



Statlig program for forurensningsovervåking

Rapport nr 186/85

Oppdragsgiver

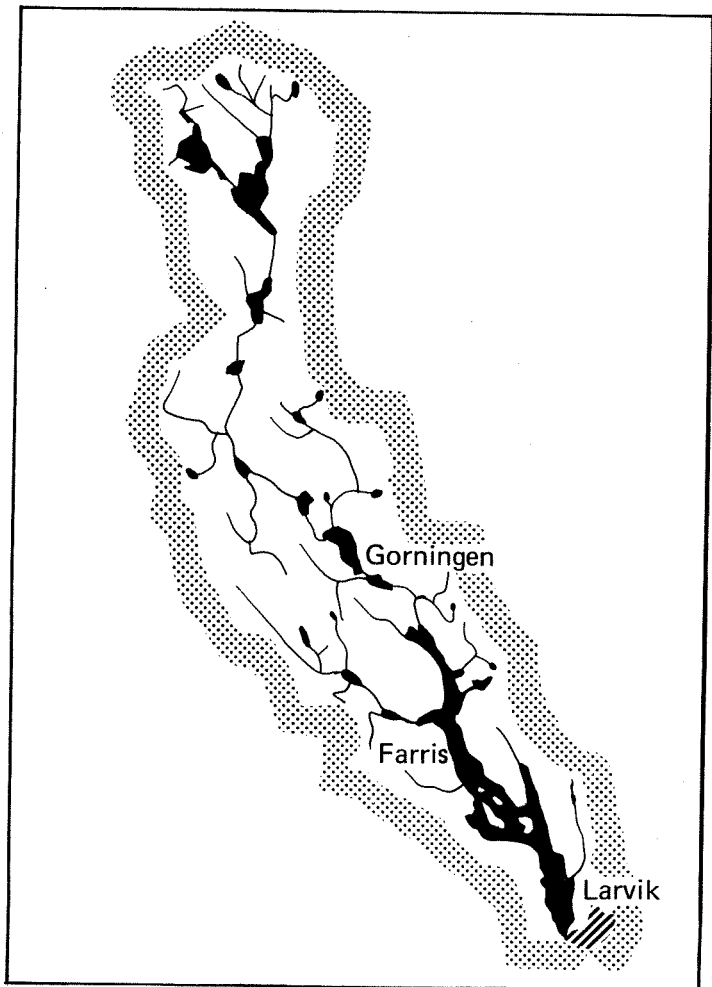
Statens forurensningstilsyn

Deltakende institusjoner

NIVA
Vannlaboratoriet i Telemark
Vannlaboratoriet i Vestfold

Overvåking i FARRIS~ SILJAN~ vassdraget 1982 - 1984

Del A. Hovedrapport





Statlig program for forurensningsovervåking

Det statlige programmet omfatter overvåking av forurensningsforholdene i

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

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

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

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

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

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

påvise eventuell uheldig utvikling i resipienten på et tidlig tidspunkt.

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

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

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

Følgende institusjoner deltar i arbeidsutvalget:

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

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

Resultater fra de enkelte overvåkingsprosjekter vil bli publisert i årlige rapporter.

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

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	0- 80002 27
Undernummer:	II
Løpenummer:	1746
Begrenset distribusjon:	

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen
Postboks 333	Grooseveien 36	Rute 866	Breviksen 2
0314 Oslo 3	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5035 Bergen - Sandviken
Telefon (02)23 52 80	Telefon (041)43 033	Telefon (065)76 752	Telefon (05)25 53 20

Rapportens tittel: OVERVAKING I FARRIS-SILJANVASSDRAGET 1982-1984 Del A. Hovedrapport (Overvåkingsrapport 186/85)	Dato: 16. september 1985
	Prosjektnummer: 0-8000227
Forfatter (e): Gjertrud Holtan Pål Brettum Leif Lien Jarl Eivind Løvik	Faggruppe: Hydroøkologi
	Geografisk område: Vestfold og Telemark fylkeskommuner
	Antall sider (inkl. bilag): 62

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
---	----------------------------------

Ekstrakt: Undersøkelser foretatt i 1982-84 viser at vannet i Siljanvassdraget med innsjøene Gorningen og Farris er ionefattig med lav bufferkapasitet. Vannet er surt, men med avtakende surhet nedover i vassdraget. Tidligere produktive ørretvatn er i de senere år blitt fisketomme på grunn av sur nedbør. Vassdraget oppstrøms Gorningen er i betydelig grad forurenset med tarmbakterier. Gorningen er noe preget av dette, mens Farris synes å være lite påvirket. På grunn av regulering er vassdragets selvrensningsevne redusert. Belastningen av plantenæringsalter var merkbar i begroings-samfunnet oppstrøms Gorningen. I sedimentprøver fra Farris utenfor bark-fyllingen i Vassvik er det funnet høye PAH-konsentrasjoner.

4 emneord, norske: Statlig Program
1. Overvåkingsrapport 186/85
2. Rutineundersøkelse
3. Farris
4. Gorningen
5. Siljanvassdraget

4 emneord, engelske:
1. Monitoring
2. Routine surveillance
3. Lake Farris
4. Lake Gorningen
5. Siljan watercourse

Prosjektleder:

Gjertrud Holtan

For administrasjonen:

Rolf E. Løvik

Rolf E. Løvik

ISBN 82-577-0937-9



Statlig program for forurensningsovervåking

0-8000227

OVERVÅKING I FARRIS - SILJANVASSDRAGET

Del A
HOVEDRAPPORT

Oslo, 16. september 1985

Prosjektleder : Gjertrud Holtan

Medarbeidere : Pål Brettum
Brynjar Hals
Hans Holtan
Gerd Justås
Gösta Kjellberg
Leif Lien
Jarl Eivind Løvik

For administrasjonen:

J.E. Samdal

F O R O R D

I den foreliggende rapport presenteres resultater fra undersøkelser foretatt i Farris - Siljanvassdraget. Nærmere geografisk avgrenset dreier dette seg vesentlig om hovedvassdraget Siljanelva med innsjøene Farris og Gorningen.

Fire av de undersøkte stasjoner, nemlig innsjøene Gorningen og Farris, Siljanelva nedstrøms Lakssjø (st. 4), og Vassvikbekken (st. A), inngår i Statlig program for forurensningsovervåking, finansiert og administrert av Statens forurensningstilsyn (SFT). Parallelt med denne undersøkelsen har Siljan kommune overvåket to stasjoner i vassdraget (innløp Oppdalsvatn/ oppstrøms renseanlegg (st. 1) og ved Norheim/nedstrøms renseanlegg (st. 2)).

Undersøkelsen har vært ledet og utført av Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Vannlaboratoriene i Vestfold og Telemark fylker har deltatt ved prøveinnsamling og analyser. Rapporteringen omfatter 1 årsrapport (Rutineovervåking), 2 fagrapporter, 2 notater samt denne rapporten som består av 2 deler (A; hovedrapport med Vedlegg og B; datarapport).

Ved NIVA har cand.mag. Gjertrud Holtan vært prosjektleder for hovedundersøkelsen. Saksbehandlere og medarbeidere for delundersøkelsene går fram av de enkelte rapporter.

Ved utarbeiding av denne rapport har ingeniør Brynjar Hals behandlet de hydrologiske data og vært behjelpelig med beregning av forurensningstilførsler til vassdraget. Artsbestemmelse og videre bearbeiding av planteplanktonprøver er foretatt av cand.real. Pål Brettum. Dyreplanktonmaterialet er identifisert av fil.kand. Gösta Kjellberg og tellinger utført av assistent Gerd Justås. Distriktshøgskolekandidat Jarl Eivind Løvik har foretatt undersøkelser av kroppslengde, stilt sammen resultatene og vurdert disse i rapporten. Cand.real. Leif Lien har innhentet opplysninger om fisk i vassdraget og utarbeidet dette kapittel. Cand.real. Hans Holtan har gitt verdifulle kommentarer, særlig til kapitlet om fosfortilførsler og fosforbudsjett.

G. Holtan har hatt ansvaret for utarbeiding av øvrige kapitler og redigering av rapporten.

I N N H O L D

	side:
FORORD	1
INNHOLDSFORTEGNELSE	2
1. FORMÅL - KONKLUSJONER - TILRÅDNINGER	3
1.1 Formål	3
1.2 Konklusjoner	3
1.3 Tilrådninger	4
2. INNLEDNING	5
2.1 Områdebeskrivelse	5
2.2 Vannbruk og forurensninger	7
2.2.1 Aktiviteter i nedbørfeltet	7
2.2.2 Fosfortilførsler og fosforbudsjett	8
2.3 Andre undersøkelser fra området	12
2.4 Målsetting og program	12
2.4.1 Målsetting	12
2.4.2 Program	13
3. RESULTATER OG DISKUSJON	14
3.1 Meteorologi	14
3.2 Hydrologi og materialtransport	15
3.2.1 Hydrologi	15
3.2.2 Materialtransport	18
3.3 Fysisk-kjemiske undersøkelser	18
3.3.1 Generelt	18
3.3.2 Innsjøstasjoner (Gorningen og Farris)	19
3.3.3 Elvestasjoner (Siljanvassdraget)	24
3.3.4 Konklusjon	26
3.4 Plantep plankton, klorofyll <u>a</u> og siktedyp i Gorningen og Farris	26
3.4.1 Generelt	26
3.4.2 Resultater og diskusjon	26
3.4.3 Konklusjon	29
3.5 Dyreplankton i Gorningen og Farris	29
3.5.1 Generelt	29
3.5.2 Resultater og diskusjon	30
3.5.3 Konklusjon	32
3.6 Fisk i Farris - Siljanvassdraget	34
3.6.1 Generelt	34
3.6.2 Resultater og diskusjon	34
3.6.3 Konklusjon	36
3.7 Hygieniske forhold	37
3.7.1 Generelt	37
3.7.2 Resultater og diskusjon	37
3.7.3 Konklusjon	37
4. LITTERATUR-REFERANSER	39
5. VEDLEGG - PRIMÆRDATA	42

1. FORMÅL - KONKLUSJONER - TILRÅDNINGER

1.1 Formål

Hovedhensikten med undersøkelsene var tilstandsbeskrivelse av de fysisk-kjemiske, biologiske og bakteriologiske forhold i Farris og hovedvassdraget. På grunn av de sterke interesser som knytter seg til Farris som drikkevannskilde, var det viktig å få bedre kjennskap til hvilken betydning de ulike aktiviteter i nedbørfeltet har for vannkvaliteten.

1.2 Konklusjoner

1. De kjemiske analyseresultater viste at vassdraget er preget av vann med lavt innhold av mineraler og lav bufferkapasitet. Vannet er surt, men med avtakende surhet nedover i vassdraget. Gorningen og vassdraget oppstrøms er særlig følsomme overfor sur nedbør. Det ble i prøver fra Gorningen i 1983 målt til dels høye konsentrasjoner av aluminium. Vannet i Farris ser ut til å ha samme surhetsgrad som ved tidligere undersøkelser (NIVA 1971/72), mens konduktiviteten og innholdet av nitrogenforbindelser har økt siden 1971/72. Både konduktivitet og nitrogenkonsentrasjoner er høyere i Farris enn i Gorningen, antakelig som følge av aktiviteter omkring den sørlige del av innsjøen og beliggenheten nærmere havet. Økte nitrogentilførsler gjennom nedbør og fra jordbruket kan bl.a. være årsak til at nitrogenkonsentrasjonen i Farris er høyere nå enn før. F.eks. kan det nevnes at forbruket av nitrogen som kunstgjødsel ifølge salgs-statistikk fra Norsk Hydro på landsbasis, har økt med 36 prosent i perioden 72-73 - 82-83. Konsentrasjonen av organisk materiale (KMnO₄-forbruk) og fosfor er høyere i Gorningen enn i Farris. Dette tyder på at denne innsjøen er mer påvirket av forurensninger. Analyseresultatene fra stasjonene oppstrøms Gorningen viste at fosforverdiene for det meste er høyere enn i vassdrag med liten påvirkning, men gir ikke grunnlag for å si hvilken innflytelse renseanlegget i Siljan har hatt på vassdraget.
2. Undersøkelse av sigevannet fra barkfyllingen ved Vassvik (1982) viste at vannet har endret karakter fra surt til mer basisk, og har lavere konsentrasjoner av næringssalter og organisk stoff enn i 1973 - 1977. Bekken er likevel en betydelig forurensningskilde. Undersøkelser av høyere vegetasjon (1983) og særlig bunndyr (1982) understreker også dette. Høye konsentrasjoner av PAH ble dessuten påvist i sedimentprøver bl.a. fra dette område sommeren 1983.
3. Totalvolumet av alger i prøvene var høyere i Gorningen enn i Farris, men lavt i begge innsjøer. Klorofyllverdiene var for det meste også lave. Plantep planktonets sammensetning av arter og artsgrupper, og totalvolumets nivå, viste at hovedvannmassene i begge innsjøer er næringsfattige og i god økologisk balanse, selv om næringssalt-potensialet i Gorningen skulle tilsi en større algemengde. Teoretisk beregnet fosforbudsjett sammen med midlere fosforkonsentrasjon var noe høyt, og kan for denne innsjøen medføre eutrofi-utvikling. Situasjonen for Farris synes å være tilfredsstillende. Undersøkelse av høyere vegetasjon sommeren 1983 viste også innsjøens næringsfattige karakter, men med mer næringsrike trekk på gunstige lokaliteter (f.eks. Kjose og særlig Vassvik).

Sammensetning både av bunndyr (1982) og dyreplankton (1982/83) i Farris viste at innsjøen er forholdsvis næringsfattig. Artssammensetningen av dyreplanktonet i Gorningen gav det samme inntrykk, mens bunnfaunaen i denne innsjøen, spesielt i strandsonen, var preget av reguleringen.

4. De bakteriologiske undersøkelser viste at tilstanden i vassdraget til å begynne med ble forverret etter at renseanlegget i Siljan ble satt i gang i 1978. Analyseresultatene tyder på at det etter hvert har skjedd en gradvis bedring, men at vassdraget oppstrøms Gorningen fortsatt er betydelig til sterkt forurenset med tarmbakterier. Situasjonen i Gorningen var til en viss grad preget av dette, mens hovedvannmassene i Farris syntes å være lite påvirket.
5. Farris-Siljanvassdraget er preget av forsuringsproblemer. Selv om pH-målinger utført i perioden 1969 til 1971 var for få til å gi et sikkert grunnlag for en slik påstand, har undersøkelser av bunndyr (1982), fisk (litteraturstudier 1984) og til dels begroingsorganismer (1983) vist dette. En del elvestrekninger og innsjøer, bl.a. tidligere produktive ørretvatn, er i de senere år blitt fisketomme på grunn av sur nedbør. I tillegg er vassdraget sterkt regulert, noe som har redusert selvrenningskapasiteten. I begroings-samfunnet (juli 1983) var belastning med næringsalter merkbart ovenfor Gorningen med dominans av forurensnings-tolerante organismer, mens det nedstrøms var preget av "renvannsorganismer". Dette viser Gorningens betydning i vassdragets selvrensningsprosess, noe som bl.a. også går fram av teoretisk beregnet fosforbudsjett.

1.3 Tilrådninger

1. Selvrenningskapasiteten er redusert på grunn av regulering, og bare små belastninger kan gi uønskede utslag. Det bør derfor søkes å opprettholde en jevn vannføring (uten tørrlegging) nedstrøms Hogstad Kraftverk og mellom Gorningen og Lakssjø. Det bør videre arbeides for å redusere forurensningstilførslene til vassdraget (særlig Gorningen), bl.a. ved utbedring av utette gjødselkjellere og høyere effekt på renseanlegget i Siljan.
2. Forsuringsprosesser som synes å være i gang i vassdraget, bør overvåkes. (Med hensyn til fiskedød er det som kjent minimumsverdiene (ytterpunktene) som er utslagsgivende.) Foruten kalking kan fortsatt utsetting av fiskearter som er mindre følsomme overfor surt miljø, f.eks. bekkerøye, vurderes som tiltak.
3. Det bør analyseres på PAH i vann fra drikkevannsinntakene i Farris. I tillegg bør kildene for PAH-tilførselen til Farris klarlegges nærmere ved analyse av sigevann fra barkfylling for å bringe på det rene om dette kan være en kilde i tillegg til vei-avrenning. Ytterligere sedimentprøver bør bl.a. omfatte antatt uberørte (bare diffust påvirkede) områder i innsjøen, for å etablere et bakgrunnsnivå og dessuten belyse spørsmålet om det kan være andre kilder enn de ovennevnte.
4. Bl.a. av hensyn til de sterke drikkevannsinteresser som knytter seg til Farris, bør den forurensnings-overvåking som foretas av Siljan kommune (oppstrøms og nedstrøms renseanlegget i Siljan) fortsette. Videre bør tilsigsvannet fra barkfyllingen undersøkes jevnlig, bl.a. med hensyn til organisk stoff og fosfor. Dette blir i dag ivaretatt av firmaet Treschow-Fritzøe. Kjennskap til strømforholdene i Farris ville gi bedre forståelse av tilsigsvannets betydning for hovedvannmassene i Farris.

Forurensnings-situasjonen bør etter vår mening undersøkes igjen etter en tre - femårs-periode med sikte på å dokumentere eventuelle utviklingstrender. Dette er spesielt viktig i dette vassdraget hvor drikkevannsinteressene er så sentrale.

2. INNLEDNING

2.1 Områdebeskrivelse

Fylkesgrensene mellom Buskerud, Telemark og Vestfold går gjennom nedbørfeltet til Farris. Følgende kommuner ligger helt eller delvis innenfor feltets grenser: Kongsberg, Skien, Siljan, Hedrum, Porsgrunn og Brunlanes.

Nedbørfeltet (figur 1) er beregnet til 493 km² ved utløpet av Farris. Hovedvassdraget (Siljanelva) strekker seg nord-vestover fra Larvik i sør til Skrimfjellene (ca. 750 m.o.h.) i nord. Det består av en rekke innsjøer fra Mykle i nord til Farris i sør, med forholdsvis korte elvepartier i mellom.

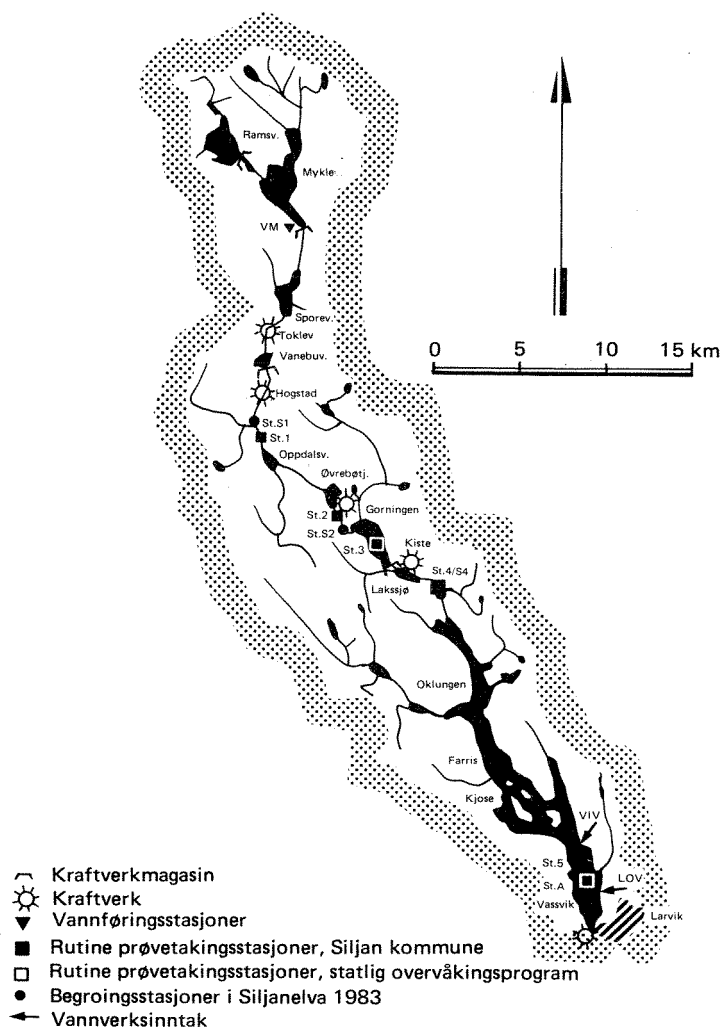


Fig. 1. Farris - Siljanvassdraget.

Geologisk sett ligger nedbørfeltet i Oslofeltets sør-vestre del. Berggrunnen består av permiske eruptiver av flere slag. F.eks. dekker dypbergartene 90 % av grunnen, hvorav syenittene larvikitt og nordmarkitt de største områdene. Disse er kalkfattige og lite løselige i vann, noe som gjør at vassdraget er preget av ionefattig vann med lav bufferkapasitet.

Øvre marin grense i området ligger ca. 175 m.o.h., det vil si at marin leire finnes i hoveddalføret opp til dette nivå. Marine avsetninger vil her kunne påvirke vannkvaliteten, særlig i forbindelse med stor vannføring (vår- og høstflom). Forøvrig er området dekket av et tynt lag med bunnmorene eller består av snaufjell.

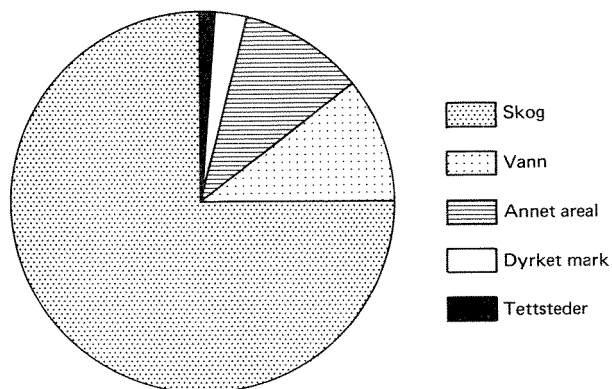
Vassdraget drenerer i hovedsak områder med barskog (mest gran), hvor det er lite menneskelig aktivitet. Sammenhengende jordbruksarealer finnes bare i Oppdalsbygda, nord for Oppdalsvatn og i Siljan, oppstrøms Gorningen/Lakssjø.

Arealfordelingen i nedbørfeltet til Farris går fram av tabell 1 nedenfor og I A og B i Vedlegg. Prosentvis andel er også vist i figur 2.

Tabell 1. Arealfordeling i nedbørfeltet til Farris, totalt og fordelt på de forskjellige prøvetakingsstasjoner og viktige innsjøer

	Totalt areal		Jordbruk		Skog		Impediment (fjell, myr etc.)		Innsjøer		Tettsted- areal	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Vanebuvatn	136,5	100	0,70	0,5	95,3	69,8	24,5	18,0	16,0	11,7	0	0
<u>St. 1</u> Oppstrøms Oppdalsvatn	167,0	100	2,00	1,2	119,5	71,5	29,0	17,4	16,5	9,9	0	0
Oppdalsvatn	196,0	100	3,50	1,8	142,0	72,5	32,0	16,3	18,5	9,4	0	0
<u>St. 2</u> Siljanelva v/Norheim	203,0	100	5,00	2,5	145,0	71,4	33,4	16,4	19,0	9,4	0,6	0,3
<u>St. 3</u> Gorningen	259,5	100	6,00	2,3	197,4	76,1	35,4	13,6	20,0	7,7	0,7	0,3
<u>St. 4</u> Nedstrøms Lakssjø	278,0	100	6,50	2,3	214,2	77,1	36,0	12,9	20,5	7,4	0,8	0,3
<u>St. 5</u> Farris	493,0	100	10,564	2,1	383,36	77,8	50,0	10,1	48,0	9,8	1,1	0,2

Fig. 2



Som figuren viser, er det skogområdene som dominerer nedbørfeltet, mens dyrket mark utgjør ca. 2 % av arealet.

2.2 Vannforbruk og forurensninger

2.2.1 Aktiviteter i nedbørfeltet

To store vannverk, Vestfold Interkommunale Vannverk (VIV) og Larvik og Omland Vannverk (LOV) forsyner i dag tilsammen bortimot 150.000 mennesker med drikkevann fra Farris. Dessuten henter Porsgrunn tilleggs vann fra denne lokalitet, som også er reservevannkilde for Skien. Det er grunn til å regne med at betydningen av Farris som drikkevannskilde vil øke.

