

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Blindern

0 - 76088

EN UNDERSØKELSE AV VOSSEVASSDRAGET 1977

Saksbehandler : Bjørn Faafeng

Medarbeidere : Pål Brettum

Tone Kristoffersen

Eli-Anne Lindstrøm

Dag Matzow

Jens Petter Nilssen

Torulv Tjomsland

Instituttetsjef : Kjell Baalsrud

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse:
Postboks 333, Blindern
Oslo 3

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

Rapportnummer: 0-76088
Undernummer: III
Løpenummer: 1162
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: EN UNDERSØKELSE AV VOSSEVASSDRAGET 1977	Dato: 79.11.13 701113
	Prosjektnummer: 0-76088
Forfatter(e): Bjørn Faafeng Pål Brettum Tone Kristoffersen Eli-Anne Lindstrøm <u>Dag Matzow</u> <u>Jens Petter Nilssen</u> Torulv Tjomsland	Faggruppe:
	Geografisk område: Hordaland
	Antall sider (inkl. bilag): 167

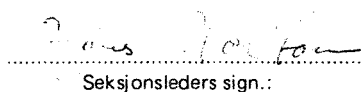
Oppdragsgiver: Vassdragsrådet, Voss kommune	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
------------------------------------------------	----------------------------------

Ekstrakt: Rapporten presenterer resultater fra undersøkelser i Vossevassdraget 1977 som var et samarbeidsprosjekt mellom NIVA og Zoologisk Institutt ved Universitetet i Oslo. Det går fram av disse undersøkelsene at området ved Vangen er sterkt belastet med utslipp av urenset husholdningskloakk og at vassdragsreguleringer frarås inntil utslippene er samlet opp og renset i kloakkrenseanlegg.

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 82-577-0225-0

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side:
INNLEDNING	4
Målsetting	5
Gjennomføring av undersøkelsen	5
Om rapporten	8
1. KONKLUSJON, SAMMENDRAG OG DISKUSJON	9
1.2 Sammendrag	10
1.3 Diskusjon	13
1.3.1 Betydning av kraftig gjennomstrømming	13
1.3.2 Behovet for sanering av utslipp	16
2. TIDLIGERE UNDERSØKELSER	18
2.1 Tidligere undersøkelser	18
2.1.1 Limnologiske undersøkelser	18
2.1.2 Fiskeundersøkelser	20
2.2 Undersøkelser og prosjekter av nyere dato	20
3. KLIMA	27
4. HYDROLOGI	27
4.1 Innledning	27
4.2 Vangsvatnet - vannbalanse	29
4.3 Utløp Vangsvatnet	31
4.3.1 Årlig maksimal- og minstevannføring	31
4.3.2 Årsvariasjoner	35
4.4 Beregnet tilførsel til Vangsvatnet	36
4.5 Vannstand i Vangsvatn	38
4.6 Om beregningene	38
4.7 Målt vannføring 1977	42
5. TILFØRSLER AV FORURENSENDE STOFFER	43
5.1 Jordbruks- og landarealer	43
5.2 Befolkning	47
5.3 Industri	52
5.4 Totale tilførsler	52

	Side:
6. VASSDRAGET MED STASJONSPLASSERING	56
6.1 Generelt	56
6.2 Prøvetakingsstasjoner	58
6.3 Innsjøene	60
7. ELVENE	64
7.1 Fysiske og kjemiske forhold	64
7.1.1 Temperatur	64
7.1.2 Generell kjemisk karakteristikk	67
7.1.3 Sur nedbør	70
7.1.4 Grunnvannsbrønner på Prestegardsmoen	72
7.2 Begroing	75
7.2.1 Generelt	75
7.2.2 Resultater fra rutineprøvetaking	77
7.2.3 Befaringen i august 1977	82
7.3 Bunndyr	85
8. INNSJØENE	86
8.1 Fysiske og kjemiske forhold	86
8.1.1 Temperatur og gjennomstrømming	86
8.1.2 Vannkjemi	91
8.2 Planteplankton	103
8.2.1 Kvantitativ og kvalitativ planktonanalyse	103
8.2.2 Klorofyll	108
8.2.3 Primærproduksjon	111
8.3 Dyreplankton	113
8.3.1 Registrerte arter	113
8.3.2 Artenes levevis	116
8.3.3 Resultater	116
8.4 Fisk	122
8.4.1 Artenes forekomst	122
8.4.2 Fiskens betydning for lokalsamfunnet	123
8.4.3 Artenes biologi	124
8.4.4 Fisken i Lønavatnet	128
9. LITTERATUR	131
10. VEDLEGG	

Innledning

Etter årelang kontakt mellom Voss kommune og NIVA om bl.a. vurdering av drikkevannskvalitet, ble NIVA i brev av 11. juni 1976 fra Vassdragsrådet på Voss bedt om å utarbeide et program for undersøkelser av Vossevassdraget. Det ble samtidig bedt om at NIVA skulle legge vekt på å utnytte den kunnskap som allerede forelå om vassdraget etter en rekke undersøkelser av forskjellige institusjoner. Særlig skal nevnes en gruppe studenter ved Zoologisk Institutt (Z.I.) ved Universitetet i Oslo ("Vosseprosjektet" (V.P.)) som gjennomførte en større undersøkelse av Lønnavatnet. Voss kommune understreket at det var ønskelig å opprettholde god kontakt mellom V.P. og NIVA for videre samarbeid om den praktiske del av undersøkelsen. Parallelt med de undersøkelser som omfattes av dette oppdrag foretar Z.I. vitenskapelige undersøkelser i vassdraget i form av hovedfagsoppgaver og som andre grunnforskningsprosjekter, mens det altså ble tillagt NIVA å ha ansvar for den målrettede oppdragsforskning i vassdraget.

Det ble arrangert flere møter i løpet av høsten 1975 og våren 1976 og befar- ing langs Vossevassdraget 5. juli 1976 med deltakelse av representanter for Voss kommune, Hordaland fylke og NIVA.

Undersøkelsesprogrammet datert 10. desember 1976 ble utarbeidet i samarbeid mellom Dag Matzow (V.P.) og NIVA.

Selv om NIVA står som ansvarlig for denne undersøkelsen, ble det lagt opp til at betydelige deler av innsamlingen av materiale skulle gjennomføres av studentene ved Zoologisk Institutt. Ved å disponere et laboratorium ved Kjøttkontrollen i Voss kunne studentene også foreta enkelte kjemiske analyser av vannet. Representanter for NIVA skulle sørge for nødvendig instruksjon for oppstartning av prosjektet mens Dag Matzow skulle stå for den daglige veiledning på Voss. NIVAs saksbehandler skulle også gjennomføre befaringer minst fire ganger i løpet av året. Resterende kjemiske analyser ble foretatt på NIVA i henhold til programmet. I den grad det var faglig og praktisk mulig skulle det biologiske materialet sorteres og artsbestemmes av studentene. De ble også seinere trukket inn i arbeidet med vurdering av resultatene sammen med forskere ved Zoologisk institutt som tidligere hadde tatt sine hovedfagsoppgaver på Voss (Dag Matzow, Jens Petter Nilssen og Bror Jonsson).

Våren 1977 ble cand.mag. Kjetil Hindar knyttet til Vosseprosjektet som sivil tjenestepiktig, betalt av Voss kommune. Hans arbeidskraft og kunnskaper har også kommet undersøkelsen til gode.

Etter henstilling fra Voss kommune ble det den 15. desember 1976 også utarbeidet et program for en første vurdering av eventuelle skadevirkninger av en vassdragsregulering på Bolstadfjorden ved Vossevassdragets utløp. Resultatene av denne undersøkelsen blir presentert i en egen rapport.

Programforslagene ble behandlet og godkjent på møte i Voss formannskap den 22. februar 1977. Det ble også stadfestet at Voss Elektrisitetsverk skulle stå som ansvarlig oppdragsgiver overfor NIVA.

Målsetting

Hensikten med denne undersøkelsen er å gi et best mulig bilde av vassdrags-tilstanden pr. 1977 for å få et grunnlag for fornuftig forvaltning av vassdraget. Det viktigste for Voss kommune var å få utpekt de vassdragsavsnitt som er mest belastet av forurensning for å kunne vurdere forurensningsbegrensende tiltak. En annen hovedmålsetting var å få en vurdering av effekten av eventuelle nye reguleringer i vassdraget ovenfor Vossevangen. Denne rapporten vil også gi en så grundig beskrivelse av vassdraget at det kan tjene som referanse for eventuelle oppfølgende undersøkelser og vassdragsovervåking i framtida.

Denne målsetting kan bare delvis oppfylles når det gjelder effekten av vassdragsreguleringer. For det første foreligger ikke detaljerte planer for de forskjellige utbyggingsalternativer, og for det andre er vannføringsmålingene i vassdraget ikke tilfredsstillende. Det siste har vi forsøkt å bøte på ved å beregne vannføringen ut fra foreliggende data og teoretiske modeller.

Gjennomføring av undersøkelsen

Som nevnt ovenfor er denne rapporten et resultat av et utstrakt samarbeid mellom V.P., Zoologisk institutt og NIVA, men også innen NIVA har en lang rekke forskere og andre medarbeidere gitt sine bidrag til det ferdige

produkt. Kvaliteten av dette produkt er derfor resultatet av iherdig innsats av en stor gruppe fagfolk.

Innsamling av materialet er i hovedsak utført av studentene (cand.mag.) ved Zoologisk institutt ved Universitetet i Oslo : Finn Gravem, Ørnulf Haraldstad, Tormod Schei, Kari Synnes og Leif M. Sættem. Fra Botanisk laboratorium ved Universitetet i Oslo deltok cand.mag. Marit Ballestad (også V.P.). Cand.mag. Kjetil Hindar ble ansatt som sivil tjenestepliktig av Voss kommune og deltok på lik linje med hovedfagsstudentene i feltarbeid og analysearbeid. Arbeidet til hovedfagsstudentene ble organisert av prosjektleder cand.real. Dag Matzow. Omfanget av denne undersøkelsen ville ikke vært mulig uten deres innsats.

Cand.real. Dag Matzow som har lengre tids erfaring med vitenskapelige arbeid i Vossevassdraget, har skrevet to av kapitlene i denne rapporten. I kapittel 2 har han skrevet et sammendrag av de viktigste vitenskapelige undersøkelser i vassdraget som er utført til nå eller som er under utarbeidelse. I kapittel 8.5 har han også stilt sammen erfaringer fra mange års fiskeforskning i Vossevassdraget.

Cand.real. Torulv Tjomsland, NIVA har innhentet vannføringsdata fra NVE og gjennomført simuleringer av vannføring i de enkelte vassdragsavsnitt ved hjelp av NIVAs datamaskin. Tjomsland har dels i samarbeid med saksbehandleren utarbeidet kapitlene om klima og hydrologi.

Skogkontoret i Voss kommune har samlet inn informasjonen om forurensende aktiviteter i vassdragets nedbørfelt. Dataene er bearbeidet videre av distrikthøgskolekandidat Tone Kristoffersen, NIVA i kapittel 5.

Begroingsalger fra elvestasjonene er artsbestemt og vurdert av cand.mag. Eli-Anne Lindstrøm, NIVA. For bestemmelse av mosene har cand.mag. Marit Ballestad vært til stor hjelp.

Cand.mag. Leif M. Sættem har sortert bunndyrene i hovedgrupper, mens en vurdering ikke er blitt ferdig på grunn av uforutsette omstendigheter. Dette materialet vil bli lagt fram ved en senere anledning.

Plantep plankton er artsbestemt og vurdert av cand.real. Pål Brettum, NIVA.

Dyreplankton er tellet opp av cand.mag. Kari Synnes (Z.I.). Materialet er vurdert og skrevet sammen av cand.real. Jens Petter Nilssen, slik at hans erfaring fra tidligere arbeid med dyreplankton i Vossevassdraget har kommet undersøkelsen til gode.

Siv.ing. Lasse Vråle, NIVA har gitt verdifull bistand ved vurderingen av avløpstekniske forhold.

Cand.real. Bjørn Faafeng har vært NIVAs saksbehandler for dette oppdraget. Ved siden av å skrive kapitlene 1, 7.1 og 8.3 har han deltatt i utformingen av de andre kapitlene og har stått for redigering av rapporten. Saksbehandleren er ansvarlig for planlegging og gjennomføring av undersøkelsen.

Distrikshøgskolekandidat Jarl Eivind Løvik, NIVA har deltatt på NIVAs befaringer og har stått for tilretteleggelse av en betydelig del av de fysiske-kjemiske måledataene. Tegnearbeidet er utført av tegner Kristin Saugestad, NIVA og rapporten er maskinskrevet av sekretær Ingjerd Borch, NIVA.

Det rettes en takk til ansatte og studenter ved Z.I. for at de har stilt publiserte og upubliserte data til disposisjon for denne rapporten.

Medarbeiderne har gitt verdifull kritikk og inspirasjon ved den endelige utforming av manuskriptet.

I "Statusrapport pr. 1.1.1978" ble det gitt en oversikt over det arbeidet som var utført til da. Rapporten skisserte også nødvendige undersøkelser i framtida. Disse oppgavene ble konkretisert i et "Program for undersøkelser av Vossevassdraget i 1978", datert 9. mai 1978. Det ble skissert tre særlig viktige arbeidsoppgaver. For det første klarlegging av vannets strømningsmønster i Vangsvatnet, dernest en bakteriologisk undersøkelse i øvre deler av Vangsvatnet og sist, men ikke minst viktig ble det pekt på nødvendigheten av å undersøke en rekke mindre bekker som er forurenset av avrenning fra jordbruk, søppelfyllinger eller husholdninger. Dette ble formelt godkjent av Styret i Voss Elektrisitetsverk 4. juli 1978. Feltundersøkelsen ble gjennomført i 1978 og rapport er under utarbeidelse.

En foreløpig utgave av denne rapporten ble overlevert Vassdragsrådet på Voss den 25. april 1979 for gjennomlesning.

Om rapporten

Rapporten omhandler problemstillinger av faglig karakter, og det ligger i sakens natur at mye av dette stoffet kan være vanskelig å forstå for ikke-fagfolk. Rapporten bærer preg av det tosidige siktemål: den kan være vanskelig å forstå for legfolk samtidig som formuleringene ikke tilfredsstillende de strengeste krav til vitenskapelig fremstilling. De som ikke har spesiell interesse av de faglige diskusjonene bør derfor konsentrere seg om sammendrag og konklusjoner på etterfølgende sider. For å gjøre fremstillingen mer oversiktlig er primærdata samlet bakerst i rapporten.

1. Konklusjon, sammendrag og diskusjon

1.1. Konklusjon

Vossevassdraget mottar store mengder urensset husholdningskloakk og forurensende avrenning fra jordbruksaktiviteter. Avløpsvannet fra svært få av de omlag 15 000 bosatte i nedbørfeltet er tilkoblet kloakkrensaneanlegg. Virkningen av utslippene er konsentrert om de mest utsatte vassdragsavsnitt på grunn av stor vannføring i elvene og gjennomstrømming i innsjøene.

- I år med særlig liten vårflom og varm sommer vil det kunne etablere seg algesamfunn i innsjøene som vil være til hinder eller stor sjenanse for mangesidig bruk av vassdraget.
- Den hygieniske vannkvaliteten i Vosso ovenfor Vangsvatnet var svært dårlig.
- De hygieniske forhold i Vangsvatnet nær Vangen er ikke tilfredsstillende for badende.

Det må derfor tilrås at urensset kloakk snarest samles opp i avskjerende kloakksystemer og ledes til kloakkrensaneanlegg med effektiv fjerning av fosfor og andre forurensninger. Tilsvarende må forurensningskilder i jordbruket bringes under kontroll, særlig avrenning fra utette gjødselkjelere og siloer.

Regulering av vannføringa i Strandaelva og Raundalselva frarås før en ser effekten av de rens tiltak som er nevnt over. De nåværende vannføringsvariasjoner synes å være avgjørende for algeveksten og eutrofieringssituasjonen i Vangsvatnet. En reduksjon av sommervannføringen kan derfor få meget uheldige konsekvenser.

1.2 Sammendrag

Det er tidligere gjennomført en rekke naturvitenskapelige undersøkelser i Vossevassdraget. I første rekke er det undersøkelsene til Strøm (1930 og 1931), Hauge (1957) og Vosseprosjektet ved Universitetet i Oslo (diverse hovedfagsoppgaver, samlerrapporter, vitenskapelige rapporter og upubliserte data) som har vært til stor nytte som underlag for denne rapporten (se litteraturlista bak).

Klimaet på Voss er preget av milde, fuktige luftstrømmer som gir rikelig nedbør hele året. Betydelige snømengder i høyfjellet om vinteren gir kraftig snøsmelteflom av lang varighet.

Vannføringa til Vangsvatnet preges av to flomperioder: snøsmeltingsflom fra mai til utpå sommeren og regnvørsflommer i september - november. Lav sommervannføring opptrer normalt i august og september, og lav vinter-vannføring fra desember til april. Da det bare foretas vannføringsmålinger på tre stasjoner, er det i denne rapporten foretatt en beregning av vannføringa ved forskjellige viktige punkter i vassdraget. Normal varighet av minste og største vannføringer er også beregnet. Beregningene kan danne et første grunnlag for vurdering av event. reguleringsvirkninger, men må ikke betraktes som "sanne" verdier da de forutsetter betydelige forenklinger. Det er nødvendig med ytterligere vannføringsmålinger i Raundalselva og Oppheimselva for å justere de teoretiske beregningene. Vannføringsmålingene viser at vannføringa i elvene øker svært raskt etter nedbør. Det understrekes at dette er et særtrekk av største betydning for vassdraget.

Forurensende aktiviteter i nedbørfeltet (befolkning, jordbruksareal o.l.) er registrert ut fra foreliggende data i Voss kommune og Statistisk Sentralbyrå. Dette materiale er brukt som grunnlag for å beregne teoretiske verdier for forurensningstilførsler til vassdraget. Betydelige mengder urensset kloakk tilføres nedre deler av Strandaelva og Raundalselva. Tilførslene direkte i Vangsvatnet er særlig urovekkende sett fra et forurensningsmessig og spesielt et hygienisk synspunkt. Avskjærende kloakkledninger blir nå bygget langs flere vassdragsavsnitt. Det anbefales at dette arbeidet fullføres

for hele tettbebyggelsen ved Vangen og at spillvannet deretter renses i et egnet kloakkrensaneanlegg.

Det ble valgt ut 6 innsjøstasjoner og 11 elvestasjoner i forskjellige deler av vassdraget. Prøvetaking på stasjonene ble utført etter et fastlagt prøvetakingsprogram (se undersøkelsesprogram datert 10. desember 1976).

Den kjemiske vannkvalitet i vassdraget karakteriseres av lavt innhold av løste ioner som følge av at berggrunnen er næringsfattig og lite løselig. Vannet i vassdraget er i stor grad preget av nedbørens kjemiske sammensetning.

Vossevassdraget mottar årlig store mengder sur nedbør. Vannet i høyereliggende deler av vassdraget er derfor surt (dvs. har lav pH), særlig under snøsmeltinga. På vei nedover vassdraget nøytraliseres vannet på grunn av naturlige prosesser i jordsmonn og i vann, og innen det når Vangsvatnet har vannet nær nøytral pH-verdi. Heller ikke de viktigste gytebekkene for aure er særlig forsuret. Imidlertid vil vassdraget kunne reagere negativt dersom tilførselene av sur nedbør fortsatt øker.

Begroing i elvene besto av fastvokste alger, moser, bakterier og sopp, og var karakterisert av former som er bestandige overfor stadige flomepisoder. Mosene dominerte begroingen store deler av året. En grundigere undersøkelse i området ved Vangen da vannføringa var lav etter en lengre tørrvårsperiode viste alle vanlige tegn på kraftig forurensning. Store deler av elvebunnen var da dekket med næringskrevende alger, bakterier og sopp. Dette skyldes tilførsler fra husholdningskloakk, industriavløp og husdyrgjødsel. Dette viser at vassdraget i dette området er kraftig belastet med forurensning, men at mange synlige resultater av forurensningen i Vossevassdraget undertrykkes på grunn av flommenes utspylende effekt.

Vannets oppholdstid i innsjøene er beregnet ut fra normal vannføring på et par elvestasjoner. Dersom en tar hensyn til at det tilførte vannet om sommeren stort sett passerer gjennom de øvre lag av innsjøen, viser det seg at vannet mellom 0 og 10 meters dyp i Myrkdalsvatnet, Lønnavatnet og Vangsvatnet skiftes ut i løpet av 4 til 14 dager hele sommerhalvåret.

I Evangervatnet blir dette vannvolumet skiftet ut i løpet av 2 til 7 dager. Dette gir selvsagt en kraftig fortykning og utspyling av tilførte forurensninger. Samtidig blir store oppblomstringer av planteplankton unngått da disse også transporteres vekk fra innsjøene. Gjennomstrømmingen i Oppheimsvatnet er betydelig mindre enn i de andre innsjøene og denne innsjøen vil derfor være mer følsom for påvirkning.

Vannets relative innhold av oksygen (oksygenmetning) kan gi informasjon om biologisk aktivitet i vannmassene. De målte verdiene viste at algenes vekst i de øvre vannmasser var beskjedent. Oksygenforbruket i dypvannet har ikke endret seg vesentlig fra tidligere undersøkelser i vassdraget. Siktedypet er stort i alle innsjøene på grunn av lite innhold av partikler og oppløst stoff. Verdiene fra Vangsvatnet i 1977 er ikke særlig forskjellige fra Hauges målinger i 1944 og 1945.

Ledningsevnen, som er et mål for vannets innhold av løste ioner, ligger stort sett mellom 10 og 20 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i alle innsjøene. Målingene viser karakteristiske årstidsvariasjoner med verdier mellom 15 og 20 om vinteren etterfulgt av jevn fortykning av smeltevann fra mai til august.

Det er liten konsentrasjon av planteplankton i innsjøene, og artssammensetningen vitner om næringsfattige forhold - med unntak av Vangsvatnet. Denne innsjøen er belastet med så mye forurensning at planktonbestanden kan øke kraftig om våren inntil vårflommen setter inn.

Fisket etter laks, aure og røyr har stor betydning for lokalbefolkningen både økonomisk og rekreasjonsmessig. Det kan nevnes at gjennomsnittsvekta på laksen (i følge den offisielle statistikken) er den høyeste registrerte for norske lakseelver siden 1963 (8 - 10 kg).

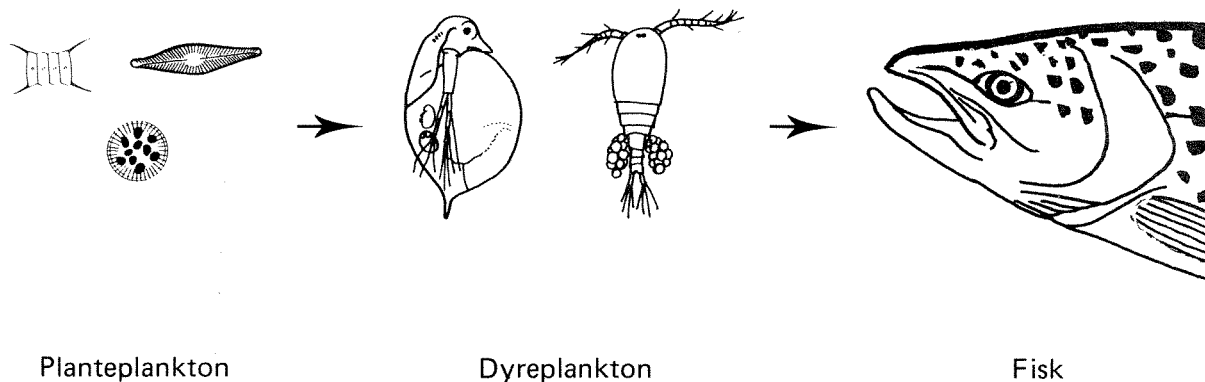
Det understrekes at gyteforholdene for røyra er blitt vesentlig forverret i Lønnavatnet de siste åra på grunn av økende tilslamming og tilgroing av gyte plassene.

1.3 Diskusjon

1.3.1 Betydning av kraftig gjennomstrømming

Vossevassdraget utpreger seg ved kraftige snøsmelte- og nedbørflommer. Mye nedbør i sommerhalvåret gir stor vannføring, og dette fører til at spillvann fra husholdninger og industri og avrenning fra jordbruksområder fortynnes og spyles ut av vassdraget. I perioder med tørt og pent vær om sommeren oppstår imidlertid kjemiske og biologiske forhold som gjenspeiler betydelige tilførsler av forurensende stoffer. Vintrer med lite snø i fjellet etterfulgt av varme og tørre somrer vil gi mindre gjennomstrømming og høyere temperatur i vassdraget. Det samme ventes å bli tilfellet ved vassdragsreguleringer. Dersom ikke en betydelig del av forurensningen hindres i å nå vassdraget, kan det utvikle seg uønsket masseforekomst av planktonalger i innsjøene (vannblomst).

De biologiske systemene i innsjøene i Vossevassdraget er sårbare overfor økende forurensning. For å kunne forstå dette er det nødvendig å se nærmere på hovedtrekkene i virkemåten av disse systemene. I figur 1.1. er det skissert en såkalt næringskjede bestående av planteplankton, dyreplankton og fisk. Planteplankton, som lever av enkle kjemiske forbindelser i vannet og får sin energi fra sollyset, tjener som føde for dyreplankton. Dyreplankton blir spist av fisk (særlig røyr). Tilsammen danner disse en (forenklet) næringskjede der artssammensetning og mengde av de forskjellige plante- og dyregruppene er avhengige av hverandre.



Figur 1.1. En forenklet næringskjede i innsjøer.

Følgende forhold blir regnet for å være særlig viktige for å hindre masseutvikling av planteplankton:

1. små tilførsler av plantenæringsstoffene fosfor og nitrogen
2. lite planktonspisende fisk.
3. mye dyreplankton som beiter effektivt på planteplankton
4. stor gjennomstrømming.

1. Som allerede nevnt er tilførslene av fosfor og nitrogen store.

2. Planktonspisende røyr finnes i Evangervatnet, Vangsvatnet og Lønavatnet, men ikke i Oppheimsvatnet og Myrkdalsvatnet. Dyreplanktonet i den mest forurensede delen av vassdraget er derfor utsatt for betydelig predasjon av fisk.

3. Fisken velger ut de største individene av dyreplankton. Dyreplanktonet i innsjøene er derfor dominert av små former som igjen hovedsakelig beiter på små former av planteplankton. Små former av dyreplankton er mindre effektive enn store former og vil ikke kunne holde planteplanktonoppblomstringer i sjakk. Konkurransen innen algesamfunnet vil etterhvert kunne gå i favør av de større, vannblomstdannende artene (kiselalger og blågrønnalger).

En normal utvikling av planteplanktonbestanden under stadig økende forurensing foregår i følgende rekkefølge:

- lite alger
- økende konsentrasjon, særlig av grønnalger og kiselalger
- masseforekomst, særlig av blågrønnalger.

Representanter for blågrønnalgeslekten *Oscillatoria* kan, hvis forurensningssituasjonen forverres ytterligere, etablere seg under de forhold som er i innsjøene på Voss. *Oscillatoria* har store bestander bl.a. i Mjøsa og innsjøer i Sveits, Amerika o.a., og forårsaker konflikter med mange typer bruk av vassdragene.

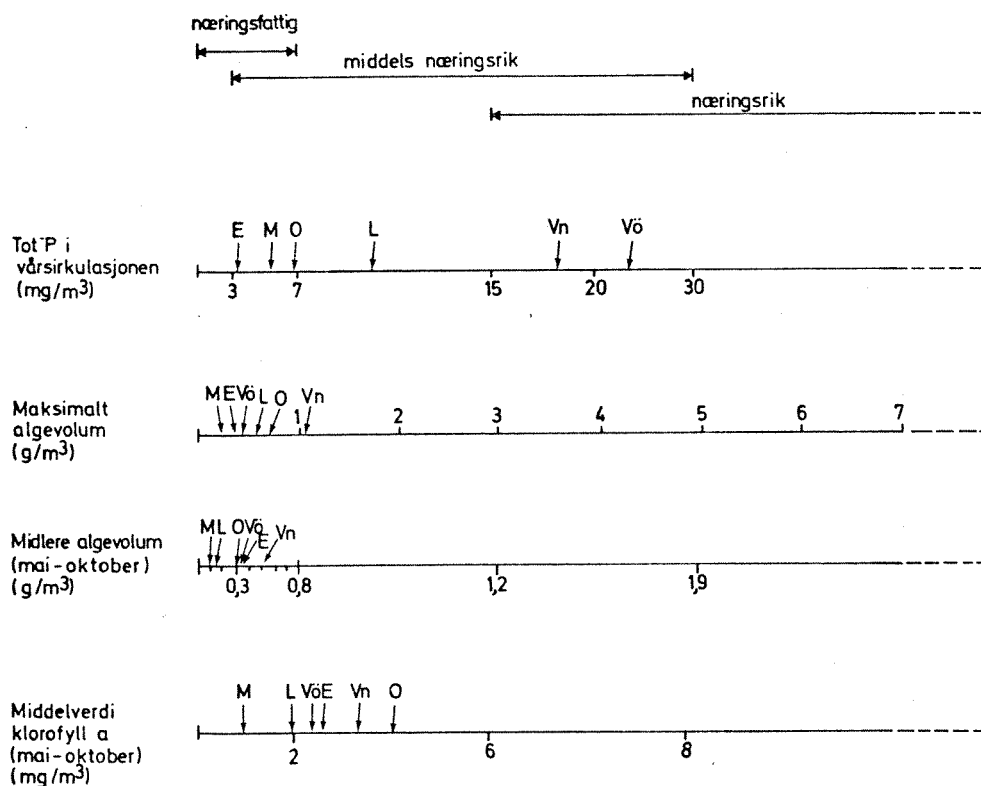
4. En viktig faktor som adskiller innsjøene på Voss fra de fleste innsjøer med tilsvarende belastning er den kraftige gjennomstrømmingen. Fra et forurensningsmessig synspunkt har denne faktoren mange positive sider ved at den:

- virker avkjølende og demper veksten av planteplankton
- gir stor eksport av små former av dyreplankton
- sørger for at nitrogen stadig finnes i overskudd og hindrer såkalte nitrogenfikserende blågrønnalger (som er særlig uønsket).

For å illustrere betydningen av stor gjennomstrømming skal vi se nærmere på hvordan de undersøkte innsjøene reagerer i forhold til mer "normale" innsjøer.

En kanadisk vannforsker, R. Vollenweider, har i en rekke vitenskapelige rapporter stilt sammen data fra dype innsjøer i Europa og Nord-Amerika. Han har der påvist sammenhenger mellom forskjellige kjemiske og biologiske forhold i innsjøene. I figur 1.2. er måleresultater fra innsjøene i Vossevassdraget satt inn i et såkalt "Vollenweider-skjema" (modifisert av Gösta Kjellberg, NIVA, for norske forhold). Innsjøene er inndelt i tre hoved-

Fig. 1.2 Utsnitt av skjema til hjelp for karakterisering av innsjøer (etter Vollenweider, modifisert av G. Kjellberg, NIVA 1978).
Se forklaring i teksten.



- M - Myrkdalsvatnet
- O - Oppheimsvatnet
- L - Lönavatnet
- Vö - Övre Vangsvatnet
- Vn - Nedre Vangsvatnet
- E - Evangervatnet

grupper etter hvor næringsrike de er. Da det ikke er klare grenser i naturen, vil disse naturlig nok overlappe hverandre. I de fleste dype innsjøer blir den maksimale konsentrasjon av planteplankton om sommeren bestemt av konsentrasjonen av fosfor i begynnelsen av produksjonssesongen, dvs. om våren. Dette er ikke tilfellet i gjennomstrømmingssjøer, slik som i Vossevassdraget, da de øvre vannlagene stadig fornyes utover sommeren. Dette kan demonstreres ved hjelp av figur 1.2. I de undersøkte innsjøene ligger Myrkdalsvatnet, Oppheimsvatnet og Evangervatnet i den næringsfattige/middels næringsrike, Lønavatnet i den middels næringsrike og Vangsvatnet i overgangen mot den næringsrike delen av skalaen med hensyn til fosforkonsentrasjon. Pilene på skjemaet må ikke oppfattes som strengt fastsatte punkter, men er omtrentlig plassering på skalaen. I flertallet av dype innsjøer vil, som nevnt over, utgangskonsentrasjonen av fosfor gi algeevolum og klorofyllkonsentrasjon som ligger like langt ute på de andre aksene på figuren som på "fosfor-aksen". Imidlertid viser det seg at det er betydelig mindre konsentrasjon av planteplankton i Vossevassdraget enn denne modellen skulle tilsi. En eller flere faktorer må derfor skille innsjøene i Vossevassdraget fra det store antall dype innsjøer, og det er nærliggende å peke på stor gjennomstrømming som den viktigste faktoren.

1.3.2 Behovet for sanering av utslipp

Med bakgrunn i NIVAs erfaring fra landsomfattende undersøkelser, vil vi legge vekt på følgende forhold under planleggingen av avløpssystemet på Voss:

- Hele avløpssystemet vurderes som en enhet.
Avløpssystemet som består av transportsystem og renseanlegg, er ikke sterkere enn det svakeste ledd. Vanligvis legges for liten vekt på oppsamlingsnett.
- Systemet må fange opp mest mulig av den produserte forurensning.
For å oppnå dette kreves en plan med definerte grenser for rensedistriktet som muliggjør en vurdering av renseanleggets tilføringsgrad. Tilføringsgraden forteller hvor stor del av produsert mengde spillvann som tilføres renseanlegget. Den del som ikke når renseanlegget, belaster vassdraget. Dette er vurdert grundigere i en NIVA-rapport (Vråle 1978).

- Renseanleggets kapasitet må stå i forhold til de vannmengder som tilføres.

I transportsystemet blir spillvannet fortynnet i varierende grad med grunnvann og regnvann avhengig av utette ledninger, feilkoblinger, lekkasje i kummer, inntak av bekker, hvor godt spillvann- og overvannsledninger er adskilt osv. Det er et alvorlig problem i en rekke renseanlegg at belastningen under nedbør blir for stor for anlegget. Resultatet blir dårlig renseseffekt og/eller urensset vann direkte til vassdraget via overløp.

- Antall rensetrinn og type renseprosess vurderes ut fra kostnad/nyttevurderinger.

Hvor mye vassdraget tåler veies mot driftsstabilitet, renseseffekt og økonomi. For Vangsvatnets skyld må fosforfjerning inngå i renseprosessene. Før en event. vassdragsregulering bør dette være gjennomført.

Ved valg av fellingskjemikalier til renseanlegget skal det nevnes at aluminium ser ut til å ha gifteffekt på ferskvannsfisk ved pH ca. 5,5. Det vil bli offentliggjort rapporter om dette i nærmeste framtid.

- Kvalifisert driftspersonale tilsettes.

NIVAs landomfattende undersøkelse av renseanlegg viser at driften av anleggene er lite tilfredsstillende. Renseseffekten står naturlig nok i forhold til kvaliteten av den daglige drift.

- Type og plassering av utslippet bestemmes

for å oppnå tilfredsstillende spredning/fortynning av utløpsvannet fra renseanlegget.

- Kommunale vedtekter for tømning av slamavskillere.

Dette gjelder særlig for spredt bebyggelse som ikke er tilknyttet det kommunale avløpsnett.

2. Tidligere undersøkelser

Vossedistriktet har i lang tid vært gjenstand for interesse blant ferskvannsbiologer og limnologer. Likevel var forskningsvirksomheten relativt sporadisk fram til midten av 1960-årene. Da ble det utarbeidet flere konsesjonssøknader for kraftutbygging. Planene skisserte overføring av vann fra høyereliggende deler av Vossevassdragets nedslagsfelt, eller utbygging i vassdragets eget løp. Som følge av konsesjonssøknadene ble det igangsatt omfattende undersøkelser i vassdraget. Undersøkelsene pågår stadig, bl.a. i regi av Vosseprosjektet ved Universitetet i Oslo og NIVA.

I dette kapittelet blir det lagt fram et sammendrag av de viktigste arbeidene som er utført i vassdraget.

2.1 Tidligere undersøkelser

2.1.1 Limnologiske undersøkelser

Hartvig Huitfeldt-Kaas utga i 1906 "Planktonundersøgelser i norske vande", en registrering av dyre- og planteplankton i Sør-Norge. Vossevassdraget ble besøkt sommeren 1897, og prøver ble tatt fra Oppheimsvatnet, Lønnavatnet, Melsvatnet, Lundarvatnet, Vangsvatnet og Evangervatnet. Prøvene som ble tatt, var håvtrekk etter plankton fra forskjellige dyp. Ingen kjemianalyser foreligger fra denne undersøkelsen, men siktedypet ble målt. Plante- og dyreplankton ble artsbestemt og telt opp.

En del av materialet som Huitfeldt-Kaas samlet inn ble senere gjennomgått på ny av Kaare Münster Strøm i et plantegeografisk arbeid "The phytoplankton of some Norwegian lakes" fra 1921.

I 1928 gjorde Strøm en limnologisk undersøkelse av innsjøbassenger i Vossevassdraget. Resultatene ble publisert i 1930, med tittelen "Limnological observations on Norwegian Lakes" og utgjør det første av Strøm's omfattende og systematiske studier av norske innsjøer.

Strøms undersøkelser ble utført i august 1928 i Lønnavatn, Vangsvatn og Evanger-
vatn. Han gjorde også undersøkelser i Bolstadfjorden. Innsjøene ble loddet opp
og dybdekart tegnet. Strøm utførte en rekke fysiske og kjemiske målinger på
flere dyp. Han tok også planktonprøver (vertikale håvtrekk). Bunnprøver ble
tatt for bestemmelse av bunndyr og kjemisk analyse av sedimentene.

I senere arbeider av Strøm, "Norwegische Binneseen" (1931) og "Feforvatn.
A Physiographical and Biological Study of a Mountain Lake" (1931), er resul-
tatene av sedimentanalysene fra Vossevassdraget publisert. I det sistnevnte
arbeidet er det også gjort morfometriske beregninger av innsjøbassengene, og
varmebudsjett og oksygenforbruk er regnet ut.

Konklusjonen av Strøm's og Huitfeldt-Kaas' arbeider er at alle innsjøene var
meget fattige på plankton og bunndyr, og littoralvegetasjonen fattig. Strøm
karakteriserte innsjøene som kalsiumfattige, oligotrofe med noen dystrofe
karakteristika som følge av et visst innhold av humus.

I tiden mai 1944 til oktober 1945 gjennomførte Halvor Vegard Hauge en helårs-
undersøkelse i Vossevassdraget.

Resultatene ble publisert i 1957 som en doktoravhandling "Vangsvatn and some
other lakes near Voss. A limnological survey in Western Norway". Hovedvekten
av undersøkelsen ble lagt til Øvre Vangsvatn, med prøver to ganger pr. måned,
mens Nedre Vangsvatn, Lundarvatn, Myrkdalsvatn og Oppheimsvatn ble undersøkt
én til tre ganger i løpet av året.

Hauge fulgte samme opplegg for sine undersøkelser som Strøm hadde gjort tid-
ligere. Dessuten foretok han relativt omfattende lysmålinger i innsjøene.

Hauge samlet både kvalitative (håvtrekk) og kvantitative (vannhenter) prøver.
Den vesentligste del av undersøkelsen er viet planteplankton, mens dyreplank-
ton ble mer overflatisk behandlet. Han gjorde en del betraktninger om inn-
sjøenes produksjonsforhold og prøvde å klassifisere innsjøene etter en rekke
typologi-systemer.

Vangsvatn og Myrkdalsvatn karakteriserte han som oligotrofe, kalkfattige innsjøer. Lundarvatn (og Lønnavatn) var oligotrofe med dystrofe trekk. Ut fra vegetasjonen i Myrkdalsvatn og Vangsvatn foreslo han at de kunne karakteriseres som "Callitriche-sjøer" (etter planteslekten *Callitriche*, vasshår) som er svært vanlig i innsjøene på Voss), en ny innsjøtype som siden har vært benyttet ved karakteriseringen av andre norske innsjøer (Økland 1974).

2.1.2 Fiskeundersøkelser

I 1917 utga fiskebiologen Knut Dahl boken "Studier og forsøk over ørret og ørretvand" (ny utgave i 1943). Dette er et studium av aurens vekst og biologi, med særlig vekt på å sammenlikne innsjøer på Vestlandet og Østlandet. Voss ble ikke omtalt særlig mye, men i tabeller finner en flere opplysninger, basert på fiske i flere innsjøer i Vossevassdraget i 1913. Det ble fanget et lite antall aure i Myrkdalsvatn, Oppheimsvatn og i Melsvatn. Fiskens vekst ble beregnet og mageinnholdet analysert.

2.2 Undersøkelser og prosjekter av nyere dato

I 1960 ble det bygd en fiskeforskningstasjon i Strandaelva, i tilknytning til Rognsfossen kraftstasjon. Her ble det i tida 1960-1976 gjort undersøkelser over laksefiskenes heimvandring og det såkalte "røyrproblemet" som angår eksistensen av flere røyrtyper i samme vassdrag. Undersøkelsene ble gjennomført av førsteamanuensis Hans Nordeng, Zoologisk Institutt, Universitetet i Oslo, og har ført til et gjennombrudd i forståelsen av laksefiskenes biologi (se f.eks. Nordeng 1977, 1979). Særlig viktige er resultatene for laksefiskeriene i havet og for røkt og oppdrett av laksefisk.

I 1968 og 1969 utga Haavard Nygaard to rapporter om fiskeribiologiske undersøkelser i Voss kommune. Rapportene bygger på prøvefiske i 32 innsjøer i Voss etter oppdrag fra Voss Grunneigarsamskipnad. Prøvefisket, med standard prøvegarnslenker, ble gjennomført i juni-august 1967 og juli 1968, med én natts fiske i hvert vann. Fiskens alder og vekst er analysert og mageinnholdet undersøkt. Parasitter ble sendt til Zoologisk Museum, Oslo for bestemmelse. Som bakgrunn ble det gjort enkle fysiske og kjemiske målinger av vannkvaliteten, og det ble tatt bunndyrprøver på flere dyp i hvert vatn.

For hver innsjø er det gjort konklusjoner om fiskebestandens kvalitet, og forslag til praktiske tiltak for beskatning.

I mai 1969 ble det holdt et seminar på Voss med tittelen "Vassdrag og samfunn". Innledningsforedragene er siden gitt ut i bokform (Vik 1971). Et sentralt tema for seminaret var framtida til Vossevassdraget på bakgrunn av søknader om konsesjon for kraftutbygging og en økende forurensningsbelastning.

Bergenhalvøens Kommunale Kraftselskab (BKK), engasjerte i 1969 Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske ved Universitetet i Bergen til en faunistisk-økologisk undersøkelse av Strandavassdraget. Bakgrunnen var bl.a. opplysninger Nordeng hadde gitt om pH og temperatur i vassdraget.

Under ledelse av Ivar Steine ble undersøkelsene foretatt i tida juni 1969 til september 1970 på strekningen fra Myrkdalen og Oppheim til Vangsvatnet. Resultatene ble publisert i rapporten "Strandavassdraget, Voss 1969-71" redigert av Steine, utgitt i 1972 (en foreløpig rapport ble utgitt i 1970). Prøver av vannkvalitet og dyreliv ble tatt på 6 faste innsjøstasjoner og 6 elvestasjoner, vannprøver ble tatt på ytterligere 7 elvestasjoner. På strekningen fra Myrkdalen til Lønnavatn ble elvas vegetasjon kartlagt, og det ble samlet inn bunndyr på 6 stasjoner. I Lønnavatn, Melsvatn og Lundarvatn ble det tatt bunndyrprøver. Steine artsbestemte dyreplankton-prøver for innsjøene. Det ble gjort prøvefiske i vatnene, men fangstmaterialet var lite. I en sammenfatning av resultatene blir det hevdet at en rask forsurening har skjedd i de øvre deler av Strandavassdraget. I de nedre delene skjer det en økende eutrofiering. Mest utsatt for forurensning, hevdes det, er Lundarvatn.

Temperaturdata samlet inn ved Steines undersøkelse er senere bearbeidet matematisk i en rapport fra 1974, "Temperaturforholdene i Strondaelva før og etter regulering" skrevet av H. Væum, G.G. Raddum, S.G. Raddum og S. Mossige. Konklusjonen var at ved 80% reduksjon av vannføringen ut fra Myrkdalsvatn vil temperaturøkningen ved innløp Lønnavatn bli opptil 2,5°C i juni og juli. Ved høyeste temperatur og laveste vannføring, som regel i august når snøsmeltingen i fjellet er over, ville det ikke bli noen høyere temperatur ved redusert vannføring.

Isforholdene i Strandaelva etter regulering er behandlet i en rapport fra NVE, "Oversikt over avløps- og isforhold i Vossa-vassdraget" (Kanavin 1967). Rapporten vurderer mulige forandringer i vassdragets vintersituasjon etter de foreliggende utbyggingsalternativer i Strandaelvas løp. Det foreslås tekniske tiltak for å redusere eventuelle isvansker etter utbygging, så som plassering av vanninntak for kraftverket. Det legges mest vekt på utbygging av kraftverk ved Åsbrekke, et alternativ som i dag er lite aktuelt.

Under ledelse av Frode Brekkestad ble det foretatt jevnlige pH-målinger på en rekke stasjoner i vassdraget i tidsrommet 1975-1977. Samtidig ble det også tatt målinger av pH i nedbør (Bekkestad 1976, Bekkestad og medarb. 1977).

I 1972 startet et nytt forskningsprosjekt, Vosseprosjektet, faglig tilknyttet Zoologisk Institutt, Universitetet i Oslo. Arbeidet i Vosseprosjektet utføres av hovedfagstudenter, og resultatene er grunnlaget for deres hovedfagsoppgaver. Vosseprosjektet har som formål å drive grunnforskning i Vossevassdraget. Gjennom rapporter skal resultatene gjøres tilgjengelige og nyttes som grunnlag for disponeringer i vassdraget, så som utbygging, vurdering av verneverdi, forurensningssymptomer og fiskerøkt. Virksomheten var i tida 1972-1974 konsentrert om Lønnavatnet og Strandaelva. Pr. i dag er 7 hovedfagsoppgaver avsluttet. Et sammendrag av disse, redigert av Dag Matzow, er å finne i Vosseprosjektets rapport nr. 1 fra 1976, "Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Lønnavatn og Strandaelva, 1972-1974".

I Rapport nr. 1 er følgende emner behandlet:

En helårsundersøkelse, gjort av forfatterne i fellesskap, av fysiske og kjemiske forhold i Lønnavatnet fra juni 1972 til september 1973. I denne delen er også behandlet nedbør, vannføring, temperaturforhold og geologi i nedslagsfeltet, og bunnforhold og vegetasjon i vannet.

Planteplankton i Lønnavatn ble undersøkt av Helge Huru. Algenes forekomst ble relatert til næringssalter, temperatur, lysforhold og vannføring. Konklusjonen er at mengden av planteplankton først og fremst reguleres av vannføring. Mengden av næringssalter er ikke begrensende for algeproduksjonen, disse tilføres stadig med innløpsvannet.

Transport av dyreplankton og bunndyr (mikrodriv) i Strandaelva ble undersøkt av Odd Terje Sandlund. Årsvariasjon, dagsvariasjon i drivet og betydningen av flom er diskutert.

Dyreplanktonsamfunnet i Lønnavatn ble studert av Jens Petter Nilssen. Undersøkelsene tok for seg de enkelte dyreplanktonartenes vertikal- og horisontal-fordeling i vannmassene gjennom året. Copepoden (hoppekrepsen) *Cyclops abyssorum* er intensivt studert, og dens livssyklus, som omfatter vinterdvale i bunnslammet, er beskrevet.

Faunaen på bløtbunn i Lønnavatnet ble undersøkt av Per Ivar Kvammen. Hovedvekten er lagt på fjærmygg (Chironomidae) som er svært viktige for stoffomsætningen i vannet og som fiskeføde. Bunndyrsamfunnet i Lønnavatn hadde betydelig mer næringsrik karakter i øvre basseng enn i nedre basseng, som følge av stor tilførsel av organisk materiale fra innløpselva.

Røyr og g aure i Lønnavatnet ble undersøkt av Bror Jonsson, Dag Matzow og Tor Østli. De to fiskeartenes vekst, romlige fordeling, kjønnsfordeling, kjønnsmodning, kondisjon og ernæring er analysert. Dette er sett i sammenheng med gyteforhold, forekomst av næringsdyr og bestandstetthet. Konkurransen om ernæring og plass er diskutert, stor vekt er lagt på røyras beskatning av dyreplanktonet.

Det blir konkludert at røyras eksistens i innsjøen er truet på grunn av nedslamming og gjengroing av gyte plassene.

I et kapittel med generelle konklusjoner diskuteres konsekvensene for Lønnavatnet av de to alternativene for kraftutbygging, (bortføring av vann fra Senda og Grungen eller utbygging i eget løp). Ved begge alternativer ventes det at primærproduksjonen i vannet vil øke og oksygenforholdene i dypere vannlag vil bli dårligere, men endringene vil bli størst ved bortføring av vann. Redusert vannføring vil føre til tørrlegging av grunnområder i vannet og i elva med skadevirkninger for auren og for dens næringsdyr.

I øvre basseng i Lønnavatnet ventes det at bunndyrsamfunnet vil bli fattigere både i mengde og variasjon dersom vannføringen i elva reduseres og jevnes ut.

Bestanden av røye vil antagelig bli borte ved regulering, uansett alternativ. Aurebestandens kvalitet (kroppsstørrelse og kondisjon) ventes ikke å bli endret ved noe utbyggingsalternativ. Utbygging i eget løp vil føre til en økning av aurebestanden, mens bortføring av vann vil føre til en reduksjon av bestanden.

En del av resultatene fra Vosseprosjektet er publisert som vitenskapelige artikler (se liste i Vosseprosjektets rapport nr. 2 og 3).

En av Vosseprosjektets deltakere, Olav Råd, har i 1977 skrevet rapporten "Virkninger av senkning av Myrkdalsvatnet, Voss, på fuglelivet i vatnets deltaområde. Rapport fra takseringer sommeren 1977". Bakgrunnen er at Myrkdalsvatnet er foreslått senket ca. 1,75 m, og flere elveløp rettet ut for å vinne inn dyrkningsarealer og sikre mot flom.

Konklusjonene av arbeidet er at senkning frarås av hensyn til fuglelivet, eventuelt at den reduseres til 1 m under vanlig sommervannstand. Gjenfylling og utretting av elveløp blir frarådet.

Arbeidet i Vosseprosjektet pågår fremdeles. Sju nye hovedfagsstudenter begynte våren 1977. I rapporten "Orientering om Vosseprosjektet 1977" av Dag Matzow blir det gitt en oversikt over Vosseprosjektets historie, formål og organisasjon. Forskningsprosjektene som startet i 1977, er beskrevet, med faglig bakgrunn, program, metodikk og framdriftsplan.

I 1978 kom "Rapport om Vosseprosjektets virksomhet januar 1977 - juni 1978" som er en framdriftsrapport.

I 1979 utga Ørnulf Haraldstad og Dag Matzow rapporten: "Virkninger av reguleringstiltak på aurebestanden i Myrkdalsvatnet, Voss" (rapport nr. 4 fra Vosseprosjektet).

Rapporten vurderer virkninger av vannstandssenkning på aurens gyte- og oppvekstforhold, og konkluderer at omfattende tiltak må settes i verk dersom bestanden skal opprettholdes etter senkning.

Hovedresultatene fra Vosseprosjektets arbeid vil foreligge i løpet av 1980. De blir publisert i prosjektets rapportserie og som hovedfagsoppgaver og artikler i fagtidsskrifter.

3. Klima

Klimaet i området er preget av milde, fuktige luftstrømmer fra sørvest som avgir rikelig med nedbør hele året. Det skal imidlertid fremheves at dal-føret ligger beskyttet bak fjellkjeder langs kysten, slik at nedbøren i lavereliggende strøk ikke er like stor som f.eks. i Bergen.

Klimaet på Voss har et visst preg av innlandsklima ved at vintrene er kaldere og somrene mildere enn ute ved kysten.

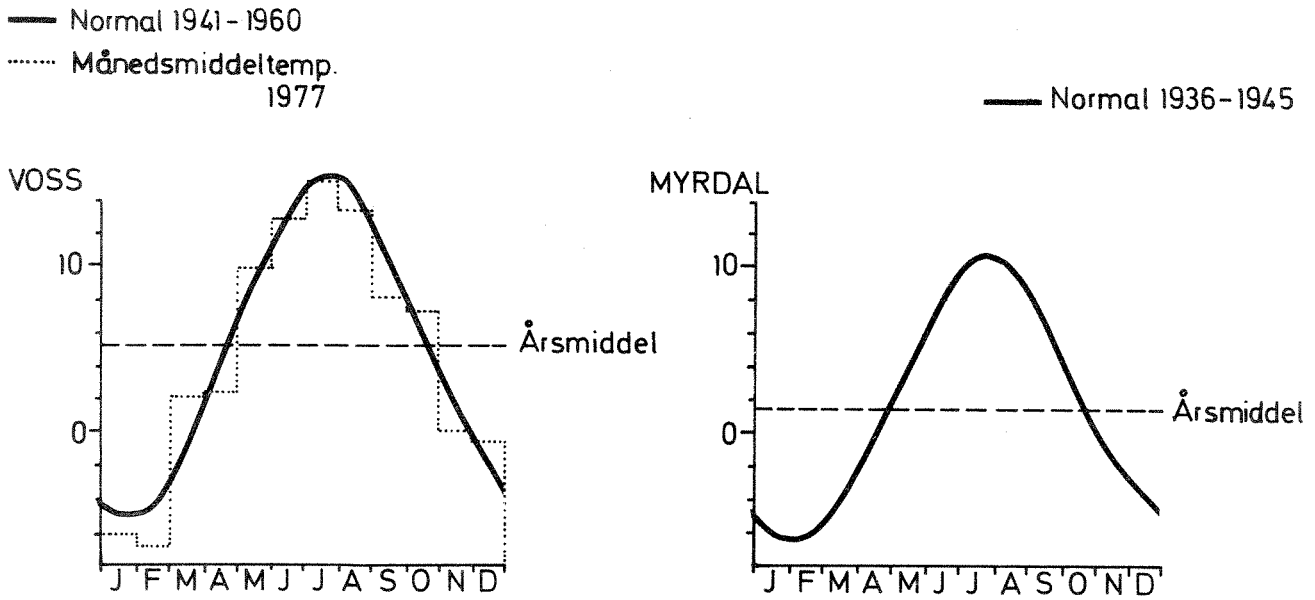
For å vise forskjeller i de klimatiske forhold fra vestkysten innover mot høyfjellet er det i tabell 3.1 karakteristiske temperatur- og nedbør-verdier (normale månedsmidler) for noen utvalgte stasjoner.

Månedsmiddeltemperatur og månedsnedbør for 1977 og en normalperiode for de meteorologiske stasjonene Voss og Myrdal er vist i figur 3.1 og 3.2. Det var små avvik fra normalen i temperatur, mens særlig januar og februar hadde mindre nedbør enn normalt. I september og november var det mer nedbør enn normalt, og det ga seg betydelige utslag i økt vannføring i vassdraget. Dette omtales i kapittel 4 (se figur 4.8.1).

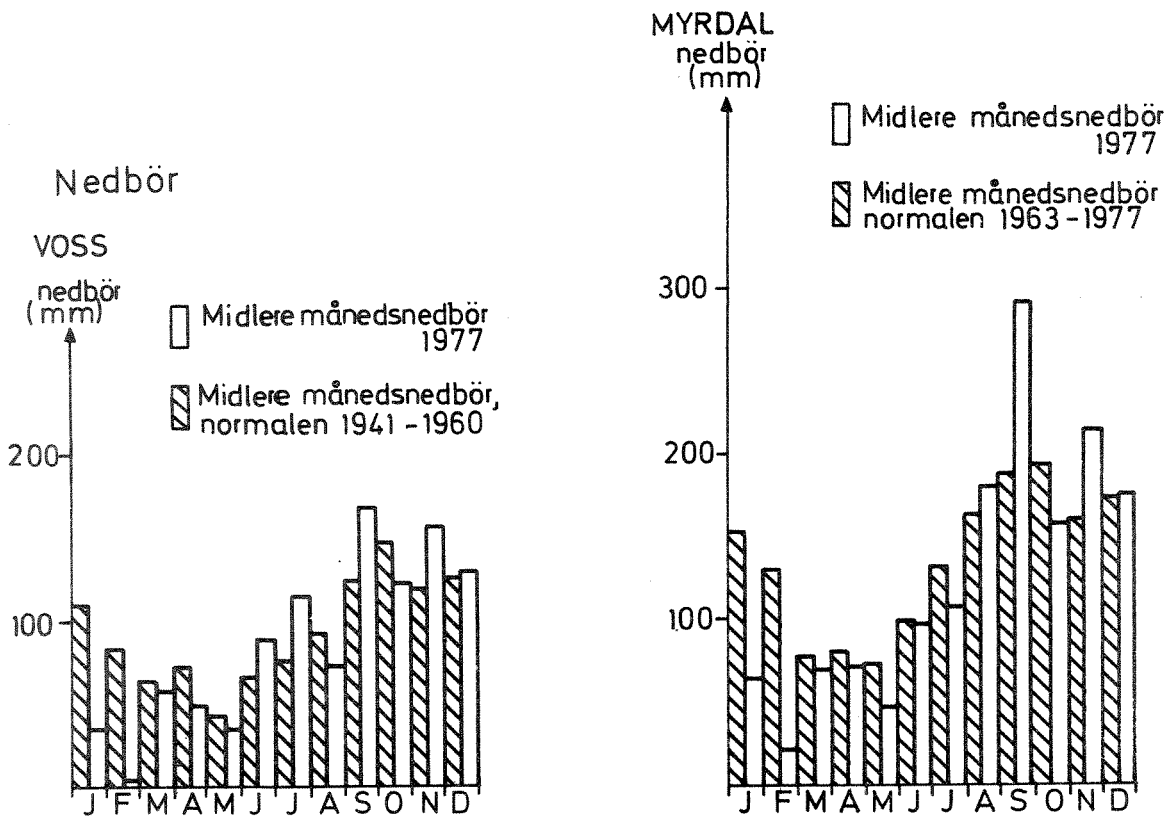
Daglige nedbørhøyder for Voss og Myrdal er vist i figur 4.8.2, sammen med ukesmiddel-vannføring ut av Vangsvatnet.

Tabell 3.1. Karakteristiske månedsverdier for temperatur og nedbør på utvalgte meteorologiske stasjoner på Vestlandet.

Stasjon	h.o.h.	Temperatur			Nedbør		
		årsmiddel	mnd.min.	mnd.maks.	årssum	mnd.min.	mnd.maks.
Utsira	55	7,6	1,6	14,4	1065	45	126
Bergen	43	7,8	1,3	15,0	1958	83	236
Voss	61	5,2	-5,0	15,8	1119	43	146
Reimegrend	560	3,7	-4,2	13,0	1273	53	179
Myrdal	870	1,5	-6,4	10,7	1610	72	193



Figur 3.1. Målt temperatur i 1977 og normalverdier på Voss og Myrdal



Figur 3.2. Målt nedbør i 1977 og normalverdier på Voss og Myrdal

4. Hydrologi

4.1 Innledning

For å kunne sette de aktuelle undersøkelser i sammenheng med eventuelle vassdragsreguleringer i de to hovedvassdragene Strandaelva og Raundalselva, er det nødvendig å se på vannføringa i de forskjellige vassdragsavsnittene mer i detalj. Dette er ved flere anledninger påpekt av NIVA, men det har ikke vært mulig å få montert opp nødvendig måleutstyr (limnigrafer) da Voss kommune og de aktuelle regulantene ikke er blitt enig om fordeling av kostnadene.

NIVA har i mellomtida forsøkt å fremskaffe vannføringsdata fra Oslo Lysverker som skal ha gjort endel beregninger i forbindelse med planene for regulering av Raundalselva. Dette har også foreløpig strandet av økonomiske grunner.

Vi tilbød derfor overfor oppdragsgiveren å beregne de viktigste vannføringsverdiene i Vossevassdraget ut fra de målte verdiene som finnes ved Hydrologisk avdeling i NVE. Det må understrekes at det er brukt teoretiske modeller og at resultatene derfor er beheftet med en viss usikkerhet. Det er likevel grunn til å tro at de store trekk gir et brukbart bilde av forholdene og kan danne utgangspunkt for de første diskusjoner om konsekvenser av eventuelle reguleringer.

