



Statlig program for  
forurensningsovervåking

02-1735

# Rapport 191A/85

Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

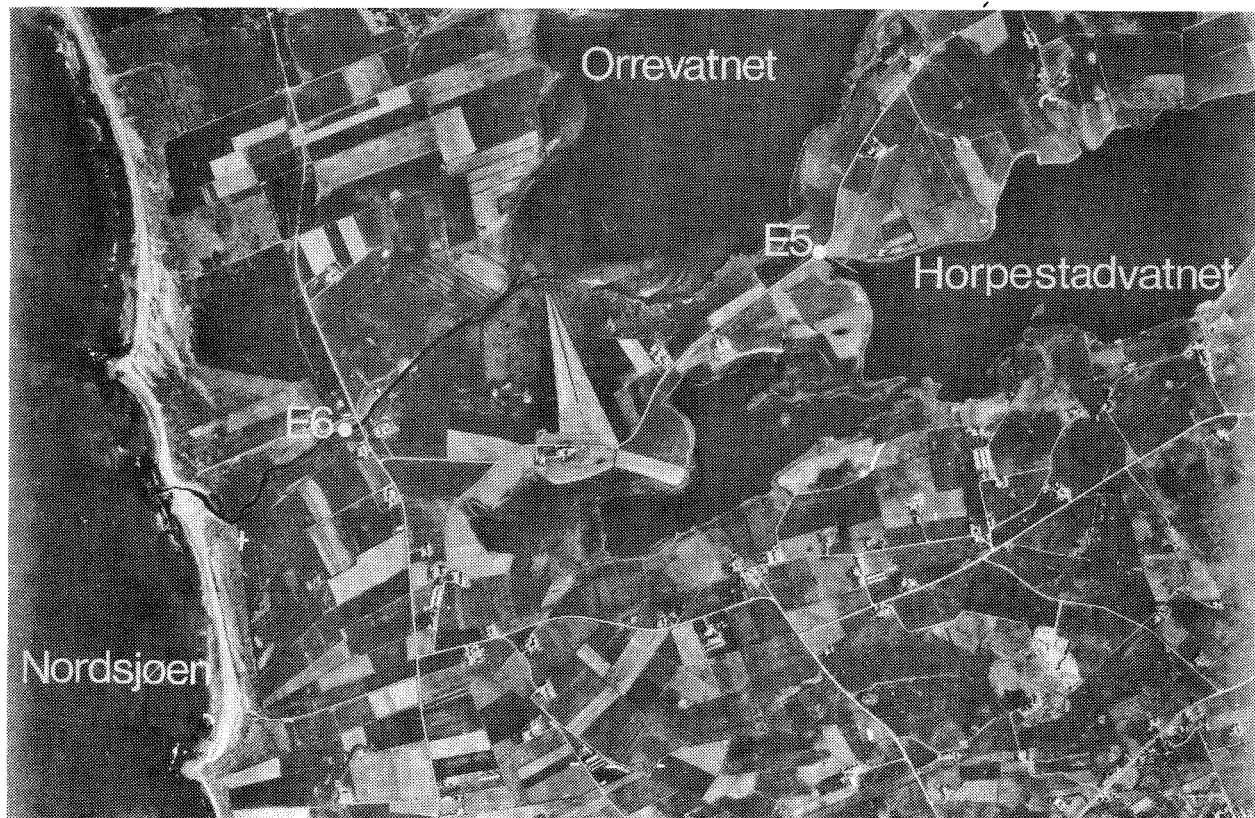
Deltakende institusjoner

NIVA

LFI (Oslo)

Hovedrapport

## Overvåking av Orrevassdraget 1979-83





## 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

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

Sørlandsavdelingen  
Grooseveien 36  
4890 Grimstad  
Telefon (041)43 033

Østlandsavdelingen  
Rute 866  
2312 Ottestad  
Telefon (065)76 752

Vestlandsavdelingen  
Breiviken 2  
5035 Bergen - Sandviken  
Telefon (05)25 53 20

Prosjektnr.:	0-8000217
Undernummer:	IV
Løpenummer:	1755
Begrenset distribusjon:	Fri

Rapportens tittel:  Overvåking av Orrevassdraget Hovedrapport 1979-83  (Overvåkingsrapport nr. 191A/85 )	Dato: 1. august 1985
Forfatter (e):  ● Bjørn Faafeng ● Åge Brabrand, LFI-Oslo ● Pål Bretttum ● Trond Gulbrandsen	Rapportnr. 0-8000217
● Jarl Eivind Løvik ● Bjørn Rørslett ● Svein Jakob Saltveit, LFI-Oslo ● Torulv Tjomsland	Faggruppe: HYDROØKOLOGI
	Geografisk område: Rogaland
	Antall sider (inkl. bilag): 128

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

Ekstrakt:  Rapporten inneholder resultater fra tiltaksorientert overvåking i Orrevassdraget i perioden 1979-83. Vassdraget er preget av massive forurensningstilførsler, særlig fra landbruksaktiviteter, og hører til de sterkest overgjødslende vassdragene i Norge. Dette gir seg bl.a. utslag i ekstremt høye konsentrasjoner av planteplankton, tildels giftproduserende former. Forholdene vil ikke bli bedre uten tiltak mot overgjødsling fra landbruket.
---

4 emneord, norske:
1. Forurensningsovervåking ; 1979-83
2. Orrevassdraget
3. Rogaland
4. Algeoppblomstring Landbruksforurensning

4 emneord, engelske:
1. Pollution Monitoring ;
2. Algal blooms
3.
4.

Prosjektleder:

*Bjørn Faafeng*

For administrasjonen:

*Jon Knutsen*

*Rolf E. Rønne*  
Programleder, overvåking

ISBN 82-577-0948-4

# Statlig program for forurensningsovervåking

O-8000217

## Overvåking av Orrevassdraget Hovedrapport 1979-83

Dato: 1. august 1985

Saksbehandler: Bjørn Faafeng

Medarbeidere: *Åge Brabrand*

Pål Brettum

Trond Gulbrandsen

Jarl Eivind Løvik

Bjørn Rørslett

*Svein Jakob Saltveit*

Torolv Tjomsland



## Forord

Som et ledd i "Statlig Program for forurensningsovervåking" finansiert og administrert av Statens Forurensningstilsyn, er det i perioden 1980 - 1983 gjennomført en undersøkelse av Orrevassdraget i Rogaland (jfr. brev fra SFT 17.7.80). En forundersøkelse i 1979 ble finansiert av Fylkesmannen i Rogaland og Time og Klepp kommuner.

Undersøkelsene av bekke- og elvestasjonene er gjennomført ved at representanter for Time og Klepp kommuner samlet inn vannprøver som ble sendt til analyse på Vannanalyaselaboratoriet, Rogalandforskning.

Ingeniør Brynjar Hals har hatt ansvar for registrering av vannføring i Lalandsbekken og Hinnalandsbekken. Cand.real. Torulv Tjomsland har tilpasset et dataprogram på NIVAs dataanlegg for simulering av vannføring og har gjennomført beregning av vannføring for flere aktuelle stasjoner. Distriktshøgskolekandidat Jarl Eivind Løvik har beregnet stofftransport i bekkene.

Prøver fra innsjøene ble hentet av NIVA i samarbeid med Rogalandforskning (RF) i 1979-81, mens RF overtok dette arbeidet i 1982-83. Prosjektansvarlige ved RF har vært: cand.real. Sigurd Berg til august 1982 og cand.real. Arne Bernt Dahle etter august 1982. Kjemiske analyser ble utført av NIVA i 1979 og 1980. I 1981 ble vannprøver analysert parallellt på NIVA og RF for å påse at analyseresultatene viste god overensstemmelse. Det ble utarbeidet en egen rapport fra disse analysene. Senere har RF utført alle vannkjemiske analyser.

Analyse av planteplankton er utført av cand.real. Pål Brettum som sammen med prosjektlederen har utarbeidet kapittel 5.3. Analyse av dyreplankton er utført av D.H.kandidatene Rolf Høgberget og Jarl Eivind Løvik. Sistnevnte har utarbeidet kapittel 5.4. Løvik har også beregnet planteplanktonets primærproduksjon og har samlet inn og stilt sammen dataene om forurensende aktiviteter.

Cand.real. Age Brabrand ved Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI-Oslo) har hatt ansvar for undersøkelsen av fisk og bunndyr, og har sammen med cand.real. Svein Jakob Saltveit (LFI-Oslo) stått for utarbeidelsen av kapittel 6. Cand.real. Per Pethon ved Zoologisk Museum i Oslo har bidratt med verdifulle kommentarer om fiskebestanden i Orrevassdraget.

Cand.real. Trond Gulbrandsen har foretatt undersøkelsen av sedimentene i innsjøene.

Fil.dr. Bjørn Rørslett har undersøkt og beskrevet høyere vegetasjon i Orrevatnet.

Laborant Unni Efraimsen har registrert vannkjemiske data på SFTs EDB-system "OVSYS".

En rekke andre personer har også gitt verdifulle bidrag til dette prosjektet. Særlig skal nevnes rørleggerkontrollør Svein J. Øksnevad, Klepp kommune for energisk innsats ved innsamling av prøver og praktisk tilretteleggelse av feltarbeidet. Jordstyretekniker Kåre Rasmussen og kommuneingeniør Odd Gaarde, Klepp kommune og herredsagronom Einar Dybesland, Time kommune har bidratt med detaljerte opplysninger om avløpsforhold, avgrensing av nedbørfelter, antall bosatte, husdyr ol. Forsker Ådne Håland ved Statens Forskingsstasjon Sørheim har gitt nyttige kommentarer til kapitlet om avrenning av gjødselsstoffer fra jordbruksområder. Martin Aaase, Horpestad har samlet inn verdifullt materiale om fiskebestandene i Orrevatnet og Horpestadvatnet.

Cand.real. Hans Holtan var prosjektleder i 1979 og 1980, mens cand.real. Bjørn Faafeng har vært NIVAs saksbehandler for prosjektet etter denne tid. Sistnevnte er også ansvarlig for sluttrapporten.

På grunn av den store mengden data som er samlet inn og som finnes spredt i tidligere årsrapporter (se omslaget), er det utarbeidet en separat datarapport.

Bjørn Faafeng  
prosjektleder



## Innholdsfortegnelse

FORORD	2
1. FORMÅL, KONKLUSJONER OG TILRÅDINGER	6
2. SAMMENFATTENDE DISKUSJON	10
2.1 Tilførsler	10
2.2 Vannkvalitet	11
2.3 Hvor stor belastning tåler innsjøene?	11
2.4 Tiltak	13
3. INNLEDNING	19
3.1 Områdebeskrivelse	19
3.2 Klima	34
4. TILFØRSEL AV FORURENSENDE STOFFER	35
4.1 Målt og simulert vannføring	35
4.2 Vannkvalitet i bekkene	38
4.3 Målt stofftransport	46
4.4 Forurensningskilder	48
5. VANNKVALITET I INNSJØENE	67
5.1 Fysiske forhold	67
5.2 Vannkjemi	71
5.3 Planteplankton	80
5.4 Dyreplankton	89
6. BUNNDYR OG FISK	104
6.1 Bunndyr	104
6.2 Fisk	109
6.3 Praktiske konklusjoner	116
7. HØYERE VEGETASJON I ORREVATNET	120
8. SEDIMENTER	123
8.1 Formål	123
8.2 Resultater og diskusjon	123

# 1. Formål, konklusjoner og tilrådinger

## 1.1 Formål

Et hovedmål for overvåkingsundersøkelsen har vært å gi en beskrivelse av forurensings-situasjonen i vassdraget, årsakene til forurensingen og utviklingen over tid. Dette skal gi forvaltningsmyndighetene et bedre grunnlag til å vurdere behovet for tiltak for å beskytte mennesker og miljø.

Mer spesifikt vil det si at undersøkelsen skal:

- gi informasjon om vassdragets forurensningstilstand og utvikling særlig med hensyn på eutrofiering
- kartlegge forurensningskilder, -typer og -mengder ved hjelp av statistiske data om arealer, bosetting, industri, rensanlegg, husdyr o.l.
- måle tilførsler av forurensende elementer til vassdraget og klarlegge betydningen av de forskjellige forurensningskilder, beregne avrenningskoeffisienter ol.
- gi grunnlag for å vurdere behovet for å bedre vannkvaliteten og utarbeide forslag til tiltak
- avdekke eventuelle "nye" forurensningskomponenter
- kartlegge behov for videre undersøkelser

## 1.2 Konklusjoner

Orrevassdraget er et av de sterkeste overgjødslede vassdrag i Norge pga. massive tilførsler av fosfor og nitrogen. Hovedkilden er avrenning fra jordbruksarealer. En vesentlig del av spillvannet fra husholdninger er ført til Nordsjøen i avløpsledninger. Denne undersøkelsen viser at omlag 95% av alt fosfor og nitrogen som tilføres vassdraget stammer fra jordbruksaktiviteter.

Intensivering av jordbruksaktivitetene etter krigen med konsentrert dyrehold, ensilering av dyreforet og betydelige tilførsler av handelsgjødsel, har ført til dramatisk økning i tilførslene av fosfor og nitrogen til vassdraget. Avrenning av fosfor fra jordbruksarealer er fordoblet siden 1950, mens nitrogenavrenningen er fordoblet siden 1965 i dette området ifølge Lundekvam (1982). Årlig avrenning fra jordbruksarealene tilsvarer gjennomsnittlig 3 kg fosfor og 70 kg nitrogen pr. ha. Dette er svært høye verdier etter norske forhold. Til sammenlikning har NIVA målt avrenning fra jordbruksarealer rundt Mjøsa på gjennomsnittlig 0.5 kg fosfor og 21 kg nitrogen pr. ha.

En vesentlig del av det fosfor og nitrogen som tilføres vassdraget fra jordbruksarealer er tilgjengelig for algevekst i innsjøene. Flere års målinger i mindre bekker som drenerer intensivt drevne jordbruksarealer, viser at omlag 50% av fosforet og mer enn 75% av nitrogenet er direkte tilgjengelig for algevekst.

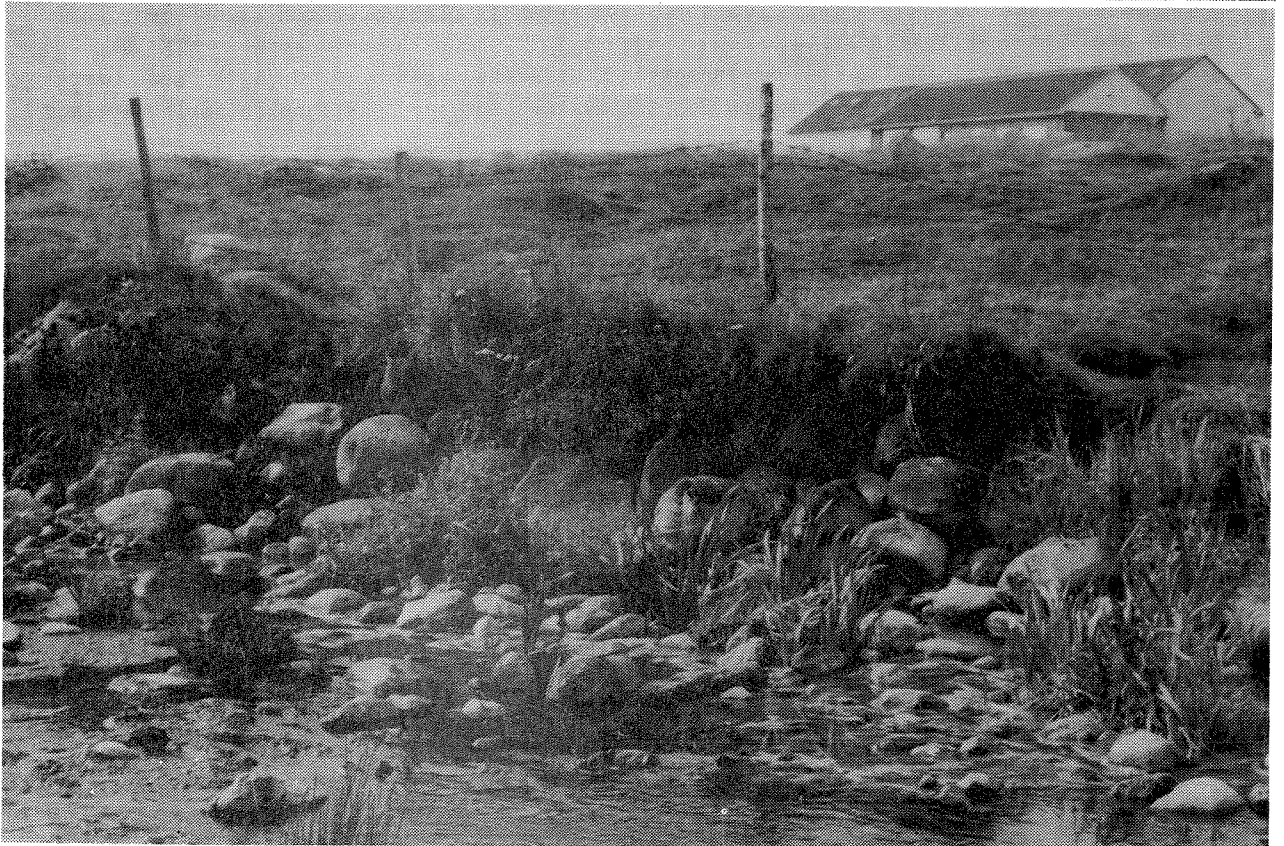
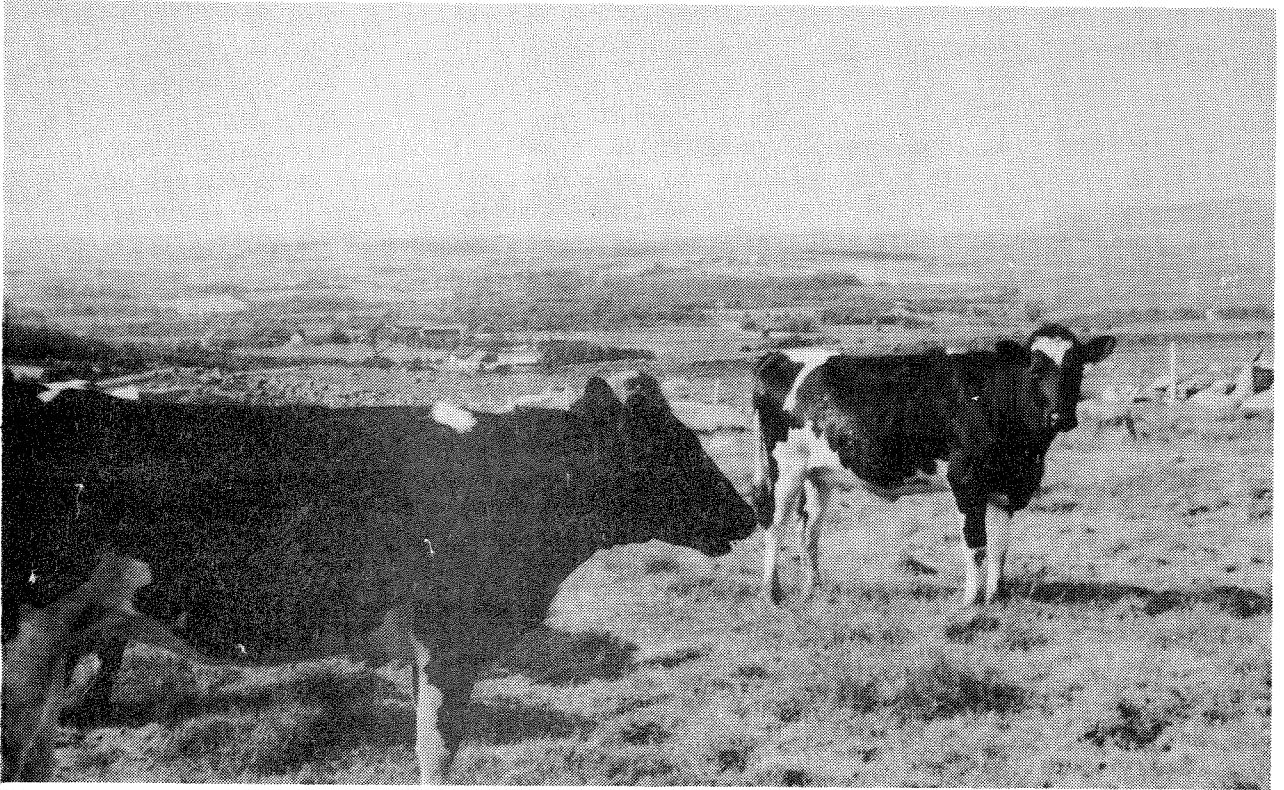
Overgjødslingen har ført til meget store oppblomstringer av planteplankton i innsjøene. Algekonsentrasjonen i Frøylandsvatnet den 3. august 1982 er den høyeste verdien NIVA har registrert i noen norsk innsjø. De tre innsjøene i Orrevassdraget er av de aller mest overgjødslete i Norge, og både Orrevatnet og Horpestadvatnet fortjener betegnelsen særlig næringsrike (hypertrofe).

Det har skjedd en meget uheldig utvikling i planteplanktonet mot et ensidig samfunn av blågrønnalger med giftproduserende arter som har forårsaket at husdyr døde (7. og 8. august 1982 døde f.eks. 40 sauer og 2 kyr etter å ha drukket av Frøylandsvatnet). Dette må tas som et tegn på at innsjøene er særlig overbelastet.

Stor tilførsel av organisk materiale fra jordbruksområdene og stor algeproduksjon har ført til høyt oksygenforbruk i dypvannet. I de dypeste områdene av Frøylandsvatnet og Horpestadvatnet er oksygenkonsentrasjonen så lav om sommeren at fisk ikke kan leve der.

Frigjøring av fosfor ved lave oksygenkonsentrasjoner i bunnslammet og ved pH over 9 foregår over så korte perioder hvert år at det betyr lite for å stimulere veksten av planteplanktonet. Ingen av disse prosessene ser ut til å være av betydning i forhold til tilførslene fra nedbørfeltet. pH-lekkasje ved pH lavere enn 9 er imidlertid ikke undersøkt.

Syre og lett nedbrytbart organisk materiale fra surfòrsiloer og avrenning fra sterkt gjødslet mark har ført til at ørretbestanden har gått sterkt tilbake.



Dersom det ikke innføres omfattende tiltak for å ta hånd om gjødselproblemene, er det ikke mulig å forbedre vannkvaliteten i Orrevassdraget.

### 1.3 Tilrådinger

For å oppnå tilfredsstillende vannkvaliteten i Orrevassdraget for f.eks. rekreasjon og bading må det settes inn betydelig innsats, i første rekke for å begrense diffus avrenning fra jordbruksområder.

Dersom det ikke innføres omfattende tiltak for å ta hånd om gjødselproblemene, er det ikke mulig å forbedre vannkvaliteten i Orrevassdraget.

Under følger mulige tiltak som vil bidra til å redusere de viktigste bidragene til forurensning:

- Ren nitrogengjødsel istedenfor fullgjødsel
- Spredning av gjødsel kun i perioden april t.o.m. august
- Alternativ utnyttelse av husdyrgjødsel
- Opprettelse av "gjødselbanker"
- Mest mulig vegetasjonsdekket jord
- Konturpløying
- Beskyttelsessoner mellom dyrka mark og vassdrag
- Snaukutting av grass om høsten
- Presisering av forskrifter mot jordbruks-forurensning
- Redusert husdyrhold
- Bygging av biodammer

Fiskebestanden i vassdraget er i dag dominert av lagesild. For å reversere utviklingen mot mer sik må vannkvaliteten bedres, dvs. tilførselene av næringsstoffer må reduseres. Erfaringer fra tilsvarende innsjøer tyder imidlertid på at denne utviklingen kan ta lang tid.

Lav førstehandsverdi har vært begrensende for fisket etter sik mange steder. Lokal viderebearbeiding, f.eks. røking og raking, kan bidra til å øke lønnsomheten.

Det var tidligere en god bestand av ørret og laks i Orrevassdraget. Med økende forurensning av bekkene ble også gytemulighetene ødelagt. Reduserte utslipp av silopressaft har igjen ført til at mange av bekkene kan være aktuelle for gyting. Utsetting av ørretunger kan derfor føre til at vassdraget igjen blir et produktivt ørret-vassdrag.

Utsetting av lakseunger kan også være et interessant alternativ til ørret. Med sin store produksjon av aktuell føde i form av forskjellige typer dyreplankton og bunndyr, er vassdraget aktuelt for lakseproduksjon. Ved utsetting i så næringsrike vassdrag kan laksen trolig utvikle seg til utvandringssmoden smolt i løpet av ett år.

Faren for at det kan være lagret så store mengder giftig industriavfall i sedimentet (bunnslammet) i Frøylandsvatnet at det påvirker dyrelivet, gjør at dette er et problem som fortjener oppmerksomhet. Det er behov for å analysere innholdet av utvalgte miljøgifter i sedimentprøver, bunndyr og f.eks. lever fra fisk og fugl for å slå fast omfanget av dette problemet.



## 2. Sammenfattende diskusjon

### 2.1 Tilførsler

Det er foretatt måling av tilførsler av forurensning til vassdraget fra jordbruk, befolkning og industri. Omlag 95% av alt fosfor og nitrogen tilføres fra jordbruksarealer. Beregnet avrenning fra jordbruksarealene var 3 kg P/ha/år og 70 kg N/ha/år.

Tidligere ble næringsstoffer og lett nedbrytbart organisk materiale sluppet ut i vassdraget fra næringsmiddelbedrifter, men dette ble ganske tidlig ført inn på offentlige avløpsledninger og

ført ut av nedbørfeltet. I 1981 ble det foretatt en enkel undersøkelse av spylevannet fra Jæren Potetmjølfabrikk som ble ført ut i Frøylandsvatnet. Spylevannet inneholdt fosfor og nitrogen fra avspylt jord tilsvarende urensset avløpsvann fra en befolkning på omlag 2500 personer (se eget notat fra 1982). Dette utslippet er nå betydelig redusert.

Mekaniske industribedrifter ved Frøylandsvatnet har tidligere sluppet ut forskjellige typer

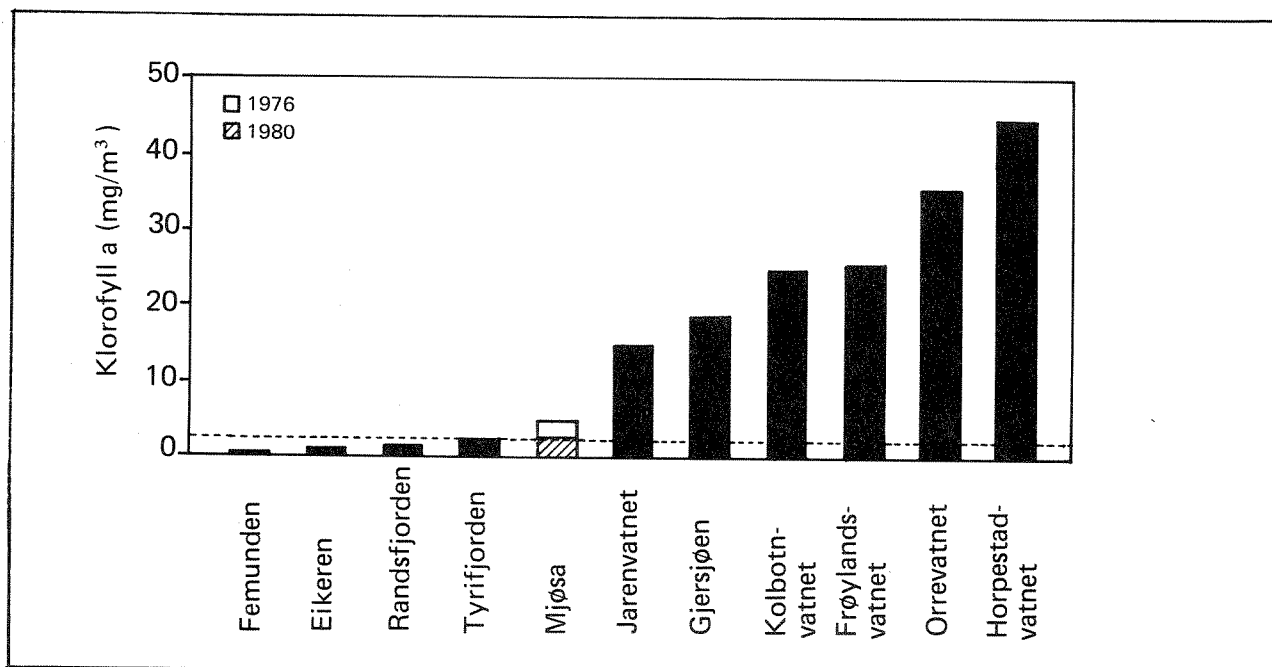


Fig. 2.1 Sammenlikning av algekonsentrasjonen i 11 norske innsjøer (midlere klorofyll-konsentrasjon i vekstsesongen). Målsetning for Mjøsaaksjonen er markert

med prikket linje. Verdiene for Orrevassdraget er middelverdier for perioden 1980-83

avfall til innsjøen, men det er ikke foretatt målinger av hvilke stoffer og hvilke mengder som er sluppet ut. Etter bedriftenes egne oppgaver er vassdraget tilført bl.a. organiske løsningsmidler (xylol, chlorothene), cyanid, lut, olje og emulsjonsmidler. Mange av disse stoffene er sterkt giftige. Bedriftenes produkter og produksjonsmetoder indikerer også mulige utslipp av metaller. Det er registrert endringer i arts-sammensetning og mengde av bunndyr i nordre basseng i Frøylandsvatnet som kan være forårsaket av avfallsstoffene som ligger lagret i bunnslammet. Disse forhold i sedimentene bør derfor undersøkes.

## 2.2 Vannkvalitet

Vannkvaliteten i innsjøene er sterkt preget av de store tilførselene av plantenæringsstoffene fosfor og nitrogen. Innsjøene er alle rike på løste mineraler og har høye verdier særlig av fosfor. Høy fosforkonsentrasjon og rikelig tilgang på nitrogen er grunnlaget for meget høye konsentrasjoner av planteplankton som årvisst opptrer i så store konsentrasjoner at vannet farges grønt. Verdiene i Tab. 2.1 viser at Frøylandsvatnet er næringsrik (eutrof) og Horpestadvatnet og Orrevatnet er meget næringsrike (hypereutrofe).

Midlere klorofyllkonsentrasjoner i de tre innsjøene er vist i Fig. 2.1 sammen med tilsvarende verdier fra 9 andre norske innsjøer med varierende forurensningsgrad. Alle tre innsjøene er av de mest overgjødslerte i Norge. Det kan være av interesse å se at konsentrasjonen av klorofyll i Mjøsa på sitt verste (1976) var omlag  $5 \text{ mg/m}^3$ , mens f.eks. Horpestadvatnet i årene 1980-83 hadde en konsentrasjon som var 8 ganger høyere. Selv i det sterkt forurensede Kolbotnvatnet utenfor Oslo er middelkonsentrasjonen nesten halvparten av den i Horpestadvatnet.

Planteplanktonets mengde og sammensetning og de store og raske skiftningene gjennom vekstsesongen viser at vannmassene både i

Tab. 2.1 Karakteristiske middelverdier for vekstsesongen av noen viktige parametre i de undersøkte innsjøene 1980-83. (Dersom ikke annet er anmerket er tidsveid middelverdi angitt)

	Frøylandsvt.	Horpestadvt.	Orrevatnet
konduktivitet (mS/m)	11.6	17.1	20.0
total-fosfor (mg P/m <sup>3</sup> )	49	100	95
total-nitrogen (mg N/m <sup>3</sup> )	1395	1370	1150
klorofyll (mg chl <sub>a</sub> /m <sup>3</sup> )	26	45	36
siktedyp (m)	1.7	0.8	0.9
midlere algeyolum mai-sept. (m <sup>3</sup> /mm <sup>3</sup> )	7217	9044	6429
maks. algeyolum 1980-83 (m <sup>3</sup> /mm <sup>3</sup> )	69834	21280	16186
årsproduksjon 1981 (g C/m <sup>2</sup> /år)	215	273	173
maks. dagsprod. 1981 (g C/m <sup>2</sup> /døgn)	2.93	2.84	1.65

Frøylandsvatnet, Horpestadvatnet og Orrevatnet er sterkt overgjødslert. Algekonsentrasjonen viser en viss synkende tendens fra Frøylandsvatnet via Horpestadvatnet til Orrevatnet.

Typisk for så overgjødslerte innsjøer er også masseforekomst av visse arter blågrønnalger som har evne til å flyte opp til overflaten og danne seige, grønne "matter". De vanligste artene i Orrevassdraget i perioden 1980-83 var Anabaena solitaria, Oscillatoria agardhii og Microcystis aeruginosa. Særlig sistnevnte har enkelte år produsert kraftige gifter. Disse har forårsaket at husdyr som har drukket av innsjøvannet er blitt forgiftet og drept.

## 2.3 Hvor stor belastning tåler innsjøene ?

Ambisjonsnivået for opprensning i Orrevassdraget bør tilpasses de særegne stedlige

forhold, som f.eks. at disse innsjøene er så grunne og ligger i et utpreget kulturlandskap. Målene bør i alle fall ikke ligge så høyt som de en gjerne stiller for store, dype innsjøer som f.eks. Mjøsa. Klima, jordsmønn, innsjøenes utforming og forhistorie setter klare grenser for den vannkvalitet en kan oppnå i framtida. Innsjøene vil fra naturens side være produktive og "frodige". Det synes urealistisk å oppnå tilfredsstillende reduksjon i tilførslene av næringsstoffer, ihvertfall i Horpestadvatnet og Orrevatnet, uten dramatisk omlegging av jordbruksaktivitetene i området. Den raske forverringen i vassdraget de siste 20-30 år, som skyldes menneskelig aktivitet (se Kap. 7), gir

likevel håp om at utviklingen i vassdraget kan reverseres og bedres betydelig i forhold til dagens tilstand.

Det teoretiske grunnlaget for å kunne tallfeste innsjøers "akseptable belastning" med fosfor er generelt sett svakt. Det er utviklet en rekke erfaringsmodeller som kan gi en viss indikasjon på hvor mye fosfor som kan tilføres uten at det utvikler seg masseoppblomstringer av planteplankton, se f.eks. Vollenweider (1967) og OECD (1979). Vanligvis forutsetter modellene at innsjøene er relativt dype. Da de undersøkte innsjøene i Orrevassdraget alle er grunne, vil ikke disse modellene kunne anvendes direkte.

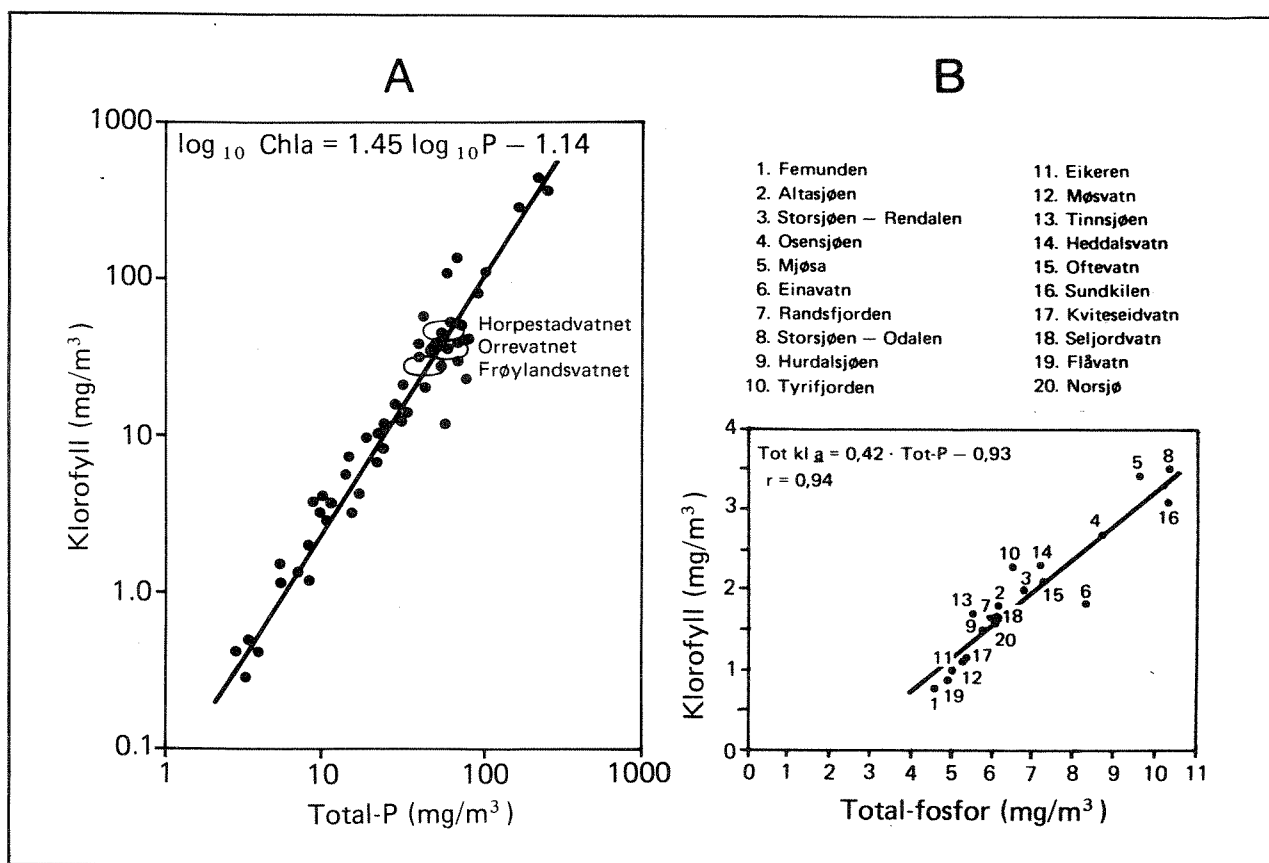


Fig. 2.2 Sammenhengen mellom innsjøers fosforkonsentrasjon om våren og midlere klorofyllkonsentrasjon i vekstsesongen. a. Nordamerikanske europeiske og japanske innsjøer (etter Dillon og Rigler 1974). Innsjøene i

Orrevassdraget angitt med åpne sirkler. b. Verdier fra 20 lite til moderat næringsrike østnorske innsjøer gir tilsvarende god sammenheng (Rognerud og medarb. 1979)

I Fig. 2.2 er vist sammenhengen mellom konsentrasjonene av fosfor og klorofyll i et stort antall innsjøer (etter Dillon og Rigler 1975) og for enkelte norske innsjøer (Rognerud og medarb. 1979). Innsjøene fra Orrevassdraget er vist med åpne sirkler i figuren til venstre. Figuren indikerer at en reduksjon i fosforkonsentrasjonen i innsjøen vil kunne gi en tilsvarende reduksjon i planteplanktonet, særlig ved betydelig avlastning med fosfor.

For å få et bedre beslutningsgrunnlag for innsjøenes reaksjon på reduserte tilførsler bør det forsøkes å simulere endringene vha. komplekse matematiske modeller, som simulerer de viktigste prosessene i innsjøene. Utvikling av slike modeller er en svært tidkrevende og kostbar prosess. Derfor anbefales det å benytte modeller som er utviklet for den type innsjøer som er aktuell her, nemlig grunne, sterkt vindpåvirkede og kraftig overgjødslerte innsjøer. Slike innsjøer finnes i stort antall i f.eks. Danmark og Nederland. I disse landene har det også vært aktive fagmiljø for å utvikle slike modeller. I de senere år er det utviklet en modell i Nederland som kan være aktuell for innsjøene i Orrevassdraget (Los 1982). Modellen beregner konsentrasjonen av klorofyll gjennom året og hvilke arter planteplankton som vil dominere. I tillegg vil f.eks. modellen kunne antyde hvilke stoffer som er begrensende for planktonets vekst til forskjellige tider av året. Modellen er brukt med rimelig god overensstemmelse for 15 innsjøer i Nederland (se de Rooij 1980 og Los 1980) og vil kunne bidra til å forutsi effekten av tekniske tiltak i nedbørfeltet og eventuelle inngrep i innsjøene som f.eks. mudring, sedimentbehandling og endring av fiskebestand. Ved at modellen kan antyde hvilke arter planteplankton som vil dominere, vil den også kunne være et hjelpemiddel til å vurdere hvilke tiltak som må settes i verk for å hindre oppblomstring av arter som kan produsere giftstoffer.

## 2.4 Tiltak

Husdyrtettheten på Jæren er av de høyeste i Europa. Med så høy gjødselproduksjon må en være

innstilt på at vannkvaliteten i vassdraget vil være preget av overgjødsling i mange år framover - uansett forurensningsbegrensende tiltak.

Hvis man har som mål å gjøre vannkvaliteten i Orrevassdraget tilfredsstillende for f.eks. rekreasjon og bading må det settes inn betydelig innsats. Vannkvaliteten er i dag så dårlig at dette arbeidet bør legges opp i flere faser. Første fase kan være å redusere forurensingen så mye at en hindrer oppblomstring av de giftproduserende artene av blågrønnalger, samtidig som en sikrer at vannkvaliteten i de viktigste gytebekkene er god nok for formering av ørret. Neste mål kan være å unngå masseoppblomstring av planktonalger generelt. Før en setter seg høyere mål bør en gjennomføre en grundig analyse av hva en kan vente å oppnå mhp. bedret vannkvalitet i forhold til de økonomiske og praktiske rammer en vil sette for dette arbeidet.

Det er satt i verk tiltak for å motvirke forurensning fra jordbruksaktiviteter, de viktigste er forskrifter for lagring og spredning av husdyrgjødsel fra 1980 og forskrifter om silopressaft fra 1982 med tilhørende muligheter for tilskott og lån. Førstnevnte forskrifter pålegger tette gjødselagre med kapasitet for minst 8 måneders lagring. Disse skal ifølge Fylkesmannen i Rogaland stort sett være tilfredsstilt i Orrevassdragets nedbørfelt innen 1. oktober 1985. Forskriftene om silopressaft skal hindre at denne kommer ukontrollert til vassdrag. Det store antall husdyr krever at gjødselsprespå for forsvarlig måte dersom vannkvaliteten i vassdraget skal kunne bli bedre. Anbefalte gjødslingsmengder bør ikke under noen omstendigheter overskrides. Dagens gjødselsproduksjon overskrider langt behovet på de aktuelle arealer dyrka mark. Dette medfører stadig økning i fosforkonsentrasjonen i jorda og endring i jordstrukturen med økt avrenning til vassdraget som resultat. Spredningstidspunkt må også følge anbefalingene for å få optimalt utbytte for økt jordbruksproduksjon og minst tap til vassdraget. Flere konkrete råd om behandling og spredning av husdyrgjødsel er behandlet i "Forureining - ressursar på avvegar" fra Bygdefolkets Studieforbund i Rogaland (1984).

Heftet gir også en god innføring i forurensningsproblematikken generelt. Landbruksdepartementet har også laget en oversikt over omfanget av og virkemidler mot forurensning fra jordbruket (1984). Det er av avgjørende betydning at det er stor oppslutning blant de omlag 300 brukene i området for de tiltakene som skal settes i verk. Bidragene til forurensning fra enkelte bruk kan være en stor del av totalen.

## 2.4.1 Aktuelle tiltak

### 2.4.1.1 Ren nitrogengjødsel istedenfor fullgjødsel

Det viktigste tiltaket for å bedre vannkvaliteten i vassdraget vil være å redusere overgjødslingen av jordbruksarealene.

Dette gjelder særlig for fosfor som gjennomsnittlig spres i mengder på omlag 60-90 kg/ha, mens anbefalte mengder er mindre enn 40 kg/ha. Fosforkonsentrasjonen i jorda er allerede så høy at det er tilstrekkelig for flere års plantevekst. Tilskuddet i form av handelsgjødsel som trolig utgjør gjennomsnittlig omlag 40 kg/ha, er derfor overflødig og en bør derfor gå over til urea eller kalksalpeter (som ikke inneholder fosfor). Optimalisering av nitrogengjødsling bør også utføres på bakgrunn av forsøksvirksomhet i området.

### 2.4.1.2 Gjødsling kun i perioden april t.o.m. august

Pga. det store antallet husdyr blir en betydelig mengde husdyrgjødsel spredd om høsten og tildels om vinteren. Gjødselsvirkningen er da ubetydelig, og de verdifulle næringsstoffene renner mer eller mindre direkte til vassdraget, der de fører til uønsket plantevekst. Med bedret lagringskapasitet vil dette problemet reduseres. Fortsatt er gjødselsmengdene mange steder så store at gjødsel må spres også om høsten for å unngå sviskader på enga. Sett fra et

forurensningssynspunkt - og i stor grad for å utnytte gjødselsstoffene best mulig - bør spredninga kun skje før 1. og 2. engslått, dvs. i perioden april-august. Best utnyttelse og minst forurensning vil skje ved nedpløying, men dette vil ofte ikke være aktuelt. Dersom spredning utenom vekstsesongen er absolutt påkrevet, bør gjødsel deponeres lengst mulig vekk fra vassdraget, gjerne beskyttet av en jordvoll.

### 2.4.1.3 Endring av forskrifter

Forskriftene krever lagringskapasitet for 8 måneders produksjon av husdyrgjødsel. Dersom dette ikke er tilstrekkelig for å hindre spredning utenom perioden april-t.o.m. august, kan skjerpelser av forskriftene være aktuelt for dette området. En presisering av begrepet "skadelig forurensning" er også ønskelig for å kunne håndheve forskriftene etter forutsetningene. Fra et forurensningssynspunkt er all gjødsling som ikke fører til økt jordbruksavling "skadelig forurensning".

### 2.4.1.4 Alternativ utnyttelse av husdyrgjødsel

På mange bruk vil fortsatt spredning av all husdyrgjødsel på egen mark gi uønsket økning i fosforkonsentrasjonen i jorda, endring i jordstrukturen og evt. sviskader på eng. Det er dokumentert at jorda i området inneholder uvanlig mye fosfor. Den massive spredning av husdyrgjødsel har også påvirket jordstrukturen slik at denne blir mindre porøs og derved lettere mettet med vann. Begge disse forholdene bidrar følgelig til økt erosjon og forurensning av vassdraget. Alternativer til spredning av blautgjødsel vil på sikt være nødvendig for å oppnå mer tilfredsstillende vannkvalitet, i tillegg til en reduksjon av de totale gjødselmengder. Forskning og utvikling av alternativer til spredning av blautgjødsel, f.eks. mekanisk separasjon, våtkompostering og utnyttelse til biogassproduksjon, skulle være særlig aktuelt i dette området. De to siste metodene gir også et

tilskudd av energi og bedre hygienisering av gjødsla, dvs. reduserer mengden ugrassfrø, snyltere osv. (se f.eks. Hanssen 1983 og Tjernshaugen 1984). En annen fordel med våt-kompostering er, ved siden av at metoden er relativt enkel og rimelig, at en kan fjerne store deler av nitrogenet om ønskelig.

Best mulig fordeling av gjødsla på tilgjengelige jordbruksarealer kan også sikres med en felles fordelingsordning med transport fra ett bruk til et annet. Slike "gjødselbanker" er opprettet bl.a. i områder i Nederland med høy husdyrtetthet.

#### 2.4.1.5 Mest mulig vegetasjonsdekket jord

Ved pløying øker faren for erosjon av jordsmonnet og derved forurensning av vassdraget. Vegetasjonen binder jorda og reduserer erosjonen. Det er derfor ønskelig at perioden mellom pløying og nytt vegetasjonsdekke er kortest mulig, og pløying fortrinnsvis foregår i perioder med lite nedbør. Derfor er vårpløying å foretrekke framfor høstpløying og høstsæd framfor vårsæd. Oppløying av mark som skal ligge brakk er uønsket.

#### 2.4.1.6 Konturpløying

Ettersom Jæren har så store nedbørmengder hele året, vil bearbeiding av jorda føre til betydelig erosjon og utvasking av næringsstoffer. Dette kan motvirkes ved å legge plogfårer på tvers av hellingen i terrenget, såkalt konturpløying. Dette praktiseres med god effekt bl.a. i USA.

#### 2.4.1.7 Beskyttelsessoner mellom dyrka mark og vassdrag

Dersom jorda utnyttes helt ned til vassdraget, vil faren for forurensning være særlig stor. Dette gjelder ikke minst der innsjøene er senket for å vinne inn mer jordbruksareal. Deler av

dette arealet er utsatt for oversvømmelse og forsumping og medfører derved kraftig forurensning. Beitemark ned mot bekk og innsjø utsetter også vassdraget for ukontrollert utvasking og erosjon. Et tiltak mot denne type forurensning kan være å opprette særskilte "beskyttelses-soner" mellom jordbruksarealer og vassdraget. Effekten av slike soner kan forsterkes ved å beplante disse med vegetasjon, gjerne hurtigvoksende og nitrogenkrevende arter. Utplanting av f.eks. selje kan være aktuelt. Vanlig "ugrass" vil ta opp næringsstoffer effektivt, men med fare for utfrysning av fosforet om vinteren (se punktet under). Slike soner kan også være nyttig for beskyttelse mot vind og for produksjon av brensel ("energiskog").

#### 2.4.1.8 Snaukutting av grass om høsten

Forsøk ved Norges Landbrukshøgskole (NLH) har vist at det kan lekke ut betydelige mengder fosfor fra gras som fryser og tiner i løpet av vinteren (Uhlen 1983). Kort gras om høsten vil følgelig gi mindre forurensning. Fra et forurensningssynspunkt vil det derfor være ønskelig at grasset er kortest mulig før vinteren ved kutting eller beiting. Lengden på grasset må imidlertid avveies mot mulige skadevirkninger for veksten neste sesong.

#### 2.4.1.9 Biodammer

I mange delfelter i Orrevassdraget vil avrenning av betydelige mengder næringsstoffer være uunngåelig uten betydelig omlegging av jordbruksvirksomheten. Der terrenget og forholdene ellers tillater det, kan det bygges forskjellige former for "biologiske renseanlegg", der kontrollert vekst av alger og høyere vegetasjon sammen med sedimentasjon av partikler kan holde gjødselsstoffene tilbake. Slike anlegg krever gjerne at vannet får en viss oppholdstid, f.eks. i dammer eller kanaler, og at den produserte plantemasse og sediment fjernes. Denne type anlegg krever særskilt vurdering for tilpassning til de aktuelle

forhold i området og kan kreve betydelig forskningsinnsats for utvikling av metoder for å fungere tilfredsstillende i stor skala. NIVA arbeider for tiden med utvikling forskjellige typer "biologiske renseanlegg".

## 2.4.2 Bedre utnyttelse av fiskebestanden

### 2.4.2.1 Forholdet sik/lagesild

Fiskebestanden i Frøylandsvatnet, Horpestadvatnet og Orrevatnet er i dag dominert av lagesild, mens det fram til midten av 70-årene ble tatt betydelige mengder sik. Både lagesild og sik kan utnytte produksjonen i næringsrike innsjøer, men da siken er lettere å omsette kommersielt, er det denne som vanligvis blir hardest beskattet.

Hard beskatning, spesielt på sik, kan ha gitt en konkurransemessig fordel for lagesild. Bruk av relativt grovmaskede garn gir hovedsakelig fangst av sik, da denne blir større. Derved er det også fare for at siken fanges i så lav alder at bare et fåtall blir gytemodne. Prøvefisket i 1982 tyder likevel på at dette ikke er utslagsgivende for at lagesild dominerer. Det er vist bl.a. i Sverige at lagesild dominerer i næringsrike (eutrofe) innsjøer der fødeopptaket er dyreplankton for begge arter. Reversering av utviklingen mot mer næringsfattige (mesotrofe) forhold, ved redusert tilførsel av fosfor og nitrogen, synes å være eneste reelle mulighet til igjen å forskyve dominansen mot mer sik. Erfaringer fra tilsvarende innsjøer tyder imidlertid på at denne utviklingen kan ta lang tid.

Lav førstehandsverdi på sik har også vært begrensende for fisket etter sik mange steder. Lokal viderebearbeiding, f.eks. røking og raking, har vært satt igang i enkelte områder på Østlandet med økt lønnsomhet som resultat.

### 2.4.2.2 Utsetting av ørret eller laks

Det var tidligere en god bestand av ørret og laks i Orrevassdraget. Med økende forurensning

av bekkene ble også gytemulighetene ødelagt. Ørret og laks er i dag uten betydning i vassdraget. Det var særlig ukontrollerte utslipp fra surførsiloer som gjorde oppvekstvilkårene i elvene for dårlige. Silopressaft er sur og er i seg selv dødelig for rogn og yngel. I tillegg er det høye innholdet av organisk stoff årsak til kraftig oksygenforbruk. Syre og nær oksygenfritt miljø hindrer også den voksne ørreten fra å gyte i bekkene.

Reduserte utslipp av silopressaft har igjen ført til at mange av bekkene kan være aktuelle for gyting. Utsetting av ørretunger kan føre til at vassdraget igjen blir et produktivt ørretvassdrag. Rikelig føde i form av store bunndyr i strandsonen i innsjøene er dokumentert i denne undersøkelsen. Denne ressursen blir ikke utnyttet av fiskearter som dominerer i vassdraget i dag.

Utsetting av lakseunger kan være et interessant alternativ til ørret. Med sin store produksjon av aktuell føde i form av forskjellige typer dyreplankton og bunndyr, er vassdraget aktuelt for lakseproduksjon. Ved utsetting i så næringsrike vassdrag kan laksen trolig utvikle seg til utvandringssmoden smolt i løpet av ett år. Etter noen år i sjøen vil en stor del av laksen vandre tilbake til vassdraget for å gyte.

### 2.4.2.3 Ålefiske

Det tas i dag store fangster av ål i Orrevassdraget. Ål kan overleve i svært næringsrike innsjøer og kan utnytte produksjonen svært godt. Det er ikke undersøkt om mulighetene for om fangsten av denne verdifulle fisken er utnyttet fullt ut, men det er sannsynlig at ålekasser/ålekister ol. i utløpet av innsjøene kunne gi et enda høyere utbytte.

## 2.4.3 Miljøgifter

Det er behov for å analysere innholdet av utvalgte miljøgifter i sedimentprøver, bunndyr

og f.eks. lever fra fisk og fugl. Særlig er det påkrevet med sedimentanalyser for å få opplysninger om problemets størrelse og mulige innflytelse på bunndyrsamfunnet i Frøylandsvatnet.

#### 2.4.3.1 Industriutslipp

Det er tidligere sluppet ut betydelige mengder avløpsvann fra industribedrifter til Orrevassdraget. Disse er nå, etter hva SFT opplyser (se Kap. 4), stort sett ledet inn på offentlige avløpsledninger og føres direkte til Nordsjøen. Undersøkelse av miljøgifter har ikke inngått i dette undersøkelsesopplegget, men bunndyrprøvene fra nordre del av Frøylandsvatnet antyder avvik fra det en skulle forvente (Kap. 6). Det er rimelig å sette dette i forbindelse med tidligere utslipp fra mekanisk industri. Rester av dette avfallet ligger fortsatt lagret i sedimentet.

Vi vil derfor anbefale at det settes iverk undersøkelser av miljøgifter i Frøylandsvatnet og en kartlegging av tidligere og nåværende utslipp både mhp. typer og mengder. Dette

gjelder både direkte utslipp til vassdraget og diffus avrenning fra deponier ol.

#### 2.4.3.2 Avrenning av jordbrukskjemikalier

Et lite påaktet miljøproblem i norske vassdrag har vært tilsig av et stort antall plantevernmidler og andre kjemikalier som brukes (og har vært brukt) i landbruket. Tidligere ble det også benyttet kjemiske stoffer som er lite nedbrytbare og som derfor kan akkumuleres i næringskjedene. Deponering av plantevernmidler reguleres bl.a. av forskrifter om plantevernmidler av 1964 (m. endringer i 1967, 70 og 71) og forskrifter om spesialavfall fra 1984, som krever at selv små mengder skal disponeres på en miljømessig forsvarlig måte. Dette gjelder også rester og emballasje som kan være en stor potensiell forurensningsfare. Det anbefales altså å undersøke hvor store mengder av forskjellige typer miljøgifter som ligger lagret i innsjøene, særlig mhp. den delen som aktiveres og omsettes gjennom næringskjeder (planter og dyr).

### Litteratur

- Bygdefolkets Studieforbund i Rogaland 1984. Forureining - ressursar på avvegar.
- de Rooij, N.M. 1980. A chemical model to describe nutrient dynamics in lakes. s. 139-150 i: Barica, J. og L.R. Mur (red.): Hypertrophic ecosystems, Dr. W. Junk BV Publishers, Haag.
- Dillon, P.J. og F.H. Rigler 1975. A simple method for predicting the capacity of a lake for development based on lake trophic status  
J. Fish. Res. Bd. Can. 32(9): 1519-1513



- Hanssen, J.F. 1983. Produksjon av energirik biogass.  
Miljøverntechnik 6: 14-20
- Jørgensen, S.E. 1982. Modelling the eutrophication of shallow lakes.  
I: (D.O. Logifet og N.K. Lyckyanov) Ecosystem dynamics in  
freshwater wetlands and shallow water bodies, 2: 125-155.  
Proc. Int. Sci. Workshop, Moskva
- Landbruksdepartementet 1984. Forurensninger fra jordbruket.  
Omfang og virkemidler. Rapport nr. 2, 1984.
- Los, F.J. 1980. An algal bloom model to simulate management  
measures. s.171-178 i: Barica, J. og L.R. Mur (red.):  
Hypertrophic ecosystems, Dr. W. Junk BV Publishers, Haag.
- Los, F.J. 1982. Mathematical simulation of algae blooms by the modell  
BLOOM II. Waaterloopkundig laboratorium, Delft, Nederland.  
128s. + addendum.
- Lundekvam, H. 1982. Nitrogen og fosfor frå jordbruksareal. Utviklinga  
1949-79 illustrert med enkel modell. VANN 2: 262-278
- OECD 1979. Cooperative programme for monitoring of inland waters  
(Eutrophication control). Regional project, Shallow lakes an  
reservoirs. Final report, (red. J. Clasen)
- Rognerud, S., D. Berge og M. Johannessen 1979. Telemarksvassdraget.  
Hovedrapport fra undersøkelsene i perioden 1975-1979.  
NIVA (0-70112)
- Tjernshaugen, O. 1984. Våtkompostering med varmegjenvinning.  
Landbrukets Arbok: 256-264
- Uhlen, G. 1983. Plantenæringsstoffer fra landbruk som forurensing  
av vassdrag.  
Nord. Jordbr. forskn. 3: 521-522
- Vollenweider, R.A. 1976. Advances in defining critical loading levels  
for phosphorous in lake eutrophication.  
Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 33: 53-83

## 3. Innledning

### 3.1 Områdebeskrivelse

#### 3.1.1 Nedbørfeltet

Orrevassdraget ligger på Jæren i Rogaland fylke, fordelt på Kleppe og Time kommuner (Fig. 3.1). Nedbørfeltet grenser i nord mot Figgjo- og i sør mot Håelv- og Søylandvassdragene. En vesentlig del av nedbørfeltet ligger lavere enn 50 moh. (Fig. 3.2), bare øverste deler går opp i vel 200 moh.

Store områder med løsavsetninger fra siste istid har lagt grunnlaget for et intensivt jordbruk i dette området. Av det totale nedbørfeltet (figur 3.1) på 103 km<sup>2</sup> er 60 km<sup>2</sup> jordbruksareal, mens 16 km<sup>2</sup> er innsjøareal ifølge Tab. 3.1. Hele 69% av landområdene er altså dekket av dyrka mark. Dette preger også vannkvaliteten i vassdraget. Gjødselestoffene fosfor og nitrogen fra jordbruksaktiviteter og spillvann fra husholdninger har ført til at innsjøene har en

betydelig algeproduksjon. I en NIVA-rapport fra 1978 (Arnesen og Kristoffersen 1978) presenteres en teoretisk vurdering av tilførslene av fosfor og nitrogen til vassdraget som konkluderer med at jordbruket er den dominerende forurensningskilden. Dette blir vurdert nærmere i kapittel 4. Huitfeldt-Kaas oppgir i sin rapport fra 1906 at "Omgivelserne består af lyngmark, torvmyre og tynt bevoksede sand- og singelstrækninger", i sterk kontrast til dagens intensivt utnyttede jordbruksarealer.