Nedbørfeltet til Farris er tynt befolket (figur I og tabell II A og B i Vedlegg), ca. 3.000 mennesker i hele området, hvorav ca. 2.100 i Siljan kommune. I tettstedene Oklungen, Kjose og Vassvik bor det tilsammen ca. 450 mennesker, mens det i Siljan sentrumsområde bor ca. 1.000. De resterende ca. 1.500 mennesker, bor spredt i nedbørfeltet. Hverken i Oklungen, Kjose eller Vassvik er det bygd kommunale renseanlegg. Kloakkutslipp skjer til dels i nærmeste bekk, til dels i grunnen. I Siljan er det bygd et biologisk renseanlegg (aktivslamanlegg) som mottar avløpet fra sentrumsområdet (figur I). Anlegget ble satt i gang i august 1978. Det er dimensjonert for 1.000 p.e. og ca. 1.000 p.e. er tilknyttet. Høsten 1984 ble det etablert en slamlagune i området (figur I). For den spredte bebyggelse foreligger det ikke opplysninger om avløpsforholdene. Hvor mange hus som har infiltrasjon i grunnen og hvor mange som slipper avløp direkte ut i bekker etc., er ikke kjent.

Ca. 2 % av nedbørfeltet eller 10,5 km² er dyrket areal, hvorav mesteparten ligger tett opp til vassdraget. Generelt er husdyrhold dominerende (tabell III, Vedlegg). Ifølge Statistisk Sentralbyrå (SSB) er Siljan den bygd i Norge som har nest størst antall dyr pr. bruk. Dette skyldes bl.a. en jevn fordeling på et større antall middels store bruk. Vassdraget vil antakelig lokalt og periodevis bære preg av forurensninger fra disse brukene. Der hvor det foregår korn- eller potetproduksjon (Siljan), blir det dessuten brukt sprøytemidler.

Ca. 385 km² eller 80 % av nedbørfeltet er skogsterreng, hvorav ca. 372 km² eller 75 % produktiv skog. Selv om store deler av feltet er kupert, drives et moderne og ganske intensivt skogbruk. Bruken av gjødsel er begrenset og foregår helst ved skogplanting. Etter 1980 er det imidlertid ikke blitt gjødslet i forbindelse med skogbruk. Bekjempelse av uønsket vegetasjon med kjemiske midler utføres årlig på anslagsvis 2.000 - 3.000 dekar. Det blir sprøytet med 500 - 900 l glyfosat/år, dvs. 0,25 - 0,30 l/dekar/år (pers. medd. fra skogkonsulent F. Kamfjord, Treschow-Fritzøe, april 1985).

Industrien i nedbørfeltet er lokalisert til Siljanelva og helt i sørenden av Farris (figur II, Vedlegg). Bortsett fra en barkfylling ved Vassvik, tømmerlager og tømmerinntak ved Farris eidet og bilvrakplass i det sørlige nedbørfelt, er det lite av vannforurensende industri i området.

Det antas at det i nedbørfeltet finnes ca. 400 fritidshus (hvorav 200 - 300 i Siljan og 110 i Hedrum kommuner). Det er en betydelig fritidsaktivitet, bl.a. badeliv, båtliv og fiske i vassdraget. Sørlandsbanen og flere veier, også sterkt trafikkerte riksveier, krysser området.

Vassdraget er sterkt utnyttet for produksjon av elektrisk kraft (figur 1), og flere av innsjøene i nedbørfeltet er regulert, hovedsakelig til vinterkraft. Tabell V, Vedlegg gir en oversikt over de regulerte innsjøer.

Opplysningene ovenfor er i hovedsak hentet fra rapport om Farrisvassdraget (Vestfold fylkeskommune 1979), og er så langt det har vært mulig blitt oppdatert ved utarbeiding av denne rapport for å kunne beregne nåværende fosfortilførsel til vassdraget (kap. 2.2.2).

2.2.2 Fosfortilførsler og fosforbudsjett

Fosfor tilføres innsjøer/vassdrag som følge av menneskelig aktivitet (boligkloakk, jordbruk og husdyrhold), som følge av naturlig utvasking i nedbørfeltet, og som lufttransport direkte til bl.a. vannflater. Koeffisientene som er satt opp i tabellen nedenfor er brukt for å beregne fosfortilførselen til vassdraget.

Tabell 2. Tilførselskoeffisienter for fosfor

Dyrket mark	74 kg/km ² /år	Rognerud et al. 1979
Skog	6,5 "	Holtan et al. 1982/Vennerød 1984
Impediment (fjell, myr o.l.)	3,0 "	Holtan et al. 1982
Lufttransport til vannflater	34,0 "	Rognerud et al. 1979
Tettstedsareal "Villa"	50,0	Vennerød 1984
Befolkning	2,5 g P/p.e./ døgn	generell bruk

Ved avrenning fra dyrket mark er bl.a. husdyrholdet tatt med i utregningen. Ved undersøkelse av et jordbruksområde i Siljan kom Lundekvam (1981) fram til en avrenningskoeffisient på 63 kg/km²/år, som han mente var noe lav bl.a. på grunn av lav vannføring i måleperioden. Vi har derfor valgt å bruke 74 kg/km²/år, hentet fra en undersøkelse i Telemark som skulle være sammenlignbar både med hensyn til avrenning og driftsmåte. Ved undersøkelse av et skogbruksområde i Siljan var avrenningen 11,8 kg/km²/år (Lundekvam 1981). Mulig årsak til den høye avrenningen ble bl.a. forklart med fylkesveien, som går gjennom området. Vi har for skogbruket valgt en avrenningskoeffisient på 6,5 kg/km²/år. Avrenning fra veier etc. er forsøkt tatt med i såkalt tettstedsareal. Fra husholdningskloakk er det en vekslende grad av fosfor som når ut i vassdraget, avhengig bl.a. av tilføringsmåte og rensing. Ved tilnærmet direkte utslipp, eventuelt via en slamavskiller, må man regne med at mesteparten (ca. 90 %) av næringssaltene kommer ut i vassdraget. Ved infiltrasjon i grunnen eller i sandfiltre beregnes 50 % å bli holdt tilbake, og ved biologiske renseanlegg antas en reduksjon på 15-20 % (SFT 1978). For renseanlegget i Siljan oppgir avd. ing. K.C. Borgeraas en renseeffekt for fosfor på 50 %. Vi har derfor brukt dette som beregningsgrunnlag. Da det ikke er kjent hvor stor del av befolkningen som har direkte utslipp/slamavskiller og hvor mange som benytter seg av infiltrasjon i grunnen eller i sandfiltre, har vi regnet med en reduksjon på 50 % for alle i spredtbygde områder.

Eventuelle utslipp fra campingplasser etc., hytter og annen virksomhet i nedbørfeltet er ikke tatt med. Det finnes ingen fullstendig oversikt over antall hytter. Imidlertid oppgis det fra teknisk etat i kommunene at campingplassene har ordnet seg med såkalte lukkede systemer, og at hyttene overalt er utstyrt med utedoer/biologiske klosetter. Det er heller ikke tatt hensyn til eventuell bortpendling etc.

Teoretisk beregnet fosforbudsjett går fram av tabellen nedenfor.

Tabell 3. Teoretisk beregnet fosforbudsjett for Farris og viktige innsjøer i vassdraget

Innsjøer	K i l d e r												
	Totalt	Jordbruk		Skog		Impediment		Innsjøer		Tettsted-areal		Befolkning	
	kg/år	kg/år	%	kg/år	%	kg/år	%	kg/år	%	kg/år	%	kg/år	%
Vanebuvatn	1316	52	4,0	619	47,0	74	5,6	544	41,3	0		27	2,1
Oppdalsvatn	1877	252	13,4	836	44,5	85	4,5	553	29,5	0		151	8,1
Gorningen	2933	387	13,2	1029	35,1	78	2,7	493	16,8	33	1,1	913	31,1
Lakssjø	2039	281	13,8	757	37,1	51	2,5	328	16,1	24	1,2	598	29,3
Farris	4492	542	12,1	1750	38,9	86	1,9	1217	27,1	36	0,8	861	19,2

Ved beregning av fosforbudsjettet er det tatt hensyn til sedimentasjon (retensjon) i Vanebuvatn, Oppdalsvatn, Gorningen og Lakssjø. Erfaringsmessig er det vist at retensjonen kan beregnes tilnærmet ut fra følgende uttrykk:

$$R = \frac{1}{1 + \sqrt{\frac{1}{T_w}}}, \text{ hvor } T_w \text{ er vannets teoretiske oppholdstid i år (Vollenweider 1976).}$$

Ut fra årlig vanntilførsel (tabell IV, Vedlegg) og fosforbelastning, kan gjennomsnittlig innløpskonsentrasjon (P_i) for innsjøene beregnes:

$$\begin{aligned} \text{Vanebuvatn: } P_i &= 1316 \text{ kg} / 107,6 \cdot 10^6 \text{ m}^3 = 12,2 \text{ } \mu\text{g P/l} \\ \text{Oppdalsvatn: } P_i &= 1877 \text{ kg} / 154,5 \cdot 10^6 \text{ m}^3 = 12,1 \text{ } \mu\text{g P/l} \\ \text{Gorningen: } P_i &= 2933 \text{ kg} / 186,1 \cdot 10^6 \text{ m}^3 = 15,7 \text{ } \mu\text{g P/l} \\ \text{Lakssjø: } P_i &= 2039 \text{ kg} / 219,0 \cdot 10^6 \text{ m}^3 = 9,3 \text{ } \mu\text{g P/l} \\ \text{Farris: } P_i &= 4492 \text{ kg} / 394,2 \cdot 10^6 \text{ m}^3 = 11,4 \text{ } \mu\text{g P/l} \end{aligned}$$

Ved st. 1 (innløp Oppdalsvatn) er veid middelkonsentrasjon 12,5 $\mu\text{g P/l}$ fra månedlige målinger 1977-1983, ved st. 2 (Siljanelva ved Norheim), 13,9 $\mu\text{g P/l}$ for samme periode, og ved st. 4 (nedstrøms Lakssjø) 9,3 $\mu\text{g P/l}$ for årene 1982-1983 (Rapport-del B). De målte verdier ligger nær de teoretiske og skulle vise at de beregnede budsjetter er rimelige.

Etter modell utviklet av Rognerud, Berge og Johannessen (1979) kan middelkonsentrasjonen av totalfosfor for innsjøer (P_λ) beregnes ved hjelp av følgende ligning:

$$\log P_\lambda / P_i = - 0,029 \cdot T_w - 0,2$$

For Gorningen blir resultatet 9,3, for Farris 6,3 $\mu\text{g P/l}$. På bakgrunn av målinger i innsjøene 1982 og 1983 er middelkonsentrasjonen beregnet til henholdsvis 9,3 $\mu\text{g P/l}$ (Gorningen) og 5,3 $\mu\text{g P/l}$ (Farris), dvs. god overensstemmelse mellom beregnet og observert konsentrasjon for Gorningen og en viss forskjell for Farris. Ved vurdering av resultatene må det tas hensyn til at de beregnede verdier er middelveidier for hele innsjøen, mens de observerte gjelder et sentralt punkt (dypeste område). Dette kan være en medvirkende årsak til uoverensstemmelsen mellom beregnede og målte verdier i Farris. En del forurensninger tilføres innsjøens nordlige område, mens prøvene er tatt i sørenden.

Det er videre en forenkling å benytte de samme avrennings-koeffisienter for hele nedbørfeltet. Dette kan ha ført til en for høy teoretisk beregnet belastning fra nærområdene til Farris.

Ved å benytte middelkonsentrasjonen på 5,3 $\mu\text{g/l}$ (P_{λ}) for Farris og formelen på foregående side, blir innløpskonsentrasjonen (P_i) 9,5 $\mu\text{g P/l}$. Dette gir en totalbelastning på:

$$9,5 \text{ mg/m}^3 \cdot 394,2 \cdot 10^6 \text{ m}^3 = 3754 \text{ kg},$$

dvs. 738 kg mindre enn angitt i tabell 3. Tallene er veiledende, og fosforbelastningen varierer i forhold til årsavrenningen (kap. 3.2.1); men det virker rimelig å regne med en reell fosforbelastning på ca. 4 t/år.

Det går fram av tabell 3 og figur 3 at ca. 70 % av tilførslene er naturlige, og dermed vanskelige/umulige å redusere.

Tabell 3 viser også innsjøenes betydning i vassdragets selvrensingsprosess, særlig Gorningen, hvor ca. 37 % av tilført fosfor holdes tilbake, og hvor 46,4 % av tilførslene (jordbruk - befolkning skulle kunne reduseres ytterligere).

Midlere fosforkonsentrasjon og klorofyllinnhold i 1982 og 1983 på henholdsvis 8,7 og 9,8 $\mu\text{g P/l}$, 2,6 og 2,2 $\mu\text{g kl.a/l}$ sammen med siktedyp på henholdsvis 4,5 og 4,5 m, viser at Gorningen er utsatt for en betenkelig fosforbelastning. Ytterligere belastning vil her antakelig under gitte klimatiske forhold kunne føre til uønskede effekter av f.eks. sterk algeoppblomstring. Ifølge formelen på foregående side vil "akseptabel" belastning for Gorningen være ca. 2100 kg P/år, for Farris ca. 4950 kg P/år.

Gorningen er humuspåvirket, og en regner med at dette er en av årsakene til den relativt lave algeproduksjonen (kap. 3.4.2). Det er derfor også usikkert hvor mye av fosforet som er tilgjengelig for algevekst. En er imidlertid i Norge, på bakgrunn av et stort erfaringsmateriale, kommet fram til at for å holde en eventuell eutrofi-utvikling under kontroll, bør ikke algemengden uttrykt som klorofyll a bli større enn ca. 2,0 $\mu\text{g kl.a/l}$. Dette gjelder uregulerte innsjøer. Gorningen er regulert, og det innføres da en usikkerhetsfaktor som det også bør tas hensyn til.

Det er viktig å være oppmerksom på at en uheldig utvikling i Gorningen også vil kunne få uønskede konsekvenser for Farris som ligger nedstrøms.

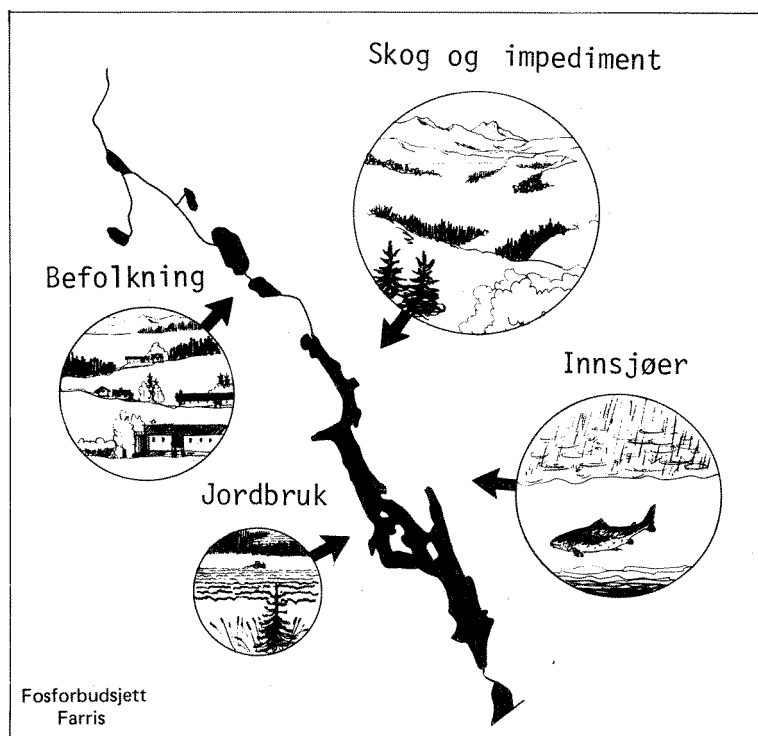


Fig. 3. Relative bidrag (arealet av sirklene) fra de ulike fosforkildene i nedbørfeltet til Farris.

Med midlere fosforkonsentrasjon på $5,3 \mu\text{g P/l}$, klorofyll a i underkant av $2,0 \mu\text{g kl.a/l}$ og et siktedyp på ca. 7 m, ser det foreløpig ikke ut til å være noen eutrofieringsfare i Farris når det gjelder innsjøens hovedvannmasser, selv om det også her kan være lokale problemer rundt utslippssteder, f.eks. Vassvikbekken (G. Holtan et al. 1983). Her ble midlere fosfortransport på grunnlag av vannføring og målte fosforkonsentrasjoner for perioden 1973-77 beregnet til 2,66 t/år og for perioden 1976-77 til 1,54 t/år (Lundekvam, 1981). Ifølge analyseresultater fra 1982 med aritmetisk middelkonsentrasjon på ca. $650 \mu\text{g P/l}$ var tilførselen da ytterligere redusert, men fortsatt høy. For bedre å forstå hvilken betydning denne tilførselen har eller vil kunne få for hovedvannmassene i Farris, vil det bl.a. være nødvendig med observasjoner av strømforholdene i innsjøen.

Vestfold fylke arbeider for tiden med en vannforsyningsplan for fylket. Til å forestå dette arbeidet er bl.a. Farrisutvalget II og Vannverksutvalget i Vestfold oppnevnt. Utvalgene har engasjert Institutt for geosjurs- og forurensningsforskning (GEFO) og NIVA til å foreta en faglig vurdering av resipientforholdene i vassdraget. I denne forbindelse vil de forskjellige fosforkilder bli næyere vurdert og spesifisert.

2.3 Andre undersøkelser i området

- Vestfold Fylkeskommunes bilag nr. 11/1979 (til Fylkesplanen) "Farrisvassdraget" inneholder en oversikt over forskjellige undersøkelser utført i Farris og nedbørfeltet.
- Statens Institutt for Folkehelse (SIFF) har siden 1969 foretatt rutinemessige fysisk-kjemiske og bakteriologiske analyser av inntaksvannet til vannverkene og enkelte analyser av vannprøver fra tilløpselvene til Farris.
- Siljan kommune har siden 1977 hatt ansvaret for å overvåke vannkvaliteten i vassdraget oppstrøms og nedstrøms tettstedet Siljan.
- I forbindelse med Statlig program for forurensningsovervåking er følgende undersøkelser foretatt og rapportert:

Rutineovervåking i Farris - Siljanvassdraget 1982, Fagrapport om bunndyr. LFI/NIVA-rapport 0-8000227 / Overvåkingsrapport nr. 75/83.

Rutineovervåking i Farris - Siljanvassdraget 1982. NIVA-rapport 0-8000227 / Overvåkingsrapport 79/83.

Rutineovervåking i Farris - Siljanvassdraget 1983. Fagrapport om sedimenter, høyere vegetasjon og begroing. NIVA-rapport 0-8000227 / Overvåkingsrapport 125/84.

Ovennevnte undersøkelsesresultater er blitt vurdert og sammenlignet med de siste resultater, i den grad det har vært praktisk mulig, for å få et bilde av utviklingen.

Forøvrig henvises til litteraturlister i nevnte rapporter.

2.4 Målsetting og program

2.4.1 Målsetting

Hovedmålet med undersøkelsene var tilstandsbeskrivelse av de fysisk-kjemiske, biologiske og bakteriologiske forhold i Farris og hovedvassdraget. På grunn av de sterke interesser som knytter seg til Farris som drikkevannskilde, var det viktig å få bedre kjennskap til hvilken betydning de ulike aktiviteter har for vannkvaliteten.

Overvåkingen skulle:

- komme fram til en tilstandsbeskrivelse av de fysisk-kjemiske - biologiske og bakteriologiske forhold i Farris.
- ajourføre foreliggende registrering (Sluttrapport fra Farrisutvalget, datert 31.1.1979) av forurensningsskapende aktiviteter i nedbørfeltet og beregne forurensningsbelastningen.
- gi en beskrivelse av tilstanden i innsjøen Gorningen og i vassdraget nedstrøms, bl.a. for å få kjennskap til innsjøens betydning i vassdragets selvrensingsprosess og vannkvaliteten i Siljanelva før utløp i Farris.

- følge effekten på Siljanelva av igangsatt tiltak (kloakkrensaneanlegg) for Siljan tettsted (Siljan kommune).
- undersøke og beskrive vannkvaliteten i Vassvikbekken (avrenningen fra barkfyllingen) før utløp i Farris.

2.4.2 Program

Stasjonsnett ved Statlig program for forurensningsovervåking av Farris - Siljan- vassdraget er vist i figur 1. Som det fremgår av figuren er stasjonene, bortsett fra A (Vassvikbekken), plassert i hovedvassdraget.

Følgende stasjoner ble overvåket i 1982, 1983 og 15.3.1984.

St.	Stasjon	Stasjon	1982	1983	1984
1	Oppdalselva oppstrøms Oppdalsvatn,	Siljan kommune			
" 2	Siljanelva ved Norheim,	" "	"	"	
" 3	Gorningen, dypeste område,	SFT	"	"	
" 4	Siljanelva, nedstrøms Lakssjø,	"	"	"	
" 5	Farris, dypeste område (sør),	"	"	"	"
" A	Vassvikbekken ved innløp Farris	"	"	"	

Ved elvestasjonene nr. 1 og 2 ble det i 1982 samlet inn og analysert kjemiske og bakteriologiske prøver, ved stasjonene 4 og A kjemiske prøver. Ved innsjøstasjonene (nr. 3 og 5) ble det foretatt fysisk/kjemiske målinger, samt undersøkelser av planktonisk algemengde og -sammensetning. Det ble også foretatt bakteriologiske analyser av vannprøver fra disse stasjoner. Resultatene går fram av Overvåkingsrapport 79/83 (G. Holtan et al. 1983).

I tillegg ble det samlet inn og analysert bunndyrmateriale fra innsjøen Farris og Vassvikbekken og fra innsjøen Gorningen og to stasjoner i Siljanelva. Stasjonsnett, nærmere beskrivelse og resultater går fram av Overvåkingsrapport 75/83 (Brittain 1983).

I tillegg til vanlig rutineovervåking ble det i 1983 foretatt følgende mer spesielle undersøkelser:

1. Innsamling av sedimentprøver fra 4 stasjoner i Farris (søndre basseng) med analyse av bl.a. PAH-forbindelser 1 gang
2. Høyere vegetasjon i Farris (7 stasjoner) 1 gang
3. Begroingsamfunnet i Siljanvassdraget (3 stasjoner) 1 gang

Stasjonsnett, nærmere beskrivelse og resultater går fram av Overvåkingsrapport 125/84 (G. Holtan et al. 1984).

3. RESULTATER OG DISKUSJON

3.1 Meteorologi

Meteorologiske forhold kan forårsake forskjeller i undersøkelsesresultatene fra år til år. I elvene vil høyere vannføring føre til økt erosjon fra elveleie og nedbørfelt generelt, og konsentrasjonen av visse stoffer vil dermed stige. Samtidig fortynnes forurensningsutslippene mer enn i år med mindre vann.

I innsjøene er det særlig de meteorologiske forhold i sommerhalvåret som kan gjøre undersøkelsesresultatene variable fra år til år. I regnfulle somrer er det raskere gjennomstrømning (med bl.a. større fortynning av utslipp), mindre lys, lavere temperatur, større sirkulasjonsdyp samt en del andre forhold som kan bevirke at algeproduksjonen blir mindre enn i godværsomrer.

Nedbørmengde fremstilt som månedsmidler for årene 1982 og 1983 er vist i figuren nedenfor. Nedbørmengden er gitt ved Mykle - den eneste stasjonen som ligger i selve vassdraget (430 m.o.h.) og Larvik (28 m.o.h.) som skulle være representativ for Farrisområdet.

Det fremgår at normalnedbøren på begge stasjoner følger det samme mønster med lavest nedbør i mars måned, stigende utover sommeren og høyest nedbør om høsten (november).

Til tross for godværsmånedene juni og juli 1982 viser figuren at det over året og de fleste måneder falt mer nedbør enn normalt (i mars, mai og utover høsten) og spesielt mye i november. I 1983 var årssummen nærmere det normale for begge stasjoner, men med mindre nedbør fra juni - august og den høyeste nedbøren i september.

