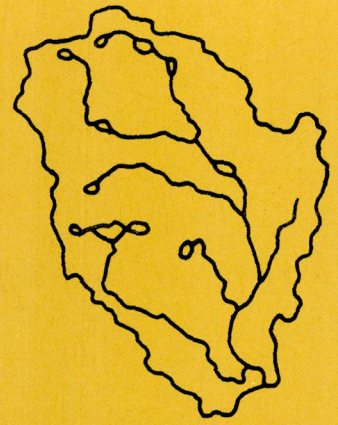


Vassdragsforsk



ANN KRISTIN SCHARTAU

*DYREPLANKTON I RONDVATN OG ØVRE
DELER AV ATNAVASSDRAGET, 1986.*

Rapport nr. 115

Oslo 1987

Program for naturforvaltning

OMORGANISERING AV KONTAKTUTVALGSSYSTEMET

Kultur- og vitenskapsdepartementet, Miljøverndepartementet og Olje- og energidepartementet har inngått avtale om at Norges allmennvitenskapelige forskningsråd (NAVF) skal videreføre kontaktutvalgssystemets arbeid innen vassdragssektoren. Dette arbeidet skal nå styrkes og videreutvikles.

I denne forbindelse har NAVF opprettet "Program for naturforvaltning". Kontaktutvalgssystemets tidligere sekretariat inngår i dette. Programmet kalles VASSDRAGSFORSK.

Rapportserien fra Kontaktutvalget for vassdragsreguleringer, Universitetet i Oslo videreføres nå av Vassdragsforsk. Rapportenes nummerering er fortløpende fra den tidligere serien.

Vassdragsforsk

Program for naturforvaltning
Opprettet av Norges allmenn-
vitenskaplige forskningråd

adr. Universitetet i Oslo
Postboks 1037, Blindern
0315 OSLO 3
tlf. 02-454684

ANN KRISTIN SCHARTAU

*DYREPLANKTON I RONDVATN OG ØVRE
DELER AV ATNAVASSDRAGET, 1986.*

ZOOPLANKTON IN RONDAVATN AND THE UPPER PARTS OF THE ATNA WATERCOURSE DURING 1986

This study is part of the SWAP-project. It can also be seen in relation to a larger project that seeks to document the scientific value of Atna as a reference watercourse.

The study includes 21 lakes above Atnsjøen. They are situated between 702 and 1587 m a.s.l. and form a gradient from the upper coniferous forest belt to the high alpine.

The catchment area of the river Atna is 1320 km² and it is 97 km long from Verkildalsvatn to its confluence with the Glåma at Atnoset.

The catchment is characterised by a low number of small lakes. Atnsjøen, with an area of 5.3 km² and a maximum depth of 72 m, is the only lake larger than 1 km².

The bedrock over most of the catchment is comprised of quartzite containing feltspar (sparagmite) which weathers slowly and gives rise to nutrient poor soils. However, in the southern parts there are large local areas with dark sparagmite containing elements of limestone and fylite (Holtedahl 1960). The lakes are poor in electrolytes and calcium and are oligotrophic. The lakes below the tree line had varying humus content.

pH and conductivity measurements from previous studies are given in Table 3. pH varies between 3.8 and 6.9, while conductivity ranges from 5 to 13 µS/cm in surface waters.

Ten species of planktonic and plankto-littoral crustaceans, 5 cladocerans and 5 copepods, have been recorded. Chydorus sphaericus was also found in high densities in some localities.

The dominant species of Rotatoria are shown in Table 4.

Bosmina longispina and Cyclops abyssorum taticus were the most common crustaceans, occurring in 14 and 12 lakes, respectively.

Compared to other areas there were few species, the number in each lake varying from 0 to 9, with an average of 2.8. This is comparable with the Hardangervidda mountain area (Halvorsen 1973). The composition of the plankton community showed large variation from lake to lake. In the mountain lakes one or two species usually dominated, while the forest lakes showed relatively high diversities.

The density of planktonic Rotatoria varied between 0 and 2,687,500 ind./m³, the highest densities being recorded from Øvre Bergedalstjern in July.

The similarity between the plankton communities in the different lakes was low. However, as several localities had an extremely simple community with only one planktonic species, some lakes had lakes with identical communities (PS = 100).

The percentage composition of the different developmental stages of the planktonic copepods, C. abyssorum taticus, C. scutifer and Acanthodiptomus denticornis was studied. The first two species showed wide variation in the timing of development and reproduction. A. denticornis probably had a one-year life cycle in Rånåtjørni and Myrtjern, while in the shallower and warmer Torsteinstjern there were two generations a year. A. denticornis spent the winter as resting eggs.

FORORD

I forbindelse med arbeidet med forsknings- og referansevassdrag ble Vassdragsforsk ved Universitetet i Oslo våren 1986 gitt i oppdrag av prosjektstyret for "Forsknings- og referansevassdrag" å undersøke hydrografi og invertebratfauna i Atnavassdraget.

Undersøkelsene ble lagt opp i samarbeid med universitetsstipendiat Dag O. Hessen, Avd. for zoologi, Universitetet i Oslo som herved takkes for godt samarbeid.

Denne rapporten bygger på materiale som ble innsamlet i løpet av to periode, 15.-20. juli og 20.-25 august 1986. Elin Haugen var med som feltassistent i juli og cand.mag. Pernille Bruun i august. Cand.real Steinar Sandøy var med i deler av siste feltperiode. Alle takkes for utmerket innsats under svært vanskelig terreng- og værforhold.

Under feltarbeidet fikk vi benytte Vitenskapsselskapets gård Sør-Neset ved Atnsjøen, og i den forbindelse vil jeg spesielt takke driftsansvarlig Roland Landgraf.

En spesiell takk rettes til personalet ved Rondevassbu turisthytte for utmerket mottakelse og lån av båt.

Takk også til førsteamanuensis Gunnar Halvorsen ved Vassdragsforsk, som har skaffet det nødvendige utstyr og ellers bidratt både med praktiske og faglige råd.

Cand.real. Steinar Sandøy har lest gjennom manuskriptet, mens Ragnhild Frilseth ved kontoret til Vassdragsforsk har tekstbehandlet denne rapporten. Begge takkes for vel utført arbeid.

Oslo, mai 1987

Ann Kristin L. Schartau

INNHold

1.	INNLEDNING	1
2.	OMRÅDEBESKRIVELSE	3
	2.1. Beliggenhet	3
	2.2. Geologi	5
	2.3. Klima	5
3.	MATERIALE OG METODER	7
4.	LOKALITETSBEskRIVELSE	12
5.	RESULTATER OG DISKUSJON	18
	5.1. Registrerte arter	18
	5.2. Planktoniske hjuldyr	18
	5.2.1. De enkelte artene	20
	5.3. Planktoniske krepsdyr	23
	5.3.1. De enkelte artene	24
	5.3.2. Artsantall og diversitet	30
	5.3.3. Sammenligning av samfunnene	33
	5.3.4. Reproduksjon og utvikling	37
6.	SAMMENFATTENDE DISKUSJON	40
7.	SAMMENDRAG	41
8.	LITTERATUR	43

VEDLEGG

1. INNLEDNING

Prosjektet er gjennomført ved hjelp av økonomisk støtte fra SWAP (Surface Water Acidification Programme), et 5-års forskningsprogram omkring effekten av sur nedbør. Atnas nedbørfelt vil bli undersøkt i perioden 1985-1988. Undersøkelsene omfatter luft-, nedbør- og vannkjemi, samt akvatiske invertebrater, fisk og paleobiologi, som relateres til forsuring.

Atnavassdraget har vært gjenstand for kontinuerlig undersøkelser siden 1983, i første rekke i form av hydrografiske målinger ved flere elvestasjoner. I 1984 ble dette arbeidet videreført ved hjelp av støtte fra Prosjektstyret for Forsknings- og referansevassdrag. Sommeren 1985 kom SWAP-prosjektet i gang, og i 1986 var det klart for innsamling av data angående hydrografi, alger og invertebrater i vassdraget oppstrøms Atna.

Undersøkelsene av Atna er spesielt interessante da naturprosessene i dette vassdraget er lite påvirket av menneskelige aktiviteter. Dessuten drives det, og har vært utført, omfattende undersøkelser innen flere fagfelt. Dette er utgangspunktet for utvelgelsen av Atna som Forsknings- og referansevassdrag. En av hovedhensiktene er å måle naturlige bestandsvariasjoner hos ulike dyregrupper, i upåvirkede systemer over lang tid. Disse bestandsvariasjonene ønsker man å kunne relatere til forskjellige fysiske, kjemiske og biologiske forhold.

Forsknings- og referansevassdragsprosjektet ble startet opp etter innstilling fra biologisk utvalg innen MVU-programmet (NTNF-Miljøvirkninger av vassdragsutbygging), og planleggingsgruppen presenterte sin innstilling i februar 1984 (Wingård et al. 1984). I oktober 1984 ble prosjektstyret konstituert.

Med referansevassdrag menes vassdrag hvor naturprosessene er lite preget av menneskelige aktiviteter i nedslagsfeltet. Disse vassdragene skal tjene som kontroll, som miljøvirkninger av vassdragsutbygging kan måles mot. Miljøvirkninger av vassdragsutbygging er utvidet til å gjelde alle menneskelige aktiviteter i vassdragenes nedbørfelt. Referansevassdragene skal også tjene som forsknings-

vasdrag for problemstillinger som krever liten menneskelig påvirkning.

Sommeren 1986 ble det samlet inn dyreplankton, alger og prøver for fysiske/kjemiske parametre i de deler av Atnavassdraget som ligger oppstrøms Atnsjøen. Denne rapporten vil presentere de foreløpige resultatene av dyreplanktonundersøkelsene. Av praktiske grunner vil hydrografi- og algeresultater først bli presentert i en senere rapport sammen med et mer fullstendig materiale på dyrplankton i området.

Innefor store deler av nedbørfeltet er det tidligere ikke foretatt planktonundersøkelser. Dette gjelder særlig de høyereliggende fjellvannene, mens Eie (1982) har undersøkt en rekke lokaliteter fra Atnsjøen og oppstrøms til Rondane nasjonalpark ved Dørålsseter. Rondvatn, som ikke tilhører Atnavassdraget, er tidligere undersøkt av Strøm (1944). Siden begynnelsen av 70-tallet har kontinuerlig overvåking av de fysiske-kjemiske forhold i Rondvatn vært foretatt.

2. OMRÅDEBESKRIVELSE

2.1. BELIGGENHET

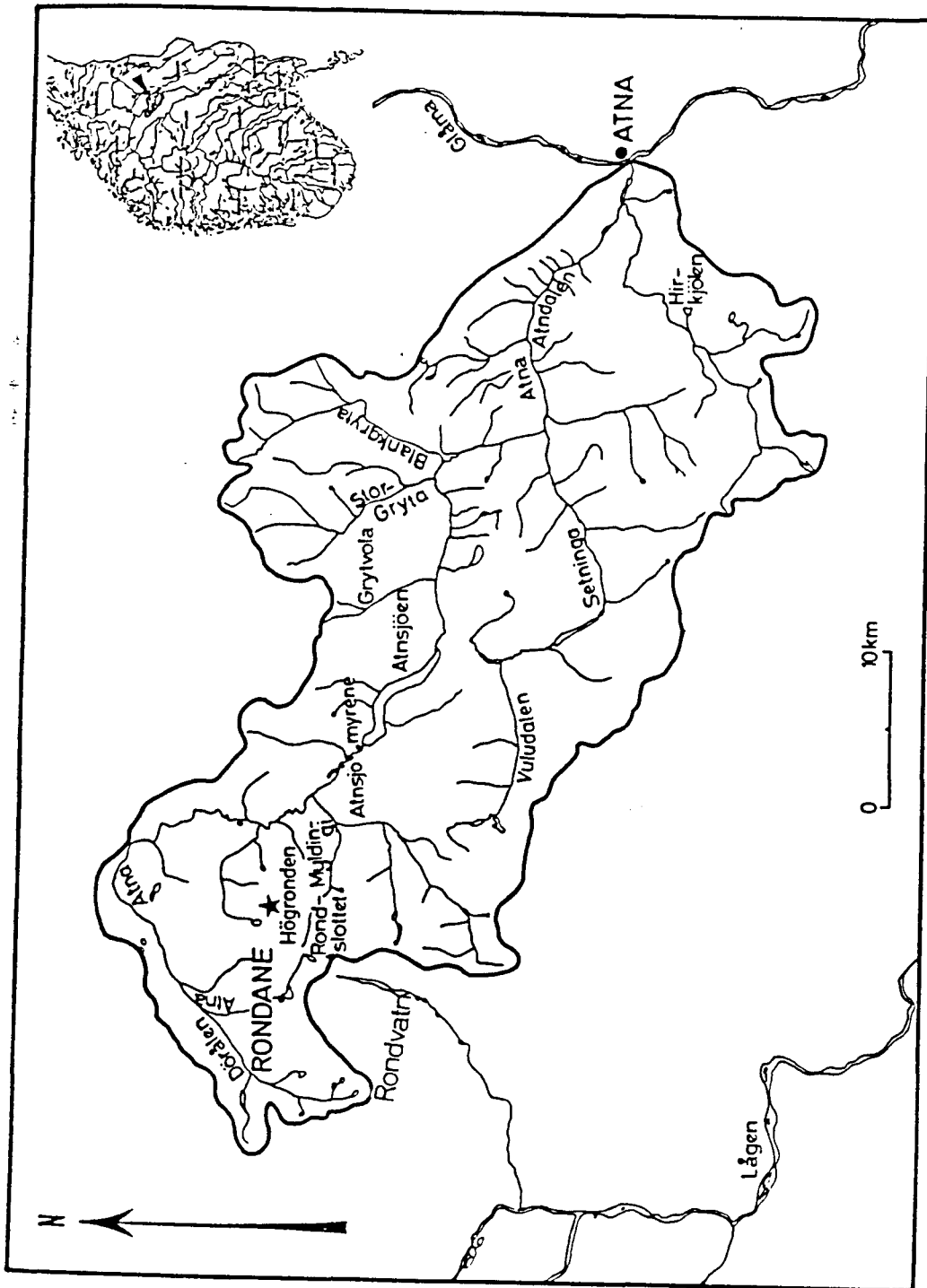


Fig. 1: Atnavassdragets beliggenhet, og nedbørfeltets avgrensning. (Etter Andersen 1986).

Atnavassdraget, med en lengde på 97 km og et nedbørfelt på 1320 km², har sitt utspring fra Verkilsdalsvatn (1446 m o.h.) i Rondane (Fig. 1). De nordlige deler ligger i kommunene Dovre, Sel og Folldal, mens områdene ved Atnsjøen og nedover dalen hovedsaklig ligger i Stor-Elvdal. Området Husvollseter og øvre del av Vuludalen, på vestsiden av Atnsjøen, ligger i Nord-Fron kommune, øvre deler av Stor-Hira lengst sør i nedbørfeltet hører til Ringebu og de nord-østligste deler ligger i kommunene Rendal og Alvdal.

Store deler av Rondanemassivet drenerer til Atnavassdraget. Høyeste punkt i området er Rondeslottet 2178 m o.h., mens utløpet i Glomma ved Atnaoset ligger 338 m o.h.

Vassdraget er karakterisert ved relativt få og små innsjøer. På kart i målestokk 1:50 000 er avtegnet ialt ca. 350 vannansamlinger hvorav 15 er større enn 100 da. Største innsjø og den eneste med areal over 1 km² er Atnsjøen på 5,3 m². Andre større innsjøer er Setningen i sidevassdraget Setninga, Gråsjøen, Tinnsjøen og Vulutjernene. Det høyestliggende vannet innen Rondanemassivet er et lite vann (1587 m o.h.) i botnen inn under Høgronden.

Verkilsåi som Atna heter i øvre del, har i begynnelsen et stort fall som avtar noe nedover Dørålen. Litt ovenfor Dørålseter, ca. 1000 m o.h., er bjørkeskogens øvre grense. Bjørkeskogen utgjør et belte mellom 800 og 1000 m o.h. Nedenfor dette dominerer furuskogen. Fra Elgvassli, ca. 800 m o.h., avtar fallet kraftig. Elva dreier og renner nesten rett sørover, og nedover elveslettene nord for Atnsjøen begynner den å meandrere.

Ved Straumbu opptar Atna sideelva Store Myldingi som drenerer store deler av de østligste delene av Rondane gjennom Langgluppdalen, Illmandalen og Musvollaldalen. Lavfuruskog og lyngfuruskog er dominerende vegetasjonstyper i den flate dalbunnen nord for Atnsjøen.

Etter utløpet fra Atnsjøen dreier elva noe østover og renner gjennom spredt bebygde skogtrakter. Ved Trøbrua opptas to store sideelver fra nord, Storgryta og Blankgryta som drenerer fra myrlendte skogområder og fjellpartier. Ved tettstedet Storbekkmoen

munner Atnas største sidevassdrag Setninga som via innsjøen Setningen og Vuludalen, drenerer fjellpartiene i de sørligste deler av Rondane.

Store deler av nedslagsfeltet øst for Storbekkmoen er skogkledde myrområder, med et betydelig større innslag av myr enn lenger opp i vassdraget. Hira drenerer store myrområder fra Åstadalstjernene og områdene Skjerdingsfjell og Helaksetra. Hira munner ut i Atna et par kilometer oppstrøms Atnaøset.