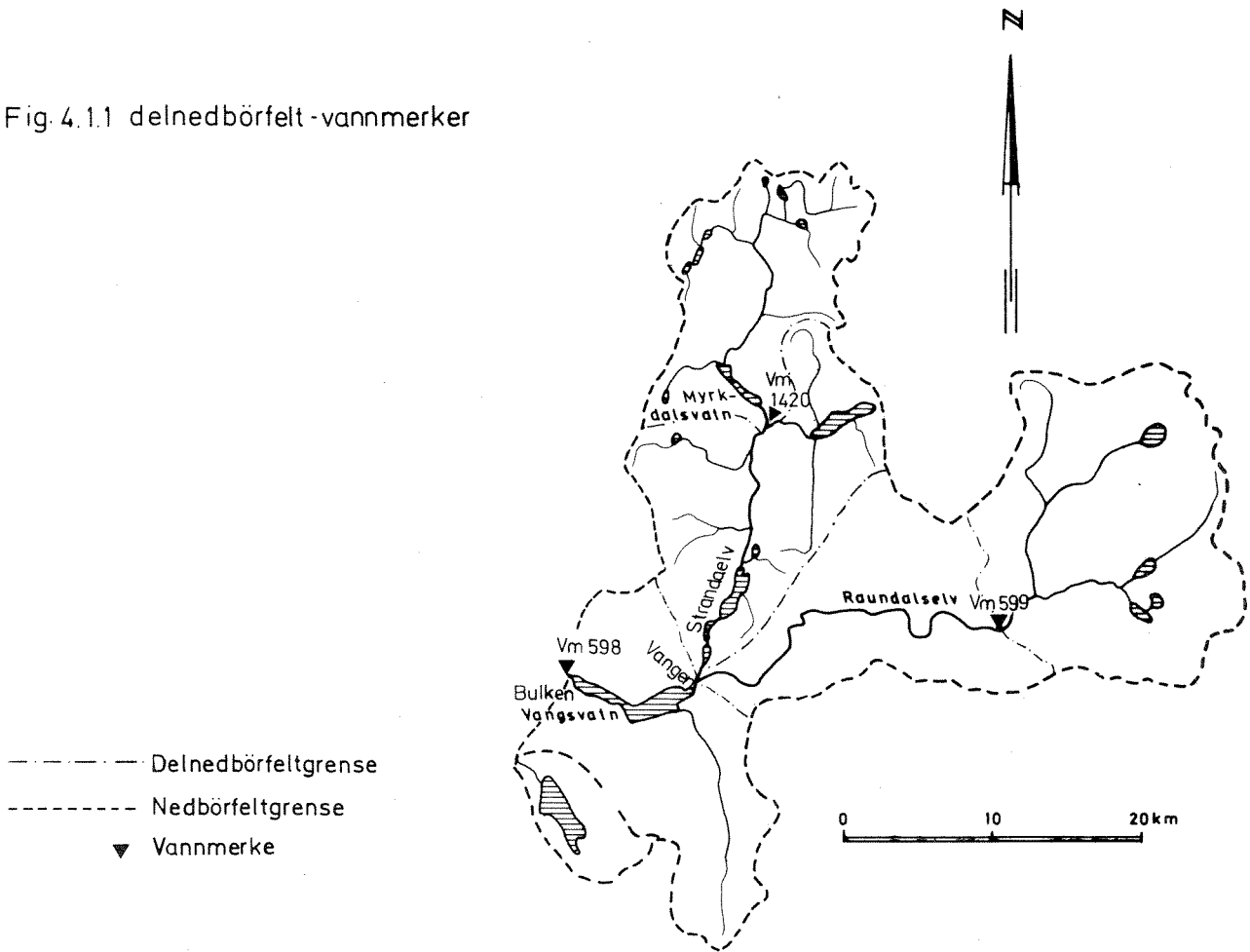
Vannføringsdataene som er brukt ved beregningene, er målt ved vannmerkenc: (Vm.) 598-0 Bulken i Vangsvatnet for perioden 1945-1977, Vm. 599-0 Austmanhølen (1965-1977) og Vm. 1420-0 Mørkdalsvannoset (1965-1971), se figur 4.1.1.

Nedbørfeltet til Vangsvatnet er inndelt i tre delfelter: Raundalselva ved Vangen, Strandaelva ved Vangen og de resterende nærområder (figur 4.1.1). For disse delfeltene er døgnlige vannføringer beregnet for perioden 1965-1971 på følgende måte:

Den totale tilførsel til Vangsvatnet kan beregnes idet vannstanden i Vangsvatnet og vannføringa ut av Vangsvatnet er kjent. Vannføringene fra nedbørfeltene som er målt i øvre deler av Strandaelva og Raundalselva, trekkes fra. Deretter er det resterende vannvolum fordelt jevnt på de resterende arealer, dvs. det er antatt at disse områdene har samme spesifikke avløp (liter pr.

sek. pr. kvadratkilometer). Det blir dermed tatt hensyn til ulike vannføringsregimer i fjellområdene og i lavlandet. De etterfølgende beregninger og vurderinger er basert på midlere 7 døgn vannføringer. Detaljfigurer er plassert bakerst i rapporten.

Fig. 4.1.1 delnedbørfelt-vanmerker



4.2 Vangsvatnet - vannbalanse

Ved hjelp av modellen som er beskrevet over, er tilførslene av vann til Vangsvatnet fordelt på delfelter (tabell 4.2.1). Tabellen viser middelerdier for perioden 1965-1971.

Tabell 4.2.1. Vannbalanse Vangsvatnet (middelerdier 1965-1971).

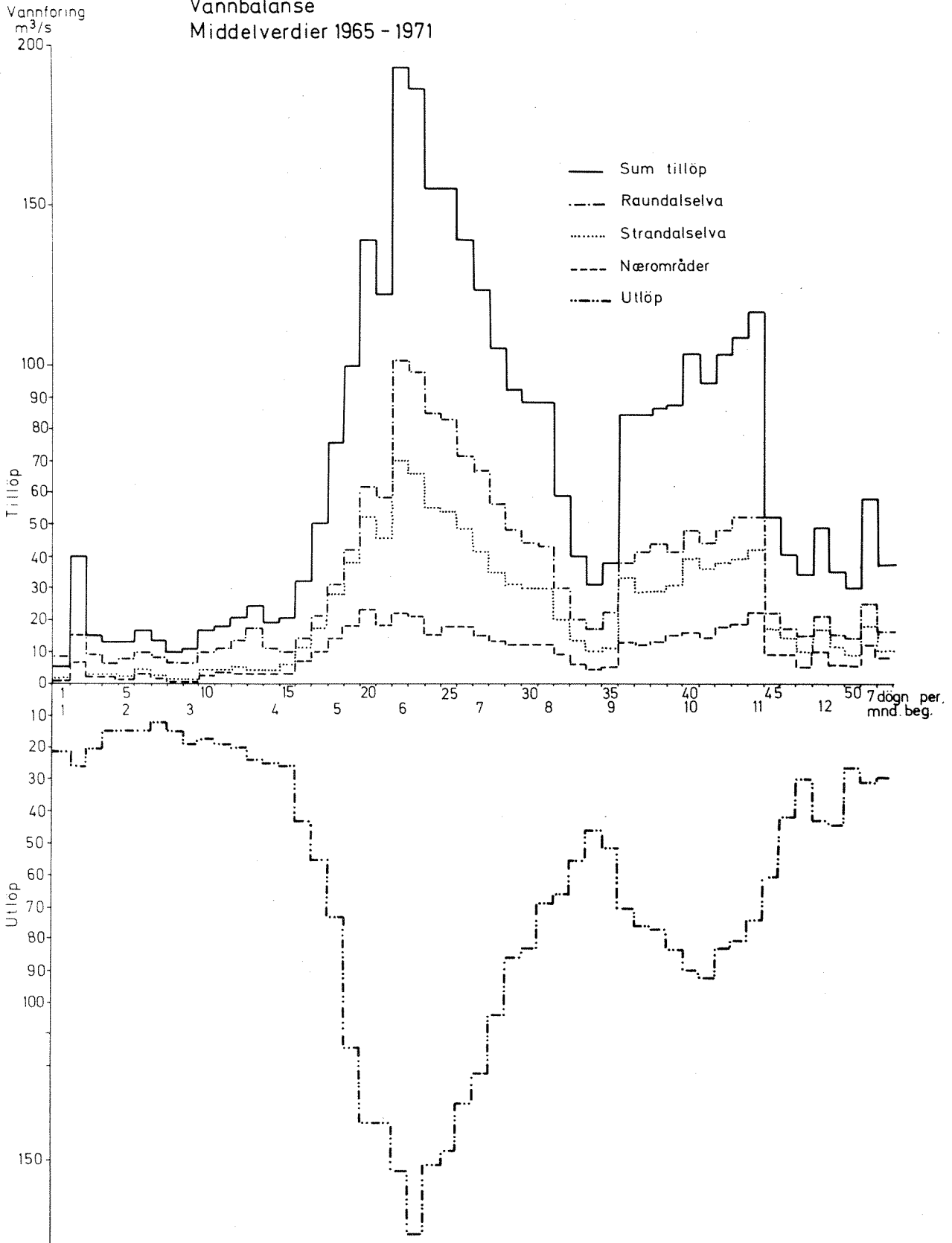
	Vannvolum (m ³)	%	Tilsvarende middelvannføring (m ³ /s)
Raundalselva	930 · 10 ⁶	47	30
Strandaelva	730 · 10 ⁶	37	23
Restfelter	315 · 10 ⁶	16	10
Total	1975 · 10 ⁶	100	63

Innsjøen har en viss selvregulerende effekt ved at flomvannføringene dempes i størrelse og forlenges i tid (fig. 4.2.1). Vårflommens kulminasjonstidspunkt i begynnelsen av juni blir f.eks. forsinket med ca. en uke og midlere årlig maksimalvannføring blir redusert fra ca. 195 m³/s til ca. 175 m³/s. Tilsvarende gjelder de vannrikeste høstmånedene september og oktober.

I lavvannsperioden om vinteren (des.-mars) bidrar Raundalselva med 50-80% av vanntilførslene til Vangsvatn.

Snøsmelteflommen starter samtidig for alle delfeltene i begynnelsen av april. Raundalselva og Strandaelva kulminerer etter omtrent to måneder. Raundalselva gir de største vannføringene (ca. 100 m³/s). Nærområdenes bidrag kulminerer gjerne et par uker før de øvrige delfeltene. Fra en topp på ca. 25 m³/s avtar vannføringen langsomt i løpet av sommeren.

Fig 4.2.1 VANGSVATN
Vannbalanse
Middelverdier 1965 - 1971



4.3 Utløp Vangsvatnet

4.3.1 Årlig maksimal- og minstevannføring

For å undersøke endring i årlig maksimalvannføring er det utført en frekvensanalyse.

Sannsynligheten (P) for at en bestemt årlig maksimalvannføring skal gjen-
tas eller overskrides er gitt ved:

$$P = \frac{R}{N+1} \cdot 100 \quad (\%)$$

R : ranking nr., maksimal årlig flom gir ranking nr. 1, osv.

N : antall observasjonsår/simuleringsår.

Den statistisk sannsynlige tid (Tg) for at en bestemt årlig maksimalvann-
føring skal overskrides er gitt ved:

$$T_g = \frac{100}{P} \quad (\text{år})$$

F.eks. vil en maksimal årlig vannføring med P = 20% få betegnelsen fem-års
flom (Tg = 100/20). Statistisk sett vil denne vannføringen forventes å
overskrides hvert 5. år. En vannføringsverdi med P = 50%, dvs. Tg = 2 år
kalles median og betyr at i 50% av årene eller i gjennomsnitt annet hvert
år vil denne verdien forventes å overskrides.

Tilsvarende beregningsmetode er brukt for årlige minstevannføringer.

Median årlig maksimalvannføring (Tg = 2 år, P = 50%) er ca. 215 m³/s (fig.
4.3.1). 10 års- og 50 års-flommen er henholdsvis 300 m³/s og 350 m³/s.

Median årlig minstevannføring er 5,4 m³/s (fig. 4.3.2). 10 års- og 50 års
minstevannføring er 3,6 m³/s og 2,8 m³/s.

Fig 4.31 Utlöp Vangsvatn
Vm 598 Bulken
Frekvensanalyse på årlig maximalvannføring
(7 døgns midler)

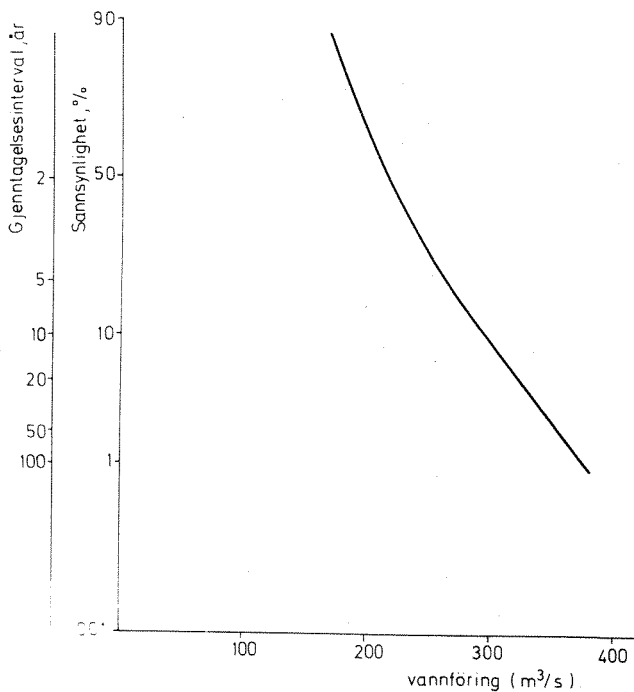


Fig 4.32 Utlöp Vangsvatn
Vm 598 Bulken
Frekvensanalyse på årlig minstevannføring
(7 døgns midler)

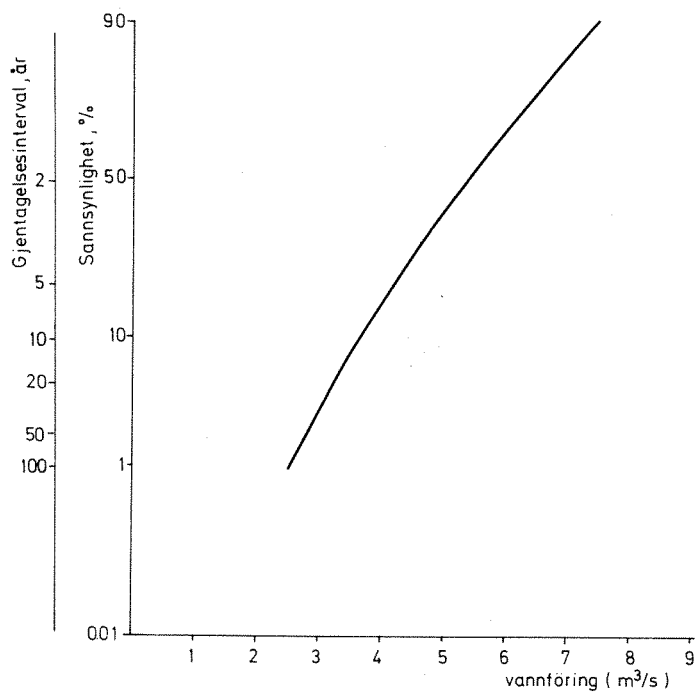


Fig 4.33 Utlöp Vangsvatn
Vm 598-0 Bulken
Midlere årlig varighetskurve (7 døgns midler)

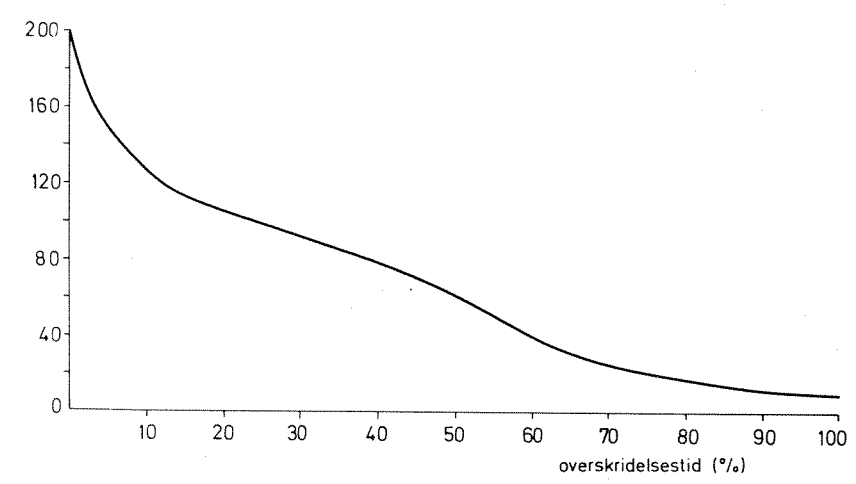


Fig.4.34 UTLÖP VANGSVATN VM 598 BULKEN
Karakteristiske 7 dogn vannføringer

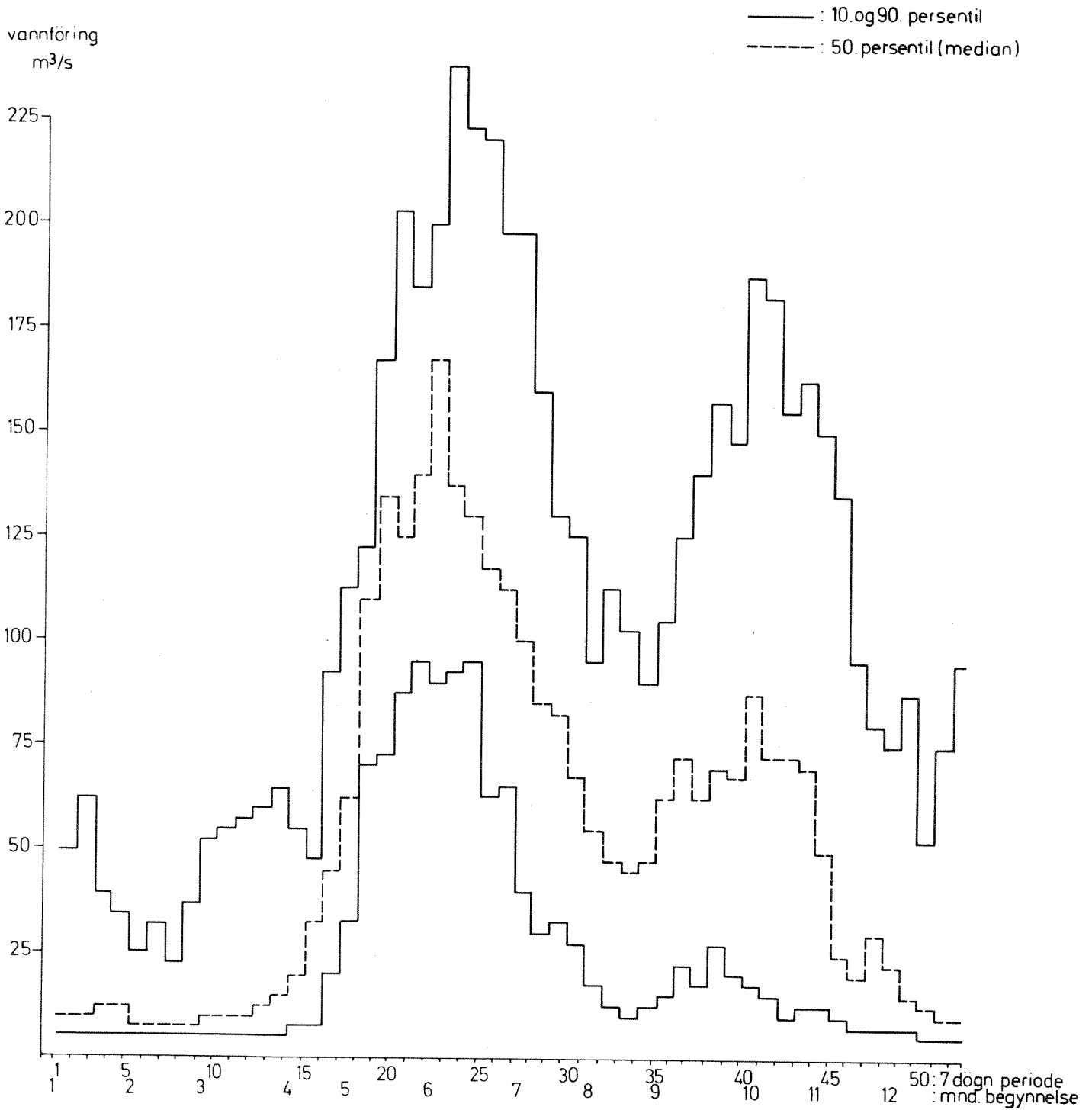
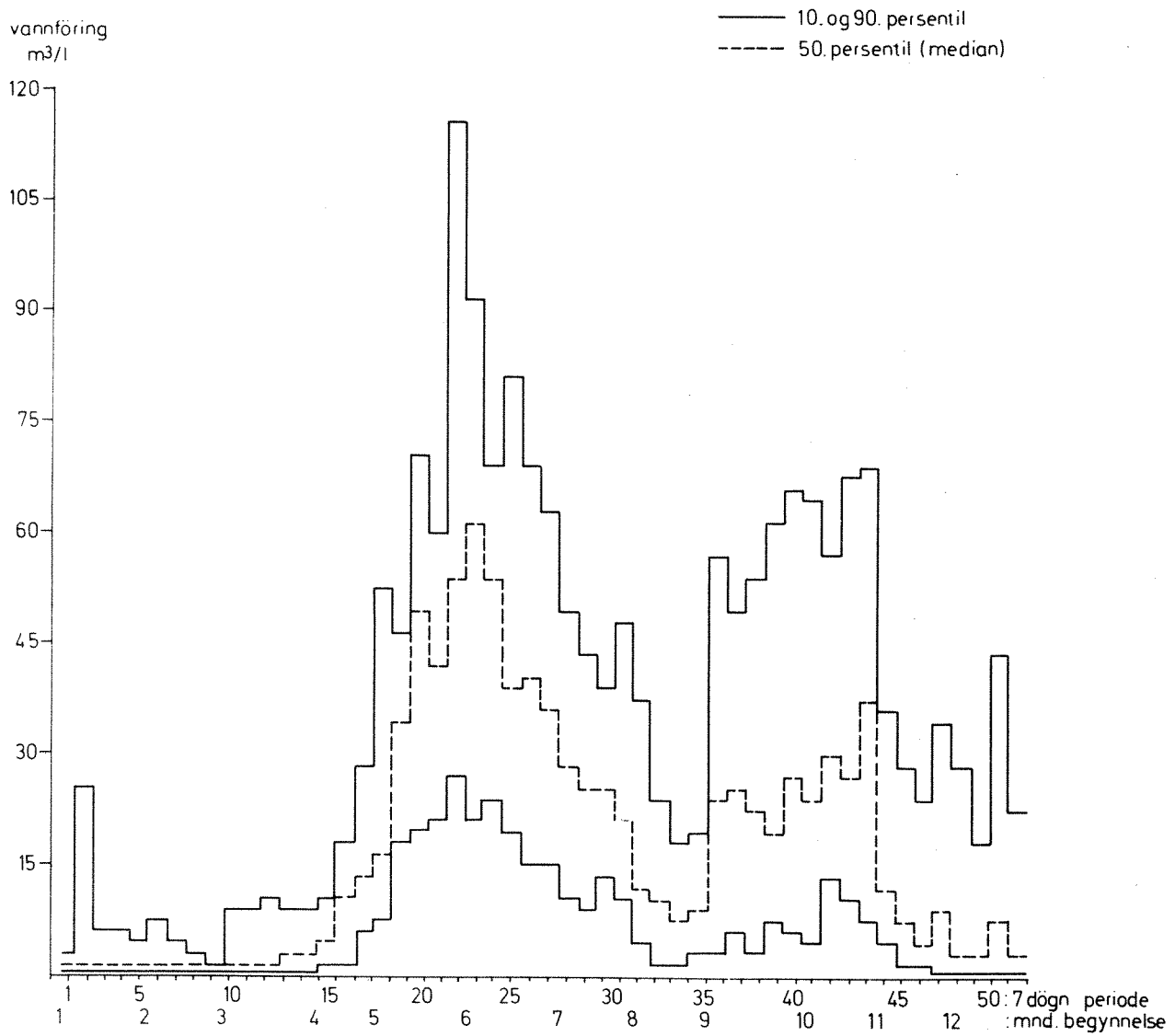


Fig. 4.4.1. Strandaelva ved Vangen.

Karakteristiske 7 døgn vannføringer (beregnet).



4.3.2 Årsvariasjoner

I 10% av et middelår er vannføring ut av Vangsvatnet høyere enn $125 \text{ m}^3/\text{s}$ (fig. 4.3.3), i 50% og 90% av året overskrider vannføringene henholdsvis $60 \text{ m}^3/\text{s}$ og $12 \text{ m}^3/\text{s}$.

Fig. 4.3.4 viser karakteristiske vannføringer gjennom året. En vannføring tilsvarende 10. persentil i en bestemt 7 døgns periode betyr at i 10% eller statistisk sett hvert 10. år underskrides denne verdien.

De høyeste vannføringene opptrer i perioden mai-juni i tilknytning til snøsmelting (fig. 4.3.4, 90 pers. og median). Høye vannføringer finner også sted om høsten (sept.-okt.) på grunn av regn.

Lave vannføringer ($< 10 \text{ m}^3/\text{s}$) er dominerende om vinteren (des.-april) (fig. 4.3.4, 10 pers. og median). På grunn av milde vintre og nedbør i form av regn kan imidlertid relativt høye vannføringer ($> 50 \text{ m}^3/\text{s}$) opptre også om vinteren (90 pers.). Dersom høstnedbøren er beskjedent, kan lave vannføringer også finne sted om høsten (10 pers.).

4.4 Beregnet tilførsel til Vangsvatnet

For Strandaelva ved Vangen, Raundalselva ved Vangen og nærområdene rundt Vangsvatnet er vannføring beregnet som beskrevet foran. Resultatene er ført opp i tabell 4.4.1 og figurene 4.4.1, 4.4.2 og 4.4.3.

Tabell 4.4.1 Målt og beregnet vannføring ved 4 stasjoner i m^3/s . (1945-77).

	Årlig Maksimalvannføring			Årlig Minimalvannføring			Overskridelse		
	Median	10-års	20-års	Median	10-års	20-års	10%	50%	90%
utløp Vangsvatnet (målt)	215	300	350	5,4	3,6	2,8	125	60	12
Standaelva v. Vangen	95	140	160	0,5	0,28	0,22	54	14	1,5
Raundalselva v. Vangen	125	200	225	4,0	1,7	1,0	80	25	4
Nærområder til Vangsvatnet	37	48	52	0,15	0,04	-	20	5	1

Fig. 4.4.2. Raundalselv ved Vangen.
Karakteristiske 7 døgn (beregnet).

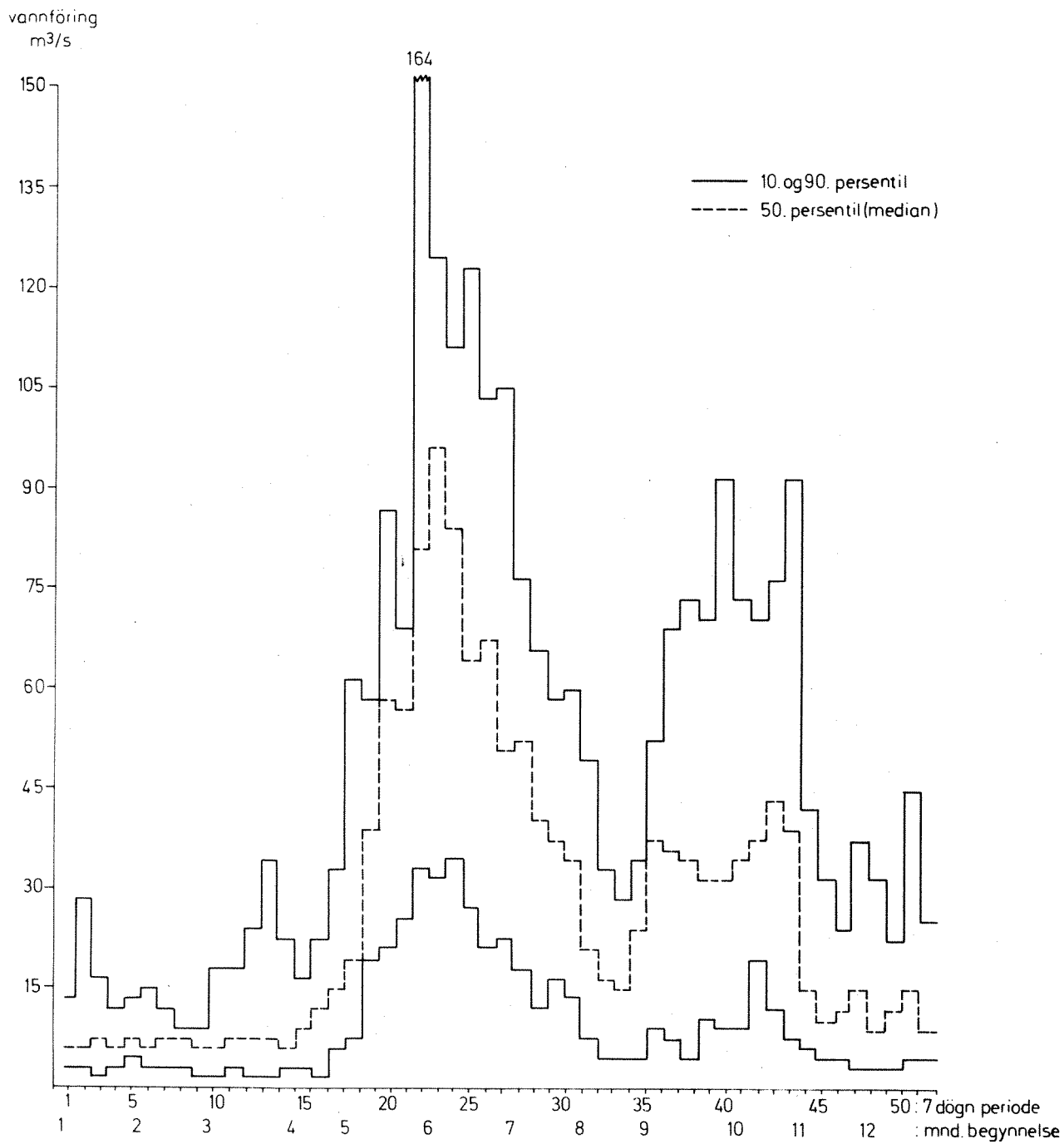
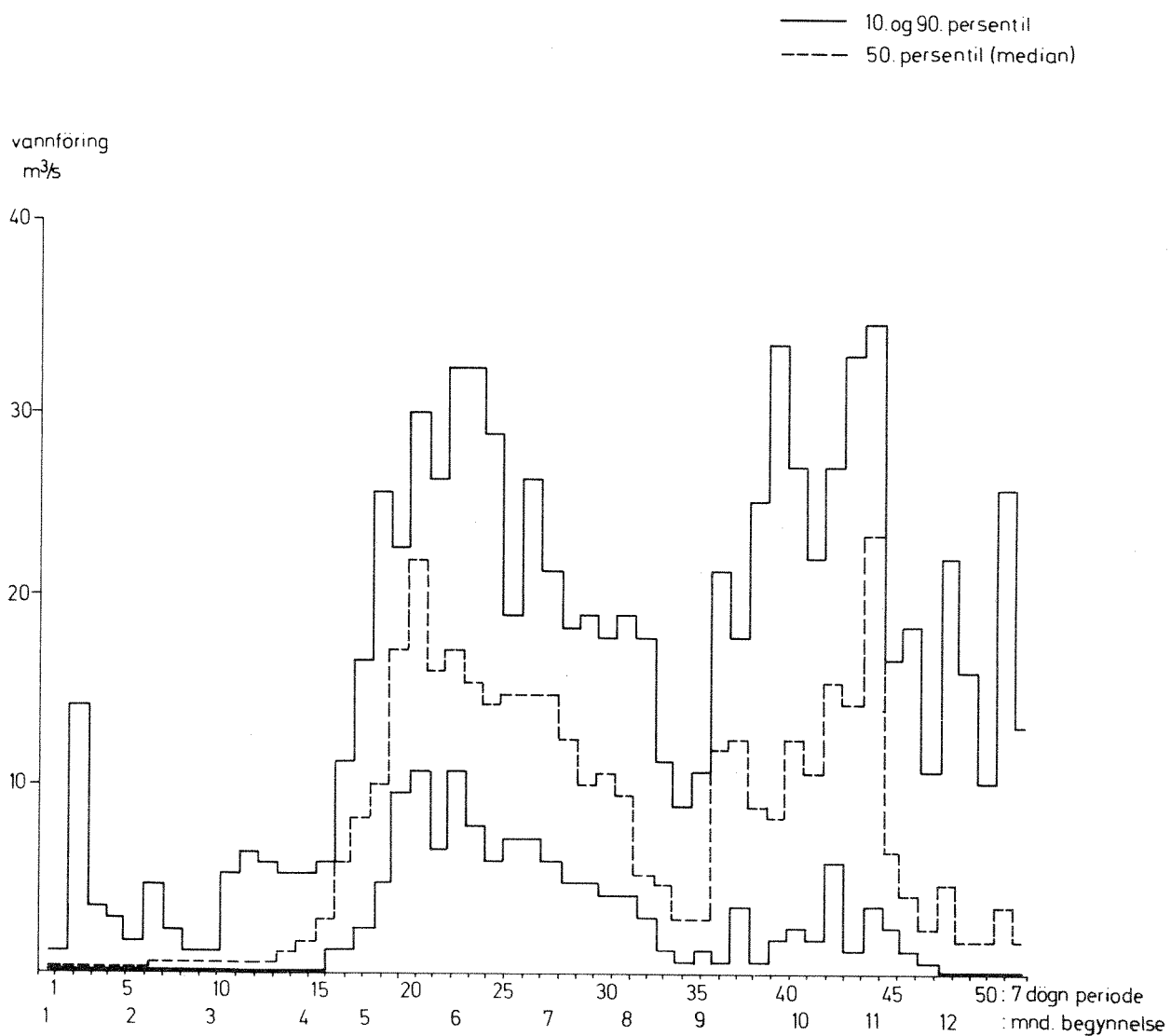


Fig. 4.4.3. Nærområdene til Vangsvatn.
Karakteristiske 7 dogn vannføringer (beregnet).



4.5 Vannstand i Vangsvatn

Målt vannstand i perioden 1945-1977 er bearbejdet statistisk og ført opp i tabell 4.5.1 og figur 4.5.1.

Tabell 4.5.1 Vannstand i Vangsvatnet (m).

Årlig Maksimalvannstand			Årlig Minimalvannstand			Varighet		
Median	10års	20års	Median	10års	20års	10%	50%	90%
3,5	4,5	4,9	0,22	0,12	0,09	2,8	1,1	0,4

Differensen mellom største og minste vannstand i et middelår er 3,5 m.

Høye vannstander forekommer i tilknytning til snøsmelteflommen i mai-juni og de nedbørrike høstmånedene. Lave vannstander opptrer om vinteren og til dels på sensommeren.

4.6 Om beregningene

Ekstrapolering av vannføringer til deler av vassdraget hvor det ikke er observasjoner, er beheftet med usikkerhet. Denne usikkerheten er større ved små vannføringer.

Langs Strandaelv-vassdraget mellom Myrkdalsvatnet og Vangen er det to innsjøer. Disse vil ha en utjevnende effekt på vannføringene. Flommene vil dempes og lavvannføringene økes. I beregningene er det antatt at bidraget pr. arealenhet fra området mellom Vm.1598 Bulken, Vm.599 Austmanhølen og Vm.1420 Mørkdalsvannoset (fig. 4.1.1) er konstant. Dvs. at de viktige vannføringene for Strandaelva ved Vangen burde ha høyere lavvannføring og mindre flommer enn beregningene foran angir.

I delfeltene er beregningene basert på kun 6 års observasjoner. Usikkerheten vil raskt øke med økende lengde på gjentagelsesintervallet utover denne observasjonsperioden.

Fig. 4.5.1. Vangsvatn, VM 598 Bulken.

Karakteristiske 7 døgn vannstander (målt).

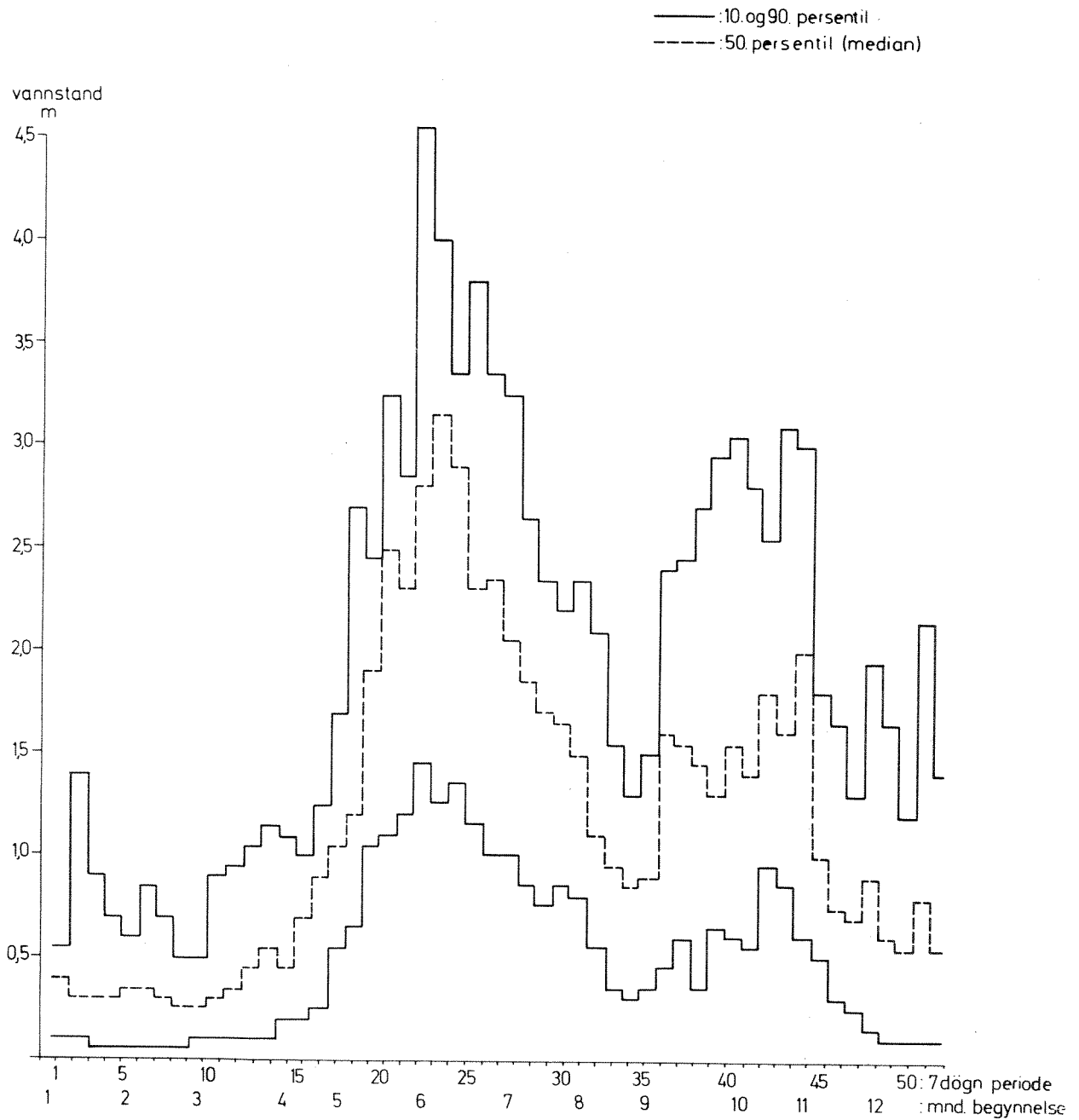


Fig. 4.7.1. Utløp Vangsvatn VM 598 Bulken (målt).

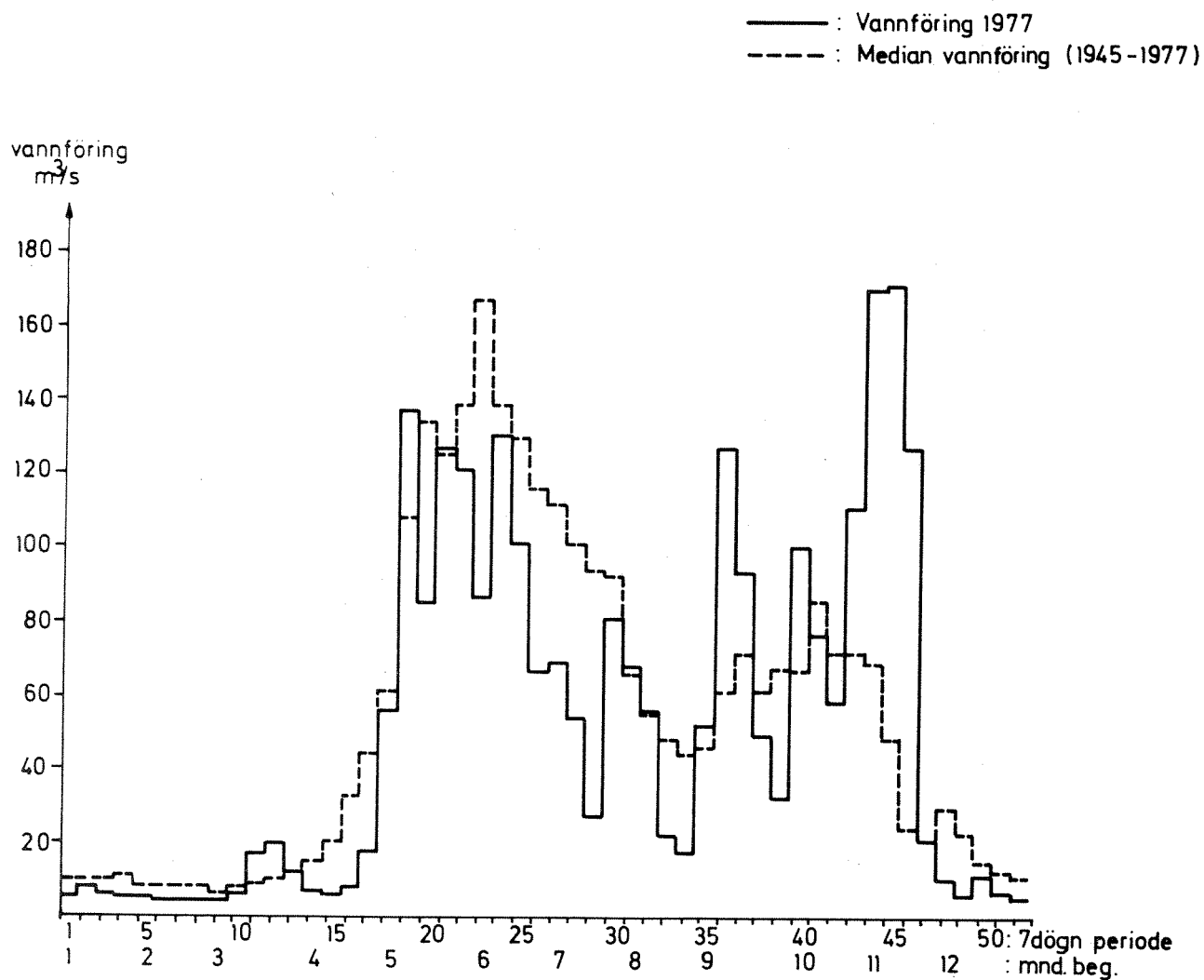
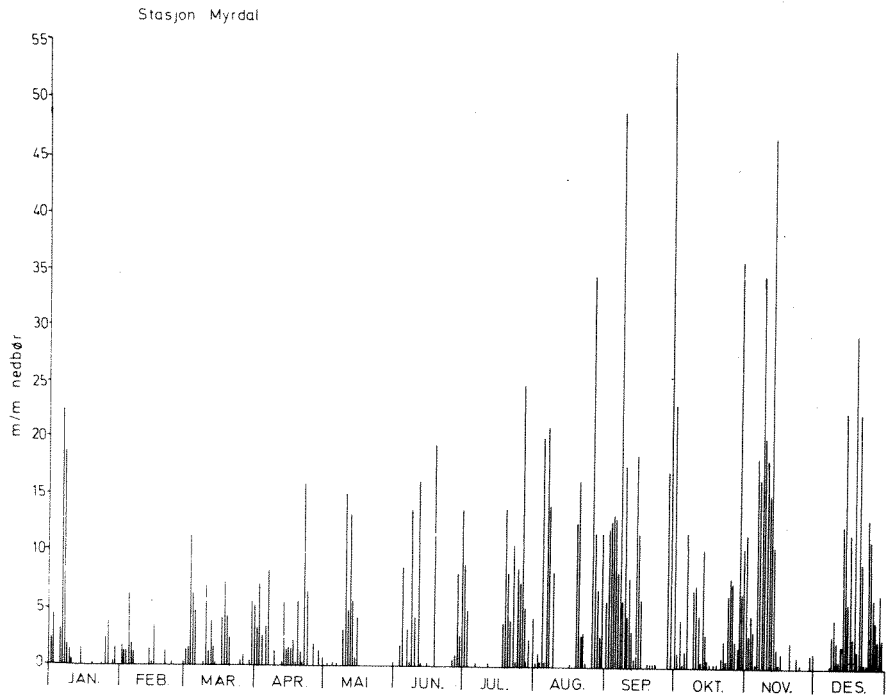
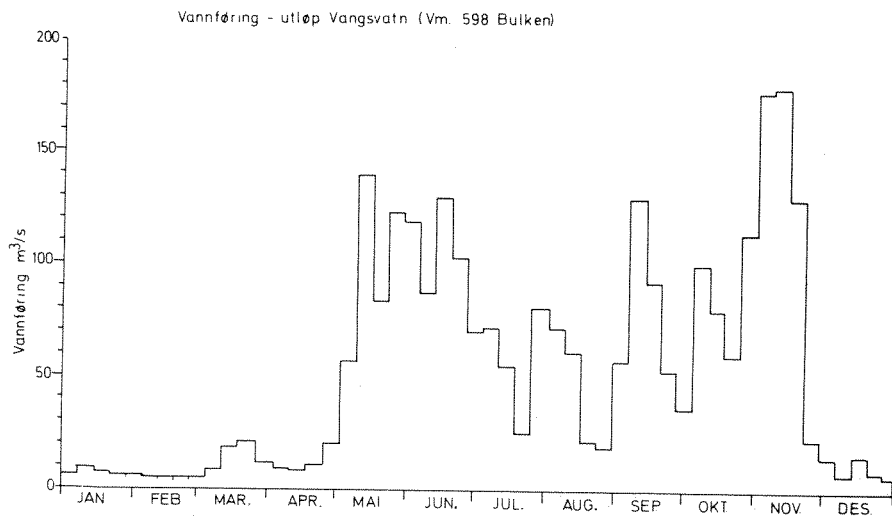


Fig. 4.7.2. Daglig nedbør og ukemiddelvannføring.
a. nedbør, Myrdal
b. vannføring utløp Vangsvatnet
c. nedbør, Voss

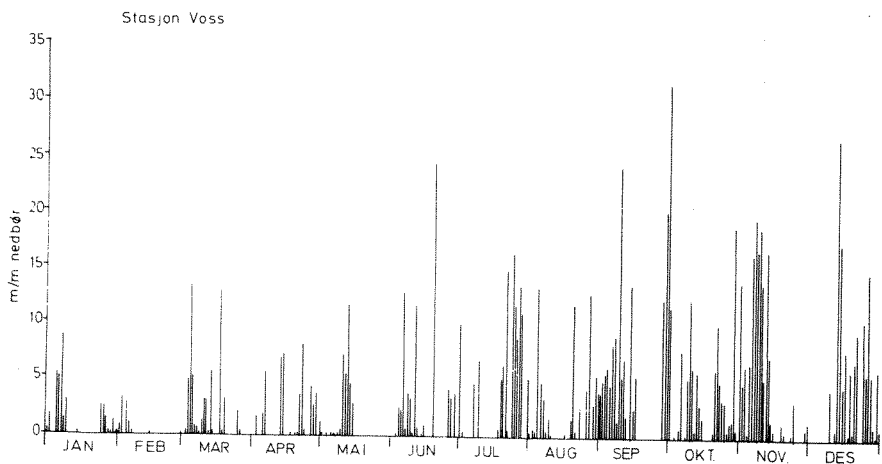
a.



b.



c.



Bruken av de angitte verdiene bør følgelig benyttes med forsiktighet.

Høye vannføringer opptrer i tilknytning til snøsmelting om våren og ved høstregn. For vassdraget som helhet er vårflommen den største. I typiske "Vestlands-vassdrag" er gjerne høstflommen størst. I Vossevassdraget skyldes anriket at de høytliggende kystfjellene virker skjermende for nedbøren.

Vassdraget har store nivåforskjeller. Dette innebærer at snøsmelting med tilhørende vårflom strekker seg over flere måneder (mai-juli). De lavere-liggende områdene bidrar vesentlig i flommens første del, mens de høye vannføringerne utover sommeren blir opprettholdt av tilsig fra fjellområdene.

4.7 Målt vannføring 1977

Vannføring ut av Vangsvatnet for 1977 er stilt opp i figur 4.7.1 sammen med normalverdiene for perioden 1945-1977 (ukesmiddelverdier).

Verdiene for 1977 følger i grove trekk hovedmønsteret med snøsmeltingsflom i mai, juni og juli. I figur 4.7.2 er den samme vannføring for 1977 sammenstilt med daglige nedbørsobservasjoner på Voss og Myrdal. Figuren viser hvor kraftig vassdraget svarer på nedbørepisoder. Store nedbørmengder gir raskt høy vannføring i vassdraget. Tilsvarende viser langre perioder uten nedbør (se f.eks. midt i august og slutten av september) påfølgende lave vannføringer.

Flommene har stor betydning for vassdraget ved at elveleiet spyles rent og at så mye vann transportere gjennom innsjøene at det aldri kan bygge seg opp større bestander av plante- og dyreplankton.

5. Tilførsler av forurensende stoffer

I dette kapitlet er det gjort forsøk på å beregne tilførslene av forurensende stoffer til vassdraget. Da det ikke foreligger tilstrekkelige målinger, bygger disse tallene på teoretiske beregninger.

Det er lagt hovedvekt på å beregne tilførslene av fosfor (P) og nitrogen (N) da det normalt er disse som stimulerer veksten av planteplankton. Tilsetning av disse stoffene gir tilsvarende effekt som gjødsling av dyrka mark med de samme stoffene. Forskjellen er at mens det i jordbruket er nitrogen som er viktigste vekstbegrensende stoff, er det fosfor i ferskvann. I ferskvann er det heller ikke uten videre ønskelig å stimulere til ukontrollert plantevekst da dette også har mange uønskede konsekvenser.

5.1 Jordbruks- og landarealer

Tilførsler fra dyrka mark er her medregnet avrenning fra gjødselkjellere og silo, samt bakgrunnsavrenning fra dyrka mark. Dyrka areal er planimetrert ut fra "Produksjonsgrunnlagskart for landbruket, 1:100 000". Beregningstallene for bakgrunnsavrenning fra dyrka areal og antatte tilførsler fra gjødselkjellere og silo er hentet fra "Landsplanen for bruken av vannressursene (Mikkelsen og medarb., 1974)" med korreksjoner. Nyere avrenningstall fra jordbruksområder andre steder i landet (Lundekvam, 1977) viser at "Landsplanen" undervurderer tilførslene. Våre tall er derfor justert noe opp (tabell 5.1).

Silopressaft inneholder, i tillegg til nitrogen og fosfor, en del lett nedbrytbare organiske forbindelser. Den vanligste måten å måle vannets innhold av lett nedbrytbare organiske forbindelser, er ved biokjemisk oksygenforbruk (BOF_7) som er et mål for nedbrytingen i vannet. Hvor mye av silopressaften som vil nå vassdraget vil avhenge av disponeringsmåten. Etter at forskriftene er trått i kraft, skulle utslippene fra silo være sterkt redusert i området. Vi antar derfor at tilførslene utgjør 25% av produsert forurensning. Fordeling av siloer er vist i figur 5.1. Det som foregår av halm-luting i området er uten betydning blir det opplyst.

Fra alle typer landarealer vil det foregå en viss borttransport av forskjellige stoffer og partikler uavhengig av mennekelige aktiviteter. Den foregår med sigevannet og overflatevannet. Det er mange faktorer som virker inn på avrenningen og dermed på tilførslene til resipienten. Jordtype, topografi, nedbør, temperatur, årstid og plantedekke er alle faktorer som har betydning. Da det i dag ikke finnes tilstrekkelig kunnskaper om hvordan disse forholdene kvantitativt virker inn på tilførslene, kan de ikke trekkes inn i beregningene. Beregningene må derfor bygge på gjennomsnittstall. De avrenningstall som er brukt i denne rapporten, er ført opp i tabell 5.1. Vedberegningene er vassdragets nedbørfelt delt inn i delnedbørfelt (figur 5.3). Fordelingen av forskjellige typer areal er vist i tabell 5.2.

Resultatet av beregningene er vist i tabell 5.3.

Tabell 5.1 Avrenningskoeffisienter for forskjellige typer arealer
(kg/km²/år).

	Arealtype	TOT-N	TOT-P	BOF ₇
Bakgrunnsavrenning fra	dyrka mark	1000	40	
	skog areal	220	8	
	annet areal	120	6	
Avrenning fra	gjødsel	1500	70	
	og silo			1290

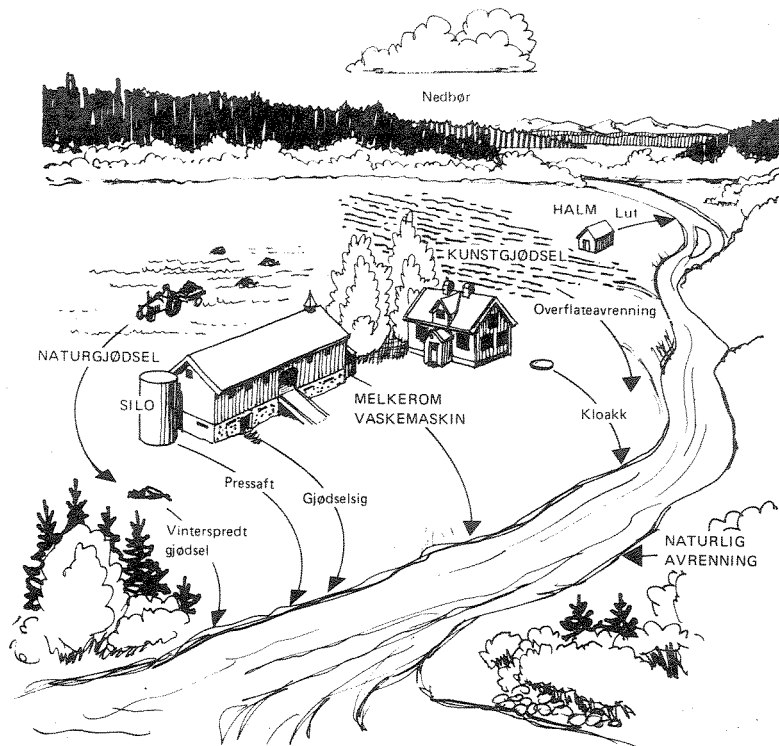


Fig. 5.1. Forurensningskilder for spredt bebyggelse og jordbruk.

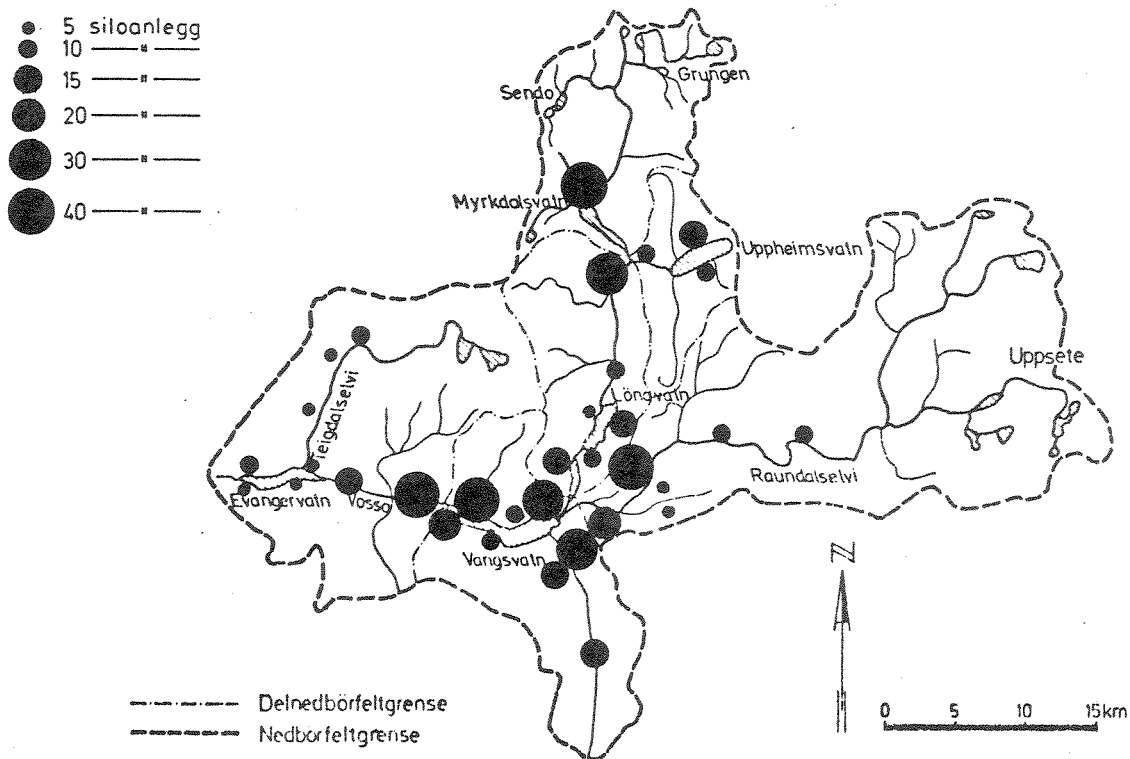
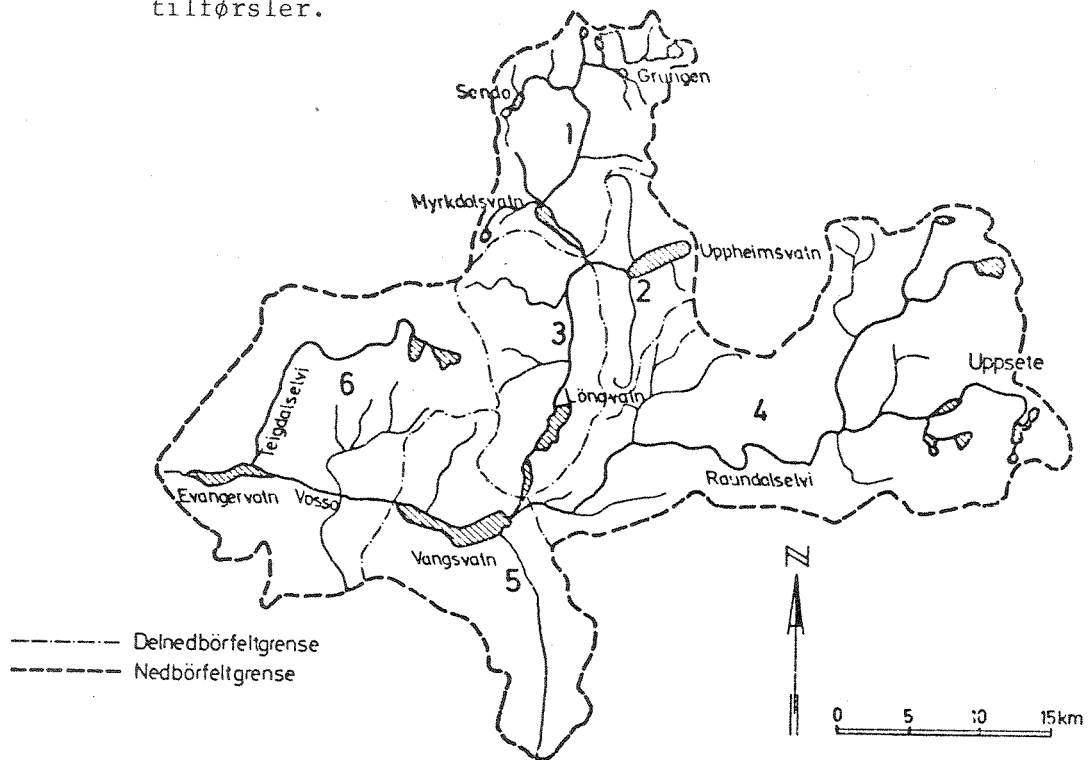


Fig. 5.2. Fordeling av siloanlegg.