Som bakgrunn for beregninger og målinger av tilførsler av forurensninger til vassdraget ble det valgt ut fire bekker ved Frøylandsvatnet der arealfordeling og forurensende aktiviteter ble kartlagt. Arealfordelingen for disse delfeltene er vist i Tab. 3.1 og kart er vist i Fig. 3.3.

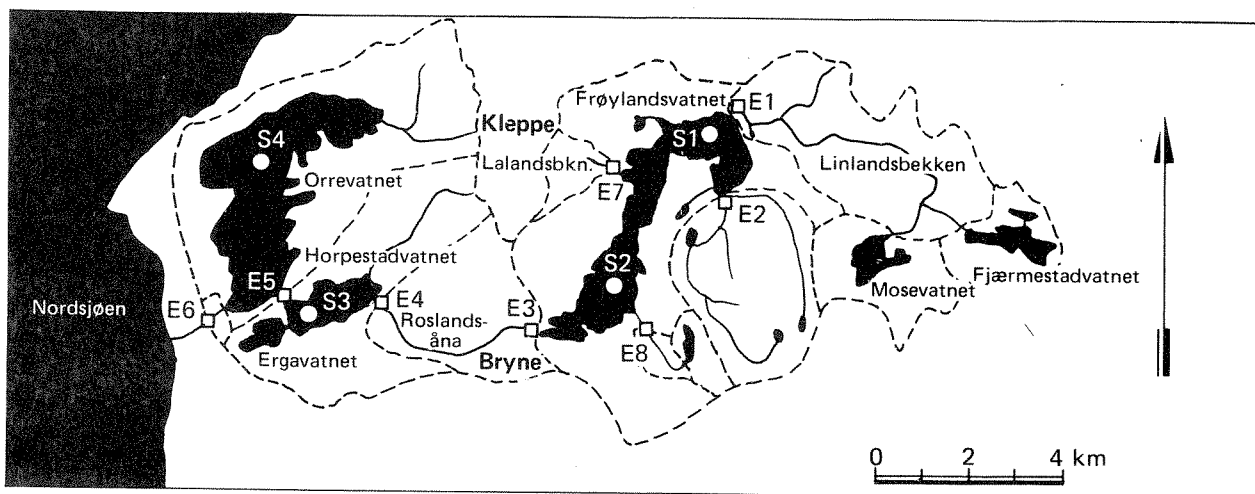
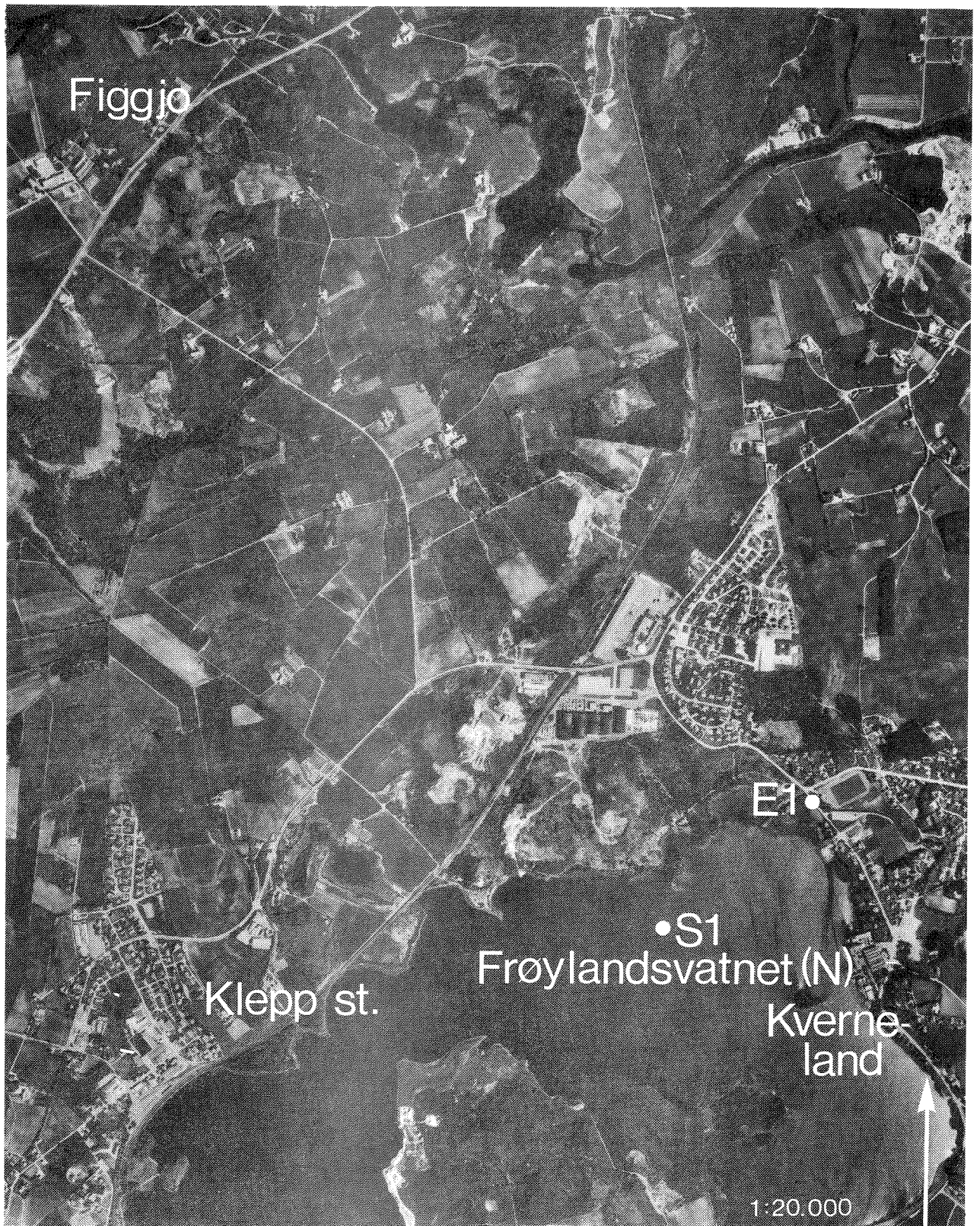


Fig. 3.1 Orrevassdraget med stasjoner for prøvetaking



Tab. 3.1 Arealfordeling i Orrevassdraget (km<sup>2</sup>)

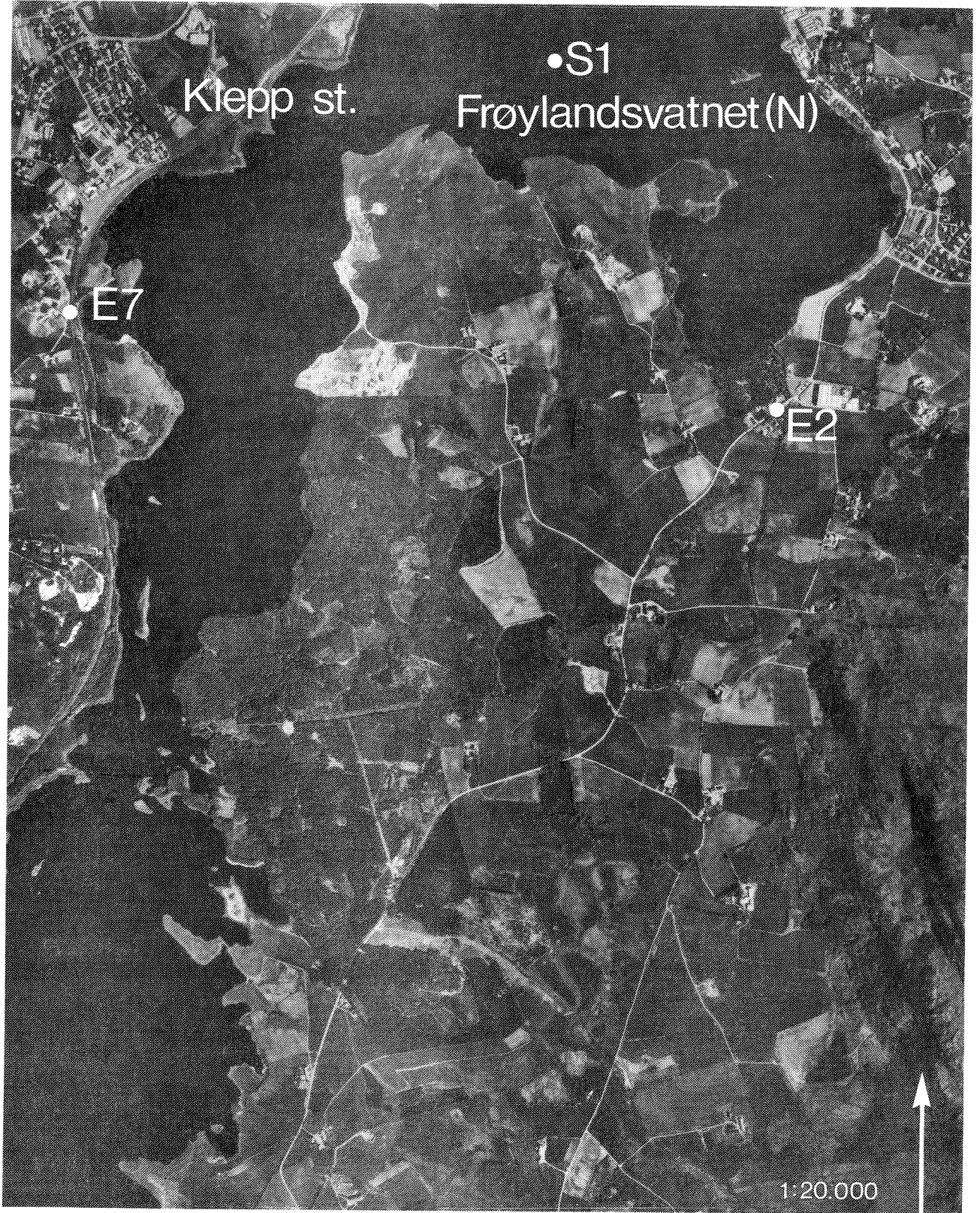
Kilder:

- Bonitetskart 1:20 000. Klassifikasjon av arealgrunnet for landbruket. Jordregisterinstituttet, As 1982.
- Kommuneingeniøren i Klepp (pers. med.)

Delfelt (prøvetakingsst.)	Grunn- lendt mark	Skog, myr etc.	Dyrka mark	Innsjø- areal	Bebygd areal	TOTALT
Linlandsbekken (E1)						
1. Mosvatnet	0.37	2.85	1.14	0.48	-	4.84
2. Fjermestadvatnet	0.17	0.46	1.49	0.60	0.02	2.74
3. Restfelter	0.56	4.62	5.92	0.04	0.20	11.34
TOTALT	1.10	7.93	8.55	1.12	0.22	18.92
Kvernlandsbekken (E2)	2.67	4.18	3.15	0.11	0.03	10.14
Lalandsbekken (E7)	-	0.12	1.21	-	0.03	1.36
Hinnalandsbekken (E8)						
1. Hinnalandstjønn	-	0.10	1.03	0.11	0.03	1.27
2. Restfelt	-	0.16	0.69	-	-	0.85
TOTALT	-	0.26	1.72	0.11	0.03	2.12
Nærområder/restfelter inkl. Frøylandsvatnet	0.19	4.60	11.72	5.01	0.70	22.22
FRØYLANDSVATNET TOTALT	3.96	17.09	26.35	6.35	1.01	54.76
Roslandsåna (E4)	-	0.56	6.93	-	1.79	9.28
Sum <sup>1)</sup> Roslandsåna	3.96	17.65	33.28	6.35	2.80	64.04
Horpestadvatnet (E5)	-	1.13	13.35	1.33	0.17	15.98
Sum <sup>1)</sup> Horpestadvatnet	3.96	18.78	46.63	7.68	2.97	80.02
Orrevatnet (til utløpet)	-	1.92	12.34	8.11	0.13	22.50
Sum <sup>1)</sup> Orrevatnet	3.96	20.70	58.97	15.79	3.10	102.52
Orreelva (E6)	-	0.05	0.53	-	-	0.58
TOTALT (E6)	3.96	20.75	59.50	15.79	3.10	103.10

1) Medreknet delfelter oppstrøms





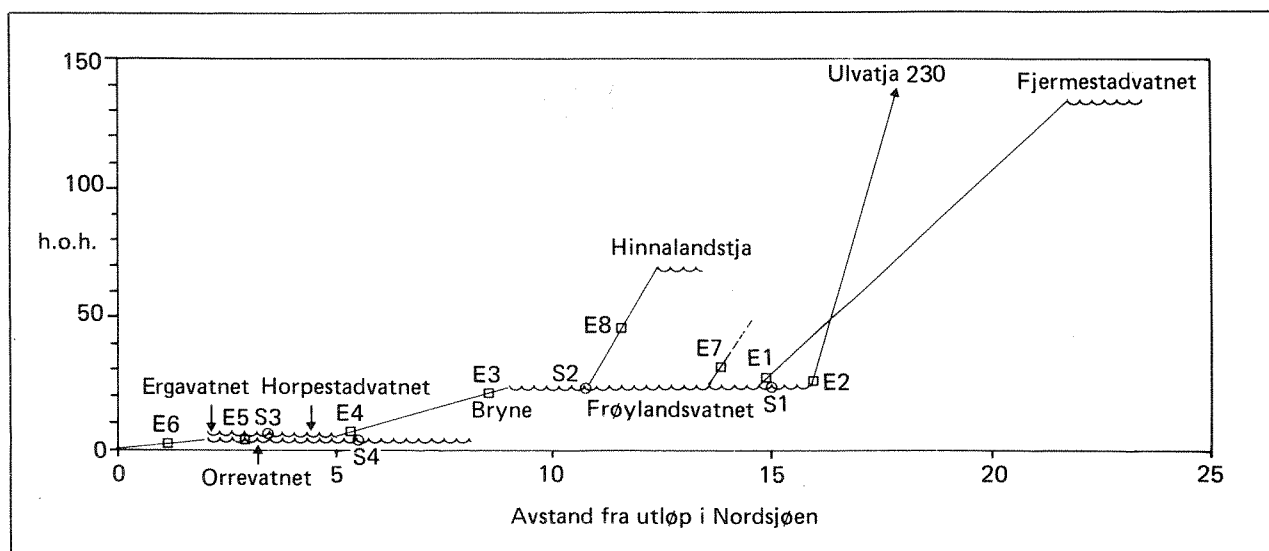


Fig. 3.2 Høydefordeling i Orrevassdraget

Det går fram at disse er sterkt dominert av jordbruksarealer, Lalandsbekken (E7) med hele 89% av det totale arealet. I Kvernelandsbakkens (E2) nedbørfelt blir det bygget et stort antall boliger i det såkalte Lyefeltet. Resultatene herfra kan gi informasjon om endringer i avrenning pga. annen utnyttelse av arealene.

### 3.1.2 Innsjøhistorie

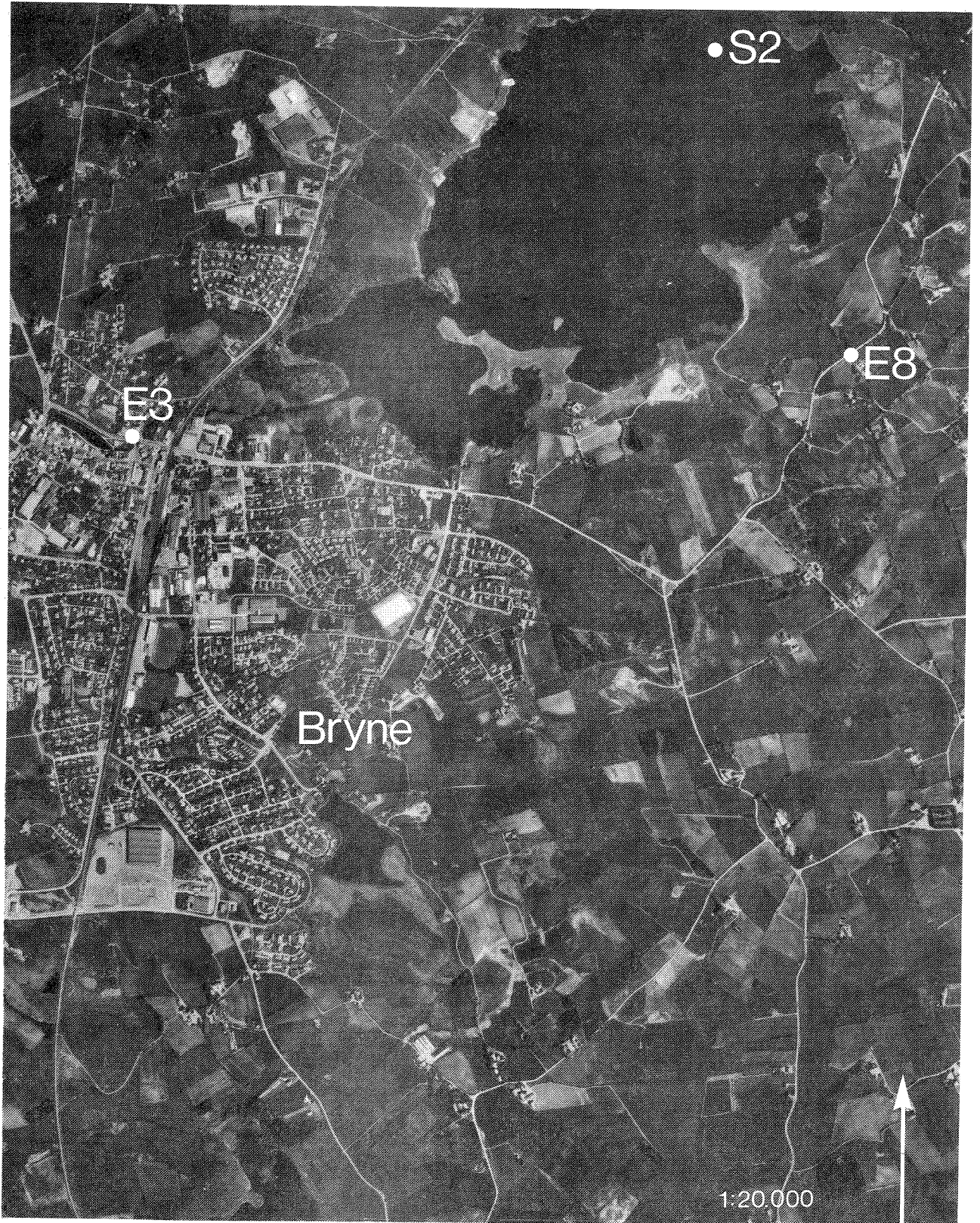
Vi kan finne interessante opplysninger om vassdraget og om nedbørfeltet fra tida rundt århundreskiftet bl.a. i en undersøkelse av biologen Hartvig Huitfeldt-Kaas publisert i 1906. Hans beskrivelse av fiskebestanden, planktonet i innsjøene og av nedbørfeltet dokumenterer at vassdraget er kraftig forurenset i løpet av dette århundret. I Fig. 3.4 er en kopi av Huitfeldt-kaas' beskrivelse av de innsjøene som vi har undersøkt i perioden 1979-83.

Vannstanden i innsjøene i Orrevassdraget er senket for å utvide jordbruksarealene flere ganger. Av dybdekart over Orrevatnet som ble utarbeidet av Huitfeldt-Kaas (1906), Fig. 3.4,

går det fram at overflatearealet og største dyp begge var betydelig større enn i dag. Arealet ble oppgitt til  $11.57 \text{ km}^2$  og største registrerte dyp 7 meter. Innsjøens høyde over havnivå ble oppgitt til 5 m. Orrevatnets areal i dag er  $8.11 \text{ km}^2$  (Fig. 3.5 og Tab. 3.2). I NIVAs overvåkingsrapport for 1979-80 (Holtan og medarb. 1981) oppgis største dyp i Orrevatnet til å være 3.0 meter. NGOs kart over området viser at innsjøens nivå i dag ligger 4 m over havnivå. Landbruksdepartementet oppgir at både Orrevatnet og Horpestadvatnet ble senket ca. 1.5 meter i 1910. Før den tid var det derfor trolig ingen høydeforskjell mellom de to innsjøene. LD oppgir også at vannstanden kan ha blitt senket ytterligere senere etter opprensninger i utløpet. Opplysningene om innsjøenes areal og dyp fra Huitfeldt-Kaas' undersøkelser antas å være relativt pålitelige, mens nivellementet for innsjøens høyde over havnivå fra århundreskiftet neppe er særlig nøyaktig. Vi har derfor bare sikre holdepunkter for å fastslå at innsjøen i denne perioden er senket minst 1.5 meter.

Horpestadvatnet, også kalt Roslandsvatnet, hadde dengang et areal på  $2.18 \text{ km}^2$ , mot dagens  $1.03 \text{ km}^2$  (Fig. 3.5 og Tab. 3.2). Største dyp ble oppgitt til 9 meter i 1897, mens vi registrerte 15 meter





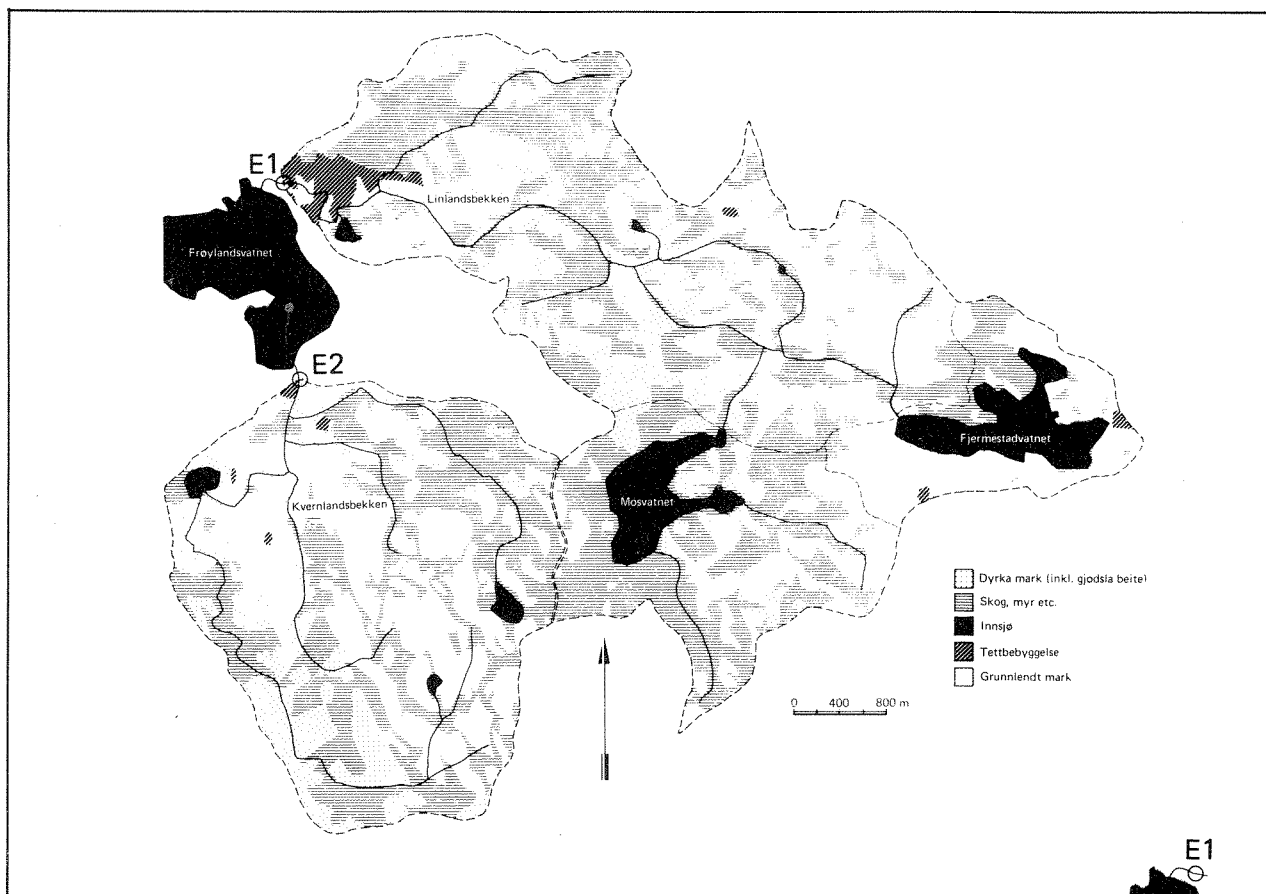
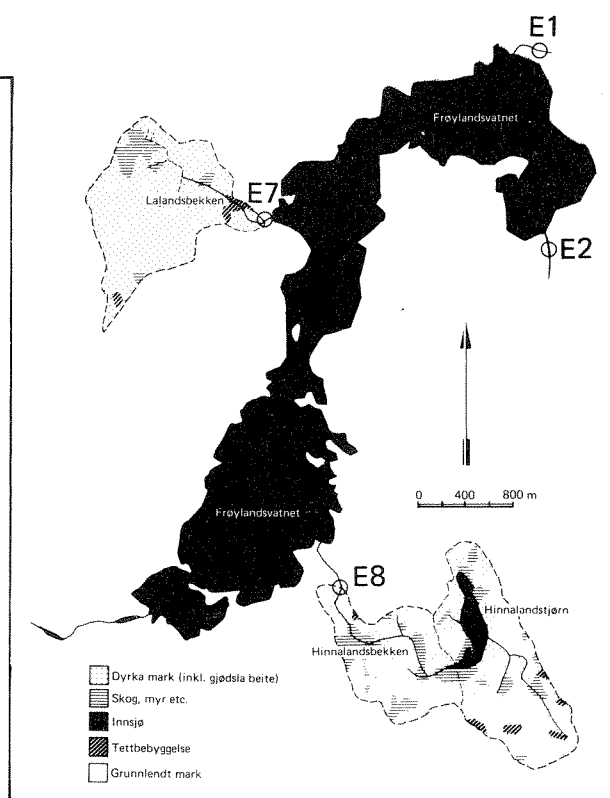


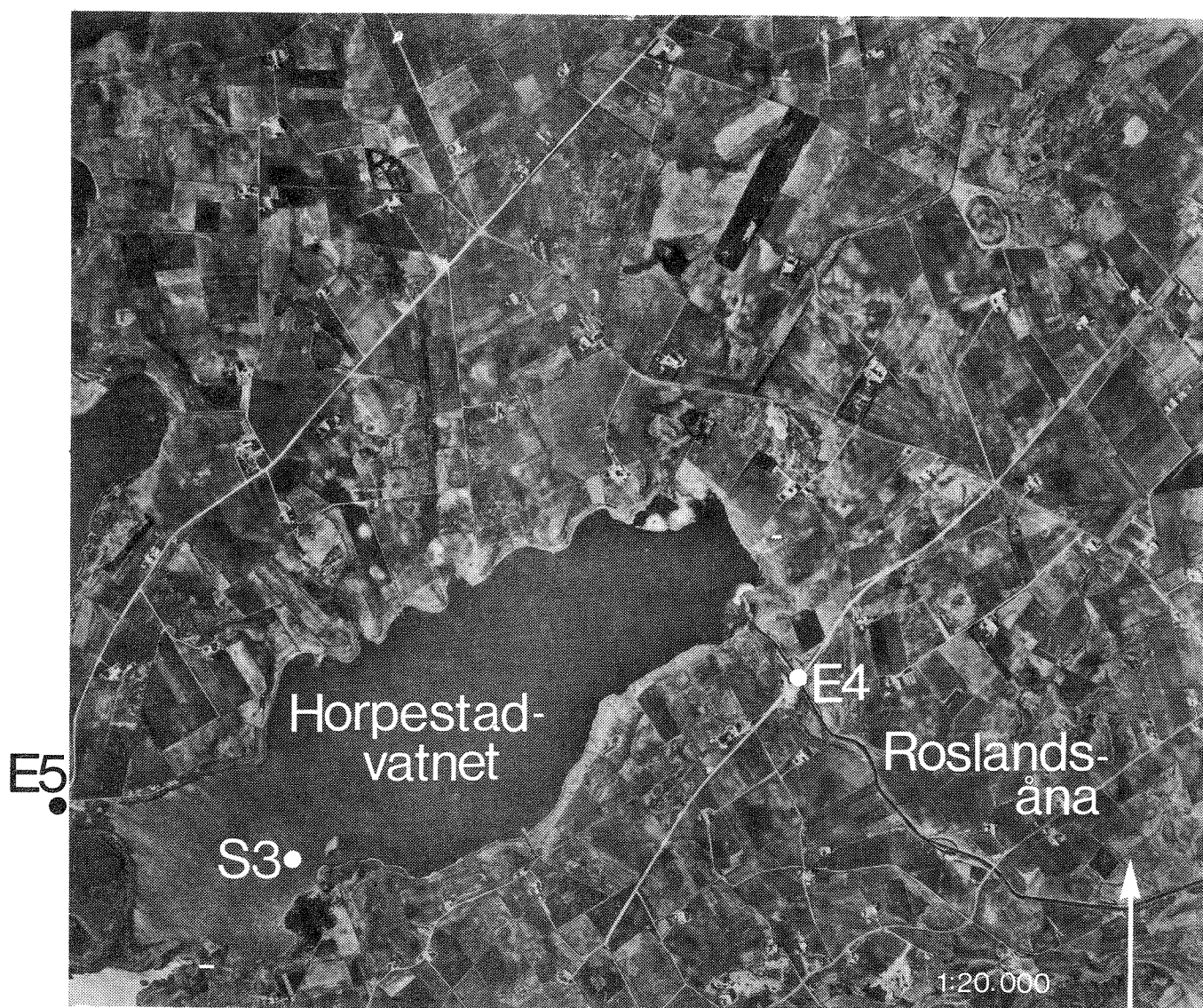
Fig. 3.3 Arealfordeling i 4 delfelter rundt Frøylandsvatnet: Linlandsbekken (E1), Kvernlandsbekken (E2), Lalandsbekken (E7) og Hinnalandsbekken (E8).

i et avgrenset område. Da det dengang ble brukt enkeltmålinger med loddline blir også informasjonene mer usikre enn med ekkolodd. I den delen av Horpestadvatnet der Huitfeldt-Kaas målte 9 meter, har vi målt ca. 6 meter, dvs. en senkning på nesten 3 meter.

Frøylandsvatnet var på Huitfeldt-Kaas' tid  $5.43 \text{ km}^2$  stort mot  $4.95 \text{ km}^2$  i dag (Fig. 3.5 og Tab. 3.1). Største dyp ble oppgitt til 20 meter og høyde over havet 24 meter. Største registrerte dyp i dag er 29 m på et avgrenset område og høyden over havet 24 m. Vi sitter ikke inne med informasjon om evt. senkninger i Frøylandsvatnet.

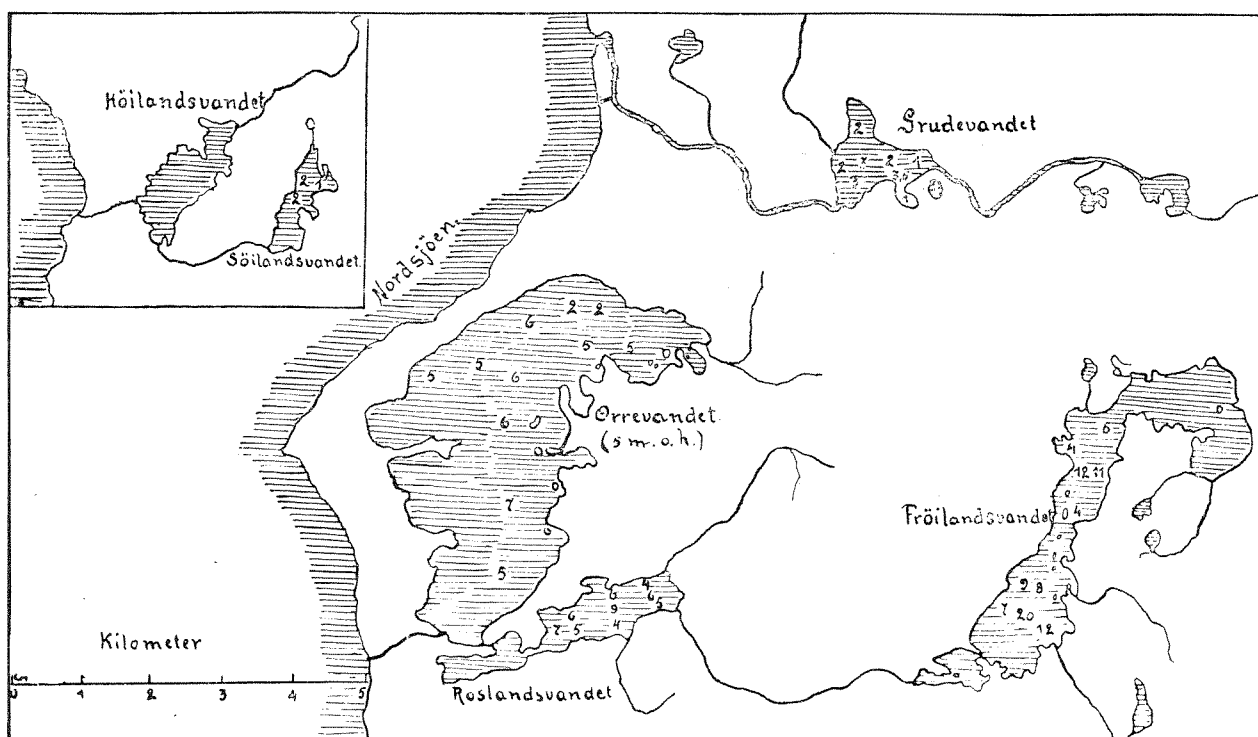






Tab. 3.2 Innsjøenes areal, volum og største dyp  
(fra Holtan og medarb. 1981 og denne  
unders.)

	Areal (km <sup>2</sup> )	Volum (m <sup>3</sup> 10 <sup>6</sup> )	maks. dyp (meter)	midlere dyp	teor. opph.tid (dager)
Frøylandsvatnet	4.95	26	29	5.3	438
Horpestadvatnet	1.03	4.3	15	3.3	15
Orrevatnet	8.11	11	3	1.4	32



Kart 6.

## Jædervandene.

Frøilandsvandet (5,43 km.<sup>2</sup>, 24 m. o. h.), Roslands- og Ørrevandet tilhører samme vassdrag, af hvilke det førstnævnte ligger øverst. Omend dybere end de to andre er dog ogsaa dette et grundt vand. Den største fundne dybde er 20 m. Omgivelserne er lyngmark, myrer, delvis ogsaa opdyrket mark. Nedslagsdistriktet er ganske ringe. Vandet har været anseet for et ganske godt fiskevand i tidligere tider. De i vandet levende fiskearter er indsørrret, lidt sørrret, sik og aal.

Roslandsvandet (Hørpestadvandet) (2,18 km.<sup>2</sup>, 7 m. o. h.) gennemstrømmes af den fra Frøilandsvandet kommende Roslandselv. Vandet er grundt. Største fundne dybde er 9 m. Omgivelserne er væsentlig lyngmark og myr. delvis opdyrket mark. Vandet har tidligere været anseet for et godt fiskevand, men fiskeriet er i de senere aar gaaet meget tilbage antagelig paa grund af for sterkt drevet fiske. De i vandet forekom-

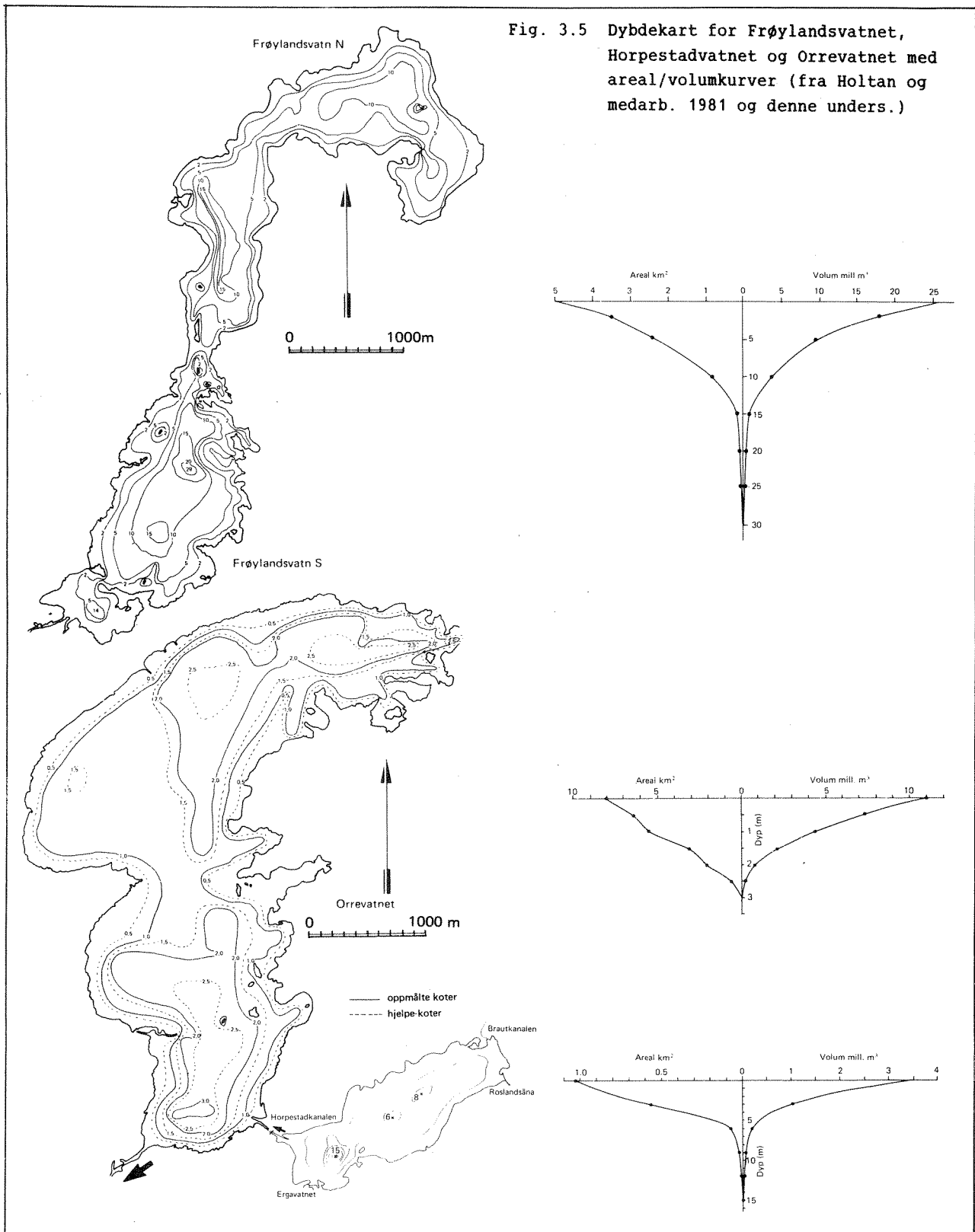
mende fiskearter er indsørrret, sik, aal, sørrret, laks og sandflyndre. Forbundet med dette vand ved en kort elv er

Ørrevandet (11,57 km.<sup>2</sup>, 5 m. o. h.). Dette er paa den ene side adskilt fra havet blot ved en ca. 1 km. bred sandbanke. Omgivelserne bestaar af lyngmark, torvmyre og tyndt bevoksede sand- eller singelstrækninger. Vandet er grundt over det hele. Den almindelige dybde er 5 m. Største fundne dybde er 7 m. Store partier af bunden bestaar af fin sand. Vandet har været et godt fiskevand, men fisket har i de senere tider meget aftaget antagelig paa grund af for sterkt fiske. I vandet findes indsørrret, sik, aal, sandflyndre, og noget laks og sørrret.

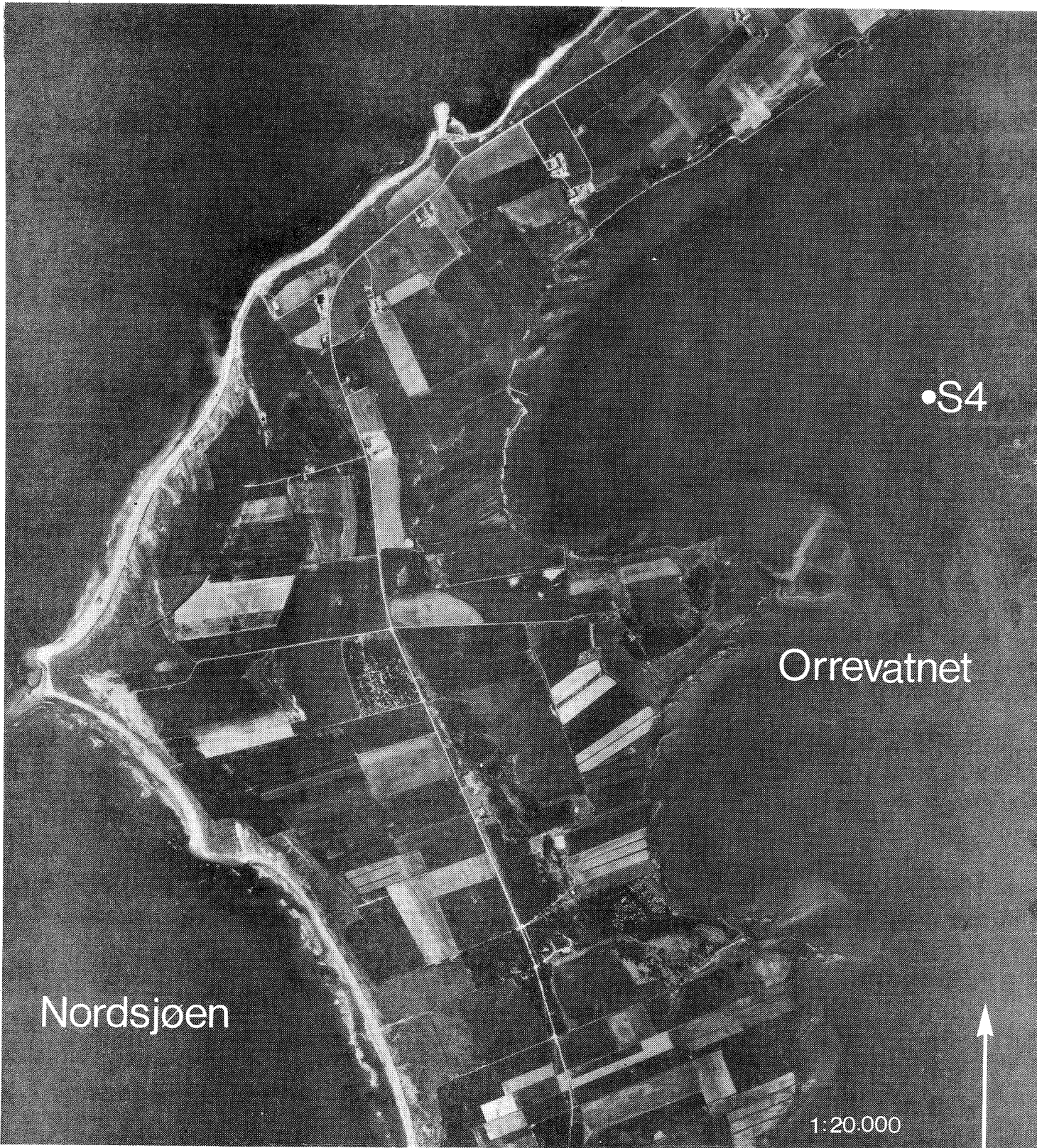
Fig. 3.4 Kopi af dybdekart og beskrivelse av innsjøene fra 1897 kopiert fra Huitfeldt-Kaas (1906)



Fig. 3.5 Dybdekart for Frøylandsvatnet, Horpestadvatnet og Orrevatnet med areal/volumkurver (fra Holtan og medarb. 1981 og denne unders.)







Tab. 3.3 Bosatte og antall husdyr i de forskjellige delfelter

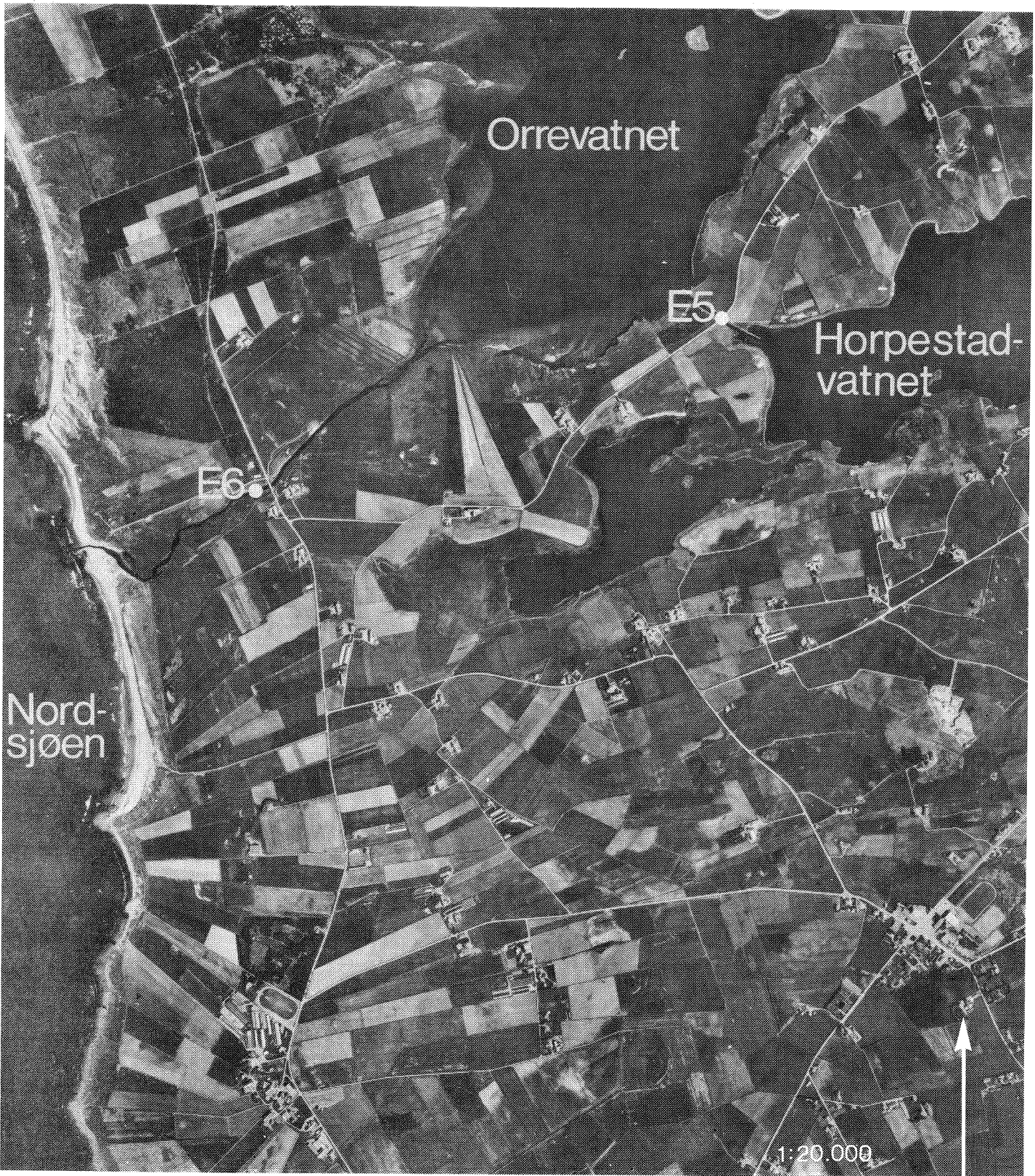
Kilder:

- Landbrukskontorene i Klepp og Time
- Bosettingskart 1:250 000. Folketelling 1980. Norges geografiske oppmåling 1983.
- Statistisk sentralbyrå 1981: Folke- og bustadteljing 1980. Kommunehefte 1120 Klepp og 1121 Time
- Statistisk sentralbyrå 1984: Datautskrifter fra gruppe for miljøstatistikk ved Lars Rogstad.

Delfelt (prøvetakingsst.)	Antall personer	Mjølke- kyr	Annet storfe	Sau	Svin	Høns	Mink	Rev
Linlandsbekken (E1)								
1. Mosvatnet	30	14	22	202	-	10	-	-
2. Fjermestadvatnet	130	72	89	101	122	1940	-	-
3. Restfelter	810	452	557	1224	567	8632	-	-
TOTALT	970	538	668	1527	689	10582	-	-
Kvernlandsbekken (E2)	180	216	254	632	489	1863	-	48
Lalandsbekken (E7)	90	141	156	11	89	2048	895	70
Hinnalandsbekken (E8)								
1. Hinnalandstjørn	90	145	165	378	224	885	-	-
2. Restfelt	80	30	38	32	66	10	100	30
TOTALT	170	175	203	410	290	895	100	30
Nærområder/restfelter inkl. Frøylandsvatnet	2610	1420	2180	2010	3790	20800	800	120
FRØYLANDSVATNET TOTALT	4020	2490	3460	4590	5350	36190	1790	270
Roslandsåna (E4)	5710	840	1290	1190	2240	12300	470	70
Sum <sup>1)</sup> Roslandsåna	9730	3330	4750	5780	7590	48490	2260	340
Horpestadvatnet (E5)	930	1620	2480	2300	4310	23700	910	130
Sum <sup>1)</sup> Horpestadvatnet	10660	4950	7230	8080	11900	72190	3170	470
Orrevatnet (til utløpet)	1990	1490	2300	2120	3990	21900	840	120
Sum <sup>1)</sup> Orrevatnet	12650	6440	9530	10200	15890	94090	4010	590
Orreelva (E6)	10	60	100	90	170	940	-	-
TOTALT (E6)	12660	6500	9630	10290	16060	95030	4010	590

<sup>1)</sup> Medreknet delfelter oppstrøms





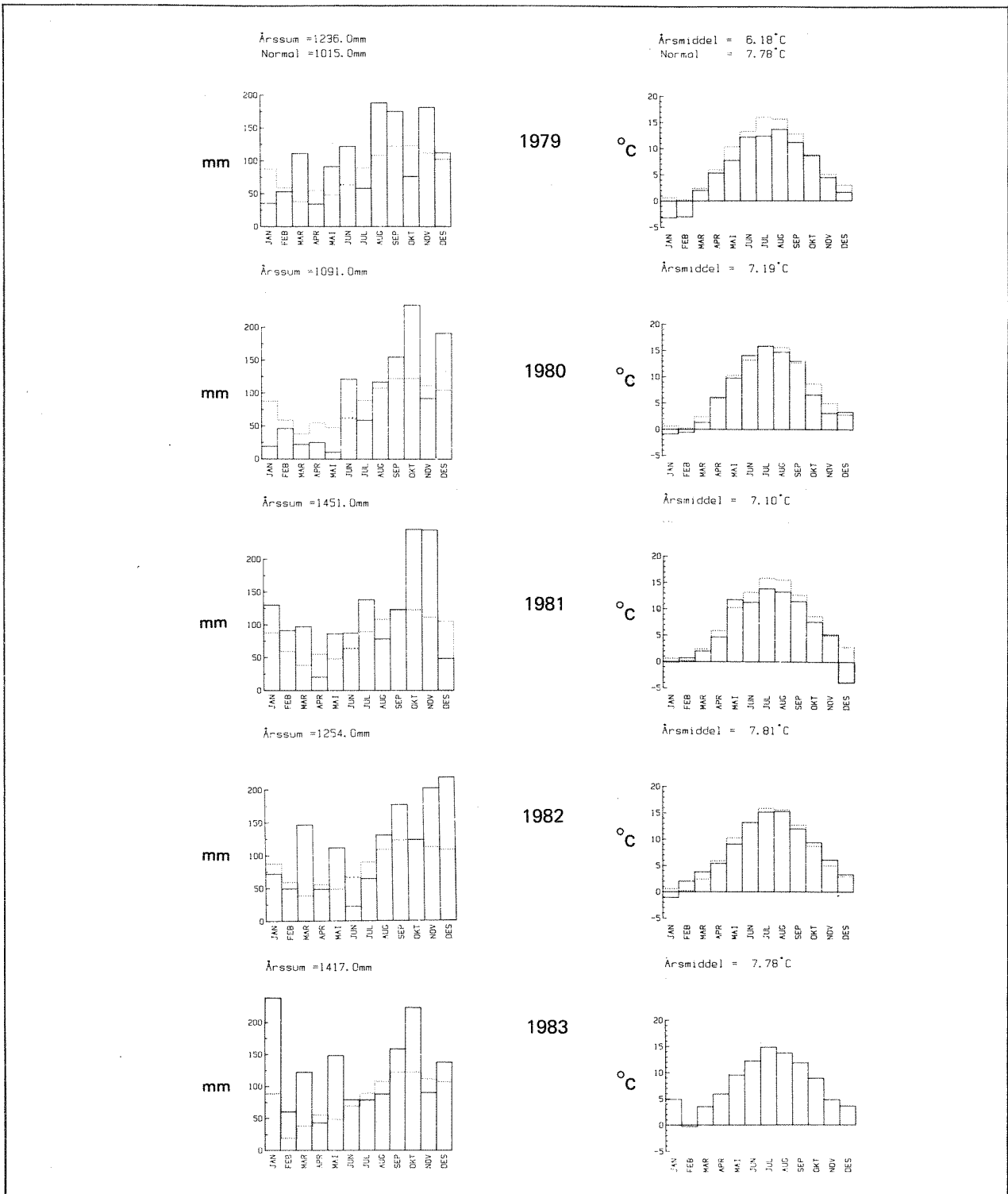


Fig. 3.6 Månedlig nedbør (mm) og måneds-  
 middeltemperatur med tilhørende  
 normalverdier på Sola 1979-83.



Tab. 3.4 Bekke- og innsjøstasjoner. Nøyaktig plassering på kartverk M711 (1:50000)

Stasjonskode	stasjonsnavn	kartblad (M711)	kartref. (UTM)
S1	Frøylandsvatnet (nord)	1212 IV	LL 098200
S2	Frøylandsvatnet (sør)	1212 III	LL 078168
S3	Horpestadvatnet	1212 III	LL 012158
S4	Orrevatnet	1212 IV	LL 001190
E1	Linlandsbekken	1212 IV	LL 103207
E2	Kvernlandsbekken	1212 IV	LL 103189
E3	Roslandsåna ved Bryne	1212 III	LL 060157
E4	Roslandsåna ved Horpestadvt	1212 III	LL 028164
E5	Utløp Horpestadvatnet	1212 III	LL 007162
E6	Utløp Orrevatnet	1212 III	KL 991156
E7	Lalandsbekken	1212 IV	LL 079193
E8	Hinnalandsbekken	1212 III	LL 084159

### 3.1.3 Bosetting

I tabell 3.4 er vist en oversikt over antall bosatte og husdyr i Orrevassdagens nedbørfelt. I følge Statistisk Sentralbyrå var det i 1984 12.660 personer fast bosatt i nedbørfeltet. De viktigste tettstedene er Bryne, deler av Kleppe og Klepp stasjon. I tabellen er antallet bosatte fordelt på de aktuelle delfeltene.

Husdyr og industri blir diskutert i kapittel 4.

### 3.2 Klima

Jæren er preget av sin nærhet til Nordsjøen, med mildt og fuktig klima. Nedbørområder fra sørvest, dominerer klimaet med tyngden av nedbør om høsten og vinteren (Fig. 3.6). Normal nedbørmengde er 853 mm. Nærheten til havet fører også til at området har høy årsmiddeltemperatur: 7.4<sup>0</sup>C. Ingen måned har middeltemperatur under 0<sup>0</sup>C.

### Litteratur

- Arnesen, R.T. og T.Kristoffersen 1978. Håelva, Figgjo og Orreelva. Bearbeiding av kjemiske data innsamlet 1974-77. NIVA 0-52/77
- Huitfeldt-Kaas, H. 1906. Plankton-undersøgelser i norske vande. Nationaltrykkeriet Christiania. 199 s.
- Holtan, H., G.Holtan, P.Brettum og S.A.Holmen 1981. Forundersøkelser i Orrevassdraget 1979-80. NIVA 0-8000217

## 4. Tilførsel av forurensende stoffer

### 4.1 Målt og simulert vannføring

#### 4.1.1 Generelt

For å kunne beregne stofftransporten på de forskjellige målestasjoner er det nødvendig å ha døgnlige verdier for vannføring for hver enkelt stasjon. Før denne undersøkelsen startet var det kun periodevis avlesning av et vannmerke i Roslandsåna ved Bryne (E3). NVE bygget dette om til en kontinuerlig registrerende limnigrafstasjon 2. juli 1984. I forbindelse med denne undersøkelsen opprettet NIVA to limnigrafstasjoner i to mindre bekker: Lalandsbekken (E7) og Hinnalandsbekken (E8) (se Fig. 3.1) i perioden juni 1981 til 31. desember 1983. Det var også planlagt at NVE skulle opprette en måledam med limnigraf nedstrøms utløpet av Orrevatnet, men dette ble ikke gjennomført av måletekniske årsaker.

For å kunne utføre massetransportberegninger av ulike stoffer ved prøvetakingsstasjonene ble vannføringene simulert i de øvrige bekkestasjonene ved hjelp av en matematisk modell.

#### 4.1.2 Modellbeskrivelse

Den matematiske modellen (HBV-3) som er utviklet av Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut (SMHI) er en del av en modellpakke som er laget ved Norges vassdrags- og elektrisitetstvesen (NVE). Modellen er kjørt på NIVAs EDB-anlegg.

Modellen kan beregne døgnmidler for vannføring når døgnverdier av nedbør, maksimumtemperatur og

minimumtemperatur samt månedsmidler for fordampning er kjent.

Modellen simulerer i prinsippet avløpsforholdene i en jordsøyle som representerer nedbørfeltets midlere egenskaper. Det blir tatt hensyn til størrelsen av ovenforliggende innsjøer, snømagasinering og snøsmelting, og hvordan dette er avhengig av høyden over havet.

#### 4.1.3 Kalibrering og test av modellen

Meteorologisk Instituttets temperaturdata fra Obrestad fyr (24 m.o.h.) ble benyttet. Døgnlige nedbørverdier (87 m.o.h.) ble beregnet som middelverdiene av Meteorologisk institutts observasjoner ved Hognestad (19 m.o.h.) og Langvatn i Gjesdal (155 m.o.h.), se Fig. 3.1.

Modellen ble først kalibrert mot observerte vannføringer i Roslandsåna ved Bryne (E3) fra høsten 1982 og ut året 1983. Det vil si at koeffisienter som beskriver de ulike avløpsprosessene ble variert inntil overensstemmelsen mellom simulerte og observerte verdier ble best mulig.

Perioden 1981 til sommeren 1982 er følgelig en test på modellens pålitelighet på uavhengig materiale.

Samsvaret mellom simulerte og observerte vannføringer var stort sett tilfredsstillende

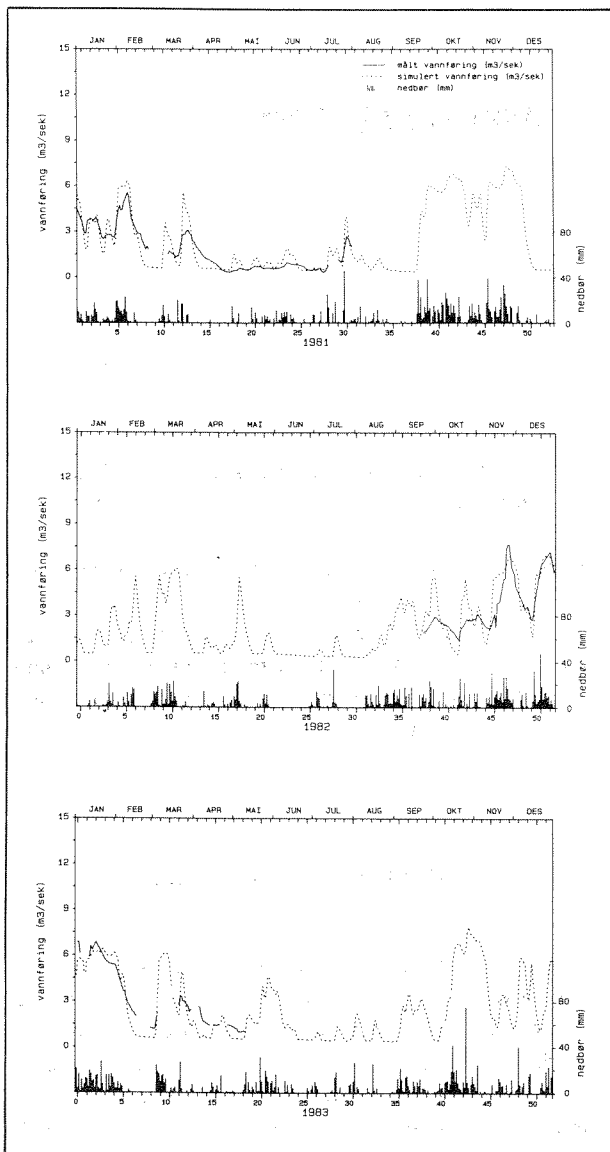


Fig. 4.1 Målt (—) og simulert (....) vannføring i Roslandsåna ved Bryne (E3) i 1981-1983. Daglig nedbør er markert nederst i diagrammet

(Fig. 4.1), men med vår kalibrering av modellen klarte den ikke å ta tilstrekkelig hensyn til dempingseffekten av innsjøer.

