

DET KGL. NORSKE VIDENSKABERS SELSKAB, MUSEET

rappoort

ZOOLOGISK SERIE 1982 - 11

Resipientforhold i Sanddøla- og
Luruvassdraget i Nordli, Grong
og Snåsa kommune i Nord-Trøndelag

Helge Reinertsen

Yngvar Olsen

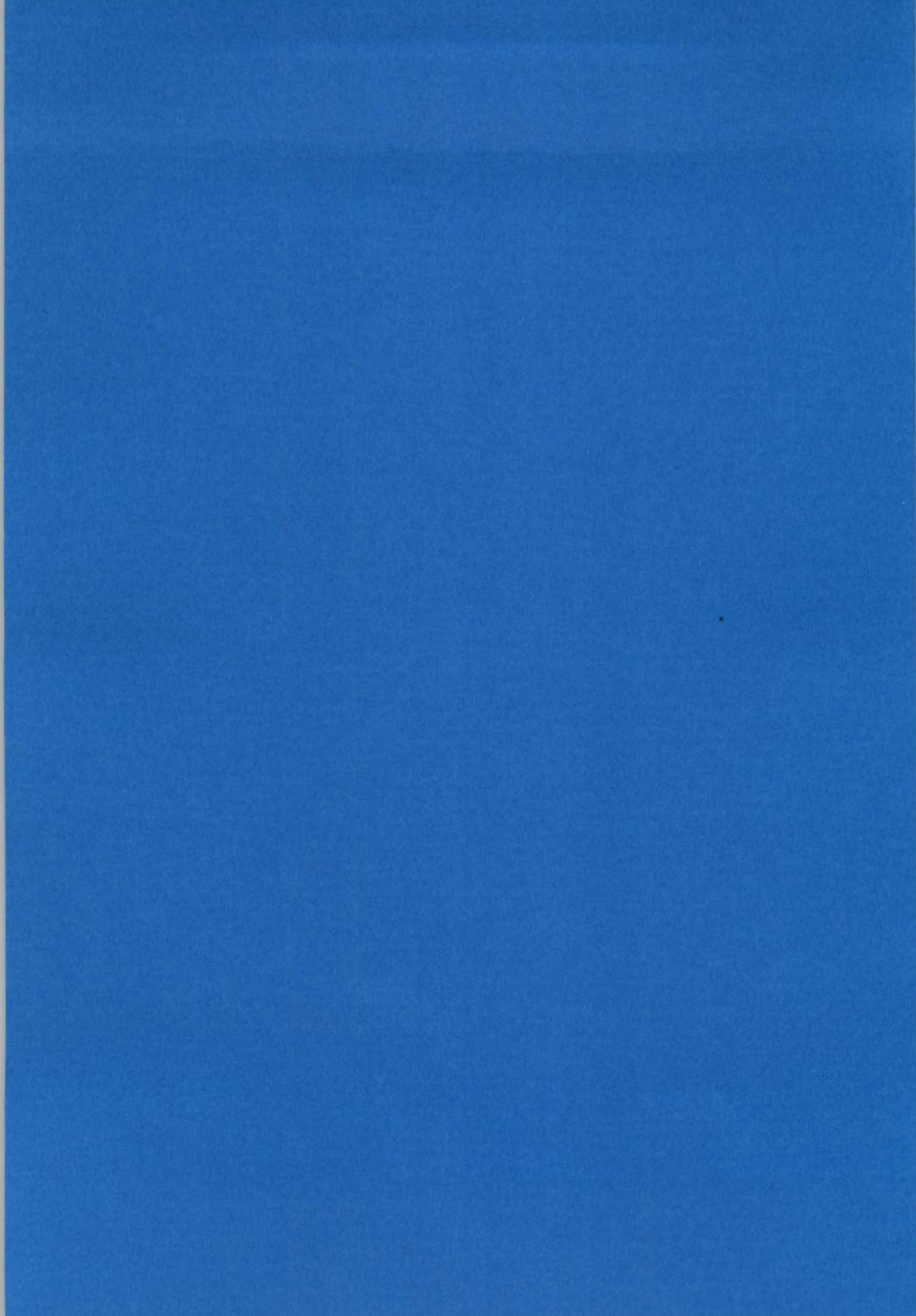
Terje Nøst

Håkon G. Rueslåtten

Trond Skotvold



Universitetet i Trondheim



K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1982-11

RESIPIENTFORHOLD I SANDDØLA- OG LURUVASSDRAGET
I NORDLI, GRONG OG SNÅSA KOMMUNE I NORD-TRØNDELAG

av

Helge Reinertsen, Yngvar Olsen, Terje Nøst,
Håkon G. Rueslåtten og Trond Skotvold

Universitetet i Trondheim
Det Kgl. Norske Videnskabers Selskab, Museet
Trondheim, desember 1982

ISBN 82-7126-332-3

ISSN 0332-8538

REFERAT

Helge Reinertsen, Yngvar Olsen, Terje Nøst, Håkon G. Rueslåtten og Trond Skotvold
1982. Resipientforhold i Sanddøla- og Luruvassdraget i Nordli, Grong og Snåsa
kommune i Nord-Trøndelag. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser.*
1332-11: 1-57.