Fig. 5.3. Delnedbørfelter brukt ved beregning av teoretiske forurensnings-tilførsler.



Tabell 5.2 Arealfordeling i del-nedbørfeltene.

Delnedbørfelt Nr. Navn	Totalt areal km ²		Tettsted areal km ²		Dyrka mark km ²		Skog-areal km ²		Annet areal		
	lokalt	sum	lokalt	sum	lokalt	sum	lokalt	sum	lokalt	sum	Innsjøer km ²
1	160				3,0		28,0		129,0		2,0
2	70				3,0		36,0		31,0		4,0
3	145	375			10,0	16,0	78,0	142,0	57,0	217,0	3,0
4	505				9,7		142,5		352,8		-
5	190	1070	2,1		14,0	39,7	82,0	366,5	94,0	663,8	8,0
6	335	1405			6,5	46,2	121,0	487,5	207,5	871,3	3,0

Tabell 5.3. Beregnete tilførsler fra landarealer.

Delned- børfelt	Total areal		Dyrka mark (t/år)				Skog (t/år)				Annet areal (t/år)				Silo (t/år)	
	*	**	* fosfor **		* nitrogen **		* fosfor **		* nitrogen **		* fosfor **		* nitrogen **		*	**
1	160		0,33		7,5		0,2		6,2		0,8		15,2		3,9	
2	70		0,33		7,5		0,2		7,9		0,2		3,2		3,9	
3	145	375	1,10	1,76	25,0	40,0	0,5	0,9	17,2	31,3	0,3	1,3	6,5	24,9	12,9	20,9
4	505		1,07		24,3		0,9		31,4		2,1		42,3		12,5	
5	190	1070	1,54	4,37	35,0	99,3	0,5	2,3	18,0	80,7	0,5	3,9	10,3	77,5	18,1	51,3
6	335	1405	0,72	5,09	16,3	115,6	0,8	3,1	26,6	107,3	1,2	5,1	24,5	102,	8,4	59,7

Innsjøarealer er trukket fra i beregningen av annet areal.

* Separat for delfeltet.

** Sum av ovenforliggende områder.

5.2 Befolkning

Antall bosatte er hentet fra Folke- og boligtellingsen 1970, Statistisk Sentralbyrå. Hvilke type renseanordning som er benyttet, samt antall personer tilknyttet, er oppgitt av Voss kommune (tabell 5.5).

Den produserte forurensningsmengde av nitrogen, fosfor og organisk stoff (BOF₇) er beregnet ut fra følgende erfaringstall:

BOF₇ : 75 g O/person og døgn

TOT-N : 12 g N/person og døgn

TOT-P : 2,5 g P/person og døgn (se fig. 5.4)

Hvor stor del av disse produserte mengdene som når vassdraget og målestasjonene, er for spredt bebyggelse avhengig av hvor mange som har innlagt WC, avstand til resipient og målestasjon, hvor mange som har septiktank og hvordan den drives, og om det finnes renseanordninger av noe slag (renseanlegg, sandfiltergrøfter m.v.). I 1970 var det kun 25% av boligene som var uten vannklosett, og reduksjonsfaktoren er derfor satt til 20%.

I tett bebyggelse vil tilførslene blant annet bestemmes av om det finnes renseanlegg, hvilke type anlegg det er og kvaliteten av ledningsnett. Dessuten vil avstanden fra utslippsstedet til eventuelt målepunkt være av betydning for hvor stor selvrensing det blir i vassdraget.

Disse forholdene lar seg ikke kvantifisere uten at det først foretas grundige undersøkelser. Her er tilførslene beregnet ved å redusere de produserte mengdene med følgende proSENTSATSER:

Tabell 5.4. Teoretiske verdier for reduksjon av forurensningstilførsler (%).

Parameter	Spredt bebyggelse	Tett bebyggelse			
		Uten renselanlegg (off.kloakkn.)	Med slamavskiller	Med slam-samler	Med biologisk renselanlegg
BOF ₇	20	0	20	25	90
TOT-N	20	0	0	0	20
TOT-P	20	0	20	20	20

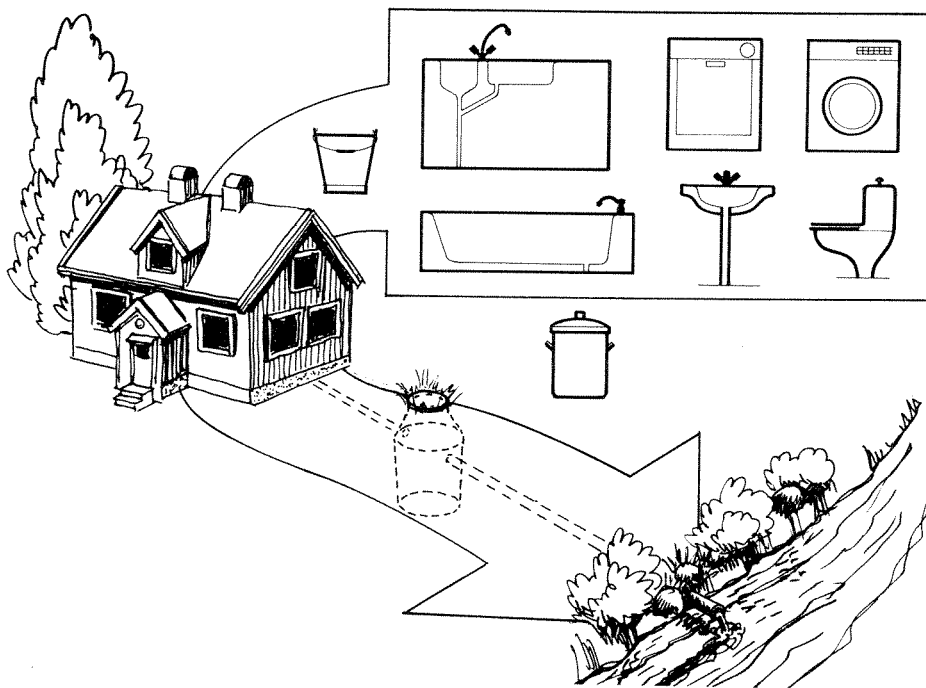


Fig. 5.4. Forurensning fra husholdninger.



Foto 1 Bilde av øvre del av Vangsvatnet ved Vangen i mars 1977. Pilene markerer kloakkutslipp som har dannet åpne råker langs land. (Bildet tatt fra Hanguren)

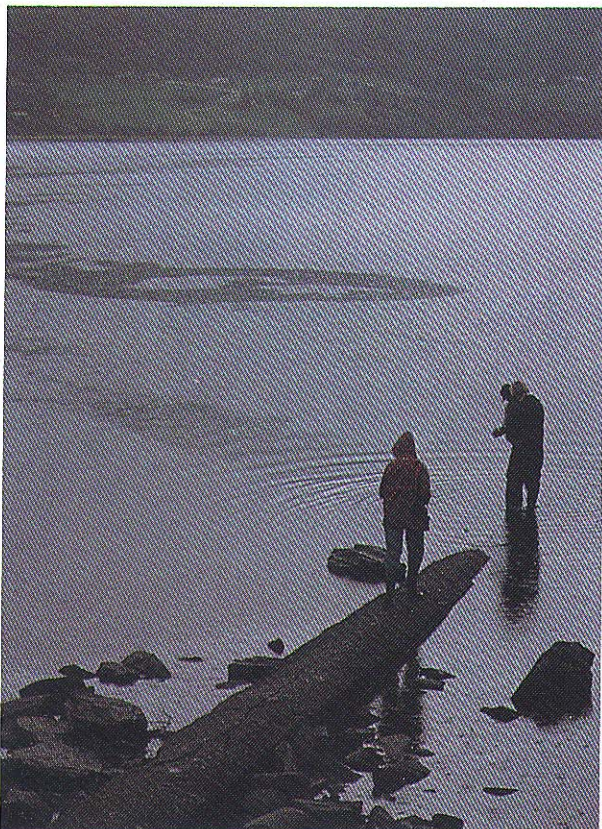


Foto 2 Hovedkloakkutløpet fra Vangen (ca. 5000 p.e.) på grunt vann ved badestranda på Prestegardsmoen.



Foto 3 Myse fra meieriet ble tidligere sluppet direkte i vassdraget. (August 1977)

Foto 4 Mysen blir nå samlet opp i lagertanker og hentes til dyrefor.

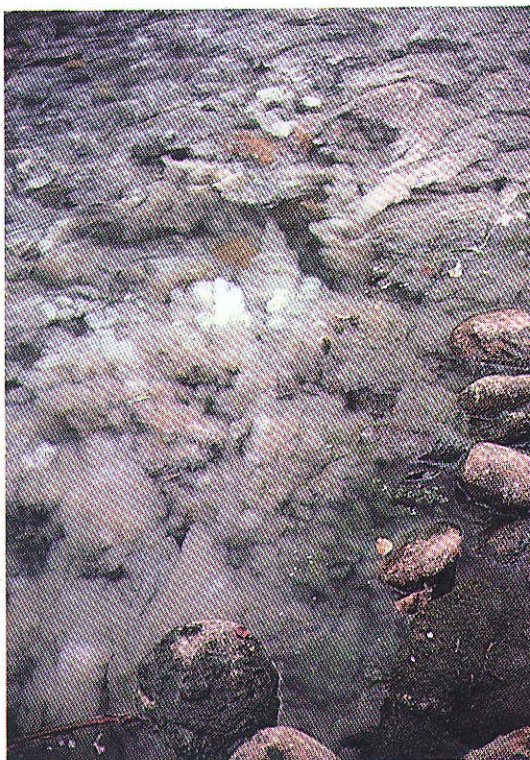


Foto 5 Kraftig begroing av sopp, bakterier og alger i Raundalselva. Bildet er tatt nedenfor utslippet av en liten bekk (st. R3, se fig. 7.2.2.) som var forurenset av grisejødsel. (August 1977)

Tabell 5.5. Antall bosatte og avløpsforhold

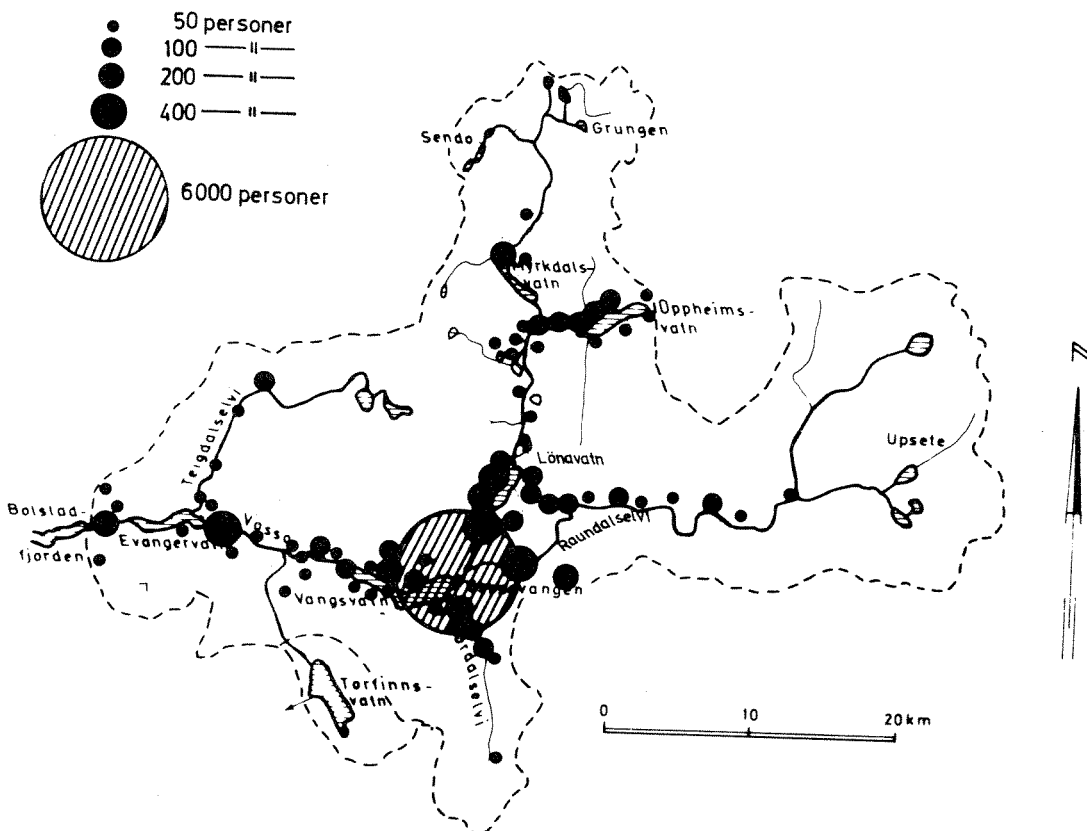
Delnedbørfelt		Antall personer	Antall personer tilknyttet:			
Nr.	Navn		Off. kloakknett	Slam-avskiller	Slam-samler	Biologisk renseanlegg
1	(S)	308				
2	(S)	597	25	150		
3	(S)	1708	25			
4	(S)	1634	500			400
5	(t)	5944	5500		50	
	(S)	1341				
6	(t)	230			200	
	(S)	1174				

S : Spredt bebyggelse. t : tett bebyggelse

Befolkningsfordelingen i nedbørfeltet er vist i figur 5.5. Kartet viser at bosettingen er konsentrert i området nær hovedvassdraget og at transportveien for forurensning derfor er kort før den når vassdraget.

Det var i 1970 bosatt omlag 13.000 personer i vassdragets nedbørfelt. Kun 400 av disse var tilkopleet et enklere renseanlegg. Et tilsvarende antall personer hadde en eller annen form for slamavskiller før spillvannet rant ut i vassdraget.

Fig. 5.5. Befolkningsfordeling.



6.000 personer var tilknyttet offentlig kloaknett uten renseanordninger, en kan derfor regne med at nesten alt spillvannet ble tilført vassdraget. Utslippene medfører betydelig helserisiko, særlig for badende i øvre del av Vangsvatnet. Dette er meddelt i brev til Vassdragsrådet og Helserådet på Voss.

I tabell 5.6 er tilførslene fra befolkning beregnet for de enkelte delfelter ut fra forutsetningene som er nevnt ovenfor. Totalt kan en anslå at 10 tonn fosfor og 50 tonn nitrogen tilføres årlig fra befolkningen. Belastningen med organisk materiale tilsvarende et årlig oksygenforbruk på 300 tonn oksygen. En vesentlig del av belastningen tilføres i området like ovenfor Vangsvatnet.

5.3 Industri

Det er ikke beregnet forurensende tilførsler fra industri da det ikke foreligger oppgaver over dette. Imidlertid er det grunn til å tro at slike utslipp kan være av en viss betydning. Det er ikke gjort systematiske undersøkelser av industriutslipp, men en rekke tilfeldige observasjoner av utslipp fra et slakteri og et meieri i Vangsområdet ga et dystert bilde i 1977. Det bør etter vår mening gjennomføres sanering og en viss kontroll av disse utslippene.

5.4 Totale tilførsler

I tabell 5.6 er de teoretiske tilførslene fra jordbruk, befolkning og såkalt naturlig avrenning fra landområder ført opp. Tallene er minimumstall da industriutslipp ikke er medregnet. De totale teoretiske tilførsler kan leses ut av siste kolonne (sum). Totalverdien for fosfor er beregnet til om lag 25 tonn pr. år hvorav 45% tilføres fra befolkningen. Tilsvarende tall for nitrogen er 375 tonn hvorav 14% fra befolkningen. Det er særlig fosfor som er av betydning i forurensningssammenheng, og det går tydelig fram at tilførslene av fosfor kan reduseres betraktelig ved å rense husholdningskloakken. Allerede før renseanlegg med kjemisk felling av fosfor blir satt i drift kan utslippene av fosfor fra husholdninger reduseres med 3-4 tonn årlig dersom det kun brukes fosfatfrie tekstilvaskemidler. Det understrekes at fosfor i vaskemidler foreligger i en kjemisk form (fosfat) som er lett tilgjengelig for planteplanktonet og utgjør derfor en betydelig større forurensning enn en tilsvarende mengde fosfor fra f.eks. skog og myr.

Tabell. 5.6. Avløpsforhold og beregnede tilførsler fra befolkningen

Delnedbørfelt	Antall innbyggere	Ant. pers. tilknyttet "renseanordning"	"Renseanordning"	BOF ₇ TOT-P TOT-N			Ant.pers. som ikke er tilkn. rensean.	BOF ₇ TOT-P TOT-N			Sum befolkning						
				tonn/år				tonn/år			BOF ₇		TOT-P		TOT-N		
				lok.	sum	lok.		sum	lok.	sum	lok.	sum	lok.	sum			
1 (S)	308	-	-	-	-	-	308	6,75	0,23	1,08	6,75		0,23		1,08		
2 (S)	597	25	off. nett	0,68	0,02	0,11	422	9,24	0,31	1,48	13,00		0,44		2,25		
		150	slamvasker	3,08	0,11	0,66											
3 (S)	1708	25	off. nett	0,68	0,02	0,11	1683	36,86	1,23	5,89	37,54	57,29	1,25	1,92	6,00	9,33	
4 (S)	1634	500	off. nett	13,50	0,46	2,20	734	16,08	0,54	2,57	30,66		1,29		6,17		
		400	biologisk	1,08	0,29	1,40											
5 (t)	5944	5500	off. nett	148,50	5,01	24,20	444	9,72	0,32	1,55	187,52	275,47	6,31	9,52	30,49	45,99	
(S)	1341	50	slamsanler	1,03	0,04	0,22	1291	28,27	0,94	4,52							
6 (t)	210	200	slamsanler	4,10	0,15	0,88	30	0,66	0,02	0,11							
(S)	1174	-	-	-	-	-	1174	25,71	0,86	4,11	30,47	305,94	1,03	10,55	5,10	51,09	

Tabell 5.7. Sum beregnede tilførsler. (tonn pr. år).

Delnedbørfelt	Landarealer						Befolkning						Sum					
	Fosfor		Nitrogen		BOF ₇ x)		Fosfor		Nitrogen		BOF ₇		Fosfor		Nitrogen		BOF ₇ x)	
	lok.	sum	lok.	sum	lok.	sum	lok.	sum	lok.	sum	lok.	sum	lok.	sum	lok.	sum	lok.	sum
1	1,3		28,9		3,9		0,2		1,1		6,8		1,5		30,0		10,7	
2	0,7		18,6		3,9		0,4		2,3		13,0		1,1		20,9		16,9	
3	1,9	3,9	48,7	96,2	12,9	20,7	1,3	1,9	6,0	9,4	37,5	57,3	3,2	5,8	54,7	105,6	50,4	78,0
4	4,1		98,0		12,5		1,3		6,2		30,7		5,4		104,2		43,2	
5	2,5	10,5	63,3	257,5	18,1	51,3	6,3	9,5	30,5	46,1	187,5	275,5	8,8	20,0	93,8	303,6	205,6	326,8
6	2,7	13,2	67,4	324,9	8,4	59,7	1,0	10,5	5,1	51,2	30,5	306,0	3,7	23,7	72,5	376,1	38,9	365,7

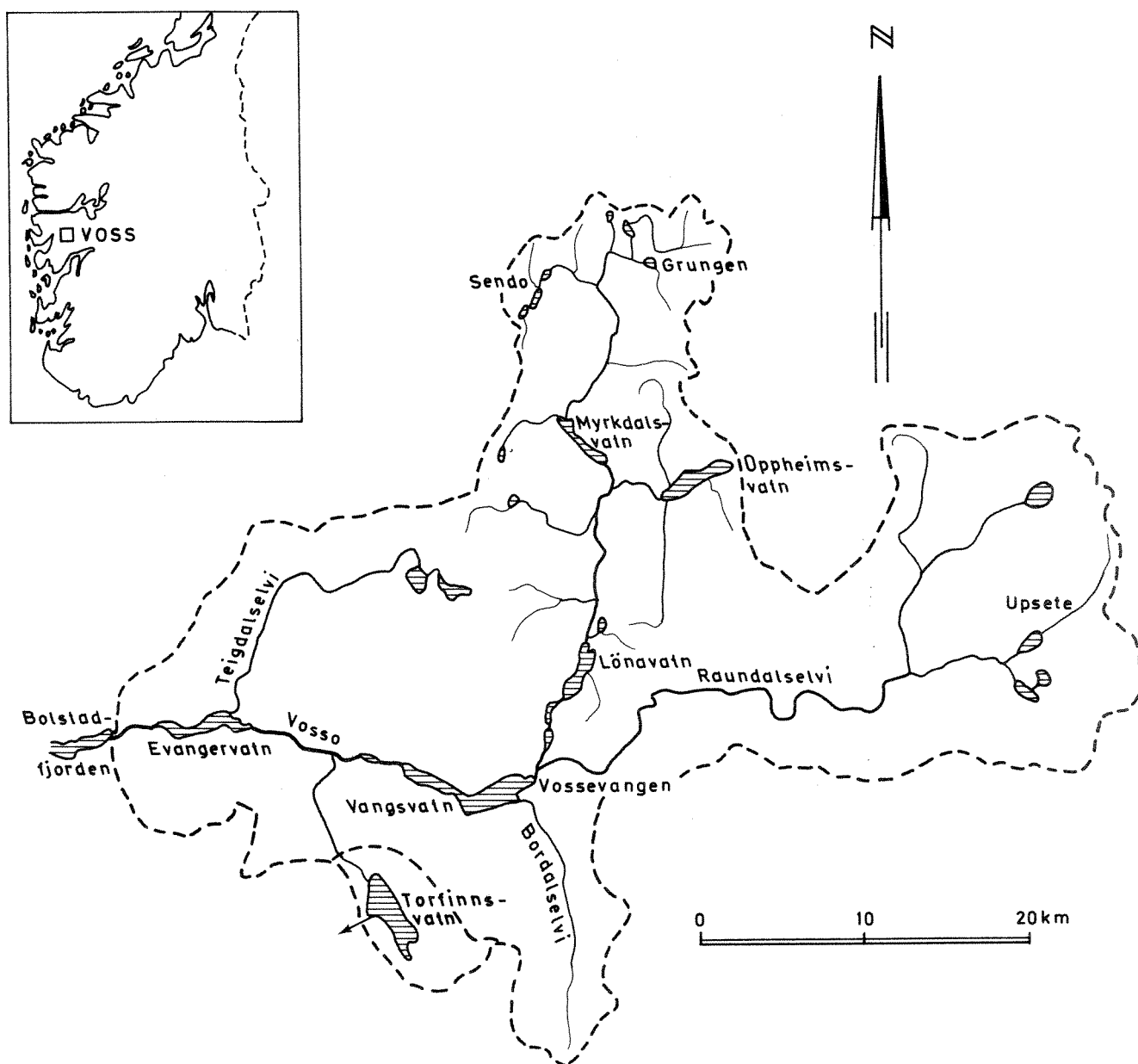
x) Omfatter kun avrenning fra silo.

6. Vassdraget med stasjonsplassering

6.1 Generelt

For en grundigere omtale av Vossevassdraget generelt henvises til tidligere undersøkelser (se kapittel 2).

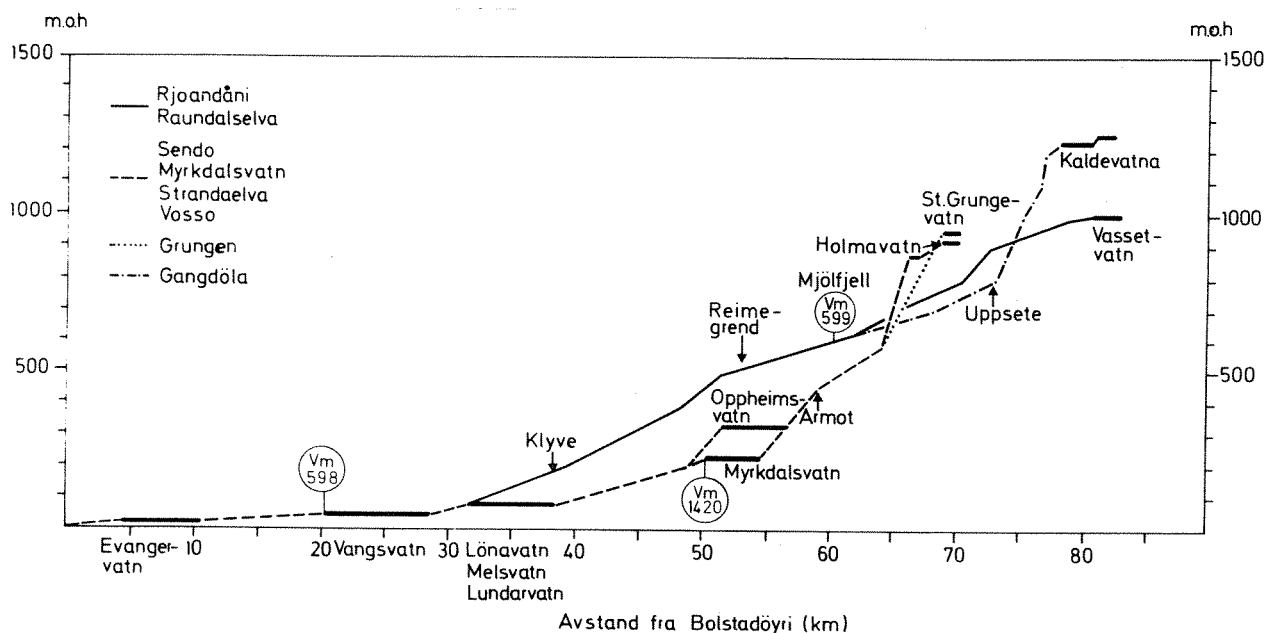
I figur 6.1 er vist et oversiktskart over hele Vossevassdragets nedbørfelt med de viktigste stedsnavn inntegnet.



Figur 6.1 Vossevassdraget med nedbørfelt

Høydefordeling i de forskjellige vassdragsavsnitt er vist i figur 6.2. De større innsjøene som er undersøkt, ligger alle lavere enn 400 m o.h. Videre oppover vassdraget stiger terrenget brattere mot høyfjellet i 1000 - 1500 meters høyde. Vanmerkene for vannføringsmåling er markert i figuren med NVE's løpenummer (se også kapittel 4.).

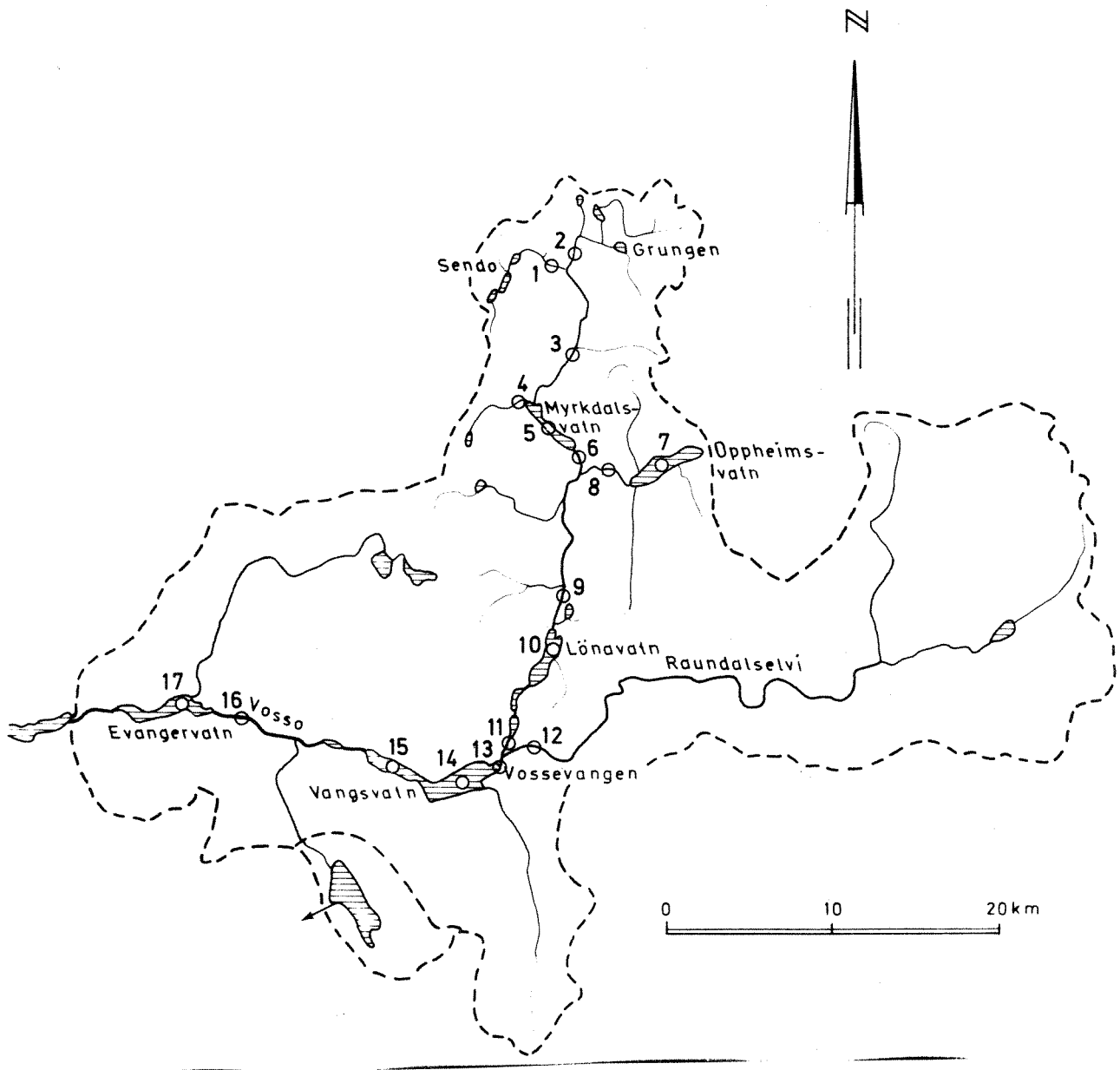
Elveløpets fall i Raundalselva fra Vassetvatnet til Vangen er relativt jenvt på hele strekningen, tilsvarende omlag 18 meter pr. km. Strekningen mellom Myrkdalsvatnet og Lønnavatnet faller omlag 13 m/km, mens tilsvarende tall for vassdraget ovenfor Myrkdalsvatnet er hele 45 m/km. Selv om disse eksemplene bare gjelder for hovedvassdraget, vil slike forskjeller i landskapsformene ha stor betydning for snøsmelting, avrenning ved nedbør og derved for vannføring i de enkelte vassdragsavsnitt. I kapittel 4 er det gjort forsøk på å beregne vannføring i Raundalselva og Strandaelva ut fra enkle, teoretiske betraktninger, men de forholdene som er skissert over, vil føre til at resultatene har betydelig feilmargin. For å få et realistisk bilde av vannføringsforholdene må det opprettes vannføringsmålere (limniografer) flere steder i vassdraget.



Figur 6.2. Høydefordeling i Vossevassdraget. NVE's vanmerker markert med sirkel.

6.2 Prøvetakingsstasjoner

Det ble valgt ut 16 stasjoner i Vossevassdraget for prøvetaking. Av disse var 6 stasjoner i innsjøer. Stasjonene er fordelt slik at de skal gi best mulig informasjon om de problemer en ønsker å belyse. Stasjonsplasseringen er vist i figur 6.3 og i tabell 6.1. "Kartblad" i tabellen henviser til kartserie M711 1:50 000 og "kartreferanse" til nøyaktig stasjonsplassering i henhold til kartenes rutenett.



Figur 6.3 Prøvetakingsstasjoner

Tabell 6.1. Prøvetakingsstasjoner

Stasjon Nr.	Stasjonsnavn	Kartblad	Kartreferanse (UTM)
1	Sendo før samløp med Grungenelva	1316 IV	LN 634 545
2	Grungenelva før samløp med Sendo	"	LN 636 545
3	Myrkdalselva ved Armot	"	LN 641 498
4	Hielva	"	LN 609 464
5	Myrkdalsvatn	"	LN 629 443
6	Myrkdalselva ved Vinje	"	LN 644 427
7	Oppheimsvatn	"	LN 690 422
8	Oppheimselva ved Vinje	"	LN 662 423
9	Strandaelva ved Grjøtland bru	1316 II	LN 626 328
10	Lønavatn (øvre basseng)	"	LN 626 311
11	Strandaelva nedenfor Rongsfossen	"	LN 595 247
12	Raundalselva ovenfor meieriet	"	LN 598 246
13	Vosso ved Haugamoen	"	LN 591 234
14	Vangsvatn, øvre basseng	"	LN 572 231
15	Vangsvatn, nedre basseng	"	LN 528 239
16	Vosso før innløp i Evangervatn	1216 II	LN 443 266
17	Evangervatn	"	LN 395 276

Tabell 6.2. Utvalgte fysiske mål for innsjøene.

Innsjø	H.o.h. (m)	Areal (km ²)	Største dyp (m)	Middeldyp (m)	Total volum (m ³ · 10 ⁶)	Volum 0-10 m (m ³ · 10 ⁶)	Nedbørfelt (km ²)
Myrkdalsvatnet	230	1,7	97	35	137	14	153
Oppheimsvatnet	330	4,0	66	35	59	36	60
Lønavatnet	77,5	3,0	26/26	11	34	20	320
Vangsvatnet	46	8,0	60/42	32	257	70	1058
Evangervatnet	10	4,5	33/107	48	215	40	1400

Etter Strøm (1930), Hauge (1957), Jonsson og medarb. (1975) og denne undersøkelsen.

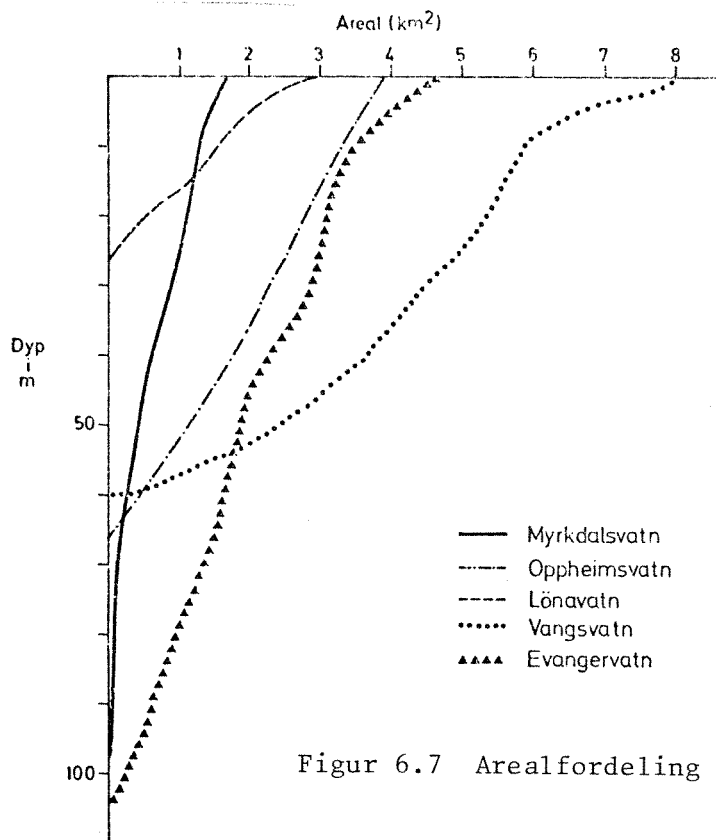
6.3 Innsjøene

Innsjøene i vassdraget danner dype bassenger bortsett fra Lønnavatnet, Lundarvatnet og Melsvatnet. Alle bassengene er gravet ut av isen ved at isbreer har gravet vertikalt og dannet karakteristiske bassenger med svært bratte sider, som vist i dybdekartene i figur 6.4 og 6.6. Ofte vil innsjøene ha flatere partier mot bunnen slik som i Vangsvatnet.

Lønnavatnet skiller seg klart ut fra de andre innsjøene ved å være betydelig grunnere. Innsjøen har også en terskel som skiller mellom et øvre og et nedre basseng (figur 6.5). Tidligere undersøkelser har vist at dette fører til markert forskjellige forhold i øvre og nedre basseng (se kapittel 2).

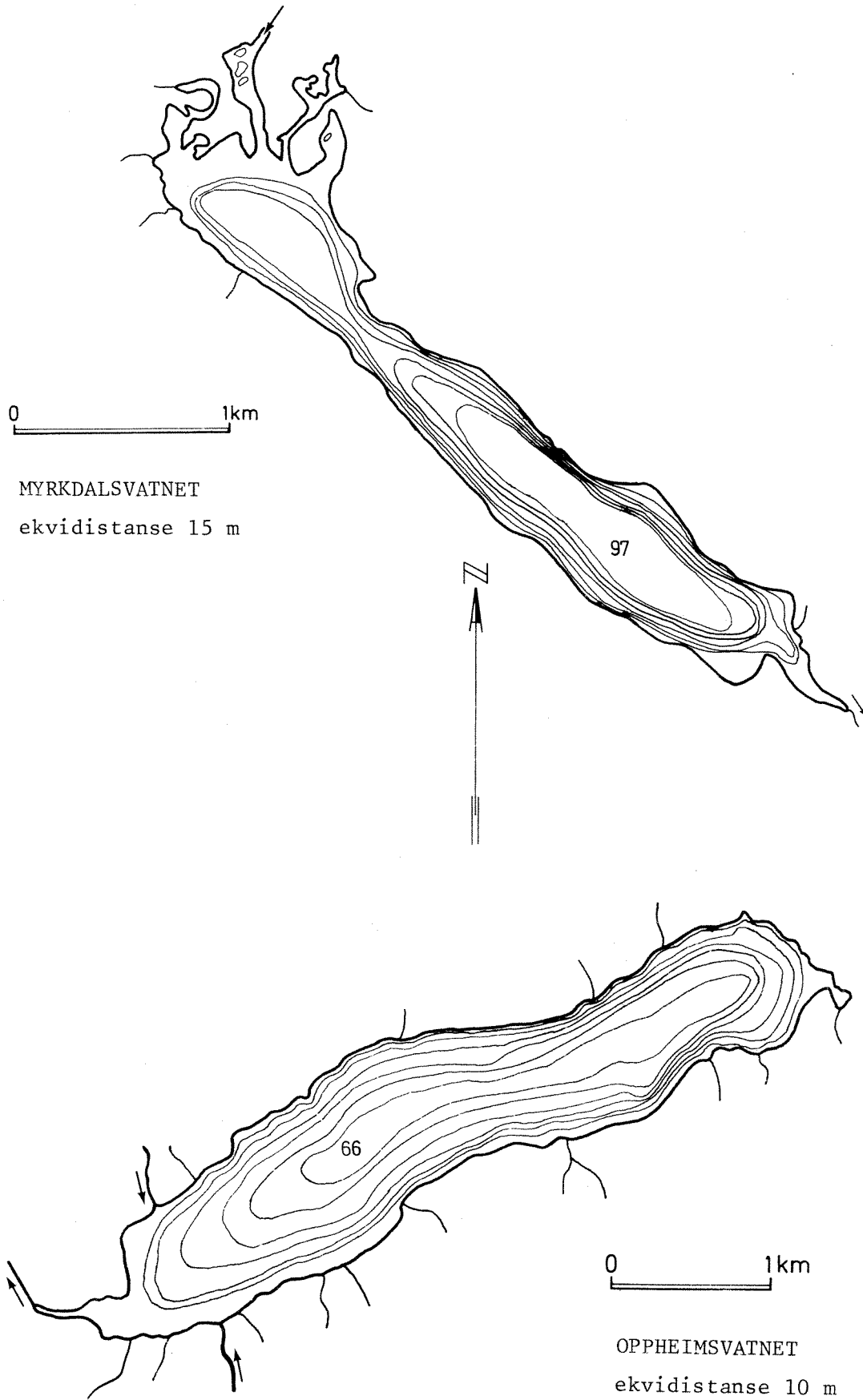
Arealfordeling i innsjøbassengene er vist i figur 6.7. Arealet av de enkelte dybdenivåer (horisontale plan) kan leses ut for forskjellige dyp i hver enkelt innsjø. Kurvene kan også nyttes til å beregne volum av de enkelte vannsjikt.

Karakteristiske fysiske mål for de forskjellige innsjøene er dels hentet fra tidligere publikasjoner og dels beregnet (tabell 6.2). Disse verdiene er brukt ved forskjellige beregninger videre i rapporten.

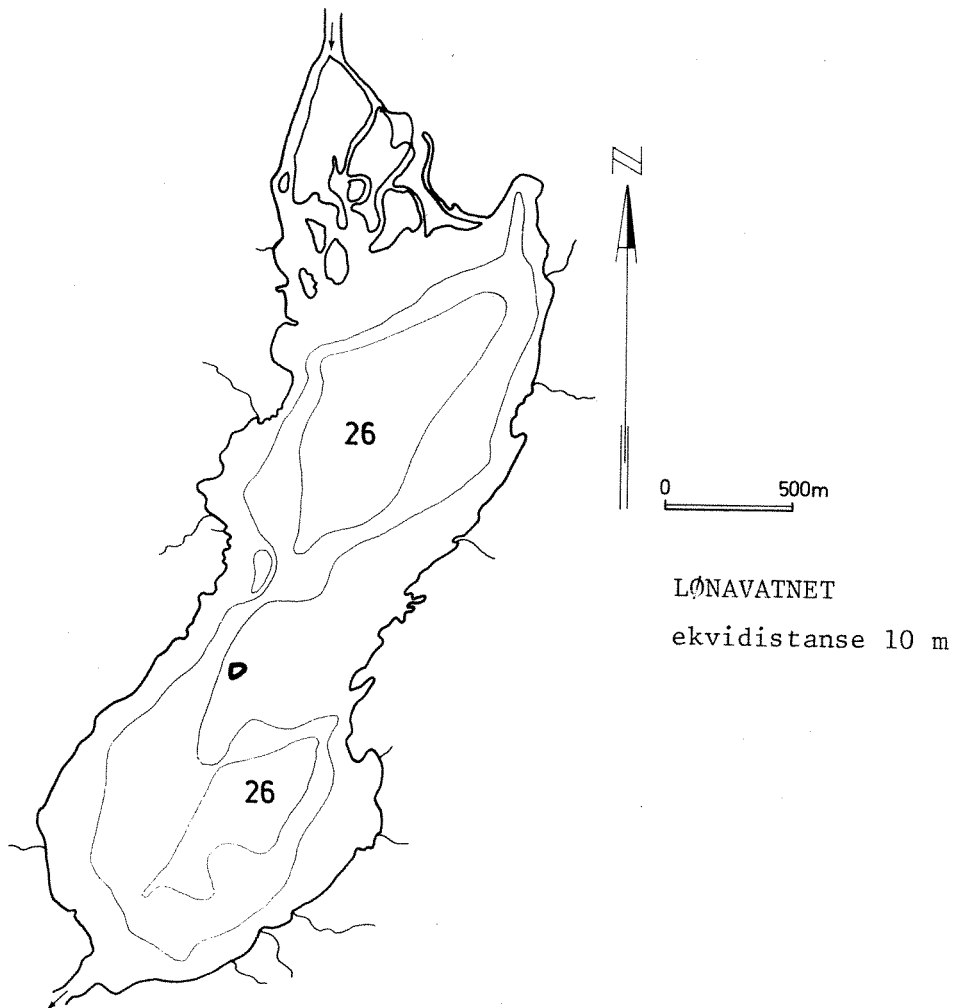


Figur 6.7 Arealfordeling i innsjøbassengene

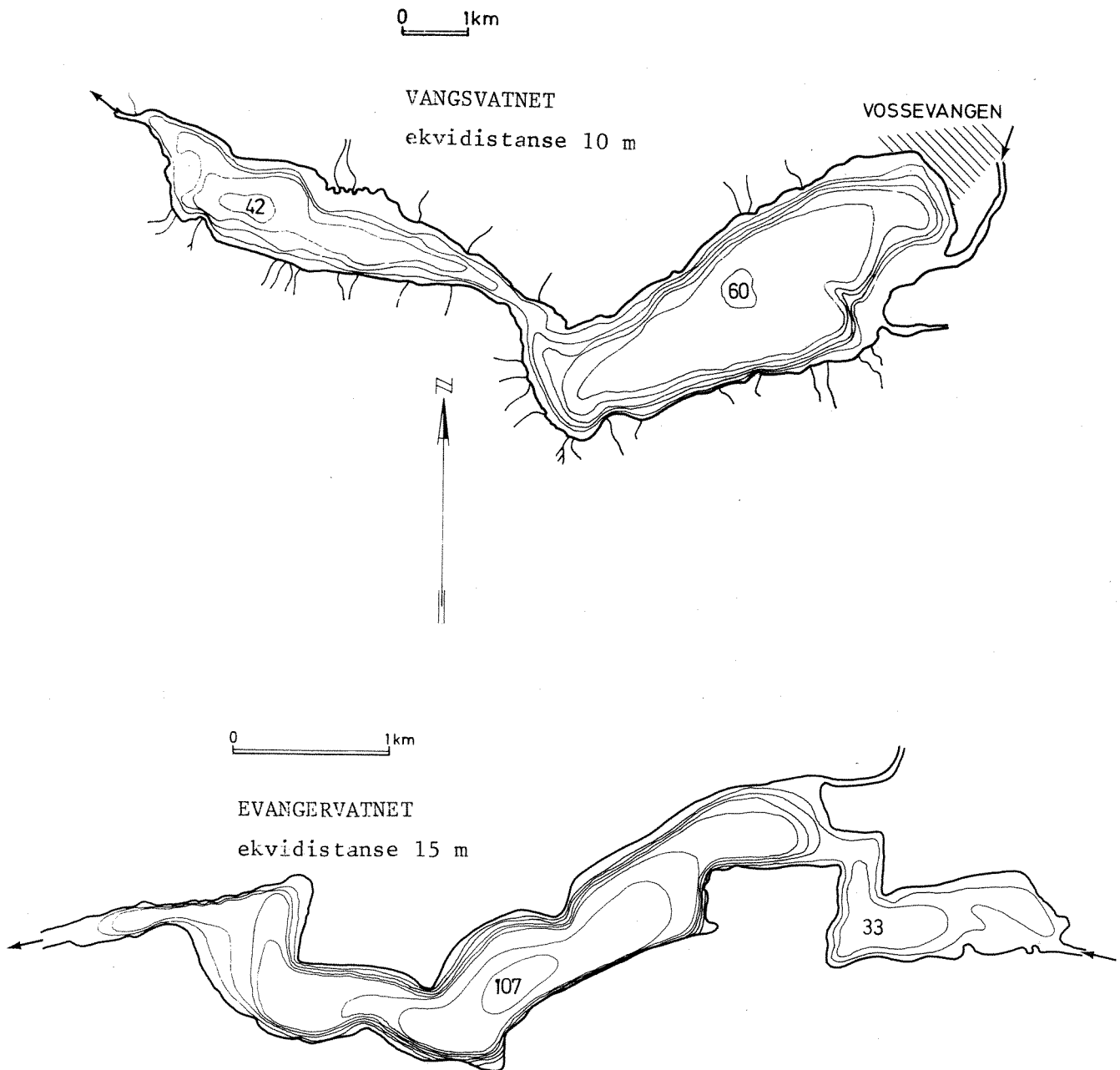
Figur 6.4. Dybdekart for Myrkdalsvatnet og Oppheimsvatnet
(etter Hauge 1957).



Figur 6.5. Dybdekart for Lønavatnet (etter Jonsson og medarb. 1975).



Figur 6.6. Dybdekart for Vangsvatnet (etter Hauge 1957) og
Evangervatnet (etter Strøm 1930).



7. Elvene

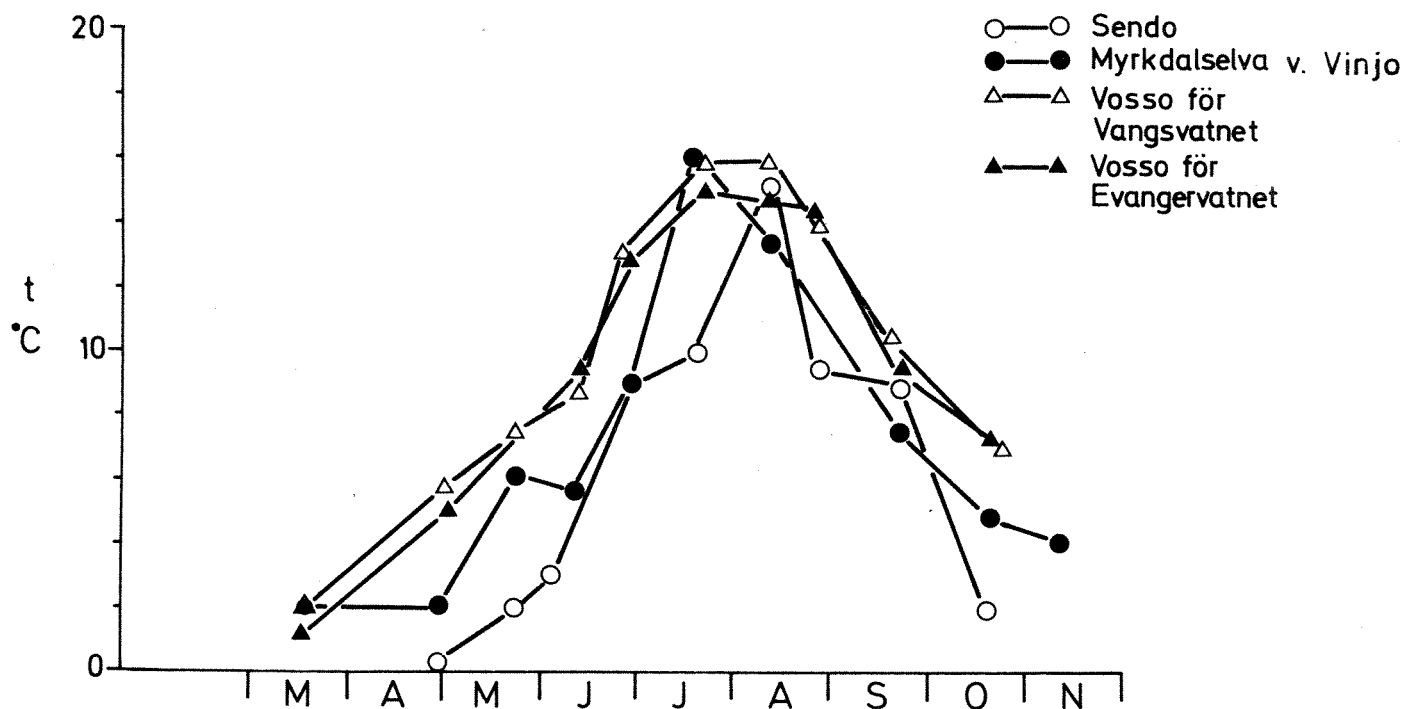
7.1 Fysiske og kjemiske forhold

7.1.1 Temperatur

Temperaturen i elvene er en miljøfaktor som i stor grad regulerer den biologiske aktiviteten. Som eksempel kan nevnes at utviklingen fra egg til larve hos insekter (døgnfluer, steinfluer, vårfluer) og veksthastigheten hos fastvokste alger i stor grad reguleres av vanntemperaturen.

På vei mot havet blir vannet varmet opp både i elvene og i innsjøene. Innsjøene vil også bidra til en utjevning av temperaturforskjeller i det innstrømmende vannet.

Temperaturen i enkelte elvestasjoner er ført opp i figur 7.1.1. Resultatene viser at den alt overveiende oppvarming av vannet foregår på strekningen fra høyfjellet til Vangsvatnet.

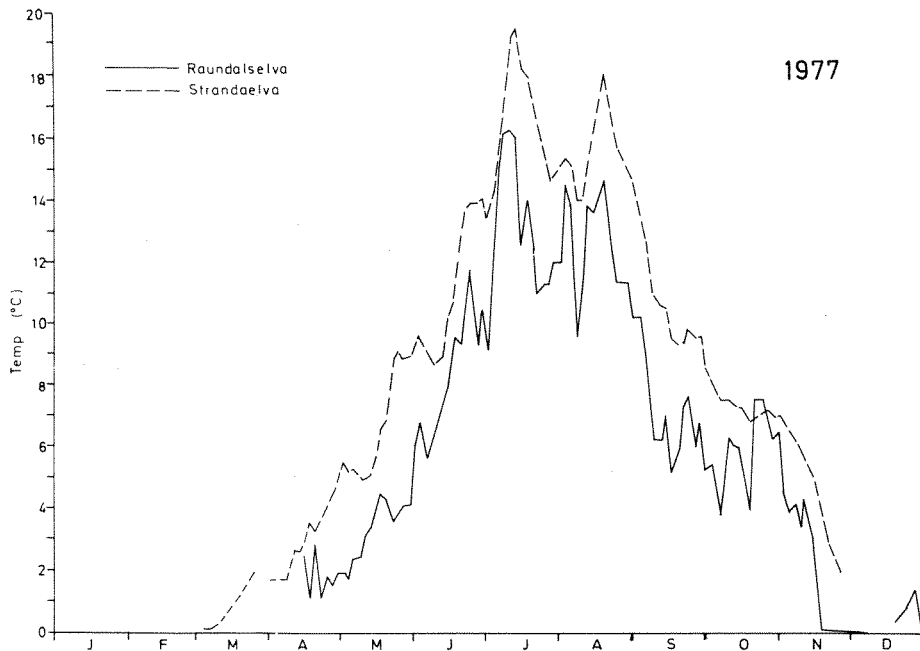
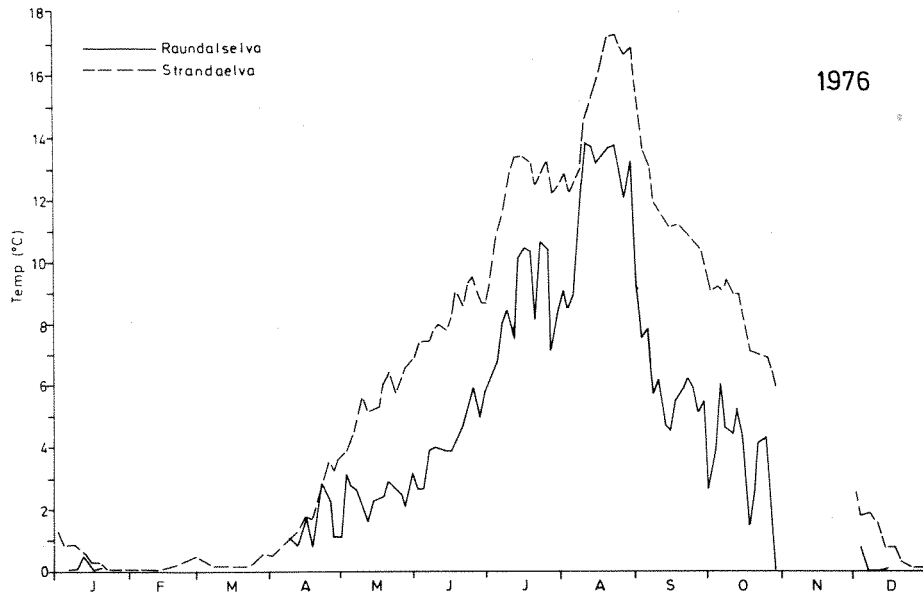


Figur 7.1.1. Temperaturobservasjoner på utvalgte stasjoner.

Temperaturen i elvene blir daglig målt på NVEs målestasjoner flere steder i Strandavassdraget og en stasjon i Raundalselva. Måleresultater fra målingene i 1976 og 1977 i Strandaelva og Raundalselva før samløp er vist i figur 7.1.2. Resultatene viser god overensstemmelse med våre målinger i 1977. Figuren viser tydelig at vannet i Raundalselva er betydelig kaldere enn vannet i Strandaelva. Temperaturforskjellen kan være mer enn 5°C i perioder om våren og høsten, mens forskjellen er liten om vinteren og ved lav vannføring om sommeren. De markerte forskjellene forårsakes i stor grad av at Strandavassdraget danner en rekke innsjøbassenger der oppvarmingen skjer hurtigere.

Det kan være aktuelt å sette opp en matematisk modell som kan beskrive temperaturforløpet i de to elvene og som kan brukes til å forutse endringer i Vangsvatnet etter en evt. regulering, men det kan allerede nå konkluderes med at reguleringer i øvre deler av vassdraget kan gi betydelige endringer i vanntemperaturen i Vosso ovenfor Vangsvatnet.

Temperaturforholdene i Strandaelva er tidligere diskutert av Steine (1972) og av Sandlund (1977). Begge disse undersøkelsene viser samme tendens som våre målinger i 1977: vannet i Oppheimselva er betydelig varmere i Myrkdalselva i juni og juli. I juni 1969 og 1970 var forskjellen i middeltemperatur av daglige målinger større enn 6°C. Dette kan forklares dels ut fra seinere snøsmelting i høyereliggende deler av Myrkdalsvassdraget, men også ut fra avkjølede egenskaper hos Myrkdalsvatnet (se Steine 1972). Dersom Sendo og Grungen overføres til andre vassdrag eller holdes tilbake i reguleringsmagasin, vil den avkjølede virkning på Strandaelva avta. Effekten vil være særlig merkbar i juni og juli når vannføringen normalt er omlag 3 ganger større i Myrkdalsvassdraget. I august er det vanligvis liten vannføring og høy temperatur i begge elvene slik at eventuell fjerning av vann i denne perioden vil ha beskjeden betydning for temperaturen nedover i vassdraget.



Figur 7.1.2. Vanntemperatur i Strandaelva og Raundalselva ved Vangen i 1976 og 1977. Data fra NVE.

7.1.2 Generell kjemisk karakteristikk

Vannet i Vossevassdraget er preget av den næringsfattige berggrunnen i området og at det ligger nær vestkysten av kontinentet. Nedbøren vil derfor ha stor innflytelse på vannets innhold av løste ioner. Det totale innhold av ioner er lavt, målt som konduktivitet ligger det mellom ca. 7,5 og 25 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Konsentrasjonene av de viktigste løste ionene i vannet er vist i tabell 7.1.1. Tabellen for alle kjemianalyser på elvestasjonene er ført opp i tabell bak i rapporten.

Det er et påfallende konstant forhold mellom de forskjellige løste ionene i ferskvann i forhold til totalmengden. Dette kalles vannets "standard sammensetning". Avvik fra denne kan være et nyttig hjelpemiddel til å karakterisere vannkvaliteten fra forskjellige lokaliteter. Generelt sett har Vossevassdraget høyere verdier for natrium (Na), kalium (K) og klorid (Cl), og lavere verdier for kalsium (Ca) og bikarbonat (HCO_3). Størst er avviket for bikarbonat. Dette kommer av den utpreget kalkfattige berggrunnen, og derved relativt lave pH-verdiene i vannet.

For å få et bilde av den kjemiske sammensetningen av vannet i Vossevassdraget i forhold til andre norske vassdrag er det i figur 7.1.4 vist såkalte "polygonplots". Arealet av den stiplede sirkelen er proporsjonal med den totale ionekonsentrasjonen i vannet. Gjersjøen har høy, mens Øyeren, Mjøsa og Maridalsvatnet har lav ionekonsentrasjon. Storsjøen, Femunden og Vangsvatnet har særlig lav ionekonsentrasjon.

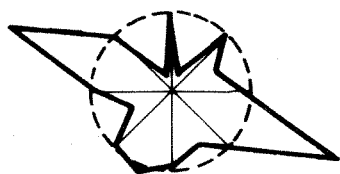
Forholdet mellom de forskjellige ionene er i figuren markert ved at arealet av sirkelsektorene er proporsjonal med konsentrasjonene av de tilhørende ioner ifølge tegnforklaringen. I de store østlandsinnsjøene er ionesammensetningen dominert av kalsium og hydrogenkarbonat, mens innsjøer i barskogsområder som f.eks. Storsjøen og Maridalsvatnet har betydelig ekstra tilførsel av sulfat.