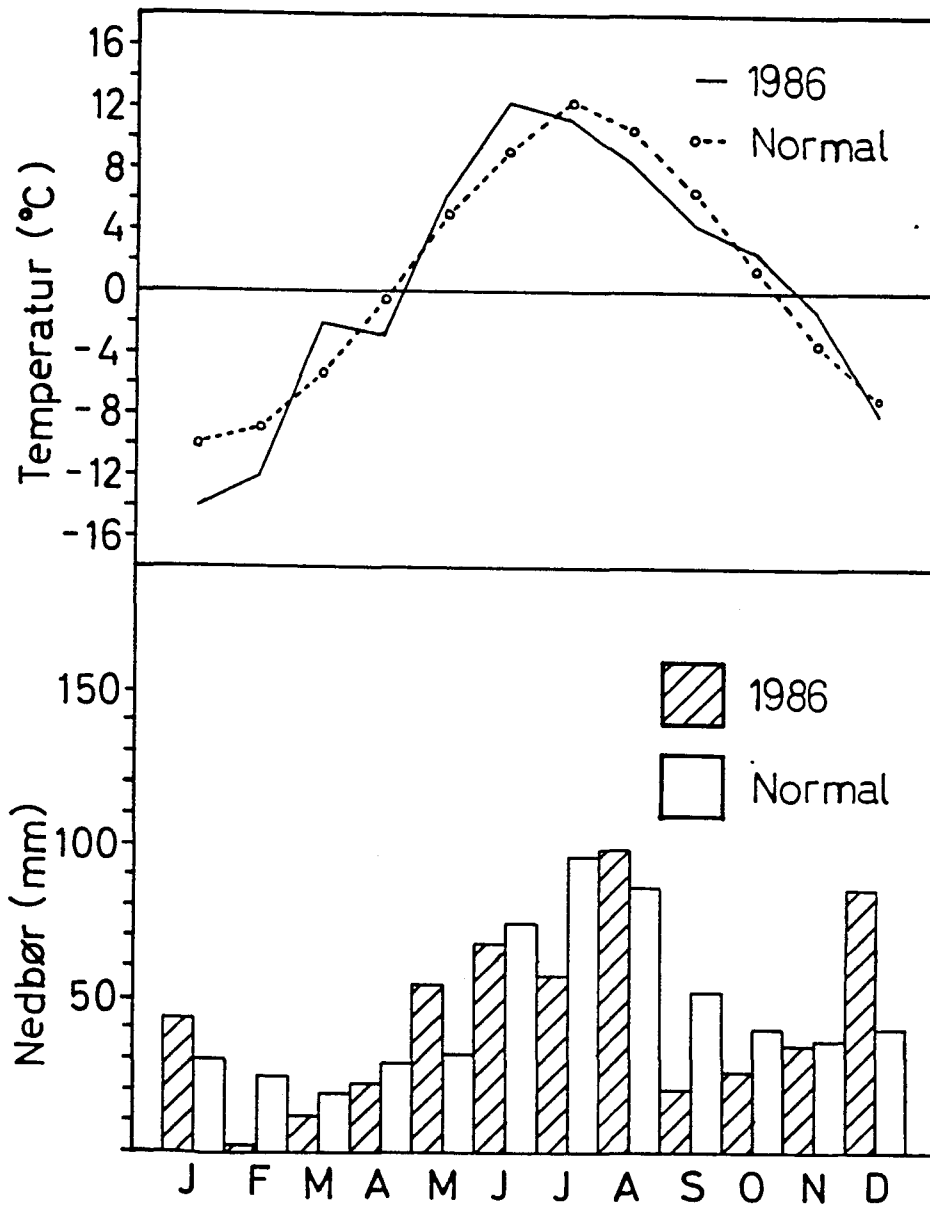
2.2. GEOLOGI

Berggrunnen i store deler av nedslagsfeltets øvre deler består utelukkende av lys sparagmitt, en eokambrisk kvartssandstein med mye feltspat. Denne forvitrer langsomt og gir et fattig jordsmonn. Et grunnfjellsområde med granitt og gabbro ligger øst for Atnsjøen og Storgryta drenerer hovedsakelig fra dette feltet. En mer næringsrik berggrunn med mørk fyllittholdig sparagmitt, dels med innslag av kalk, dekker de søndre områder med Setninga og Hira. I Skjæringsfjell fins områder med kalk, men i forhold til hele avrenningsområdet har disse liten innvirkning på vannkvaliteten (Holte Dahl 1960). Rondvatn ligger i et område med mørk sparagmitt (Ofte Dahl 1950).

2.3. KLIMA

De meteorologiske dataene er hentet fra Vitenskapsselskapets gård Sør-Nesset ved Atnsjøen. Nedbørfeltet har typisk innlandsklima med årsnedbør mellom 450 og 550 mm. Nedbørmengden er vanligvis størst i juni - september, vinteren er som regel snøfattig. Temperaturen har et årsmiddel på 0°C.

Figur 2 viser månedlige middelerverdier for temperatur og nedbør i 1986, sammenlignet med de tilsvarende normalverdiene. Av figuren fremgår at juli og august var forholdsvis kjølige. Nedbørmengden i mai var større enn normalt, mens juli var nedbørfattig.



Figur 2. Månedsmiddeltemperatur (°C) og månedsnedbør (mm) ved Sør-Neset i 1986 sammenliknet med normalen.

3. MATERIALE OG METODER

Kvantitative og kvalitative zooplanktonprøver ble tatt fra ialt 14 vann innen Atnavassdraget og fra Rondvatn i juli. I august ble det i tillegg tatt hovtrekk fra ytterligere 6 vann tilhørende Atnavassdraget (Fig. 3).

Prøvene ble vanligvis samlet inn fra gummibåt over lokalitetens største dyp.

Temperaturen ble målt i overflaten til nærmeste halve grad.

KVALITATIVE ZOOPLANKTONPRØVER

De kvalitative prøvene ble tatt med en planktonhov av nylonduk med en diameter på 27 cm og en lengde på ca. 1 m. I juli ble det benyttet en planktonhov med maskevidde 45 μm , i august en med maskevidde 90 μm .

I de frie vannmasser ble vertikale hovtrekk tatt fra bunnen til overflaten. I littoralsonen ble hoven kastet 4-5 m ut og trukket langsomt inn mot land. For hver prøve ble hoven kastet ut 4-6 ganger.

Det ble tatt to parallelle kvalitative prøver fra hver lokalitet.

KVANTITATIVE ZOOPLANKTONPRØVER

Kvantitative prøver ble tatt med en Ruttner-henter (volum: 2 l). Det ble tatt prøver fra 1-3 dyp og totalt 4 l fra hvert dyp.

Prøvene ble filtrert gjennom en plasttrakt påsatt en avtagbar sylinder med 45 μm nylonduk i bunnen. Innholdet i sylindere ble spylt over i et dramsglass og fiksert med Lugols løsning (pr. 100 ml løsning: 5 g KI, 5 g I₂ og 10 ml iseddik).

BEARBEIDING AV MATERIALET

Zooplanktonprøvene ble telt under binokularlupe med forstørrelse 12,5x8. Skjermmikroskop ble benyttet ved en del artsbestemmelser. De kvantitative prøvene ble totalopptelt, og individene fordelt til art og utviklingsstadium. Fra de kvalitative prøvene ble tilsammen 200 individer telt.

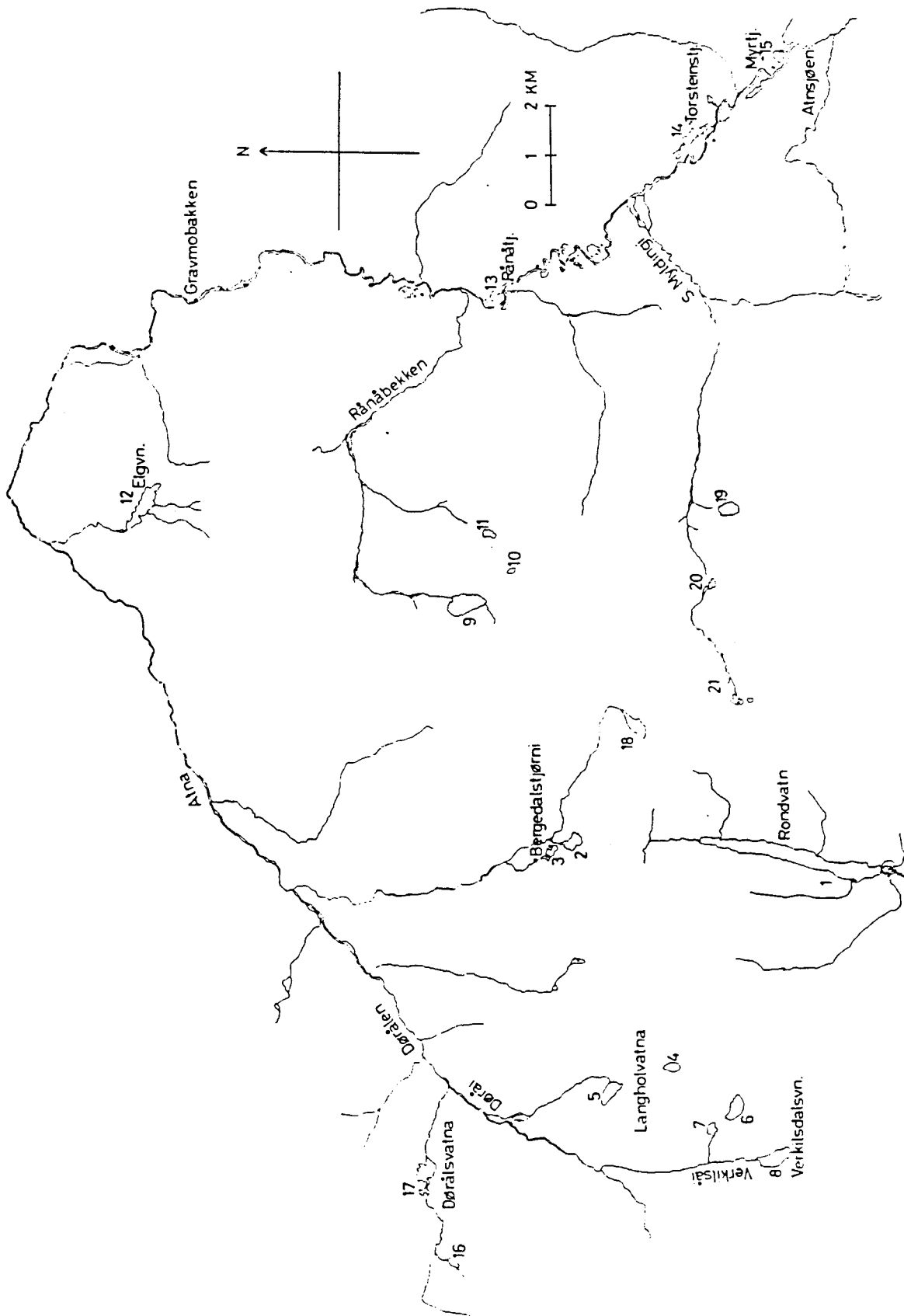


Fig. 3: Atnavassdraget ovenfor Atnsjøen med angivelse av undersøkte lokaliteter.

Cladocerene har ingen klart definerte utviklingsstadier, og for å få et mål på artenes utviklingsmønster er det her skilt mellom unge (juvenile), voksne hanner og voksne hunner med og uten egg. Skillet mellom unge og voksne individer er ikke skarpt, men skjønnsmessig vurdert etter størrelsen. Også ryggens form er vurdert hos Bosmina longispina og Daphnia longispina. Individer med rett rygg er vurdert som unge. Cladocerene er bestemt ved hjelp av Herbst (1976) og Enckell (1980).

Copepodene har 6 naupliestadier (N) og 5 copepodittstadier (Cop. I-V) før de når voksent (Ad.) stadium. De enkelte naupliestadiene er ofte vanskelige å skille. Likeledes er det vanskelig å skille mellom de ulike artenes nauplier. Det er derfor her bare skilt mellom cyclopoide og calanoide nauplier. Copepodene er bestemt etter Sars (1918), Kiefer (1973) og Enckell (1980).

Rotatoriene kan være vanskelig å identifisere etter fiksering. En del arter er kun bestemt til slekt, og nærtstående arter er plassert i samlegrupper. Rotatoriene er bestemt ved hjelp av Pontin (1978).

For å få et mål på tettheten av dyr i de enkelte lokalitetene er det for planktonsamfunnene beregnet antall individer pr. m³. Bruk av vannhenter regnes å gi de beste resultatene ved beregning av tettheter på forskjellige dyp (Bottrell et al. 1976). De ulike volumhenterene kan imidlertid variere i fangsteffektivitet av forskjellige zooplanktonarter (Bottrell et al. 1976, Larsson 1978). Smyly (1968) viste at zooplanktonet kan reagere visuelt på vannhenteren, og unngå denne hvis den en kort tid blir stående åpen på prøvedypet. Denne effekten minimaliseres ved bruk av gjennom-siktig vannhenter som straks lukkes når det ønskede dyp er nådd. Større og raskere arter som Polyphemus pediculus, Bythotrephes longimanus og Heterocope saliens er antagelig noe underestimert pga. sin evne til å unngå vannhenteren.

En planktonhov er lite egnet ved kvantitative innsamlinger, men er ved en rekke undersøkelser vist å fange kvalitativt og gir et relativt godt bilde av de enkelte arters dominansforhold i planktonet (Halvorsen & Elgmork 1976, Spikkeland 1977). Enkelte arter,

med stor egenbevegelse, vil imidlertid også her være underrepresentert.

Ved videre behandling av materialet er gjennomsnittsverdien for de to kvalitative prøvene i hver lokalitet benyttet.

For å sammenlikne planktonsamfunnene i de enkelte lokaliteten er prosentvis likhet mellom samfunnene (PS_C) beregnet på følgende måte (Whittaker & Fairbanks 1958):

$$PS_C = \sum_{i=1}^S \min(a_i, b_i).$$

a_i og b_i betyr her den prosentvise andel av i -te art i henholdsvis samfunn A og B, S er det totale antall arter i begge samfunn. $\min(a_i, b_i)$ betyr det minste tallet av a_i og b_i .

PS_C gir et mål på likheten mellom lokaliteter med hensyn til dominans i de enkelte lokaliteter. PS_C varierer mellom 0 og 100, der 0 betyr ingen likhet i artssammensetning og artsfordeling hos de to lokalitetene, mens 100 vil si identisk like planktonsamfunn.

Svakheten ved PS_C er at den legger for mye vekt på de vanligste artene, mens forekomst av mer sjeldne arter gir svært lite utslag på indeksen. En annen svakhet ved bruk av PS_C for sammenligning av to samfunn er at den kun tar hensyn til den relative fordelingen av artene i samfunnene og ikke tetthetsforskjeller.

Nicholls (1985) beskriver en metode som tar hensyn til både artsfordeling og total tetthet.

$$PS = 1/2 \left[\sum_{i=1}^S \min(a_i, b_i) \right] + 1/2 \left[100 - \frac{100}{\sum_i z_i} \left| \sum_i a_i - \sum_i b_i \right| \right]$$

Første ledd er det samme som over, z_i , a_i og b_i er totalt antall individer i samfunn Z, A og B, respektivt. Z har størst tetthet av alle lokalitetene som inngår i undersøkelsen.

Shannon-Wieners indeks (Pielou 1975) ble benyttet som mål på diversiteten til de enkelte zooplanktonsamfunnene.

$$H = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

der p_i er andelen av i 'te art i prøven og s er totalt antall arter tilstede.

Diversitetsindeks mindre enn 0,5 antyder svært fattig planktonsamfunn, mens samfunnene må betegnes som vært rike og varierte ved indekser høyere enn 1,4.

4. LOKALITETSBEKRIVELSE

En oversikt over de undersøkte lokalitetene er vist i tabell 1. Temperaturen er ført opp i tabell 2.

Rondvatn (Lok. 1) hører ikke med til Atnavassdraget, men er tatt med i denne undersøkelsen pga. sin beliggenhet innenfor Rondanemassivet og størrelse. Innsjøen har flere innløpselver. De største er Styggebotnbekken i nordøst, Rondholbekken som drenerer fra området vest for Storronden og Kaldbekken som danner delta i syd. I sydenden drenerer Store Ula fra Rondvatn og munner ut i Gudbrandsdalslågen nord for Otta sentrum. Rondvatn er dannet i et trangt sør/nord-gående dalsøkk og er omgitt av bratte fjellsider. I sør og nord åpner imidlertid landskapet seg og innsjøen er derfor eksponert for sterke vinder. Største dyp er målt til 56 m (Strøm 1944).

Verkilsdalsvannene (Lok. 6-8) er tre vann innerst i Verkilsdalsbotn hvor Verkilsdalsvatnet (1446 m o.h.) utgjør Atnavassdragets utspring. Vannene ligger i blokkmarkområde med spredte forekomster av lav. De to største vannene har en maksimumsdybde på 6-8 m, mens det minste er svært grunt med største dyp på 1,5 m. Dette siste vannet inneholdt store mengder av grønnalger Mougeou-
tia sp.

Vann i Langhola (Lok. 4, 5): I denne dalbotn omgitt av bratte fjellvegger og urer, ligger det to mindre vann. Bunnssubstratet består av steinblokker. Øvre Langholvatn har en maksimumsdybde på ca. 8 m og i Nedre Langholvatn ble dybden målt til 6 m.

Dørålsvatn (Lok. 16, 17) omfatter to tjern som drenerer via Vassbekken ut i Døråi. Selve Dørålsvatn som er den største, er omgitt av myr og grasheier. Her ligger det også en liten steinbu. Vannet er svært grunt, maksimumsdybde ca. 2 m. Dørålsvatn har forekomst av ørret. Et mindre vann (Lok. 16) ligger ca. 120 m høyere, i et område med stein og mose og spredte innslag av vier.

Vann v/Rondeslottet (Lok. 18) drenerer via Bergedalstjerna og Bergedalsbekken til Dørålen som nå går over i Atna. Vannet ligger i en trang dalbunn omgitt av blokkmark og permanente snøfonner.

Tabell 1: Beliggenhet og kort beskrivelse av lokalitetene.