Prøvetaking for kjemiske og biologiske analyser ble gjennomført 4 ganger
i sommersesongen (juni, juli, august, september) i 1981 og i april 1982 i Lauvsjøen,
Stortissvatn, Sandsjøen, Laksjøen, Brattlandsvatn, Skjelbreidvatn og Otersjøen.
Det ble til de samme tidspunktene i sommerperioden samlet inn vannprøver for analyser
ved 2 elvestasjoner i Luru og 3 i Sanddøla.

Samtlige undersøkte innsjøer i Nordli kan ut fra både kjemiske og biolo-
giske analyser karakteriseres som meget næringsfattige eller såkalte ultraoligotrofe
innsjøer. Også bakterieanalyser viste liten påvirkning fra omgivelsene.

Undersøkelsene i Luru og øvre deler av Sanddøla gav samme konklusjon som
for innsjøene i Nordli.

Analyser av fosfor og bakteriologiske undersøkelser ved Grong viste på-
virkning av kloakkutslipp i Sanddøla nedstrøms Tømmeråshølen.

Utbyggingsplanene vil få liten innvirkning på resipientforhold knyttet til
innsjøene i Nordli kommune. Ved planlegging av inntakssted i Laksjøen for fremtidig
vannverk, må det legges vekt på forholdene på sen vinteren.

Resipientforholdene i Luru- og øvre deler av Sanddølavassdraget vil etter
en regulering være akseptable. Tilfredsstillende resipientforhold i nedre deler av
Sanddøla (området Grong) vil være avhengig av at det gjennomføres tiltak for bedring
av avløpsforhold etter foreliggende planer.

*Helge Reinertsen og Trond Skotvold, Universitetet i Trondheim, Norges lærerhøgskole,
Botanisk institutt, N-7000 Trondheim.*

*Yngvar Olsen, Universitetet i Trondheim, Norges tekniske høgskole, Institutt for
marin biokjemi, N-7034 Trondheim - NTH.*

*Terje Nøst, Universitetet i Trondheim, Det Kgl. Norske Videnskabers Selskab, Museet,
Zoologisk avdeling, N-7000 Trondheim.*

*Håkon G. Rueslåtten, Universitetet i Trondheim, Norges tekniske høgskole, Geologisk
institutt, N-7034 Trondheim - NTH.*

INNHOOLD

INNLEDNING	4
PLANLAGT REGULERING.....	5
VANNFORSYNING OG AVLØPSFORHOLD.....	5
UNDERSØKELSESPROGRAM OG METODER.....	11
RESULTATER.....	15
INNSJØENE I NORDLI KOMMUNE.....	15
Fysisk/kjemiske forhold.....	15
Partikulært materiale	20
Bakterier	21
Plantep plankton	22
Dyreplankton	25
ELVEAVSNITTENE MELLOM INNSJØEN I NORDLI KOMMUNE, EIDSELVA OG STORELVA, SAMT SANDDØLA OG LURU.....	27
Fysisk/kjemiske forhold	27
Partikulært materiale	30
Bakterier	31
Påvekstalger	32
Bunndyr	36
METALLINNHold I VASSDRAGENE	41
VURDERING AV RESIPIENTFORHOLD FØR OG ETTER REGULERING.	47
Innsjøene i Nordli kommune	47
Sanddøla og Luru	49
SAMMENDRAG	53
LITTERATUR	55
VEDLEGG	

INNLEDNING

Undersøkelsene er utført etter oppdrag fra Nord-Trøndelag E-verk i forbindelse med planer om kraftutbygging av Sanddølavassdraget og Luru. Forslaget til undersøkelsesprogram ble presentert i brev fra DKNVS-Musèet 10.2.81. Programmet var utarbeidet i samarbeid med Inst. for geologi, NTH, som utarbeidet eget opplegg for grunnvanns- og erosjonsundersøkelser. DKNVS-Musèets forslag til forundersøkelser tok primært sikte på å skaffe et materiale som

- 1) kunne gi et rimelig grunnlag for en tilstandsbeskrivelse av berørte innsjøer og elvestrekninger
- 2) danne et forsvarlig grunnlag for å vurdere reguleringenens konsekvenser for resipientforholdene i vassdragene.

Arbeidsprogrammet, med mindre suppleringer, ble godkjent av SFT i brev av 30.4.81. Under forutsetning av at merknadene fra SFT ble innpasset i programmet, ble oppdraget bestilt av NTE i brev av 6.5.81. til DKNVS-Musèet.

Nord-Trøndelag E-verk har fremskaffet grunnlagsmaterialet for vurdering av vannforsyning og avløpsforhold (NTE 10.3.82.). Utredningen om planlagte reguleringer er presentert av NTE i notat av 23.11.82.

