

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Blindern

0-76088

UNDERSØKELSER I VOSSEVASSDRAGET 1978 og 1979

15. mai 1981

Saksbehandler : Bjørn Faafeng

Medarbeidere : Pål Brettum

Dag Matzow

Knut Kvalvågnes

Bjørn Rørslett

Instituttssjef : Kjell Baalsrud

NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse:
Postboks 333, Blindern
Oslo 3

Brekke 23 52 80
Gausdalleen 46 69 60
Kjeller 71 47 59

Rapportnummer: 0-76088
Undernummer: VI
Løpenummer: 1280
Begrenset distribusjon:


Rapportens tittel: Undersøkelser i Vossevasdraget 1978 og 1979	Dato: 15. mai 1981
	Prosjektnummer: 0 - 76088
Forfatter(e): Pål Brettum Bjørn Faafeng Dag Matzow Knut Kvalvågnes Bjørn Rørslett	Faggruppe:
	Geografisk område: Hordaland
	Antall sider (inkl. bilag): 77

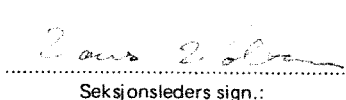
Oppdragsgiver: Vassdragsrådet, Voss kommune	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
--	----------------------------------

Ekstrakt: Rapporten presenterer resultater fra undersøkelser i Vossevasdraget 1978 og 1979, som var et samarbeidsprosjekt mellom NIVA og Zoologisk institutt ved Universitetet i Oslo. Det ble påvist betydelig forurensning fra silosaft, husdyrgjødsel og husholdningskloakk. I undersøkelsesperioden var det store utslipp av urensset kloakkvann i Vangsvatnet nær Vangen.

4 emneord, norske:
1. vassdragsregulering
2. forurensning
3. Voss
4. Hordaland

4 emneord, engelske:
1.
2.
3.
4.


Prosjektleders sign.:


Seksjonsleders sign.:


Instituttssjefs sign.:

ISBN 82-577-0374-5

INNHOOLD

	Side
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	4
2. FORURENSNING I SIDEVASSDRAG	6
2.1 Generelt	6
2.2 Vannkvalitet i bekkene	8
2.3 Betydning for hovedvassdraget	11
3. HYGIENISKE FORHOLD I VASSDRAGET NÆR VANGEN	18
4. VANGSVATNET 1978 og 1979	22
4.1 Vannføring i Vangsvatnet	23
4.2 Fysiske og kjemiske forhold i Vangsvatnet	24
4.2.1 Konduktivitet	24
4.2.2 Vanntemperatur	25
4.2.3 Oksygen	26
4.2.4 Siktedyp	27
4.3 Planteplankton	29
4.4 Planteplantonets primærproduksjon	32
4.4.1 Innledning	32
4.4.2 Resultater og diskusjon	32
5. HØYERE VEGETASJON I VANGSVATN OG LØNAVATN	38
5.1 Vangsvatn	38
5.1.1 Tidligere undersøkelser	38
5.1.2 Undersøkelsen 1978 - bakgrunn og metoder	39
5.1.3 Vegetasjon og vannstand	39
5.1.4 Vegetasjon på de undersøkte lokalitetene	42
5.1.5 Dybdefordeling i Vangsvatn	47
5.2 Lønnavatn	47
5.2.1 Tidligere undersøkelser	47
5.2.2 Høyere vegetasjon 1978	49
5.2.3 Dybdefordelinger	51
5.3 Sammenligning av vegetasjonsforholdene i Vangsvatn og Lønnavatn	56
6. LITTERATUR	58
VEDLEGG	59

INNLEDNING

Denne rapporten er en oppfølging og komplettering av NIVAs rapport: "En undersøkelse av Vossevassdraget 1977, 0-76088", datert 13. november 1979, på oppdrag fra Vassdragsrådet på Voss. Rapporten tar for seg fire hovedproblemer:

1. Dokumentasjon av forurensningstilstanden i mindre bekker og elver i Vossevassdraget.
2. Påvisning av strandområder i Vangsvatnet og elvestrekninger i Vosso nær Vangen som var sterkt belastet av urensset husholdningskloakk.
3. Undersøkelse av Vangsvatnet i 1978 og 1979.
4. Kartlegging av undervannsvegetasjon, begroing og tilslamming i Vangsvatnet og i Lønavatnet.

Innsamling av vannprøver til punktene 1, 2 og 3 er hovedsakelig utført av studentene (cand.mag.) i Vosseprosjektet ved Zoologisk Institutt, Universitetet i Oslo: Finn Gravem, Ørnulf Haraldstad, Kjetil Hindar, Tormod Schei, Kari Synnes og Leif M. Sættem samt Marit Ballestad, Botanisk institutt, under veiledning av cand.real. Dag Matzow. Disse har også gitt verdifulle bidrag ved den endelige bearbeiding av rapporten.

Kontrollveterinær Olav Hellesnes, Voss, har stått for analyse av bakterier under punkt 2.

Planteplankton i Vangsvatnet er artsbestemt og vurdert av cand.real. Pål Brettum.

Kapitlet om høyere vegetasjon er i sin helhet skrevet av cand.mag. Bjørn Rørslett. Cand.real. Knut Kvalvågnes har stått for dykking og undervannsfotografering i Vangsvatnet og Lønavatnet.

Øvrige kapitler er skrevet av cand.real. Bjørn Faafeng, som også har vært NIVAs saksbehandler for dette prosjektet.

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

For å vurdere tilførsler av forurensning fra husholdningskloakk og jordbruksaktiviteter er det målt konsentrasjon av fosfor, nitrogen, organiske partikler og enkelte andre parametre i 14 bekker som drenerer til Strandaelva, Raundalselva eller direkte til Vangsvatnet. Særlig ille var Mossafinnelva, Spildagroe, bekken ved Skulestadmo, Nedkvitnebekken, bekk ved Skjervheim og Brynsbekken. I alle disse bekkene ble det observert sterk algebegroing, og det var sterkt lukt av kloakk, husdyrgjødsel og silosaft i kortere eller lengre perioder av året. I Mossafinnelva, bekk ved Skjervheim og ved utløpet av Brynsbekken i Raundalselva ble det i tillegg observert kraftig vekst av sopp og bakterier, såkalte lammehaler (se fotografi i hovedrapporten fra 1977, s. 53). Lammehaler er en indikator på sterk forurensning, oftest på grunn av husholdningskloakk, husdyrgjødsel eller silosaft. Bekken på Bjørkemoen mottar avrenning fra et slamdeponi (privet-slam) og fører høye konsentrasjoner av organisk materiale og nitrogen. Prøvene fra bekken ved Skjervheim er tatt på Skjervheimsjordet i en sidebekk til Fiksno. Denne bekken mottar trolig kloakkvann bl.a. fra Skjervheim turiststue.

Det bør settes i verk tiltak lokalt som hindrer spredning av forurensning fra de alvorligste kildene.

Bakterieanalyser fra Vosso ved Vangen og i Vangsvatnet bekrefter at det var massive utslipp av urensset husholdningskloakk i dette området. Særlig var forholdene ille ved badestranda ved Prestegardsmoen, der urensset avløp tilsvarende 5000 personer ble sluppet ut på grunt vann. Dette utslippet er nå koblet til en avskjærende ledning med utløp ved det framtidige kloakkrenseanlegg på sørsida av Vosso. Svært høye konsentrasjoner av tarmbakterier ble også registrert i Vangsvatnet utenfor Fleischer hotell. Ved Voss Ungdomsherberge og i Vosso like ovenfor Vangsvatnet ble det også registrert betydelig kloakkpåvirkning.

Oppsamling av eksisterende kloakkutslipp og høygradig rensing bør gis høy prioritet for å bedre de hygieniske forhold.

Undersøkelsene av Vangsvatnet i 1978 og 1979 bekrefter inntrykket fra 1977, nemlig at innsjøen er sterkt preget av den kraftige gjennomstrømming under vår- og høstflommene. Til tross for at de store utslipp av urensset kloakk, holdes oppblomstring av planteplankton nede på grunn av gjennomstrømmingen. Dersom flommene reduseres i særlig grad må en regne med betydelig større konsentrasjoner av planteplankton. Våre målinger av planktonets veksthastighet viser at denne vil føre til betydelig høyere algekonsentrasjoner ved mindre fortykning. Dette viser at år med særlig liten vårflom og varm sommer kan gi sterk endring av innsjøens preg av å være lavproduktiv (oligotrof).

Vi vil derfor anbefale at det bygges kloakkrensaneanlegg for Vangen med effektiv fjerning av fosfor. Vi vil ut fra de foreliggende data fraråde vassdragsreguleringer som fører til særlig reduksjon i vår- og høstflommene ved Vangen.

Undervannsvegetasjonen i Vangsvatn og Lønnavatn består hovedsakelig av kortskuddsarter (isoetider). Framtredende art er stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*) som vokser ned til ca. 4 m dyp i Vangsvatn og 5-8 m dyp i Lønnavatn. Stort sett preges vegetasjonen av lite kravfulle arter, noe som indikerer en relativt næringsfattig (oligotrof) tilstand.

2. FORURENSNING I SIDEVASSDRAG

2.1 Generelt

Det er ved tidligere undersøkelser observert at en rekke sidebekker til Vossevassdraget er betydelig forurenset av husholdningskloakk eller avrenning fra silo og gjødselkjellere. Dette skaper utrivelige og tildels uhygieniske forhold lokalt, men kan også bidra til alvorlig belastning av hovedvassdraget. Flere av disse bekkene har også tidligere hatt betydning som gytebekker for aure, noe som nå i mange tilfeller er opphørt.

For å få mer detaljerte kunnskaper om forskjellige bekker ble det i siste halvår 1978 og første halvår 1979 gjennomført en innsamling av vannprøver i 14 bekker (figur 2.1). Prøvene ble tatt 1-2 ganger pr. måned i sommerhalvåret og noe sjeldnere ved lav vintervannføring. Vannet ble analysert med hensyn på bl.a. plantenæringsstoffene fosfor og nitrogen og organiske partikler. Resultatene er presentert i tabeller i vedlegg.

Arealene av nedbørfeltene til de enkelte bekkene er målt på tilgjengelig kartmateriale. For enkelte av bekkene har det vært umulig å få et nøyaktig areal. I slike tilfeller er arealet anslått etter skjønn (tabell 2.1).

Tabell 2.1 Prøvetakingsstasjoner

Stasjon	Areal av nedbørfelt (km ²)	Merknad
1 Mossafinnelva	8,2	Elva deler seg
2 Rekvesbekken	-	Areal ikke beregnet
2B Dyrvo	33,4	
3 Bekk v/UH	2,8	
4 Vannjole	9,6	Elva deler seg
5 Spildagroe	0,4	Usikker arealberegning
6 Bekk på Skulestadmoen	0,6	
7 Saue	1,0	
8 Løne	3,1	Bekken deler seg
9 Nedkvitne	3,1	
10 Grotlandsgroe	3,9	
11 Bekk v/Skjervheim	7,1	Arealet gjelder hele Fiksnos nedbørfelt
12 Brynsbekken	-	Areal ikke beregnet (lite)
13 Bjørkemoen	-	"Grøft" fra appelfyllplass/slamløpni

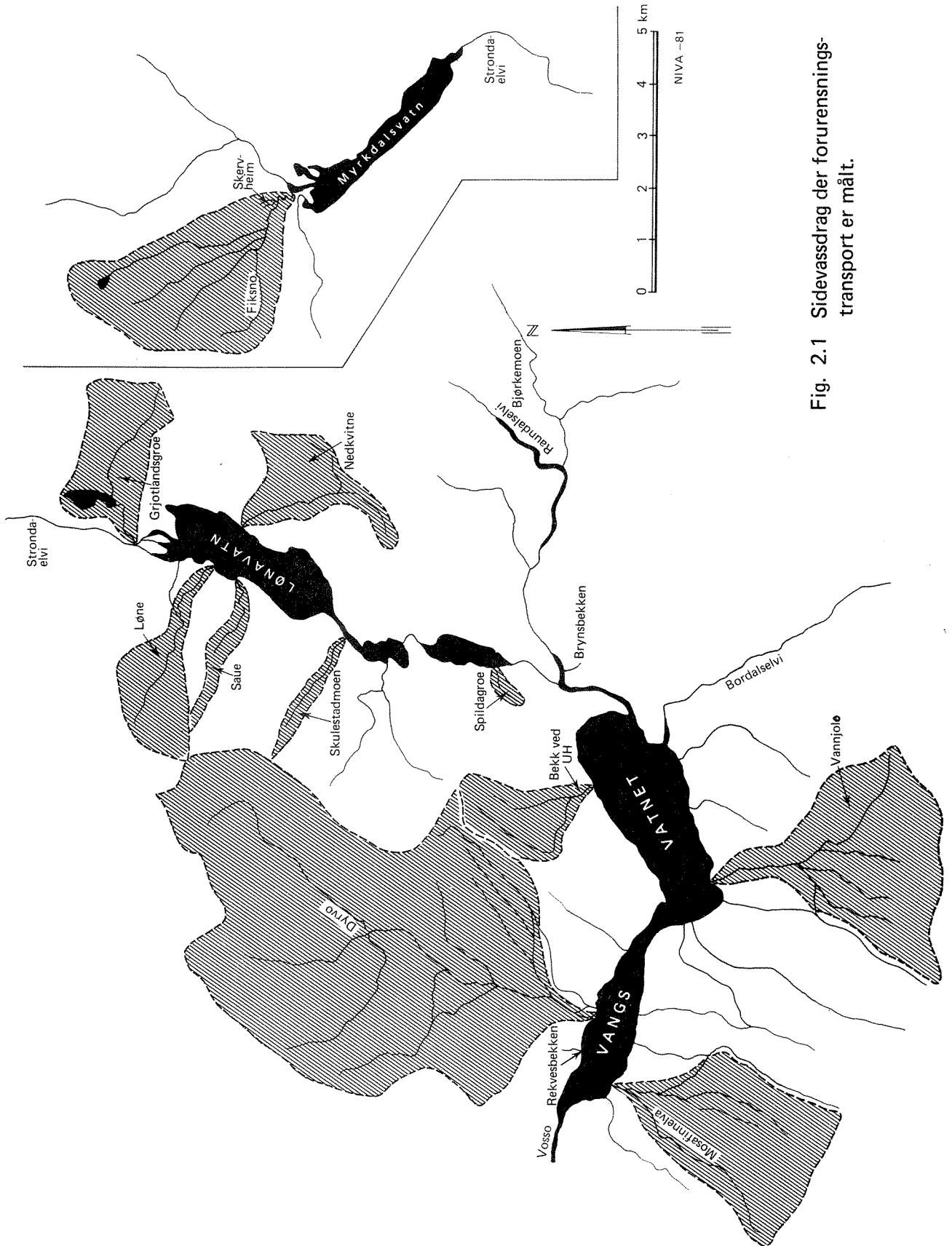


Fig. 2.1 Sidevassdrag der forurenings-transport er målt.

2.2 Vannkvalitet i bekkene

Midlere konsentrasjoner av organiske partikler, turbiditet, fosfor og nitrogen er vist i tabell 2.2. For å angi verdier som tydelig vitner om kraftig forurensning er det valgt ut visse grenseverdier som nevnt i tabellteksten.

Verdiene er valgt etter skjønn og angir ikke en markert grense mellom forurenset vann og ikke-forurenset, snarere vil elver som overskrider disse verdiene avvike betydelig fra upåvirkede vassdrag. Det er også beregnet forholdet mellom nitrogen og fosfor (N/P). Dersom forholdet N/P er mindre enn 10 er vannet høyst sannsynlig sterkt påvirket av urensset husholdningskloakk eller husdyrgjødsel. I tabellen er verdier som overskrider disse grenseverdiene angitt med skravur. På den måten skiller enkelte stasjoner seg klart ut i negativ retning. Under følger en vurdering av de enkelte bekkene.

Mossafinnelva . Bekken har gjennomgående lave verdier av næringsstoffene fosfor og nitrogen samtidig som forholdet N/P oftest var høyere enn 20. Imidlertid var forholdene graverende 6. september 1978 da konsentrasjonene av fosfor og nitrogen var henholdsvis 1100 og 8900 mg/m³ samtidig som vannet var sterkt partikkelholdig og surt (pH = 5.3). Dette tyder på avrenning fra silo. Denne dagen ble det også observert en tykk matte av fastvokste bakterier og sopp, såkalte lammehaler, på bunnen av elva. I sommerhalvåret var det også kloakkstank langs dette vassdraget.

Rekvesbekken er også påvirket av tilsig som øker næringsinnholdet, men konsentrasjonen av nitrogen og fosfor så ut til å ligge noe høyere enn i Mossafinnelva. Bekken er trolig forurenset av jordbruksavrenning (N/P større enn 30).

Dyrvo har lav konsentrasjon av fosfor og nitrogen og også de andre målte parametrene viser at denne bekken er lite påvirket.

Bekk ved Voss Ungdomsherberge er tilsvarende lite påvirket som Dyrvo.

Vannjolo renner forbi kommunens søppelfyllplass på Vangsvatnets sørside. Den direkte påvirkning av fyllinga på denne bekken ser imidlertid ut til å være ubetydelig, noe som bl.a. vises av de lave konsentrasjoner av nitrogen. Nitrogen er normalt et element som lekker ut i store mengder fra søppelfyllinger. De lave verdiene tyder på at denne fyllinga i stor grad drenerer diffust i Vangsvatnet. Bortsett fra fyllinga er det ingen forurensningskilder i nedbørfeltet til denne bekken, slik at verdiene herfra kan betraktes som naturlige bakgrunnsverdier.

Spildagroe har stadig høye konsentrasjoner av fosfor og nitrogen. Forholdet N/P er såpass høyt at den vesentligste forurensningskilden trolig er jordbruksaktiviteter. Det var også kraftig begroing i bekken og vond lukt. Bekken får trolig tilsig av en del jernholdig grunnvann. Jernet felles ut som et brunt belegg ved lav vannføring.

Saue og Løne ved Skulestadmo hadde i likhet med Vannjolo lave innhold av næringsstoffer. Den eneste parameteren som skilte seg ut fra Vannjolo var nitrogenverdiene som var noe høyere, men det kan i stor grad forklares ut fra forskjeller i vegetasjon og jordsmonn. Verdiene herfra kan derfor også betraktes som naturlige for upåvirkede bekker i dette området.

Bekken ved Nedkvitne var derimot klart forurenset, noe som ble påvist både ved kraftig begroing og ubehagelig lukt, og ved høyt innhold av næringsstoffer og organiske partikler. Den høye konsentrasjonen av både fosfor og nitrogen tyder på både siloavrenning og tilførsler av kloakkvann.

Grotlandsgroe var relativt kraftig farget av løste organiske forbindelser. Bekken hadde et moderat innhold av fosfor, mens f.eks. nitrogenverdiene og partikkelinnholdet var lavt. Det er uvisst om denne bekken får tilsig av kloakkvann, men fosforinnholdet skulle tyde på det.

Bekk ved Skjervheim var ved lav vannføring betydelig påvirket av urenset kloakkvann. Høyt innhold av fosfor og organiske partikler samt lavt forhold mellom N og P ga klare indikasjoner på det. En massiv begroing av lammehaler og sterk kloakklukt understreket dette ytterligere.

Brynsbekken hadde store deler av året beskjedne vannføring, men var sterkt forurenset av svinestjødse. Det ble registrert høye verdier for fosfor (9000 mg/m^3), nitrogen (15000 mg/m^3) og organiske partikler (30 g/l). Bekken hadde særlig kraftig lukt av svinestjødse og forårsaket kraftig begroing av sopp, bakterier og alger i Raundalselva (se foto i hovedrapport for 1977). Denne bekken hadde også det laveste N/P-forholdet, nemlig 2.

Bekken på Bjørkemoen var også tydelig påvirket av forurensning, men konsentrasjonene var ikke på langt nær så høye som f.eks. i Brynsbekken.

Tabell 2.2 Middelverdier av målte verdier for partikulært organisk materiale (POM), turbiditet, fosfor, nitrogen og forholdet mellom nitrogen og fosfor. Verdier som overskrider visse grenser (POM > 1, turbiditet > 1, P > 100, N > 1000, N/P < 10) markert fete typer.

	POM mg/l	Turbiditet FTU	Fosfor mg TOT-P/m ³	Nitrogen mg TOT-N N/m ³	N/P
1. Mossafinnelva	0,7	1,3	148	1400	10
2A. Rekvesbekken	0,6	0,5	37	1300	35
2B. Dyrvo	0,2	0,3	10	283	28
3. Bekk ved Voss UH	0,3	0,5	12	570	23
4. Vannjole	0,2	0,3	7	90	13
5. Spildagroe	3,5	8,5	237	8220	35
6. Skulestadmo	0,2	0,4	13	330	25
7. Saue	0,3	0,5	7	243	35
8. Løne	0,3	0,3	9	140	16
9. Nedkvitne	2,3	1,8	118	1400	12
10. Grotlandsgroe	0,6	0,5	25	330	13
11. Skjervheim	1,4	1,1	138	913	7
12. Brynsbekken	30,7	19,0	9120	15800	2
13. v. Bjørkemoen	4,8	16,9	71	4320	61

2.3 Betydning for hovedvassdraget

Betraktningene i avsnittet foran gir et innblikk i forurensningsgraden av det enkelte sidevassdrag. Dette har betydning for å finne fram til de viktigste lokale forurensningskilder for å vurdere tilstanden i disse vassdragene. Da disse sidevassdragene har svært varierende størrelse bidrar de imidlertid med ulik belastning på hovedvassdraget. Selv om konsentrasjonen av næringsstoffer kan være høy i et lite vassdrag, kan de totale tilførsler være ubetydelige når de blandes inn i hovedvassdragets vannmasser. Tilsvarende kan større bekker og elver bidra med store mengder fosfor og nitrogen selv om konsentrasjonene er relativt lave.

I tabell 2.3 er det gjort et grovt overslag over stofftransporten av fosfor, nitrogen og partikulært organisk materiale fra de undersøkte bekkene. Da det ikke foreligger vannføringsmålinger er det antatt en midlere årlig avrenning på $50 \text{ l/sek} \cdot \text{km}^2$. Dette vil selvsagt variere med høyde over havet, plassering i forhold til fjelltopper o.l. slik at de angitte verdiene i tabellen vil være unøyaktige. Likevel viser verdiene en størrelsesorden på stofftransporten.

Mossafinnelva bidrar med nesten 2 tonn fosfor og 18 tonn nitrogen og 9 tonn partikulært organisk materiale. Dette er ca. 10 ganger så mye som tilsvarende tilførsler fra Vannjolo som har omlag like stort nedbørfelt.

Rekvesbekken bidrar med betydelige mengder nitrogen (17 tonn) til tross for et beskjedent nedbørfelt (her anslått til $0,5 \text{ km}^2$).

Dyrvo som har det desidert største nedbørfeltet ($33,4 \text{ km}^2$) av de undersøkte bekkene vil på grunn av de store vannmengdene transportere betydelige mengder stoff til tross for lave konsentrasjoner. Imidlertid er det klart at mye av næringsstoffene som tilføres fra lite forurensede områder i stor grad er bundet på en måte som gjør dem vanskelig tilgjengelig for plantene (dvs. planteplanktonet i innsjøene). Dette betyr at tilførselene fra Dyrvo gir mindre forurensning av Vangsvatnet enn Rekvesbekken, selv om de totale mengdene er omlag like store.

Spildagroe tilfører årlig Lundarvatnet omlag 150 kg fosfor og 5 tonn nitrogen, noe som kan bidra til lokale forurensningseffekter i denne delen av Sendovassdraget. Som det går fram av tabellen, er bidraget av nitrogen fra dette feltet betydelig i forhold til arealet, ca. 13 tonn nitrogen pr. km² mot ca. 0,2 i "naturlig avrenning".

Bekken ved Nedkvitne bidrar til forurensninga av Lønavatnet med vel 500 kg fosfor, nesten 7 tonn nitrogen og 11 tonn organiske partikler. At Lønavatnet er følsomt for forurensende tilførsler er påvist ved en betydelig tilslamming og tilgroing som bl.a. bidrar til å redusere røyebestanden i denne innsjøen (se kapitlet om vegetasjon i denne rapporten og om fisk i hovedrapporten).

Grjotlandsgroe renner også ut i Lønavatnet og tilfører ca. 1/3 så mye fosfor, nitrogen og organiske partikler som Nedkvitnebekken. Tallene tyder likevel på tilførsler fra kloakkvann og avrenning fra jordbruksaktiviteter.

Bekken ved Skjervheim er tydelig forurenset av urensset husholdningskloakk. Det har ikke vært mulig å beregne arealet av nedbørfeltet til denne bekken. Dersom det antas at arealet er 0,5 km² kan en likevel få et visst inntrykk av belastningen. Under denne forutsetningen tilfører bekken Myrkdalsvatnet 100 kg fosfor, 0,7 tonn nitrogen og 1 tonn organiske partikler. Bekken er et ubehagelig miljøelement, og fiskedød er observert, antakelig som følge av siloutslipp. Bekken munner ut i Fiksno som er den viktigste gyteelva for myrkdalsauren (Haraldstad og Matzow 1979). På sikt kan derfor forurensning fra denne bekken redusere Fiksno's kvalitet som gyteelv. Hver km² av dette nedbørfeltet bidrar med 10 ganger så mye fosfor og 5 ganger så mye nitrogen som et ikke-forurenset felt.

