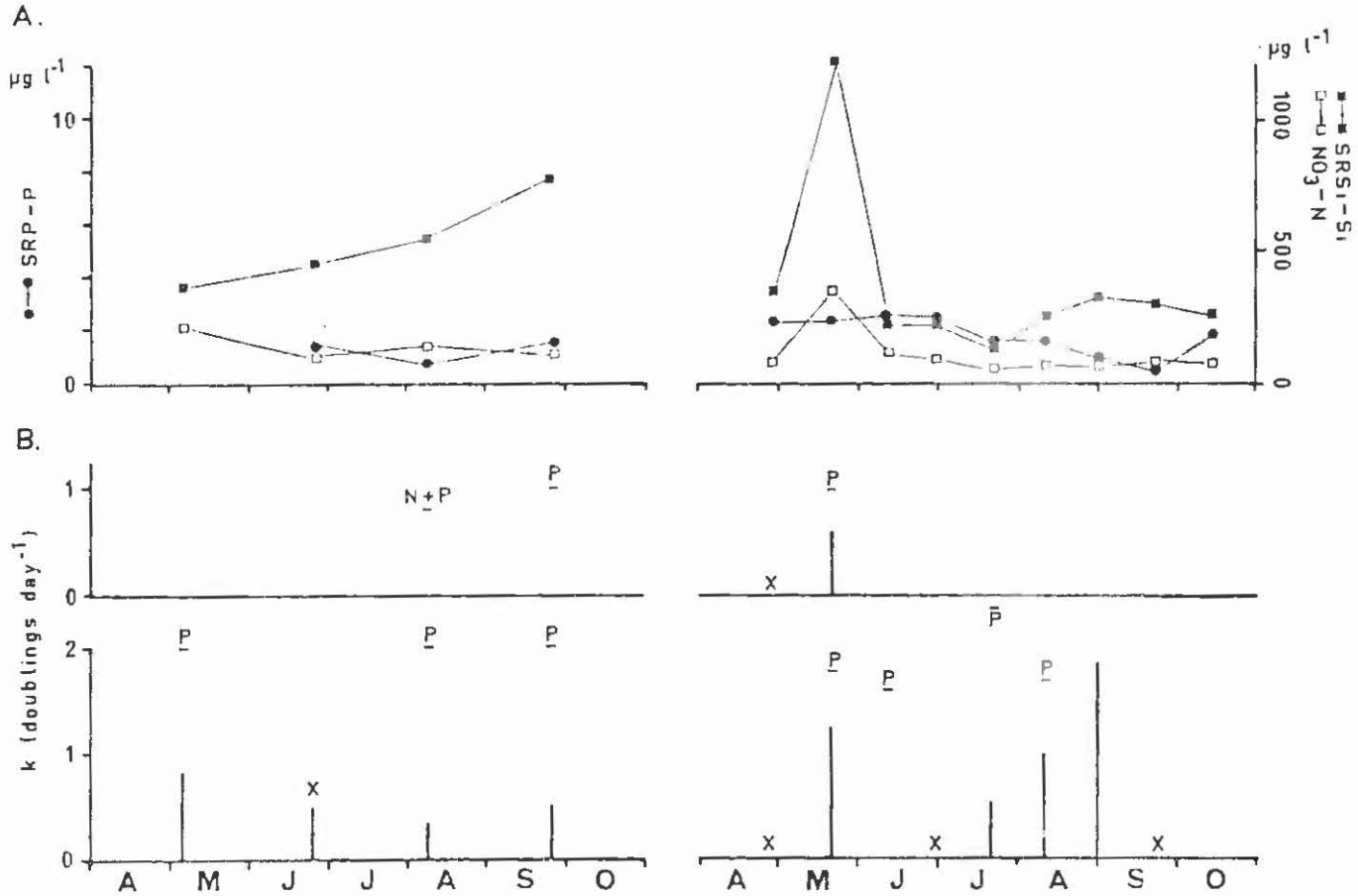
Ferskvannsdiamtoméer (Astorionella formosa, Tabellaria fenestrata, Diatoma elongatum m.fl.) var dominante i fytoplanktonsamfunnet. Artssammensetningen var svært lik den som er i Mjøsa. Prorosentrum minimum ble ikke påvist. En del små dinoflagellater ble imidlertid påvist i juni.

Konsentrasjonen av nitrat og silikat var for høye til å bli vekstbegrensende. Fosfor var derfor mest vekstbegrensende (fig. 10), men algene vokste ofte bra uten tilsetning av P. I september var planktonet hemmet av en ukjent faktor (X i fig. 10).

Stasjon 5. Lera 1985 og 1986.

Lokaliteten var mesotrof Cklasse 3 g middels ferskvannspåvirket. Påvirkningen
av erosjonsmateriale (leire og siltpartikler) var ofte stor.

Kiselalgene (stort sett marine) var dominante i fytoplanktonsamfunnet om våren og tidlig sommer. I 1985 var Prorocentrum minimum dominant i august og september. I 1986 var Prorocentrum relativt dominant i april og mai men ble bare såvidt påvist om høsten.



Figur 9. Stasjon 5. Lera i 1985 og 1986. Forklaring se figur 5.

Konsentrasjonene av nitrat og silikat var for høye til å bli vekstbegrensende (fig. 9A). Fosfor var derfor primært vekstbegrensende for de undersøkte algearter begge år. Enkelte ganger var imidlertid planktonet begrenset av et ukjent, antagelig toksisk stoff (X i fig. 9B).

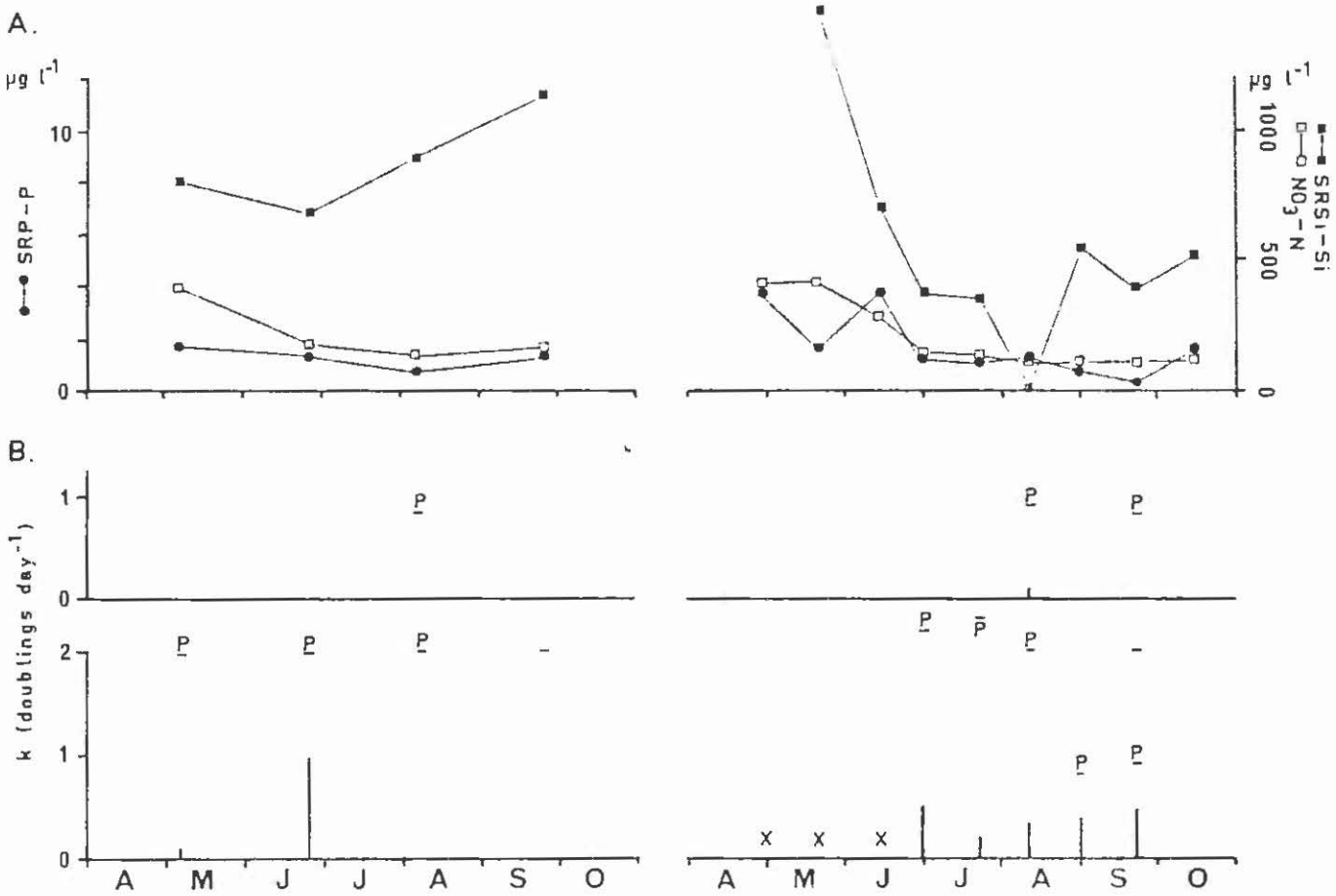
Stasjon 6. Øra 1985.

Lokaliteten var mesotrof (klasse 3) og var relativt sterkt ferskvannspåvirket (saltholdigheten varierte fra 0,5-12‰. Lokaliteten var ofte sterkt påvirket av leire og silt. Vannet var også relativt sterkt humuspåvirket. Midlere siktedyp var svært lite (1,1 m).

Stasjon 7. Hvalerområdet ved Ramsøy 1985 og 1986.