Forfatterne står ansvarlig for følgende delavsnitt av rapporten: Yngvar Olsen - kjemisk/fysiske forhold, Håkon G. Rueslåttén - metallinnhold, Terje Nøst - zooplankton og bunndyr, Trond Skotvold - påvekst-alger og Helge Reinertsen - planteplankton og bakterier. Sistnevnte står også ansvarlig for kapittel om vannforsyning og avløpsforhold og vurderingen av resipientforhold før og etter regulering.

Alle kjemiske og biologiske analyser er med unntak av bakterie-analysene utført ved Universitetet i Trondheim. Ved stasjonen i Sanddøla nedstrøms Tømmeråshølen (E3), er de kjemiske data og bakterieresultatene stilt til disposisjon av Norsk institutt for vannforskning. Samtlige bakteriologiske analyser er utført ved Innherred kjøtt- og næringsmiddelkontroll, Steinkjer.

PLANLAGT REGULERING

Alle vurderinger er foretatt ut fra reguleringsplaner presentert av NTE i notat av 23.11.82. (Vedlegg 1). Opplysninger om alternativ tunneltrasé for Mellomvatn kraftverk med utløp til Otersjøen er også gitt i brev av 11.11.82 til prosjektlederne.

VANNFORSYNING OG AVLØPSFORHOLD

Innsjøene i Nordli kommune

Tettbebyggelsen i Sandvikaområdet får i dag sin vannforsyning fra et andelsvannverk med inntak øst for Heggvold, ca. kote 475. Anlegget betjener idag 200-300 p.e. Det er søkt om statstilskudd for utbygging av nytt anlegg ved Støvika. Laksjøen vil således i fremtiden bli hovedvannforsyningskilden for tettbebyggelsen ved Laksjøen. Anlegget er også tenkt å skaffe vannforsyningen til det planlagte industriområdet ved Storfloen, nordvest for Støvika. Ved de øvrige innsjøene finnes det idag 4 private anlegg ved Brattlandsvatn, mens 4 eiendommer får sin vannforsyning fra Mellomvatnet.

Oversikten over avløpsforholdene i Lierne (NTE 10.3.82.) viser at det i kommunesenteret i Sandvika er utbygd et samlenett med tilknytning av ca. 250 p.e. som fører til biologisk renseanlegg før utslipp i Laksjøen på 10 m dyp. Forøvrig er belastningskilder innenfor nedslagsfeltet til innsjøene i Nordli, med unntak av husdyr og hytter, vist i tabell 1.

Ialt er det registrert 271 storfe og 970 småfe innen nedslagsfeltet. I samme området er det idag 114 hytter, alle med tørrklosett.

Tabell 1 viser at hoveddelen av jordbruksaktiviteten er knyttet til området omkring Laksjøen (29% av dyrket mark) og Skjelbreivatn (27% av dyrket mark). Totalt utgjør dyrket mark innen innsjøenes nedslagsfelt mindre enn 0,7% av det totale areal. Også de øvrige tall gitt i tabell 1 viser en generelt meget lav belastning innen nedbørsfeltet.

Endringer ved regulering

Ved overføringen Laksjøen - Mellomvatn

vil tilsiget til Bratlandsvatn bli redusert til restfeltet. Den relative belastning for Bratlandsvatn vil følgelig øke noe etter regulering. Forøvrig blir det små endringer (Tabell 1).

Tabell 1. Avløp (suksessivt summert) i nedbørsfeltet til innsjøene i Nordli før og etter regulering

(NTE 10.3.82.)

Før regulering

Nedbørsfelt	Areal km ²	Antall kloakk	Antall siloutslipp	Antall		Antall personer	Silo m ³	Dyrket mark da
				WC	utslagsvask			
Til utløp Sandsjøen	244,8	24	5	35	35	82	447	680
Til utløp Eideselva	244,8	25	5	36	36	84	447	685
Til utløp Laksjøen	398,4	66	12	99	104	224	1463	1748
Til utløp Storelva	414,8	69	12	99	107	226	1463	1867
Til utløp Bratlandsvatnet	427,1	79	14	109	119	254	1539	2267
Til utløp Litlelva	427,1	80	14	110	120	259	1539	2276
Til utløp Mellomvatnet	435,1	87	15	117	128	280	1689	2475
Til utløp Skjelbreivatnet	545,3	101	22	141	152	324	3137	3453
Til utløp Otersjøen	581,8	103	23	144	155	329	3537	3608

Etter regulering

Til utløp Sandsjøen	244,8	24	5	35	35	82	447	680
Til utløp Eideselva	244,8	25	5	36	36	84	447	685
Til utløp Laksjøen	398,4	66	12	99	104	224	1463	1748
Til utløp Storelva	414,8	69	12	99	107	226	1463	1867
Til utløp Bratlandsvatnet	427,1	79	14	109	119	254	1539	2267
Til utløp Litlelva	427,1	80	14	110	120	259	1539	2276
Til utløp Mellomvatnet	435,1	87	15	117	128	280	1689	2475
Til utløp Skjelbreivatnet	545,3	101	22	141	152	324	3137	3453
Til utløp Otersjøen	581,8	103	23	144	155	329	3537	3608
Alma								

*) ikke tatt med beboere tilknyttet renseanlegg.