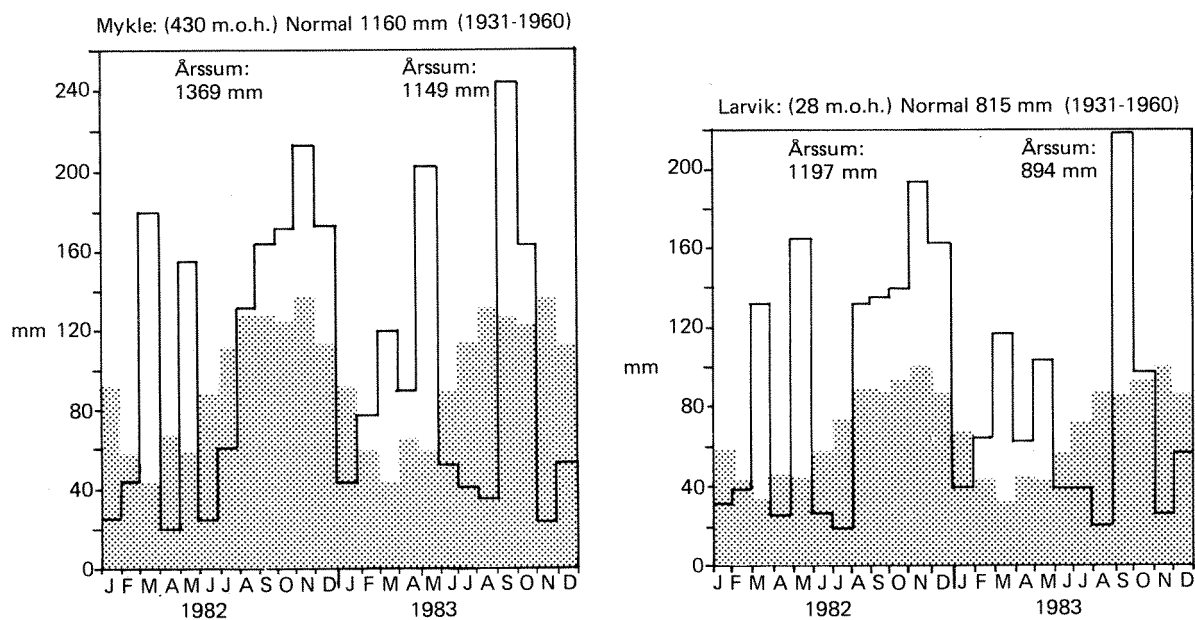


Fig. 4. Månedlig nedbør 1982 og 1983 (heltrukket linje) og midlere månedsnedbør (skravert) ved Mykle og Larvik.

Vindforholdene i nedbørfeltet er lite undersøkt. Generelt regnes det med at kaldluftstrømmen i vinterhalvåret går fra Skrimfjellene og sørover (SSØ) mot Larvik. I sommerhalvåret kommer den fuktige havluften i motsatt retning. Stort sett vil retningene av luftstrømmene følge dalens lengderetning, som er NNV-SSØ.

Fjellpartiet mellom Skiensdalen og Siljandalføret hindrer nevneverdig industrirøyk fra Porsgrunn/Skien-området å trenge over og inn i det sentrale strøk av nedbørfeltet.

3.2 Hydrologi og materialtransport

3.2.1 Hydrologi

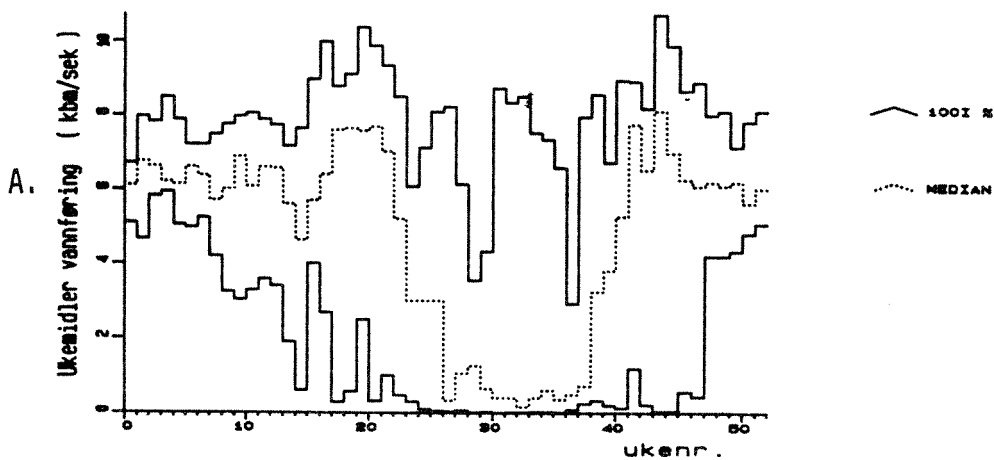
Tabell IV (Vedlegg) gir en oversikt over morfometriske og hydrologiske data for viktige innsjøer i Siljanvassdraget, tabell V over de innsjøer som er regulert (reguleringsmagasin etc.). I rapport-del B er det dessuten tatt med vannstandsdata fra Farris for perioden 1970 - 1982 (figurene 3 og 4, G. Holtan et al. 1984), samt gjennomsnittlig vannføring/døgn målt ved Hogstad, Sagfossen og Kiste kraftverk 1977 - 1983 (figur 5).

Av de 5 kraftverkene langs vassdraget (figur 1): Toklev, Hogstad, Sagfossen, Kiste og Fritzøe, eier Vestfold Kraftselskap (VK) de 4 første, mens Fritzøe eies av firmaet Treschow-Fritzøe. Kraftverkene produserer hovedsakelig vinterkraft. Bortsett fra flomperiodene, høst (ca. 1. oktober - 15. november) og vår (mai, måned), resulterer dette i jevn vannføring i elva (ca. 5,0 - 5,5 m³/s ved Hogstad) mellom oktober og mai, og ofte liten eller ingen vannføring om sommeren (figur 5 A). Fra 1979 er VK pålagt å holde en minstevannføring på 0,5 m³/s nedenfor Hogstad Kraftverk, dog begrenset til det avløp som til enhver tid ville ha opptrådt under naturlige forhold. I forbindelse med selve kraftverkene er visse strekninger tørrlagt, f.eks. mellom Gorningen og Lakssjø og nedenfor Farris. Den lave vannføringen i sommermånedene forsterker betydningen av de utslippene som finnes i området.

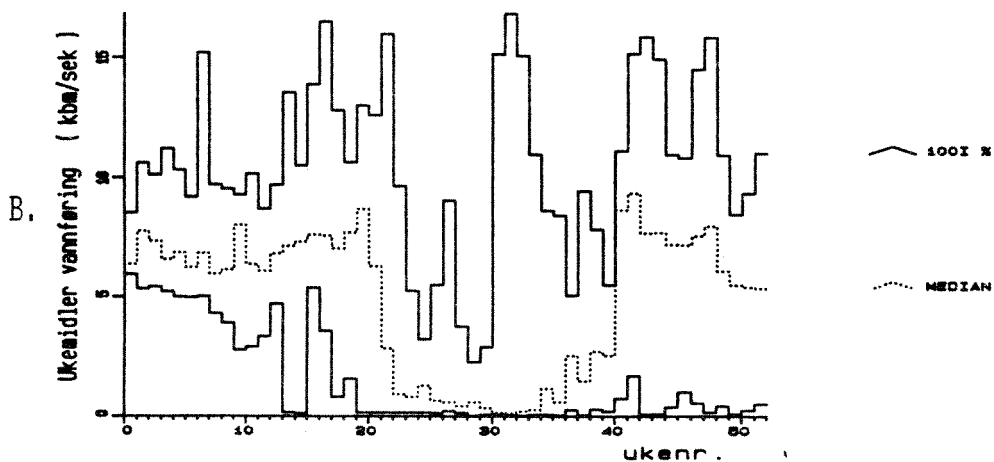
Det fremgår av figur 5 og tabellene s. 54 - 70 i rapport-del B at vannføringen varierer en god del fra år til år. Ved siden av varierende nedbør (figur 4) og temperaturforhold, har dette på grunn av reguleringen også sammenheng med tapperutiner. Gjennomsnittlig vannføring for perioden 1977 - 1983 var ved Hogstad (st. 1) 4,8 m³/s, ved Sagfossen (st. 2) 5,3 og ved Kiste (st. 4) 7,1 m³/s, og variasjonsbredden henholdsvis 4,0 - 5,5, 3,9 - 7,7 og 5,4 - 8,2 m³/s.

De opplysninger om hydrologiske forhold som er gitt i tabellene IV og V (Vedlegg), gjelder gjennomsnitt over en lengre periode. Med hensyn til fosforbelastningen (tabell 3, figur 3) ville det vært mest korrekt å beregne denne for bestemte år, da varierende avrenning vil føre til forskjellig oppholdstid i innsjøene og dermed forskjellig retensjon (kap. 2.2.2 og 3.2.2).

Hogstad 1977 - 83.
min, median og maks vannføring.



Sagfossen 1977 - 83.
min, median og maks vannføring.



Kiste 1977 - 83.
min, median og maks vannføring.

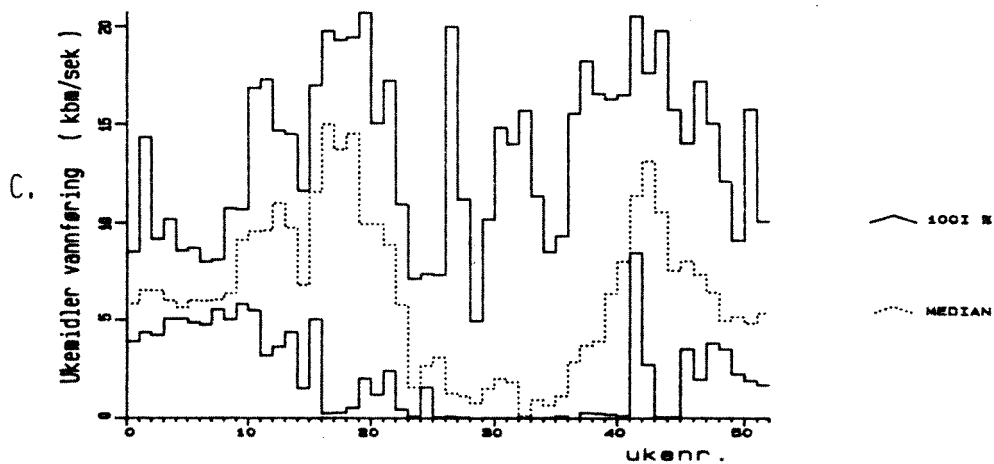


Fig. 5. Siljanvassdraget.

Min., median og maks. vannføring (m³/s).

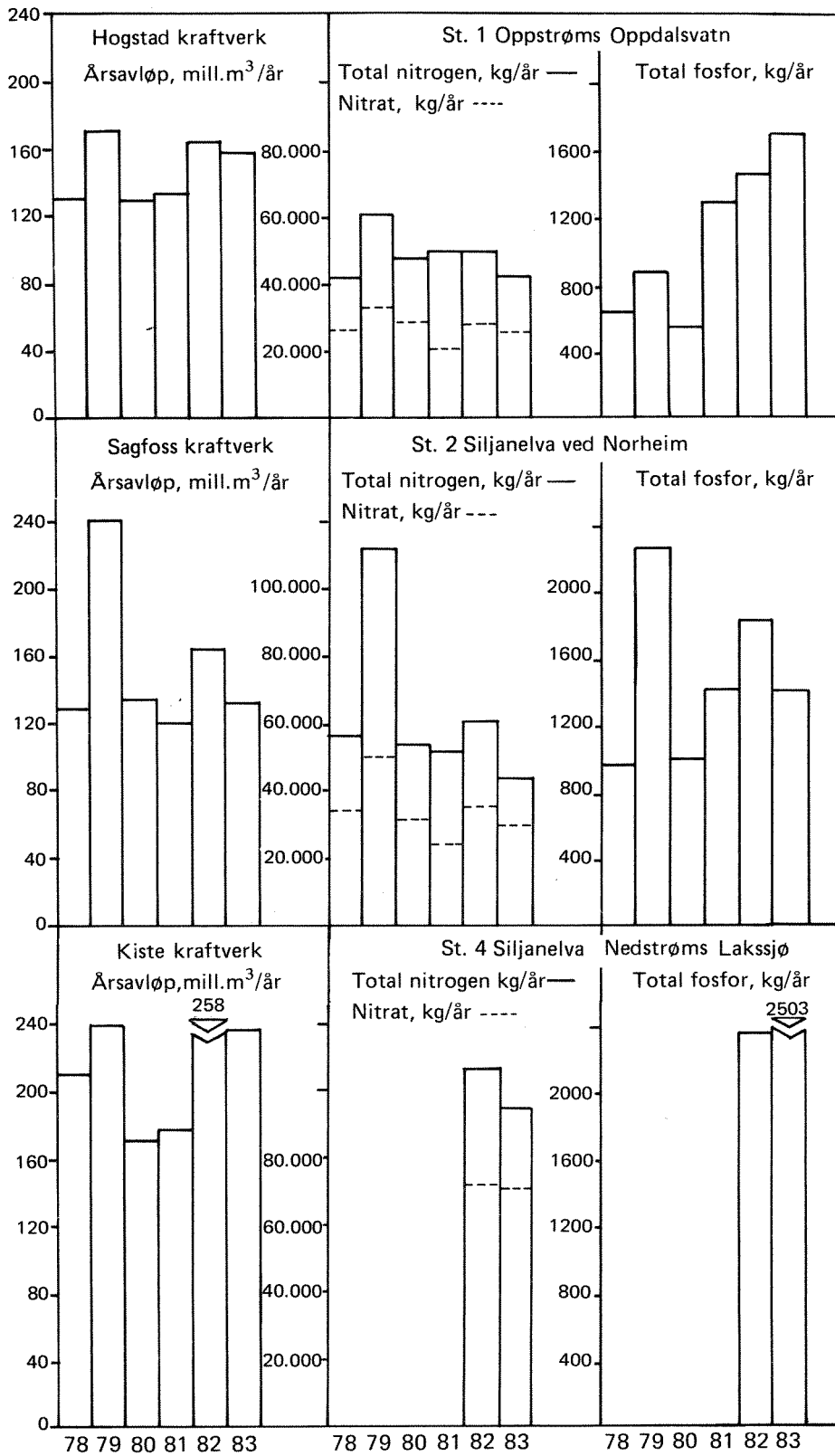


Fig. 6. Siljanvassdraget.

Materialtransport i kg/år. Årsavløp i mill. m³/år.

3.2.2 Materialtransport

Ved hjelp av vannføringsdata fra Hogstad, Sagfossen og Kiste kraftverk i Siljanvassdraget (kap. 3.2.1 og rapport-del B) og kjemiske analyseresultater ca. en gang/måned for stasjonene 1, 2 og 4 (rapport-del B), er det foretatt materialtransport-beregninger.

Tabell 4 angir transportverdier i middel for næringssaltene nitrogen og fosfor oppstrøms Oppdalsvatn (st. 1) og Siljanelva ved Norheim (st. 2) for perioden 1978 - 1983 og nedstrøms Lakssjø (st. 4) for 1982 - 1983. Årsverdier går fram av figur 6 og tabell VI (Vedlegg).

Tabell 4. Materialtransport (næringsalter) i kg/år;
stasjon 1 og 2 1978 - 1983
" 4 1982 - 1983

Stasjon	Totalnitrogen kg/år	Nitrat kg/år	Totalfosfor kg/år
1	42205	27146	1089
2	63500	34683	1505
4	101187	72317	2440

Årsverdiene gir et klart bilde av vannføringens betydning for stofftransporten, og viser hvordan næringssaltene, særlig nitrogen øker nedover i vassdraget. Gjennomsnittlig belastning ved stasjon 4 er bare beregnet for perioden 1982 - 1983, med høy nedbør (særlig 1982, figur 4) og dermed vannføring. Selv om belastningen vil være høyere her enn oppstrøms, er nok disse faktorer medvirkende årsak til at forskjellen er blitt så stor.

3.3 Fysisk-kjemiske undersøkelser

3.3.1 Generelt

Alle fysisk-kjemiske analyseresultater fra undersøkelsesperioden er presentert i rapport-del B. Dessuten fremgår veide middelveidier av sentrale parametre av tabeller (VII-VIII, se Vedlegg) og figurer. De kjemiske analyser er utført av Vannlaboratoriet i Telemark (Gorningen og stasjonene i Silkanelva) og Vannlaboratoriet i Vestfold (VAV, Farris og Vassvikbekken)). Dette laboratoriet er imidlertid under oppbygging, og alle prøver ble derfor i 1982 analysert parallelt ved NIVA, i 1983-84 næringsalter og aluminium. Parametrene pH, konduktivitet, farge, turbiditet og kjemisk oksygenforbruk ble da analysert ved VAV, mens NIVA hadde ansvaret for kalsium, sulfat-, jern- og mangananalysene. Resultatene av parallellanalysene i 1982 og 1983/84 er presentert i to notater (Dahl 1983; Røgeberg 1985). Analyseresultatene fra begge laboratorier er fremstilt i rapport-del B, mens NIVAs resultater fra parallellanalysene er brukt i rapporten.

3.3.2 Innsjøstasjoner (Gorningen og Farris)

Karakteristiske sommer- og vintertemperaturer går fram av fig. 7.

I figur 8 er vist veide middelværdier og variasjonsbredde for en del sentrale parametre fra vegetasjonsperioden (juni - oktober). Det er blandprøver 0-4 m, Gorningen og 0-10 m, Farris, som er fremstilt og som for disse innsjøer antas å representere produksjonssjiktets tykkelse.

Temperatur

Vannets temperatur i en innsjø er bestemt av flere faktorer, hvorav geografisk beliggenhet, høyde over havet, vindpåvirkning, dybde og vanngjennomstrømming er de viktigste. Innsjøene sirkulerte ved prøvetaking høsten 1983, Gorningen den 6. og Farris den 29. november. Begge innsjøer er termisk sjiktet sommer og vinter, figur 7. Figuren viser også at overflatelagene i Farris, som er en langt større og dypere innsjø, har lavere temperatur enn i Gorningen ved samme tidspunkt om sommeren.

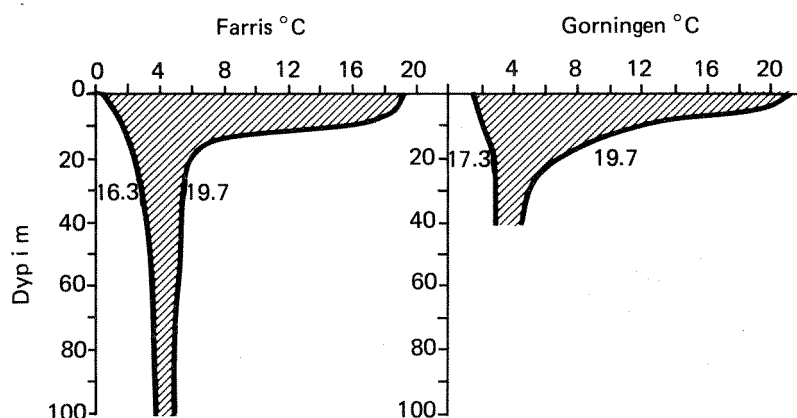


Fig. 7. Vinter- og sommertemperatur.
Skravert: Temperaturvariasjon.

Middeltemperaturen i epilimnion (overflatelaget) er et resultat av de meteorologiske forhold. Alle biologiske (og de fleste kjemiske) prosesser går forttere ved høyere temperaturer. Selv om høy temperatur kan begunstige algeproduksjonen, kan den også tenkes å begunstige forholdene for de organisme-gruppene som spiser alger, slik at algemengden ikke nødvendigvis er større i år med høyere temperatur.

Oksygen

Oksygensituasjonen i begge innsjøer går fram av tabeller (s. 7-8, rapportdel B) og neste side. I overflatelagene (1 m) varierte oksygeninnholdet i Farris fra 87-102 % i 1982, fra 89-106 % i 1983-84. I Gorningen var variasjonsbredden i 1982 fra 88 - 98 %, dvs. i underkant av full metning, i 1983 fra 87-104 %.

På grunn av nedbrytningsprosesser (frigivelse av CO₂ og forbruk av O₂) avtok oksygeninnholdet mot dypet, til mellom 60 og 88% i 1982 og mellom 78 og 90 % i 1983-84 (Farris). I Gorningen var variasjonsbredden i dyplagene 45-85 % i 1982, 73-88 % i 1983. Det relativt lave oksygeninnholdet (45,2 % i 41 meters dyp) 17. mars 1982 kan tyde på at det under stagnasjonsperiodene finner sted en viss oksygentæring i dyplagene av Gorningen, noe som antakelig har sammenheng med nedbrytning av organisk stoff som tilføres fra nedbørfeltet.

Tabell 5 gir en oversikt over sommer- og vintersituasjonen ved de forskjellige undersøkelser.

Tabell 5. Oksygenmetning (%) sommer og vinter i 1 meters dyp og i de bunn-
nære vannmasser i Farris (1958, 1963, 1971-72, 1982 og 1983-84),
i Gorningen (1982 og 1983)

Innsjø	Farris					Gorningen	
Dato	1958 23/7	1963 31/8	1971 5/7	1982 19/7	1983 2/8	1982 19/7	1983 26/7
1 m dyp v/bunnen	110 98	99,1 85,5	103,5 < 89	102,3 87,5	100,1 90,0	89,9 76,6	104,4 81,5
Dato	1958 16/3	1963 17/4	1972 2/3	1982 16/3	1984 15/3	1982 17/3	1983 16/3
1 m dyp v/bunnen	92 88	97,1 85,9	86,0 63,0	87,3 60,3	88,8 78,1	93,7 45,2	91,9 72,8

Det ser i Farris ut til å være et visst oksygenavtak i dyplagene over tid, noe som bl.a. kan ha sammenheng med tilløpet i Vassvik.

Den høyere metningen (78 %) i dyplagene vinteren 1984 kan ha sammenheng med at prøven på grunn av vanskelige forhold da ble tatt på 115 m dyp, mens den i 1982 var fra 129 m.

pH og alkalitet

Kjemisk sett er vann nøytralt når pH = 7, pH lavere enn 7 er surt, og høyere enn 7 er basisk.

På observasjonsdagene begge år varierte pH i overflatelagene i området 6,2-6,8 (Farris) og 5,5-6,5 (Gorningen), med avtakende tendens mot dypet. De høyeste tallene (6,8 i Farris og 6,5 i Gorningen) har antakelig sammenheng med planteplanktonets fotosyntese. De lavere verdier om våren tyder på tilførsel av smeltevann og om høsten (Gorningen) regnvær med tilførsel av humussyrer fra myrområder i nedbørfeltet.

Vannet i Gorningen er en del surere enn i Farris. Ifølge analyseresultatene (figur 8) ser det ut til at vannet i Farris har samme surhetsgrad som ved tidligere undersøkelser.

Alkaliteten som ble målt i 1982 går fram av tabeller (s. 9, 11, 15 og 17 i rapportdel-B, og tabell VII i Vedlegg) og viser lave verdier for begge innsjøer. I Farris var variasjonsbredden 0,075-0,094 m.ekv/l, i Gorningen 0,029-0,088. Det er vanlig å anse en innsjø som forsuringstruet når alkaliteten er mindre enn 100 μ ekv/l. Sett i denne sammenheng er begge innsjøer og særlig Gorningen følsom overfor forsuringprosesser i nedbørfeltet.

Mineralsalter

Variasjonsbredde og veid middel for konduktivitet, som er et mål på vannets saltholdighet, er fremstilt i figur 8. Verdiene ligger for Gorningen på ca. 3 mS/m, for Farris i overkant av 4, og viser at vannet i begge innsjøer er elektrolyttfattig (saltfattig). Elektrolyttfattig vann har dårlige bufferegenskaper og er følsomt overfor virkning av f.eks. humussyrer og sur nedbør. Ifølge analyseresultatene fra de forskjellige undersøkelser synes det som om konduktiviteten i Farris kan ha økt svakt de senere år. Dette skjer i forbindelse med en forsuring, ved økt utvasking av salter. Ut fra foreliggende materiale ser imidlertid surhetsgraden ut til å være uendret. Økt konduktivitet henger derfor trolig sammen med endrede nedbørforhold (dvs. mindre nedbør).

Vannkvaliteten i innsjøer kan variere noe over året. Den relativt lange isleggingsperioden med en kraftig avsmelting i vårmånedene er hovedårsaken til dette. Generelt er det slik at innsjøer med kort oppholdstid (Gorningen) er mer utsatt for variasjoner i vannkvaliteten enn innsjøer med lang oppholdstid. Dette har med oppholdstiden og forholdet overflate-/grunnvannsavrenning å gjøre. Disse to avrenningstyper har forskjellig vannkvalitet og følgelig vil dreneringsmønsteret være med på å styre konsentrasjonene. Størst variasjon vil det være i overgangen fra vinter til sommer.

Målingene av kalsium og sulfat i 1983-84 (s. 10, 13, 16 og 18 i rapport-del B og tabell VII i Vedlegg) svarer til tidligere utførte analyser og er av størrelsesorden som er vanlig å finne i norske vassdrag.

Farge, turbiditet og organisk materiale (KMnO_4 -forbruk)

Analyseresultatene (figur 8, tabeller s. 10, 13, 16 og 18 i rapport-del B, tabell VII i Vedlegg) for farge og turbiditet viste lave verdier for begge innsjøer. Fargetallene er ikke sammenliknbare for de to innsjøer fordi laboratoriene bruker forskjellig analysemetodikk (tabell s.5 i rapport-del B).