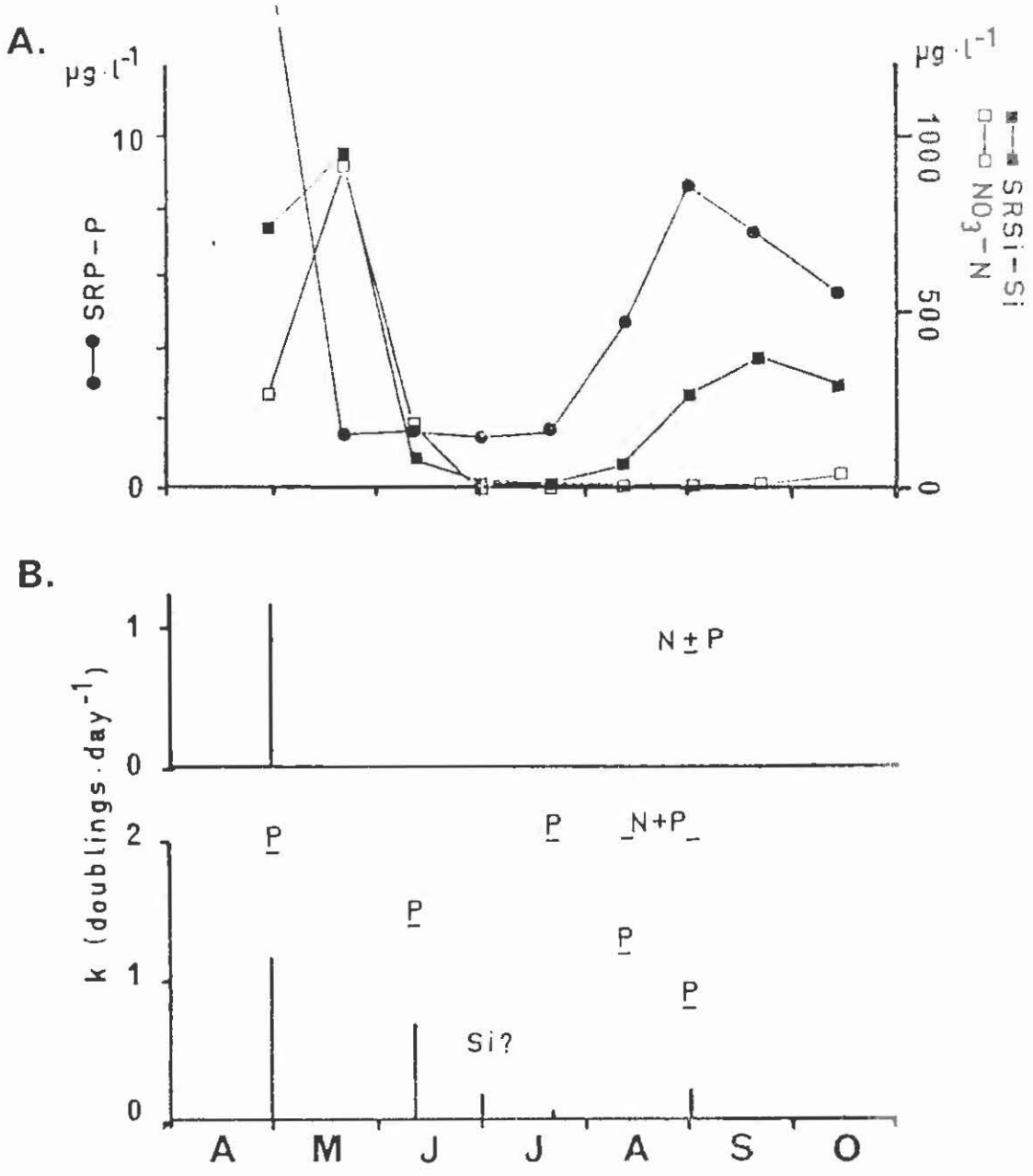
Lokaliteten var mesotrof (klasse 3). Midlere saltholdighet i 1985 og 1986 var henholdsvis 13 og 11 $^0/_{00}$, dvs. ferskvannspåvirkningen var relativt stor. Vannet var også forholdsvis sterkt humus- og erosjonspåvirket.
Endel feskvannsdiatoméer ble påvist. Dinoflagellaten Prorosentrum minimum ble påvist i store menger i august 1985 og i mindre mengder i august og september 1986. Prorosentrum micans var dominant i september 1985.

Konsentrasjonen av nitrat og silikat var for høye til å begrense veksten. Fosfor var derfor vanligvis det primært vekstbegrensende stoff. De tre første prøvetagningsdatoene i 1986 var planktonet vekstbegrenset av et ukjent, antagelig toksisk stoff.



Figur 11. Stasjon 7. Ramsøy 1985 og 1986. Forklaring se figur 5.

Stasjon 8. Hunnebunnen 1986.



Figur 12. Stasjon 8. Hunnebunnen 1986. Forklaring si figur 5.

Lokaliteten var eutrof (klasse 4). Saltholdigheten varierte fra 7-23‰ med 17‰ i middel. Om våren (april og mai) når ferskvannstilførslene var størst var saltholdigheten lavest. Humusinnholdet var også størst på denne tiden (15 - 29 mg Pt/l). Midlere siktedyp var 2,6 m.

Kiselalgene og dinoflagellatene utgjorde ofte mer enn 75% av algebiomassen. Prorosentrum minimum var dominant i slutten av april og var subdominant i august og september. Kiselalgene var spesielt dominante i juni og juli.

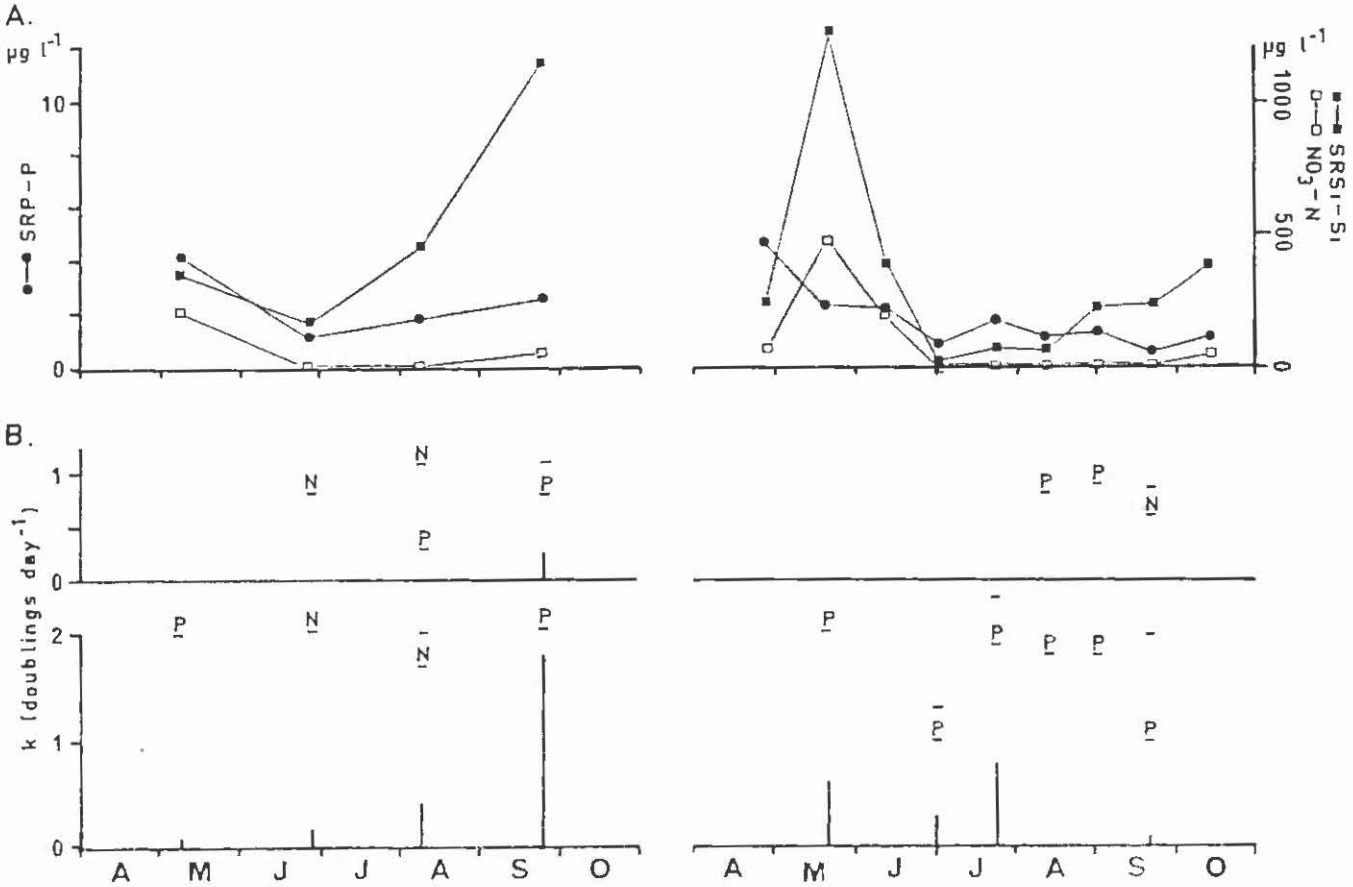
SRSi-konsentrasjonen var svært lav i slutten av juni og i juli som følge av oppblomstringen av kiselalger og Si ble antagelig vekstbegrensende i slutten av juni (fig. 12). Nitrat-konsentrasjonen var lav i juli, august og september, men fosfor ble likevel funnet å være primært vekstbegrensende. Imidlertid måtte både N og P tilsettes for å få positiv vekst for dinoflagellatene i begynnelsen av september.

Stasjon 9. Skjebergkilen 1985 og 1986.

Lokaliteten var eutrof (klasse 4) og saltholdigheten var svært variabel (o,5 - 26, $1^0/_{00}$) Saltholdigheten var i gjennomsnitt høyere og humusinnholdet langt lavere i 1986 enn i 1985 (tabell 1).

Prorocentrum minimum var i 1985 dominant i august og september, mens kiselalgene var dominante om våren og tidlig sommer. Også i 1986 var kiselalgene dominante om våren og tidlig sommer. I august og september var det svært høye tettheter av store dinoflagellater og Prorocentrum minimum var også relativt dominant.

Konsentrasjonen av silikat var for høy til å begrense diatoméenes vekst med unntak av en gang i begynnelsen av juli 1986 hvor Si antagelig var sekundært vekstbegrensende (fig. 13). Konsentrasjonen av nitrat var i lengre perioder om sommeren svært lav og N var enkelte ganger vekstbegrensende, spesielt i 1985. I 1986 var imidlertid P vanligvis det primært vekstbegrensende stoff.