Ved overføring Laksjøen - Otersjøen

vil likeledes den relative belastningen til Mellomvatn og Skjelbreivatn øke.

Med tanke på eventuelle framtidige endringer i avløpsforhold ved innsjøene, så er det tidligere nevnt at et industriområde er planlagt ved Storfloen, mellom Laksjøen og Bratlandsvatn. Industriområdet er tenkt avkloakkert gjennom infiltrasjonsanlegg i løsavsetningene. I tillegg finnes det planer for utbygging av hyttefelt ved flere av innsjøene i Lierne.

Sanddøla

Sanddøla benyttes i liten grad som vannforsyningskilde. Totalt er det registrert 5 brønner ved kanten av elveleiet, alle oppstrøms Formofoss (Nordsveen 1981).

Avløp til Sanddøla før og etter regulering er vist i tabell 2. Av tabellen går det klart fram at den største belastningen er på strekningen utløp Luru - utløp Tømmeråsfoss. Nær 92% av jordbruksarealene innen nedbørsfeltet til Sanddøla nedstrøms innsjøene er således konsentrert til dette området. De største befolkningstetthetene innen området blir ved Formofoss og før samløp Namsen. Ved Formofoss er ca. 20 p.e. avkloakkert ved en samleledning og flere små utslipp som alle har utløp til Sanddøla. Framtidige planer går ut på å samle det meste av dette avløpet før rensing og avkloakking. Et planlagt boligfelt (10-12 boliger) på Formomoen er tenkt avkloakkert gjennom infiltrasjonsanlegg i løsavsetningene. Ved eventuell utbygging av industri i samme område, vil valg av avløps-system være avhengig av hvilken industri som blir etablert.

Det finnes også planer for utbygging av 130 hytter i Bjørganområdet. I enkelte av disse hyttene kan det bli aktuelt å legge inn avløp. Utslipp vil eventuelt bli drenert mot Sanddøla.

I kommunesenteret Mediå er det bygd ut biologisk renseanlegg med kapasitet på 1200 p.e. Pr. idag gjenstår å knytte til anlegget avløp fra bebyggelsen i sør til og med Tømmerås øvre. En meget begrenset del av bebyggelsen innenfor dette området (15-30 p.e.) blir ikke knyttet til anlegget. Her vil avløp gå i Sanddøla via sandfilter.

Tabell 2. Avløp (suksessivt summert) til Sanddølavassdraget nedstrøms innsjøene i Nordli før og etter regulering (NTE 10.3.82.)

Før regulering

Nedbørsfelt	Areal km ²	Antall kloakk	Antall siloutslipp	Antall		Antall personer	Silo m ³	Dyrket mark da
				WC	utslagsvask			
Ved kommunegrensen Grong	686,4	103	23	144	155	329	3537	3608
Ved Godejord	849,1	113	23	154	165	348	3537	3618
Ved Trangen	865,7	116	25	159	170	361	3687	3720
Ved utløp Luru	877,0	118	25	162	174	367	3687	3750
Ved utløp Tømmeråsfoss	1556,2	187	27	241	263	556	4747	5309
Ved samløp Namsen	1578,3	192	29	251	274	577	4882	5922

Etter regulering

Ved kommunegrense Grong	104,6							
Ved Godejord	267,3	10		10	10	19		10
Ved Trangen	283,9	13	2	15	15	32	150	112
Ved utløp Luru	295,2	15	2	18	19	38	150	142
Ved Tømmeråsfoss	425,9	84	4	97	108	227	1210	1701
Ved samløp Namsen	1578,3	192	29	251	274	577	4882	5922

*) ikke tatt med beboere tilknyttet renseanlegg.

Utenom dette kan ca. 30 p.e. ved området den gamle aldersheimen falle utenom anlegget.

Ut fra nevnte utbyggingsplaner for samling av kloakk og rensing av avløpsvann fra bebyggelsen ved Sanddøla før samløp Namsen, vil følgelig tilførselen til elva bli sterkt redusert i framtida. Maksimalt vil det bli en tilførsel av størrelsesorden 60 p.e. i området Grong, foruten belastning fra diffuse opplegg. Belastningen av nevnte personekvivalenter blir som nevnt fordelt på området Ekker ved Lonbekken og i området Tømmeråsfoss.

Lurudals- og Medølavassdraget

Ved disse vassdragene finnes det ikke fast bosetning og det utøves ikke jordbruk i områdene. Et mindre antall hytter finnes spredt i dalføret. Tabell 3 viser følgelig en meget lav relativ belsatning for det vannet som passerer Lurudals- og Leirsjømagasinet.

Tabell 3. Belastning (suksessivt summert) for Alma/Luruvasdraget etter regulering (NTE 10.3.82.)