Brynsbekken har det ikke vært mulig å måle et nøyaktig nedbørfelt til, men det er satt til 0,5 km². Transportverdiene fra denne bekken er svært høye. Med hele 7 tonn fosfor, 12 tonn nitrogen og 24 tonn organiske partikler er denne bekken den desidert største forurensningskilden til hovedvassdraget av de undersøkte bekker. Tallverdiene som er angitt er beheftet med stor usikkerhet, men antyder at sanering av tilløpene i denne bekken bør gis høy prioritet.

Bekken ved Bjørkemoen har også et areal som er vanskelig å måle. Det er likevel satt til 0,5 km² for å få en viss idé om betydningen av disse tilførselene. Bidraget av fosfor er lite (50 kg) mens nitrogenverdiene er betydelig større (3 tonn). Dette stemmer med erfaringer om sigevann fra septiklaguner og søppelfyllinger som tilsier at fosfor i stor grad holdes tilbake av sandmassene (særlig de første årene), mens nitrogenet lettere renner gjennom.

Tabell 2.3 Stofftransport fra sidevassdrag

Stasjon nr.	Areal nedbørfelt (km ²)	Partikulært organisk materiale		Fosfor		Nitrogen	
		Spesifikk avrenning (kg/km ² ·år)	Beregnet avrenning (tonn/år)	Spesifikk avrenning (kg/km ² ·år)	Beregnet avrenning (kg/år)	Spesifikk avrenning kg/km ² ·år	Beregnet avrenning (kg/år)
1	8,2	1100	9,0	232	1905	2198	18024
2A	* 0,5	900	7,7	58	476	2041	16736
2B	33,4	300	10,5	16	524	444	14839
3	2,8	500	1,3	19	53	895	2506
4	9,6	300	3,0	11	106	141	1356
5	0,4	5500	2,2	372	149	12905	5162
6	0,6	300	0,2	20	12	518	311
7	1,0	500	0,5	11	11	382	382
8	3,1	500	1,5	14	44	220	681
9	3,1	3600	11,2	185	574	2198	6814
10	3,9	900	3,7	39	153	518	2021
11	* -	2200	1,0	217	(108)	1433	(717)
12	* -	4800	(24)	14318	(7159)	24806	(12403)
13	* -	800	(8)	111	(56)	6782	(3391)

* Areal ikke målt.

Spredning av husdyrgjødsel på frossen mark kan føre til betydelig uønsket avrenning av næringsstoffer til vassdraget. Dette er bl.a. dokumentert av Vestlandske Naturvernforening våren 1980 (se brev datert 3. juni 1980). Det er av største betydning at gjødslingsrutinene endres.

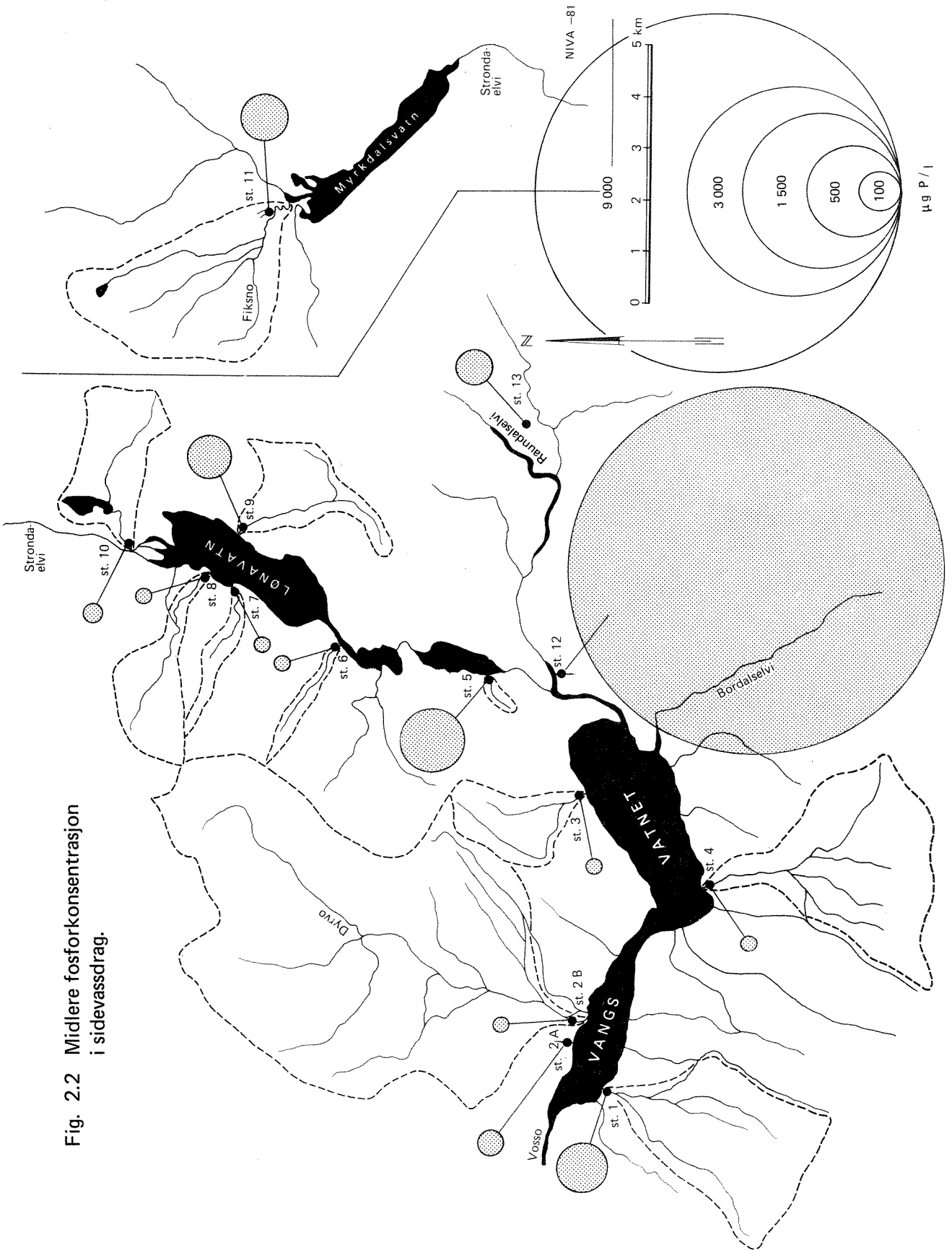


Fig. 2.2 Midlere fosforkonsentrasjon i sidevassdrag.

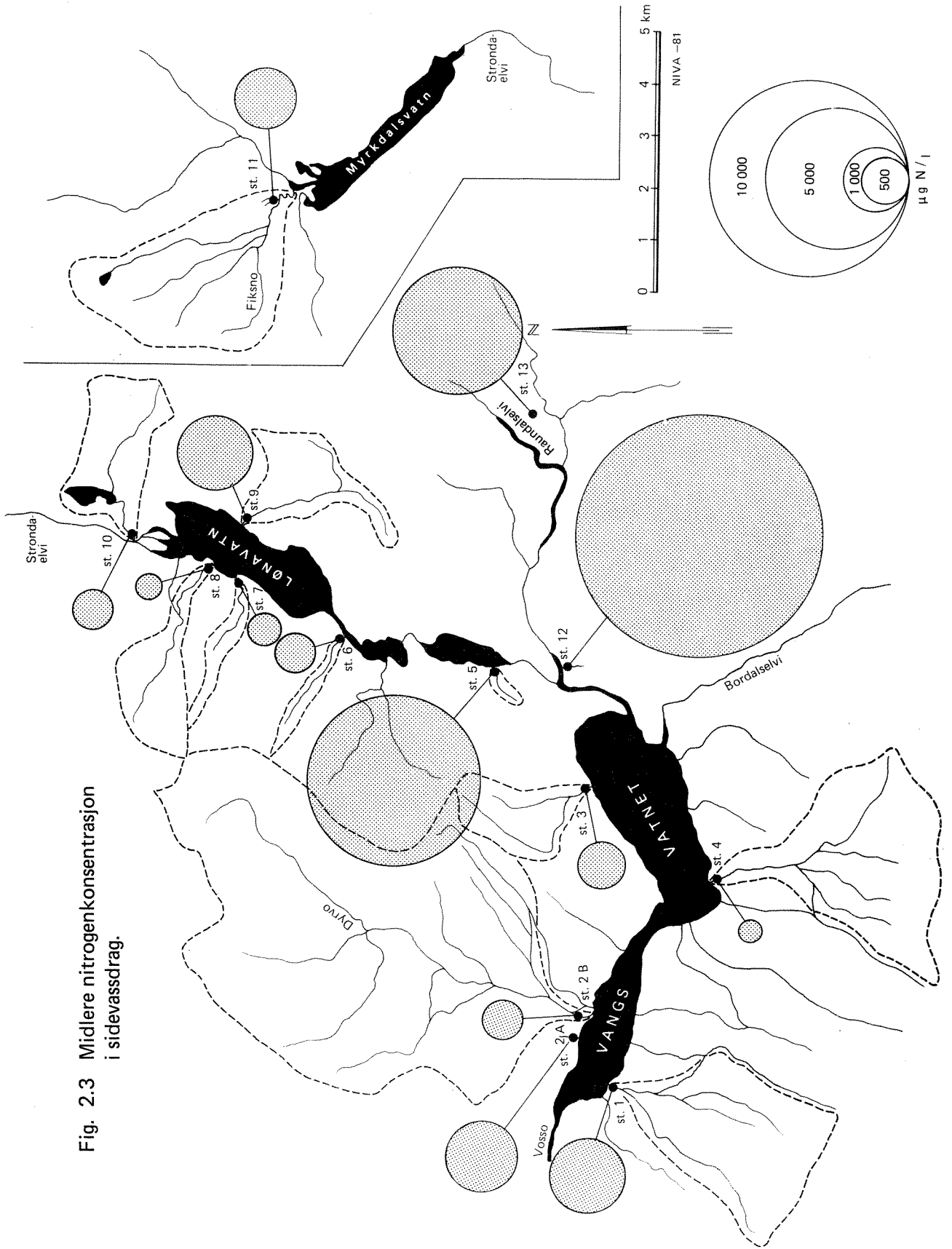


Fig. 2.3 Midlere nitrogenkonsentrasjon i sidevassdrag.

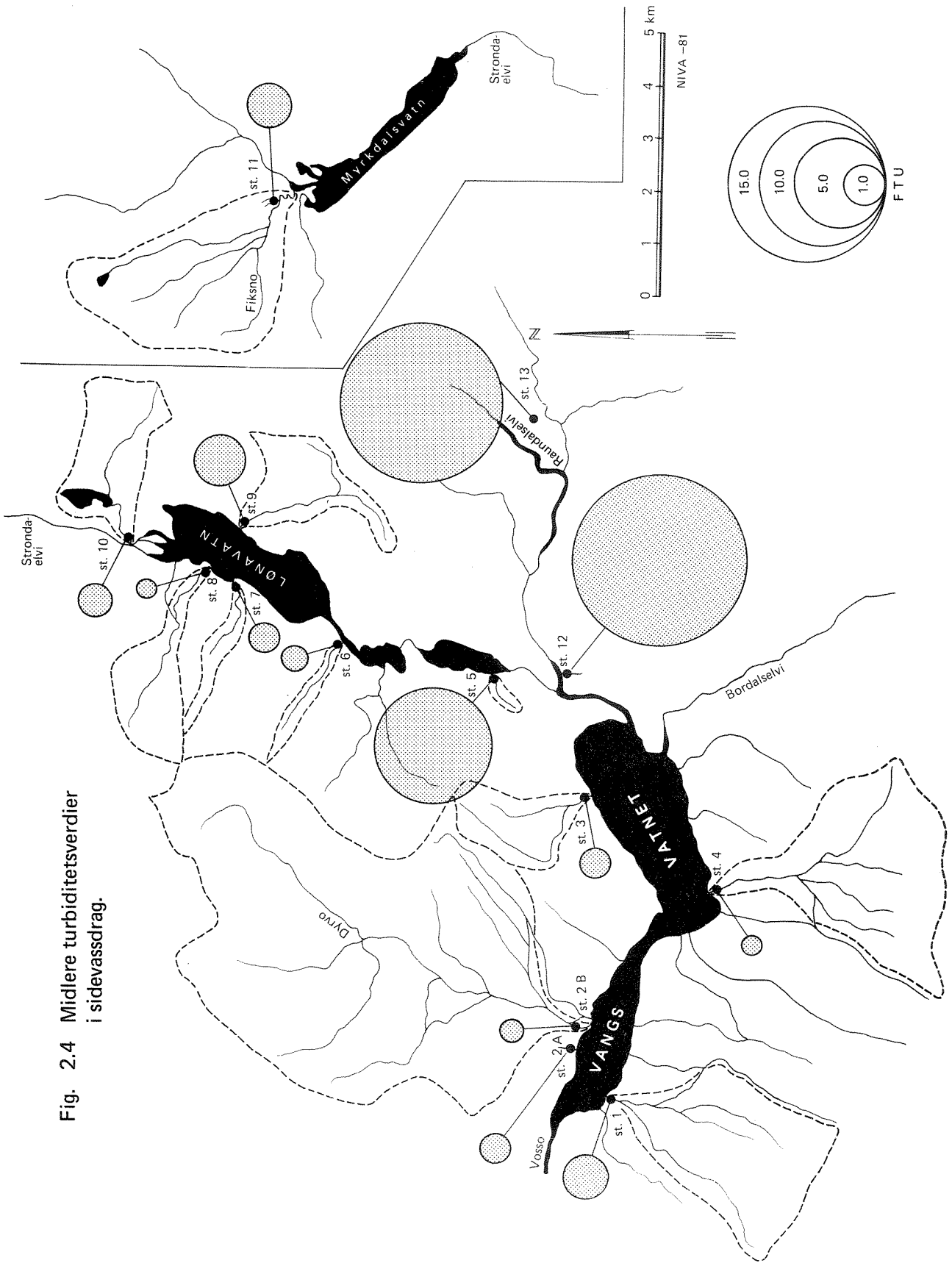


Fig. 2.4 Midlere turbiditetsverdier i sidevassdrag.

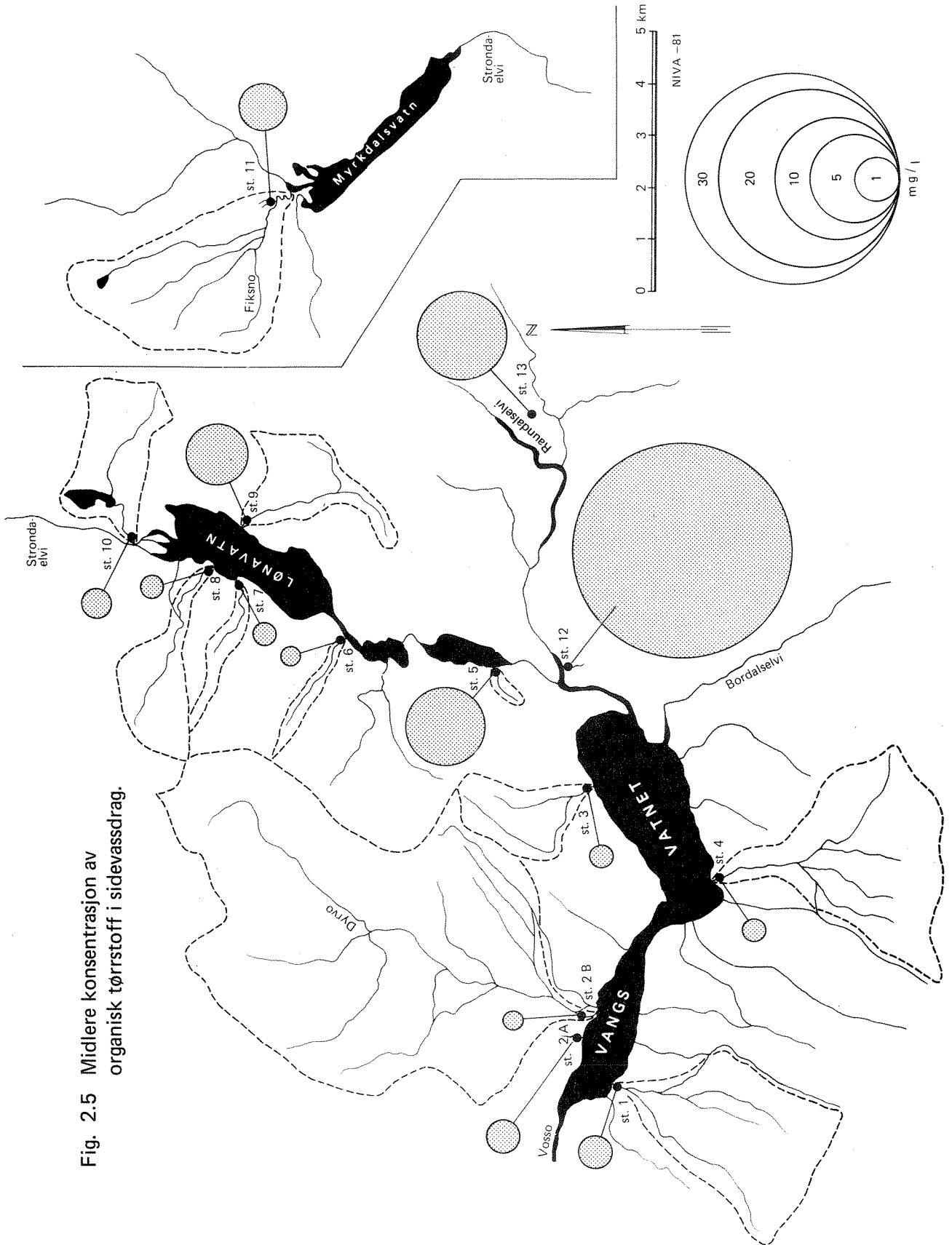


Fig. 2.5 Midlere konsentrasjon av organisk tørrstoff i sidevassdrag.

3. HYGIENISKE FORHOLD I VASSDRAGET NÆR VANGEN

Det er tatt vannprøver på 7 stasjoner nær Vangen i perioden juli 1978 - mai 1979 for å vurdere den hygieniske vannkvaliteten i Vosso og i Vangsvatnet.

Resultatene er fremstilt i figur 3.1 og 3.2 og i tabell i vedlegg. Kimtall gir et mål for innholdet av lett nedbrytbart organisk stoff i vannet, mens de termostabile koliforme bakteriene representerer konsentrasjonen av tarmbakterier fra mennesker og dyr.

Det er naturlig nok stor spredning i resultatene fra gang til gang på grunn av stadig varierende tilførsel av kloakkvann, skiftende fortykning på grunn av strømminger i vannet osv. Resultatene er derfor presentert i såkalt logaritmisk skala, der hver enhet på akse tilsvarende tidobling av konsentrasjonen. Det er også beregnet en middelvei (geometrisk middel) som er angitt på figurene.

Kimtallverdiene som ble funnet ved Hellesneset og i Vosso like før utløpet i Vangsvatnet (ved nordenden av gangbrua) tilsvarende det en kan vente å finne i lite til moderat påvirkede lokaliteter. Enkelte høye verdier tyder imidlertid på punktutslipp med sporadisk dårlig fortykning av avløpsvann. Stasjonene utenfor Voss Ungdomsherberge, langt sør på badestranda ved Prestegardsmoen og i Vosso (ved sørenden av gangbrua) har middelveier mellom 1000 og 2500 i kimtall. Dette viser en tydelig påvirkning av lett nedbrytbart materiale fra forurenset husholdningskloakk. På de mest forurensete stasjonene utenfor Fleischer hotell og ved badestranda ved Vangen, var middelveier for kimtall svært høye, henholdsvis 22.000 og 50.000, noe som uten tvil henger sammen med betydelige utslipp av urensset kloakkvann.

For å vurdere påvirkningen fra kloakkvann med større grad av sikkerhet er det også målt konsentrasjon av tarmbakterier (termostabile koliforme bakterier). Her viser figuren tilsvarende mønster som for kimtall, nemlig lave verdier ved Hellesneset, svært høye verdier ved Fleischer hotell og på badestranda, og moderate verdier på de øvrige stasjoner.

Det kan her være aktuelt å minne om at helsemyndighetenes grense for badevann er at geometrisk middelvei skal være mindre enn 50 termostabile koliforme bakterier pr. 100 ml vann. Strengt tatt er det bare Hellesneset som tilfredsstillcr dette kravet.

På grunn av betydelig hygienisk risiko på badestranda ved Prestgardsmoen ble det 7. november 1978 oversendt en foreløpig rapport om de bakteriologiske forholdene til Vassdragsrådet på Voss.

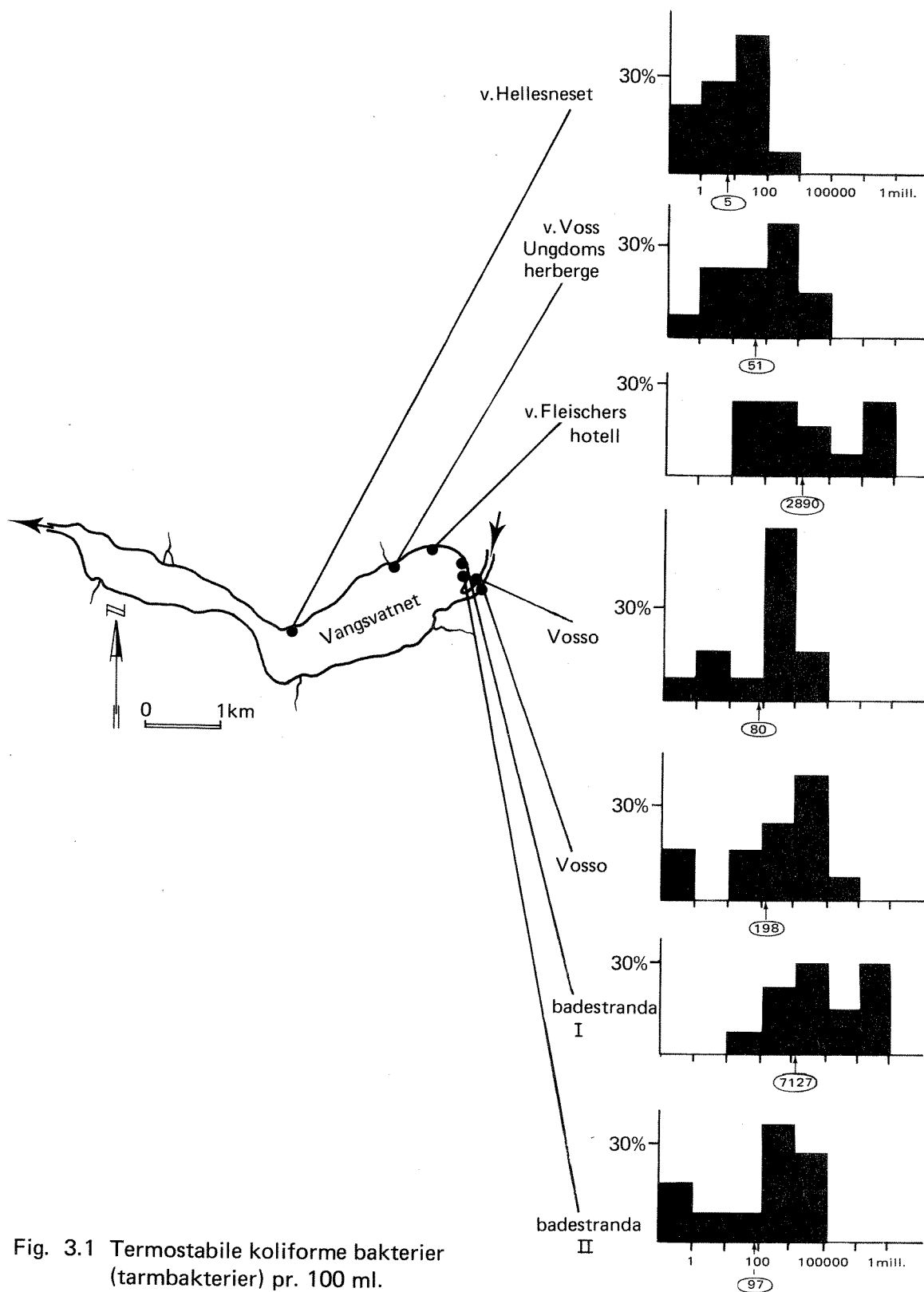


Fig. 3.1 Termostabile koliforme bakterier (tarmbakterier) pr. 100 ml. Geometriske middelverdier markert med piler