Lokalitet	Lok. nr.	UTM.-ref.	m.o.h.	Dybde	Vind eksp.	Bunn-substrat	Vann-vegetasjon	Omgivelser
Rondvatn	1	NP 419 622	1167	50 - 55	Sterk	Slam, sand, grus, stein	Mangler	Fjell, myr/grashei
Øvre Bergedalstjern	2	NP 423 663	1233	2	Middels	Grus, stein, blokker	Mose	Blokkmark, grashei
Nedre Bergedalstjern	3	NP 421 668	1233	3	Middels	Grus, stein, blokker	Mose	Blokkmark, grashei
Øvre Langholvatn	4	NP 378 655	1560	8	Middels	Blokker	Mangler	Fjell, blokkmark, mose
Nedre Langholvatn	5	NP 372 668	1450	6	Middels	Blokker	Mangler	Fjell, blokkmark, mose
Verkilsdalen 1	6	NP 370 641	1506	6 - 8	Middels	Blokker	Mangler	Blokkmark
Verkilsdalen 2	7	NP 365 646	1502	1.5	Sterk	Blokker	<u>Mougeoutia sp.</u> (Grønnalge)	Blokkmark
Verkilsdalsvatn	8	NP 360 634	1446	6 - 8	Middels	Blokker	Mangler	Blokkmark
Vann v/Høggronden 1	9	NP 470 695	1461	14	Middels	Slam, grus, blokker	Mangler	Blokkmark
Vann v/Høggronden 2	10	NP 476 687	1587	0 - 1	Middels	Blokker	Mangler	Blokkmark
Vann v/Høggronden 3	11	NP 484 691	1584	2	Sterk	Blokker	Mangler	Blokkmark
Elgvatn	12	NP 490 760	965	1 - 1.5	Sterk	Mye org. mat.,	Tusenblad, isoetider, blærerot, flaskestarr	Lavhei/myr
Rånåttjørni	13	NP 533 690	706	8	Liten	Mudder, stein	Starr	Lavfuruskog, myr
Torsteinstjern	14	NP 565 651	703	0.5	Liten	Mudder	Starr	Myr
Myrtjern	15	NP 582 633	702	0.5	Middels	Mudder, sand	Starr	Myr
Vann v/Vasskollen	16	NP 354 705	1266	0 - 1	Liten	Sand, stein	?	Mose, vierkratt
Dørålsvatn	17	NP 338 699	1343	0 - 1	Middels	Sand, stein	?	Myr/grashei, vier
Vann v/Rondslottet	18	NP 454 643	1467	0 - 1	Liten	Blokker	Mangler	Blokkmark
Vann i Langglupdalen 1	19	NP 490 644	1236	0 - 1	Liten	Blokker	Mangler	Blokkmark
Vann i Langglupdalen 2	20	NP 475 646	1332	0 - 1	Middels	Slam, grus,	<u>Mougeoutia sp.</u> (Grønnalge)	Myr/grashei
Vann i Storbøtn	21	NP 455 643	1510	0 - 1	Middels	Blokker	Mangler	Blokkmark

Tabell 2: Temperaturdata fra Rondvatn og innsjøene i Atnavassdraget i 1986. Målingene er tatt ved 0 m.

Lokalitet	Juli	August
Rondvatn	7.0	-
Øvre Bergedalstjern	10.0	6.5
Nedre Bergedalstjern	10.0	6.5
Øvre Langholvatn	9.0	3.5
Nedre Langholvatn	10.0	5.0
Vann i Verkilsdalen 1	9.0	4.5
Vann i Verkilsdalen 2	11.0	4.0
Verkilsdalsvatn	9.0	5.0
Vann v/Høggronden 1	9.0	7.5
Vann v/Høggronden 2	5.5	2.0
Vann v/Høggronden 3	9.5	4.0
Elgvatn	12.5	9.0
Rånåtjørni	12.5	10.0
Torsteinstjern	16.0	11.0
Myrtjern	16.0	10.0
Vann v/Vasskollen	-	4.0
Dørålsvatn	-	3.5
Vann v/Rondslottet	-	7.0
Vann i Langglupdalen 1	-	6.5
Vann i Langglupdalen 2	-	4.0
Vann i Storbotn	-	4.0

Bergedalstjerna (Lok. 2, 3) ligger der Bergedalen, en sidedal til Dørålen, og Rondevassdalen møtes. Vannene drenerer via Bergedalsbekken til Dørålen. Omgivelsene består dels av myr, dels av grasmark med steinblokker. Substratet er en blanding av grov grus og blokker. Største dyp ble målt til 2-3 m, men kan variere noe gjennom sesongen på grunn av til dels store vannstandsendringer.

Elgvatn (Lok. 12) ligger i et åpent fjellandskap omgitt av myr og heivegetasjon med spredte innslag av bjørk og vier. Langs sørvestbredden er bjørka relativt frodig.

Ved vannet ligger to setre og to fiskebuer/hytter.

Bunnen består dels av store steinblokker, dels grus og mindre stein og en del mudder. Vannvegetasjon forekommer spredt enkelte steder, særlig tusenblad, blærerot og brasmegras. Av fisk er ørret og røye registrert.

Elgvatn er over det hele svært grunt med største målte dyp på 1,7 m.

Elgvatn drenerer ut i Atna mellom Dørålstjern og Langtjern.

Vann v/Høgronden (Lok. 9-11) omfatter tre høyereliggende småvann som alle drenerer via Rånåbekken til Atna. Omgivelsene består av store steinblokker og innunder Høgronden ligger en permanent isbre som står i forbindelse med den minste av vannansamlingene. Dette vannet er det høyestliggende innen Rondanemassivet med en beliggenhet på 1587 m o.h. Størst er vannet i Midtbotn med en maksimumsdybde på ca. 14 m. De øvrige to er grunne over det hele. Bunnssubstratet består av store steinblokker.

Vannene i Langglupdalen (Lok. 19-21) drenerer via Langglupåi ut i Store Myldingi, en sideelv til Atna. De tre undersøkte lokalitetene er omgitt av dels blokkmark med spredt mosevegetasjon, dels myr og grassletter. I fjellskråningene ned mot de to høyestliggende lokalitetene ligger det permanent snødekke.

Rånåtjørn (Lok. 13) ligger inntil riksveg 27 på Atnamyrene nord for Atnsjøen. Starrmyr omgir særlig de sørlige deler, mens det i nord er lavfuruskog. Den søndre delen er grunn, 0,5 - 1 m, mens et basseng i nord har et største dyp på 12 m. Bunnssubstratet består av fin sand med noe stein i nord, ellers mudder. Tjernet har til dels mye vannvegetasjon med flere tjønnaksarter, tusenblad og starr. Bestander av ørret og røye er registrert her som ellers i tjernene på Atnamyrene.

Torsteinstjern (Lok. 14) er helt omgitt av starrmyr med vierkratt. Største dyp er 1 m, men store deler er mindre enn 0,5 m dype. Bunnsubstratet er organisk materiale og det vokser en del vannvegetasjon, starr, tjønnaks og blærerot i vannet.

Myrtjern (Lok. 15) ligger nærmest Atnsjøen og står via en kanal i kontakt med elva. Store deler av vannet er omgitt av starrmyr med vier. På litt tørrere partier vokser furu. Største dyp er målt til 4 m og utgjøres kun av et lite område, nærmest et hull (Ryan 1979). Store deler av innsjøen har en dybde mellom 0,4 og 0,6 m. Bunnen består av sand med stort innslag av detritus. Vannvegetasjon av starr og blærerot finnes i små mengder.

Tabell 3: pH- og ledningsevnedata fra enkelte vann i Rondane.

Lokalitet	Kilde	Inns.år	pH	\mathcal{L}_{18} ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
Rondvatn	Wright 1977	1975	5.36	5.3
	Blakar pers.med.	1986	5.2 - 5.3	
Atnsjøen	Hinz 1974		5.9	
	Matzow 1974		6.1 - 6.5	8.0 - 10.8
	Heimholdt 1980	1976-77	6.3 - 6.6 (6.4)	7.3 - 8.9 (8.0)
	NIVA-rapport 1982	1980	6.14	8.2
Elgvatn	Eie 1982	1978	6.3 - 6.53	7.0 - 8.2
Rånåttjørni	Eie 1982	1978	3.8 - 6.0	13 - 108
Torsteinstjern	Eie 1982	1978	4.4	7 - 51
Myrtjern	Heimholdt 1980	1976-77	5.3 - 6.9 (5.9)	7.6 - 20.9
	Eie 1982	1978	3.8 - 5.8	7 - 93
Atna	Blakar & Borgvang 1983	1983		
- Dørålseter			5.0 - 5.49	
- Gravmobakken			6.0 - 6.49	
- Rånåbekken			5.0 - 5.49	
- Store Myldingi			5.0 - 5.49	
- v/Myrtjern			5.5 - 5.99	

De undersøkte lokalitetene ligger alle i et område med harde bergarter og fattig jordsmonn. Lavt saltinnhold gir dårlig bufferevne og vannene innen Rondanemassivet er derfor sårbare for forsuring. Tidligere undersøkelser (Tab. 3) viser at innsjøer i området må karakteriseres som svakt sure til sure.

Atnsjøen må kunne karakteriseres som svakt surt, mens innsjøene på Atnamyrene er middels til sterkt sure, pH varierer med prøvedyp og prøveperiode. Disse myrsjøene har et varierende innhold av humusforbindelser som er avgjørende for pH.

Elgvatn har forholdsvis høye pH-verdier, noe som antagelig henger sammen med et høyere Ca-innhold sammenlignet med de øvrige lokalitetene (Eie 1982). Algeproduksjonen syntes også å være betydelig.

Rondvatn har vært utsatt for forsuring i de siste 40 årene med påfølgende fiskedød. pH-verdier helt nede i 5.2 (Blakar pers. medd.) har vært målt.

De øvrige undersøkte lokalitetene ligger alle i områder med dårlig utviklet jordsmonn og lite eller ingen vegetasjon. Bunnmaterialet består hovedsakelig av stein og blokker og det samme gjør omgivelsene. Den menneskelige aktivitet er liten og man vil anta at innsjøene hører til den sure typen.

Også ledningsevnedatane gjenspeiler de geologiske forholdene i området. Ledningsevnen i overflatevannet er målt til mellom 5 og 13 $\mu\text{s}/\text{cm}$ og øker med dypet. De til dels høye ledningsevneverdiene i tjernene på Atnamyrene skyldes bl.a. høye konsentrasjoner av Cl- og Fe-ioner.

5. RESULTATER OG DISKUSJON

5.1. REGISTRERTE ARTER

Tabell 4 viser en oversikt over rotatorie- og krepsdyrartene i området basert på de kvalitative prøvene.

Totalt ble 9 cladocerer (vannlopper) og 5 copepoder (hoppekreps) registrert. I tillegg kommer uidentifiserte individer innen gruppen Harpacticoida. Systematikken følger Enckell (1980).

Når det gjelder rotatoriene (hjuldyr) er identifiseringen vanskeligere og flere nært beslektede arter i samme lokalitet har ført til at enkelte arter kun er registrert til slekt. Systematikken følger Pontin (1978).

Artsantallet varierte fra 2 i lokalitet nr. 20 (Langglupdalen) til 19 i Torsteinstjern, gjennomsnittlig 7,7 arter, inkludert littorale krepsdyr og rotatorier. Tre arter forekom i så lave tettheter at bare et lite antall ble registrert i de kvalitative prøvene; Sida crystallina, Polyphemus pediculus og Bythotrephes longimanus.

5.2. PLANKTONISKE HJULDYR

Tabell 5 viser tettheten av planktoniske hjuldyr i de undersøkte lokalitetene. Størst tetthet ble funnet i Verkilsdalsvatn i juli med i overkant av 2,5 millioner individer pr. m³. I Øvre Langholvatn og i vann v/Høgronden 3 ble det ikke registrert hjuldyr.

Bortsett fra i Verkilsdalen var det en tetthetsøkning av hjuldyr fra juli til august.

De fleste artene synes å unngå overflatevannet og tetthetsmaksimum ble vanligvis funnet noe dypere.

Tabell 5: Tetthet av planktoniske hjuldyr (antall individer/m³) i Rondvatn og innsjøene i Atnavassdraget i 1986.

Lokalitet	Juli	August	Gjennom- snitt
Rondvatn	93.125	306.000	199.563
Øvre Bergedalstjern	500	625	563
Nedre Bergedalstjern	14.250	173.875	94.063
Øvre Langholvatn	0	0	0
Nedre Langholvatn	1.125	0	563
Verkilsdalen 1	136.875	9.000	72.938
Verkilsdalen 2	23.500	-	23.500 (1)
Verkilsdalsvatn	2.687.500	49.875	1.368.688
Vann v/Høggronden 1	1.250	2.250	1.750
Vann v/Høggronden 3	0	0	0
Elgvatn	3.500	8.875	6.188
Rånåtjørne	32.250	110.375	71.313
Torsteinstjern	1.750	51.250	26.500
Myrtjern	250	20.500	10.375

5.2.1. De enkelte artene

Keratella quadrata (Müller)

K. quadrata har en vid utbredelse og finnes i alle typer innsjøer (Pontin 1978). I Rondane var den heller sparsomt representert og ble funnet med lave tettheter i 4 av innsjøene.

Arten er beskrevet som euryterm (Pontin 1978) og er funnet ved pH 4,6 (Hörnström et al. 1973). I Norge er den registrert ved pH 4,7 (Spikkeland 1979). Pejler (1965) derimot fant at forekomsten av K. quadrata var korrelert med høy pH og fant den ikke ved pH under 6,5.

Den begrensede utbredelsen skyldes likevel mest sannsynlig biologiske forhold. K. quadrata og den nært beslektede K. testudo

synes i liten grad å overlapse i utbredelse. Bare i lokalitet nr. 10 ble de to artene funnet samtidig.

K. quadrata har en vertikal utbredelse som tyder på at den unngår det varme overflatevannet. Artens hypolimnisk utbredelse er i samsvar med tidligere undersøkelser (Schartau 1986).

Keratella testudo (Ehrb.)

K. testudo er en art som er lite beskrevet fra Norge. Av de undersøkte innsjøene i Rondane ble den registrert i 14, og var ved siden av Synchaeta pectinata, den rotatoriearten med størst utbredelse.

Tettheten varierte mellom < 100 og vel 2.5 mill. individer pr. m³. Størst var tettheten i Rondvatn i august (306.000 ind. pr. m³) og i Verkilsdalsvatn i juli (2.687.500 ind. pr. m³).

K. testudo synes å foretrekke dypere vannlag selv om tendensen ikke var like klar som hos K. quadrata.

Kellicottia longispina (Kellicott)

K. longispina er sannsynligvis den mest utbredte rotatoriearten i Norge og forekommer ofte i store tettheter (Hobæk & Raddum 1980). Noe uventet var det derfor at arten bare ble funnet i 7 av 21 undersøkte vann i Rondane.

Tettheten var lav i de fleste lokalitetene, men varierte mellom < 100 og ca. 100.000 individer pr. m³. Størst var tettheten i Rånåtjørni i august.

K. longispina er beskrevet både som euryterm (Larsson 1971) og som kaldstenoterm (Miracle 1977), og dominerer ofte rotatoriesamfunnet i høyfjellet (Larsson 1978, Hobæk & Raddum 1980).

K. longispina synes ikke å være begrenset av lav pH. Hörnström et al. (1973) fant arten ved pH 4,4-7,5, Roff & Kwiatkowski (1977) ved pH 4,38-6,75 og Hobæk & Raddum (1980) ved pH 4,47-6,68.

Biologiske interaksjoner er mest sannsynlig årsak til den forholdsvis begrensede utbredelsen til K. longispina i Rondane.

Polyarthra spp.

Oftest var denne slekten representert ved P. vulgaris, men også P. dolichoptera og P. minor ble funnet i flere av lokalitetene. Den sistnevnte kan være noe underrepresentert ved bruk av 90 µm planktonduk.

Polyarthra ble funnet i 11 av de undersøkte lokalitetene. I flere av de høyestliggende innsjøene manglet den helt. Tettheten varierte mellom < 100 og vel 170.000 individer pr. m³. Størst tetthet ble funnet i Torsteinstjern (49.000 ind. pr. m³) og i Nedre Bergedalstjern (174.000 ind. pr. m³) i august. Dette er blant de største tetthetene som er registrert for Polyarthra (Granberg 1970, Persson 1972, Larsson 1978).

I alle de undersøkte lokalitetene var det en tetthetsøkning fra juli til august. Schartau (1986) fant at P. vulgaris hadde et tetthetsmaksimum i juli og holdt relativt høy tetthet utover høsten. I Øvre Heimdalsvann hadde P. vulgaris et populasjonsmaksimum i begynnelsen av juli og et mindre i oktober - november, eller bare et enkelt maksimum i august - september (Larsson 1978).

Den vertikale utbredelsen varierte fra lokalitet til lokalitet og viste ingen klar tendens. Mens P. vulgaris er betegnet som euryterm hører P. dolichoptera til de kaldstenoterme artene (Pontin 1978). Temperaturen skulle derfor ikke være noen begrensende faktor for Polyarthra's utbredelse. Når det gjelder pH derimot, har man få data.

Conochilus spp.

Slekten var representert ved C. hippocrepis og C. unicornis, og ble funnet med lave tettheter i 7 av de undersøkte innsjøene.

Størst tetthet ble registrert i Rånåtjørni (3.750 ind. pr. m³). Tettheten er svært lav sammenlignet med tidligere undersøkelser (Larsson 1978).

Conochilus er ellers vanlig og har en vid utbredelse (Pejler 1965, Borgstrøm et al. 1974), men er sjelden i surt miljø. Hörnström et al. (1973) fant den ved pH 4,6, men ble først vanlig ved pH-

verdier over 4,9. Hobæk & Raddum (1980) fant ikke Conochilus spp. ved pH lavere enn 4,9.

Synchaeta pectinata (Ehrb.)