Nedbørsfelt	Areal km ²	Personer ant./km ²	Kloakk ant./km ²	Silo ant./km ²	WC ant./km ²	Utslagsvask ant./km ²	Dyrket mark %
Ved utløp Alma kraftstasjon	724,7	0,45	0,14	0,03	0,20	0,21	0,50
Ved utløp Lurudalsmagasinet	1051,2	0,31	0,10	0,02	0,14	0,15	0,34
Til utløp Leirsjø	1130,3	0,29	0,09	0,02	0,13	0,14	0,32

UNDERSØKELSESPROGRAM OG METODER

Prøver for kjemiske og biologiske analyser ble samlet inn i Lauvsjøen (I6), Stortissvatn (I1), Sandsjøen (I2), Laksjøen (I3), Bratlandsvatn (I4) og Skjelbreivatn (I5) ved følgende tidspunkter i 1981: 9.-12.6., 6.-9.7., 3.-5.8. og 31.8. - 2.9. og i tillegg 19.-22.4.82. Ved prøvetakingen i august, september og april ble også Otersjøen (I7) inkludert i opplegget.

Til de samme tidspunktene ble det samlet inn vannprøver for kjemiske analyser ved elvestasjoner vist på fig. 1. Bakteriologiske undersøkelser ble likeledes utført på vannprøver innsamlet i sommermånedene. Studier av begroinger ble utført ved samtlige elvestasjoner i august og september i 1981 og i juni, juli og september i 1982. Bunnfaunaen ble undersøkt ved prøvetakinger i juni og september i 1981.

Det biologiske opplegget i innsjøene inkluderte studier av planteplankton, dyreplankton og bakteriologiske undersøkelser.

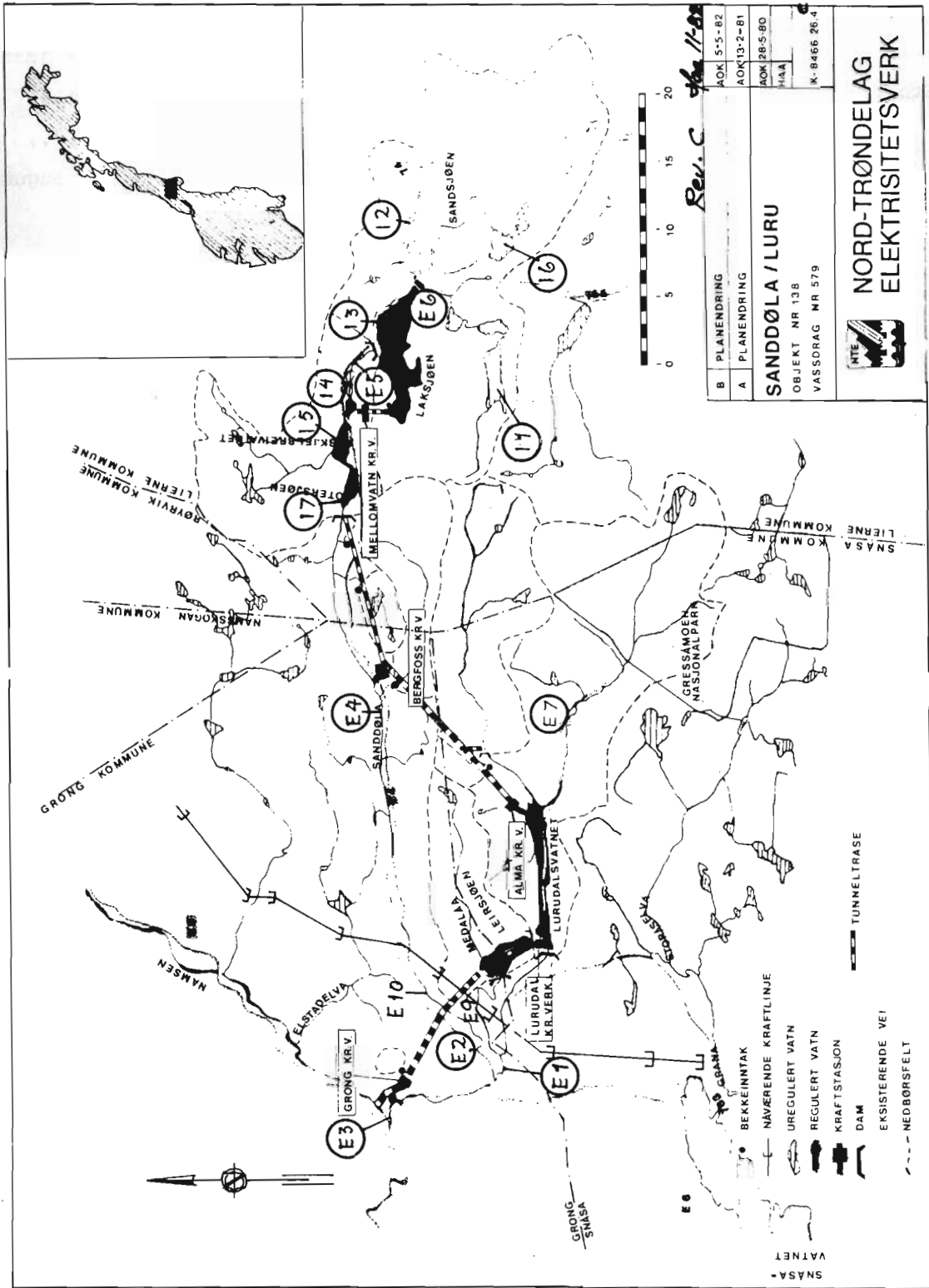
De fysisk/kjemiske analysene i innsjøene og ved elvestasjonene omfattet temperatur, pH, ledningsevne, farge, turbiditet, suspendert tørrstoff og gløderest, totalt løst fosfor, ortofosfat, totalt løst nitrogen, nitrat, sulfat og total karbonat (alkalinitet). Disse analysene ble utført ved Universitetet i Trondheim. Mer omfattende analyser av kjemiske forhold ble foretatt av Institutt for geologi, NTH. Disse omfattet kalsium, magnesium, kalium, natrium, jern, silisium, aluminium, klorid, bly, kobber, sink, nikkel, kadmium og mangan.