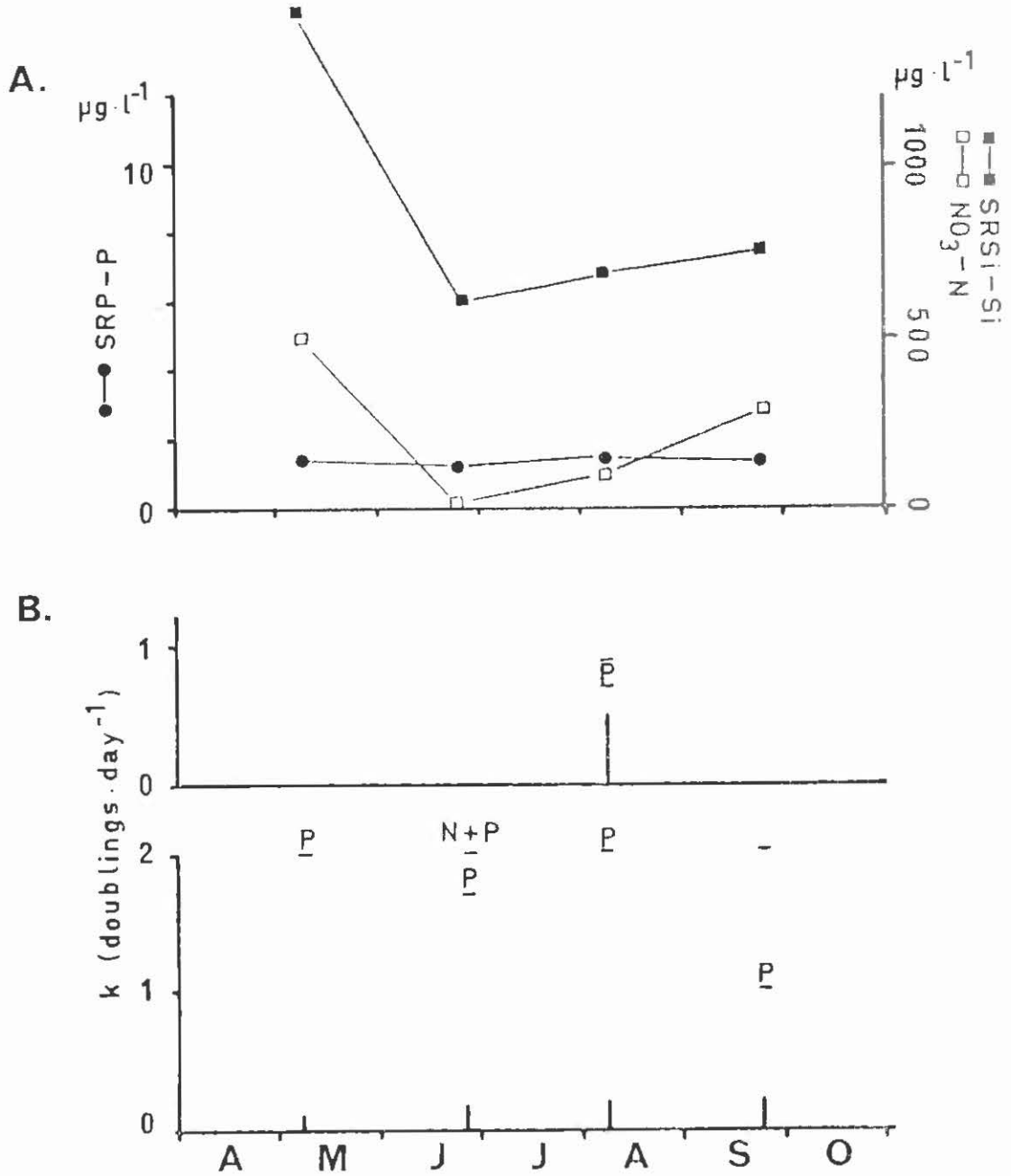
Figur 13. Stasjon 9. Skjebergkilen 1985 og 1986. Forklaring se figur 5.

Stasjon 10. Ringdalsfjorden 1985.

Lokaliteten var eutrof (klasse 4) og sterkt ferskvannspåvirket (1-9 $^0/_{00}$). Lokaliteten hadde et høyt fargeinnhold, noe som hovedsakelig skyldes lignin-holdig avløpsvann fra Saugbruksforeningen (treforedling). I tillegg hadde også lokaliteten ofte et relativt høyt innhold av leire og silt.

Fytoplanktonet var sterkt dominert av Diatoma elongatum, en kiselalge som ofte er dominant i næringsrikt brakkvann. Også andre diatoméer ble observert. Prorocentrum minimum ble påvist i august.

Konsentrasjonen av SRSi var for høyt til å kunne begrense veksten av diatoméene (fig. 14). Med unntak av en observasjon var også nitratkonsentrasjonen for høy til å være vekstbegrensende. Fosfor var imidlertid den primært vekstbegrensende faktor for diatoméer og dinoflagellater på alle fire observasjonstidspunkter.



Figur 14. Stasjon 10. Ringdalsfjorden 1985. Forklaring se figur 5.

4. KONKLUSJONER

Lokalitetens trofigrad og påviste vekstbegrensende næringsstoffer er sammenfattet i tabell 3.

Tabell 3. Trofigrad og viktigste vekstbegrensende faktor(er) for kiselalger og dinoflagellater på de undersøkte lokaliteter.
Oligotrof = næringsfattig
Mesotrof = svakt næringspåvirket
Eutrof = næringsrik

STASJON	TROFIGRAD (klasse)	BEGR. 1985	NÆRINGSST. 1986
1. Mossesundet	Mesotrof (3)	N/P	
2. Fuglevik	Oligotrof-mesotrof (2-3)	N (P)	
3. Larkollen	Mesotrof (3)		P/N
4. Kråkstadfjorden	Oligotrof-mesotrof (2-3)	N (P)	
5. Lera	Mesotrof (3)	P	
6. Øra	Mesotrof (3)	P	
7. Hvaler/Ramsøy	Mesotrof (3)	P	P
8. Hunnebunnen	Eutrof (4)		
9. Skjebergkilen	Eutrof (4)	N/P	P (Si)
10. Ringdalsfjorden	Eutrof (4)	P	P (N)

Både fosfor og nitrogen er viktige næringsstoffer for regulering av algeveksten utenfor Østfoldkysten. Det ser ut til at jo mer ferskvannspåvirket en lokalitet er jo viktigere er fosfor som vekstregulerende næringsstoff. Både i Hvalerområdet og Singlefjorden var algeveksten fosforbegrenset. På de mest upåvirkede lokalitetene, som er minst ferskvannspåvirket (dvs. Fuglevik, Larkolle og Kråkstadfjorden), var nitrogen ofte vekstbegrensende.

Dinoflagellaten Prorocentrum minimum og tildels Prorocentrum micans ble hyppig påvist på flere av stasjonene. Prorocentrum minimum var mer dominant i 1985 enn i 1986. Dette kan forklares med den sterke ferskvannstilførselen om sommeren 1985 som resulterte i større tilførsler av P, N og andre næringsstoffer.

5. REFERANSER

Mullin, J.B. & Riley, J.P. 1955.
The colorimetric determination of silicate with special referense to sea and natural waters. Anal. Chem. Acta 12:162-176.

Hongve, D. 1984.
Vannets fargetall bør måles ved 410 nm etter filtrering. Ref. bla 2:6-8.

Løvstad, Ø., 1984a.
Næringsstoffene fosfor, nitrogen, silisium og jern. I Vennerød, K. (red.). Vassdragsundersøkelser. En metodebok i limnologi. Norsk limnologforening. Universitetsforlaget, Oslo. 282 s.

Løvstad, Ø., 1984b.
Competitive ability of laboratory batch phytoplankton populations at limiting nutrient levels. Oikos 42:176-184.

Løvstad, Ø., 1986.
Transplant experiments. Growth-limiting factors for diatoms and blue-green algae in Norwegian lakes, Hydrobiologia.

Magnusson, J. & Skei, J. 1984.
Basisundersøkelser i Hvalerområdet og Singlefjorden. Hydrografi, vannutskiftning og hydrokjemi. NIVA-rapport 170/84. 103 s.

Magnusson, J., Kirkerud, L., Källquist, T., Norheim, G., Pedersen, L. & Tangen, K., 1984.
Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord 1983. NIVA-rpport 169/84. 111 s.

Magnusson, J., 1986.
Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord 1984. NIVA-rapport 206/86. 58 s.

Paasche, E. & Erga, S.R., 1987.
Næringssalter og planktonvekst i Oslofjorden. Vann 22(2):199-206.

Willén, T., Willén, E & Persson, G., 1984.
Växt- och djurplankton. I Recipientkontroll vatten Metodeunderlag. Naturvårdsverket, rapport, 307 s.

PRIMÆRTABELLER

GLOMMA-VASSDRAGET

ANALYSERESULTATER FOR GLOMMA OPPSTRØMS SARPSFOSSEN
1986

DATO	TOTAL FOSFOR µg P/l	TOTAL NITROGEN µg N/l
14/02/86	7.9	580
17/03/86	9.6	580
25/03/86	55.2	1000
02/04/86	45.0	1000
07/04/86	44.4	940
15/04/86	44.0	900
28/04/86	63.0	850
09/05/86	61.8	670
13/05/86	48.6	590
28/05/86	19.8	470
16/06/86	13.2	400
04/08/86	13.8	340
18/08/86	16.2	440
26/08/86	17.4	380
02/10/86	13.8	380
06/10/86	12.0	360
16/10/86	10.8	360
29/10/86	58.2	760
05/11/86	17.4	520
11/11/86	287.0	1140
18/11/86	42.6	700
20/11/86	227.0	960
25/11/86	52.8	720
02/12/86	27.0	660
08/12/86	32.4	700
17/12/86	21.6	750

SKINNERFLO 1985 - 1986

DATO	DYP (m)	TEMP °C	OKSYGEN mg O2/l	OKSYGEN %-metn.	pH	KOND mS/m	FARGET. mg Pt/l	TOC mg C/l	SS mg/l	BLØDE
15/04/85	0-4 m	3.0	9.9	74.0	7.1	20.60	47	9.7	24.30	21.3
15/04/85	1/2mob	3.0	1.1	8.0	0.0	0.00	0	0.0	0.00	0.0
12/05/85	0-4 m	14.4	8.3	81.0	7.2	18.70	50	8.9	46.50	41.2
12/05/85	1/2mob	14.0	7.7	75.0	0.0	0.00	0	0.0	0.00	0.0
04/06/85	0-4 m	19.4	9.7	106.0	6.9	14.90	42	9.9	24.00	19.8
04/06/85	1/2mob	14.0	4.6	45.0	0.0	0.00	0	0.0	0.00	0.0
25/06/85	0-4 m	20.0	9.0	88.0	7.6	14.10	52	10.0	25.40	19.8
25/06/85	1/2mob	14.8	0.5	5.0	0.0	0.00	0	0.0	0.00	0.0
10/07/85	0-4 m	20.2	7.8	86.0	7.3	13.80	34	8.8	24.00	16.8
10/07/85	1/2mob	17.0	0.4	4.0	0.0	0.00	0	0.0	0.00	0.0
06/08/85	0-4 m	17.2	7.9	82.0	7.2	13.80	55	9.4	32.40	27.2
06/08/85	1/2mob	16.0	3.3	35.0	0.0	0.00	0	0.0	0.00	0.0
27/08/85	0-4 m	16.9	6.9	70.0	7.1	18.30	71	11.5	29.20	25.9
27/08/85	1/2mob	14.8	6.1	60.0	0.0	0.00	0	0.0	0.00	0.0
17/09/85	0-4 m	12.0	7.4	69.0	7.1	18.40	74	12.6	35.80	31.9
17/09/85	1/2mob	11.4	7.2	66.0	0.0	0.00	0	0.0	0.00	0.0
09/10/85	0-4 m	11.8	8.2	76.0	7.4	20.90	67	11.8	34.80	29.80
09/10/85	1/2mob	11.2	7.3	67.0	0.0	0.00	0	0.0	0.00	0.0
03/06/86	0-4 m	15.0	9.1	90.0	7.9	12.50	32	7.9	24.50	21.6
26/06/86	0-4 m	21.0	0.0	0.0	7.4	14.30	37	7.6	21.60	17.7
15/07/86	0-4 m	18.6	9.3	99.0	7.1	12.70	30	8.4	23.70	19.20
15/07/86	1/2mob	18.6	8.9	95.0	0.0	0.00	0	0.0	0.00	0.0
05/08/86	0-4 m	16.4	8.2	84.0	6.9	10.90	37	8.8	33.00	29.20
05/08/86	1/2mob	16.4	8.1	83.0	0.0	0.00	0	0.0	0.00	0.0
16/09/86	0-4 m	13.0	9.8	93.0	7.1	6.94	20	4.4	14.50	12.50
06/10/86	0-4 m	8.0	10.4	88.0	7.2	5.94	20	4.5	19.10	16.70
06/10/86	1/2mob	8.0	10.4	88.0	0.0	0.00	0	0.0	0.00	0.00
27/10/86	0-4 m	8.0	10.4	88.0	7.0	10.20	21	3.8	11.80	9.60