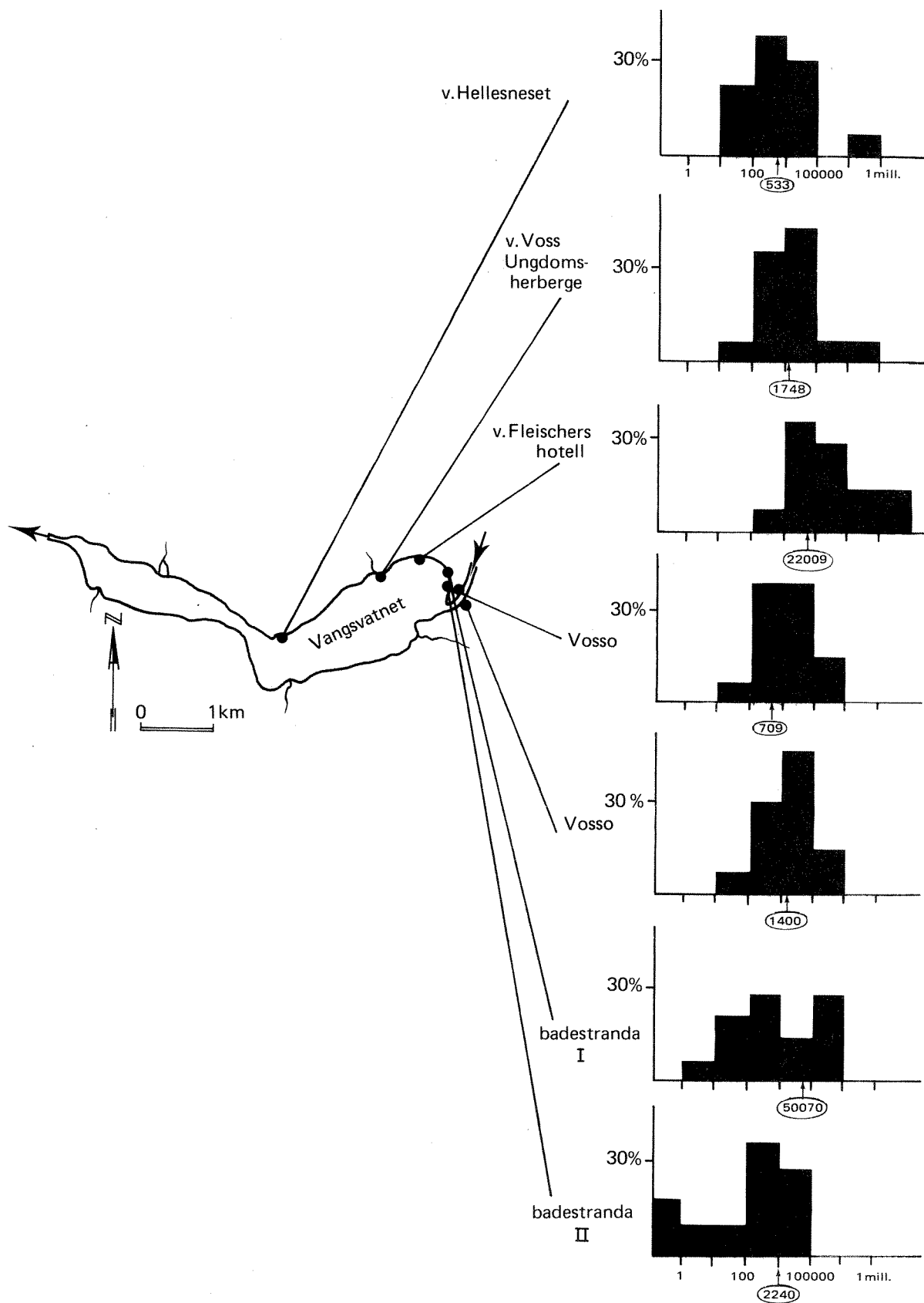


Fig. 3.2 Kimtall (pr. ml)
Geometriske middelveier
markert med piler

4. VANGSVATNET 1978 OG 1979

4.1 Vannføring til Vangsvatnet

Totale tilløp til Vangsvatnet er beregnet på grunnlag av vannmerke 598 (Bulken) som registrerer vannstanden i Vangsvatnet og dermed også vannføringa ut av Vangsvatnet. Beregningene er basert på middelverdier fra 7 døgn gjennom hele året på samme måte som i rapporten fra 1977 (Faafeng og medarbeidere 1979). I figur 4.1 er de beregnede ukesmiddelverdier for årene 1965-1971 (prikket) stilt opp mot beregnede verdier for 1978 (skravert). Av figuren går det fram at vårflommen i 1978 hadde like stor maksimumsverdi, men hadde kortere varighet enn "normalflommen". Derimot var nedbørflommene i oktober og november betydelig større i 1978 på grunn av særlig mye nedbør i disse månedene (figur 4.2). Maksimumsverdiene om høsten var vel så store som ved kulminasjonen av vårflommen i mai. Gjennomstrømning i Vangsvatnet i 1978 var altså mer markert delt i to maksimalperioder i mai/juni og i oktober/november i "normalperioden". Dette kan ha gitt mulighet for noe høyere konsentrasjon av planteplankton i sommermånedene i 1978, da disse har hatt mulighet for lengre opphold i innsjøen enn "normalt".

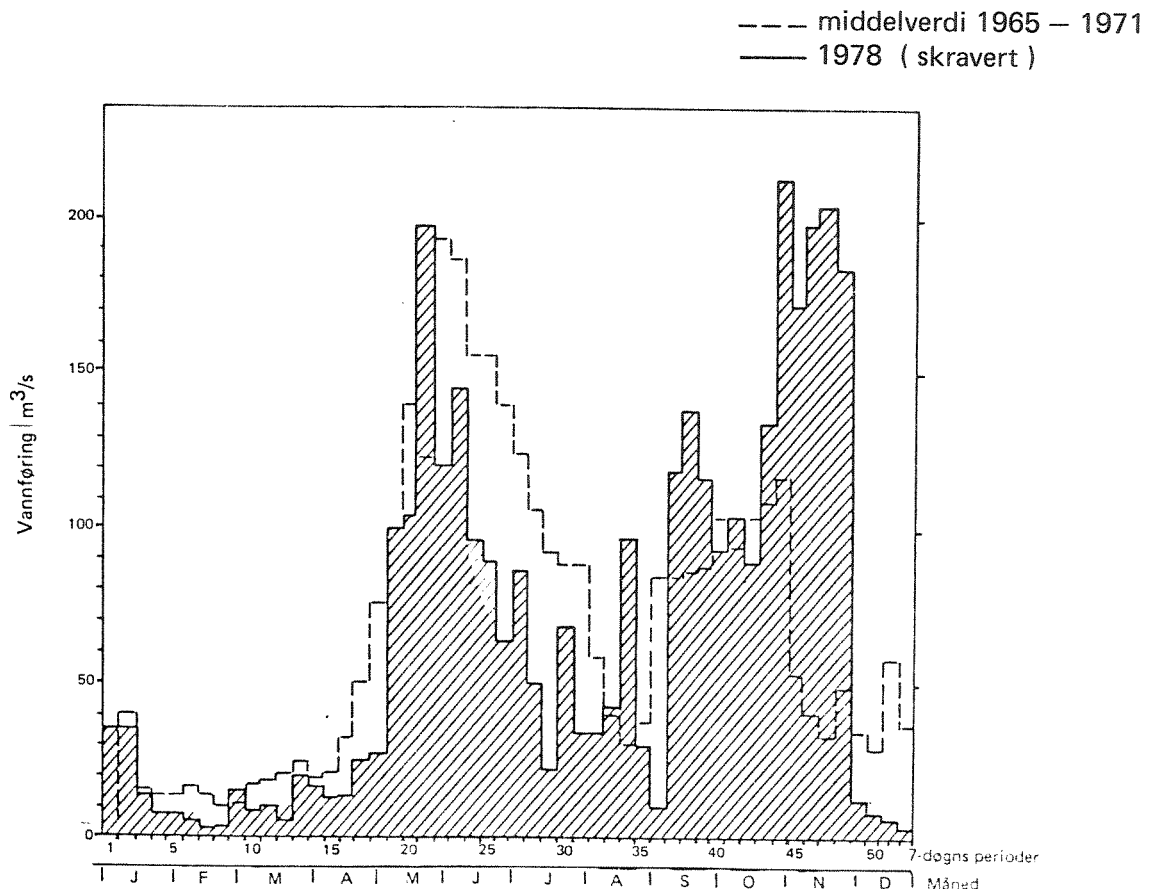


Fig. 4.1 Totale tilløp til Vangsvatnet

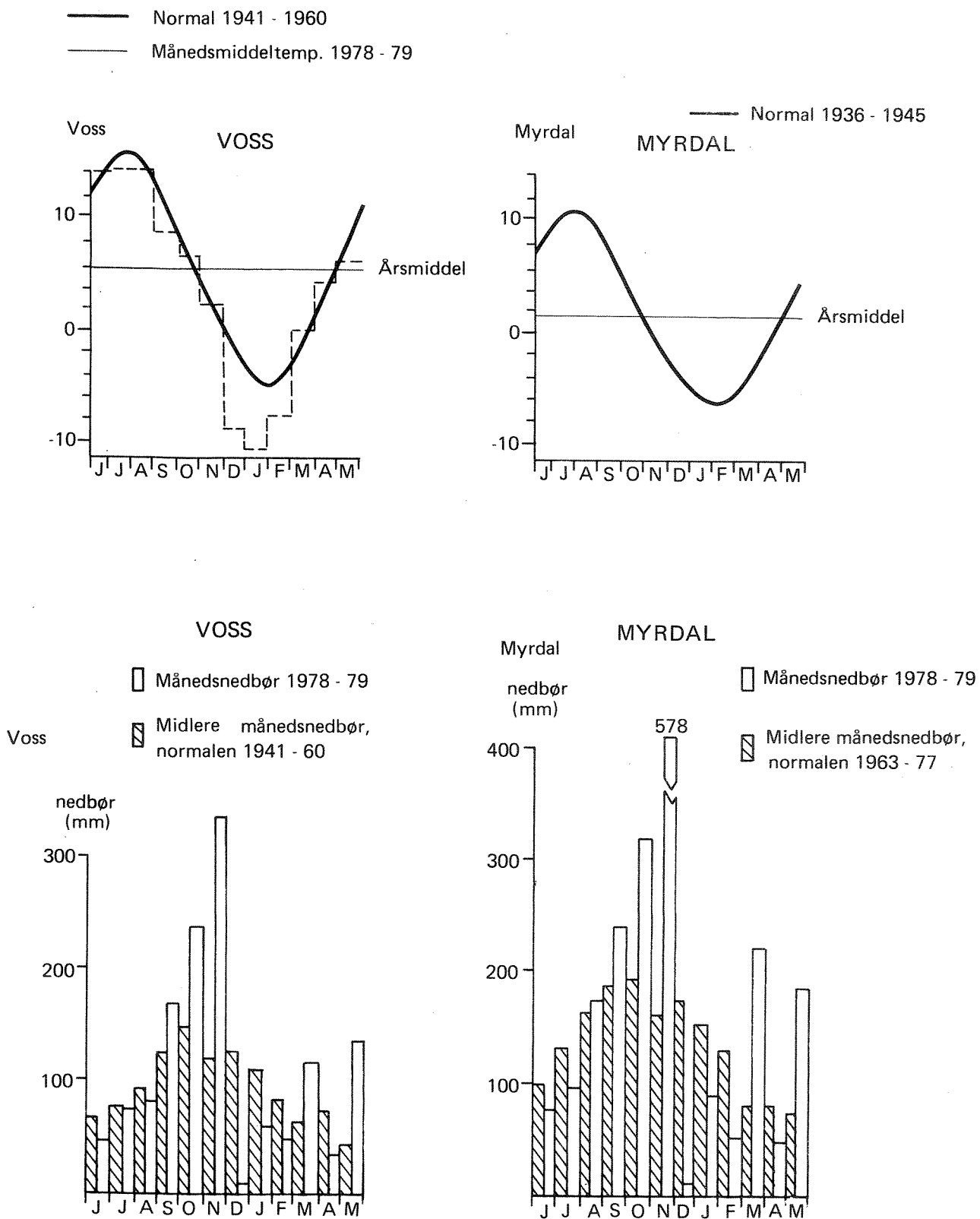


Fig. 4.2 Temperatur og nedbør

4.2 Fysiske og kjemiske forhold i Vangsvatnet

Hovedtrekkene i de fysiske og kjemiske forholdene i Vangsvatnet ble beskrevet i hovedrapporten. Her følger en kort beskrivelse for årene 1978 og 1979 samt en samlet vurdering for hele undersøkelsen.

4.2.1 Konduktivitet

Målte verdier av konduktivitet i 1978 og 1979 (figur 4.3) viser samme variasjonsmønster som i 1977, nemlig verdier rundt 20 $\mu\text{S}/\text{cm}$ om vinteren og fortykning utover våren til omlag 10 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i juli/august. De spesielt lave verdiene i oktober 1978 henger sammen med fortykning på grunn av langvarig nedbør.

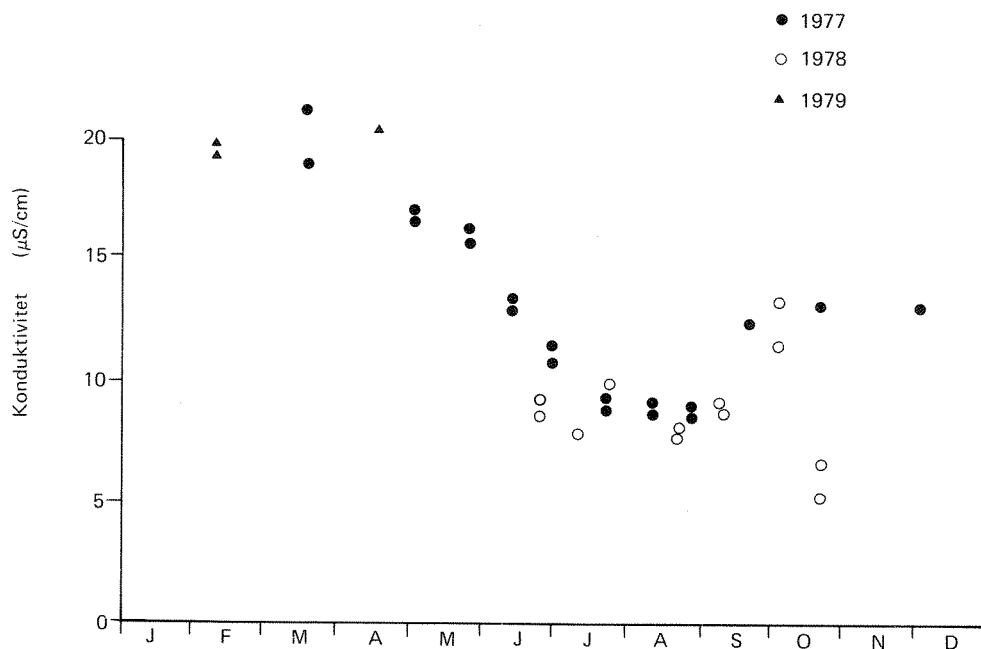


Fig. 4.3 Vangsvatnet, øvre og nedre basseng (0 - 10 m). Konduktivitet

4.2.2 Vanntemperatur

I 1977 ble de høyeste vanntemperaturene målt i juli, mens de i 1978 ble målt omlag én måned seinere (figur 4.4). Månedsmiddeltemperaturen på Voss var i juli 1978 14,2 °C, mens den året før var snaut én grad høyere. Tilstrømming av kaldt smeltevann fra høg fjellet kan også ha spilt en viss rolle.

Målingene viser også en mer markert termoklin i nedre basseng av Vangsvatnet som bedre skiller den øvre, varmere vannmassen fra det kjøligere bunnvannet.

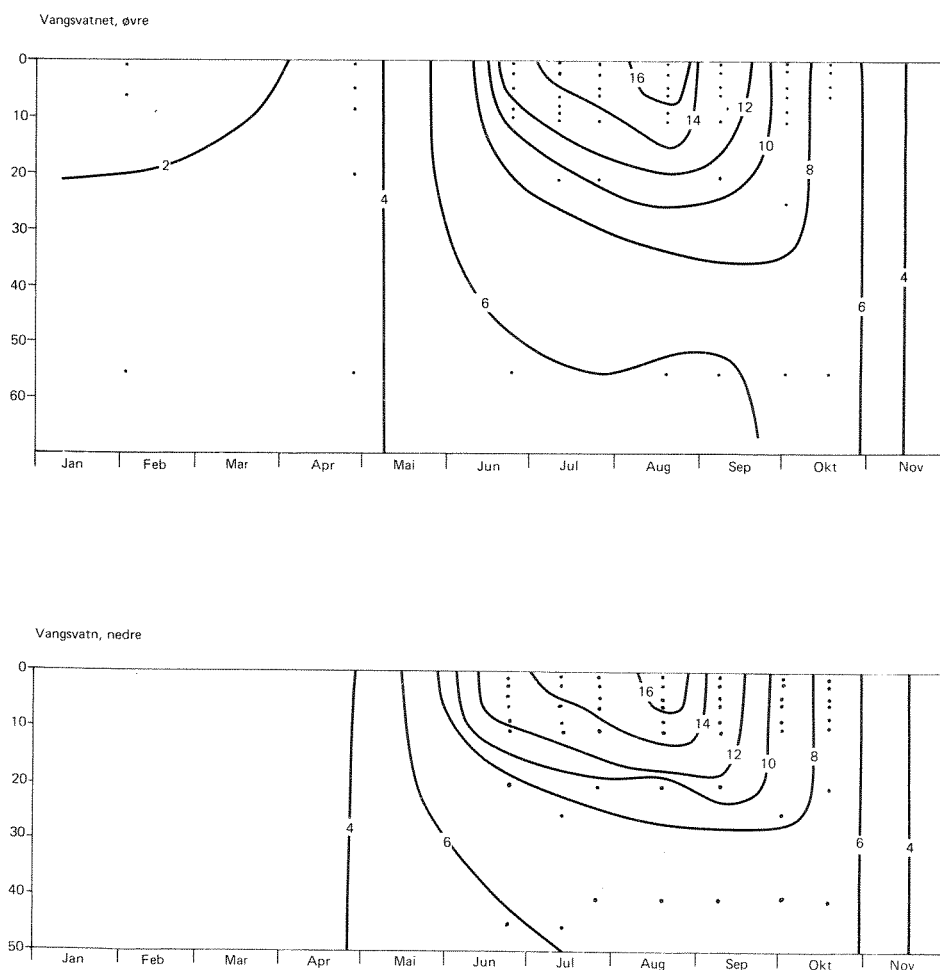


Fig. 4.4 Vangsvatnet. Temperatur 1978

4.2.3 Oksygen

Oksygenkonsentrasjonen nedover i vannmassene er i stor grad bestemt av nedbryting av organiske forbindelser fra nedbørfeltet. Målingene i 1928 (Strøm 1931) viste også et tilsvarende oksygenavtak i løpet av sommeren. Økte tilførsler på grunn av husholdningskloakk og avrenning fra jordbruksområder i perioden etter 1928 har ikke hatt særlig betydning. Som det også går fram av figurene for 1977 og 1978 blir hele vannmassen grundig gjennomluftet i løpet av høstsirkulasjonen.

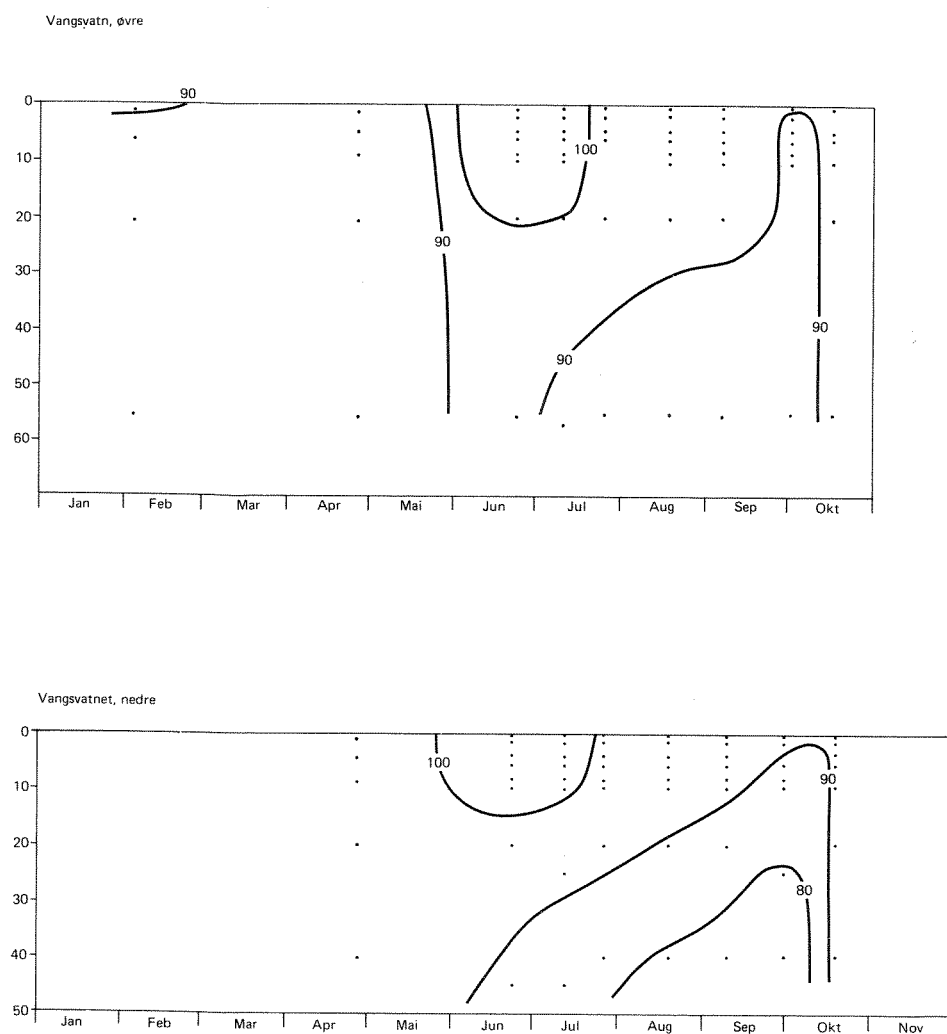


Fig. 4.5 Vangsvatnet. Oksygenmetning 1978

4.2.4 Siktedyp

Siktedypet i Vangsvatnet varierte mellom 5,5 m og 10 m i 1978 (figur 4.6). Dette ligger nær opptil det som ble målt i 1977 (se hovedrapporten). Størst siktedyp ble målt i juli både i øvre og nedre basseng, noe som avviker fra forholdene i nedre basseng året før. Da var det maksimalt siktedyp i august.

I figur 4.7 er samtlige siktedypsmålinger fra Vangsvatnet i denne undersøkelsen stilt opp mot algekonsentrasjon fra tilsvarende dager. Figuren viser at det er en sammenheng mellom disse to parametre, dvs. at algekonsentrasjonen kan forklare en stor del av variasjonene i siktedyp. I figuren er det også angitt et matematisk uttrykk for denne sammenhengen (heltrukket linje). Andre forhold vil også innvirke på siktedypet - partikler og løste fargede forbindelser bidrar til at punktene ikke ligger på denne linja.

Figuren viser også at det maksimale siktedypet en kan måle i Vangsvatnet neppe er særlig større enn 10 m på grunn av vannets egenabsorpsjon.

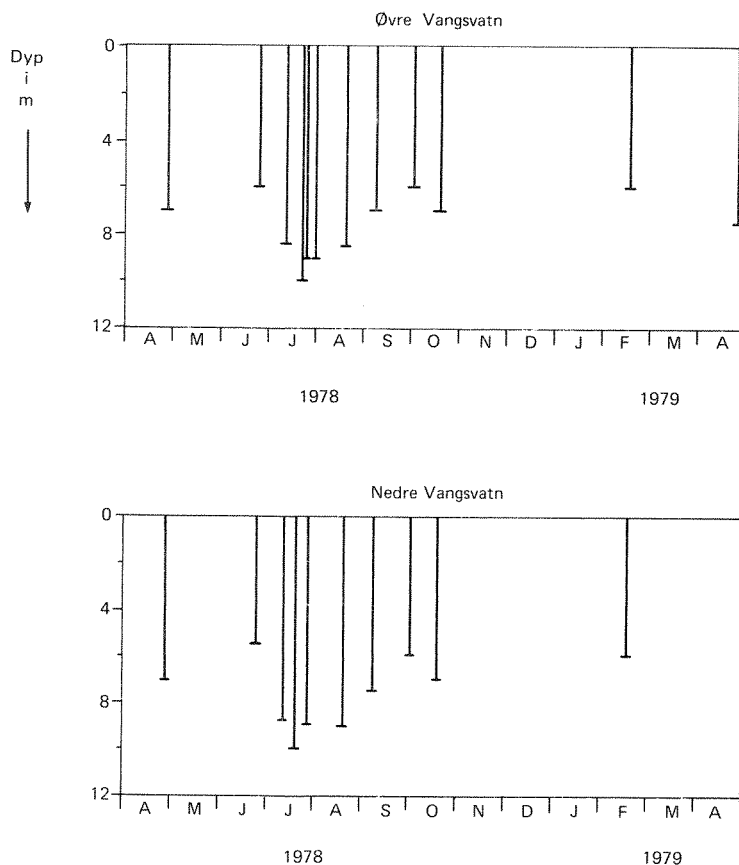


Fig. 4.6 Vangsvatnet
1978 og 1979.
Siktedyp

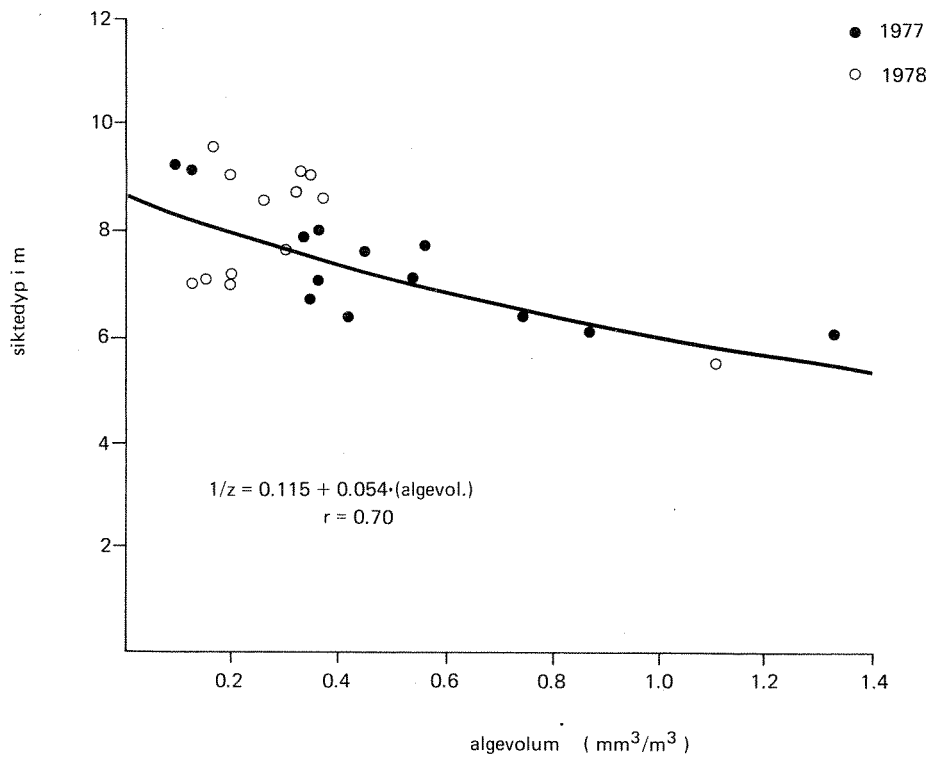


Fig. 4.7 Vangsvatnet. Forholdet mellom siktedyb og algevolum

4.3 Planteplankton

På samme måte som i 1977 ble det også i 1978 samlet inn vannprøver for kvantitative og kvalitative planteplanktonanalyser. Prøvene var blandprøver fra 0-10 m dyp.