Foruten nevnte kjemiske analyser, ble det i innsjøene også utført oksygenmålinger ved prøvetakingen i august og april.

pH ble målt i felt med et Radiometer PHM 80 pH-meter og ledningsevne (H_{25}) med Delta Scientific mod. 1014. Oksygenkonsentrasjoner i innsjøene ble målt med et YSI-oksygenometer.

Analyser for total karbonat (alkalinitet), farge og turbiditet ble utført ifølge Norsk Standard ved laboratoriet til SINTEF.

Vannprøver for bestemmelse av ortofosfat, totalt løst fosfor, nitrat og totalt løst nitrogen ble filtrert i felt gjennom glødet Whatman GF/C filterer og konserveret med 2 - 3 dråper kloroform (nitrogenforb.) og 9 N H_2SO_4 (fosfor-komp.) Innholdet av ortofosfat og totalt løst P ble bestemt som beskrevet av Koroleff (1976 a, b) og totalt løst N og nitrat ifølge Grasshoff (1976).



Figur 1. Prøvestasjoner i innsjøer (I1 - I7) og elver (E1 - E7). Ved stasjon E9 og E10 ble det kun gjennomført studier av algevegetasjonen i elveleiet. Innsjøene I6, I1, I2 og I4 er ikke direkte innbefattet i reguleringsplanene.

Sulfat ble bestemt turbidometrisk etter felling med barium i vann som var fiksert med kloroform.

Vann for bestemming av partikulært tørrstoffinnhold ble filtrert gjennom glassfiberfiltrer. Filtrene ble deretter tørket ved 60°C i fire timer. Askerest ble målt etter gløding av tørrstoffprøvene i 12 timer ved 430°C.

Klorofyll-a-innhold ble bestemt ut fra metoden beskrevet av Holm-Hansen m.fl. (1966).

Prøvene for bakteriologiske analyser ble levert senest innen tre døgn etter prøvetakingen til Innherred kjøtt- og næringsmiddelkontroll i Steinkjer. Prøvene ble undersøkt for innhold av koliforme bakterier (37°C), termostabile koliforme bakterier (44°C) og kimtall (20°C, 72 t).

Plantep planktonprøvene ble fiksert med phytofix og algebiomassen beregnet ut fra tellinger med invertoskop på sedimenterte prøver og volumberegning av algene. Egenvekten for algene er antatt lik 1. Biomasseberegningene er gitt med en nøyaktighet antatt å være $\pm 35\%$.

Dyreplanktonet ble filtrert ut fra innsamlet vannprøver med en 45 µm duk og deretter fiksert med phytofix. Resultatene er gitt som antall dyr pr. liter.

Ved elvestasjonene ble det innsamlet algeprøver som representerte de kvantitativt viktigste begroingssamfunn. Dette ble gjort ved avskraping av belegg på steiner. Avskrapet ble samlet opp i hov med maskevidde 500 µm. Prøvene ble konserverte i 4% formaldehyd for senere mikroskopisk bestemmelse.

Total dekning av begroing på stasjonene ble subjektivt vurdert på prøvetakingsdagen. Vegetasjonens dekning i elveleiet ble angitt etter følgende dekningskala i prosent: 100, 75, 50, 25 og < 10%.

Ved videre bearbeiding av algematerialet ble det på laboratoriet brukt stereomikroskop og gjennomlysmikroskop til slekt- eller artsbestemmelse. Dette medfører ofte store vanskeligheter fordi en ved artsbestemmelser av enkelte slekter som Mougeotia, Spirogyra, Zygnema og Bulbochaete må ha fertile eksemplarer. For familien Zygnematacea er derfor benyttet Israelsons klassifiseringssystem (1949) til bestemmelse av ikke fertile eksemplarer.

Etter bestemmelse til slekt eller art, ble det foretatt en subjektiv bestemmelse av dominansforhold. Til dette ble benyttet stereomikroskop. Dette forholdet ble gradert etter følgende skala:

- 5: dominerende
- 4: hyppig
- 3: vanlig
- 2: sparsom
- 1: sjelden

I tillegg til begroingsprøvene ble det på prøvetakingsdagen (med unntak av 1. prøvetakingsperiode 1981) foretatt punktmålinger av vannhastigheten. Målingene ble utført i sjiktet 4,5 - 11,5 cm over bunns substratet, der maksimal forekomst av begroing på stasjonen var registrert.