De simulerte verdiene avtok også raskere etter nedbør og snøsmelting enn det som ble målt i

bekkene. Ytterligere tilpasning av denne modellen eller kalibrering av andre mer kompliserte modeller ble imidlertid ansett å være så tidkrevende at det ikke er funnet regningsvarende. Det antas også at de feilene som introduseres er relativt små, da de simulerte vannføringene er tilpasset de aktuelle nedbørepisodene med fradrag for fordamping.

Modellen, kalibrert for Roslandsåna (E3), ble deretter brukt på Lalandsbekken (E7)  $1,36 \text{ km}^2$  og Hinnalandsbekken (E8)  $2,01 \text{ km}^2$  der det også er målt vannføring. For Lalandsbekken viste simulerte og observerte vannføringer rimelig godt samsvar for 1981 og 1983. Det samme gjaldt for Hinnalandsbekken for 1981 og 1982 (Fig. 4.2). Da nedbørmengden kan variere i forhold til observasjonene fra de meteorologiske stasjonene, og da feltene i tillegg er svært små, må en forvente avvik mellom simulerte og observerte vannføringer av denne størrelseorden (jfr. Tab. 4.1).

For Lalandsbekken i 1982 og Hinnalandsbekken i 1983 var det derimot meget dårlig samsvar. Avvikene var spesielt store i den første halvdel av året. For begge tilfellene var målt avløp betydelig høyere enn det målt nedbør skulle tilsi (Tab. 4.1). Dette tyder på feil i vannføringsmålingene. Da vannbalansen for Lalandsbekken i 1983 var tilfredsstillende og tilsvarende for Hinnalandsbekken i 1982, indikerer dette også feil i måleresultatene. Det ble dessuten registrert at vannstandsmålingene lett kunne forstyrres av pinner ol. som ble liggende på tvers av bekken og pga. tilgroing med vegetasjon. Ved beregning av stofftransport er derfor de simulerte verdiene for vannføring benyttet for perioden 1. januar til 1. august for Lalandsbekken i 1982, 1. januar til 1. mai 1983 og 1. januar til 1. juli for Hinnalandsbekken 1983.

Simulerte vannføringsverdier er derfor benyttet for perioder der limnigrafene ikke har vært i drift i Roslandsåna ved Bryne (E3), Lalandsbekken (E7) og Hinnalandsbekken (E8). For øvrige bekkestasjoner der vannføring ikke er målt, er simulerte verdier benyttet (se tabeller i vedlegg).

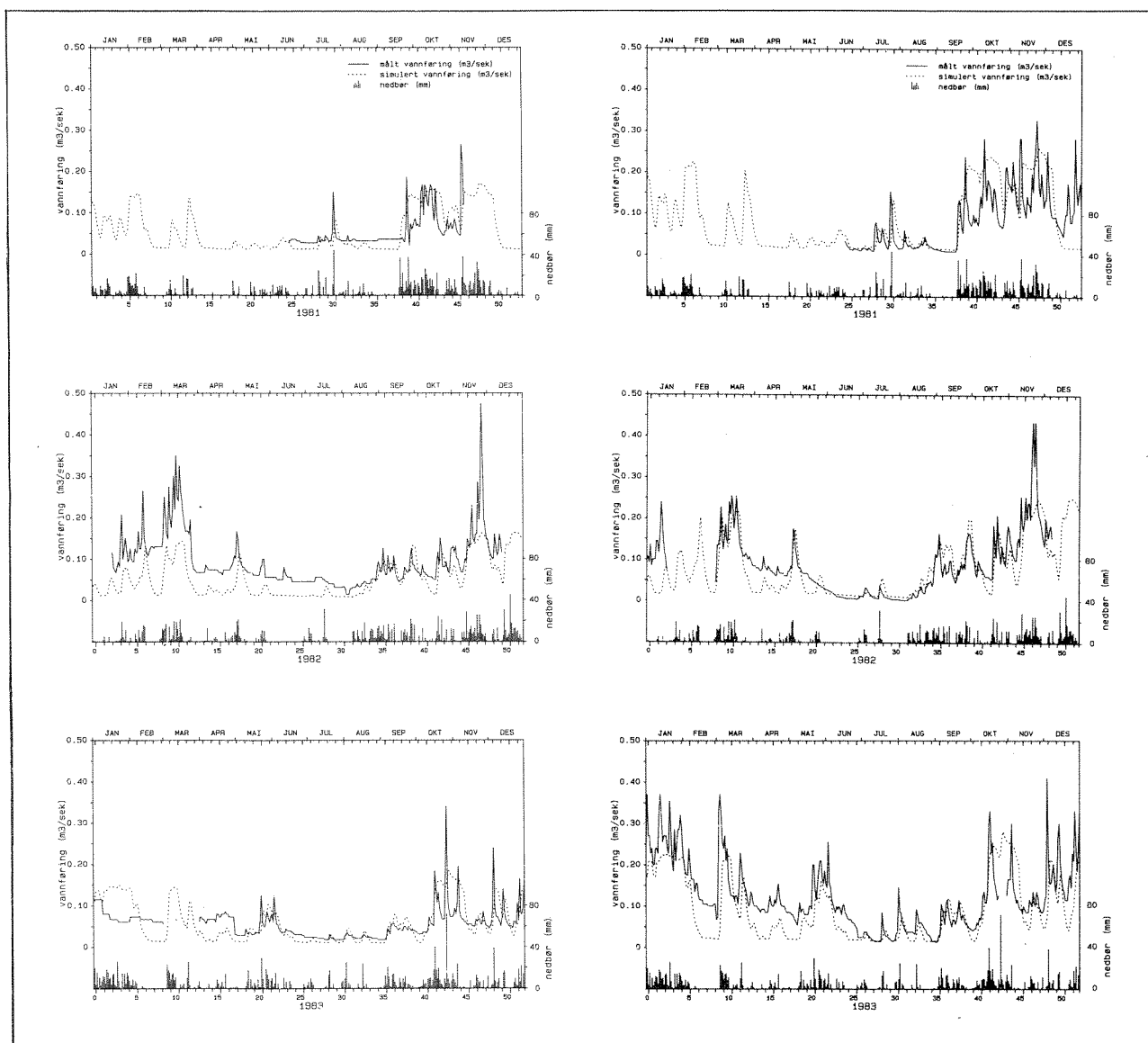


Fig. 4.2 Målt (—) og simulert (....) vannføring i Lalandsbekken (E7) og Hinnalandsbekken (E8) i perioden 1981-83. Daglig nedbør er markert nederst i diagrammet. Perioder med dårlig overensstemmelse mellom målte og simulert vannføring er markert med stiplet linje

Tab. 4.1 Vannbalanse for Lalandsbekken og Hinnalandsbekken

	Ar	Nedbør	Observert avløp	Simulert avløp sim.	Avvik -obs.	%
		(mm)	(mm)	(mm)	(mm)	
Lalandsbekken (E7)	1981	1508	871 1)	1280	- 62	5
	1982	1531	2198	1222	- 962	79
	1983	1677	1301	1399	97	7
Hinnalandsbekken (E8)	1981	1508	1155 1)	1277	122	10
	1982	1531	1330	1213	- 117	10
	1983	1677	1838	1395	- 410	29

1) Observert fra 16/6-31/12. Avviket er beregnet for denne perioden.

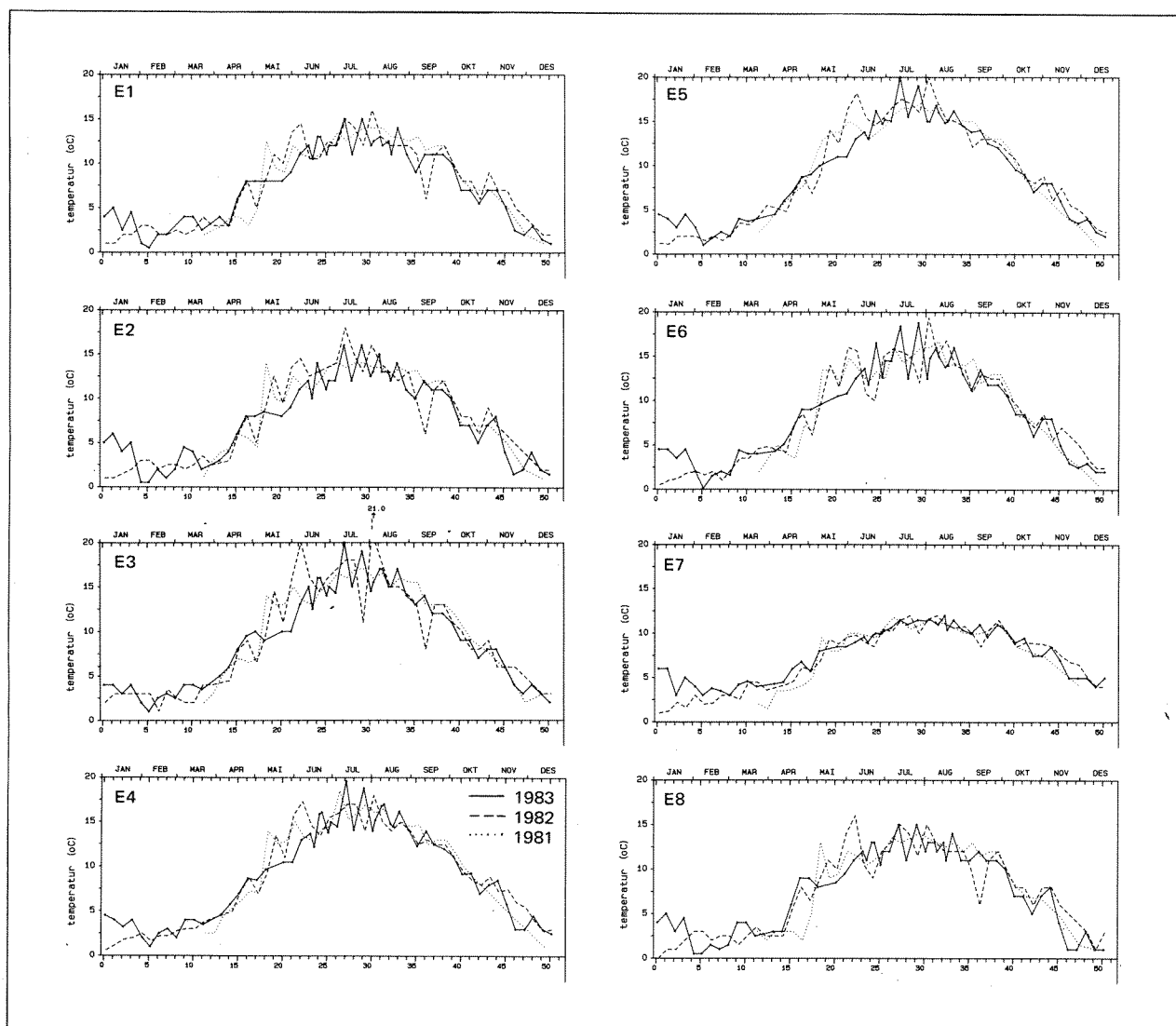


Fig. 4.3 Ukentlige registreringer av temperatur på 8 bekkestasjoner

## 4.2 Vannkvalitet i bekkene

### 4.2.1 Måleprogram og beregningsmetoder

Tidsforløpet av ukentlige verdier for temperatur, pH, konduktivitet, total-P, LMR-P (filtrert molybdatreaktivt fosfor), total-N og

nitrat/nitritt er presentert for hver av bekkene. Da datamengdene er så store, har det vært nødvendig å bearbeide materialet videre statistisk for å få fram de forskjeller og likheter for forskjellige stasjoner og år. Vannkjemiske analysemetoder er presentert i vedlegg.

Analyseresultatene fra de forskjellige bekkene er presentert i såkalte frekvensfordelings-

diagrammer. De er konstruert slik at alle målingene fra 1982 og 83 for hver bekk er sortert etter stigende verdi og plottet mot relativ forekomst (%). Laveste verdi er derved vist nederst til venstre i diagrammet og høyeste verdi øverst til høyre. Alle målte verdier for disse to årene er altså representert ved punkter på kurven slik at en kan lese ut f.eks. hvor stor andel av målingene som var større enn (eller mindre enn) en viss verdi. Frekvensen er presentert i en såkalt "normalfordelings-akse", noe som gir anledning til å vurdere om dataserien er normalfordelt. Normalfordelte dataserier kan behandles statistisk på en enkel måte, noe som er nyttig ved f.eks. sammenlikning mellom stasjoner og år.

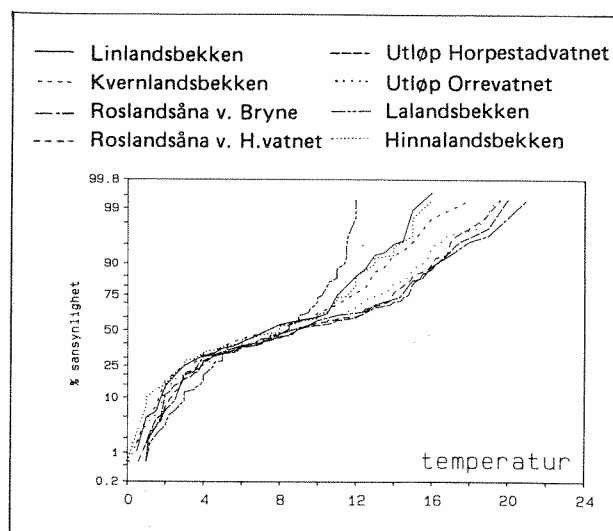


Fig. 4.4 Frekvensfordeling av temperatur i de 8 bekkestasjonene i 1982 og 83

## 4.2.2 Temperatur

Ukentlige verdier for vanntemperatur i de åtte bekkestasjonene for 1981-83 er vist i Fig. 4.3.

I figur Fig. 4.4 er temperaturen illustrert i normalfordelings-plot og det går tydelig fram at bekkene som drenerer hovedsakelig landområder (E1-2 og E7-8) har vesentlig lavere maksimaltemperaturer enn der vannet har passert gjennom innsjøer (E3-6). I 1982 og 83 var høyeste registrerte temperaturer i Lalandsbekken (E7)  $12.0^{\circ}\text{C}$ , noe som viser at denne bekken var dominert av kaldt grunnvann.

## 4.2.3 Konduktivitet

Fig. 4.5 og Fig. 4.6 viser at konduktiviteten i bekkene normalt var i størrelsesorden 10-20 mS/m. Dette regnes for å være relativt høye verdier og reflekterer løsmassenes geologi og omfanget av oppdyrking. Linlandsbekken (E1) hadde jevnt over lavest konduktivitetsverdier, noe som henger sammen med at dette delfeltet hadde relativt lite oppdyrket areal (se kapittel 3). Hinnalandsbekken (E8) hadde naturlig nok de høyeste verdiene. Høye verdier i

utløpet av Orrevatnet viser også at konsentrasjonen av oppløste salter økte nedover i vassdraget (se Roslandsåna v. Bryne - utløp Horpestadvatnet - utløp Orrevatnet). Figuren viser også en tydelig økning i konduktiviteten i Roslandsåna fra Bryne ned til Horpestadvatnet, med en økning i medianverdien fra 12.8 til 14.6 mS/m. Lalandsbekken hadde jevnt over langt høyere verdier enn de andre bekkene.

## 4.2.4 pH

pH i bekkene lå jevnt over nær nøytralpunktet ( $\text{pH}=7.0$ ), mens mange av kurvene (Fig. 4.7 og Fig. 4.8) viser en tydelig tendens til at høyeste verdier overskrider 9.0. Dette har sin forklaring i at innsjøene med høy algeproduksjon har høy pH i sommerhalvåret, noe som også vil prege utløpsbekkene. Figuren viser tydelig raske svingninger i pH pga. variasjoner i værlaget og i artssammensetning og mengde av planteplankton. For jordbruksbekkenes vedkommende var det en tilsvarende tendens til enkelte lave verdier (under  $\text{pH}=6$ ), trolig pga. utslipp av silopressaft som inneholder maursyre. Dette bekreftes i stor grad av sammenfallende høye

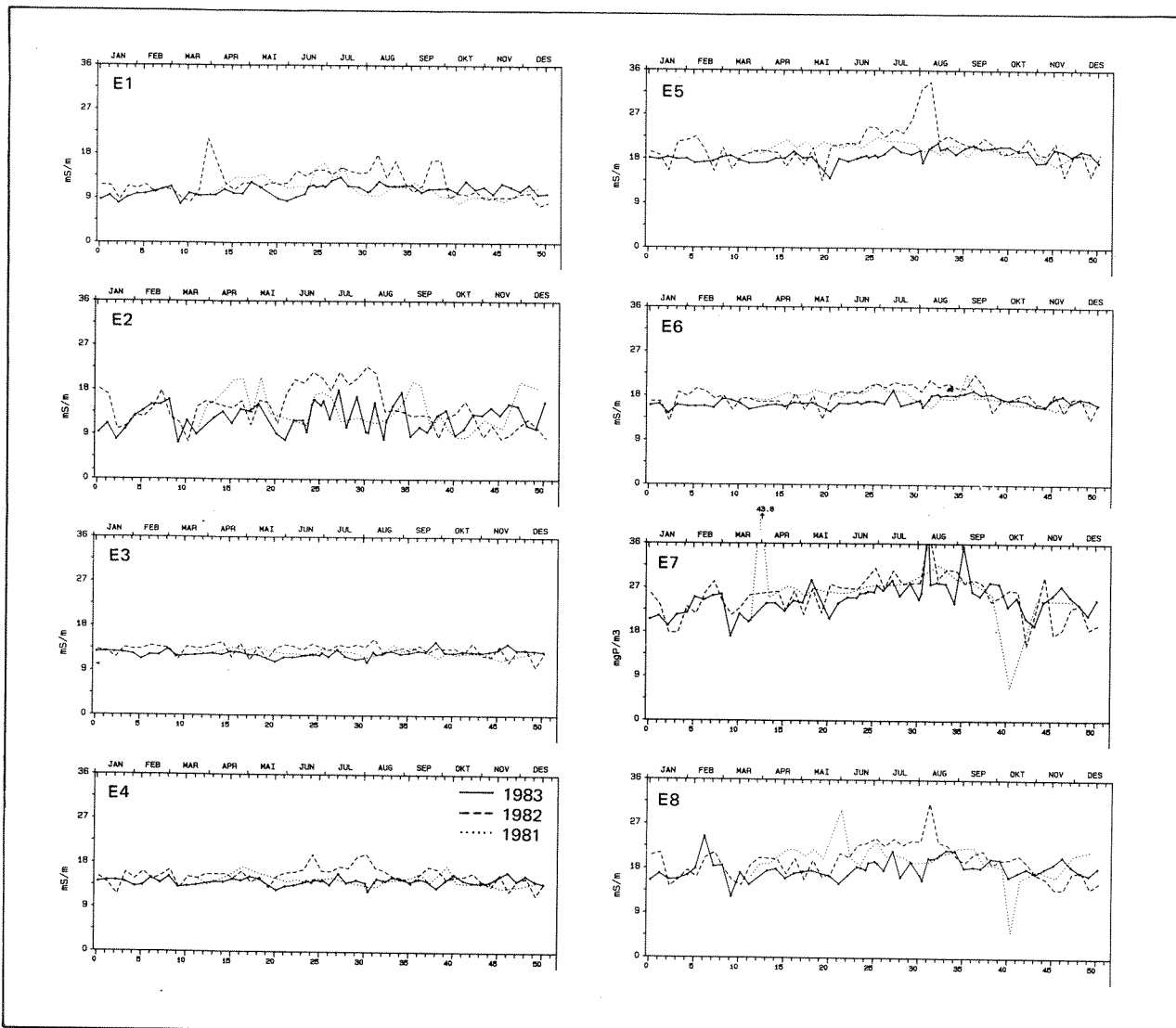


Fig. 4.5 Ukentlige registreringer av konduktivitet (mS/m) på 8 bekkestasjoner

- Linlandsbekken
- - - Kvernlandsbekken
- · - Roslandsåna v. Bryne
- · - Roslandsåna v. H.vatnet
- · - Utløp Horpestadvatnet
- · · Utløp Orrevatnet
- Lalandsbekken
- · · Hinnalandsbekken

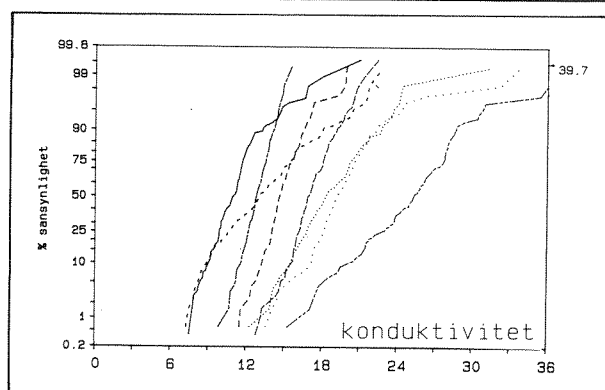


Fig. 4.6 Frekvensfordeling av konduktivitet (mS/m) på de 8 bekkestasjonene i 1982 og 83

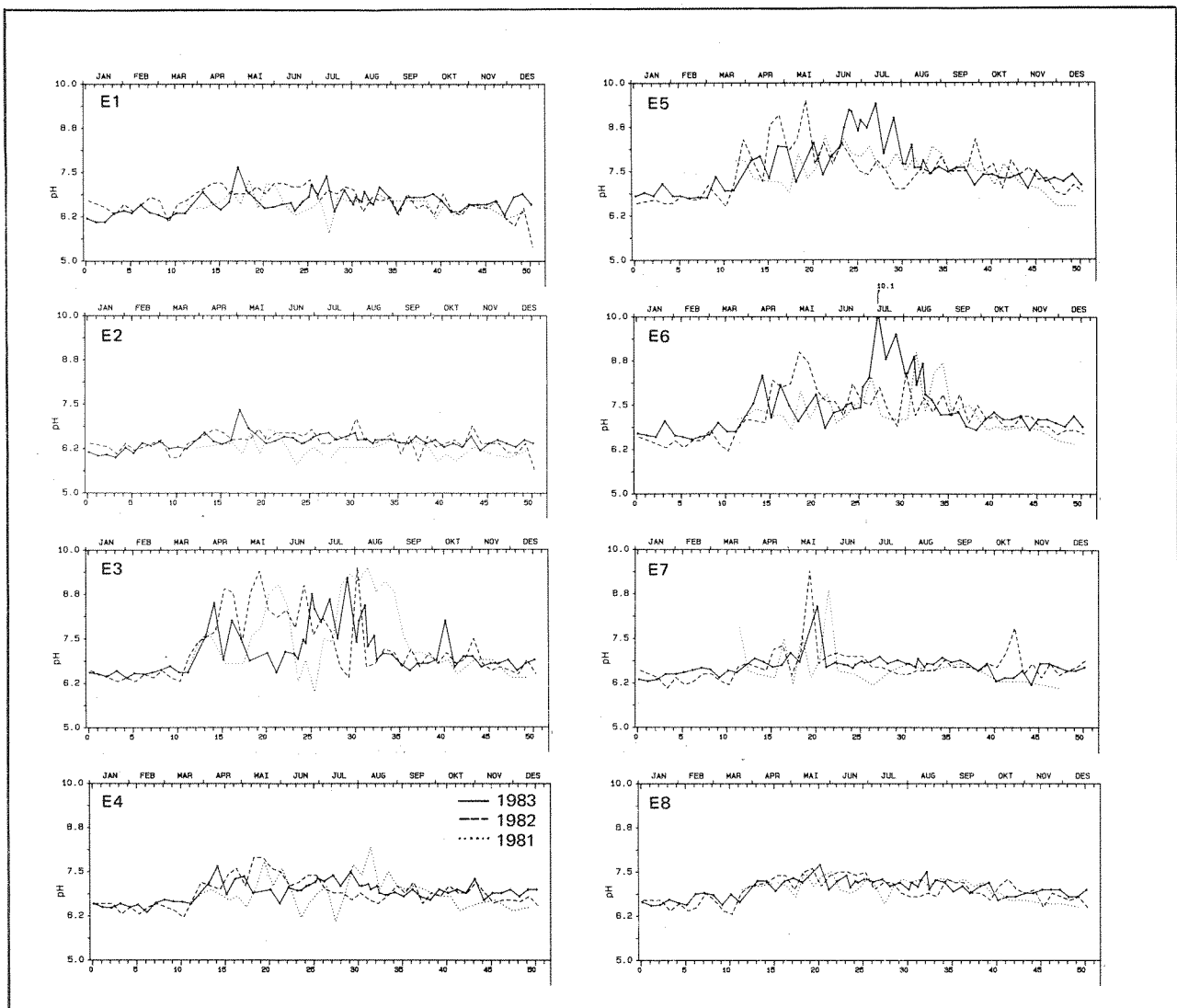


Fig. 4.7 Ukentlige registreringer av pH på 8 bekkestasjoner

- Linlandsbekken
- - - Kvernlandsbekken
- · - · Roslandsåna v. Bryne
- · - · Roslandsåna v. H.vatnet
- · - · Utløp Horpestadvatnet
- · · · Utløp Orrevatnet
- · - · Lalandsbekken
- · · · Hinnalandsbekken

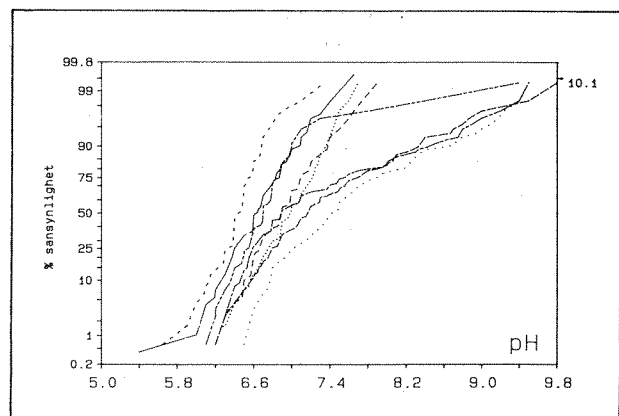


Fig. 4.8 Frekvensfordeling av pH i de 8 bekkestasjonene i 1982 og 83



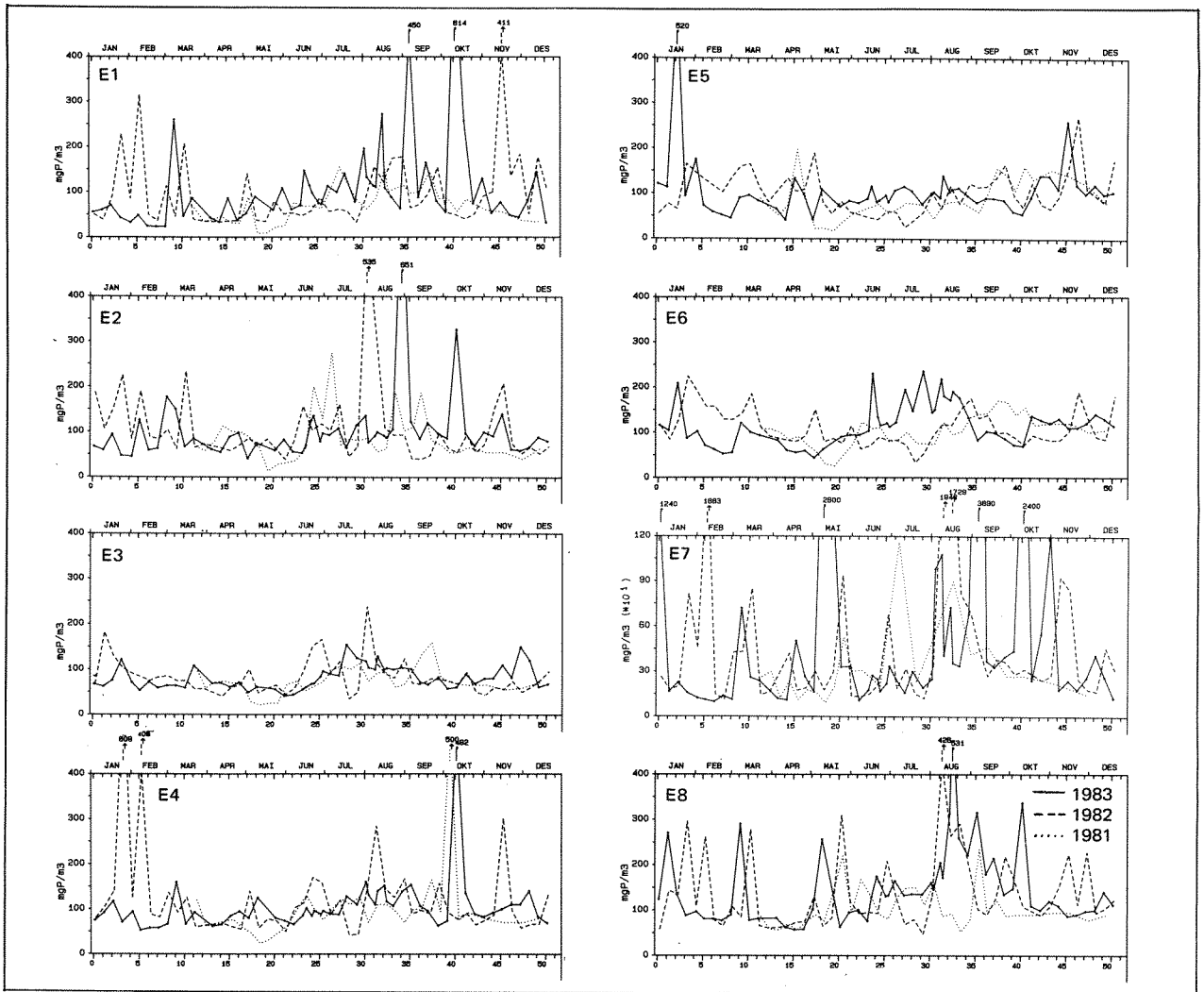


Fig. 4.9 Ukentlige registreringer av total-fosfor på 8 bekkestasjoner

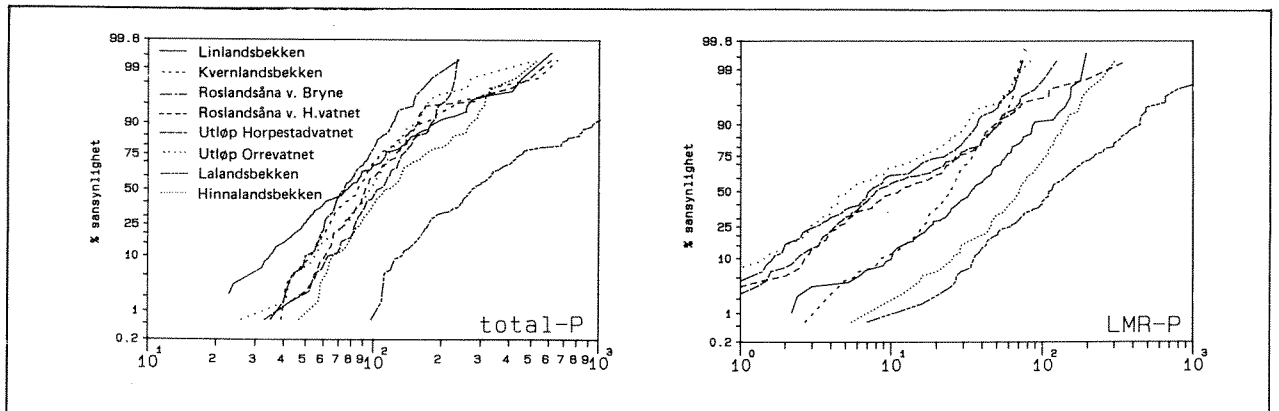


Fig. 4.10 Frekvensfordeling av total-P og LMR-P (mgP/m<sup>3</sup>) i de 8 bekkestasjonene i 1982 og 83

verdier for nitrogen og kalium. Lavest registrerte verdi var 5.4 i Linlandsbekken i desember 1982.

#### 4.2.5 Fosfor

I forurensningssammenheng er fosfor en særlig viktig parameter, da økning i tilførslene av dette elementet som regel gir tilsvarende økning i mengden (se f.eks. Dillon og Rigler 1975, Rognerud og medarb. 1979).

For de fleste bekkene ligger hovedtyngden av totalfosforkonsentrasjonene rundt 100 mgP/m<sup>3</sup> (Fig. 4.9 og Fig. 4.10). Her er det særlig Lalandsbekken (E7) og Hinnalandsbekken (E8) som utmerker seg i negativ retning med medianverdier på henholdsvis 273 og 112 mgP/m<sup>3</sup>. Kurven for Lalandsbekken viser også at omlag 75% av verdiene fra 1982 og 1983 var større enn 500 mgP/m<sup>3</sup>, noe som må karakteriseres som sterkt forurenset. I denne bekken burde derfor tekniske tiltak kunne gi særlig gode resultater. I de andre bekkene var omlag 10% av verdiene større enn 200 mgP/m<sup>3</sup>.

Arnesen og Kristoffersen (1978) gjennomførte et enkelt analyseprogram på forskjellige stasjoner i vassdraget i perioden 1974-77. De ialt 10 prøvene fra en stasjon i Roslandsåna nedstrøms Bryne, indikerer at det ikke har vært noen vesentlig endring i fosforkonsentrasjonen i perioden fram til denne undersøkelsen.

#### 4.2.6 Nitrogen

For nitrogen, som også er et viktig plantenæringsstoff, var konsentrasjonene betydelig høyere i Lalandsbekken og Hinnalandsbekken enn i de andre bekkene (Fig. 4.11). Medianverdien av total-nitrogen i Lalandsbekken var hele 7560 mgN/m<sup>3</sup> (Fig. 4.12), som må være av de høyeste verdiene som er registrert i Norge. Kloakkvann

fra husholdninger inneholder ca. 20000 mgN/m<sup>3</sup>. Omlag 10% av måleresultatene var større enn 10000 mgN/m<sup>3</sup>. Til sammenlikning var medianverdien i Hinnalandsbekken 2970 mgN/m<sup>3</sup>.

Erfaringsmessig gir avrenning fra jordbruksarealer særlig stort bidrag med nitrogen. Øvrige bekkestasjoner hadde stort sett verdier mellom 1000 og 3000 mg total-N/m<sup>3</sup> noe som bekrefter den generelt store påvirkningen fra jordbruksaktiviteter.

I Fig. 4.12 er vist tilsvarende verdier for nitrat/nitritt der Lalandsbekken og Hinnalandsbekken utmerker seg med særlig høye verdier. For Lalandsbekkens vedkommende ligger ca. 25% av verdiene høyere enn 6000 mgN/m<sup>3</sup>. I utløpet av de tre innsjøene var en vesentlig andel av nitratverdiene mindre enn 20 mgN/m<sup>3</sup> pga. raskt opptak i algene i sommerhalvåret.

Det har heller ikke for nitrogens vedkommende vært noen klar endring i nivået av nitrogenkonsentrasjon siden NIVAs undersøkelser i 1974-77.

#### 4.2.7 Kalium

Kalium brukes som indikator på silopressaft i vassdragene, men finnes også i annen avrenning fra jordbruksarealer.

Igjen er det Lalandsbekken og Hinnalandsbekken som har de høyeste verdiene (Fig. 4.13 og Fig. 4.14). Det viser seg også at kalium ikke holdes tilbake, men øker i konsentrasjon nedover i vassdraget.

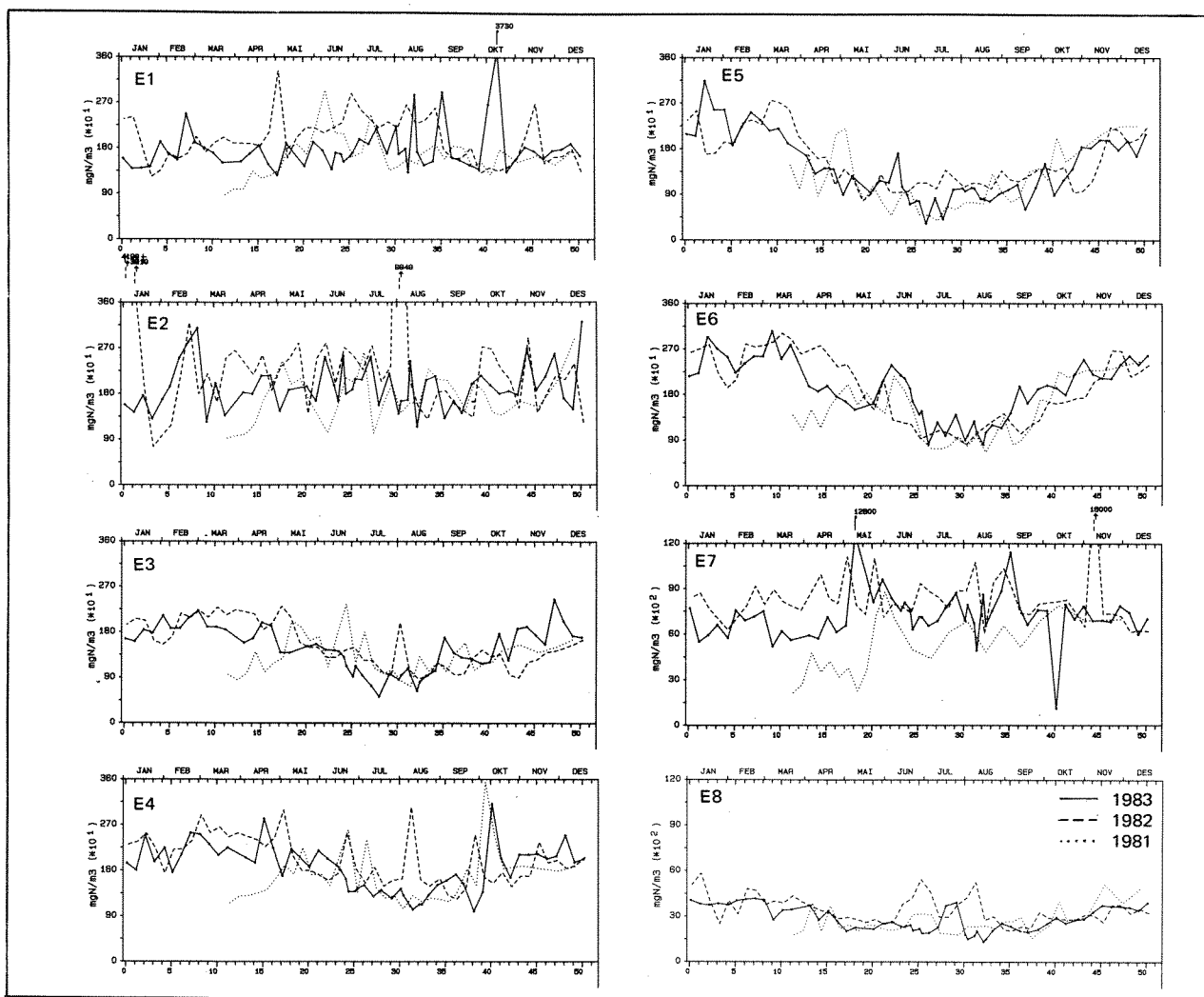


Fig. 4.11 Ukentlige registreringer av total-nitrogen ( $\text{mgN/m}^3$ ) på 8 bekke-stasjoner

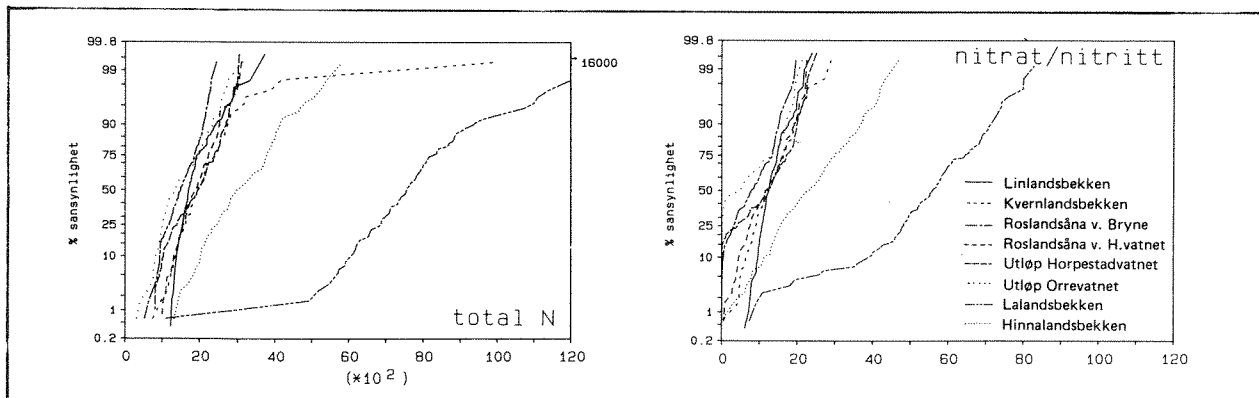


Fig. 4.12 Frekvensfordeling av total-nitrogen og nitrat/nitritt ( $\text{mgN/m}^3$ ) i de 8 bekke-stasjonene i 1982 og 83

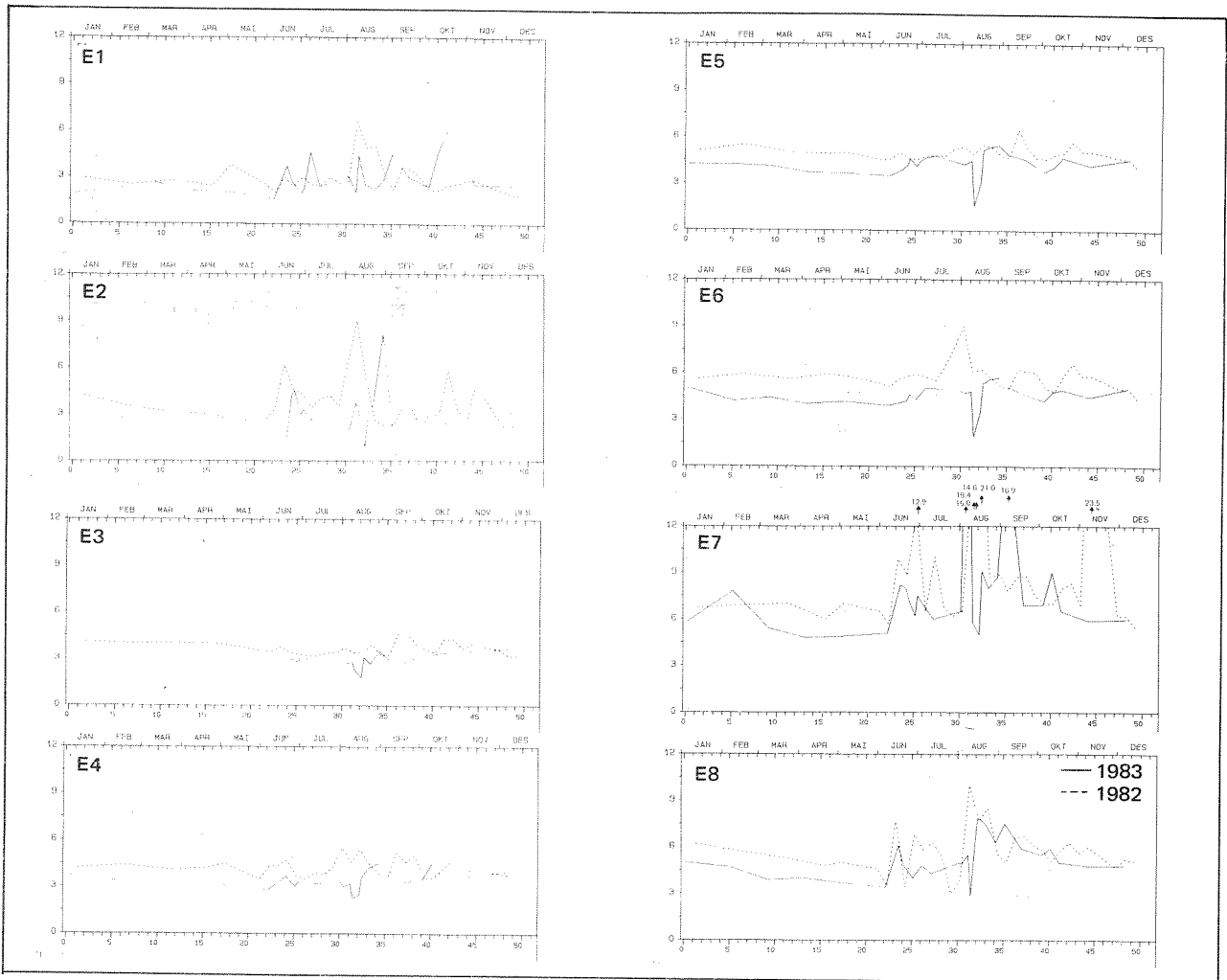


Fig. 4.13 Ukentlige registreringer av kalium på 8 bekkestasjoner

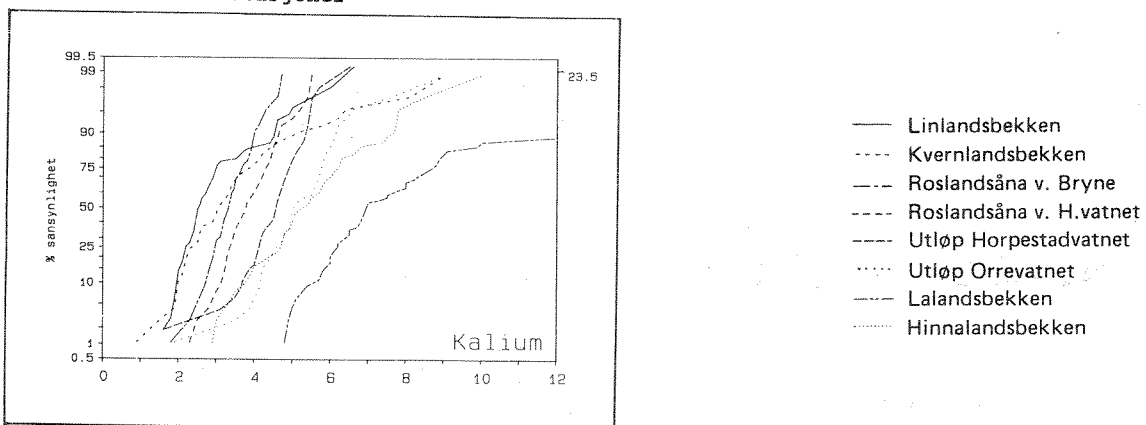


Fig. 4.14 Frekvensfordeling av kalium i de 8 bekkestasjonene i 1982 og 83. Merk at prøver er tatt hyppigere sommer og høst, se forrige figur

### 4.3 Målt stofftransport

#### 4.3.1 Beregningsmetode

Vurdering av betydningen av de forskjellige forurensningskilder kan utføres etter detaljerte målinger på en rekke punkter i vassdraget. Dette krever et svært omfattende og kostbart måleprogram. En hensiktsmessig fremgangsmåte kan ofte være å kombinere et mindre omfattende måleprogram med en teoretisk vurdering av stofftransporten fra de forskjellige kilder. Her er det lagt opp til et slikt kombinert opplegg.

Stofftransporten i en elv kan beregnes på flere forskjellige måter. Dersom det er en god statistisk sammenheng mellom stoffkonsentrasjon og vannføring kan stofftransporten enkelt beregnes ved å multiplisere daglig vannføring med den aktuelle regresjonslikning (se Dahl og Arnesen 1982). Det ble imidlertid ikke funnet tilstrekkelig gode sammenhenger i dette data-materialet.

Den metoden som er valgt er å beregne midlere stofftransportverdier for hver måned og

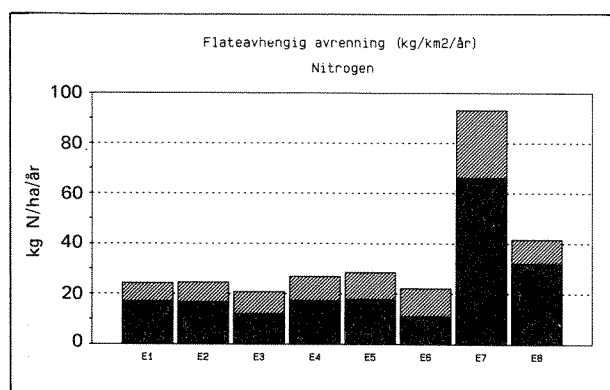
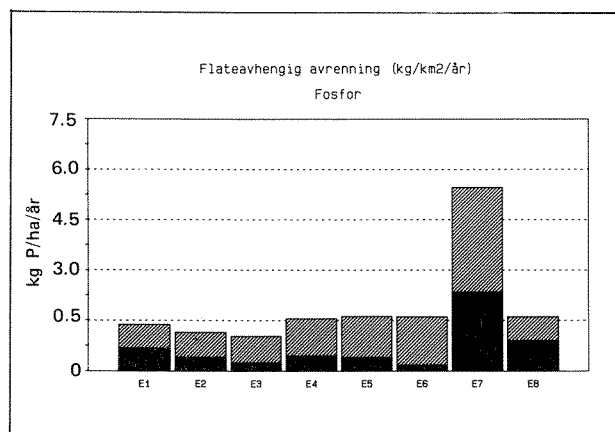


Fig. 4.15 Flateavhengig avrenning av fosfor på 8 bekkestasjoner. Gjennomsnittsverdier for 1981-1983. Svarte del av stolpene angir tilgjengelig fosfat (LMR-P)

Fig. 4.16 Flateavhengig avrenning av nitrogen på 8 bekkestasjoner. Gjennomsnittsverdier for 1981-1983. Svarte del av stolpene angir nitrat/nitritt

multiplisere dette med vannføring for hele måneden. Dette kan uttrykkes matematisk ved følgende uttrykk:

$$Z = \frac{\sum c_i q_i}{\sum q_i} Q$$

der:  $Z$  = stofftransport i kg/mnd  
 $c_i$  = stoffkonsentrasjon ved prøvetaking ( $\text{mg}/\text{m}^3$ )  
 $q_i$  = vannføring ved prøvetaking ( $\text{m}^3/\text{sek}$ )  
 $Q$  = summen av daglige vannføringsverdier for hele perioden

#### 4.3.2 Målt stofftransport

Resultatet av beregningene av månedlig stofftransport for total-P, LMR-P, total-N, nitrat/nitritt og kalium er presentert i tabeller i vedlegg.

#### 4.3.3 Flateavhengig avrenning

Avrenning fra dyrka mark vil variere sterkt fra et område til et annet. De viktigste faktorene synes å være:

- nedbør (intensitet, mengde, tele, snøsmelting)

- topografi (helling)
- jordtype (vannbalanse, erosjon)
- gjødsling (mengde, type, tidspunkt, håndtering)
- avling (type planter, rotutvikling, antall høstinger)
- jordbearbeiding (bakkeplanering, brakkmare, pløying)

Avrenninga vil derfor kunne variere sterkt fra år til år og fra et felt til et annet. Vennerød (1984) har i en oversikt over tidligere avrenningsundersøkelser påvist store forskjeller i flateavhengig avrenning fra forskjellige deler av landet.

For å kunne sammenlikne avrenninga fra bekke-stasjonene med hverandre og med tidligere resultater er flateavhengig avrenning beregnet som gjennomsnitt for 1981-83 (Fig. 4.15 - Fig. 4.17). Verdiene er beregnet for hele nedbørfeltet, og gjelder altså ikke bare dyrka areal.

Avrenninga av fosfor var på de fleste stasjonene ca. 1-2 kgP/ha/år. Dette regnes å være relativt høye verdier tatt i betraktning at det trolig tilføres lite fra husholdninger. I Lalandsbekken (E7) som har stor andel dyrka mark, var gjennomsnittsverdien særlig høy, nesten 5.5 kg/ha/år. Lundekvam (1981) fant at gjennomsnittlig avrenning av fosfor fra jordbrukspåvirka felter på Jæren var 5.6 kg/ha/år omregnet til 100% gjødsla mark. Mer om dette i et senere avsnitt.

I Fig. 4.15 angir den nederste delen av stolpene den andelen av fosforet som var direkte tilgjengelig for algevekst, såkalt LMR-P (molybdat-reaktivt fosfor). Det er grunn til å tro at også en varierende del av det øvrige fosfor vil kunne bli tilgjengelig etter en viss tid. I de bekkene som drenerer jordbruksområder, dvs. E1, E2, E7 og E8 var andelen LMR-P henholdsvis 49, 36, 43 og 56%. Nesten halvparten av det fosforet som tilføres vassdraget fra disse områdene var altså direkte tilgjengelig for algevekst.

Tilsvarende resultater for nitrogen er vist i Fig. 4.16. På stasjonene E1-E6 lå gjennom-

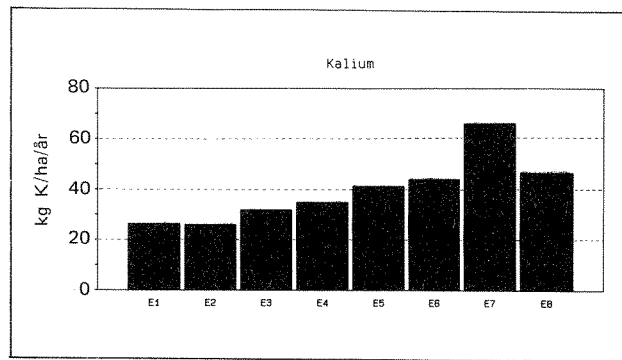


Fig. 4.17 Flateavhengig avrenning av kalium på 8 bekkestasjoner. Gjennomsnittsverdier for 1981-1983.

snittlige verdier for de tre årene på 20-29 kgN/ha/år, mens de mest forurensede Lalandsbekken (E7) og Hinnalandsbekken (E8) hadde henholdsvis 93 og 42 kgN/ha/år. Lundekvam (1981) fant i sine avrenningsstudier på Jæren gjennomsnittlig avrenning på 59 kgN/ha/år omregnet til 100% gjødsla mark.

Andelen nitrat og nitritt av total-nitrogen varierer mellom 68 og 77% i de fire jordbruksbekkene, mens andelen var noe lavere nedenfor store innsjøer. I tillegg kommer ammonium som ikke er målt ved denne undersøkelsen. Lundekvam (1981) fant i gjennomsnitt at avrenning av ammonium i vassdrag på Jæren tilsvarte ca 1/3 av avrenninga av nitrat/nitritt. Dersom disse verdiene også gjelder for jordbruksbekkene i denne undersøkelsen, utgjør det lett tilgjengelige nitrogenet (nitrat + nitritt + ammonium) 88 til nær 100% av total-nitrogenet.

Kalium (Fig. 4.17) tilføres også vassdraget i store mengder fra omliggende jordbruksarealer, fra ca. 25 kgK/ha/år i Linlandsbekken (E1) og Kvernlandsbekken (E2) til ca. 66 og 46 kgK/ha/år i Lalandsbekken (E7) og Hinnalandsbekken (E8). Verdiene viser også en økende tendens nedover i vassdraget da kalium ikke omsettes og bunnfelles i innsjøene på samme måte som fosfor og nitrogen.

Det meste av nitrogenet kommer fra dyrka mark (Lundekvam 1981). Forholdet mellom nitrogen og

fosfor (N/P) forteller derfor noe om dominerende forurensningskilder. I avløpsvann fra husholdninger er dette forholdet lavt (ca. 10), mens høyere N/P-forhold sammen med stor avrenning indikerer større bidrag fra jordbruksarealer. N/P-forholdet varierte stort sett mellom 17 og 26 og dette bekrefter at tilførslene domineres av avrenning fra jordbruksaktiviteter. Den lavere verdien i utløpet av Orrevatnet (ca. 14) kan tilskrives omsetning og resuspensjon av sediment i denne grunne innsjøen.

Den sesongmessige fordelingen over året kan være interessant for å vurdere om tilførte næringsstoffer er direkte tilgjengelig for algevekst i vassdraget eller ikke. Dersom en ser på tilførslene av fosfor, nitrogen og kalium i de fire jordbruksbakkene for hver av årstidene og sammenlikner dette med tilførslene av vann i samme perioder, viser det seg at fosfor og kalium har en markert høyere avrenning i sommermånedene, dvs. at konsentrasjonene var relativt sett høyere på denne tida.

#### 4.4 Forurensningskilder

##### 4.4.1 Beregningsgrunnlag

I hovedsak følges de retningslinjer som er trukket opp i rapporten: "Teoretisk stoffregnskap" (Vennerød 1984). De aktuelle koeffisienter er lagt inn i en enkel EDB-modell slik at en tilpasning til de aktuelle målte verdiene kan foretas på en enkel og rasjonell måte.

Det er grunn til å understreke at resultatene fra denne type vurderinger bygger på et spinkelt erfaringsgrunnlag og at resultatene derfor er svært usikre. Det er store usikkerheter i anslagene for de fleste parametre i

forurensnings-regnskapet. F.eks. er det vanskelig å få sikre anslag over kvaliteten av de kommunale avløpsnett (hvor mange var tilkoblet, lekkasjer, overløp, feilkoblinger osv.). Dette blir enda mer usikkert for avrenning fra jordbruksområder. Kapasitet på gjødselkjellere, gjødslingsrutiner og -tidspunkt, jordbruksvatning, nedbør, avløp fra surforsilo og melkerom er blant de forhold som kan variere sterkt. Erfaringer fra et område kan derfor ikke uten videre overføres til et annet område. Ytterligere detaljering av dette beregningssystemet på det nåværende tidspunkt vil ikke stå i rimelig forhold til den innsatsen som trengs for å kartlegge og registrere de forskjellige typer bidrag av forurensning eller til den kvalitets-økning en kan forvente. I Tab. 4.2 er vist de aktuelle koeffisientene for total-fosfor og total-nitrogen fra Vennerød (1984).