SKINNERFLO 1985 - 1986

DATO	DYP (m)	LRF ---	TLP µgP/l	TOT-P -----	NH4 ---	NO3 µgN/l	TOT-N -----	Si µg/l	KL.a ug/l
15/04/85	0-4 m	35.0	44.4	170.0	740	0	2870	0	1.8
15/04/85	1/2mob	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0.0
12/05/85	0-4 m	13.0	21.6	173.0	1325	770	2750	0	4.6
12/05/85	1/2mob	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0.0
04/06/85	0-4 m	6.5	14.4	104.0	840	680	2150	0	33.6
04/06/85	1/2mob	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0.0
25/06/85	0-4 m	4.5	16.8	116.0	270	610	1750	0	46.0
25/06/85	1/2mob	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0.0
10/07/85	0-4 m	4.0	13.8	139.0	260	380	1550	0	59.0
10/07/85	1/2mob	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0.0
06/08/85	0-4 m	17.0	26.4	168.0	452	390	1590	0	35.0
06/08/85	1/2mob	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0.0
27/08/85	0-4 m	26.0	36.0	180.0	560	680	2050	0	13.0
27/08/85	1/2mob	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0.0
17/09/85	0-4 m	25.0	32.4	194.0	525	910	2170	0	4.1
17/09/85	1/2mob	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0.0
09/10/85	0-4 m	38.0	42.0	184.0	1050	1040	2830	0	3.2
09/10/85	1/2mob	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0.0
03/06/86	0-4 m	12.2	15.4	104.0	130	1500	2080	0	5.8
26/06/86	0-4 m	5.0	11.3	64.2	25	1190	1760	0	51.0
15/07/86	0-4 m	4.5	14.9	143.0	20	400	1020	0	32.0
15/07/86	1/2mob	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0.0
05/08/86	0-4 m	8.8	15.4	173.0	50	180	560	0	35.0
05/08/86	1/2mob	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0.0
16/09/86	0-4 m	9.5	13.8	63.6	25	180	500	0	11.0
06/10/86	0-4 m	10.4	13.8	62.4	60	150	1460	0	8.6
06/10/86	1/2mob	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0.0
27/10/86	0-4 m	11.5	19.2	50.4	85	370	720	0	6.9

VISTERFLO - 1983

DATO	TEMP	OKSYGEN mgO2/l	OKSYGEN %-metn	pH	KOND mS/m	TURB FTU	COD Mn mg O/l	SIKT meter	FÆRGE
19/05/85	8.0	9.8	74.3	6.6	9.70	8.0	6.9	0.70	GUL
19/05/83	7.8	10.2	85.8	6.7	20.20	9.0	6.7		
19/05/83	6.2	7.7	62.1	6.3	80.30	8.0	6.2		
20/06/83	16.4	10.7	109.4	7.2	4.40	2.5	4.0	1.90	grønnlig-gul
20/06/83	13.8	9.9	95.7	7.2	4.40	2.6			
20/06/83	12.6	9.4	88.4	7.0	4.70	4.3	4.1		
27/07/83	20.5	9.1	101.2	7.4	6.00	2.6	3.9	2.45	grønn
27/07/83	17.6	7.3	76.6	6.9	7.60	4.7	4.6		
27/07/83	14.0	4.8	46.6	6.9	25.00	2.4	4.6		
22/08/83	20.0	9.4	103.5	7.4	17.70	1.3	4.3	2.60	grønnlig-gul
22/08/83	17.8	6.5	68.4	6.9	49.20	1.6	5.7		
22/08/83	15.4	3.0	30.0	6.7	33.20	3.4	5.2		
28/09/83	13.2	9.0	85.9	7.1	48.70	2.2	5.6	2.80	grønnlig-gul
28/09/83	13.2	9.0	85.9	7.2	49.40	2.1	5.4		
28/09/83	13.2	9.0	85.9	7.1	50.20	2.3	5.4		

VISTERFLO - 1983

DATO	DYP	LRP ugP/l	TLP ugP/l	TOT.P ugP/l	NO3 ugN/l	TOT.N ugN/l	Si ugSi/l	Kl.a ug/l
19/05/85	0-4 m	1.2	4.5	25.7	450	870	1670	1.4
19/05/83	8 m						1690	0.9
19/05/83	13 m						1690	
20/06/83	0-4 m	1.4	3.6	12.9	340	570	960	3.7
20/06/83	8 m						970	2.6
20/06/83	13 m						970	2.2
27/07/83	0-4 m	0.8	2.9	12.6	230	400	560	6.9
27/07/83	8 m						750	6.1
27/07/83	13 m						1110	2.1
22/08/83	0-4 m	0.9	2.5	16.2	100	270	310	5.1
22/08/83	8 m						570	2.6
22/08/83	13 m						970	2.2
28/09/83	0-4 m		0.7	12.6	190	400	510	3.4
28/09/83	8 m						510	2.9
28/09/83	13 m						520	2.6

VISTERFLO 1984:

DATO	DYP meter	TEMP oC	OKSYGEN mg O2/l	OKSYGEN %-metn.	pH	KOND mS/m	SALINITET o/oo	TURB FTU	SUSP.STOFF mg/l	GLØDEREST mg/l
840529	0-4 m	13.6	10.2	98	7.1	9.13	0.03	5.2	4.30	3.10
840529	8 m	10.2	9.3	83	6.8	30.30	0.13	6.0	2.80	2.10
840529	12 m	2.2	5.8	42	6.4	233.00	1.02	3.8	2.40	1.80
840529	1/2mob	2.2	3.1	23	6.4	248.00	1.11	4.7	2.80	1.80
840615	0 m	14.2	9.9	97	7.3	6.40	0.04	4.7		
840615	2 m	13.9	9.4	91	7.2	6.70	0.04	4.9		
840615	4 m	13.8	9.8	95	7.2	6.56	0.04	5.8		
840615	6 m	13.8	9.8	95	7.3	6.45	0.05	5.3		
840615	12 m	11.0	7.5	68	6.8	68.40	0.35	4.7		
840615	1/2mob	4.4	3.8	29	6.5	214.00	1.08	2.8		
840619	0-4 m	15.8	9.9	100	7.3	5.40	0.04	4.9	3.90	2.70
840619	8 m	14.0	9.4	91	7.2	6.58	0.04	5.3	3.60	2.70
840619	12 m	10.2	6.6	59	6.8	88.10	0.48	8.0	5.30	4.10
840619	1/2mob	3.6	1.9	14	6.5	235.00	1.17	8.0	5.30	3.80
840710	0-4 m	19.0	10.2	110	7.4	4.70	0.04	2.0	3.53	2.13
840710	8 m	15.4	8.7	87	7.1	11.70	0.07	2.0	2.67	1.53
840710	12 m	11.4	6.0	55	6.7	50.80	0.42	4.4	5.10	3.80
840710	1/2mob	5.8	2.1	17	6.5	203.00	1.04	11.2	12.20	8.60
840731	0-4 m	19.8	8.4	92	7.4	12.20	0.06	1.9	2.10	0.90
840731	8 m	17.4	5.4	67	6.9	30.80	0.08	2.0	2.10	1.10
840731	12 m	12.0	4.5	42	6.7	56.70	0.21	6.7	4.50	3.30
840731	1/2mob	6.7	0.4	3	6.6	203.00	1.02	33.0	14.90	10.00
840821	0-4 m	21.0	9.2	103	7.2	7.28	0.05	2.9	2.60	1.40
840821	8 m	16.6	4.4	45	6.6	34.30	0.35	2.6	2.30	1.10
840821	12 m	11.8	2.7	25	6.4	75.20	1.38	6.6	3.10	1.80
840821	1/2mob	8.0	0.4	3	6.4	111.00	2.29	53.0	15.60	9.60
840911	0-4 m	15.5	9.0	90	6.8	21.00	0.06	1.9	2.53	1.13
840911	8 m	15.0	7.6	75	6.7	47.50	0.36	2.4	3.40	2.00
840911	12 m	12.5	2.3	22	6.5	80.00	0.48	4.2	3.87	2.40
840911	1/2mob	7.8	0.0	0	6.4	174.00	1.25	49.0	14.90	8.93
841024	2 m	8.4	9.6	82			0.50			
841024	4 m	8.5	10.3	88			0.50			
841024	6 m	8.5	10.1	86			0.50			
841024	12 m	8.4	10.1	86			0.50			
840911	1/2mob	7.8	0.5	6			1.20			
841204	0 m	3.6					0.50			
841204	1 m	3.6	11.3	85			0.50			
841204	8 m	3.6	11.1	84			0.50			
841204	12 m	3.6	10.9	82			0.50			
841204	1/2mob	3.6	10.2	77			0.60			

VISTERFLO 1984:

DATO	DYP meter	LRP ugP/l	TLP ugP/l	TP ugP/l	NH4 ugN/l	NO3 ugN/l	TN ugN/l	Kl.a ugkla/l	Fe ug/l	Mn ug/l
840529	0-4 m	1.3	4.4	15.6		300	520	6.9		
840529	8 m	1.6	4.1	20.4		350	560	2.2		
840529	12 m	3.3	6.2	13.2		280	550	1.0		
840529	1/2mob	4.0	6.5	16.8		200	780	1.0		
840619	0-4 m	1.7	5.9	15.0	15	270	500	6.6	230	12
840619	8 m	3.4	7.4	13.2	25	310	520	4.6	230	17
840619	12 m	3.4	5.3	18.0	160	270	640	3.0	430	90
840619	1/2mob	6.2	10.8	22.8	540	160	880	2.4	650	220
840710	0-4 m	0.9	3.5	15.0	20	190	400	6.6	170	11
840710	8 m	1.3	3.0	15.0	25	225	460	5.4	195	12
840710	12 m	2.1	3.4	16.8	165	265	580	4.5	420	90
840710	1/2mob	7.5	9.5	37.2	605	140	1020	3.0	2500	390
840731	0-4 m	0.9	3.1	12.6	20	150	360	5.3	110	9
840731	8 m	1.3	3.1	14.4	55	200	500	3.5	145	16
840731	12 m	4.8	6.4	17.4	205	230	580	3.5	460	102
840731	1/2mob	16.8	18.6	71.0	820	20	1100	3.4	4000	560
840821	0-4 m	1.0	3.1	10.8	20	100	320	6.6	160	12
840821	8 m	4.0	5.9	15.0	120	180	660	3.5	175	53
840821	12 m	9.5	12.5	22.8	340	200	760	2.6	750	170
840821	1/2mob	25.0	27.0	128.0	880	20	1260	2.4	5100	600
840911	0-4 m	1.8	4.1	11.6	35	130	370	7.7	130	35
840911	8 m	1.1	2.4	15.6	20	140	450	5.9	160	23
840911	12 m	6.2	8.5	24.6	185	240	660	5.1	610	140
840911	1/2mob	67.0	72.0	218.0	1040	20	1400	3.0	5300	640

VISTERFLO 1984:

DATO	SIKTEDYP	FARGE
840529	1.40	GRØNN
840615	1.60	GUL
840619	1.75	GUL
840710	2.05	GRØNNLIG-GUL
840731	2.90	GULIG-GRØNN
840821	2.90	GRØNNLIG-GUL
840911	3.00	GULIG-GRØNN

Kvantitative planteplanktonprøver fra Skinnerflo 1985. Volumet er gitt i mm3/m3.

Arter/grupper	Dato 12.5	4.6	25.6	11.7	6.8	27.8	17.9	8.10
CYANOPHYCEAE (blågrønnalger)								
Små kuler			+		+		1700	1200
Merismopedia tenvissima		+				+ 425	1700	
Oscillatoria limnetica				300				
Oscillatoria agardhii			760					
Microcystis sp.			170	1300	1500	1900		
Sum cyanophyceae			930	1600	1500	2325	3400	1200
BACILLARIOPHYCEAE (kiselalger)								
Asterionella formosa			35	420				
Cyclotella sp.								
Synedra cf. acus								
Melosira cf. ambigua	100	5700	800	3100		283	25	20
Sum bacillariophyceae	100	5700	835	3520		283	25	20
CHLOROPHYCEAE (grønnalger)								
Sum chlorophyceae		2500	6000	6350	3200	2550		
EUGLENOPHYCEAE (euglenoider)								
Sum euglenophyceae	55	3200	80		90			
Sum andre	1700	6340	2300	15200	1680	680	255	1020
TOTALT ALGEVOLUM	1855	17740	10145	26670	6470	5838	3680	2740

Kvantitative planteplanktonprøver fra Skinnerflo 1986. Volumet er gitt i mm3/m3.

Arter/grupper	Dato 3.6	26.6	15.7	5.8	16.9	6.10
CYANOPHYCEAE (blågrønnalger)						
Små kuler						
Merismopedia tenvissima						
Oscillatoria limnetica		400				40
Oscillatoria agardhii						
Microcystis sp.			200	440		
Sum cyanophyceae		400	200	440		40
BACILLARIOPHYCEAE (kiselalger)						
Asterionella formosa		+	10	40	+	+
Cyclotella sp.			85	150		
Synedra cf. acus	130					
Melosira cf. ambigua	460	6516	1275	3330	425	1900
Sum bacillariophyceae	590	6516	1370	3520	425	2900
CHLOROPHYCEAE (grønnalger)						
Sum chlorophyceae	3200		12750	1275	2550	
EUGLENOPHYCEAE (euglenoider)						
Sum euglenophyceae		3688	2390	500	140	20
Sum andre	1325	7740	340	3450	440	920
TOTALT ALGEVOLUM	5165	17344	17050	9185	3555	3880

PRIMÆRTABELLER

VANSJØ-HOBØLVASSDRAGET

VANSJØ - STOREFJRODEN (ST.I) 1986

DATO	DYP (m)	TEMP xC	OKSYGEN mg O2/l	OKSYGEN %-metn.	pH	KOND mS/m	FARGET. mg Pt/l	TOC mg C/l	SS --mg	GLØDR /l---
08/06/86	0-4 m	13.0	10.1	95.0	6.9	6.34	39	6.6	3.47	2.47
08/06/86	10 m	11.5	9.2	84.4	6.7	6.59	37	6.5	3.53	2.73
08/06/86	20 m	10.2	9.5	84.6	6.7	6.60	37	7.0	4.01	3.20
08/06/86	1/2mob	9.2	9.5	82.6	6.6	6.68	37	7.0	4.20	3.47
01/07/86	0-4 m	21.2	9.1	10.3	6.6	6.61	29	6.2	4.30	2.40
01/07/86	10 m	13.9	7.7	74.7	6.6	6.71	29	5.6	3.80	2.60
01/07/86	20 m	11.8	7.7	71.2	6.5	6.82	37	6.1	4.00	3.30
01/07/86	1/2mob	10.5	7.7	69.1	6.5	7.14	17	0.1	9.00	7.60
22/07/86	0-4 m	18.0	9.0	95.0	6.6	8.32	29	7.9	4.60	2.30
22/07/86	10 m	16.8	8.5	88.0	6.7	6.97	32	7.5	4.10	2.10
22/07/86	20 m	12.4	6.5	61.0	6.3	7.18	42	7.1	3.00	1.90
22/07/86	1/2mob	11.5	6.4	59.0	6.3	7.90	42	8.2	3.80	2.60
12/08/86	0-4 m	18.0	9.3	98.0	7.1	6.68	25	7.0	3.50	1.60
12/08/86	10 m	17.2	8.6	89.0	6.9	6.78	26	6.7	3.40	1.70
12/08/86	20 m	13.2	5.2	50.0	6.3	6.92	39	7.2	3.50	2.40
12/08/86	1/2mob	12.0	4.8	45.0	6.1	7.36	44	7.8	5.10	3.80
02/09/86	0-4 m	15.0	8.6	86.0	7.0	6.64	25	6.4	2.20	1.20
02/09/86	10 m	15.0	8.1	81.0	6.8	6.88	26	6.0	3.30	1.50
02/09/86	20 m	13.5	5.7	54.0	6.4	7.40	38	7.5	5.70	4.10
02/09/86	1/2mob	11.8	2.8	26.0	6.2	7.30	46	7.5	13.50	10.80
23/09/86	0-4 m	13.0	8.5	81.0	6.6	7.06	25	6.6	3.30	2.10
23/09/86	10 m	13.0	8.5	81.0	6.6	7.06	24	6.3	5.20	3.40
23/09/86	20 m	12.8	8.1	77.0	6.6	7.26	24	6.5	3.20	2.10
23/09/86	1/2mob	11.6	2.3	21.0	6.2	7.87	40	7.9	13.90	11.10

VANSJØ - STOREFJORDEN (ST.I) 1986.

DATO	DYP (m)	LRP ---	TLP ugP/l	TOT-P -----	NH4 ---	NO3 ugN/l	TOT-N -----	Si ug/l	KL.a ug/l	Fe ug/l	Mn ug/l
08/06/86	0-4 m	4.8	10.4	23.4	0	780	1100	1230	5.3	0	0
08/06/86	10 m	4.2	8.4	24.0	0	800	1120	1290	3.3	0	0
08/06/86	20 m	5.7	8.6	25.8	0	840	1140	1290	1.5	0	0
08/06/86	1/2mob	8.0	11.5	30.6	0	850	1160	1300	1.1	0	0
01/07/86	0-4 m	2.0	8.9	18.8	0	650	980	390	11.0	0	0
01/07/86	10 m	3.8	4.8	21.6	0	790	1120	440	3.7	0	0
01/07/86	20 m	5.2	10.1	24.6	0	850	1180	1230	3.2	0	0
01/07/86	1/2mob	6.8	16.3	36.6	0	860	1240	950	2.5	0	0
22/07/86	0-4 m	1.8	0.0	20.4	0	570	1340	460	10.3	0	0
22/07/86	10 m	1.6	0.0	20.4	0	610	1300	580	8.2	0	0
22/07/86	20 m	6.0	0.0	26.4	0	800	1380	1140	2.4	0	0
22/07/86	1/2mob	8.0	0.0	37.2	0	790	1440	1090	1.1	0	0
12/08/86	0-4 m	1.4	0.0	20.4	10	500	1000	40	14.8	0	0
12/08/86	10 m	2.2	0.0	16.2	10	540	1040	130	14.6	0	0
12/08/86	20 m	5.1	0.0	25.8	10	790	1260	1480	6.2	0	0
12/08/86	1/2mob	10.2	0.0	40.8	10	790	1280	1620	3.9	0	0
02/09/86	0-4 m	1.6	5.4	16.4	25	520	900	150	5.2	0	0
02/09/86	10 m	2.2	6.0	17.4	25	530	980	190	4.5	0	0
02/09/86	20 m	6.3	12.6	28.8	20	760	1180	1200	3.0	0	0
02/09/86	1/2mob	12.8	14.4	68.4	10	770	1200	2010	3.0	0	0
23/09/86	0-4 m	2.2	7.2	21.6	15	530	900	450	3.6	0	0
23/09/86	10 m	2.1	8.4	21.4	20	540	1000	430	3.5	0	0
23/09/86	20 m	2.3	8.4	22.2	20	540	1020	430	3.1	0	0
23/09/86	1/2mob	14.8	18.0	65.0	20	660	1180	2040	3.1	0	0

VANSJØ - STOREFJORDEN (ST.I) 1986

DATO	SIKTEDYP (meter)	INNSJØFARGE
08/06/86	1.4	gul
01/07/86	1.75	gul
22/07/86	2.40	brunlig-gul
12/08/86	2.1	grønnlig-gul
02/09/86	2.2	gul
23/09/86	1.90	gul