Nedbøren i kyststrøk inneholder mer av de dominerende ionene i sjøvann (natrium og klorid) enn nedbøren i innlandet. I Vangsvatnet, som i resten av vassdraget, spiller derfor ikke kalsium og hydrogenkarbonat en så dominerende rolle.

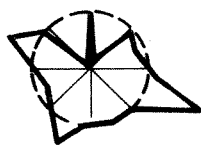
Tabell 7.1.1. Konsentrasjon av vannets hovedkomponenter vår og høst 1977.
1. 16-18/3. 2. 17-21/10.

Stasjon	Kalium		Kalsium		Natrium		Magnesium		Klorid		Sulfat		Kjemisk oksygenforbruk	
	mg K/l		mg Ca/l		mg Na/l		mg Mg/l		mg Cl/l		mg SO ₄ /l		mg O/l	
1 Sando	-	0,17	-	0,66	-	0,63	-	0,24	-	0,9	-	1,8	-	0,5
2 Grungen	-	0,22	-	0,5	-	0,58		0,18	-	0,7	-	1,5	-	0,2
3 Arnot	0,63	0,31	1,94	0,68	1,17	0,69	0,49	0,23	1,8	0,9	3,3	1,6	0,9	0,2
4 Hielva	0,16	0,12	0,85	0,48	1,05	0,69	0,32	0,18	1,8	1,1	2,0	1,4	0,5	0,5
5 Myrkdalsvatn	0,52	0,35	1,98	0,67	1,12	0,72	0,35	0,24	1,9	1,1	1,9	1,8	0,5	1,3
6 Myrkdalselva	0,48	0,37	1,12	0,68	1,09	0,84	0,37	0,27	1,9	1,2	1,8	1,4	0,9	1,3
7 Oppheimsvatn	0,52	0,57	1,10	1,10	1,06	0,99	0,35	0,33	1,3	1,5	1,6	1,9	0,9	1,3
8 Oppheimselva	0,51	0,52	1,63	1,09	1,39	0,91	0,54	0,33	2,1	1,6	2,4	1,6	1,6	1,5
9 Grjøtland	0,72	0,38	1,48	0,78	1,38	0,81	0,45	0,26	2,3	1,3	2,3	1,5	3,4	1,8
10 Lønnavatn	0,56	0,42	1,32	0,85	1,18	0,89	0,37	0,27	2,1	1,4	1,9	1,9	1,9	1,7
11 Strandaelva	0,80	0,44	1,78	0,95	1,37	0,89	0,44	0,29	2,4	1,4	2,1	1,8	1,6	1,9
12 Raundalselva	0,63	0,26	1,94	0,93	1,68	0,78	0,42	0,21	2,8	1,0	2,8	1,8	2,2	0,7
13 Vosso	0,82	0,44	1,91	0,94	1,51	0,86	0,49	0,29	2,6	1,5	2,2	2,0	1,4	1,7
14 Vangsvatn, øvre	0,57	0,34	1,68	0,96	1,48	0,88	0,42	0,27	2,6	1,4	2,2	1,9	1,2	1,3
15 Vangsvatn, nedre	0,50	0,36	1,48	0,97	1,39	0,91	0,39	0,28	2,3	1,4	1,9	1,8	0,7	1,0
16 Vosso	0,53	0,35	1,50	1,00	1,65	0,96	0,48	0,29	2,7	1,4	2,2	2,0	1,4	1,4
17 Evangervatn	-	0,34	-	0,95	-	1,05	-	0,28	-	1,5	-	1,9	-	1,2

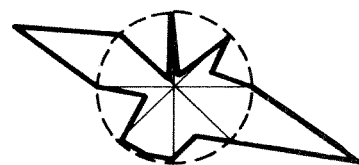
Öyeren



Storsjön i Odal



Mjösa



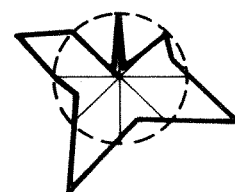
Femunden



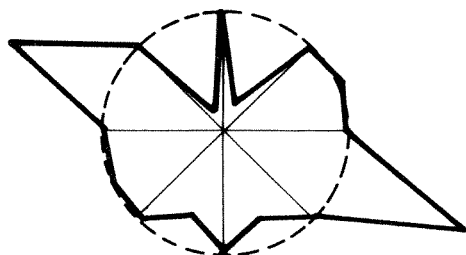
Tyrifjorden



Maridalsvatnet



Gjersjön



Vangsvatnet



Tegnforklaring

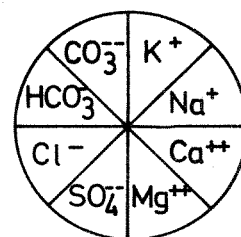


Fig. 7.1.4. Vannets innhold av de dominerende ionene (Ca , Na , K , Mg , SO_4 , HCO_3 , og CO_3) i noen norske innsjøer. Arealet av den stiplede sirkelen er proporsjonal med total-konsentrasjonen. Den relative konsentrasjonen av hvert ion (i % meq.) er angitt som arealet av tilhørende sirkelsektor (se tegnforklaring nederst).

7.1.3. Sur nedbør

Forsuring har i de seinere år blitt en av de alvorligste trusler mot norske vassdrag. Svovel- og nitrogenoksyder fra forbrenning av fossilt brensel tilføres atmosfæren i store mengder både i Norge og ellers i Europa. Dette transporteres nordover og faller ned som sur nedbør bl.a. i Norge. Da berggrunnen i Norge over store områder er kalkfattig og det er sparsomt med løsmasser, er våre vassdrag særlig utsatt for skadevirkninger.

Det er vist av prosjektet "Sur nedbørs virkning på skog og fisk" (SNSF) at de sureste episodene gjerne opptrer under den første fasen av snøsmeltinga. De sure komponentene i snøen lekker ut tidlig samtidig som marka er frosset med små muligheter til nøytralisering av smeltevannet. Bekkestad (1977) målte pH i nedbør nær Voss og fant hovedsaklig verdier i området 4,0 til 5,5 (april-juli 1976).

I figur 7.1.5 er ført opp resultater fra forskjellige undersøkelser der måling av pH har inngått. Det er valgt ut fire stasjoner ovenfor Vangsvatnet: Hielva, Myrkdalselva ved Armot, Strandaelva ved Vangen og Raundalselva ved Vangen. Bekkestad (1977) hadde så tette observasjoner i 1976 at også kortere episoder med særlig sur avrenning skulle være registrert.

Resultatene viser at det er en tydelig tendens til lavere pH-verdier under snøsmelting i mai og juni, mens verdiene kunne være betydelig høyere under lav sommervannføring i juli og august. Dette stemmer godt med de teorier som er diskutert over. Samtidig viser figuren at vannet nøytraliseres i betydelig grad på sin vei fra høyfjellet ned til Vangsvatnet. Bekker som kommer direkte fra snaufjellet (f.eks. Hielva, Tvinno og Kviti) kan derimot ha pH-verdier lavere enn 6,0 store deler av sommerhalvåret. I Myrkdalselva ovenfor Myrkdalsvatnet er det bare registrert en kortere periode med pH-verdier mellom 6,0 og 7,0. Alle de målte dataene viser at Strandaelva har tilstrekkelig kapasitet til å nøytralisere sur avrenning fra fjellet før denne når Vangsvatnet. Til tross for at det ikke er innsjøer i nedre deler av Raundalselva, at det er sparsomt med løsmasser ovenfor Vangsområdet og at det er kort vei ned til hovedvassdraget fra høyfjellet, viser heller ikke denne elva lave pH-verdier i snøsmeltinga.

Konklusjonen av disse forskjellige målingene er altså at hovedvassdraget ikke er preget av sur nedbør til tross for lav pH i nedbøren. Heller ikke de viktigste gytebekkene for ørreten er særlig utsatt ifølge foreløpige data fra en rekke mindre bekker i vassdraget. (Disse resultatene blir rapportert seinere.) Det er allikevel grunn til å være oppmerksom på at en videre økning i tilførslene av sur nedbør kan føre til at vassdragets evne til nøytralisering overskrides (f.eks. Henriksen 1979).

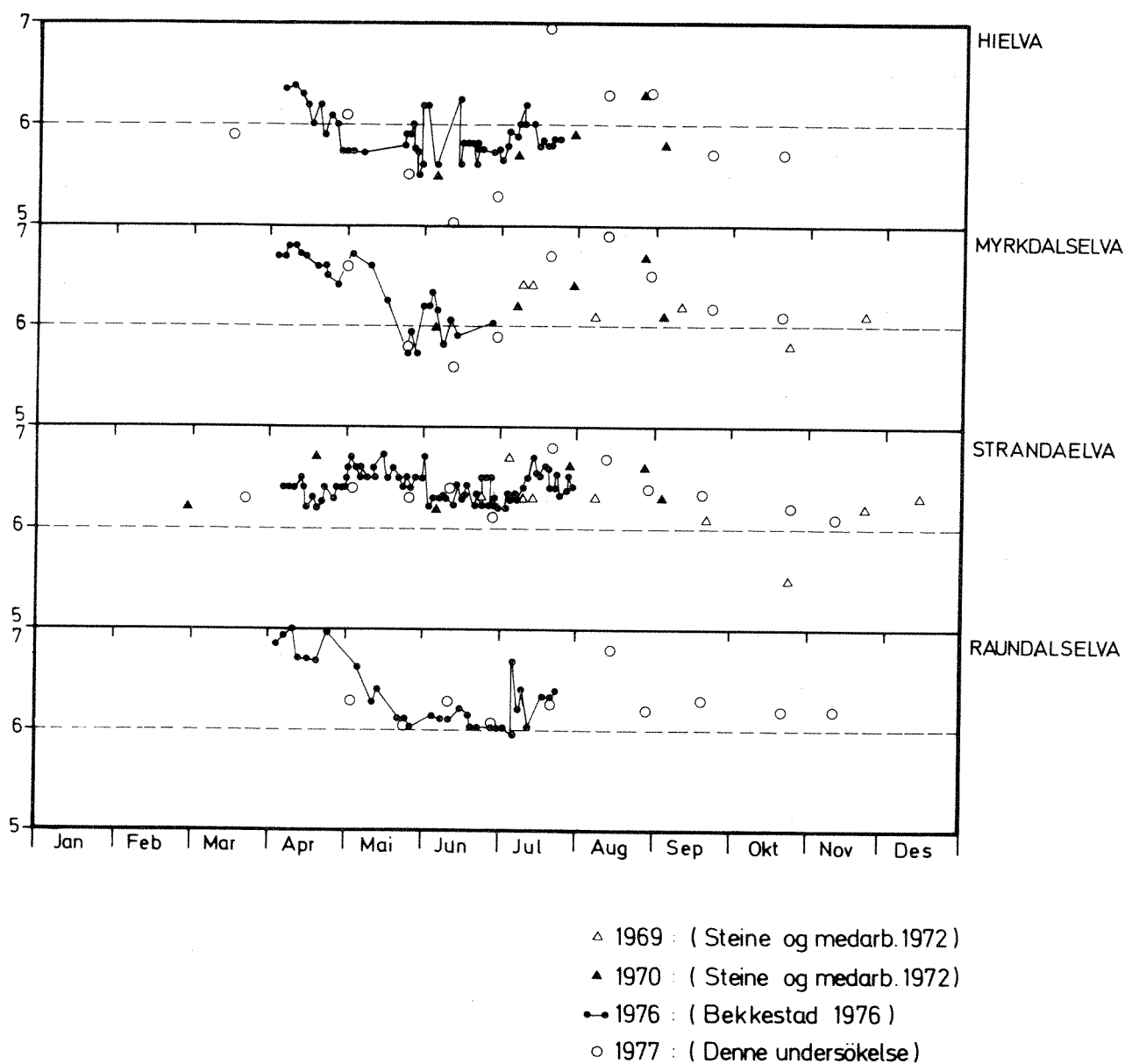
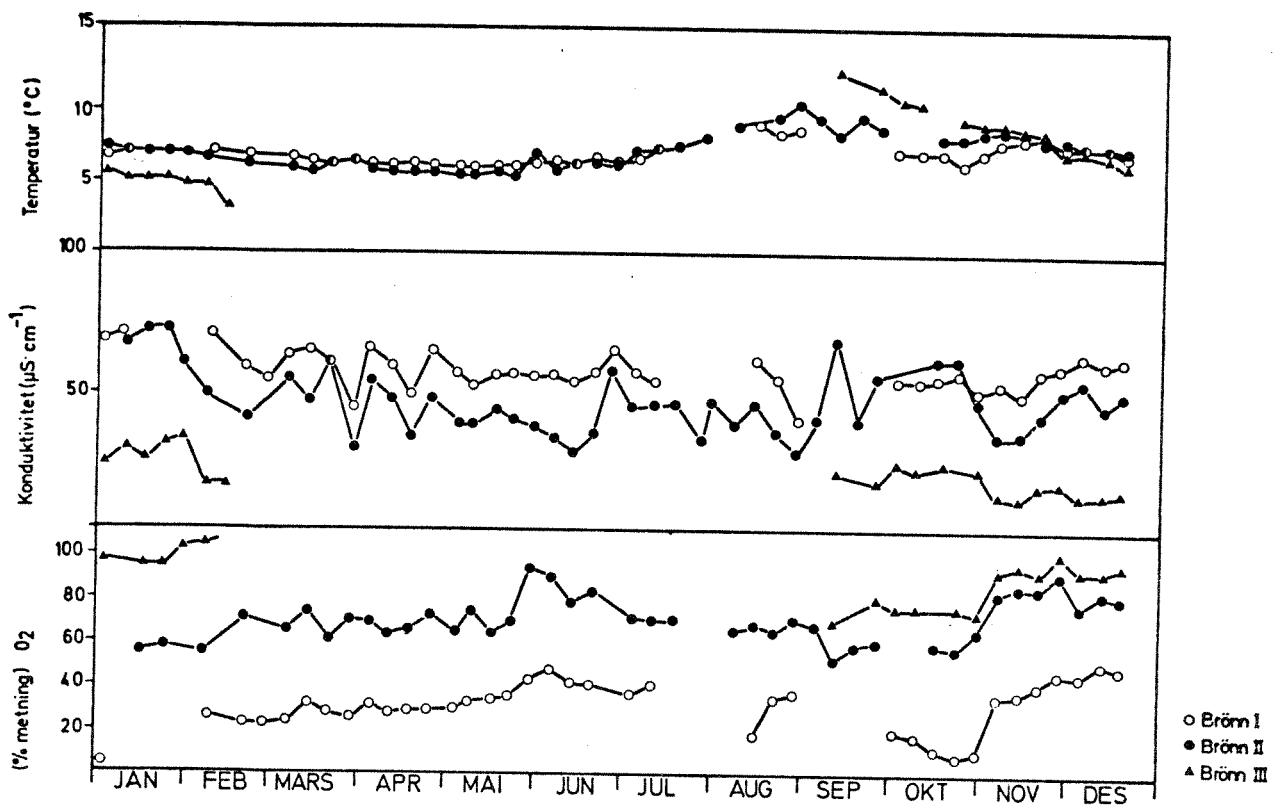


Fig. 7.1.5. pH-målinger fra fire stasjoner i Vossevassdraget. Stiplet strek angir pH = 6,0 for å lette sammenlikning mellom stasjonene.

7.1.4. Grunnvannsbrønner på Prestegardsmoen

I forbindelse med at Vosso er sterkt forurenset, ble det innhentet opplysninger om vannkvaliteten i drikkevannskilden til Vangen. Borebrønnene ligger nemlig relativt nær elva i en sandtange på Prestegardsmoen. Analyseresultatene er velvilligst stilt til disposisjon av kontrollveterinær Hellesnes, Voss. Noen fysiske og kjemiske analyseresultater fra brønnene I, II og III er vist i figur 7.1.6 under.



Figur. 7.1.6 Fysiske og kjemiske måledata.

Karakteristisk for grunnvann er jevn og relativt lav temperatur hele året. Grunnvann har høyere innhold av løste stoffer og lavere innhold av løst oksygen enn overflatevann.

Det ser ut til at én av brønnene på Prestegardsmoen (brønn III) skiller seg fra de to andre brønnene på flere punkter. Temperaturen er høyere om sommeren og lavere om vinteren, innholdet av løste stoffer (målt som konduktivitet) er betydelig lavere og oksygenkonsentrasjonen ser ut til være noe høyere enn i de to andre. Tilsammen utgjør dette en indikasjon på at brønn III kan stå i nokså direkte kontakt med elva like ved.

Som en del av undersøkelsene i Vossevassdraget i 1978-79 blir det tatt bakterieanalyser av vannet på flere stasjoner nær Vangen. Resultatene av disse undersøkelsene blir rapportert senere, men her skal vises resultater fra to stasjoner som ligger svært nær Prestegardsmoen (tabell 7.1.3 og 7.1.4).

Helsemyndighetene har satt opp retningslinjer for bedømmelse av vann til forskjellig bruk. (Statens Institutt for Folkehelse: Kvalitetskrav til vann). Vann er "ikke brukbart" som drikkevann dersom det inneholder mer enn 30 totale koliforme pr. 100 ml og 500 i kimtall pr. ml. Drikkevann må ikke inneholde termostabile koliforme bakterier. Til sammenlikning skal vann som brukes til friluftsbad ikke inneholde mer enn 50 termostabile koliforme pr. 100 ml.

Analyseresultatene viser at vannet i Vosso før Vangsvatnet er betydelig forurenset av husholdningskloakk.

Rutineanalyser av brønnvannet viser imidlertid en god hygienisk standard også i brønn III. Dette viser at sandmassene effektivt renses vannet før det pumpes opp. Det er likevel grunn til å følge bakterieanalysene nøye (særlig for brønn III), slik at en unngår at forurenset elvevann går ut på drikkevannsnettet.

Tab.7.1.2. Bakterieanalyser fra Vosso v. Vangen, sørsida av gangbru (st. B5).

Dato	Koliforme bakterier pr. 100 ml	Termostabile koliforme pr. 100 ml	Kimtall pr. ml
10.07.78	70	18	58
25.07.78	> 1.000	0	490
16.07.78	> 1.000	81	3510
6.09.78	2.000	0	2400
19.09.78	6.000	1320	6000
3.10.78	4.000	2080	9000
17.10.78	10.000	2000	140
31.10.78	6.000	1000	1000
14.11.78	1.000	670	16000
12.12.78	24.000	22000	1000

Tab.7.1.3. Bakterieanalyser fra Vosso v. Vangen, nordsida av gangbru (st. B6).

Dato	Koliforme bakterier pr. 100 ml	Termostabile koliforme pr. 100 ml	Kimtall pr. ml
10.07.78	10	4	14
25.07.78	300	6	410
16.08.78	>1.000	130	1010
19.09.78	280	0	220
3.10.78	2.000	300	260
17.10.78	180	160	2000
31.10.78	6.000	1000	1000
14.11.78	390	110	14000
12.12.78	10.000	4000	< 1000

7.2 Begroing

Begroing består av alger, moser, sopp og bakterier som sitter fastvokst på stein o.l. på elvebunnen.

7.2.1 Generelt

De forhold som er viktigst for regulering av begroing i vassdraget er presentert i tabell 7.2.1.

Tabell 7.2.1 En del regulerende faktorer for algebegroing.

Substrat (konsistens, stabilitet)
Strømhastighet, Turbulens
Vannstand
Partikkeltransport (nedslamming, skuringseffekter)
Is (skuringseffekter)
Makronæringsstoffer (fosfor, nitrogen, silisium)
Mikronæringsstoffer
Organisk materiale
Temperatur
Lys
pH, kalk- og totalt saltinnhold
Beitingseffekter
Konkurranse fra andre organismer

Her skal bare enkelte faktorer diskuteres.

Vannstand og strømhastighet gjennomgår store naturlige endringer gjennom året. Lave vannføringer forekommer i Vossevassdraget særlig om vinteren før snøsmeltinga begynner, men også i perioder uten nedbør på ettersommeren. Ved siden av en stor snøsmeltingsflom i mai, juni og juli er det også karakteristiske nedbørflommer om høsten i Vestlands-vassdragene. På grunn av beskjed-

ne mengder med løsmasser har vassdraget svært kort reaksjonstid, dvs. at vannføringa øker kraftig kort tid etter at nedbøren setter inn.

Vossevassdraget har altså en karakteristisk årssyklus med hensyn til vannføring med raske endringer over kort tid.

Ved regulering av vannføringa kan dette bildet endres betydelig. Her skal bare nevnes utjevning av vannføringa som kan hindre utvasking av begroing, og lavere sommervannføring som vil gi høyere temperatur. Det er kjent fra flere vassdrag at økt temperatur kan gi økt begroing.

Sterk vekst av lange, trådformede eller slimdannende alger kan ved siden av at de er lite ønsket ut fra estetiske kriterier, skape problemer for vanninntak og fiske. Det må understrekes at en svak økning av algeveksten i vassdraget ikke nødvendigvis er uønsket, men det er avgjørende på hvilken måte dette algematerialet omsettes videre, dvs. om bunndyrsamfunnet klarer å beite ned den økende algemengden. Problemene kan bli store dersom algesamfunnet endres kvalitativt. Slike forhold kan bare klargjøres gjennom vesentlig grundigere undersøkelse av vassdraget.

Om bunndyrene skal kunne omsette økt begroing på tilfredsstillende måte, må også elvas produksjonsareal, dvs. tverrsnitt av elvebunnen som ligger under vann, være tilfredsstillende stort. Lillehammer (1975) understreker betydningen av elvas tverrprofil og steinenes størrelse i denne forbindelse (fig. 7.2.). Bunndyrkonsentrasjonen har i sin tur stor betydning som føde for bl.a. lakseyngel og ørret.

Undersøkelser av begroing i forsøksrenner der drikkevann er belastet med forskjellige typer og konsentrasjoner av urensset og rensset kloakkvann, viser en klar sammenheng mellom begroing av fastsittende alger og konsentrasjonen av total fosfor i vannet. (Traaen 1977). Ved økende tilførsel av kloakkvann endres både mengdeforhold og sammensetning av begroingssamfunnet.

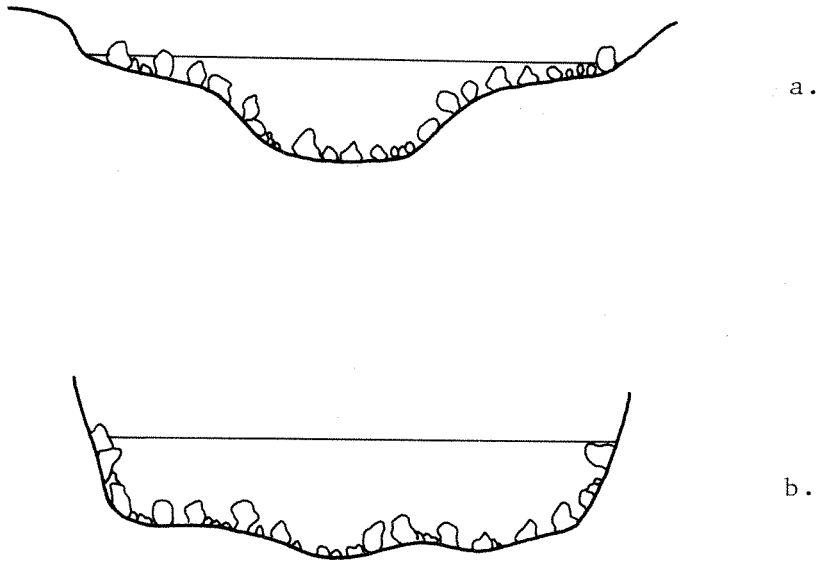


Fig. 7.2.1a. Profilen av en elv som renner i åpen dal hvor en senking av vannstanden betyr en vesentlig reduksjon av oversvømmede arealer.

Fig. 7.2.1b. Profilen av en elv som renner i en trang dal hvor en senking av vannstanden medfører liten reduksjon av oversvømmede områder.
(etter Lillehammer 1975)

7.2.2 Resultater fra rutineprøvetaking

Det ble samlet inn prøver av begroingen ved alle elvestasjonene i Vossevassdraget. Mengden av de forskjellige begroingskomponentene ble bedømt ved å anslå "dekningsgraden", dvs. at en anslår hvor stor del av elvebunnen som dekkes av vedkommende begroingstype (f.eks. mose, trådformede alger). Ved denne metoden ble det også en subjektiv bedømmelse av mengden av begroingen. Dekningsgraden er gitt ut fra følgende skala:

5	:	100	-	80 %	av bunnarealet dekket
4	:	80	-	60 %	" " "
3	:	60	-	40 %	" " "
2	:	40	-	20 %	" " "
1	:	20	-	0 %	" " "
+	:	enkeltfunn			

Resultatene er gjengitt i tabell bakerst i rapporten.

Det innsamlede materiale ble undersøkt i laboratoriet under lupe og mikroskop. De enkelte elementene ble om mulig identifisert og vassdragstilstanden forsøkt karakterisert på grunnlag av begroingssamfunnets sammensetning og mengdemessige forekomst. Resultatene av undersøkelsen er fremstilt i tabell bakerst i rapporten. Her er de enkelte arter og artsgruppers mengdemessige betydning i hver prøve gitt ved:

- xxx : Mengdemessig dominerende i prøven
- xx : En viss mengdemessig betydning i prøven
- x : Forekommer

Det ble samlet inn prøver av begroing ved elvestasjonene i mars, juni, august og oktober. Ved en befaring i august gjennomførte NIVAs personell en særlig grundig innsamling fra nedre deler av Raundalselva og Strandaelva samt Vosso før utløp i Vangsvatnet. Ved innsamlingen var det lav vannføring etter en lengre periode uten nedbør - forhold som er særlig gunstig for vekst av begroing. Det skulle også vise seg at dette materialet ga særlig nyttige informasjoner.

Begroingssamfunnene er i stor grad preget av alger og moser. På stasjonene 1, 2, 3, 4, 12 og 13 er det praktisk talt ikke observert kiselalger. Dette er nokså uvanlig og kan trolig sees i lys av de mange flommer som effektivt spyler vassdraget. Storparten av de bentiske kiselalgene sitter festet med slimstenger, men disse løsner lett fra underlaget. I Vossevassdraget danner kiselalgen *Tabellaria flocculosa* et unntak, den er vanlig på nesten alle stasjoner. *Tabellaria* vokser ofte i lange kjeder som kan være godt festet til underlaget.

På stasjonene 6, 8 og til dels 9, 11 og 16 ble det funnet endel kiselalger. Dette har trolig sammenheng med at det ligger innsjøer ovenfor disse stasjonene som demper effekten av flom.

Ved siden av at de stadige flommene medfører at bare planter som er godt festet til underlaget gis anledning til en mer permanent tilværelse, må man regne med at former som etablerer seg raskt har best vilkår. Det oppstår et artsfattig samfunn, som fra tid til annen mer eller mindre skylles vekk. Stadige flommer medfører dessuten at organisk materiale på elvebunnen skyl-

les vekk og ikke lenger gir næringsgrunnlag. Elva vaskes bokstavelig tatt ren både for det som vokser der og for tilført organisk materiale.

Til tross for et sparsomt algesamfunn er det visse trekk som preger vassdraget. I øvre deler er grønnalgene *Hormidium rivulare* og *Zygnema* sp. de vanligste og mest karakteristiske algene. Disse forekommer ofte i vann med lavt næringssaltinnhold, og *Zygnema* synes som en særlig god indikator på oligotrofe (næringsfattige) tilstander. Også blågrønnalgen *Stigonema mamillosum* som er en rentvannsindikator, er med å prege begroingsamfunnet i denne delen av vassdraget.

Først i vassdragets midtre og nedre deler kommer blågrønnalgleslekter som *Oscillatoria* og *Phormidium* og grønnalgersleter som *Oedogonium*, *Stigeochlorium* og *Ulothrix* til. Selv om alle disse slektene har arter med svært ulike næringskrav, kan funn av disse algene indikere at næringstilførslene ikke lenger er så lave som i vassdragets øvre deler.

Mosebegroingen er relativt velutviklet, og samfunnet må betegnes som artsrikt. Slekten *Fontinalis* representert ved *F. antipyretica*, *F. dalecarlica* og *F. squamosa* har størst forekomst i vassdragets nedre deler. På de nederste stasjonene dekker *Fontinalis*-artene sammen med *Hygrohypnum ochraceum* store deler av elveleiet. Vanligvis reflekterer denne type mosevekst relativt rikelig tilgang på næringsalter. Forøvrig er det vanskelig å finne noe mønster for mosebegroingen i vassdraget ut fra det foreliggende materialet.

Stasjon 1. Sendo. Stasjonen var preget av et artsfattig algesamfunn av rentvannsarter, slike som *Hormidium rivulare*, *Zygnema* sp. og *Stigonema mamillosum* og noen *Microspora*-arter. Det ble observert sparsom vekst bortsett fra i august da det var endel av *Hormidium rivulare*.

Stasjon 2, Grungen. Stasjonen ble besøkt flere ganger i løpet av vekstsesongen, men bare i oktober ble det observert tydelige algeforekomster. Også i oktober var algeforekomstene svært sparsomme. Kaldtvannsalgen *Hydrurus foetidus* dominerte sammen med *Hormidium rivulare*.

Stasjon 3. Arnot. St. 3 hadde mye til felles med st. 1 og 2 ved artsfattig og mengdemessig ubetydelige algesamfunn. Forekomsten av stort sett de samme arter understreker de næringsfattige forholdene.

Stasjon 4. Hielva. Det ble funnet rentvannsalger i små mengder også i Hielva. Samfunnet var dominert av *Stigonema mamillosum*, *Binuclearia tectorum*, *Hormidium rivulare* og *Zygnema* sp.

Stasjon 6. Myrkdalselva. St.6 ved Vinje må også karakteriseres som en "ren" stasjon. I tillegg til de arter som ble funnet lenger opp i vassdraget ble også grønnalgeslektene *Oedogonium* spp., *Mougeotia* sp. (d=30 µm) og endel kiselalger observert. Disse indikerer at næringstilgangen her var noe større, noe som normalt observeres nedstrøms innsjøer. At stasjonen var preget av større artsrikdom og betydelig vekst utover sommeren kan ha sammenheng med det ovenforliggende Myrkdalsvatn som også reduserer flomvirkningene.

Stasjon 8. Oppheimselva (Vinjo). På denne stasjonen ble det funnet flere arter som normalt finnes planktonisk i innsjøer, f.eks. *Botryococcus braunii* og *Peridinium*-arter, og disse var trolig tilført fra Oppheimsvatnet. Ellers vitner alger som *Microspora amoena*, *Stigeochlonium* sp., *Vaucheria* sp. og *Oscillatoria* sp. om mer næringsrike forhold enn i Myrkdalsvassdraget. Det ble også notert en markert oppblomstring av kiselalger (fastvokst på planter) på forsommeren, noe som er vanlig i mange vassdrag.

Stasjon 9. Strandaelva ved Grjotland. For denne stasjonen var materialet for mangelfullt til vurdering av vannkvaliteten.

Strandaelva

Forskjellige prøver av begroingen fra nedre deler av Strandaelva viste stor innbyrdes likhet og var preget av et variert grønnalgesamfunn. Grønnalgeslekten *Zygnema* som vanligvis påtreffes i elver med lite næringsstoffinnhold, utgjorde en vesentlig del av prøvene. Algene hadde imidlertid et overtrekk av bakterier som bekrefter vannets innhold av oppløst organisk materiale, trolig fra husholdningskloakk og jordbruksavrenning.

Vosso

Det ble samlet begroingsmateriale ved utløpet fra vaskeriet, ved vegbrua og 100 meter nedstrøms denne, alle fra vestre bredd. Til tross for et artsrikt

og mengdemessig betydelig innslag av grønnalger, tilsvarende de som ble funnet i Strandaelva, var påvirkningen av forurensing påfallende. Rentvannsindikatoren *Zygnema* ble ikke påvist, derimot ble det funnet rikelige mengder av forskjellige næringskrevende alger så som blågrønnalgen *Oscillatoria*, kiselagen *Nitzschia* cf. *palea* og gulgrønnalgen *Vaucheria* i nedre deler av dette området. Samfunnet i dette området var mer preget av næringskrevende og tolerante organismer. Forekomsten av heterotrofe organismer var allikevel avtakende nedover Vosso. Dette tyder på at den organiske belastning ikke var særlig stor i forhold til tilførselen av næringsstoffer, særlig fosfor og nitrogen.

På elvas sørlige bredd like ovenfor gangbrua var samfunnet preget av moser. Disse hadde et belegg med papirfragmenter som ble tilført fra et kloakkutløp like ved. Elvebunnen i Vosso besto ellers for det meste av mindre rullesteiner som danner et svært ustabil underlag for begroing. Det ble heller ikke funnet begroing av betydning langs østbredden av Vosso unntatt like ved kloakkutslippene.

Stasjon 16. Vosso ved innløpet i Evangervatnet

Begroingen ved innløpet i Evangervatn var preget av rikelige mengder av grønnalgen *Spirogyra*. *Spirogyra*-artene varierer svært med hensyn til næringskrav. Da denne arten ikke er identifisert, er det vanskelig å karakterisere lokaliteten. Samfunnet forøvrig hadde mye til felles med begroingssamfunnet på Vossos vestbredd. Veksten av trådformede bakterier som preget vassdraget i nedre deler av Raundalselva, ble imidlertid ikke funnet.

Ved rutinemessig innsamling av begroing i elva ble det altså ikke funnet arter som tyder på særlig forurensing av noen elvestrekning i vassdraget. Etter en tørrvårsperiode vokste det imidlertid fram begroingselementer som bare finnes i sterkt belastede områder. De hyppige nedbørflommene forårsaker en effektiv spyling av elveleiet og hindrer at vanlige biologiske symptomer på forurensing viser seg.

7.2.3. Befaringen i august 1977

I tida 24. og 25. august 1977 ble det foretatt intensivundersøkelser av nedre deler av Raundalselva og Strandaelva samt Vosso oppstrøms Vangsvatnet (se figur 7.2.2). I denne tida var det lav vannføring og relativt høy temperatur i elva; dvs. forhold som er gunstige for vekst av begroing. Resultatene er vist i tabell bakerst i rapporten.

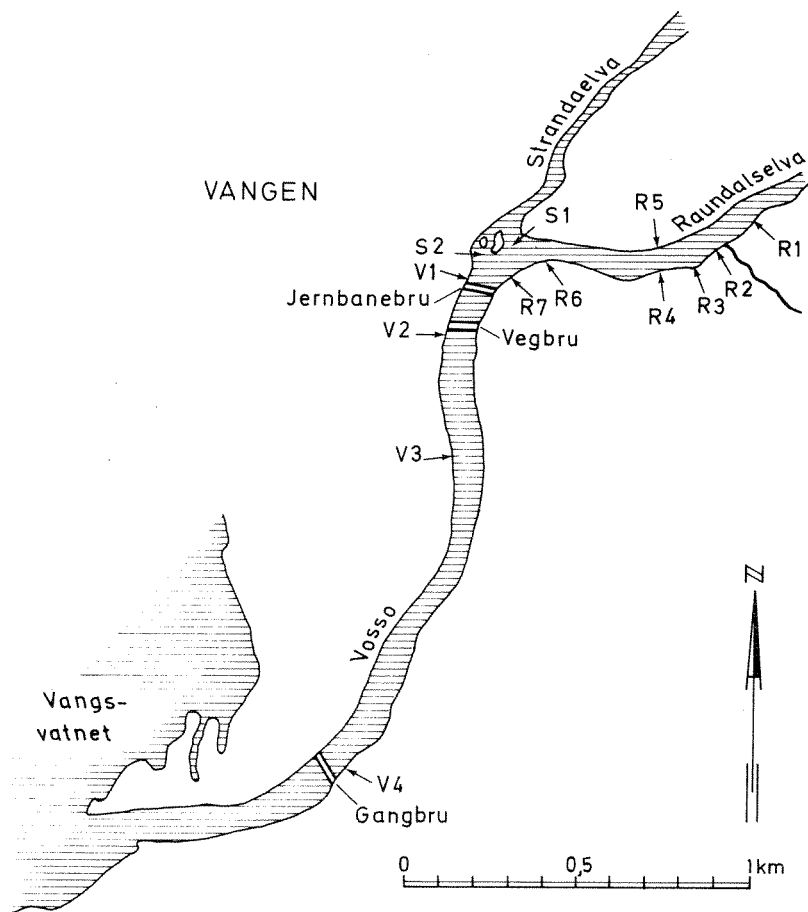
Raundalselva var preget av mosebegroing av artene *Fontinalis dalecarlica* og *Scapania undulata* ca. 150 meter oppstrøms meieriet på Haugamoen. Mosene dannet tuer 20 - 50 cm i diameter eller sammenhengende matter. Innimellom mosene og delvis fastvokst på dem fantes også mindre mengder alger, viktigst var blågrønnalgen *Chamaesiphon confervicola*.

Det ble ikke påvist vekst av sopp og bakterier langs sørbredden, og begroings-samfunnet indikerer liten påvirkning av næringssalter og organisk stoff. Der-som vassdraget hadde vært undersøkt lenger oppover, ville vi trolig kunne observere en økende påvirkning fra kloakkutslippene og industriavløpene ved Palmafossen. Disse utslippene var altså ikke større enn at begroingssamfunnet ved stasjon R1 var lite påvirket på grunn av selvrensingseffekter i elva og/ eller at forurensningene ble ført langs den andre bredden.

På stasjon R2, derimot, var et lite bekketilløp med anslått vannføring mindre enn 1 l/s. Til tross for denne lille vannføringen hadde bekken en påfallende virkning på begroingen i hovedvassdraget. Straks nedenfor utløpet av bekken vokste en tykk, hvit matte med hvite, pølseformede utvekster av soppen *Leptomitius lacteus*. På denne begroingen var det også store mengder tråd-formede bakterier og encellede dyr. All annen begroing i form av moser og alger var forsvunnet fra elvas sørbredd. Organismene som vokste der, trenger store mengder organisk stoff og indikerer massiv forurensing. Soppveksten sammen med en intens stank av grisemøkk, gjorde at denne delen av elva virket svært uappetitlig.

Den vesle bekken viste seg å drenere flere gårder med griseoppdrett uten til-fredsstillende avrenningsforhold (se foto 5).

Figur 7.2.2. Stasjonsplassering ved begroingsundersøkelsen
24. - 25. august 1977.



To prøver tatt på sørbredden av elva henholdsvis 25 og 50 meter nedenfor denne bekken viste at begroingssamfunnet var det samme nedover langs bredden av elva. Etterhvert ble det også funnet soppbegroede eksemplarer av mosen *Hygrohypnum ochraceum*. Dette er en usedvanlig tolerant mose som kan klare seg i forskjellige typer forurenset vann. Et lite innslag av alger kom inn etterhvert som avstanden fra bekken økte.

På elvas nordlige bredd var begroingssamfunnet et helt annet. Soppen *Leptomitus lacteus* ble ikke funnet i det materialet som ble samlet herfra. Mosen som utgjorde en vesentlig del av begroingen, var imidlertid dekket av bakterier, og encellede dyr. Ettersom vannet fra den forurensete bekken ved stasjon R2 ikke kunne komme tvers over elva på så kort strekning, indikerer dette fortsatt en viss påvirkning fra ovenforliggende forureningskilder (Palmafossområdet).

Elveleiet nedenfor meieriet (R6) var preget av mosen *Fontinalis dalecarlica* med framtrede påvekst av bakterier. Avløp av myse, vaskemidler og annet forurenset vann ble stadig observert i forskjellige avløp fra meieriet. Nær slakteriutløpet (R7) vokste soppen *Fusarium* i brurosa-tuster ("lammehaler"). Denne soppen som indikerer sterk organisk belastning, ble ikke funnet andre steder i vassdraget.

Avløpet fra slakteriet var i lengre perioder svært lite tilfredsstillende, og det ble påvist at renseanlegget var feilkoblet og ikke fungerte etter hensikten. Vedlikeholdet på renseanlegget var mangelfullt og istandsettelse av renseanlegget bør gjennomføres snarest.

7.3 Bunndyr

Mens kjemiske vannanalyser bare gir et øyeblikksbilde, kan vurdering av forekomsten av bunnlevende dyr i elver og bekker gi et godt bilde av miljøforholdene i tida før prøvetaking. Vannets kjemiske sammensetning vil kunne variere raskt (døgnvariasjon, variasjon med vannføring o.l.) og krever derfor hyppigere prøvetaking.

Det er samlet inn bunndyr fra de fleste elvestasjonene i mars, juni, august og oktober 1977. Prøvene ble tatt med elvehåv med maskevidde 0,5 mm ("sparkemetoden"). Materialet er grovsortert, men på grunn av forskjellige uheldige omstendigheter er dette materialet ikke ferdig artsbestemt. Dette må derfor utstå til seinere rapportering sammen med vurdering av materialet.

8. Innsjøene

8.1. Fysiske og kjemiske forhold

8.1.1. Temperatur og gjennomstrømming

Temperaturen i vannet er av stor betydning for strømforhold, omblending og fortykning og for all biologisk aktivitet i innsjøene. Det vil derfor bli forklart relativt grundig.

Ferskvann har størst tetthet ("er tyngst") ved $+4^{\circ}\text{C}$.

Vann med denne temperaturen vil derfor som regel finnes i de dypere deler av store innsjøer. Vann som er kaldere eller varmere er lettere og vil følgelig kunne legge seg som et overflatesjikt. Jo større temperaturforskjellen er, desto mer stabil er denne lagdelingen mot omblending. Ved liten temperaturforskjell vil vinden kunne føre til at overflatevann blandes med dypvannet (sirkulasjon).

Etter isløsning vil overflatelaget raskt varmes opp til 4°C , og vinden kan lett blande om vannmassene (vårsirkulasjon). Vannets innhold av løste stoffer og partikler vil bli jevnt fordelt i hele innsjøen. Dette gjelder f.eks. oksygen som tilføres bunnvannet, og næringsstoffer som bringes opp mot overflaten.

Videre oppvarming utover sommeren skaper et varmere og lettere vannsjikt i øvre deler av vannmassene, mens bunnvannet ikke påvirkes i særlig grad. Det dannes en barriére mellom overflatevannet og bunnvannet, slik at oppvarmet vann som renner inn i innsjøen kan renne nesten uforstyrret gjennom overflatelaget (sommerstagnasjon), se figur 8.1.1.

Vannet som tilføres får kort oppholdstid i innsjøen ved stor vannføring om sommeren. I ekstreme tilfeller kan en snakke om at "elva renner rett gjennom innsjøen". Hauge (1957) mente at innsjøene i Vossevassdraget, unntatt Oppheimsvatnet, danner en egen innsjøtype, "gjennomstrømmingssjøer".

Utover høsten avkjøles overflatelaget igjen inntil tetthetsforskjellen er så liten at vinden kan blande overflatevann med bunnvann (høstsirkulasjon).

Om vinteren vil det være en viss lagdeling med kaldt overflatevann over bunnvannet (som holder 4°C), men da vil som regel innsjøen være dekket av is og ha liten gjennomstrømning, slik at sjiktningen er relativt stabil.

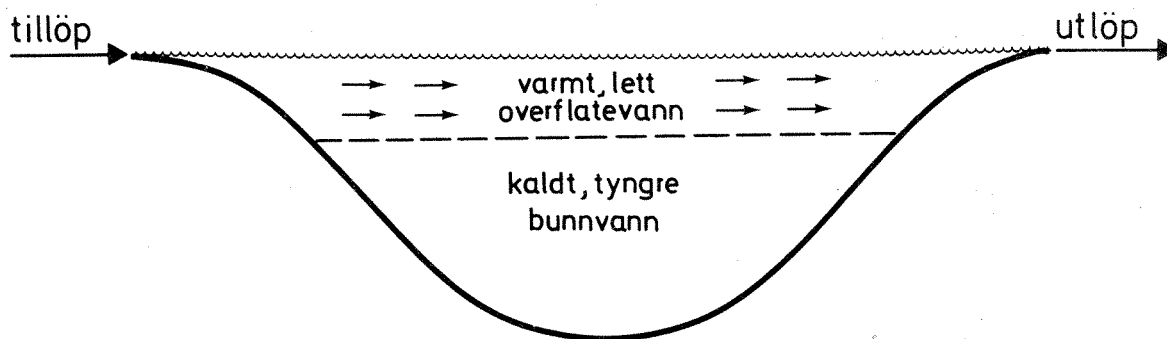


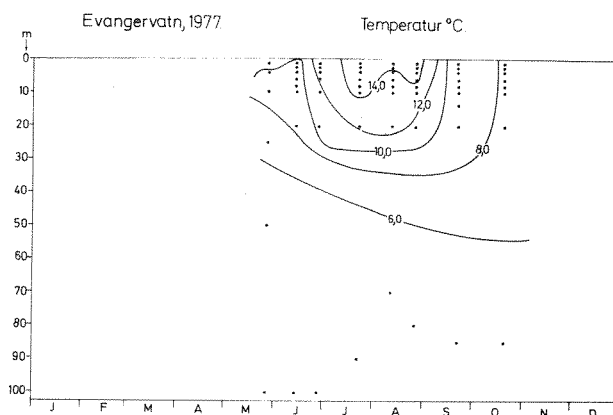
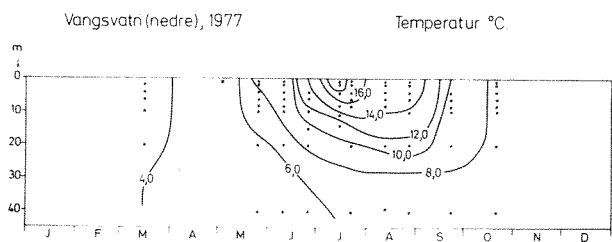
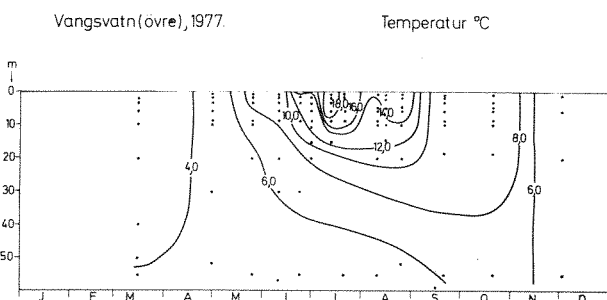
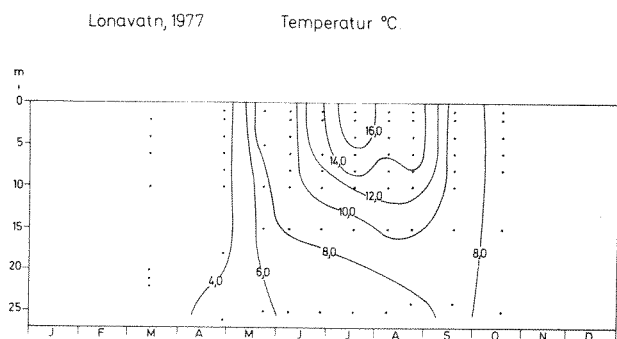
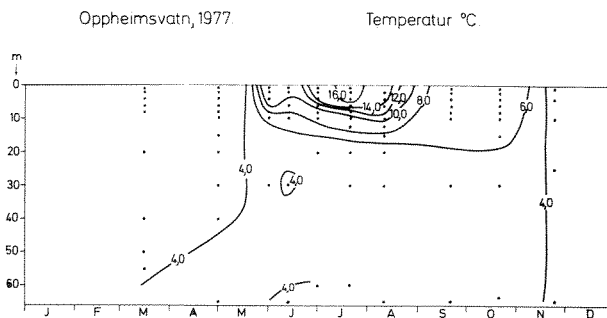
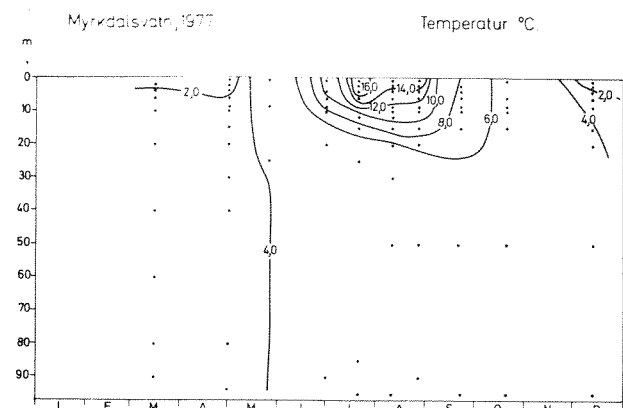
Fig. 8.1.1. Vannets bevegelse gjennom en innsjø om sommeren (lengdesnitt).

For å illustrere vanntemperaturen fra overflate til største dyp gjennom et helt år er det vanlig å bruke såkalte isopletdiagrammer som vist i figur 8.1.2. Det er trukket linjer gjennom punkter med samme temperatur for hver 2. grad (tilsvarende høydekoter på kart). Dersom linjene ligger nær hverandre, er det store temperatursprang. Loddrette linjer viser at hele vannmassen har samme temperatur på dette tidspunkt.

Det går tydelig fram av figurene at Oppheimsvatnet blir tidligere oppvarmet og seinere avkjølt enn Myrkdalsvatnet. Denne forskjellen, som skyldes betydelig større tilførsel av kaldt vann til Myrkdalsvatnet, er medvirkende årsak til at Oppheimsvatnet er mer produktivt enn Myrkdalsvatnet. Oppheimsvatnet er også den eneste innsjøen som får dannet et tydelig sprangsjikt om sommeren på grunn av mindre gjennomstrømming.

Lønavatnet er naturlig nok preget av den kraftige gjennomstrømmingen. Innsjøen er også noe utsatt for vind, slik at det ikke dannes så utpreget sprangsjikt som i Oppheimsvatnet. Derved er det god kontakt mellom overflatevann og bunnvann gjennom store deler av året. Dette har stor betydning for omsetning av organisk stoff og for oksygenkonsentrasjonen i og like over sedimentene.

Temperaturforholdene i øvre og nedre deler av Vangsvatnet er svært like, men på grunn av den store tilførselen fra Vosso vil forholdene i øvre basseng være mer ustabile enn i nedre. Dette vil bli diskutert nærmere etter at strømforholdene i Vangsvatnet er undersøkt i 1979.



Figur 8.1.2. Temperaturgangen i innsjøene.
Bemerk annen dybdeskala for Lønnavatn.

Alle de undersøkte innsjøene i vassdraget hadde fullstendig høstsirkulasjon. Det samme var tilfellet for vårsirkulasjonen med unntak av Oppheimsvatnet.

For å vise hvor stor gjennomstrømningen er i de enkelte innsjøene i Vossevassdraget er det gjort en beregning av vannets teoretiske oppholdstid i innsjøene. Normalt oppgis denne som "hvor lang tid det tar for gjennomsnittlig vannføring i tilløpselvene å fylle et tomt innsjøbasseng". Denne verdien tar ikke hensyn til store endringer i vannføring gjennom året eller hvordan vannet transporteres gjennom innsjøen, og er oftest bare av teoretisk interesse.

I denne rapporten er vannfornyelse i innsjøene beregnet på følgende måte: Det er tatt utgangspunkt i midlere ukevannføring for en normalperiode for henholdsvis utløpet av Myrkdalsvatnet (1965-1971) og utløpet av Vangsvatnet (1945-1977). Ved enkle arealbetraktninger er tilsvarende vannføringer for nærliggende innsjøer beregnet. Teoretisk fornyelse av vannvolumet i innsjøene pr. uke er deretter beregnet ut fra likningen:

$$\frac{\bar{Q}_{\text{uke}}}{\text{Volum}} \quad (\text{midlere ukevannføring for normalperioden})$$
$$\quad \quad \quad (\text{innsjøvolum})$$

Resultatene er vist i figur 9.1.3 med prikket linje. Tilsvarende verdier for sjiktet 0-10 meter er vist med heltrukken strek og antas å være ganske realistiske for de perioder da innsjøene har en stabil temperatursjiktning (se figurene 8.1.1 og 8.1.2). Som en kunne vente har vannet i Oppheimsvatnet lang oppholdstid da nedbørfeltet er lite i forhold til volumet av innsjøen. Derimot viser figurene for alle de andre innsjøen svært høye verdier for perioden mai til november. I denne tida vil hele det øvre vannsjikt i Myrkdalsvatnet, Lønnavatnet og Vangsvatnet kunne skiftes ut hver 4. til hver 14. dag. Enda mer dramatisk er forholdene i Evangervatnet der overflatvannet skiftes hver 2. til 7. dag vår, sommer og høst. Dette betyr selvsagt at tilførte forurensninger vil fortynnes raskt og at plante- og dyrelivet i de frie vannmasser får kort levetid i innsjøene. Planteplanktonet får derfor ikke tid nok til å bygge opp store populasjoner til tross for at de har rikelig tilgang på næringsstoffer. De forhold som vanligvis er typiske for forurensede innsjøer, nemlig store mengder planteplankton, vil stadig hindres av den store tilførselen av vann.

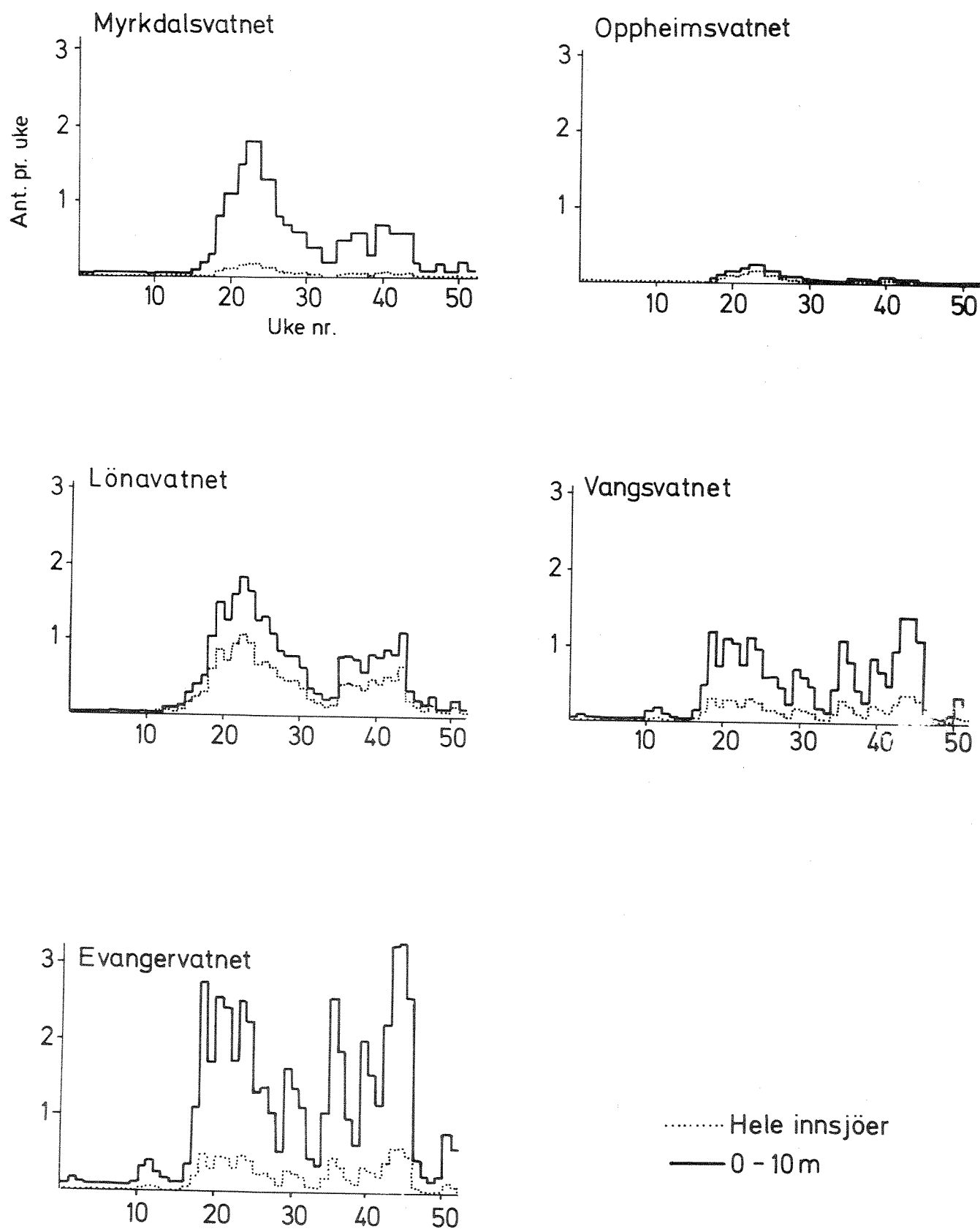


Fig. 8.1.3. Teoretisk fornyelse av innsjøene. Beregningene er oppgitt som "antall ganger fornyet vannmasse pr. uke".

8.1.2 Vannkjemi

OKSYGEN

Vannets innhold av oksygen (O_2) i innsjøer bestemmes hovedsakelig av utveksling med atmosfæren, planteplanktonets produksjon ved fotosyntese og bakterienes nedbrytning av organisk stoff (plante- og dyrerester). Oksygenkonsentrasjonen måles i mg O_2 pr. liter, men siden løseligheten av gassen varierer sterkt med temperaturen er det vanlig å regne om til oksygenmetning (% O_2). 100% oksygenmetning viser at oksygenkonsentrasjonene i vannet er i likevekt med atmosfærens oksygenkonsentrasjon ved en gitt temperatur. Verdier mindre enn 100% metning opptrer oftest på grunn av nedbrytning av organisk materiale, mens verdier høyere enn 100% normalt finnes ved kraftig algeproduksjon.

Oksygenanalysene ble utført på Voss av studentene i Vosseprosjektet. Resultatene (i % metning) er vist i figur 8.1.4.

Det går fram av figuren at oksygenmetningen i innsjøene stort sett lå noe i underkant av 100%. I alle innsjøene unntatt Evangervatnet var oksygenmetningen lavere enn 90% under 30 meters dyp hele sommeren. I Myrkdalsvatnet, Lønnavatnet og Vangsvatnet ble det målt verdier lavere enn 70% i de dypeste områdene på sensommeren. Strøm fant også en viss undermetning i flere av innsjøene i 1928, og dette ble tilskrevet betydelig tilførsel av organisk stoff fra tilførselselvene og liten planteproduksjon. Hauge (1957) fant høyere oksygenmetninger enn Strøm og antyder at forskjeller i tilførsel av organisk stoff og gjennomstrømming kan være de viktigste årsakene.

De lave oksygenmetningene særlig i Lønnavatnet og Vangsvatnet kan til en viss grad være forårsaket av tilførsler av organisk stoff fra husholdningskloakk og jordbruksavrenning fra dyrka mark, gjødelkjellere og silosaft. Dersom konsentrasjonen av oksygen i år med spesielle klimatiske og hydrologiske forhold blir vesentlig lavere, kan det frigjøres store mengder fosfater som nå er bundet i sedimentet (bunnslammet). Dette er et studium i hurtig økende eutrofiering med bl.a. store algemengder som resultat.