#### Husholdninger

Det er nødvendig å spesifisere noe nærmere bakgrunnen for de enkelte elementene i det teoretiske stoffregnskapet. Det er ikke skilt

Tab. 4.2 Avrenningskoeffisienter for beregning av stofftransport

	Fosfor	Nitrogen
Personer (g/pers./døgn)	2.5	12.0
handelsgjødsel (kg/ha dyrka mark)	38	165
Melkerom (kg/melkeku/år)	.295	.27
Silo (kg/storfe/år)	.57	1.71
Jordbruksareal (kg/ha/år)	.08	2.2
Tettstedsareal (kg/ha/år)	.50	3.5
Annet areal (kg/ha/år)	.06	2.2

Tab. 4.3 Oversikt over industribedrifter som har utslipp til Orrevassdraget. Opplysninger fra SFT og NIVA

<u>Næringsmiddelindustri</u>		
Torbjørn Ree	Time	
Rogaland Fjærfeslakteri	Time	
Jæren meieri	Time	I dag tilkoblet kommunalt
Rogaland Tørmjølke og Kasein	Time	avløpsnett
NMS Produktutviklingsanlegg	Klepp	
Høyland meieri	Voll	
Klepp meieri	Kleppe	
Jæren Potetmjølfabrikk	Kleppe	Utslipp før 1982: 240 t BOF <sub>7</sub> /år 32 t N/år 7 t P/år Utslipp etter 1982: 20 t BOF <sub>7</sub> /år 0.8 t P/år
<u>Øvrig industri</u>		
Trallfa		Tidligere utslipp av olje nå nedlagt
Kverneland Fabrikker avd. Kverneland	Time	I 1972: 27 t N/år 10 t xylol/år 1 t "Kraftvask"/år Før 1979 også utslipp av olje, cyanid, lut og glødeskall.
Kverneland Fabrikker avd. Øksnevad	Klepp	I 1972: 18 t N/år 45 t xylol/år 10 t chlorothene/år 1.5 t emulsj.middel/år 6 t lut/år
Serigstad mek. verksted		Utslipp av olje



Tab. 4.4 Beregnede mengder handelsgjødning  
spredt i de forskjellige delfelter  
og tilsvarende verdier for produsert  
mengde silomasse

Basert på registreringer i Lalandsbekken (Landbrukskontoret i Klepp) og forøvrig  
følgende koeffisienter:

5.7 m<sup>3</sup> silofôr pr. storfe totalt (mjølkekyr + ungdyr)  
98 kg kunstgjødning pr. dekar dyrka mark

Delfelt (prøvetakingsst.)	Kunstgjødning (kg)	Silomasse (m <sup>3</sup> )
Linlandsbekken (E1)		
1. Mosvatnet	111426	205
2. Fjermestadvatnet	145628	918
3. Restfelter	579768	5751
TOTALT	836822	6874
Kvernlandsbekken (E2)	308406	2679
Lalandsbekken (E7)	118390	1761
Hinnalandsbekken (E8)		
1. Hinnalandstjørn	100940	1767
2. Restfelt	68012	388
TOTALT	168952	2155
Nærområder/restfelter inkl. Frøylandsvatnet	1148560	20520
FRØYLANDSVATNET TOTALT	2581130	33989
Roslandsåna (E4)	679140	12140
Sum <sup>1)</sup> Roslandsåna	3260270	46129
Horpestadvatnet (E5)	1308300	23370
Sum <sup>1)</sup> Horpestadvatnet	4568570	69499
Orrevatnet (til utløpet)	1209320	21603
Sum <sup>1)</sup> Orrevatnet	5777890	91102
Orreelva (E6)	51940	912
TOTALT (E6)	5829830	92014

<sup>1)</sup> Medreknet delfelter oppstrøms

Tab. 4.5 Beregnede verdier for produksjon av  
fosfor og nitrogen i husdyrgjødsel

Anvendte koeffisienter er hentet fra:

- Vennerød, K. 1984. Håndbok i innsamling av data om forurensningstilførsler til vassdrag og fjorder. Norsk Institutt for Vannforskning, 0-82014, F-82436, 48 s.
- H. Lundekvam og A. Skrede (pers. medd.) (Koeffisienter for mink og rev)

Delfelt (prøvetakingsst.)	Fosfor kg P.år <sup>-1</sup>	Nitrogen kg N.år <sup>-1</sup>
Linlandsbekken (E1)		
1. Mosvatnet	595	3647
2. Fjermestadvatnet	2899	15882
3. Restfelter	16845	94997
TOTALT	20339	114526
Kvernlandsbekken (E2)	7844	44529
Lalandsbekken (E7)	4550	25601
Hinnalandsbekken (E8)		
1. Hinnalandstjørn	4664	27114
2. Restfelt	996	5716
TOTALT	5660	32830
Nærområder/restfelter inkl. Frøylandsvatnet	58310	324780
FRØYLANDSVATNET TOTALT	96710	542270
Roslandsåna (E4)	34490	192110
Sum <sup>1)</sup> Roslandsåna	131200	734380
Horpestadvatnet (E5)	66400	369970
Sum <sup>1)</sup> Horpestadvatnet	197600	1104350
Orrevatnet (til utløpet)	61360	341750
Sum <sup>1)</sup> Orrevatnet	258960	1446100
Orreelva (E6)	2570	14300
TOTALT (E6)	261530	1460400

<sup>1)</sup> Medreknet delfelter oppstrøms

Tab. 4.6 Beregnede verdier for fosfor og nitrogen tilført jordbruksarealer fra handelsgjødsel

Middelverdier for fullgjødsel og kalksalpeter er brukt, se Vennerød, K. 1984: Håndbok i innsamling av data om forurensnings-tilførsler til vassdrag og fjorder. Norsk institutt for vannforskning, 0-82014, F-82436, 48 s.

Delfelt (prøvetakingsst.)	Fosfor kg P.år <sup>-1</sup>	Nitrogen kg N.år <sup>-1</sup>
Linlandsbekken (E1)		
1. Mosvatnet	4346	18720
2. Fjermestadvatnet	5679	24466
3. Restfelter	22611	97401
TOTALT	32636	140586
Kvernlandsbekken (E2)	12028	51812
Lalandsbekken (E7)	4617	19890
Hinnalandsbekken (E8)		
1. Hinnalandstjørn	3937	16958
2. Restfelt	2652	11426
TOTALT	6589	28384
Nærområder/restfelter inkl. Frøylandsvatnet	44794	192958
FRØYLANDSVATNET TOTALT	100664	433630
Roslandsåna (E4)	26490	114095
Sum <sup>1)</sup> Roslandsåna	127154	547725
Horpestadvatnet (E5)	51024	219794
Sum <sup>1)</sup> Horpestadvatnet	178178	767519
Orrevatnet (til utløpet)	47163	203166
Sum <sup>1)</sup> Orrevatnet	225341	970685
Orreelva (E6)	2026	8726
TOTALT (E6)	227367	979411

<sup>1)</sup> Medreknet delfelter oppstrøms

Tab. 4.7 Beregnede verdier for fosfor og nitrogen i silopressaft

Anvendte koeffisienter er hentet fra:

Vennerød, K. 1984: Håndbok i innsamling av data om forurensnings-tilførsler til vassdrag og fjorder. Norsk institutt for vannforskning, 0-82014, F-82436, 48 s.

Delfelt (prøvetakingsst.)	Fosfor kg P.år <sup>-1</sup>	Nitrogen kg N.år <sup>-1</sup>
Linlandsbekken (E1)		
1. Mosvatnet	21	62
2. Fjermestadvatnet	92	275
3. Restfelter	575	1725
TOTALT	688	2062
Kvernlandsbekken (E2)	268	804
Lalandsbekken (E7)	176	528
Hinnalandsbekken (E8)		
1. Hinnalandstjørn	177	530
2. Restfelt	39	116
TOTALT	216	646
Nærområder/restfelter inkl. Frøylandsvatnet	2052	6156
FROYLANDSVATNET TOTALT	3400	10196
Roslandsåna (E4)	1214	3642
Sum <sup>1)</sup> Roslandsåna	4614	13838
Horpestadvatnet (E5)	2337	7011
Sum <sup>1)</sup> Horpestadvatnet	6951	20849
Orrevatnet (til utløpet)	2160	6480
Sum <sup>1)</sup> Orrevatnet	9111	27329
Orreelva (E6)	91	274
TOTALT (E6)	9202	27603

<sup>1)</sup> Medreknet delfelter oppstrøms

Tab. 4.8 Beregnede verdier for avrenning fra melkerom

Middelverdier for Lundekvam (1981) og Bjerve (1981) er anvendt, se Vennerød, K. 1984: Håndbok i innsamling av data om forurensningstilførsler til vassdrag og fjorder. Norsk institutt for vannforskning, 0-82014, F-82436, 48 s.

Delfelt (prøvetakingsst.)	Fosfor kg P.år <sup>-1</sup>	Nitrogen kg N.år <sup>-1</sup>
Linlandsbekken (E1)		
1. Mosvatnet	4	4
2. Fjermestadvatnet	21	19
3. Restfelter	133	122
TOTALT	158	145
Kvernlandsbekken (E2)	64	58
Lalandsbekken (E7)	42	38
Hinnalandsbekken (E8)		
1. Hinnalandstjørn	43	39
2. Restfelt	9	8
TOTALT	52	47
Nærområder/restfelter inkl. Frøylandsvatnet	420	383
FRØYLANDSVATNET TOTALT	736	671
Roslandsåna (E4)	248	227
Sum <sup>1)</sup> Roslandsåna	984	898
Horpestadvatnet (E5)	478	437
Sum <sup>1)</sup> Horpestadvatnet	1462	1335
Orrevatnet (til utløpet)	440	402
Sum <sup>1)</sup> Orrevatnet	1902	1737
Orreelva (E6)	18	16
TOTALT (E6)	1920	1753

<sup>1)</sup> Medreknet delfelter oppstrøms

mellom bidrag fra tett og spredt bosetning. Det er heller ikke tatt hensyn til hvor stor del av bebyggelsen som er tilknyttet avløpsnett og kvaliteten av ledningsnett (tilføringsgrad) da det er svært vanskelig å få pålitelig informasjon om dette. Ut fra tilgjengelig informasjon i form av folketellinger, grenser for nedbørfelter og spesifikk avrenning av fosfor og nitrogen fra personer, er det satt opp et overslag over den mengde fosfor og nitrogen som produseres. Se tabellene 4.3 - 4.8.

## Industri

Informasjoner om spillvann fra industribedrifter er dels angitt av SFT og dels hentet fra NIVAs arkiver. I Tab. 4.3 er en liste over tilgjengelig informasjon om bedrifter med (nåværende eller tidligere) utslipp til Orrevassdraget. Disse tallene er fremkommet etter opplysninger fra bedriftene selv og det er ikke foretatt målinger som kan bekrefte dem. Opplysningene er derfor ufullstendige.

Enkelte næringsmiddelbedrifter har nok bidratt til overgjødsling av Orrevassdraget gjennom sine utslipp av fosfor og nitrogen. Disse er etter de informasjoner vi sitter inne med små i forhold til avrenning fra jordbruksaktiviteter som er beskrevet senere i dette kapitlet.

Mer alvorlig er utslipp fra mekanisk industri i øvre del av vassdraget. Denne type virksomhet gir en rekke typer avfallsstoffer som dels er sluppet direkte til vassdraget, dels kan være deponert på land. Slike deponier kan avgi giftige stoffer mange år etter at de er tatt ut av bruk, direkte fra avfallsprodukter, emballasje ol.

Tidligere utslipp av meget giftige cyanider til Frøylandsvatnet er dokumentert.

Disse bedriftene kan også ha sluppet ut andre miljøfarlige stoffer til vassdraget. Ifølge Tab. 4.3 er det blant annet brukt organiske løsningsmidler. Disse er riktignok flyktige slik at mye kan ha fordampet før det har nådd vassdraget. En kan heller ikke se bort fra at

vassdraget har mottatt andre miljøgifter som f.eks. tungmetaller. Dette er som nevnt ikke kartlagt og er derfor ikke mulig å vurdere uten spesielle undersøkelser.

## Jordbruk

Bidraget fra jordbruks-aktiviteter er skilt i følgende del-kilder:

- bakgrunnsavrenning fra dyrka mark
- husdyrgjødsel
- handelsgjødsel
- silopressaft
- melkerom

Denne oppdelingen er brukt for å få et inntrykk av betydningen av de forskjellige kildene. Opplysninger om antall husdyr er hentet fra Statistisk Sentralbyrå. Avrenning fra melkerom er basert på middelverdier fra undersøkelser til Bjerve (1981) og Lundekvam (1981). Opplysninger om handelsgjødselbruk og nedlagt siloer er hentet fra registreringer i Lalandsbekken (Landbrukskontoret i Klepp). Nedlagt mengde surfor i forhold til antall storfe og mengde handelsgjødsel pr. dekar dyrka mark er for øvrige områder beregnet som for Lalandsbekken (se tabell 4.4).

Ved tidligere undersøkelser er ofte forurensning fra jordbruket beregnet som total avrenning i forhold til dyrkingsarealet som drenerer til vassdraget inklusive bidraget fra husholdnings-spillvannet. Vi har derfor også summert opp alle typer forurensningskilder i jordbruksområder for å kunne sammenlikne med andre undersøkelser.

### 4.4.2 Forurensningsproduksjon

I denne sammenheng brukes begrepet "forurensningsproduksjon" om den mengde fosfor og nitrogen som "produseres" i nedbørfeltet, f.eks. anslag over den mengde som produseres i husholdninger avhengig av antallet bosatte, eller produseres i gjødselkjellere avhengig av



type og antall husdyr. Dette behøver ikke nødvendigvis føre til forurensning av vassdraget, men disse verdiene brukes for å få en oversikt over mulig forurensning etter vurdering av de tiltak som er satt iverk for å beskytte vassdraget.

Tab 4.5 viser teoretisk beregnede mengder fosfor og nitrogen fra husdyr i forskjellige delfelter i vassdraget. Tilvarende teoretiske anslag for tilførte mengder fosfor og nitrogen i handelsgjødsel er vist i Tab. 4.6, i silopressaft i Tab. 4.7 og i melkerom i Tab 4.8.

I Tab. 4.9 er en oversikt over totalt produserte mengder fosfor og nitrogen i de tre bekketassjonene: Linlandsbekken, Kvernlandsbekken, Lalandsbekken og Hinnalandsbekken uten hensyn til hvor mye som når vassdraget.

Fig. 4.18 og Fig. 4.19 viser betydningen av de forskjellige typer husdyr for produksjon av fosfor og nitrogen. Av den totale forurensningsproduksjonen fra husdyr står kyr for omlag 2/3, mens svin og høns står for omlag

15% hver. Betydningen for forurensningen av vassdraget vil variere sterkt med gjødselskjellerens kvalitet, tidspunkt for gjødsling, jordbearbeiding, klima osv.

Det er verdt å merke seg at forurensningsproduksjonen fra husdyr og fra handelsgjødsel dominerer både for fosfor og nitrogen. Disse to kildene var også omtrent like store. Forurensningsproduksjonen fra f.eks. husholdninger var betydelig mindre.

Lundekvam (1982) har funnet fram statistikk for jordbruket på fylkesbasis for perioden 1949-79 som gir et klart bilde av utviklingen i forhold til tilgjengelig dyrka areal der gjødsel kan spres. Fig. 4.20, Fig. 4.21, og Fig. 4.22 er tegnet på basis av Lundekvams verdier for Rogaland. Fig. 4.20 viser at antall svin er økt med nesten 200% i perioden, mens totalt antall storfe er økt med omlag 30%. Antallet mjølkekyr har gått noe ned mens økningen i "andre storfe", dvs. ungdyr er markert. Det må imidlertid understrekes at produksjonen av fosfor og nitrogen er økt betydelig mer enn antallet dyr

Tab. 4.9 Teoretisk produksjon av fosfor og nitrogen fordelt på kilder i 4 delfelter til Frøylandsvatnet

Fosforproduksjon (kgP/år)

	Bosatte	Husdyr	Kunstgj.	Silo	Melkerom	Jordbr.-areal	Tettstedsareal	Annet areal	I	TOTAL
Linlandsbekken (E1)	885	20339	32636	688	158	68	11	57	I	54843
Kvernlandsbekken (E2)	164	7844	12028	268	64	25	2	41	I	20436
Lalandsbekken (E7)	82	4550	4617	176	42	10	2	1	I	9479
Hinnalandsbekken (E8)	155	5660	6589	216	52	14	2	2	I	12689
Restfelter	2382	58310	44794	2052	420	94	35	29	I	108115
IALT	3668	96703	100664	3400	736	211	51	130	I	205563

Nitrogenproduksjon (kgN/år)

	Bosatte	Husdyr	Kunstgj.	Silo	Melkerom	Jordbr.-areal	Tettstedsareal	Annet areal	I	TOTAL
Linlandsbekken (E1)	4249	114526	140586	2062	145	1881	77	2108	I	265633
Kvernlandsbekken (E2)	788	44529	51812	804	58	693	11	1514	I	100209
Lalandsbekken (E7)	394	25601	19890	528	38	266	11	33	I	46761
Hinnalandsbekken (E8)	745	32830	28384	646	47	378	11	64	I	63104
Restfelter	11432	324780	192958	6156	383	2578	245	1054	I	539586
IALT	17608	542266	433630	10196	671	5797	354	4772	I	1015293

pga. endringer i føring og driftsformer. Omregnet til forurensningsproduksjon finner Lundekvam (1982) en utvikling i Rogaland som vist i Fig. 4.22, dvs. en betydelig øking i perioden. Legger man så til spredning av handelsgjødsel (Fig. 4.21), har økingen i spredning av fosfor og nitrogen på jordbruksarealer vært henholdsvis 80% og 110% på disse 30 årene. Dette er hovedårsaken til den kraftige forurensningen av Orrevassdraget.

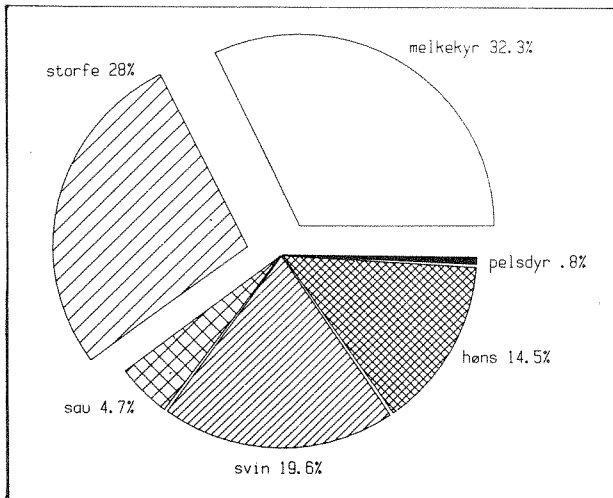


Fig. 4.18 Beregnet fosforproduksjon fra forskjellige typer husdyr i Orrevassdragets nedbørfelt. Fordeling i %

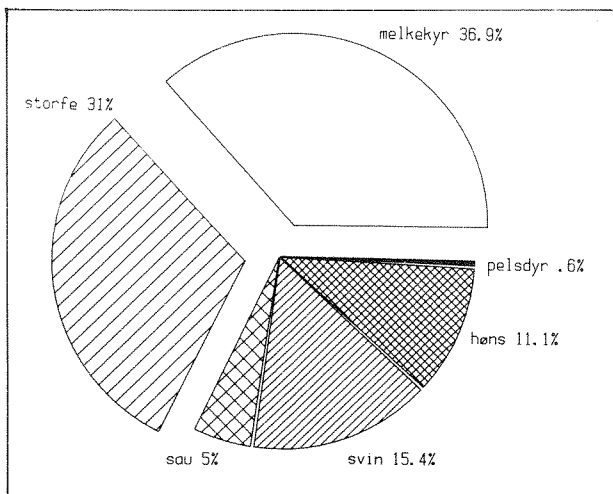


Fig. 4.19 Beregnet nitrogenproduksjon fra forskjellige typer husdyr i Orrevassdragets nedbørfelt. Fordeling i %

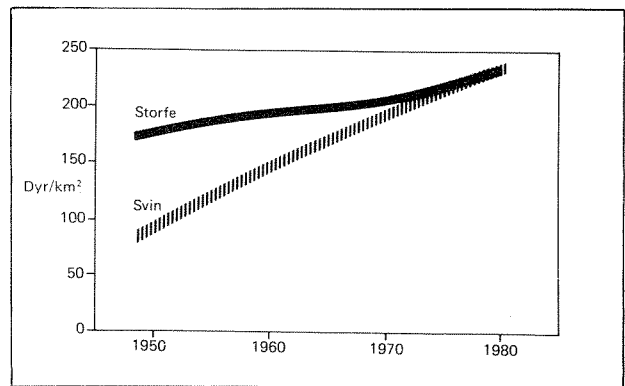


Fig. 4.20 Totalt antall storfe og svin i Rogaland i forhold til jordbruksarealet 1949-79 (data fra Lundekvam 1982)

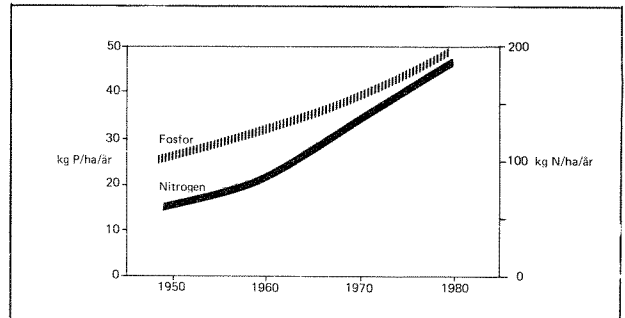


Fig. 4.21 Gjennomsnittlig spredning av fosfor og nitrogen i handelsgjødsel på jordbruksareal i Rogaland 1949-79 (data fra Lundekvam 1982)

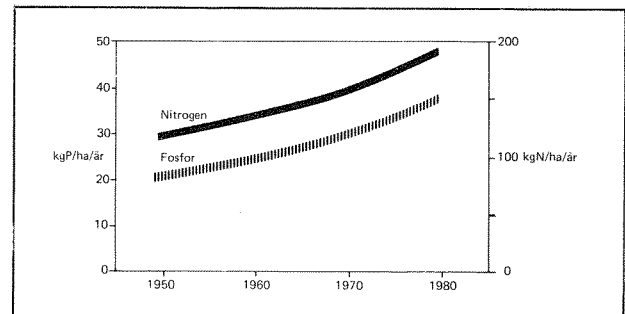


Fig. 4.22 Gjennomsnittlig spredning av fosfor og nitrogen i husdyrgjødsel på jordbruksareal i Rogaland 1949-79 (data fra Lundekvam 1982)

#### 4.4.3 Betydning av forskjellige forurensningskilder

Kommuneingeniøren i Klepp opplyser at det vesentligste av tettbebyggelsen i området nå er tilknyttet det kommunale avløpsnett som har utløp til Nordsjøen. En avskjærende ledning samler opp avløpsvannet fra Klepp stasjon og Øksnevad, videre over Kleppe sentrum til Bore og deretter ut i sjøen. En annen ledning starter ved Kverneland, går via Bryne, langs Roslandsåna over Pollestad og ut i havet ved Vik. En vesentlig del av det avløpsvannet som tidligere ble tilført vassdraget, særlig fra tettstedene Kverneland, Klepp stasjon og Bryne forurenser derfor ikke lenger Orrevassdraget. Det vil imidlertid alltid være en viss lekkasje, overløp og feilkobling på avløpsnett. Spredt bebyggelse er bare i liten grad koblet på ledningsnett, men vi skal senere se at det er svært lite å hente i forurensningssammenheng på et så kostbart tiltak, selv om det kan være ønskelig i andre sammenhenger f.eks. for å tilfredsstille hygieniske krav.

Mens handelsgjødsel i stor grad spres tidlig i vekstsesongen og raskt tas opp i plantene, må naturgjødsla ofte spres under ugunstige forhold. Kapasiteten i gjødsellagrene er ikke tilstrekkelig store til at gjødsla kan lagres lenge nok. Dette fører til at en betydelig mengde blir spredt på frossen mark, under kraftig nedbør og på tider av året da det ikke kan pløyes ned. For Rogaland Fylke som helhet er det beregnet (Inst. for bygningsteknikk, NLH) at gjennomsnittlig behov for lagerutvidelse var  $95 \text{ m}^3$  pr. bruk (se Forurensninger fra jordbruket, Landbruksdepartementet 1984), mens landsgjennomsnittet lå på  $42 \text{ m}^3$  pr. bruk. Den naturgjødsla som må spres på frossen mark vil i stor grad renne ut i vassdraget. Uhlen (1978) og Lundekvam (1981) sine undersøkelser tyder på at rundt regnet 5-30% av fosfor og nitrogen i husdyrgjødsel som blir spredt på frossen mark tilføres vassdraget. Tilsvarende forhold kan en også vente i vintermånedene på Jæren selv om jorda ikke er frosset over særlig lang tid.

Fylkesmannens miljøvernavdeling i Rogaland opplyser at gårdsbrukene i dette området med få

unntak vil oppfylle forskriftenes krav om 8 måneders lagerkapasitet for husdyrgjødsel innen 1.10.85.

For å få et inntrykk av hvor stor del av den produserte forurensning fra jordbruksaktiviteter som tilføres vassdraget er det gjort et enkelt regneeksperiment. Total mengde fosfor og nitrogen som når vassdraget er holdt konstant lik gjennomsnittlig målt avrenning gjennom tre år. Andelen av det produserte fra husholdninger som tilføres vassdraget ble variert mellom 0% og 100% (sannsynlig avrenning av fosfor er trolig mellom 5% og 30%). Dersom en ser på avrenning fra husdyrgjødsel, handelsgjødsel, surforsilo og melkerom under ett, varierte prosentvis avrenning ifølge Fig. 4.23. Det viser seg at variasjon i det relative bidraget fra husholdninger betyr svært lite for den totale avrenning fra feltene. Tallene for fosfor varierer stort sett mellom 2.5% og 8% og for nitrogen mellom 15% og 25% av det totalt produserte.

I det følgende danner disse verdiene utgangspunkt for beregning av midlere avrenning fra øvrige felter som ikke er målt. Gjennomsnittsverdier på avrenning av 4% av fosfor og 18% av nitrogen produsert pga. jordbruksaktiviteter er brukt. Tab. 4.10 og Tab. 4.11 viser beregnet og tildels målt transport av fosfor og nitrogen på endel punkter i vassdraget.

En kontroll viste at de beregnede verdiene er rimelige i forhold til de målte for Roslandsåna ved Horpestadvatnet (E4): Verdiene for denne stasjonen består av det som tilføres fra stasjon Roslandsåna ved Bryne (E3) pluss restfeltet som drenerer til elva oppstrøms Horpestadvatnet. Gjennomsnittet for årlig fosfortransport målt i perioden 1981-83 var 9.9 tonn P/år med variasjon mellom 9.8-10.2 tonn P/år. Beregnet verdi for feltet med bruk av koeffisientene over gir 9.4 tonn P/år. For nitrogen var målt gjennomsnitt 171 tonn N/år (162-187 tonn N/år) og beregnet verdi 184 tonn N/år. Til sammenlikning er beregnede verdier fra tidligere NIVA-undersøkelser vist i Tab. 4.12.

Ved hjelp av beregningene over kom vi fram til

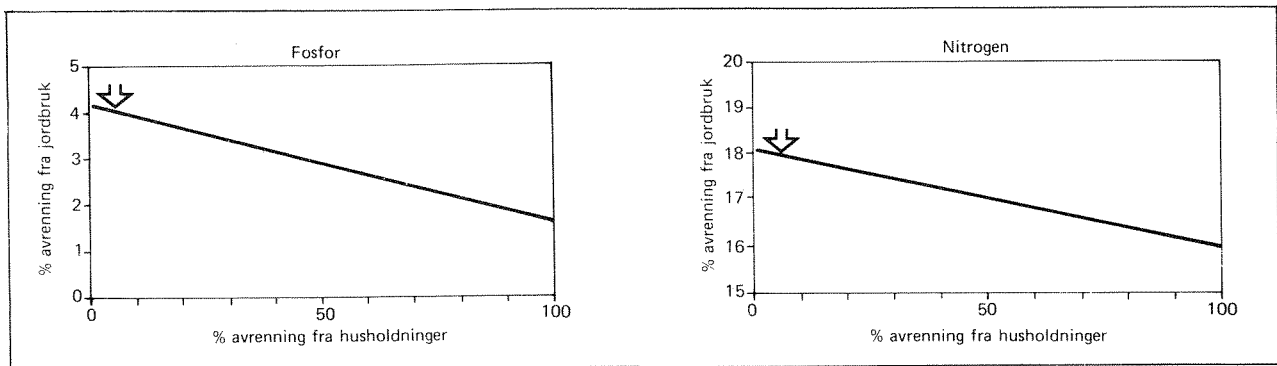


Fig. 4.23 2-4% av fosfor "produsert" av jordbruksaktiviteter når fram til vassdraget. Tilsvarende for nitrogen er 16-18%. Forutsetning: Intet P og N fra husholdninger når vassdraget (helt til venstre i diagrammene), eller alt

fra husholdninger når vassdraget (helt til høyre i diagrammene). Simulerte verdier for tilførsel til de tre innsjøene. Total mengde tilført er holdt konstant. Pilene angir antatt avrenning fra husholdninger (5%)

Tab. 4.10 Målt og beregnet avrenning av fosfor fra en rekke delfelter i Orre-vassdraget (kg/år). Målte verdier er gjennomsnitt for 1981-83. Øvrige

verdier beregnet fra informasjonen om forurensningsproduksjon og avrenning ifølge tabellene over. Siste kolonne angir belastning pr. enhet innsjøareal

	Bosatte	Jordbruks-aktiviteter	Jordbruks-areal	Tettsteds-areal	Annet areal	TOTALT (kgP/år)	TOTALT (kgP/km <sup>2</sup> år)
Linlandsbekken (E1)						2615	
Kvernlandsbekken (E2)						1154	
Lalandsbekken (E7)						746	
Hinnalandsbekken (E8)						342	
Restfelter Frøylandsvatnet	119	4223	94	35	31	4502	
<b>Totalt til Frøylandsvatnet</b>						<b>9359</b>	<b>1891</b>
Målt utløp Frøylandsv. (E3)						5866	
Restfelt Roslandsåna	261	2498	55	90	4	2907	
Roslandsåna v. Horpestadv. (E4)						8773	
Restfelt Horpestav.	42	4810	107	9	7	4975	
<b>Totalt til Horpestadv.</b>						<b>13747</b>	<b>13347</b>
Målt utløp Horpestadv. (E5)						12920	
Restfelt Orrevatnet	91	4445	99	7	12	4653	
<b>Totalt til Orrevatnet</b>						<b>17573</b>	<b>2167</b>
<b>Utløp Orrevatnet</b>						<b>16627</b>	

Tab. 4.11 Målt og beregnet avrenning av nitrogen fra en rekke delfelter i Orrevassdraget (kg/år). Målte verdier er gjennomsnitt for 1981-83. Øvrige

verdier beregnet fra informasjonen om forurensningsproduksjon og avrenning ifølge tabellene over. Siste kolonne angir belastning pr. enhet innsjøareal

	Bosatte	Jordbruks- aktiviteter	Jordbruks- areal	Tettsteds- areal	Annet areal	TOTALT (kgN/år)	TOTALT (kgN/km <sup>2</sup> år)
Linlandsbekken (E1)						45610	
Kvernlandsbekken (E2)						24811	
Lalandsbekken (E7)						12706	
Hinnalandsbekken (E8)						8879	
Restfelter Frøylandsvatnet	2286	94370	245	245	1054	98200	
<b>Totalt til Frøylandsvatnet</b>						<b>190406</b>	<b>36466</b>
Målt utløp Frøylandsv. (E3)						118123	
Restfelt Roslandsåna	1250	55813	1525	627	123	59338	
Roslandsåna v. Horpestadv. (E4)						177461	
Restfelt Horpestadv.	204	107498	2937	60	249	110947	
<b>Totalt til Horpestadv.</b>						<b>288408</b>	<b>280008</b>
Målt utløp Horpestadv. (E5)						227946	
Restfelt Orrevatnet	436	99324	2715	46	422	102942	
<b>Totalt til Orrevatnet</b>						<b>330888</b>	<b>40800</b>
<b>Utløp Orrevatnet</b>						<b>228902</b>	

at avrenning fra jordbruket tilsvarende omlag 4% av alt fosfor og 18% av alt nitrogen som produseres av husdyrgjødsel, handelsgjødsel, silopressaft, melkerom og fra arealavrenning. Disse verdiene ble så brukt til å beregne belastningen av de tre innsjøene (se Tab. 4.13 og Tab. 4.14).

Prosentvis fordeling på forurensningskilder av beregnede tilførsler av fosfor og nitrogen til Frøylandsvatnet, Horpestadvatnet og Orrevatnet er presentert i Fig. 4.24 og Fig. 4.25.

Når tallene over regnes om til spesifikk avrenning fra jordbruksarealer, får vi at det renner av omlag 3 kgP/ha/år og 70 kgN/ha/år i gjennomsnitt fra jordbruksarealene rundt Frøylandsvatnet. Dette er svært høye tall for norske forhold, men stemmer godt overens med det som Lundekvam (1982) har funnet. Lundekvam beregnet ut fra statistikken for forurensningsproduksjon (se Fig. 4.21 og Fig. 4.22) også

Tab. 4.12 Beregnet tilførsel av fosfor og nitrogen til innsjøene i Orrevassdraget fra denne og tidligere undersøkelser. Dataene er ikke helt sammenliknbare da stasjonene til Arnesen og Kristoffersen (1978) ikke omfatter hele nedbørfeltet til Frøylandsvatnet og det ikke er regnet med at noe stoff holdes tilbake i innsjøene

	FOSFOR		
	Holtan (1973)	Arnesen og Kristoffersen (1978)	Denne unders.
Frøylandsvatnet	12.5	13.8	9.4
Horpestadvatnet	-	-	13.3
Orrevatnet	-	35	17.6

	NITROGEN		
	Holtan (1973)	Arnesen og Kristoffersen (1978)	Denne unders.
Frøylandsvatnet	100	181	190
Horpestadvatnet	-	-	288
Orrevatnet	-	451	331

Tab. 4.13 Beregnet tilførsel av fosfor fra forskjellige kilder til Frøylandsvatnet, Horpestadvatnet og Orrevatnet

(kg/år). Gjennomsnittlige avrenningskoeffisienter angitt over er benyttet

Orrevassdraget  
Fordeling på P-kilder til hver av innsjøene

Forutsetning: 5% avrenning fra husholdninger  
4% avrenning fra jordbruk  
Retensjon i overliggende innsjøer som beregnet

	Bosatte	Husdyr	Kunst- gjødsel	Melke- rom	Silo	Jordbruks areal	Tettsted areal	Annet areal	TOTAL
Frøylandsvatnet	183	3868	4027	29	136	211	51	137	8642
Horpestadvatnet	448	6473	5637	48	228	295	130	97	13355
Orrevatnet	511	8539	7186	62	300	376	129	104	17207

Tab. 4.14 Beregnet tilførsel av nitrogen fra forskjellige kilder til Frøylandsvatnet, Horpestadvatnet og Orrevatnet

(kg/år). Gjennomsnittlige avrenningskoeffisienter angitt over er benyttet

Orrevassdraget  
Fordeling på N-kilder til hver av innsjøene

Forutsetninger: 5% avrenning fra husholdninger  
18% avrenning fra jordbruksaktiviteter  
Retensjon i overliggende innsjøer som beregnet

	Bosatte	Husdyr	Kunst- gjødsel	Melke- rom	Silo	Jordbruks areal	Tettsted areal	Annet areal	TOTAL
Frøylandsvatnet	880	97609	78053	121	1835	5797	354	4631	189280
Horpestadvatnet	2000	161692	108493	194	3055	8056	905	3243	287639
Orrevatnet	2016	189251	122279	226	3580	9079	761	2984	330177

#### 4.4.4 Gjødselmengder

hvordan avrenninga fra jordbruksarealer kan ha økt i perioden 1949-79 (Fig. 4.26 og Fig. 4.27). I figurene er også vist hvilke avrenningsverdier han fant i perioden 1972-79 i forskjellige felter i Rogaland. Verdiene fra denne undersøkelsen (1980-83) bekrefter Lundekvams høye verdier.

Med utgangspunkt i registrerte antall husdyr i feltene rundt Frøylandsvatnet og med de tidligere oppgitte koeffisienter for fosfor og nitrogen, er det beregnet hvor store mengder av disse gjødselsstoffene som spres på dyrka mark (Tab. 4.15). I tillegg er vist anslag over



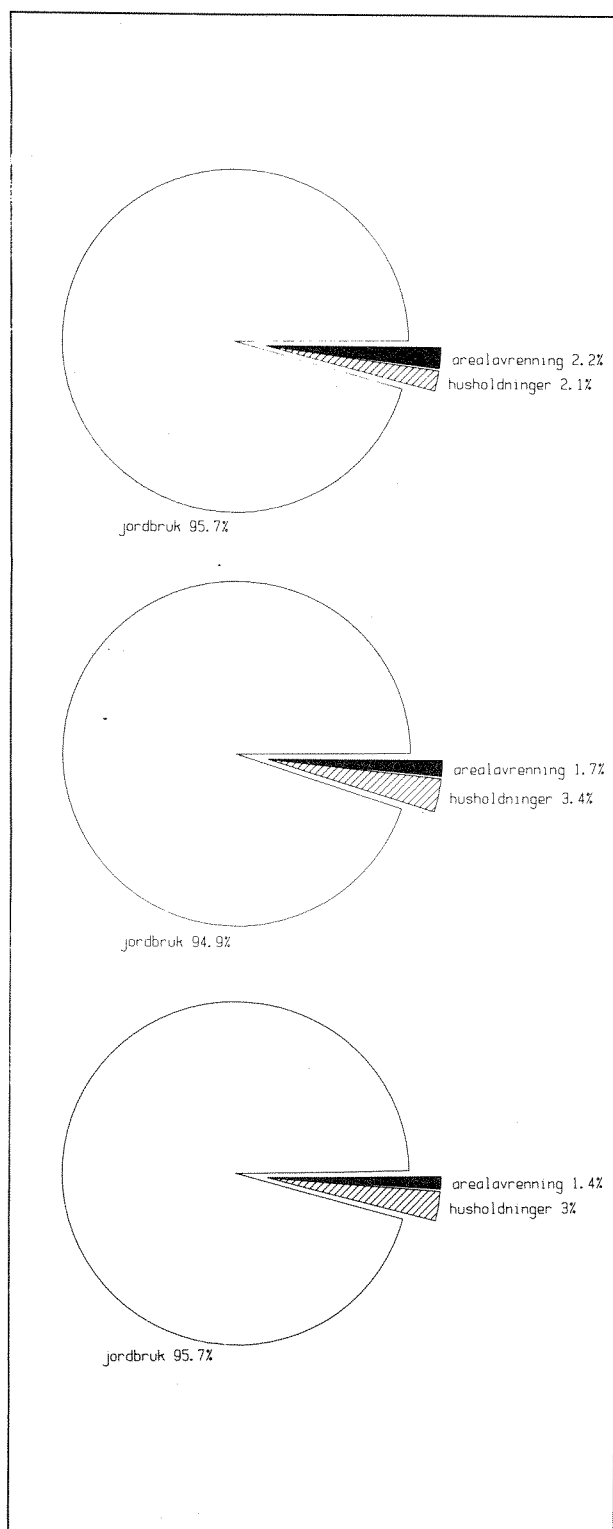


Fig. 4.24 Beregnet fordeling på forskjellige fosforkilder til innsjøene.

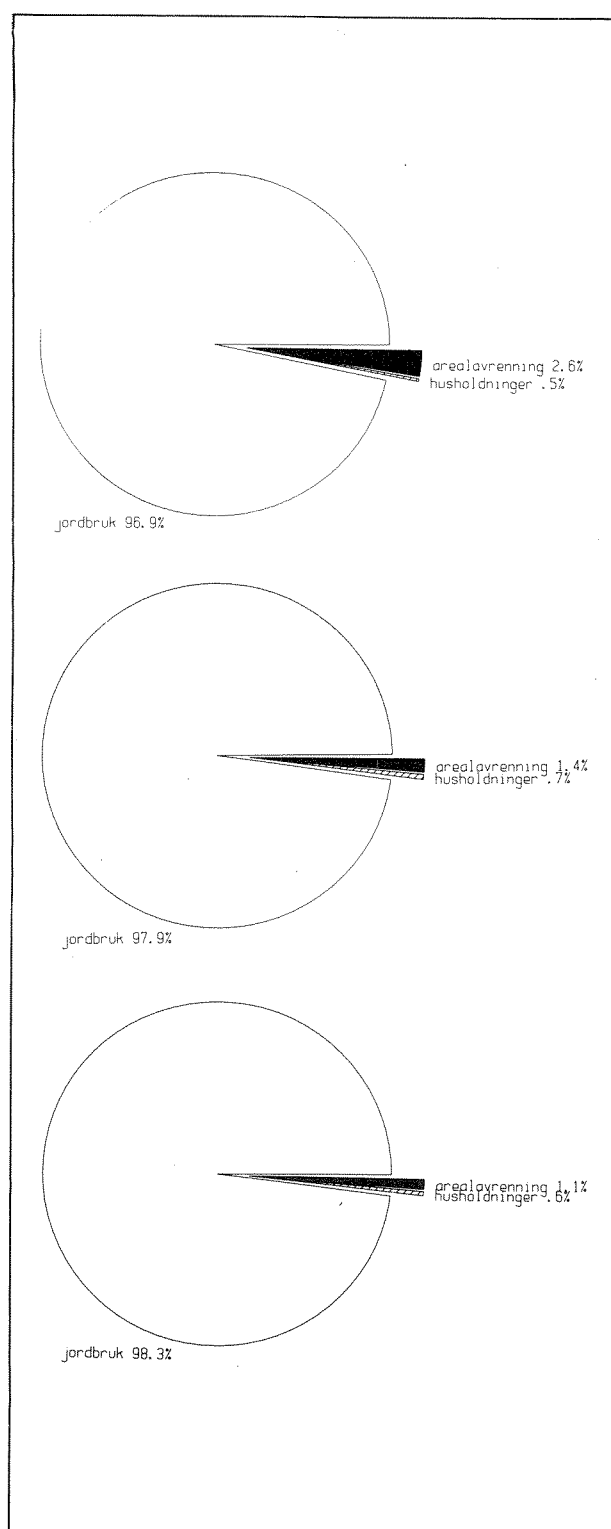


Fig. 4.25 Beregnet fordeling på forskjellige nitrogenkilder til innsjøene.

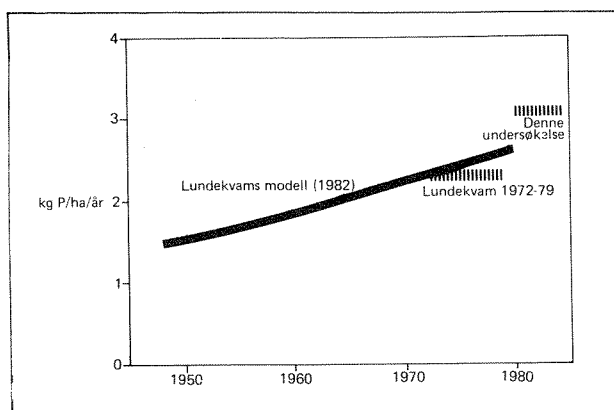


Fig. 4.26 Beregnet avrenning av fosfor fra jordbruksarealer i Rogaland etter Lundekvams modell (kurven). Lundekvams målinger fra 1972-79 og fra denne undersøkelse (1980-82) er markert med stiplet linje

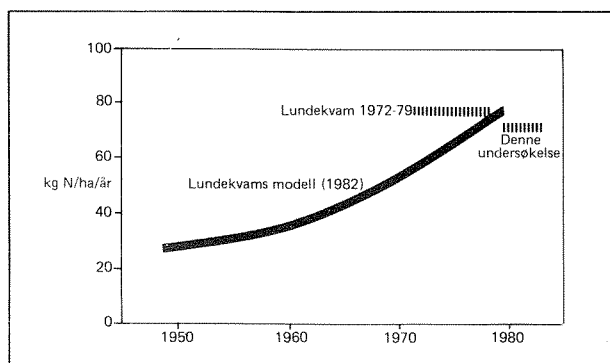


Fig. 4.27 Beregnet avrenning av nitrogen fra jordbruksarealer i Rogaland etter Lundekvams modell (kurven). Lundekvams målinger fra 1972-79 og fra denne undersøkelse (1980-82) er markert med stiplet linje

gjennomsnittlige tilførte mengder i form av handelsgjødsel.

Tabellen viser at det tilføres omlag like store mengder fosfor og nitrogen fra husdyrgjødsel og handelsgjødsel. Normalt spres tilsammen omlag 6-9 kg fosfor/da og 30-45 kg nitrogen/da, mange

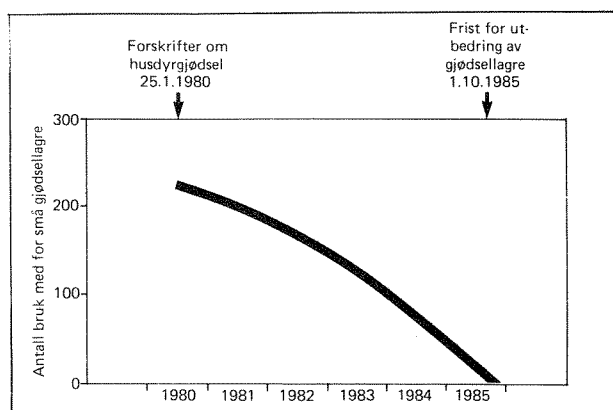


Fig. 4.28 Antall bruk i Orrevassdragets nedbørfelt med for små gjødsellagre i perioden 1980-85 i forhold til kravet om 8 måneders lagerkapasitet

steder antakelig betydelig mer. Dersom en regner at omlag halvparten av dyrka areal er beite og eng er dette langt over anbefalte gjødslingsmengder for fosfor. For nitrogen kan en ikke regne på denne måten da det er betydelige tap av ammoniakk både ved lagring og under og etter spredning. En kan regne at utbyttet av nitrogen i husdyrgjødsel på eng er 15-20% av tilsvarende mengder handelsgjødsel (A.Håland, Statens Forskningsstasjon Sørheim, pers. medd.). Beregnede mengder nitrogengjødsel er etter dette trolig i samsvar med nitrogenbehovet. I studieopplegget "Forureining - ressursar på avvegar" er det oppgitt flere alternative gjødslingsplaner for forskjellige typer vekster. For eng oppgis 1-5 kg fosfor pr. da og 29 kg nitrogen/da, mens f.eks rotvekster bør ha 6-9 kg fosfor/da og 20-26 kg nitrogen/da.

Jordprøver fra Jæren viser tydelig at fosfor akkumuleres i jorda pga. overdosering over lang tid (pers. meddelelse A. Håland). Det betyr at det er store fosforreserver i jorda og at tilskuddet av fosfor fra husdyrgjødsel ofte er tilstrekkelig for flere års jordbruksproduksjon. I Fig. 4.29 er en antatt sammenheng mellom konsentrasjon av fosfor i jorda og avrenning til vassdraget. Inntil en viss konsentrasjon omsettes en vesentlig del av fosforet til økt vekst av plantene. Ved overdosering øker imidlertid konsentrasjonen i jorda og derved avrenninga til vassdraget. Ifølge verdiene som

Tab. 4.15 Beregnede gjødselmengder på dyrka arealer i 5 delfelter til Frøylandsvatnet. Totale gjødselmengder for fosfor er langt høyere enn anbefalt

	husdyrgjødsel		Handelsgjødsel		TOTALT	
	kgP/da	kgN/da	kgP/da	kgN/da	kgP/da	kgN/da
Linlandsbekken	2.38	13.39	3.82	16.44	6.2	29.8
Kvernlandsbekken	2.49	14.14	3.82	16.44	6.3	30.6
Lalandsbekken	3.76	21.16	3.82	16.44	7.6	37.6
Hinnalandsbekken	3.29	19.09	3.82	16.44	7.1	35.5
restfelt Frøyl.vt.	4.98	27.80	3.82	16.44	8.8	44.2

er oppgitt i avsnittet over skulle spredning av fosfor i handelsgjødsel være unødvendig for jordbruksproduksjonen i dette området og uønsket pga. forurensning av vassdragene. Reduksjon av fosformengdene i handelsgjødsel eller overgang til fosforfritt handelsgjødsel (kalksalpeter) bør derfor vurderes.

I Fig. 4.28 er en oversikt over antall bruk i Orrevassdragets nedbørfelt med for små gjødselagere i perioden 1980-85, basert på opplysninger fra Fylkesmannen i Rogaland. Totalt antall bruk er oppgitt til 317 bruk pr. 1.1.83. I løpet av høsten 1985 skal derved de aller fleste bruk tilfredsstillende forskriftenes krav om kapasitet til 8 måneders lagring. Manglende lagerkapasitet pr. 1.1.83 oppgis til 17.500 m<sup>3</sup>.

#### 4.4.5 Begrensning av forurensning fra jordbruksaktivitet

Da alt overveiende forurensning til Orrevassdraget kommer fra jordbruksaktiviteter, er det nødvendig å sette inn hovedtyngden av tiltak på dette feltet.

Det har tradisjonelt vært hevdet at en vesentlig del av næringsstoffene som tilføres vassdragene fra jordbruksarealer er lite tilgjengelig for

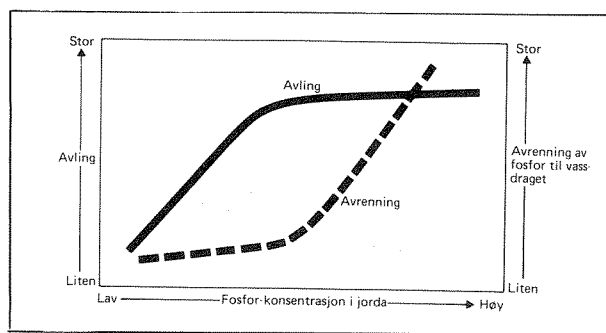


Fig. 4.29 Teoretisk modell for avrenning av fosfor fra dyrka mark ved økende konsentrasjon i jorda. Ved lang tids overgjødsling kan overskuddet i jorda gi kraftig forurensning av vassdraget

algevekst, dvs. mindre "forurensende" enn f.eks. husholdningsavløp. Disse undersøkelsene og enkelte andre rokker ved denne forestillingen. Løvstad (personlig medd.) har i sine undersøkelser på Romerike funnet at den delen av fosforet som ble målt som LMR-P (tidligere kalt fosfat) i det alt vesentlige var tilgjengelig for algevekst. Vi skal se litt nærmere på den bekken i denne undersøkelsen som var mest dominert av jordbruksforurensninger, nemlig Lalandsbekken. I Fig. 4.30 er forekomsten av løste og totale komponenter av fosfor og nitrogen fra ukentlige verdier i 1982 og 1983 presentert. Da LMR-P og nitrat/nitritt gir uttrykk for deler av totalen som er tilgjengelig for algevekst, betyr det at tilførslene fra disse jordbruksarealene stort sett er lett tilgjengelig for algevekst i vassdraget. Dersom konsentrasjonen av total fosfor er lav (laveste 50% av alle verdier) er også andelen tilgjengelig fosfor liten. For de høyeste 50% av verdiene er derimot omtrent halvparten tilgjengelig. For nitrogen er en enda større del tilgjengelig til tross for at ammonium ikke er målt og kommer i tillegg.

Som et hovedprinsipp kan vi si at tiltak for å redusere forurensninger fra jordbruket samtidig vil bidra til optimal utnyttelse av gjødselsstoffene.

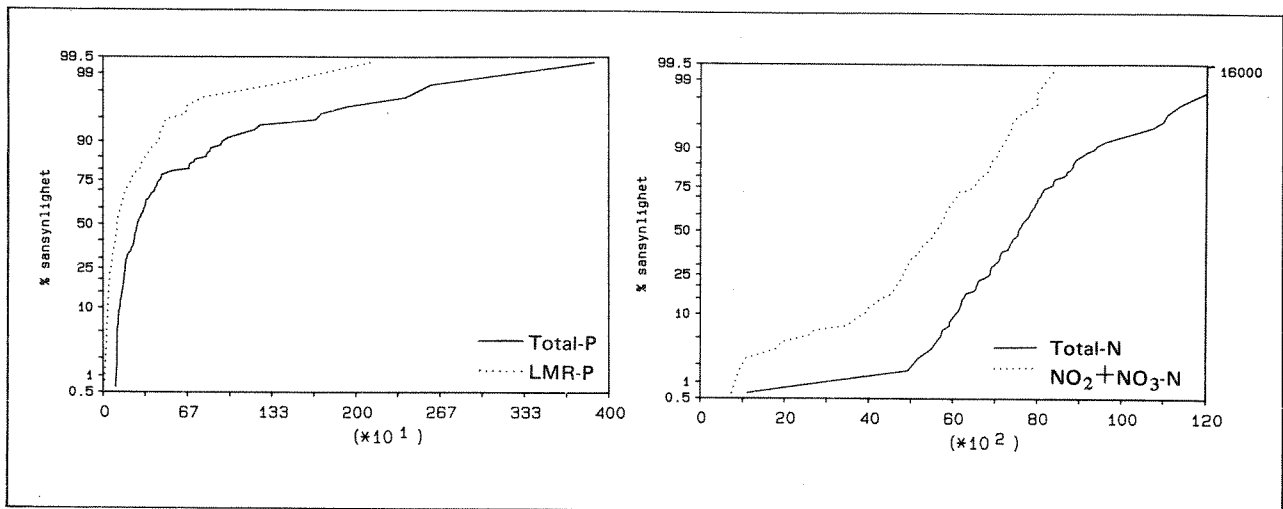


Fig. 4.30 En vesentlig del av totale mengder fosfor og nitrogen fra jordbruksarealene er tilgjengelig for algevekst i vassdraget. Sorterte verdier for den

sterkt jordbrukspåvirkete Lalandsbekken (E7) med 89% jordbruksareal i nedbørfeltet og relativt få bosatte

I utgangspunktet er husdyrholdet i dette området så intensivt at en viss forurensning av vassdraget ikke er til å unngå. En rekke tiltak kan imidlertid gjøres for å redusere forurensningene betraktelig. I første rekke gjelder dette forhold som er regulert av forskrifter om lagring/spredning av husdyrgjødsel fra 1980 og om silopressaft fra 1982. Med de store mengdene husdyrgjødsel som produseres er det av avgjørende betydning for å redusere vannforurensingen at disse spres i vekst-sesongen og at de i størst mulig utstrekning pløyes ned.

En svakhet med dagens forskrifter for lagring/spredning av husdyrgjødsel er imidlertid at det bare kreves lagerkapasitet for 8 måneders produksjon. Dette er særlig uheldig for et område med så stor konsentrasjon av husdyr som

på Jæren, da betydelige mengder derved må spres utenom vekstsesongen og i perioder da det ikke kan pløyes ned. Konsentrert utkjøring av all husdyrgjødsel før første og annen slått ville være best sett fra et forurensningssynspunkt.

Erfaringene fra områder med særlig mye husdyr i forhold til aktuelle spredningsarealer for gjødsel, tyder på at det også kunne ha en positiv effekt om forskriftene krevde større lagerkapasitet (10-12 mnd.) enn dagens forskrifter gjør. Det har også oppstått situasjoner der det har vært uenighet om utkjøring av gjødsel på frossen mark har vært "spredning" eller "lagring". Fra et forurensningssynspunkt burde slike fortolkningsmuligheter avklares nærmere i reviderte forskrifter.

## Litteratur og datakilder

- Arnesen, R.T. og T. Kristoffersen 1978. Håelva, Figgjo og Orreelva. Bearbeiding av kjemiske data innsamlet 1974-77. NIVA O-52/77
- Bjerve, L. 1981. Forurensninger i et jorbruksområde, Ringsaker kommune, Hedmark. Utkast til sluttrapport. Inst. for hydroteknikk, NLH.
- Dahl, I. og R.T. Arnesen 1982. Hølenvassdraget. Hovedrapport om forurensningstilførsler og stofftransport 1977-1980. NIVA F-80420
- Holtan, H. 1973. Frøylandsvatn. Orienterende undersøkelse 1972. NIVA O-134/72.
- Institutt for fjørfe- og pelsdyravl, As v. Anders Skrede
- Jordregisterinstituttet, As 1982. Bonitetskart 1:20.000 - Klassifikasjon av arealgrunnlaget for landbruket.
- Landbruksdepartementet 1984. Forurensninger fra jordbruket - omfang og virkemidler. Delutredning I. Rapport nr. 2/84
- Lundekvam, H. 1981. Husdyrgjødsel og avlaup frå driftsbygningar. Utkast til sluttrapport. Inst. for Hydroteknikk, NLH.
- Norges geografiske oppmåling 1983: Bosettingskart 1:250.000,
- Rognerud, S, D. Berge og M. Johannessen 1979. Telemarkvassdraget - hovedrapport for undersøkelsene i perioden 1975-79. NIVA O-70112
- Statistisk Sentralbyrå 1981. Folke- og bustadteljing 1980. Kommunehefter 1120 Klepp og 1121 Time
- 1984. Datautskrifter fra gruppe for miljøstatistikk v. Lars Rogstad.
- Vennerød, K. 1984. Håndbok i innsamling av data om forurensningstilførsler til vassdrag og fjorder. NIVA O-82014/F-82436

## 5. Vannkvalitet i innsjøene

I 1979 ble det tatt prøver fra én stasjon i søndre basseng i Frøylandsvatnet (S2), se Fig. 3.1, i 1980 var det i tillegg en stasjon i nordre basseng (S1). I perioden 1981-83 ble kun stasjon S1 benyttet. I hver av innsjøene Horpestadvatnet (S3) og Orrevatnet (S4) var det én prøvetakingsstasjon i perioden 1980-83. Innsjøene ble besøkt 6-11 ganger pr. år avhengig av økonomiske rammer for prosjektet. Stasjonene ble lagt over innsjøenes dypeste punkter. Det ble målt dybdeprofiler av temperatur, oksygen og lysvekning. Øvrige parametre ble målt i blandprøver fra 0-2 m eller fra 0-4 m. Tabeller med originaldata er gjengitt i datarapporten.

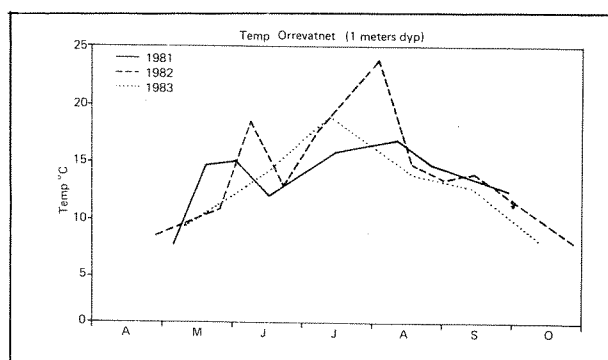


Fig. 5.1 Temperaturen på 1 meters dyp i Orrevatnet i 1981-83

### 5.1. Fysiske forhold

#### 5.1.1 Temperatur

Temperaturkurver for innsjøene er vist i Fig. 5.1-5.3.

Alle innsjøene bærer preg av sterk vindeksponering og kortvarig, om noen, lagdeling. Vannmassene sirkulerer derfor dypere ned og over lengre tid enn det som er vanlig i innsjøer lenger fra kysten. Dette fører til god oksygenering av bunnvannet og spesielle vekstforhold for planktonet. Høy temperatur og oksygeninnhold bidrar også til effektiv omsetning av det organiske materialet i sedimentet. I grunne partier av innsjøene vil også den kraftige omrøringen føre til at sedimentet stadig hvirvles opp, med høyt

partikkelinnhold i vannet som resultat.

Dette er mest ekstremt i Orrevatnet, som ligger helt ute ved kysten og som samtidig er svært grunt, bare 3 meter på det dypeste. I undersøkelsesperioden ble det bare unntaksvis registrert temperatursjiktning i Orrevatnet. I Fig. 5.1 er temperaturgangen fra 1 meters dyp i Orrevatnet vist for 1981-83. Vanntemperaturen endrer seg også raskt i et så lite vannvolum som utsettes for sterkt varierende solinnstråling og vind. Med måleintervaller på 2-4 uker vil figuren bare gi et grovt bilde av utviklingen, men den indikerer likevel en særlig varm og stille periode i slutten av juli 1982, med vanntemperatur på hele 24°C den 3. august.

Horpestadvatnet, som også ligger nær kysten, er også sterkt utsatt for vind, samtidig som store deler av denne innsjøen også er grunnere enn 6 meter (se Fig. 3.6). Temperaturisopletene i Fig. 5.2 viser tydelig at det sjelden utvikler seg et sprangsjikt i Horpestadvatnet. Fra over-

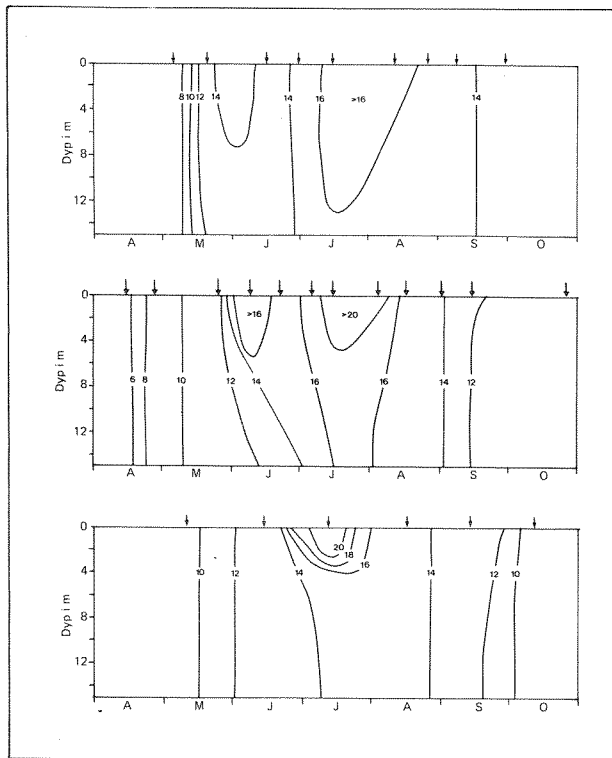


Fig. 5.2 Temperaturgangen i Horpestadvatnet i 1981-83. Piler angir tidspunkter for målingene. Markert temperatur-sjiktning ble bare observert i 1983

flaten ned til dypeste punkt på 15 meter er det normalt bare noen få graders forskjell. Bare i 1983 ble det registrert et sprangsjikt i juli. Overflatetemperaturen var sjelden mer enn 20°C et par uker av året.