S. pectinata er en kosmopolitt med forekomst i alle typer innsjøer (Pontin 1978). I Atnavassdraget var den, i tillegg til K. testudo, den mest utbredte rotatoriearten med forekomst i 14 innsjøer.

Tettheten varierte fra < 100 til 18.000 individer pr. m³. Størst var tettheten i lokalitet nr. 7.

Artens vertikale fordeling viser at overflatevannet blir unngått.

Euchlanis dilatata Ehrb.

E. dilatata er blant de vanligste rotatorieartene i Atnavassdraget med forekomst i 8 innsjøer. Tettheten var imidlertid lav i de fleste lokalitetene. Maksimum ble funnet i Nedre Bergedalstjern i juli med 7.900 individer pr. m³.

Den vertikale utbredelsen viste ingen klar tendens.

5.3. PLANKTONISKE KREPSDYR

Tabell 4 angir hvilke krepsdyr som er planktoniske, planktonlittorale og littorale. Det ble registrert 5 planktoniske arter av småkreps samt 5 planktonlittorale.

Chydorus sphaericus er vanligvis knyttet til littoralsonen, men kan opptre i planktonet (Rylov 1935). I flere av lokalitetene ble store tettheter av C. sphaericus funnet i planktonprøvene. Jeg har likevel valgt å utelukke arten i den videre behandlingen av planktoniske krepsdyr.

Tabell 6 viser tettheten av planktoniske krepsdyr i de undersøkte lokalitetene. Størst tetthet ble funnet i juli i øvre Bergedalstjern (271.500 ind. pr. m³) og Rånåtjørni (135.000 ind. pr. m³). Tettheten varierte mellom datoer og fra innsjø til innsjø. I motsetning til hjuldyrene viste krepsdyrene ingen klar tendens når det gjelder tetthetsendringer gjennom sommeren.

Tabell 6: Tetthet av planktonkrepsdyr (antall individer/m³) i Rondvatn og innsjøene i Atnavassdraget i 1986. Nauplier er medregnet.

Lokalitet	Juli	August	Gjennom- snitt
Rondvatn	844	1.125	985
Øvre Bergedalstjern	271.125	500	135.813
Nedre Bergedalstjern	64.500	5.250	34.875
Øvre Langholvatn	2.250	6.875	4.563
Nedre Langholvatn	875	15.875	8.375
Verkilsdalen 1	15.125	7.500	11.313
Verkilsdalen 2	0	-	0 (1)
Verkilsdalsvatn	42.625	16.750	29.688
Vann v/Høgronden 1	46.750	5.000	25.875
Vann v/Høgronden 3	-	10.000	10.000 (1)
Elgvatn	1.500	20.750	11.125
Rånåstjørni	135.500	113.375	124.438
Torsteinstjern	8.000	21.500	14.750
Myrtjern	3.500	69.750	36.625

5.3.1. De enkelte artene

I det følgende er de mest vanlige artene behandlet med hensyn på utbredelse og forekomst.

CLADOCERA:

Bosmina longispina Leydig

B. longispina er antagelig det mest vanlige planktonkrepsdyret i norske innsjøer, men fins ofte i store tettheter også i littoralsonen (Nilssen et al. 1980). Av de undersøkte lokalitetene ble B. longispina funnet i 14 innsjøer. I 5 av disse, som utgjord svært forskjellige lokaliteter, dominerte B. longispina zooplanktonsamfunnet.

Størst tetthet ble registrert i Øvre Bergedalstjern i juli med 263.000 individer pr. m³. I august var arten imidlertid knapt registrerbar i samme lokalitet. Også i Nedre Bergedalstjern

(52.000 ind. pr. m³) og i Elgvatn (18.000 ind. pr. m³) var tettheten forholdsvis stor.

B. longispina er registrert som en art på overgangen mellom mikro- og makrofiltratorer (Brabrand et al. 1979, Hessen 1985), og kan antagelig benytte ulike ernæringsstrategier alt etter tilgjengelig føde (DeMott 1982, Hessen 1985). Dette kan være en forklaring på artens vide utbredelse.

Lav pH synes ikke å representere noen begrensning for B. longispina da den fins i alle typer lokaliteter (Hobæk & Raddum 1980). Vallin (1953) fant B. longispina i Sladan, Nord-Sverige, ved pH 3,3-4,2. Eie (1974) fant arten ved pH 4,4-6,0.

Daphnia longispina O.F. Müller

D. longispina ble registrert i 5 av de undersøkte lokalitetene og var den dominerende arten i Rånåtjørni.

Størst tetthet ble funnet i Rånåtjørni med 28.000 individer pr. m³ i juli. I de øvrige lokalitetene var tettheten svært lav.

Store planktonarter forsvinner eller reduseres i vann med planktivor fisk (Hrbáček 1962, Brooks & Dodson 1965, Langeland 1982). Dette synes også å gjelde for D. longispina (Nilsson & Pejler 1973, Schartau 1986).

Når D. longispina dominerer i Rånåtjørni til tross for tilstedeværelse av ørret og røye må det bety at predasjon fra planktivor fisk ikke er større enn populasjonen tåler.

D. longispina er den av de vanligste Daphnia-artene i Norge som er regnet å tåle lavest pH. Arten er helt unntaksvis registrert ved pH ned til 4,6 (Hobæk & Raddum 1980, Hessen in prep.), men blir sjelden funnet under pH 5,5 (Nilssen 1980). Flere av de undersøkte innsjøene ligger antagelig på grensen av artens preferanseområde når det gjelder pH.

Holopedium gibberum Zaddach

H. gibberum er svært vanlig i Norge, og har en stor utbredelse.

Ofte dominerer den i humuspåvirkede innsjøer, og er vanlig ved pH ned til 4,7 (Spikkeland 1979).

Arten ble registrert i 4 av de undersøkte lokalitetene, alle betydelig humuspåvirket. Tettheten målt som antall individer pr. m³ varierte mellom < 100 og vel 2000, og var lav sammenlignet med andre undersøkelser i Norge (Larsson 1978, Halvorsen 1980).

Lave tettheter kan skyldes tilstedeværelse av ørret og røye. H. gibberum er predatert av åbor (Stenson 1973, 1976), røye (Langeland 1978) og i enkelte tilfeller av ørret (Lien 1978). Den er imidlertid i stand til å overleve intens fiskepredasjon, men størrelses-seleksjon hos planktivor fisk kan redusere populasjonens reproduktive kapasitet, og føre til avtagende tetthet (Stenson 1973).

Når H. gibberum mangler i alle de høyereliggende lokalitetene i Rondane skyldes dette verken fiskepredasjon eller lav pH. Lav temperatur kan virke begrensende på Holopedium som er karakterisert som en ren sommerform (Lampert & Krause 1976, Larsson 1978). H. gibberum er imidlertid tidligere funnet ved temperatur ned til 5°C i høyfjellet i Norge (Halvorsen 1973). Mer sannsynlig er derfor at utbredelsen er begrenset av tilgangen på utnyttbar næring. H. gibberum er karakterisert som makrofiltrator, og ser ut til å være en lite effektiv bakteriespiser (Persson 1985, Hessen 1985). Derimot er det antatt at alloktont materiale med assosierte bakterier kan være viktig næring i humøse innsjøer (Johansson et al. 1976).

Polyphemus pediculus (L.)

P. pediculus er vanligvis knyttet til littoralsonen, men kan migrere ut i pelagialen og kan derfor ofte finnes i planktonprøver. Arten ble funnet i de 3 lokalitetene på Atnamyrene, men aldri i store tettheter.

P. pediculus er tidligere registrert ved lave pH-verdier. Eie (1974) fant den ved pH 4,4 i Øst-Norge, og i Canada er den registrert ved pH under 4,0 (Roff & Kwiatkowski 1977). Da littorale hovtrekk mangler fra enkelte lokaliteter er det ikke mulig å fast-

slå om P. pediculus er tilstede i disse.

Bythotrephes longimanus Leydig

En betydelig grad av egenbevegelse hos denne store predatoren reduserer sikkerheten ved tetthetsestimering. Av de undersøkte lokalitetene ble B. longimanus kun registrert i Elgvatn. Vanligvis er arten karakteristisk for innsjøer med moderat fiskepredasjon, først og fremst der ørret og røye er tilstede. Både ørret og røye kan imidlertid predatere B. longimanus (Saltveit 1977, Langeland 1978), og fiskepredasjon kan være en mulig forklaring på hvorfor arten ikke ble funnet i noen av innsjøene på Atnamyrene. B. longimanus er imidlertid tidligere registrert i Myrtjern (Eie 1982) som er et viktig oppvekstområde for ørret og røye (Ryan 1979).

Da arten kan overleve i surt miljø (Hörnström et al. 1973) er det et ubesvart spørsmål hvorfor den da mangler i så mange sure, fisketomme vann (Nilsson & Pejler 1973). Ulike biologiske forhold kan være medvirkende årsaker. I vann med ubetydelig fiskepredasjon vil zooplanktonsamfunnet være karakterisert ved store arter og individer (Brooks & Dodson 1965). B. longimanus kan være en mindre effektiv predator på større byttedyr. Interspesifikk konkurranse og predasjon fra andre invertebrater kan også være av betydning.

COPEPODA:

Cyclops scutifer Sars

C. scutifer er den vanligste cyclopoide copepoden på den nordlige halvkule. Arten viser en ekstrem livssyklusvariasjon (Halvorsen & Elgmork 1976, Elgmork & Langeland 1980, Elgmork 1980) som gjør det mulig å etablere populasjoner i innsjøer av svært varierende karakter. Imidlertid vil den på grunn av sin kaldstenoterme karakter unngå grunne dammer, og er mest vanlig i oligotrofe og dystrofe innsjøer.

I Rondane ble C. scutifer kun registrert i 2-4 av 21 undersøkte lokaliteter. Da det aldri ble funnet individer eldre enn cop. II i enkelte av disse lokalitetene er det vanskelig å skille arten fra Cyclops abyssorum tatricus.

Tettheten var lav med størst antall individer pr. m³ i Myrtjern hvor tettheten var 2.250.

C. scutifer har tidligere vært funnet ved pH 4,4 i Norge (Eie 1974), selvom tettheten reduseres under pH 4,7 (Hobæk & Raddum 1980). Tettheten økte til 15 ganger så høye verdier når pH økte fra 4,7 til 7,5 etter kalking i Lille Finnetjenn (Sandøy & Nilssen 1986a).

Cyclops abyssorum tatricus (Kozm.)

C. abyssorum tatricus ble påvist i 12 lokaliteter og er antagelig tilstede i ytterligere 3 innsjøer. Den er dermed den mest utbredte copepoden innenfor det undersøkte området. Denne underarten av C. abyssorum ble første gang beskrevet for Norge fra Finseområdet (Halvorsen 1973), og er også tidligere funnet på Atnamyrene og i Elgvatn (Eie 1982).

Tettheten varierte mellom 100 og 39.000 individer pr. m³. Størst tetthet ble registrert i lokalitet nr. 8 (39.000 ind. pr. m³ i juli og 16.500 ind. pr. m³ i august). Denne innsjøen er blant de høyestliggende og kaldeste av de undersøkte lokalitetene. Mens C. scutifer er knyttet til humusvannene på Atnamyrene er C. abyssorum tatricus hovedsaklig begrenset til vann over tregrensa. I Elgvann som ligger i bjørkebeltet sameksisterer de to artene.

Siden registrerte funn av underarten C. abyssorum tatricus er få vet man lite om dens pH-toleranse. Spikkeland (1979) fant C. abyssorum ved pH 5.0.

Mixodiaptomus laciniatus Lilljeborg

Arten synes generelt å være karakteristisk for fjellsjøer i Skandinavia, selv om den også er registrert i lavlandssjøer, spesielt i Vest-Norge. Av de undersøkte lokalitetene er M. laciniatus registrert i 3. I alle innsjøene var den dominerende blant copepodene. Størst tetthet ble funnet i lokalitet nr. 9 med 32.000 individer pr. m³.

Under skoggrensa synes den å være erstattet av Acanthodiantomus denticornis. Eie (1974) fant at A. denticornis ofte var den domi-

nerende calanoide copepoden i høyereliggende skogsvann, mens M. laciniatus var vanlig i vann over 1000 m o.h. I Rondvatn ble M. laciniatus registrert helt opp til 1587 m o.h. Her hadde individene en sterkt rød pigmentering. Arctodiaptomus laticeps som var en vanlig art i de høyestliggende vannene i Finse-området (Halvorsen 1973) ble imidlertid ikke registrert i Rondane.

M. laciniatus er ikke uvanlig i pH-intervallet 5,0-7,0 (Nilssen 1976, Raddum 1976), og er registrert ved pH 4,7 (Hanson 1974). A. laticeps derimot mangler i de sure områdene av Norge, (Nilssen 1976, Hobæk & Raddum 1980), og eventuell intoleranse overfor forsurening kan være en medvirkende årsak til at arten ikke ble funnet i de undersøkte lokalitetene.

Acanthodiaptomus denticornis (Wierz)

A. denticornis er sparsomt representert i den foreliggende undersøkelsen. Arten ble funnet i 3 lokaliteter, og ble ikke registrert utenfor Atnamyrene.

A. denticornis har en vid utbredelse i østre og sentrale deler av Norge, og er først og fremst knyttet til mindre skogsvann (Hutchinson 1967), ofte med et betydelig humusinnhold. Arten er registrert i store innsjøer i lavlandet (Halvorsen & Elgmork 1976), men er mest vanlig i høyereliggende skogsområder (Eie 1974).

Eie (1974) fant A. denticornis ved pH 4,4, mens Hendrey & Wright (1976) fant den aldri ved pH under 5,2.

Heterocope saliens Lilljeborg

H. saliens ble funnet i 3 av innsjøene under tregrensa. Tettheten kan være vanskelig å beregne på grunn av artens store bevegelighet. De foreliggende data er imidlertid i samsvar med tidligere undersøkelser. Tettheten av H. saliens så vel som andre Heterocope-arter, synes sjelden å overstige 1.000 individer pr. m³ (Huitfeldt-Kaas 1906, Granberg 1970, Larsson 1978).

H. saliens har en vid utbredelse i Norge, både i lavlandet og på fjellet (Eie 1974, Nilssen 1976, Larsson 1978, Spikkeland 1979).

I lavlandet er den først og fremst knyttet til mindre innsjøer med et betydelig humusinnhold (Eie 1974).

Forsuring synes ikke å ha begrenset artens utbredelse. I Norge har den blitt registrert ved pH 4,5 (Hobæk & Raddum 1980, Sandøy & Nilssen 1986b), mens Hendrey & Wright (1976) fant den helt ned til pH 4,1.

Derimot er artens utbredelse påvirket av fiskepredasjon. Størrrelsen og til dels sterk pigmentering gjør at den er utsatt for sterk predasjon. H. saliens vil derfor ofte mangle i sikvann, men finnes først og fremst i vann med ørret og røye og er en viktig representant for zooplanktonsamfunnet i fisketomme vann.

Artens manglende forekomst i de undersøkte lokalitetene som ligger over skoggrensa kan imidlertid ikke forklares med fiskepredasjon, da de fleste av disse vannene er fisketomme. Arten kan være utsatt for predasjon, først og fremst i naupliestadiene fra andre cyclopoide copepoder (Larsson 1978).

5.3.2. Artsantall og diversitet

Det totale antall registrerte krepsdyrarter i planktonsamfunnet varierte mellom 0 og 9 i de undersøkte innsjøene (Tab. 7), med et snitt på 2,8 arter (Tab. 8). Størst artsantall ble funnet i innsjøene under tregrensa (Tab. 7).

Det høye artsantallet i lokalitetene på Atnamyrene kan ha flere årsaker. Relativt høy temperatur sammen med gode næringsforhold i form av detritus med assosierte bakterier, er antagelig av vesentlig betydning. Forekomsten av ørret og røye i disse lokalitetene kan være en medvirkende årsak. Tidligere undersøkelser har nemlig vist at antall planktonarter i en innsjø øker med antallet av planktonspisende fiskearter (Nilsson & Pejler 1973, Sprules 1975).

Det laveste artsantallet (0) ble funnet i lokalitet nr. 7 (Verkildalen). Dette kan ha sammenheng med at innsjøen var svært grunn (max. dyp = 1,5 m). Littorale arter ble funnet i alle prøvene fra denne lokaliteten.

Tabell 7: Planktonsamfunnenes sammensetning med hensyn til antall arter cladocerer og copepoder, og gjennomsnittlig antall filtratorer og gripere. Prosentvis forekomst av filtratorer og gripere er angitt som gjennomsnitt for juli og august. Nauplier og små copepoditter av cyclopoide copepoder er registrert som filtratorer.

Lokalitet	Antall arter						Prosentvis	
	Cladocera		Copepoda		Totalt		forekomst av	
	J	A	J	A	J	A	Filt.	Grip.
Rondvatn	1	0	1	1	2	1	66.3	33.7
Øvre Bergedalstjern	1	1	1	1	2	2	100.0	0.0
Nedre Bergedalstjern	2	2	1	1	3	3	99.3	0.7
Øvre Langholvatn	0	1	1	1	1	2	67.5	32.5
Nedre Langholvatn	0	1	0	1	1	1	94.1	5.9
Verkilsdalen 1	1	0	1	2	2	2	2.2	97.8
Verkilsdalen 2	0	1	0	1	1	1	100.0	0.0
Verkilsdalsvatn	0	1	1	1	1	2	16.0	84.0
Vann v/Høgronden 1	1	1	1	2	3	3	99.9	0.1
Vann v/Høgronden 2	0	-	1	-	1	-	100.0	0.0
Vann v/Høgronden 3	1	0	1	0	1	1	100.0	0.0
Eigvatn	4	2	3	4	7	6	56.5	43.5
Råpåtjørni	3	2	3	3	6	5	98.4	1.6
Torsteinstjern	4	4	3	3	7	7	97.7	2.3
Myrtjern	4	3	3	3	7	6	87.0	13.0
Vann v/Vasskollen	-	0	-	2	-	2	99.4	0.6
Dørålsvatn	-	0	-	1	-	1	87.7	12.3
Vann v/Rondslottet	-	0	-	1	-	1	55.9	44.1
Vann i Langglupdalen 1	-	2	-	0	-	2	100.0	0.0
Vann i Langglupdalen 2	-	0	-	1	-	1	75.0	25.0
Vann i Storbotn	-	1	-	2	-	3	85.5	14.5
Antall arter i gj.snitt	1.5	1.1	1.4	1.6	3	2.6		
Antall filtratorer					2.2	2.4		
Antall gripere					1.4	1.3		

Tabell 8: Gjennomsnittlig og totalt antall arter filtratorer og gripere, og cladocerer og copepoder i planktonsamfunnene innen forskjellige områder i Sør-Norge.