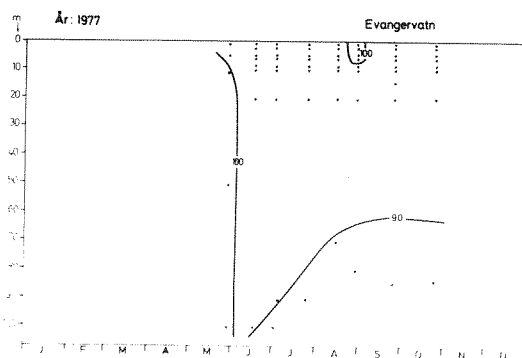
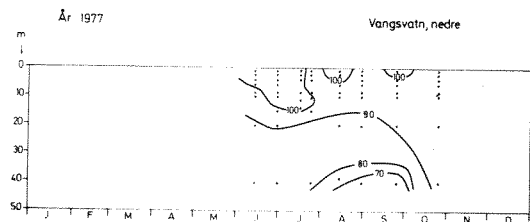
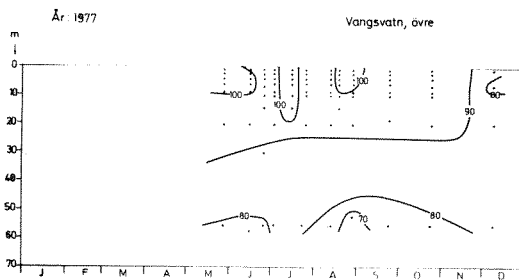
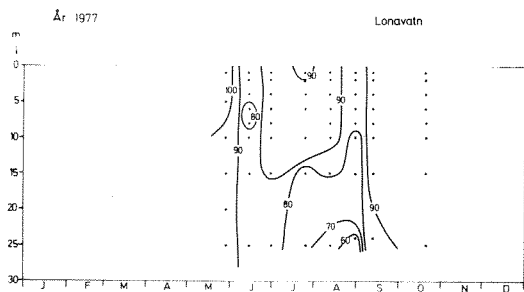
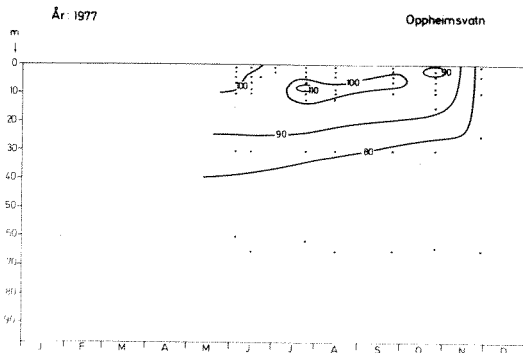
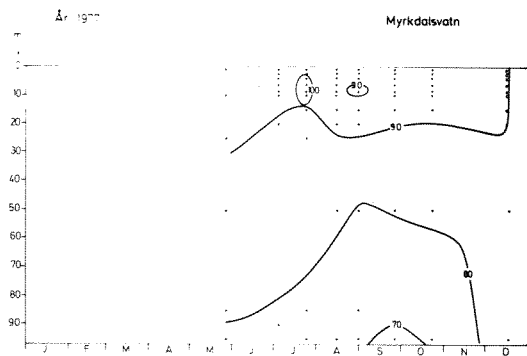


Fig. 8.1.4. Oksygenmetning (%).

TURBIDITET

Turbiditet er et mål for vannets innhold av partikler. Turbiditeten øker derfor i perioder med flom når vassdraget tilføres partikler både fra nedbørfeltet og fra elvebunnen.

Turbiditeten i innsjøene i Vossevassdraget hadde maksimalverdier i juni og oktober i 1977, noe som henger sammen med stor vannføring i elvene. Alle innsjøene hadde økende verdier for turbiditet i første halvdel av juni, bortsett fra øvre del av Vangsvatnet. Innsjøen ligger i så lav høyde over havnivå at tidlig lokal snøsmelting gir tidligere maksimal turbiditet. Kraftig økning i Oppheimsvatnet og Myrkdalsvatnet kan tilskrives erosjon av jordbruksområdene. Verdiene er allikevel så lave bortsett fra om høsten at vannet må karakteriseres som fattig på partikler. Dette kan også konstateres ved å se nærmere på verdiene for partikulært materiale og siktedyp.

FARGE

Fargetallet er i hovedsak bestemt av vannets innhold av løste organiske forbindelser, men kan også påvirkes av turbiditet. Oftest finner vi høye fargetall i innsjøern som er påvirket av myrområder.

Maksimalverdier for farge ble målt i forbindelse med høstflommen til ca. 40 mg Pt/l, mens verdiene for året som helhet er svært lave, ofttest mindre enn 25. Dette er normalt for næringsfattige innsjøer, og innsjøer med liten tilførsel av organisk materiale fra nedbørfeltet.

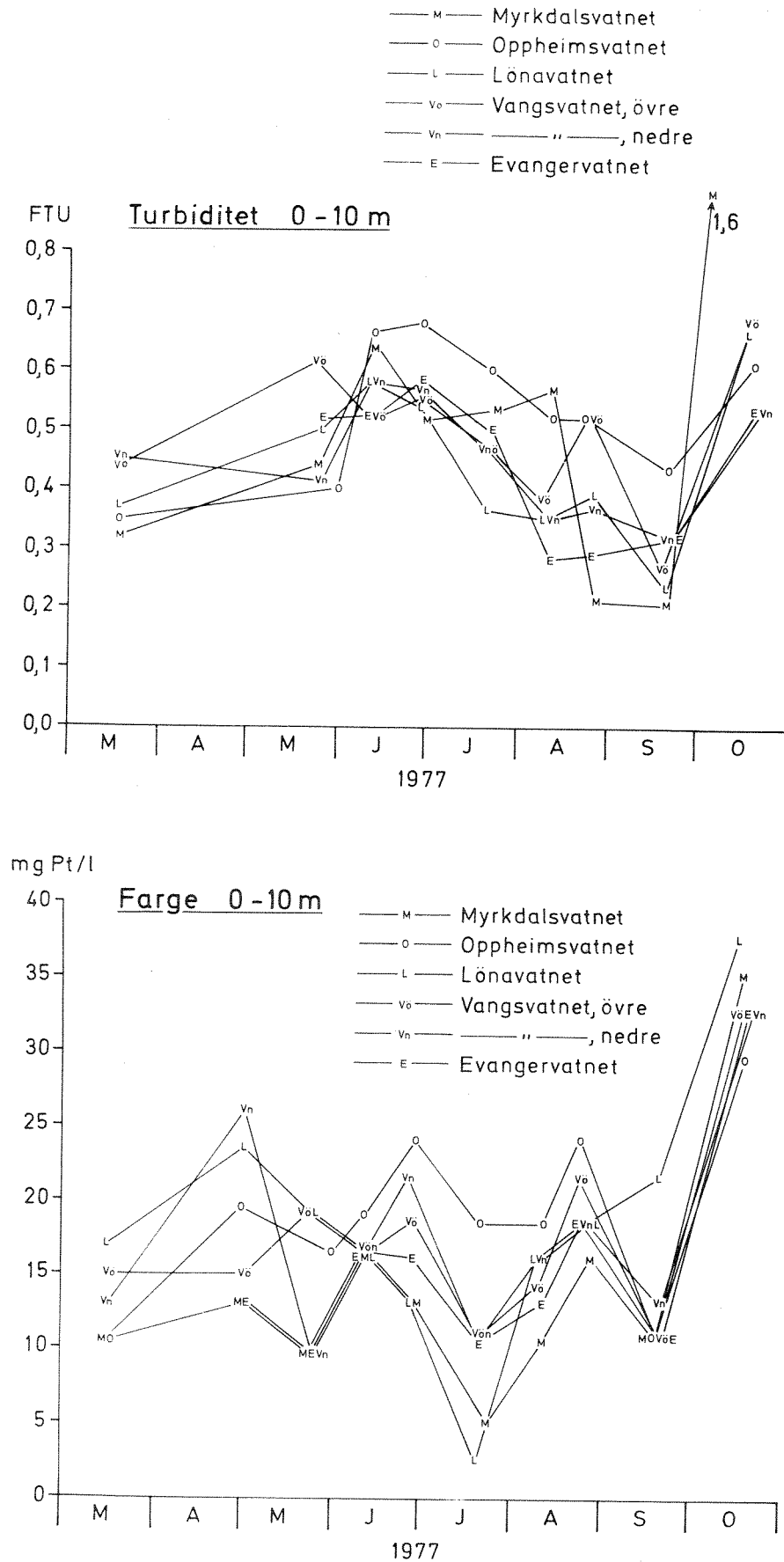
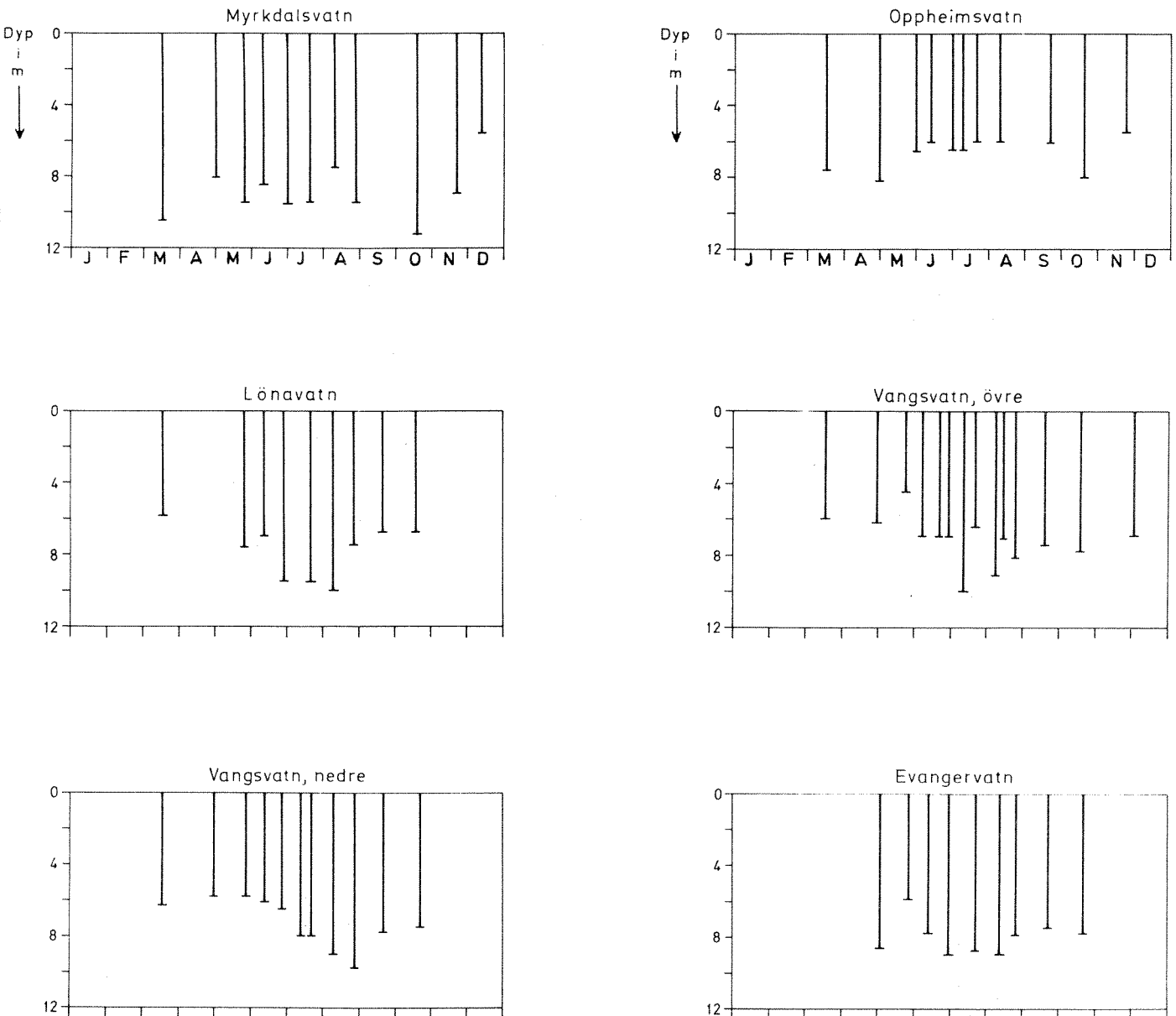


Fig. 8.1.5. Turbiditet og farge i innsjøene.

SIKTEDYP

Siktedypet er også et enkelt mål for vannets innhold av partikler og løste forbindelser og måles ved å senke en hvitmalt skive nedover i vannet inntil det dypet der den ikke lenger kan sees. Dette dypet kalles innsjøens siktedyp.

Siktedypet i innsjøene i Vossevassdraget er gjennomgående stort og viser at ingen av innsjøene har særlig høy konsentrasjon av alger eller andre partikler. Store mengder planteplankton vil f.eks. redusere siktedypet betraktelig. Maksimalt siktedyp varierer mellom 8 meter i Oppheimsvatnet og 11 meter i Myrkdalsvatnet.



Figur 8.1.6. Siktedypsmålinger 1977.

Dette gjenspeiler også viktige forskjeller på disse to nærliggende innsjøene som vi skal komme nærmere inn på, særlig under kapitlet om plante- og dyreplankton. Karakteristisk for mange av de undersøkte innsjøene er at de er såkalte gjennomstrømningsbassenger (Myrkdalsvatnet, Lønnavatnet og Evangervatnet), dvs. at en stor del av innsjøenes volum blir skiftet ut på kort tid. De dypere innsjøene (tildels Vangsvatnet) og de som har mindre nedbørfelt (Oppheimsvatnet) er mindre påvirket av det gjennomstrømmende vannet enn av forhold som skapes i innsjøene selv. Gjennomstrømningsbassengene har derfor raskere skiftende siktedyp uten typisk årstidsvariasjoner i motsetning til Vangsvatnet og Oppheimsvatnet. De to sistnevnte innsjøene har mer markerte perioder om våren/sommeren der siktedypet er vesentlig mindre over flere måneder. Dette henger sammen med materiale som er transportert med elvene i flommen, men også av økte mengder planteplankton i den øvre del av vannmassene.

Denne effekten er faktisk så sterk at den viser klare forskjeller mellom øvre og nedre deler av Vangsvatnet. Øvre basseng er så påvirket av vannføring og materialetransport i Vosso og av lokale strømmer at forholdene blir betydelig mer ustabile enn i nedre basseng. Dette skal vise seg å ha konsekvenser også for de biologiske forhold.

Minimumsverdier for siktedypet i Myrkdalsvatnet og særlig Nedre Vangsvatnet er i stor grad bestemt av mengdene med planteplankton. Tidspunktet for minimale siktedyp er forskjellig i de to innsjøene og gjenspeiler forskjeller i temperaturforhold mellom Vangsvatnet der maksimale algemengder opptrer i mai og i Oppheimsvatnet der toppen kommer én måned seinere.

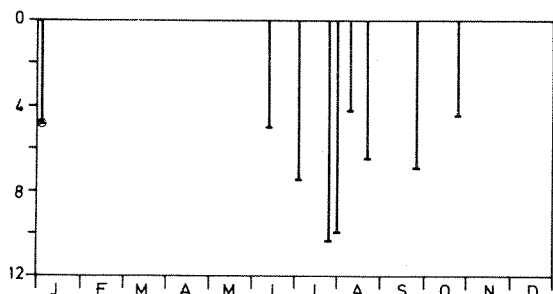
Stort siktedyp i Lønnavatnet i juli og august henger tydeligvis mer sammen med fargeverdiene enn med planteplanktonvolum og turbiditet (se figurene 8.1.5 og 8.2.1).

Konstant høye siktedypsverdier i Myrkdalsvatnet understreker hvor uproduktiv denne innsjøen er.

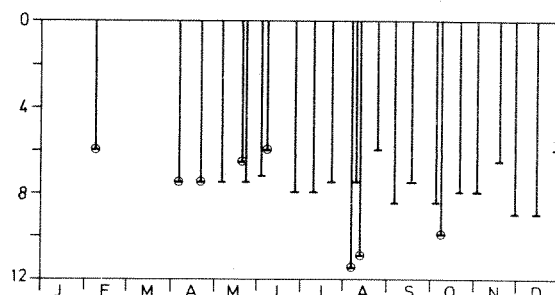
Det er grunn til å anta at siktedypet i Evangervatnet i stor grad bestemmes av tilførsel av kaldt, næringsfattig vann fra høyfjellet via Evanger kraftverk.

En sammenlikning med Hauges målinger av siktedyp i Øvre Vangsvatnet i 1944 og 1945 (figur 8.1.7) indikerer ikke endringer av betydning i denne delen av vassdraget.

Lönavatnet, 1972 ↓ (etter Matzow og medarb. 1975)
1973 ↓



Vangsvatn, övre 1944 ↓ (etter Hauge 1957)
1945 ↓



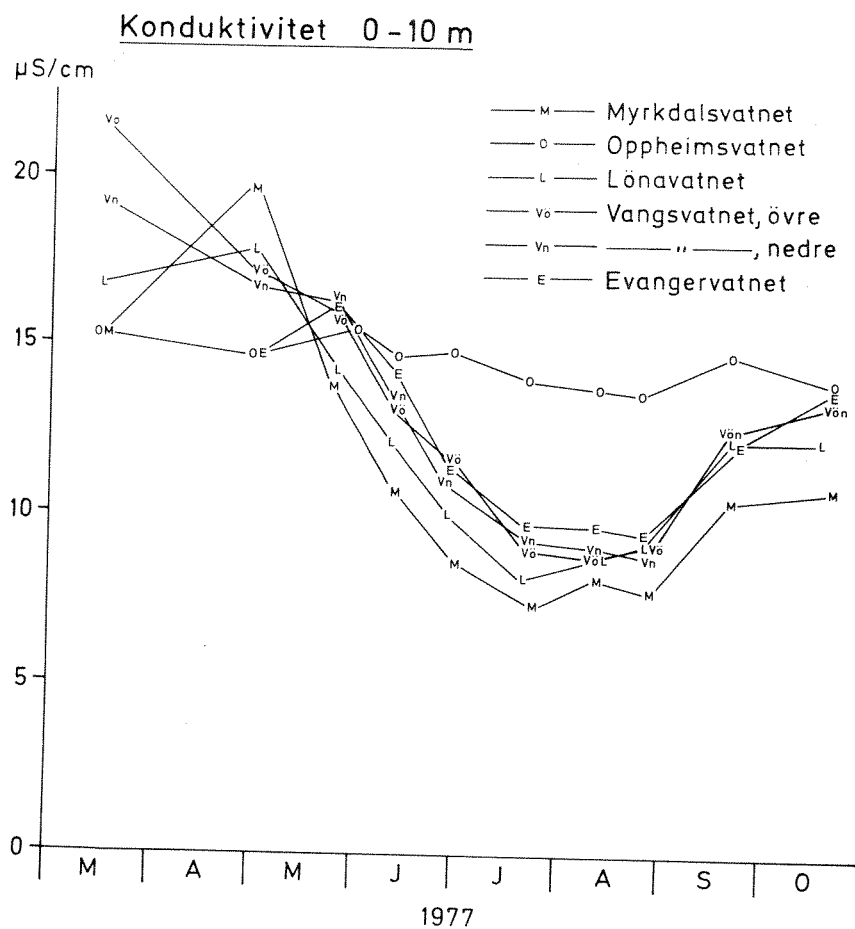
Figur 8.1.7. Eldre siktedypsmålinger.

KONDUKTIVITET

Konduktivitet eller ledningsevne er et mål for vannets totale innhold av løste salter (ioner). Konduktivitetsverdiene øker med økende tilførsler av ioner fra nedbør, berggrunn og løsmasser, avrenning fra jordbruk og avløp fra husholdninger og industri. Her er nedbør og berggrunn dominerende.

Innholdet av løste ioner i innsjøene i Vossevassdraget er lavt på grunn av den harde og lite løselige berggrunnen i nedbørfeltet. Verdiene lå mellom ca 10 og 25 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gjennom hele året i alle innsjøene. I figur 8.1.8 er måleresultatene fra undersøkelseåret stilt opp slik at hver innsjø kan sammenliknes.

Konduktiviteten gjennomgår en karakteristisk årsvariasjon i alle innsjøen utenom Oppheimsvatnet. Om vinteren påvirkes vannkvaliteten av grunnvannet, og konduktivitetsverdiene ligger mellom 15 og 25. Verdiene avtar så jevnt utover våren på grunn av fortynning med smeltevann. Dette smeltevannet kommer i liten kontakt med bakken og inneholder derfor mindre mengder oppløste ioner.



Figur 8.1.8. Konduktivitet 0 - 10 m.

Forholdene i Oppheimsvatnet adskiller seg klart fra de andre innsjøene ved at konduktiviteten ligger relativt konstant på 15 hele året. Dette kommer av at denne innsjøen har et lite nedbørfelt som gir liten fortykning/fornying selv under snøsmeltinga. Dette indikerer at Oppheimsvatnet også vil adskille seg fra de andre innsjøene i vassdraget i biologisk sammenheng.

FOSFOR

Som nevnt tidligere er fosfor normalt det begrensende stoff for plantevekst i ferskvann. Det betyr at planteveksten kan forventes å øke med økende konsentrasjoner av fosfor. Endel av fosforet i vannet er bundet til mineralpartikler eller tungt nedbrytbart organisk materiale og er derfor ikke direkte tilgjengelig for plantene. Fosfat (PO_4) som er en fosforforbindelse som algene kan nytte direkte, utgjør normalt en liten del av vannets totale fosforinnhold.

Resultater av målingene står dels i figur 8.1.9 og dels i tabell bakerst i rapporten. Konsentrasjonen av total-fosfor varierer stort sett mellom 3 og 25 $\mu\text{g}/\text{l}$, mens konsentrasjonen av fosfat sjelden overstiger analysegrensen på 2 $\mu\text{g}/\text{l}$. Disse verdiene er i seg selv lave, men omsetningstida for fosfor via biologiske og kjemiske kretsløp er svært kort og kan raskt føre til at fosfat igjen blir tilgjengelig for algene.

Mest utpreget ved fosforkurvene i figur 8.1.9 er enkelte høye verdier i Øvre Vangsvatnet vår og høst. Verdiene er neppe forårsaket av analysefeil da nettopp disse prøvene ble analysert to ganger uavhengig av hverandre. Den eneste rimelige forklaring kan være at vannmasser med høyt innhold av avløpsvann er transportert fra strandområdene nord i innsjøen ut mot sentrale deler uten at de er blitt særlig fortynnet av omliggende vannmasser. Det er i litteraturen eksempler på store horisontale forskjeller i stoffkonsentrasjon i innsjøer. En teori går ut på at slike forurensende vannmasser som får en viss oppholdstid i f.eks. beskyttede viker, kan danne "kjerner" for oppblomstring av blågrønnalger. Disse kan så spres til hele innsjøen i så høye konsentrasjoner at masseforekomster i hele innsjøen lett kan oppstå. En rask fortynning av disse vannmassene er derfor av betydning så lenge ikke fjerning av næringsstoffene foregår.

Konsentrasjonene av fosfor blir forøvrig vurdert nærmere i kapitlet: Sammenfattende diskusjon, foran i rapporten.

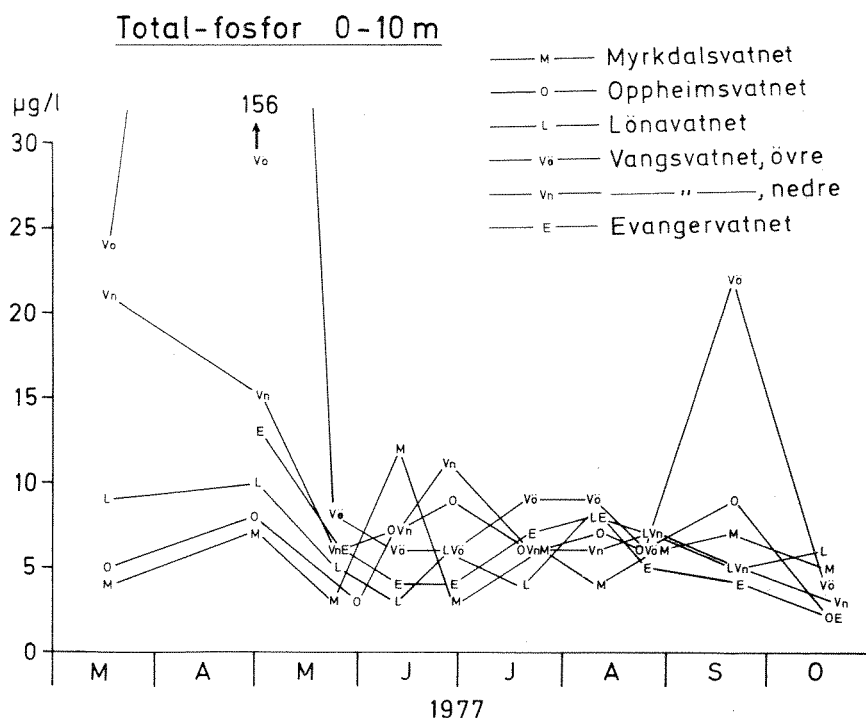


Fig. 8.1.9. Total-fosfor 0-10 meter.

NITROGEN

Løste nitrogenforbindelser er også viktige næringsstoffer for algevekst, men nitrogen spiller normalt en viktigere rolle i saltvann enn i ferskvann. Nitrogen er sjelden vekstbegrensende faktor i næringsfattige innsjøer.

Resultater av målingene er vist i figur 8.1.10 og i tabeller bakerst i rapporten. Nitrat (NO_3) er en nitrogenforbindelse som algene kan nytte direkte. Figuren viser en utpreget årssyklus både av total-nitrogen og nitrat. Kurveformen viser også at det er endringene i nitrat som dominerer endringene i totalnitrogen. Differansen mellom de to parametrene som stort sett utgjøres av organiske bundet nitrogen, varierer gjennom året.

Årsaken til de store årstidsvariasjoner av nitrogen forklares vanligvis av at nitrat tas opp av algene og at en viss del av algene stadig synker til bunns eller transporteres ut med utløpselva. I innsjøene i Vossevasstraget vil den kraftige gjennomstrømmingen føre til at konsentrasjonene i de øvre vannmasser for en stor del bestemmes av konsentrasjonen i det tilførte vannet. At denne mekanismen er av stor betydning sannsynliggjøres bl.a. av at reduksjonen i nitratverdiene i Oppheimsvatnet ikke er så stor som i de andre innsjøene.

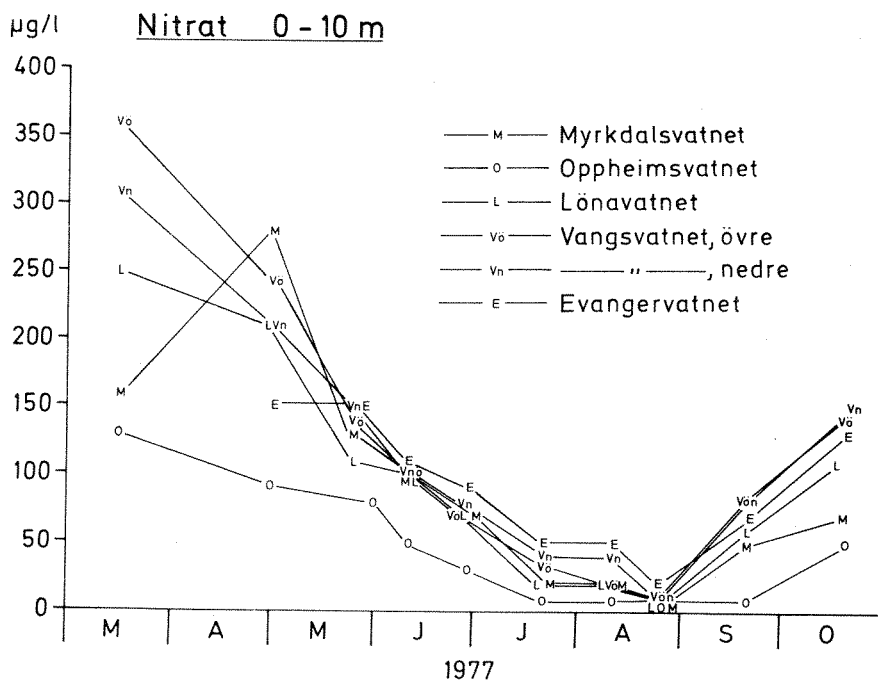
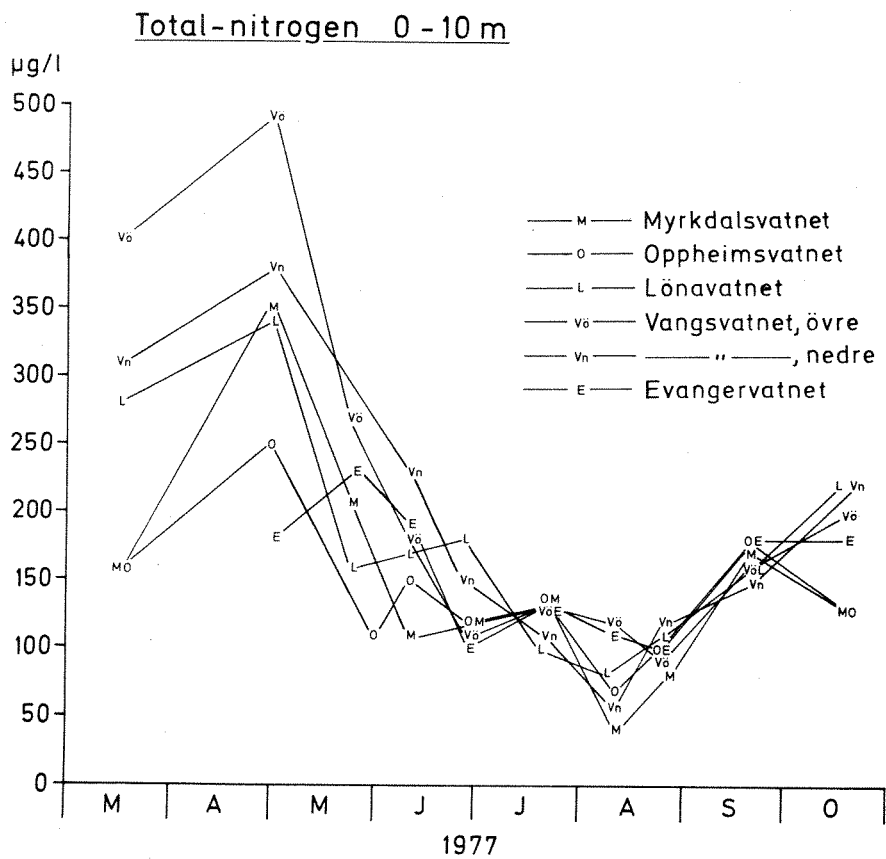


Fig. 8.1.10. Nitrogen 0 - 10 meter.

Tilførselen av nitrogen kommer ifølge kapittel 5 i vesentlig grad fra avrenning fra jordbruksarealer og naturlig avrenning fra skog og andre typer områder. I tråd med dette er vinterkonsentrasjonene av nitrat høyere i Vangsvatnet og Lønnavatnet enn lenger opp i vassdraget. Årsaken til at konsentrasjonene av nitrat og total-nitrogen er så lave i Oppheimsvatnet om vinteren i forhold til f.eks. Myrkdalsvatnet kan ikke finnes i det foreliggende datamateriale. Nedbørens innhold av nitrogen kan gi noe av forklaringen.

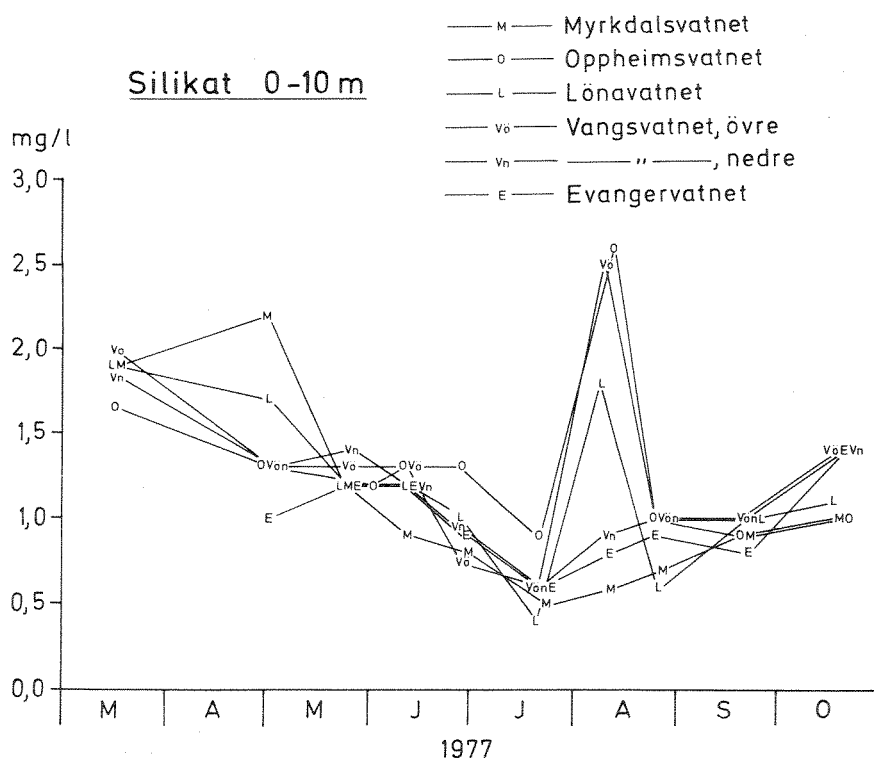


Fig. 8.1.11. Silikat 0 - 10 meter (mg SiO₂/l).

SILIKAT

Silikat er hovedbestanddelen i skallet til kiselalgene (diatoméene). Disse vil derfor ved kraftig vekst kunne tappe reservene av reaktivt silikat i vannmassene.

Resultatene av silikatanalysene er vist i figur 8.1.11. Kurvene viser en tendens til årsvariasjon på samme måte som nitrat, men den er ikke så utpreget for silikat. Det ble ikke målt silikat-konsentrasjoner lavere enn 0,5 mg/l. Det var derfor neppe så lave silikatkonsentrasjoner at kiselalgens vekst kunne begrenses av den grunn.

Høye verdier i august kan tilskrives store tilførsler med nedbørflommer.

8.2 Planteplankton

8.2.1 Kvantitativ og kvalitativ planktonanalyse

Det ble samlet inn kvantitative planteplanktonprøver fra de undersøket innsjøene ialt 9-10 ganger fordelt i tidsrommet mars-oktober 1977. Prøvene er tatt som blandprøver i vannsjiktet 0-10 m dyp, og analyseresultatene skulle gi et godt bilde av variasjonene i planteplanktonbiomassen i disse innsjøene.

Variasjonene i totalt planteplanktonvolum er gitt i figur 8.2.1 og variasjoner i den prosentvise sammensetning for ulike algegrupper er gitt i figur 8.2.2.

Av fig. 8.2.1 går det frem at med unntak av Oppheimsvatn er det en økning av planteplanktonvolumet nedover i vassdraget, med de høyeste verdiene i nedre del av Vangsvatn og med noe lavere verdier igjen i Evangervatn. Maksimumsverdiene for algevolumet i Myrkdalsvatn var svært lave, slik en erfaringsmessig finner det i oligotrofe innsjøer i områder der berggrunnen er fattig på næringssalter og der det er liten menneskelig aktivitet i nedbørfeltet.

I Oppheimsvatn er bildet et annet, og selv om verdiene for algevolumet også her var forholdsvis lave, viser de en innsjø som er i overgangen mellom et oligotroft og mesotroft stadium. Dette skyldes til dels tilførsler av næringssalter fra jordbruk og befolkning langs innsjøen, men kanskje i særlig grad at gjennomstrømmingen i Oppheimsvatnet er relativt beskjeden.

Lønavatn viser i likhet med Myrkdalsvatn meget lave verdier for algevolum. Dette skulle tyde på liten påvirkning av vannmassene. De lave verdien kan imidlertid også skyldes en raskere gjennomstrømning av vannmassene i Lønavatn, noe som fører til mer ustabile vekstmuligheter for algene (utspyling) og dermed lavere algevolum. De forholdsvis jevne verdiene gjennom hele vekstsesongen tyder på dette.

Vangsvatnet viser som nevnt ovenfor, forholdsvis høye verdier for algevolum. Spesielt nedre del viser at vannmassene i Vangsvatnet er påvirket av tilførsler fra omgivelsene.

Fig. 8.2.1 Total algevolum (blandprøve 0 - 10 m), 1977.

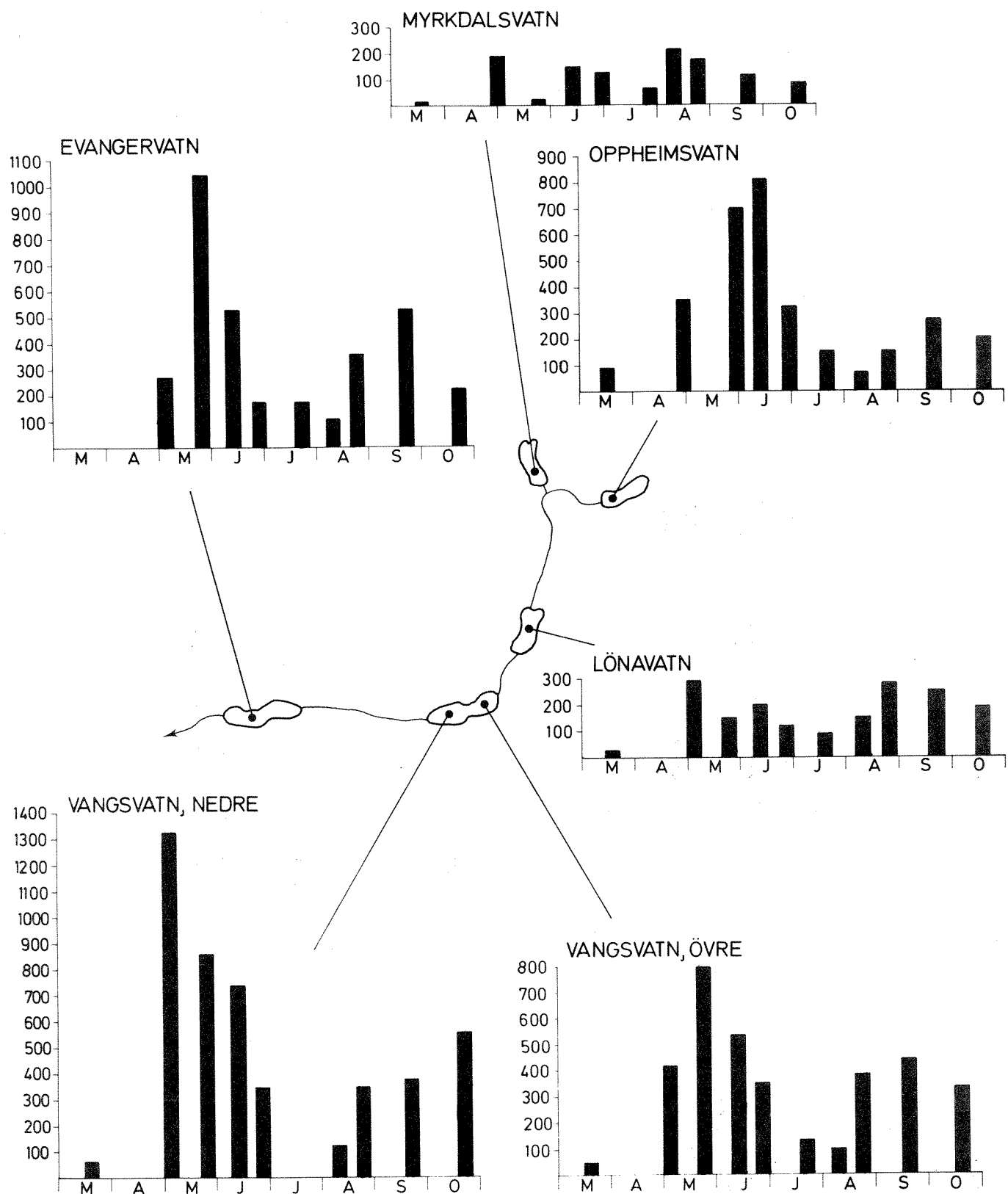
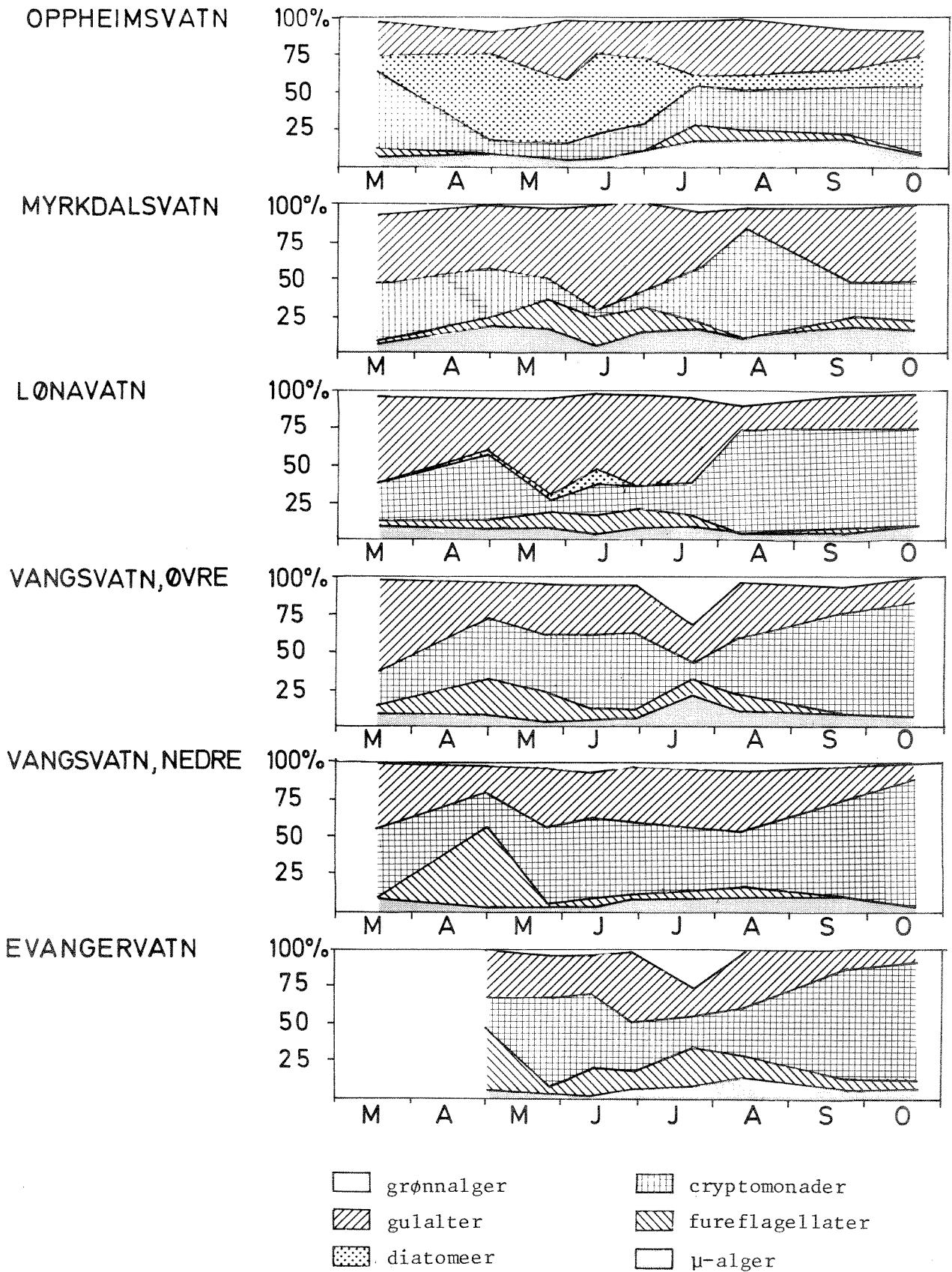


Fig. 8.2.2. Prosentvis andel av totalvolumet for de viktigste algegrupper.



Evangervatnet fortynnes også av vann fra Eksingedalen og derfor var verdiene for algevolumet noe lavere enn i Vangsvatnet. Planteplanktonet er etter all sannsynlighet først og fremst påvirket av vannmassene som tilføres fra Vangsvatnet. Noe som forsterker en slik antagelse er at vårmaksimum kommer forsinket her i forhold til Vangsvatnets nedre del.

Med unntak av Myrkdalsvatn og Lønnavatn der algevolumet i særlig grad er påvirket av gjennomstrømningshastigheten av vannmassene, viser innsjøene i vassdraget normal variasjon i algevolumet gjennom året, slik en vanligvis finner det i oligotrofe eller noe mesotrofe innsjøer.

Etter et vinterminimum følger en våroppblomstring av alger etter at isen er gått og før vårflommen setter inn for alvor, med maksimum i mai (juni i Oppheimsvatn, der isløsningen antagelig er forsinket i forhold til de lavereliggende vannene i vassdraget) og en nedgang til et sommerminimum i juli-august. På sensommeren er det termisk sjiktning av vannmassene og dermed mindre tilførsel av næringssalter ra de bunnære, næringsrikere vannmassene. I forbindelse med høstsirkulasjonen blir de øvre vannmasser igjen anriktet av næringssalter, og det inntreer et sekundært algemaksimum i september-oktober før algevolumet igjen når et minimum i vinterperioden.

Artssammensetningen

Av figur 8.2.2 ser en at med unntak av Oppheimsvatn, var algesammensetningen og variasjonene i denne med hensyn til de viktigste gruppene i store trekk den samme i alle innsjøene.

I Oppheimsvatn var det spesielt i forbindelse med våroppblomstringen, en dominans i algesammensetningen av kiselalger (Bacillariophyceae), med en art av slekten *Synedra* som den viktigste komponenten.

Forøvrig var det gruppene Chrysophyceae (gulalger) og Cryptophyceae som var de mest fremtredende volummessig sett hele året under ett. Ulike chrysonader sammen med arter av slektene *Dinobryon* og *Kephyrion* ble funnet i alle prøvene i samtlige innsjøer gjennom hele året innenfor Chrysophyceae, mens Cryptophyceae var representert først og fremst ved *Rhodomonas lacustris*, men også med *Katablepharis ovalis*, *Cryptomonas marsonii* og *Cryptomonas* spp.

Gruppen Dinophyceae var representert i prøvene fra alle innsjøene, men i sterkt varierende mengder. Særlig i Vangsvatn og Evangervatn var denne gruppen mer fremtredende i algesamfunnet, med arter som *Gymnodinium* cf. *lacustre*, *Gymnodinium* sp. og *Peridinium inconspicuum*. Grønnalgene spilte en mer beskjedent rolle, med unntak av Vangsvatn der det i juli var relativt store bestander av en grønnalge som med en viss reservasjon er ført opp som *Koliella longiseta*. En slik topp var det sikkert også i nedre del av Vangsvatn, men prøve fra dette tidspunkt manglet.

Tidligere undersøkelser

Av tidligere undersøkelser på planteplanktonsammensetningen i Vossevassdraget kan nevnes Hauge (1956) og Huru (1977). Hauges materiale er fra 1944-45 og er hovedsakelig en undersøkelse av øvre del av Vangsvatn, mens Huru har undersøkt Lønnavatn i 1973-74.

Materialet til Hauge omfatter antagelig bare utvalgte arter og må være svært spesielt. Blant annet er det ingen nevneverdige observasjoner av cryptomonader og da først og fremst *Rhodomonas lacustris*. Denne algegruppen og spesielt den nevnte arten, er vanlig i de fleste norske vannforekomster, og det er lite trolig at de ikke skulle være representert i vannprøvene fra 1944-45. Dette gjør at det er vanskelig å beregne et algevolum på grunnlag av telleresultatene fra 1944-45 for å sammenligne med denne undersøkelsens resultater og trekke eventuelle konklusjoner om utviklingen. Materialet fra 1944-45 er antagelig mer ufullstendig undersøkt, og en sammenligning vil ikke være fruktbar.

Huru's resultater fra 1973-74 for Lønnavatn er derimot meget omfattende. Nå er Lønnavatn mer følsom for gjennomstrømning, og algemengdene vil variere sterkt fra år til år avhengig av vannføringa. Beregning av spesifikke volum vil også være en subjektiv bedømmelse. Videre har vi i undersøkelsene i 1977 tatt med gruppen "µ-alger", små ubestemte alger. Denne gruppen er ikke tatt med hos Huru. Disse faktorer kan være medvirkende til å forklare at vi får resultater for Lønnavatn for totalvolum som stort sett er dobbelt så høye som Huru's. Verdiene for begge undersøkelsesperiodene er imidlertid lave.

Også Huru fant at gruppen Cryptophyceae var en av de dominerende gruppene og *Rhodomonas lacustris* en meget vanlig art i Lønnavatn. Ved å sammenligne variasjonene i antall celler *Rh. lacustris* i 1973-74 og 1977 er disse av omtrent samme størrelsesorden. Huru fant en større prosentvis andel av grønnalger i planteplanktonet i 1973-74 enn hva som ble registrert i 1977, men også da var Cryptophyceae og Chrysophyceae de mest dominerende algegruppene året sett under ett.

Som helhet kanen si at sammensetningen av planteplanktonet er den en vanligvis finner i norske innsjøer som er i et oligotroft eller tidlig mesotroft stadium. Ingen av innsjøene har nådd så langt i en eutrofierende utvikling at det er skjedd en særlig endring i algesamfunnets sammensetning. Det er arter innen Chrysophyceae og Cryptophyceae som er dominerende i det meste av vassdraget.

I Vangsvatnet er imidlertid det totale algevolum blitt så høyt at en er inne i en begynnende mesotrof fase i den eutrofierende utvikling, dvs. i en overgangsfase mellom oligotrof (næringsfattig, lavproduktiv) og eutrof (næringsrik, høyproduktiv) tilstand. En videre eutrofierende utvikling her vil gi en endring i artssammensetningen mot mer næringskrevende arter, i første omgang antagelig med større innslag av grønnalger (og hvis tilstandene blir verre, med større andel av blågrønnalger).

8.2.2 Klorofyll

Konsentrasjonen av alger i vannet måles vanligvis som algevolum pr. volum-enhet vann eller som klorofyllkonsentrasjon. Siden den første metoden er svært arbeidskrevende, er det ved denne undersøkelsen brukt en enklere variant av klorofyllanalyse for å få et mer detaljert bilde av algenes vertikale utbredelse i de øvre vannmassene. Metodebeskrivelsen er plassert bak i rapporten sammen med måleresultatene.

Resultatene er vist i figurene 8.2.3 og 8.2.4. Hver prøve er vist med et punkt, ellers kan en lese ut klorofyllkonsentrasjonen ved gitt dato og dyp ved å bruke koden øverst på figuren.

Fig. 8.2.3 Klorofyllkonsentrasjon i Myrkdalsvatnet, Oppheimsvatnet og Lønnavatnet.

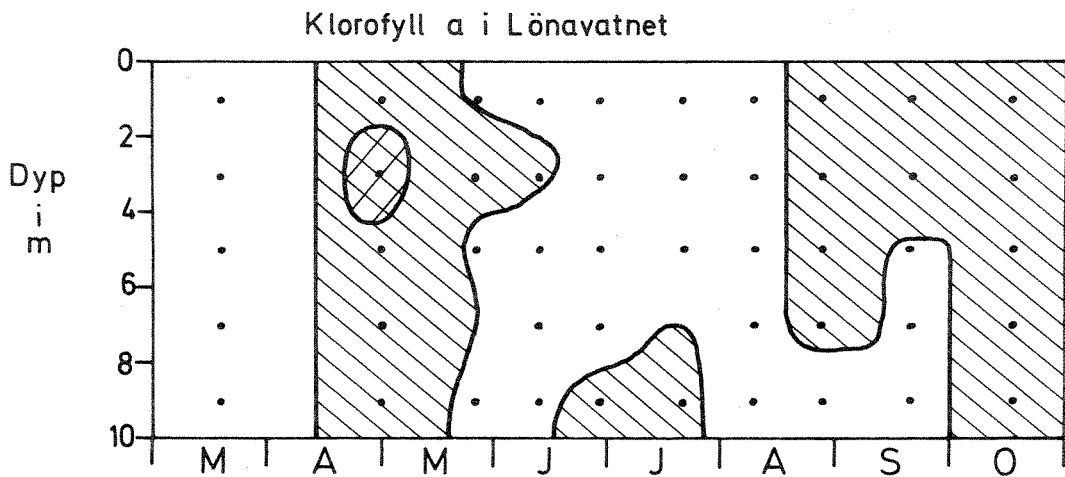
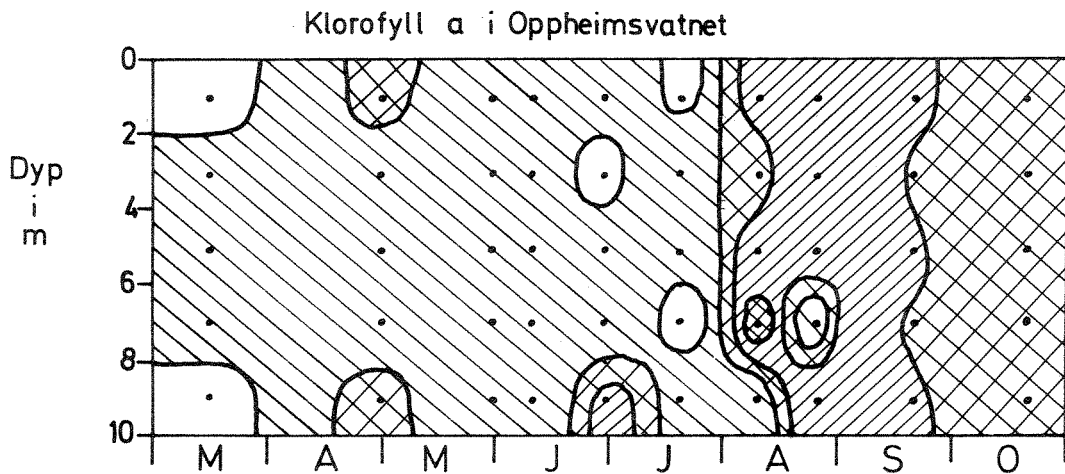
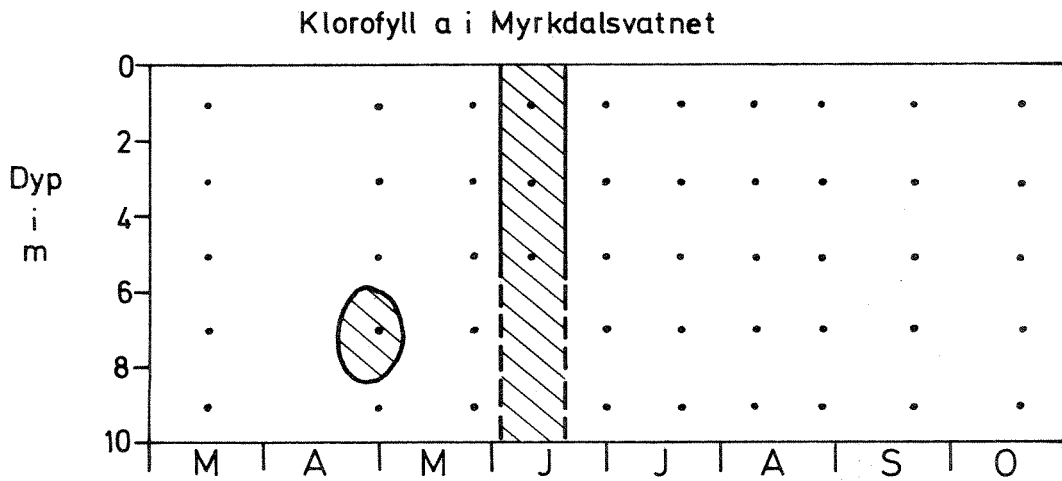
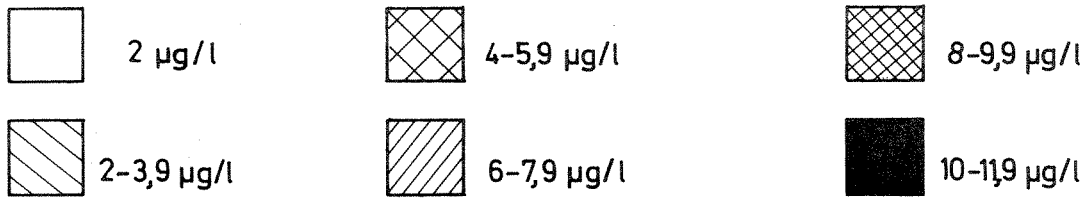
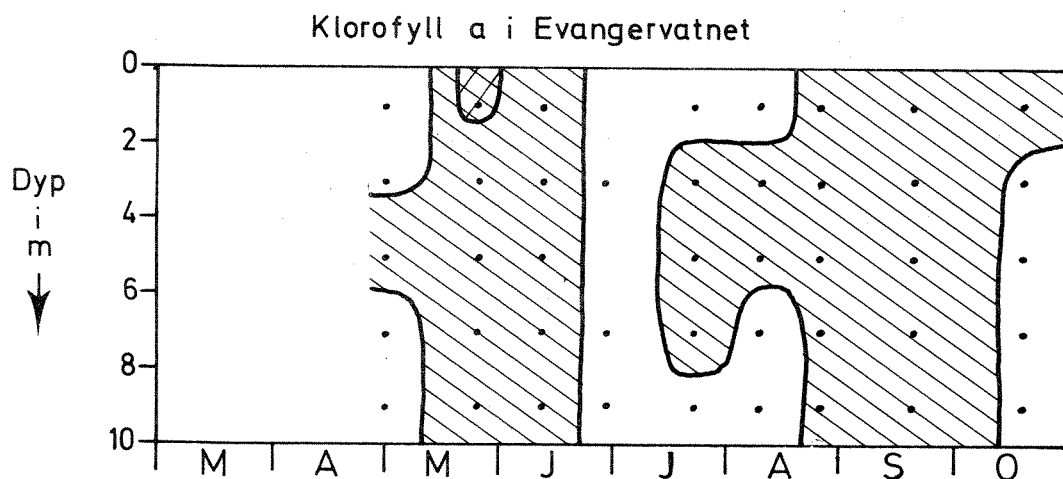
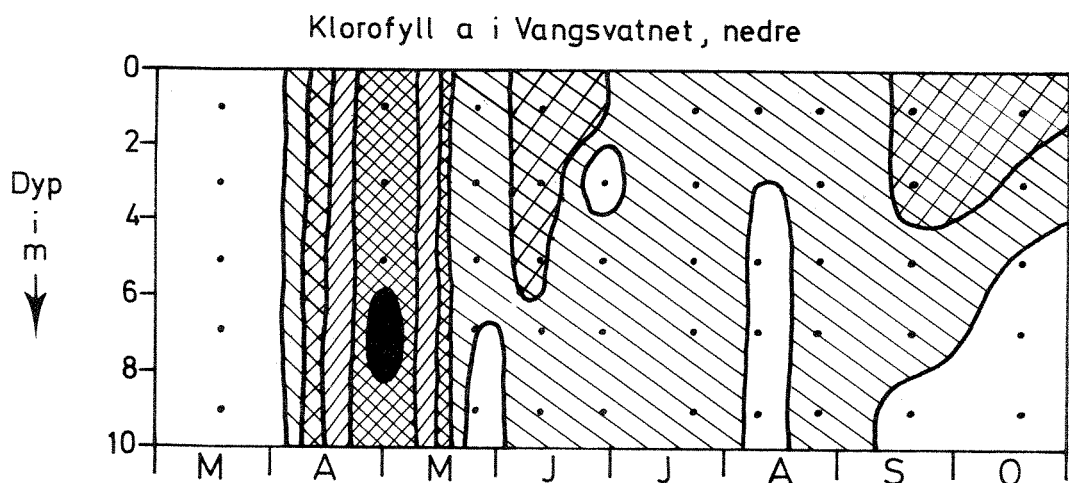
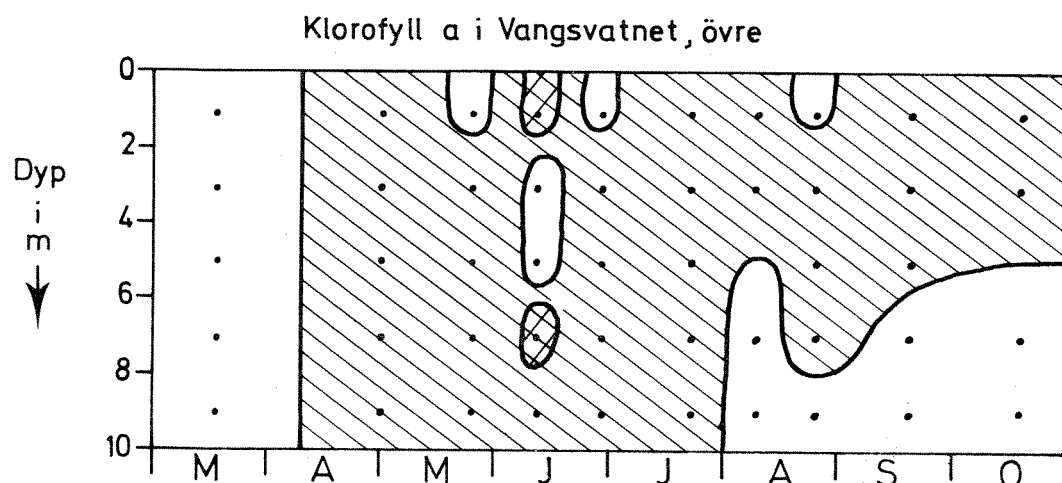
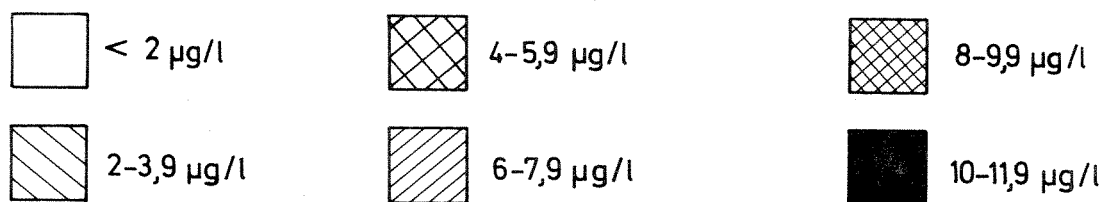


Fig. 8.2.4 Klorofyllkonsentrasjon i Vangsvatnet og Evangervatnet.