Frøylandsvatnet ligger noe mer beskyttet for vinden og er dypest av de tre innsjøene. Derfor utviklet det seg også et sprangsjikt her i 1982 på 10-12 meters dyp, som også er en barriere for utveksling av bl.a. oksygen. Fig. 5.3 viser den markerte forskjellig på utviklingen i 1982 i forhold til de to andre årene.

### 5.1.2 Siktedyp

Siktedypet måles ved å senke en hvit skive ned i vannet. Det dypet der den ikke lenger kan ses fra overflaten kalles siktedypet.

Siktedypet for 1981-83 er vist i Fig. 5.4.

Siktedypet er overveiende svært lite i de tre innsjøene, dels pga. store konsentrasjoner av planteplankton, men også pga. stort innhold av opphvirvlede partikler. Det sistnevnte er særlig utpreget i Orrevannet. Siktedypet i de to øverste innsjøene i vassdraget var sjelden større enn 2 meter, i Orrevatnet sjelden over 1 meter i perioden april - september. Dette har selvsagt stor betydning for lysklimaet i

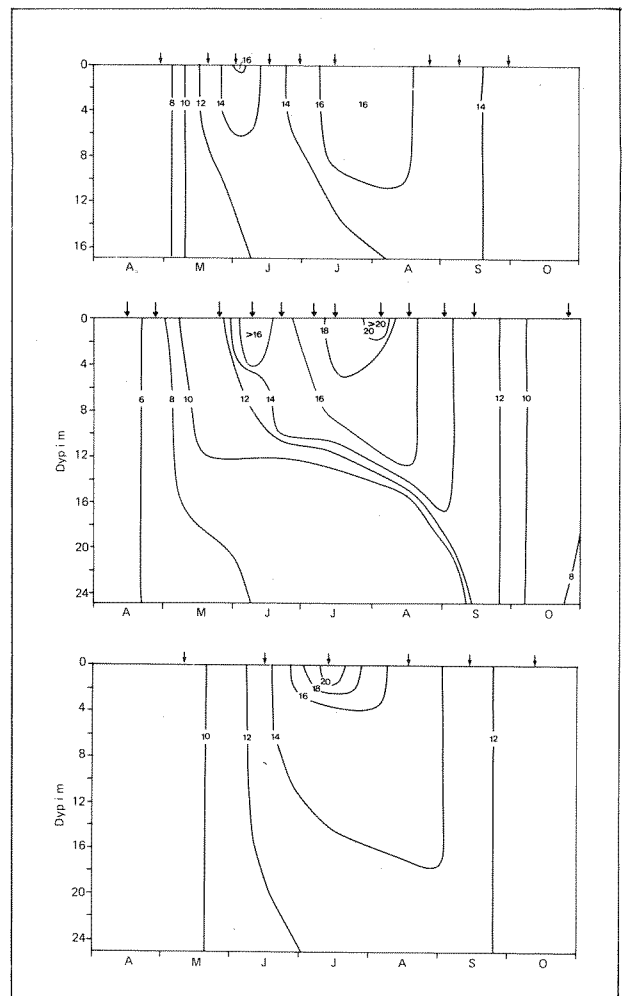


Fig. 5.3 Temperaturgangen i Frøylandsvatnet i 1981-83. I 1983 utviklet det seg et sprangsjikt på 10-12 meters dyp etter langvarig periode med pent og vindstille vær

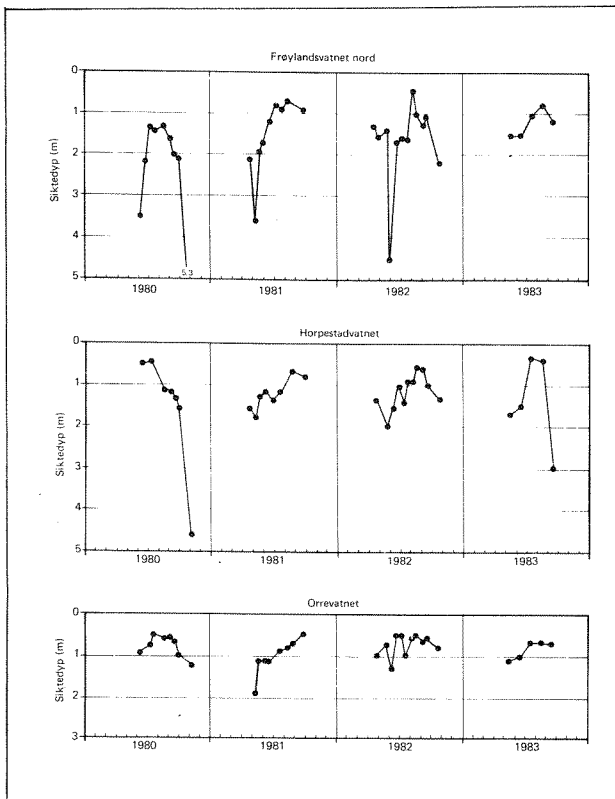


Fig. 5.4 Siktedyp i innsjøene 1980-83

innsjøene og hindrer plantevekst i dypere deler av innsjøene.

Forholdet mellom siktedyp og algevolum er vist i Fig. 5.5. I Frøylandsvatnet er det en god statistisk sammenheng ( $r=0.85$ ) mellom algevolumet og den inverse av siktedypet ( $1/z$ ), dvs. at siktedypet i det alt vesentlige bestemmes av konsentrasjonen av alger i denne innsjøen. I Horpestadvatnet er denne sammenhengen noe dårligere ( $r=0.78$ ) og i Orrevatnet er det liten sammenheng ( $r=0.21$ ) mellom variasjonene i disse to parametrene. Forklaringen på disse forskjellene er at de to nederste innsjøene i vassdraget er mye grunnere enn Frøylandsvatnet og er følgelig mer utsatt for at vinden hvirvler opp partikler fra sedimentet. I Orrevatnet bestemmes siktedypet hovedsakelig av dette partikkelinnholdet.

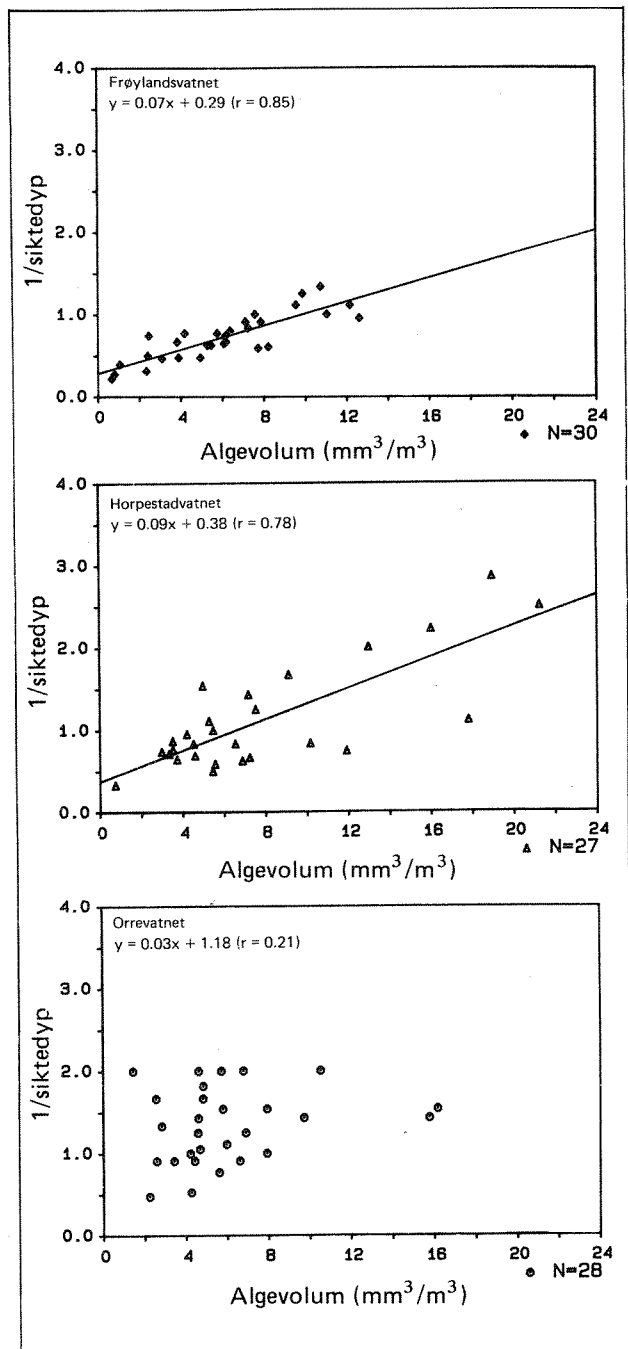


Fig. 5.5 Forholdet mellom siktedyp og algevolum i innsjøene 1980-83. Siktedypet er her representert ved  $1/\text{siktedyp}$  for å få en lineær sammenheng i de tilfellene der konsentrasjonen av alger er avgjørende for siktedypet



Den statistiske sammenhengen for Frøylandsvatnet, og tildels for Horpestadvatnet, kan benyttes for å anslå algekonsentrasjonen i disse innsjøene ved å måle siktedypet, noe som er ganske enkelt. De statistiske analysene angir også at en ikke kan vente siktedyp større enn 4-5 meter i Frøylandsvatnet og Horpestadvatnet, selv når det ikke er planteplankton i vannet.

### 5.1.3 Vannets farge

Vannets farge vurderes ved å se ned på Secchi-skiva på en dybde som tilsvarer 1/2 siktedyp og angis etter en standard skala.

Da vurderingen av vannets farge er subjektiv og vil oppfattes forskjellig av forskjellige personer, vil våre observasjoner også lide noe av dette. Imidlertid er det gode overensstemmelser med det en kunne forvente ut fra andre forhold i innsjøene.

Vannets farge domineres av grønt som bryter over mot gult og brunt i Frøylandsvatnet og Horpestadvatnet, mens fargen er markert mer brunlig i Orrevatnet. Dette forårsakes av at fargen domineres av klorofyllet i planteplanktonet i de to førstnevnte innsjøene, mens opphvirvlet sediment i Orrevatnet dominerer fargen der.

### 5.1.4 Turbiditet

Turbiditet er et mål for vannets innhold av partikler. Turbiditeten i de tre innsjøene er vist i Fig. 5.6.

Turbiditeten i innsjøene forklares i stor grad av konsentrasjonen av planteplankton, men betydningen av opphvirvlet sediment øker i de grunnere innsjøene. Planteplankton med forskjellig cellevolum og form vil også gi ulik økning av turbiditeten.

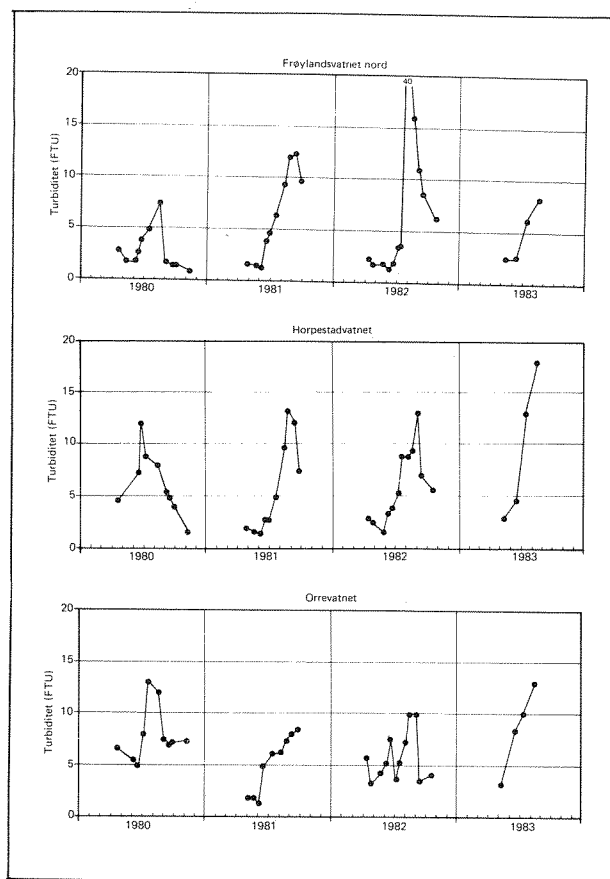


Fig. 5.6 Turbiditet i innsjøene 1980-83

### 5.1.5 Lyssvekning

Synlig lys (350-700 nm) måles med en såkalt kvantesensor (se datarapporten).

Lyssvekning i innsjøene i 1981 er presentert i noe forenklet Fig. 5.7. Lys svekkes eksponensielt i vann og lyssvekningen kommer derfor fram som rette linjer i logaritmisk skala. I figuren er lyssvekningen tilpasset rette linjer for å gjøre presentasjonen klarere. Mer fullstendige data er oppgitt i datarapporten.

Pga. høy konsentrasjon av alger og andre partikler store deler av året er lyssvekningen kraftig i alle tre innsjøene. En regner gjerne at algeproduksjon ikke foregår under 1% av

overflatens lysintensitet. I perioden juni til oktober 1981 var nederste registrerte dyp for 1% av lysintensiteten i overflaten av Frøylandsvatnet ikke over ca. 5 meter, i Horpestadvatnet og i Orrevatnet ikke over ca. 3 meter.

## 5.2 Vannkjemi

### 5.2.1 Løste ioner – konduktivitet

Konduktiviteten gir et mål for det totale innholdet av løste ioner, særlig de såkalte hovedkomponentene (se kapittel 4), men forteller ikke hvilke av komponentene som dominerer. Vannets kjemiske sammensetning preges av nærhet til Nordsjøen og store tilførsler fra jordbruksområder. Konduktiviteten i innsjøene øker nedover i vassdraget. Middelverdier for konduktivitet i perioden 1980-83 var henholdsvis 11.6 mS/m i Frøylandsvatnet, 17.1 mS/m i Horpestadvatnet og 20.0 mS/m i Orrevatnet. Upåvirket norsk overflatevann har som oftest konduktivitetsverdier i området 2 - 8 mS/m varierende med innholdet av lett løselige ioner i berggrunnen og i løsmassene.

I Fig. 5.8 er konsentrasjonen av vannets hovedkomponenter fremstilt i et såkalt polygon-plot. Hver sektor i polygonet representerer én av vannets bestanddeler ifølge tegnforklaringen. Arealet av hver sektor tilsvarer konsentrasjonen av dette elementet i vannet. Dersom det hadde vært like store mengder av disse elementene i vannet, ville polygonet dannet en tilnærmet sirkel. Figurene er også fremstilt slik at arealet av hele sirkelen gir et bilde av det totale innholdet av ioner, dvs. konduktiviteten. Polygon-plot for de tre innsjøene i Orrevassdraget er tegnet sammen med tre andre innsjøer i Fig. 5.8. Gjersjøen er middels næringsrik og Mjøsa er relativt næringsfattig, mens Vangsvatnet er en lite forurenset innsjø ved Voss. Mens de to innsjøene på Østlandet er dominert av kalsium og hydrogenkarbonat, såkalte

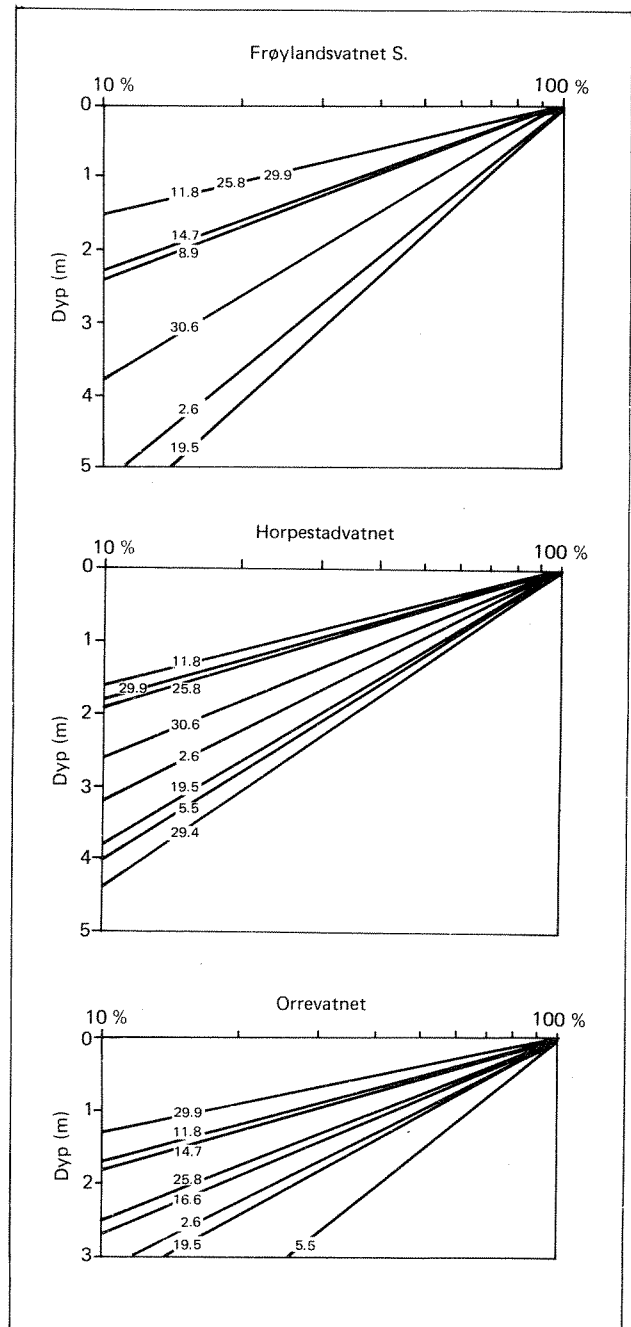


Fig. 5.7 Svekning av synlig lys (350-700 nm) til ulike tidspunkter i 1981

"bikarbonat-sjøer", er de undersøkte innsjøene tydelig preget av natrium og klorid fra havsalt. Havsaltet tilføres innsjøene fra nedbør og "sjøsprøyt".

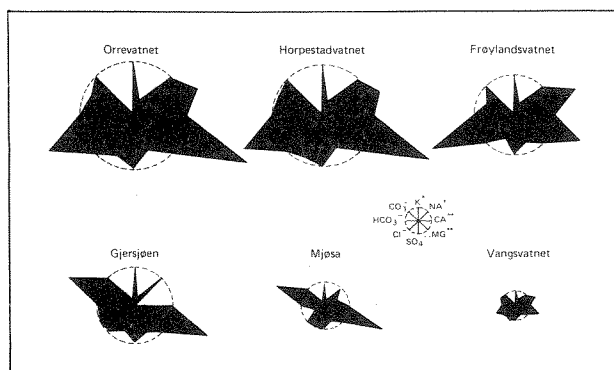


Fig. 5.8 Vannets viktigste ioner

Vannets innhold av ioner beskrives ofte generelt vha. "standardsammensetning" i forhold til et stort antall innsjøer. Ved den aktuelle konduktiviteten beskriver dette det normale forholdet mellom ionene. Som eksempel her er valgt situasjonen i Frøylandsvatnet i 1981 (Tab. 5.1). Havsaltene natrium og klorid som også er tydelig "overrepresentert" ifølge figuren over, har omlag 3 ganger høyere konsentrasjon enn i innlandsinnsjøer med tilsvarende konduktivitet. I tabellen peker også konsentrasjonen av kalium seg ut som mer enn dobbelt så høyt i Orrevassdraget som "normalt". Dette forholdet er diskutert tidligere av Holtan (1973) som viste til betydelige tilførsler av kalium fra potetindustri ved Klepp stasjon. Dette utslippet skal etter de opplysningene vi har fått, ikke lenger belaste vassdraget. Fortsatt er det imidlertid en betydelig avrenning av kalium fra jordbruksområdene. Det spres store mengder kalium på dyrka mark, og avrenningen av dette elementet er i de undersøkte bekkene like stor som avrenning av nitrogen (se kapittel 4).

Tab. 5.1 Innholdet av vannets hovedkomponenter (mg/l) i Frøylandsvatnet i 1981 i forhold til "standard-sammensetning" ifølge Rodhe (1949)

	kond. (mS/m)	Ca	Mg	Na	K	SO <sub>4</sub>	Cl
Frøylandsvatnet 1981	10.4	7.1	2.1	10.1	3.7	6.9	18.4
Standardsammensetning	10.0	13.5	2.3	3.8	1.4	8.0	3.8

Disse informasjonene er nyttige for å få en total beskrivelse av vannkvaliteten i vassdraget, men har ikke konsekvenser for bruken av vannet i vassdraget.

## 5.2.2 Tungmetaller

Det ble tatt enkelte stikkprøver av innholdet av tungmetallene bly, kadmium, sink og kobber, samt jern, mangan og aluminium i innsjøene (se datarapporten). Det ble ikke registrert spesielt høye verdier i vannet. Konsentrasjonen av tungmetaller i vannet vil ofte være svært lav, mens konsentrasjonen i sedimentet gjerne er høy selv lang tid etter eventuelle utslipp. Tungmetaller, særlig kvikksølv, i sedimentet kan mobiliseres av bunnlevende dyr, som igjen kan tjene som føde for fisk. Dette er et forhold en bør vurdere nøye før evt. utsetting av ørret eller laks som spiser bunndyr. Det er derfor verdt å undersøke Frøylandsvatnets sedimenter for innhold av tungmetaller pga. tidligere industriutslipp.

## 5.2.3 pH

I denne type innsjøer varierer pH sterkt gjennom døgnet pga. variasjoner i algenes vekst. Ved sterk vekst tar algene opp CO<sub>2</sub> (karbondioksyd) og HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> (karbondioksyd) fra vannet, slik at pH øker, dvs. vannet blir mer basisk. Om vinteren dominerer nedbrytningprosesser som gir økt tilskudd av CO<sub>2</sub> til vannet og senker derved pH til noe under nøytralt.

Da det foreligger ukentlige målinger av pH i utløpsbekken til de tre innsjøene vil disse bli brukt til å studere overflatevannets pH gjennom året (Fig. 5.9). Det forutsettes at utløpsvannet stort sett består av overflatevann og dette bekreftes av målinger i innsjøene (se data-rapporten).

Fra en svakt sur pH om vinteren pga. nedbrytning av organisk materiale, øker pH sterkt fra

mars/april da vekstsesongen til planteplanktonet begynner. Denne økningen er faktisk en god indikator på starten av vekstsesongen i innsjøene. pH holder seg så mellom 7 og 10 avhengig av lys, varme og tilgangen på næringsstoffer. Værforholdene varierer sterkt fra år til år og gir store variasjoner i pH som vist i figuren.

I et senere kapittel (kapittel 7) vurderes lekkasje av fosfat fra sedimentet forårsaket av høy pH. I denne sammenhengen betyr det pH større enn ca. 9.5. Med utgangspunkt i Fig. 5.9 kan vi slå fast at dette bare forekommer sporadisk og i korte perioder av gangen.

#### 5.2.4 Oksygen

Vannets innhold av oksygen bestemmes i utgangspunktet av en likevekt med oksygenet i atmosfæren. Denne likevekten er temperaturavhengig, dvs. jo lavere temperatur dess mer oksygen kan være oppløst. Vekst av planteplankton eller høyere vegetasjon gir tilskudd av

oksygen, mens nedbrytning av organisk materiale (plante- og dyrerester) forbruker oksygen. Når oksygeninnholdet er i likevekt ved den aktuelle temperatur, sier vi at vannet er 100% mettet med oksygen. Metning er en nyttig måte å presentere oksygeninnholdet på og forteller da om vannet er over- eller undermettet, og i tilfelle i hvor stor grad. Oksygenmetning i innsjøene er presentert i Fig. 5.10-Fig. 5.12.

Oksygenmetning for 1 meters dyp i Orrevatnet er presentert i Fig. 5.10. Som for temperatur viser oksygenmetning liten variasjon med dyppet i Orrevatnet. I august og september 1981 og 1982 ble det registrert metning på omlag 120% pga. høy plantevekst. Verdier på omlag 85% i juli 1981 og 1983 indikerer kraftig nedbrytning av organisk materiale og rolige vindforhold.

I dypvannet i Horpestadvatnet foregår det en betydelig nedbrytning av organisk materiale. Fig. 5.11 indikerer at det årvisst er perioder med oksygenmetning lavere enn 20% under 12 meters dyp. Dette til tross for at vinden hindret termisk sjiktning av innsjøen i to av de tre undersøkelsesårene ( Fig. 5.2). I 1983, da det utviklet seg en tydelig temperatursjiktning

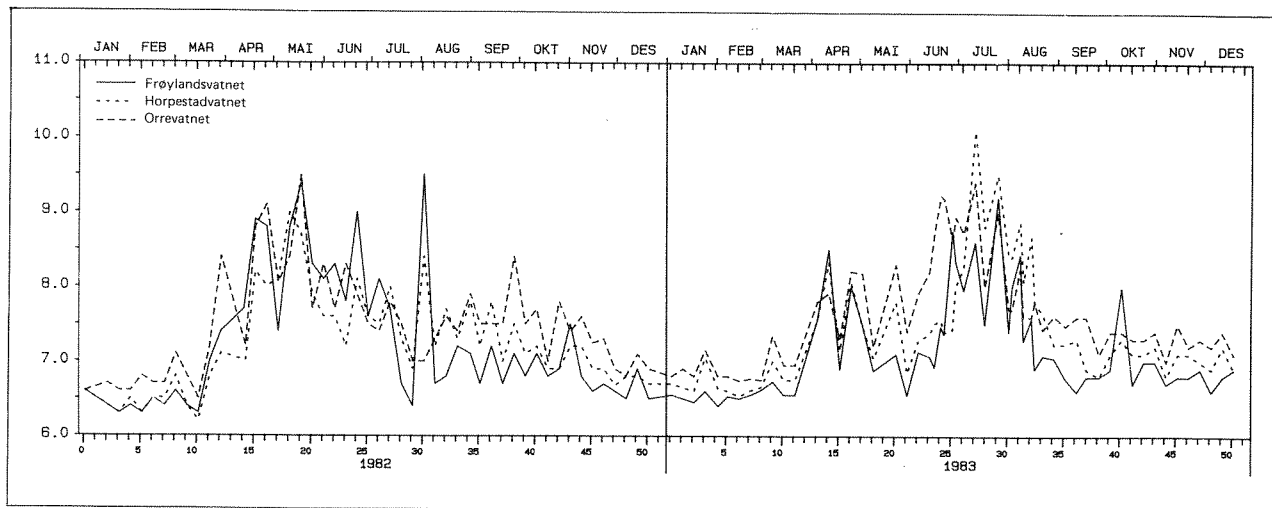


Fig. 5.9 pH i utløpet fra Frøylandsvatnet (E3), Horpestadvatnet (E5) og Orrevatnet (E6) i 1982-83. pH på disse stasjonene vil stort sett følge variasjonene i overflatevannet i innsjøene

var også oksygenforbruket i bunnvannet mer markert. Oksygenmetningen var lavere enn 10% under 10 meters dyp i hele juli dette året. Med sirkulasjonen om høsten oksygeneres vannet effektivt igjen fra midten av august. Da det alt vesentlige av Horpestadvatnet er grunnere enn 8 meter, vil dette oksygenforbruket neppe ha særlig betydning for innsjøen. Lekkasje av fosfat fra dypvannssedimentet er vurdert i kapittel 7. I 1982 og 83 ble det registrert perioder med kraftig overmetning i overflatevannet pga. kraftig algevekst. Dette ville ha vært mer markert dersom ikke vinden hadde utjevnet mye av denne effekten.

Dypvannet i Frøylandsvatnet preges også av stort oksygenforbruk i sommerhalvåret pga. stor organisk belastning. Belastningen stammer dels fra tilførsler fra nedbørfeltet, dels fra plankton som er produsert i innsjøen og som synker til bunns. Fig. 5.12 viser at minskningen var svært raskt alle år i perioden mai-juni og en tilsvarende rask reoksygenering om høsten pga. kraftig omrøring av vannmassene. 20% metning ble registrert opp til 12-16 meters dyp i undersøkelsesperioden, men dette er igjen bare en liten del av innsjøens bunnareal (ifølge Fig. 3.5 <5%). Derved blir negative effekter på fosforbudsjettet for Frøylandsvatnet også beskjedne (se Kap. 7). Det ble registrert kraftig overmetning med oksygen i alle tre årene, men bare over relativt korte perioder

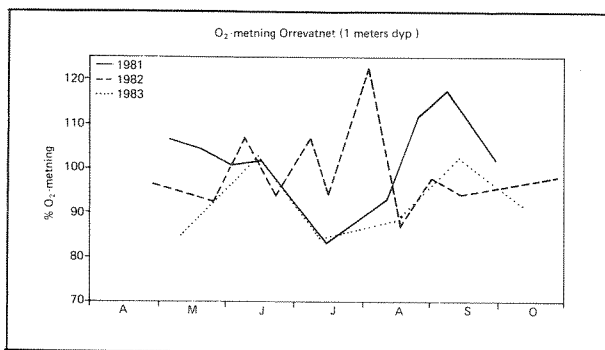


Fig. 5.10 Oksygenmetning (%) i Orrevatnet i 1981-83. Pilene markerer tidspunkt for målingene

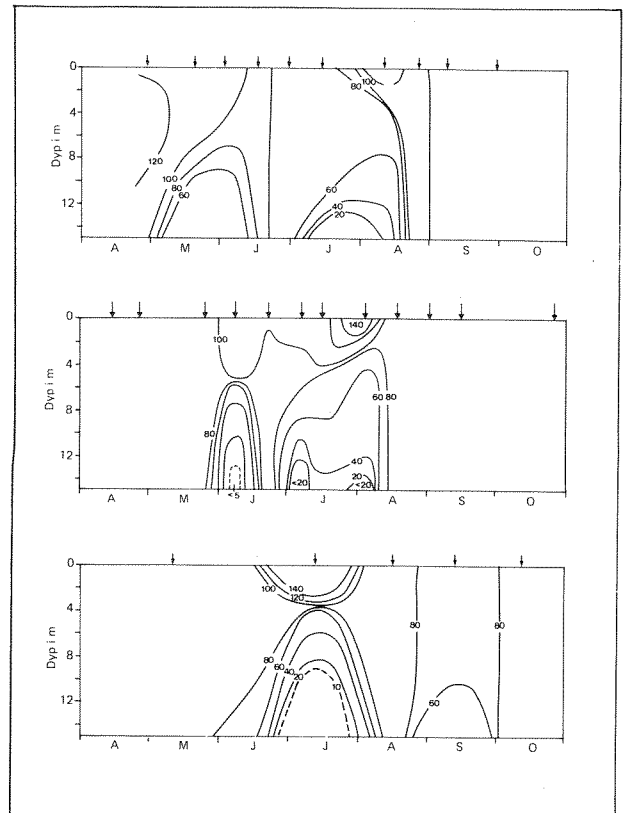


Fig. 5.11 Oksygenmetning (%) i Horpestadvatnet i 1981-83

pga. vindens omrøring og utjevneende effekt. 3. august 1982 var overmetningen på 1 meters dyp hele 182%.

## 5.2.5 Plantenæringsstoffer

Fosfor regnes for å være det viktigste begrensende næringsstoff for planteplanktonet i ferskvann, men andre stoffer som f.eks. nitrogen, silikat og jern kan være vekstbegrensende i perioder. I eutrofe (næringsrike) innsjøer kan nitrogen være begrensende i kortere eller lengre perioder, især på ettersommeren. Silikat er ofte begrensende for vekst av alger med kisel skall (diatomeer).

## 5.2.5.1 Fosfor

Konsentrasjonen av fosfor i overflatevannet i de tre innsjøene er vist i Fig. 5.13, Fig. 5.15 og Fig. 5.17. I 1980 ble det målt to fosforfraksjoner, nemlig filtrert LMR-P (løst molybdatreaktivt fosfat), og total-fosfor. I 1981-83 ble det også målt filtrert total-fosfor for å få et mål for hvor mye fosfor som var løst i annen form enn ortofosfat.

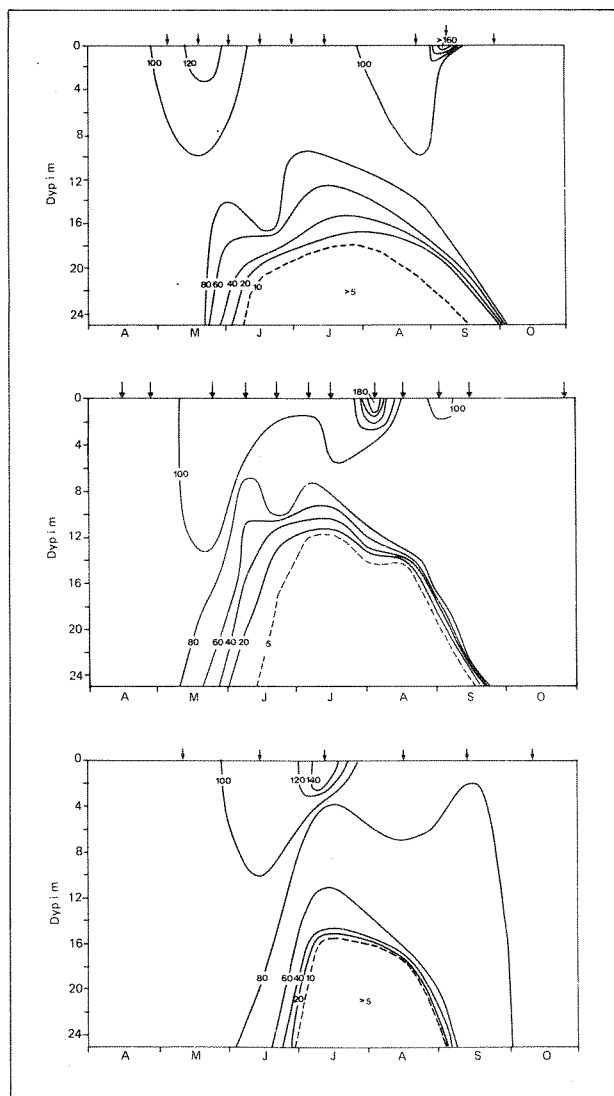


Fig. 5.12 Oksygenmetning (%) i Frøylandsvatnet i 1981-83

Tidsveide årsmidler for total-fosfor i Frøylandsvatnet (Fig. 5.13) var  $42 \text{ mgP/m}^3$  i 1982 og  $55 \text{ mgP/m}^3$  i 1983. I 1979-81 var årsmiddelverdien av samme størrelsesorden, men i 1982 var det en ekstremverdi i august pga. en kraftig algeoppblomstring som gir noe høyere middelverdi. Verdiene for LMR-P ligger i lange perioder mellom 5 og  $10 \text{ mgP/m}^3$ , særlig i 1979 og 81, noe som skulle indikere at fosfor ikke var begrensende for algenes vekst. Dette er imidlertid så lave verdier at "forurensning" av prøvene kan forekomme under prøvetaking, lagring, konservering og analyse, tilstrekkelig til at så høye verdier kan registreres.

Det ble kun registrert små variasjoner i fosforkonsentrasjonen i dypvannet i Frøylandsvatnet i 1979 og 1981 (Fig. 5.14).

I Horpestadvatnet lå verdiene for total-fosfor i overflatevannet markert høyere enn i Frøylandsvatnet (Fig. 5.15). Tidsveide middelverdier lå her mellom  $85$  og  $120 \text{ mgP/m}^3$ . Dette stemmer godt med de målinger og beregninger som er gjort av belastningen til disse to innsjøene. Horpestadvatnet tilføres nesten 10 ganger mer fosfor pr. enhet innsjøoverflate enn Frøylandsvatnet og Orrevatnet. Særlig i 1980 ble det målt høye verdier for LMR-P i Horpestadvatnet. Konsentrasjonen av total-fosfor hadde en klar tendens til å øke utover i sesongen med kulminasjon i august eller enda seinere med mer enn  $150 \text{ mgP/m}^3$ . En vesentlig del av fosforet i Horpestadvatnet var bundet til partikler.

Variasjoner i konsentrasjonen av fosfor i dypvannet i Horpestadvatnet (Fig. 5.16) skyldes særlig den partikulære delen, og har neppe særlig betydning som "intern gjødsling" da volumet av dette dypvannet er svært lite.

I Orrevatnet (Fig. 5.17) kunne fosforkonsentrasjonen variere sterkt enkelte år pga. opphvirvling av sedimenter. Dette var særlig tilfelle de to siste årene i perioden. Høyeste målte verdi var  $397 \text{ mgP/m}^3$  i august 1982. Tidsveid årsmiddel lå i samme størrelsesorden som i Horpestadvatnet, da vannkvaliteten i Orrevatnet domineres av tilførselene fra Horpestadvatnet.

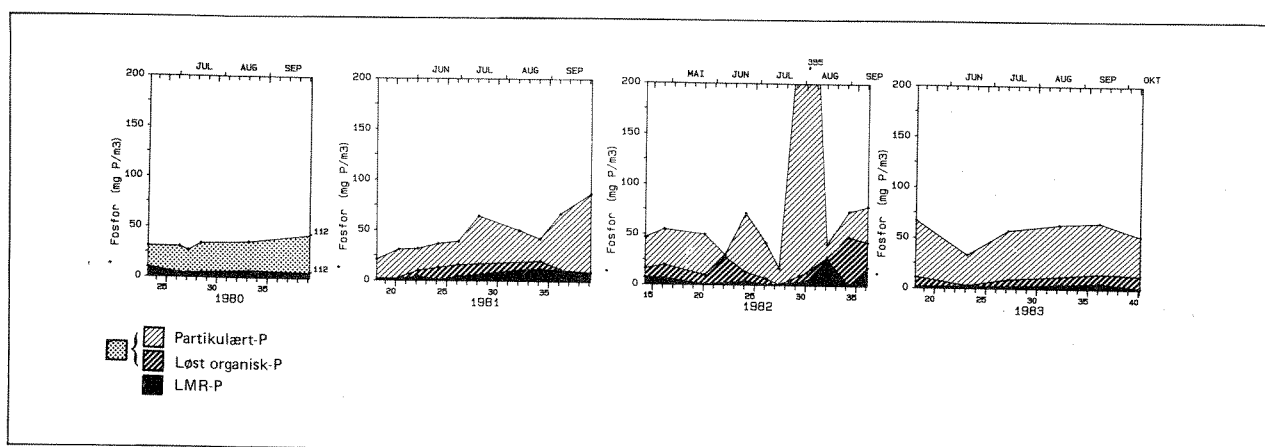


Fig. 5.13 Fosforkonsentrasjonen i Frøylandsvatnets overflatevann i 1979-83

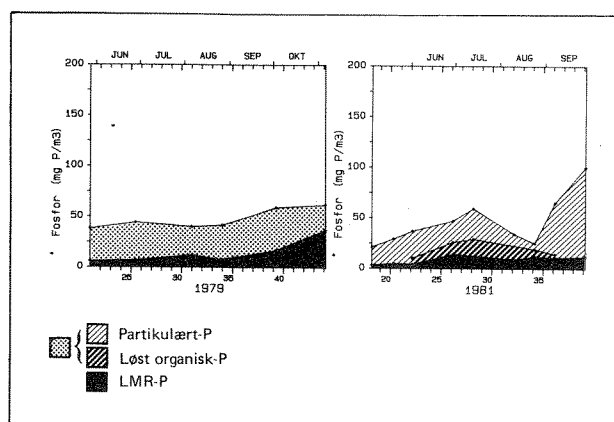


Fig. 5.14 Fosforkonsentrasjonen i Frøylandsvatnets dypvann i 1979 og 81

### 5.2.5.2 Nitrogen

Konsentrasjonen av nitrogen følger karakteristiske variasjoner gjennom året med høyeste verdier om vinteren og betydelig lavere verdier om sommeren. Tidsveide årsmidler for total-nitrogen i Frøylandsvatnet var 1100-1600 mgN/m<sup>3</sup> (Fig. 5.18). Figurene viser et markert

forbruk av nitrat/nitritt i vekstsesongen pga. algenes vekst. Konsentrasjonen var lavere enn deteksjonsgrensen for analysemetoden store deler av juli og august. Dette indikerer at nitrogen kan være et vekstbegrensende stoff i vassdraget, men dette er ikke undersøkt spesielt. I periodene med nitrogenbegrensning kan visse typer blågrønnalger overta (f.eks. *Anabaena* og *Aphanizomenon*) som har evne til å utnytte oppløst nitrogen-gass i vannet. Derved vil heller ikke en reduksjon i tilførselene av nitrogen gi tilsvarende reduksjon i alge-konsentrasjonen.

Konsentrasjonen av nitrogen i dypvannet avviker ikke vesentlig fra konsentrasjonen i overflatevannet (Fig. 5.19).

Konsentrasjonen av nitrogen i Horpestadvatnet er av samme størrelsesorden som i Frøylandsvatnet, og varierer etter samme mønster med kraftig forbruk av nitrat/nitritt om våren og forsommeren (Fig. 5.20). Det er heller ikke her noen vesentlig anrikning av nitrogenkomponenter i dypvannet (Fig. 5.21).

I Orrevatnet kan vi ikke registrere de samme årsvariasjonene av nitrat/nitritt som i de to andre innsjøene (Fig. 5.22). Dette har trolig sammenheng med at tilførselene av nitrat/nitritt er mer begrenset til Orrevatnet pga. at disse komponentene tas opp i algene i den Horpestadvatnet. Vekstsesongen kan også starte noe tidligere slik at vi ikke har registrert avtaket tidlig på våren.

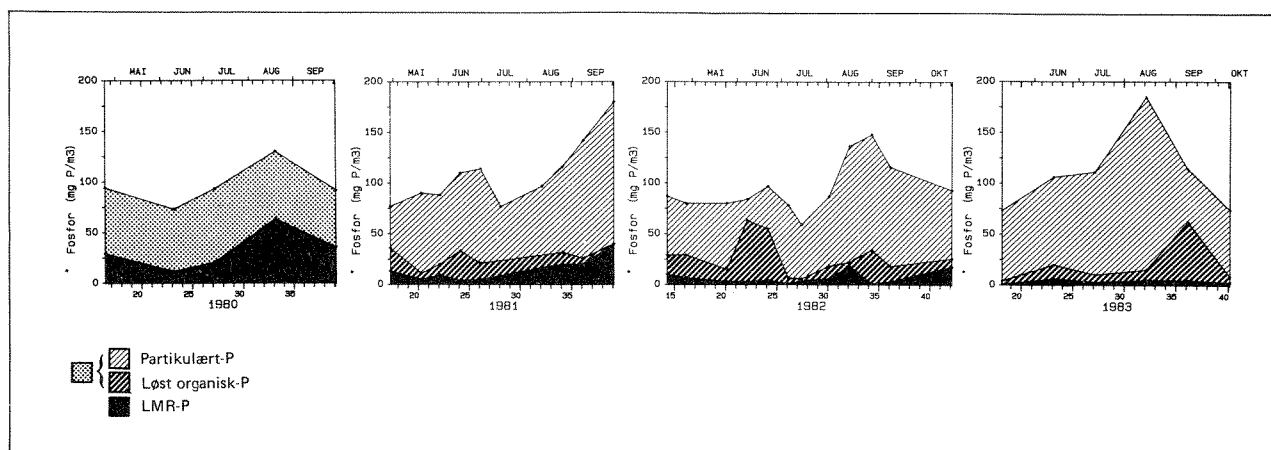


Fig. 5.15 Fosforkonsentrasjonen i Horpestadvatnets overflatevann i 1980-83

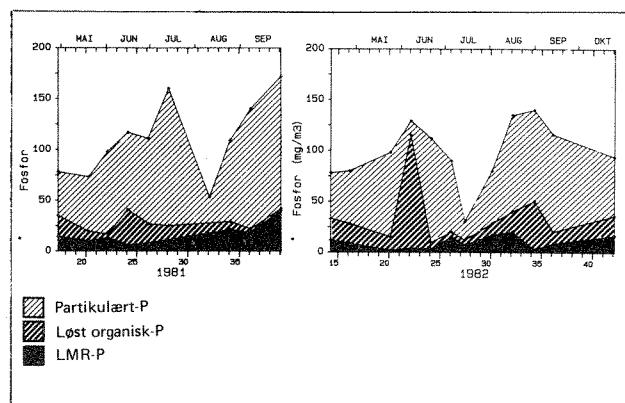


Fig. 5.16 Fosforkonsentrasjonen i Horpestadvatnets dypvann i 1981 og 82

### 5.2.5.3 Reaktivt silikat

Variasjonene i silikatkonsentrasjonen i innsjøene er vist i Fig. 5.23.

Karakteristisk for konsentrasjonen av silikat er det kraftige minskningen om våren pga. opptak i kiselalger. Fra vinterverdier på 1.5-2.0 mg SiO<sub>2</sub>/l avtar disse til nær null i mai og juni. Silikaten er da bundet i kiselkallene og blir da ikke registrert ved den aktuelle analysemetode. Konsentrasjonen blir også så lav (<0.5 mg/l) at det ikke er tilstrekkelig for vekst for kiselalgene. Derfor overtar andre typer alger i denne perioden (se kapittel 7).

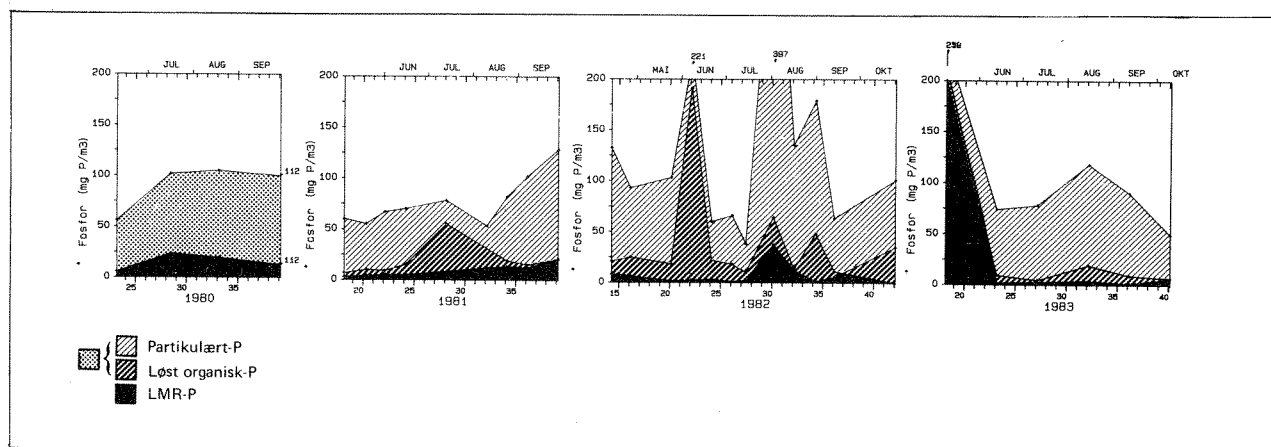


Fig. 5.17 Fosforkonsentrasjonen i Orrevatnets overflatevann i 1980-83



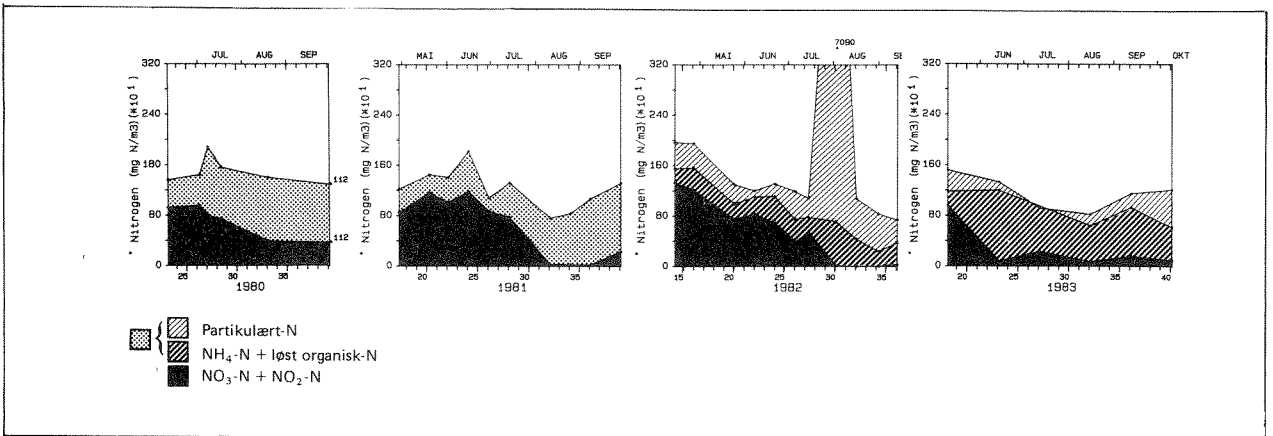


Fig. 5.18 Nitrogenkonsentrasjonen i Frøylandsvatnets overflatevann i 1979-83

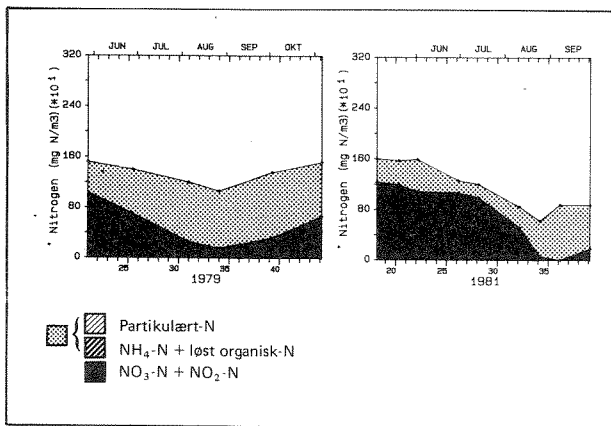


Fig. 5.19 Nitrogenkonsentrasjonen i Frøylandsvatnets dypvann i 1979 og 81

Kiselskallene synker etterhvert til bunns og regenereres til vannet, dels ved at kiselalgene spises av dyreplankton og bunndyr, dels ved mikrobiell og kjemisk nedbrytning. Figurene viser at konsentrasjonen av reaktivt silikat øker raskt igjen fra midt på sommeren. En ny oppblomstring av kiselalger senhøstes kan spores særlig i 1982.

Figurene viser også at oppblomstringen av kiselalger starter svært tidlig, i 1981 og 1983 i god tid før vår første prøvetaking i begynnelsen av mai.

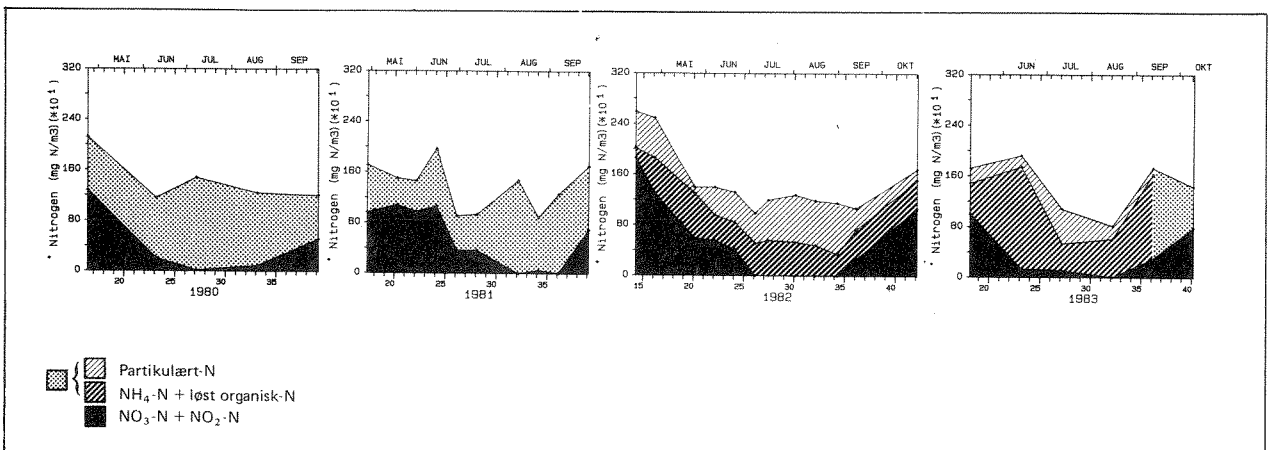


Fig. 5.20 Nitrogenkonsentrasjonen i Horpestadvatnets overflatevann i 1980-83

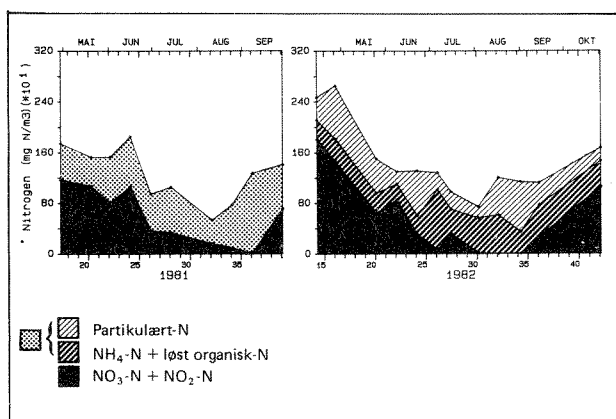


Fig. 5.21 Nitrogenkonsentrasjonen i Horpestadvatnets dypvann i 1981 og 82

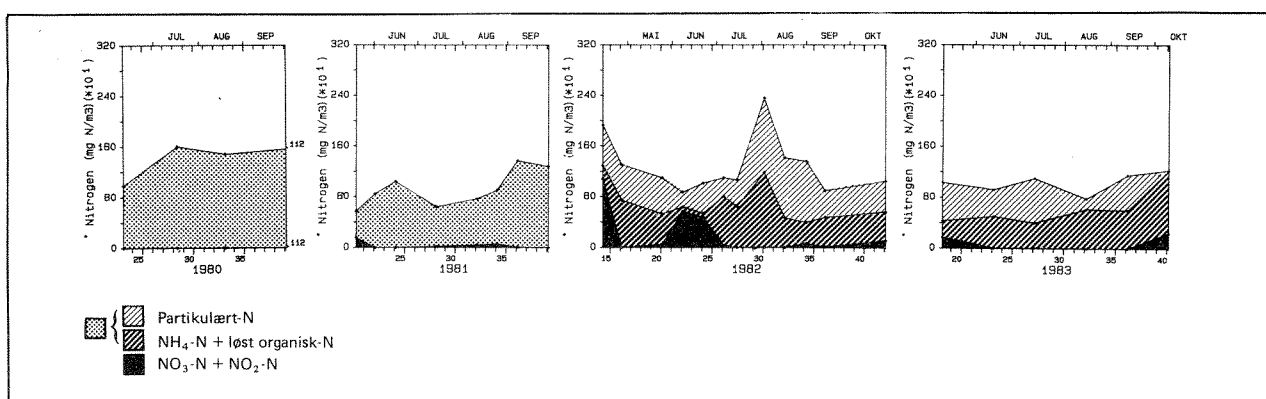


Fig. 5.22 Nitrogenkonsentrasjonen i Orrevatnets overflatevann i 1980-83

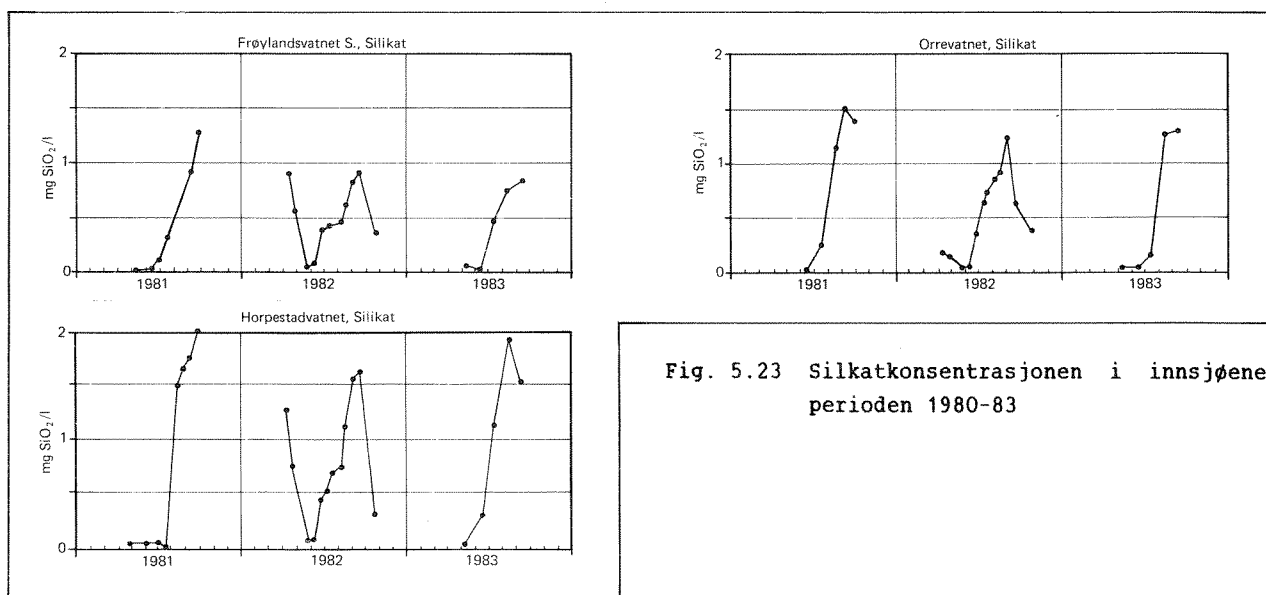


Fig. 5.23 Silikatkonsentrasjonen i innsjøene i perioden 1980-83

## 5.3 Planteplankton

### 5.3.1 Generelt

Undersøkelsene av planteplankton i Orrevassdraget har vært gjennomført i årene 1979-1983, i 1979 bare i Frøylandsvatnet. Prøvetakingen har vært noe ujevn både med hensyn til tidspunkt og antall ganger i løpet av sesongen. Dette sammen med naturlige variasjoner, medvirker til å gjøre resultatene variable fra år til år. De gjennomførte analysene gir imidlertid et entydig bilde på vannkvaliteten.

Det innsamlete materialet er blandprøver fra sjiktet 0-2 m i Orrevatnet, 0-4 m i Frøylandsvatnet (0-6 m i 1979 og 0-8 m i 1980) og 0-4 m i Horpestadvatnet (0-8 m i 1980).

Da planteplanktonet i innsjøene i vassdraget det meste av sesongen var dominert av "vannblomst-dannende" blågrønnalger som anriker vannmassene mer ekstremt dess nærmere overflaten en kommer, vil en blandprøve gi et jevnere bilde av algemengdene i hele det lysgjennomtrengte vannsjiktet enn f.eks. en prøve bare fra 1 m dyp.

#### 5.3.1.1 Innledende kommentarer

##### 5.3.1.1.1 Giftproduserende arter

Det er rapportert om flere episoder med forgiftning av fisk og beitende husdyr i Orrevassdraget, men alltid i forbindelse med ekstreme oppblomstringer av blågrønnalger. Første gang dette ble registrert i Orrevassdraget var i 1974 da masseoppblomstring av Anabaena flos-aquae trolig var den direkte årsaken til fiskedød i Frøylandsvatnet (Skulberg 1979). I 1978 (Skulberg 1979) og 1982 (Skulberg 1983) døde husdyr langs Frøylandsvatnet etter å ha drukket av vannet med masseoppblomstring av Microcystis aeruginosa. Begge disse artene av

gruppen blågrønnalger er, sammen med bl.a. Oscillatoria agardhii var. isothrix, i stand til å produsere kraftige gifter under spesielle forhold. Skulberg rapporterer at giftinnholdet i de undersøkte oppblomstringene var høyt og at den giftproduserende arten var i dominans. Hva som forårsaker denne giftproduksjonen vet man fortsatt ikke, men det ser ut til at faren er størst etter varme og vindstille perioder om sommeren og tidlig på høsten. Da kan de aktuelle artene flyte opp til overflaten og drive med strømmen inn i bukter ol. slik at de danner tykke, seige "tepper" langs strandene. Husdyr kan komme til å drikke av dette vannet dersom de får anledning til det. Giftstoffene virker raskt på indre organer og nervesystemet og fører ofte til døden på mindre enn én time (Skulberg og medarb. 1984).