Innholdet av organisk materiale (KMnO_4 -tallet) er lavere i Farris enn i Gorningen, noe som viser at sistnevnte innsjø er mer påvirket av organisk stoff - antakelig ekstraksjonsstoffer fra myr og skogområder. Det lavere siktedypet (figur 8) tyder også på dette. Vannets oppholdstid har stor betydning for nedbrytningsprosessenes omfang.

Ifølge figur 8 ser det ut som innholdet av organisk materiale i Farris har avtatt over tid. Det tyder på at oppholdstiden i Farris har økt, dvs. mindre nedbør.

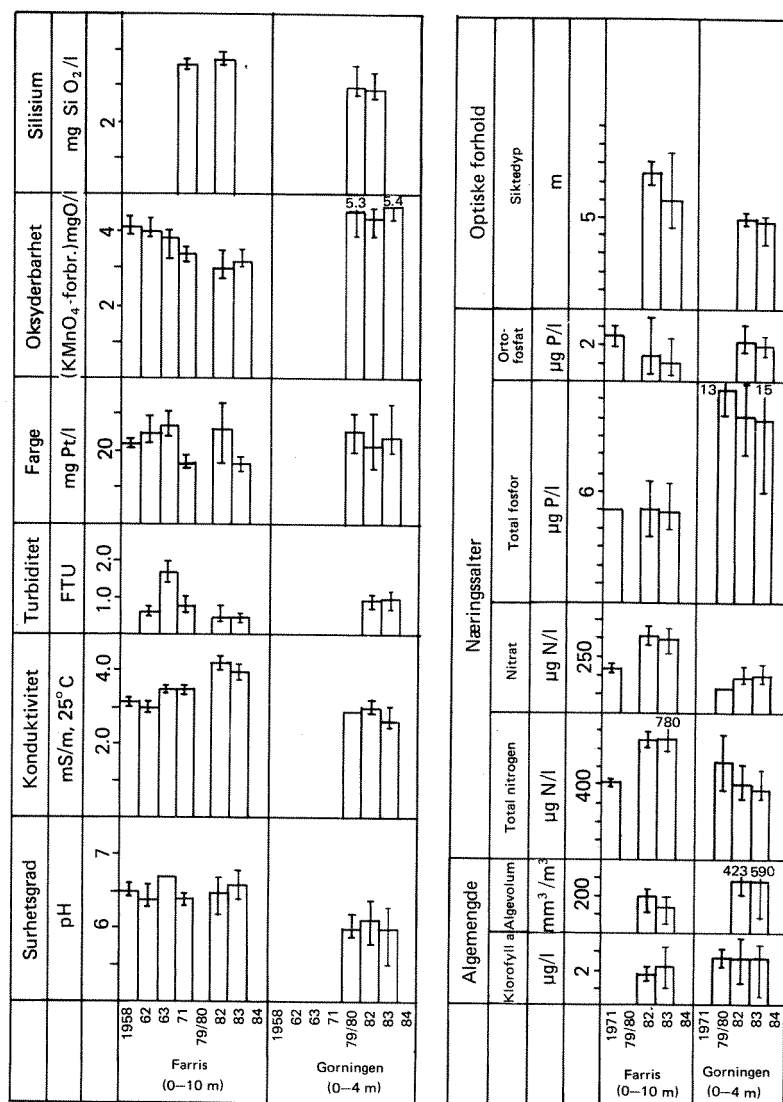


Fig. 8. Farris og Gorningen. Veide middelværdier av en del sentrale parametre i perioden 1.6. - 1.10. i prøver fra overflatelagene de forskjellige undersøkelsesår. Min.- og maks.-verdier er også angitt. For Farris er de fleste analyser (kap. 3.3.1) utført ved NIVA. For Gorningen er analysene utført ved Vannlaboratoriet i Telemark og sammenlignet med resultater fra en undersøkelse i 1979/80 (Rognerud 1981).

Jern, mangan og aluminium

Innholdet av jern- og manganforbindelser ble undersøkt i mars og september 1982 (G. Holtan et al. 1983) og forøvrig bare i Farris i mars 1984. Verdiene var da som i "mars-prøvene" 1982 noe høyere i 0-10 metersjiktet, men lave både i overflate- og dyplag.

Konsentrasjonen av aluminium ble målt i alle prøver i 1983-84 (tabeller s. 10, 13, 16 og 18 i rapport-del B og tabell VII i Vedlegg).

I Farris varierte konsentrasjonene fra 30-90 $\mu\text{g Al/l}$ med aritmetisk middelkonsentrasjon på 65 $\mu\text{g/l}$, mens verdiene i Gorningen til dels var høye (variasjonsbredde 148-370 $\mu\text{g Al/l}$ og middelkonsentrasjon 234 $\mu\text{g Al/l}$). Det er vist at det i forsurede områder i verden er en klar sammenheng mellom pH og aluminiumkonsentrasjon (Henriksen og Andersen 1982). Denne sammenheng kan se ut til å gjelde også her, med de høyeste verdier i Gorningen som har surere vann og lavere alkalitet enn Farris (s. 20).

I hovedsak ble de laveste verdier i begge innsjøer målt i overflatelagene, de høyeste mot dypet, dvs. omvendt proporsjonalt av pH.

Næringssalter

Tilførsel og konsentrasjoner av næringssalter er avgjørende for hvor mye alger som skal utvikles over en produksjonssesong. Dette gjelder særlig fosfor, hvis tilførsel kontrollerer trofigraden i så og si alle våre innlandsvassdrag.

Konsentrasjonen av totalfosfor (Tot-P) og ortofosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$) er høyere i Gorningen enn i Farris (figur 8). Ved siden av at Gorningen i forhold til størrelse er mer påvirket av menneskelige aktiviteter (jordbruk og kloakkvann), vil reguleringen (9 m) føre til økt næringsinnhold på grunn av erosjon i strandområdene. Innslaget av myr i nedbørfeltet har også betydning, da en økt humuskonsentrasjon vil gi økt Tot-P konsentrasjon på grunn av absorpsjonsprosesser. Det kan se ut som om konsentrasjonen i Gorningen har avtatt noe fra undersøkelsen i 1979/80. Det er imidlertid brukt to forskjellige laboratorier samtidig med at prøvetakingsfrekvensen er forskjellig de ulike år. En faktisk reduksjon ville også ha forårsaket en reduksjon i algevekst, men vi ser at klorofyllverdiene for de to undersøkelser er omtrent like. Konsentrasjonen i Farris ligger i samme område ved begge undersøkelser. Her er brukt samme laboratorium og analysemetode, mens presisjonsnivået er høyere i dag.

De samme usikkerhetsmomenter gjelder for totalnitrogen og nitrat.

Analyseresultatene viser at verdiene både for Tot-N og $\text{NO}_3\text{-N}$ er høyere i Farris enn i Gorningen. Dette skyldes antakelig at påvirkningen fra jordbruket øker nedover i vassdraget etter hvert som jordbruksarealene øker.

Konsentrasjonen av nitrat varierte lite begge år gjennom produksjonssesongen, antakelig på grunn av lav algemengde i begge innsjøer. Ifølge resultatene er innholdet av Tot-N og $\text{NO}_3\text{-N}$ i Farris steget noe de senere år, $\text{NO}_3\text{-N}$ også i Gorningen (figur 8). Nitratanalyser utført ved vannverkene LOV (1973-78) og VIV (1974-78) i prøver fra henholdsvis 40 og 30 meters dyp viser samme tendens (Vestfold fylkeskommune 1979). Aritmetisk middel for begge perioder

og stasjoner var 400 µg N/l mot 300 i 1971/72 (NIVA, 1972) og 465 µg N/l i 1982. Dette kan være forårsaket av økt konsentrasjon av forurensende elementer i nedbøren, samt økte N-tilførsler fra jordbruket. Ut fra det foreliggende materiale er det imidlertid vanskelig å si noe sikkert om dette.

3.3.3 Elvestasjoner (Siljanvassdraget)

Analyseresultatene er fremstilt i tabeller, s. 22-38 i rapport-del B og i figur 9.

Analysene fra Vassvikbekken (1982) er behandlet i Overvåkingsrapport 79/83 (G. Holtan et al., 1983) og blir her bare tatt med i konklusjonen.

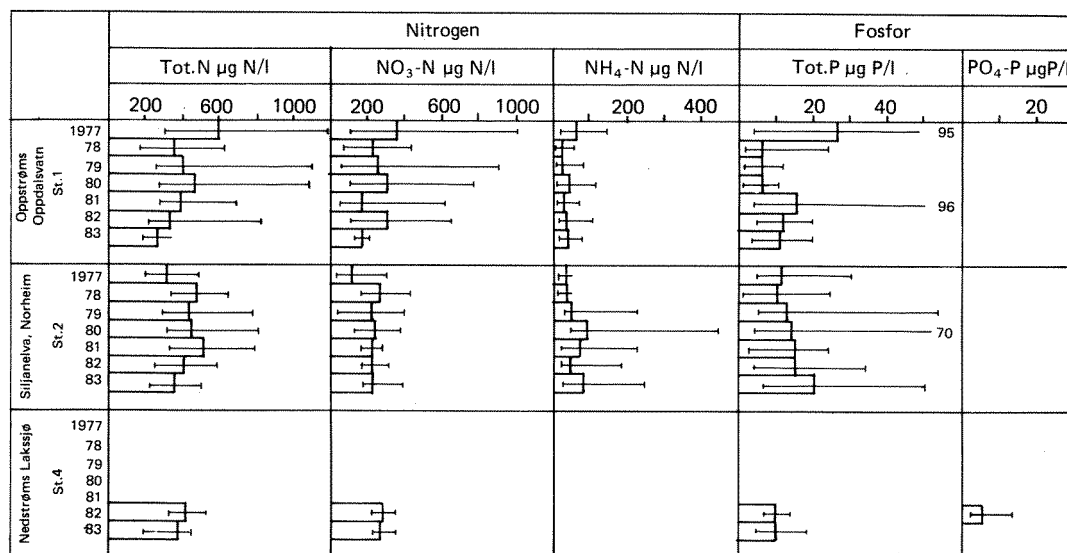
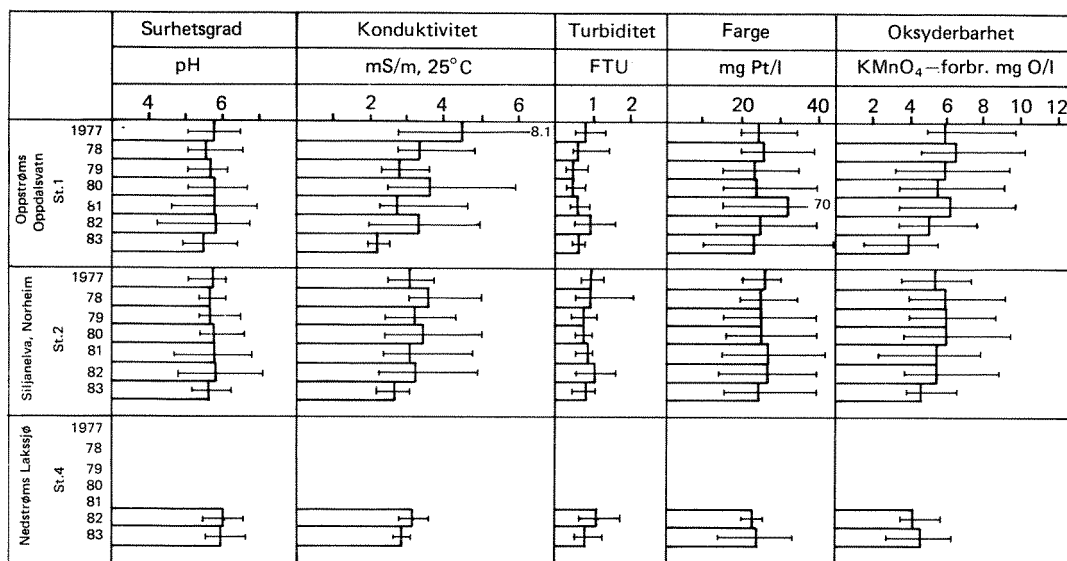


Fig. 9. Siljanvassdraget. Veid middel og variasjonsbredde av undersøkte parametre ved stasjonene 1, 2 og 4 (figur 1)

Surhetsgrad (pH) og konduktivitet

Resultatene viser at vannet er surt og bløtt.

Ifølge målinger i vassdraget fra oktober 1969 - november 1971 (Vestfold fylke, 1979), med aritmetisk middel for pH på 6,0 (stasjon 1) og 6,1 (i område st. 4), er vassdraget blitt svakt surere. Det er imidlertid for få målinger fra 1969-71 (4) til å gi noe sikkert grunnlag for en slik påstand. Av figuren går det fram at surheten i perioden 1977-1983 varierer noe fra år til år og viser avtakende tendens nedover i vassdraget. Mens årsmiddel alle år ligger under 6,0, varierer pH over året med maksimumsverdier i nærheten av 7. Dette tyder mer på periodiske variasjoner i vassdraget enn økt surhet.

Ut fra foreliggende materiale ser det heller ikke ut til at konduktiviteten har økt i perioden, noe som skjer ved tiltakende surhet. Minimumsverdiene for pH er likevel så lave at utviklingen i vassdraget bør følges. Med hensyn til fiskedød er det f.eks. ytterpunktene man må være på vakt overfor og ikke middelveidene. Resultatene av bunndyrundersøkelsen (Brittain 1983) indikerer også surheten i vassdraget, ved lavt antall av arten Baetis rhodani. Den er ømfintlig overfor surt vann, og reagerer selv på korte perioder med lav pH, som f.eks. under snøsmeltingen om våren (ca. pH-grense på 5,5).

Farge, turbiditet og organisk materiale (KMnO₄-forbruk)

Fargetall og konsentrasjon av organisk materiale (KMnO₄) viser at vannet er humuspåvirket. Til dels er konsentrasjonene av organisk materiale høye, med avtakende tendens nedover i vassdraget. Turbiditetsverdiene er for det meste lave, og det er liten variasjon mellom de forskjellige stasjoner. Både farge-, turbiditets- og KMnO₄-verdiene varierer imidlertid mer over året enn mellom de forskjellige år og stasjoner.

Næringsalter (fosfor- og nitrogenforbindelser)

Konsentrasjonen av totalfosfor varierer med til dels høye verdier, særlig i forbindelse med høy vannføring. Innholdet av nitrogenforbindelser er for det meste lavt, men også med enkelte høye verdier. Konsentrasjonen av totalfosfor avtar nedover i vassdraget, men også fosfor- og nitrogenforbindelser varierer mer over året enn mellom de forskjellige år og stasjoner.

Resultatene viser at fosforverdiene for det meste er høyere enn i vassdrag med liten påvirkning, men gir ikke grunnlag for å si hvilken innflytelse renseanlegget i Siljan har hatt på vassdraget.

Øvrige komponenter

Det er ved enkelte anledninger foretatt analyser av andre komponenter bl.a. tungmetaller i prøvene. Resultatene er presentert i tabeller (s. 22-38 i Rapport-del B). Verdiene er stort sett lave. Imidlertid er analysene foretatt spredt og dessuten ved forskjellige laboratorier/analysemetoder, og vil derfor ikke bli ytterligere kommentert.

3.3.4 Konklusjon

De kjemiske analyseresultater viser at vassdraget er preget av ionefattig vann med lav bufferkapasitet. Vannet er surt, men med avtakende surhet nedover i vassdraget. Med lav pH og alkalitet er særlig Gorningen og vassdraget oppstrøms følsomme overfor forsuringsproblemer i nedbørfeltet. Det ble i Gorningen i 1983 målt til dels høye konsentrasjoner av aluminium. Vannet i Farris ser ut til å ha samme surhetsgrad som ved tidligere undersøkelser (NIVA 1971/72). Sulfatkonsentrasjonen er også den samme, mens konduktiviteten og innholdet av nitrogenforbindelser har økt i perioden 1971 - 1983-84. Både konduktivitet og nitrogen-konsentrasjoner er høyere i Farris enn i Gorningen, antakelig som følge av aktiviteter omkring den sørlige del av innsjøen og beliggenheten nærmere havet. Økt forbruk av gjødselstoffer i landbruket kan være årsak til de observerte høyere nitrogenverdier. Konsentrasjonen av organisk materiale (KMnO_4 -forbruk) og fosfor er høyere i Gorningen enn i Farris. Dette tyder på at denne innsjøen er mer påvirket av forurensninger. Mens fosforverdiene i Farris korresponderer med undersøkelsen i 1971/72, har KMnO_4 -forbruket gått ned. Det finner sted en viss oksygentæring i dyplagene av Gorningen under stagnasjonsperiodene, antakelig som følge av nedbryting av organisk stoff fra nedbørfeltet. I Farris ser det ut til å være et visst oksygenavtak i dyplagene over tid, noe som kan ha sammenheng med tilsiget fra barkfyllingen i Vassvik. Sigevannet fra barkfyllingen har endret karakter fra surt til mer basisk, og har lavere konsentrasjoner av næringsalter og KMnO_4 -forbruk. Bekken fra barkfyllingen er likevel fremdeles en betydelig forurensningskilde (G. Holtan et al. 1983; Brittain 1983). Høye konsentrasjoner av PAH ble dessuten påvist i sedimentprøver fra dette område sommeren 1983 (G. Holtan et al. 1984).

3.4 Plantep plankton i Farris og Gorningen

3.4.1 Generelt

Som i 1982 ble det også i 1983 samlet inn og analysert plantep planktonprøver fra Gorningen og Farris, fem prøver fra Gorningen og seks fra Farris. Prøvene var blandprøver fra vannsjiktet 0-4 m i Gorningen og 0-10 m i Farris.

Analyseresultatene fra 1983 er sammenstilt med resultatene fra 1982 og fremstilt i figurene 10 og 11. De enkelte resultatene er gitt i tabellene VIII - IX A og B (Vedlegg).

På figurene er også tegnet inn gjennomsnittsverdiene for plantep planktonvolum i vekstsesongen mai - oktober sammen med variasjonene i klorofyll a og siktedyp.

3.4.2 Resultater og diskusjon

Det høyeste registrerte totalvolum av plantep plankton i Gorningen i 1983 var ca. $550 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ og gjennomsnittet $273 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ for vekstsesongen. Tilsvarende verdier for 1982 var ca. $425 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ og $276 \text{ mm}^3/\text{m}^3$.

Selv om høyeste registrerte verdi for totalvolum var noe høyere i 1983 enn i 1982, var gjennomsnittsverdiene svært like. De store intervallene mellom prøvene, ca. 3 - 4 uker, gjør det lite sannsynlig at en får prøver akkurat når algebiomassen er maksimal. Snittverdiene jevner ut og gir et sikrere tall for vurderingen.

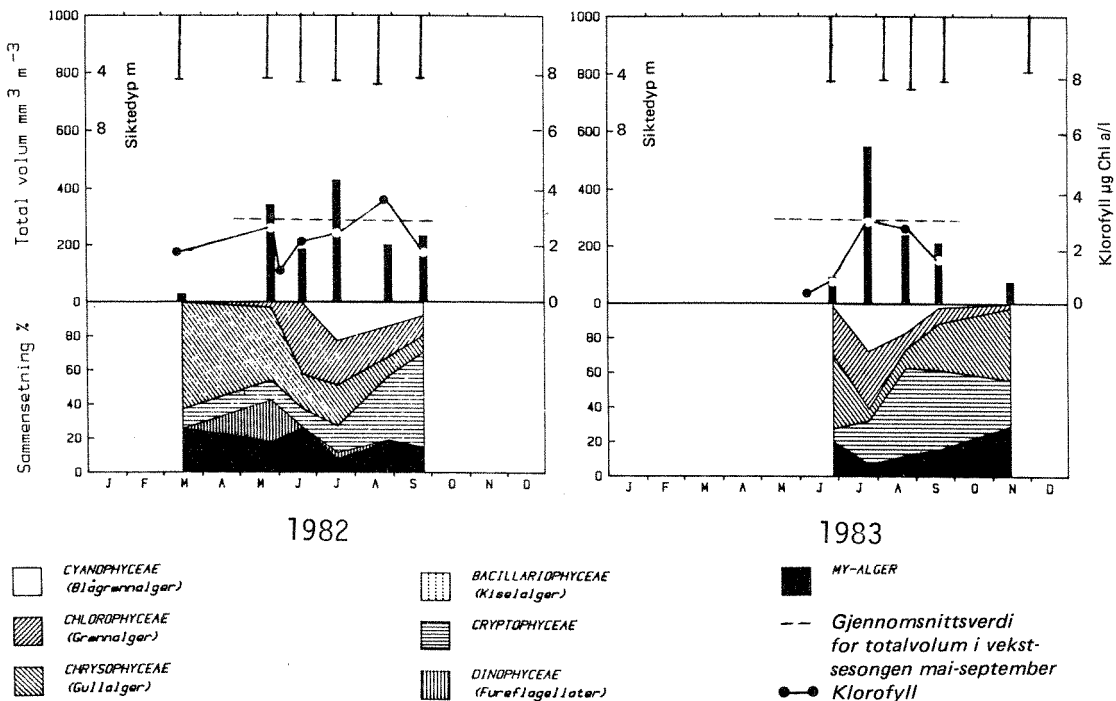


Fig. 10. Variasjoner i totalvolum og sammensetning av planteplankton i Gorningen i 1982 og 1983. For sammenligningens skyld er satt inn tilsvarende verdier for klorofyll og siktedyp.

Både de høyeste målte enkeltverdier og gjennomsnittsverdiene viser at Gorningens vannmasser må betegnes som oligotrofe (lavt primærproduksjonspotensiale) selv om næringssalt-potensialet skulle tilsi en noe større algemengde (kap. 2.2.3).

Chrysophyceae (gullalger) og Cryptophyceae var de mest fremtredende gruppene, men ingen gruppe var spesielt dominerende i vekstsesongen mai-oktober.

I juli - august ble det registrert en viss mengde av blågrønnalgen Merismopedia tenuissima begge år. Dette er, i motsetning til de fleste blågrønnalger, en typealge for oligotrofe, ofte en del humøse og noe sure innsjøer. Arten forsvinner imidlertid vanligvis når vannmassene blir markert sure, dvs. under pH ca. 5,5.

Det høyeste registrerte totalvolum av planteplankton i Farris i 1983 var ca. 200 mm³/m³ og et snitt på 132 mm³/m³. Tilsvarende verdier for 1982 var ca. 240 mm³/m³ og 200 mm³/m³.

Snittet i Farris var i 1983 noe lavere enn i 1982, men alle verdiene, både høyeste registrerte volum og gjennomsnitt var lave og viser den oligotrofe karakter av vannmassene i Farris.

I Farris var Chrysophyceae (gullalger) den viktigste gruppen begge årene sett under ett. Også her var det en prosentvis større andel av blågrønnalgen Merismopedia tenuissima om sommeren og tidlig høst.

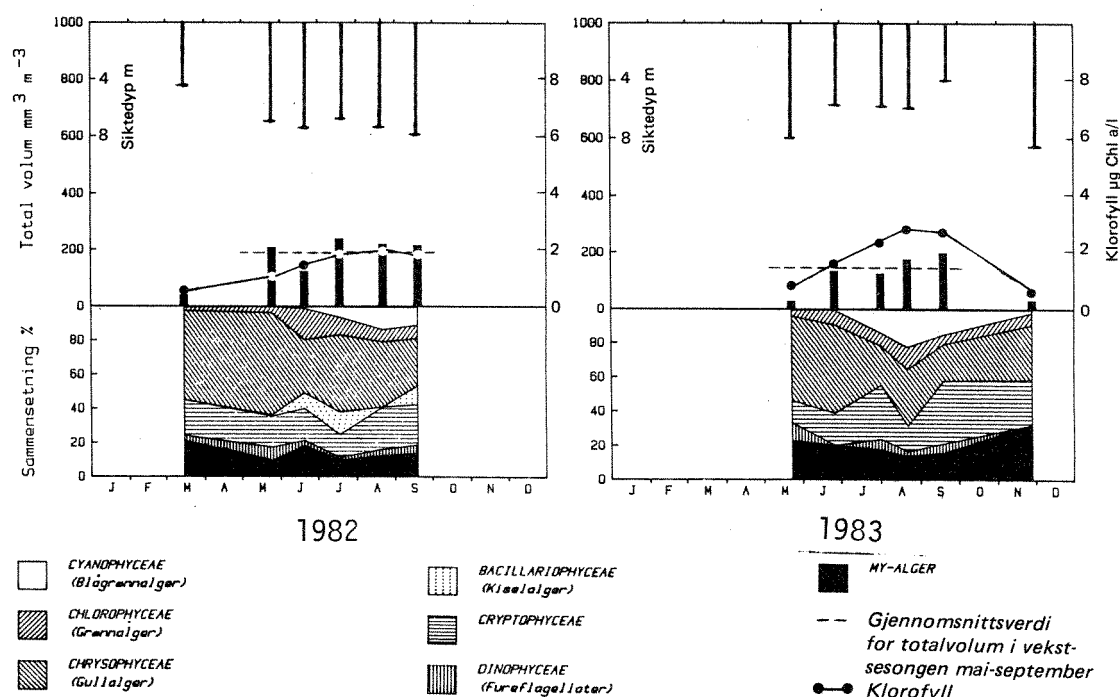


Fig. 11. Variasjoner i totalvolum og sammensetning av planteplankton i Farris i 1982 og 1983. For sammenligningens skyld er det satt inn tilsvarende verdier for klorofyll og siktedyp.