BAKTERIOLOGISKE ANALYSERESULTATER FOR
VANSJØ - STOREFJORDEN (ST.I) 1986

DATO	DYP	TOTALKIM pr.ml	KOLIFORME BAKT./100 ml	TERMOSTABILE KOLIFORME BAKT./100 ml
08/06/86	0-4 m	40	13	0
08/06/86	1/2mob	240	11	0
22/07/86	0-4 m	28	2	0
22/07/86	1/2mob	800	2	0
12/08/86	0-4 m	55	2	0
12/08/86	1/2mob	780	14	0
02/09/86	0-4 m	64	2	2
02/09/86	1/2mob	248	23	2
23/09/86	0-4 m	15	17	0
23/09/86	1/2mob	600	4	0

VANSJØ - VANEMFJORDEN (ST.II) 1986

DATO	DYP (m)	TEMP xC	OKSYGEN mg O2/l	OKSYGEN %-metn.	pH	KOND mS/m	FARGET. mg Pt/l	TOC mg C/l	SS --mg	GLØDR /l---
08/06/86	0-4 m	15.4	9.2	92.1	7.0	6.85	33	6.8	5.13	3.80
08/06/86	10 m	15.2	9.2	91.7	7.0	6.86	31	6.8	5.30	3.90
08/06/86	1/2mob	12.8	7.9	74.7	6.7	6.86	41	6.4	5.80	4.80
01/07/86	0-4 m	23.5	8.8	104.0	6.8	7.07	25	6.3	5.30	2.90
01/07/86	10 m	17.2	4.2	43.7	6.6	7.30	29	6.2	5.30	3.70
01/07/86	1/2mob	14.2	1.9	18.5	6.5	7.60	35	5.8	12.00	9.20
22/07/86	0-4 m	19.2	8.1	88.0	6.8	7.47	27	8.4	7.20	4.30
22/07/86	10 m	19.2	8.0	87.0	6.8	7.17	30	8.6	8.20	5.40
22/07/86	1/2mob	18.4	6.0	64.0	6.8	8.15	32	8.6	8.80	5.80
12/08/86	0-4 m	19.2	9.6	104.0	6.6	7.07	25	7.5	5.80	2.60
12/08/86	10 m	18.0	7.2	76.0	6.6	7.18	25	7.0	4.30	2.80
12/08/86	1/2mob	16.8	5.2	54.0	6.5	7.57	27	8.3	9.50	6.60
02/09/86	0-4 m	15.0	8.7	87.0	6.9	7.23	23	6.3	5.00	2.20
02/09/86	10 m	15.0	8.6	85.0	7.0	7.26	23	6.0	5.00	2.80
02/09/86	1/2mob	14.4	6.9	67.0	6.8	7.32	26	6.7	6.10	3.70
23/09/86	0-4 m	12.5	9.4	88.0	6.8	7.32	18	6.9	4.50	2.60
23/09/86	10 m	12.0	9.1	84.0	6.8	7.32	20	6.9	5.10	3.20
23/09/86	1/2mob	11.5	9.0	83.0	6.8	7.49	22	7.2	6.30	4.20

VANSJØ - VANEMFJORDEN (ST.II) 1986

DATO	DYP (m)	LRP ---	TLP ugP/l	TOT-P -----	NH4 ---	NO3 ugN/l	TOT-N -----	Si ug/l	KL.a ug/l	Fe ug/l	Mn ug/l
08/06/86	0-4 m	4.2	8.0	25.8	0	670	1020	1030	7.8	0	0
08/06/86	10 m	3.8	7.9	26.4	0	660	1020	1050	7.4	0	0
08/06/86	1/2mob	5.4	8.2	32.4	0	650	1040	1240	5.0	0	0
01/07/86	0-4 m	1.2	13.6	21.6	0	390	800	210	14.0	0	0
01/07/86	10 m	3.0	6.6	24.0	0	540	980	840	6.4	0	0
01/07/86	1/2mob	7.5	8.9	52.2	0	450	1140	1180	5.6	0	0
22/07/86	0-4 m	1.5	0.0	35.4	0	180	920	90	17.7	0	0
22/07/86	10 m	1.9	0.0	36.6	0	170	920	130	17.4	0	0
22/07/86	1/2mob	3.6	0.0	45.6	0	190	1040	330	16.9	0	0
12/08/86	0-4 m	2.4	0.0	32.4	5	20	680	60	24.0	0	0
12/08/86	10 m	1.7	0.0	31.8	45	50	600	110	15.0	0	0
12/08/86	1/2mob	4.2	0.0	49.2	60	45	740	200	13.0	0	0
02/09/86	0-4 m	2.0	6.0	34.8	5	10	640	220	18.0	0	0
02/09/86	10 m	1.9	9.0	32.6	10	10	560	220	17.0	0	0
02/09/86	1/2mob	3.3	7.8	39.6	55	20	600	360	10.0	0	0
23/09/86	0-4 m	1.5	7.8	29.4	10	160	680	250	12.0	0	0
23/09/86	10 m	1.4	6.6	28.4	20	180	540	240	11.0	0	0
23/09/86	1/2mob	1.8	7.8	30.0	20	260	560	240	10.0	0	0

VANSJØ - VANEMFJORDEN (ST.II) 1986

DATO	SIKTEDYP (meter)	INNSJØFARGE
08/06/86	1.25	gul
01/07/86	1.45	grønnlig-gul
22/07/86	1.75	brunlig-gul
12/08/86	1.25	grønnlig-gul
02/09/86	1.50	grønnlig-gul
23/09/86	1.90	gul

BAKTERIOLOGISKE ANALYSERESULTATER FOR
VANSJØ - VANEMFJORDEN (ST.II) 1986

DATO	DYP	TOTALKIM pr.ml	KOLIFORME BAKT./100 ml	TERMOSTABILE KOLIFORME BAKT./100 ml
08/06/86	0-4 m	120	13	2
08/06/86	1/2mab	160	17	0
22/07/86	0-4 m	42	17	2
22/07/86	1/2mab	55	17	2
12/08/86	0-4 m	260	11	2
12/08/86	1/2mab	320	27	0
02/09/86	0-4 m	142	33	11
02/09/86	1/2mab	580	23	5
23/09/86	0-4 m	70	13	0
23/09/86	1/2mab	610	2	0

Kvantitative planteplanktonprøver (0-4m) fra Storefjorden 1986. Volumet er gitt i mm3/m3

Arter/grupper	Dato	8.6	1.7	22.7	12.8	2.9	23.9
CYANOPHYCEAE (Blågrønnalger)							
Coelosphaerium spp.					10	3	4
Anabaena spp.			20		13		
Aphanizomenon flos-aquae							
Oscillatoria agardhii var. isothrix							
Sum cyanophyceae			20		23	3	4
CRYPTOPHYCEAE (kryptomonader)							
Cryptomonas spp.		200	228	68	91	122	144
Katablepharis ovalis		54	3	1	2	3	1
Rhodomonas lacustris		18	12	7	10	42	68
Sum cryptophyceae		272	243	76	103	167	213
DINOPHYCEAE (dinoflagellater)							
Gymnodinium spp.					23		
Peridinium inconspicum		10					
P. spp.		10	80		8		5
Sum dinophyceae		20	80		31		5
GONYOSTOMUM SEMEN						24	
CHRYSOPHYCEAE (gullalger)							
Dinobryon bavaricum							
D. spp.							
Mallomonas spp.		28	39	51			
Synura cf. uvella			23			2	9
Uspesifiserte chrysomonader		51	82	70	49	45	46
Sum chrysophyceae		79	144	121	49	47	55
BACILLARIOPHYCEAE (kiselalger)							
Asterionella formosa		69	114	558	27	1	
Attheya zachariasii			3	1			
Cyclotella spp.			89	30	40		
Fragilaria crotonensis					160		
Melosira spp.		52		273	16	16	54
Rhizisolenia spp.			33	2			
Synedra ulna			14	83			
S. spp.		12	84	31	23		
Tabellaria fenestrata			85	364	2914	91	
T. flocculosa						30	
Sum bacillariophyceae		133	422	1342	3180	138	
CHLOROPHYCEAE (grønnalger)							
Coelastrum reticulatum							
Cosmarium sp.				3			
Crucigenia tetrapedia				1			
C. spp							
Dictyosphaerium spp.					4		
Gyromitus cordiformis		8	2			2	
Monoraphidium contortum			1		1		1
Oocystis spp.			1				
Scenedesmus spp.							
Staurastrum sp.				2	7	2	
Tetraederon minimum							
Tetrastrum triangulare							
Uspesifiserte grønnalger			1	4	3	1	
Sum chlorophyceae		8	5	10	15	5	1
EUGLENOPHYCEAE (euglenoider)							
u-alger		19	32	24	21	22	17
TOTALT ALGEVOLUM							

Kvantitative planteplanktontellinger (0-4m) fra Vanemfjorden 1986

Arter/grupper	Dato	8.6	1.7	22.7	12.8	2.9	23.9
CYANOPHYCEAE (blågrønnalger)							
Anabaena spp.				8	32	4	
Aphanocapsa sp.				5	8	4	
Aphanothece sp.				5	10	2	
Coelosphaerium spp.				22	5	10	10
Oscillatoria agardhii var. isothrix				12			
O. limnetica				3		21	250
Sum cyanophyceae				55	55	41	260
CRYPTOPHYCEAE (kryptomonader)							
Cryptomonas spp.		213	148	468	596	763	214
Katablepharis ovalis		2	8	1	20	3	3
Rhodomonas lacustris		26	51	14	143	29	24
Sum chrysophyceae		241	207	483	759	795	251
DINOPHYCEAE (dinoflagellater)							
Ceratium hirundinella				30	144	78	
Gymnodinium lacustre							76
G. spp.							81
Peridinium inconspicum				6			91
P. spp.			68	20	204	84	24
Sum dinophyceae			68	56	348	162	272
GONYOSTOMUM SEMEN							196
CHRYSOPHYCEAE (gullalger)							
Dinobryon bavaricum			11	2			8
D. divergens			68	3			
D. spp.							
Mallomonas spp.		26		10	130	100	68
Synura cf. uvella			5	5		68	76
Uspesifiserte chrysomonader		90	279	98	360	156	133
Sum chrysophyceae		116	363	118	490	324	285
BACILLARIOPHYCEAE (kiselalger)							
Asterionella formosa		108	158	426	346		
Attheya zachariasii							
Cyclotella spp.		8	39	35	50		
Fragilaria crotonensis							
Melosira spp.		270	58	80	96	190	110
Rhizisolenia spp.							
Synedra ulna				18			
S. spp.		5	246	11	10		3
Tabellaria fenestrata		38	10	139	462		
T. flocculosa			23	129	122		
Sum bacillariophyceae		462	534	838	1086		113
CHLOROPHYCEAE (grønnalger)							
Botryococcus braunii					20	30	
Chlamydomonas spp.					16		1
Coelastrum reticulatum					24	6	
Coelastrum spp.					8	6	
Cosmarium sp.				8	6		