Figurene viser at konsentrasjonen av klorofyll varierte betydelig fra innsjø til innsjø, stort sett i takt med endringene i algevolum som er vist tidligere. De innsjøene som er sterkest preget av gjennomstrømmingen; Myrkdalsvatnet, Lønavatnet, Øvre Vangsvatnet og Evangervatnet har sjelden høyere enn 4 µg klorofyll pr. liter.

I Oppheimsvatnet er det noe høyere konsentrasjoner om høsten (august og september, mens det tidlig i mai utviklet seg et tydelig algemaksimum i Nedre Vangsvatnet.

Klorofyllanalysene viser at de øvre vannmassene blandes så godt hele produksjonssesongen at konsentrasjonen av alger er relativt jevnt fordelt vertikalt i alle innsjøene.

I tabellen nedenfor er det beregnet middelverdier for produksjonssesongen (0-10 meters dyp) for algevolum og klorofyll. Verdiene er karakteristiske for næringsfattige til middels næringsrike innsjøer.

Tabell . Middelverdier for 0-10 meters dyp i vekstsesongen (mars-oktober) for klorofyll og algevolum.

	Klorofyll <u>a</u> (mg/m ³)	Algevolum
Myrkdalsvatnet	1,1	115
Oppheimsvatnet	4,0	310
Lønavatnet	2,0	170
Øvre Vangsvatnet	2,3	350
Nedre Vangsvatnet	3,3	525
Evangervatnet	2,5	375

8.2.3 Primærproduksjon

Algevolumet og klorofyllkonsentrasjonen er mål for hvor mye alger det til enhver tid er i innsjøen, mens primærproduksjonen viser hvor raskt algene vokser. Primærproduksjonen gir derfor svært nyttig tilleggsinformasjon om planktonsamfunnet.

Det ble gjennomført en rekke primærproduksjonsmålinger i innsjøene, men dessverre har det vært vanskelig å beregne produksjonen på grunn av lav pH i vannet og lite innhold av løselige karbonater i nedbørfeltet. Til sammen resulterer dette i at innholdet av løst uorganisk karbon blir svært lavt, faktisk så lavt at det gjør måling av primærproduksjon vanskelig. Hovedproblemene er at analysemetodene er unøyaktige ved så lave konsentrasjoner og at tilsetning av hydrogenkarbonat-løsning kan påvirke veksthastighet av algene.

Av disse årsaker må det vurderes nøye om de foreliggende måleresultater kan gi tilstrekkelig nøyaktige verdier for primærproduksjon. Presentasjon av dataene vil bli utsatt til seinere.

8.3 Dyreplankton

Dyreplankton ble samlet inn med en 3,2 l vannhenter (såkalt "Blakar-henter") og filtrert gjennom 45 µm duk. Prøvene ble slått sammen i en blandprøve fra 1, 2, 4, 6, 8, 10 og 20 meters dyp samt 1 meter over bunnen.

8.3.1 Registrerte arter

Forekomsten av de viktigste artene er vist i tabell 8.3.1.

Detaljerte kvantitative data om dyreplanktonet er satt opp i figur 8.3.1 og tabell bakerst i rapporten. Artene har alle vid utbredelse i Norge, og er vanlige på Vestlandet (se Nilssen 1976). Alle Cladocerene (vannlopene) er pelagiske, dvs. at de lever i de frie vannmasser, bortsett fra *Polyphemus pediculus* som både påtreffes i strandsonen og i pelagialen. *Megacyclops gigas* er en art som normalt oppholder seg nær bunnen på dypt vann og som bare periodevis utnytter de fri vannmasser for fødeopptak.

Cyclops abyssorum og *C. scutifer* er tallet opp sammen. Disse artene forekommer sammen i Evangervatn, Vangsvatn og Lønavatn. I Oppheimsvatn og Myrkdalsvatn er bare *C. scutifer* funnet.

Det er ikke registrert vesentlige endringer i sammensetningen av dyreplanktonet fra undersøkelsene til Huitfeldt-Kaas (1906), Strøm (1930) og Hauge (1957). En avklaring av synonyme artsnavn er vist i tabell 8.3.2 i vedlegget.

En viktig forskjell fra de tidligere undersøkelsene til de nåværende, er den iøyenfallende tilsynekomst av *C. abyssorum* i Lønavatn, Vangsvatn og Evangervatn. Arten ble sannsynligvis oversett i de tidligere undersøkelsene. Huitfeldt-Kaas og Strøm besøkte innsjøene et fåtall ganger, og Hauge syntes ikke å behandle dyreplankton spesielt. En gjennomgang av Hauge's opprinnelige materiale viste at *C. abyssorum* utgjorde like stor andel av dyreplanktonsamfunnet som under nåværende forhold. Det viser at denne arten allerede i 1940 var fullt etablert i Vangsvatnet. Det er derfor usannsynlig at arten skulle ha spredt og etablert seg i Vangsvatn siden Strøms (1930) undersøkelse.

Tabell 8.3.1. Dyreplankton i Vossevassdraget.

	EVANGER- VATN	NEDRE VANGSVATN	ØVRE VANGSVATN	LØNA- VATN	MYRDALS- VATN	OPPEIMS- VATN
CLADOCERA (Vannlopper)						
Holopedium gibberum	-	-	o	x	x	x
Daphnia longispina	-	xx	xx	o	o	x
Ceriodaphnia quadrangula	-	-	-	-	o	o
Bosmina longispina	xx	x	xx	xx	xxx	xx
Bythotrephes longimanus	-	-	o	o	o	-
Polyphemus pediculus	-	-	-	-	o	-
COPEPODA (Hoppekreps)						
Arctodiaptomus laticeps	x	x	x	-	o	x
Megacyclops gigas	-	o	o	o	o	-
Cyclops abyssorum } C. scutifer }	xx	xx	xx	xxx	xx	xxx
ROTATORIA (Hjuldyr)						
Keratella cochlearis	x	xx	xx	x	x	xx
K hiemalis	x	x	x	x	x	x
Kellicottia longispina	x	xxx	xxx	x	x	xxx
Polyarthra spp.	xxx	xxx	xxx	xx	xxx	xxx
Conochilus unicornis	xx	xx	xx	x	xxx	xxx
Asplanchna priodonta	x	x	x	o	-	-
Notolca sp.	o	-	-	-	-	-
Synchaeta spp.	o	xx	xx	o	-	-
Brachyonus spp	o	-	-	-	-	-
Ploesoma sp	-	o	-	-	-	-
Lecane sp.	-	o	o	o	-	-
HYDRACARINA (Vannmidd)	o	-	-	-	-	-

Tegnforklaring: xxx : Dominerende, xx : Vanlig, x : Fåttallig
o : Tilstede, - : Ikke funnet.

Tabell 8.3,3 og 8.3.4. Dyreplanktonartenes forekomst og levevis.



Hovedgruppe	Vannlopper Cladocera	Vannlopper Cladocera	Vannlopper Cladocera	Vannlopper Cladocera	Vannlopper Cladocera	Vannlopper Cladocera	Hoppekreps Copepoda	Hoppekreps Copepoda
Artsnavn	Holopedium gibberum (gelékreps)	Daphnia longispina	Ceriodaph- nia quad- rangula	Bosmina longispina	Polyphemus pediculus	Bythotre- pbes longimanus	Arctodiap- tomus laticeps	Cyclops abysorum/ scutifer
Størrelse (voksen hunn)	1 - 1,8 mm	1,2 - 2,2 mm	0,6 - 0,9 mm	0,5 - 1,0 mm	1 - 2 mm	2 - 4 mm	1,2 - 1,6 mm	1,4 - 1,7 mm
Ernærings- måte	Makro- filtrator	Makro- filtrator	Mikro- filtrator	Mikro- filtrator	Karnivor	Karnivor	Makro- filtrator	Omnivor/ Karnivor
Viktigste føde	Nanno- plankton, Detritus	Nanno- plankton, Detritus	Nanno- plankton, Detritus	Nanno- plankton, Detritus	Små Cladocera, Rotatoria	Små Cladocera, Rotatoria	Større alger, Nanno- plankton	Rotatorier, Nauplier, Større alger
Viktige Predatorier	Planktivor fisk (røye, sik, abbor)	Planktivor fisk	Planktivor fisk, Cyclopoide Copepoder, P. pediculus, B. longimanus	Planktivor fisk, Cyclopoide Copepoder, B. longimanus	Planktivor fisk	Planktivor fisk (ørret)	Små stadier tas av Chaoborus, Cyclopoide Copepoder	Chaoborus Små stadier tas av Cyclopoide Copepoder
Forandring ved økende trofigrad	Avtar, forsvinner	Avtar, er- stattes av mindre art.	Øker	Øker	Ingen på- viselig forandring	Ingen på- viselig forandring	Avtar	Øker
Forandring ved økende Fiskepredasjon	Avtar	Avtar	Øker	Øker	Ingen på- viselig forandring	Ingen på- viselig forandring	?	?
Evangervatn	-	-	-	XX	-	-	X	XX
Nedre Vangsvatn	•	X	-	X	-	-	X	XX
Øvre Vangsvatn	•	XX	-	XX	-	•	X	XX
Lønnavatn	-	-	-	XX	-	•	-	XXX
Oppheimsvatn	X	X	•	XX	-	-	X	XX
Myrkdalsvatn	X	•	•	XXX	•	•	•	XX



Artsnavn	Keratella cochlearis	Keratella hiemalis	Kellicottia longispina	Polyarthra spp.	Conochilus unicornis	Asplanchna priodonta	Synchaeta spp.
Størrelse (Voksen hunn)	0,07 - 0,1 mm	0,07 - 0,1 mm	0,1 - 0,2 mm	0,06 - 0,2 mm	Enkeltindiv. 0,07-0,1 mm	0,1 - 0,8 mm	0,07 - 0,3 mm
Ernærings- måte	Sedimen- tator	Sedimen- tator	Sedimen- tator	Sedimen- tator	Sedimen- tator	Karnivor/ omnivor	Omnivor
Viktigste føde	Nanno- plankton, bakterier	Nanno- plankton	Nanno- plankton	Nanno- plankton	Nanno- plankton	Andre rota- torier, net- fyttoplankton	Andre rota- torier, net- fyttoplankton
Viktige Predatorier	Asplanchna, Copepoder, Chaoborus	Asplanchna, Copepoder, Chaoborus	Få Predatorer	Copepoder	Få Copepoder	Få Predatorer	Copepoder, Chaoborus
Forandring ved økende trofigrad	Stor økning, massefore- komster	Økning	Nedgang, forsvinner	Økning	Økning i mesotrof fase deretter nedg.	Økning, massefore- komst	Økning
Forandring ved økende fiskepredasjon	Stor økning	Økning	?	Økning	?	Økning	Økning
Evangervatn	X	X	X	XXX	XX	X	•
Nedre Vangsvatn	XX	X	XX	XXX	XX	X	XX
Øvre Vangsvatn	XX	X	XXX	XXX	XX	X	XX
Lønnavatn	X	X	X	XX	X	•	•
Oppheimsvatn	XX	X	XXX	XXX	XXX	-	-
Myrkdalsvatn	X	X	X	XXX	XXX	-	-

Tegnforklaring: xxx : Dominerende, xx : Vanlig, x : Fåttallig
• : Tilstede, - : Ikke funnet.

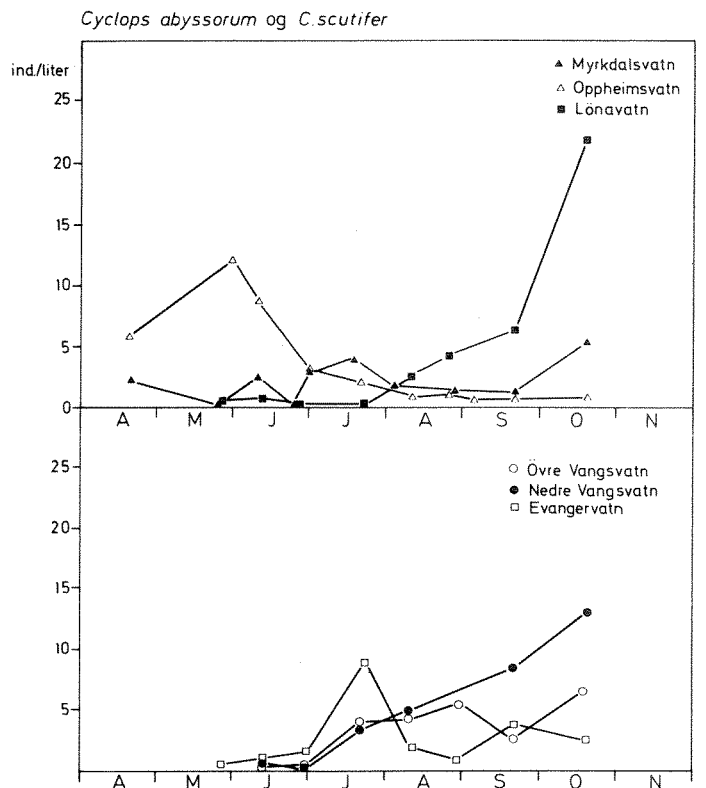
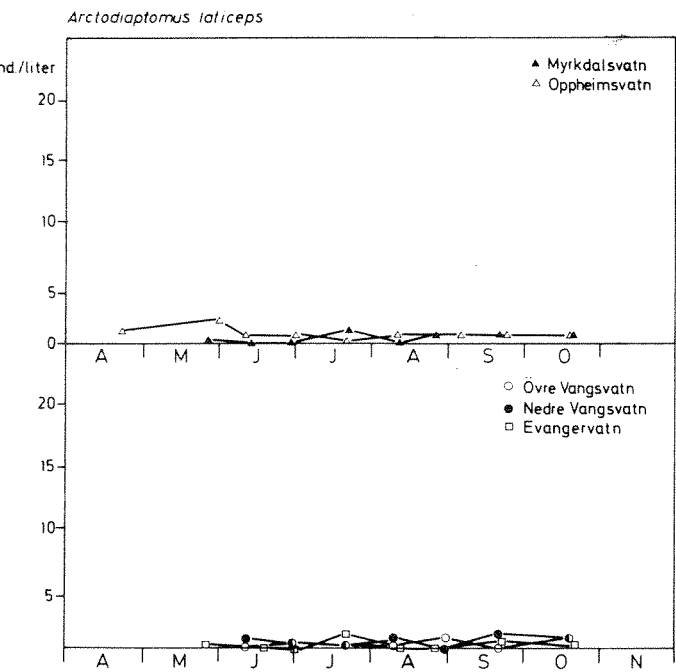
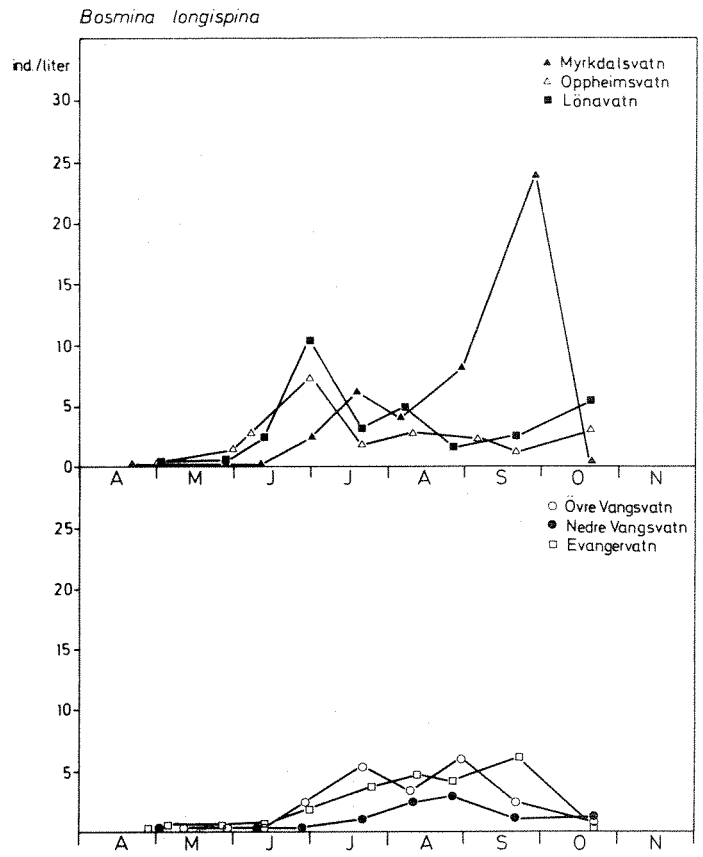
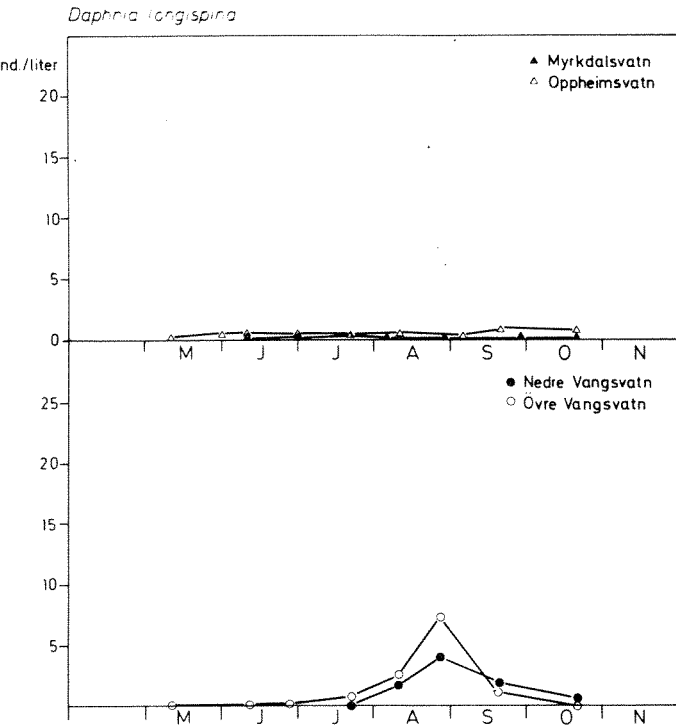
8.3.2 Artenes levevis

I tabell 8.3.3 og 8.3.4 er vist de trofiske forhold til de viktigste zoo-planktonartene. Dyreplanktonsamfunnet i Vosse-innsjøene er dominert av mikrofiltratorer og sedimentatorer. Makrofiltratorer som *Holopedium* og *Daphnia* finnes i lite antall, sannsynligvis som følge av sterk fiskepredasjon (Matzow 1976, Nilssen 1976, 1978a). I Vetlavatn med betydelig mindre predasjon fra fisk, øker *Daphnia* i antall og er den dominerende filtrator (Nilssen 1978a). Alle herbivore (dvs. planteplanktonspisende) arter av vannlopper og hjuldyr spiser små former av plankton og detrituspartikler (dødt organisk materiale). De herbivore copepodene spiser i tillegg også mindre planteplankton. All planteplankton i innsjøene i Vossevassdraget er attraktiv føde for dyreplanktonet. Det er derfor et betydelig beitetrykk på planteplanktonet i alle innsjøene. Som det vil framgå av figur 8.3.1, er det relativt små forskjeller i antall dyreplankton i de ulike innsjøene på Voss, og mye mindre enn det en kunne vente ut fra algebiomassene alene. F.eks. skulle dyreplanktonbiomassen i Myrkdalsvatn og Lønavatn være mye lavere enn i de andre innsjøene. Dette er ikke tilfelle. Årsaken er trolig tilførselen av dødt organisk materiale som også tjener som føde for mange arter dyreplankton (Hauge 1957). Løste næringsstoffer som skilles ut av dyreplanktonet blir umiddelbart tatt opp av algene. Derfor spiller sannsynligvis dødt organisk materiale en avgjørende rolle som dyreplanktonnæring og derved for den totale stoffomsetning i innsjøene på Voss.

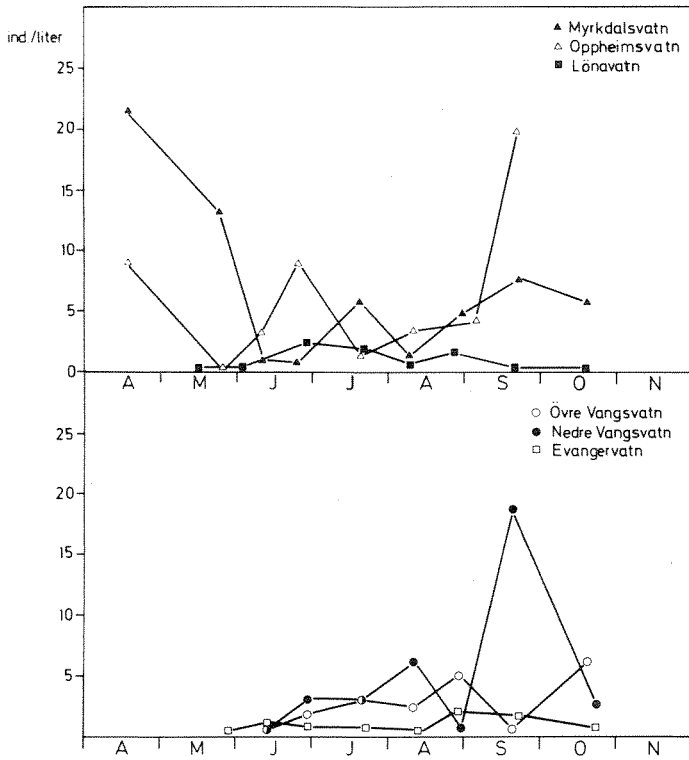
8.3.3 Resultater

Daphnia longispina. Denne viktige makrofiltratoren i mange norske innsjøer, danner små populasjoner i Vossevassdraget. Bare i de mest næringsrike delene (Vangsvatnets øvre og nedre del) finnes den i noe særlig antall. En kan merke seg den seine årsopptreden i Vangsvatn, noe som også er funnet i Lønavatn (Matzow 1976), hvor det ble antatt å skyldes predasjon fra fisk. I Oppheimsvatn og Myrkdalsvatn finnes den i mye mindre antall, men over en lengre periode av året.

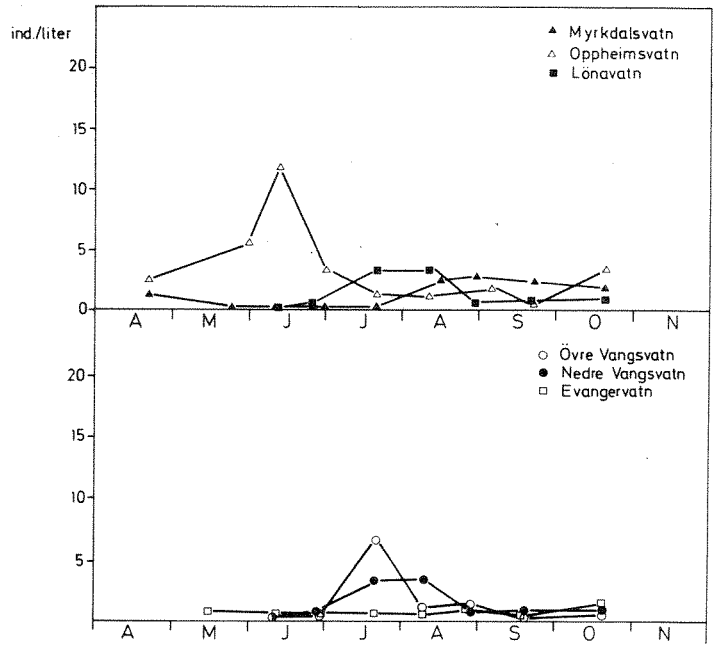
Fig. 8.3.1 Dyreplankton.



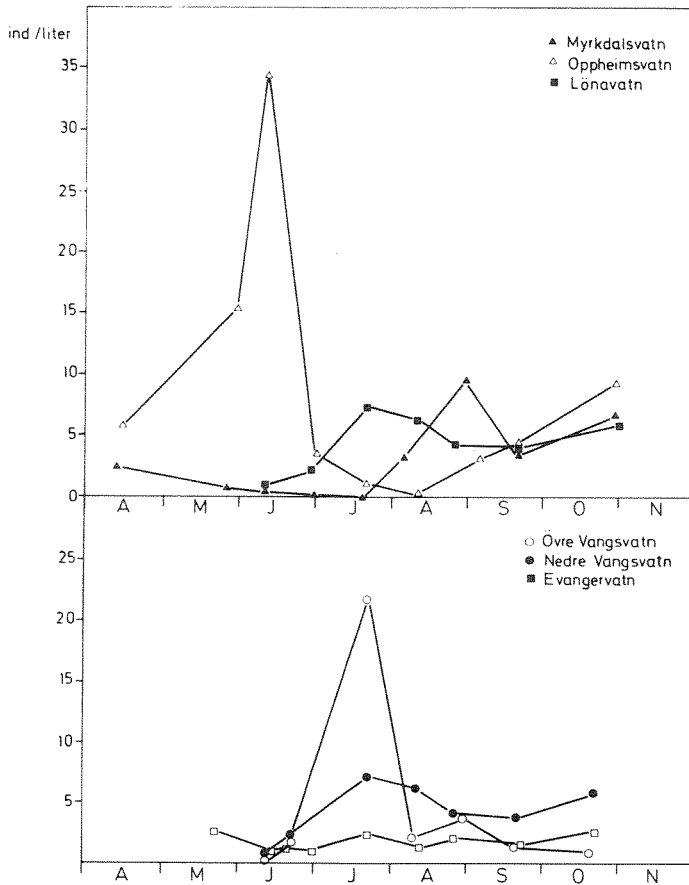
Nauplier av copepoder



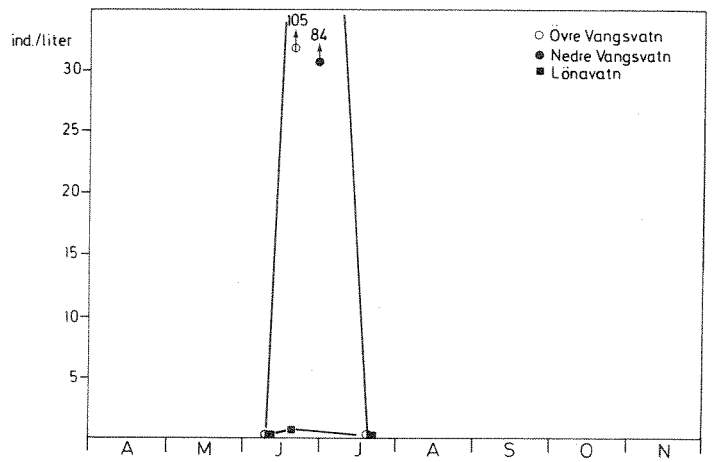
Keratella spp.

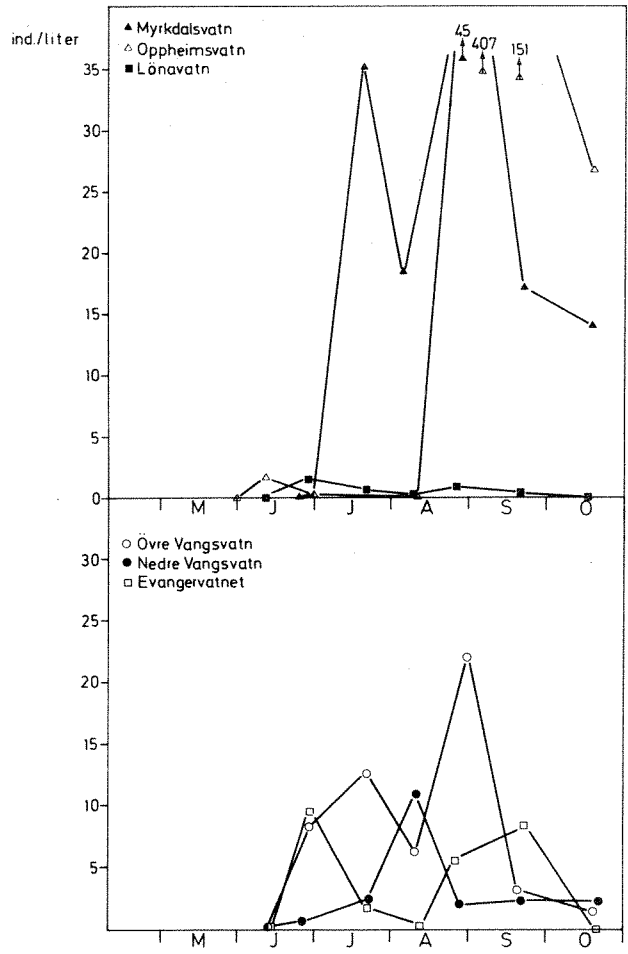
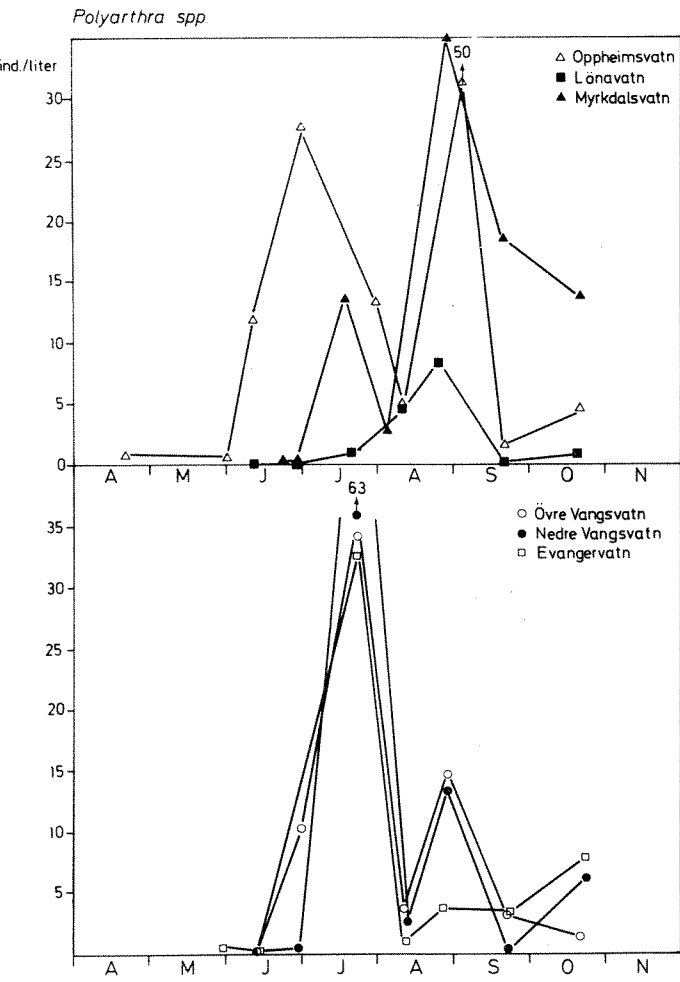


Kellicottia longispina



Synchaeta spp.





Bosmina longispina. Denne arten er den viktigste filtratoren i innsjøene. Antallet er ikke særlig forskjellig fra innsjø til innsjø, hvis en ser bort fra det store antallet i Myrkdalsvatn i høstprøven. Det ser ut som om maksima nåes tidligere i Lønnavatn og Oppheimsvatn, noe som kan skyldes at disse varmes tidligere opp enn de resterende innsjøene.

Arctodiaptomus laticeps. Denne forekommer særlig i Vangsvatn og Oppheimsvatn, der det finnes mest alger. Ved videre eutrofiering kan denne arten bli konkurrert ut av andre filtratorer eller bli spist av *C. abyssorum*, som kan øke kraftig ved eutrofiering (se Nilssen & Elgmork 1977).

Cyclops abyssorum og *C. scutifer*. Disse finnes særlig i Oppheimsvatn, (bare *C. scutifer*), Lønnavatn og Vangsvatn. Artene har et maksimum i Oppheimsvatn om våren, i Evangervatn om sommeren, og i Lønnavatn og Nedre Vangsvatn om høsten.

Naupliene er viktige mikrofiltratorer. De når et kraftig maksimum i Myrkdalsvatn om våren (bare *C. scutifer*), i Oppheimsvatn om våren, sommeren og høsten, og mindre svingninger i antall i de andre lokalitetene.

Keratella cochlearis og *K. hiemalis* finnes mest i Oppheimsvatn, og er ellers av betydning bare i Vangsvatn og Lønnavatn. Generelt sett øker *K. cochlearis* voldsomt ved tiltagende eutrofiering.

Kellicottia longispina er vanlig i oligotrofe vatn, og øker gjerne i antall i en tidlig fase av eutrofiering. I Vossevassdraget ble den funnet som et svært viktig element i dyreplanktonsamfunnene om våren (Oppheimsvatn), sommeren (Øvre Vangsvatn) og høsten (Myrkdalsvatn og Oppheimsvatn).

Polyarthra spp. var en viktig slekt i vassdraget. Det dreier seg sannsynligvis om artene *P. dolichoptera* og *P. vulgaris*, der den førstnevnte er den dominante i alle vatn. I de fleste innsjøene danner arten det viktigste vårplankton. Bare i Lønnavatn ble intet vårmaksimum funnet. De betydelige mengder i Vangsvatn skyldes den jøyere algebiomassen i denne innsjøen.

Conochilus unicornis er et viktig høstplankton i de fleste innsjøene. Den er sjelden i Lønavatn, der rotatoriene finnes i minst antall. Arten er mest vanlig i de øvre innsjøene i vassdraget, Oppheimsvatn og Myrk-dalsvatn.

Synchaeta spp. er begrenset til de nedre deler av vassdraget og viser masseopptreden i Vangsvatn om våren, som muligens skyldes den betydelig oppblomstringen av planteplankton på denne tid.

8.4 Fisk i Vossevassdraget

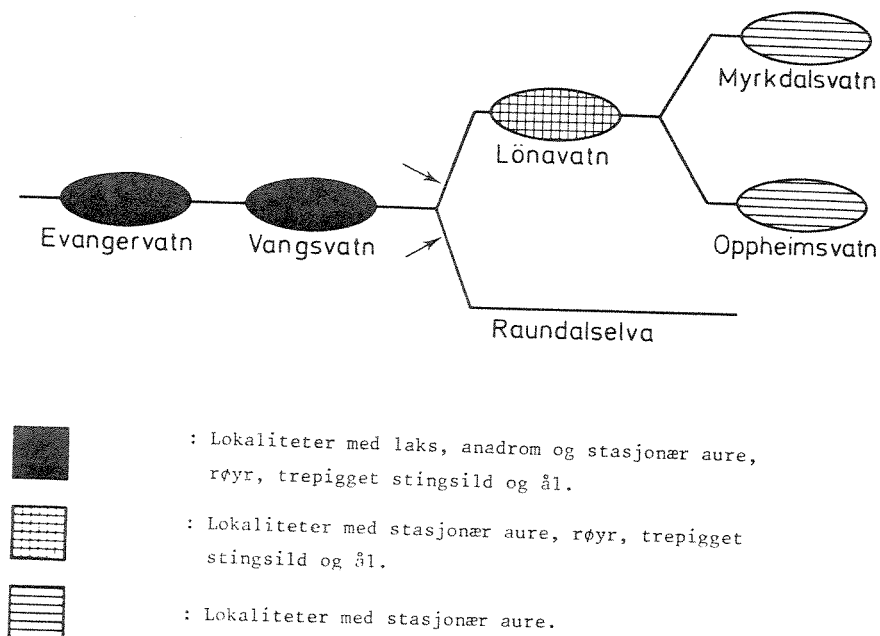
8.4.1 Artenes forekomst

I Vossevassdraget finns fem fiskearter. Fire av disse, laks, aure, røyr og trepigget stingsild har sine gyteområder i vassdraget, mens ålen bare bruker vassdraget som oppvekstområde.

Fiskeartenes utbredelse i vassdraget er vist på fig. 8.4.1. Laks og sjøaure er anadrome, det vil si at de gyter og lever som unger i elver og vatn, men har havet som sitt viktigste næringsområde. De foretar en eller flere vandringar mellom ferskvann og hav i løpet av sin levetid. Oppvandringen av laks og sjøaure stoppes i Strandaelva av Rongsfossen og i Raundalselva av Palmafossen. I Palmafossen er det bygget laksetrapp, og det er mulig for laks og sjøaure å passere noe lenger opp i elva (se pilene på fig. 8.4.1).

I Evangervatnet har også stingsilda en anadrom bestand, men de klarer ikke å forsere Vosso opp til Vangsvatnet.

Fig. 8.4.1. Fiskeartenes utbredelse i Vossevassdraget.



Pilene markerer fosser som ikke forseres av laks og sjøaure.

Ovenfor de nevnte fossene lever det bare stasjonære fiskebestander. I Strandavassdraget finner en aure, røyr og stingsild i Lundarvatnet, Melsvatnet og Lønnavatnet. Høyere oppe i Strandaelva, og i Raundalselva er det bare aure. Ålen kan komme så høyt opp som til Lønnavatnet. Den er i stand til å passere Rongsfossen på oppgang, men det er ikke mye ål som kommer så langt.

Fordelingen av fiskeartene i vassdraget er et resultat av deres innvandring etter siste istid, og av landhevingen som har skjedd i samme tidsrom. Alle artene har vandret inn vestfra, fra havet. Da isen trakk seg tilbake lå havflaten 89 m over nåværende nivå, dvs. omtrent ved Grjotland ovenfor Lønnavatnet. Anadrome bestander av alle fiskeartene kunne da komme så høyt som til Åsbrekkefossen.

Etter hvert trakk havet seg tilbake og vandringene ble stanset av Rongsfossen og Palmafossen. I de tre innsjøene ovenfor Rongsfossen ble det igjen stasjonære bestander.

Auren som vi i dag finner i de øvre deler av vassdraget ovenfor Palmafossen og Åsbrekkefossen, er antagelig utsatt av mennesker. Dette er en virksomhet som har foregått gjennom hele den historiske tid i vårt land, antagelig også enda tidligere.

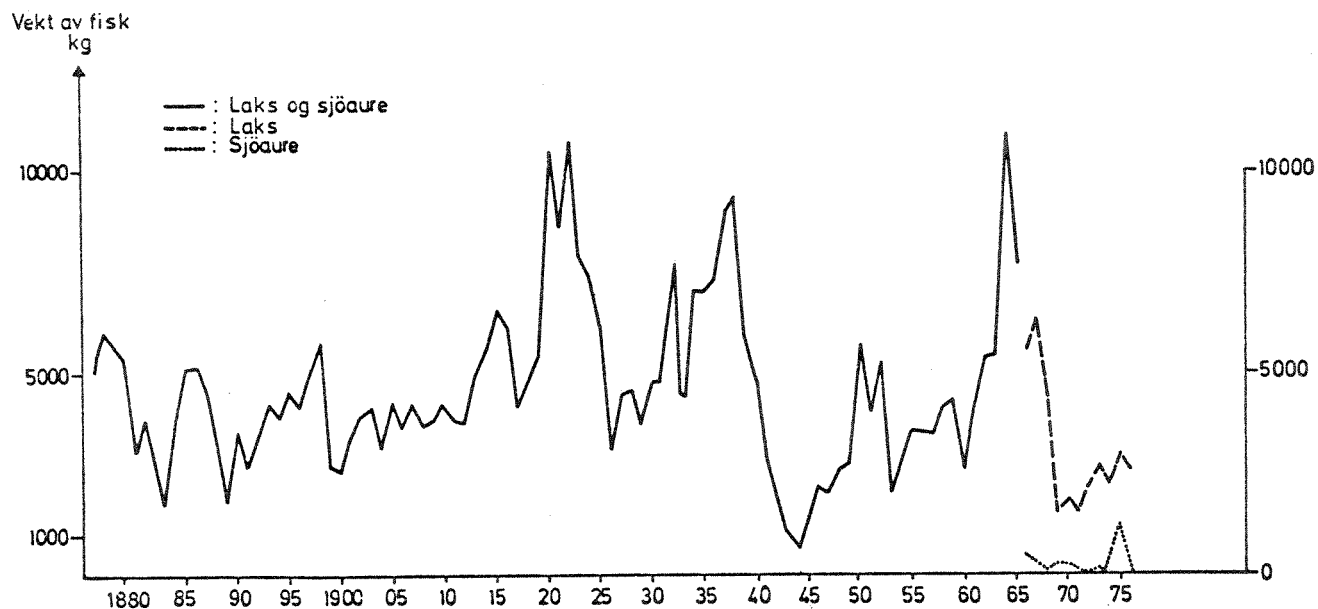
8.4.2 Fiskens betydning for lokalsamfunnet

De tre laksefiskene laks, aure og røyr har betydning som inntektskilde, mat- auk og rekreasjon for befolkningen i Voss. Økonomisk betyr laksen i Vosso mest. Vosso er en av landets beste lakseelver og er ettertraktet av sportsfiskere. Utleie av fiskeretter og salg av fiskekort innbrakte i 1975 og 1976 ca. kr. 125.000,- og i 1977 ca. kr. 140.000,-.

Ifølge den offisielle statistikken var Vosso i tidsrommet 1963-1968 stort sett den 9. beste lakseelv i Norge med hensyn til oppfisket kvantum (hovedsakelig stangfiske). Etter 1968 har Vosso rangert lavere på statistikken, men det skyldes muligens at det ble innført nye prosedyrer for innsamling av statistiske data. Fisket ble neppe dårligere. Gjennomsnittsvekten på laksen i Vosso har siden 1963, med unntak av et par år, vært den høyeste i landet, 8-10 kg.

I elva er stangfiske den viktigste fangstmetoden for laks. I sjøen brukes flere typer redskap. Her har lakseverp og kilenot lang tradisjon, men krok-garn og drivgarn har de siste årene blitt stadig mer brukt. Laksen fra Vosso beskattes antagelig sterkt på vandringen fra havet til elva.

Fig. 8.4.2. Laks- og sjøaurefiske i Vosso (med Teigdalselva) 1876-1976. Etter Norges Offisielle Statistikk.



Det har vært ført statistikk over lakse- og sjøaurefisket i Vosso helt siden 1876 (fig. 8.4.2). Den sterke nedgangen i oppfisket kvantum siden 1969 skyldes neppe at bestanden er blitt mindre. Også tidligere har fangstkvantumet vært lavt i lengre perioder, f.eks. i årene 1926-1931, 1941-1949 og 1953-1960. Dette tyder på at laksebestanden kan ha store naturlige svingninger.

De siste årene har det skjedd en sterk økning i fisket med drivgarn langs kysten. Dette fisket kan ha ført til at færre laks når fram til elva på oppvandringen.

8.4.3 Artenes biologi

Laks

Lakseungene lever i elvene der laksen gyter. Når ungene blir 10-20 cm lange endrer de utseende. Kroppen får en mer langstrakt form enn før, og den blir skinnende blank i stedet for den mørke ungedrakten den til da

har hatt. Laksen har nå nådd sitt utvandningsstadium, og kalles for smolt. Smolten vandrer fra vassdraget ut i havet. De første går ut tidlig på våren, like etter isløsningsen, og ny smolt fortsetter å vandre ut hele våren og sommeren. Den utvandrede laksen oppholder seg i flere år utenfor kysten av Vest- og Nord-Norge og kommer tilbake til vassdraget som gytemoden storlaks. Storlaksen vandrer opp Vosso til den når plassen der den selv ble født og gyter der. Oppvandringen av storlaks begynner i slutten av mai og fortsetter til et stykke utpå høsten. Mest laks kommer inn i siste del av juni og første del av juli.

Det faktum at laksen vender tilbake til sin barndoms elv for å gyte har stor betydning for fiskerøkten i en lakseelv. En stor forskningsinnsats er gjort for å klarlegge hvordan laksen finner veien til elva.

En teori er at laksen gjenkjenner lukta av vannmassene i sin barndoms elv når den passerer elveutløpet på vei langs kysten fra oppvekstområdet i havet (Hasler 1966). På en eller annen måte "husker" laksen vannlukta slik den var da den som smolt vandret ut i havet.

Basert på mange års forskning i Norge, bl.a. i Vossevassdraget, er det blitt utviklet og testet en ny teori om hvordan laksen finner tilbake til gyteplassen (Nordeng 1979). Ifølge denne teorien finner laksen tilbake fra næringsområdet i havet fordi den oppfatter og gjenkjenner lukta av den utvandrede smolten fra sin barndoms elv. Laksesmolten og lakseungene utskiller luktstoffer, antakelig fra slimet på kroppen. Disse stoffene, som kalles feromoner, har en kjemisk sammensetning som er spesiell for hver gytelokalitet i elva. Fra ernæringsområdet i havet til Vosso, og opp i Vosso følger storlaksen et "luktespor" av feromoner som legges av den utvandrede smolten som vandrer den motsatte veien. Når laksen når fram til den lokaliteten der den selv ble født, gjenkjenner den lukta av lakseungene på stedet. Disse ungene er dens nære slektninger. Her stanser vandringen, og her gyter laksen.

Feromonteorien, som den nye teorien kalles, innebærer at luktstoffene er arvelige og at deres spesielle kjemiske sammensetning bevares ved at laksen forplanter seg med sine nære slektninger på samme sted der den selv ble født. For lakserøkt betyr dette at en aldri må befrukte rogn med melke fra en annen gytelokalitet. En kan med andre ord ikke bruke stamfisk som tas ute i fjorden fordi dens gyteplass er ukjent.

I våre dager, da laksen er meget hardt beskattet, er det svært viktig at de få som når fram til gyteplassen, får gyte i fred. Den beste lakserøkt er derfor, hvis feromonteorien skal være rettesnor, å sørge for stell og beskyttelse av laksens naturlige gyteplasser og å hindre at den blir forstyrret der i gytetida.

Aure

Sjøaureungene lever i de samme elvelokalitetene som lakseungene. De vandrer ut i fjorden første gang som smolt når de er 15-25 cm lange. I motsetning til laksen holder sjøauren seg nær utløpet av elva, og den går opp i elva igjen etter høyst noen få måneder. Vossaauren holder seg stort sett til Bolstadfjorden og de nærmeste fjordområdene. Utvandringen fra vassdraget starter om våren like før isløsning og pågår utover hele sommeren. Auren vokser ofte ca. 10 cm i løpet av det korte sjøoppholdet. Etter 2-4 opphold i sjøen blir auren kjønnsmoden. Den umodne sjøauren vandrer oftest opp sent på sommeren eller om høsten, og kalles "blenkje".

Nyere forskning tyder på at sjøauren på samme måte som laksen vender tilbake til samme gyteplass som den selv ble født på, ledet av luktstoffer fra smolt som vandrer ut fra hjemstedet i elva og fra aureunger og stasjonær aure som den er i nær slekt med (Nordeng 1977).

Stasjonær aure

I Vangsvatnet og i Evangervatnet har aurebestanden både vandrende individer (sjøaure) og stasjonære individer som lever hele livet i ferskvann (vassaure). I de øvrige deler av vassdraget består bestandene bare av vassaure. Stasjonær aure blir ikke smolt, men dersom det er mulig, vandrer den fra gytebekkene ut i nærmeste innsjø. Denne utvandringen skjer gjerne når den er 10-15 cm lang.

Vassauren vokser betydelig langsommere enn sjøauren, den blir sjelden større enn 30 cm. Også vassaure ser ut til å gyte på det sted i elva hvor den selv ble født.

Røyr

I Vossevassdraget er all røyr stasjonær. I motsetning til sine nære slektninger laks og aure finner en røyr bare i innsjøbassengene. De gyter på stille vann og går ikke opp i elvene. I de vatnene der det finnes både aure og røyr deler de næringsdyr og plass.

I Lønnavatnet er det i dag en liten bestand av røyr, mens det finnes en god aurebestand. I Vangsvatnet, derimot, er det røyr som dominerer i antall og befolker størstedelen av vannmassene. Her finnes to ulike røyrtypen, normalrøyr og dvergrøyr (Jonsson og Matzow 1979). Forskjellen mellom de to innsjøene må først og fremst tilskrives at gyteforholdene for røyr er betydelig bedre i Vangsvatnet.

Trepigget stingsild

Trepigget stingsild, som på Voss kalles "vambakjessa" er en liten fisk, 5-8 cm lang. Den lever hovedsakelig på relativt grunt vann, helst der det er noe vegetasjon, men kan ofte finnes i de øvre vannlag over de dypere deler av vannet. Kosten er bunndyr og planktondyr, og en må anta at den konkurrerer med småaure om næring på grunt vann. Stingsildas størrelse, og mengden av den, skulle indikere at den kunne være en verdifull matfisk for aure og røyr. Undersøkelser i Lønnavatn viser likevel at den i relativt liten grad inngår i føden til disse fiskeartene.

Ål

Ålens gyteområde er i Sargassohavet, øst for Florida. Våre farvann er derfor dens oppvekstområde.

I ferskvann lever ålen på grunt vann der den eter bunndyr, f.eks. insektlarver, snegl og muslinger. Den kan konkurrere med aure om næring, men er mer knyttet til vegetasjon. I motsetning til auren eter ålen også dyr som lever nedgravd i bunnslammet. Ål gjør en del skade ved å ete fisk som står i garn.

Som matfisk er ålen meget god. Det burde kunne drives et brukbart fiske etter ål i Vangsvatnet og Evangervatnet med faststående ruser eller liner.

8.4.4 Fisken i Lønnavatnet

Bestandene av aure og røyr i Lønnavatnet ble undersøkt av Vosseprosjektet i tida 1972-1974. Resultatene er offentliggjort i flere publikasjoner og rapporter (Jonsson 1975, Matzow 1976, Østli 1976, Matzow og medarb. 1976, Jonsson 1978, Jonsson og Østli 1979, Jonsson og Matzow 1980). For tida foregår fiskeundersøkelser i Vosseprosjektets regi i Vangsvatnet, Myrk-dalsvatnet og Oppheimsvatnet. Resultatene fra de pågående undersøkelsene er ennå ikke klare for publisering. Derfor vil den følgende beskrivelsen av fisk i Vossevassdraget basere seg på det vi vet om aure og røyr i Lønnavatnet.

Auren

I Lønnavatnet har det vært aure i ca. 10 000 år. I løpet av denne tida har bestanden tilpasset seg leveforholdene på stedet.

Bestanden består av småfallen fisk, få individer blir større enn 30 cm, selv om det av og til fanges stor aure som veier flere kg. Auren kjønnsmodnes tidlig, hannene i en alder av 2-5 år, hunnene når de er 3-5 år. Veksten er god de tre første årene, ca. 6 cm pr. år, men avtar etter kjønnsmodning (fig. 8.4.3). Det er sjelden å finne aure som er eldre enn 5-6 år i Lønnavatnet, de fleste ser ut til å dø etter første gyting.

Røyr

Røyrbestanden har blitt tilpasset forholdene i Lønnavatnet over like lang tid som auren. Til forskjell fra auren gyter ikke røyra i rennende vann, men på grunner i selve vatnet. Både aure og røyr gyter i oktober-november.

Heller ikke røyra er storvokst, den blir sjelden større enn 30-35 cm. Kjønnsmodningen skjer atskillig mer synkront enn hos auren. Nesten all røyr blir kjønnsmoden som fireåringer. Fram til kjønnsmodning er veksten god, 5-9 cm pr. år (fig. 8.4.4), men etter kjønnsmodningen avtar den sterkt. Røyra dør som regel ikke etter første gyting, men gyter to eller flere år etter hverandre.

Både aure og røyr er å finne på de fleste dyp i Lønnavatnet, både ved bunnen og i vannmassene. Røyr finnes imidlertid sjelden på grunt vann, og det er

Fig. 8.4.3. Årlig vekst av aure fanget i Lønnavatnet i 1972 og 1973. Kurven er basert på gjennomsnittlig vekst beregnet etter vekstsonene i otolitter (øresteinene) på 1635 aure.

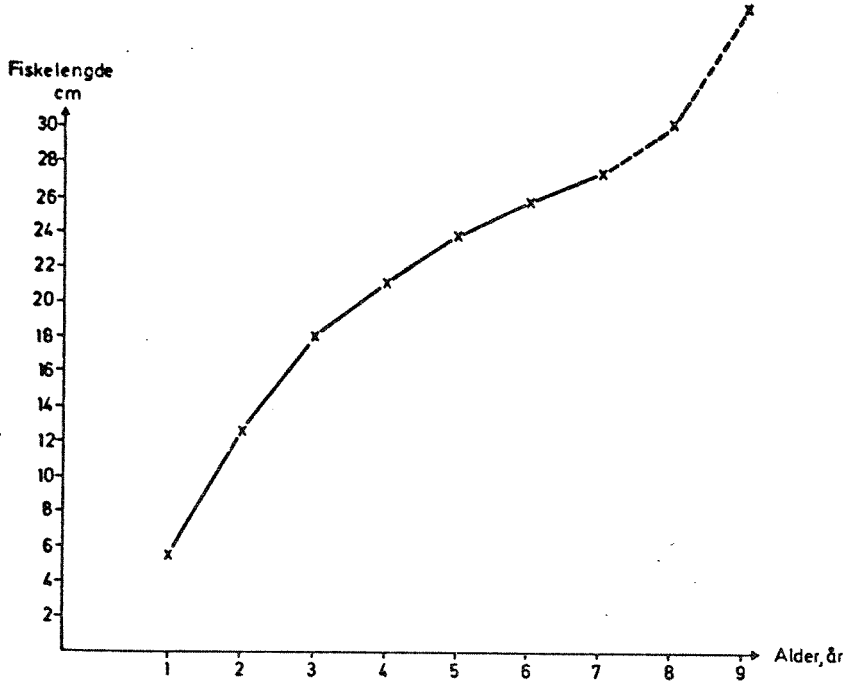
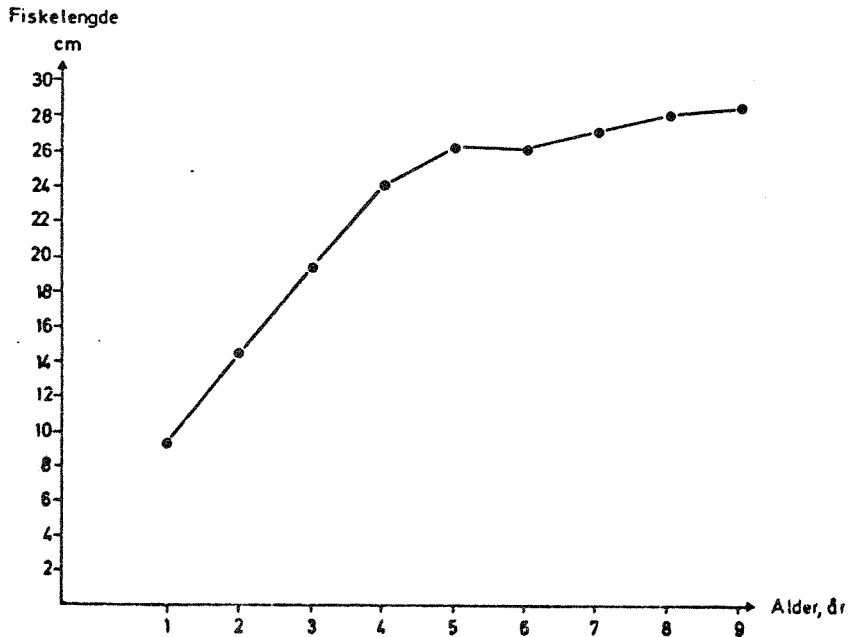


Fig. 8.4.4. Årlig vekst av røyr fanget i Lønnavatnet i 1972 og 1973. Kurven er basert på gjennomsnittlig vekst beregnet etter vekstsonene i otolitter på 894 røyr.



heller ikke mye røyr i de øverste 2-3 metrene under vannflata. Disse vannlagene er først og fremst befolket av aure. Årsaken til dette antas å være at røyr ikke kan konkurrere med aure om næringsdyra i strandsonen eller om flyvende insekter på vannflata. Vakende fisk er nesten alltid aure.

Om våren er det liten forskjell i ernæringen til røyr og aure i Lønnavatnet. Begge artene eter da hovedsakelig larver og pupper av fjærmygg som klekkes i store mengder på denne tida. Utover sommer og høst endrer røyra kosten og går mer og mer over til å ete planktondyr i de frie vannmassene. Fra august lever røyr så å si utelukkende av dyreplankton. Om vinteren oppholder røyra seg på dypt vann, og ernærer seg da av insektlarver og bunndyr.

Auren eter en del dyreplankton, men har hele året mer variert kosthold enn røyra. Bunndyr og overflateinsekter er de viktigste gruppene av næringsdyr. Auren eter også mer fisk enn røyra, hovedsakelig stingsild.

Tallmessig dominerer auren fullstendig over røyra i Lønnavatnet. Dette skyldes først og fremst at auren har til rådighet store gytearealer og oppvekstarealer for unger i innløpselvene og bekkene, særlig i Strandaelvas innløp (Lønøyane). Røyra, derimot, har svært begrensede gytearealer som dessuten er dårlig egnet for gyting på grunn av algebegroing og nedslamning.

I tidligere tider, fram til for noen få år siden, var det et rikt røyr-fiske i Lønnavatnet. Bestanden synes nå å være redusert som følge av nedslamning og begroing av gyteplassene. Denne utviklingen har skjedd samtidig med en sterk økning av siloførvolumet i vannets nedslagsfelt. En må regne med at avrenning av silosaft til vassdraget kan være en indirekte årsak til ødeleggelsen av røyras gyteplasser.

Skal røyra reddes bør gyteplassene feies i september hvert år. En kan også prøve å fylle på ny grus, men dette må gjøres ofte, kanskje årlig.

En eventuell reduksjon av vassføringa i Strandaelva vil etter all sannsynlighet føre til forverring av tilstanden på røyras gyteplasser.

9. Litteratur

- Baalsrud, K. 1962. En undersøkelse av vannforsyning til Vossevangen.
(NIVA O-141).
- Bekkestad, F. 1976. Nedbør- og hydrokjemiske undersøkelser på Voss
i tidsrommet april - juli 1976. (Stensilert rapport).
- Bekkestad, F., K. Endeve, I.B. Løne & A. Mandelid. 1977. Vossevassdraget
- pH-undersøkelser 1975-1977. Datasamling. (Stensilert rapport).
- Dahl, K. 1917. Studier og forsøk over ørret og ørretvand. Central-
trykkeriet, Kristiania.
- Gliwicz, Z.M. 1974. Trophic status of freshwater zooplankton species.
Wiadomości Ekologiczne 20:197-206.
- Haraldstad, Ø. og D. Matzow, 1979. Virkninger av reguleringstiltak på
aurebestanden i Myrkdalsvatnet, Voss.
Vosseprosjektets rapport nr. 4
- Hasler, A.D. 1966. Underwater guideposts : homing of salmon.
Univ. Wisconsin Press, Madison.
- Hauge, H.V. 1957. Vangsvatn and some other lakes near Voss. A Limnological
Survey in Western Norway. Folia Limn. Scand.
- Henriksen, A. 1979. Påvisning og måling av forsurening av overflatevann.
NIVA årbok 1978.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1906. Planktonundersøgelser i norske vande.
- Huru, H. 1977. Hydrografi og fytoplankton i Lønnavatn i 1973 og 1974.
Hovedfagsoppgave i limnologi, Univ. i Oslo.
- Jonsson, B. 1975. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Lønnavatn,
Voss. IIC, Ørreten i Lønnavatn. Hovedfagsoppgave i zoologi,
Univ. i Oslo.