Klorofyllverdiene var for det meste også lave. Rognerud et al (1979) angir $2 \mu\text{g chl. a/l}$ som middel i epilimnion over produksjonssesongen som øvre grense for stabile økologiske forhold i store sjiktede innsjøer. Ifølge analyseresultater (fig. 10) ligger Gorningen i overkant av denne grensen med veid middel $2,6 \mu\text{g chl. a/l}$ i 1982 og $2,2$ i 1983, Farris i underkant i 1982 med veid middel $1,9 \mu\text{g chl. a/l}$ og $2,2$ 1983. Klorofyllverdiene var i 1983 til tider dårlig overensstemmende med algevolumberegningene. Årsaken kan være variabel kvalitet på klorofyllmålingene, da disse er utført av forskjellige personer på ulike laboratorier.

Siktedypet som ved siden av mengde er betinget av humus, partikulært materiale og vannets oppholdstid, er fremstilt i figurene 10 og 11. Siktedypet var hele tiden lavest og varierte minst i Gorningen, som er mer humuspåvirket enn Farris. Innsjøenes farge bedømt subjektivt understreker dette. Farris har grønnlig gul farge, mens Gorningen er tydelig brun. Den høye vannfargen nedsetter lysgjennomtrengeligheten. I Gorningen var det i 1982 praktisk talt ingen produksjon under 6 m (G. Holtan et al. 1983), mens det vanligvis foregår produksjon ned mot 8 - 10 m i innsjøer med større siktedyp (Farris). Dette forholdet kan forklare den lave årsproduksjon i Gorningen.

3.4.3 Konklusjon

Som konklusjon kan en si at undersøkelsene av planteplankton både kvalitativt og kvantitativt viser den næringsfattige, lavproduktive (oligotrofe) karakter av vannmassene i begge innsjøene, selv om vannmassene i Gorningen kan virke noe "algerikere" enn i Farris.

Nærings salt-potensialet i Gorningen skulle tilsi en noe større algemengde, men den sterke humuspåvirkningen virker dempende og er derfor gunstig, sett fra et eutrofierings-synspunkt. Situasjonen må likevel for denne innsjøen betraktes som noe usikker både på grunn av regulering og varierende avrenning fra nedbørfeltet som kan gi andre tilstander enn observert i 1982 og 1983.

3.5 Dyreplankton i Gorningen og Farris

3.5.1 Generelt

Dyreplanktonet spiller en sentral rolle i en innsjøes stoffomsetning. Planteplankton, bakterier og dødt organisk materiale utgjør næringsgrunnlaget for de beitende dyreplanktonformene. De viktigste av disse finnes innen gruppene vannlopper (Cladocera) og hoppekreps (Copepoda) blant krepsdyrene, og dessuten hjuldyr (Rotatoria). Alle disse gruppene har også representanter som for en større eller mindre del lever av andre dyreplanktonarter, noen dessuten av yngre stadier av sin egen art.

Samtidig med økning av planteplanktonmengden i samband med eutrofiering, vil også mengden dyreplankton øke i en første fase av eutrofieringen (Berge 1981, Rognerud & Kjellberg 1984). Ved sterk grad av eutrofiering blir imidlertid planteplanktonet gjerne dominert av blågrønnalger i lange perioder. Disse er i liten grad nyttbar føde for de beitende dyreplanktonformene. De hemmer fødeopptaket generelt, og noen former kan dessuten virke direkte giftige, eller de skiller ut stoffer som nedsetter overlevelse og reproduksjon hos dyreplanktonet (Ostrofsky et al. 1983).

Eutrofiering vil kunne påvirke dyreplanktonets artssammensetning dels direkte gjennom at dyrene gis et annet næringstilbud (Pejler 1983), og dels indirekte gjennom et endret beitetrykk fra fisk (Faafeng & Nilssen 1981).

Flertallet av planktonkrepsartene utgjør et viktig næringsgrunnlag for fisk i de frie vannmasser. Planktonspisende fisk beiter selektivt på de største og lettest synlige dyreplanktonartene. Dette medfører en dominans av småvokste arter og individer ved hardt predasjonspress (beitetrykk) (Langeland 1982). Mindre former som f.eks. små vannlopper, cyclopoide hoppekreps og hjuldyr er mindre effektive til å spise og omsette planteplankton enn store vannlopper, spesielt innen slekten Daphnia. Et sterkt nedbeitet dyreplanktonsamfunn er derfor regnet for å være en dårligere buffer mot algeoppblomstringen ved økende nærings salttilførsler (eutrofiering) (Nilssen 1978).

Flere fiskearter er potensielle dyreplanktonspisere i Farris og Gorningen. Det dreier seg trolig først og fremst om gullbust, trepigget stingsild og delvis abbor (begge innsjøene), i Farris dessuten sik og røye (se eget kapittel).

Materiale og metoder

Det ble tatt vertikale håvtrekk for analyse av dyreplanktonets sammensetning med omtrent en måneds mellomrom fra Gorningen og Farris i perioden mai - september 1982 og 1983. I Farris ble det også tatt en prøve i mars 1982, og i Gorningen var første prøvetakingsdato i 1983 6.juni. Håvtrekkene ble tatt fra 0-30 m i Gorningen og 0-50 m i Farris med maskevidde 95 µm. Prøvene ble konserverert i felt med fytifix (Lugol's løsning), og krepsdyrene ble artsbestemt og telt i binokularlupe på laboratoriet (tabellene XI, XII, XIII, Vedlegg). Mengden av hjuldyr ble grovt anslått i 1983-prøvene (tabell X A og B, Vedlegg)

For å vurdere intensiteten av predasjonstrykket fra planktonspisende fisk, målte vi kroppslengdene av vannloppeartene Holopedium gibberum og Bosmina longispina på 1983-materialet. Lengdemålingene ble foretatt i binokularlupe, og minst 20 individer av hver art ble målt for hver prøvetakingsdato hvis mulig (figur 14 og tabell XIV, Vedlegg).

3.5.2 Resultater og diskusjon

Hjuldyr

Hjuldyrfaunaen syntes å være artsfattig i Gorningen. Det ble funnet 4 arter/slekter, hvorav Kellicottia longispina og Conochilus hippocrepis/unicornis var vanlig - rikelig forekommende hele perioden juni - september.

I Farris ble det funnet ialt 7 arter/slekter. Også her var K. longispina og C. hippocrepis/unicornis de vanligste. K. longispina var dominerende om våren - forsommeren, mens Conochilus spp. hadde størst forekomst i juli - august.

Alle de registrerte artene/slektene av hjuldyr er vanlige å finne i næringsfattige innsjøer. Ploesoma hudsoni (noen få individer funnet i Farris) regnes som oligotrofi-indikator (Pejler 1983). De øvrige artene opptrer i et bredt spekter av innsjøtyper, og det ble ikke funnet noen typisk eutrofi-indikerende former.

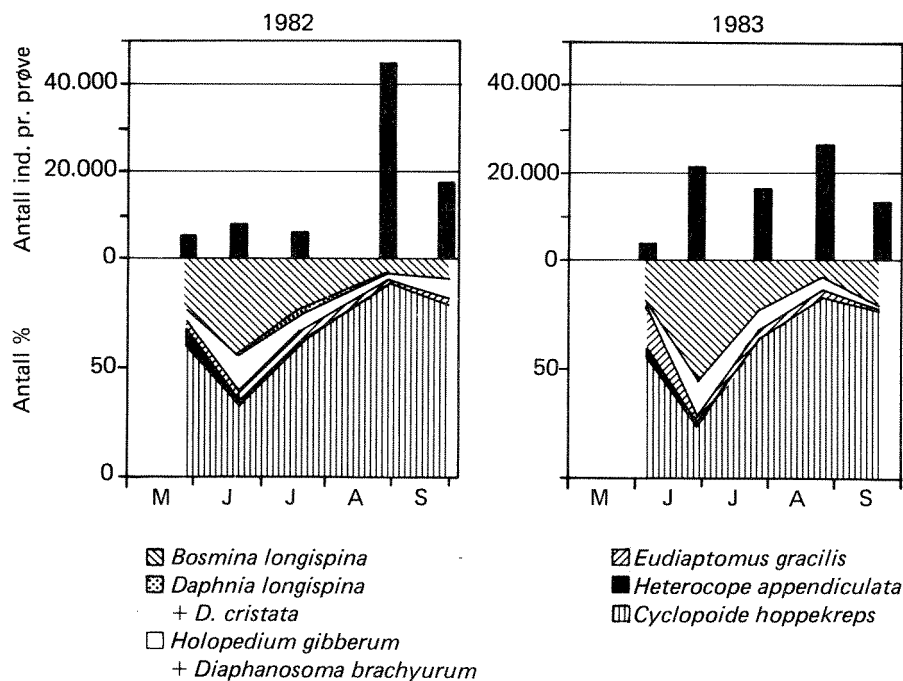
Krepsdyr

Det ble tilsammen funnet 16 arter av planktonkreps i Gorningen og 15 arter i Farris (tabell XI). Det vil si at de to lokalitetene kan karakteriseres som forholdsvis artsrike med hensyn til planktoniske krepsdyr. Artssammensetningen var svært lik i de to innsjøene, men andelen av hoppekreps var større i Farris enn i Gorningen. Noen av de registrerte artene er å regne som hovedsakelig strand- og/eller bunnlevende former. Det gjelder Megacyclops viridis/gigas, Alona sp. og Polyphemus pediculus.

Mengden av dyr er beregnet semikvantitativt som antall individer pr. håvtrekk (figur 12 og 13). Gjennomsnittlig individantall i perioden mai - september var mellom 16.000 og 17.000 pr. prøve i begge innsjøene både i 1982 og 1983. Maksimaltettheter og tidspunktene når disse inntrådte varierte imidlertid betydelig.

Gorningen hadde et krepssdyrplankton som syntes stabilt med hensyn til relativ artssammensetning (figur 12). Tre arter var spesielt framtrædende gjennom hele sesongen, nemlig hoppekrepsen *Cyclops scutifer* og vannloppene *Holopedium gibberum* (gelékrepss) og *Bosmina longispina*. *C. scutifer* dominerte antallsmessig både om våren og sensommer-høst med en tydelig populasjonstopp i august begge årene. De calanoide hoppekrepsene *Heterocope appendiculata* og *Eudiaptomus gracilis* var vanlig tilstede i vannmassene hele sesongen, men i langt mindre antall. *Mesocyclops leuckarti* og *Thermocyclops oithonoides* forekom også vanlig hele perioden mai - september med tildels betydelige individantall, særlig i august - september.

Vannloppene hadde størst andel i juni - juli med *Bosmina longispina* som tallrikeste art. *Holopedium gibberum*, som gjerne regnes som sikker oligotrofi-indikator (Pejter 1983), hadde også størst forekomst i sommermånedene (i 1982 også bra bestand i slutten av september). Lengdemålingene av denne arten tydet på svakt predasjonstrykk fra fisk sammenlignet med f.eks. Langvatn ved Trondheim (figur 14 og tabell XIV, Vedlegg), hvor det i 1976 og 1977 var kraftig predasjonstrykk fra røye og 3-pigget stingsild (Langeland 1982).



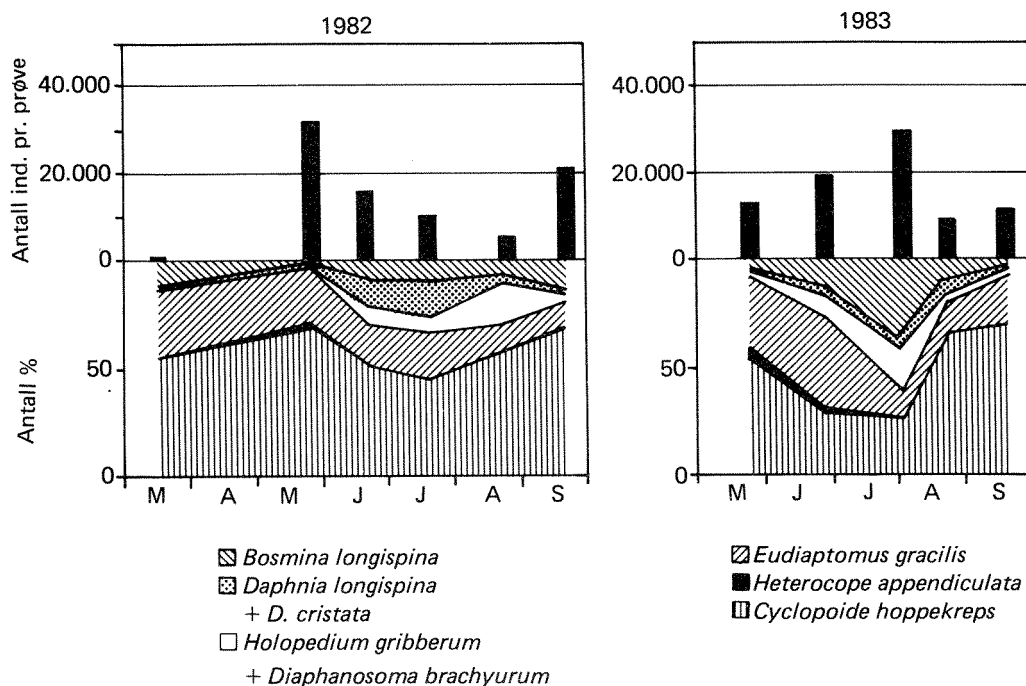
Figur 12. Krepssdyrplankton i Gorningen 1982 og 1983. Antall individer pr. håvtrekk (0-30 m) samt prosentfordeling av de vanligste artene.

B. longispina syntes også å være utsatt for svakt til moderat predasjonspress fra planktonspisende fisk (figur 14, tabell XIV, Vedlegg).

De små bestandene av *Daphnia longispina* og *D. cristata* kan muligens være forårsaket av forholdsvis surt vann. Slekten *Daphnia* synes å være den gruppe blant planktonkrepssene som er mest ømfintlig overfor det stress som surt vann medfører (Raddum et al. 1980).

Farris hadde i likhet med Gorningen en artssammensetning som er vanlig for næringsfattige til litt påvirkede innsjøer (tabell XI). Ingen typiske eutrofi-indikatorarter ble registrert.

De cyclopoide hoppekrepsene *Cyclops scutifer*, *Mesocyclops leuckarti* og *Thermocyclops oithonoides* dominerte antallsmessig vår og høst, i 1982 også om sommeren (figur 13). Den calanoide hoppekrepsen *Eudiaptomus gracilis* var godt representert begge årene. Dette er en art som er svært vanlig i et vidt spekter av innsjøtyper på lavlandet i Øst-Norge.



Figur 13. Krepssdyrplankton i Farris 1982 og 1983. Antall individer pr. håvtrekk (0-50 m) samt prosentfordeling av de vanligste artene.

Vannloppene hadde størst forekomst i sommermånedene, men utgjorde sjelden så mye som 50 % av totalt individantall. Med hensyn til biomasse og produksjon kan en imidlertid regne med at denne gruppen utgjorde en langt større andel spesielt om sommeren, men også på årsbasis. De vanligste vannloppeartene var *Bosmina longispina*, *Holopedium gibberum*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Daphnia cristata* og *Daphnia longispina*. Alle disse artene (unntatt *D. cristata*) er sannsynligvis viktig føde for planktonspisende fisk i Farris når de forekommer i større antall. Lengdemålingene indikerer en noe hardere predasjon på *Holopedium* her enn i Goringen, uten at predasjonspresset kan sies å være utpreget hardt. Det synes ikke å være noen klar forskjell mellom de to innsjøene når det gjelder intensiteten av predasjon på *B. longispina*. Det forhold at *D. cristata* ser ut til å dominere over den nærstående arten *D. longispina* kan være et utslag av selektiv fiskepredasjon (Nilsson & Pejler 1973).

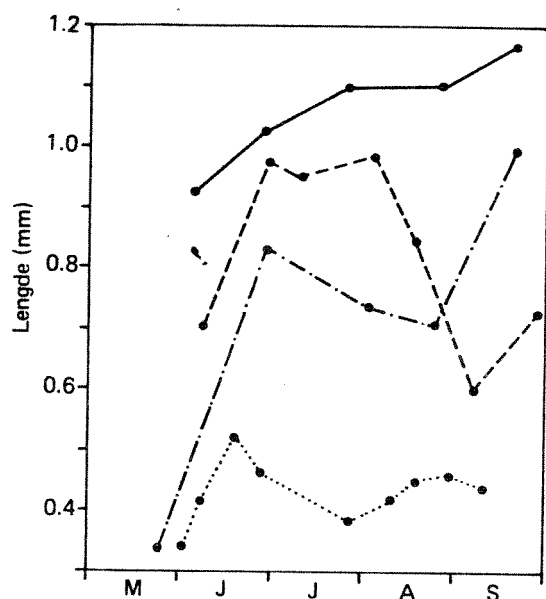
3.5.3 Konklusjon

Hjuldyrfaunaen i prøvene fra Goringen var mer artsfattig enn i Farris, henholdsvis 4 og 7 arter. En av artene som ble funnet i noen få eksemplarer i Farris (*Ploesoma hudsoni*), regnes som oligotrofi-indikator. Ingen eutrofi-indikerende arter ble observert.

Med hensyn til planktoniske krepsdyr var prøvene fra begge lokaliteter forholdsvis artsrike. Prøvene hadde en arts-sammenheng som er vanlig for næringsfattige til litt påvirkede innsjøer - ingen eutrofi-indikerende arter ble funnet mens oligotrofi-indikatoren Holopedium var til stede i god bestand i sommerprøvene fra begge innsjøer.

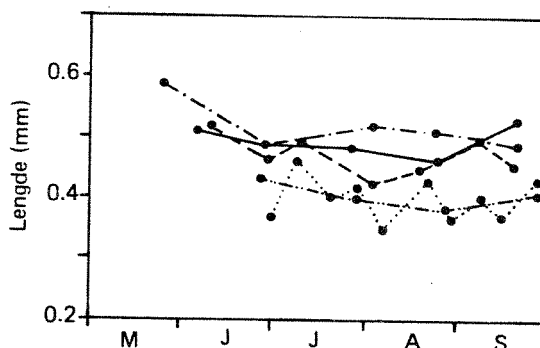
Små bestander av D. longispina og D. cristata kan være forårsaket av surt vann. Det forhold at D. cristata så ut til å dominere over D. longispina, kan være utslag av selektiv fiskepredasjon.

Artssammensetning og lengdemåling av artene Holopedium og B. longispina tyder på et svakt predasjonspress fra fisk, selv om lengdemålinger av Holopedium indikerer et noe hardere predasjonspress i Farris enn i Gorningen.



Holopedium gibberum

- Gorningen 1983
- - - Farris 1983
- - - Maridalsvatnet 1981
- Langvatn 1977



Bosmina longispina

- Gorningen 1983
- - - Farris 1983
- - - Maridalsvatnet 1981
- Langvatn 1976
- - - Mjøsa 1979

Fig. 14. Gjennomsnittlig kroppslengde hos Bosmina longispina og Holopedium gibberum fra Gorningen, Farris, Maridalsvatnet, Langvatn ved Trondheim og Mjøsa (Langeland 1982; Kjellberg & Sandlund 1983; Løvik 1984, samt denne undersøkelsen).

3.6 Fisk i Farris - Siljanvassdraget

3.6.1 Generelt

Hensikten med denne delundersøkelsen var å beskrive forekomsten av de ulike fiskeartene i Farris - Siljanvassdraget.

Utbredelsen av de forskjellige artene er basert på litteraturstudier (Vestfold Landbrukssekselskap 1967, Jensen 1968, Iversen 1972, Eggan & Johnsen 1983, Fjeldseth 1984, Johannessen, Kaasa & Kildal (under arbeid)), og personlige meddelelser (bl.a. Bjørn Bakken, Paul Ivar Holden, Halvard Kaasa og Tore Kildal).

Det er lagt vekt på å beskrive utbredelsen av de viktigste fiskeartene i de største innsjøene i hovedvassdraget, men det er også tatt med mindre sidevassdrag hvor det er registrert spesielle forhold som f.eks. fisketomme vann på grunn av forsuring eller utsetting av nye fiskearter. For endel lokaliteter er det visse uoverensstemmelser både med hensyn til arter som er til stede og hvor store mengder de forekommer i. En skjønnsom vurdering er foretatt i disse tilfellene.

3.6.2 Resultater og diskusjon

Totalt 10 fiskearter forekommer i Farris - Siljanvassdraget. Disse er ørret, røye, bekkerøye, sik, gjedde, gullbust, ørekyt, ål, trepigget stingsild og abbor. I tillegg er det rimelig å anta at også niøye, karuss og krøkle kan være til stede.

Endel innsjøer og elvestrekninger i vassdraget er i de senere år blitt fisketomme på grunn av sur nedbør. Dette gjelder bl.a. Sakseren, Storevelen og Midtvelen (figur III). I Fagervatn er også fisken i ferd med å dø ut. Alle disse innsjøene var tidligere tildels meget produktive ørretvatn. Flere småtjern er også blitt fisketomme, og i et par av disse er det satt ut bekkerøye (Skurvekolltjern og Tveitantjern). (Pers. meddelelse Holden og Bakken.)

Den antatte utbredelsen av de forskjellige fiskeartene er vist i figur III-A -J, og tabell 6 er satt opp som en kryssliste mellom de enkelte lokalitetene og fiskeartene.

Ørret (*Salmo trutta*) finnes i hele vassdraget unntatt i de områdene som i senere tid er blitt for sure (figur A). Bare noen få innsjøer og tjern er antatt å være rene ørretvatn: Fagervatn, Ramsvatn, Brenntjern og Haldoren (tabell 6). De beste ørretvatnene ligger i midtre og spesielt øvre deler av vassdraget, mens de lavestliggende innsjøene har få men stor ørret.

Røye (*Salvelinus alpinus*) forekommer fåtallig i Farris. I noen av de midtre sidevassdragene finnes større bestander (figur B).

Bekkerøye (*Salvelinus fontinalis*) er satt ut i minst to småtjern, Skurvekolltjern og Tveitantjern (figur C). Det første ligger forøvrig noe utenfor nedbørfeltet til Farris - Siljanvassdraget. Begge tjernene er blitt for sure for annen fisk, og det var planlagt å kalke disse i 1984.

Sik (*Coregonus lavaretus*) er registrert bare i Farris og Lakssjø (figur D). Bestanden synes ikke å være særlig stor.

Tabell 6. Forekomsten av ulike fiskearter i Farris - Siljanvassdraget.
Innsjøer i sidevassdrag er satt i parentes

	Ørret	Røye	Bekke røye	Sik	Gjedde	Gull bust	Ørekyt	Al	Trepig. st.sild	Abbor
Fagervatn										
Saksæren										
Ramsvatn	x									
(Storevelen)										
(Viervatn)										x
(Midtvelen)										
(Balangen)										x
(Brenntjern)	x									
(Fosstjern)	x									x
(Haldøren)	x									
Mykle	x									x
Sporevatn	x							x		x
(Skurvekolltj.)			x							
Vanebuvatn	x					x		x	x	x
(Frotjern)	x	x								x
(Tveitantjern)			x							
(Skisjøen)	x	x								x
(Heivatn)	x	x								x
Oppdalsvatn	x	x				x		x	x	x
(Øverbøtjern)	x									x
(Hauketjern)	x	x								x
Gorningen	x				x	x		x	x	x
Lakssjø	x			x	x	x		x	x	x
Farris	x	x		x	x	x	x	x	x	x

Gjedde (*Esox lucius*) forekommer i de tre nederste innsjøene i hovedvassdraget (figur E). Den oppnår vekt på 5 - 10 kg, og er en populær sportsfisk i området.