Område	Antall lok.	Antall arter				Gj.snittlig antall arter	Totalt antall arter
		Filt.	Grip.	Clad.	Cop.		
Nordmarka-Krogskogen (Jørgensen 1972)	23	4.2	2.7	3.7	3.2	6.9	14
Etna-Dokka (Halvorsen 1980)	7	3.5	3.4	3.1	3.8	6.9	13
Atnavassdraget	21	2.3	1.4	1.3	1.5	2.8	12
Vassfaret, skogsvann (Eie 1971)	13	2.5	2.0	2.5	2.0	4.5	9
Vassfaret, fjellvann (Eie 1971)	12	2.2	1.8	1.7	2.3	4.0	6
Hardangervidda (Halvorsen 1973)	11	2.2	1.2	1.9	1.3	3.2	7
Gråhei, Aust-Agder (Spikkeland 1977)	15	2.3	0.9	1.3	1.9	3.2	6

I tabell 7 er antall arter av cladocerer og copepoder i plankton-samfunnene angitt. Antall arter av cladocerer varierte mellom 0 og 4, med et snitt på 1,3 arter. Antall arter av copepoder varierte også mellom 0 og 4, med snitt på 1,5 arter. Gjennomsnittlig antall arter totalt er noe høyere i juli enn i august med 3 mot 2,6.

Antall cladocerer og copepoder gir ikke et helt godt bilde av den trofiske struktur i samfunnet siden begge inneholder filtratorer (herbivore) og gripere (karnivore).

Gjennomsnittlig antall filtratorer og gripere er gitt i tabell 7. Antall gripere er noe større i juli, mens filtratorene dominerer artsmessig i august. Prosentmessig forekomst av filtratorer og gripene (Tab. 7) viser at filtratorene dominerer i de fleste lokalitetene. Bare i lokalitet nr. 6 og i Verkilsdalsvatn ble det funnet en større andel gripere.

I tabell 8 er planktonsamfunnenes sammensetning med hensyn på antall cladocerer og copepoder, og antall filtratorer og gripere, for en rekke områder sammenlignet. Verdiene fra Atnavassdraget er beregnet som gjennomsnitt for juli og august. Det totale antall planktoniske krepsdyrarter for Rondane er forholdsvis høyt. Gjennomsnittlig artsantall derimot, er lavere enn for de områder som tidligere er undersøkt. Ser man bort fra lokalitetene under tregrensa vil det totale antall arter være 6. Dette er i overensstemmelse med resultatene fra Hardangervidda (Tab. 8) som det er mest naturlig å sammenligne med.

Tabell 9 viser diversiteten av planktonkreps i de undersøkte lokalitetene. Jevnt over var diversiteten lav ($< 0,5$). Høyest verdier ble funnet i vannene nedenfor skoggrensa. Torsteinstjern har høyest gjennomsnittsindeks (1,32). Dette er helt i overensstemmelse med det en skulle forvente på grunnlag av lokalitetens høye trofigrad og rike fiskebestand (jf Ryan 1979).

I flere av de høyereliggende lokalitetene fantes kun en planktonisk krepsdyrart, og diversitetsindeksen ble satt lik 0.

Diversiteten var noe høyere i juli enn i august i de fleste lokalitetene. Øvre Bergedalstjern og Rånåtjørni viste imidlertid motsatt tendens.

Tabell 9: Shannon-Wieners diversitetsindeks ($H = -\sum p_i \ln p_i$) for planktonsamfunnene i Rondvatn og innsjøer i Atnavassdraget i 1986.

Lokalitet	Juli	August	Gjennomsnitt
Rondvatn	0.09	0	0.05
Øvre Bergedalstjern	0.12	0.65	0.39
Nedre Bergedalstjern	0.76	0.33	0.55
Øvre Langholvatn	0	0	0
Nedre Langholvatn	0	0	0
Vann i Verkilsdalen 1	0	0.07	0.04
Verkilsdalsvatn	0	0	0
Vann v/Høggronden 1	0.02	0.07	0.05
Vann v/Høggronden 2	0.64	-	0.64 (1)
Vann v/Høggronden 3	0	0	0
Elgvatn	1.12	0.95	1.04
Rånåtjørni	0.82	1.04	0.93
Torsteinstjern	1.41	1.22	1.32
Myrtjern	0.91	0.68	0.8
Vann v/Vasskollen	-	0.09	0.09 (1)
Dørrålsvatn	-	0	0 (1)
Vann v/Rondslottet	-	0	0 (1)
Vann i Langglupdalen 1	-	0.47	0.47 (1)
Vann i Langglupdalen 2	-	0	0 (1)
Vann i Storbotn	-	0.57	0.57 (1)

5.3.3. Sammenligning av samfunnene

Cyclops abyssorum taticus er den vanligste planktonkrepsen i området med forekomst i 12-15 av de undersøkte lokalitetene. Kombinasjonen av C. abyssorum taticus og Bosmina longispina ble funnet i 7-10 innsjøer.

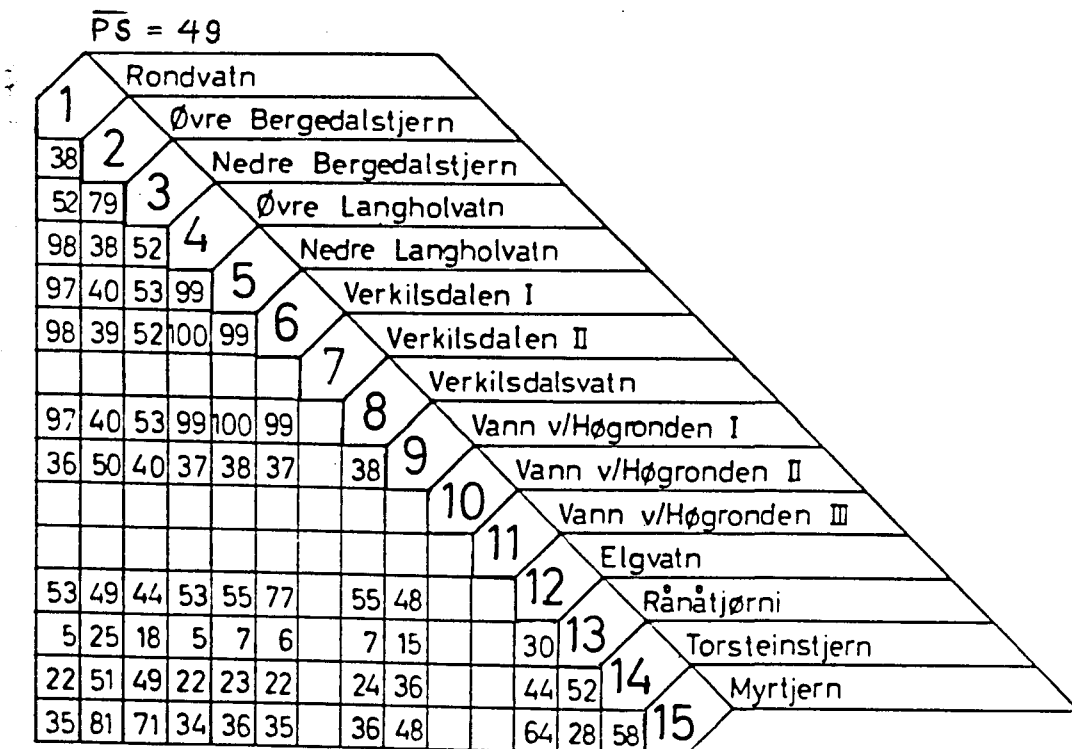
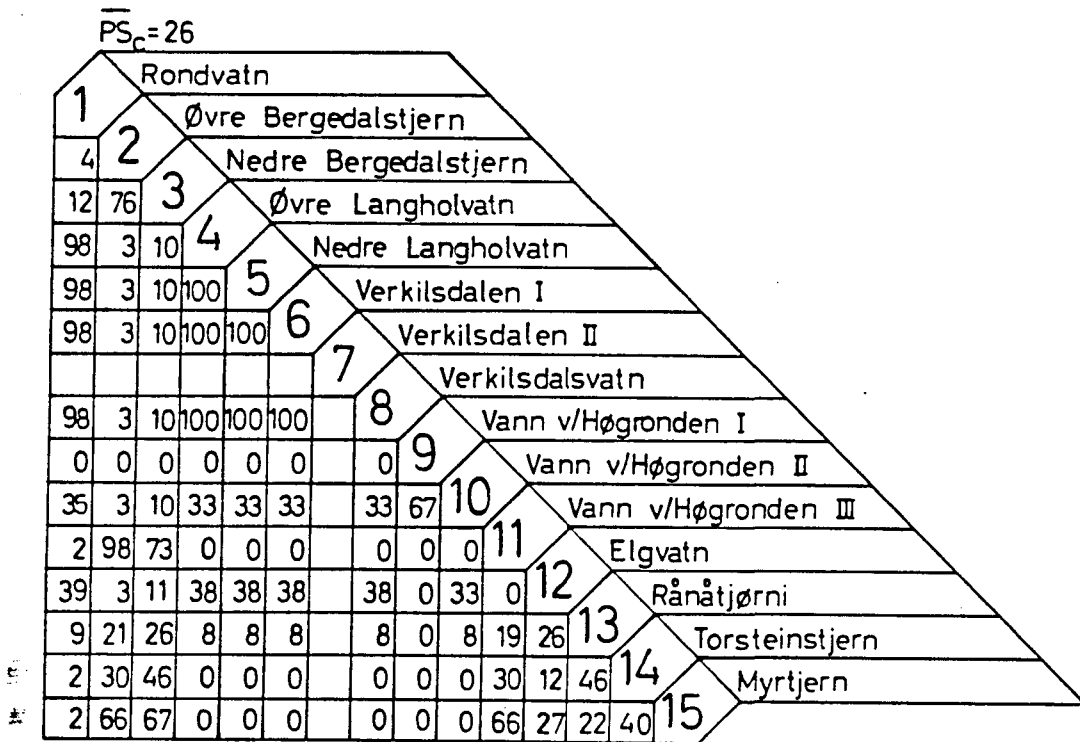
Selv om artssammensetningen innen flere innsjøer er lik, kan innsjøens planktonsamfunn likevel være forskjellig, siden noen arter kan være tallrike i et samfunn og sjeldne i andre. Ved å se på tallforholdet mellom artene i hver enkelt lokalitet vil en få et mer nøyaktig mål på samfunnenes likhet.

Prosent likhet (PS) mellom planktonsamfunnene er ført opp i fig. 4-5. Når man kun tar hensyn til artsfordelingen (Fig. 4a og 5a) ser vi at PS-verdiene enten er svært lave eller svært høye. Dette skyldes få arter totalt i området og lav diversitet i de fleste lokalitetene.

Rondvatn, Øvre Langholvatn, Nedre Langholvatn, lokalitet nr. 6 og Verkilsdalsvatn har identiske planktonsamfunn både i juli og august. I tillegg kommer Dørålsvatn, lokalitet nr. 18 og lokalitet nr. 21 som bare ble undersøkt i august. Lokalitet nr. 9 og lokalitet nr. 16 har også 100% like planktonsamfunn.

Lokalitet nr. 9, lokalitet nr. 16, Torsteinstjern og Myrtjern har planktonsamfunn som avviker mest fra de øvrige lokalitetene, de to førstnevnte ved forekomst av Mixodiatomus laciniatus, de to sistnevnte ved et mer komplekst planktonsamfunn med flere planktoniske cladocerer. Mest bemerkelsesverdig er likevel den store forskjellen i planktonsamfunnene i lokalitet nr. 16 og Dørålsvatn til tross for at den førstnevnte drenerer via Dørålsvatn og avstanden mellom vannene er kort. Innsjøene ble imidlertid bare undersøkt i august, og man vet derfor ingenting om forholdene tidligere på sommeren.

Sammenligning av lokalitetene basert på artssammensetning og tetthet (Fig. 4b og 5b) viser stort sett samme tendens, med høy prosent likhet mellom Rondvatn, Øvre Langholvatn, Nedre Langholvatn, lokalitet nr. 6 og Verkilsdalsvatn som tidligere. Gjennomsnittlig likhet er noe høyere pga. endringer i de laveste verdiene.



Figur 4. Prosent likhet (PS) mellom planktonsamfunnene (planktonkrepssdyr) i de undersøkte lokalitetene i juli 1986.
 a: Basert på artssammensetning.
 b: Basert på artssammensetning og total tetthet.

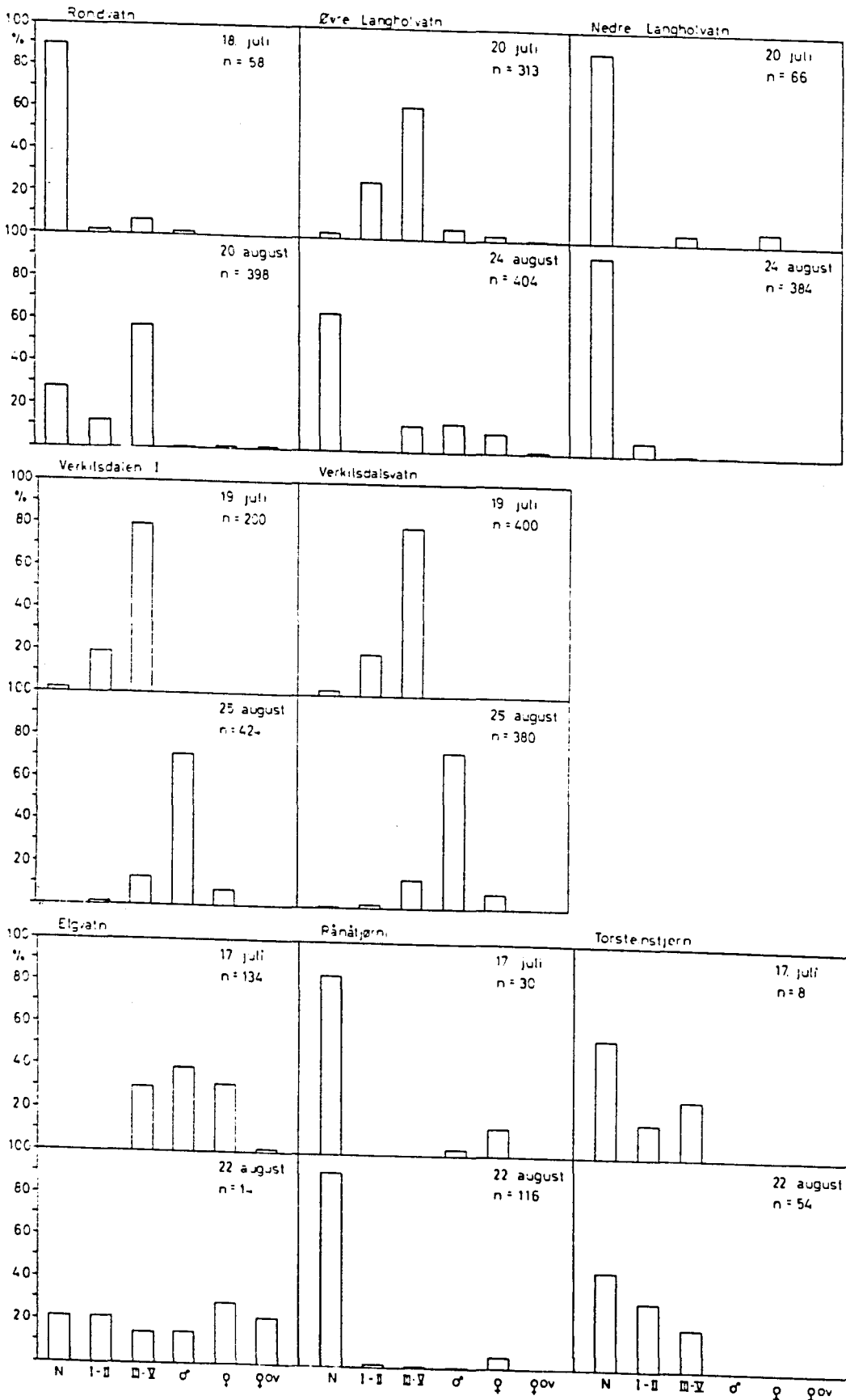
5.3.4. Reproduksjon og utvikling

Felles for alle cladocerer er at de forplanter seg partenogenetisk i løpet av sommerhalvåret. Om høsten, når forholdene blir mindre gunstige, dukker de første hannene opp og det skjer en seksuell formering, vanligvis fulgt av dannelse av hvileegg. I Nedre Bergedalstjern ble hanner av Daphnia longispina funnet fra siste halvdel av juli. Ellers ble hanner av både D. longispina og Bosmina longispina samt ephippier funnet i slutten av august.

Copepodene har kun seksuell formering, men antall generasjoner pr. år og reproduksjonsperioder kan variere, også innen en og samme art. Det er ikke utført noen detaljerte livsyklusundersøkelser av copepodene, men for Cyclops abyssorum tatricus/Cyclops scutifer og Acanthodiaptomus denticornis er den prosentvise fordelingen av ulike utviklingsstadier beregnet (Fig. 6-7).