#### 5.3.1.2 Klorofyll

Da klorofyll er en forbindelse som bare finnes i grønne planter, kan vannets konsentrasjon av klorofyll nyttes til vurdering av totale algekonsentrasjon. Nå gir ikke klorofyll et direkte mål for algekonsentrasjonen, da forskjellige typer alger inneholder forskjellig mengde klorofyll pr. volum eller vektenehet. Algenes veksthastighet er også bestemmende for innholdet av klorofyll (se Olsen 1984). Innholdet varierer m.a.o. for samme art. Nettopp forholdet mellom klorofyll og algekonsentrasjonen kan fortelle endel om algenes fysiologiske tilstand.

Klorofyllkonsentrasjonen i innsjøene er vist i Fig. 5.24 for de øverste 2 eller 4 meters dyp. Konsentrasjonene er meget høye etter norske forhold og klorofyllkonsentrasjonen alene er nok til å karakterisere innsjøene som svært næringsrike. Tidsveide middelveier for klorofyll i innsjøene (1980-83) var høyest i Horpestadvatnet med hele  $45 \text{ mg/m}^3$  mens Orrevatnet hadde  $36 \text{ mg/m}^3$  og Frøylandsvatnet hadde  $26 \text{ mg/m}^3$ . For de to førstnevnte innsjøene kvalifiserer dette til betegnelsen "hypereutrof" som er den mest næringsrike gruppen innsjøer. Det er tvilsomt om noen annen norsk innsjø av tilsvarende størrelse eller større har høyere klorofyllverdier enn Horpestadvatnet.

### 5.3.1.3 Algeevolum og artssammensetning

#### 5.3.1.3.1 Frøylandsvatnet

For oversikten og sammenlikningens skyld er det nedenfor gitt en del data om algemengdene i Frøylandsvatnet i perioden 1979-83. De enkelte analyseresultatene er gitt i Fig. 5.25 og tabeller i datarapporten.

Vanligvis regner en vannmassene i en innsjø for eutrofe (næringsrike) når maksimumvolumet i vekstsesongen (mai-september) er større enn  $3000 \text{ mm}^3/\text{m}^3$  eller gjennomsnittet for vekstsesongen er  $1200 \text{ mm}^3/\text{m}^3$  eller mer, og vannmassene er sterkt eutrofe (meget næringsrike) når maksimum går over  $7-8000 \text{ mm}^3/\text{m}^3$  eller gjennomsnittet er mer enn ca.  $2500 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ .

Av tabellen ovenfor ser en at praktisk talt alle verdiene for Frøylandsvatnet ligger langt over de nevnte grenser for hele undersøkelsesperioden, noe som viser den sterkt eutrofe karakter av vannmassene i innsjøen. Som nevnt var blågrønnalgene (Cyanophyceae) den dominerende gruppen størstedelen av vekstsesongen i hele undersøkelsesperioden, men på våren og forsommeren var det kiselalger (Bacillariophyceae) og cryptomonader som dominerte planteplanktonsamfunnet.

Blant kiselalgene var Asterionella formosa mest fremtredende, men tidlig på våren var det også store bestander av typiske forurensningsindikatorer som Stephanodiscus hantzschii v. pusillus og Melosira italica. Enkelte år ble også Diatoma elongata registrert med større forekomster. I juli 1982 kom det en kortvarig, men intens oppblomstring av Fragilaria crotonensis, da denne arten utgjorde ca. 57% av totalvolumet. Blågrønnalgene kom for fullt inn i planteplanktonet i juni-juli alle år i undersøkelsesperioden, og denne gruppen utgjorde praktisk talt 100 % av algeevolumet store deler av sommeren og høsten de fleste årene.

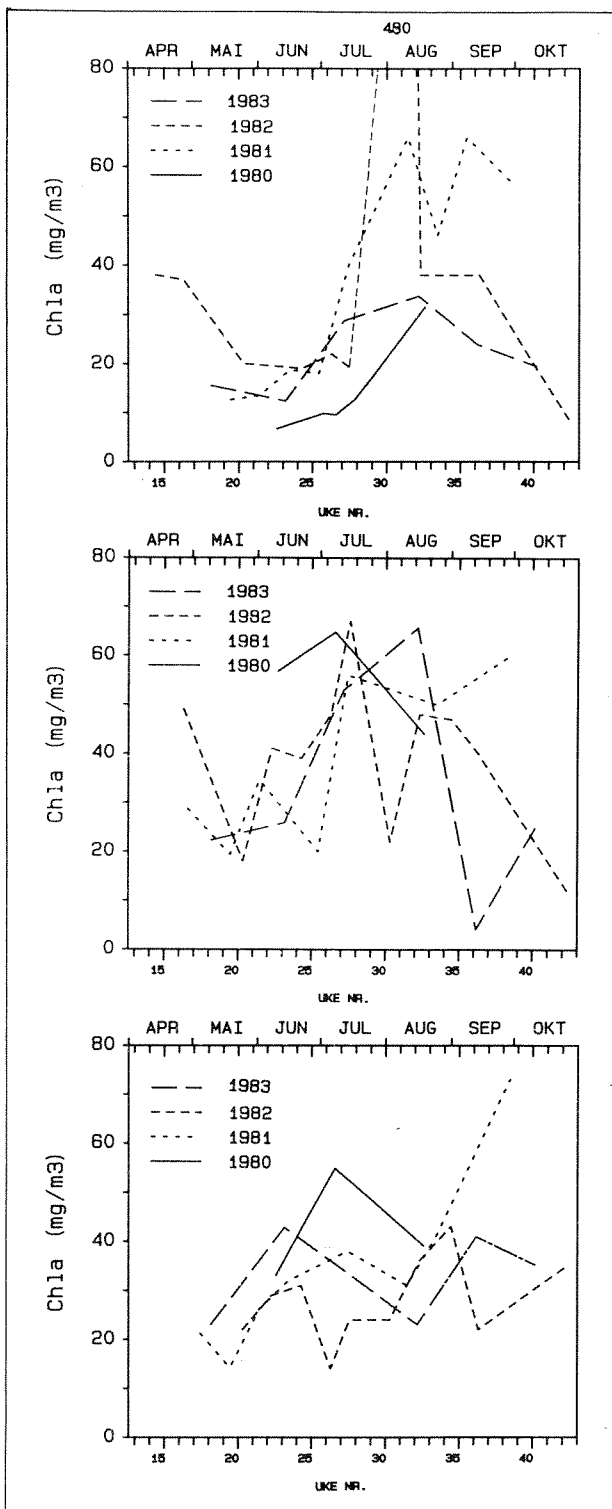


Fig. 5.24 Klorofyll i Frøylandsvatnet (0-4m), Horpestadvatnet (0-4m) og Orrevatnet (0-2m) i 1980-83

I 1979 og 1983 var Oscillatoria agardhii var. isothrix den dominerende blågrønnalgen, i 1980 Gomphosphaeria naegeliana og delvis Aphanizomenon flos-aquae og Anabaena flos-aquae, mens det i 1981 og 1982 var nesten total dominans av Microcystis aeruginosa. Mengden av denne kuliminerte i begynnelsen av august 1982 da det ble registrert et volum av Microcystis aeruginosa på nesten 70000 mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>. Dette er det høyeste registrerte algevolum som NIVA har registrert i prøver fra naturlige ferskvannsføremønstre.

Sammen med kiselalgene om våren og delvis som en overgang mellom kiselalgene og blågrønnalgene, ble det enkelte år registrert en prosentvis større andel av arter innen Cryptophyceae ved analysene av prøvene. Det er typisk at disse artene utvikler seg i perioden når kiselalgesamfunnet brytes ned etter forsommeren, og før blågrønnalgesamfunnet er helt bygget opp. Dette var i perioder da totalvolumet i innsjøen var på sitt laveste. Viktige arter som ble registrert var Rhodomonas lacustris og ulike arter innen slekten Cryptomonas.

#### 5.3.1.3.2 Horpestadvatnet

Nedenfor er gitt en tilsvarende tabell for en del data om algemengdene i Horpestadvatnet på samme måte som for Frøylandsvatnet. De enkelte analyseresultatene er gitt i Fig. 5.26.

På samme måte som for Frøylandsvatnet ser en at også i Horpestadvatnet lå både maksimum og gjennomsnittsverdiene for totalvolumene alle år i undersøkelsesperioden over grenseverdiene for sterkt eutrofe vannmasser.

Også her var blågrønnalgene (Cyanophyceae) den dominerende gruppen planteplankton, selv om den i sommer-høstperioden ikke var fullt så dominerende som i Frøylandsvatnet.

Ved siden av blågrønnalgene var også her kiselalger (Bacillariophyceae) og Cryptophyceae de viktigste gruppene, men i Horpestadvatnet var kiselalgene mindre og cryptomonadene mer

fremtredende enn i Frøylandsvatnet. Blant kiselalgene var Asterionella formosa, Diatoma elongate og Melosira italica fremtredende arter sammen med Stephanodiscus hantzschii v. pusillus. Den siste arten har gjerne en kraftig oppblomstring tidlig på våren i sterkt eutrofe innsjøer.

I juli 1981 kom en kortvarig, men stor oppblomstring av Melosira granulata v. angustissima da denne arten utgjorde ca. 33 % av totalvolumet. Tilsvarende ble ikke registrert i Frøylandsvatnet.

I juli 1982 var det en kortvarig, men intens oppblomstring av Fragilaria crotonensis da den utgjorde ca. 28 % av totalvolumet. En tilsvarende oppblomstring ble også registrert i Frøylandsvatnet.

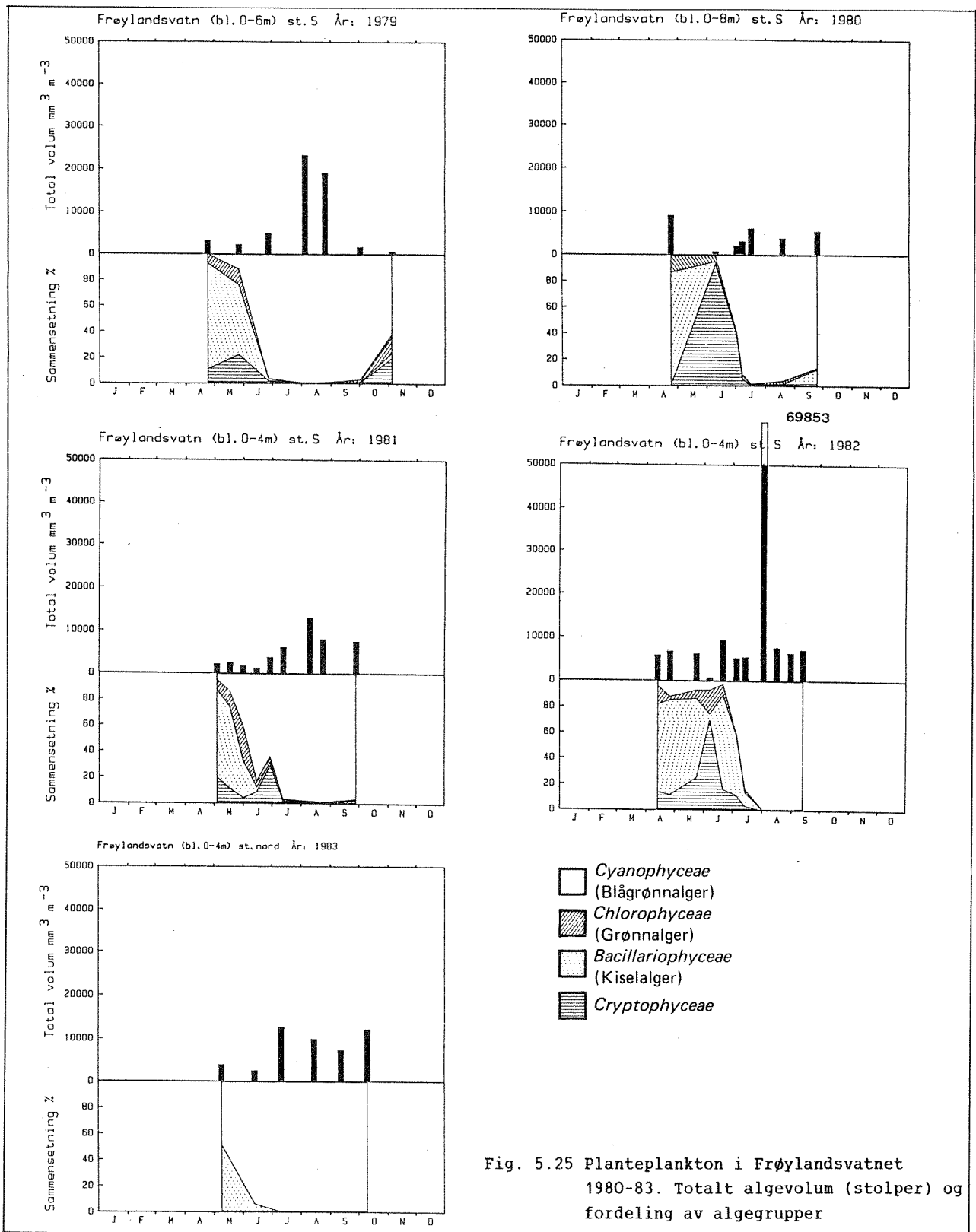
Blågrønnalgene som dominerte i planteplanktonet var i 1980 og 1983 Oscillatoria agardhii, i 1980 og en kort periode i juli 1982 også Anabaena solitaria f. planctonica. Ved siden av denne var det en større bestand av Anabaena spiroides i den korte oppblomstringen i juli 1982.

I 1980 ble det registrert en oppblomstring av Gomphosphaeria lacustris på høsten da denne arten utgjorde omkring 50 % av totalvolumet.

I 1981 og 1982 var Microcystis aeruginosa helt dominerende i planktonet store deler av juli og august, selv om det var meget beskjedne mengder av denne arten i Horpestadvatnet i august 1982, sammenliknet med de rekordvolumene som ble registrert i Frøylandsvatnet. Også i Horpestadvatnet hadde cryptomonadene Cryptomonas spp. og Rhodomonas lacustris en kortvarig oppblomstring i overgangsperiodene når hverken kiselalgene eller blågrønnalgene var dominerende og totalt algevolum var på sitt laveste.

#### 5.3.1.3.3 Orrevatnet

Tabell for en del data om algemengdene i Orrevatnet i undersøkelsesperioden er gitt



Tab. 5.2 Planteplankton i Frøylandsvatnet.  
 Volumene angitt i  $\text{mm}^3/\text{m}^3$  som tilsvarer  
 $\text{mg}/\text{m}^3$  friskvekt

		1979	1980	1981	1982	1983
Gj.snitts volum i vekstsesongen mai-sept.	V	12350	3464	5114	13095	7193
Antall prøvetakinger i sesongen mai-sept.	N	4	6	9	9	5
Maks. vol. registrert i sesongen mai-sept.	V maks	23165	6028	13139	69834	12629
Min. vol. registrert i sesongen mai-sept.	V min	2215	672	1221	667	2396
Differansen V - V maks min	D	20950	5356	11918	69167	10260

nedenfor. De enkelte analyseresultatene er gitt i Fig. 5.27.

Selv om forskjellen mellom høyeste og laveste totalvolum i vekstsesongene i Orrevatnet var betydelig mindre enn i de to andre innsjøene, og også maksimumsverdiene til dels var mindre, viser gjennomsnittsverdiene og maksimumsverdiene at også Orrevatnet har sterkt eutrofe vannmasser.

I Orrevatnet hadde ikke blågrønnalgene, med unntak av 1983 og delvis 1981, på langt nær en så dominerende andel av det totale algevolum i vekstsesongen som i Horpestadvatnet, og spesielt i Frøylandsvatnet.

Grønnalgene (Chlorophyceae) hadde en mer fremtredende plass i det samlede planteplanktonvolum i Orrevatnet i forhold til de to andre innsjøene. I 1980, 81 og 82 utgjorde grønnalgene en betydelig del av planktonet hele sesongen, først og fremst ved arter som Coelastrum sphaericum, Coelastrum cambricum v. intermedia og Pediastrum boryanum. Også kiselalgene var mer fremtredende i planktonet hele vekstsesongen i Orrevatnet, og Fragilaria crotonensis var her den viktigste arten store deler av sesongen.

Tidlig på våren var det store bestander av Diatoma elongata og Stephanodiscus hantzschii v. pusillus.

Blågrønnalgene var den viktigste gruppen også i Orrevatnet, sesongen sett under ett (spesielt i 1983 men også i 1981), selv om de ikke dominerte på samme måte som i de to andre innsjøene i vassdraget.

Blågrønnalgесamfunnet var mer sammensatt i Orrevatnet, med unntak av i 1983, da Oscillatoria agardhii dominerte fullstendig. Arter som Anabaena flos-aquae, A. solitaria f. planctonica, A. spiroides, Aphanotheca sp., Gomphosphaeria lacustris, Microcystis aeruginosa og Oscillatoria agardhii hadde til tider relativt store bestander samtidig. Cryptomonadene hadde samme tendens som i de to andre innsjøene til å dukke opp når totalvolumet var på det laveste.

Selv om analyseresultatene av maksimalt totalvolum i vekstsesongen viser en viss synkende tendens i algemengdene fra Frøylandsvatnet via Horpestadvatnet til Orrevatn, viser planteplanktonets mengde og sammensetning og de store og raske skiftningene i sammensetning og

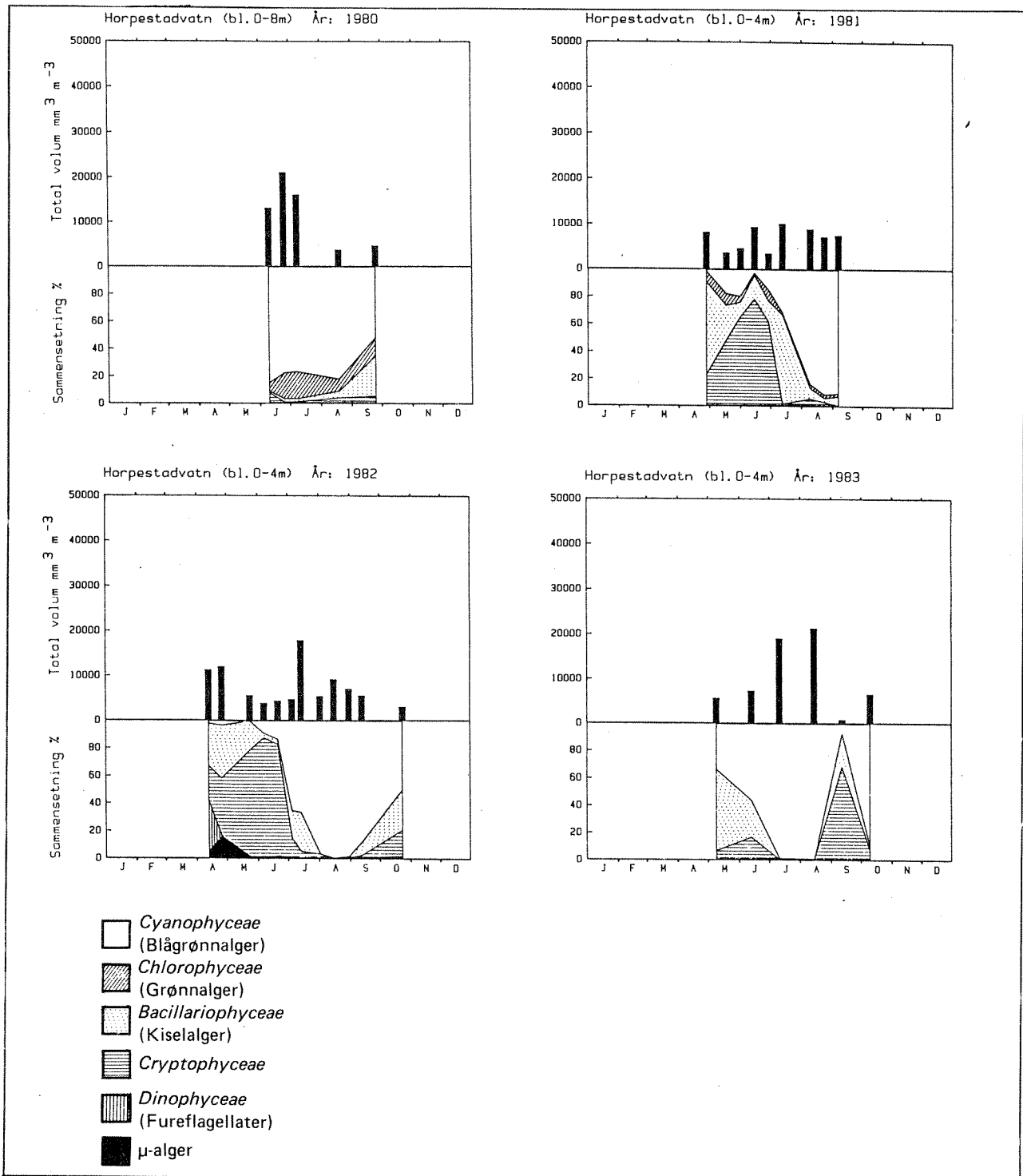


Fig. 5.26 Planteplankton i Horpestadvatnet  
1980-83. Totalt algevolum (stolper) og  
fordeling av algegrupper



Tab. 5.3 Planteplankton i Horpestadvatnet.  
Volumene angitt i  $\text{mm}^3/\text{m}^3$  som tilsvarer  
 $\text{mg}/\text{m}^3$  friskvekt

		1980	1981	1982	1983
Gj.snitts volum i vekstsesongen mai-sept.	V	11635	6810	6966	10761
Antall prøvetakinger i sesongen mai-sept.	N	5	8	9	5
Maks.volum registrert i sesongen mai-sept.	V maks.	20973	10111	17822	21280
Min.volum registrert i sesongen mai-sept-	V min.	3583	3361	3734	745
Differansen V maks. V min.	D	17390	6750	14088	20535

mengde gjennom vekstsesongen og også delvis fra år til år at vannmassene både i Frøylandsvatn, Horpestadvatnet og Orrevatnet er sterkt eutrofe. At gjennomsnittsvolumet enkelte år er størst i Orrevatnet, skyldes først og fremst stor tilførsel av alger fra Horpestadvatnet og at innsjøen er meget grunn.

Det har skjedd en meget uheldig utvikling i algesamfunnet mot et ensidig samfunn av blågrønnalger med toksiske arter som f.eks. *Microcystis aeruginosa* ofte dominerende i svært store bestander store deler av vekstsesongen. Dette gjelder særlig Frøylandsvatnet og Horpestadvatnet.

#### 5.3.1.4 Primærproduksjon

Algenes vekst gir seg utslag i samlet biomasse som vist over, men biomassen blir også bestemt av andre forhold som f.eks. parasitter, beiting fra dyreplankton og sedimentasjon. Algenes veksthastighet kan bestemmes ved å måle opptaket av  $\text{CO}_2$ , dvs. primærproduksjonen. Veksthastigheten er et direkte uttrykk for hvor optimale vekstbetingelsene er. Dersom alle essensielle næringsstoffer foreligger i tilstrekkelige mengder og det er tilstrekkelig lys, vokser algene ved sin maksimale veksthastighet. Dersom bare én av disse faktorene er

suboptimale, reduseres veksthastigheten tilsvarende.

I Fig. 5.28 er vist variasjonen i primærproduksjonen med dyp i de tre innsjøene, inklusive søndre basseng av Frøylandsvatnet, i 1981. Primærproduksjonen avtok raskt med økende dyp pga. sterk reduksjon i lysintensiteten. I Frøylandsvatnet var det sjelden produksjon dypere enn på 4 meters dyp, i Horpestadvatnet og Orrevatnet bare ned til 2 meters dyp om høsten. I begge disse innsjøene var forklaringen at lyset reduseres kraftig nedover i vannet pga. det høye innholdet av alger og andre partikler. Døgnproduksjon større enn  $2 \text{ gC}/\text{m}^2/\text{dag}$  ble målt i alle innsjøene unntatt Orrevatnet og viser at innsjøene var høyeutrofe. Årsaken til at verdiene var noe lavere i Orrevatnet er at denne innsjøen var så turbid (høyt partikkelinnhold) at det produktive sjiktet ble svært tynt.

Døgn- og årsproduksjonen er beregnet og vist i Fig. 5.29. Verdier større enn  $200 \text{ gC}/\text{m}^2/\text{døgn}$  finnes bare i høyeutrofe innsjøer. Verdiene i Frøylandsvatnet var begge i overkant av  $200 \text{ gC}/\text{m}^2/\text{døgn}$ , mens Horpestadvatnet årsproduksjon var  $273 \text{ gC}/\text{m}^2/\text{døgn}$ . Den noe lavere verdi i Orrevatnet,  $173 \text{ gC}/\text{m}^2/\text{døgn}$ , skyldes høyt partikkelinnhold pga. opphvirvling fra sedimentet.

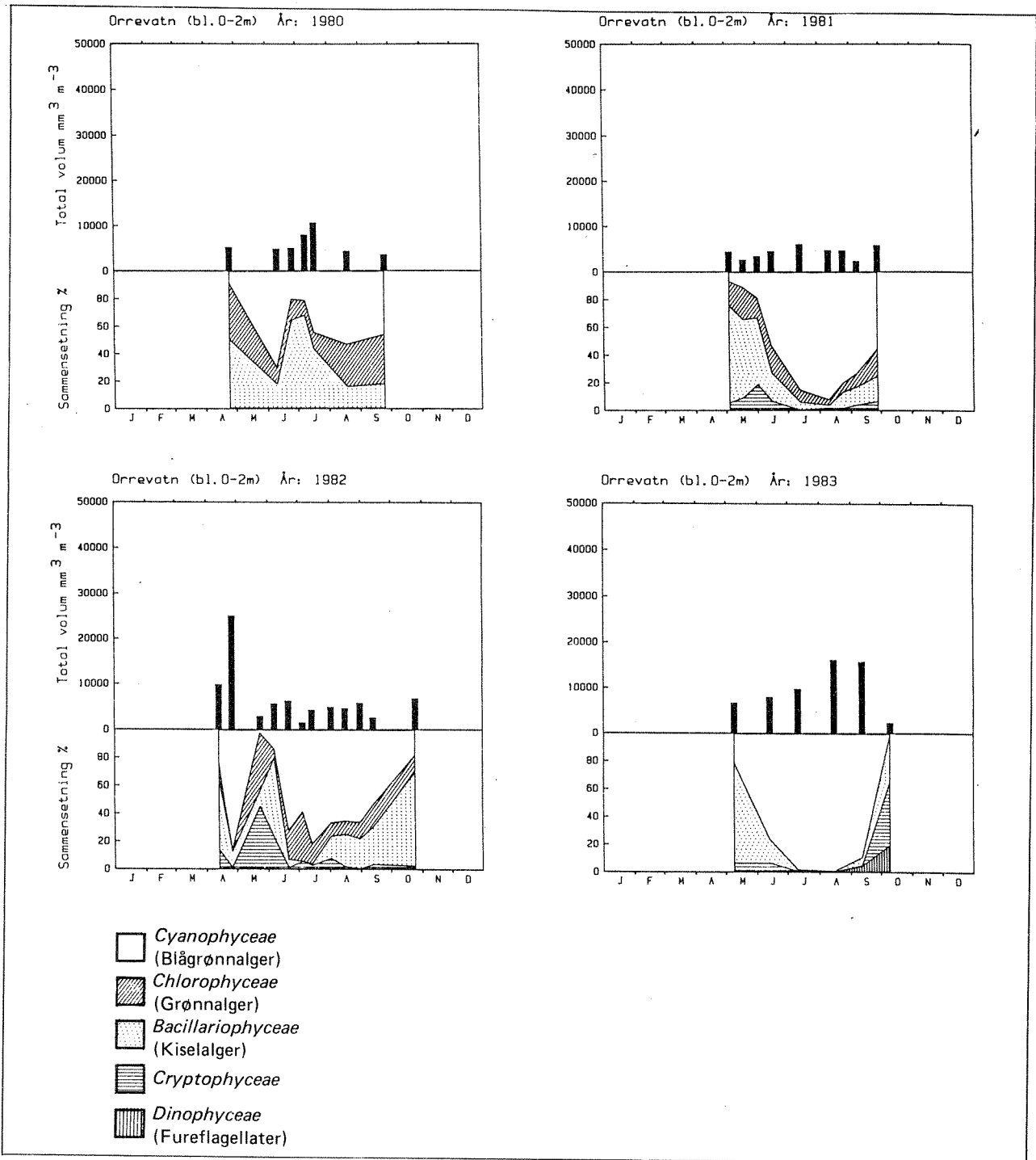


Fig. 5.27 Planteplankton i Orrevatnet 1980-83.  
 Totalt algevolum (stolper) og  
 fordeling av algegrupper

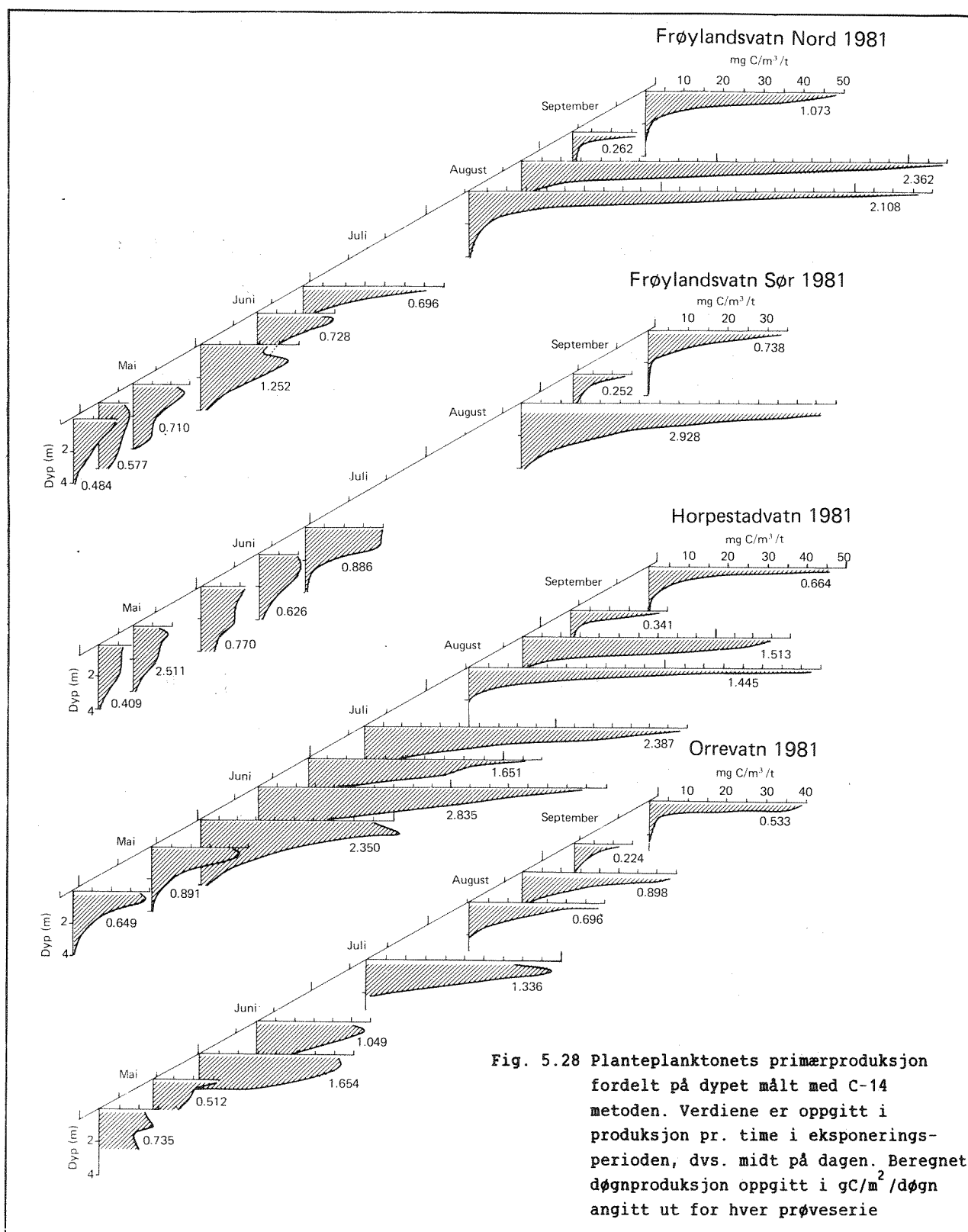


Fig. 5.28 Planteplanktonets primærproduksjon fordelt på dypet målt med C-14 metoden. Verdiene er oppgitt i produksjon pr. time i eksponeringsperioden, dvs. midt på dagen. Beregnet døgnproduksjon oppgitt i  $\text{gC/m}^2/\text{døgn}$  angitt ut for hver prøveserie

Tab. 5.4 Planteplankton i Orrevatnet.  
Volumene angitt i  $\text{mm}^3/\text{m}^3$  som tilsvarer  
 $\text{mg}/\text{m}^3$  friskvekt

		1980	1981	1982	1983
Gj.snittsvolum i vekstsesongen mai-sept.	V	6020	4204	4240	11250
Antall prøvetakinger i sesongen mai-sept.	N	6	9	9	5
Maks. volum registrert i sesongen mai-sept.	V maks.	10634	5962	6186	16186
Min. volum registrert i sesongen mai-sept.	V min.	3511	2246	1467	6623
Differansen V maks. - V min.	D	7123	3716	4719	9563

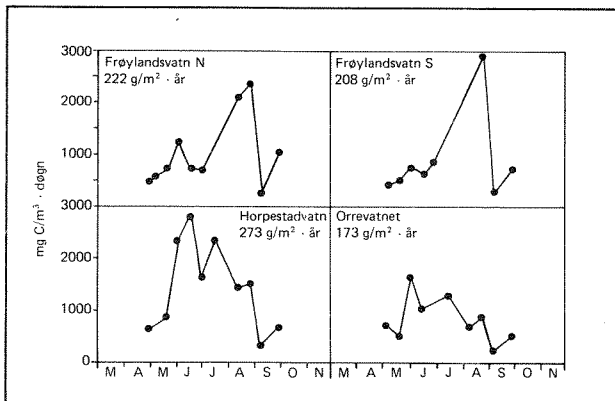


Fig. 5.29 Døgn- og årsproduksjon målt i fire innsjøbassenger i 1981. Observasjoner mangler i Frøylandsvatnet i juli

## 5.4 Dyreplankton

### 5.4.1 Materiale og metoder

Dyreplanktonprøver ble samlet inn fra alle tre innsjøene de fire årene 1980-1983. I Frøylandsvatnet ble både stasjon nord og sør benyttet i 1980 og 81, de to siste årene bare stasjon sør. I Horpestadvatnet og Orrevatnet ble det tatt prøver fra en stasjon alle årene.

Prøvene ble i 1980 og 1983 samlet inn ved hjelp av planktonhåv med maskevidde 0,095 mm. I 1981 og 1982 ble det samlet inn kvantitative prøver (Blakar 1978) og laget en blandprøve av enkeltprøver fra sjiktet 0-4 m (0-2 m i Orrevatn).

## 5.4.2 Artsammensetning og sesongmessig-variasjon

Tre hovedgrupper var representert i dyreplanktonet: Encellede dyr (Protozoa), hjuldyr (Rotatoria) og krepsdyr (Crustacea).

### Encellede dyr (*Protozoa*)

De encellede dyrene er viet liten oppmerksomhet i denne undersøkelsen. De var imidlertid representert med til dels betydelige individantall i alle tre innsjøene og spiller derved en viss rolle i stoffomsetningen i de frie vannmassene. Flere former innen gruppa ciliater ble funnet, men er ikke nærmere identifisert. På grunnlag av håvtrekkprøvene er følgende relative maksimalverdier av ciliater anslått i forhold til planktonkrepsbiomassen for 1983:

Frøylandsvatnet	10. mai	: 10 %
Horpestadvatnet	10. mai	: 10 %
Orrevatnet	13. sept.	: 6 %

### Hjuldyr (*Rotatoria*)

Til sammen 24 arter (slekter) av hjuldyr er påvist i de tre innsjøene (18 i hver). En del av disse er nærmest å betrakte som bunn- eller strandformer som mer tilfeldig oppholder seg i de frie vannmasser, spesielt i perioder med algeoppblomstringer. De vanligst forekommende er imidlertid typisk planktoniske former, og her kan bl.a. følgende nevnes: Keratella cochlearis, Keratella quadrata, Brachionus angularis, Asplanchna priodonta, Conochilus hippocrepis/unicornis, Pompholyx sulcata og arter av slektene Polyarthra og Synchaeta.

Artsammensetningen og mengden av hjuldyr bekrefter innsjøenes eutrofe karakter. Store individantall av f.eks. Brachionus, K. cochlearis, K. quadrata, Euchlanis dilatata, Lecane sp., Trichocerca pusilla, Pompholyx sulcata og Filinia longiseta viser dette tydelig (Pejler 1983).

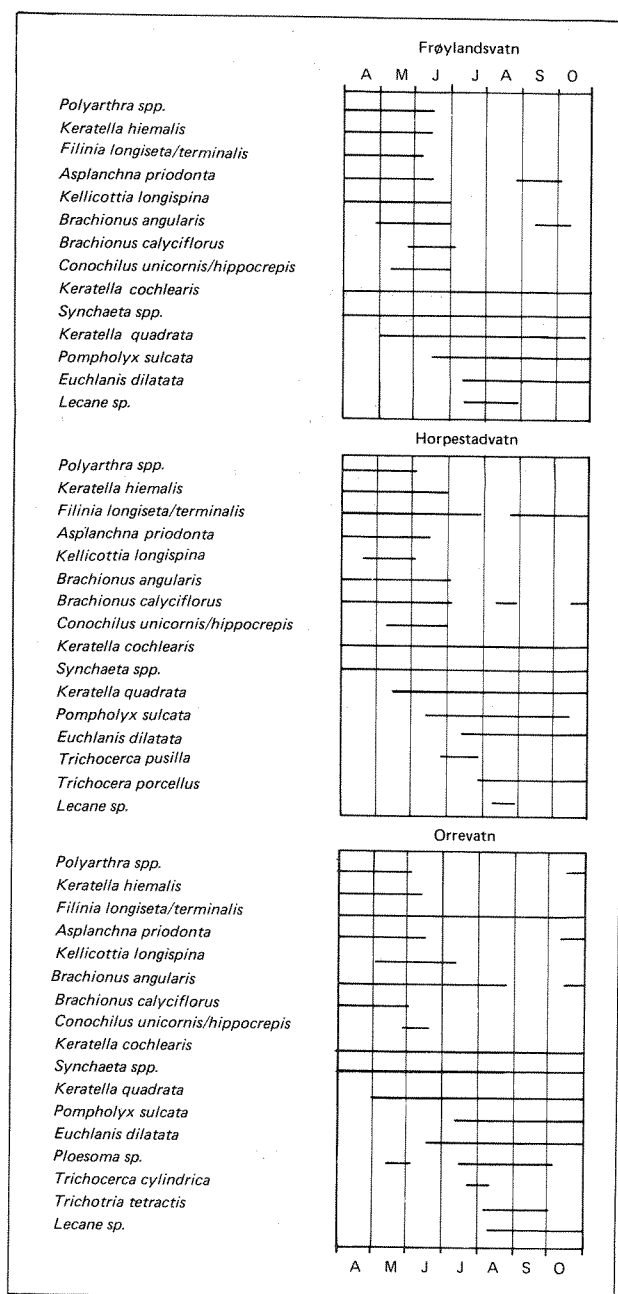


Fig. 5.30 Forekomst av de viktigste arter hjuldyr i perioden april-oktober, basert på materiale fra 1980-83

Huitfeldt-Kaas (1906) undersøkte planktonet i Orrevassdraget like før århundreskiftet. Den gang ble følgende hjuldyrarter funnet å være mest vanlig: Polyarthra vulgaris/dolichoptera,

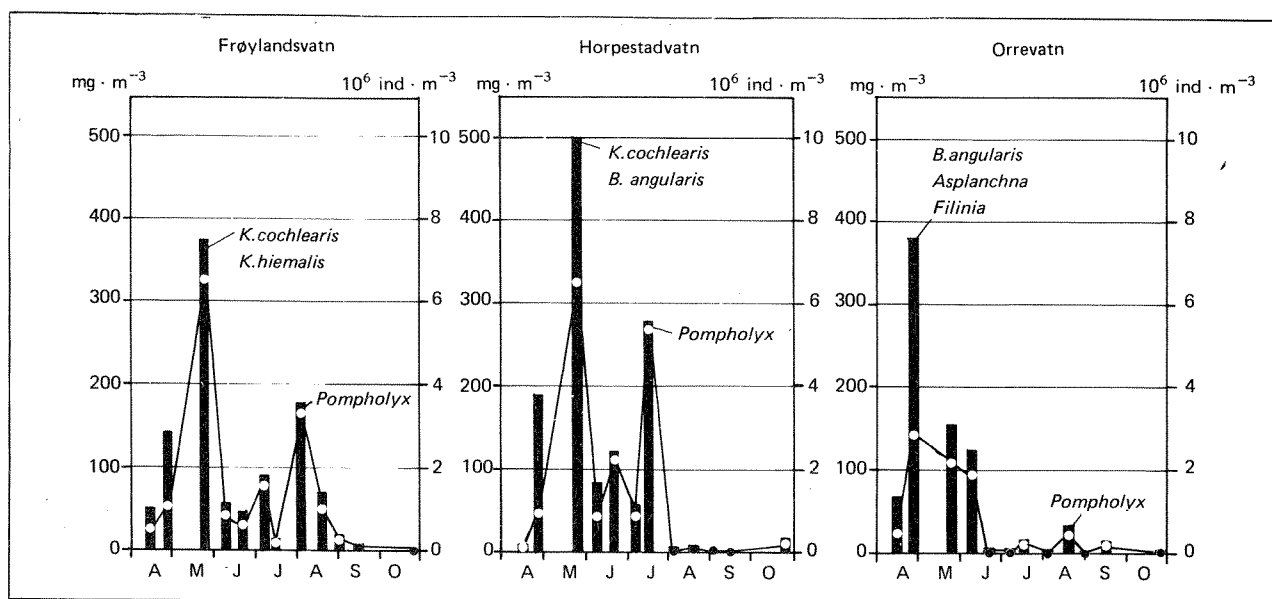


Fig. 5.31 Totalbiomasse angitt som tørrvekt (stolper) og totalantall individer (linjer) av hjuldyr (Rotatoria) i Frøylandsvatnet, Horpestadvatnet og

Orrevatnet 1982. Dominerende arter/slekter ved maksimal biomasse er angitt

*Keratella cochlearis*, *Synchaeta* spp. og *Kellicottia longispina*, sistnevnte art først og fremst i Orrevatnet.

Den sesongmessige utviklingen (suksesjonen) i hjuldyr-planktonet og dominansforholdet mellom artene varierte betydelig fra år til år. Likevel syntes suksesjonen å følge et visst mønster, som trolig avspeiler de enkelte artenes krav først og fremst til vanntemperatur og føde, men som også influeres av at hjuldyrene spises av større planktonformer, samt konkurranse mellom artene. Med det forbehold at vinterprøver ikke er innsamlet, kan følgende inndeling av hjuldyr-samfunnene gjøres (Fig. 5.30 og Fig. 5.31).

**Arter med vår-maksimum:** Gruppen av arter som raskest bygger opp en bestandsmaksimum i april og mai omfatter først og fremst *Polyarthra* spp. (hovedsakelig *P. dolichoptera*), *Keratella hiemalis* og *Filinia terminalis/longiseta*.

**Arter med forsommer-maksimum:** Det er ingen skarp grense mellom forannevnte og denne gruppa, men noe seinere enn vår-maks-artene kommer bl.a. *Asplanchna priodonta*, *Brachionus angularis*,

*Brachionus calyciflorus*, *Conochilus hippocrepis/unicornis* og *Kellicottia longispina*. Sistnevnte art var vanlig bare i Orrevatnet (1981 og 1983).

**Helårs-arter med sommermaksimum:** Til denne gruppa hører: *Keratella cochlearis*, *K. quadrata* og *Synchaeta* spp. *K. cochlearis* hadde bestandstopper så tidlig som i slutten av mai - begynnelsen av juni, både i 1981 og 1982, men arten hadde en ny og kraftigere topp i juli 1981, både i Horpestadvatnet og Orrevatnet, og opptrådte forøvrig med betydelige individantall stort sett hele undersøkelsesperioden.

**Arter med høysommer-maksimum:** Denne gruppa består først og fremst av *Pompholyx sulcata*, *Euchlanis dilatata*, *Trichocerca*-artene og *Lecane* sp. *Euchlanis* var vanlig forekommende til ut oktober.

#### Krepsdyr (Crustacea)

Totalt 20 arter (grupper) av krepsdyr fordelt på 7 hoppekrepser (Copepoda) og 13 vannlopper (Cladocera) ble funnet i planktonprøvene

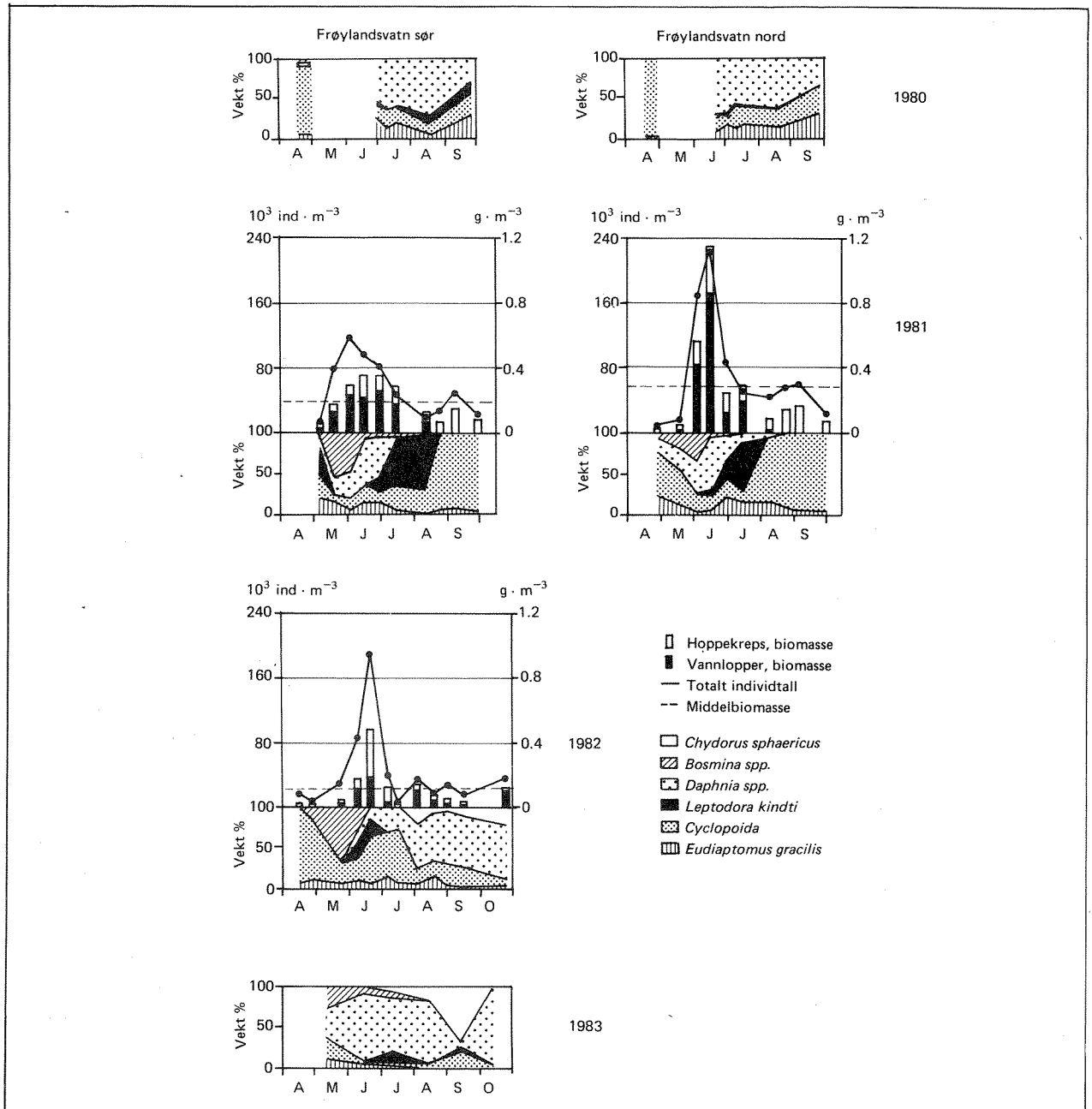


Fig. 5.32 Krepserplankton i Frøylandsvatnet 1980-83. Totalt individtall, totalbiomasse ( $\text{g t\ddot{o}rrvekt/m}^3$ ) fordelt på vannlopper og hoppekreps, samt prosentvis sammensetning av de viktigste arter/grupper på vektbasis

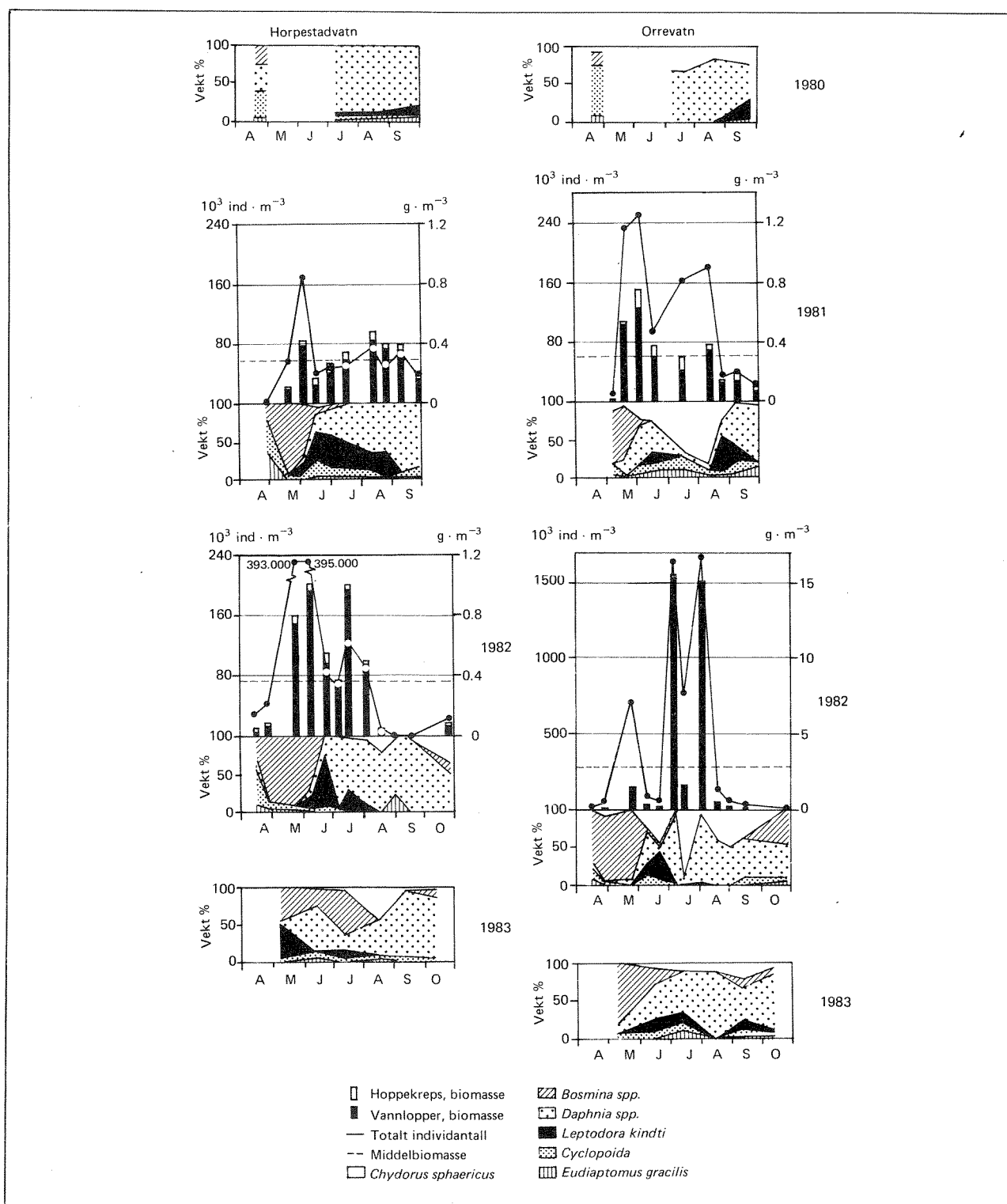


Fig. 5.33 Krepssdyrplankton i Horpestadvatnet og Orrevatnet 1980-83. Totalt individantall, totalbiomasse ( $\text{g t\ddot{o}rrvekt/m}^3$ ) fordelt p\u00e5 vannlopper og hoppekreps,

samt prosentvis sammensetning av de viktigste arter/grupper p\u00e5 vektbasis. Legg merke til varierende skala for Orrevatnet



Tab. 5.5 Krepedyrplankton registrert i  
Frøylandsvatnet, Horpestad-  
vatnet og Orrevatnet 1980-1983

x Eutrofiindikator  
(x) Favoriseres ved sterk fiskepredasjon  
+++ Rikelig  
++ Vanlig  
+ Mindre vanlig  
(+) Sjelden

Gruppe/art	Lengde mm	Frøylandsvatn	Horpestadvatn	Orrevatn
<b>HOPPEKREPS (Copepoda)</b>				
<u>Calanoida</u>				
Eudiaptomus gracilis (G.O. Sars)	1.5	++	++	++
<u>Cyclopoida</u>				
Macrocyclus albidus (Jurine)	1.8			(+)
Eucyclops serrulatus Fischer	1.4	(+)		
Cyclops abyssorum G.O. Sars	1.8	++	+	+
Magacyclus gigas Claus	2.5	+	+	+
Mesocyclops leuckarti Claus	1.3	+++	++	++
<u>Harpacticoida</u> ubestemt		(+)	(+)	(+)
<b>VANNLOPPER (Cladocera)</b>				
Leptodora kindti (Focke)	8.0	+	+	+
Daphnia longispina O.F. Müller	2.5			(+)
Daphnia galeata G.O. Sars	2.5	+++	+++	++(+)
x Daphnia cucullata G.O. Sars	2.0	+	++(+)	++(+)
(x) Daphnia cristata G.O. Sars	1.5	(+)		
Ceriodaphnia sp.			(+)	(+)
(x) Bosmina longirostris (O.F. Müller)	0.7	++	+++	+++
Bosmina coregoni Baird	1.5	(+)	(+)	+
Bosmina longispina Leydig	1.5	(+)	(+)	(+)
x Chydorus sphaericus O.F. Müller	0.5	++	++	+++
Alona sp.			(+)	(+)
Rhynchotalona falcata G.O. Sars	0.6			(+)
Bythotrephes longimanus Leydig	3.0	(+)		
ANTALL ARTER AV HOPPEKREPS		6	5	6
ANTALL ARTER AV VANNLOPPER		9	9	11
TOTALT ANTALL KREPSDYRARTER		15	14	17

(Tab. 5.5). I tillegg ble enkeltindivider av muslingkreps (Ostracoda) og fiskelus (Argulus foliaceus L.) registrert. Som for hjuldyrene er flere av artene å betrakte som strand- og bunnformer med nokså sporadisk opptreden i de frie vannmassene. Vanligst forekommende i planktonet var hoppekrepsene Eudiaptomus gracilis, Cyclops abyssorum og Mesocyclops leuckarti samt vannloppeartene Daphnia galeata, Daphnia cucullata, Bosmina longirostris og Chydorus sphaericus. Sistnevnte art regnes som strandform, men har en tendens til å opptre i planktonet ved kraftige algeoppblomstringer i eutrofe innsjøer. Forøvrig betraktes Daphnia cucullata som sikker eutrofi-indikator (Pejler 1983). Av Tab. 5.2 fremgår også hvilke andre arter som antas å ha indikatorverdi.

I Horpestadvatnet og Orrevatnet var krepsdyr-samfunnene sterkt dominert av vannlopper hele sesongen med unntak av en kort periode på våren, da innslaget av hoppekreps var betydelig større (Fig. 5.33). I Frøylandsvatnet var krepsdyr-planktonet klart dominert av hoppekreps i lengre perioder høst og vår 1980, 1981 og 1982, med størst forekomst av vannlopper i sommermånedene (relativt stor forekomst av Daphnia også høsten 1982) (Fig. 5.32). I 1983 var vannloppene dominerende hele perioden juni-oktober.

Mange av artene som ble funnet ved denne undersøkelsen, var også vanlige i 1890-årene (Huitfeldt-Kaas 1906). Det gjelder f. eks. Daphnia galeata, Bosmina coregoni, Leptodora kindti, Mesocyclops leuckarti og Eudiaptomus gracilis. Det synes imidlertid også å ha skjedd betydelige endringer i sammensetningen av krepsdyrplanktonet siden den gang. Flere arter som ikke ble registrert da, er nå vanlige i planktonet, f. eks. Cyclops abyssorum, Daphnia cucullata og Chydorus sphaericus. Derimot synes Diaphanosoma brachyurum, Polyphemus pediculus og Holopedium gibberum (Orrevatnet) å ha forsvunnet. Sistnevnte art betraktes forøvrig som klar oligotrofi-indikator (Pejler 1983).

Når det gjelder den relative andelen av de forskjellige grupper av arter, synes det også å ha skjedd markerte forandringer i Horpestadvatnet og Orrevatnet siden Huitfeldt-Kaas'

undersøkelser. De cyclopoide hoppekrepsene og Bosmina spp. har relativt sett gått tilbake, mens Daphnia spp. har økt kraftig, og Chydorus sphaericus er kommet i tillegg med store individantall i perioder. Disse endringene antas i stor grad å skyldes den eutrofieringen som har skjedd i innsjøene (kfr. Rognerud & Kjellberg 1984).

For Frøylandsvatnet er det ikke mulig å se noen klar utvikling da det bare ble tatt en prøve om høsten i 1898.

Nedenfor følger en kort omtale av de vanligste artene.

### Vannlopper (*Cladocera*)

Slekten Bosmina var representert med tre arter, hvorav B. longirostris var den klart dominerende i alle tre innsjøene. Det at B. longirostris dominerer i forhold til sine større slektninger B. longispina og B. coregoni kan trolig tolkes som et resultat av hardt predasjonstrykk fra fisk (Langeland 1982). B. longirostris opptrådte som en typisk vår-forsommerart. Den hadde rask bestandsvekst fra begynnelsen av mai, da vanntemperaturen nådde ca. 8 °C og tilgangen på egnet føde var god. Etter en kortvarig topp i bestanden i mai-juni gikk arten sterkt tilbake og var knapt å finne i planktonet resten av sesongen de fleste årene.

Artsbestemmelse av slekten Daphnia byr på visse problemer i Orrevassdraget da hele fire arter ble funnet og det synes å forekomme mellomformer som følge av kryssing mellom flere av disse. Stor sesongmessig variasjon i kroppsfasong kompliserer bildet ytterligere. Bare to arter så imidlertid ut til å være av mengdemessig betydning, D. galeata og D. cucullata. Til D. galeata er her medregnet en rundhodet form som opptrådte samtidig med den vanlige med spiss hjelm samt mellomformer mellom disse. D. cucullata var i Frøylandsvatnet bare vanlig de to første undersøkelsesårene.

Daphnia fantes i planktonet fra april til oktober, men med størst antall i sommermånedene.