Gullbust (*Leuciscus leuciscus*) er påvist i midtre og nedre deler av hovedvassdraget fra Vanebuvatn og ned til og med Farris (figur F). I Sportsfiskerens Leksikon (Jensen 1968) er vederbuk (*Leuciscus idus*), og av Vestfold Landbrukssekskap (1967) er både vederbuk og sørv (*Scardinius erythrophthalmus*) påstått funnet i vassdraget. Dette er begge sannsynlige forvekslinger med gullbust. Nyere artsbestemmelser av gullbust er foretatt både av Halvard Kaasa og Tore Kildal, og ingen av dem har registrert hverken vederbuk eller sørv i vassdraget.

Ørekyt (*Phoxinus phoxinus*) er rapportert i vassdraget av Vestfold Landbrukssekskap (1967). Ingen av de øvrige kildene opplyser noe om denne arten, men det anses meget sannsynlig at den forekommer bl.a. i Farris (figur G).

Al (*Anguilla anguilla*) vandrer opp i hovedvassdraget i allfall til Sporevatn (figur H). Det foreligger opplysninger om store bestander i alle innsjøene i hovedvassdraget fra og med Vanebuvatn og nedover.

Trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) er rapportert å forekomme i tildels store mengder fra Oppdalsvatn og nedover hele hovedvassdraget (figur I). Det er forøvrig svært motstridende opplysninger om utbredelsen av denne arten i vassdraget.

Abbor (*Perca fluviatilis*) finnes i hele vassdraget med unntak av de høyestliggende innsjøene hvor den enten aldri har vært (Sakseren, Ramsvatn, Fagervatn), eller den er blitt slått ut av sur nedbør (Midtvelen (figur J)). Abborbestanden er stor i de fleste innsjøene i hovedvassdraget fra og med Sporevatn og nedover.

Niøye (*Lampetra* sp.), Krøkle (*Osmerus eperlanus*) og Karuss (*Carassius carassius*) er alle tre arter som forekommer i flere av vassdragene som grenser opp til Farris - Siljan. Ingen av artene er dokumentert av de refererte kildene her, men det er likevel sannsynlig at de finnes i de lavestliggende delene av Farris - Siljanvassdraget. Gode biotoper skulle finnes i hovedvassdraget for niøye, i småtjern, dammer og innsjøene for karuss, og særlig den dype Farris skulle være godt egnet for krøkle. Ingen av disse tre artene er lette å oppdage, og spesielt niøye og karuss har vært lite påaktet hos oss. De to sistnevnte finnes høyst sannsynlig i vassdraget.

3.6.3 Konklusjon

Mer enn 10 fiskearter forekommer i vassdraget, men en del innsjøer og elvestrekninger er i de senere år blitt fisketomme på grunn av sur nedbør, bl.a. tidligere produktive ørretvatn. De beste ørretvatnene ligger i midtre og spesielt øvre deler av vassdraget, mens de lavestliggende innsjøer har få, men store ørret (Gorningen og Farris). I Farris er det påvist flest arter (9), men det antas at også niøye, karuss og krøkle kan være til stede. Flere av fiskeartene i Gorningen og Farris er potensielle dyreplanktonspisere (kap. 3.5). Arts-sammensetning og lengdemålinger av artene Holopedium gibberum og Bosmina longispina tyder imidlertid bare på et svakt predasjonspress fra fisk, selv om lengdemålingene indikerer et noe hardere predasjonspress i Farris enn i Gorningen.

3.7 Hygieniske forhold

3.7.1 Generelt

Dette omfatter bakteriologiske forhold ved de to innsjøstasjoner Gorningen (st. 3) og Farris (st. 5) samt Siljanvassdraget (stasjonene 1 og 2). I Siljanvassdraget er det tatt prøver ca. 1 gang pr. måned i perioden 1977-83, mens det i innsjøene ble tatt prøver i mars samt månedlig fra mai til og med september, og i sirkulasjonsperioden høsten 1983. Det ble fra innsjøene tatt vertikalserier ved alle prøvetakinger (tabeller s. 19-20, rapport-del B). Resultatene som går fram av figur 15 er imidlertid fra 30 meters dyp, dvs. under sprangsjiktet og i et dypområde hvor det er vanlig med drikkevannsuttak.

3.7.2 Resultater og diskusjon

Veid årsmiddel og variasjonsbredde av koliforme bakterier pr. 100 ml er fremstilt i figur 15. Inndelingen er gjort etter grenser som er i bruk ved NIVA og SIFF med hensyn til generell bakteriologisk forurensning. Termostabile koli og kimtall fremgår av tabeller (s. 22-38) i rapport-del B.

I Siljanvassdraget er det ifølge analyseresultatene st. 2 (nedstrøms renseanlegg), som er særlig sterkt bakteriologisk forurenset. St. 1 (oppstrøms Oppdalsvatn) kan karakteriseres som moderat til betydelig forurenset. Det ble i nesten alle prøver fra disse lokaliteter påvist termostabile koli. St. 4 (nedstrøms Lakssjø), hvor det ble tatt to bakteriologiske prøver, en i 1982 og en i 1983, ser ut til å være moderat forurenset.

Resultatene (figur 15) viser at de bakteriologiske forholdene i vassdraget til å begynne med ble forverret etter at renseanlegget i Siljan ble satt i gang i 1978. Dette kan skyldes mer konsentrert utslipp av kommunalt avløpsvann. Selv om bakterietallene er noe høyere i 1983 enn i 1982, ser det ifølge resultatene (figur 15) ut til å ha skjedd en gradvis bedring ved begge stasjoner. Vassdraget nedstrøms renseanlegget er likevel fremdeles betydelig til sterkt bakteriologisk forurenset.

De bakteriologiske analyseresultater fra 1982-1984 viste at det var sikre koliforme bakterier i 22 av i alt 42 prøver fra Farris. Termostabile koli ble bare påvist i en prøve (23/8-83 på 50 meters dyp). I Gorningen var det koliforme bakterier i 28 av tilsammen 49 prøver, og i 14 av disse termostabile koli (kloakkvann). Totalt antall bakterier (kimtallet) varierte i Farris-prøvene fra 1 til 680 i 1982 og lå også i 1983-84 innenfor dette området. I Gorningen var variasjonsbredden 5-260 i 1982 og 10-1730 i 1983. Begge innsjøer er regulert. Det totale antallet av bakterier kan derfor ha sammenheng med reguleringsrutiner (senking av vannstanden).

3.7.3 Konklusjon

Ifølge generelle grenser (figur 15) kan begge innsjøer karakteriseres som lite bakteriologisk forurenset. Dette er imidlertid ikke sammenfallende med de bestemte krav til drikkevann etc. som er angitt av helsemyndighetene (SIFF, 1976). De høye bakterietallene som er målt i vassdraget oppstrøms ser ut til å ha en viss betydning for situasjonen i Gorningen, men liten innflytelse på hovedvannmassene i Farris.

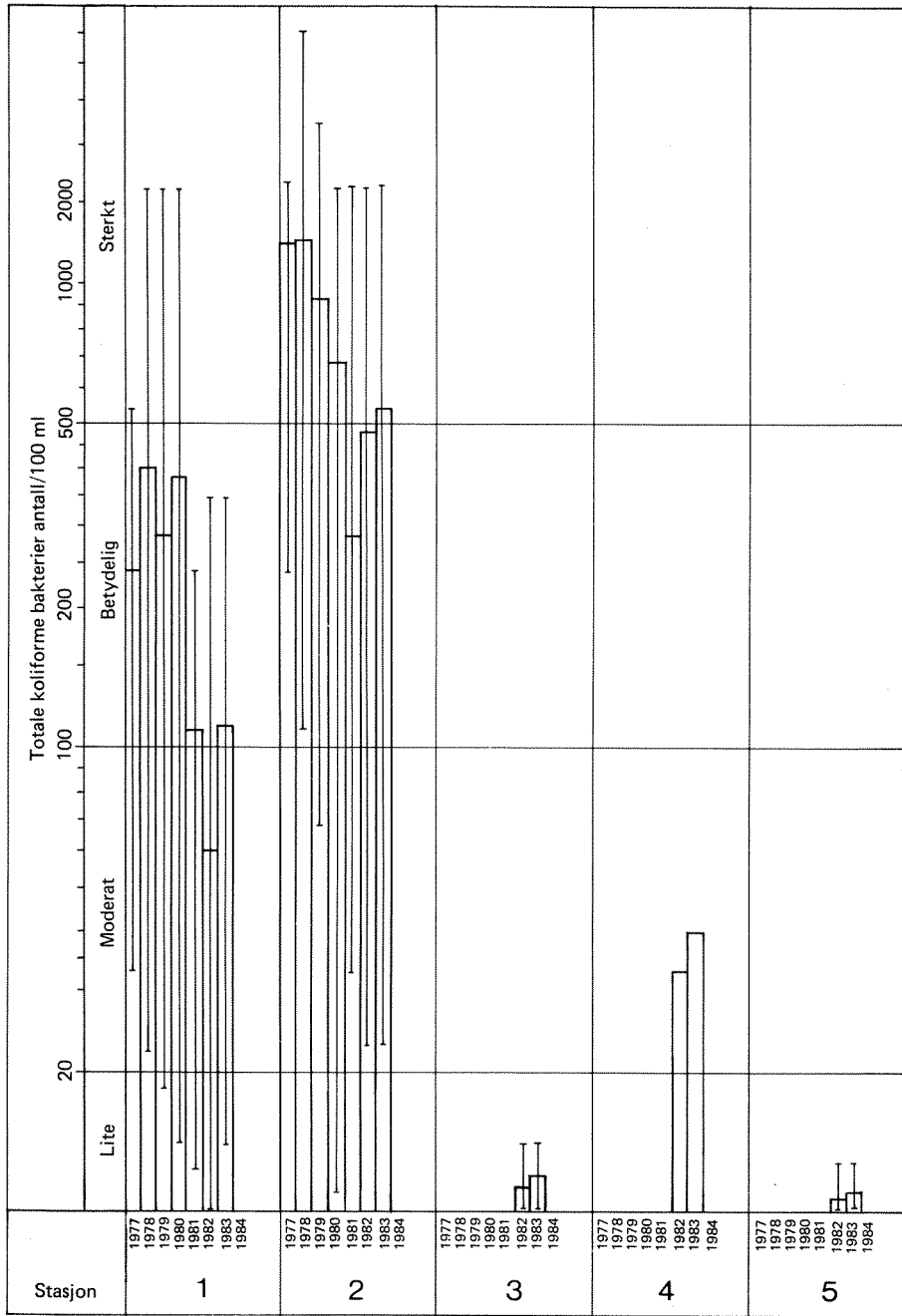


Fig. 15. Veide middelværdier av totale koliforme bakterier fra de forskjellige stasjoner. For innsjøene vises sommermidler (juni-oktober) fra 30 meters dyp, mens for elvestasjonene vises årsmidler fra månedlige overflateprøver. Maksimums- og minimumsverdier er også angitt. Skalaen er logaritmisk. (Stasjon 1 - 5, se fig. 1.)

4. LITTERATUR-REFERANSER

(Kap. 1 - 3.3 og 3.7):

- Berge, D., Rognerud, S. og Johannessen, M., 1979: Videreutvikling av fosforbelastningsmodeller for store sjiktede innsjøer. NIVAs årbok for 1979. Pp. 39-48.
- Brittain, J.E., 1983: Rutineovervåking i Farris-Siljanvassdraget 1982. Fagrapport om bunndyr. LFI, Zoologisk Museum, Universitetet i Oslo.
- Dahl, I., 1983: Parallellanalyser ved NIVA og byveterinærlaboratoriet i Tønsberg. Sammenligning av overvåkingsdata fra Farrisvassdraget, 1982. NIVA-notat 0-8101507.
- Henriksen, A. og Andersen, S., 1982: Forsurings-situasjonen i Oslomarkas vann. Acid Rain Research Report 2/82. NIVA-rapport F-80408.
- Holtan, G., Berge, D., Brettum, P., Brittain, J.E., 1983; Rutineovervåking i Farris-Siljan-vassdraget 1982. NIVA-rapport 0-8000227.
- Holtan, G., Berglind, L., Erlandsen, A., Knutzen J., Lindstrøm, E.-A. og Mjelde, M., 1984: Rutineovervåking i Farris-Siljanvassdraget 1983. Fagrapport om sedimenter, høyere vegetasjon og begroing. NIVA-rapport 0-8000227.
- Holtan, H., 1978: Fysisk-kjemisk vannkvalitet og utviklingstendenser i store øst-norske innsjøer. NIVAs årbok for 1977. Pp. 21-41.
- Holtan, H., Holtan, G., Hals, B., 1978: Oversikt over fosfortilførsler til innsjøer (NIVA-rapport 0-92/78). 51 pp.
- Holtan, H., Brettum, P., Hals, B., Holtan, G., Sahlqvist, E.Ø., 1982: Glåma i Hedmark. Delrapport om innsjøer. Undersøkelse i tidsrommet 1978-1980. NIVA-rapport 0-78045.
- Iversen, G., 1972: Oppdalsvann og Vanebuvann. En undersøkelse av kjemisk/fysiske og biologiske forhold i to innsjøer i Farrisvassdraget i Øst-Telemark. Hovedfagsoppgave i limnologi, Universitetet i Oslo.
- Klaveness, M. og Myhrstad, O.D., 1970: Farris. Naturgrunnlag - arealbruk. NLH, Ås.
- Larsen, H.B., 1972: Lakssjøen og Øverbøtjern. En limnologisk undersøkelse av to vann i Siljanvassdraget med hensyn på de abiotiske og de biotiske forhold i vanna. Hovedfagsoppgave i limnologi, Universitetet i Oslo.
- Larvik og Omland Naturvernforening, 1982: Bruken av Farris. Fra et naturvernsynspunkt.
- Lundekvam, H., 1981: Husdyrgjødsel og avlaup frå driftsbygningar. Utkast til sluttrapport. Institutt for hydroteknikk, NLH. 31 pp.
- NIVA, 1959: Undersøkelse av vannkilder i 1958. Rapport 0-57.

- NIVA, 1964: Undersøkelse av vann fra Farris. Rapport 0-57.
- NIVA, 1972: En limnologisk undersøkelse av Farrisvatn. Rapport 0-118/69.
- Rognerud, S., Berge, D., Johannessen, M., 1979: Telemarkvassdraget. Hovedrapport for undersøkelsen i perioden 1975-1979. NIVA-rapport 0-70112.
- Rognerud, S., 1981: Vannkvaliteten i Telemark. En limnologisk undersøkelse. Telemark distriktshøgskole, Bø.
- Røgeberg, E., 1985: Parallellanalyser ved NIVA og byveterinærlaboratoriet i Tønsberg. Sammenligning av overvåkingsdata fra Farrisvassdraget, 1983-1984. NIVA-notat 0-8101507.
- SIFF, 1976. Kvalitetskrav til vann. Statens trykksakeksp. I-2026. Oslo.
- Statens forurensningstilsyn, 1978: Retningslinjer for dimensjonering av avløpsrenseanlegg. TA-525, 78 pp.
- Telemark fylkeskommune, Plan- og utbyggingsavdelingen, 1982: Arsmelding 81.
- Vennerød, K., 1984: Håndbok i innsamling av data om forurensningstilførsler til vassdrag og fjorder. NIVA. 48 pp.
- Vestfold fylkeskommune, 1979: Farrisvassdraget. Bilag 11/1979. Tønsberg.
- Vollenweider, R.A., 1976: Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem.Ist.Ital.Idrobiol. Vol. 33, pp. 53-83.
- (Kap. 3.5.):
- Berge, D., 1981: (Red.). Tyrifjordundersøkelsen - Årsrapport for 1980. 42 pp. Tyrifjordutvalget, Fylkeshuset, Drammen. ISBN 82-90356-14-5.
- Faafeng, B.A. og Nilssen, J.P., 1981: A twenty year study of eutrophication in a deep soft-water lake. Verh. Internat. Verein. Limnol. 21: pp. 380-392.
- Kjellberg, G. og Sandlund, O.T., 1983: Næringsrelasjoner i Mjøsas pelagiske økosystem. DVF-Mjøsundersøkelsen. Rapport nr. 6. 61 pp.
- Langeland, A., 1982: Interactions between zooplankton and fish in a fertilized lake. Holarct. Ecol. 5, pp. 273-310.
- Løvik, J.E., 1984: Limnologisk forskning i Maridalsvatnet. Delrapport 3/84. Dyreplankton 1981. Norsk institutt for vannforskning, F-81424, 20 pp.
- Nilssen, J.P., 1978: Eutrophication, minute algae and inefficient grazers. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 36, pp. 121-138.

Nilsson, N.-A. og Pejler, B., 1973: On the relation between fish fauna and zooplankton composition in North Swedish lakes. Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm 53, pp. 51-77.

Ostrofsky, M.L., Jacobs, F.G. og Rowan, J., 1983: Evidence for the production of extracellular herbivore deterrents by Anabaena flos-aquae. Freshwat. Biol. 13, pp. 501-506.

Pejler, B., 1983: Zooplanktic indicators of trophic and their food. Hydrobiologia 101, pp. 111-114.

Raddum, G.G., Hobæk, A., Lømsland, E.R. og Johnsen, T., 1980: Phytoplankton and zooplankton in acidified lakes in South Norway. Proc., Int. conf. ecol. impact acid precip., pp. 332-333.

Rognerud, S. og Kjellberg, G., 1984: Relationship between phytoplankton and zooplankton biomass in large lakes. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22, 666-671.

(Kap. 3.6.):

Eggan, G. og Johnsen, B.O., 1983: Kartlegging av utbredelsen av ferskvannsfisk i Norge. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk.

Fjeldseth, T., 1984: Fiskemuligheter i Norge. Landbuksforlaget.

Iversen, G., 1972: Oppdalsvann og Vanebuvann. En undersøkelse av kjemisk/fysiske og biologiske forhold i to innsjøer i Farrisvassdraget i Øst-Telemark. Hovedfagsoppgave i limnologi, Universitetet i Oslo.

Jensen, K.W., 1968: Sportsfiskerens Leksikon. Gyldendal.

Johannessen, M., Kaasa, H. og Kildal, T., (under arbeid): Naturatlas for Telemark. Utbreiing av fiskearter.

Vestfold Landbrukssekskap, 1967: Registrering av vassdrag og innlandsvann i Vestfold.

- I. Farris: Arealfordeling (km²) i nedbørfeltet, 1984
 - A. Fordelt på kommuner
 - B. Fordelt på nedbørfelt/prøvetakingsstasjoner

- II. Bosatte etc. i nedbørfeltet til Farris, 1984
 - A. Fordelt på kommuner
 - B. Fordelt på nedbørfelt/prøvetakingsstasjoner

- III. Bruk i drift og husdyr (1970 og 1984) i nedbørfeltet til Farris

- IV. Morfometriske og hydrologiske data for Farris og noen av innsjøene i Siljanvassdraget

- V. Regulerte innsjøer

- VI. Materialtransport kg/år og årsavløp i mill.m³/år

- VII. Gorningen og Farris. Veide middelerverdier og variasjonsbredde i perioden 1/6-1/10 av en del sentrale parametre i prøver fra overflatelagene

- VIII. Kvantitative planteplanktonprøver fra Gorningen (A 1982, B 1983)

- IX. Kvantitative planteplanktonprøver fra Farris (A 1982, B 1983)

- XA. Hjuldyr (Rotatoria) funnet i Gorningens frie vannmasser i 1983
- XB. Hjuldyr (Rotatoria) funnet i Farris' frie vannmasser i 1983
- XI. Krepssdyr (Crustacea) funnet i Gorningens og Farris' frie vannmasser 1982-1983
- XII. Krepssdyrplankton i Gorningen. Antall individer pr. håvtrekk (0-30 m)
- XIII. Krepssdyrplankton i Farris. Antall individer pr. håvtrekk (0-50 m)
- XIV. Kroppslengder av Bosmina longispina og Holopedium gibberum fra Gorningen og Farris 1983

Figur I. Helårsbebyggelse 1985

Figur II. Industri 1985

Figur III A-J. Utbredelsen av henholdsvis ørret, røye, bekkerøye, sik, gjedde, gullbust, ørekyt, ål, trepigget stingsild og abbor i Farris-Siljanvassdraget

Tabell I. Farris. Arealfordeling (km²) 1984.

Opplysningene er delvis innhentet fra SSB (Gruppe for miljøstatistikk), delvis ved bruk av kart og kontrollert/oppdatert ved hjelp av jord- og skogbruksetater i de forskjellige kommuner langs vassdraget

A. Fordelt på kommuner

Kommuner	Totalt areal	Jordbruk	Skog	Impediment (fjell, myr etc.)	Innsjøer	Tettsted-areal
Kongsberg	87,1	0,065	52	23,0	12	0
Skien	22	0,140	18,36	2,0	1,5	0
Siljan	220,0	6,200	193,5	12,0	7,5	0,8
Porsgrunn	37,6	0,987	30	5	1,5	0,1
Hedrum	72,2	1,202	54	3,0	14,0	0
Brunlanes	52,2	1,970	35	4,0	11,0	0,2
Larvik	2,0			1,0	1,0	0
Σ	493	10,564	384,36	50,0	48,0	1,1

B. Fordelt på nedbørfelt/prøvetakingsstasjoner

Nedbørfelt/prøvetakingsstasjoner	Totalt areal	Jordbruk	Skog	Impediment (fjell, myr etc.)	Innsjøer	Tettsted-areal
Vanebuvatn	136,5	0,70	95,3	24,5	16,0	0
<u>St. 1</u>						
Oppstrøms Oppdalsvatn	167	2,0	119,5	29	16,5	0
Oppdalsvatn	196	3,5	142	32	18,5	0
<u>St. 2</u>						
Siljanelva v/Norheim	203	5,0	145	33,4	19	0,6
<u>St. 3</u>						
Gorningen	259,5	6,0	197,4	35,4	20	0,7
<u>St. 4</u>						
Nedstrøms Lakssjø	278	6,5	214,2	36	20,5	0,8
<u>St. 5</u>						
Farris	493	10,564	383,36	50	48,0	1,1

Opplysningene er innhentet fra SSB (Folketellingen 1980) og kontrollert/oppdatert ved hjelp av teknisk etat i de forskjellige kommunene langs vassdraget

A. Fordelt på kommuner

Kommuner	Bosatte			Boliger		Renseanordning	
	Totalt	Tett	Spredt	Totalt	m/innlagt wc	Renseanlegg	Enkeltløsning eller ingen rensing
Kongsberg	23		23	10	6	Aktiv.slamanl. 1005	23
Skien	10		10	4	4		10
Siljan	2093	1005	1088	695	576		1088
Porsgrunn	252	100	152	75	15		252
Hedrum	200		200	73	23		200
Brunlanes	298	204	94	114	68		298
Larvik	10		10	3	3	Tilkn.off.nett 10	0
Σ	2886	1309	1577	974	695	1015	1876

B. Fordelt på nedbørfelt/prøvetakingsstasjoner

Nedbørfelt/ prøvetakings- stasjoner	Bosatte			
	Tett		Spredt	
	Totalt	Lokalt	Totalt	Lokalt
Vanebuvatn	0	0	60	60
<u>St. 1</u>				
Oppstrøms Oppdalsvatn	0	0	280	220
Oppdalsvatn	0	0	340	60
<u>St. 2</u>				
Siljanelva v/Norheim	1005	1005	831	491
<u>St. 3</u>				
Gorningen	1005	0	1071	240
<u>St. 4</u>				
Nedstrøms Lakssjø	1005	0	1121	50
<u>St. 5</u>				
Farris	1455	450	1431	310

Tabell III. Bruk i drift og husdyr (1970 og 1984) i nedbørfeltet til Farris, totalt og fordelt på kommunene langs vassdraget.
 Opplysningene er innhentet fra SSB (Gruppe for miljøstatistikk) og kontrollert/oppdatert ved hjelp av Landbrukskontoret i de forskjellige kommuner.