Variasjonene i totalt planteplanktonvolum og den prosentvise sammensetning av de viktigste algegruppene i Vangsvatnet i 1978 er gitt i figur 4.7 og på samme figur er fremstilt de tilsvarende analyseresultater fra 1977 for sammenligningens skyld. Analyseresultatene er også gitt i tabellform i vedlegg.

Av figuren går det fram at det på begge stasjonene var noe lavere verdier av totalvolum enn hva som ble registrert i 1977. Her må det påpekes at det mangler prøver fra mai, da en hadde de høyeste verdiene i 1977. Verdien fra slutten av juni på stasjon nedre Vangsvatnet kan tyde på at det har vært høyere verdier for totalvolumet tidligere i juni eller i mai. Det er derfor sannsynlig at totalvolumet stort sett fulgte samme mønster i 1978 som i 1977. Dette gjelder også sammensetningen av de enkelte algegruppene i det samlede planteplankton.

På samme måte som variasjonene i sammensetningen av hovedgruppene av planktonalger fulgte omtrent samme mønster de to årene, var det også de samme artene som var mest fremtredende. Grønnalgene spilte en relativt beskjeden rolle i det samlede plankton. Bare i månedene juli-august var det en viss økning. Da forekom *Kiliella longiseta* i et noe større individantall.

Gruppen Chrysophyceae (gulalger), med ubestemte monader av ulike størrelser som de viktigste kvantitativt, og Cryptophyceae, med arter som *Rhodomonas lacustris*, *Cryptomonas marssonii* og andre arter innen slekten *Cryptomonas* som de viktigste, var mest dominerende i planktonet.

Fureflagellatene (Dinophyceae), *Gymnodinium* sp., *Gymnodinium* cf., *lacustre* og *Peridinium inconspicuum* forekom i et lite antall i prøvene, men da dette er store former har de en viss betydning i det samlede plankton.

Resultatene for klorofyllanalysene i 1978 er vist i figur 4.9. De viser også et tilsvarende bilde som beregningene av algeevolum i figur 4.8.

Det er viktig at det ved fremtidige planteplanktonundersøkelser i Vangsvatnet samles inn tettere med prøver i perioden mai/juni.

En kan også registrere at det i 1978 på samme måte som i 1977 var en sterk nedgang til et minimum i det samlede planteplankton i månedsskiftet juli/august.

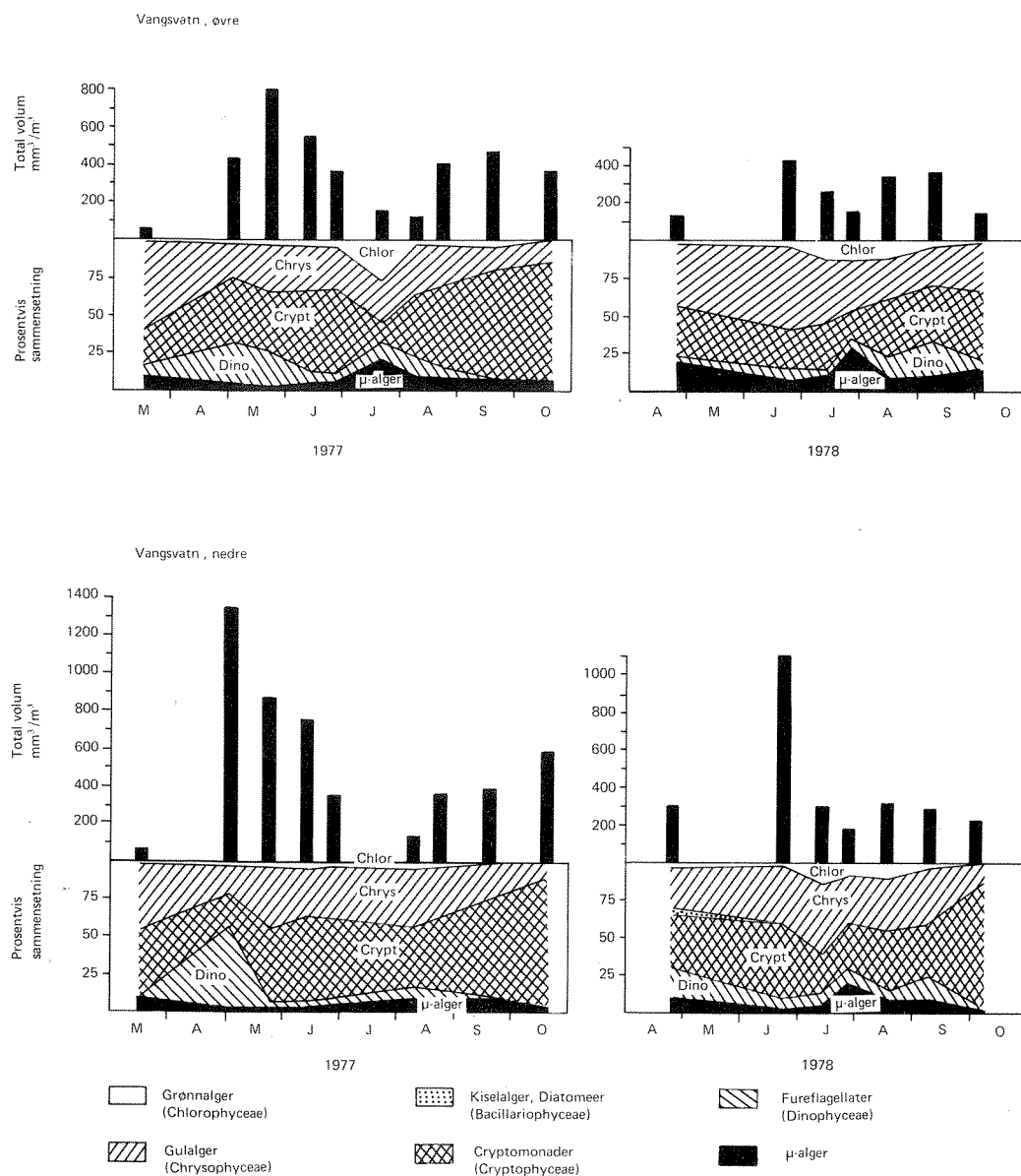


Fig. 4.8 Övre og nedre Vangsvatnet 1977 og 1978.

Total algeevolum (mm^3/m^3) og frekvensfordeling av hovedgruppene

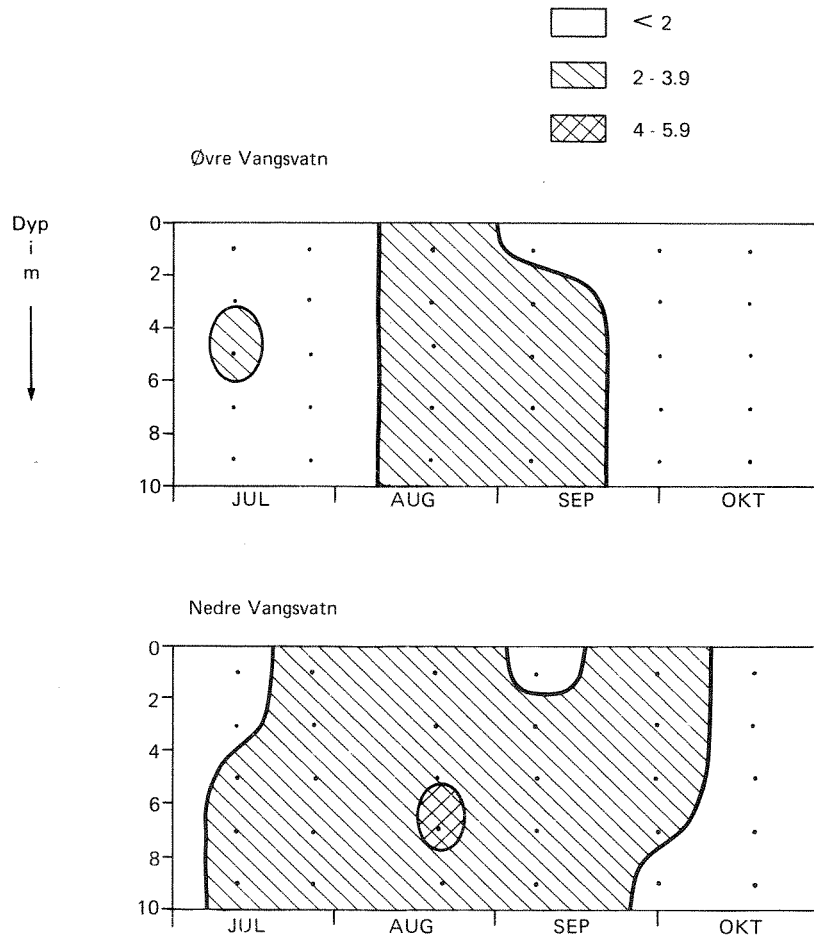


Fig. 4.9 Vangsvatnet 1978. Klorofyll a (mg Chla/m³)

4.4 Planteplanktonets primærproduksjon

4.4.1 Innledning

Primærproduksjonen, som er et mål for planteplanktonets veksthastighet, ble målt i alle innsjøene i 1977, i Vangsvatnet også i 1978. Da Vangsvatnet er mest utsatt for forurensninger og også blir berørt ved eventuelle reguleringer oppover i vassdraget, ble hovedinnsatsen konsentrert om denne innsjøen.

Primærproduksjonen er et nyttig hjelpemiddel til å karakterisere vekstmulighetene i innsjøer, da denne forteller hvor raskt planteplanktonet vokser. I de fleste innsjøer er konsentrasjonen av algene gjennom vekstsesongen også et godt mål, men i gjennomstrømmingssjøer som i Vossevassdraget spyles planteplanktonet så raskt ut at det svært sjelden akkumuleres høye konsentrasjoner planteplankton til tross for at veksten kan være rask.

Som andre planter er planteplanktonet avhengig av sollys og næringsstoffer. I innsjøer er det særlig fosfor og nitrogen som er de viktigste næringsstoffene. En økning, i første rekke av fosfor, gir en tilsvarende økning i planteplanktonets veksthastighet. Tilførsler av næringsstoffer til Vossevassdraget er vurdert i hovedrapporten (Faafeng og medarbeidere 1979).

Det er benyttet en metode for måling av primærproduksjon som går ut på å måle opptakshastigheten av karbon (som hydrogenkarbonat) fra vannet - den såkalte "in-situ C-14 metoden". Målingene foregikk etter standardisert prosedyre ved NIVA. (Metodedokumentasjon er under utarbeidelse.)

4.4.2 Resultater og diskusjon

Måleresultatene er vist i figurene 4.10-4.12. I figurene er produksjonen angitt for de forskjellige måledyp slik at karakteristiske "produksjonskurver" framkommer. Avtak i produksjon med dypet viser tydelig hvordan planteplanktonets vekst begrenses av lyset. Maksimalverdien like under overflaten bestemmes imidlertid av temperaturen og tilgangen på næringsstoffer. På figuren er det angitt en beregnet verdi for døgnproduksjon pr. flateenhet slik at sammenlikning av produksjonsverdier for forskjellige innsjøer er mulig. Skydekket for de aktuelle dagene er også antydnet.

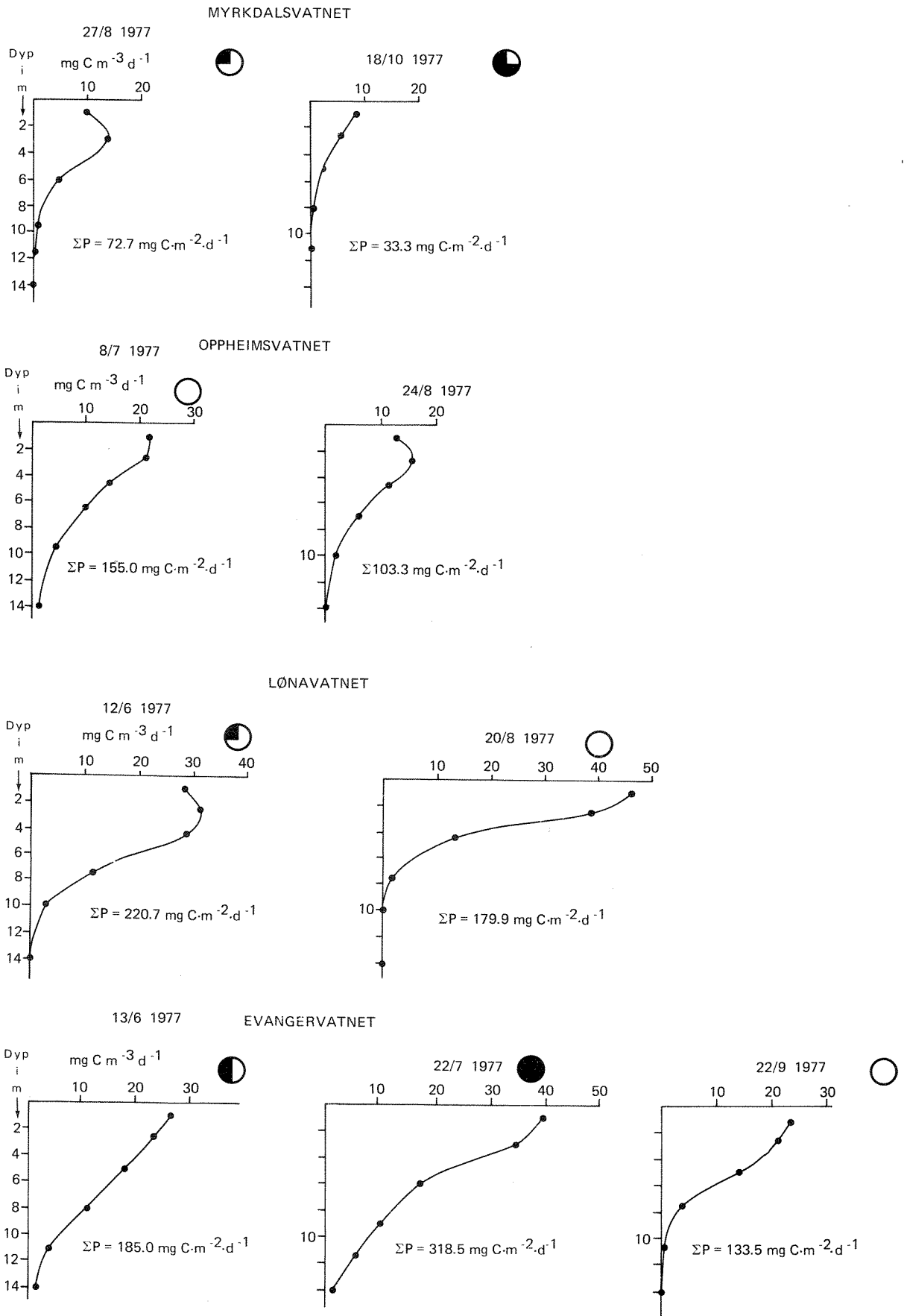


Fig. 4.10 Primærproduksjon i Myrkdalsvatnet, Oppheimsvatnet, Lönavatnet og Evangervatnet

Gjennomsnittlig skydekke for de forskjellige prøvedager markert øverst til høyre på hver kurve

ØVRE VANGSVATNET

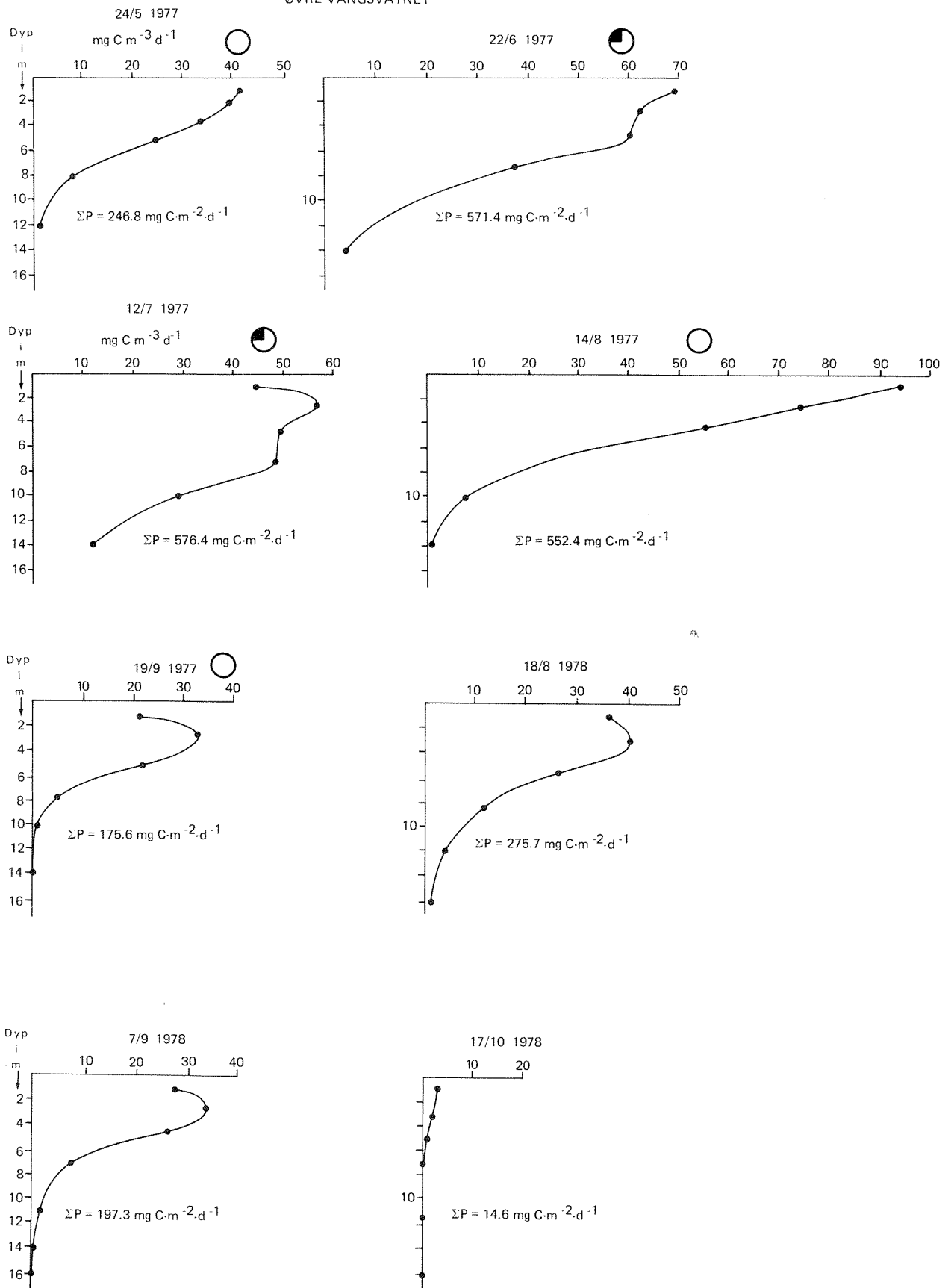


Fig. 4.11 Primærproduksjon i Vangsvatnet (övre stasjon)

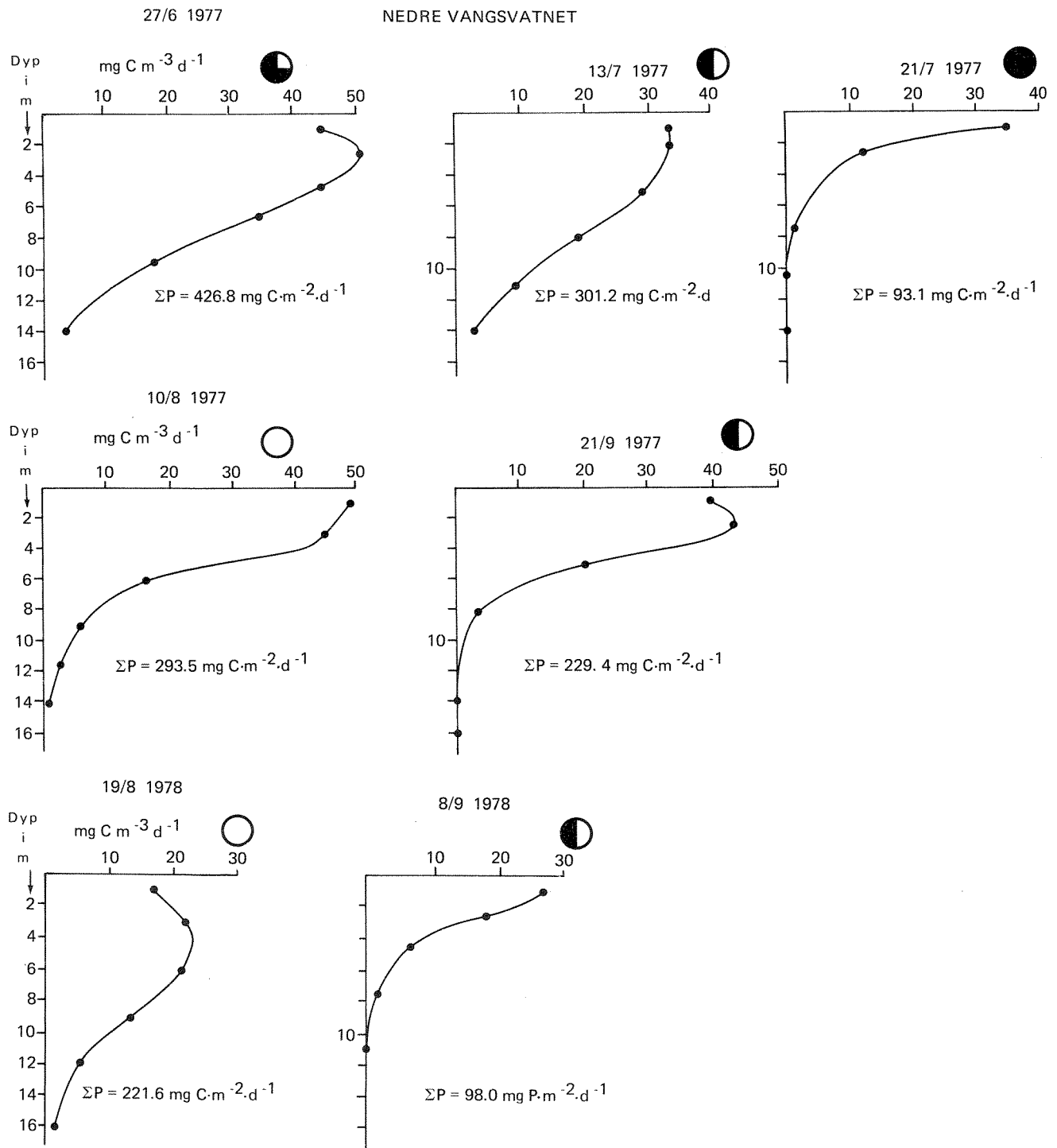


Fig. 4.12 Primærproduksjon i Vangsvatnet (nedre stasjon)

I tabell 4.1 er det vist døgn- og årsproduksjonsverdier som kan bidra til å klassifisere de forskjellige innsjøene (etter Vollenweider, modifisert av Kjellberg 1978).

Tabell 4.1 Veiledende grenseverdier for primærproduksjon i innsjøer.