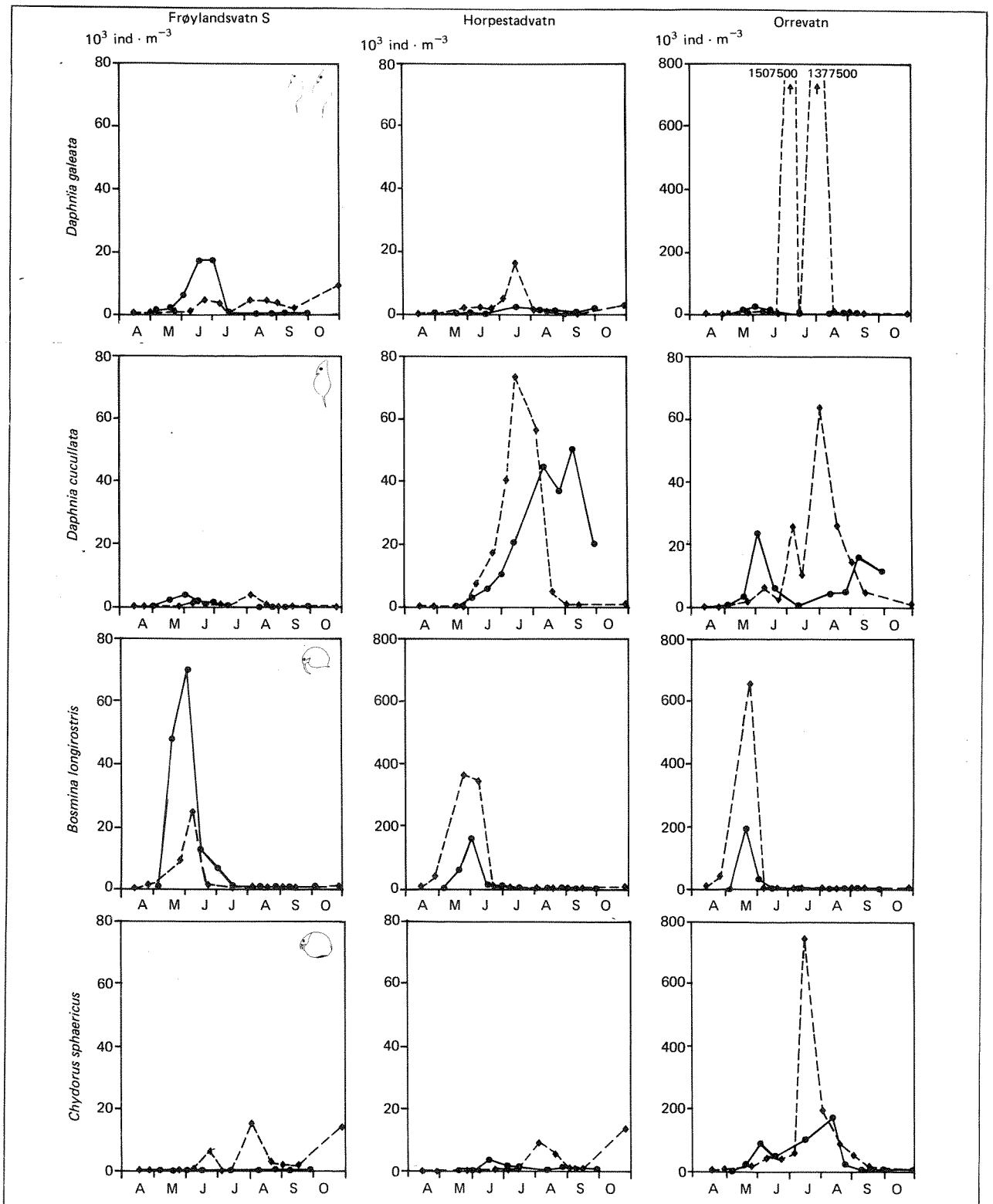


Fig. 5.34 Forekomst av de viktigste artene av vannløpper i blandprøver fra 0-4 m i

Frøylandsvatnet og Horpestadvatnet og 0-2 m i Orrevatnet (— 1981, --- 1982)

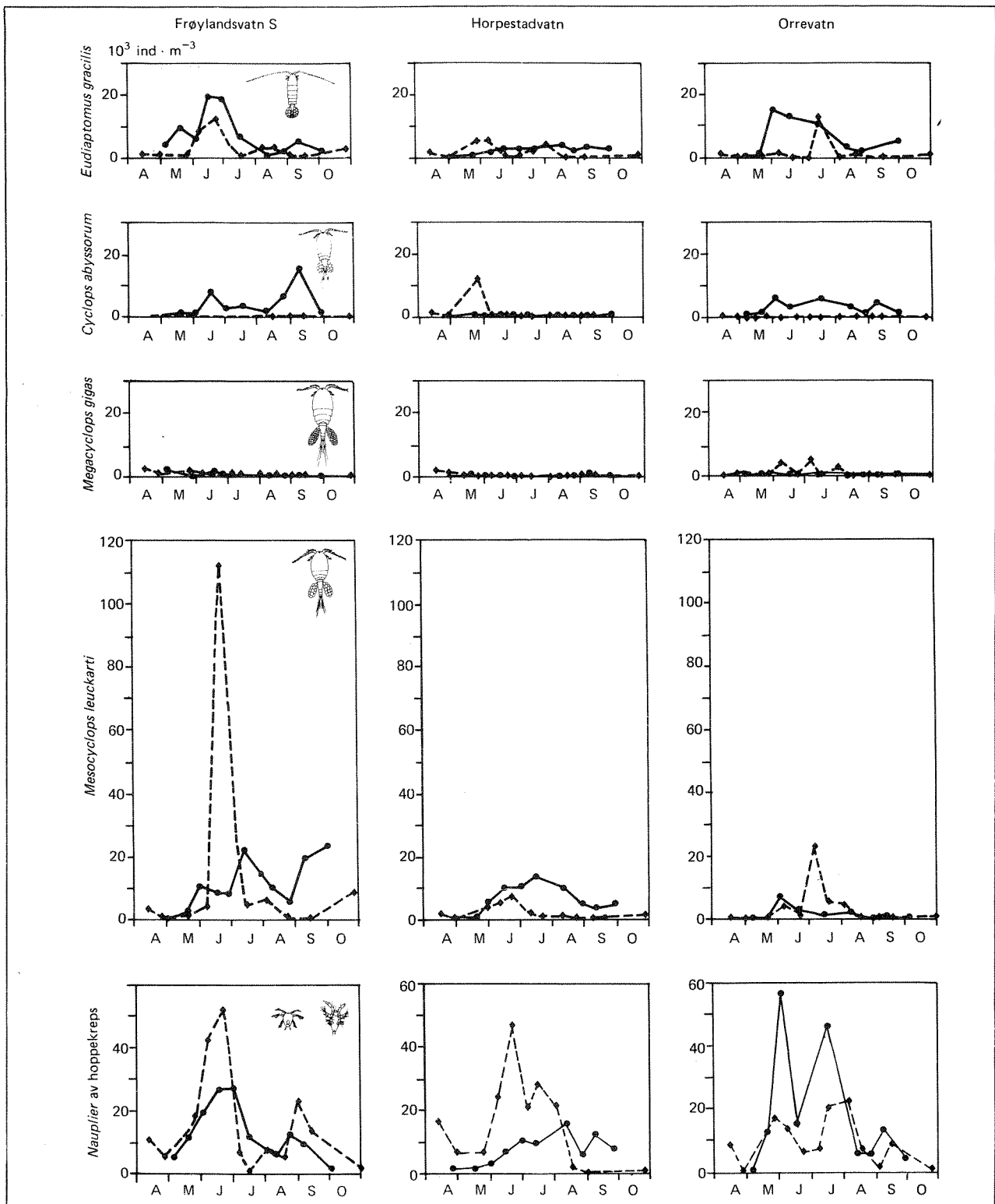


Fig. 5.35 Forekomst av de viktigste artene av hoppekrebs i blandprøver fra 0-4 m i

Frøylandsvatnet og Horpestadvatnet og 0-2 m i Orrevatnet (— 1981, --- 1982)

Det var svært store variasjoner fra år til år med hensyn til tidspunktet og størrelsen av populasjonstoppe. Variasjonene var spesielt utpreget i Orrevatnet, der det bl.a. i 1982 ble registrert to topper i juli og august med svært høye individantall, ca. 1,5 mill. individer av *Daphnia* pr. m<sup>3</sup> eller 1500 pr. liter (Fig. 5.34). De kraftige svingningene kan trolig for en stor del forklares med klumpvis fordeling av dyrene i vannmassene (svermer). Forhold som mengden av egnet føde og intensiteten av fisks predasjon har også stor betydning for bestandsstørrelsen.

*Chydorus sphaericus* fantes i planktonet fra april til oktober, med størst forekomst gjerne i juli, august eller september. Arten var vanlig og periodevis dominerende alle fire årene i Orrevatnet, mens den fantes i større individantall bare i 1982 og 1983 i Frøylandsvatnet og Horpestadvatnet.

Rovformen *Leptodora kindti* ble funnet i lav konsentrasjon først og fremst i sommermånedene, men også i mai og september-oktober, men på grunn av størrelsen representerte den i perioder over 50 % av planktonkrepsbiomassen. Arten kan ha betydning for suksesjonsforløpet i planktonet ved at den spiser hjuldyr og små vannlopper.

Vannloppene utvikler flere generasjoner i løpet av året, og de fleste artene overvintrer sannsynligvis som hvileegg i sedimentet.

### Hoppekreps (*Copepoda*)

*Eudiaptomus gracilis* ble funnet i de frie vannmasser hele undersøkelsesperioden, men oftest med størst individantall på forsommeren (Fig. 5.35). Arten var best representert i Frøylandsvatnet. Den overvintrer i planktonet vesentlig som voksne individer og eldre larvestadier (copepoditter). Reproduksjonsperioden strekker seg fra april til oktober, og størst antall unger (nauplier) ble observert fra slutten av mai til og med august.

*Cyclops abyssorum* ble også registrert i størst antall i Frøylandsvatnet. Arten har variabel livssyklus i norske innsjøer, med eller uten vinterdiapause i sedimentet (Nilssen 1979). Da

vinterprøver ikke er analysert fra Orrevassdraget, er det ikke mulig å si sikkert hvordan overvintringen foregår. Arten finnes imidlertid i planktonet fra april til oktober. I april opptrådte den som copepoditter, og de første voksne individene dukket opp i mai-juni. Reproduksjon foregår både vår og sensommer-høst.

*Mesocyclops leuckarti* var i likhet med *C. abyssorum* vanligst i Frøylandsvatnet. Arten opptrådte i vannmassene fra april til oktober. Voksne individer finnes i hele denne perioden, men reproduksjonen synes hovedsakelig å foregå fra mai-september. Arten overvintrer sannsynligvis som copepoditter i sedimentet.

### 5.4.3 Dyreplankton og forholdet til planteplankton og fisk

Totalt individantall og biomasse av krepsdyr og hjuldyr er framstilt i Fig. 5.31-33 samt Tab. 5.6 (protozoene ikke medregnet). For krepsdyrene er biomasse beregnet for både 1981 og 1982, for hjuldyrene bare 1982. Slike biomasseberegninger er forbundet med stor grad av usikkerhet, og tallene må først og fremst betraktes som uttrykk for (indikasjon på) størrelsesorden.

Beregnet middelbiomasse var av samme størrelsesorden i de tre innsjøene, 0,2 - 0,5 gram tørrvekt pr. m<sup>3</sup>, med unntak av i Orrevatnet 1982, hvor den var ca. 10 ganger så stor. Orrevatnet har imidlertid et langt tynnere produksjonssjikt for dyreplankton enn Frøylandsvatnet, mens Horpestadvatnet står i en mellomstilling i så henseende. Den relativt høye middelbiomassen i Orrevatnet 1982 skyldes hovedsakelig den store tettheten av *Daphnia* som ble funnet ved to anledninger (se foran).

Biomasse og individantall var litt høyere på nordre enn på søndre Frøylandsvatnet i 1981. Forøvrig var artsammensetningen svært lik på de to stasjonene. For sammenlikningens skyld er det i Tab. 5.6 tatt med beregnede biomasseverdier

Tab. 5.6 Beregnet biomasse av dyreplankton i Frøylandsvatnet, Horpestadvatnet og Orrevatnet samt 3 eutrofe innsjøer på

Østlandet. Øvrige kilder: Brettum og medarb. 1975 (\*), Andersen 1982 (\*\*).  
1) Hjuldyr ikke inkludert

Lokalitet	Periode	Gram tørrvekt pr. m <sup>3</sup>	
		Middelverdi	Variasjon
<u>JÆREN</u>			
Frøylandsvatn nord 0 - 4 m <sup>1</sup>	april - sept. 1981	0.3	0.03 - 1.2
Frøylandsvatn sør 0 - 4 m <sup>1</sup>	mai - sept. 1981	0.2	0.06 - 0.4
	0 - 4 m <sup>1</sup>		april - okt. 1982
Horpestadvatn 0 - 4 m <sup>1</sup>	april - sept. 1981	0.3	0.00 - 0.5
	0 - 4 m <sup>1</sup>		april - okt. 1982
Orrevatn 0 - 2 m <sup>1</sup>	mai - sept. 1981	0.3	0.00 - 0.5
	0 - 2 m <sup>1</sup>		april - okt. 1982
		3.0	0.03 - 15.5
<u>ØSTLANDET</u>			
Kolbotnvatn 0 - 4 m	22. mai og 20. aug. 1973	-	0.5 - 4.5
Årungen 0 - 4 m	21. mai og 20. aug. 1973	-	0.5 - 1.7
	0 - 12 m	-	mai - des. 1979
Østensjøvatn 0 - 2.5 m	22. mai og 21. aug. 1973	-	0.25 - 0.75
		-	0.5 - 9.0

for tre eutrofe vann på Østlandet (Brettum og medarb. 1975, Andersen 1982). Dyreplanktonbiomassen så ut til å være jevnt over noe høyere i de tre Østlands-innsjøene enn i Orrevassdraget. Størst biomasse (pr. m<sup>3</sup>) ble også i denne regionen funnet i den grunneste av innsjøene, Østensjøvatn i Oslo.

Forholdet mellom biomasse av planteplankton og dyreplankton (P/Z) kan gi et visst begrep om innsjøenes økologiske tilstand (Brettum og medarb. 1975, Reinertsen og Langeland 1982). Et stort gjennomsnittsforshold indikerer en innsjø i ubalanse. Mye mer planteplankton blir produsert enn det som kan beites ned av dyreplanktonet. En stor del av dette vil derfor kunne synke ned i dypere vannlag og medføre økt organisk materiale i sedimentene og bunnvannet. Nedbrytningsprosessen forbruker mye oksygen, og dette fører videre til at bunnvannet ofte blir oksygenfattig eller helt fritt for oksygen. Et lite forhold (P/Z << 1) indikerer et system i bedre økologisk likevekt: Det vil si at mesteparten av planktonalgene som produseres, beites ned av dyreplanktonet.

Slike betraktninger er imidlertid forbundet med stor usikkerhet. P/Z-forholdet er sterkt avhengig av produksjonssjiktets tykkelse for henholdsvis planteplankton og dyreplankton. Her er det valgt å regne med biomasse (våtvekt) av både planteplankton og dyreplankton pr. m<sup>3</sup> vann i sjiktet 0-4 m (0-2 m i Orrevatn). I tillegg er dyreplanktonets kapasitet til å omsette organisk materiale trolig like mye avhengig av artsammensetningen som av den totale dyreplanktonbiomassen. Forholdet er beregnet både på grunnlag av total dyreplanktonbiomasse og på grunnlag av den herbivore dyreplanktonbiomassen; dvs. alle hjuldyrene unntatt Asplanchna, alle vannloppene unntatt Leptodora og alle hoppekrepsene unntatt cyclopoide (copepodittstadier og voksne). De to beregningsmåtene gir i store trekk samme resultat (Fig. 5.36).

I april 1982 var forholdet P/Z relativt høyt i alle tre innsjøene da konsentrasjonen av planteplankton allerede var høy, mens dyreplanktonet ennå ikke hadde bygd opp særlig store bestander.

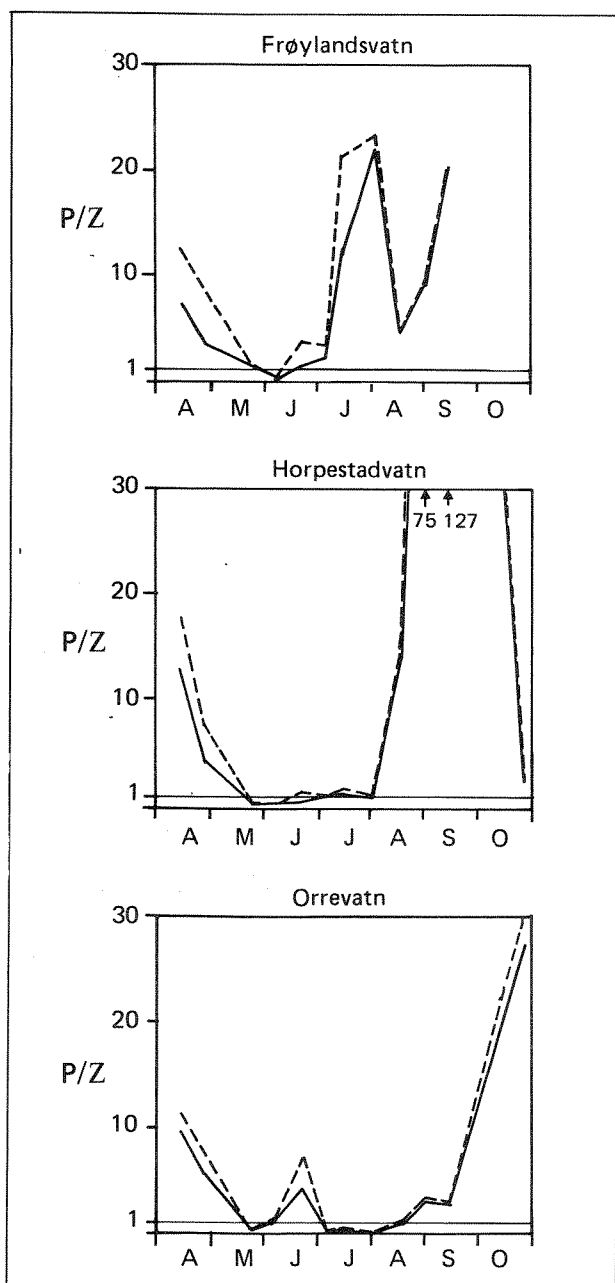


Fig. 5.36 Forholdet mellom planteplanktonbiomasse (P) og dyreplanktonbiomasse (Z) i 1982, basert på våtvekt pr.  $m^3$  fra blandprøver 0-4 m (0-2 m i Orrevatnet)  
 (— total dyreplanktonbiomasse)  
 (---- planteetende " )

Den første toppen i dyreplanktonbiomassen inntrådte i mai-juni. Hjuldyrene reagerer raskt på økt næringstilgang og høyere vanntemperatur. De utgjorde 80-90 % av dyreplanktonbiomassen i første fase av denne toppen i 1982 (Frøylandsvatnet og Orrevatn). Andelen av hjuldyr var ikke så stor på forsommeren i 1981, muligens på grunn av mindre gunstig planteplankton sammensetning for hjuldyrene.

Omtrent samtidig med bestandstoppene av vårforommer-rotatorier hadde *Bosmina longirostris* sin vekstfase. Daphniene kom i de fleste tilfellene inn for fullt etter at *Bosmina*-populasjonen var gått sterkt tilbake.

Forsommermaksimum i dyreplanktonet representerer en periode da forholdet mellom planteplankton og dyreplankton er forholdsvis gunstig, m.a.o.  $P/Z < 1$  (Fig. 5.36). De beitende dyreplanktonformene gir fødegrunnlag til rovformer som *Mesocyclops*, *Cyclops*, *Leptodora* og fisk. Predasjon fra *Leptodora* og konkurranse fra Daphniene er trolig viktige årsaker til at *Bosmina* praktisk talt elimineres fra vannmassene i løpet av juni.

Mens planteplanktonet i mai-juni hadde et betydelig innslag beitebare former som f.eks. kiselalgen *Stephanodiscus hantzschii* og cryptomonader, utviklet det seg til å bli ensidig dominert av blågrønnalger og til dels store kiselalger utover sommeren og høsten. (Faafeng og medarb. 1983). Daphniene, som ellers regnes for å være de mest effektive "gresserne", kan i liten grad utnytte denne algebiomassen. Selv om vannloppene i lengre perioder dominerte dyreplanktonbiomassen og opptrådte i til dels store antall, var planktonbiomassen totalt sett dominert av blågrønnalger.  $P/Z$ -forholdet økte kraftig og samfunnene var i sterk økologisk ubalanse.

Dette var spesielt tydelig i Horpestadvatnet der dyreplanktonet praktisk talt kollapset i august-september 1982, mens det var høye konsentrasjoner av blågrønnalgen *Microcystis aeruginosa* i vannmassene. En mulig forklaring kan være giftvirkning fra algene.

Tab. 5.7 Gjennomsnittlig kroppslengde hos Daphnia galeata i Randsfjorden, Mjøsa, Frøylandsvatnet, Horpestadvatnet og Orrevatnet

Innsjø	Tidspunkt	Middellengde	Middellengde	Kilde
		mm	voksne hunner mm	
Randsfjorden	okt. 1978	-	1.72	NIVA upubl. data
Mjøsa	okt. 1979	1.05	-	Kjellberg & Sandlund 1983
Frøylandsvatn	okt. 1983	0.94	1.18	Denne undersøkelse
Horpestadvatn	okt. 1983	0.98	1.14	- " -
Orrevatn	okt. 1983	0.98	1.24	- " -

Det var også en klar nedgang i dyreplanktonbiomassen i Frøylandsvatnet og Orrevatnet i dette tidsrommet. Tette populasjoner av blågrønnalger er kjent for å virke ugunstig på de beitende formene på flere måter: Algene er for store til å kunne spises, hemmer fødeopptaket generelt, er ufordøyelige eller har liten næringsverdi, de er giftige eller de kan skille ut stoffer som nedsetter overlevelse og reproduksjon (Ostrofsky et al. 1983). Flere av disse mekanismene gjør seg gjeldende i Frøylandsvatnet, Horpestadvatnet og Orrevatnet i perioder med blågrønnalgeoppblomstring.

Det lave P/Z-forholdet i Orrevatnet i juli-august skyldes de nevnte store tetthetene av Daphnia og til dels Chydorus. Til tross for at P/Z var lavt, kan ikke innsjøen sies å være i økologisk balanse. Planktonsamfunnet var svært ustabil og karakterisert ved store og uregelmessige svingninger.

Daphniene greier å opprettholde betydelige bestander i alle tre innsjøene til tross for at de antakelig er utsatt for sterk fiskepredasjon fra planktonspisende fisk som lagesild og sik (Faafeng et al. 1983). En indikasjon på predasjonspresset får en ved å se på kroppslengden av dyrene. Hard fiskepredasjon går i første rekke utover de største artene og individene, slik at samfunnet forskyves mot småvokste former.

Tab. 5.7 viser målt kroppslengde hos Daphnia galeata fra Randsfjorden, Mjøsa og innsjøene i Orrevassdraget. Tallene indikerer at predasjonstrykket var stort og på omtrent samme nivå i Frøylandsvatnet, Horpestadvatnet og Orrevatnet. Dyrene var klart mindre her enn i Randsfjorden til tross for at også denne innsjøen har stor bestand av planktonspisende fisk: Krøkle, sik og lagesild) var derimot omtrent like store som samme art i Orrevassdraget. Sammenlikninger mellom innsjøer må imidlertid gjøres med forsiktighet, da også andre forhold enn fiskepredasjon har betydning for den kroppslengden man måler på et gitt tidspunkt, f.eks. vanntemperatur og aldersfordeling innen populasjonen.

Bosmina longirostris (trolig samme art som den Huitfeldt-Kaas kalte Bosmina nitida Sars) er nå dominerende blant Bosmina-artene, mens Bosmina coregoni forekommer sjelden. Dominansforholdet mellom disse to var omvendt i 1897-98 (Huitfeldt-Kaas 1906). En slik overgang til dominans av den minste av Bosmina-artene sammenfaller gjerne med økning i predasjonstrykket fra fisk (Langeland 1982), noe som antagelig har vært en vesentlig årsak også i disse innsjøene.

Enkelte dyreplanktonarter er kjent for å søke ned i dypere vannlag om dagen for å unngå fiskepredasjon (Stich & Lampert 1981). Det ble analysert noen prøver fra større dyp enn 4 meter



fra Frøylandsvatnet og Horpestadvatnet i september 1982. Konsentrasjonen av dyr var imidlertid ikke vesentlig større på disse dypene enn på 0-4 m. Indikasjoner på slike tilflukts-

steder ble mao. ikke påvist, men det må understrekes at bare et lite antall dyp fra en kort periode er undersøkt.

### Litteratur

- Andersen, T. 1982. Plankton i Arungen 1979. Primærproduksjon, planktonbiomasse og populasjonsdynamikk i en hypertrof innsjø. Hovedfagsoppgave i limnologi, Universitetet i Oslo.
- Blakar, I.A. 1978. A simple water and plankton sampler. Freshwat. Biol. 8, 533-537.
- Brettum, P., Rognerud, S., Skogheim, O. & Laake, M. 1975. Små eutrofe innsjøer i tettbygde strøk. Østensjøvatn, Oslo. Arungen, As. Kolbotnvatn, Oppegård. Langvatn, Lørenskog. Rapport (NIVA A 2 - 05): 109 s.
- Faafeng, B., Brabrand, A., Brettum, P. & Løvik, J.E. 1983. Basisovervåking av Orrevassdraget 1982. Rapport 95/83, Statlig program for forurensningsovervåking. (NIVA O-8000217). 65 s.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1906. Planktonundersøgelser i norske vande. Nationaltrykkeriet, Christiania. 199 s.
- Kjellberg, G. & Sandlund, O.T. 1983. Næringsrelasjoner i Mjøsas pelagiske økosystem. DVF-Mjøsuundersøkelsen. Rapport nr. 6. 61 s.
- Langeland, A. 1982. Interactions between zooplankton and fish in a fertilized lake. Holarct. Ecol. 5, 273 - 310.
- Nilssen, J.P. 1979. Problems of subspecies recognition in freshwater cyclopoid copepods. Z.f.zool. Syst. Evolut.forsch. 17 (1979) 285 - 295.
- Olsen, Y. 1984. Estimering av algebiomasse i naturlige algesamfunn. Limnos 3:1-12
- Ostrofsky, M.L., Jacobs, F.G. & Rowan, J. 1983. Evidence for the production of extracellular herbivore deterrents by Anabaena flos-aquae. Freshwat. Biol. 13, 501 - 506.

- Pejler, B. 1983. Zooplanktic indicators of trophic and their food.  
Hydrobiologia 101, 111 -114.
- Reinertsen, H. & Langeland, A. 1982. The effect of lake fertilization  
on the stability and material utilization of a limnetic ecosystem.  
Holarct. Ecol. 5, 311 - 324.
- Rodhe, W. 1949. The ionic composition of lake waters.  
Verh. Internat. Verein. Limnol. 10: 377-386
- Rognerud, S. & Kjellberg, G. 1984. Relationships between  
phytoplankton and zooplankton biomass in large lakes. Verh.  
Internat. Verein. Limnol. 22, 666 -671.
- Skulberg, O.M. (red.) 1979. Giftvirkning av blågrønnalger.  
Temarapport 4. Norsk institutt for vannforskning.
- Skulberg, O.M., G.A.Codd og W.W.Carmichael 1984. Toxic blue-green algal  
blooms in Europe: a growing problem.  
Ambio 13:244-247
- Stich, H. & Lampert, W. 1981. Predator evasion as an explanation of  
diurnal vertical migration by zooplankton.  
Nature 293, 396-398.

## 6. Bunndyr og fisk

### 6.1 Bunndyr

#### 6.1.1 Resultater

Bunndyr ble samlet inn fra strandsonen og langs en dybdegradient ut mot dypere vann i de tre innsjøene som avmerket på kartet i Fig. 6.1.

Resultatene fra bunndyrinnsamlingene i Frøylandsvatn, Horpestadvatn og Orrevatn er vist i Fig. 6.2-6.6. En artsliste er gitt i Tab. 6.1.

I Frøylandsvatn og Horpestadvatn ble det foretatt innsamlinger både i strandsonen (steinbunn) og på bløtbunn (2-15 meters dyp), i Orrevatn kun i strandsonen. Fra Horpestadvatn ble det tatt prøver i juni og september, mens det i de to andre innsjøene ble tatt prøver i juni.

I alle tre innsjøene var fjærmygglarver og fåbørstemark dominerende bunndyr, og de to eneste gruppene som ble funnet på alle dyp i Frøylandsvatn og Horpestadvatn (Fig. 6.6). Av disse var fjærmygglarver den mest tallrike gruppen i strandsonen (Fig. 6.2 og 6.3), med unntak av i Horpestadvatn i september, da det her ble funnet større individantall av både fåbørstemark, buksvømmere og marflo. Faunaen i strandsonen var minst variert i Frøylandsvatn, mens den mest varierte strandfaunaen ble funnet i Orrevatn. I Frøylandsvatn ble det bare funnet fåbørstemark og fjærmygglarver på bløtbunn (Fig. 6.4), mens det i Horpestadvatn i tillegg også ble funnet igler og muslinger (Fig. 6.5). På 10 og 15 meters dyp var det store forskjeller i tetthet i prøvene fra de to innsjøene. Tettheten var lav på 10 m i Frøylandsvatn, mens den var svært høy på 15 m i Horpestadvatn.

Av de grupper som ble bestemt til art var vårfluer den mest artsrike. Disse ble påvist i alle tre innsjøene. Tilsammen ble det funnet fire arter og en ubestemt tilhørende familien Phryganeidae (Tab. 6.1). Flest arter (3) ble funnet i Horpestadvatn og Frøylandsvatn. Tre av artene er nettspinnende vårfluer. Snegl og døgnfluer ble bare påvist i Orrevatn og besto av henholdsvis to og én art. Marflo, Gammarus lacustris ble ikke funnet i Frøylandsvatn, men var svært tallrik i både Horpestadvatn og Orrevatn.

#### 6.1.2 Diskusjon

De to dominerende bunndyrgrupper var i alle tre innsjøene fjærmygglarver og fåbørstemark. På bløtbunn var det bare i Horpestadvatn at andre grupper ble funnet i tillegg til disse. Disse var imidlertid til stede i svært lave tettheter. Sammen med muslinger er dette de vanligst forekommende og dominerende grupper på bløtbunn i lignende innsjøer (Brittain 1983). Andre grupper kan også ha masseforekomst, som f.eks svevemygg (Økland 1964). Felles for bunndyr med stor dybdeutbredelse er at de tåler lavt oksygeninnhold og perioder med oksygenvinn.

Lavt oksygeninnhold er imidlertid neppe en begrensende faktor for utbredelsen av bunndyr i disse innsjøene. Fravær av svevemygg støtter en slik antagelse. Selv om svevemygg lett utsettes for fiskepredasjon, er den funnet å være tallrik

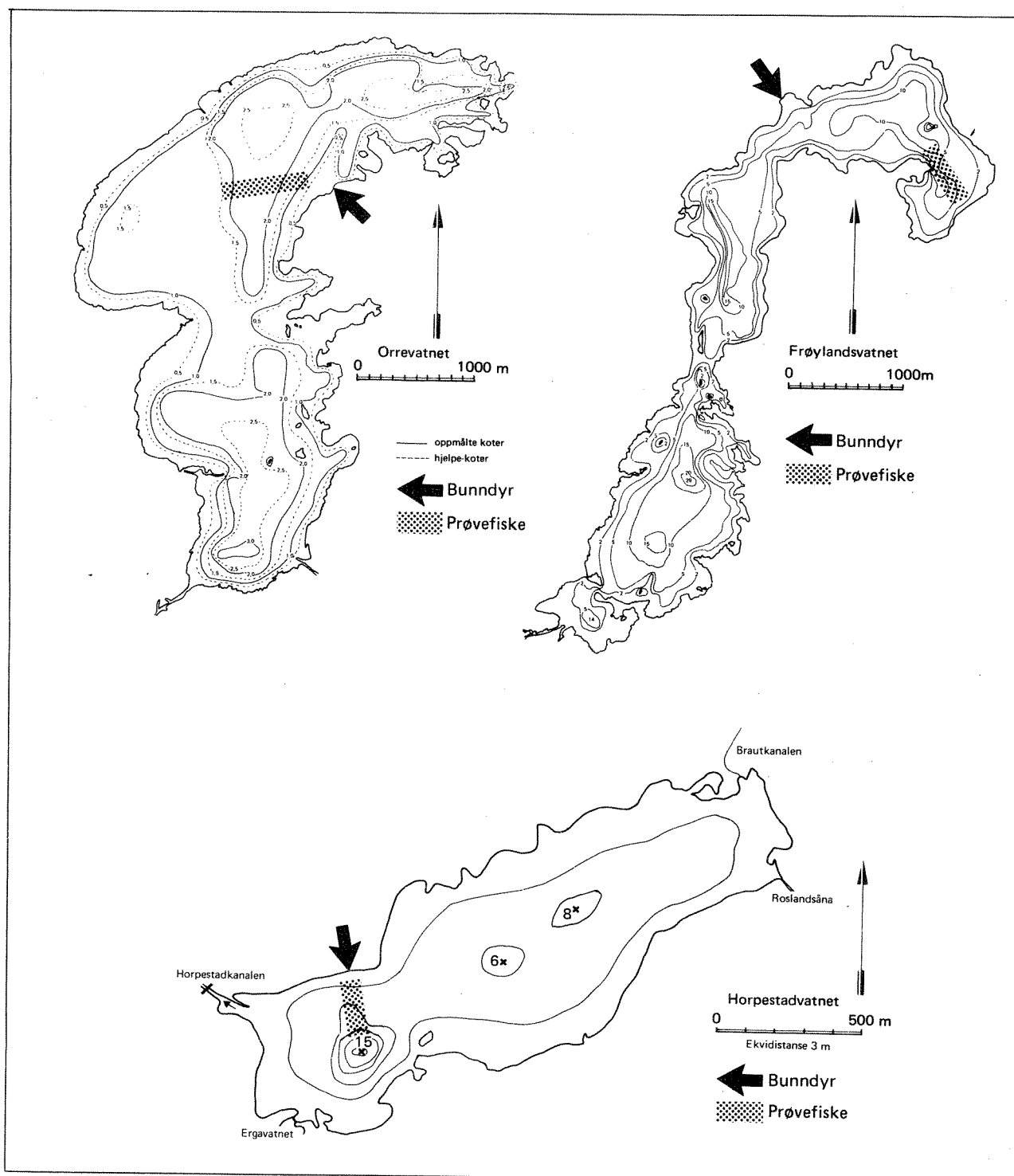


Fig. 6.1 Stasjoner for innsamling av bunndyr og fangst av fiske i Frøylandsvatn, Horpestadvatn og Orrevatn. Bunndyr ble samlet inn

langs en gradient fra stasjonene for fiske inn mot land, i Frøylandsvatn og Horpestadvatn rett nordover



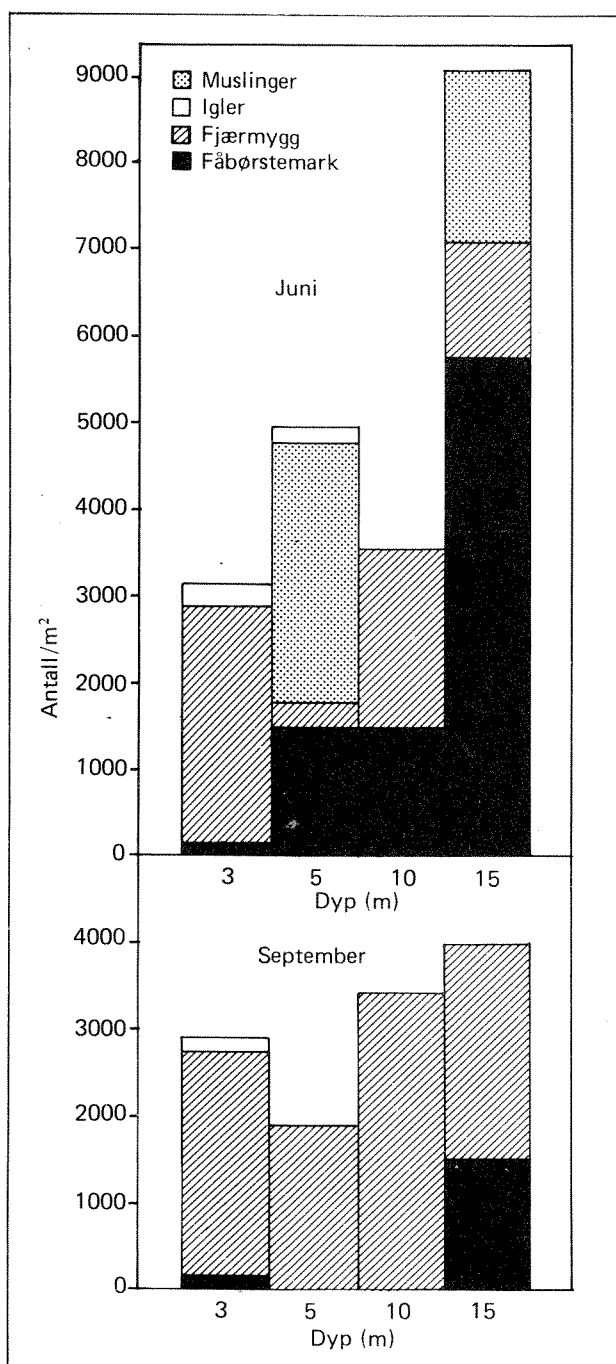


Fig. 6.5 Antall bunndyr pr. m<sup>2</sup> på ulike dyp i Horpestadvatn i juni (øverst) og september (nederst) 1982.

derfor kun små bunnarealer være eksponert for oksygenfattig vann. Betydelig oksygenvinn kan

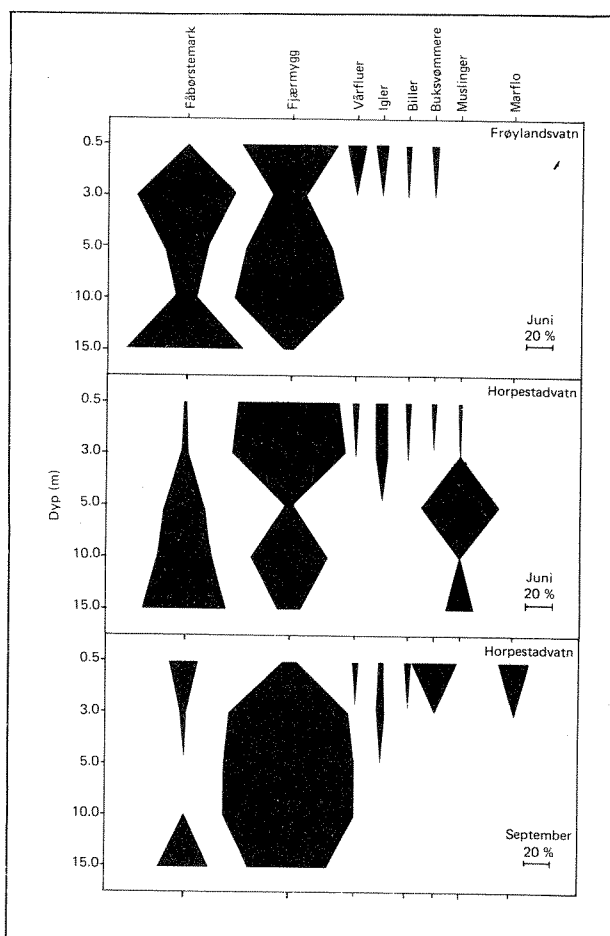


Fig. 6.6 Prosentvis sammensetning av bunnfaunaen på ulike dyp i juni Frøylandsvatn (juni) og Horpestadvatn (juni og september) 1982.

imidlertid ha inntruffet enkelte år med islegging i lengre perioder. Det er ikke mulig å angi hvilken utvikling bunnfaunaen i innsjøene har hatt, men det kan ha vært en reduksjon i tetthet og artsrikdom som har hatt følger for fiskebestandene.

I Frøylandsvatn var faunasammensetningen minst variert både i strandsonen og dypere vann, noe som kan skyldes forurensning med miljøgifter. Til denne innsjøen har industribedrifter tidligere sluppet bl.a. løsningsmidler og tungmetaller, som tildels ligger lagret i sedimentene og kan fortsatt ha innflytelse på

Tab. 6.1 Arter av døgnfluer, vårfluer, snegl og krepsdyr påvist i Frøylandsvatnet, Horpestadvatnet og Orrevatnet i 1982

ART	FRØYLANDS-	HORPESTAD-	ORRE-	
	VATN	VATN	VATN	VATN
	JUNI	JUNI	SEPT	JUNI
<b>DØGNFLUER</b>				
<u>Caenis horaria</u>	-	-	-	+
<b>VÅRFLUER</b>				
<u>Tinodes waeneri</u>	++	+	+	+
<u>Polycentropus</u>				
<u>flavomaculatus</u>	++	-	+	+
<u>Plectrocnemia</u>				
<u>conspersa</u>	+	-	-	-
<u>Sericostoma</u>				
<u>personatum</u>	-	-	+	
Phryganeidae	-	-	+	
<b>SNEGL</b>				
<u>Lymnea peregra</u>	-	-	-	++
<u>Gyraulus</u>				
<u>acronicus</u>	-	-	-	+
<b>KREPSDYR</b>				
<u>Gammarus</u>				
<u>lacustris</u>	-	-	+++	+++

dyr som lever på eller nede i sedimentet. Det må understrekes at innsjøenes innhold av miljøgifter ikke er undersøkt spesielt og at disse vurderingene er gjort på bakgrunn av opplysninger om industriutslipp fra SFT.

Faunaen i strandsonen av Horpestadvatn og Orrevatn var imidlertid svært variert, og hadde innslag av flere grupper som vanligvis er viktig næring for fisk. Spesielt var tettheten av marflo (Gammarus lacustris), men også andre lett tilgjengelig næringsdyr høy. Variert bunnsstrat tillater en langt mer variert fauna (skjul, næring). Variert bunnfauna indikerer her lite beitepress fra fisk i strandsonen. Selv om disse innsjøene har vært gjenstand for undersøkelser siden slutten av forrige århundre, ble G. lacustris første gang påvist her på 1960-tallet (Flo 1965, Økland 1965, 1978). Den ble da funnet i alle tre innsjøene. Dette tyder på at marflo er kommet til Jæren relativt nylig. Da disse lokalitetene ligger langt fra andre norske funn, kan transport med fugl (f. eks. fra Danmark) være en mulig forklaring (Økland 1978). Av andre storkreps har også Pontoporeia affinis vært påvist i Orrevatn (Collett 1903) og Frøylandsvatn (Økland 1978). Dette er en såkalt istidsimmigrant, og forekomst av denne arten må sies å være spesiell, da den ellers er kjent for å leve i dype øst-norske innsjøer (f. eks. Mjøsa). Arten krever kaldt vann, og holder seg derfor på dypt vann om sommeren. Den ble påvist av Collett i Orrevatn i 1873, og også av Sars i Orrevatn og Frøylandsvatn i forrige århundre. Videre ble den påvist av I.D.Sømme i 1920-årene, men ikke av Mathisen i 1950 (Økland 1978), og heller ikke i den nå foreliggende undersøkelse. Det er derfor sannsynlig at den nå har forsvunnet fra disse innsjøene, noe som kan skyldes en kombinasjon av økt eutrofiering ( $O_2$ -svinn under sommerstagnasjonen) og beitetrykk<sup>2</sup> fra fisk. I motsetning til innsjøene på Østlandet, kan den i disse innsjøene ikke unngå beitetrykket fra fisk ved å søke ned på dypere vann.

Stor forekomst av fåbørstemark og fjærmygg kan skyldes at disse har et nedgravet levevis og av den grunn er mindre tilgjengelig for fisk enn andre grupper. Fåbørstemark ble ikke funnet i mageinnholdet til fisk, mens fjærmygg ble spist. Under klekking er fjærmygg lett tilgjengelig føde for fisk, idet larven forpupes og puppen stiger opp til overflaten.

Disse innsjøene mangler helt fiskearter som

beiter i strandsonen. Både sik og lagesild er vel tilpasset opptak av zooplankton, og opptak av næringsdyr i strandsonen er derfor lavt. Ørret er et eksempel på en fiskeart som henter sin næring i strandsonen. Ellers er ørekyt og andre karpefisker spesielt kjent for å kunne beite ned næringsdyr i strandsonen (Saltveit & Brabrand 1978, Brabrand & Saltveit 1982, Borgstrøm et al. 1985). I eutrofe innsjøer der bestanden av karpefisk er høy er beitepresset stort, og innslaget av bunndyr i strandsonen er ofte sterkt preget av nedbeiting. De aktuelle innsjøene er her også svært næringsrike, og de er derfor godt egnet til å studere bunndyr i strandsonen der bare pelagiske fiskearter er til stede.

## 6.2 Fisk

### 6.2.1 Prøvefiske

Bunngarn og flytegarn ble plassert i de tre innsjøene som vist i Fig. 6.1. Type og antall garn er beskrevet i vedlegg.

Antall fisk pr. garnnatt for ulike maskevidder er vist i Tab. 6.2-4.

I Frøylandsvatn ble det tatt tildels store mengder lagesild på flytegarn på maskeviddene 16, 19.5 og 22.5 mm, med samlet vekt pr. garnnatt for hver maskevidde på ca. 9 kg. Fiskens gjennomsnittsvekt var 43.9 gr., 76.0 g og 101.8 g for henholdsvis maskeviddene 16, 19.5 og 22.5 mm. Det ble totalt tatt 18 sik og kun på maskeviddene 22.5, 39 og 45 mm. Gjennomsnittsvekten for sik tatt på groveste maskevidde var 530 gr. Det ble ialt tatt 9 ørret, fordelt på maskeviddene 16 mm og 22.5 mm. Største eksemplar hadde vekt på 618 g Samtlige hadde hvit kjøttfarge og hadde en kondisjonsfaktor (K-verdi) fra 0.9-1.0.

I Horpestadvatn ble det tatt mest lagesild både på flytegarn i juni og bunngarn i september, både mhp. antall og vekt. Størst mengde ble tatt på 16 mm flytegarn i juni med 425 lagesild pr.

garnnatt, med samlet vekt 12.3 kg (gjennomsnittsvekt 29 gr.). Størst mengde sik ble tatt på maskevidde 22.5 mm og 39 mm, med henholdsvis 60 og 38 sik pr. garnnatt. Gjennomsnittsvekten var her 161 g på maskevidde 22.5 mm og 302 g på 39 mm.

På bunngarn i september ble det i Horpestadvatn tatt flest lagesild på 10 mm, 16 mm og 24 mm, mens det ble tatt svært få sik. Enkelte hybrider mellom lagesild og sik ble observert. Ørret ble ikke påvist.

I Orrevatn ble det på bunngarn i september påvist store mengder lagesild på de fineste maskeviddene (16 og 19.5 mm), mens det på grovere maskevidde enn 24.0 mm bare sporadisk ble påvist lagesild. Det ble totalt tatt 9 sik, der største eksemplar var på 310 gr., mens ørret ikke ble påvist.

### 6.2.2 Lengdefordeling/aldersfordeling

Lengdefordeling av sik, lagesild og ørret tatt på flytegarn i Frøylandsvatn er vist i Fig. 6.7. Materialet av lagesild fremkommer på maskevidde 16 mm med to veldefinerte topper, hvor første representerer lagesild med 2 vintersoner og neste topp lagesild med 3 vintersoner. Deler av sistnevnte aldersgruppe er også fangbar på 19 og 22.5 mm maskevidde. Den vekststagnerte del av bestanden har en lengde på mellom ca. 23-27 cm, fordelt på aldersgruppene 4-7 år. Sik fra Frøylandsvatn ble aldersbestemt til alder 3-6 år.

Lengdefordeling av sik og lagesild fanget i Horpestadvatn er vist i Fig. 6.8. På flytegarn i juni med maskevidde 16 mm fremkommer materialet av lagesild med to topper, representert med 2 og 3 vintergamle individer. På 19.5 mm er kun én topp til stede, representert med 3 vinter gammel lagesild. På 22.5 mm maskevidde er hoveddelen av materialet representert av den vekststagnerte delen av bestanden som ble aldersbestemt til mellom 4 og 7 år.



Tab. 6.2 Antall fisk og utbytte pr. garnnatt tatt under prøvofisket i Frøylandsvatnet med flytegarn i juni 1982

Antall Garnnetter	Sik		Lagesild		Sik x Lagesild		Ørret	
	n	Vekt(kg)	n	Vekt(kg)	n	Vekt(kg)	n	Vekt(kg)
1 x 16.0 mm	0	0	214	9.394	0	0	1	0.243
1 x 19.5 mm	0	0	114	8.678	4	0.478	0	0
2 x 22.5 mm	3.5	0.656	91.5	9.319	3.5	0.418	8	1.869
1 x 39.0 mm	5	2.931	6	0.586	0	0	0	0
1 x 45.0 mm	6	3.184	2	0.208	0	0	0	0

Tab. 6.3 Antall fisk og utbytte pr. garnnatt tatt under prøvofisket i Horpestadvatnet med flytegarn (øverst) i juni 1982 og bunngarn (nederst) i september 1982

Antall Garnnetter	Sik		Lagesild		Sik x Lagesild	
	n	Vekt(kg)	n	Vekt(kg)	n	Vekt(kg)
1 x 16.0 mm	0	0	425	12.372	3	0.235
1 x 19.5 mm	4	0.774	170	9.252	2	0.164
2 x 22.5 mm	60	9.658	52	4.353	7	0.944
1 x 39.0 mm	38	11.488	0	0	0	0
1 x 45.0 mm	1	0.174	0	0	0	0

Antall Garnnetter	Sik		Lagesild		Sik x Lagesild	
	n	Vekt(kg)	n	Vekt(kg)	n	Vekt(kg)
1 x 10.0 mm	0	0	565	5.100	0	0
1 x 16.0 mm	0	0	63	3.896	0	0
1 x 19.5 mm	0	0	3	0.176	0	0
1 x 22.5 mm	0	0	3	0.342	1	0.085
1 x 24.0 mm	0	0	32	2.818	2	0.328
1 x 26.0 mm	0	0	9	1.365	3	0.555
1 x 29.0 mm	1	0.320	1	0.140	1	0.225
1 x 35.0 mm	1	0.400	0	0	1	0.230
1 x 39.0 mm	2	0.250	0	0	1	0.160
1 x 45.0 mm	0	0	0	0	0	0

På bunngarn i september er årsgammel lagesild kun fangbar på maskevidde 10 mm og toppen rundt ca. 18 cm representerer 3 sommergammel og eldre lagesild (Fig. 6.9). Sik under 18 cm ble ikke påvist i Horpestadvatn. På maskevidde 22.5 mm ble det tatt sik i lengdeintervallet ca. 20-32 cm, på 35 mm fra ca. 27-33 cm. Sik over ca. 30 cm viste en alder fra 4 til 7 år.

Tab. 6.4 Antall fisk og utbytte pr. garnnatt tatt under prøvofisket i Orrevatnet med bunngarn i september 1982

Antall Garnnetter	Sik		Lagesild		Sik x Lagesild	
	n	Vekt(kg)	n	Vekt(kg)	n	Vekt(kg)
1 x 16.0 mm	3	0.090	177	10.431	0	0
1 x 19.5 mm	2	0.072	104	6.378	0	0
1 x 22.0 mm	1	0.049	20	1.438	0	0
1 x 24.0 mm	0	0	19	1.346	0	0
1 x 26.0 mm	0	0	0	0	0	0
1 x 29.0 mm	2	0.065	3	0.353	4	0.288
1 x 35.0 mm	1	0.310	0	0	0	0
1 x 39.0 mm	0	0	0	0	0	0
1 x 45.0 mm	0	0	0	0	0	0

Lengdefordeling av bunngarnfangstene i Orrevatn er vist i Fig. 6.10. For maskeviddene 16 mm og 19 mm er det en markert topp til stede, representert vesentlig med 3 somre gammel lagesild. Lagesild over ca. 22 cm utgjorde kun en liten del av materialet, vesentlig forskjellig fra forholdene både i Frøylandsvatn og Horpestadvatn, der øvre grense i materialet lå på 26-27 cm.

### 6.2.3 Ernæring

Ernæring hos ulike lengdegrupper av sik og lagesild fra Frøylandsvatn i juni 1982 er vist i Fig. 6.11. Få grupper av næringsdyr var til stede hos begge arter i alle lengdegrupper. Av zooplankton dominerte *Bosmina* (vesentlig *B. longirostris*) og små cyclopoide copepoder. Hos begge arter var det også et stort innslag av fjærmygg, hos lagesild både larver og pupper, hos sik utelukkende larver.

Ernæring hos sik og lagesild fra Horpestadvatn er vist i Fig. 6.12. Hos lagesild avtok innslaget av zooplankton (vesentlig *Bosmina longirostris*) med økende fiskestørrelse, mens opptaket av fjærmygg, spesielt pupper, viste en

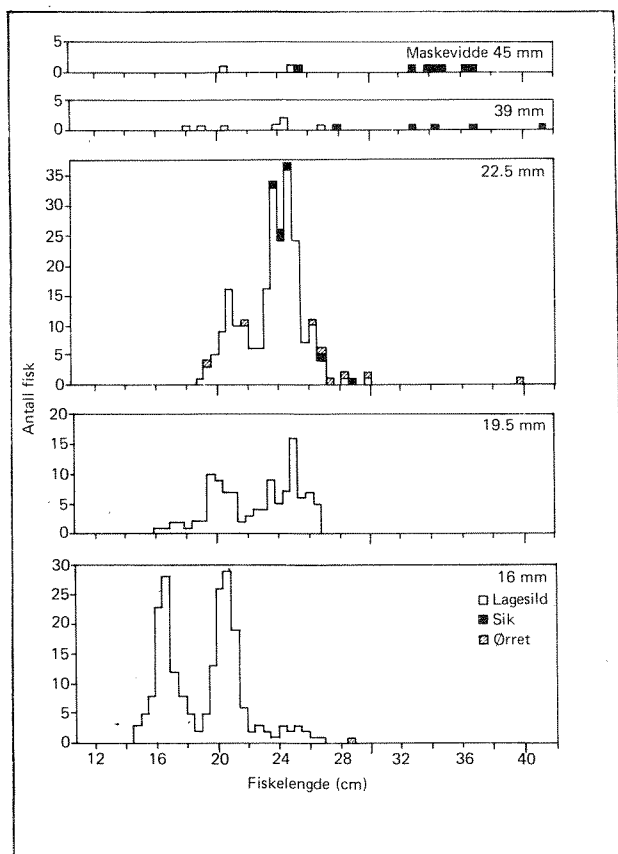


Fig. 6.7 Lengdefordeling av sik, lagesild og ørret tatt under prøvefisket med flytegarn i Frøylandsvatn i juni 1982.

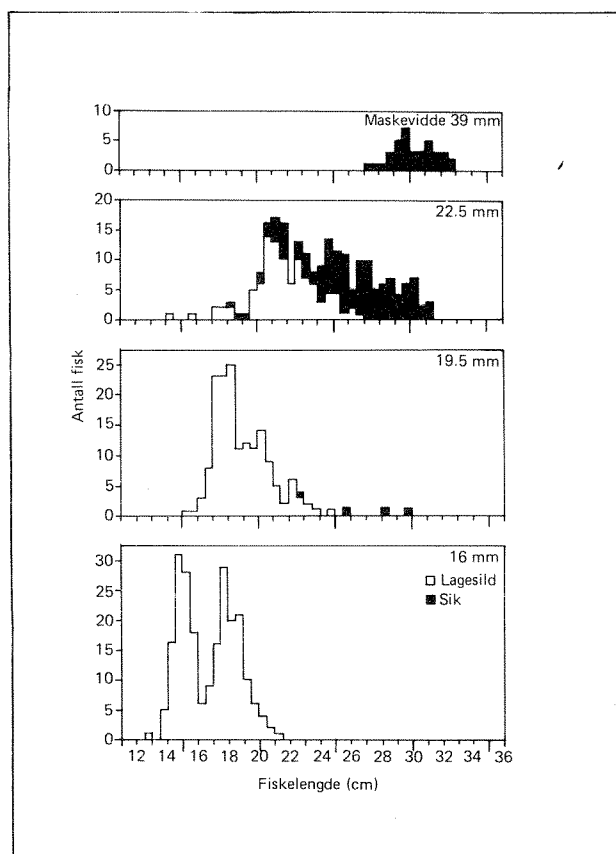


Fig. 6.8 Lengdefordeling av sik og lagesild tatt under prøvefisket med flytegarn i Horpestadvatn i juni 1982.

tilsvarende økning. Hos sik var innslaget av fjærmygg relativt høyt for alle lengdegrupper, mens andelen av copepoder og muslinger (*Pisidium* næringsrike, og de er derfor godt egnet til å studere bunndyr i strandsonen der bare pelagiske fiskearter er til stede.

#### 6.2.4 Diskusjon

Garnfangstene i Frøylandsvatn, Horpestadvatn og Orrevatn viser dominans av lagesild. En stor del av bestanden besto av ikke kjønnsmodne individer og rekrutteringen ser ut til å være god.

For sik viser fangstbildet få rekrutter i alle innsjøer, til tross for at disse klart skulle være fangbare. Det var bare i Horpestadvatn det ble tatt sik av betydning under prøvefiske og da også her bare individer over ca. 20 cm.

I tillegg til sik og lagesild finnes en god bestand av ål.

Utviklingen i vassdraget har vært preget av store endringer, både når det gjelder sammensetningen av fiskebestanden og vekstforholdene. Huitfeldt-Kaas (1927) har på grunnlag av skjell oppgitt fangstalter hos sik i Orrevatn til 5-9 år, vanligst 5-7 år. Til tross

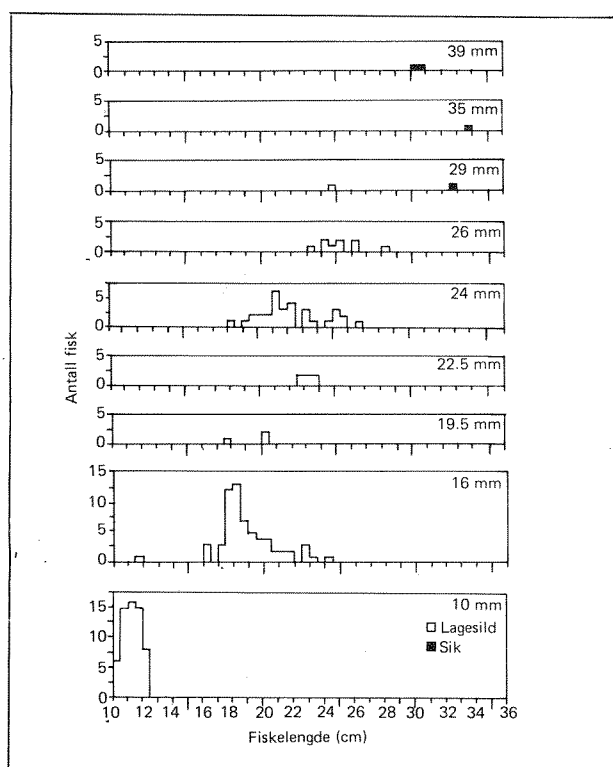


Fig. 6.9 Lengdefordeling av sik og lagesild tatt under prøvofisket med bunngarn i Horpestadvatn i september 1982.