Crucigenia apiculata				6		
C. fenestrata		1	3	4		
C. tetrapedia			1	2		
C. spp.				2		
Dictyosphaerium spp.						1
Euastrum denticulatum	2		5			
Gyromitus cordiformis				2	3	
Kirchneriella sp.				2		
Koliella longiseta			8	6		
Oocystis spp.		2	2	2		
Monoraphidium contortum		10	6	40	12	
Pediastrum duplex				36		6
P. tetras		23	5	70	21	6
Scenedesmus spp.				16		
Spondylosium planum			14			5
Staurastrum spp.				2		
Tetraederon minimum				2		
Tetrastrum triangulare				32		1
Uspesifiserte grønnalger	2	10	10	304	106	20
Sum chlorophyceae	4	46	62			
u-alger	23	36	31	70	29	24
TOTALT ALGEVOLUM	846	1254	1643	2882	1647	1416

PRIMÆRTABELLER

HALDENVASSDRAGET

BJØRKELANGEN - 1986

DATO	DYP (m)	TEMP xC	OKSYGEN mg O2/l	OKSYGEN %-metn.	pH	KOND mS/m	FARGET. mg Pt/l	TOC mg C/l	SS --mg	GLØDR /l---
17/03/86	0-4 m	2.0	9.0	65.0	6.5	0.00	0	13.0	2.40	1.60
17/03/86	8 m	2.5	5.9	43.0	6.3	0.00	0	14.0	3.80	2.90
17/03/86	1/2mob	3.0	2.3	17.0	6.2	0.00	0	15.0	8.40	6.60
02/06/86	0-4 m	13.4	9.1	87.0	6.7	0.00	0	10.2	11.80	9.90
02/06/86	8 m	11.2	9.1	83.0	6.7	0.00	0	8.9	10.10	8.60
02/06/86	1/2mob	11.2	9.6	88.0	6.7	0.00	0	9.2	11.40	9.70
23/06/86	0-4 m	17.0	9.4	97.0	6.9	0.00	0	9.2	5.90	3.70
23/06/86	8 m	12.2	5.7	53.0	6.6	0.00	0	9.8	8.90	7.30
23/06/86	1/2mob	12.2	5.1	48.0	6.5	0.00	0	9.9	18.00	14.30
14/07/86	0-4 m	18.0	8.9	94.0	6.8	0.00	0	8.5	9.80	7.30
14/07/86	8 m	13.0	1.9	18.0	6.1	0.00	0	9.1	16.90	14.10
14/07/86	1/2mob	12.5	1.4	13.0	6.1	0.00	0	10.1	25.70	21.30
04/08/86	0-4 m	17.5	8.4	88.0	6.8	0.00	0	9.7	12.00	8.70
04/08/86	8 m	17.5	8.2	86.0	6.7	0.00	0	8.1	11.60	8.70
04/08/86	1/2mob	15.0	2.6	26.0	6.4	0.00	0	8.5	14.60	12.30
25/08/86	0-4 m	15.4	7.9	79.0	6.7	0.00	0	9.6	7.90	5.70
25/08/86	8 m	15.2	7.5	75.0	6.7	0.00	0	9.4	10.00	7.80
25/08/86	1/2mob	14.5	6.2	61.0	6.6	0.00	0	10.3	11.30	9.10
15/09/86	0-4 m	12.0	8.7	81.0	6.7	0.00	0	9.3	7.40	5.50
15/09/86	8 m	12.0	8.4	78.0	6.7	0.00	0	8.9	7.80	5.60
15/09/86	1/2mob	12.0	7.4	69.0	6.7	0.00	0	9.7	13.80	11.60

BJØRKELANGEN - 1986.

DATO	DYP (m)	LRP ---	TLP ugP/l	TOT-P -----	NH4 ---	NO3 ugN/l	TOT-N -----	Si ug/l	KL.a ug/l	Fe ug/l	Mn ug/l
17/03/86	0-4 m	27.5	39.0	58.8	350	790	1640	0	0.4	0	0
17/03/86	8 m	19.0	25.2	66.0	55	800	1360	0	0.4	0	0
17/03/86	1/2mob	23.5	28.2	185.0	65	750	1400	0	0.6	0	0
02/06/86	0-4 m	5.0	10.3	40.8	35	430	820	0	6.2	0	0
02/06/86	8 m	6.8	11.6	36.0	65	435	840	0	2.6	0	0
02/06/86	1/2mob	7.2	11.0	37.2	70	440	840	0	1.2	0	0
23/06/86	0-4 m	4.0	9.1	29.4	15	360	800	0	16.4	0	0
23/06/86	8 m	8.2	13.2	40.2	45	510	880	0	3.8	0	0
23/06/86	1/2mob	12.7	20.4	60.6	80	480	940	0	2.8	0	0
14/07/86	0-4 m	2.7	0.0	39.0	5	230	680	0	16.3	0	0
14/07/86	8 m	10.2	0.0	61.8	10	470	880	0	7.6	0	0
14/07/86	1/2mob	9.5	0.0	70.0	55	460	920	0	5.6	0	0
04/08/86	0-4 m	5.0	0.0	49.8	45	160	880	0	17.7	0	0
04/08/86	8 m	4.0	0.0	45.6	55	160	680	0	17.0	0	0
04/08/86	1/2mob	10.0	0.0	56.4	140	230	740	0	10.6	0	0
25/08/86	0-4 m	4.2	10.0	38.4	70	140	600	0	15.8	0	0
25/08/86	8 m	5.0	10.0	68.4	80	140	700	0	12.8	0	0
25/08/86	1/2mob	12.3	19.5	68.4	185	200	780	0	7.4	0	0
15/09/86	0-4 m	8.6	14.5	44.4	80	200	800	0	9.3	0	0
15/09/86	8 m	8.0	13.0	52.2	80	190	740	0	6.3	0	0
15/09/86	1/2mob	9.2	14.5	53.4	110	240	780	0	6.3	0	0

BJØRKELANGEN - 1986.

DATO	SIKTEDYP (meter)	INNSJØFARGE
17/03/86		
02/06/86	0.55	gulig-brun
23/06/86	1.05	brunlig-gul
14/07/86	0.75	gul
04/08/86	0.55	gul
25/08/86	0.60	gul
15/09/86	0.75	gul

RØDENESSJØEN - 1986

DATO	DYP (m)	TEMP xC	OKSYGEN mg O2/l	OKSYGEN %-metn.	pH	KOND mS/m	FARGET. mg Pt/l	TOC mg C/l	SS --mg	GLØDR /l---
02/06/86	0-10 m	7.5	10.0	83.0	6.6	5.01	52	8.2	3.90	3.00
02/06/86	16 m	5.8	9.9	79.0	6.5	5.15	55	7.4	4.10	3.40
02/06/86	30 m	5.8	9.9	79.0	6.5	5.16	52	7.9	3.60	2.70
02/06/86	1/2mob	5.2	9.4	74.0	6.5	5.21	57	7.9	4.60	3.60
23/06/86	0-10 m	14.3	9.9	97.0	6.7	4.35	51	7.1	3.70	2.50
23/06/86	16 m	6.0	9.6	77.0	6.6	5.05	52	7.5	3.30	2.50
23/06/86	30 m	6.0	9.4	76.0	6.5	5.16	53	7.7	2.90	2.20
23/06/86	1/2mob	5.8	9.1	73.0	6.5	5.21	53	8.0	3.50	2.70
14/07/86	0-10 m	18.2	8.9	94.0	6.7	4.69	42	6.6	3.70	2.00
14/07/86	16 m	7.4	8.9	74.0	6.3	5.21	49	7.1	2.70	2.00
14/07/86	30 m	6.0	8.7	70.0	6.2	5.13	55	6.8	2.30	1.50
14/07/86	1/2mob	5.8	8.7	70.0	6.2	5.25	52	7.1	2.90	2.00
04/08/86	0-10 m	16.0	8.9	90.0	6.5	4.83	38	6.7	4.20	2.80
04/08/86	46 m	12.0	8.8	82.0	6.3	4.98	44	6.5	3.30	2.50
04/08/86	30 m	7.0	8.8	73.0	6.2	5.24	48	6.7	2.80	1.90
04/08/86	1/2mob	6.0	8.2	66.0	6.2	53.24	86	0.9	2.70	1.90
25/08/86	0-10 m	15.0	9.1	90.0	6.7	4.74	37	7.2	2.90	1.50
25/08/86	16 m	7.5	8.6	72.0	6.3	5.07	49	87.9	3.20	2.10
25/08/86	30 m	6.5	8.3	68.0	6.2	5.10	54	8.1	2.90	1.90
28/08/86	1/2mob	6.0	7.9	63.0	6.1	5.24	54	8.6	2.90	1.70
15/09/86	0-10 m	12.8	9.2	87.0	6.6	5.01	40	8.4	2.70	1.30
15/09/86	16 m	10.5	8.1	73.0	6.3	5.12	48	9.0	2.90	1.80
15/09/86	30 m	7.0	8.0	66.0	6.3	5.18	48	9.0	2.30	1.30
15/09/86	1/2mob	6.2	7.5	61.0	6.1	5.25	48	9.3	2.50	1.60

RØDENESSJØEN - 1986.