	OLIGOTROF (næringsfattig) (lavproduktiv)	MESOTROF (middels n...) (middels p...)	EUTROF (næringsrik) (produktiv)	HYPEREUTROF (særlig næringsrik) (høyproduktiv)
Årlig produksjon (g C·m ⁻² ·år ⁻¹)	< 30	25 - 60	40 - 200	130 - 600
Maksimal døgnproduksjon (mg C·m ⁻² ·d ⁻¹)	< 300	200 - 700	400 - 2000	1500 - 6000

Vangsvatnet er den eneste innsjøen der vi har tilstrekkelig materiale til en vurdering etter tabellen over. I tillegg har Huru (1977) målt primærproduksjon i Lønnavatnet 1973 og 1974 slik at også denne innsjøen kan tas med.

Døgnproduksjonen i Vangsvatnet var meget høy i juni, juli og august i forhold til det en kunne forvente dersom innsjøen ikke var sterkt forurenset. Ved alle målingene i sommermånedene i 1977 var døgnproduksjonen større enn 500 mg C·m⁻²·d⁻¹, noe som ifølge tabellen tilsvarer overgangen mellom mesotrof og eutrof (middels produktiv til produktiv). Ved en samlet vurdering av samtlige målinger i Vangsvatnet (øvre og nedre stasjon) kan årsproduksjonen beregnet for perioden 1. mai til 1. november anslås til ca. 55 g C·m⁻²·år⁻¹. Som det går fram av tabellen tilsvarer også dette overgangen mellom mesotrofi og eutrofi. Dette bekräftes også av resultatene fra 1977 (se hovedrapporten s. 15) der fosforkonsentrasjonen i vårsirkulasjonen indikerer omtrent samme plassering på trofiskalaen. Konsentrasjonen av planteplankton var derimot svært lav på grunn av den sterke gjennomstrømningen i innsjøen.

Fra Lønnavatnet foreligger kun to målinger fra denne undersøkelse. Øvrige verdier er hentet fra en hovedfagsoppgave i Vosseprosjektet (Huru 1977).

Under forutsetning av at verdiene fra de to undersøkelsene er sammenliknbare er det også mulig å plassere Lønnavatnet på trofiskalaen. Maksimal døgntroduksjon var $220 \text{ mg C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ mens beregnet årsproduksjon var ca. $20 \text{ g C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Begge disse verdiene ligger i det oligotrofe området - ikke så langt fra grensen mot mesotrofi. Lønnavatnet ligger også betydelig lavere enn Vangsvatnet med hensyn på fosforkonsentrasjon i vårsirkulasjonen og midlere algekonsentrasjon i produksjonsperioden. Det sistnevnte kan selvsagt i stor grad bidra til at primærproduksjonen er lavere i Lønnavatnet enn i Vangsvatnet. Derfor vil forholdet mellom produksjon og algekonsentrasjon gi et bedre uttrykk for vekstpotensialet. Det viste seg at denne "aktivitetskoeffisienten", der det altså er tatt hensyn til hvor stor konsentrasjon planteplankton som til enhver tid er til stede, varierte innenfor samme grenseverdier det meste av året for de to innsjøene. Ved enkelte målinger i august var imidlertid verdiene betydelig større for Vangsvatnet, noe som skulle indikere at forholdene der tross alt er gunstigere for algevekst. Det skulle på den annen side tilsi at Lønnavatnet vil kunne reagere sterkt negativt på redusert vannføring gjennom produksjonssesongen.

5. HØYERE VEGETASJON I VANGSVATN OG LØNAVATN

5.1 Vangsvatn

5.1.1 Tidligere undersøkelser

Makrovegetasjonen i Vangsvatn er tidligere omtalt av Hauge (1958). Han beskriver vegetasjonen i grove trekk, sammen med noen få data om dybdefordeling for bl.a. *Isoetes lacustris* og *Ranunculus peltatus*. Største dyp for *Isoetes lacustris* angis til 7 m og *Ranunculus peltatus* til 5 m. Det er imidlertid uklart hvilken vannstand som disse dybdeverdiene refererer seg til.

Etter omtalen i Hauge (1958) framstår Vangsvatn som en vegetasjonsmessig næringsfattig (oligotrof) innsjø, men med visse vegetasjonstrekk som peker på noe mer næringsrike (mesotrofe) forhold.

Vegetasjonsdata fra Hauge (1958) er stilt sammen i tabell 5.1.

Tabell 5.1 Høyere vegetasjon i Vangsvatnet.
Observasjoner gjort av H.V.Hauge 1944 - 48.

ART	NORSK NAVN
BARBAREA STRICTA ANDRZ.	(STAKEKARSE)
CALLITRICHE AUTUMNALIS L.	(HØSTVASSHAR)
CALLITRICHE HAMULATA KUETZ.	(KLOVASSHAR)
CAREX NIGRA VAR. JUNCEA (FR.)HYL.	(STOLPE-STARR)
CAREX OEDERI RETZ.	(BEITE-STARR)
ELEOCHARIS PALUSTRIS (L.)R. & S.	(SUMPSIVAKS)
EPILOBIUM ANAGALLIDIFOLIUM LAM.	(DVERGMJØLKE)
FONTINALIS ANTIPYRETICA HEDW.	(ELVEMOSE)
GALIUM PALUSTRE L.	(MYR-MAURE)
ISOETES ECHINOSPORA DUR.	(MYKT BRASMEGRAS)
ISOETES LACUSTRIS L.	(STIVT BRASMEGRAS)
JUNCUS BUFONIUS L.	(PADDESIV)
MENTHA ARVENSIS L.	(AKERMYNTE)
MYRIOPHYLLUM ALTERNIFLORUM DC.	(VANLIG TUSENBLAD)
RANUNCULUS PELTATUS SCHRANK	(STOR VASS-SOLEIE)
RANUNCULUS REPTANS L.	(EVJESOLEIE)
RUMEX ACETOSA L.	(ENGSYRE)
SAGINA NODOSA (L.)FENZL.	(KNOPPARVE)
SILENE MARITIMA WITH.	(STRANDSMELLE)
SUBULARIA AQUATICA L.	(SYLBLAD)
VERONICA SCUTELLATA L.	(VEIKVERONIKA)

TILLEGGSOBSERVASJONER (NIVA 1978)	

CRASSULA AQUATICA (L.)SCHÖNL.	(FIRLING)
EQUISETUM FLUVIATILE L.	(ELVESNELLE)
LIMOSELLA AQUATICA L.	(EVJEBRODD)
LITTORELLA UNIFLORA (L.)ASCH.	(TJØNNGRAS)
LOBELIA DORTMANNA L.	(BOTNEGRAS)

5.1.2 Undersøkelsen 1978 - bakgrunn og metoder

Hensikten med undersøkelsen var å få innsikt i sammensetningen og fordelingen av undervannsvegetasjon i Vangsvatn (og Lønnavatn). Dette gir mulighet for å belyse effekt av eventuell forurensning. Dessuten kan betydningen av f.eks. lysklimaet under vann, bunnforhold og vannstand vurderes. Sammenliknet med eldre data kan slike undersøkelser også fortelle om eventuelle uønskede tendenser i innsjøens tilstand, ofte på et tidlig tidspunkt. Dybdefordelingen og sammensetningen av undervannssamfunnet er utgangspunkt for slike analyser.

NIVAs undersøkelse i august 1978 ble konsentrert om stikkprøvetaking ved 4 stasjoner (avmerket på figur 5.1). Data om bunnforhold og bunnvegetasjon ble innsamlet ved hjelp av dykking og stereofotografering i henhold til Rørslett m.fl. (1978). Dykking ble foretatt til så stort dyp som det var praktisk mulig på hver stasjon. For øvrig foretok vi en artsregistrering i de strandnære områdene ved prøvepunktene. Denne registreringen gjør ikke krav på å være komplett, noe som ville være en langt mer tid- og arbeidskrevende oppgave enn det undersøkelsesprogrammet la opp til. Det foreliggende materialet avspeiler derfor de mer generelle trekk ved vegetasjonen i Vangsvatn.

Undersøkelser i andre, større norske innsjøer har vist at vegetasjonen oftest er svært heterogen (ujevnt fordelt) innenfor en og samme innsjø (Rørslett, unpubl. obs. fra Tyrifjord m.v.).

Resultatene fra Vangsvatn bekrefter dette inntrykket.

5.1.3 Vegetasjon og vannstand

Generelt sett påvirkes vannvegetasjonen i betydelig grad av vannstanden. Omfanget av vannstandsvariasjonen og endringer gjennom tiden er av betydning i denne sammenheng.

Vangsvatn er kjennetegnet ved store årlige variasjoner i vannstand. Data fra VM 598 Bulken, ved utløpet av Vangsvatn, er fremstilt i figurene 5.2.3 for perioden 1945-77. Den gjennomsnittlige årlige vannstandsvariasjonen er beregnet til 3,48 m for denne perioden.

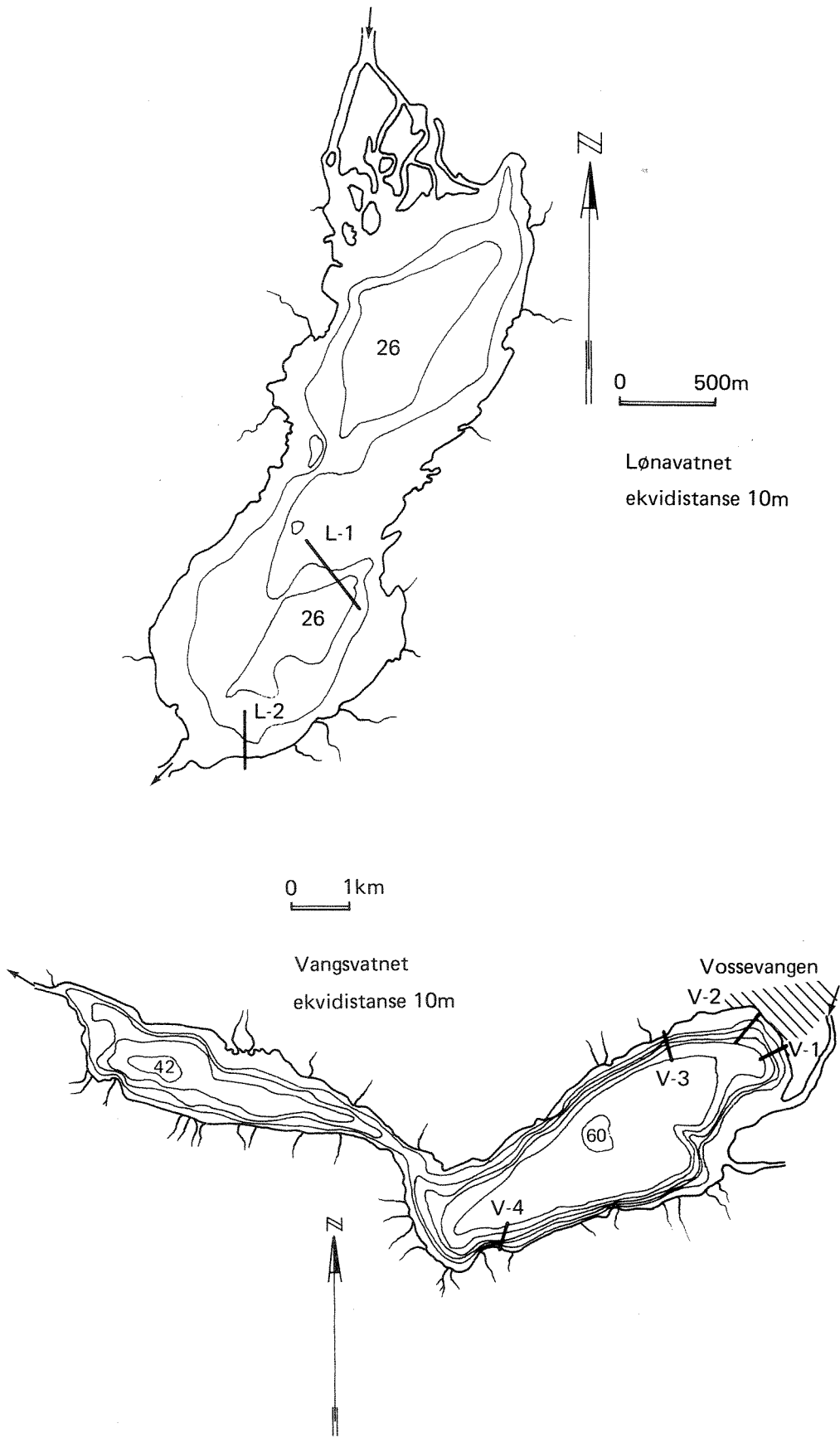


Fig. 5.1 Stasjoner for undervannsfotografering i Lønnavatnet og Vangsvatnet

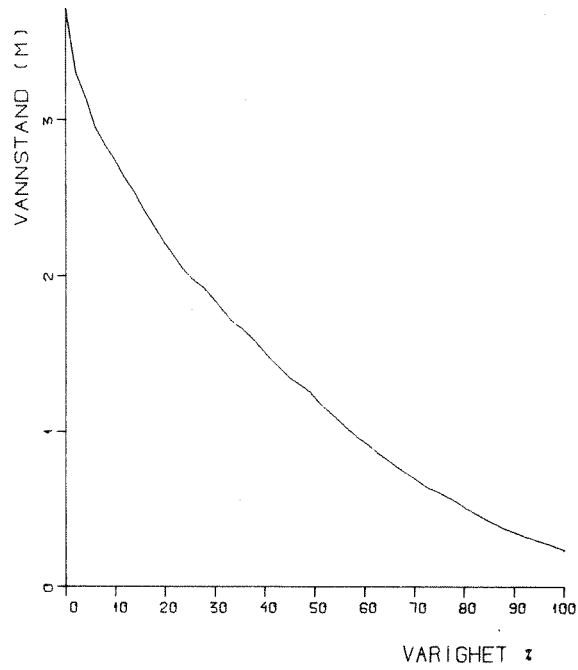


Fig. 5.2 Varighetskurve for vannstand i Vangsvatnet (1945 - 1977)

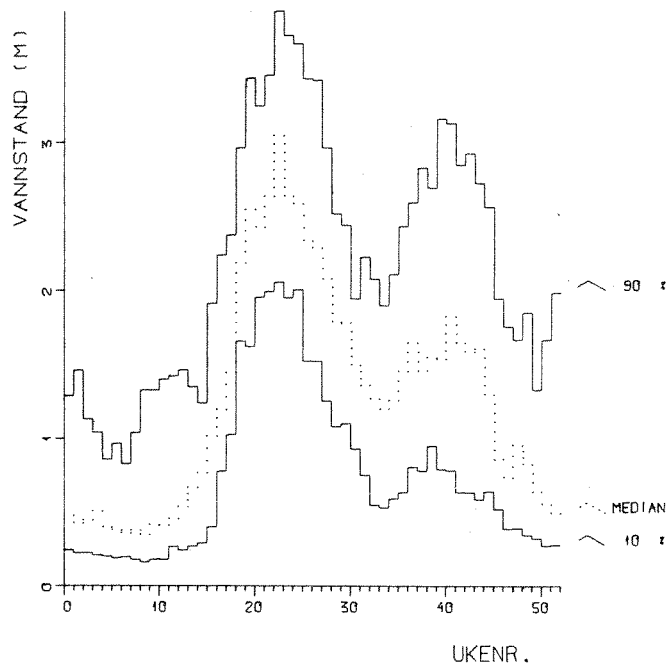


Fig. 5.3 Vannstand i Vangsvatnet i normalperioden 1945 - 1977

Varighetskurven for vannstand er gitt i figur 5.2. Denne kurven viser et jevnt fallende forløp, noe som indikerer at det ikke er spesielle vannstands nivåer som er framherskende. Vi finner at 90- og 10 persentil varighet tilsvarer henholdsvis -0,85 m og +1,50 m nivå i forhold til median vannstand (50-persentil). Det er derfor minst 2,35 vertikalmetre av strandsonen som preges av skiftende tørrlegging og oversvømmelse. Dette kan forventes å påvirke vegetasjonen i høy grad.

Vannstandsvariasjonene er gitt som funksjon av årstiden i figur 5.3. Vi ser at det normalt er høy vannstand fra slutten av april, med den høyeste vannstand i månedsskiftet mai/juni. Vannstanden faller deretter utover sommeren, inntil vi får et nytt høstmaksimum i slutten av august og begynnelsen av september. Vintervannstanden er lav fra november og fram til mars/april.

Den varierende vannstanden innenfor plantenes vekstsesong (mai-august) betyr at veksten hemmes i de grunneste vannområdene.

5.1.4 Vegetasjonen på de undersøkte lokalitetene

Da vegetasjonen var svært ulik på de undersøkte stasjonene, vil hver stasjon bli omtalt for seg. Alle dybdeangivelser er korrigert til medianvannstand.

St. V-1 Badestrand ved Prestegardsmoen

Lokaliteten er utsatt for noe vind- og bølgeslagpåvirkning. Bunnen skråner slakt ned til omlag 2 m dyp, med en helning omkring 1:20. I dette området er bunnen øverst (0-1 m dyp) sandig og sparsomt kolonisert med høyere vegetasjon. Fra omlag 1,5 m dyp vokste *Isoetes lacustris* i tette kolonner, ned til et største dyp omkring 3,5 m. Mattene med *Isoetes* var tett overvokst med et lag av påvekstalger, mest grønnealger. Spor av blågrønnalger, som indikerer forurensning, fantes på bunnen.

Fra nedre del av *Isoetes*-sonen ble det funnet ferskvannssvamp (*Spongilla* cf. *lacustris*), som fortsatte over marbakken og ned til minst 14 m dyp (dykkingsgrense). Bunnen var svært løs og slampreget fra 2-3 m dyp.

Rester av klosettpapir og fekalier ble observert i 4-5 m dyp, men ikke i særlig store mengder.

St. V-2 Badestrand ved campingplass

I området 0-1 m dyp var bunnen sandig, og i henhold til bildematerialet ustabil med tydelige bølgeslag- og erosjonsmerker. Ytterst fattig høyere vegetasjon ble observert, med få enkeltskudd av *Isoetes echinospora*. Ned mot 1 m dyp var det tiltakende begroing med blågrønnalger på bunnen. Noe søppel (plast, bokser osv.) ble også observert.

Fra noe over 1 m dyp (1,2-1,7 m) viser bildene en sterkt økende forureningsgrad. Blågrønnalgemattene blir tettere på bunnen, spor av kraftig gassutvikling finnes, og dessuten rester av fekalier og klosettpapir.

Fra 1,5-1,7 m dyp og ned til nedre observasjonsgrense (9 m dyp) var bunnen dekket med tykke matter av blågrønnalger, fekalier og til dels massive ansamlinger av klosettpapirrester (se foto 2). Mest av dette fantes ned til 4,2 m dyp. Her observerte vi også betydelige mengder ål, som lot til å ha gode ernæringsforhold.

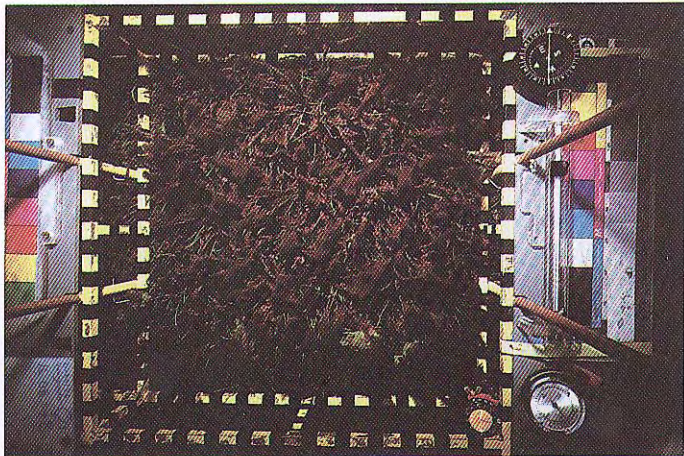
St. V-3 Ved Voss UH

Fra 0-0,9 m dyp var bunnen her slampreget og blandet med stein. Spredte forekomster av lavvokste planter (isoetider) preget vegetasjonsbildet. Mest var det av *Isoetes echinospora* og *Ranunculus reptans*. Også *Subularia aquatica* ble observert.

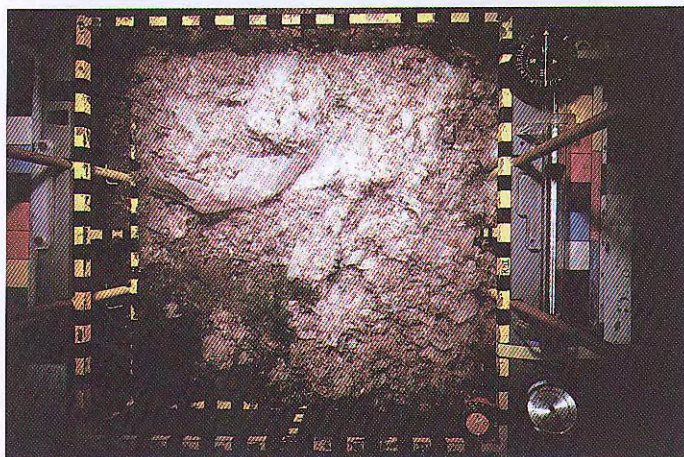
Tette matter av påvekstalger viste en merkbar tilførsel med næringsalter. Bunnsamfunnet for øvrig er karakteristisk for den øvre del av oversvømmingssonen i oligotrofe-mesotrofe innsjøer.

Fra 1,4 m dyp overtok *Isoetes lacustris* som dominant i bunnsamfunnet, med sporadisk innblanding av *Littorella uniflora* og *Spongilla* cf. *lacustris*. Svært frodig påvekst (grønnalger, noe kiselalger) var typisk for dette samfunnet (se foto 1). Bunnen var løs og slampreget, med dyaktig karakter.

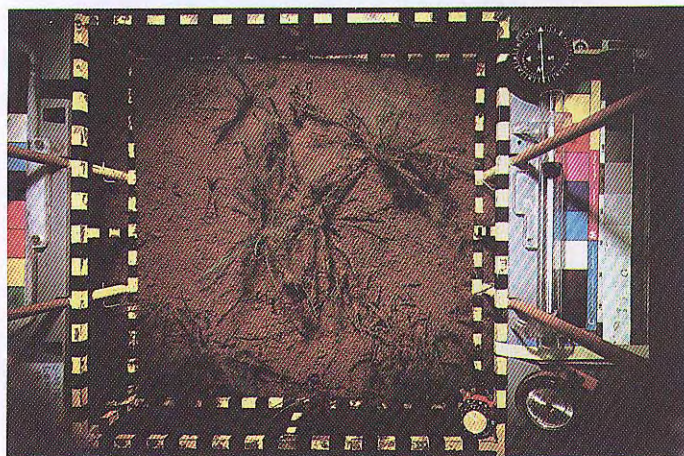
I 2,2 m dyp fantes *Isoetes lacustris* i meget tette bestander. Andre arter var *Callitriche hamulata* og *Spongilla* cf. *lacustris*. Påveksten



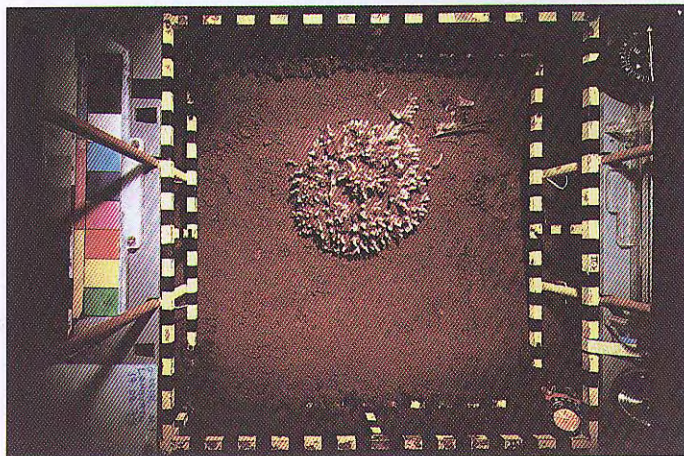
Vangsvatn st. V-3, 1.4 m dyp.
Tett bestand av stivt brasmegras
(*Isoetes lacustris*) overvokst med
epifyttiske alger.



Vangsvatn st. V-2, 2.0 m dyp.
Massiv forurensning på bunnen.
Blågrønnalger og ansamling av
fekalier og klosettpapir.



Lønavatn st. L-1, 5.0 m dyp.
Store eksemplarer av stivt brasmegras
(*Isoetes lacustris*) nær artens
dybdegrense. Plantene er sterkt
nedslammet.



Lønavatn st. L-1, 10.4 m dyp.
Nedslammet koloni av
ferskvannssvamp (*Spongilla*).

var betydelig mindre enn høyere opp. Yttergrense for *Isoetes lacustris* lå ved 3,6 m dyp.

Plantene var her nesten forsvunnet nede i den løse dyaktige bunnen. *Spongilla* cf. *lacustris* overtok som dominant. Påvekst var redusert til et minimum.