- Jonsson, B., P.I. Kvammen, D. Matzow, J.P. Nilssen og T. Østli. 1975. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Lønnavatn. Del I. Hovedfagsoppgave i zoologi, Univ. i Oslo.
- Jonsson, B. 1978. Demographic strategy in a brown trout population. Zool. Scr. 6, 255-263.
- Jonsson, B. og D. Matzow (red.)(in press). Fisk i vann og vassdrag. Om økologien til aure, røyr og laks. Aschehough, Oslo.
- Jonsson, B. og T. Østli (in press). Demographic strategy in char compared with brown trout in Lake Løne, Western Norway. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 57.
- Kanavin 1967. Oversikt over avløps- og isforhold i Vossa-vassdraget. NVE-iskontoret.
- Kvammen, P.I. 1975. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Lønnavatn, Voss IIa. Bløtbunnsfaunaen. Hovedfagsoppgave i zoologi, Univ. i Oslo.
- Lillehammer, A. 1975. Viktige sider ved laksens oppvekstmiljø i elvene. Fauna 28:8-15.
- Lundekvam, H. 1977. Kjemisk kvalitet i avrenningsvatn frå jordbruksområde i Norge. Diffuse vannforurensninger NORDFORSK publ. 1977:2.
- Matzow, D. 1976. Røyras ernæringsbiologi i Lønnavatn belyst ved en sammenlikning mellom røyras fødevalg og næringsdyrenes fordeling, og en analyse av konkurranse mellom røyr og ørret. Hovedfagsoppgave i zoologi, Univ. i Oslo.
- Matzow, D. (red.), J. Huru, B. Jonsson, P.I. Kvammen, J.P. Nilssen, O.T. Sandlund og T. Østli, 1976. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Lønnavatn og Strandaelva 1972-1974. Vosseprosjektets rapport nr. 1.
- Matzow, D. 1977. Orientering om Vosseprosjektet 1977. Vosseprosjektets rapport nr. 2.

- Matzow, D. (red.), M. Ballestad, F. Gravem, Ø. Haraldstad, K. Hindar, B. Jonsson, O.T. Sandlund, T. Schei, K. Synnes og L.M. Sættem 1978. Rapport om Vosseprosjektets virksomhet i jan. 1977 - juni 1978. Vosseprosjektets rapport nr. 3.
- Mikkelsen, K., A. Ekern, S. Borgan, B. Rognerud. 1974. Vannforurensning fra jordbruket, Del A. Landsplan for bruken av vannressursene. Arbeidsrapport nr. 6.
- Nilssen, J.P. 1975. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Lønavatn, Voss. II B. Cyclops abyssorum Sars, 1863 - en studie av dens taxonomi og økologi. Hovedfagsoppgave i zoologi, Univ. i Oslo.
- Nilssen, J.P. 1976. Community analysis and altitudinal distribution of limnetic Entomostraca from different areas in southern Norway. Pol.Arch.Hydrobiol. 23:105-122.
- Nilssen, J.P. & K. Elgmork 1977. Cyclops abyssorum - life cycle dynamics and habitat selection. Mem.Ist.Ital.Idrobiol. 34:197-238.
- Nordeng, H. 1977. A pheromone hypothesis for homeward migration in anadromous salmonids. OIKOS 28:155-159.
- Nordeng, H. 1979. Laksens heimorientering, røyrrproblemet og fiskehuset på Voss. Jubileumsskrift i høve Voss Jeger- og Fiskarlag sitt 50-årsjubileum 1929-1979.
- Nygaard, H. 1968. Rapport om undersøkelser av fiskevann i Voss kommune 1967. Voss kommune.
- Nygaard, H. 1969. Fiskeribiologiske undersøkelser av vatn i Voss kommune 1967-1968. Voss kommune.
- Råd, O. 1977. Virkinger av senkning av Myrkdalsvatnet, Voss, på fuglelivet i vatnets deltaområde. Rapport fra takseringer sommeren 1977.

- Sandlund, O.T. 1977. Transport av zooplankton og mikroskopiske bunndyr i Strandaelva, Voss. Hovedfagsoppgave i zoologi, Univ. i Oslo.
- Steine, I. (red.) 1972. Strandavassdraget, Voss 1969-71.
Lab. for ferskvannøkologi og innlandsfiske, Zool. Mus.
Univ. i Bergen. Rapport nr. 5.
- Strøm, K.M. 1921. The phytoplankton of Norwegian Lakes.
Vidensk. Selsk. Skr., Mat.Naturv. Kl.
- Strøm, M.K. 1930. Limnological observations on Norwegian Lakes.
Arch. Hydrobiol. 21:7-124.
- Strøm, K.M. 1931a. Norwegische Binnenseen. Naturwiss. 19.
- Strøm, K.M. 1931b. Feforvatn. A Physiographical and Biological Study of a Mountain Lake. Arch. Hydrobiol. 22.
- Traaen, T. 1977. Vassdragsbiologi. Virkninger av rensetekniske tiltak.
PRA 13.
- Vik, R. (red.) 1971. Vassdrag og samfunn. Universitetsforlaget.
- Vollenweider, R. 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorous in lake eutrophication. Mem.1st.Ital.Idrobiol. 33:53-83.
- Vråle, L. 1978. Tilføringsgrad for renseanlegg, fremgangsmåte og bruk. (NIVA 0-116/78).
- Væum, H., G.G. Raddum, S.G. Raddum og S. Mossige 1974. Temperaturforholdene i Strondaelva før og etter regulering.
- Økland, K.A. 1974. Macrovegetation and ecological factors in two Norwegian lakes. Norw.J.Bot. 21:137-159.
- Østli, T. 1976. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Lønnavatn, Voss.
II D. Røyr i Lønnavatn. Hovedfagsoppgave i zoologi, Univ. i Oslo.

Vedlegg: Måledata

Fig. 4.7.1 - 4.7.3 Vannstand i Vangsvatnet.

Fig 4.7.1 Vangsvatn
Vm 598 Bulken
Frekvensanalyse på årlig maksimalvannstand
(7 døgns midler)

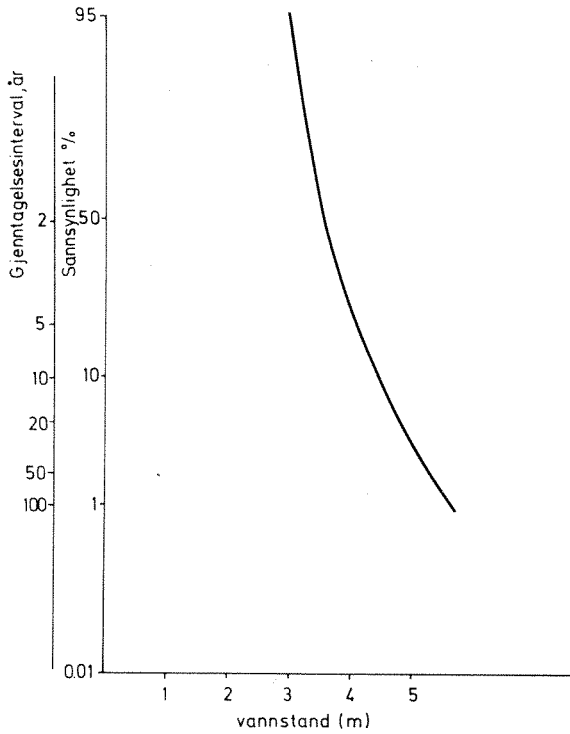


Fig.4.7.2 Vangsvatn
Vm 598 Bulken
Frekvensanalyse på årlig minstevannstand
(7 døgns midler)

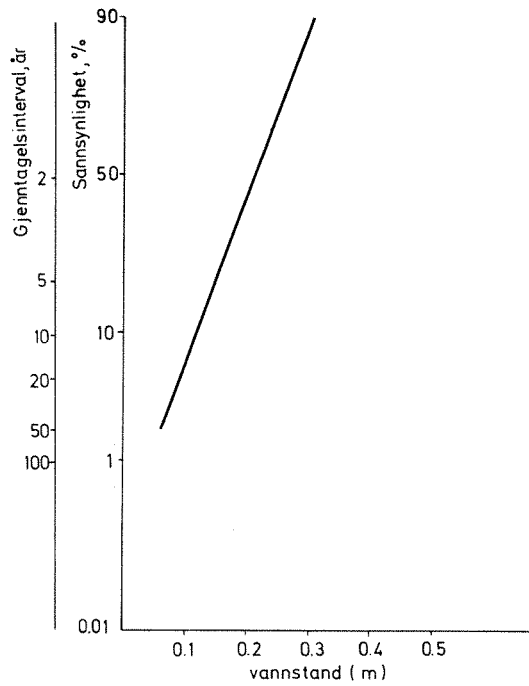


Fig 4.7.3 Vangsvatn
Vm 598-0 Bulken
Midlere årlig varighetskurver (7døgns midler)

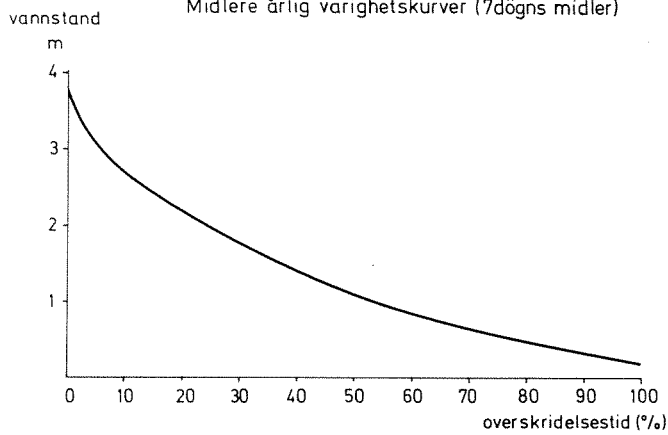


Fig. 4.6.1 - 4.6.3 Vannføring i nærområdene til Vangsvatnet

Fig 4.6.1 Nærområdene til Vangsvatn
Frekvensanalyse på årlig
maksimalvannføring (7 døgns midler)

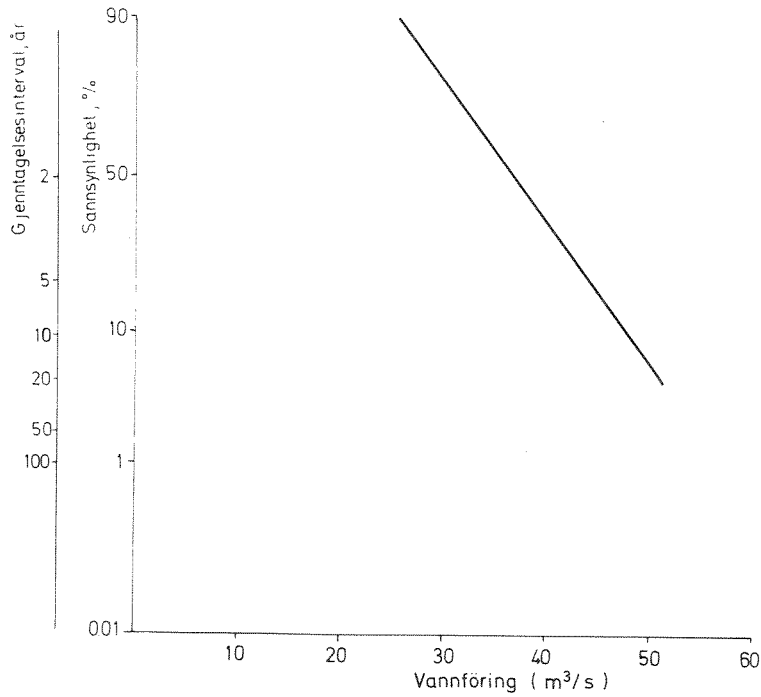


Fig 4.6.2 Nærområder til Vangsvatn
Frekvensanalyse på årlig minstevannføring
(7 døgns midler)

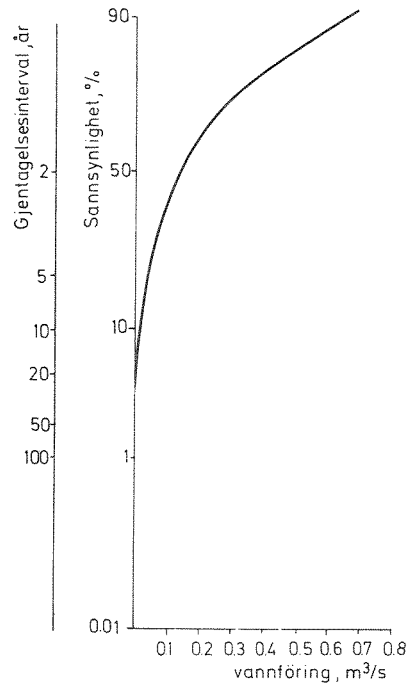


Fig 4.6.3 Nærområder til Vangsvatn
Midlere årlig varighetskurver (7 døgns midler.)

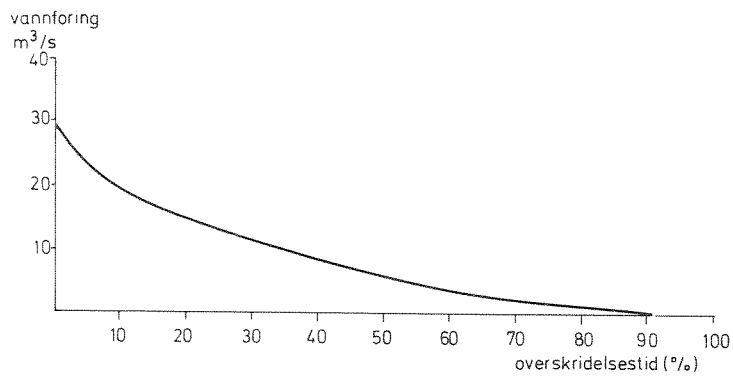


Fig. 4.4.1 - 4.4.3 Vannføring i Strandaelva ved Vangen.

Fig 4.4.1 Strandaelv ved Vangen
Frekvensanalyse på årlig maksimalvannføring
(7 døgns midler)

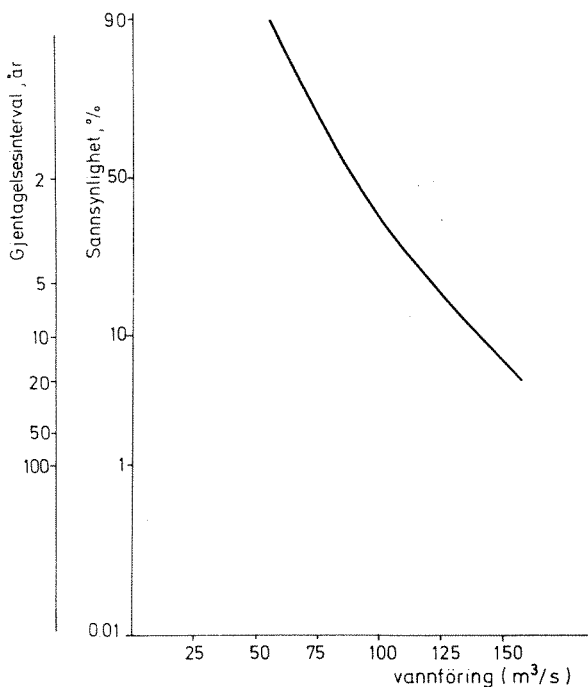


Fig 4.4.2 Strandaelva ved Vangen
Frekvensanalyse på årlig minstevannføring
(7 døgns midler)

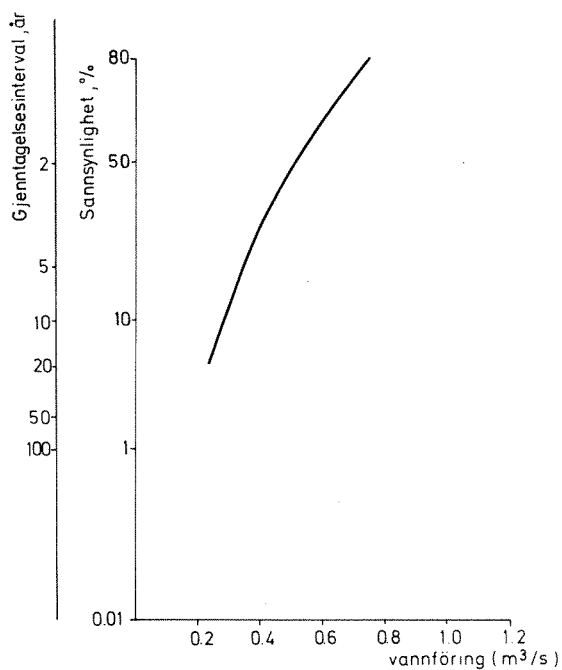


Fig 4.4.3 Strandaelv ved Vangen
Midlere årlig varighetskurver (7 døgns midler)

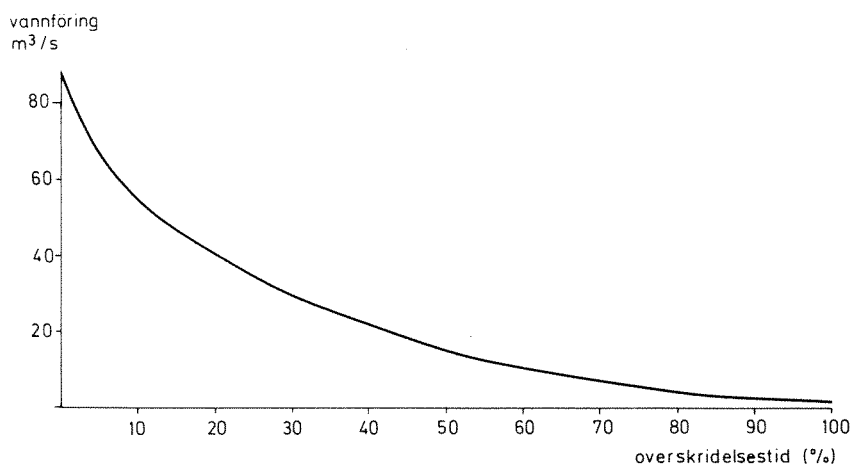


Fig. 4.5.1 - 4.5.3 Vannføring i Raundalselva ved Vangen.

Fig 4.5.1 Raundalselva ved Vangen
Frekvensanalyse på årlig maksimalvannføring
(7 døgns midler)

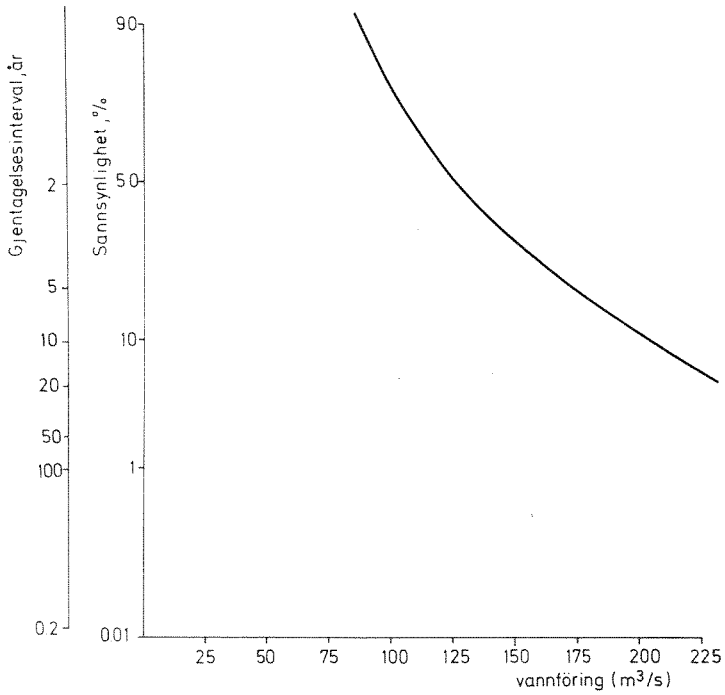


Fig.4.5.2 Raundalselva ved Vangen
Frekvensanalyse på årlig minstevannføring
(7 døgns midler)

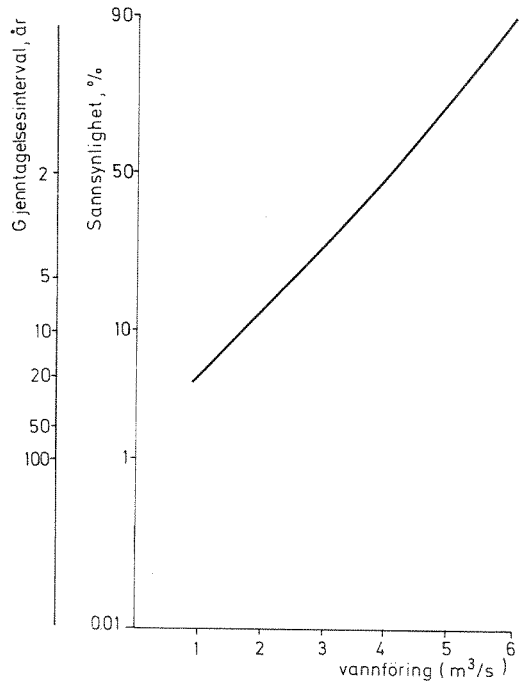
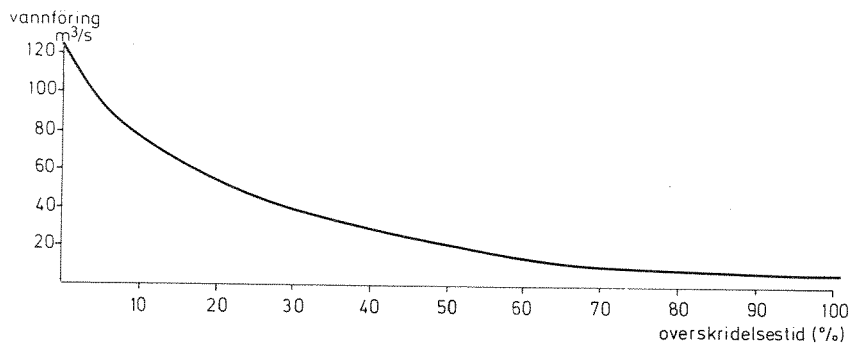


Fig 4.5.3 Raundalselva ved Vangen
Midlere årlig varighetskurve (7 døgns midler)



Tabell 7.1.2a Vannkjemi på elvestasjoner 1, 2, 3 og 4.

Stasjon 1: Sendo

Dato	Temp. °C	Konduktivitet µS/cm 20°C	Turbiditet JTU	Farge mg Pt/l	pH	Total fosfor µg P/l	Ortofosfat µg P/l	Total nitrogen µg N/l	Nitrat µg N/l	Silikat µg SiO ₂ /l	Partikulært organisk materiale mg/l	Partikulært uorganisk materiale mg/l
30/4	0,4	23,5	-	13,0	6,2	22	<2	230	210	1,70	0,10	0,23
23/5	2,0	16,5	0,59	14,5	5,7	3	<2	160	150	0,60	0,42	0,26
11/6	3,0	9,3	0,43	9,5	5,4	<2	<2	100	100	0,70	0,19	0,06
29/6	9,0	7,2	0,41	10,5	5,7	3	<2	60	40	0,40	0,13	0,03
19/7	10,0	6,4	0,53	<2,5	6,2	2	<2	50	20	0,30	-	-
11/8	15,2	7,5	0,19	<2,5	6,4	<2	<2	20	10	0,90	0,19	0,06
27/8	9,5	8,4	0,43	18,5	6,3	2	<2	60	15	0,30	0,35	0,16
21/9	8,9	10,5	0,19	2,5	6,0	<2	<2	90	30	0,50	0,14	0,02
19/10	2,0	9,8	0,32	16,0	6,1	<2	<2	70	30	0,50	-	-

Stasjon 2: Grungen

30/4	0,4	19,5	-	10,5	6,4	42	<2	240	210	1,80	0,10	0,18
23/5	2,1	11,1	0,54	9,5	5,8	3	<2	160	150	0,80	0,30	0,20
11/6	3,0	9,5	0,45	9,5	5,5	3	<2	130	110	0,90	-	-
29/6	7,9	7,0	0,37	10,5	5,7	3	<2	100	50	0,50	-	-
19/7	10,2	5,9	0,35	<2,5	6,7	3	<2	60	10	0,40	0,23	0,00
11/8	14,9	6,3	0,24	<2,5	6,6	3	<2	40	10	1,60	0,19	0,10
27/8	9,7	6,5	0,46	16,0	6,3	4	<2	70	10	0,40	0,27	0,09
21/9	8,3	8,6	0,14	2,5	6,2	2	<2	140	15	0,60	0,18	0,05
19/10	2,9	8,1	0,17	13,0	6,3	<2	<2	60	60	0,80	0,10	0,07

Stasjon 3: Arnot

16/3	0,0	22,0	0,24	10,5	-	9	6	350	200	2,50	0,18	0,02
30/4	0,6	18,2	-	26,0	6,6	24	4	160	110	2,30	0,51	0,23
23/5	2,3	11,2	0,50	14,5	5,8	3	<2	140	130	0,80	0,90	3,48
11/6	3,9	9,0	0,43	9,5	5,6	3	<2	170	90	0,80	0,17	0,03
29/6	8,8	7,3	0,41	8,0	5,9	5	<2	80	40	0,50	0,14	0,14
19/7	10,6	6,5	0,55	<2,5	6,7	4	<2	60	10	0,40	0,20	0,06
11/8	16,0	7,2	0,17	<2,5	6,9	2	<2	10	10	1,60	0,14	0,00
27/8	14,3	7,5	0,24	13,0	6,5	4	<2	60	<10	0,50	0,41	0,03
21/9	9,2	9,7	0,17	<2,5	6,2	<2	<2	70	<10	0,60	0,17	0,06
19/10	3,4	9,4	0,38	16,0	6,1	<2	<2	120	30	0,90	0,09	0,00

Stasjon 4: Hielva

16/3	0,5	13,4	0,22	8,5	5,9	3	<2	140	130	2,00	0,05	0,23
30/4	1,3	13,2	-	8,5	6,1	3	<2	110	60	1,00	0,10	0,22
23/5	4,4	11,0	0,59	9,5	5,5	<2	<2	110	90	0,50	0,31	0,25
11/6	5,3	10,2	0,43	7,0	5,0	2	2	150	90	0,60	0,14	0,00
29/6	7,6	7,6	0,42	8,0	5,3	<2	<2	50	40	0,30	0,10	0,00
19/7	11,2	6,5	0,30	<2,5	7,0	2	<2	60	30	<0,20	0,19	0,11
11/8	15,4	6,8	0,21	<2,5	6,3	3	<2	20	20	0,60	0,12	0,01
27/8	12,6	7,2	0,19	10,5	6,3	2	<2	60	<10	0,20	0,13	0,01
21/9	9,4	9,9	0,12	<2,5	5,7	<2	<2	60	15	0,50	1,25	0,03
19/10	4,2	8,4	0,34	10,5	5,7	<2	<2	100	30	0,50	0,05	0,02

Tabell 7.1.2b Vannkjemi på elvestasjoner 6, 8 og 9.

Stasjon 6: Myrkøalselva

Dato	Temp. °C	Konduktivitet µS/cm 20°C	Turbiditet JTU	Farge mg Pt/l	pH	Total fosfor µg P/l	Orto-fosfat µg P/l	Total nitrogen µg N/l	Nitrat µg N/l	Silikat µg SiO ₂ /l	Partikulært organisk materiale mg/l	Partikulært uorganisk materiale mg/l
17/3	2,1	15,3	0,25	8,5	6,0	4	2	180	130	1,80	0,10	0,30
30/4	2,1	16,8	-	13,0	6,1	5	<2	260	190	1,90	-	-
23/5	6,4	13,8	0,39	9,5	5,9	3	<2	150	120	1,20	0,24	0,14
11/6	5,6	11,9	0,52	14,5	5,7	7	3	120	100	1,00	0,29	0,08
30/6	9,0	8,4	0,51	13,0	5,7	3	<2	80	70	0,80	-	-
19/7	16,0	6,8	0,41	2,5	6,5	4	<2	70	10	0,40	-	-
11/8	13,3	7,8	0,20	8,0	6,8	3	<2	20	20	1,90	0,22	0,05
27/8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,24	0,04
22/9	7,5	10,3	0,22	10,5	6,1	3	<2	100	50	0,90	0,23	0,07
19/10	4,9	10,3	0,32	26,5	5,9	<2	<2	200	80	1,00	0,17	0,03
10/11	4,1	11,5	0,28	16,0	6,0	<2	<2	70	50	1,20	-	-

Stasjon 8: Vinjo

17/3	0,9	20,6	0,36	17,0	6,4	5	2	290	220	2,40	0,24	0,33
30/4	3,2	17,0	-	21,5	6,5	5	<2	180	110	1,50	0,22	0,17
23/5	8,5	15,3	0,48	9,5	6,5	13	<2	140	70	1,20	0,28	0,30
12/6	9,5	14,7	0,60	21,5	6,6	4	<2	130	40	1,20	0,53	0,35
29/6	14,3	14,6	0,64	21,5	6,7	4	<2	80	20	1,30	0,19	0,03
19/7	16,7	14,2	0,52	16,0	6,8	7	<2	110	<10	0,90	0,68	0,10
11/8	17,1	13,9	0,40	16,0	6,9	6	<2	40	10	2,50	1,36	0,24
27/8	14,5	14,1	0,47	26,5	6,7	6	<2	110	<10	1,00	1,21	0,20
22/9	10,0	15,0	0,37	10,5	6,6	7	<2	110	20	0,90	0,72	0,14
19/10	6,8	14,7	0,52	26,5	6,3	3	<2	140	50	1,00	0,57	0,16
10/11	4,2	15,7	0,47	26,5	5,9	3	<2	70	70	1,40	-	-

Stasjon 9: Strandaelva ved Grjøtland

17/3	0,1	20,1	0,39	21,5	6,2	13	7	400	360	2,30	0,45	0,17
1/5	-	16,7	-	15,0	6,4	6	<2	290	180	1,80	0,31	0,19
23/5	7,3	12,2	0,52	14,5	6,0	6	<2	180	90	1,00	0,40	0,11
12/6	-	10,9	0,52	14,5	6,4	2	<2	200	90	1,00	0,15	0,14
30/6	-	8,9	0,46	10,5	6,0	6	<2	60	60	1,00	0,22	0,06
20/7	13,7	7,1	0,27	5,0	6,6	4	2	80	10	0,50	0,24	0,00
11/8	15,6	8,8	0,18	10,5	6,6	4	<2	40	10	2,00	-	-
27/8	14,9	9,6	0,28	21,5	6,5	6	2	90	<10	0,80	0,33	0,05
22/9	7,1	11,5	0,17	8,0	6,4	2	<2	110	50	0,70	0,22	0,05
22/10	6,1	12,0	0,75	37,5	6,2	5	<2	150	110	1,10	0,34	0,33
10/11	3,9	13,6	0,42	24,0	6,1	10	3	90	80	1,40	-	-

Tabell 7.1.2c Vannkjemi på elvestasjoner 11, 12, 13 og 16.

Stasjon 11. Strandaelva nedenfor Rongsfossen

Dato	Temp. °C	Konduktivitet µS/cm 20°C	Turbiditet JTU	Farge mg Pt/l	pH	Total fosfor µg P/l	Ortofosfat µg P/l	Total nitrogen µg N/l	Nitrat µg N/l	Silikat µg SiO ₂ /l	Partikulært organisk materiale mg/l	Partikulært uorganisk materiale mg/l
17/3	1,6	20,8	0,45	17,0	6,3	15	8	430	360	2,10	0,42	0,75
2/5	5,7	18,6	-	21,5	6,4	7	<2	350	250	1,30	0,34	0,28
23/5	9,1	15,9	0,48	14,5	6,3	3	<2	170	120	1,30	-	-
10/6	9,0	13,2	0,52	19,0	6,4	4	<2	160	90	1,00	0,38	0,13
27/6	13,9	10,3	0,53	16,0	6,1	4	<2	90	70	1,00	0,31	0,21
20/7	17,9	8,1	0,47	10,5	6,8	6	<2	130	10	0,30	0,38	0,22
11/8	16,1	8,9	0,24	10,5	6,7	4	<2	40	20	1,40	0,24	0,09
27/8	14,3	9,9	0,31	24,0	6,4	7	<2	100	10	0,50	0,53	0,17
19/9	9,9	12,8	0,23	16,0	6,4	4	<2	120	80	0,60	0,43	0,12
22/10	7,2	13,4	0,71	37,5	6,2	4	<2	210	130	1,20	0,39	0,25
10/11	4,8	14,1	0,75	51,5	6,1	32	3	170	120	1,30	-	-

Stasjon 12: Raundalselva

18/3	0,5	22,6	0,40	17,0	-	5	<2	310	310	2,80	0,22	0,53
2/5	3,4	16,4	-	13,0	6,3	20	5	190	120	2,30	0,13	0,13
23/5	7,5	10,6	0,46	4,5	6,1	3	<2	120	110	1,30	0,58	0,90
10/6	6,3	13,2	0,52	19,0	6,3	4	<2	160	90	1,00	0,28	0,05
27/6	10,3	10,0	0,36	5,0	6,1	<2	<2	140	140	1,40	0,13	0,14
20/7	11,9	7,7	0,34	<2,5	6,3	5	<2	100	70	0,90	0,25	0,20
11/8	15,8	8,9	0,13	2,5	6,8	2	<2	120	60	4,20	0,15	0,04
27/8	11,1	9,3	0,19	8,0	6,2	2	<2	100	60	1,60	0,14	0,05
19/9	6,3	-	-	6,3	6,3	-	-	-	-	-	0,07	0,04
20/10	6,2	11,7	0,37	10,5	6,2	<2	<2	140	130	2,10	0,04	0,06
10/11	2,4	17,8	0,52	26,5	6,2	34	26	170	190	2,10	-	-

Stasjon 13: Vosso før Vangsvatnet

17/3	2,1	22,5	0,49	21,5	6,4	19	9	440	380	2,20	0,36	0,68
2/5	5,8	20,4	-	21,5	6,4	9	2	360	240	1,40	0,41	0,60
23/5	7,5	15,1	0,47	14,5	6,1	4	2	170	120	1,30	0,49	0,46
13/6	8,9	12,9	0,53	16,5	6,8	4	2	170	80	1,10	0,46	0,20
27/6	13,1	10,4	0,46	16,0	6,1	4	2	90	70	0,50	0,23	0,13
20/7	15,9	8,3	0,39	5,0	6,6	6	2	160	30	0,50	0,43	0,04
11/8	15,8	9,0	0,20	10,5	6,8	12	2	30	30	1,60	0,21	0,00
25/8	14,0	9,3	0,23	16,0	7,0	6	2	90	20	0,80	0,29	0,06
19/9	10,3	13,3	0,24	16,0	6,6	7	2	160	70	0,90	0,39	0,11
22/10	7,2	13,5	0,71	43,0	-	5	<2	260	130	1,20	0,38	0,35

Stasjon 16: Vosso før Evangervatnet

17/3	1,3	20,6	0,44	17,0	6,3	13	7	310	300	2,20	0,23	0,41
2/5	5,1	18,4	-	21,5	6,4	13	4	300	190	1,30	0,40	0,24
25/5	-	15,1	0,59	9,5	-	4	<2	180	150	1,30	0,25	0,00
12/6	9,6	13,6	0,45	12,0	6,6	5	<2	150	100	1,20	0,84	0,43
29/6	13,1	10,8	0,48	10,5	6,4	3	<2	100	80	0,90	0,34	0,20
21/7	15,2	9,7	0,27	10,5	6,4	4	<2	90	50	0,60	0,37	0,09
11/8	14,9	9,5	0,28	10,5	6,3	5	<2	80	50	0,90	0,28	0,06
25/8	14,4	9,1	0,21	16,0	6,8	8	<2	100	25	0,80	0,23	0,09
22/9	9,7	12,6	0,22	10,5	6,3	4	<2	180	90	1,00	0,21	0,17
20/10	7,3	13,5	0,45	29,5	6,2	3	<2	230	160	1,50	0,27	0,32

Tabell 7.2.2 Analyse av begroingsmateriale samlet i Vossevassdraget i tiden mars - oktober 1977.

Organisme	St. 1 Sendo			St. 2 Grun-gen	St. 3 Aarmot				St. 4 Hielva				St. 6 Mvrkdalselva			
	29/6	27/8	19/10	19/10	16/3	29/6	27/8	19/10	17/3	29/6	27/8	19/10	17/3	30/6	28/8	19/10
CYANOPHYCEA (Blågrønnalger)																
Aphanocapsa sp.																
Chamaesiphon confervicola A. Braun							x	x		x			xx	x	x	
C. cf. incrustans Grun.																x
Homoeothrix cf. juliana (Bornet et Flah.) Starm.				x												
Lyngbya sp.																
cf. Microcoleus sp.			x													x
Stigonema mamillosum (Lyng.) Ag.		x	xx				x									xx
Tolyptotrix distorta var. penicillata (Ag.) Lemm.		x														
Uidentifiserte tricale blågrønnalger							x									
CHLOROPHYCEAE (Grønnalger)																
Binuclearia tectorum (Kütz.) Berger																
Botryococcus braunii Kütz.					x											
Cosmarium spp.																
Hormidium rivulare Kütz.	x	xxx	xx	xx	x		x	x		x	xx	xx	xx	x	x	xx
Microspora pachyderma (Wille) Lagerh.			x							x	xx	xx	xx	x	x	xx
Microspora sp. (18-19 µ)			xx							x	xx	x				
Microspora sp.					x					x						
Microspora/Binuclearia													x		x	
Mougeotia sp. (8-15 µ)		xx	xx		x						x					
Mougeotia sp. (28-35 µ)							x									xx
Oedogonium sp. (6 µ)																
Oedogonium sp. (13-15 µ)																
Penium sp.																xx
Spirogyra sp. (L, 1K, 21-30 µ)																
Stigeochlonium sp.							xxx									
Kimstadier av Chaetophorales								x								
Uidentifiserte ulotricale alger																
Uspesifiserte desmidiaceer		x								x			xxx			
Zygnema sp. (18-25 µ)		x	xx							xx	x	xxx	x		x	xx
BACILLARIOPHYCEAE (Kiselalger)																
Achnanthes minutissima Kütz.																
Ceratoneis arcus (Ehrenb.) Kütz.																
Diatoma hiemale var. mesodon (Ehrenb.) Grun.																
Eunotia arcus Ehrenb.																
E. lunaris (Ehrenb.) Grun.											xx			x	x	
Eunotia spp.																
Gomphonema angustatum (Kütz.) Grun. (Varietet)																
Gomphonema sp.																
Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.	x	x	xx	xx	x	x	x	x	x	x	x	xx	xx	xx	xx	xx
Uspesifiserte kiselalger																x
CHRYSOPHYCEAE (Gulalger)																
Hydrurus foetidus Trevisan				xxx				xxx								
RHODOPHYCEAE (Rødalger)																
Chantransia sp.	xxx															
Lemanea cf. fluviatilis (L.) Ag.																x
HETEROTROF VEKST (Bakterier, sopp)																
Bakterieagregater																
Filamentøse bakterier							x									
Total dekningsgrad for alger	+	4	1	1	+	1	+	2	+	+	1	+	1	?	5	4
BRYOPHYTA (Moser)																
Blindia acuta (Hedw.) B.S.G.				x												
Fontinalis antpyretica L.																
F. dalecarlica B.S.G.																
F. squamosa Hedw.																
Gymnostomum aeruginosum Sm.						x					x					
Hygrohypnum alpinum (Schimp.) Loeske			x													
H. ochraceum (Turn.) Loeske			x													
Marsupella emarginata (Ehrenb.) Dum.			x													
Nardia compressa (Hook.) Gray																
Pholia drummondii (C. Mull.) Andr.																
Rhacomitrium aciculare (Hedw.) Brid.	x			x												
R. faciculare (Hedw.) Brid.																
Scapania irrigua (Nees) Dum.			x													
S. undulata (L.) Dum.			x	x												
Schistidium agassizii Sull et Lesq.																
Total dekningsgrad moser	1	1	+	1	1	1	1	2	1	1	1	+	4	4	5	5

Tabell 7.2.3 Analyse av begroingsmateriale samlet i Vossevassdraget i tiden mars - oktober 1977.

Organisme	St. 8 Oppheimselva				St. 9 Stranda- elva v/ Grjotland		St. 11 Stranda- elva v/ Rognfo.		St. 12 Raundalselva v/Kinne				St. 13 Vosso før Vangsvatn		St. 16 Vosso før Evangervatn			
	17/3	29/6	28/8	19/10	30/6	28/8	17/3	1/7	17/3	1/7	27/8	20/10	17/3	1/7	17/3	29/6	25/8	20/10
CYANOPHYCEAE (Blågrønnalger)																		
Aphanocapsa sp.		x																
Chamaesiphon confervicola A. Braun	xx		x		x	xx			x	xx			x		x	xx	xx	
Chamaesiphon sp. (fiolett)					x	x												x
Chamaesiphon sp.					x		x						x					
Homoeothrix cf. juliana (Born. et Flah.) Starm.																		
Lyngbya kützingii Schmidle													x					
Lyngbya sp.(10 µ)		x																
Hydrococcus rivularis (Kütz.) L.																		xx
Oscillatoria irrigua Kütz.				xx							xx		x			xx		
Oscillatoria spp.		x	xx		x	x												
Phormidium sp.													x					
Scytonema cf. mirabile (Dillw.) Bornet																		
Scytonemataceae		x																
Stigonema mamillosum (Lyng.) Ag.											xxx	xxx						xx
Uidentifiserte tricale blågrønnalger					x			x										
CHLOROPHYCEAE (Grønnalger)																		
Binuclearia tectorum (Kütz.) Berger																		x
Botryococcus braunii Kütz.	x	x	xx		x		x					xx						
Cosmarium spp.					x													
Hormidium rivulare Kütz.		xx	x				xxx					xx	x					
Microspora amoena (Kütz.) Rabh.																		
Mougeotia sp. (8-15 µ)				x									x			xxx	xx	
Mougeotia sp. (28-35 µ)				x												x		
Oedogonium sp.(6 µ)				x									x					
Oedogonium sp.(13-15 µ)				x														x
Oedogonium sp.(26-30 µ)				xxx			x					xx						x
Penium sp.							x											
Peridinium sp.		xx																
Stigeochlonium sp.		x		xxx														
Drapharnaldia glomerata (Vauc.) Ag.	xxx	x								x			x		x	xxx	xxx	
Uidentifisert Chaetophoraceae								x										
Uidentifiserte Chaetophorales														x				
Uidentifiserte ulotrisciale alger									x		x	x						
Ulothrix spp.								x		x								
Uspesifiserte desmidiaceer				x		x								x				
Zygnema sp.(18-23 µ)	x	xxx	xxx				x					xx						x
BACILLARIOPHYCEAE (Kiselalger)																		
Achnanthes minutissima Kütz.		x						x										
Ceratoneis arcus (Ehrenb.) Kütz.		x		xx								x						
Cymbella ventricosa Kütz.					x	x												
Eunotica arcus Ehrenb.															x			x
E. lunaris (Ehrenb.) Grun.																		x
E. spp.		x		x		x		x	x		x							xx
Fracilaria capucina Desmaz						x		x										
Gomphonema angustatum (Kütz.) Grun.				x				x	x									x
G. angustatum (Kütz.) Grun. (varietet)																		x
G. constrictum Ehrenb.		x	xx	x														
G. acuminatum Ehrenb.								x										
Navicula sp.		x						x		x								x
Synedra acus Kütz.		x																
Synedra rumpens Kütz.		xxx				x												
Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.		xx	x		x	x		x				x	x	x	x			xxx
Uspesifiserte kiselalger	x	x	xx				x					x	x					
XANTHOPHYCEAE (Gulgrønnalger)																		
Vaucheria sp.	x																	
RHODOPHYCEAE (Rødalger)																		
Lemanea cf. fluviatilis (L.) Ag.								xxx										
HETEROTROF VEKST (Bakterier, sopp)																		
Bakterieagregater				x														
Filamentøse bakterier				xx		x									x	x	x	
Total dekningsgrad for alger	1	4	?	1	+	5	3	1	+	-	+	1	+	1	+	1	1	2-3
BRYOPHYTA (Moser)																		
Fontinalis antipyretica L.																		
F. dalecarlica B.S.G.		x	x															
F. squamosa Hedw.				x		x		x					x					
Gymnostomum aeruginosum Sm.			x															
Hygrohypnum ochraceum (Turn) Loeske	x	x	x		x	x		x										
H. luridum (Hedw.) Loeske								x										
H. smithii (Sw.) Broth				x														
Marsupella emarginata (Ehrenb.) Dum.										x	x							
Nardia compressa (Hook) Grey										x	x							
Rhacomitrium aciculare (Gedw.) Brid.	x				x			x	x	x	x				x			
R. faciculare (Hedw.) Brid.										x	x							
Scapania undulata (L.) Dum.	x	x	x															
Schistidium agassizii Sull et Lesq.								x										
Sphagnum girgensohnii Russ.											x							
Total dekningsgrad moser	4	4	4	4	2	2	2	4	+	2	+	+	1	1	2	4	4	4

Tabell 7.2.4 Begroing samlet i elver ved Vossevangen, 24.- 25. august 1977.

Organismer	Stasjon	RAUNDALSELVA								VOSSEO				
		150 m oppstrøms meieri	100 m oppstrøms meieri	75 m oppstrøms meieri	50 m oppstrøms meieri (østre bredd)	50 m oppstrøms meieri (vestre bredd)	10 m nedstrøms nedre meierutslipp	v/slakteriutslipp	Nedstrøms første innløp Strandaelva	Nedstrøms midtre innløp Strandaelva	v/vaskeri (mellom veg-bru og jernbanebru)	Under vegbru (vestre bredd)	100 m nedstrøms veg-bru (vestre bredd)	v/gangbru
HETEROTROF BEGROING														
<u>Sopp</u>	Dekningsgrad	-	5	4	1	-	1	1	-	-	-	-	-	-
Fusarium sp								xx						
Leptomitius lacteus			xxx	xxx	xxx		xxx							
Sopphyfer, uidentifiserte			xx	x			x	x						
Soppsporer, uidentifiserte				x	x		x	x						
<u>Bakterier</u>	Dekningsgrad	-	2	2	2	1	3	2	1	1	2	2	2	+
Filamentøse bakterier, uidentif.			xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xx	xxx	xxx	xxx	xxx
Sphaerotilus natans											xx	x	x	
Zoogløse bakterie strukturer			x		x			x	xx					
<u>Andre grupper</u>	Dekningsgrad	-	2	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-
Amøber			x	x							x	x	x	
Ciliater			xx	x		x	x	x			x	x		
Flagellater, uidentifiserte			xx	xx	xx	x	x	x			x	x	x	
Protozoer, uidentifiserte											x		x	
Spongilla lacustris											xxx			
ALGER														
<u>Blågrønnalger (Cyanophyceae)</u>	Dekningsgrad	2	-	1	+	1	1	-	1	1	1	1	2	2
Chamaesiphon confervicola A. Braun.		xxx				xxx	xxx		xxx	xx	xx		xxx	xxx
Chamaesiphon sp.									x	xx			x	
Clastidium setigerum Kirchn.										x				
Lyngbya sp.											x			
Oscillatoria III									x	x	xx	xx	xxx	xx
Oscillatoria sp.				x	x									xxx
cf. Schizothrix sp.		xx												x
Tolypothrix sp.										x				
Tolypothrix sp.									x					
<u>Grønnalger (Chlorophyceae)</u>	Dekningsgrad	1	-	1	1	1	1	-	5	4	2	3	2	1
Aphanochaete repens A. Braun									x					
Bulbochaete sp.										x				
Chlamydomonas spp.				xx	x									
Closterium leibleinii Kütz.												x		
Closterium tumidula Johnson												x	x	
Cosmarium undulatum Corda									x					
Cosmarium spp.				x	x	x	x				x	x	x	x
Desmidiaceer, uidentifiserte				x	xx	x	xx			x	x	x	xx	x
Horridium rivulare Kütz.		xx		x	x	x								x
Micrasterias sol (Ehrenb.) Kütz.									x					
Mougeotia sp. 6-15 µ		x		x	x				xx	x	xx	xx	xx	x
Oedogonium sp. 6-9 µ									x	xx				xx
Oedogonium sp. 15 µ									xx	xx	x	xxx	x	
Oedogonium sp. 23-29 µ									x	xx	xxx	xx	xxx	xx
Spirogyra sp. R, 15-26 µ							x		xx	xx	x	x	xx	xxx
Spirogyra sp. L, 24 µ														x
Spirogyra sp. L, 29-38 µ													x	
Ulothrix cf. subtilis Kütz.											x		xxx	
Ulothrix sp. 17-18 µ				xx										
Zygnema sp. 24 µ									xxx	xx				
<u>Kiselalger (Bacillariophyceae)</u>	Dekningsgrad	1	-	+	1	+	-	-	1	1	1	1	1	1
Cymbella ventricosa Kütz.											x			
Diatoma hiemale (Lyng.) Heiberg.														x
Eunotia spp.		xx				x								
Gomphonema acuminatum Ehrenb.														x
Gomphonema angustatum Kütz.									x	xx	xx	xx	xx	x
Navicula spp.									x	xx	xx	xx	xx	x
Nitzschia sp. I											xx	xx	xx	xx
Tabellaria fenestrata (Lyngb.) Kütz.											x	xx	xx	x
Tabellaria flocculosa (Roth) Kütz.		x		x	x	x			x	xx	x	xx	xx	x
Uidentifiserte kiselalger					x	x								x
<u>Gulgrønnalger (Xanthophyceae)</u>	Dekningsgrad	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-
Vaucheria sp. 140 µ													xxx	
MOSER	Dekningsgrad	4-5	-	-	4	4-5	3	1	1	1	3	-	3	3
Fontinalis dalecarlica G.S.G.		xxx			xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx		xxx	xxx
Hydrohypnum ochraceum (Turn.) Loeske				xxx									xxx	xx
Scapania undulata (L.) Dum.		xx			xx									
HØYERE VEGETASJON	Dekningsgrad	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	3	(+)
Calithrice haematula											xxx		xxx	x

Tabell 8.1.1a Vannkjemi Myrkdalsvatnet og Oppheimsvatnet

St. 5. Myrkdalsvann (0-10 m).

Dato	Kond. µS/cm 20°C	Turb. JTU	Farge mg Pt/l	pH	Tot P µg P/l	Orto P µg P/l	Tot N µg N/l	Nitrat µg N/l	Silikat µg SiO ₂ /l	Partikulært organisk materiale mg/l	Partikulært uorganisk materiale mg/l
16.03.77	15,3	0,32	10,5	5,9	4	<2	160	160	1,9	0,30	0,23
30.04.77	19,7	-	13,0	5,9	7	4	350	280	2,2	-	-
24.05.77	13,9	0,44	9,5	5,9	3	<2	210	130	1,2	0,27	0,16
13.06.77	10,6	0,64	16,5	5,9	12	<2	110	100	0,9	0,29	9,25
30.06.77	8,6	0,52	13,0	5,8	3	<2	120	70	0,8	0,34	0,05
19.07.77	7,4	0,54	5,0	6,4	6	<2	130	20	0,5	0,35	0,09
10.08.77	8,1	0,57	10,5	6,2	4	<2	40	20	2,0	-	-
27.08.77	7,8	0,21	16,0	6,2	6	<2	80	10	0,7	0,24	0,04
21.09.77	10,5	0,21	10,5	6,0	7	<2	170	50	0,9	0,25	0,07
18.10.77	10,9	1,60	35,0	5,8	5	<2	130	70	1,0	0,26	0,13
22.11.77	11,0	0,50	24,0	6,0	3	<2	130	80	1,2		
12.12.77	11,3	0,57	24,0	5,8	8	<2	180	100	1,3		

St. 7. Oppheimsvann (0-10 m).

Dato	Kond.	Turb.	Farge	pH	Tot P	Orto P	Tot N	Nitrat	Silikat	Partikulært organisk materiale	Partikulært uorganisk materiale
16.03.77	15,3	0,35	10,5	6,1	5	2	160	130	1,65	0,58	0,15
30.04.77	14,6	-	19,5	6,3	8	<2	250	90	1,3	-	-
30.05.77	15,5	0,40	16,5	6,5	3	<2	110	80	1,2	-	-
12.06.77	14,7	0,66	19,0	6,7	7	3	150	50	1,3	0,60	0,20
29.06.77	14,9	0,68	24,0	6,6	9	<2	120	30	1,3	0,62	0,24
20.07.77	14,0	0,60	18,5	6,9	6	<2	130	10	0,9	0,54	0,02
10.08.77	13,8	0,52	18,5	6,8	7	<2	70	10	2,6	0,63	0,00
24.08.77	13,7	0,52	24,0	7,2	6	<2	100	<10	1,0	1,24	0,25
20.09.77	14,9	0,43	10,5	6,7	9	<2	180	10	0,9	0,63	0,15
19.10.77	13,8	0,61	29,5	6,8	2	<2	130	50	1,0	0,69	0,21
23.11.77	15,0	0,70	32,5	6,3	10	<2	160	110	1,4		

Tabell 8.1.1b Vannkjemi Lønavatnet og Vangsvatnet (øvre del).

St. 10. Lønavatn (0-10 m).

Dato	Kond.	Turb.	Farge	pH	Tot P	Orto P	Tot N	Nitrat	Silikat	Partikulært organisk materiale	Partikulært uorganisk materiale
17.03.77	16,8	0,37	17,0	5,9	9	3	280	250	1,9	0,25	0,32
1.05.77	17,9	-	23,5	6,1	10	<2	350	230	1,7	0,56	1,24
25.05.77	14,3	0,50	19,0	6,5	5	<2	160	110	1,2	0,53	0,23
11.06.77	12,2	0,58	16,5	6,2	3	<2	170	100	1,2	0,46	0,20
28.06.77	10,0	0,54	13,0	5,9	6	<2	180	70	1,0	0,29	0,16
20.07.77	8,2	0,36	2,5	6,2	4	<2	100	20	0,4	0,38	0,0
9.08.77	8,7	0,35	16,0	6,3	8	<2	80	20	1,8	0,33	0,09
26.08.77	9,3	0,34	18,5	6,3	7	<2	110	<10	0,6	0,28	0,15
20.09.77	12,3	0,23	21,5	6,1	5	<2	160	60	1,0	0,53	0,13
17.10.77	12,3	0,67	37,5	6,0	6	<2	220	110	1,1	0,53	0,36

St. 14. Vangsvatn, Øvre (0-10 m).

Dato	Kond.	Turb.	Farge	pH	Tot P	Orto P	Tot N	Nitrat	Silikat	Partikulært organisk materiale	Partikulært uorganisk materiale
17.03.77	21,5	0,44	15,0	5,9	24	15	400	360	2,0	0,25	0,36
1.05.77	17,2	-	15,0	6,2	156	5	490	240	1,3	-	-
24.05.77	16,0	0,61	19,0	6,4	8	<2	270	140	1,3	0,80	0,20
11.06.77	13,0	0,52	16,5	6,1	6	<2	180	100	1,3	0,30	0,32
28.06.77	10,6	0,55	18,5	6,5	6	<2	110	70	0,75	0,59	0,20
21.07.77	9,0	0,47	10,5	6,5	9	<2	130	30	0,6	0,64	0,11
9.08.77	8,8	0,38	13,0	6,5	9	<2	120	<20	2,5	-	-
24.08.77	9,1	0,52	21,5	6,7	5	<2	90	10	1,0	0,47	0,00
19.09.77	12,4	0,27	10,5	6,2	22	<2	160	80	1,0	0,41	0,20
18.10.77	13,5	0,68	32,5	6,1	4	<2	200	140	1,4	0,46	0,32
2.12.77	13,5	0,70	32,5	6,0	12	11	190	150	1,2		

Tabell 8.1.1c Vannkjemi Vangsvatnet (nedre del) og Evangervatnet.

St. 15. Vangsvatn, Nedre (0-10 m).

Dato	Kond.	Turb.	Farge	pH	Tot P	Orto P	Tot N	Nitrat	Silikat	Partikulært organisk materiale	Partikulært uorganisk materiale
17.03.77	19,2	0,45	13,0	6,0	21	16	310	310	1,85	0,21	0,39
1.05.77	16,7	-	26,0	6,3	15	2	380	210	1,3	-	-
25.05.77	16,2	0,41	9,5	6,3	6	<2	210	150	1,4	0,60	0,17
11.06.77	13,5	0,58	16,5	6,1	7	<2	230	100	1,2	-	-
27.06.77	11,0	0,57	21,5	6,2	11	<2	150	80	0,95	0,53	0,24
21.07.77	9,3	0,46	10,5	6,3	6	<2	110	40	0,6	0,37	0,03
10.08.77	9,1	0,35	16,0	6,4	6	<2	60	40	0,9	0,47	0,14
27.08.77	8,9	0,37	18,5	6,5	7	<2	120	10	1,0	0,38	0,07
21.09.77	12,6	0,32	13,0	6,2	5	<2	150	80	1,0	0,44	0,17
21.10.77	13,5	0,53	32,5	6,2	3	<2	220	150	1,4	0,53	0,29

St. 17. Evangervatn (0-10 m).

Dato	Kond.	Turb.	Farge	pH	Tot P	Orto P	Tot N	Nitrat	Silikat	Partikulært organisk materiale	Partikulært uorganisk materiale
2.05.77	14,8	-	13,0	6,3	5	<2	180	150	1,0	0,17	0,00
26.05.77	16,1	0,52	9,5	6,7	6	<2	230	150	1,2	0,75	0,13
13.06.77	14,1	0,52	16,5	6,3	4	<2	190	110	1,2	-	-
29.06.77	11,4	0,58	16,0	6,3	4	<2	100	90	0,9	0,10	0,02
22.07.77	9,8	0,50	10,5	6,3	7	<2	130	50	0,6	0,45	0,06
11.08.77	9,7	0,28	13,0	6,3	8	<2	110	50	0,8		
25.08.77	9,5	0,29	18,5	6,7	5	<2	100	25	0,9	0,24	0,03
22.09.77	12,2	0,32	10,5	6,2	4	<2	180	70	0,40	0,40	0,18
20.10.77	13,8	0,53	32,5	6,1	2	<2	180	130	1,4	0,30	0,19

Tabell 8.2.1a

ANALYSERESULTATER AV KVANTITATIVE PLANTEPLANKTONPRØVER FRA MYRKDALSVATN 1977.

Volumene gitt i $\mu\text{m}^3 \cdot 10^6$ ($1000 \cdot 10^6 \mu\text{m}^3 = 1 \text{mm}^3 = 1 \text{mg}$ friskvekt alger).

Antallet gitt i tusen (x antallet gjelder for kolonier).

BLANDPRØVER 0-10 M DYP.

ARTER	16. mars		30. april		24. mai		13. juni		30. juni		23. juli		10. august		22. september		18. oktober		
	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	
CHLOROPHYCEAE (grønnalger)																			
Chlamydomonas spp.	1	0,1	8	0,6	2	0,2					16	0,8					3	0,3	
Crucigenia quadrata Morren													12	1,7					
Gyromitris cordiformis Skuja	0,6	0,9																	
cf. Koliella longiseta (Visch) Hindao			2	0,1	1	0,6			3	0,2	8	0,4							
Monomastix sp.			5	0,1			9	0,5	12	0,6	39	1,9	34	1,7	22	1,1			
Oocystis submarina v. variabilis Skuja													19	0,6	19	0,6			
Volum CHLOROPHYCEAE		0,1		0,8		0,8		0,5		0,8		3,1		0,4		1,7		0,3	
CHRYSOPHYCEAE (gulalger)																			
Bitrichia chodatii (Rev.) Chod.										2	0,2					12	1,2		
Chrysoikos skujai (Nauw.) Willén			2	0,1			37	1,9	19	0,9	2	0,1			3	0,2			
Cyster av chrysophyceae	2	0,3	9	1,4	9	1,4			51	7,7	25	3,7	12	1,9	31	4,7	19	2,8	
Dinobryon borgei Lemm.			3	0,1					3	0,6									
Dinobryon crenulatum West & West																			
Kephyrion spp.			8	0,4	2	0,1	12	0,6	16	0,8	5	0,9							
Mallomonas akrokomos Ruttn.			6	1,6					3	0,8									
Mallomonas globosa Schill.	0,6	0,1	47	9,3											28	7,0	62	15,6	
Mallomonas sp.																			
Phaeaster aphanaster (Skuja) Bourr.											2	0,3							
Små chrysomonader	39	2,5	363	23,6	52	3,4	579	37,6	520	33,8	160	10,4	143	9,3	215	14,0	180	11,7	
Store chrysomonader	11	3,4	145	47,1	18	5,9	206	66,8	92	30,0	26	8,6	40	13,2	75	24,3	37	12,1	
Volum CHRYSOPHYCEAE		6,3		83,6		10,8		106,9		74,8		24,2		24,7		51,3		42,2	
BACILLARIOPHYCEAE (kiselalger)																			
Cyclotella glomerata Bachm.																		3	0,2
Navicula spp.													2	0,5					
CRYPTOPHYCEAE																			
Cryptomonas marsonii Skuja			5	4,7							14	14,0	50	50,0	6	6,2			
Cryptomonas sp. (1 = 17-18 μm)	6	4,2	56	42,0			6	4,7	12	9,3					3	2,3			
Cryptomonas spp. (1 >24 μm)																		19	14,0
Katablepharis ovalis Skuja	2	0,2	5	0,5	11	1,0	6	0,6	22	2,2	30	3,0	9	0,9	12	1,2	16	1,6	
Rhodomonas lacustris (=Rh.minuta) Pasch. & Ruttn.	7	1,1	84	12,6	12	1,8			8	1,2	34	5,1	735	110,2	106	15,9	40	6,1	
Volum CRYPTOPHYCEAE		5,5		59,8		2,8		5,3		12,7		22,1		161,1		25,6		21,7	
DINOPHYCEAE (fureflagellater)																			
Gymnodinium cf. lacustre Schill.	0,6	0,3	20	11,1	7	4,1	44	24,0	36	19,7	5	2,6			12	6,9	9	5,1	
ANDRE																			
Craspedophyceae	2	0,1					3	0,2										12	0,8
"u-alger"	75	0,7	3345	33,5	363	3,6	760	7,6	1719	17,2	966	9,7	2280	22,8	1888	18,9	1128	11,3	
TOTAL VOLUM		13,9		188,8		22,1		144,5		125,2		61,7		213,1		109,1		81,6	

Tabell 8.2.1b

ANALYSERESULTATER AV KVANTITATIVE PLANTEPLANKTONPRØVER FRA OPPHEIMSVATN 1977.