C. abyssorum tatricus viser et svært variert livssyklusforløp. På grunn av begrenset materiale er det vanskelig å anslå reproduksjonsperioder og utviklingshastighet, men C. abyssorum tatricus har sannsynligvis ett- og ett- til to-årig livssyklus i de fleste innsjøene i området.

Verdt å legge merke til er utviklingen i de to undersøkte lokalitetene i Verkilsdalen hvor C. abyssorum tatricus ble funnet. Innsjøene er karakterisert ved samme dybde- og temperaturforhold. Livssyklusen til C. abyssorum tatricus synes også å være lik i de to innsjøene. I juli er andelen av store copepodittstadier størst mens adulte hanner dominerer i august. Reproduksjonen finner antagelig sted i løpet av september. I Elgvatn og Rånåtjørni finnes C. abyssorum tatricus sammen med C. scutifer i planktonprøvene. Dette kompliserer tolkningen av datane. Påfallende er likevel den langsomme utviklingen i Rånåtjørni.

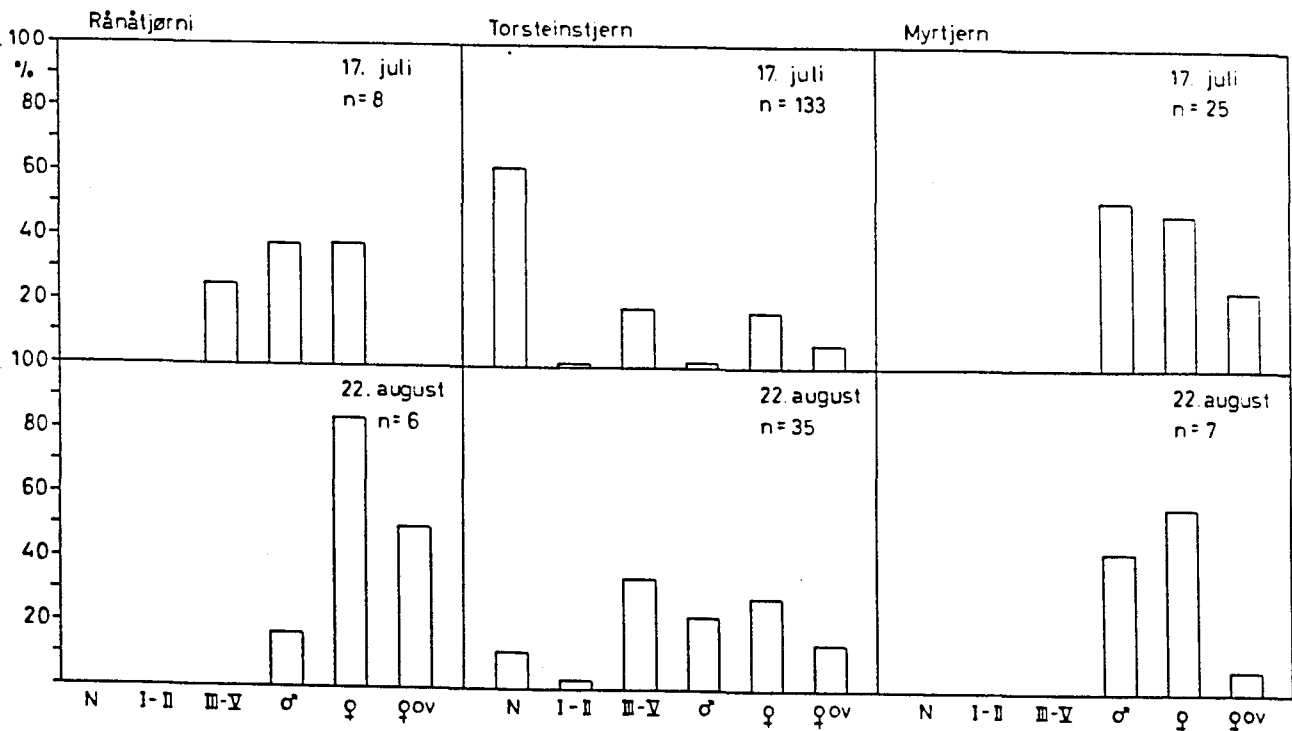


Figur 6. Prosentvis forekomst av ulike utviklingsstadier til Cyclops abyssorum taticus. N: nauplier, I-II: copepodittstadium I og II, III-V: copepodittstadium III til V, ♂: adulte hanner, ♀: adulte hunner (totalt), ♀ov: hunner med eggsekk. I Elgvatn, Rånåtjørn og Torsteinstjern kan C. abyssorum og C. scutifer være til stede samtidig.

A. denticornis viser en tilsvarende utvikling i Rånåtjørni og Myrtjern (Fig. 9). Adulte hanner dominerer i slutten av juli, mens adulte hunner utvikles noe senere. Reproduksjonen skjer hovedsaklig i august og hvileegg dannes.

I Torsteinstjern viser A. denticornis en annen type livssyklusstrategi. I midten av juli produseres sommeregg, og annen generasjon utvikles til adulte individer i løpet av august. I slutten av august produseres hvileegg som først klekkes neste vår.

Det er tidligere funnet kun hvileegg hos A. denticornis (Häcker 1902, Ekman 1904, Jensen 1968, Schartau 1986). I Skandinavia er den beskrevet som en ren sommerform, men i lavereliggende områder av Alpene kan den unntaksvis danne helårige populasjoner (Tollinger 1911). Jevnt høy temperatur i Torsteinstjern om sommeren kan forklare den raske utviklingen og dannelsen av to generasjoner pr. år hos A. denticornis.



Figur 7. Prosentvis forekomst av ulike utviklingsstadier til Acanthodiatomus denticornis i 1986 (se fig. 6 for tegnforklaring).

6. SAMMENFATTENDE DISKUSJON

Undersøkelsen omfatter 21 innsjøer nord for Atnsjøen. Det er fjellvann og typiske skogsvann med varierende innhold av humus, både med og uten fisk.

Sammenligner vi lokaliteter over og under tregrensa ser vi at det er forskjeller både i artssammensetning, artsantall, diversitet og artenes utvikling.

Skogsvannene har både større artsantall (Tab. 7) og diversitet (Tab. 9) enn fjellvannene. Eie (1971) fant de samme forskjellene mellom skogsvann og fjellvann i Vassfaret. Tettheten derimot, ser ut til å være uavhengig av om lokaliteten ligger over eller under tregrensa.

Sida crystallina, Polyphemus pediculus og Bythotrephes longimanus ble ikke funnet utenfor Atnamyrene. Heterocope salines og Acanthodiatomus denticornis ble funnet på Atnamyrene og i Elgvatn, men ble aldri registrert over tregrensa. Mixodiatomus laciniatus ble derimot kun funnet i lokaliteter over tregrensa. Eie (1974) fant at M. laciniatus ble erstattet av A. denticornis under tregrensa. H. saliens synes å tåle lave pH-verdier (Hobæk & Raddum 1980), og er en typisk representant for humusvann.

De gunstige temperaturforholdene i skogsvannene har en positiv effekt på utviklingstiden. Selv om ingen detaljerte livssyklusundersøkelser ble gjennomført indikerer resultatene ett-årig livssyklus for C. abyssorum tatricus og C. scutifer under tregrensa, mens ett- til to-årige livssykluser er mest sannsynlig i fjellvannene.

7. SAMMENDRAG

Denne undersøkelsen inngår som en del av SWAP-prosjektet. Den kan også sees i sammenheng med et større prosjekt som forsøker å belyse de naturvitenskapelige interessene ved Atna som referanse-vassdrag.

Undersøkelsen omfatter 21 vann (Fig. 3) ovenfor Atnsjøen. Vannene ligger mellom 702 og 1587 m o.h., og beliggenhetene danner en gradient fra høyreliggende barskogsområder til den høyalpine sone.

Atnas nedbørfelt er 1320 km² og vassdragets lengde fra Verkilsdalsvatn til utløpet i Glåma ved Atnaøset, er 97 km. Store deler av Rondane drenerer til vassdraget.

Nedbørfeltet er karakterisert ved få og små innsjøer. Bare Atnsjøen med et areal på 5,3 km² og største dyp på 72 m, er større enn 1 km².

Berggrunnen i store deler av nedbørfeltet består av tungt forvitrelige feltspathholdige kvartsitter (sparagmitt) som gir næringsfattig jordsmonn. I de sørlige deler av området forekommer imidlertid større lokale partier med rikere berggrunn i form av mørk sparagmitt med innslag av kalk og fylitt (Holtedahl 1960). Vannene er elektorlytt- og kalkfattige, og tilhører den næringsfattige innsjøtypen. Innsjøene under tregrensa hadde et varierende humusinnhold.

Målte pH- og ledningsevneverdier fra tidligere undersøkelser i området er satt opp i tabell 3. pH varierer mellom 3,8 og 6,9. Ledningsevnen varierer fra 5 til 13 i overflatevannet.

Dyreplankton ble undersøkt i to perioder, 15.-20. juli og 20.-25 august. Totalt er 119 prøver opptelt, hvorav 69 kvalitative prøver og 50 kvantitative prøver.

Det er påvist 10 arter planktoniske og planktonlittorale krepsdyr; 5 vannlopper (Cladocera) og 5 hoppekreps (Copepoda). I tillegg

ble Chydorus sphaericus funnet med store tettheter i planktonet i enkelte lokaliteter.

Hvilke arter hjuldyr (Rotatoria) som dominerer i planktonet er vist i tabell 4.

Av krepsdyrene er Bosmina longispina og Cyclops abyssorum taticus mest vanlig, med forekomst i 14 respektivt 12-15 vann.

Sammenliknet med andre områder inneholder planktonsamfunnene et lite antall arter (Tab. 8). Artsantallet varierte fra 0 til 9 med et gjennomsnitt på 2,8 arter, noe som er best sammenlignbart med undersøkelser fra Hardangervidda (Halvorsen 1973). Planktonsamfunnenes sammensetning viser store variasjoner fra tjern til tjern. I fjellvannene utgjorde 1-2 arter vanligvis hele planktonsamfunnet mens skogsvannene hadde en relativt stor diversitet.

Tettheten av planktoniske hjuldyr varierte mellom 0 og 2.687.500 ind./m³, med størst tetthet i Verkilsdalsvatn (Tab. 5).

Kvantitative planktonprøver viste tettheter fra 0 til 271.125 småkreps pr. m³. Størst var tettheten i Øvre Bergedalstjern i juli (Tab. 6).

De enkelte planktonsamfunnene er sammenliknet (Fig. 4-5). Generelt er likheten lav. Da planktonsamfunnet i flere av lokalitetene var svært enkelt med kun en planktonisk krepsdyrart finner vi likevel at noen av innsjøene har identisk like planktonsamfunn (PS = 100).

For de planktoniske copepodeartene C. abyssorum taticus, C. scutifer og Acanthodiaptomus denticornis ble den prosentvise fordelingen av de ulike utviklingsstadiene satt opp (Fig. 6-9). C. abyssorum taticus og C. scutifer viste en ekstrem variasjon i tidspunkt for reproduksjon og utviklingsforløp. A. denticornis har antagelig en ett-årig livssyklus i Rånåttjørn og Myrtjern. I det grunnere og varmere Torsteinstjern gjennomføres to generasjoner pr. år. A. denticornis overvintrerer som hvileegg.

8. LITTERATUR

- Blakar, I. & Borgvang, S. 1983. Kjemiske forhold i innløpselver og -bekker til Atnsjøen. N. Hydrol. kom. Årsberetning, s. 43-49.
- Borgstrøm, R., Eie, J.A., Hardeng, G., Nordbakke, R., Raastad, J.E. & Solem, J.O. 1974. Inventeringer av verneverdige områder i Østfold. Boksjøområdet, Berbydalen/Indre Iddefjord og Mingevatn-Vestvatn. Lab. Ferskvannøkolog. og Innlandsfiske, Univ. Oslo, Rapp. 17/74: 1-71.
- Bottrell, H.H., Duncan, A., Gliwicz, Z.M., Grygierek, E., Herzig, A., Hillbricht-Ilkowska, A., Kurasawa, H., Larsson, P. & Weglenska, T. 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. Norw. J. Zool. 24: 419-456.
- Brabrand, A., Faafeng, B. & Nilssen, J.P. 1979. Biologisk kontroll av algeoppblomstringer. Fagrapport 1979. (NTNF 1522-07963, NIVA OF-806000).
- Brooks, J.L. & Dodson, S.L. 1965. Predation, body size and composition of plankton. Science 150: 28-35.
- DeMott, W.R. 1982. Feeding selectivities and relative ingestion rates of Daphnia and Bosmina. Limnol. Oceanogr. 27: 518-527.
- Eie, J.A. 1971. Strukturen til planktoniske og littorale crustacea-samfunn i et skogsområde og et fjellområde i Vassfartraktene (Sør-Norge) korrelert med hydrografiske data. Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi, Univ. Oslo, 126 s.
- 1974. A comparative study of the crustacean communities in forest and mountain localities in the Vassfaret area (southern Norway). Norw. J. Zool. 22: 177-205.
- 1982. Atnavassdraget, hydrografi og evertebrater - en oversikt. Kontaktutv. vassdragsreg, Univ. Oslo, Rapp. 41, 76 s.
- Ekman, S. 1904. Die Phyllopoden, Cladoceren, und freilebenden Copepoden der nord-schwedischen Hochgebirge. Zool. Jb. Abt. J. Syst. 21: 1-170.
- Elgmork, K. 1980. Evolutionary aspects of diapause in freshwater copepods, s. 411-417. I Evolution and Ecology of zooplankton communities. Kerfoot, W.C. (ed.). Univ. Press New England, Hanover.
- & Langeland, A. 1980. Cyclops scutifer Sars - one and two-year life cycles with diapause in the meromictic lake Blankvatn. Arch. Hydrobiol. 88: 178-201.
- Enckell, P.H. 1980. Kräftdjur. Aio Tryk as, Odense. 685 s.
- Granberg, K. 1970. Seasonal fluctuations in numbers and biomass of the plankton of the Lake Pääjärvi, southern Finland. Ann. Zool. Fenn. 7: 1-24.

- Halvorsen, G. 1973. Crustacea from the high mountain area Har-
dangervidda, South Norway. Rapp. Høyfjellsøk. Forsk. Stn.,
Finse, Norge 1973(2), 17 s.
- 1980. Planktoniske og littorale krepsdyr innenfor vass-
dragene Etna og Dokka. Kontaktutv. vassdragsreg. Univ. Oslo,
Rapp. 11, 95 s.
- & Elgmork, K. 1976. Vertical distribution and seasonal cycle
of Cyclops scutifer Sars, (Crustacea, Copepoda) in two digo-
trophic lakes in southern Norway. Norw. J. Zool. 24: 143-
160.
- Hanson, M. 1974. Zooplankton i Fulufjällssjöar med lågt pH. (The
zooplankton in lakes with low pH in the Fulufjäll mountain).
Inform. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm 5 (1974): 1-17.
- Heimholdt, R. 1980. Systematisk-økologisk undersøkelse av vann-
kalv (Dytiscidae) i Atnasjøområdet, Rondane. Hovedfagsopp-
gave i spesiell zoologi, Univ. Oslo, 103 s.
- Hendrey, G.R. & Wright, R.F. 1976. Acid precipitation in Norway:
Effects on aquatic fauna. J. Great Lakes Res. 2 (Suppl. 1):
192-207 (også i SNSF-project IR 33/77).
- Herbst, V.H. 1976. Blattfusskrebse (Phyllopoden: Echte Blattfüsse
und Wasserflöhe). Kosmos. Franckh'sche Verlagshandlung.
Stuttgart 130 s.
- Hessen, D.O. 1985. Filtering structures and particle size selec-
tion in coexisting Cladocera. Oecologia (Berl.) 66: 368-372.
- Hinz, W. 1974. Molluskenfauna und -siedlungsdichten in einigen
Gebirgsgewässer er umgeberig von Dombås. Norw. J. Zool. 22:
221-229.
- Hobæk, A. & Raddum, G. 1980. Zooplankton communities in acidified
lakes in South Norway. SNSF-project IR 75/80, 132 s.
- Holtedahl, O. (ed.) 1960. Geology of Norway. Norges geol.
Unders. 205: 1-540.
- Hrbáček, J. 1962. Species composition and the amount of the zoo-
plankton in relation to fish stock. Rozpr. Česk. Akad. Ved.
72: 1-165.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1906. Planktonundersøgelser i norske vande.
Nationaltrykkeriet, Christiania. 199 s.
- Hutchinson, G.E. 1967. A Treatise on Limnology II. Introduction
to lake biology and the limnoplankton. John Wiley & Sons.
Inc., New York. 1115 s.
- Häcker, V. 1902. Über die Fortpflanzung der limnetischen Cope-
poden des Titisees. Ber. naturf. Ges. Freiburg i.B. 12: 1-
33.
- Hörnström, E., Ekström, C., Miller, U. & Dickson, W. 1973. För-
surningens inverkan på västkustsjöar. Fytoplankton, Zoo-