Ned til ca. 11,5 m dyp ble bunnen stadig mer finkornet, men beholdt sitt dyaktige preg. *Spongilla* cf. *lacustris* var enerådende. Med økende dyp skiftet *Spongilla* cf. *lacustris* farge fra grønn til mer hvitaktig på grunn av avtakende innhold av samboende grønnalger. Kanten av marbakken var ved omkring 14 m dyp. Her var bunnen flekkvis noe steinet, og det fantes spor av sand og grus. Okerutfellinger ble også observert (fra 11,3 m dyp og nedover).

Fra ca. 16 m dyp skifter bunnen igjen karakter, og blir jevnt finere i struktur nedover, med spor av okerutfellinger og noe dy. Brattere helning medfører langt mindre *Spongilla* cf. *lacustris*, her helt hvit av utseende.

Største observasjonsdyp, 21,2 m, viste ingen nevneverdig endring fra forholdene i 15-16 m dyp.

St. V-4 Saganeset

Denne lokaliteten var betydelig utsatt for vind og bølgeslag. Bunn-topografien skilte seg fra de øvrige lokalitetene. Marbakken lå svært nær land, og helningen utenfor kom opp i 1:3 på det bratteste.

I 0-1 m dyp var bunnen steinet, og bar ytterst sparsom vegetasjon. Det var utviklet et samfunn av lavvokste isoetider, med store likheter til samfunnet i samme dybdenivå ved st. 2. Også her var *Isoetes echinospora* den hyppigste arten, men *Ranunculus reptans* og *Subularia aquatica* gjorde seg stedvis gjeldende. På steinene fantes et belte av grønnalger ned til ca. 1 m dyp.

Fra 2 m dyp ble bunnen sandig, og fra 2,4 m fantes *Spongilla* cf. *lacustris*. I marbakken, fra 3 til 6 m dyp, var bunnen sandig-gruset med innslag av større stein. Her manglet begroing helt.

I 7-9 m dyp flatet bunnen ut, og ble svært løs og slamaktig. Ned til omkring 20 m fantes bare *Spongilla* cf. *lacustris* i sparsomme mengder.

5.1.5 Dybdefordelingen i Vangsvatn

De observerte dybdegrensene for undervannsartene i Vangsvatn er gitt i tabell 5.2. I likhet med flertallet undersøkte norske innsjøer, er det *Isoetes lacustris* som går dypest av karplantene. Dybdegrensen i Vangsvatn, 3,6 m, er normal for denne arten i forhold til innsjøens siktedyp (se figur 5.4). Angivelsen i Hauge (1958) om *Isoetes*-dybdegrense på 7 m er tvilsom, muligens refererer verdien seg til en svært høy vannstand. Dette kan også være forklaringen på Hauges dybdegrense for *Ranunculus peltatus* (oppgitt til 5 m). Denne arten vokser normalt ikke dypere enn omlag 3,5 m.

Hauges data kan derfor ikke gi grunnlag for å anta at dybdegrensene har endret seg i Vangsvatn siden 1940-årene.

Undervannssamfunnets samlede dybdefordeling er gitt i tabell 5.3 og figur 5.5. Dybdefordelingskurvene antyder en viss heterogenitet, idet helningen varierer med dypet (i logaritmisk skala). Dette skyldes antakelig det sparsomme datagrunnlaget. Fordelingskurven kan derfor ikke brukes som basis for en test om dybdegrensene er bestemt av lysklimaet alene (jfr. under Lønavatn).

Undervannssamfunnets beregnede tyngdepunkt ligger ved ca. 6 m dyp. Dette viser at vannstandsvariasjonene "presser" samfunnets utvikling nedover mot dypet, i overensstemmelse med tidligere observerte forhold i regulerte innsjøer (Rørslett 1980, se også figur 5.9).

5.2 Lønavatn

5.2.1 Tidligere undersøkelser

Den høyere vegetasjonen i Lønavatn er omtalt i Jonsson m.fl. (1975) og i Matzow (1976). Vegetasjonsdata fra disse undersøkelsene er gitt i tabell 5.4, supplert med NIVAs observasjoner 1978. Et vegetasjonskart over Lønavatn er gitt i figur 5.6.

Dybdegrensen for høyere vegetasjon oppgis til ca. 4,5 m for *Isoetes lacustris* som er den dominerende arten i undervannsvegetasjonen.

Tabell 5.2 Dybdegrenser for undervannsartene i Vangsvatnet (data fra stereobilder ved NIVA). Verdier i z-koordinatsystem, dvs. negative verdier betyr meter under vannoverflaten med 0-punkt lik beregnet medianvannstand

NEDRE GRENSE (Z-N)	TYNGDE- PUNKT (Z-W)	ØVRE GRENSE (Z-H)	ART
-0.9	-0.80	-0.6	ISOETES ECHINOSPORA DUR.
-0.9	-0.80	-0.7	SUBULARIA AQUATICA L.
-0.9	-0.80	-0.7	RANUNCULUS REPTANS L.
-0.9*	-0.9*		LOBELIA DORTMANNA L.
-1.2*	-1.2*		LITTORELLA UNIFLORA (L.) ASCH.
-3.6	-1.79	-0.6	ISOETES LACUSTRIS L.
-2.1*	-2.1*		CALLITRICHE HAMULATA KUETZ.
-21.0	-9.69	-1.6	SPONGILLA CF. LACUSTRIS (L.)

*): USIKKER VERDI (FA OBSERVASJONER)

Tabell 5.3 Vegetasjonens dybdefordeling i Vangsvatnet

se forklaring til tab. 5.2

Z-INTERVALL	INTERVALL- TYNGDEPKT.	ANTALL I INTERVALL	ARTSANTALL GJ.SNITT	DEKNING DB-SKALA	DEKNING PROSENT
(-0.10 ; -2.00)	-1.05	10	2.10	-2.978	50.371
(-2.10 ; -4.00)	-2.70	4	2.25	-1.066	78.229
(-4.10 ; -6.00)	-5.10	3	1.00	-6.601	21.875
(-6.10 ; -8.00)	-6.50	1	1.00	-4.260	37.500
(-8.10 ; -10.00)	-9.10	2	1.00	-6.021	25.000
(-10.10 ; -12.00)	-11.15	2	1.00	-6.021	25.000
(-12.10 ; -14.00)	-13.15	4	1.00	-6.301	23.437
(-14.10 ; -16.00)	-15.00	3	1.00	-10.045	9.896
(-16.10 ; -18.00)	-17.15	2	1.00	-13.291	4.687
(-18.10 ; -20.00)	-19.50	2	0.00	-	-
(-20.10 ; -22.00)	-20.65	2	1.00	-16.301	2.344

Tabell 5.4 Høyere vegetasjon i Lønnavatn. Observasjoner fra Jonsson m.fl. (1975) og NIVA (1978)

ART	NORSK NAVN
CALLITRICHE HAMULATA KUETZ.	(KLOVASSHAR)
CALLITRICHE STAGNALIS SCOP.	(DIKEVASSHAR) *
CALLITRICHE VERNA L.	(SMÅVASSHAR) *
CAREX ROSTRATA STOKES	(FLASKESTARR)
DREPANOCLADUS SP.	(KLOMOSE)
EQUISETUM FLUVIATILE L.	(ELVESNELLE)
FONTINALIS ANTIPYRETICA L.	(ELVEMOSE)
FONTINALIS DALECARLICA HEDW.	(SLANK ELVEMOSE)
ISOETES LACUSTRIS L.	(STIVT BRASMEGRAS)
LOBELIA DORTMANNIA L.	(BØTNEGRAS)
MYRIOPHYLLUM ALTERNIFLORUM DC.	(VANLIG TUSENBLAD)
NITELLA SP.	(KRANSALGE)
POTAMOGETON BERCHTOLDII FIEB.	(SMA-TJØNNAKS)
POTAMOGETON NATANS L.	(VANLIG TJØNNAKS)
RANUNCULUS REPTANS L.	(EVJESOLEIE)
SPARGANIUM ANGUSTIFOLIUM MICHX.	(FLOTGRAS)
SPHAGNUM SP.	(TORVMOSE)
SPONGILLA CF. LACUSTRIS (L.)	(FERSKVANNSSVAMP)
SUBULARIA AQUATICA L.	(SYLBLEAD)

*): ANGIVELSER FRA JONSSON M.FL. (1975), MULIGENS FEILBESTEMT C.HAMULATA

5.2.2 Høyere vegetasjon 1978

Vegetasjonsforholdene ble undersøkt ved dykking og stereofotografering på to lokaliteter (avmerket på figur 5). Da forholdene var nokså like begge steder, behandles resultatene under ett.

Gruntvannsområdene (0-1 m) er utsatt for vind og bølgeslagspåvirkning. Substratet er her steinet med innslag av sand. Høyere vegetasjon forekommer meget sparsomt i dette dybdeintervallet, vesentlig konsentrert til bukter og elveutløp.

Fra omlag 1,5 m dyp blir *Isoetes lacustris* en dominerende art i bunn-samfunnet og opptrer med nær 100 % dekning i 1,5-2,5 m dyp. I den øvre delen av *Isoetes*-sonen forekom *Lobelia dortmanna* mer spredt. Fra omkring 2 m dyp og ned til nesten 4 m dyp fantes *Callitriche hamulata* stedvis i større mengder sammen med *I. lacustris*. Ferskvannssvampen *Spongilla* cf. *lacustris* opptrådte fra omkring 1,5 m dyp, men fikk sin største forekomst først i 4-5 m dyp.

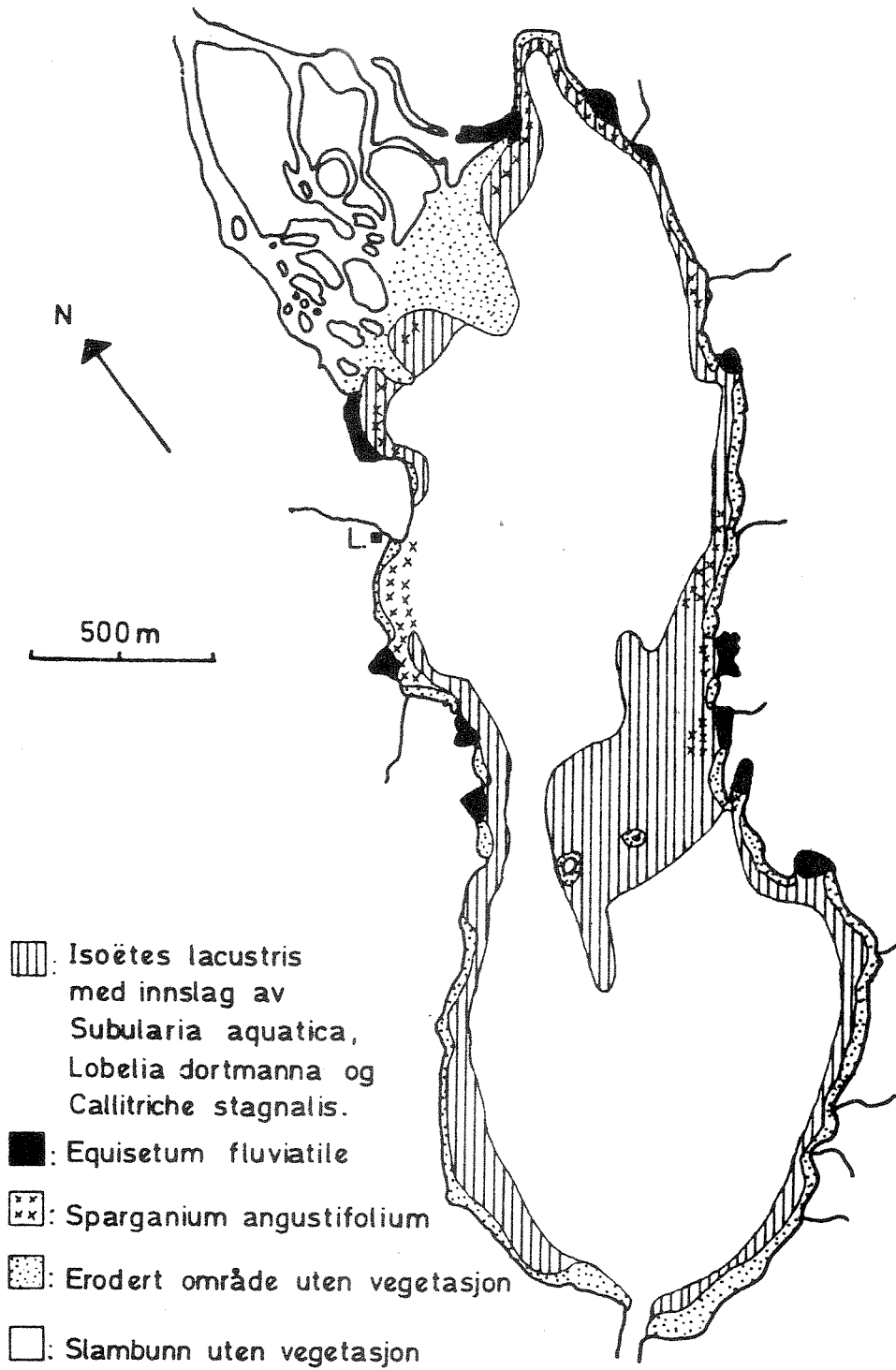


Fig. 5.6 Fordeling av bunntyper og den viktigste bunnvegetasjon i Lönavatnet. (etter Matzow 1976)

Nedre grense for *Isoetes lacustris* lå ved 5,8 m dyp. I dette dybdeområdet overtok et dypvannssamfunn, bestående av *Potamogeton berchtoldii*, forskjellige moser (*Drepanocladus* m.fl.) og kransalgen *Nitella* sp. Bunnen var svært løs og noe dypreget i de dypeste områdene. Ved den nedre grensen for *Isoetes lacustris* (fra 5-5,8 m dyp) viste bildematerialet at plantene var i ferd med å bli "beregnet" i det løse bunnslammet.

5.2.3 Dybdefordelinger

Karakteristiske verdier for enkeltartenes dybdefordeling er gitt i tabell 5.5. Dybdegrensen for *Isoetes lacustris* er gitt som 4,5 m av Jonsson m.fl. (1975), men ble i 1978 bestemt til 5,8 m. Denne forskjellen illustrerer ulikheter i prøvetakingsmetodikk, og betyr neppe at *I. lacustris* nå vokser dypere enn tidligere.

Etter "normal"-kurven for dybdegrense av *Isoetes lacustris* i forhold til siktedyp (figur 5.4) burde siktedypet i Lønnavatn være omkring 9-10 m. Dette stemmer bra med angivelsene i Matzow (1976), hvor største målte siktedyp er 10,4 m. Lysforholdene kan imidlertid hurtig endres i regnvårsperioder, hvor siktedypet reduseres til 4-5 m. Vurdert på grunnlag av dybdefordelingen til *I. lacustris*, har slike "episoder" ikke avgjørende betydning for artens evne til å vokse på dypt vann.

Forekomsten av et spesielt dypvannssamfunn omtales ikke av Jonsson m.fl. (1975). Slike samfunn er påvist i flere norske innsjøer som er undersøkt med stereofotograferingsteknikken. Artene i dette samfunnet varierer fra én innsjø til en annen, men ofte forekommer nettopp *Spongilla*, *Sphagnum* og *Nitella* i utpreget oligotrofe innsjøer. Forekomsten av *Potamogeton berchtoldii* er derimot overraskende, sett i forhold til Lønnavatnets noe oligotrofe tilstand og vannmassenes lave innhold av løste stoffer (konduktivitet f.eks. typisk omkring 10 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Denne arten regnes i litteraturen vanligvis som en indikator på en mer næringsrik (mesotrof) tilstand.

Undervannssamfunnets samlede dybdefordeling er gitt i tabellene 5.5 og 5.6. Forekomst av et dypvannssamfunn gir en topp på fordelingskurven i dybdeintervallet 8-10 m.

Tabell 5.5 Dybdegrensener for undervannsartene i Lönavatnet (data fra stereobilder ved NIVA) . Verdier i z-koordinatsystem, dvs. negative verdier betyr meter under vannoverflaten med 0-punkt lik beregnet medianvannstand

NEDRE GRENSE (Z-N)	TYNGDE- PUNKT (Z-W)	ØVRE GRENSE (Z-H)	ART
-1.5*			MYRIOPHYLLUM ALTERNIFLORUM DC.
-2.3	-1.66	-1.5*	LOBELIA DORTMANNA L.
-3.9	-2.7	-2.0	CALLITRICHE HAMULATA KUETZ.
-5.8	-2.83	-1.5	ISOETES LACUSTRIS L.
-11.8	-4.19	-1.5	SPONGILLA CF. LACUSTRIS (L.)
-4.7	-4.52	-4.3	SPHAGNUM SP.
-9.1	-4.99	-3.5	NITELLA SP.
-6.8	-5.03	-3.4	POTAMOGETON BERCHTOLDII FIEB.
-8.5	-7.11	-5.8	DREPANOCLADUS SP.

*): USIKKER VERDI (FA OBSERVASJONER)

Tabell 5.6 Vegetasjonens dybdefordeling i Lönavatnet

Z-INTERVALL	INTERVALL- TYNGDEPKT.	ANTALL I INTERVALL	ARTSANTALL GJ.SNITT	DEKNING DB-SKALA	DEKNING PROSENT
(-0.10 ; -2.00)	-1.47	15	2.07	0.070	101.615
(-2.10 ; -4.00)	-3.20	10	2.90	-0.079	98.203
(-4.10 ; -6.00)	-4.99	20	1.60	-3.789	41.797
(-6.10 ; -8.00)	-7.11	15	1.07	-18.323	1.471
(-8.10 ; -10.00)	-8.87	4	1.00	-8.768	13.281
(-10.10 ; -12.00)	-11.06	5	0.60	-13.748	4.219

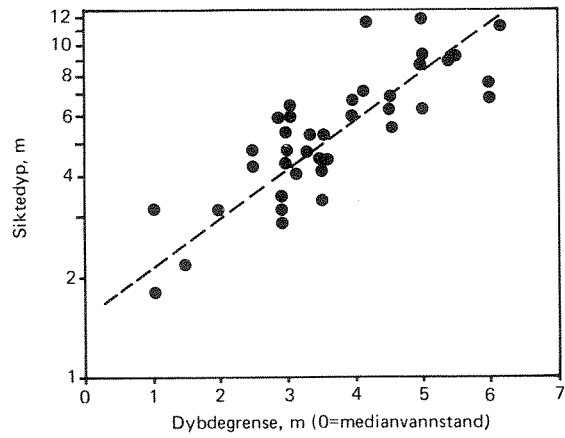


Fig. 5.4 Dybdegrense for *Isoetes lacustris* i 40 nordiske innsjøer (litteraturdata)

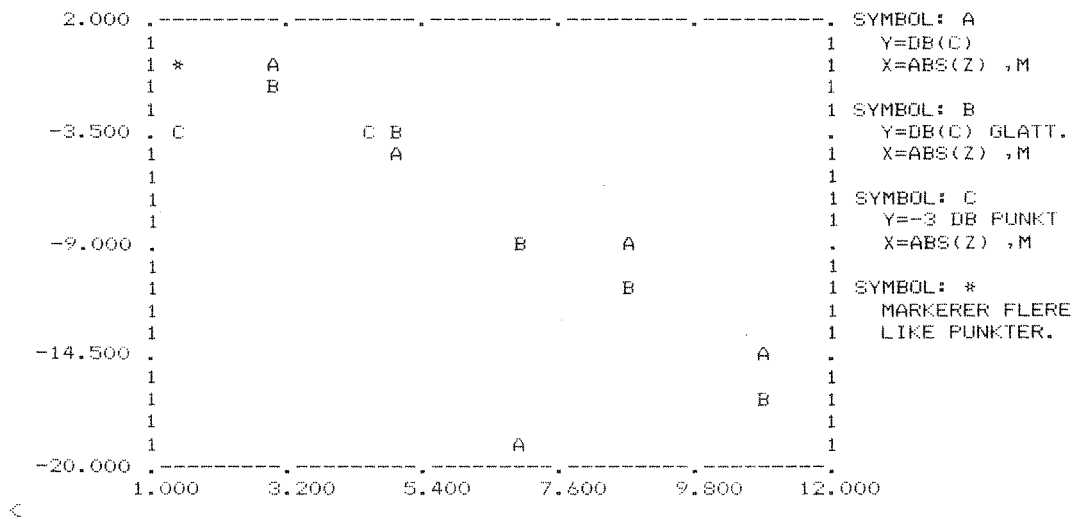


Fig. 5.5 Vegetasjonens dekning mot dyp i Lönavatnet

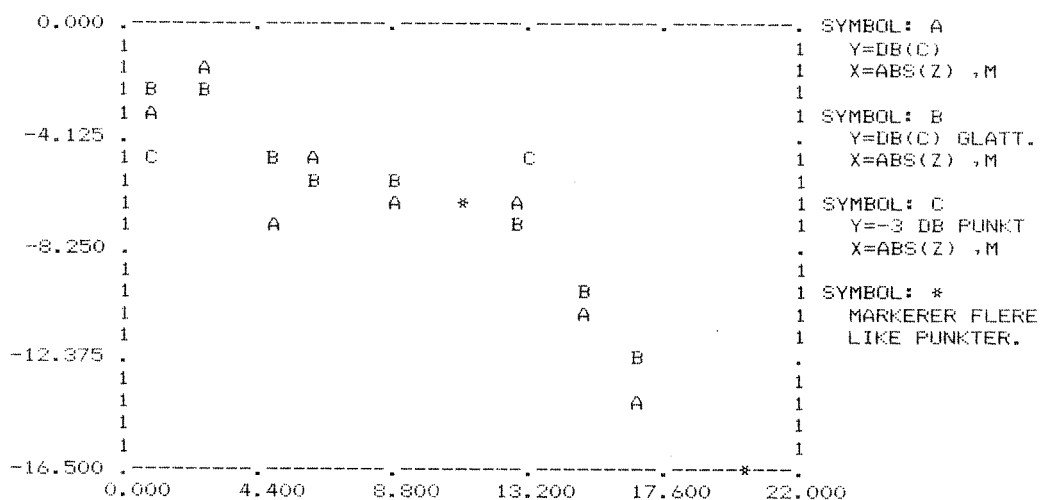


Fig. 5.7 Vegetasjonens dekning mot dyp i Vangsvatnet.
 Dekning dB(c) i logaritmisk skala.
 (A=rådata, B=glattet, C=grense for 50% dekning)

Strukturen av undervannssamfunnene i norske innsjøer er oftest svært enkel. En strukturanalyse (ordinasjon) av slike samfunn gir oftest en ordning av artene langs en hovedgradient som "forklarer" det meste av samvariasjonen mellom artene. Det er et nært samband mellom hovedgradient og dyp.

En ordinasjon (metode: prinsipale koordinater, jfr. Rørslett 1979) av Lønavatn-materialet ga som resultat at akse nr. 1 forklarte ca. 75 % av totalvariansen. Dette bekrefter at samfunnets struktur er enkel, noe som også framgår av figur 5.8, der ordinasjonsskåre er satt opp mot tyngdepunktet for hver art. En viss heterogenitet gjenspeiles av figur 5.8, noe som kommer av det spesielle dypvannssamfunnet (*Potamogeton berchtoldii*, *Spagnum*, *Nitella* og *Drepanocladus*).

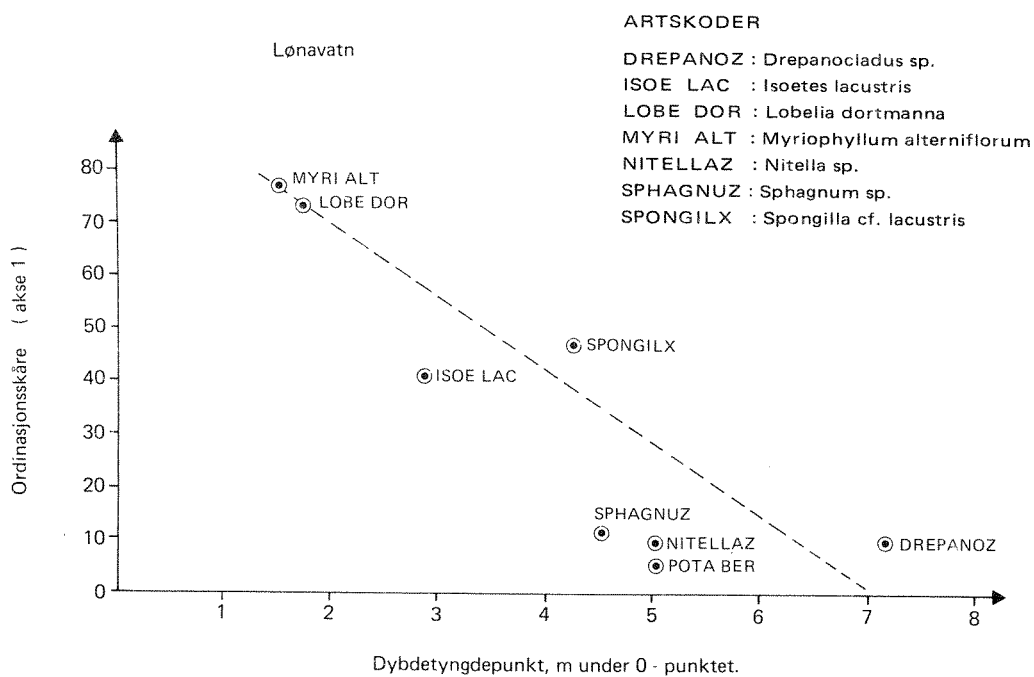


Fig. 5.8 Sambandet mellom undervannsartenes dybdetyngdepunkt og samfunnsstruktur (= ordinasjonsresultat) i Lønnavatnet

Det samlede tyngdepunkt for undervannssamfunnet i Lønnavatn er beregnet til å ligge ved 3,2 m dyp.