DATO	DYP (m)	LRP ---	TLP ugP/l	TOT-P -----	NH4 ---	NO3 ugN/l	TOT-N -----	Si ug/l	KL.a ug/l	Fe ug/l	Mn ug/l
02/06/86	0-10 m	7.4	11.3	27.6	0	590	840	1350	0.5	0	0
02/06/86	16 m	11.4	15.6	27.6	0	600	860	1390	0.5	0	0
02/06/86	30 m	10.0	14.9	28.2	0	600	860	1390	0.5	0	0
02/06/86	1/2mob	10.1	13.4	30.6	0	590	900	1390	0.5	0	0
23/06/86	0-10 m	5.4	10.6	24.6	0	460	780	1180	6.8	0	0
23/06/86	16 m	10.0	13.7	25.8	0	610	860	1280	0.8	0	0
23/06/86	30 m	9.4	13.8	27.0	0	630	800	1330	0.6	0	0
23/06/86	1/2mob	11.5	13.8	29.4	0	610	780	1380	0.6	0	0
14/07/86	0-10 m	2.0	0.0	24.0	5	360	920	450	9.3	0	0
14/07/86	16 m	5.9	0.0	25.8	5	550	1060	1070	2.0	0	0
14/07/86	30 m	12.0	0.0	31.2	5	560	1040	1080	1.3	0	0
14/07/86	1/2mob	10.2	0.0	34.2	5	550	1080	680	1.0	0	0
04/08/86	0-10 m	2.6	0.0	21.0	30	390	940	530	8.1	0	0
04/08/86	46 m	4.9	0.0	22.8	30	500	1000	530	3.5	0	0
04/08/86	30 m	9.2	0.0	27.0	30	570	1080	750	1.3	0	0
04/08/86	1/2mob	9.4	0.0	31.8	60	570	1080	850	0.8	0	0
25/08/86	0-10 m	1.1	4.8	19.2	15	350	800	390	10.4	0	0
25/08/86	16 m	5.7	9.0	22.4	15	570	1060	1170	3.1	0	0
25/08/86	30 m	10.0	12.5	28.8	15	580	1900	1230	1.2	0	0
28/08/86	1/2mob	12.4	15.5	31.8	15	570	1140	1280	1.2	0	0
15/09/86	0-10 m	6.5	12.5	24.6	15	360	1200	720	5.9	0	0
15/09/86	16 m	7.1	11.5	21.6	10	540	1120	1650	1.1	0	0
15/09/86	30 m	12.3	14.5	31.8	10	560	1100	1860	0.7	0	0
15/09/86	1/2mob	10.3	13.5	31.8	5	550	1160	1940	0.7	0	0

RØDENESSJØEN - 1986.

DATO	SIKTEDYP (meter)	INNSJØFARGE
02/06/86	1.00	gulig-brun
23/06/86	1.10	gul
14/07/86	1.60	gul
04/08/86	1.50	gul
25/08/86	2.00	gul
15/09/86	2.25	gul

FEMSJØEN - 1986

DATO	DYP (m)	TEMP xC	OKSYGEN mg O2/1	OKSYGEN %-metn.	pH	KOND mS/m	FARGET. mg Pt/l	TOC mg C/l	SS --mg	GLØDR /l---
03/06/86	0-10 m	10.0	10.7	95.0	6.6	5.10	44	6.7	21.00	1.10
03/06/86	16 m	7.0	10.6	87.0	6.6	5.29	41	6.7	1.90	0.90
03/06/86	1/2mob	7.0	10.6	87.0	6.6	5.54	40	7.3	2.00	1.30
24/06/86	0-10 m	17.5	9.6	100.0	6.7	5.12	40	7.2	1.80	0.70
24/06/86	16 m	8.0	10.2	86.0	6.6	5.20	41	6.6	1.30	0.40
24/06/86	1/2mob	7.0	10.2	84.0	6.5	5.29	41	6.6	1.40	0.80
15/07/86	0-10 m	18.0	8.6	91.0	6.6	5.10	39	6.3	1.40	0.60
15/07/86	16 m	8.5	9.5	81.0	6.3	5.27	39	6.7	1.10	0.50
15/07/86	1/2mob	7.2	9.4	78.0	6.3	5.27	39	6.7	1.40	0.70
05/08/86	0-10 m	17.0	9.0	93.0	6.4	5.12	30	6.4	1.50	0.50
05/08/86	16 m	9.0	9.3	81.0	6.2	5.29	36	6.5	1.10	0.50
05/08/86	1/2mob	7.5	9.8	81.0	6.2	5.29	36	6.7	0.90	0.20
26/08/86	0-10 m	15.8	8.6	87.0	6.6	5.05	33	7.6	1.40	0.30
26/08/86	16 m	9.0	8.7	75.0	6.2	5.18	43	7.4	1.20	0.30
26/08/86	1/2mob	7.2	8.9	74.0	6.1	5.28	41	8.1	0.90	0.20
16/09/86	0-10 m	13.2	9.1	87.0	6.9	5.31	27	6.3	1.30	0.20
16/09/86	16 m	11.5	8.5	78.0	6.9	5.31	34	6.7	1.40	0.50
16/09/86	1/2mob	7.4	8.5	62.0	6.0	5.19	36	6.8	1.20	0.80

FEMSJØEN - 1986.

DATO	DYP (m)	LRP ---	TLP ugP/l	TOT-P -----	NH4 ---	NO3 ugN/l	TOT-N -----	Si ug/l	KL.a ug/l	Fe ug/l	Mn ug/l
03/06/86	0-10 m	3.6	7.2	12.6	0	545	760	1190	2.6	0	0
03/06/86	16 m	3.3	6.5	11.4	0	550	760	1190	0.9	0	0
03/06/86	1/2mob	3.9	7.0	12.0	0	550	800	1190	0.9	0	0
24/06/86	0-10 m	4.4	7.4	12.6	0	430	540	1060	3.2	0	0
24/06/86	16 m	3.0	6.6	12.4	0	530	520	1110	1.1	0	0
24/06/86	1/2mob	5.6	9.0	11.6	0	550	800	1140	0.5	0	0
15/07/86	0-10 m	2.1	39.6	15.6	10	420	520	770	3.4	0	0
15/07/86	16 m	4.5	0.0	14.4	10	500	760	660	1.3	0	0
15/07/86	1/2mob	2.5	0.0	14.0	10	500	780	390	0.9	0	0
05/08/86	0-10 m	1.7	0.0	13.8	10	440	640	800	3.4	0	0
05/08/86	16 m	3.1	0.0	12.6	10	540	780	790	1.2	0	0
05/08/86	1/2mob	3.6	0.0	13.2	20	520	780	630	0.5	0	0
26/08/86	0-10 m	1.5	5.4	12.6	10	430	600	910	4.9	0	0
26/08/86	16 m	4.6	10.8	12.0	10	550	800	1120	1.9	0	0
26/08/86	1/2mob	3.6	7.2	14.6	10	540	820	1130	1.0	0	0
16/09/86	0-10 m	1.9	8.4	11.4	5	410	560	1100	4.7	0	0
16/09/86	16 m	2.4	4.2	12.6	5	460	820	1290	3.4	0	0
16/09/86	1/2mob	5.5	7.2	14.4	5	520	900	1610	0.8	0	0

FEMSJØEN - 1986.

DATO	SIKTEDYP (meter)	INNSJØFARGE
03/06/86	1.90	brunlig-gul
24/06/86	2.10	gul
15/07/86	2.50	gul
05/08/86	2.70	gul
26/08/86	3.90	brunlig-gul
16/09/86	3.50	gul

Kvantitative planteplanktonprøver (0-10m) fraRødenessjøen 1986

Arter/grupper	Dato 2.6	23.6	14.7	4.8	25.8	15.9
CYANOPHYCEAE (blågrønnalger)						
Anabaena spp.					8	
Aphanizomenon flos-aquae			2			
Coelosphärium spp.			5		19	49
Oscillatoria limnetica			13	1		
Sum cyanophyceae			20	1	27	49
CRYPTOPHYCEAE (kryptomonader)						
Cryptomonas spp.	6	210	137	55	298	135
Katablepharis ovalis		24	3		1	1
Rhodomonas lacustris		76	120	51	31	30
Sum cryptophyceae	6	288	260	106	330	166
DINOPHYCEAE (dinophyceae)						
Gymnodinium helveticum						52
G. lacustre						
G. spp.		36	18	10		
Peridinium spp.		18			10	
Sum dinophyceae		54	18	10	10	
GONYOSTOMUM SEMEN						
CHRYSOPHYCEAE (gullalger)						
Dinobryon bavaricum						
D. divergens		2				
D. spp.						
Mallomonas akrokomos				1		
M. caudata					13	4
M. spp.					9	4
Synura cf. uvella			5	3		2
Uspesifiserte chrysomonader	12	117	119	51	39	38
Sum chrysophyceae	12	119	124	55	61	48
BACILLARIOPHYCEAE (kiselalger)						
Asterionella formosa			30	316		
Attheya zachariassi			16	7		
Cyclotella spp.				12		
Diatoma cf. elongatum						
Melosira spp.	25	419	146	366	398	80
Synedra cf. acus		18	8			
S. ulna		6	25			
Tabellaria fenestrata			652	1581	233	8
T. flocculosa		5				
Sum bacillariophyceae	25	448	877	2282	631	88
CHLOROPHYCEAE (grønnalger)						
Gyromitus cordiformis						
Monoraphidium spp.			1			1
Oocystis spp.				2		1
Scenedesmus spp.				3		
Uspesifiserte chlorophyceae			3	5		1
Sum chlorophyceae			4	10		3
u-alger	17	50	46	35	45	21
TOTALT ALGEVOLUM (mm3/m3)	60	959	1349	2499	1004	427

Kvantitative planteplanktonprøver fra Bjørkelangen 1986. Volumet er gitt i mm3/m3

Arter/grupper	Dato 2.6	23.6	14.7	4.8	25.8	15.9
CYANOPHYCEAE (blågrønnalger)						
Anabaena spp.		19	20	174		
Aphanizomenon flos-aquae		76	692	1768	446	330
Aphanocapsa sp.		10				
Oscillatoria agardhii var. isothrix					10	21
O. limnetica			261	51	18	
Sum cyanophyceae		105	973	1993	474	351
CRYPTOPHYCEAE (kryptomonader)						
Cryptomonas spp.	217	442	500	198	228	114
Katablepharis ovalis	6	1	4	4	4	2
Rhodomonas lacustris	63	157	28	8	13	17
Sum cryptophyceae	286	600	532	210	245	133
DINOPHYCEAE (dinoflagellater)						
Gymnodinium lacustre	9	16	12			
G. spp.	13	45				
Sum dinophyceae	22	61	12			
CHRYSOPHYCEAE (gullalger)						
Dinobryon divergens						
Mallomonas spp.					8	
Synura cf. uvella						5
Uspesifiserte chrysomonader	96	450	168	118	44	24
Sum chrysophyceae	96	450	168	118	52	29
BACILLARIOPHYCEAE (kiselalger)						
Asterionella formosa		30	570	1230	1008	247
Attheya zachariasii				5		
Diatoma elongatum						
Melosira spp.	25	401	462	500	773	458
Synedra cf. acus		260	135	46	186	12
S. cf. ulna		83	366	170		
Tabellaria fenestrata						
T. flocculosa		217	55	176	97	
Sum bacillariophyceae	25	1019	1588	2127	2064	717
EUGLENOPHYCEAE (euglenoider)						
Trachelomonas volvocina			1			
Sum euglenophyceae			1			
CHLOROPHYCEAE						
Gyromitus cordiformis		4				
Monoraphidium contortum						
Scenedesmus spp.		16	2	8		
Staurastrum sp.				10		
Uspesifiserte chlorophyceae						
Sum chlorophyceae		20	2	18		
u-alger	31	65	57	63	30	31
TOTALT ALGEVOLUM	460	2320	3333	4529	2865	1261