Vannhastighetsmålingene ble utført med "Gytte miniflügel SD-2-F" (Sensordata).

Bunndyrprøver i elvene ble tatt med den såkalte rotemetoden (R_5), se Nøst (in prep.).

Alle metallanalyser er utført med et Perkin-Elmer 503 atomabsorpsjonspektrofotometer med Grafittovn AG 500 og autosampler ved Geologisk institutt, NTH. Klorid er analysert samme sted med en ioneselektiv elektrode av typen Orion, modell 399 A/F. Det viste seg at denne analysemetoden var usikker ved de lave kloridkonsentrasjonene i vannprøvene; men måleresultatene er likevel tatt med.

Alle analysene ved Geologisk institutt, NTH, er utført av tekniker I. Rømme og laborant S. Kjær.

Innsamlingen av jordsmonn- og myrprøver er utført i samarbeid med I.D. Nøvik ved Det Norske Jord- og Myrselskap. Prøvene er analysert ved Statens Jordundersøkelse, Ås.

RESULTATER

INNSJØENE I NORDLI KOMMUNE

Fysisk/kjemiske forhold

Verdier for pH, ledningsevne, turbiditet, vannfarge, siktedyp, alkalinitet og temperatur er gitt i tabell V5 - V8 i vedlegget og med middelverdi (eventuelt variasjoner) for målingene i tabell 4. Resultatet av oksygenmålinger i innsjøene mot slutten av vinterstagnasjonsperioden er vist i tabell 5. Likeledes er næringssaltmålinger presentert i tabell V1 - V3 og med middelverdier for prøvetakingsperioden i tabell 6.

Temperaturmålingene på prøvetakingsdagene (tabell V8) viser kun en markert sjiktning midtsommers i Lauvsjøen og Stortissvatn. I de øvrige innsjøene var det følgelig relativt ustabile vannmasser i 1981 og markerte temperatursjiktninger har eventuelt bare forekommet over relativt korte tidsrom.

Resultatene forøvrig indikerer ingen store forskjeller i noen av de undersøkte fysisk/kjemiske parametre i innsjøene. Med hensyn til ledningsevne og alkalinitet er det en generell økning ned gjennom vassdraget fra Sandsjøen til Otersjøen, mens registrert ledningsevne og vannfarge/turbiditet i Stortissvatn viser lavere verdier enn målingene i de øvrige innsjøer. Dette indikerer følgelig også et noe lavere totalt ioneinnhold og også "klarere" vann i denne innsjøen. Forøvrig er karakteristiske trekk for innsjøene som er innbefattet i reguleringsplanene en relativt lav ledningsevne (20 - 25 $\mu\text{s}/\text{cm}$), pH nær 6,7 i sommermånedene og gjennomsnittlig vannfarge og turbiditet i undersøkelsesperioden i henholdsvis området 23 - 27 mg Pt/l og 0,36 - 0,38 ITU.

Vannfargen og også innsjøfargen viser at tilførte humusstoffer gir vannet i innsjøene en svak brunlig farge, noe som også påvirker/reduserer lysgjennomgangen i vannmassene. Det er således karakteristisk at Lauvsjøen med størst gjennomsnittsverdi for vannfarge (32 mg Pt/l) også hadde det laveste gjennomsnittlige siktedyp (4,7 m).



I alle innsjøene ble de høyeste verdiene for egenfarge målt i juni, mens vannets turbiditet var størst ved prøvetakingene i begynnelsen av september. At også det største siktedypet i de fleste innsjøene ble registrert i månedskiftet august/september, indikerer at vannfargen var av større betydning enn partikkelinnholdet med tanke på lysgjennomgangen i vannmassene.

Oksygenmålingene under vinterstagnasjonsperioden (tabell 5) viser størst oksygenvinn mot bunnivå i Otersjøen og Bratlandsvatn, med henholdsvis 43 og 54% oksygenmetning nær bunnen. Dette indikerer følgelig at nedbrytingen av organisk materiale (produsert i innsjøen eller tilført fra omgivelsene) har størst innvirkning på oksygenforholdene i disse to innsjøene.

Sulfatinnholdet var meget lavt i alle innsjøene, med gjennomsnittsverdier mellom 1,8 - 2,5 mg S/l (tabell 6).

Næringssaltanalysene viser meget lave verdier for løst uorganisk fosfor (orto-P) og totalt løst fosfor, med gjennomsnitt for alle innsjøene i henholdsvis området 1,0 - 1,5 og 2,1 - 3,6 µg P/l. Konsentrasjonene varierte lite ved de forskjellige prøvetakingsdagene. Det var imidlertid signifikant høyere verdier for både orto-P og totalt løst fosfor ved juni-prøvetakingen i Sandsjøen og i Skjelbreivatn ved vintermålingen. Målingene for totalt løst fosfor var signifikant lavere i Stortissvatn enn i de øvrige innsjøene.