Undersøkelser i andre norske innsjøer med skiftende vannstand har gitt en tydelig sammenheng mellom karakteristisk dyp (= tyngdepunktet) og vannstandsvariasjonen (figur 5.9). Basert på denne (empiriske) sammenheng kan vannstandsvariasjonen i Lønnavatn anslås til omlag 2 m. Det mangler vannstandsmålinger i Lønnavatn for lengre tidsrom; men ifølge Matzow (1976) kjennetegnes Lønnavatn ved store og hurtige svingninger i vannstanden. Det oppgis her f.eks. at vannstanden varierte 1,5 m i løpet av en 14-dagers periode i august 1972.

I logaritmisk (dB) skala avtar samfunnsdekningen tilnærmet lineært dypet fra omkring 3 m og nedover, med helning ca. $-1,8$ dB/m (beregnet

fra utglattede data). Dette er i samsvar med lyssvekningskoeffisienten for 10 m siktedyp, og antyder at dybdefordelingen i Lønnavatn er bestemt av lysforholdene.

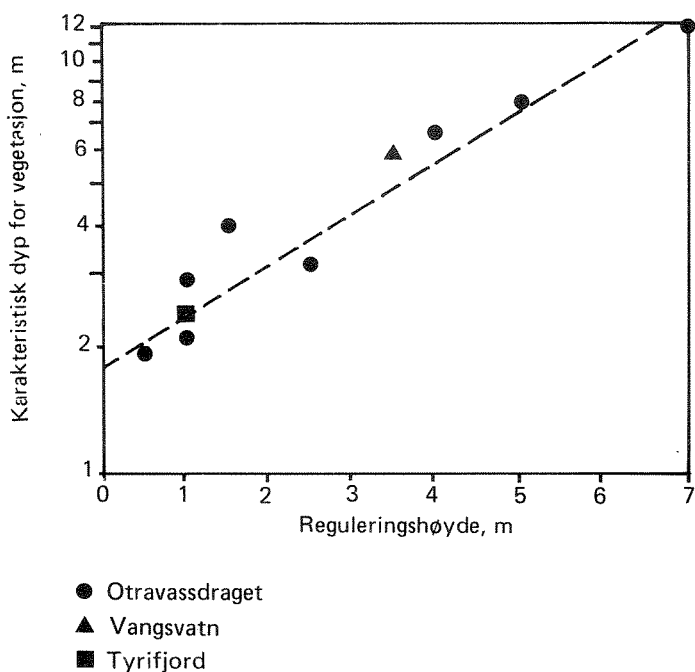


Fig. 5.9 Karakteristisk dyp (tyngdepunkt) for undervannsvegetasjon i noen regulerte innsjøer

5.3 Sammenlikning av vegetasjonsforholdene i Vangsvatn og Lønnavatn

Datagrunnlaget for en sammenlikning av vegetasjonsforholdene i de to undersøkte innsjøene, Vangsvatn og Lønnavatn, kunne vært mer fyldig. Noen foreløpige konklusjoner kan likevel trekkes på basis av det foreliggende materiale.

Begge innsjøer kan klassifiseres som "*Lobelia*"-innsjøer ifølge Samuelsson (1925). Hovedinntrykket er at vegetasjonen avspeiler en nokså næringsfattig (oligotrof) innsjøtilstand. Mest markert er dette for Lønnavatn. Selv om Vangsvatn har utviklet noenlunde tilsvarende samfunn som Lønnavatn, er f.eks. bevoxsningen av påvekststalger klart bedre utviklet i Vangsvatn. Lokalt er markert forurensning påvist, med klare utslag i biologisk respons. Effekten av denne forurensningen er mest framtrædende i gruntvannsområdene. Strukturmæssig er det vanskelig å spore noen utslag i Vangsvatn, med unntak for den sterkest påvirkede lokaliteten (st. V-2).

Dybdegrense for den dominerende arten *Isoetes lacustris* ligger vel 2 m høyere i Vangsvatn enn i Lønnavatn. Dette kunne skyldes et dårligere lysklima for undervannsvegetasjonen i denne innsjøen (på grunn av øket planktonproduksjon), men datagrunnlaget foreløpig er for svakt til å trekke sikre konklusjoner her. Den store vannstandsvariasjonen i Vangsvatn kan også spille inn. Forekomsten av de spesielle isoetide-artene (*Limosella* m.fl.) tyder på en vegetasjonsutforming med vannstandsvariasjonen som drivende kraft.

I Lønnavatn spiller nok også vannstandsvariasjonen en betydelig rolle for undervannssamfunnets fordeling; men andre faktorer, som f.eks. tilslamming av bunnen, har innflytelse på utformingen av samfunnet.

6. LITTERATUR

Faafeng, B., P. Brettum, T. Kristoffersen, E.-A. Lindstrøm, D. Matzow, J. P. Nilssen og T. Tjomsland 1979. En undersøkelse av Vossevassdraget 1977. NIVA O-76088. 167 s.

Haraldstad, Ø. og D. Matzow 1979. Virkninger av regulerings tiltak på aurebestanden i Myrkdalsvatnet, Voss. Rapport nr. 4 fra Vosseprosjektet, Zoologisk Institutt ved Universitetet i Oslo.

Hauge, V. H. 1958. Vangsvatn and some other lakes near Voss. A Limnological survey of Western Norway. Folia Limn. Scand.

Jonsson, B., P. I. Kvammen, D. Matzow, J. P. Nilssen og T. Østli 1975. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Lønavatn. Hovedfagsoppgave i zoologi, Universitetet i Oslo.

Matzow, D. 1976. Røyra ernæringsbiologi i Lønavatn belyst ved en sammenlikning mellom røyra fødevalg og næringsdyrenes fordeling, og en analyse av konkurranse mellom røyr og ørret. Hovedfagsoppgave i zoologi, Universitetet i Oslo.

Rørslett, B. 1979. Numerisk analyse av vegetasjon. Fremdriftsrapport nr. 1 : Egenverdi- og egenvektor ordinasjon. NIVA A1-22.

Rørslett, B. 1980. Reguleringsvirkninger på høyere vegetasjon i norske innsjøer. NIVA årbok 1979: 27 - 31.

Strøm, K. M. 1931. Norwegischen Binnenseen. Naturwiss. 19.

V E D L E G G

STASJON 1. MOSSAFINNELVA (Viki)

DATO	KOND	FARGE	FARGE FILTR	TURB	TOT P	PO ₄ P	TOT N	NO ₃ N	SiO ₂	Uorganisk tørrstoff	Organisk tørrstoff	Temp.	pH
8/7	11.5	40.5		0.37	20	3	250	20	< 0.1	-	-	11.8	6.3
26/7-78	11	26.5		0.28	8	2	210	40	< 0.1	0.38	0.04	14.0	6.1
17/8	12	16.0		0.27	4	1.5	160	40	0.6	0.10	0.06	12.9	6.9
6/9	142.5	490		7.9	1100	filtr 1350	8900	filtr 1080	filtr 2.0	1.00	3.47	9.7	5.3
28/9	29.7	33.5		0.48	21.5	10	640	520	-	0.43	0.37	6.0	6.9
18/10	19.5	30.5		0.25	16.5	7	380	240	-	0.23	0.33	5.3	6.2
11/11	18.0	30.5		0.25	9.6	1.5	240	145	-	0.10	0.16	4.4	5.6
25/4-79	26.8	37.0		0.46	4.5	3.0	420	245	0.6	0.35	< 0.10	2.2	6.1
Midde1	33.9	88.1		1.3	148.0	4.0	1400	291	0.7	0.37	0.65		6.2

STASJON 2a. REKVESBEKKEN

DATO	KOND	FARGE	FARGE FILTR.	TURB	TOT P	PO ₄ P	TOT N	NO ₃ N	SiO ₂	Uorganisk tørrstoff	Organisk tørrstoff	Temp.	pH
28/9-78	79.7	12		0.38	48	34	2200	2100	-	0.40	0.33	8.4	6.8
18/10	38.9	12		0.36	27	17.5	880	870	-	0.27	0.37	7.9	6.6
11/11	33.4	24		0.75	37	21.5	830	800	-	1.15	1.05	6.9	6.8
Midde1	50.7	16		0.50	37.3	24.3	1300	1260		0.61	0.58		6.7

STASJON 2b. DYRVO

DATO	KOND	FARGE	FARGE FILTR.	TURB	TOT P	PO ₄ P	TOT N	NO ₃ N	SiO ₂	Uorganisk tørrstoff	Organisk tørrstoff	TEMP.	pH
26/7	11.5	8		0.18	7	3	160	30	0.2	0.20	0.23	12.7	6.2
17/8	13	8		0.30	4	1	150	50	1.0	0.02	0.10	12.4	6.8
6/9	24.5	10.5		0.27	17	7	340	185	1.2	0.09	0.31	9.6	7.0
28/9	22	15.0		0.21	14	4	350	290	-	0.19	0.31	5.8	6.5
18/10	20.7	15		0.21	12	3.5	310	220	-	0.10	0.20	5.0	6.6
11/11	20.3	15		0.23	14.5	3	300	225	-	0.43	0.10	4.4	6.1
17/2-79	19	10		0.25	6	4	400	260	-	-	-	-	6.7
25/4-79	17.8	34.5		0,82	9	9	250	130	0.7	0.13	0.23	3.0	6.5
Midde1	18.6	14.5		0.31	10.4	4.3	283	174	0.8	0.17	0.21	-	6.6

STASJON: 3. BEKK V. VOSS UNGDOMSHERBERGE

DATO	KOND	FARGE	FARGE FILTR.	TURB	TOT P	PO ₄ P	TOT N	NO ₃ N	SiO ₂	Uorganisk tørrstoff	Organisk tørrstoff	TEMP.	pH
27/5	30.5	69.5		0.70	15	4	660	400	0.4	0.15	0.49	11.5	6.5
17/8	60.5	21.5		0.43	13	4	790	540	0.9	0.18	0.05	13.5	6.8
28/9	39.8	53.5		0.65	11	1.5	630	480		0.30	0.27	6.5	6.4
18/10	36.0	33.5		0.34	14	1.5	530	410		0.30	0.27	6.1	6.6
11/11	28.8	43.5		0.46	14	1.5	490	355		0.45	0.40	5.4	6.8
25/4-79	19.5	37.0		0.54	4.5	1.5	310	175	0.5	0.35	<0.10	4.1	6.7
Midde1	35.9	43.0		0.52	11.9	2.3	570	390	0.6	0.29	0.26		6.6

STASJON: 4. VANNJOLO

DATO	KOND	FARGE	FARGE FILTR.	TURB	TOT P	PO ₄ P	TOT N	NO ₃ N	SiO ₂	Uorganisk tørrstoff	Organisk tørrstoff	TEMP.	pH
8/7	6.5	5.0		0.27	2	<2	90	20	<0.1			10.4	5.9
26/7	6.5	<2.5		0.12	3	1	70	40	<0.1	0.08	0.20	11.2	5.8
17/8	7	2.5		0.13	3	<0.5	60	10	0.7	0	0.22	12.6	6.6
6/9	8	5		0.25	10	1	110	20	0.3	0.10	0.33	8.5	6.6
28/9	11.1	18		0.29	13.5	2.5	90	15		0	0.18	4.9	6.4
17/10	7.2	8.5		0.18	10	1	60	15		0.10	0.10	4.4	6.0
11/11	9.5	6.0		0.15	7.5	1	80	20		0	0.33	3.7	6.2
25/5	15.5	23.5		0.61	3.0	2.5	140	60	0.35	0.40	<0.10	2.1	6.3
Midde1	8.9	9.0		0.25	6.5	1.4	90	25	0.31	0.10	0.21		6.2

STASJON: 5. SPILDAGROE

DATO	KOND	FARGE	FARGE FILTR.	TURB	TOT P	PO ₄ P	TOT N	NO ₃ N	SiO ₂	Uorganisk tørrstoff	Organisk tørrstoff	TEMP.	pH
10/7	301	450.0	40.5	12	384.0	300.0	20600*	430	4.1	3.63	6.88	14.5	7.6
26/7	388	278	35.0	13	188	110	9600*	1480	4.0	0.88	1.00	11.8	7.3
17/8	167.5	49.0		1.2	44	41	7400*	3250	5.2	0.40	0.60	13.5	6.7
6/9	363	750	46.0	33	780	71.5 ^x	19000*	(10) ^x	4.0 ^x	6.44	11.11	12.6	7.6
28/9	98.7	63.5		1.1	79.5	57.5	3280	2900		0.25	0.75	8.7	6.6
17/10	45.9	37.5		0.77	75	49	1320	1010		0.67	0.77	7.3	6.7
14/11	75.3	250	33.5	6.4	300	255	2720	1750		12.57	6.57	5.6	7.1
25/4	42.9	31.5		0.62	48	35.5	1840	1370	2.15	0.30	0.37	3.9	6.9
Midde1	185.3	239	39	8.5	237.3	114.9	8220	1740	3.9	3.14	3.51	-	7.1

* = kl

^x = filt.

STASJON: 6. SKULESTADMOEN

DATO	KOND	FARGE	FARGE FILTR	TURB	TOT P	PO ₄ P	TOT N	NO ₃ N	SiO ₂	Uorganisk tørrstoff	Organisk tørrstoff	TEMP.	pH
10/7	19	10.5		0.18	4	<2	260	180	0.6	0.8	0.24	13.6	6.6
26/7	18	13.0		0.19	12	8	350	110	0.6	0.20	0.23	10.5	6.3
17/8	22	8		0.16	17	4	220	140	1.6	0.15	0.25	12.2	6.6
6/9	26	13		0.40	37	26	380	310	2.0	0.13	0.31	10.2	6.9
28/9	22.8	37.0		0.48	12	1.5	550	480		0.15	0.35	7.4	6.8
17/10	15.5	24.0		0.26	9.5	1.5	230	140		0	0.03	5.7	6.7
12/11	13.7	37.0		0.88	12.5	2.5	250	160		0.27	0.10	5.4	6.4
25/4	26.1	20.5		0.34	3.5	1.5	430	320	1.05	<0.10	0.16	2.1	6.5
Middel	20.4	20.4		0.36	13.4	5.9	330	230	1.17	0.23	0.21	-	6.6

STASJON: 7. SAUE

DATO	KOND	FARGE	FARGE FILTR	TURB	TOT P	PO ₄ P	TOT N	NO ₃ N	SiO ₂	Uorganisk tørrstoff	Organisk tørrstoff	TEMP.	pH
10/7	5.5	8		0.33	3	1	150	30	<0.1	0.08	0.32	13.9	5.8
26/7	5	16.0		0.47	4	2	100	45	<0.1	0.20	0.23	10.9	5.6
17/8	9	10.5		0.32	6	2	190	150	0.9	0.06	0.16	11.8	5.9
6/9	10	13		0.42	10	4.5	190	130	0.4	0.24	0.45	11.6	5.8
28/9	13.4	43.5		1.5	13	2	250	155		0.05	0.25	7.5	6.5
17/10	11.3	6.0		0.11	7	1	220	160		0	0.23	6.1	5.8
12/11	13.3	8.5		0.23	7.5	1	280	200		0.03	0.33	5.4	5.6
25/4	21.5	20.5		0.29	2.5	2.0	560	495	0.25	<0.10	<0.10	2.3	6.4
Middel	11.1	15.8		0.46	6.6	1.9	243	169	0.35	0.10	0.26		5.9

STASJON: 8. LØNE

DATO	KOND	FARGE	FARGE FILTR	TURB	TOT P	PO ₄ P	TOT N	NO ₃ N	SiO ₂	Uorganisk tørrstoff	Organisk tørrstoff	TEMP.	pH
10/7	5	5.0		0.26	5	<2	210	<10	<0.1	0.22	0.30	14.8	5.9
26/7	6.5	5.0		0.22	4	1	100	10	<0.1	0	0.25	10.6	5.3
17/8	7.5	8.0		0.23	4	0.5	110	40	0.7	0.3	0.28	11.0	5.5
6/8	6.5	13.0		0.40	13	7	80	10	0.2	0.05	0.29	11.3	5.5
28/9	11.6	15.0		0.25	16	3	200	110		0.35	0.10	7.6	5.8
17/10	10.7	12.0		0.20	8	2	140	80		0.20	0.23	5.4	5.9
12/11	8.9	18.0		0.53	7	<1	120	55		0.10	0.27	5.1	5.1
25/4	16.4	26.0		0.39	18	8	190	95	0.2	0.10	<0.01	2.6	6.8
Middel	9.1	12.8		0.31	9.4	3.1	140	50	0.26	0.17	0.29	-	5.7

STASJON: 9. BEKK VED NEDKVITNE

DATO	KOND	FARGE	FARGE FILTR	TURB	TOT P	PO ₄ P	TOT N	NO ₃ N	SiO ₂	Uorganisk tørrstoff	organisk tørrstoff	TEMP.	pH
10/7	100	85.5		1.0	264	170	1720	485	2.1	0	3	15.0	7.0
26/7	81.5	32.5		0.53	76	59	1560	920	2	0.15	0.95	12.0	6.6
17/8	85.5	60.5		0.78	68	34	1440	840	3.2	0	1.59	13.2	6.9
6/9	94	102		1.6	284	340	1440	165	2.1	27.23	4.82	12.3	6.9
28/9	57.7	70.5		0.88	44.5	28	1240	1010		0.35	0.50	7.5	6.4
17/10	55	50		0.46	32.5	19	1120	850		0.33	0.43	6.6	6.6
14/11	46.2	370	43.5	7.4	150	88	1440	690		8.87	6.60	5.0	6.8
25/4	48.5	69		1.4	21.5	8.5	1240	950	2.15	<0.10	0.40	1.3	6.6
Middel	71.1	105		1.8	117.6	93.3	1400	740	2.31	4.63	2.29	-	6.7

STASJON: 10. GRJOTLANDSGROE

DATO	KOND	FARGE	FARGE FILTR	TURB	TOT P	PO ₄ P	TOT N	NO ₃ N	SiO ₂	Uorganisk tørrstoff	Organisk tørrstoff	TEMP.	pH
10/7	14.5	29.5		0.30	30	16	440	45	0.1	0.11	0.42	18.5	6.5
26/7	16	60.5		0.58	41	26	290	40	0.1	0	(0.52)	15.5	6.3
17/8	17	32.5		0.43	41	32	370	60	0.6	0.9	0.46	15.2	6.4
6/9	15	46		0.48	34	23.5	300	40	0.3	0.20	0.90	14.6	6.4
28/9	14.3	81.0		0.47	14	2.5	290	65		0.20	0.60	9.3	6.4
17/10	15.9	88.0		0.42	17	2.5	300	80		0.05	0.75	7.5	6.0
12/11	14.0	77.0		0.50	15.5	3	280	80		0.20	0.40	5.8	6.1
25/5	15.9	75.0		1.1	8.5	2.5	400	225	0.35	0.15	0.50	2.2	6.4
Middel	15.3	61.2		0.54	25.1	13.5	330	80	0.29	0.58	-	6.3	

STASJON: 11. v/SKJERVHEIM

DATO	KOND	FARGE	FARGE FILTR	TURB	TOT P	PO ₄ P	TOT N	NO ₃ N	SiO ₂	Uorganisk tørrstoff	Organisk tørrstoff	TEMP.	pH
10/7	26.5	105.5		2.0	256	180	790	115	0.3	0.17	4.33	14.0	6.3
20/7	30	72.5		1.5	328	250	1320	140	0.3			-	-
26/7	33.5	133.5		1.7	216	215	1360	150	0.5				
17/8	27.5	120.0		1.3	150	110	660	130	1.6	0.40	1.20	12.9	6.1
6/9	32.5	95.5		1.6	232	270	1400	455	1.0	7.92	1.46	10.9	6.2
28/9	37.9	46.5		0.61	72	44	1200	940				9.2	6.0
17/10	14.9	37.0		0.43	40.5	20	470	230		0.57	0.73	4.6	5.8
12/11	23.2	37.0		0.50	32	14.5	740	525		0.10	0.75	5.5	5.9
25/4	32.0	60.0		1.4	33.5	20.0	1200	890	2.75	<0.10	0.25	1.4	6.0
Middel	28.7	68.9		1.2	151	125	1016	397	1.08	1.34	1.38	-	6.1

STASJON: 12. BRYNSBEKKEN

DATO	KOND	FARGE	FARGE FILTR	TURB	TOT P	PO ₄ P	TOT N	NO ₃ N	SiO ₂	Uorganisk tørrstoff	Organisk tørrstoff	TEMP.	pH
19/8	16004	3230	810	7.2	26000	20000*	116	45*	6.6*	13.80	28.89	13.3	6.0
6/9	848	2110	405	9.4	17000	13000*	58400 ⁺	10*	6.8*	20.00	32.22	10.9	6.6
28/9	131	211.5	18	3.0	295	215	6600	3950		2.31	3.00		
18/10	45.8	50		0.72	110	69.5	2040	1450		0.64	1.28	7.4	6.8
14/11	131	4700	169	75	2200 ^x	995*	11800 ^x	1700*		96.0	88.0	5.1	7.1
Middel	3432	2060	351	19.0	9121	6856	15790	1420	6.7	26.55	30.68	-	6.6

+ = kl, x = Pers., * = filtr.

STASJON: 13. BJØRKEMOEN

DATO	KOND	FARGE	FARGE FILTR	TURB	TOT P	PO ₄ P	TOT N	NO ₃ N	SiO ₂	Uorganisk tørrstoff	Organisk tørrstoff	TEMP.	pH
16/8	254	646	79.5	10.0	76	9	6200*	10	4.6				
6/9	200.5	182		5.3	68	40.5	5400*	<10	2.8	3.17	3.00	12.9	7.5
18/10	115	535	33.5	49	76	35	4000	<10		20.22	10.00	7.5	10.0
11/11	76.5	275	24	3.1	63	28.5	1680	<10		1.07	1.33	6.1	8.4
Middel	161.6	409.5	45.7	16.9	70.8	28.3	4320	10	3.8	11.52	4.78	-	8.6

* = kl.

Tabell 1. Bakterieanalyse fra Vosso, sørsida av gangbru (st. B-5)

Dato	Koliforme bakterier pr. 100 ml	Termostabile koliforme pr. 100 ml	Kimtall pr. ml
10.7.78	70	18	58
25.7.78	>1000	0	490
16.8.78	>1000	81	3510
6.9.78	2000	0	2400
19.9.78	6000	1320	6000
3.10.78	4000	2080	9000
17.10.78	10.000	2000	140
31.10.78	6000	1000	1000
14.11.78	1000	670	16.000
12.12.78	24.000	22.000	1.000
23.1.79	2000	560	<1.000
20.2.79	-	-	-
20.3.79	14.000	1720	<1.000
17.4.79	6.000	260	60.000
15.5.79	680	180	4.50 mill.

Tabell 2. Bakterieanalyser fra Vosso, nordsida av gangbru (st. B-6)

Dato	Koliforme bakterier pr. 100 ml	Termostabile koliforme pr. 100 ml	Kimtall pr. ml
10.7.78	10	4	14
25.7.78	330	6	410
16.8.78	>1000	130	1010
6.9.78	280	0	220
19.9.78	220	180	7000
3.10.78	2000	300	260
17.10.78	180	160	2000
31.10.78	100	100	2000
14.10.78	390	110	14.000
12.12.78	10.000	4.000	<1.000
23.1.79	660	480	<1.000
20.2.79	-	-	-
20.3.79	280	100	1.000
17.4.79	39	18	7.000
15.5.79	120	60	1.03 mill.

Tabell 3. Bakterieanalyse fra Campinglassen (st. B-0)

Dato	Koliforme bakterier pr. 100 ml	Termostabile koliforme pr. 100 ml	Kimtall pr. ml
6.9.78	300	0	400
19.9.78	6000	540	5000
3.10.78	160	0	70
17.10.78	8000	2000	10.300
31.10.78	18.000	6000	2500
14.11.78	2.000	140	4.000
12.12.78	820	460	6.000
23.1.79	2.800	1.520	1.000
20.2.79	2.000	20	330
20.3.79	460	440	<1.000
17.4.79	40	<10	500.000
15.5.79	8.000	14.000	1.00 mill.