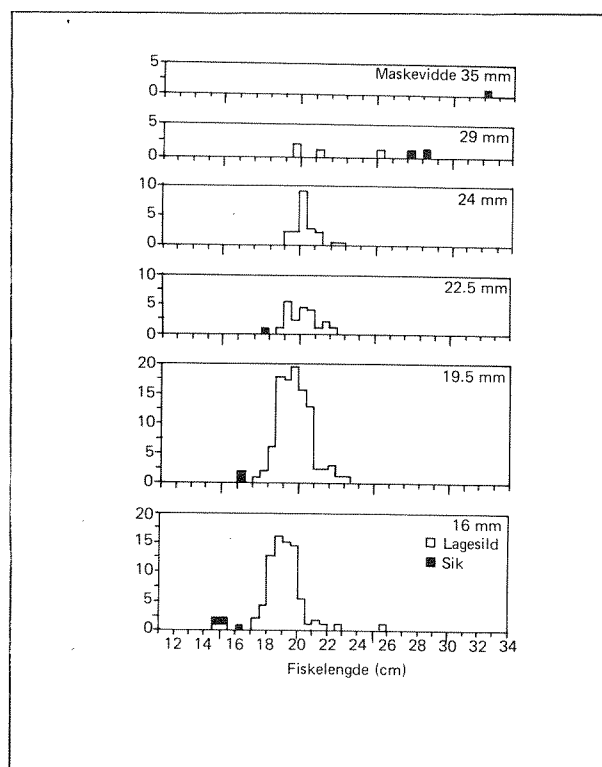


Fig. 6.10 Lengdefordeling av sik og lagesild tatt under prøvofisket med bunngarn i Orrevatn i september 1982.

for at innsjøen allerede da ble karakterisert som næringsrik, var veksten ikke spesielt god sammenliknet med andre sikbestander, med tilbakeberegnet lengde etter et år på 72 mm og 136 mm etter to år. Foruten sik nevner han også ferskvannsrørret, litt sjø-rørret og smålaks, ål, skrubbeflyndre og stingsild (*Gasterosteus aculeatus*). Nest etter siken var rørret den mest tallrike fiskearten i vannet, og gjennomsnittlig årlig tilvekst ble funnet til 6.05 cm de første 7 år. Rørret ble tatt ganske alminnelig med en vekt på 1-2 kg, og ikke sjelden større. Det er påfallende at Huitfeldt-kaas (1927) ikke nevner forekomst av lagesild, og heller ikke i sitt arbeid om ferskvannsfiskenes utbredelse i Norge (Huitfeldt-kaas 1918) nevner han forekomst av lagesild i vassdraget. Det har derfor ikke vært mulig å dokumentere fra tidligere tider om lagesild dengang var til stede.

Det har imidlertid skjedd betydelige endringer når det gjelder sikens vekst og bestandens alderssammensetning. Vekst hos sik fra Orrevatn fra tidligere undersøkelser er vist i Fig. 6.13. Huitfeldt-Kaas (1927) beskriver veksten som hurtig de to første leveår, men at den årlige tilvekst deretter falt slik at sikstammen har fått betegnelsen småvokst. Først 7-9 år gammel nådde siken dengang en lengde på ca. 30 cm. Tidlig på 1970-tallet fant Pethon (1974) og Vasshaug (1974) på grunnlag av skjell en vekst hos sik som er betydelig bedre enn det funnet av Huitfeldt-Kaas (1927), og Hellner (1980) fant ytterligere bedret vekst de første leveår. Alderssammensetningen er i samme periode forskjøvet til yngre fisk. Hellner (1980) fant at nesten all sik var 3 år eller yngre. Veksten var ekstremt god første leveår, med oppnådd lengde på hele 18.0 cm. I materialet fra 1982

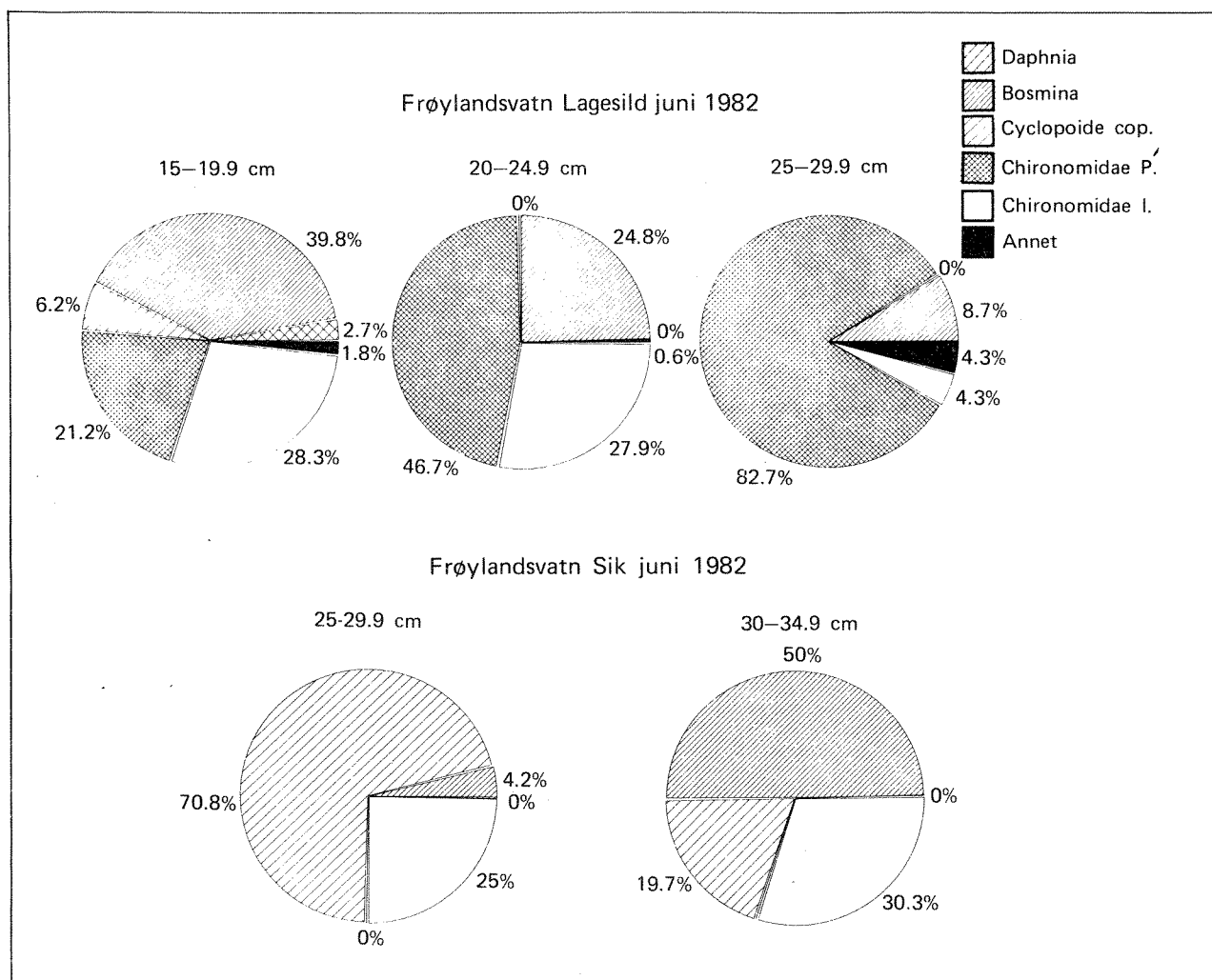


Fig. 6.11 Prosentvis sammensetning av mageinnhold hos lagesild og sik tatt under prøvefisket med flytegarv i Frøylandsvatn i juni 1982.

synes veksten hos sik å være redusert i forhold til dette, og sik eldre enn 3 år synes igjen å være godt representert i bestanden.

Det har ikke vært mulig å skaffe tilsvarende opplysninger om alder- og vekstforhold for lagesild. Det er imidlertid klart at lagesild i Horpestadvatn og Orrevatn hadde en periode i 1970-årene med meget god vekst, og hvor den oppnådde en lengde som gjorde at den inngikk i garnfangstene etter sik. I dag har den

vekststagnerte delen av bestanden en lengde på 26-27 cm, og det finnes så og si ikke lagesild over denne størrelsen.

Når det gjelder fangstmengde nevner Huitfeldt-Kaas (1927) et opptak for Orrevatn på ca. 10 tonn (8.33 kg/ha), hvorav det aller meste var sik. For de seinere år har det fra lokalt hold vært mulig å skaffe opplysninger om fangstutviklingen av sik i Orrevatn og Horpestadvatn tilsammen, samt en subjektiv

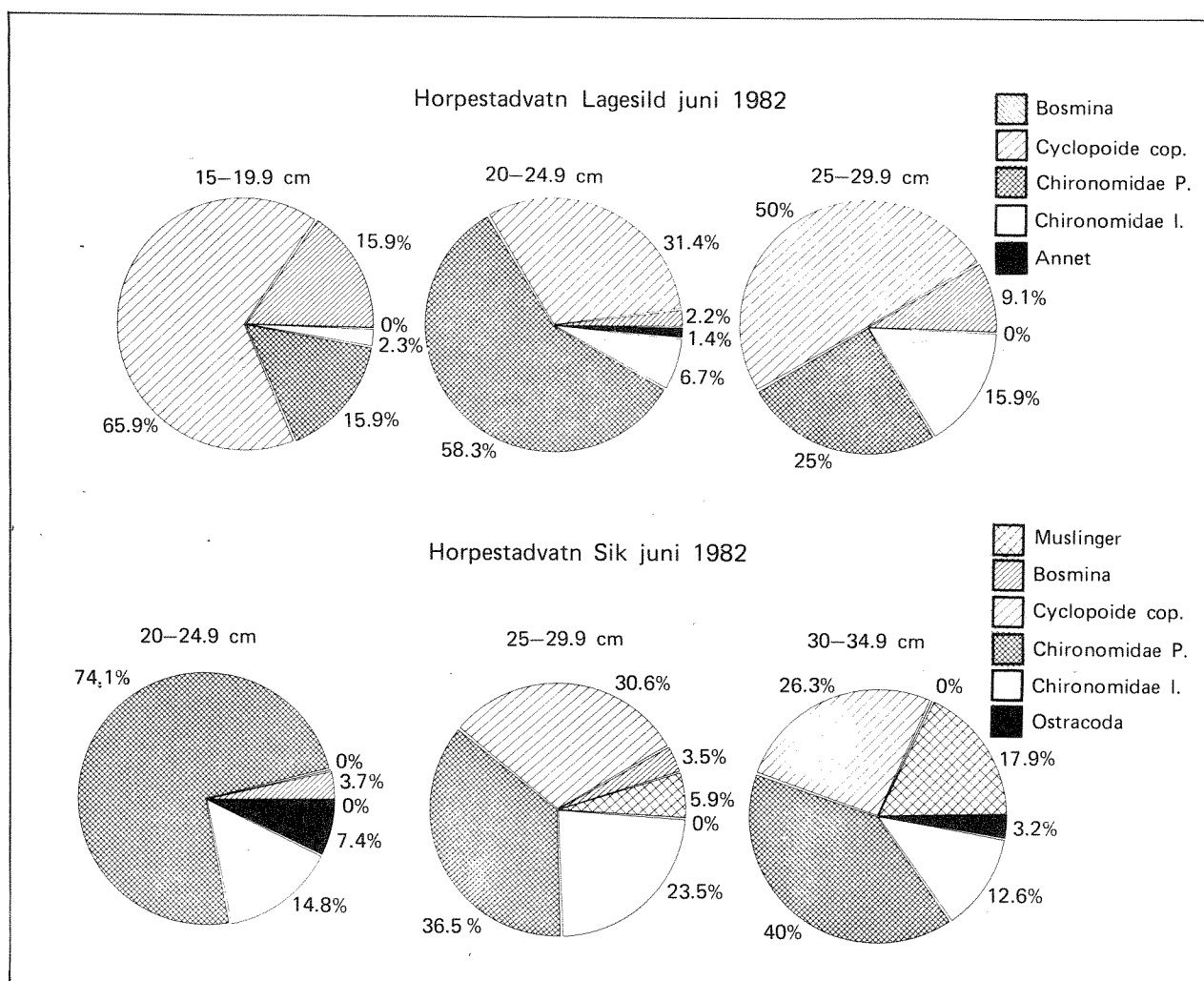


Fig. 6.12 Prosentvis sammensetning av mageinnhold hos lagesild og sik tatt under prøvefisket med flytegarv i Frøylandsvatn i juni 1982.

vurdering av fangstutviklingen i Frøylandsvatn. I Orrevatn og Horpestadvatn lå fangstmengden av sik i 1950- og 1960-årene på tilsammen 25-35 tonn sik (26-36 kg /ha), med et maksimum tidlig i 1960 årene på 38 tonn. I løpet av 1970 årene og spesielt i siste del av dette tiåret falt fangstmengden til dagens fangstnivå som er 1-2 tonn sik for de to innsjøene tilsammen (1-2 kg/ha). Den samme utviklingen har funnet sted i Frøylandsvatn. Interessen for fangst av sik har vært stor i hele perioden og redusert fiske kan

derfor ikke forklare fangstutviklingen. Det opplyses også at fangstutviklingen på lagesild har gått ned i samme periode, men om dette reflekterer nedgang i bestanden, endring i fangbarhet eller endring i fangstintensitet er vanskelig å angi. Det synes klart at sikbestanden i samtlige tre innsjøer er utsatt for svikt i rekrutteringen, og at bestanden ikke har greid å bygge seg opp igjen.

I de fleste innsjøer der sik og lagesild finnes

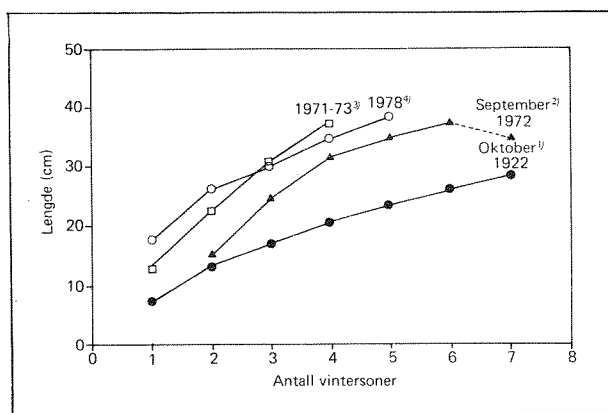


Fig. 6.13 Vekst av sik i Orrevatn undersøkt av: 1. Huitfeldt-Kaas (1927), 2. Vasshaug (1974), 3. Pethon (1974) og 4. Hellner (1980)

sammen viser lagesild dominans over sik (Svårdson 1976). Dette bekreftes fra en rekke forsøk med utsetting av sik der det fra før finnes lagesild, og hvor dette har vist seg vanskelig. Filipson (1975) hevder at dette skyldes lagesildas overlegenhet som plankton-spiser, og resulterer i at i de innsjøer hvor det også finnes sik vil denne først og fremst være bunndyrspisende. Både Frøylandsvatn, Horpestadvatn og Orrevatn har en utforming som gjør at store deler av innsjøene vanskelig kan regnes som rent pelagiske. Store grunnområder med viktig bunndyrproduksjon for sik og lite volum i hypolimnion som kan begrense lagesilda har medvirket til at produksjonen av både sik og lagesild har vært stor. Begge arter henter hoveddelen av næringen fra de frie vannmasser i form av dyreplankton eller pupper av fjærmygg. Bosmina som dominerende næringsdyr for lagesild er svært vanlig (Hamrin 1979), mens sik i større grad også kan ernære seg av bunndyr.

Lengdefordeling av Daphnia galeata fra planktonprøver indikerer at beitetrykket fra fisk er relativt likt i de tre innsjøene. Med dominans av lagesild vil det være først og fremst være denne arten som er bestemmende for beitepresset fra fisk på dyreplankton. Bedret vekst for både lagesild og sik i 1970-årene må antas å henge sammen med øket produksjon av næringsdyr som følge av tilførsel av

plantenæringssalter. Muligens var næringsgrunnlaget fra bunnen dengang også større, noe som vil redusere næringskonkurransen mellom sik og lagesild. I denne situasjonen vil begge arter kunne ha meget stor vekst. Dette har ført til at en stadig større del av sikbestanden tidligere har vokst seg inn i fangbar størrelse, mens lagesild i svært liten grad er blitt beskattet. Fiske etter sik i Horpestadvatn og Orrevatn foregår med bunngarn med maskevidde 45 mm og 39 mm. Hardt fiske med bunngarn i relativt grunne innsjøer vil, der veksten er god, selv med 45 mm og 39 mm maskevidde kunne beskutte bestanden før gytemodning inntreffer, eller gjøre at fangstsannsynligheten blir så stor at bare en liten del av bestanden "rekker" å gyte.

Slik beskatning vil generelt sett føre til økt forekomst av arter med kortere livslengde, tidlig kjønnsmodning og høyt reproduksjonspotensial (Reshetnikov 1980), noe som gjør at bestanden raskt kan tilpasse seg endringer i næringsforhold og gyteforhold. En slik bestandssammensetning vil også bedre kunne tåle hardt fiske. En endring i bestanden som beskrevet vil skje selv om fangstsannsynligheten for både sik og lagesild er like stor. I de tre aktuelle innsjøer er imidlertid fangsten spesielt innrettet mot sik, noe som ytterligere øker forskyvningen mot dominans av lagesild.

Hos lagesild vil den reproduktive delen av bestanden strekke seg over flere årsklasser. Denne situasjonen kombinert med enkelte år med eventuell rekrutteringssvikt vil ha ulik virkning på de to artene, der sik i motsetning til lagesild ikke har flere årsklasser i reproduktiv alder å "flyte" på. Det framgår av lengdefordelingsdiagrammene at de aktuelle maskeviddene stort sett bare beskatter sik med lengde over ca. 27 cm. I Horpestadvatn der materialet av sik til denne undersøkelsen var størst, var stort sett samtlige individer med lengde 25-30 cm kjønnsmodne, mens andelen av ikke kjønnsmodne individer var større for sik i lengdegruppen 20-25 cm. Det skulle derfor i dag være en tilstrekkelig gytebestand av sik til stede for å gjenetablere sikbestanden. Når det allikevel ikke har skjedd, skyldes dette sannsynligvis først og fremst næringskonkurransen

fra lagesild. Lagesilda har etter sikens "knekk" i slutten av 1970-årene fullstendig fått overtaket. Det å gjenetablere en god sikbestand i en slik situasjon synes som nevnt vanskelig (Filipson 1975, Svårdson 1976).

Imidlertid kan et høyt trofinivå også gi lav rekruttering hos sik mer direkte. Disse faktorene knytter seg til innsjøenes eutrofiutvikling og at rogn utsettes for stor dødelighet. Siden det ikke finnes data som godt beskriver innsjøenes utvikling i den aktuelle tidsperioden, kan bare enkelte sannsynlige faktorer påpekes.

I alle tre innsjøene gyter både sik og lagesild i selve innsjøen og ikke på innløps- eller utløpselv. Fra lokalt hold opplyses det at gytingen for sik i Horpestadvatn foregår på relativt grunt vann (1-3 m) i månedskiftet november/desember, mens gyteområdet for lagesild er mer usikkert. Imidlertid må gytetidspunktet og gyttested delvis overlappe for de to artene, da hybrider mellom de to er hyppig forekommende både i Horpestadvatn og Orrevatn (Pethon 1974). Oksygenforholdene i vannmassene er tilfredstillende ned til ca. 6 meters dyp i Horpestadvatn og ned til ca. 10 meters dyp i Frøylandsvatn. I Orrevatn er det ikke registrert oksygenreduksjon. Dødelighet som følge av oksygenreduksjon kan derfor vanskelig forklare reduksjon av sikbestanden. Imidlertid vil stor algebiomasse senhøstes føre til sterk sedimentering og stort oksygenforbruk i eller svært nær sedimentoverflaten, som kan gi høy dødelighet på rogn. De dominerende algeartene i disse innsjøene er nettopp *Microcystis* og *Oscillatoria* som er kjent for å "overvintre" i cm-tykke matter på sedimentoverflaten. Nedbrytning av giftproduserende blågrønnalger bør nevnes som en annen mulig årsak til redusert overlevelse av rogn uten at dette kan dokumenteres nærmere.

Når det gjelder svingninger i mengden lagesild, kan dette også være et resultat av naturlig og regelmessig veksling mellom sterke og svake årsklasser (Aass 1972). Dette skyldes at næringskonkurransen fører til at svake årsklasser i løpet av første sommeren får en

bedre tilvekst enn de sterke årsklassene. Dette vekstforspranget beholdes fram til midten av andre sommer. Den svake årsklassen, nå 1 år gammel, konkurrerer da med en sterk årsyngelklasse, noe som gjør at tilveksten hos den førstnevnte reduseres eller uteblir. Sterke årsklasser får derimot en dårlig tilvekst. God og dårlig vekst gir forskjellig eggantall, og herved fremkommer den karakteristiske bestandsvariasjon, med sterke årsklasser vanligvis hvert 2-4 år (Hamrin 1979).

I regional sammenheng er de tre innsjøene i Orrevassdraget uvanlige sett fra et fiskeribiologisk synspunkt, med en kombinasjon av sjelden islegging, høyt trofinivå og med sik/lagesild som de eneste pelagiske fiskearter. De aller fleste høyproduktive innsjøer med sik/lagesild har enten lang isleggingsperiode som resulterer i oksygensvikt om vinteren med påfølgende fiskedød, eller har mer typiske "eutrofe" fiskearter til stede som vil konkurrere ut sik/lagesild på et lavere trofinivå. Det mangler derfor erfaringsgrunnlag når det gjelder faktorer som begrenser rekruttering og produksjon av sik og lagesild i slike innsjøer (Svårdson 1976).

### 6.3 Praktiske konklusjoner

Det er spesielt to spørsmål som kan stilles i forbindelse med forvaltning av fisket i Orrevassdraget. For det første om det er mulig å forskyve balansen mellom lagesild og sik i sikens favør - og om vassdraget kan utnyttes til produksjon av andre, og mer verdifulle, fiskearter som ørret og laks.

Sik er større enn lagesild og er av den grunn mer attraktiv som matfisk. Med økende forurensning (overgjødning) av vassdraget og ensidig beskatning av sik, har lagesilda fått bedre livsgrunnlag og har i Frøylandsvatn og Orrevatn i stor grad konkurrert ut siken. Økt maskevidde på garna vil neppe bidra til å øke sikbestanden, til tross for at en større del av sikbestanden vil kunne gyte. Som nevnt over er det en generell erfaring at det er vanskelig å

reversere utviklingen. Det synes likevel som om bedret vannkvalitet vil være eneste aktuelle tiltak for å redusere lagesildas konkurransefordeler og styrke siken.

Ørret, som ble fanget i store mengder i vassdraget tidligere, er i dag uten betydning. Hovedårsaken til at ørreten forsvant er trolig at gyteplassene i bekker og elver ble ødelagt av forurensning fra boliger og fra jordbruksaktiviteter særlig etter annen verdenskrig. Nå som mye av avløpsvannet fra husholdninger er koblet til offentlig ledningsnett og det alt vesentlige av silopressafta lagres og deponeres forsvarlig, kan det være aktuelt å sette ut ørret. Vannkvaliteten i aktuelle gytebekker må imidlertid være god nok. Denne undersøkelsen har

vist at det er rikelig med næring til ørreten i strandsonen av innsjøene og at denne ressursen ikke utnyttes av de fiskeslag som dominerer i dag. Dersom det er mulig å etablere en fiske-spisende ørretbestand, kan dette på sikt ha en positiv effekt ved at lagesildbestanden kan bli redusert. Et alternativ kan være utsetting av lakseunger. Denne vil imidlertid forlate vassdraget etter 1-2 vekstsesonger og vil derved ikke bidra til å redusere lagesildbestanden. Derimot vil den kunne ha stor verdi ved at den vil komme tilbake til vassdraget som stor laks.

Forholdene for ørret og laks bør vurderes nærmere før eventuelle utsetninger blir foretatt.

## Litteratur

- Borgstrøm, R., Garnås, E. & Saltveit, S.J. 1985. Interactions between brown trout, Salmo trutta L., and minnow, Phoxinus phoxinus(L.) for their common prey, Lepidurus arcticus (Pallas). Verh.Internat.Limnol.22, (in press).
- Brabrand, A. & Saltveit, S.J. 1982. Biologisk undersøkelse av Maridalsvannet, Oslo kommune. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 61, 52 s.
- Brittain, J.E. 1983. Rutineovervåking i Farris-Siljanvassdraget 1982. Fagrapport om bunndyr. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 58, 42 s.
- Brittain, J. & Saltveit, S.J. 1984. Bunndyr. I K.Vennerød (red): Vassdragsundersøkelser. s.191-200. Universitetsforlaget.
- Collett, R. 1903. Meddelelser om Norges Fiske i Aarene 1884-1901. (3 die Hoved-Supplement til "Norges Fiske"). Christiania 173 s.
- Dahl, K. 1917. Studier og forsøk over ørret og ørretvand. Centraltrykkeriet, Kristiania Oslo. 107 s.
- Filipsson, O. 1975. Siklöjan tränger undan sik. Fiskerinytt 1. 5 p.



- Flo, A. 1965. Grunnåten (Gammarus lacustris G.O. Sars) utbredelse på Vestlandet, med noen nye funn fra Rogaland. Fauna 18, 28-30.
- Frost, S., Huni, A. & Kershaw, W.E. 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. Can. J. Zool. 49: 167-173.
- Hellner, D. 1980. Alder og vekst hos sik, Coregonus lavaretus (L.) fra forskjellige populasjoner, med vekt på lengdevekstens innvirkning på brukbarheten av skjell og otolitter som alderskriterier. Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi, Zoologisk Museum, Universitetet i Oslo, 78 s.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1918. Ferskvandsfiskenes utbredelse og innvandring i Norge med et tillegg om krebsen. Centraltrykkeriet, Kristiania. 106 s.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1927. Studier over aldersforholde og veksttyper hos norske ferskvannsfisker. Diss. Univ. Oslo. 358 s.
- Hamrin, S.F. 1979. Populationsdynamik, vertikalfordeling och födoval hos siklöja, Coregonus albula L., i sydsvenska sjöar. Doktoravhandling, Limnologiska Institutionen, Lunds Universitet.
- Hynes, H.B.N. 1950. The food of freshwater sticklebacks (Gasterosteus aculeatus and Pygosteus pungitius), with a review of methods used in studies of the food in fishes. J. Animal. Ecol. 19: 36-58.
- Hynes, H.B.N. 1961. The invertebrate fauna of a Welsh mountain stream. Arch. Hydrobiol. 57 (3): 344-388.
- Pethon, P. 1974. Naturally occurring hybrids between whitefish (Coregonus lavaretus L.) and cisco (Coregonus albula L.) in Orrevatn. Norw. J. Zool. 22, 287-293.
- Reshetnikov, Y.S. 1980. Whitefishes in Northern Ecosystems. J. Ichthyol. 19, (1979)(3): 31-44.
- Saltveit, S.J. & Brabrand, A. 1978. Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med reguleringsplanene for vassdragene Etna og Dokka, Oppland. 1. Fisk og bunndyr i Etnsenn, Heisenn, Røssjøen, Rotvollfjorden, Sebu-Røssjøen, Dokkfløyvatn, Dokkvatn, Mjogsjøen, Synnfjorden og Garin. Rapp. Lab. Ferskv.Økol. Innlandsfiske, Oslo, 44, 166 s.

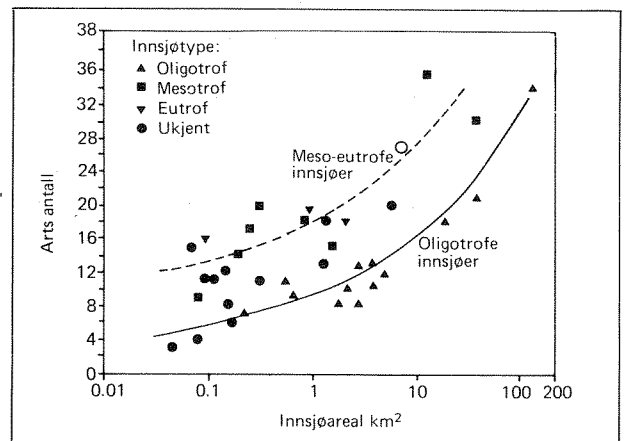
- Svårdson, G. 1976. Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian lakes. Rep. Inst. Freshwat. Drottningholm 55, 144-171.
- Vasshaug, Ø. 1974. Senkning av Orrevatn, Klepp kommune, Rogaland fylke. Rapport til Direktoratet for jakt, viltstell og ferskvannsfiske. 10 s.
- Økland, J. 1964. The eutrophic lake Borrevatn (Norway) - an ecological study on shore and bottom fauna with special reference to gastropods, including a hydrogeographic survey. Folia limnol. scan. 13, 1-337.A
- Økland, K.A. 1965. Om krepsdyr av slekten Gammarus i ferskvann og brakkvann i Norge. Fauna 16 (Suppl.), 1-67.
- Økland, K.A. 1978. Storkreps i ferskvann. s. 44-46, I: K.A. Lye (Red.), Jærboka. Bind 2. Norsk Oikos A/S, Stavanger.
- Aass, P. 1972. Age determination and year class fluctuations of ciscoe (Coregonus albula) in the Mjøsa hydroelectric reservoir, Norway. Rep. Inst. Freshwat. Drottningholm 52, 4-21.

## 7. Høyere vegetasjon i Orrevatnet

Den høyere vegetasjonen i Orrevatnet ble registrert ved en befaring i august 1981. Størst vekt ble lagt på forekomst av undervannsvegetasjonen, siden denne erfaringsmessig korrelerer best med en innsjøes vannkvalitet. Egnede lokaliteter ble oppsøkt omkring innsjøen, og vegetasjonsforekomst ble registrert på en kvalitativ skala (jfr. Tab.7.1). Driftmaterialet langs strendene ble spesielt undersøkt, siden uvanlige arter ofte lettest kan finnes her (Rørslett og Johansen, 1984). De sentrale deler av Orrevatnet ble undersøkt fra båt. Av budsjettmessige årsaker ble de øvrige innsjøene i vassdraget ikke undersøkt botanisk.

Orrevatnet har, etter norske forhold, en uvanlig artsrik vannvegetasjon (Tab. 7.1). Artsrikdommen plasserer Orrevatnet som en klart eutrof innsjø etter det generelle artsantall-areal samband som NIVA tidligere har funnet for norske innsjøer (Fig. 7.1). Det store antallet elodeider (langskuddsplanter) er typisk for en "tjønnaks"(Potamogeton)-sjø (Samuelsson 1925, 1934). Kant- og helofyttvegetasjonen omkring Orrevatnet er generelt svakt utviklet, noe som ikke pleier å være tilfelle i eutrofe ("Potamogeton"-type) innsjøer. Dette henger sammen med den sterke vindeksponering som innsjøen har.

En rekke av artene er klart næringskrevende. Spesielt gode indikatorarter er brakkvannsartene bust-tjønnaks og vasskrans som bare forekommer i ferskvann under sterkt eutrofe forhold. Også krusttjønnaks og granntjønnaks er svært kravfulle arter. Det er typisk for Orrevatnet at disse indikatorartene opptrer i til dels stor mengde.



Tab. 7.1 Høyere vannvegetasjon i Orrevatn

Forekomstskala

+	spora disk; her og der
o	nokså vanlig
●	meget vanlig

Gruppe/latinsk navn	Norsk navn	Forekomst
---------------------	------------	-----------

Kantvegetasjon :

Agrostis stolonifera	Krypkvein	o
Alopecurus geniculatus	Knereverumpe	+
Bidens tripartita	Flikbrønsle	+
Caltha palustris	Soleihov	o
Carex canescens	Gråstarr	+
Carex nigra	Småstarr	o
Epilobium adenocaulon	Amerikamjølke	o
Lysimachia thyrsiflora	Gulldusk	+
Lythrum salicaria	Kattehale	+
Mentha aquatica	Vassmynte	+
Mentha arvensis	Akermynte	+
Myosotis spp.	Forglemmegei	+
Phalaris arundinacea	Strandrør	+
Polygonum hydropiper	Vasspepper	+
Polygonum lapathifolium	Rødt hønsegras	+
Ranunculus flammula	Grøftesoleie	+
Rorippa palustris	Brønnkarse	+

Helofytter :

Alisma plantago-aquatica	Vassgro	o
Carex rostrata	Flaskestarr	o
Eleocharis palustris	Sumpsivaks	+
Eleocharis uniglumis	Fjæresivaks	+
Equisetum fluviatile	Elvesnelle	●
Glyceria fluitans	Mannasøtgras	+
Hippuris vulgaris	Hesterumpe	+
Phragmites australis	Takrør	+
Schoenoplectus lacustris	Sjøsivaks	o
Sparganium ramosum	Kjempepiggnopp	o
Typha latifolia	Brei dunkjevle	o

Isoetider :

Baldellia ranunculoides	Soleigro	+
Elatine hexandra	Stilkevejblom	+
Eleocharis acicularis	Nålesivaks	+
Juncus bufonius	Paddesiv	o
Pilularia globulifera	Trådbregne	+
Ranunculus reptans	Evjesoleie	o

Elodeider :

Callitriche hamulata	Klovasshår	+
Callitriche stagnalis	Dikevasshår	+
Chara cf. globularis	(kransalge)	o
Myriophyllum alterniflor.	Vanlig tusenblad	o
Najas flexilis	Mykt havfrugras	+
Potamogeton alpinus	Rust-tjønnaks	+

Gruppe/latinsk navn	Norsk navn	Forekomst
Potamogeton berchtoldii	Småtjønnaks	+
Potamogeton crispus	Krustjønnaks	●
Potamogeton gramineus	Grastjønnaks	o
Potamogeton gramineus * perfoliatus		+
Potamogeton filiformis	Trådtjønnaks	o
Potamogeton obtusifolius	Butt-tjønnaks	o
Potamogeton panormitanus	Granntjønnaks	●
Potamogeton pectinatus	Bust-tjønnaks	●
Potamogeton perfoliatus	Hjertetjønnaks	●
Potamogeton praelongus	Nøkketjønnaks	+
Zannichellia palustris	Vasskrans	●

<u>Lemnider :</u>		
Lemna minor	Vanlig andemat	+

<u>Nymphaeider :</u>		
Polygonum amphibium	Vass-slirekne	+
Potamogeton natans	Vanlig tjønnaks	+
Sparganium angustifolium	Fløtgras	+

Den ekstremt sjeldne arten mykt havfruegras ble bare funnet som driveksempelar (ett fragmentert toppskudd). Det er en generell erfaring at arten sjelden kommer i drift, og derfor kan Orrevatnet huse mer av denne raritet i norsk flora. Arten hadde fem tidligere kjente voksesteder på Jæren, pluss en lokalitet på Østlandet. Mykt havfrugras er spesielt interessant fordi arten er fullstendig bundet til det mesotrofe stadium i eutrofiutviklingen. Det eutrofe stadium som Orrevatn er kommet til, vil på sikt eliminere eventuelle havfrugraskolonier. Denne utviklingen er kjent fra artens øvrige lokalitetene på Jæren. I Grudavatnet der det myke havfrugraset ble første gang funnet i 1897, er siste sikre observasjon fra 1963. Vasshusvatnet hadde stor bestand av arten på 1960-tallet, men planten er ikke observert etter ca. 1970. På de øvrige Jærlokalitetene er den ikke observert med sikkerhet etter ca. 1968.

Granntjønnaks forveksles ofte med den nærstående arten småtjønnaks. Disse to artene har ulike næringspreferanser; småtjønnaks en oligo-mesotrof art, mens granntjønnaks er en meget kravfull art som er bundet til brakkvann eller sterkt eutrofe ferskvannlokaliteter. Ved en revisjon av herbariematerialet på Botanisk

Museum i Oslo, ble eldre tjønnaks-belegg fra Jærsjøene, også fra Orrevatn, bestemt til småtjønnaks, mens nyere tids innsamlinger overveiende var av granntjønnaks. Begge artene finnes nå i Orrevatnet, men den kravfulle granntjønnaks dominerer totalt og danner tette kolonier, særlig i nordenden av innsjøen.

Sett under ett, kan forekomstene av mykt havfrugras og granntjønnaks vanskelig tolkes som

annet enn et klart bevis for tiltakende eutrofiering av Orrevatnet. Det kan også være tankevekkende at floristiske undersøkelser gjort i eldre tid, og med enkle midler (en plantepresse og avisepapir) så éntydig identifiserer en slik tidsutvikling. Den biologiske "databank" som samlingene ved våre museer utgjør burde derfor anvendes flittigere ved rutinemessig overvåking av innsjøenes vannkvalitet.

### Litteratur

Rørslett, B. 1983. Tyrifjord og Steinsfjord. Undersøkelse av vannvegetasjon 1977-82. NIVA (O-7800604), 289 s.

Rørslett, B. og S.W. Johansen 1984. Makrovegetasjon. s. 155-166 i: Vennerød, K. (red.) Vassdragsundersøkelser. En metodebok i Limnologi. Universitetsforlaget, Oslo.

Samuelsson, G. 1925. Untersuchungen über die höhere Wasserflora von Dalarne. Sv. Växtsoc. Sällsk. Handl. 9: 1-31

- 1934. Die Verbreitung der höheren Wasserpflanzen in Nordeuropa. Acta Phytogeogr. Suec. 6

Gruppebetegnelsene i Fig.7.1 og Tab.7.1 er basert på livsformoppdelingen av de norske vannplantene iflg. Rørslett (1983):

*Isoetider* (kortsqudsarter): Små planter ofte med blad i rosett- eller knippeform, godt utviklet rotsystem, bruker CO<sub>2</sub> som tas opp fra sediment, næringsopptak fra sediment. Ofte konkurransesvake arter som trives i mer næringsfattige innsjøer.

*Nymphaeider* (flytebladsplanter): Ofte storvokste arter, har hovedsaklig flyteblad på vannoverflaten, tar CO<sub>2</sub> fra atmosfæren. Stort rotsystem og næringsopptak fra sedimentet. Stor

økologisk toleranse for lokalitetens næringsnivå.

*Elodeider* (langsqudsarter): Rene undervannsarter med svakt rotsystem, ofte bikarbonatbrukere, tar opp næringsalter fra sediment og vann.

*Lemnider* (flytere): Frittflytende planter, på eller nær vannoverflaten, tar opp næringsalter direkte fra vannet. Mest i næringsrike innsjøer.

## 8. Sedimenter

### 8.1 Formål

Sedimentundersøkelsen i Orrevassdraget har hatt som hovedformål:

- Å gi en karakteristikk av sedimentene (bunnslammet) med hensyn på kjemisk sammensetning for vurdering av omsetningsforholdene.
- Å bestemme proseshastigheter for omsetningen av næringssalter og organisk stoff med sikte på å belyse sedimentenes rolle for stoffomsetningen.

### 8.2 Resultater og diskusjon

Det ble tatt sedimentprøver fra ialt 6 stasjoner i innsjøene. I Frøylandsvatnet ble det tatt prøver både fra grunt og dypt vann (Fig. 8.1), fra Orrevatnet fra 3 meters dyp. I Frøylandsvatnet ble det i tillegg tatt en stikkprøve fra 3 meters dyp utenfor en industribedrift (potetindustri).

Sedimentprøvene ble undersøkt mhp. kjemisk sammensetning, oksygenforbruk og utskillelse av fosfat. Analysemetoder er beskrevet i data-rapporten.

#### 8.2.1 Kjemiske analyseresultater

En beskrivelse av sedimentprøvenes utseende er gjengitt i Tab. 8.1.

Sedimentprøvene er analysert for endel kjemiske komponenter. Resultatene er gjengitt i data-rapporten. Analysematerialet gir god informasjon om sedimentenes kvalitative sammensetning med hensyn på stoffer av betydning for innsjøenes oksygen- og næringsstoffballanse. Tolkning av resultatene er oppsummert under.

Sedimentet i Orrevatnet var usedvanlig godt mineralisert, dvs. nedbrutt. Konsentrasjonen av alle de analyserte komponenter var lave. Innholdet av organisk materiale målt som glødetap utgjorde bare 6% av tørrstoffet. Noe uvanlig er det økende innhold av næringsstoffer og organisk materiale nedover mot 10 cm dyp i sedimentet. Dette må ha sammenheng med en betydelig resuspensjon av lettere partikler i overflatesedimentet samtidig som bioturbasjon (omblanding av sedimentet forårsaket av bunnlevende organismer) bringer tilsvarende partikler til en mer stabil tilstand dypere i sedimentet. En medvirkende årsak kan være at innsjøen var dypere før. Dette gjør at mineraliseringen er mer effektiv nå pga. bedre oksygentilførsel til sedimentoverflaten og høyere temperatur.

Sedimentene fra Horpestadvatnet og Frøylandsvatnet har en helt annen kvalitet enn i Orrevatnet, noe som også går fram av de visuelle observasjonene. Konsentrasjonene av de analyserte stoffer ligger flere ganger høyere enn i Orrevatnsedimentet. Konsentrasjonen av total-fosfor fra 3 meters dyp i Horpestadvatnet, ca. 6 mgP/g tørrvekt, er like høye som det en kan finne under fiskeoppdrettsanlegg. Øvrige stoffkonsentrasjoner var også jevnt over høyest i sedimentet fra Horpestadvatn, både på grunt og

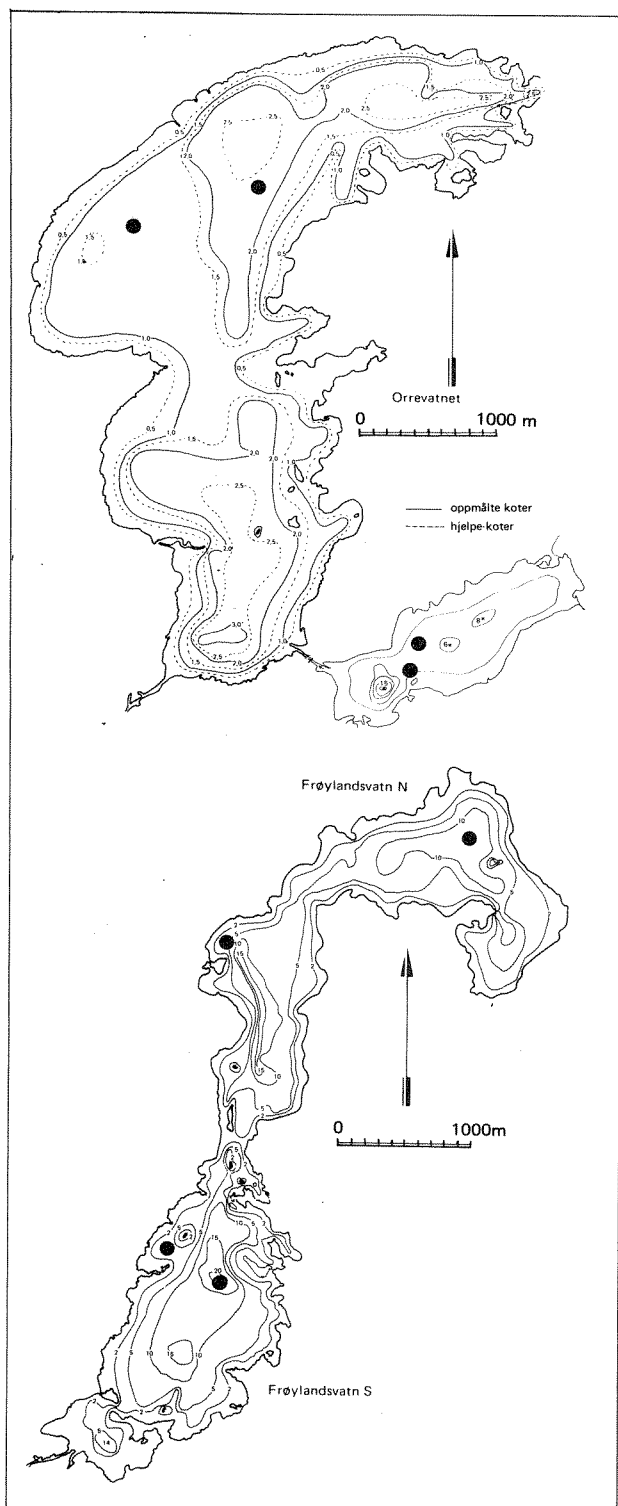


Fig. 8.1 Stasjoner for sedimentprøver i innsjøene

Tab. 8.1 Beskrivelse av de enkelte sedimenter, visuelle observasjoner.

<u>Frøylandsvtn.</u>	Sedimentet har mer alloktont <sup>1</sup> organisk materiale enn sedimentet fra Horpestadvatn, (kan være helt lokalt betinget). Ingen synlige reduserte soner med sulfidutfelling. Tett med rør av chironomider (fjærmygg) og oligochaeter (fåbørstemark).
16 m	Mørk brunsvart gyttje. Friskt grønt algemateriale på sedimentoverflaten (avtagende ned til 2 cm dyp). Antydning til lagdeling. Gassutvikling (metan) ned til 10-12 cm. Ingen markert overgang til fastere, sandig sediment ved 10-15 cm som tilfellet var i Horpestadvatn.
3m, utenfor potetind. v. Klepp st.	Sedimentet er ikke ulikt sedimentet fra 3 meters dyp ellers i Frøylandsvatn. Det virker noe bløtere og det finnes nedover i sedimentet rikelig med tynne små flak av organisk materiale som utvilsomt stammer fra nærliggende potetindustri.
<u>Horpestadvatn.</u>	Brunfarget gyttje. Tett med oligochaetrør (ca 10 pr. 30 cm <sup>2</sup> ). Ingen synlige reduserte soner. Sedimentet var mer sandig fra 8-10 cm nede i bunnen.
5 m	Samme visuelle karakter som sedimentet fra 3m, Tettheten av oligochaetrør er omtrent den samme. Utfelling av jernsulfid ved 10-20 cm (reduserende betingelser). Chironomider observeres ned mot 10-12cm. Ved 15 cm synker vanninnholdet og sedimentet har en fastere og mer sandig konsistens. Antydning til metanblærer.
<u>Orrevatnet</u>	Overveiende mineralsk sediment. Tydelig sandig helt opp til overflaten. Stor biologisk aktivitet (tett med pusterør for bunndyr).

1. alloktont, dvs. tilført fra nedbørfeltet (motsatt: autoktont dvs. dannet i innsjøen)

på dypere vann. Unntatt herfra er klorofyllkonsentrasjonen og dels nitrogenkonsentrasjonen i dypvannssedimentene som var høyere i Frøylandsvatnet. Sedimentasjonen av autoktont materiale (alger) synes her å være større.

Det foregår ikke bioturbasjon i Frøylandsvatnets dypvannssediment. Markert lagdeling indikerer dette, og det ble ikke observert bunndyr i sedimentprøvene. Langsom nedbrytning i mørke og ved lite oksygen og lav temperatur kan forklare det høyere innhold av klorofyll enn i Horpestadvatnet.

Forholdet mellom karbon og nitrogen (C/N) i sedimentet var svært lavt i Frøylandsvatnet hvilket tyder på at det meste av det sedimenterte materialet var alger. Analysene tyder dessuten på at forholdene i Horpestadvatnet har vært mer stabile i den tida det har tatt å sedimentere 18 cm (anslagsvis 20 år med en sedimentasjonsrate på 8-10 mm/år) enn i Frøylandsvatnet, dvs. at Horpestadvatnet har vært eutroft i lengre tid enn Frøylandsvatnet.

Sedimentet fra 3 meters dyp utenfor potet-industrien ved Klépp stasjon (i Frøylandsvatnet) skilte seg ikke vesentlig ifra 3 m - sedimentet forøvrig. Det var imidlertid noe høyere innhold av organisk materiale, fosfor og nitrogen. Redokspotensialet var høyere, og kan tyde på større bunndyraktivitet. De store utslippene som er registrert fra denne industrien synes dermed først og fremst å ha en direkte effekt på vannet, dernest på økte konsentrasjoner i sedimentet.

## 8.2.2 Fosforfrigjøring

Det har lenge vært kjent at store mengder fosfat kan frigjøres fra sedimentet dersom dette eller vannet like over blir oksygenfritt (anaerobt), men forholdet kan variere sterkt fra en innsjø til en annen, avhengig av sedimentets kjemiske sammensetning.

Primærproduksjonen i innsjøer fører til høyere pH i vannmassene. Det er kjent at fosfor bl.a. bundet til leirpartikler kan frigjøres ved høy pH i miljøet (Sanni 1982). Forenklet beskrives dette ved at  $\text{HPO}_4^{2-}$  adsorbent til partiklene byttes ut med  $\text{OH}^-$ . Prosessen ser ut til å være av betydning fra pH 8 med stigende frigjørings-hastighet mot pH 10.

### 8.2.2.1 Anaerob frigjøring

Våre forsøk (metoden er beskrevet i data-rapporten) viser at sedimentene under anaerobe betingelser avgir betydelige mengder fosfor. Midlere fosforfrigivelse fra de ulike sedimentene var ved de aktuelle forsøk/miljøbetingelser målt til:

Horpestadvatnet:  $0.6 \text{ mg/m}^2 \text{ t}$  ( $14.4 \text{ mgP/m}^2/\text{d}$ )

Frøylandsvatnet:  $1.2 \text{ mg/m}^2 \text{ t}$  ( $28.8 \text{ mgP/m}^2/\text{d}$ )

De kjemiske analysene som er foretatt av sedimentene gir ingen åpenbar forklaring på denne forskjellen. Sedimentet fra Horpestadvatnet har høyere konsentrasjoner av alle de analyserte komponentene Fe, Ca, Tot-P, Tot-N og TOC bortsett fra nitrogen i overflatesjiktet. Dette kan forklares med større mengder ikke nedbrutt plankton i Frøylandsvatnet. En plausibel forklaring på den forskjell som er observert for fosforfrigjøring knytter seg til at fosforet foreligger bundet til forskjellige mineraler i disse sedimentene. Generelt utgjør jernbundet fosfor en vesentlig del av det som vil kunne frigjøres under anaerobe forhold. I Horpestadvatnet var trolig en større del av fosforet bundet til kalsium-mineraler. Pga. det lavere redoks-potensialet i Horpestadvatnets sedimenter vil en større del av jernet være bundet til sulfider, slik at jernet i mindre grad mobiliseres. I Frøylandsvatnet ser fosforfrigjøringen ut til i større grad å skyldes anaerob nedbrytning av organisk materiale (sedimenterte planktonalger). Dette materialet var lett nedbrytbart for mikroorganismene i sedimentet og fører raskt til oksygenvinn.

Kalsiummineraler, som også under anaerobe betingelser vil binde fosfor har et konsentrasjonsforhold på 2:1 mellom de to sedimentene Horpestadv.:Frøylandsv. Dette vil forsterke forskjellen m.h.p. fosforfrigjøring. Jernkonsentrasjonen i sedimentene som også har et forhold på 2:1, blir av mindre betydning fordi andre bindingsrelasjoner for fosforet dominerer.



Anaerob fosforfrigjøring er ikke målt i Orrevatnet fordi dette ikke kan anses å være en prosess av betydning i denne innsjøen.

### 8.2.2.2 Aerob frigjøring ved høy pH

Under forsøkene med sedimentene fra Frøylandsvatnet og Horpestadvatnet ble pH forsøkt holdt innenfor intervallet 9.0-9.5. Det viste seg imidlertid at det ved pH rundt 9.5 skjedde en aksellererende utløsning av fosfor og en kraftig brunfarging av vannet. En sterk humusliknende farge og høy fosforkonsentrasjon oppsto i vannkolonnen over sedimentet ved en økning til pH 10. Surgjøring av en prøve fra denne vannkolonnen medførte utflokning av det løste organiske stoffet og en reduksjon i fosforkonsentrasjon. Det var ikke mulig innenfor denne undersøkelsen å foreta nærmere studier av disse prosesser. En må kun konstatere at fosforfrigjøringen ved høy pH også ser ut til å være knyttet til oppløsning av organisk stoff og at dette er en prosess som ved de høyeste pH-verdier en oppnår i disse innsjøene kanskje er av større betydning enn de prosesser en vanligvis betrakter. På bakgrunn av dette, og de pH-variasjoner som finner sted innenfor en forsøksserie, ble avvikene mellom parallelle sedimentkjerner stor, og forsøksresultatene er derfor oppgitt som minimums- og maksimumsverdier knyttet til variasjonsområdet for pH.

Tab. 8.2 Fosforfrigjøring ved høy pH

innsjøsediment	pH 9.0 - 9.5	mgP/m <sup>2</sup> /t	
		mgP/m <sup>2</sup> /t	mgP/m <sup>2</sup> /døgn
Orrevatnet	2 m.	0.1-0.6	2.4-14.4
Horpestadvatnet	3 m.	0.4-1.5	9.6-36.0
Frøylandsvatnet	3 m.	1.2	28.8

Med den usikkerheten som er knyttet til resultatene bør tolkning og beregninger ikke

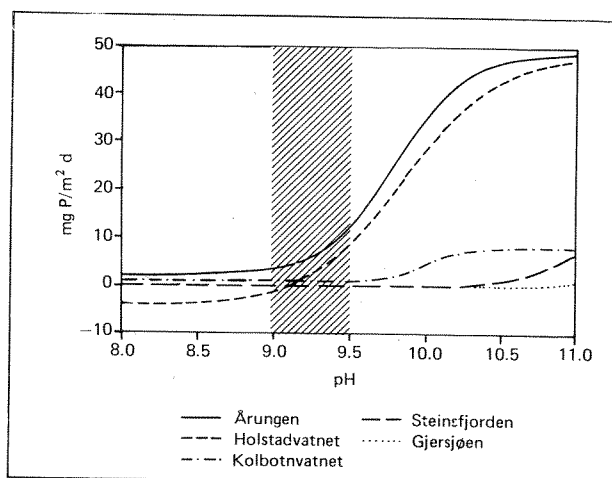


Fig. 8.2 Frigjøring av fosfat ved økende pH i endel innsjøer på Østlandet (data fra Sanni 1982, 1985 og unpubl. og Faafeng 1984). Forsøkene med sedimenter fra Orrevassdraget utført i det skraverte område (for resultatene se Tab. 8.2)

trekkes for langt. Det kan imidlertid fastslås at frigjøringsraten for alle de undersøkte innsjøene i Orrevassdraget er like høy eller høyere enn det som er funnet for de sterkt forurensede Årungen og Holstadvatnet i Akershus (Sanni 1982, 1985, Ensby og medarb. 1984), se Fig. 8.2.

I Orrevatnet ligger frigjøringsraten på mindre enn halvparten av raten for de to andre innsjøene. Dette kan tilbakeføres til den grove mineralske sedimentstrukturen og at fosfor bundet til organiske forbindelser sannsynligvis spiller en mindre rolle. Fosforkonsentrasjonen i Orrevatnets sediment var betydelig lavere enn i de to andre innsjøene, 1.0 mgP/g tørrvekt i forhold til 3.3-6.3 mgP/g tørrvekt, men dette er neppe av avgjørende betydning i dette tilfellet. Det understrekes at det under foreliggende miljøbetingelser foregår et oksygenforbruk, og en nedbryting (mineralisering) av organisk stoff. I ulik grad vil fosfor bundet til slikt materiale bli frigjort eller inngå i andre bindingsformer i de forskjellige sedimentene.

### 8.2.2.3 Oksygenforbruk

Resultatene fra målinger av oksygenforbruket i dypvannssedimenter basert på forsøk med sedimentkjerner er gjengitt i Tab. 8.3. Forsøkene er utført ved 15<sup>0</sup>C og forbruket er angitt ved en konsentrasjon lik 8 mg O<sub>2</sub> /l.

Tab. 8.3 Oksygenforbruk i sedimentene

Innsjø		O <sub>2</sub> -forbruk (mg/m <sup>2</sup> /t)
Orrevatnet	2m	40
Horpestadvatnet	15m	37
Frøylandsvatnet	16m	57

Disse verdiene for oksygenforbruk er av samme størrelsesorden som verdier funnet i flere andre eutrofe/hypertrofe innsjøer i Norge. Normalt fører så høyt oksygenforbruk til lange perioder med oksygenfritt bunnvann under sommer- og vinterstagnasjonen. Da innsjøene i Orrevassdraget er utsatt for spesielt mye vind, vil det bare i kortere perioder være grunnlag for totalt oksygenvinn i bunnvannet. I Orrevatnet vil dette bare kunne forekomme under eventuell islegging om vinteren. Oksygenforbruket ved så lav temperatur vil da bli redusert til omlag en tredjedel (regnet ut ifra en temperaturkoeffisient Q<sub>10</sub> lik 3.0). Analysene av oksygenkonsentrasjon i innsjøene viser at det forekom oksygenvinn i dypområdene av Horpestadvatnet og Frøylandsvatn. De observerte verdiene for oksygenforbruk forteller at det i løpet av få dager med stagnant bunnvann vil oppstå oksygenfrie forhold over sedimentet, og anaerob frigjøring av jernbundet fosfor vil komme igang. Anaerob respirasjon vil føre til fortsatt nedbrytning av organisk materiale og frigjøring av fosfor.

Det såvidt høye oksygenforbruket i Orrevatnsedimentet kan virke noe overraskende

på bakgrunn av sedimentkarakteristikken og de kjemiske analyser. Forklaringen ligger i den store biologiske aktiviteten til oligochaeter og chironomider (bioturbasjon) som bidrar til en rask og effektiv mineralisering av det sedimenterte organiske stoffet slik at dette i liten grad akkumuleres.

### 8.2.3 Betydningen av de observerte prosesserater

Feltobservasjoner og oksygenforbruksmålingene viser at det i ulik grad kan oppstå oksygenfattig bunnvann i innsjøene. I Frøylandsvatnet i lengre perioder (1-3 mnd.) opp til 12-15 m dyp. I Horpestadvatnet mer sporadisk i et lite dypområde, og i Orrevatnet så godt som aldri.

Selv om det kjemiske miljøet nede i sedimentet er reduserende i alle innsjøene vil anaerob fosforfrigjøring bare kunne spille en vesentlig rolle i Frøylandsvatnet.

Basert på de grove forutsetninger at anaerobt bunnvann i Frøylandsvatnet dekker 0.3 km<sup>2</sup> sedimentareal, at temperaturen var ca 10<sup>0</sup>C og at varigheten av tilstanden var inntil 2 mndr., indikerer måleresultatene en intern belastning fra anaerob mobilisering i størrelsesorden 300 kg fosfor pr. år. Bidraget under en vinterstagnasjon av samme varighet vil bli mindre på grunn av lavere temperatur. Estimater er svært grovt, og må bare betraktes som sådan. Totalt sett utgjør dette ingen vesentlig del av dagens belastning på innsjøen (ca. 9000 kg ifølge kapittel 4). Tatt i betraktning at en større del av fosforfrigjøringen er en umiddelbar respons på nysedimentert algemateriale, er det heller ikke grunn til å frykte en langvarig intern gjødsling av innsjøen etter en eventuell avlastning med bakgrunn i anaerob fosforfrigjøring.

Frigjøring av fosfor ved høy pH vil kunne ha større betydning i dagens situasjon på grunn av de store sedimentarealene som blir utsatt for kontakt med vann der pH er høy. I pH-området 9.0-9.5 kan sedimentet i enkelte innsjøer avgi

store mengder fosfat. Imidlertid var ikke pH høyere enn 9 i lengre perioder i noen av innsjøene (kapittel 5), slik at den totale effekten av dette fosforbidraget ikke var av særlig betydning.

Et usikkerhetsmoment er hvor mye fosfor som blir frigjort ved pH-verdier lavere enn 9.0. Dette vil, til tross for lavere rater, kunne ha en viss effekt da det foregår over en mye lengre periode. Som eksempel kan nevnes at dersom en hadde samme frigjøringsrater som i Arungen ved nøytral pH (Sanni 1985), ville dette utgjøre i underkant av 2000 kg pr. år.

Dette er i seg selv betydelige mengder og det ville være av interesse å få klarlagt dette nærmere.

Totalt sett viser denne undersøkelsen at sedimentene spiller en viss rolle i innsjøenes tilbakeføring av fosfor til overflatevannet. Uten at dette er kartlagt i detalj, ser det ut til at betydningen av disse prosessene er relativt liten i forhold til dagens massive tilførsler fra jordbruksarealene. Lekkasje fra sedimentene vil derfor neppe forsinke en bedring av vannkvaliteten før øvrige tilførsler er redusert betraktelig.

### Litteratur

- Ensby, S. (red.), R. Borgstrøm, G. Langeland, F. Rosland og S. Sanni 1984. Arungen. Tilstand. Aktuelle sanerings- og restaureringstiltak. GEFO, Ås
- Faafeng, B. 1984. Rutineovervåking av Gjersjøen med tilløpsbekker 1983. Statlig program for forurensningsovervåking rapp. nr. 143/84. NIVA O-8000205.
- Sanni, S. 1982. The effect of high pH on phosphorus realease. In vitro quantification and in situ verification in lake Arungen. Proc. 10th Nord. Symp. on Sed.: 21-30, Lab. Hydrol. Wat. Res. Eng., Universitetet i Helsinki
- Sanni, S. 1985. Utveksling av fosfat mellom sediment og vann i Arungen: Årsakssammenhenger, kvantifisering og innsjømetabolsk betydning. Hovedfagsoppgave i Limnologi, Universitetet i Oslo