- plankton, Diatomeer, Kemi. Inform. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 4(1973), 1-97.
- Jensen, J.W. 1968. Planktoniske ferskvannscrustacea på Hitra i Sør-Trøndelag med en hydrografisk oversikt og notater om littoral crustacea. Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi, Univ. Oslo, 109 s.
- Johansson, J.-A., Olofsson, H. & Ramberg, L. 1976. Studier av zooplanktonkonsumption i Botjärn. Klotenprosjektet Rapp. 5: 1-27.
- Jørgensen, I. 1972. Forandringer i strukturen til planktoniske og littorale Crustacea-samfunn under gjengroing av humusvann i området Nordmarka og Krokskogen ved Oslo, korrelert med hydrografiske data. Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi, Univ. Oslo 83 s.
- Kiefer, F. 1973. Ruderfosskrebse (Copepoden). Kosmos. Franckh'sche Verlagshandlung, Stuttgart, 99 s.
- Lampert, W. & Krause, I. 1976. Zur Biologie der Cladocere Holopedium gibberum Zaddach in Windgfällweiher (Schwarzwald). Arch. Hydrobiol. Suppl. 48: 262-286.
- Langeland, A. 1978. Effect of fish (Salvelinus alpinus, arctic char) predation of the zooplankton in ten Norwegian lakes. Verh. Internat. Verein, Limnol. 20: 2065-2069.
- 1982. Interactions between zooplankton and fish in a fertilized lake. Holarct Ecol. 5: 273-310.
- Larsson, P. 1971. Vertical distribution of planktonic rotifers in a meromictic lake; Blankvatn near Oslo, Norway. Norw. J. Zool. 19: 47-75.
- 1978. The life cycle dynamics and production of zooplankton in Øvre Heimdalsvatn. Holarct. Ecol. 1: 162-218.
- Lien, L. 1978. The energy budget of the brown trout population of Øvre Heimdalsvatn. Holarct. Ecol. 1: 279-300.
- Matzow, D. 1974. Inventering i Atnavassdraget sommeren 1974. Miljøverndep. Landsplanen for verneverdige områder/forekomster. 34 s.
- Miracle, M.R. 1977. Migration, patchiness and distribution in time and space of planktonic rotifers. Arch. Hydrobiol. Beih. 8: 19-37.
- Nicholls, K.H. 1985. A measure of plankton community similarity utilizing variable weighting of total density and taxonomic proportionality. Int. Revue ges Hydrobiol. 70: 621-632.
- 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. 1980. Acidification of a small watershed in southern Norway and some characteristics of acidic aquatic environments. Int. Revue ges. Hydrobiol. 65: 177-207.
- , Halvorsen, G. & Melåen, J.G. 1980. Seasonal divergence of Bosmina morphs. Int. Revue ges. Hydrobiol. 65: 507-516.
- Nilsson, N.-A. & Pejler, B. 1973. On the relation between fish fauna and zooplankton composition in North Swedish lakes. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 53: 51-77.
- Oftedahl, C. 1950. Petrology and geology of the Rondane area. N. Geol. Tidsskr. 28: 199-225.
- Pejler, B. 1965. Regional-ecological studies of Swedish freshwater zooplankton. Zool. Bidr. Uppsala 36: 407-515.
- Persson, G. 1972. Zooplankton i Stugsjön och Hymenjaure år 1971 - I Kuokkelprosjektet Rapp. 1. Limnologiska institutionen, Uppsala.
- 1985. Community grazing and the regulation of in situ clearance and feeding rates of planktonic crustaceans in lakes in the Kuokkel area, northern Sweden. Arch. Hydrobiol. Suppl. 70: 197-238.
- Pielou, E.C. 1975. Ecological diversity. John Wiley & Sons. Inc., New York. 165 s.
- Pontin, R.M. 1978. A key to British freshwater planktonic Rotifera. Freshw. Biol. Ass. Scient. Publ. 38, 178 s.
- Raddum, G.G. 1976. Fiskeribiologiske undersøkelser i reguleringsmagasin i Samnanger 1975. Lab. Ferskvannøkolog. og Innlandsfiske, Univ. Bergen, Rapp. 20: 1-54.
- Roff, J.C. & Kwiatkowski, R.E. 1977. Zooplankton and zoobenthos communities of selected northern Ontario lakes of different acidities. Can. J. Zool. 55: 899-911.
- Ryan, E. 1979. Betydning av tjernene på Atnamyrene som oppvekstområde for fisk. Hovedoppgave ved Inst. for naturforvaltning, NLH, 70 s.
- Rylov, W.M. 1935. Das Zooplankton der Binnengewässer. Die Binnengewässer 25. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart. 272 s.
- Saltveit, S.J. 1977. Fiskeundersøkelser i Tovdal. Del II. Gauslåfjorden, Herefossfjorden, Ogge og Flakksvatn. Lab. Ferskvannøkolog. og Innlandsfiske, Univ. Oslo, Rapp. 33(1977): 1-34.
- Sandøy, S. & Nilssen, J.P. 1986a. Cyclopoid copepods in marginal habitats; abiotic control of population densities in anthropogenic acidic lakes. Arch. Hydrobiol. (in press).
- 1986b. Life cycle dynamics and vertical distribution of Heterocope saliens (Lillj.) in two anthropogenic acidic lakes in southern Norway. Arch. Hydrobiol. (in press).

- Sars, G.O. 1918. An account of the Crustacea of Norway. VI Copepoda, Cyclopoida. Bergen, 225 s.
- Schartau, A.K.L. 1986. Vertikalfordeling og vertikalmigrasjon hos flercellet zooplankton i Skjennungen, Oslo kommune, sett i relasjon til konkurranse og føde. Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi, Univ. Oslo, 144 s.
- Smyly, W.J.P. 1968. Some observations on the effect of sampling technique under different conditions on numbers of some freshwater planktonic Entomostraca and Rotifera caught by a water-bottle. J. Nat. Hist. 2: 569-575.
- Spikkeland, I. 1977. Acidotrofe vann og dammer i Bygland, Aust-Agder. En undersøkelse av hydrografi og limnetiske og littorale crustacesamfunn. Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi, Univ. Oslo.
- 1979. Hydrografi og evertebratfauna i innsjøer i Tovdalsvassdraget 1978. Kontaktutv. vassdragsreg., Univ. Oslo, Rapp. 8, 93 s.
- Sprules, W.G. 1975. Factors affecting the structure of limnetic crustacean zooplankton communities in central Ontario lakes. Verh. Int. Verein. Limnol. 19: 635-643.
- Stenson, J.A.E. 1973. On predation and Holopedium gibberum Zaddach distribution. Limnol. Oceanogr. 18: 1005-1010.
- 1976. Significance of predator influence on composition of Bosmina spp. populations. Limnol. Oceanogr. 21: 814-822.
- Strøm, K.M. 1944. High mountain limnology. Some observations on stagnant and running waters of the Rondane area. Avh. norske Vidensk. Akad. I(8): 1-24.
- Tollinger, M.A. 1911. Die geographische Verbreitung der Diaptomiden. Zool. Jb. Abt. J. Syst. 30: 1-302.
- Vallin, S. 1953. Zwei azidotrophe Seen im Küstengebiet von Nordschweden. Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm 34: 167-189.
- Whittaker, R.H. & Fairbanks, C.W. 1958. A study of plankton copepod communities in the Columbia Basin, southeastern Washington. Ecology 39: 467-65.
- Wingård, B., Gjessing, J., Holtan, H., Kismul, V., Mehli, S.A. & Eie, J.A. 1984. Etablering av Forsknings- og Referansevassdrag. Innstilling fra plangruppens arbeid og redegjørelse for status i etableringsarbeidet. Miljøvirkinger av vassdragsutbygging, Rapp. 3, 42 s.
- Wright, R.F. 1977. Historical changes in the pH of 128 lakes in southern Norway and 130 lakes in southern Sweden over the period 1923-1976. SNSF-project TN 34/77, 71 s.

Vedlegg 1: Småkreps fanget i hovtrekk i juli og august 1986

(prosentfordeling). +: funnet i kvantitative prøver, men ikke i hovtrekk. Cyclops spp.: C.scutifer, C.abysorum el. C.scutifer + C.abysorum.

Nr. Art	Lokalitet nr.					
	1		2		3	
	18/7	20/8	18/7	20/8	18/7	20/8
1 Bosmina longispina	1.5	27.8	73.4	77.2	+	+
2 Daphnia longispina			16.2	1.7		
3 Holopedium gibberum						
4 Polyphemus pediculus						
5 Bythotrephes longimanus						
6 Chydorus sphaericus		+	1.3	5.9	+	11.9
7 Alonopsis elongata			+	42.0		4.1
8 Acroperus harpae						
9 Sida crystallina						
10 Cyclops spp.			+		0.7	1.1
11 Cyclops abysorum tatricus	9.2	71.5				
12 Mixodiaptomus laciniatus						
13 Acanthodiaptomus denticornis						
14 Heterocope saliens						
15 Diacyclops nanus						
A Cyclopoide nauplier	80.0		2.5	34.7	9.7	3.7
B Calanoide nauplier						
C Harpacticoida	9.2					

Vedlegg 1 forts.

Nr.	Lokalitet nr.									
	4		5		6		7		8	
	20/7	24/8	20/7	24/8	19/7	25/8	19/7	25/8	19/7	25/8
1	+	+								
2										
3										
4										
5										
6			15.4	4.0			95.5	96.9		
7										
8										
9										
10										
11	97.4	35.6	9.0	7.0	98.0	98.5			90.8	100
12										
13										
14										
15						1.2				
A	2.6	64.4	75.6	89.0	2.0		2.3		9.3	+
B							+			
C							1.9	3.1		

Vedlegg 1 forts.

Nr.	Lokalitet nr.						
	15 17/7	16 22/8	17 25/8	18 25/8	19 20/8	20 23/8	21 23/8
1	66.3	72.5				3.2	0.6
2	0.5	+				+	
3	2.5	0.7					
4	+						
5							
6			54.2	22.9		96.0	95.3
7							
8	+			13.9			
9	0.5	7.3					
10	0.5	7.3					
11			0.8	12.7	65.5		0.6 21.7
12			42.7				
13	6.3	1.6					
14	23.5	+					
15							8.4
A	+	17.5	0.8	50.5	23.0	+	0.6 69.7
B							
C			2.3		11.5		3.8

Vedlegg 2: Tetthet av småkreps og rotatorier (antall individer /l)
i juli og august 1986. n: Antall prøver. +: Kun registrert
i kvalitative prøver (hovtrekk).

Lokalitet nr.	1		2		3	
	18/7	20/8	18/7	20/8	18/7	20/8
Dato						
Antall prøver	n=2	n=3	n=2	n=2	n=2	n=2
Art nr.:						
1	Bosmina longispina	+	262.8	+	51.5	3.5
2	Daphnia longispina				3.1	0.3
3	Holopedium gibberum					
4	Polyphemus pediculus					
5	Bythotrephes longimanus					
6	Chydorus sphaericus		0.2	4.0	0.1	0.4
7	Alonopsis elongata			5.0	0.6	0.3
8	Acroperus harpae					
9	Sida crystallina					
10	Cyclops spp.			0.4		3.9
11	Cyclops abyssorum taticus	+	0.5			
12	Mixodiaptomus laciniatus					
13	Acanthodiaptomus denticornis					
14	Heterocope saliens					
15	Diacyclops nanus					
A	Cyclopoide nauplier	0.9	0.3	8.0	0.5	6.0
B	Calanoide nauplier					
16	Keratella quadrata				+	
17	Keratella testudo	93.1	305.6			
18	Kellicottia longispina	+		0.3		
19	Trichocerca elongata					0.4
20	Trichocerca spp.	+				
21	Polyarthra spp.		0.3		0.6	5.9
22	Conochilus spp.			+		
23	Asplanchna priodonta					
24	Synchaeta pectinata	+	0.2	+		
25	Euchlanis dilatata			0.3	+	7.9
26	Euchlanis sp.					
27	Uidentifiserte rotatoria			+		0.1
<hr/>						
Sum crustacea			1.0	280.2	1.2	64.9
Sum totalt		93.1	307.0	280.7	1.8	79.2
<hr/>						

Vedlegg 2 forts.

Lokalitet nr.	4		5		6		7		8	
Dato	20/7	24/8	20/7	24/8	19/7	25/8	19/7	25/8	19/7	25/8
Antall prøver	n=2	n=2	n=2	n=2	n=2	n=2	n=1	-	n=2	n=2
Art nr.:										
1		0.4			3.9					0.1
2										
3										
4										
5										
6			0.6	+			2.3	+		
7										
8										
9										
10										
11	2.3	2.5	0.1	2.1	12.4	7.5			39	16.5
12										
13										
14										
15							+			
A	+	4.0	0.8	13.8	0.8	+	+		3.6	0.1
B								+		
16										
17	+		1.0		186.4	9.0	5.3		2687.5	49.8
18										
19										
20										
21										
22										
23										
24			0.1		0.5	+	18.0			0.1
25							0.3			
26										
27	+									
Sum crustacea	2.3	6.9	1.5	15.9	13.2	7.5	2.3	-	42.6	16.7
Sum totalt	2.3	6.9	2.6	15.9	200.1	16.5	25.8	-	2730.1	66.6

Vedlegg 2 forts.

Lokalitet nr.	9		10		11		12		13	
Dato	15/7	21/8	15/7	15/7	21/8	17/7	22/8	17/7	22/8	
Antall prøver	n=1	n=2	-	-	n=2	n=2	n=2	n=2	n=2	
Art nr.:										
1	+	0.3			+ 10.0		+ 17.9	5.5	7.6	
2								28.3	22.8	
3							0.3	2.3	1.4	
4							+			
5							+			
6	0.3	0.1					+			
7					+	+				
8							+	0.1	+	
9										
10		0.4					0.6	+	4.0	
11										
12	32.3	1.4		+						
13								0.3	0.8	
14							0.6	+		
15								0.1		
A	+							0.4	96.1	
B	14.5	2.8							80.5	
16	+	0.9		+					0.1	
17				+				0.4		
18	0.3	0.4		+				21.9	97.6	
19								0.3		
20										
21	+						2.1	8.3	4.0	
22							1.3	+	3.8	
23								0.4	0.1	
24	0.8	0.5					+	0.5	0.5	
25							0.1	0.3	0.4	
26										
27	0.5			+				0.3		
Sum crustacea	47.0	2.4	-	-	10.0	1.5	20.7	135.6	113.3	
Sum totalt	48.3	4.7	-	-	10.0	4.9	29.6	166.8	224.8	

Vedlegg 2 forts.

Lokalitet nr.	14		15	
Dato	17/7	22/8	17/7	22/8
<u>Antall prøver</u>	<u>n=1</u>	<u>n=1</u>	<u>n=1</u>	<u>n=1</u>
Art nr.:				
1	2.8	14.8	2.0	63.5
2	1.0	1.8	0.3	+
3	+	+	+	+
4	+	+	+	
5				
6		+		
7				
8	0.5	+	+	
9		0.3		
10	0.3	2.3	+	2.3
11				
12				
13	0.5	1.3	+	+
14	+		1.0	+
15				
A		1.3	0.3	3.0
B				1.0
16				
17		0.3		+
18	0.3	0.3		
19	+	0.5		
20	0.5	0.8	0.3	
21	0.5	48.8		20.5
22	+	0.8		+
23				
24	0.3	+		
25	0.3	+		
26				
27				
Sum crustacea	5.0	21.5	3.5	69.8
Sum totalt	6.8	72.8	3.8	90.3

Vedlegg 3: Tetthet av småkreps og rotatorier (antall individer/l) på forskjellige dyp.

Lokalitet nr.	1			2		3		4	
Dyp (m)	0.5	14	50	0.5	2	0.5	3	0.5	8
Antall prøver	n=2	n=2	n=1	n=2	n=2	n=2	n=2	n=2	n=2
Art nr.:									
1				158.6	104.1	22.6	32.4		0.4
2						0.4	2.5		
3									
4									
5									
6	0.3			2.8	1.4	0.6	0.9		
7				3.6	2.0		0.3		
8									
9									
10				0.1	0.3	0.4	3.6		
11	0.1	0.3	0.8					0.4	3.6
12									
13									
14									
15									
A	0.9	0.1	0.5	5.1	3.4	4.1	3.1	1.9	2.1
B									
16									
17	96.4	228.8	452.8						
18				0.3					
19							0.4		
20									
21	0.1	0.3		0.4	0.3	88.0	91.8		
22									
23									
24	0.1		0.3						
25				0.1	0.1	2.0	5.9		
26									
27							0.1		
Sum crustacea	1.3	0.4	1.3	170.2	111.2	28.1	42.8	1.3	6.1
Sum totalt	97.9	229.4	454.3	170.9	111.5	118.1	140.9	1.3	6.1

Vedlegg 3 forts.

Lokalitet nr.	5		6		7	8		9	
Dyp (m)	0.5	6	0.5	6	0.5	0.5	6	0.5	12
Antall prøver	n=2	n=2	n=1	n=2	n=1	n=2	n=2	n=2	n=1
Art nr.:									
1				2.0			0.1		0.5
2									
3									
4									
5									
6		0.6			2.3			0.3	
7									
8									
9									
10									0.8
11	0.4	1.9		19.9		28.3	27.3		
12								16.3	2.5
13									
14									
15									
A	5.3	9.3	0.1	0.6		2.3	1.5		0.5
B								7.8	4.5
16									1.8
17	0.4	0.6	11.8	183.6	5.3	2024.9	712.4		
18				0.3					
19							0.4		
20									
21	0.1	0.3		0.4	0.3	88.0	91.8		
22									
23									
24	0.1		0.3						
25				0.1	0.1	2.0	5.9		
26									
27								0.1	
Sum crustacea	5.7	11.8	0.1	22.5	2.3	30.5	28.9	24.3	8.8
Sum totalt	6.1	12.5	11.9	206.6	25.8	2073.7	741.3	24.9	13.3

Vedlegg 3 forts.