Volumene gitt i $\mu\text{m}^3 \cdot 10^6$ ($1000 \cdot 10^6 \mu\text{m}^3 = 1 \text{mm}^3 = 1 \text{mg}$ friskvekt alger).

Antallet gitt i tusen (x antallet gjelder for kolonier).

BLANDPRØVER 0-10 M DYP.

ARTER	16. mars		30. april		30. mai		12. juni		30. juni		20. juli		10. august		20. september		19. oktober		
	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	
CHLOROPHYCEAE (grønnalger)																			
Chlamydomonas spp.	24	1,3					6	0,6	1	0,2	2	0,2							
Crucigenia quadrata Morren					9	1,3													
x Dictyosphaerium simplex Skuja															25	0,3			
Elakatothrix gelatinosa Wille							16	0,6	11	0,5	8	0,3			9	0,4			
Gyromitus cordiformis Skuja																			
cf. Koliella longiseta (Visch) Hindao	42	2,1	741	37,0	283	14,2	171	8,6	126	6,3	40	2,0			16	0,8	40	2,0	
Monomastix sp.			19	0,6	12	0,6	56	2,8	1	0,1	12	0,6			3	0,2			
Monoraphidium minutum (Naeg.) Kom.-Legn.										16	1,3				3	0,2	3	0,2	
Oocystis submarina v. variabilis Skuja											33	1,0	25	0,7	218	6,5	240	7,2	
Polytoma granuliferum Lack.															47	11,7	40	10,1	
x Sphaerocystis schroeteri Chod.							3	1,9											
Tetraëdron minimum (A.Br.) Hansg.							12	2,5											
Ubest. chlorophycæer			34	2,6															
Volum CHLOROPHYCEAE		3,4		41,2		16,1		17,0		8,4		4,1		0,7		20,1		19,5	
CHRYSOPHYCEAE (gulalger)																			
Bitrichia chodati (Rev.) Chod.					25	1,2	12	0,6	3	0,2									
Chrysoikos skujai (Nauw.) Willén					53	7,9	25	3,7	14	2,1	19	2,8	31	4,7	31	4,7	12	1,9	
Cyster av chrysophyceae	2,5	0,5																	
Dinobryon borgei Lemm.			12	0,3	190	4,7	97	2,4	9	0,2	5	0,1					9	0,2	
Dinobryon crenulatum West & West							3	0,6	76	15,2	6	1,2			6	1,2			
Kephyrion spp.			6	0,3	234	11,7	25	1,2	8	0,4	5	0,2			3	0,2			
Mallomonas akrokomos Ruttn.															3	0,8			
Mallomonas globosa Schill.															65	13,0	3	0,6	
Mallomonas sp.	0,6	0,6													3	2,8			
Phaeaster aphanaster (Skuja) Bourr.					12	2,2			9	1,7					6	1,1			
Små chrysoomonader	163	10,6	315	20,4	1392	90,5	775	50,4	392	25,5	424	27,5	100	6,5	536	34,8	199	12,9	
Store chrysoomonader	22	7,1	65	21,2	529	172,0	324	105,3	103	33,4	72	23,3	50	16,2	69	22,3	34	11,1	
Volum CHRYSOPHYCEAE		18,8		47,7		290,2		164,2		78,7		55,1		27,4		80,9		26,7	
BACILLARIOPHYCEAE (kiselalger)																			
Cyclotella glomerata Bachm.	5	0,4																	
Cyclotella sp. (d= 14 μm)					9	9,3	62	93,4	53	79,4	3	4,7	3	4,6	9	14,0	3	4,7	
Fragilaria virescens Ralfs																			
Melosira distans (Ehr.) Kütz.	4	3,1	34	24,0	6	4,2			42	29,4					6	2,3			
Melosira distans v. alpigena Grün.							25	12,5			8	3,9			19	9,3	69	34,3	
Synedra spp.	12	3,7	610	183,1	912	273,2	1043	313,0	106	31,8		5	1,4		3	0,9	16	4,7	
Volum BACILLARIOPHYCEAE		7,2		207,1		287,2		418,9		140,6		10,0		4,6		26,5		43,7	
CRYPTOPHYCEAE																			
Cryptaulax vulgaris Skuja			3	0,3															
Cryptomonas marsonii Skuja	3	3,1	3	3,1	3	3,1	16	15,8	9	9,3			6	6,2	12	12,5	6	6,2	
Cryptomonas sp. (l = 17-18 μm)	7	5,6	9	7,0	19	14,0	16	11,7							3	2,3			
Cryptomonas sp. (l > 24 μm)	2	6,2			12	31,1	25	62,3	3	7,8	2	3,9			9	23,4	16	38,9	
Katablepharis ovalis Skuja	2	0,2	56	5,6	171	17,1	293	29,3	50	5,0	48	4,8	16	1,6	78	7,8	76	7,6	
Rhodomonas lacustris (=Rh.minuta) Pasch. & Ruttn.	214	32,1	84	12,6	90	13,5	184	27,3	198	30,0	202	30,3	69	10,3	302	45,3	258	38,7	
Volum CRYPTOPHYCEAE		47,2		28,6		78,8	146,4	52,1				39,0		18,1		91,3		89,4	
DINOPHYCEAE (fureflagellater)																			
Gymnodinium cf. lacustre Schill.	5	2,7	3	1,7	12	6,9	22	12,0	8	4,3	25	13,7	6	3,4	12	6,9	6	3,4	
Peridinium inconspicuum Lemm.	0,6	1,9																	
Volum DINOPHYCEAE		4,6		1,7		6,9		12,0		4,3		13,7		3,4		6,9		3,4	
ANDRE																			
Craspedophyceae																25	1,6	9	0,6
"u-alger"	553	5,5	2542	25,4	2243	22,4	4915	49,2	3775	37,8	2804	28,0	1308	13,1	3628	36,3	1364	13,6	
TOTAL VOLUM		86,7		351,7		701,6		807,7		321,9		149,9		67,3		263,6		196,9	

Tabell 8.2.1c

ANALYSERESULTATER AV KVANTITATIVE PLANTEPLANKTONPRØVER FRA LØNAVATN 1977.

Volumene gitt i $\mu\text{m}^3 \cdot 10^6$ ($1000 \cdot 10^6 \mu\text{m}^3 = 1 \text{mm}^3 = 1 \text{mg friskvekt alger}$).

Antallet gitt i tusen (x antallet gjelder for kolonier).

BLANDPRØVER 0-10 M DYP.

ARTER	17. mars		1. mai		25. mai		12. juni		28. juni		20. juli		9. august		20. september		17. oktober	
	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.
CHLOROPHYCEAE (grønnalger)																		
<i>Chlamydomonas</i> spp.	1	0,1							23	2,3	17	1,7	31	3,1				
<i>Crucigenia quadrata</i> Morren cf. <i>Koliella longiseta</i> (Visch) Hindao			131	6,5	109	5,4	31	1,6	12	0,6	44	2,2	3	0,4	3	0,4	12	1,7
<i>Monomastix</i> sp.	5	0,1	16	0,5			12	0,6	9	0,5	12	0,6	202	10,1	40	2,0	25	1,2
<i>Monoraphidium minutum</i> (Naeg.) Kom.-Legn.	6	0,1											3	0,3	6	0,5		
<i>Oocystis submarina</i> v. <i>variabilis</i> Skuja													6	0,2	19	0,6	47	1,4
<i>Polytoma granuliferum</i> Lack.	2	0,3													6	1,6		
<i>Scourfieldia</i> sp.																	6	0,2
Ubest. chlorophyceer			72	5,4	16	0,8												
Volum CHLOROPHYCEAE		0,6		12,4		6,2		2,2		3,4		4,5		16,1		5,1		4,5
CHRYSOPHYCEAE (gulalger)																		
<i>Bitrichia chodati</i> (Rev.) Chod.												20	2,0	40	4,0	6	0,6	
<i>Chrysoikos</i> skujai (Nauw.) Willén					3	0,2	6	0,3	8	0,4	5	0,2						
Cyster av chrysophyceae			25	3,7	12	1,9	19	2,8	25	3,7	44	6,5	6	0,9	3	0,5	12	1,9
<i>Dinobryon borgei</i> Lemm.			9	0,2	34	0,9	19	0,5			28	0,7						
<i>Dinobryon crenulatum</i> West & West									3	0,6	42	8,4	3	0,6				
<i>Dinobryon sertularia</i> Ehr.			5	0,9														
<i>Kephyrion</i> spp.					19	0,9	6	0,3	23	1,2	19	0,9						
<i>Mallomonas akrokomos</i> Ruttn.																		
<i>Mallomonas globosa</i> Schill.			3	0,6											28	7,0	28	7,0
<i>Phaeaster aphanaster</i> (Skuja) Bourr.									8	1,4								
<i>Rhizochrysis</i> sp.	3	0,8	12	3,1														
Små chrysomonader	89	5,8	442	28,7	560	36,4	492	32,0	442	28,7	195	12,7	59	3,8	258	16,8	277	18,0
Store chrysomonader	28	9,1	193	62,7	156	50,6	196	63,7	114	36,9	54	17,7	22	7,1	78	25,3	44	14,2
Volum CHRYSOPHYCEAE		15,7		99,9		90,9		105,8		72,9		49,1		23,4		50,2		38,8
BACILLARIOPHYCEAE (kiselalger)																		
<i>Cyclotella glomerata</i> Bachm.																	6	0,5
<i>Cyclotella</i> sp. (d= 14 μm)							6	9,3										
<i>Melosira distans</i> (Ehr.) Kütz.							9	6,5										
<i>Melosira distans</i> v. <i>alpigena</i> Grün.			6	3,1														
<i>Synedra</i> spp.			12	3,7	22	6,5	16	4,7							3	1,6	3	1,6
Volum BACILLARIOPHYCEAE				6,8		6,5		20,5								2,1		1,6
CRYPTOPHYCEAE																		
<i>Cryptomonas marsonii</i> Skuja			9	9,3												31	31,0	19
<i>Cryptomonas</i> sp. (1 = 17-18 μm)			87	65,4	3	2,3	25	18,7	3	2,3					22	16,3	25	18,7
<i>Cryptomonas</i> spp. (1 >24 μm)	2	4,7	14	35,0			3	7,8	3	7,8	5	11,7	30	74,0	40	101,2	19	46,7
<i>Katablepharis ovalis</i> Skuja	0,6	0,1	28	2,8	56	5,6	72	7,2	11	1,1	2	0,2	3	0,3	31	3,1	47	4,7
<i>Rhodomonas lacustris</i> (=Rh.minuta) Pasch. & Ruttn.	13	2,0	118	17,7	12	1,9	47	7,0	26	4,0	39	5,8	184	27,6	134	20,0	224	33,6
Volum CRYPTOPHYCEAE		6,8		130,2		9,8		40,7		15,2		17,7		101,9		171,6		122,7
DINOPHYCEAE (fureflagellater)																		
<i>Gymnodinium</i> cf. <i>lacustre</i> Schill.	0,6	0,3	31	17,1	28	15,4	40	22,3	22	12,0	11	6,0			16	8,6	6	3,4
<i>Gymnodinium</i> sp. (18x14 μm)	0,6	0,5																
Volum DINOPHYCEAE												6,0				8,6		3,4
ANDRE																		
<i>Craspedophyceae</i>	1	0,1	9	0,6	40	2,6									6	0,4	25	1,6
"u-alger"	247	2,5	2318	23,2	1252	12,5	598	6,0	822	8,2	729	7,3	586	5,9	1103	11,0	1533	15,3
TOTAL VOLUM		26,5		290,2		143,9		197,5		111,7		84,6		147,3		249,0		187,9

Tabell 8.2.1d

ANALYSERESULTATER AV KVANTITATIVE PLANTEPLANKTONPRØVER FRA VANGSVATN

(ØVRE STASJON) 1977.

Volumene gitt i $\mu\text{m}^3 \cdot 10^6$ ($1000 \cdot 10^6 \mu\text{m}^3 = 1 \text{mm}^3 = 1 \text{mg}$ friskvekt alger).
Antallet gitt i tusen (x antallet gjelder for kolonier).

BLANDPRØVER 0-10 M DYP.

ARTER	17. mars		1. mai		24. mai		11. juni		28. juni		21. juli		9. august		19. september		18. oktober	
	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.
CHLOROPHYCEAE (grønnalger)																		
<i>Chlamydomonas</i> spp.	2	0,1	12	6,2	3	0,2			168	16,8								
<i>Gyromitus cordiformis</i> Skuja	0,6	0,9			3	4,7									3	4,7		
cf. <i>Koliella longiseta</i> (Visch) Hindao	2	0,1	97	4,8	395	19,8	364	18,2	72	3,6	486	24,3	69	3,4	25	1,2	16	0,8
<i>Monomastix</i> sp.			19	0,6	31	1,6	40	2,0	6	0,3			9	0,5	47	2,4		
<i>Monoraphidium minutum</i> (Naeg.) Kom.-Legn.											3	0,3			3	0,2		
<i>Oocystis submarina</i> v. <i>variabilis</i> Skuja															6	0,2		
<i>Scourfieldia</i> sp.																	9	0,3
Ubest. chlorophycæer			25	1,9	53	4,0	19	1,9			399	20,0						
Volum CHLOROPHYCEAE		1,1		13,5		30,3		22,1		20,7		44,6		3,9		30,3		1,1
CHRYSOPHYCEAE (gulaalger)																		
<i>Bitrichia chodatii</i> (Rev.) Chod.											52	5,3	9	0,9	25	2,5	6	0,6
<i>Chrysoikos skujai</i> (Nauw.) Willén							12	0,6	31	1,6								
Cyster av chrysophyceae			22	3,3	44	6,5	12	1,9	25	3,7	12	1,9			12	1,9	6	0,9
<i>Dinobryon borgei</i> Lemm.					19	0,5	40	1,0	6	0,2	9	0,2						
<i>Dinobryon crenulatum</i> West & West					3	0,6	6	1,2	112	22,4	25	5,0						
<i>Kephyrien</i> spp.			9	0,5	25	1,2	34	1,7	137	6,9	12	0,6			3	0,2		
<i>Malleomonas akroskomes</i> Ruttn.			9	2,3			12	3,1							103	25,7	44	10,9
<i>Phaeaster aphanaster</i> (Skuja) Bourr.	4	0,7			25	4,5	22	3,9										
<i>Rhizochrysis</i> sp.	2	0,5																
Små chrysomonader	150	9,7	750	48,8	1183	76,9	825	53,6	526	34,2	81	5,3	302	19,6	286	18,6	274	17,8
Store chrysomonader	47	15,2	202	65,8	567	184,2	395	128,6	143	46,5	40	13,1	47	15,2	65	21,3	50	16,2
Volum CHRYSOPHYCEAE		26,1		120,7		274,4		196,6		115,5		31,4		35,7		70,2		46,2
BACILLARIOPHYCEAE (kiselalger)																		
<i>Navicula</i> spp.					12	3,7												
CRYPTOPHYCEAE																		
<i>Cryptaulax vulgaris</i> Skuja																	22	2,2
<i>Cryptomonas marsonii</i> Skuja	0,6	0,6	12	12,5	6	6,2	22	21,8	6	6,2			3	7,8	65	65,4	34	34,0
<i>Cryptomonas</i> sp. (1 = 17-18 μm)			69	51,4	97	72,4	59	44,4	19	14,0					78	58,4	25	18,7
<i>Cryptomonas</i> spp. (1 > 24 μm)	3	7,8	16	38,9	37	93,4	44	109,0	40	101,2	2	3,9			44	109,0	59	148,0
<i>Katablepharis ovalis</i> Skuja	4	0,4	31	3,1	193	19,3	84	8,4	3	0,3			31	3,1	56	5,6	62	6,2
<i>Rhodomonas lacustris</i> (=Rh.minuta) Pasch. & Ruttn.	9	1,4	315	47,1	710	106,5	452	67,7	414	62,1	81	12,1	156	23,4	392	58,9	311	46,7
Volum CRYPTOPHYCEAE		10,2		153,0		297,8		251,3		183,8		16,0		34,3		397,3		255,8
DINOPHYCEAE (fureflagellater)																		
<i>Gymnodinium</i> cf. <i>lacustre</i> Schill.	0,6	0,3	28	15,4	65	36,0	81	44,5	31	17,1	9	5,1	19	10,3	17	6,9	16	8,6
<i>Gymnodinium</i> sp. (18x14 μm)	1	1,9																
<i>Peridinium inconspicuum</i> Lemm.			28	84,0							3	9,3						
<i>Peridinium</i> sp. (24x21 μm)					31	137,0												
Volum DINOPHYCEAE		2,2		99,4		173,0		44,5		17,1		14,4		10,3		6,9		8,6
ANDRE																		
Craspedophyceae					12	0,8	3	0,2									12	0,8
"u-alger"	295	3,0	2934	29,3	1514	15,1	1776	17,8	1458	14,6	2392	23,9	916	9,2	3327	33,2	2075	20,7
TOTAL VOLUM		42,6		415,9		795,1		532,5		351,7		130,3		93,4		437,9		333,2

Tabell 8.2.1e

ANALYSERESULTATER AV KVANTITATIVE PLANTEPLANKTONPRØVER FRA VANGSVATN
(NEDRE STASJON) 1977.

Volumene gitt i $\mu\text{m}^3 \cdot 10^6$ ($1000 \cdot 10^6 \mu\text{m}^3 = 1 \text{mm}^3 = 1 \text{mg friskvekt alger}$).

Antallet gitt i tusen (x antallet gjelder for kolonier).

BLANDPRØVER 0-10 M DYP.

ARTER	17. mars		1. mai		26. mai		11. juni		27. juni		10. august		21. september		21. oktober		
	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	
CHLOROPHYCEAE (grønnalger)																	
Chlamydomonas spp.			19	9,3	16	1,6							3	0,3			
Dictyosphaerium simplex Skuja									5	0,1							
Gyromitus cordiformis Skuja			3	4,7													
cf. Koliella longiseta (Visch) Hindao	1	0,1	115	5,8	439	22,0	732	36,6	123	6,1	81	4,0	50	2,5	12	0,6	
Monomastix sp.	7	0,2	44	1,3	28	1,4	16	0,8	11	0,5	19	0,9	34	1,7	12	0,6	
Monoraphidium minutum (Naeg.) Kom.-Legn.											3	0,2			6	0,6	
Oocystis submarina v. variabilis Skuja											6	0,2			31	0,9	
Scourfieldia sp.															12	0,3	
Ubest. chlorophycéer			34	2,6													
Volum CHLOROPHYCEAE		0,3		23,7		25,0		38,3		6,7		5,3		4,5		3,0	
CHRYSOPHYCEAE (gulalger)																	
Bitrichia chodati (Rev.) Chod.																	
Chrysoikos skujai (Nauv.) Willén							6	0,3	20	1,0	12	1,2	12	1,2			
Cyster av chrysophyceae			56	8,4	34	5,1	16	2,3	37	5,6			3	0,2	3	0,2	
Dinobryon borgei Lemm.			3	0,1	9	0,2	84	2,1	8	0,2			19	2,8	12	1,9	
Dinobryon crenulatum West & West					3	0,6	19	3,7	70	14,0							
Dinobryon sertularia Ehr.			25	5,0			40	8,1									
Dinobryon socialis v. americana (Brunth.)Bachm.					3	0,6	9	1,9	16	3,1							
Kephyrion spp.			16	0,8	12	0,6	69	3,4	60	3,0			3	0,2			
Mallomonas akrokomos Ruttn.	1	0,3	9	2,3					2	0,4			146	36,6	56	14,0	
Phaeaster aphanaster (Skuja) Bourr.	8	1,5			16	2,8			6	1,1							
Små chrysomonader	151	9,8	1174	76,3	1012	65,8	1137	73,9	654	42,5	302	19,6	240	15,6	389	25,3	
Store chrysomonader	40	13,0	414	134,6	835	271,2	424	137,6	179	58,2	90	29,3	97	31,4	31	10,1	
Volum CHRYSOPHYCEAE		24,6		227,5		346,9		233,3		129,1		50,1		88,0		51,5	
BACILLARIOPHYCEAE (kiselalger)																	
Melosira distans v. alpigena Grün.					19	9,3											
Navicula spp.					12	3,7											
Synedra spp.							16	4,7									
Volum BACILLARIOPHYCEAE						13,0		4,7									
CRYPTOPHYCEAE																	
Cryptaulax vulgaris Skuja																22	2,2
Cryptomonas marsonii Skuja			44	43,6	25	25,0	59	59,2					59	59,2	84	84,0	
Cryptomonas sp. (1 = 17-18 μm)	2	1,9	90	67,7	90	67,7	87	65,4	23	17,5			44	32,7	81	60,7	
Cryptomonas spp. (1 >24 μm)	6	15,6	37	93,4	75	186,8	62	155,7	33	81,7	3	7,8	34	85,6	93	233,6	
Katablepharis ovalis Skuja	1	0,1	25	2,5	121	12,1	97	9,7	23	2,3	69	6,9	78	7,8	65	6,5	
Rhodomonas lacustris (=Rh.minuta) Pasch. & Ruttn.	58	8,7	629	94,4	881	132,2	678	101,8	419	62,8	177	26,6	377	56,5	579	86,9	
Volum CRYPTOPHYCEAE		26,3		301,6		423,8		391,8		164,3		41,3		241,8		473,9	
DINOPHYCEAE (fureflagellater)																	
Gymnodinium cf. lacustre Schill.	2	1,0	115	63,4	50	27,4	87	48,0	22	12,0	19	10,3	12	6,9			
Gymnodinium sp. (18x14 μm)			19	28,0											6	9,3	
Peridinium inconspicuum Lemm.			50	74,7													
Peridinium sp. (24x21 μm)			131	575,5													
Volum DINOPHYCEAE		1,0		741,6		27,4		48,0		12,0		10,3		6,9		9,3	
ANDRE																	
Craspedophyceae					31	2,0	3	0,2							6	0,4	
" μ -alger"	478	4,8	3046	30,5	1925	19,3	2037	20,4	2841	28,4	1234	12,3	3831	38,3	1495	14,9	
TOTAL VOLUM		57,0		1324,9		857,4		736,7		340,5		119,3		372,6		553,0	

Tabell 8.2.1f

ANALYSERESULTATER AV KVANTITATIVE PLANTEPLANKTONPRØVER FRA EVANGERVATN 1977.

Volumene gitt i $\mu\text{m}^3 \cdot 10^6$ ($1000 \cdot 10^6 \mu\text{m}^3 = 1 \text{mm}^3 = 1 \text{mg}$ friskvekt alger).

Antallet gitt i tusen (x antallet gjelder for kolonier).

BLANDPRØVER 0-10 M DYP.

ARTER	2. mai		26. mai		13. juni		29. juni		22. juli		11. august		22. september		20. oktober	
	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.	Ant.	Vol.
CHLOROPHYCEAE (grønnalger)																
Chlamydomonas spp.			6	0,6			11	0,5								
Crucigenia quadrata Morren			3	0,4					6	0,8						
Dictyosphaerium simplex Skuja															25	0,4
cf. Koliella longiseta (Visch) Hindao	28	1,4	548	27,4	417	20,9	26	1,3	392	19,6	28	1,4	40	2,0	6	0,3
Monomastix sp.	37	1,1	6	0,3	6	0,3	3	0,2					35	1,7		
Monoraphidium minutum (Naeg.) Kom.-Legn.					6	0,5					3	0,2			3	0,3
Oocystis submarina v. variabilis Skuja													12	0,4		
Ubest. chlorophyceer									249	18,7						
Volum CHLOROPHYCEAE		2,5		28,7		21,7		2,0		39,1		1,6		4,1		1,0
CHRYSTOPHYCEAE (gulalger)																
Bitrichia chodati (Rev.) Chod											9	0,9	16	1,6	3	0,3
Chrysoikos skujai (Nauw.) Willén							8	0,4	6	0,6						
Cyster av chrysophyceae	22	3,3	22	3,4	9	1,4	45	6,8	19	2,8						
Dinobryon borgei Lemm.			12	0,3	22	0,5								3	0,1	
Dinobryon crenulatum West & West			3	0,6	12	2,5	45	9,0			3	0,6				
Dinobryon sertularia Ehr.							5	0,9								
Dinobryon socialis v. americana (Brunth.) Bachm.					16	3,1	2	0,3								
Dinobryon suecicum Lemm.									3	0,1						
Kephyrion spp.	9	0,5	16	0,8	19	0,9	129	6,5	6	0,3	6	0,3	9	0,5		
Mallomonas akrokomos Ruttn.											3	0,8	75	18,7		
Mallomonas sp.			6	5,6												
Phaeaster aphanaster (Skuja) Bourr.			19	3,4	28	5,0										
Små chrysomonader	473	28,4	1133	73,7	698	45,3	344	22,4	171	11,1	177	11,5	280	18,2	193	12,5
Store chrysomonader	174	56,6	641	208,5	243	78,9	107	34,9	47	15,2	78	25,3	84	27,2	19	6,1
Volum CHRYSTOPHYCEAE		88,8		296,3		137,6		81,2		30,1		39,4		66,3		18,9
BACILLARIOPHYCEAE (kiselalger)																
Cyclotella glomerata Bachm.			16	1,2												
Navicula spp.	6	1,9	9	2,8	6	1,9										
Volum BACILLARIOPHYCEAE		1,9		4,0		1,9										
CRYPTOPHYCEAE																
Cryptaulax vulgaris Skuja															22	2,2
Cryptomonas marsonii Skuja			47	46,7	25	24,9							118	118,3	31	31,0
Cryptomonas sp. (1 = 17-18 μm)			62	46,7	25	18,7	30	22,2					106	79,4	25	18,7
Cryptomonas spp. (1 = 24 μm)	16	38,9	174	436,0	59	147,9	3	7,8	5	11,7	6	15,6	50	124,6	34	85,6
Katablepharis ovalis Skuja	9	0,9	56	5,6	103	10,3	5	0,5			50	5,0	109	10,9	69	6,9
Rhodomonas lacustris (=Rh.minuta) Pasch. & Ruttn.	91	12,1	663	99,5	442	66,3	184	27,6	162	24,3	69	10,3	308	46,2	199	30,0
Volum CRYPTOPHYCEAE		51,9		634,5		268,1		58,1		36,0		30,9		379,4		174,4
DINOPHYCEAE (fureflagellater)																
Gymnodinium cf. lacustre Schill.	72	39,4	53	29,1	165	90,8	19	10,3	31	17,1	28	15,4	16	8,6	19	10,3
Gymnodinium sp. (18x14 μm)			19	28,0									31	31,0		
Peridinium inconspicuum Lemm.							3	9,3	12	31,1						
Peridinium sp. (24x21 μm)	16	68,5														
Volum DINOPHYCEAE		107,9		57,1		90,8		19,6		48,2		15,4		39,6		10,3
ANDRE																
Craspedophyceae															16	1,0
" μ -alger"	1682	16,8	2149	21,5	710	7,1	1140	11,4	1346	13,5	1458	14,6	2916	29,2	1420	14,2
TOTAL VOLUM		269,8		1042,1		527,2		172,3		166,9		101,9		518,6		219,8

Tabell 8.2.2a Algevolumer for hovedgruppene i Myrkdalsvatnet, Oppheimsvatnet og Lønavatnet.

Myrkdalsvatnet

Algegruppe	Dato									
	16. mars	30. april	24. mai	13. juni	30. juni	23. juli	10. august	27. august	22. september	18. oktober
Chlorophyceae	1,0	0,8	0,8	0,5	0,8	3,1	4,0	6,3	1,7	0,3
Chrysophyceae	6,3	83,6	10,8	106,9	74,8	24,2	24,7	30,4	51,3	42,2
Bacillariophyceae	-	-	-	-	-	-	0,5	-	-	0,2
Cryptophyceae	5,5	59,8	2,8	5,3	12,7	22,1	161,1	110,1	25,6	21,7
Dinophyceae	0,3	11,1	4,1	24,0	19,7	2,6	-	11,6	6,9	5,1
"µ-alger"	0,8	33,5	3,6	7,8	17,2	9,7	22,8	12,7	18,9	12,1
Totalvolum	13,9	188,8	22,1	144,5	125,2	61,7	213,1	171,1	109,1	81,6

Oppheimsvatnet

Algegruppe	Dato									
	16. mars	30. april	30. mai	12. juni	30. juni	20. juli	10. august	24. august	20. september	19. oktober
Chlorophyceae	3,4	41,2	16,1	17,0	8,4	4,1	0,7	7,2	20,1	19,5
Chrysophyceae	18,8	47,7	290,2	164,2	78,7	55,1	27,4	36,5	80,9	26,7
Bacillariophyceae	7,2	207,1	287,2	418,9	140,6	10,0	4,6	1,5	26,5	43,7
Cryptophyceae	47,2	28,6	78,8	146,4	52,1	39,0	18,1	78,1	91,3	89,4
Dinophyceae	4,6	1,7	6,9	12,0	4,3	13,7	3,4	6,8	6,9	3,4
"µ-alger"	5,5	25,4	22,4	49,2	37,8	28,0	13,1	17,0	37,9	14,2
Totalvolum	86,7	351,7	701,6	807,7	321,9	149,9	67,3	147,1	263,6	196,9

Lønavatnet

Algegruppe	Dato									
	17. mars	1. mai	25. mai	12. juni	28. juni	20. juli	9. august	26. august	20. september	17. oktober
Chlorophyceae	0,6	12,4	6,2	2,2	3,4	4,5	16,1	15,2	5,1	4,5
Chrysophyceae	15,7	99,9	90,9	105,8	72,9	49,1	23,4	40,1	50,2	38,8
Bacillariophyceae	-	6,8	6,5	20,5	-	-	-	-	2,1	1,6
Cryptophyceae	6,8	130,2	9,8	40,7	15,2	17,7	101,9	217,8	171,6	122,7
Dinophyceae	0,8	17,1	15,4	22,3	12,0	6,0	-	2,5	8,6	3,4
"µ-alger"	2,6	23,8	15,1	6,0	8,2	7,3	5,9	4,5	11,4	16,9
Totalvolum	26,5	290,2	143,9	197,5	111,7	84,6	147,3	280,1	249,0	187,9

Tabell 8.2.2b Algevolumer for hovedgruppene i Vangsvatnet og Evangervatnet.

Øvre Vangsvatnet

Algegruppe	Dato									
	17. mars	1. mai	24. mai	11. juni	28. juni	21. juli	9. august	24. august	19. september	18. oktober
Chlorophyceae	1,1	13,5	30,3	22,1	20,7	44,6	3,9	25,9	30,3	1,1
Chrysophyceae	26,1	120,7	274,4	196,6	115,5	31,4	35,7	68,5	70,2	46,2
Bacillariophyceae	-	-	3,7	-	-	-	-	-	-	-
Cryptophyceae	10,2	153,0	297,8	251,3	183,8	16,0	34,3	215,2	297,3	255,8
Dinophyceae	2,2	99,4	173,0	44,5	17,1	14,4	10,3	61,7	6,9	8,6
"µ-alger"	3,0	29,3	15,9	18,0	14,6	23,9	9,2	15,4	33,2	21,5
Totalvolum	42,6	415,9	795,1	532,5	351,7	130,3	93,4	386,7	437,9	333,2

Nedre Vangsvatnet

Algegrupper	Dato									
	17. mars	1. mai	26. mai	11. juni	27. juni	20-23. juli	10. august	27. august	21. september	21. oktober
Chlorophyceae	0,3	23,7	25,0	38,3	6,7	Prøver mangler	5,3	14,1	4,5	3,0
Chrysophyceae	24,6	227,5	346,9	233,3	129,1		50,1	63,8	88,0	51,5
Bacillariophyceae	-	-	13,0	4,7	-		-	-	-	-
Cryptophyceae	26,3	301,6	423,8	391,8	164,3		41,3	199,9	241,8	473,9
Dinophyceae	1,0	741,6	27,4	48,0	12,0		10,3	58,2	-	9,3
"µ-alger"	4,8	30,5	11,3	20,6	28,4		12,3	15,4	38,3	15,3
Totalvolum	57,0	1324,9	857,4	736,7	340,5		119,3	351,8	372,6	553,0

Evangervatnet

Algegruppe	Dato								
	2. mai	26. mai	13. juni	29. juni	22. juli	11. august	25. august	22. september	20 oktober
Chlorophyceae	2,5	28,7	21,7	2,0	39,1	1,6	17,7	4,1	1,0
Chrysophyceae	88,8	296,3	137,6	81,2	30,1	39,4	112,5	66,3	18,9
Bacillariophyceae	1,9	4,0	1,9	-	-	-	-	-	-
Cryptophyceae	51,9	634,5	268,1	58,1	36,0	30,9	105,9	379,4	174,4
Dinophyceae	107,9	57,1	90,8	19,6	48,2	15,4	84,3	39,6	10,3
"µ-alger"	16,8	21,5	7,1	11,4	13,5	14,6	24,2	29,2	15,2
Totalvolum	269,8	1042,1	527,2	172,3	166,9	101,9	344,6	518,6	219,8

Vedlegg 8.2

Metodikk klorofyllmåling

De innsamlede prøvene ble filtrert på glassfiberfilter (GF/C) på Voss og deretter lagret i dypfryser ($\pm 20^{\circ}\text{C}$) før videre analyse på NIVA i Oslo. Prøvene var forventet å gi et relativt lavt klorofyllnivå. Ut fra de vannvolum som var filtrert og de alge-volum som var bestemt ble det derfor vedtatt å benytte en fluorimetrisk metode for bestemmelse av klorofyllinnholdet. Denne metoden er ca. 1000 ganger mer følsom enn den ordinære spektrofotometriske metoden. Det ble benyttet et fluorimeter av typen FM 3 (UME-instrument AB). Dette instrumentet gir resultatet i "fluorescensenheter" og må kalibreres mot en vanlig spektrofotometrisk metode for å gi resultatet i mg/m^3 .

Denne kalibreringen ble foretatt mot ca. 50 utplukkede prøver fra samtlige stasjoner som vist i tab. 8.2. Omregningsfaktorene er beregnet som middelverdi på samtlige dyp og standardavviket er oppgitt.

Til beregning av klorofyll a -innholdet etter den spektrofotometriske metoden er den trikromatiske ligningen til Strickland & Parson benyttet. Variasjonen mellom de forskjellige faktorene på alle dypene fra 0 til 10 meter var for samtlige stasjoner gjennomsnittlig mindre enn 10%. Ved å betrakte alle kalibreringene under ett gir dette en gjennomsnittlig faktor på 0,089 med et standardavvik på 0,02. Dette gir en totalvariasjon på ca. 13%. Denne gjennomsnittsverdien ble valgt for omregning av samtlige prøver.

Tabell 8.2 Kalibrering av fluorimeter mot spektrofotometer.
(Klofofyll a bestemt etter Strickland & Parson).

Stasjon	Dato	Midlere kalibrerings- faktor	Standard-avvik	
			$\bar{\sigma}_{n-1}$	%
Myrkdalsvatn	30.4	0,065 ¹⁾	0,012	\pm 18,5
- " -	10.8	0,092 ¹⁾	0,010	\pm 10,9
Oppheimsvatn	12.6	0,086	0,001	\pm 1,1
Lønavatn	1.5	0,087	0,005	\pm 5,7
- " -	20.9	0,083	0,006	\pm 7,2
Vangsvatn, Ø.	24.5	0,104	0,006	\pm 5,8
Vangsvatn, N	1.5	0,078	0,005	\pm 6,4
- " -	26.5	0,102	0,016	\pm 15,7
- " -	21.10	0,099	0,008	\pm 7,7
Evangervatn	26.5	0,094	0,003	\pm 3,2

Tabell 8.2.3a Klorofyllresultater fra Myrkdalsvatnet, Oppheimsvatnet og Lønnavatnet (mg/m³).

MYRKDALSV.			OPPEIMSV.			LØNAVATN		
DATE	DYP	FLUORIM. KLOROF. MYG/L	DATE	DYP	FLUORIM. KLOROF. MYG/L	DATE	DYP	FLUORIM. KLOROF. MYG/L
	METER			METER			METER	
16.3	0-2	0.224	16.3	0-2	1.564	17.3	0-2	0.514
16.3	2-4	0.165	16.3	2-4	2.541	17.3	2-4	0.689
16.3	4-6	0.129	16.3	4-6	2.283	17.3	4-6	0.523
16.3	6-8	0.128	16.3	6-8	3.058	17.3	6-8	0.545
16.3	8-10	0.121	16.3	8-10	1.753	17.3	8-10	0.638
30.4	0-2	0.694	30.4	0-2	4.103	1.5	0-2	3.398
30.4	2-4	0.540	30.4	2-4	3.942	1.5	2-4	5.472
30.4	4-6	1.536	30.4	4-6	3.990	1.5	4-6	2.880
30.4	6-8	2.112	30.4	6-8	3.853	1.5	6-8	2.112
30.4	8-10	1.536	30.4	8-10	4.362	1.5	8-10	2.614
24.5	0-2	0.213	30.5	0-2	2.016	25.5	0-2	1.669
24.5	2-4	0.464	30.5	2-4	2.254	25.5	2-4	2.095
24.5	4-6	0.584	30.5	4-6	2.283	25.5	4-6	1.949
24.5	6-8	0.854	30.5	6-8	2.316	25.5	6-8	2.541
24.5	8-10	0.800	30.5	8-10	2.925	25.5	8-10	1.821
10.6	0-2	2.720	12.6	0-2	2.120	12.6	0-2	0.535
10.6	2-4	2.441	12.6	2-4	2.665	12.6	2-4	3.440
10.6	4-6	2.441	12.6	4-6	3.102	12.6	4-6	1.920
30.6	0-2	0.796	12.6	6-8	3.579	12.6	6-8	1.418
30.6	2-4	1.062	12.6	8-10	2.336	12.6	8-10	1.964
30.6	4-6	0.922	30.6	0-2	2.210	28.6	0-2	1.477
30.6	6-8	1.024	30.6	2-4	1.918	28.6	2-4	1.090
30.6	8-10	1.005	30.6	4-6	3.418	28.6	4-6	0.969
19.7	0-2	0.927	30.6	6-8	3.733	28.6	6-8	1.302
19.7	2-4	0.798	30.6	8-10	6.912	28.6	8-10	2.682
19.7	4-6	1.169	20.7	0-2	1.986	20.7	0-2	1.522
19.7	6-8	1.293	20.7	2-4	2.543	20.7	2-4	1.867
19.7	8-10	1.492	20.7	4-6	2.757	20.7	4-6	1.717
10.8	0-2	0.830	20.7	6-8	0.833	20.7	6-8	2.015
10.8	2-4	1.352	20.7	8-10	3.627	20.7	8-10	2.856
10.8	4-6	1.505	10.8	0-2	7.071	9.8	0-2	1.772
10.8	6-8	0.914	10.8	2-4	4.762	9.8	2-4	1.980
10.8	8-10	0.696	10.8	4-6	6.389	9.8	4-6	1.376
27.8	0-2	0.995	10.8	6-8	8.361	9.8	6-8	1.411
27.8	2-4	1.078	10.8	8-10	3.161	9.8	8-10	0.743
27.8	4-6	1.216	24.8	0-2	6.109	26.8	0-2	3.660
27.8	6-8	1.174	24.8	2-4	6.309	26.8	2-4	2.513
27.8	8-10	1.166	24.8	4-6	6.192	26.8	4-6	2.384
21.9	0-2	0.884	24.8	6-8	3.476	26.8	6-8	2.338
21.9	2-4	1.125	24.8	8-10	6.545	26.8	8-10	1.256
21.9	4-6	0.922	20.9	0-2	6.480	20.9	0-2	2.552
21.9	6-8	0.729	20.9	2-4	4.710	20.9	2-4	3.347
21.9	8-10	0.533	20.9	4-6	6.450	20.9	4-6	1.971
19.10	0-2	0.934	20.9	6-8	4.563	20.9	6-8	1.847
19.10	2-4	0.757	20.9	8-10	7.144	20.9	8-10	1.469
19.10	4-6	0.859	19.10	0-2	4.752	17.10	0-2	3.884
19.10	6-8	0.611	19.10	2-4	4.464	17.10	2-4	3.287
19.10	8-10	0.774	19.10	4-6	4.464	17.10	4-6	2.614
			19.10	6-8	4.712	17.10	6-8	2.396
			19.10	8-10	5.152	17.10	8-10	2.194

Tabell 8.2.3b Klorofyllresultater fra Vangsvatnet og Evangervatnet.

VANGSV.Ø.			VANGSV.N.			EVANGERV.		
DATO	DYP METER	FLUORIM. KLOROF. MYG/L	DATO	DYP METER	FLUORIM. KLOROF. MYG/L	DATO	DYP METER	FLUORIM. KLOROF. MYG/L
17.3	0-2	0.680	17.3	0-2	0.774	2.5	0-2	1.183
17.3	2-4	0.749	17.3	2-4	0.792	2.5	2-4	1.792
17.3	4-6	0.493	17.3	4-6	0.800	2.5	4-6	2.064
17.3	6-8	0.378	17.3	6-8	0.822	2.5	6-8	1.477
17.3	8-10	0.324	17.3	8-10	0.739	2.5	8-10	1.731
1.5	0-2	3.155	1.5	0-2	9.152	26.5	0-2	4.114
1.5	2-4	3.567	1.5	2-4	9.367	26.5	2-4	3.551
1.5	4-6	2.680	1.5	4-6	9.707	26.5	4-6	3.422
1.5	6-8	3.006	1.5	6-8	10.551	26.5	6-8	3.960
1.5	8-10	2.939	26.5	0-2	3.360	26.5	8-10	3.657
24.5	0-2	1.290	26.5	2-4	2.987	13.6	0-2	3.388
24.5	2-4	2.342	26.5	4-6	2.543	13.6	2-4	3.627
24.5	4-6	2.141	26.5	6-8	1.564	13.6	4-6	3.680
24.5	6-8	2.656	26.5	8-10	1.773	13.6	6-8	3.600
24.5	8-10	3.072	11.6	0-2	4.708	13.6	8-10	3.600
11.6	0-2	4.560	11.6	2-4	5.440	29.6	2-4	1.385
11.6	2-4	1.267	11.6	4-6	5.040	29.6	6-8	1.456
11.6	4-6	1.747	11.6	6-8	3.164	29.6	8-10	1.600
11.6	6-8	4.086	11.6	8-10	4.029	22.7	0-2	1.878
11.6	8-10	3.252	27.6	0-2	1.793	22.7	2-4	2.430
28.6	0-2	1.256	27.6	2-4	2.202	22.7	4-6	2.194
28.6	2-4	2.149	27.6	4-6	2.160	22.7	6-8	2.349
28.6	4-6	2.899	27.6	6-8	2.366	22.7	8-10	1.817
28.6	6-8	3.200	27.6	8-10	2.954	11.8	0-2	1.319
28.6	8-10	2.640	21.7	0-2	2.534	11.8	2-4	2.105
21.7	0-2	3.133	21.7	2-4	3.008	11.8	4-6	2.103
21.7	2-4	3.312	21.7	4-6	2.944	11.8	6-8	1.690
21.7	4-6	3.702	21.7	6-8	2.592	11.8	8-10	1.766
21.7	6-8	3.225	21.7	8-10	2.752	25.8	0-2	3.143
21.7	8-10	3.702	10.8	0-2	2.304	25.8	2-4	2.954
9.8	0-2	2.534	10.8	2-4	2.016	25.8	4-6	3.753
9.8	2-4	2.575	10.8	4-6	1.926	25.8	6-8	3.458
9.8	4-6	2.016	10.8	6-8	1.512	25.8	8-10	3.109
9.8	6-8	1.143	10.8	8-10	1.520	22.9	0-2	3.056
9.8	8-10	1.426	26.8	0-2	2.939	22.9	2-4	3.161
24.3	0-2	1.965	26.8	2-4	2.586	22.9	4-6	2.992
24.3	2-4	2.200	26.8	4-6	2.919	22.9	6-8	3.108
24.8	4-6	2.065	26.8	6-8	2.229	22.9	8-10	2.457
24.8	6-8	2.250	26.8	8-10	2.253	20.10	0-2	3.302
24.3	8-10	1.740	21.9	0-2	4.446	20.10	2-4	1.637
19.9	0-2	2.227	21.9	2-4	4.680	20.10	4-6	1.822
19.9	2-4	2.113	21.9	4-6	3.443	20.10	6-8	1.376
19.9	4-6	2.502	21.9	6-8	2.530	20.10	8-10	1.075
19.9	6-8	1.971	21.9	8-10	1.728			
19.9	8-10	0.934	21.10	0-2	4.925			
18.10	0-2	2.816	21.10	2-4	3.156			
18.10	2-4	2.060	21.10	4-6	1.809			
18.10	4-6	2.000	21.10	6-8	1.661			
18.10	6-8	1.667	21.10	8-10	1.173			
18.10	8-10	1.949						

Tabell 8.3.2

Taxonomiske synonymmer hos fire arter dyreplankton fra forskjellige undersøkelser i Vossevasdraget

Denne rapport	Huitfeldt-Kaas (1906)	Strøm (1930)	Hauge (1957)
<i>Daphnia longispina</i>	<i>D. lacustris</i> <i>D. lacustris</i> var. <i>alpina</i>	<i>D. lacustris</i>	<i>D. lacustris</i> <i>D. lacustris</i> var. <i>hyalina</i> <i>D. lacustris</i> var. <i>lacustris</i>
<i>Bosmina longispina</i>	<i>B. obtusirostris</i>	<i>B. obtusirostris</i> <i>B. obtusirostris</i> var. <i>alpina</i>	<i>B. coregoni</i> <i>B. coregoni</i> var. <i>obtusirostris</i>
<i>Arctodiaptomus laticeps</i>	<i>Diaptomus laticeps</i>	<i>D. laticeps</i>	<i>A. laticeps</i> <i>Eudiaptomus coeruleus</i>
<i>Cyclops abyssorum</i>	<i>Cyclops scutifer-part.</i>	<i>C. scutifer-part.</i>	<i>Cyclops</i> sp.

Tabell 8.3.4a Dyreplankton. Myrkdalsvatnet. 1977.

Gruppe/art	Kvantitative blandprøver 1, 2, 4, 8, 10, 20 og 40 meter									
	21/4	24/5	10/6	24/6	19/7	5/8	29/8	21/9	18/10	30/6
Holopedium gibberum ♀♀					6	6	7			2
♀♀ ov.					1	17	4			
♂♂				3						
Daphnia longispina ♀♀			4		4	3		1		1
♀♀ ov.						1				
♀♀ eph.						1				
♂♂								1		
Ceriodaphnia quadrangula ♀♀							2	7	1	
♀♀ eph.								1	1	
♂♂							1	7		
Bosmina longispina ♀♀	7	1	2		129	89	172	474	8	27
♀♀ ov.		1			21	12	16			3
♀♀ eph.							3	104	4	
♂♂								1	4	
Bythotrephes longimanus							1			
Polyphemus pediculus					2	8				
Keratella cochlearis	17	3	1	1	1	10	18	8	19	
♀♀ ov.					2	6				
K. hiemalis	18	3	2	2	6	38	49	56	25	1
♀♀ ov.				3	2	4			1	
Kellicottia longispina	58	9	3	32		67	232	86	157	2
♀♀ ov.			2			6			3	
Polyarthra vulgaris	13				330	73	840	419	341	3
Conochilus unicornis				1	860	444	860	1234	49	2
Arctodiaptomus laticeps ♀♀						1				
♂♂								2		
cycl. naupl.	524	311	14	17	139	36	118	186	144	39
C. scutifer cop. I	4		1		18	4	1	5	2	14
cop. II	9		5		26	21	14	52	19	12
cop. III	17		7		7	11	5	39	83	4
cop. IV	18		17		1		1	1	23	3
cop. V	5		19		4	4				17
Ad ♂♂		2	5		3	1	2			9
♀♀ sperm							1			
♀♀ ov.					12	1		3		
♀♀		1	8		24	4	9	5	1	6

Tabell 8.3.4b Dyreplankton. Oppheimsvatnet 1977.

Gruppe/art	Kvantitative blandprøver 1, 2, 4, 8, 10, 20 og 65 meter								
	22/4	30/5	12/6	30/6	20/7	10/8	5/9	20/9	19/10
Holopedium gibberum ♀♀		16	16	42	36	85	20	19	2
♀♀ ov.		2	1	1		1		5	7
		1							
Daphnia longispina ♀♀		9	6	4	3	13	7	10	3
♀♀ ov.			1	3	1	1		2	
♀♀ eph.								1	
								6	7
Bosminalongispina	5	27	59	180	45	60	49	28	41
♀♀ ov.	2	9	7			1	3	1	4
♀♀ eph.									10
								3	23
Keratella cochlearis	33	83	205	69	22	30	36	21	74
♀♀ ov.	16	53	62	2	2		3		14
K. hiemalis	13	5	14	8	5		5		
♀♀ ov.	1		2						
Kellicottia longispina	69	173	381	92	11	8	71	90	209
♀♀ ov.	74	204	451		1		6	12	20
Polyarthra vulgaris	13	6	292	670	327	100	1200	41	114
Conochilus unicornis		1	43			2	9695	3605	653
Arctodiaptomus laticeps									
cop. I	2								
cop. II	11								
cop. III	2								
cop. IV	4	12							
cop. V	2	16	1						
Ad. ♂♂	1	10	4	4	1	4	6	3	2
♀♀ sperm			1	1			1		
♀♀ ov.			1	3		2	3		
		5	8	6		3		1	
Cyclops abyssorum	215	5	73	213	34	80	102	480	474
C. scutifer									
cop. I	65	7	3				1		
cop. II	21	105	5	2			1	1	1
cop. III	12	89	122	33	8	2	1	1	2
cop. IV	9	40	38	21	4	8	4	6	9
cop. V	30	12	18	13	5	5		2	3
Ad. ♂♂	5	15	13		3	1		1	
♀♀ sperm.				1			1		
♀♀ ov.		13					2		
♀♀		12	11	5	3	2	6	4	1
Eggsekker (cyclop.)				1					
" (calan.)				2		1			

Tabell 8.3.4c

Dyreplankton, Lønnavatnet. 1977.

Gruppe/art	Håvtrekk 30/4			Kvantitative blandprøver 1, 2, 4, 8, 10, 15 og 25 m							
	45 µm	90 µm	224 µm	25/5	12/6	28/6	20/7	9/8	26/8	20/9	17/10
<i>Bosmina longispina</i> ♀♀	8	8	19	9	49	234	72	113	31	39	30
♀♀ ov.	1			1	7	9	7	4	4		2
♀♀ eph.										16	60
										7	45
<i>Bythotrephes longimanus</i>								1			
<i>Keratella cochlearis</i>	7	3		1	5	2	2	7	5	6	3
♀♀ ov.	1	1		1	2					2	
<i>K. hiemalis</i>	21	6		8	10	4	5	5	1		1
♀♀ ov.	16										
<i>Kellicottia longispina</i>	27	48		9	11	9	30	45	53	1	1
♀♀ ov.	9	17		4	3				9	1	
<i>Polyarthra vulgaris</i>	3				1	2	30	113	200		16
<i>Conochilus unicornis</i>			4		1	34	15	6	21	10	
<i>Synchaeta</i> spp.	8		3			8	1				
<i>Asplanchna priodonta</i>		1		1		2					4
<i>Lecane</i> sp.								1		1	
cycl. naupl.	2	4	6	4	10	55	44	16	40	3	1
<i>C. abyss.</i> + scut.											
cop. I							7	8	23	4	
cop. II	1	2	1				13	5	7	68	3
cop. III	8	5	13	1	1			19	19	57	380
cop. IV	4	15	22					19	35	11	126
cop. V	73	85	124	4	2			5	17	14	14
ad. ♂♂	8	2	6	1	7	1					
♀♀ sperm.				1	1						
♀♀	3	4	2	1	3	1	4	1	1		
Eggsekker (calan.)							2				
- " - (cyclop.)					1						

Tabell 8.3.4d

Dyreplankton. Øvre Vangsvatnet. 1977.

Gruppe/art	Håvtrekk 10/5			Håvtrekk 24/5			Kvantitative blandprøver 1, 2, 4, 8, 10, 20, 55 m						
	45 µm	90 µm	224µm	45 µm	90 µm	224µm	11/6	28/6	21/7	9/8	28/8	19/9	18/10
Holopedium gibberum ♀♀									1				
Daphnia longispina ♀♀			1					1	18	60	123	7	
♀♀ ov.								1	5	16	1		
♀♀ eph.										9	3		
										24	24		
Bosmina longispina ♀♀	1	2	12	7	5	6	45	118	68	127	37	1	
♀♀ ov.			2				14	9	18	15			
♀♀ eph.										5	30	7	
									1			2	
Bythotrephes longimanus									1				
Keratella cochlearis	38	4		48	6		5	140	22	29			10
♀♀ ov.	9			3	2			12					
K. hiemalis	29			31	1		1	1	6	3			1
Kellicottia longispina	24	55	9	39	44		1	39	486	43	88	31	17
♀♀ ov.	17	33	5	5	30			2	39	4	2		2
Polyarthra vulgaris	3							250	829	90	260	65	39
Conochilus unicornis	6	2	17	4				210	315	196	543	80	38
Synchaeta spp.	31		14	1				2500					
Asplanchna priodonta				4				150				6	28
Lecane sp.										1			
Ostracoda				2									
Arctodiaptomus laticeps													
cop. I		2	5	3									1
cop. II	1	3	7	1	3	3	1				1		7
cop. III			4	1		2	1	1	1				1
cop. IV		11	11	3		4	2				2		
cop. V	2	12	31	3	2	2	2	1			6		
Ad. ♂♂	2	10	24	5	11	38			1	3	4		3
♀♀ sperm.	1	1	1	-	-	2		1	2				1
♀♀ ov.		2	5	2	3	6		3	2	1	1	2	3
cycl. naupl	1	5	11	12			1		5	1	4		2
Cycl. abyss. + scut.	12	90	6	15	2		9	48	76	56	125	7	153
cop. I		x	x	x		x		1	2	27	19		28
cop. II	x	x	x	x	1	x		6	16	2	32		57
cop. III	1		4	2	1	3		24	22	11	2		54
cop. IV	1	4	13	2	6	5		45	39	48			12
cop. V	4	13	26	12	25	55		3	19	32	5		
Ad. ♂♂			1	8	38	30	3	2	1				1
♀♀ sperm.				1	8	8	1						
♀♀		1	4	5	9	19	1	11	15	8	16		1
eggsekker C. scutifer							2	16					
" calanoide								1	1		2		1

Tabell 8.3.4e

Dyreplankton, Nedre Vangsvatnet. 1977.

Gruppe/art	Håvtrekk 1/5			Kvantitative blandprøver 1, 2, 4, 8, 10, 20 og 40 m						
	45 µm	90 µm	224 µm	11/6	27/6	21/7	10/8	26/8	21/9	21/10
Daphnia longispina ♀♀				1			35	86	7	3
♀♀ ov.							5	8	1	
♀♀ eph.								1	3	
							1		29	1
Bosmina longispina ♀♀	2	1	16	6	4	24	51	54	23	9
♀♀ ov.	2				1	2	3	16	2	3
♀♀ eph.								1		8
										5
Keratella cochlearis	19		1		12	67	73	14	20	23
♀♀ ov.						13	1		1	1
K. hiemalis	12	4			1		11	1	1	
Kellicottia longispina	36	47	43	11	48	163	136	90	85	129
♀♀ ov.	7	11	14	2	3	11	10	11	11	10
Polyarthra vulgaris	1				8	1500	63	244	6	165
Conochilus unicornis			5		24	60	271	56	65	57
Synchaeta spp.	119	132	111		2000				2	
Asplanchna priodonta							4		6	51
Ploesoma hudsoni									2	
Lecane sp.							1			1
Arctodiaptomus laticeps										
cop. I							1			2
cop. II			3	4	1		6			
cop. III				2		2	2			1
cop. IV			1	1			2			
cop. V	1		1	3		1			2	1
Ad. ♂♂		1	6	4		1	3		10	3
♀♀ sperm.			3			1			2	4
♀♀ ov.			1	1		1	1		6	
			6		2	1	1		4	2
cycl. naupl.	1	2	3	6	66	75	151	14	449	64
Cycl. abyss. + scut.										
cop. I			1	1	6	21	10	7	61	36
cop. II						19	25	4	87	103
cop. III						16	26	1	18	164
cop. IV			3	1		24	44	4	-	11
cop. V		1	6			4	5	6	30	
Ad. ♂♂			2	7						
♀♀ sperm.				2						
♀♀				5		2	4	3	3	1
Megacycl. gigas.										
cop. I			1							
cop. II		1	8							
cop. III			2							
Eggsekker (cyclop.)				10	1				2	

Tabell 8.3.4f

Dyreplankton, Evangervatnet. 1977.

Gruppe/art	Håvtrekk 20/5			Kvantitative blandprøver 1, 2, 4, 6, 8, 10, 20 og 100 m							
	45 µm	90 µm	224 µm	26/5	13/6	29/6	2 / 7	11/8	25/8	22/9	20/10
Bosmina longispina ♀♀	9	12	84	4	8	35	88	99	82	91	2
♀♀ ov.				2	1	8	9	15	18	34	
♀♀ eph.										6	1
										26	
Keratella cochlearis	15	2	1	12	12	7	8	6	19	12	32
♀♀ ov.	1				3	1	2		3		
K. hiemalis	21	5	2	9	2		2	1	1	4	1
♀♀ ov.					1						
Kellicottia longispina	51	93	1	41	22	24	55	26	48	30	64
♀♀ ov.	16	24	1	16	4	2	1	4	5	4	1
Polyarthra vulgaris	2			9	2	210	800	29	95	65	197
Conochilus unicornis	1	2			6	235	45	9	140	210	
Asplanchna priodonta						10	4	1	46	38	
Notolca sp.								2			
Brachyonus spp.				2					7	1	
Arcoperus harpae									1		
Synchaeta spp	72	23		1							
Arctodiaptomus laticeps											
cop. I		2					4				1
cop. II							2				
cop. III							3				
cop. IV			2			1	4			2	1
cop. V		1	5				5	1	4	8	
Ad. ♂♂	2		2	2			3		1	1	3
♀♀ sperm.											5
♀♀ ov.			1	1							
♀♀			4				4		1	2	
cyclop. naupl.	7	23	1	6	18	15	19	6	49	44	15
Cyclops abys. + scut.											
cop. I						3	24	3		41	17
cop. II			2			2	28	3	1	29	6
cop. III			4			1	54	15		15	11
cop. IV	1	1	27				90	25	9	5	1
cop. V	1	12	49	1		1	6	2	6	6	
Ad. ♂♂			12	4	3	7					
♀♀ sperm.							3				
♀♀	1		2	1	1	17	11		3	5	
Eggsekker						18	4				