Kommune	Bruk i drift *		Husdyr										Silo				
			Hest		Storfe		Svin (årsprod.)		Fjærfe		Sau/geit		Antall	Kapasitet m ³	Nedlagt m ³		
			1970	1984	1970	1984	1970	1984	1970	1984	1970	1984				1970	1980
Kongsberg	3	2			ca.18	18			1								
Skien	2	2			ca.31	31			0		0						
Siljan	128	93	93	65	704	606	613	2118	1796	1475**	1142	591	64	2000	1725		
Porsgrunn	36	27	6	9	77	40	10	7	205	333	0	58	7	200	30		
Hedrum	25	21	7	19	130	93	594	5	205	28	0	270	3	126	303		
Brunlanes	38	31	26	1	254	107	58	63	344	395	0	68	18	630	463		
Σ (Farris)	232	176	132	97	1214	895	1275	2194	2550	2241	1142	987	92	2956	2522		

* Ifølge Landbrukskontorene er det meste av jorda tilhørende nedlagte bruk fremdeles i drift

** I Siljan kommune er det fra 1982 i tillegg et broileranlegg med en årsproduksjon på 31.300 stk. Der er også to minkfarmer med til- sammen ca. 150 dyr og blårevfarmer med ca. 522 dyr

Tabell IV. Morfometriske og hydrologiske data for Farris og noen av innsjøene i Siljanvassdraget

	Vanebu- vatn	Oppdals- vatn	Øverbø- tjern	Gorningen	Lakssjø	Farris
Nedbørfelt, km ²	136,5	196	2,5	259,5	278,0	493,0
H.o.h., m	252	102	96	74	39	22
Overflateareal (A), km ²	0,384	0,770	0,317	2,59	0,501	23,05
Største dyp, m	20,0	24,5	25,2	47,0	15,3	140,0
Volum (V) i 10 ⁶ m ³	3,6	8,9	4,76	65,8	5,92	740,0
Midlere dyp ($\frac{V}{A}$), m	9,3	11,6	15,0	25,4	11,8	32,1
Spesifikk avrenning, l/s/km ²	25,0	25,0	22,7	22,7	25,0	25,4
Årlig avløp, mill. m ³	107,6	154,5	1,8	186,1	219,0	394,2
Teoretisk opph.tid/år	0,03	0,06	2,6	0,35	0,03	1,88

Tabell V. Regulerte innsjøer

	Nedbørfelt	Arsavløp	Midlere avrenning	Regulerings- høyde	Utnyttbart magasin
Data Innsjøer	km ²	Tot.midl. mill.m ³	m ³ /s	m	mill.m ³
Ramsvatn	22,0			8,6	8,9
Mykle	86,5			10,0	46,0
Sporevatn	113,5			7,0	3,6
Vanebuvatn	136,5			7,0	2,1
Gorningen	259,5	186,1	5,9 *	9,0	16,7
Farris	493,0	394,2	12,5 **	3,0	66,0

* Pers. medd. fra overing. J. Nes, Vestfold Kraftselskap (april 1983)

** Pers. medd. fra elektrosjef K.E. Bache, Treschow-Fritzøe (april 1983)

Tabell VI. Materialtransport i kg/år og årsavløp i mill.m³/år.

St. 1; Oppstrøms Oppdalsvatn (Hogstad kraftverk)

År	Total nitrogen	Nitrat	Total fosfor	Årsavløp
1978	41152	25848	634	131,1 mill.m ³
1979	60302	32854	881	171,7 "
1980	46923	28866	553	129,0 "
1981	49095	21170	1301	135,8 "
1982	49595	28641	1466	165,2 "
1983	42163	25497	1700	157,9 "
\bar{x}	48205	27146	1089	148,5 mill.m ³

St. 2; Siljanelva ved Norheim (Sagfossen kraftverk)

År	Total nitrogen	Nitrat	Total fosfor	Årsavløp
1978	56796	34625	986	129,6 mill.m ³
1979	112681	50591	2301	243,9 "
1980	53764	32406	1028	136,4 "
1981	52408	24847	1435	122,0 "
1982	61202	36123	1852	165,6 "
1983	44149	29506	1425	133,8 "
\bar{x}	63500	34683	1504,5	155,2 mill.m ³

St. 4; Siljanelva nedstrøms Lakssjø (Kiste kraftverk)

År	Total nitrogen	Nitrat	Total fosfor	Årsavløp
1982	106963	72870	2376	258,6 mill.m ³
1983	95410	71763	2503	246,3 "
\bar{x}	101187	72317	2439,5	252,5 mill.m ³

Tabell VII. Gorningen og Farris. Veide middelveidier og variasjonsbredde i perioden 1/6-1/10 av en del sentrale parametre i prøver fra overflatelagene.

	1982				1983			
	Veid middel	Min.	Maks.	N	Veid middel	Min.	Maks.	N
<u>G o r n i n g e n 0-4 m</u>								
Siktedyp, m	4,7	4,2	4,8	5	4,5	3,5	5,0	5
Surhetsgrad, pH	6,2	5,9	6,4	4	6,1	5,5	6,3	5
Konduktivitet, mS/m 25°C	3,04	2,79	3,26	4	2,63	2,50	2,99	5
Farge (ufiltrert), mg Pt/l	17	15	23	4	24	20	33	5
Turbiditet, FTU	0,88	0,69	1,10	4		0,74	1,20	2
Kjemisk oksygenforbruk (KMnO ₄ -tall), mg O/l	4,3	3,9	4,6	4	4,7	4,4	5,4	5
Uorganisk karbon, mg UOC/l	0,56	0,38	0,77	5				
Total nitrogen, µg N/l	412	310	630	4	367	330	474	5
Nitrat, µg N/l	199	190	250	4	203	175	260	5
Total fosfor, µg P/l	9,3	7,0	11,0	4	9,7	6,0	15,5	5
Ortofosfat, µg P/l	2,0	1,2	3,0	4	2,1	1,5	2,5	5
Silisium, mg SiO ₂ /l	2,9	2,8	3,4	4				
Alkalitet, pH 4,5 mmol/l	0,069	0,058	0,082	4				
Klorofyll <u>a</u> , µg k _l a/l	2,6	1,1	3,7	5	2,2	0,52	3,3	5
<u>F a r r i s 0-10 m</u>								
Siktedyp, m	7,4	6,8	8,0	5	6,2	4,5	8,5	6
Surhetsgrad, pH	6,5	6,2	6,7	5	6,6	6,4	6,8	6
Konduktivitet, mS/m 25°C	4,15	3,97	4,40	5	4,04	3,88	4,29	6
Farge (ufiltrert), mg Pt/l	27	17	49	5	18	15	19	6
Turbiditet, FTU	0,52	0,47	1,20	5	0,50	0,42	0,55	6
Kjemisk oksygenforbruk (KMnO ₄ -tall), mg O/l	3,1	2,8	5,5	5	3,4	3,3	3,5	6
Uorganisk karbon, mg UOC/l	0,71	0,65	0,79	5				
Total nitrogen, µg N/l	640	610	680	5	653	590	780	6
Nitrat, µg N/l	393	360	460	5	377	330	460	6
Total fosfor, µg P/l	4,5	3,5	6,5	5	5,3	4,0	6,5	6
Ortofosfat, µg P/l	0,9	0,5	3,5	5	1,2	0,5	2,5	6
Silisium, mg SiO ₂ /l	3,7	3,6	4,0	5				
Alkalitet, pH 4,5 mmol/l	0,083	0,075	0,089	5				
Klorofyll <u>a</u> , µg k _l a/l	1,9	0,95	2,0	5	2,2	0,51	3,2	6

Tabell VIII A. Kvantitative planteplanktonprøver fra Gorningen
Volum m^3/m^3

GRUPPER/ARTER	Dato=>	820317	820527	820621	820719	820829	820926
Cyanophyceae (Blågrønnalger)							
Merismopedia tenuissima		-	-	1.2	98.1	28.6	18.7
Sum		-	-	1.2	98.1	28.6	18.7
Chlorophyceae (Grønnalger)							
Chlamydomonas sp. (I=10)		-	-	-	-	4.8	-
Chlamydomonas sp. (I=8)		-	3.4	-	-	-	.7
Crucigenia tetrapedia		-	-	16.8	-	-	-
Dictyosphaerium pulchellum v. minutum		-	-	1.2	4.7	.9	2.4
Monoaestix sp.		-	-	5.5	-	2.2	2.9
Monoraphidium dybowskii (minutum?)		-	-	1.3	44.0	1.7	2.0
Oocystis lacustris		-	6.5	-	-	1.2	-
Oocystis submarina v. variabilis		-	-	15.3	4.0	3.5	1.3
Scenedesmus denticulatus		-	-	-	-	-	1.6
Scourfieldia cf. cordiformis		.1	-	-	1.5	.3	-
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)		-	1.7	31.9	22.9	8.4	5.1
Ubest.ellipsoidisk gr.alge		-	-	-	14.3	9.0	7.0
Ubest.spindelformet grønnalge		-	-	4.5	20.2	4.0	3.7
Sum1	11.7	76.6	111.6	36.1	26.8
Chrysophyceae (Gullalger)							
Bitrichia chodatii		-	-	.3	.6	2.0	-
Chrysooccus spp.		-	-	1.7	-	-	-
Chrysoikos skujai		-	9.7	-	-	-	-
Craspedomonader		3.8	-	.8	5.7	-	1.0
Cyster av chrysophyceer		-	3.6	-	-	-	-
Dinobryon borgei		-	-	-	1.6	-	-
Dinobryon crenulatum		-	1.4	-	-	-	-
Dinobryon suecicum		-	.4	-	-	-	-
Kephyrion spp.		-	11.1	1.4	1.6	-	-
Ochromonas spp.		-	1.8	-	-	-	-
Phaeaster aphanaster		-	-	1.2	.5	-	-
Pseudokephyrion taeniatum		-	-	-	.5	-	-
Sma chrysoomonader (<7)		9.5	70.0	24.9	45.5	15.6	15.8
Spiniferomonas sp.		-	-	-	4.3	-	-
Store chrysoomonader (>7)		4.0	39.5	7.1	41.5	5.1	6.1
Ubest.chrysoomnade		-	7.8	-	-	-	-
Ubest.chrysophyce 2		-	-	-	.6	-	-
Sum		17.4	145.2	37.4	102.3	22.7	22.9
Cryptophyceae							
Cryptomonas marssonii		-	-	-	16.2	20.2	48.6
Cryptomonas sp.2 (I=15-18)		-	22.4	-	-	1.0	-
Cryptomonas spp. (I=24-28)		-	12.5	-	-	21.8	34.3
Katablepharis ovalis		.1	4.0	3.1	2.5	2.5	3.8
Rhodomonas lacustris		-	.5	2.7	27.7	28.8	13.0
Ubest.cryptomonade		3.0	-	14.2	20.2	-	29.3
Sum		3.2	39.4	20.0	66.7	74.3	129.0
Dinophyceae (Fureflagellater)							
Gymnodinium cf. lacustre		-	58.9	-	6.5	-	-
Gymnodinium sp.1 (I=14-15)		-	9.8	-	9.8	-	-
Peridinium inconspicuum		-	.9	-	-	-	-
Ubest.dinoflagellat		-	14.5	-	-	1.9	.7
Sum		-	84.1	-	16.3	1.9	.7
Xanthophyceae (Gulgrønnalger)							
Isthmochloron trispinatum		-	.9	-	-	-	-
Sum		-	.9	-	-	-	-
My-alger							
Sum		7.1	59.4	47.8	32.6	35.8	33.0
Total							
		27.8	340.7	183.0	427.7	199.3	231.0

Tabell VIII B. Kvantitative planteplanktonprøver fra: Gorningen
Volum m^3/m^3

GRUPPER/ARTER	Dato=>	830628	830726	830825	830920	831116
Cyanophyceae (Blågrønnalger)						
<i>Merismopedia tenuissima</i>		1.4	151.7	40.3	5.2	.4
Sum		1.4	151.7	40.3	5.2	.4
Chlorophyceae (Grønnalger)						
<i>Chlamydomonas</i> sp. (l=8)		-	1.2	1.9	2.2	-
<i>Cosmarium</i> sp. (l=8,b=8)		-	-	-	.9	-
<i>Crucigenia tetrapedia</i>		4.7	-	-	.3	-
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> v. <i>minutum</i>		-	6.5	-	-	-
<i>Koliella</i> sp.		.5	-	-	-	-
<i>Monostix</i> sp.		-	2.2	2.6	.6	-
<i>Monoraphidium dybowskii</i>		.5	12.8	2.0	2.0	.3
<i>Monoraphidium griffithii</i>		2.6	119.1	9.5	5.5	.5
<i>Oocystis submarina</i> v. <i>variabilis</i>		4.8	3.6	2.1	1.0	.1
<i>Scenedesmus denticulatus</i>		-	1.9	-	-	-
Ubest.cocc.gr.alge (<i>Chlorella</i> sp.?)		12.8	11.9	3.0	4.0	-
Ubest.ellipsoidisk gr.alge		-	21.8	1.5	2.5	.9
Sum		25.9	181.0	22.5	19.1	1.7
Chrysophyceae (Gulalger)						
<i>Bicosoeca planctonica</i>		-	-	-	-	.3
<i>Bitrichia chodatii</i>		.3	-	-	.6	-
<i>Chrysococcus furcata</i>		.6	-	-	-	-
<i>Chrysoikos</i> skujal		-	-	-	.3	-
<i>Craspedomonader</i>		2.4	-	1.4	1.4	1.8
Cyster av chrysophyceer		3.9	1.6	.5	.8	.5
<i>Dinobryon borgei</i>		-	.2	.2	.3	.1
<i>Dinobryon crenulatum</i>		-	.9	.5	-	-
<i>Kephyrion</i> spp.		-	-	.5	.2	-
Løse celler <i>Dinobryon</i> spp.		-	-	.9	-	-
<i>Phaeaster aphanaster</i>		-	2.8	-	-	.2
Sma chrysoomonader (<7)		18.2	17.8	11.1	27.7	14.1
<i>Spiniferomonas</i> sp.		-	.4	.4	.7	-
Store chrysoomonader (>7)		14.2	14.2	10.1	22.3	12.1
Ubest.chrysoomonade		-	-	-	.6	1.4
Ubest.chrysophyce		.2	-	-	1.0	-
Sum		39.8	37.9	25.6	55.9	30.5
Bacillariophyceae (Kiselalger)						
<i>Synedra</i> sp. (l=30-40)		-	-	-	.7	-
Sum		-	-	-	.7	-
Cryptophyceae						
<i>Cryptomonas marssonii</i>		-	65.1	14.0	37.7	-
<i>Cryptomonas</i> sp.2 (l=15-18)		-	7.8	6.2	-	-
<i>Cryptomonas</i> spp. (l=24-28)		-	49.8	74.7	37.4	14.4
<i>Cyathomonas truncata</i>		.4	-	-	-	-
<i>Katablepharis ovalis</i>		6.4	1.6	3.1	1.1	.3
<i>Rhodomonas lacustris</i>		-	9.3	8.4	13.2	.8
Ubest.cryptomonade		-	4.0	12.1	6.1	4.0
Sum		6.9	137.7	118.6	95.5	19.5
Dinophyceae (Fureflagellater)						
<i>Gymnodinium</i> cf. <i>lacustre</i>		-	-	4.4	1.1	1.6
Ubest.dinoflagellat		-	3.1	-	2.8	.7
Sum		-	3.1	4.4	3.9	2.3
My-alger						
Sum		18.6	37.0	28.3	31.5	21.2
Total						
		92.6	548.4	239.7	211.7	75.7

Tabell IX A. Kvantitative planteplanktonprøver fra: Farris
Volum mm³/m³

GRUPPER/ARTER	Dato=>	B20316	B20526	B20621	B20719	B20823	B20920
Cyanophyceae (Blågrønnalger)							
Gomphosphaeria lacustris	-	-	-	-	-	-	4.7
Merismopedia tenuissima	-	-	1.8	15.4	30.0	19.2	
Sum	-	-	1.8	15.4	30.0	23.9	
Chlorophyceae (Grønnalger)							
Carteria sp.1 (l=6-7)	-	-	-	-	3.3	3.4	
Chlamydomonas sp. (l=10)	-	-	-	-	.5	-	
Dictyosphaerium pulchellum v. minutum	-	-	.5	-	-	-	
Elakatothrix gelatinosa	-	-	1.7	.3	-	-	
Gloeocystis sp.	-	-	-	-	1.6	-	
Gyrodinium cordiformis	-	-	-	.8	-	-	
Monoraphidium dybowskii (minutum ?)	-	.5	2.5	1.7	-	2.1	
Oocystis submarina v. variabilis	-	.4	10.5	5.1	1.5	2.0	
Parasastix conifera	.4	-	-	-	-	-	
Scenedesmus denticulatus	-	-	-	-	-	.4	
Scourfieldia cf. cordiformis	.4	.3	.3	-	-	-	
Sphaerocystis Schroeteri	-	-	-	-	-	3.6	
Tetraedron minus	-	-	-	.6	-	-	
Ubest. cocc. gr. alge (Chlorella sp.?)	-	-	3.4	3.1	2.6	-	
Ubest. ellipsoidisk gr. alge	-	-	-	3.4	1.4	4.8	
Ubest. gr. flagellat	-	6.1	.9	4.7	2.9	-	
Ubest. spindelformet grønnalge	.3	.7	2.6	5.0	2.1	.3	
Sum	1.0	8.0	22.4	24.7	15.8	16.6	
Chrysophyceae (Gullalger)							
Bitrichia chodatii	-	-	-	.8	1.9	.6	
Chrysoikos skujai	-	6.2	-	-	-	-	
Craspedomonader	-	.4	-	-	7.0	6.2	
Cyster av chrysophyceer	.3	2.5	3.2	2.3	1.1	-	
Dinobryon borgei	-	-	.8	1.2	.6	.5	
Dinobryon crenulatum	-	3.0	1.9	.5	-	.5	
Dinobryon divergens	-	-	.9	.6	-	-	
Dinobryon korschikovii	-	-	-	-	.2	-	
Dinobryon suecicum	-	-	.7	.2	-	.1	
Kephyrion spp.	-	3.0	2.2	.9	2.1	.7	
Mallomonas akrokomos	-	-	-	.8	-	-	
Mallomonas spp.	-	6.9	-	-	-	-	
Phaeaster aphanaster	-	17.0	-	.7	4.7	-	
Pseudokephyrion sp.	-	-	.1	-	-	-	
Sma chrysoomonader (<7)	12.5	31.4	18.1	69.0	20.2	28.0	
Spiniferomonas sp.	-	.7	-	5.4	1.6	5.4	
Store chrysoomonader (>7)	4.0	38.5	8.1	24.3	13.2	12.7	
Ubest. chrysoomonade	3.1	4.3	1.9	-	-	-	
Ubest. chrysophyceer	-	-	-	.9	.2	.7	
Uroglena cf. americana	-	9.8	-	-	30.6	4.1	
Sum	20.0	123.8	37.8	107.5	83.3	59.5	
Bacillariophyceae (Kiselalger)							
Cyclotella comta	-	-	10.3	30.9	-	-	
Cyclotella sp. (d=8-12, h=5-7)	-	1.3	.8	.4	-	-	
Cyclotella sp. (l=6-7, b=12-14)	-	-	-	-	-	23.7	
Sum	-	1.3	11.1	31.3	-	23.7	
Cryptophyceae							
Cryptomonas marssonii	-	-	10.9	-	24.3	25.7	
Cryptomonas sp.2 (l=15-18)	2.0	2.0	-	-	-	6.1	
Cryptomonas sp.3 (l=20-22)	-	-	-	-	13.1	-	
Cryptomonas spp. (l=24-28)	-	-	-	9.3	-	3.1	
Katablepharis ovalis	.1	5.5	2.5	3.1	1.4	2.0	
Rhodomonas lacustris	5.8	29.7	6.3	15.3	6.1	14.0	
Ubest. cryptomonade	-	-	3.0	4.0	9.1	-	
Sum	8.0	37.2	22.8	31.8	53.9	50.9	
Dinophyceae (Fureflagellater)							
Gyrodinium cf. lacustre	1.1	15.3	.5	3.8	-	8.2	
Gyrodinium sp.1 (l=14-15)	-	-	3.3	-	3.3	-	
Ubest. dinoflagellat	-	.8	-	-	5.9	2.5	
Sum	1.1	16.0	3.8	3.8	9.2	10.7	
My-alger							
Sum	8.1	19.4	21.9	22.8	26.2	29.4	
Total							
		38.2	205.7	121.6	237.4	218.3	214.6

Tabell IX B. Kvantitative plantoplanktonprøver fra: Farris (største dyp)
Volum 3/3

GRUPPER/ARTER	Dato=>	830524	830427	830802	830823	830920	831129
Cyanophyceae (Blågrønnalger)							
<i>Gomphosphaeria lacustris</i>		-	-	-	-	3.1	-
<i>Merismopedia tenuissima</i>		-	.8	17.4	38.3	26.0	.7
Sua		-	.8	17.4	38.3	29.1	.7
Chlorophyceae (Grønnalger)							
<i>Chlamydomonas</i> sp. (1=8)		-	.3	-	-	-	.2
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>		-	1.0	-	.6	.2	-
<i>Monoraphidium dybowskii</i>		-	.6	1.9	1.3	1.3	-
<i>Monoraphidium griffithii</i>		.6	2.0	4.7	7.5	2.0	.4
<i>Docystis subaerina</i> v. <i>variabilis</i>		.4	4.8	.9	.8	.6	.7
<i>Parasastix conifera</i>		-	-	-	-	.8	-
<i>Quadrigula pfitzeri</i> (= <i>korschikovii</i>)		-	-	-	.3	-	-
<i>Scourfieldia</i> cf. <i>cordiformis</i>		.2	-	-	-	-	-
<i>Tetraedron minus</i>		-	1.6	-	-	-	-
Ubest.cocc.gr.alge (<i>Chlorella</i> sp.?)		-	1.4	1.2	8.7	4.0	1.0
Ubest.ellipsoidisk gr.alge		-	-	.8	2.8	2.0	-
Sua		1.2	11.6	9.5	22.1	10.9	2.3
Chrysophyceae (Gulalger)							
<i>Bitrichia chodatii</i>		-	-	1.2	2.5	.3	-
<i>Chrysoikos skjui</i>		.6	.3	-	-	-	-
<i>Craspedomonader</i>		-	-	.2	.4	2.0	.3
Cyster av chrysophyceer		1.6	1.4	-	.2	1.4	-
<i>Dinobryon bavaricum</i>		-	-	-	1.3	-	-
<i>Dinobryon borgei</i>		.1	1.1	-	.5	.1	-
<i>Dinobryon crenulatum</i>		.5	1.4	.4	1.4	.9	-
<i>Dinobryon divergens</i>		-	22.9	-	-	.6	-
<i>Dinobryon suecicum</i>		-	.1	.2	.1	.1	-
<i>Kephyrion</i> spp.		.2	.6	.3	.2	.9	-
Løse celler <i>Dinobryon</i> spp.		-	2.3	-	-	-	-
<i>Mallomonas</i> cf. <i>crassisquama</i>		-	-	-	2.3	-	-
<i>Phaeaster aphanaster</i>		.2	.3	-	1.4	.5	-
Sea chrysoomonader (<7)		6.4	24.1	13.0	27.1	15.6	6.6
<i>Spiniferomonas</i> sp.		-	-	-	1.2	-	-
Store chrysoomonader (>7)		3.5	11.1	13.2	17.2	16.2	3.0
Ubest.chrysoomonade		.3	.9	-	-	.6	-
Ubest.chrysophyce		.2	1.0	-	.2	-	.1
<i>Uroglena</i> cf. <i>americana</i>		-	.6	-	-	1.6	-
Sua		13.6	68.3	28.4	56.1	40.9	10.0
Bacillariophyceae (Kiselalger)							
<i>Cyclotella</i> sp. (d=8-12, h=5-7)		-	1.1	2.2	5.4	6.5	-
<i>Synedra</i> sp. (1=30-40)		.4	-	-	-	-	-
<i>Synedra</i> sp.1 (1=40-70)		-	.9	-	-	-	-
Sua4	2.0	2.2	5.4	6.5	-
Cryptophyceae							
<i>Cryptaulax vulgaris</i>		-	-	-	-	-	.2
<i>Cryptomonas marssonii</i>		-	-	4.0	-	14.0	1.4
<i>Cryptomonas</i> sp.2 (1=15-18)		.8	-	-	-	-	-
<i>Cryptomonas</i> spp. (1=24-28)		-	12.5	12.5	12.5	32.4	4.4
<i>Katablepharis ovalis</i>		1.3	1.6	1.4	2.0	2.8	.4
<i>Rhodomonas lacustris</i>		1.6	6.2	12.9	9.0	21.1	2.0
Ubest.cryptomonade		-	4.2	8.1	2.0	-	-
Sua		3.6	24.5	38.9	25.4	70.3	8.3
Dinophyceae (Fureflagellater)							
<i>Gymnodinium</i> cf. <i>lacustre</i>		1.6	-	3.3	4.0	2.8	-
<i>Gymnodinium</i> sp.1 (1=14-15)		-	-	3.3	-	3.3	-
<i>Peridinium palustre</i>		-	0.0	-	-	-	-
<i>Peridinium</i> sp.1 (1=15-17)		-	-	-	1.0	-	-
Ubest.dinoflagellat		1.2	-	1.2	-	4.2	-
Sua		2.9	-	7.8	5.0	10.3	-
My-alger							
Sua		6.2	26.5	21.2	23.1	30.3	10.1
Total							
		27.9	133.8	125.4	175.4	198.3	31.4

Tabell XA. Hjuldyr (Rotatoria) funnet i Gorningens frie vannmasser i 1983

Art \ Dato	6/6	28/6	26/7	25/8	20/9
Kellicottia longispina (Kellicott 1879)	++	+++	+++	+++	++
Synchaeta spp.	+				
Conochilus hippocrepis (Schränk 1803)	++	+++	+++	+++	++
Conochilus unicornis (Rousselet 1982)	++				
Collotheca spp.	++				

+++ rikelig forekommende ++ vanlig forekommende + sjelden

Tabell XB. Hjuldyr (Rotatoria) funnet i Farris' frie vannmasser i 1983

Art \ Dato	24/5	27/6	2/8	23/8	20/9
Keratellahiemalis Carlin 1943	+				
Kellicottia longispina (Kellicott 1879)	+++	+++	+++	++	++
Asplanchna priodonta Gosse 1850	+	+		+	+
Synchaeta spp.	+				
Conochilus hippocrepis (Schränk 1803)		+++	+++	+++	+
Conochilus unicornis (Rousselet 1892)					
Collotheca spp.	+	+		+	
Ploesoma hudsoni (Imhof 1891)		+			

+++ rikelig forekommende ++ vanlig forekommende + sjelden

Tabell XI. Krepsdyr (Crustacea) funnet i Gorningens og Farris' frie vann-
masser 1982-1983

A r t	Gorningen	Farris
<u>HOPPEKREPS (Copepoda)</u>	6 stk.	6 stk.
Calanoida	2 stk.	2 stk.
Heterocope appendiculata G.O. Sars 1863	++	++
Eudiaptomus gracilis (G.O. Sars 1862)	++	+++
Cyclopoida	4 stk.	4 stk.
Megacyclops viridis/gigas (Jurine 1820/Claus 1857)	+(+)	+
Mesocyclops leuckarti (Claus 1857)	++	+++
Thermocyclops oithonoides (G.O. Sars 1863)	++	+++
Cyclops scutifer G.O. Sars 1863	+++	+++
<u>VANNLOPPER (Cladocera)</u>	10 stk.	9 stk.
Leptodora kindti (Focke 1844)	+(+)	++
Diaphanosoma brachyurum (Liévin 1848)	++	+++
Holopedium gibberum Zaddach 1855	+++	+++
Daphnia longispina (O.F. Müller 1785)	+	++
Daphnia cristata G.O. Sars 1862	+(+)	+++
Ceriodaphnia sp.	+	
Bosmina longispina Leydig 1860	+++	+++
Alona sp.	+	+
Polyphemus pediculus (Linné 1761)	+	+
Bythotrephes longimanus Leydig 1860	+	+
Totalt antall arter	16 stk.	15 stk.