Lokalitet nr.	11		12		13			14	15
Dyp (m)	0.5	2	0.5	1	0.5	5	8	0.5	0.5
Antall prøver	n=1	n=1	n=3	n=1	n=2	n=1	n=1	n=2	n=2
Art nr.:									
1	3.0	17.0	8.7	9.8	6.5	3.8	2.9	8.8	32.8
2					17.1	37.3	30.5	1.4	0.1
3			0.7	3.0			2.8		
4									
5									
6									
7									
8					0.1			0.3	
9								0.1	
10			0.2		0.5	2.5	7.8	1.3	1.1
11									
12									
13					0.6	0.5	0.3	0.9	
14			0.2						0.5
15				0.3					
A			0.2	0.3	24.8	190.5	113.3	0.6	1.6
B				0.3	0.1			1.9	0.5
16							0.5		
17					0.3		0.3	0.1	
18					46.5	125.0	21.0	0.1	
19					0.3			0.3	
20								0.6	0.1
21			4.8	6.8	9.8	12.0	2.0	24.6	10.3
22			0.8				7.5	0.4	
23			0.3		0.1		1.0		
24							1.0	0.1	
25			0.2		0.3		0.8	0.1	
26									
27			0.2						
Sum crustacea	3.0	17.0	10.0	13.5	49.7	234.5	157.4	15.2	36.6
Sum totalt	3.0	17.0	16.2	20.3	106.8	371.5	191.4	41.4	46.9

PUBLISERTE RAPPORTER

- Arsberetning 1975.
- Nr. 1 Naturvitenskapelige interesser i de vassdrag som behandles av kontaktutvalget for verneplanen for vassdrag 1975-1976. Dokumentasjonen er utarbeidet av: Cand.real. E. Boman, cand.real. P.E. Faugli, cand.real. K. Halvorsen. Særtrykk fra NOU 1976:15.
- Nr. 2 Faugli, P.E. 1976. Oversikt over våre vassdrags vernestatus. (Utgått)
- Nr. 3 Gjessing, J. (red.) 1977. Naturvitenskap og vannkraftutbygging. Foredrag og diskusjoner ved konferanse 5.-7. desember 1976.
- Nr. 4 Arsberetning 1976 - 1977. (Utgått)
- Nr. 5 Faugli, P.E. 1978. Verneplan for vassdrag. / National plan for protecting river basins from power development. Særtrykk fra Norsk geogr. Tidsskr. 31. 149-162.
- Nr. 6 Faugli, P.E. & Moen, P. 1979. Saltfjell/Svartisen. Geomorfologisk oversikt med verne vurdering.
- Nr. 7 Relling, O. 1979. Gaupnefjorden i Sogn. Sedimentasjon av partikulært materiale i et marint basseng. Prosjektleder: K. Nordseth.
- Nr. 8 Spikkeland, I. 1979. Hydrografi og evertebratfauna i innsjøer i Tovdalsvassdraget 1978.
- Nr. 9 Harsten, S. 1979. Fluvialgeomorfologiske prosesser i Jostedalsvassdraget. Prosjektleder: J. Gjessing.
- Nr. 10 Bekken, J. 1979. Kynna. Fugl og pattedyr. Mai - Juni 1978.
- Nr. 11 Halvorsen, G. 1980. Planktoniske og littorale krepsdyr innenfor vassdragene Etna og Dokka.
- Nr. 12 Moss, O. & Volden, T. 1980. Botaniske undersøkelser i Etnas og Dokkas nedbørfelt med vegetasjonskart over magasinområdene Dokkfløy og Rotvoll/Røssjøen.
- Nr. 13 Faugli, P.E. 1980. Kobbelvutbyggingen - geomorfologisk oversikt.
- Nr. 14 Sandlund, T. & Halvorsen, G. 1980. Hydrografi og evertebrater i elver og vann i Kynnavassdraget, Hedmark, 1978.
- Nr. 15 Nordseth, K. 1980. Kynna-vassdraget i Hedmark. Geofaglige og hydrologiske interesser.
- Nr. 16 Bergstrøm, R. 1980. Sjøvatnområdet - Fugl og pattedyr, juni 1979.
- Nr. 17 Arsberetning 1978 og 1979.
- Nr. 18 Spikkeland, I. 1980. Hydrografi og evertebratfauna i vassdragene i Sjøvatnområdet, Telemark 1979.
- Nr. 19 Spikkeland, I. 1980. Hydrografi og evertebratfauna i vassdragene på Lifjell, Telemark 1979.
- Nr. 20 Gjessing, J. (red.) 1980. Naturvitenskapelig helhetsvurdering. Foredrag og diskusjoner ved konferanse 17.-19. mars 1980.
- Nr. 21 Røstad, O.W. 1981. Fugl og pattedyr i Vegårsvassdraget.
- Nr. 22 Faugli, P.E. 1981. Tovdalsvassdraget - en fluvialgeomorfologiske analyse.
- Nr. 23 Moss, O.O. & Næss, I. 1981. Oversikt over flora og vegetasjon i Tovdalsvassdragets nedbørfelt.
- Nr. 24 Faugli, P.E. 1981. Grøa - en geofaglig vurdering.
- Nr. 25 Bogen, J. 1981. Deltaet i Veitastronsvatn i Arøy-vassdraget.
- Nr. 26 Halvorsen, G. 1981. Hydrografi og evertebrater i Lyngdalsvassdraget i 1978 og 1980.
- Nr. 27 Lauritzen, S.-E. 1981. Innføring i karstmorfologi og speleologi. Regional utbredelse av karstformer i Norge.
- Nr. 28 Bendiksen, E. & Halvorsen, R. 1981. Botaniske inventeringer i Lifjellområdet.
- Nr. 29 Eldøy, S. 1981. Fugl i Bjerkreimsvassdraget i Rogaland, med supplerende opplysninger om pattedyr.
- Nr. 30 Bekken, J. 1981. Lifjell. Fugl og pattedyr.
- Nr. 31 Schumacher, T. & Løkken, S. 1981. Vegetasjon og flora i Grimsavassdragets nedbørfelt.

- Nr. 32 Arsberetning 1980.
- Nr. 33 Sollien, A. 1982. Hemsedal. Fugl og pattedyr.
- Nr. 34 Eie, J.A., Brittain, J. & Huru, H. 1982. Naturvitenskapelige interesser knyttet til vann og vassdrag på Varangerhalvøya.
- Nr. 35 Eidissen, B., Ransedokken, O.K. & Moss, O.O. 1982. Botaniske inventeringer av vassdrag i Hemsedal.
- Nr. 36 Drangeid, S.O.B. & Pedersen, A. 1982. Botaniske inventeringer i Vegår-vassdragets nedbørfelt.
- Nr. 37 Eie, J.A. 1982. Hydrografi og evertebrater i elver og vann i Grimsa-vassdraget, Oppland og Hedmark, 1980.
- Nr. 38 Del I. Halvorsen, G. 1982. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Joravassdraget, Oppland, 1980.
Del II. Blakar, I.A. 1982. Kjemisk-fysiske forhold i Joravassdraget (Dovre fjell) med hovedvekt på ionerelasjoner.
- Nr. 39 Nordseth, K. 1982. Imsa og Trya. Vurdering av geo-faglige interesser.
- Nr. 40 Arsberetning 1981.
- Nr. 41 Eie, J.A. 1982. Atnavassdraget. Hydrografi og evertebrater - En oversikt.
- Nr. 42 Faugli, P.E. 1982. Naturfaglige forhold - vassdragsplanlegging. Innlegg med bilag ved Den 7. nordiske hydrologiske konferanse 1982.
- Nr. 43 Sonerud, G.A. 1982. Fugl og pattedyr i Atnas nedbørfelt.
- Nr. 44 Jansen, I.J. 1982. Lifjellområdet - Kvartærgeologisk og geomorfologisk oversikt.
- Nr. 45 Faugli, P.E. 1982. Bjerkreimvassdraget - En oversikt over de geofaglige forhold.
- Nr. 46 Dalviken, K. & Faugli, P.E. 1982. Lomsdalsvassdraget - En fluvialgeomorfologisk vurdering.
- Nr. 47 Bjørnstad, G. & Jerstad, K. 1982. Fugl og pattedyr i Lyngdalsvassdraget, Vest-Agder.
- Nr. 48 Sonerud, G.A. 1982. Fugl og pattedyr i Grimsas nedbørfelt.
- Nr. 49 Bjerke, G. & Halvorsen, G. 1982. Hydrografi og evertebrater i innsjøer og elver i Hemsedal 1979.
- Nr. 50 Bogen, J. 1982. Mørkrivassdraget og Feigumvassdraget - Fluvialgeomorfologi.
- Nr. 51 Bogen, J. 1982. En fluvialgeomorfologisk undersøkelse av Joravassdraget med breområdet Snøhetta.
- Nr. 52 Bendiksen, E. & Schumacher, T. 1982. Flora og vegetasjon i nedbørfeltene til Imsa og Trya.
- Nr. 53 Bekken, J. 1982. Imsa/Trya. Fugl og pattedyr.
- Nr. 54 Wabakken, P. & Sørensen, P. 1982. Fugl og pattedyr i Joras nedbørfelt.
- Nr. 55 Sollid, J.L. (red.) 1983. Geomorfologiske og kvartærgeologiske registreringer med vurdering av verneverdier i 15 tiårsvernedde vassdrag i Nord- og Midt-Norge.
- Nr. 56 Bergstrøm, R. 1983. Kosånassdraget. Ornitologiske undersøkelser 1981.
- Nr. 57 Sørensen, P. & Wabakken, P. 1983. Fugl og pattedyr i Finnas nedbørfelt. Virkninger ved planlagt kraftutbygging.
- Nr. 58 Bekken, J. 1983. Frya. Fugl og pattedyr.
- Nr. 59 Bekken, J. & Mobæk, A. 1983. Ornitologiske interesser i Søkkundas utvidede nedbørfelt.
- Nr. 60 Skattum, E. 1983. Botanisk befarings av 11 vassdrag på Sør- og Østlandet. Rapport til Samlet plan for forvaltning av vannressursene.
- Nr. 61 Eldøy, S. & Paulsen, B.-E. 1983. Fugl i Sokndalsvassdraget i Rogaland, med supplerende opplysninger om pattedyr.
- Nr. 62 Halvorsen, G. 1983. Hydrografi og evertebrater i Kosånassdraget 1981.
- Nr. 63 Drangeid, S.O.B. 1983. Kosåna - Vegetasjon og Flora.
- Nr. 64 Halvorsen, G. 1983. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Råkåvatn-området, Lom og Skjåk, Oppland.

- Nr. 65 Eidissen, B., Ransedokken, O.K. & Moss, O.O. 1983. Botaniske undersøkelser i Finndalen.
- Nr. 66 Spikkeland, I. 1983. Hydrografi og evertebratfauna i Sokndalsvassdraget 1982.
- Nr. 67 Sjulsen, O.E. 1983. Sokndalsvassdraget - En geofaglig vurdering.
- Nr. 68 Bendiksen, E. & Moss, O.O. 1983. Søkkunda og tilgrensenade vassdrag. Botaniske undersøkelser.
- Nr. 69 Jerstad, K. 1983. Fugl og pattedyr i Hekkfjellområdet, Lyngdalsvassdraget.
- Nr. 70 Bogen, J. 1983. Atnas delta i Atnsjøen. En fluvialgeomorfologisk undersøkelse.
- Nr. 71 Bekken, J. 1984. Øvre Glomma. Ornitologiske interesser og konsekvenser av planlagt utbygging.
- Nr. 72 Drangeid, S.O.B. 1984. Botaniske undersøkelser av Sokndalsvassdraget.
- Nr. 73 Pedersen, A. & Drangeid, S.O. 1984. Flora og vegetasjon i Lyngdalsvassdragets nedbørfelt.
- Nr. 74 Sjulsen, O.E. 1984. Søkkunda, Hedmark fylke. Beskrivelse og vurdering av geofaglige forhold og interesser.
- Nr. 75 Skattum, E. 1984. Botanisk befarings av 4 områder i Hedmark. Rapport til Samlet plan for forvaltning av vannressursene.
- Nr. 76 Hveem, B. & Hvoslef, S. 1984. Flora og vegetasjon i Horgavassdraget, Buskerud.
- Nr. 77 Husebye, S. 1985. Finnassvassdraget i Oppland fylke; en fluvialgeomorfologisk undersøkelse og geofaglig vurdering.
- Nr. 78 Halvorsen, G. 1985. Hydrografi og strandlevende krepsdyr i Øvre Glommaområdet.
- Nr. 79 Bergstrøm, R. 1985. Ornitologiske undersøkelser i Kilåvassdraget, Fyresdal, 1984.
- Nr. 80 Halvorsen, G. 1985. Hydrografi, plankton og strandlevende krepsdyr i Kilåvassdraget, Fyresdal, sommeren 1984.
- Nr. 81 Steinnes, A. & Hveem, B. 1985. Vegetasjon og flora i Kilåvassdraget, Telemark.
- Nr. 82 Halvorsen, G. 1985. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i vassdragene Imsa og Trya, Hedmark fylke.
- Nr. 83 Steinnes, A. 1985. Flora og vegetasjon i Øvre Otra, Aust-Agder.
- Nr. 84 Gjessing, J. (red.) 1985. Forsknings- og referansevassdrag. Foredrag og diskusjoner ved seminar 17. - 19. april 1985.
- Nr. 85 Toftdahl, H. 1985. Friluftsliv Nyset-Steggje. Fagrapport for friluftsliv med verdi- og konsekvensvurdering av tilleggsprosjekt i Nyset- og Steggje-vassdragene.
- Nr. 86 Sjulsen, O.E. & Faugli, P.E. 1985. Geofaglig befarings av 11 vassdrag på Sør- og Østlandet. Rapport til Samlet plan for vassdrag prosjektet.
- Nr. 87 Sjulsen, O.E. & Andersen, Ø.B. 1985. Kilåvassdraget. Beskrivelse og vurdering av de geofaglige forhold.
-
- Nr. 88 Andersen, Ø.B. & Faugli, P.E. 1986. Landskap - Takrenne vest, Jostedalen.
- Nr. 89 Faugli, P.E., Andersen, Ø.B., Husebye, S. & Sjulsen, O.E. 1986. Vassdragsreguleringer og geofag. En oversikt over kunnskapsnivået.
- Nr. 90 Toftdahl, H. 1986. Friluftsliv og andre utendørsaktiviteter langs vestsidedelvene i Jostedalen.
- Nr. 91 Husebye, S. & Faugli, P.E. 1986. Flerbruksplan for vassdrag i Gudbrandsdalen, fluvialgeomorfologisk oversikt.
- Nr. 92 Elven, R. & Hveem, B. 1986. Øvre Glåma. Botaniske verdier og konsekvenser av planlagt utbygging.
- Nr. 93 Bekken, J. 1986. Brokke Aust-Agder. Ornitologi- og viltinteresser.
- Nr. 94 Vistad, O.I. 1986. Friluftsliv i Jørpelandsvassdraget. Ei verdi- og konsekvensvurdering i samband med konsesjonssøknaden for vassdraget.

- Nr. 95 Walseng, B. & Halvorsen, G. 1986. Flerbruksplan for vassdrag i Gudbrandsdalslågen, limnologisk oversikt.
- Nr. 96 Halvorsen, G. 1986. Kilåvassdraget, Telemark fylke. Forventede endringer i vannkvaliteten som følge av planlagt kraftutbygging.
- Nr. 97 Moss, O.O. & Skattum, E. 1986. Vegetasjon og flora i Atnas nedbørfelt.
- Nr. 98 Faugli, P.E. & Husebye, S. 1986. Anvendt fluvialgeomorfologi innen vannbruksplanlegging. Vassdragsutbygging og aktive fluviale prosesser - belyst ved eksempler. Foredrag holdt ved NHP - symposium i København 6.-8.2.1986.
- Nr. 99 Nordseth, K. 1986. Øvre Glomma. En geomorfologisk og hydrologisk vurdering.
- Nr. 100 Husebye, S. & Faugli, P.E. 1986. Jostedøla - Utbygging/vern/forskning - En fluvialgeomorfologisk analyse.
- Nr. 101 Bergstrøm, R. 1986. Viltundersøkelser i Kosånassdraget, Agderfylkene 1985.
- Nr. 102 Flugsrud, K. 1986. Flerbruksplan for vassdrag i Gudbrandsdalen - Oversikt over botaniske undersøkelser.
- Nr. 103 Husebye, S. & Hole, L.E. 1986. Flerbruksplan for vassdrag i Gudbrandsdalen - Fluvialgeomorfologisk befaring og vurdering.
- Nr. 104 Walseng, B., Brittain, J.E. & Halvorsen, G. 1986. Flerbruksplan for vassdrag i Gudbrandsdalen - Limnologiske befaring, september 1985 og juli 1986.
- Nr. 105 Halvorsen, G. 1986. Flerbruksplan for vassdrag i Gudbrandsdalen - Vurdering av delvassdragenes type- og referanseverdi. Oversikt over faglige interessante elvestrekninger/lokaliteter.
- Nr. 106 Toftdahl, H. 1986. Friluftsliv og andre utendørsaktiviteter langs Kosåna i Agder-fylkene.
- Nr. 107 Andersen, Ø.B. 1986. Landskapsvurdering i forbindelse med planlagt vassdragsregulering i Kosånassdraget, i Agder-fylkene.
- Nr. 108 Halvorsen, G. & Husebye, S. 1986. Konsekvenser for de naturvitenskapelige interesser av en utbygging etter alternativ B2B, Øvre Otta og alternativ B2, Nedre Otta og av utvidelsen ved Nedre Vinstra Kraftverk.
- Nr. 109 Lauritzen, S.-E. 1986. Ingeniørgeologi og karstlekkasje i Glomdalen.
- Nr. 110 Toftdahl, H. 1987. Friluftsliv og turisme på Jostedalsbreen og i dens tilgrensende områder.
- Nr. 111 Toftdahl, H. 1987. Friluftsliv og andre utendørsaktiviteter langs Mokså i Gudbrandsdalen.
- Nr. 112 Bækken, B.T. 1987. Tisleia/Abjøra - Ornitologiske interesser og konsekvenser av planlagt utbygging.
- Nr. 113 Walseng, B. & Halvorsen, G. 1987. Vannkjemi og krepsdyr i Abjøra- og Reinavassdraget, Oppland fylke.
- Nr. 114 Andersen, Ø.B. 1987. Abjøra, Oppland fylke. En analyse og vurdering av de geofaglige forhold og interesser.