Tabell 4. Bakterieanalyser fra Campinglassen (st. B-1)

Dato	Koliforme bakterier pr. 100 ml	Termostabile koliforme pr. 100 ml	Kimtall pr. ml
10.7.78	110	20	118
25.7.78	>1000	>1000	>10.000
16.8.78	>1000	>1000	9520
6.9.78	>2 mill.	12.000	>1 mill.
19.9.78	1.18 mill.	920.000	270.000
3.10.78	500.000	20.000	53.000
17.10.78	340.000	166.000	100.000
31.10.78	12.000	<2000	<10.000
14.11.78	470.000	170.000	160.000
12.12.78	2.000	8.000	77.000
23.1.79	<1.000	<1.000	<10.000
20.2.79	<2.000	<2.000	< 1.000
20.3.79	1.000	<1.000	< 1.000
17.4.79	360.000	140.000	3.30 mill.
15.5.79	8.000	4.000	Overgrodd

Tabell 5. Bakterieanalyse fra stasjonen ved Fleischers hotell (st. B-2)

Dato	Koliforme bakterier pr. 100 ml	Termostabile koliforme pr. 100 ml	Kimtall pr. ml
10.7.78	660	overgrodd	1190
25.7.78	124	20	1000
16.8.78	overgrodd	50	1420
6.9.78	>2 mill.	32.000	27.000
19.9.78	<100	<100	900
3.10.78	22.000	<1000	6000
17.10.78	20.000	8000	1000
31.10.78	40.000	<2000	10.000
14.11.78	10.000	<1.000	1.41 mill.
12.12.78	78.000	220.000	60.000
23.1.79	6.64 mill.	660.000	550.000
20.2.79	22.0 mill.	220.000	700.000
20.3.79	1.76 mill.	1.60 mill.	60.000
17.4.79	<1.000	<1.000	1.30 mill.
15.5.79	<2.000	<2.000	Overgrodd

Tabell 6. Bakterieanalyser fra stasjonen utenfor Voss Ungdomsherberge (st. B-3)

Date	Koliforme bakterier pr. 100 ml	Termostabile koliforme pr. 100 ml	Kimtall pr. ml
10.7.78	160	1	26
25.7.78	>1000	21	830
16.8.78	overgrodd	1	1320
6.9.78	320	0	210
19.9.78	40	28	2000
3.10.78	260	180	5000
17.10.78	2000	820	1400
31.10.78	6000	680	4000
14.11.79	520	10	<1000
23.1.79	2.440	700	<1.000
20.2.79	2.100	2.500	36.000
20.3.79	600	240	<1.000
17.4.79	30	<10	550.000
15.5.79	2.000	<2.000	3.70 mi11.

Tabell 7. Bakterieanalyse fra Hellesneset (st. B-4)

Dato	Koliforme bakterier pr. 100 ml	Termostabile koliforme pr. 100 ml	Kimtall pr. ml
10.7.78	<1	1	100
25.7.78	-	-	-
16.8.78	163	1	480
6.9.78	80	0	40
19.9.78	2000	160	6000
3.10.78	220	0	70
17.10.78	2000	40	240
31.10.78	220	40	1000
14.11.79	60	<1	<1.000
12.12.79	<10	<10	1.000
23.1.79	200	60	1.000
20.2.79	240	20	20
20.3.79	80	10	<1.000
17.4.79	<10	<10	290.000
15.5.79	4.000	<2.000	1.60 mill.

Temperatur (°C). St. 14. Vangsvatnet, øvre.

Dyp (m)	1978										1979	
	2/2	27/4	23/6	11/7	25/7	30/7	18/8	7/9	1/10	17/10	17/2	25/4
0		3,6	13,0	16,5		17,1		13,4	8,5	7,6		
1	1,1	3,5	12,6	15,1	14,5	16,1	17,4	13,4	8,4	7,6	1,3	2,9
2			12,5	14,6	14,5		17,3	13,4	8,3	7,5		2,9
4		3,6	12,2	14,1	14,4		16,8	13,3	8,2	7,5	1,6	3,0
6	1,2		11,9	13,8	14,1	14,5	16,4	13,2	8,2	7,5		3,0
8		3,8	11,6	13,2	13,9		15,7	13,0	8,2	7,5		3,0
10			10,6	12,8	12,4		15,6	12,8	8,2	7,4	2,1	3,1
20	2,0	3,5	8,0	9,8	11,4		12,0	11,6		7,4	2,9	3,1
25									8,1			
52												3,3
55	3,1	3,5	5,4		6,0		5,9	5,8	6,8	7,3		3,2

Temperatur (°C). St. 15. Vangsvatnet, nedre.

Dyp (m)	1978								1979
	27/4	23/6	12/7	26/7	19/8	8/9	1/10	18/10	18/2
0		13,4		15,4			8,9		
1	3,9	13,4	14,9	15,3	17,1	13,4	8,8	7,6	0,8
2		13,4	14,6	15,2	17,1	13,4	8,8	7,6	
4	4,0	13,3	14,0	15,1	17,0	13,4	8,7	7,6	1,9
6		13,3	14,0	14,8	16,7	13,4	8,7	7,6	
8	4,0	13,2	13,4	14,4	15,5	13,2	8,6	7,6	
10		11,5	12,5	13,5	14,6	13,1	8,6	7,6	2,5
20	4,0	7,9		9,9	9,7	11,3		7,6	3,7
25			9,9				8,5		
40	4,0			6,5	6,6	6,7	6,9	7,6	
45		5,8	6,2						

pH. St. 14. Vangsvatnet, øvre.

Dyp (m)	1978									1979	
	2/2	23/6	11/7	25/7	30/7	18/8	7/9	1/10	17/10	17/2	25/4
1	6,4	6,6	6,2	6,1	6,2	6,4	6,2	6,2	6,1	6,2	6,2
2		6,4	6,3	6,1		6,5	6,4	6,1	6,0		
4		6,4	6,3	6,1		6,4	6,4	6,1	6,0		6,2
6	6,4	6,4	6,2	6,1	6,1	6,4	6,2	6,1	6,0		
8		6,3	6,2	6,1		6,1	6,1	6,1	6,0		
10		6,1	6,1	6,0		6,3	6,1	6,1	6,0	6,0	
20		7,0	6,1	5,9		6,1	5,9		6,0	6,0	6,2
25								6,1			
52										5,9	
55		6,1		5,7		5,8	5,6	5,9	6,0		6,2

pH. St. 15. Vangsvatnet, nedre.

Dyp (m)	1978							1979
	23/6	12/7	26/7	19/8	8/9	1/10	18/10	18/2
1	6,2	6,3	6,0	6,5	6,1	6,8	6,1	5,7
2	6,3	6,4	6,1	6,5	6,2	6,2	6,0	
4	6,5	6,3	6,2	6,5	6,1	6,1	6,0	6,0
6	6,4	6,4	6,2	6,5	6,3	6,1	6,0	
8	6,5	6,4	6,2	6,4	6,2	6,0	6,0	
10	6,3	6,2	6,2	6,4	6,2	6,0	5,9	6,1
20	6,1		5,9	6,0	5,9		6,0	6,2
25		6,0				6,1		
40			5,8	5,8	5,6	5,9	5,8	
45	6,0	6,0						

Oksygen (ml O₂/l). St. 14. Vangsvatnet, øvre.

Dyp (m)	1978										1979	
	2/2	27/4	23/6	11/7	25/7	30/7	18/8	7/9	1/10	17/10	17/2	25/4
1	9,0	8,2	7,8	7,4	7,0	7,2	6,6	7,3	7,5	7,8	8,6	8,1
2			7,8	7,6	6,7	-	6,6	7,4	7,4	(5,7)	-	8,0
4		8,2	7,9	7,6	7,1	-	6,6	7,2	7,1	7,8	8,9	8,0
6	8,7		7,9	7,6	7,0	7,3	6,6	7,2	6,8	7,9	-	8,1
8		8,2	7,9	7,6	7,2	-	6,7	7,1	7,0	8,0	-	7,6
10			8,1	7,7	-	7,4	6,6	7,0	6,8	8,1	7,9	7,5
20	8,7	8,2	8,4	7,9	7,6	-	7,0	7,2		8,2	7,9	7,5
52												7,1
55	7,9	8,1	8,2	7,2	7,7	-	6,7	6,4	6,2	8,2		(7,7)

Oksygen (ml O₂/l). St. 15. Vangsvatnet, nedre.

Dyp (m)	1978								1979
	27/4	23/6	12/7	26/7	19/8	8/9	1/10	18/10	18/2
1	8,6	7,9	7,5	7,0	6,7	7,1	7,5	7,6	7,7
2		7,7	7,5	7,0	6,6	7,2	7,5	7,5	-
4	8,6	7,8	7,6	7,0	6,7	7,2	7,3	7,6	7,6
6		8,1	7,6	7,0	6,7	7,2	7,0	7,8	-
8	8,6	7,7	7,7	7,0	6,8	7,1	7,0	7,9	-
10		7,9	7,8	7,2	6,9	7,0	6,8	7,9	(7,9)
20	8,6	7,7		7,5	7,2	6,8		7,6	7,3
25			8,0				6,5		
40	8,5			6,8	6,8	6,4	6,3	7,6	-
45		7,8	7,4						

Prosent O₂-metning. St. 14. Vangsvatnet, øvre.

Dyp (m)	1978										1979	
	2/2	27/4	23/6	11/7	25/7	30/7	18/8	7/9	1/10	17/10	17/2	25/4
1	90,6	87,9	103,4	103,3	96,5	102,5	96,4	98,4	90,6	92,5	87,0	85,5
2			103,2	105,0	92,4		96,2	99,8	89,4			84,5
4		88,1	103,9	103,9	97,7		95,3	96,9	85,4	92,3	90,8	83,7
6	87,8		103,2	103,3	95,7	100,6	94,5	96,7	81,8	93,5		85,7
8		88,6	102,6	102,0	98,0		94,6	94,9	84,2	94,9		80,5
10			102,9	102,7			93,0	93,3	81,8	96,1	81,7	79,6
20	89,7	87,9	100,6	98,6	98,3		91,7	93,5		96,8	83,4	79,6
52												75,7
55	83,8	86,8	92,2		87,9		76,3	72,7	72,1	96,6		
57				81,6								

Prosent O₂-metning. St. 14. Vangsvatnet, nedre.

Dyp (m)	1978								1979
	27/4	23/6	12/7	26/7	19/8	8/9	1/10	18/10	18/2
1	93,2	106,5	104,3	98,1	97,3	95,7	91,4	90,1	76,9
2		103,8	103,6	98,9	95,8	97,1	91,4	88,9	
4	93,4	106,3	103,7	97,7	97,1	97,1	88,8	90,1	78,2
6		109,0	103,7	97,1	96,5	97,1	85,2	92,5	
8	93,4	103,4	103,8	96,3	95,6	95,3	85,0	93,7	
10		102,4	103,2	97,3	95,3	93,8	82,5	93,7	
20	93,4	92,0		93,8	89,6	87,8		90,1	78,7
25			93,3				78,7	90,1	
40	92,3			84,3	78,8	74,3	73,5		
45		88,6	84,9						

STASJON: 14. VANGSVATNET, ØVRE

DATO	KOND	FARGE	FARGE FILTR	TURB	TOT P	PO ₄ P	TOT N	NO ₃ N	SiO ₂	Uorganisk tørrstoff	Organisk tørrstoff
23/6	9	29.5		0.80	8	<2	180	45	0.1		
11/7	8.5	13.0		0.34	7	<2	130	20	0.1	0.24	0.52
25/7	10	13		0.32	6	2.5	120	30	0.2	0	0.41
18/8	8.5	13		0.33	6	3	120	<10	0.4	0.04	0.47
7/9	9.5	18.5		0.37	6	<2	130	10	0.4	0.59	0.82
1/10	11,7	70.5		1.3	13	2	250	90		0.55	0.55
17/10	7.7	27.5		0.47	6	<2	160	40		0.47	0.43
17/2	19.5	37		0.68	10	5	430	185	0.9		
25/4	20.5	40		1.1	11	3	370	250	0.4	<0.10	0.25
Middel	11.7	29.1		0.63	8.1	-	210	80	0.35	0.28	0.49

STASJON: 15. VANGSVATNET, NEDRE

DATO	KOND	FARGE	FARGE FILTR	TURB	TOT P	PO ₄ P	TOT N	NO ₃ N	SiO ₂	Uorganisk tørrstoff	Organisk tørrstoff
23/6	9.5	26.5		0.60	5	<2	156	40	0.1		
26/7	10	10.5		0.27	6	<2	130	10	0.2	0.03	0.63
19/8	8	18.5		0.42	7	2	130	40	0.4	0.12	0.69
8/9	9	21.0		0.45	10	3.5	190	10	0.4	0.13	1.17
1/10	13.3	40.0		0.75	9	<2	210	85		0.35	0.75
18/10	5.6	40.0		1.0	10	2	180	30		0.57	0.40
18/2	20	18		0.40	8	2	320	190	1.9		
Middel	10.8	24,9		0.56	7.9	-	190	57.9	0.6	0.24	0.73

Vangsvatnet, nedre 1978

Klorofyll (mg Chla·m⁻³)

Dato \ Dyp	24/4	12/7	26/7	19/8	8/9	1/10	18/10
0-2	-	1,8	1,7	3,6	1,1	3,3	1,4
2-4	-	1,5	1,8	3,1	3,1	2,7	1,6
4-6	-	2,1	2,1	3,2	3,8	2,4	1,6
6-8	-	2,0	2,0	4,0	2,8	2,2	1,7
8-10	-	2,4	2,2	3,2	2,3	1,8	1,6
0-10	0,7	-	-	-	-	-	-

Vangsvatnet, øvre 1978

Klorofyll (mg Chla·m⁻³)

Dato \ Dyp	24/4	11/7	25/7	18/8	7/9	1/10	17/10
0-2	-	1,8	1,8	2,5	1,9	1,7	0,8
2-4	-	1,9	1,6	3,1	3,6	1,8	0,9
4-6	-	2,0	1,4	3,3	3,1	1,4	0,9
6-8	-	1,2	1,9	2,8	2,9	1,3	0,7
8-10	-	1,1	1,3	3,6	2,6	0,8	0,6
0-10	0,8	-	-	-	-	-	-

Analyseresultater av kvantitative planteplanktonprøver fra Vangsvatnet (øvre stasjon) 1978.
Basert på blandprøver 0-10 m dyp

Volumene gitt i mm^3/m^3 1 mm^3 = 1 mg friskvekt alger
Antallet gitt i $10^3/\text{litter}$ (x gjelder kolonier)

Taxon	27. april		23. juni		11. juli		25. juli		18. august		7. september		1. oktober	
	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.
CHLOROPHYCEAE (grønnalger)														
Chlamydomonas spp.	11	1.1	22	2.2	16	0.8	31	3.1	40	2.0				
Dictyosphaerium pulchellum v. minimum Delf.			40	2.0	22	1.1			16	0.5			20	0.6
Elakatothrix gelatinosa Wille									3	0.1				
Gyromitus cordiformis Skuja					3	4.7								
Kirchneriella sp.									69	2.4	37	1.1	6	0.2
Koliella cf. longiseta			280	14.0	638	22.3	343	17.2	352	8.8	76	2.3	9	0.2
Monomastix sp.			34	1.7	12	0.6			25	1.2	25	1.2	3	0.2
Monoraphidium contortum (Thur.) Kom.-Legn.														
Monoraphidium mitum (Naeg.) Kom.-Legn.									31	2.6	51	4.6	16	1.3
Monoraphidium setiforme (Nyg.) Kom.-Legn.														
Oocystis lacustris Chod.	17	0.9												
Oocystis submarina v. variabilis Skuja			12	0.4	12	1.5	9	1.1	22	0.7	61	1.8	8	0.2
Paramastix conifera Skuja			3	0.6										
Scourfieldia sp.					12	0.3	16	0.5	19	0.6	5	0.1	5	0.1
Sphaerocystis schroeteri Chod.									12	17.9				
Tetraedron minimum (A.Br.) Hansg.			3	0.6										
Ubest. coccoide grønnalger	8	0.4							62	3.1	39	1.9		
Volum CHLOROPHYCEAE		2.4		21.5		31.3		21.9		39.9		13.0		2.8
CHRYSOPHYCEAE (gulalger)														
Bitrichia chodatii (Rev.) Chod.					3	0.3	37	3.7	16	1.6	25	2.5		
Chrysoikos skujai (Nauw.) Willen			47	2.3	56	2.8	6	0.3	9	0.5				
Craspedomonader			22	1.4	9	0.6								
Cyster av chrysomonader	8	1.2	16	2.3	9	1.4	19	2.8	9	1.4	12	1.9	5	0.7
Dinobryon borgei Lemm.							12	0.3	90	2.7	8	0.3		
Dinobryon crenulatum West & West			59	8.9	25	3.7	9	1.4	6	0.9				
Dinobryon cylindricum Imh.														
Dinobryon sociale v. americana (Brunnth.) Bachm.			19	2.8										
Kepnyrion spp.	17	0.9	71	3.6	31	1.6	37	1.9	28	1.4	14	0.7		
Mallomonas akrokomos Ruttn.			3	0.8			9	2.3	12	3.1	53	13.2	22	5.4
Mollomonas sp.														
Ochromonas sp.					3	1.2	3	1.2			11	4.4		
Phaeaster aphanaster (Skuja) Bourr.			22	3.9	3	0.6	6	1.1						
Pseudokophyrion sp.			6	0.3										
Spiniferomonas sp.	5	0.5							12	1.9	8	1.2		
Små chrysomonader	318	20.6	1246	80.9	626	40.7	311	20.2	545	35.4	618	40.2	290	18.8
Store chrysomonader	90	29.3	386	125.5	174	56.7	50	16.2	137	44.5	95	30.9	64	20.7
Volum CHRYSOPHYCEAE		52.5		232.7		109.6		51.4		93.4		95.3		45.6
BACILLARIOPHYCEAE (Kiselalger)														
Melosira distans (v. alpigena) Grun.														
Synedra sp. (l = 30-50)	1.5	0.6												
Tabellaria flocculosa (Roth) Kutz.														
Volum BACILLARIOPHYCEAE		0.6												
CRYPTOPHYCEAE														
Cryptaulax vulgaris Skuja	5	0.5											3	0.3
Cryptomonas marssonii Skuja	1.5	1.7	28	30.8	12	13.7	3	3.4	22	24.0	30	32.5	1.5	1.7
Cryptomonas sp. (l = 17-18 μm)			19	14.0	12	9.3			6	4.7	16	11.7		
Cryptomonas spp. (l = 24-28 μm)	1.5	3.8	37	9.3	9	23.4	6	15.6	25	62.3	26	66.2	20	50.6
Katablepharis ovalis Skuja	65	6.5	103	10.3	112	11.2	9	0.9	59	5.9	25	2.5	36	3.6
Rhodomonas lacustris (+v. nannoplantica) Pasch. & Ruttn.	230	28.8	417	48.0	174	21.8	72	9.0	249	31.1	206	25.7	107	13.4
Volum CRYPTOPHYCEAE		41.3		112.4		79.4		28.9		128.0		138.6		69.6
DINOPHYCEAE (fureflagellater)														
Gymnodinium cf. lacustre Schill.	8	3.1	78	31.1	16	6.2	9	3.3	6	2.5	11	4.4	15	6.2
Gymnodinium sp. (35 x 30)									4	46.8	6	78.0		
Peridinium inconspicuum Lemm.							3	4.7						
Ubest. dinoflagellat	9	2.1			22	4.7			22	4.9	11	2.5		
Volum DINOPHYCEAE		5.2		31.1		10.9		8.0		54.2		84.9		6.2
μ - ALGER	2467	24.7	2878	28.8	2542	25.4	4672	46.7	2430	24.3	3663	36.6	2093	20.9
TOTAL VOLUM		126.7		426.5		256.6		156.9		339.3		368.4		145.1

Analyseresultater av kvantitative planteplanktonprøver fra Vangsvatnet (nedre stasjon) 1978.

Basert på blandprøver 0-10 m dyp

Volumene gitt i mm^3/m^3 1 mm^3 = 1 mg friskvekt alger
Antallet gitt i $10^3/\text{liter}$ (x gjelder kolonier)

Dato Taxon	27. april		23. juni		12. juli		26. juli		19. august		8. september		1. oktober	
	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.
CHLOROPHYCEAE (grønnalger)														
<i>Chlamydomonas</i> spp.	30	3.0	81	4.0	19	0.5			25	0.6				
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> v. <i>minimum</i> Delf.			12	0.6	18	0.6	9	0.3	19	0.6				
<i>Elakatothrix gelatinosa</i> Wille							3	0.1	3	0.1				
<i>Gyromitus cordiformis</i> Skuja														
<i>Kirchneriella</i> sp.									65	2.0	9	0.3	3	0.1
<i>Koliella</i> cf. <i>longisetata</i>			47	2.3	838	41.9	302	15.1	408	20.4	93	2.8	11	0.4
<i>Monomastix</i> sp.	17	0.9	12	0.6					16	0.8	22	1.1	6	0.3
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thur.) Kom.-Legn.									12	0.6				
<i>Monoraphidium miutum</i> (Naeg.) Kom.-Legn.							3	0.3	31	2.6	44	3.7	16	1.3
<i>Monoraphidium setiforme</i> (Nyg.) Kom.-Legn.	25	1.2												
<i>Oocystis lacustris</i> Chod.									9	6.5				
<i>Oocystis submarina</i> v. <i>variabilis</i> Skuja	11	1.3			22	2.6			9	1.1	28	0.8		
<i>Paramastix conifera</i> Skuja			6	2.2										
<i>Scourfieldia</i> sp.			3	0.1	31	0.9	9	0.2	16	0.4	9	0.3		
<i>Sphaerocystis Schroeteri</i> Chod.														
<i>Tetraedron minimum</i> (A.Br.) Hansg.														
Ubest. coccoide grønnalger	57	2.9							50	2.5	37	1.9	3	0.2
Volum CHLOROPHYCEAE		9.3		9.8		46.5		16.0		38.2		10.9		1.9
CHRYSOPHYCEAE (gulalger)														
<i>Bitrichia chodatii</i> (Rev.) Chod.			3	0.3	3	0.3	25	2.5	22	2.2	31	3.1	4	0.4
<i>Chrysoikos skujai</i> (Nauw.) Willen			31	1.6	53	2.6	6	0.3	19	0.9				
<i>Craspedomonader</i>					12	0.8								
Cyster av chrysomonader	23	3.5	16	2.3			16	2.3	19	2.8	19	2.8	3	0.5
<i>Dinobryon borgei</i> Lemm.							12	0.3	65	1.6	6	1.9		
<i>Dinobryon crenulatum</i> West & West			103	15.4	72	10.7	25	3.7	6	0.9				
<i>Dinobryon cylindricum</i> Imh.	6	0.9												
<i>Dinobryon sociale</i> v. <i>americana</i> (Brunnth.) Bachm.			22	2.2	31	4.7								
<i>Kepnyrion</i> spp.			115	5.7	22	1.1	25	1.2	44	2.2	28	1.4	1.2	0.1
<i>Mallomonas akrokomos</i> Ruttn.	3	0.8	6	1.6			3	0.8	9	2.3	97	24.1	17	4.2
<i>Mollomonas</i> sp.							1.5	1.9						
<i>Ochromonas</i> sp.			16	6.2										
<i>Phaeaster aphanaster</i> (Skuja) Bourr.			31	5.6	9	1.7	3	0.5						
<i>Pseudokophyrion</i> sp.							9	0.5						
<i>Spiniferomonas</i> sp.									12	1.9	3	0.5		
Små chrysomonader	504	32.8	1868	121.5	592	38.5	290	18.8	750	48.8	617	40.1	178	11.5
Store chrysomonader	118	38.5	650	211.5	258	84.0	69	22.3	137	44.5	106	34.4	55	17.8
Volum CHRYSOPHYCEAE		76.5		373.9		144.4		55.1		108.1		108.3		34.5
BACILLARIOPHYCEAE (Kiselalger)														
<i>Melosira distans</i> (v. <i>alpigena</i>) Grun.	14	7.0												
<i>Synedra</i> sp. (l = 30-50)	8	2.3												
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kutz.	3	5.0												
Volum BACILLARIOPHYCEAE		14.3												
CRYPTOPHYCEAE														
<i>Cryptaulax vulgaris</i> Skuja													7	0.7
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	3	3.4	106	116.5	16	17.1	9	10.3	9	10.3	22	24.0	32	35.6
<i>Cryptomonas</i> sp. (l = 17-18 μm)			103	77.0	16	11.7					31	23.4	5	3.7
<i>Cryptomonas</i> spp. (l = 24-28 μm)	8	19.5	103	256.9	11	27.2	16	38.9	34	85.6	16	38.9	43	107.5
<i>Katablepharis ovalis</i> Skuja	188	18.8	221	22.1	50	5.0	9	0.9	34	3.4	9	0.9	36	3.1
<i>Rhodomonas lacustris</i> (+v. <i>nannoplantica</i>) Pasch. & Ruttn.	509	58.6	1046	141.3	140	17.5	53	6.6	218	27.2	118	14.8	237	30.0
Volum CRYPTOPHYCEAE		100.3		613.8		78.5		56.7		126.5		102.0		180.6
DINOPHYCEAE (fureflagellater)														
<i>Gymnodinium</i> cf. <i>lacustre</i> Schill.	30	11.8	134	46.9	28	9.8	19	7.4	12	4.4	19	7.5	9	3.5
<i>Gymnodinium</i> sp. (18 x 14)			9	14.0	6	9.3	1.5	2.3	9	14.0				
<i>Gymnodinium</i> sp. (35 x 30)											2.8	36.4		
<i>Peridinium inconspicuum</i> Lemm.	5	15.2					3	4.7						
<i>Peridinium</i> sp. (18 x 15)	19	31.8												
Ubest. dinoflagellat	22	4.9	34	10.3	12	4.4					6	1.4	6	1.3
Volum DINOPHYCEAE		63.7		71.2		23.5		14.4		18.4		45.3		4.8
μ - ALGER	2878	28.8	3028	30.3	1682	16.8	3999	39.9	2953	29.5	2579	25.8	860	8.6
TOTAL VOLUM		292.9		1099.0		309.7		182.1		320.7		292.3		230.4