+++ rikelig forekommende ++ vanlig forekommende + sjelden

Tabell XII. Krepsdyrplankton i Gorningen. Antall individer pr. håvtrekk (0-30 m).

A r t	D a t o	1982					1983				
		27/5	21/6	19/7	30/8	26/9	6/6	28/6	26/7	25/8	20/9
Heterocope appendiculata Σ		325	275	75	80	80	140	230	140	200	50
adulter			30	25	10	40		60	80	50	10
copepoditer		5	245	35	40	40		170	50	70	40
nauplier		320		15	30		140		10	80	
Eudiaptomus gracilis Σ		220	305	255	690	310	680	400	450	770	120
adulter		60	30	75	60	50	60	100	70	140	40
copepoditer		45	255	105	270	230	40	270	80	240	30
nauplier		115	20	75	360	30	580	30	300	390	50
Megacyclops viridis/gigas Σ		15	10	15				80	10	10	10
adulter		15	10	15				80	10	10	10
Mesocyclops/Thermocyclops Σ		305	150	445	9540	6010	1190	104	2795	5864	8058
adulter		25	35	115	120	30	180	40	270	140	140
copepoditer + } nauplier		280	115	330	9420	5980	1010	64	2525	5724	7918
Cyclops scutifer Σ		2755	2355	3295	30200	7970	860	4586	7765	16336	2302
adulter		215	575	890	370	40	130	1760	750	390	40
copepoditer + } nauplier		2540	1780	2405	29830	7930	730	2826	7015	15946	2262
Leptodora kindtii Σ		10	5			10		10		10	
adulter		5	5			10		10		10	
juv.		5									
Diaphanosoma brachyurum Σ			15	25	10	10		20	60	390	30
adulter			15	15	10			20	20	230	20
juv.				10		10			40	160	10
Holopedium gibberum Σ		235	1140	420	1300	1410	100	3350	1390	1090	190
adulter		175	1080	395	1250	1030	80	3220	1360	1060	180
juv.		60	60	25	50	380	20	130	30	30	10
Daphnia longispina Σ				5			10				
adulter				5			10				
juv.											
Daphnia cristata Σ			5	80		10		10	10		
adulter				70		10			10		
juv.			5	10				10			
Bosmina longispina Σ		1160	3620	1505	3170	1600	760	12200	3940	1890	2750
adulter		840	2620	1420	2860	1460	590	7960	3760	1700	2600
juv.		320	1000	85	310	140	170	4240	180	190	150
Alona sp. Σ			5					10			
adulter			5					10			
Bythotrephes longimanus Σ						10		10		50	
adulter						10		10		50	
juv.											
Planktonkreps totalt		5010	7885	6105	44990	17410	3740	21010	16560	26610	13510

Tabell XIII. Krepsdyrplankton i Farris. Antall individer pr. håvtrekk (0-50 m).

A r t	D a t o		1982					1983				
	24/5	27/6	2/8	23/8	20/9	16/3	26/5	21/6	19/7	23/8	20/9	
Heterocope appendiculata Σ	590	340	160	100	50		750	170	80	40	250	
adulter		30	50	30	10			10	40		120	
copepoditer		310	10		30		20	150			110	
nauplier	590		100	70	10		730	10	40	40	20	
Eudiatomus gracilis Σ	4310	8320	4120	1290	2570	66	8390	3010	2140	610	2750	
adulter	1090	380	80		60	34	3200	330	80	20	320	
copepoditer		6630	3810	1010	2320	4	620	2360	1820	410	2020	
nauplier	3220	1310	230	280	190	28	4750	320	240	180	410	
Megacyclops viridis/gigas Σ		10			10			20				
adulter		10			10			20				
Mesocyclops/Thermocyclops Σ	2456	1207	3369	3035	2753		8960	480	500	150	2720	
adulter	80	470	280	210	10		390	220	120		20	
copepoditer + } nauplider	2376	737	3089	2825	2743		8570	260	380	150	2700	
Cyclops scutifer Σ	4604	4463	4331	2745	5497	108	12910	7740	4050	2860	12380	
adulter	150	1730	360	190	10		570	3630	1010	10	90	
copepoditer + } nauplier	4454	2733	3971	2555	6487	108	12340	4110	3040	2850	12290	
Leptodora kindtii Σ	10	20	10	10	20			10	20	20		
adulter		10	10	10	20				10			
juv.	10	10						10	10	20		
Diaphanosoma brachyurum Σ		100	800	310	170			120	470	1020	130	
adulter		60	460	240	150			80	260	770	130	
juv.		40	340	70	20			40	210	250		
Holopedium gibberum Σ	400	1640	4940	90	30		350	1290	210	40	1010	
adulter		1360	4800	60	20		100	1160	140	20	830	
juv.	400	280	140	30	10		250	130	70	20	180	
Daphnia longispina Σ	90	140	120	40	30			270	90	10	140	
adulter	50	70	90	20	20			240	70	10	120	
juv.	40	70	30	20	10			30	20		20	
Daphnia cristata Σ	20	630	920	500	150	4	90	1630	1650	150	330	
adulter	10	270	540	450	90	4	80	1160	1240	110	290	
juv.	10	360	380	50	60		10	470	410	40	40	
Bosmina longispina Σ	440	2470	10740	710	450	19	220	1180	760	260	2340	
adulter	430	1900	9770	630	400	19	210	960	700	190	1960	
juv.	10	570	970	80	50		10	220	60	70	380	
Alona sp.			10	10				10				
adulter			10	10				10				
Polypheus pediculus			110				10		10			
adulter			90				10		10			
juv.			20									
Planktonkreps totalt	12920	19340	29630	8840	11730	197	31680	15900	9970	5150	22050	

Tabell XIV.

Kroppslengder av Bosmina longispina og Holopedium gibberum fra Gorningen og Farris 1983. Tall i parentes angir antall målte individer

Innsjø		Bosmina longispina	Holopedium gibberum
<u>Gorningen</u>	6/6	0,510 (20)	0,929 (20)
	28/6	0,485 (24)	1,06 (25)
	26/7	0,485 (24)	1,10 (24)
	25/8	0,465 (22)	1,10 (22)
	20/9	0,529 (26)	1,17 (24)
	1983	0.494 (116)	1,08 (115)
<u>Farris</u>	24/5	0,588 (20)	0,340 (8)
	27/6	0,485 (25)	0,833 (20)
	2/8	0,520 (20)	0,733 (43)
	23/8	0,510 (22)	0,710 (21)
	20/9	0,488 (30)	1,00 (5)
	1983	0,515 (117)	0,724 (97)

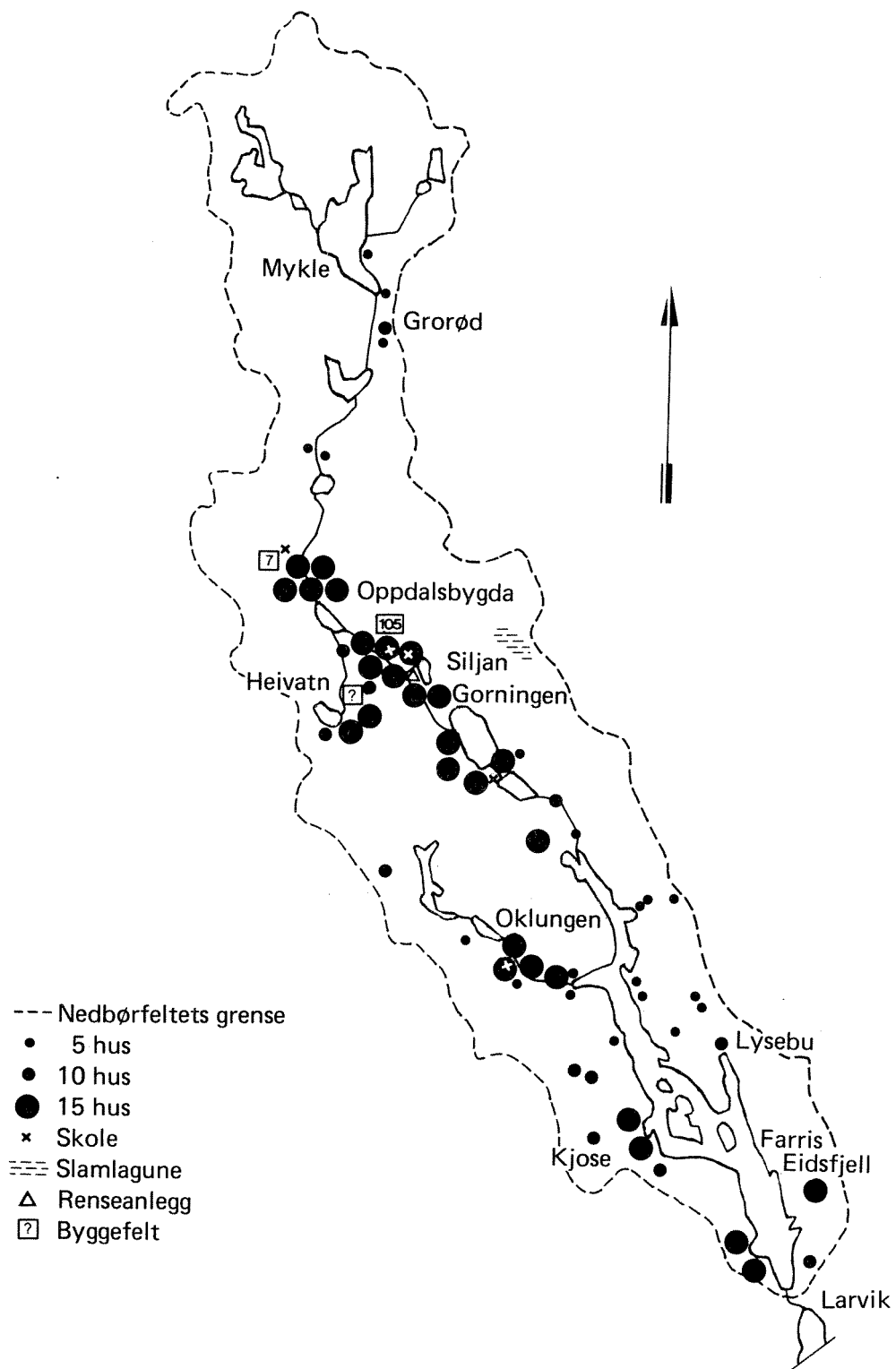


Fig. I. Helårsbebyggelse 1985.

Etter skisse av:
M. Klaveness og O.D. Myhrstad 1970,
oppdatert ved NIVA april 1985.

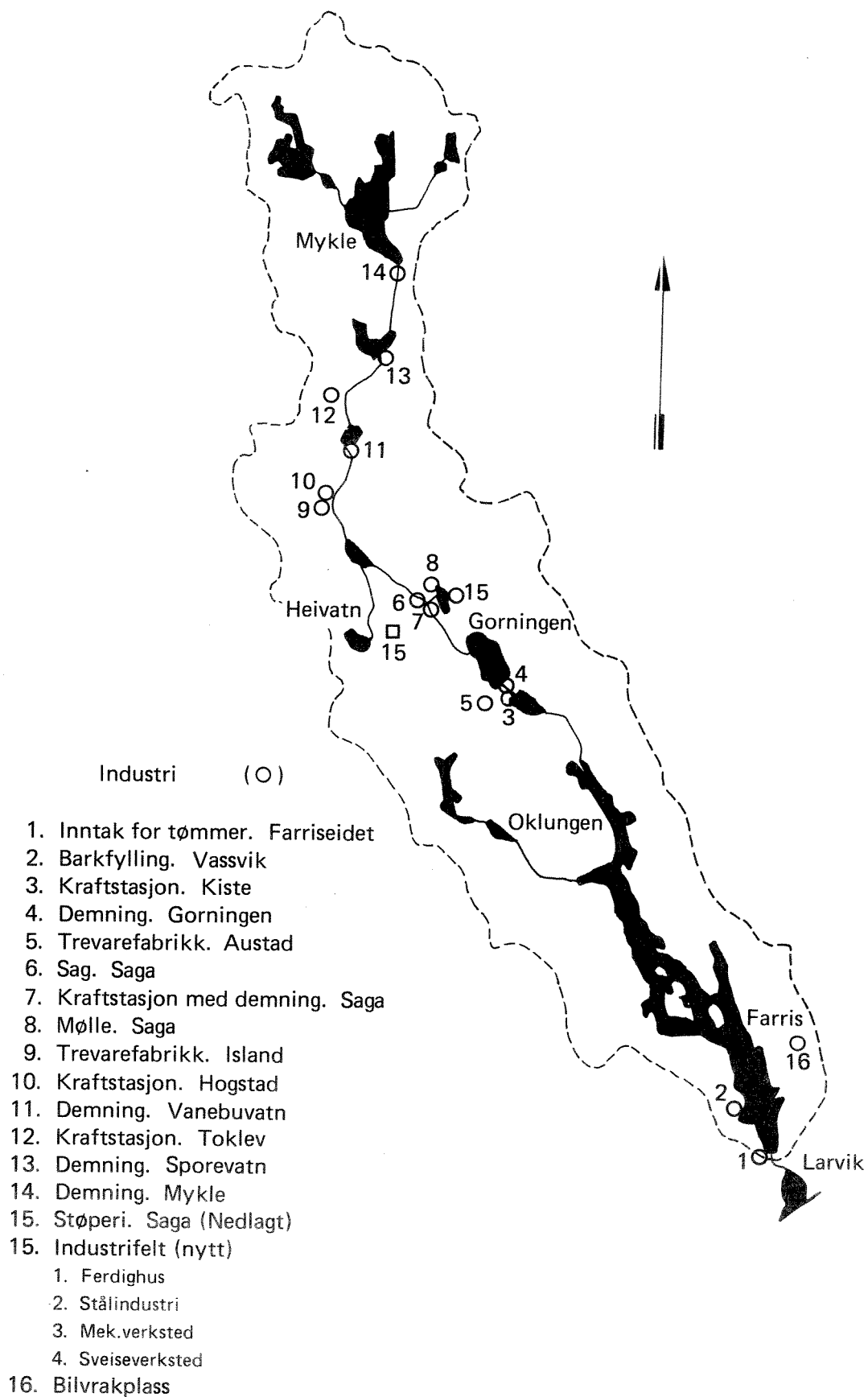


Fig. II. Industri 1985.

Etter skisse av:
M. Klaveness og O.D. Myhrstad 1970,
oppdatert ved NIVA april 1985.

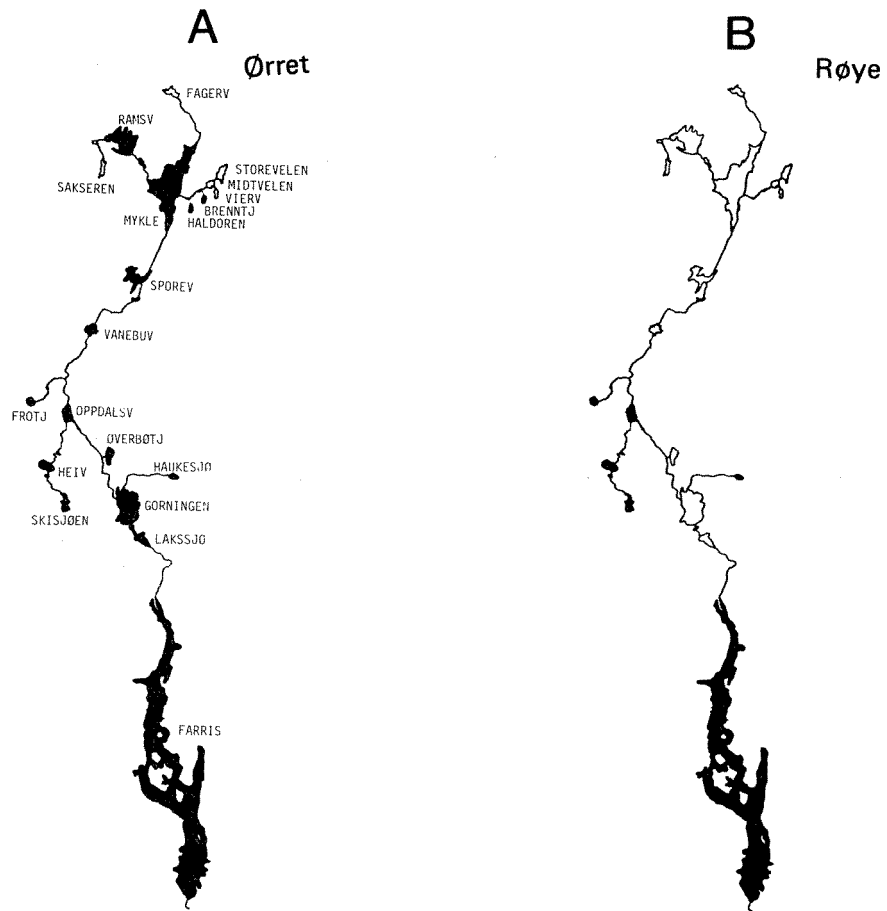
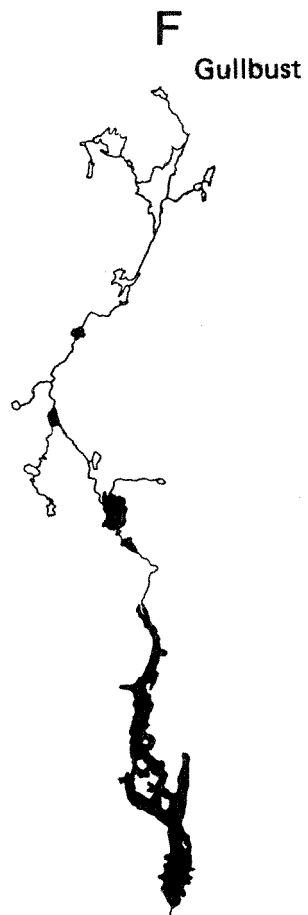
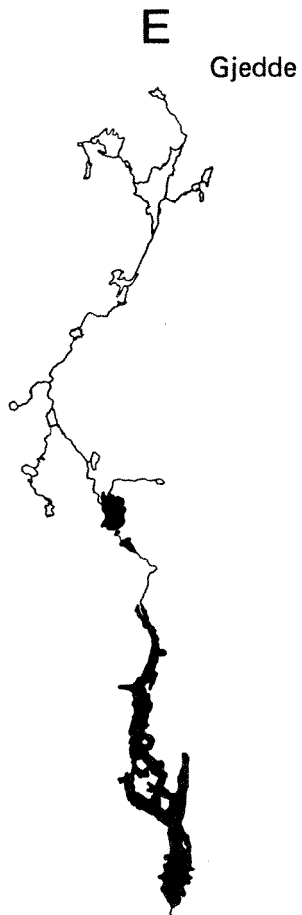
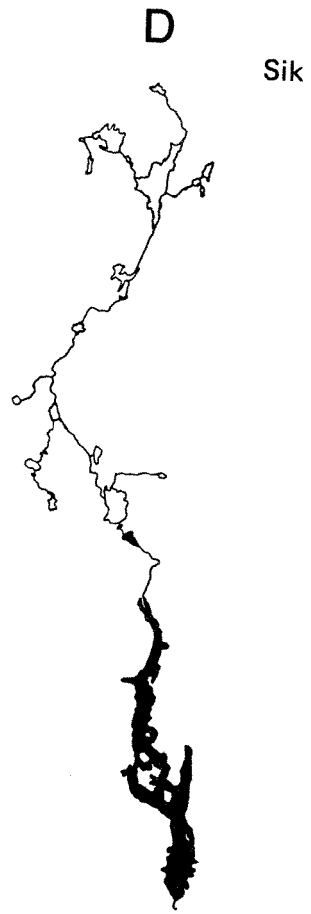
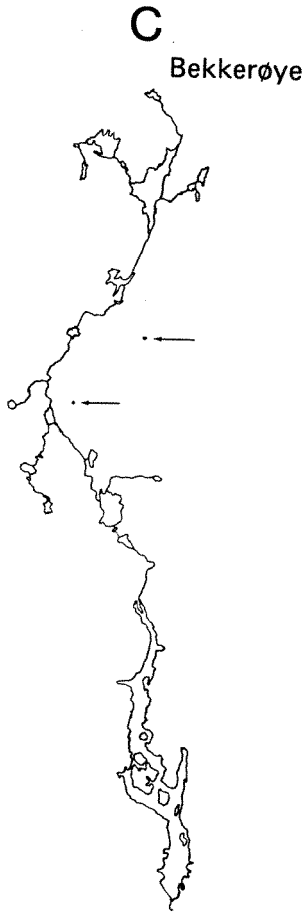


Fig. III A - J.

Utbredelsen av henholdsvis ørret, røye, bekkerøye, sik, gjedde, gullbust, ørekyt, ål, trepigget stingsild og abbor i Farris - Siljanvassdraget.



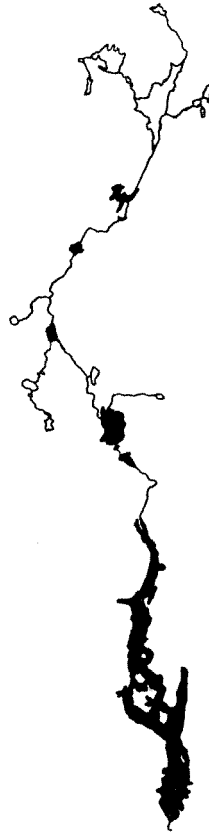
G

Ørekyt



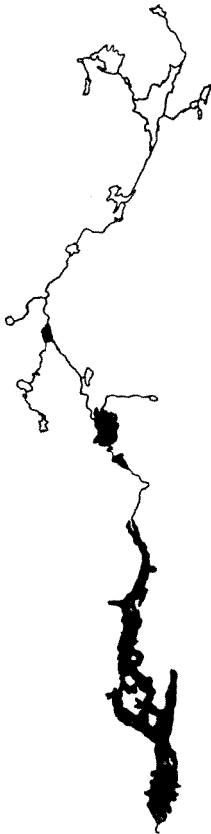
H

Ål



I

Trepigget stingsild



J

Abbor