Gjennomsnittsverdiene for nitrat (37 - 62 µg N/l) er karakteristisk for næringsfattige innsjøer. Verdiene for totalt innhold av løst nitrogen er imidlertid i overkant av det som er forventet i slike innsjøer. Dette kan ha sammenheng med metodiske problemer knyttet til denne analysen, noe som også indikeres av store variasjoner i det totale N-innhold på de forskjellige prøvetakingsdagene.

Forholdet mellom nitrogen og fosfor i innsjøene indikerer at fosfor er begrensende eller det potensielt begrensende næringselement for algeveksten.

Tabell 5 . Oksygenkonsentrasjoner (mg/l) målt i innsjøene i Nordli, i tidsrommet 19.-22. april 1982.
Nedre dyp angir maksimumsdybde ved prøvestasjonene.

Stasjon	Lauvsjøen	Stortissvatn	Sandsjøen	Laksjøen	Bratlandsvatn	Skjelbreivvatn	Otersjøen
.Dyp, m	I6	I1	I2	I3	I4	I5	I7
1	13,5	13,6	13,7	12,2	13,6	13,4	12,8
2	12,5	12,7	13,3	12,3	13,5	13,1	12,8
3	12,5	12,6	13,3	12,3	13,4	12,9	12,6
5	12,2	12,1	13,2	12,3	13,3	12,8	12,4
7	12,1	12,0	13,2	12,2	13,2	12,4	12,4
10	12,0	11,9	13,1	12,2	6,8	11,9	12,4
15	11,7	11,8	12,6	11,4	-	11,3	12,3
20	11,5	11,7	12,4	11,5	-	10,5	11,1
25	10,9	11,6	12,3	11,3	-	10,6	9,9
30	-	11,6	12,1	11,2	-	-	7,4
35	-	11,3	-	11,0	-	-	5,5
40	-	11,2	-	10,8	-	-	-
45	-	11,0	-	10,5	-	-	-

Tabell 6 . Middelverdi av målte næringssaltkonsentrasjoner for alle dyp gjennom prøvetakingsperioden.

Parameter	Tot.løst P	Orto-P	Tot.løst N	NO ₃	SO ₄ ²⁻
Stasjon	µg P/l	µg P/l	µg N/l	µg N/l	mg S/l
Lauvsjøen (I6)	2,9	1,2	160	37	2,4
Stortissvatn (I1)	2,1	1,0	160	62	1,9
Sandsjøen (I2)	3,6	1,4	210	50	2,3
Laksjøen (I3)	3,2	1,5	200	62	2,3
Bratlandsvatn (I4)	3,3	1,0	160	62	2,0
Skjelbreivatn (I5)	3,7	1,2	170	49	1,8
Otersjøen (I7)	3,0	1,4	110	47	2,5

Partikulært materiale

Resultatet av tørrstoff- og gløderestbestemmelsene er vist i tabell V4 i vedlegget og som middelerdi for hver stasjon ved ulik tid og dyp i tabell 7.

Tabell 7. Middelerdi for målt partikulært tørrstoff og askerest for alle dyp gjennom prøvetakingsperioden.

Parameter Stasjon	Tørrstoff mg/l	Askerest mg/l	% askerest
Lauvsjøen (I6)	0,55	0,17	31
Stortissvatn (I1)	0,55	0,15	27
Sandsjøen (I2)	0,71	0,25	35
Laksjøen (I3)	0,72	0,24	33
Bratlandsvatn (I4)	0,73	0,24	33
Skjelbreivatn (I5)	0,63	0,17	27
Otersjøen (I7)	0,65	0,25	38

Variasjonene i midlere tørrstoffinnhold i innsjøene var små (0,55 - 0,73 mg/l), med laveste gjennomsnitt for Lauvsjøen og Stortissvatn. Variasjonene i tørrstoffinnhold i innsjøene gjennom året var imidlertid tildels meget store. Ikke overraskende var partikkelmengden i vannet størst først i sommerperioden.

Ved innsjøstasjonene utgjorde askeresten gjennomsnittlig 32% (27 - 38%) av totalt partikulært materiale.

Bakterier

Resultatet av bakterieundersøkelsene er vist i tabell V10 i vedlegget og med middelerverdier og minimums- og maksimumsverdier i tabell 8.

Tabell 8 . Bakteriologiske undersøkelser i innsjøene, presentert med middelerverdi for målingene og med maksimums- og minimumsverdier (i parentes).

	Koliforme bakterier		Kimtall
	pr. 100 ml		pr. ml
	37°C	Termostabile (44°C)	(20°C, 72 t)
Lauvsjøen (I6)	5(0-19)	0	114(7-642)
Stortissvatn (I1)	7(0-41)	0	210(11-1200)
Sandsjøen (I2)	1(0-2)	0	59(3-156)
Laksjøen (I3)	3(0-8)	0(0-1)	81(25-184)
Bratlandsvatn (I4)	8(0-23)	0(0-1)	156(35-450)
Skjelbreivatn (I5)	16(5-69)	0(0-1)	101(9-256)
Otersjøen (I7)	7(2-15)	0	100(17-236)

Indikatorbakterier (koliforme bakterier) på feces-tilførsel ble registrert i alle de undersøkte innsjøene. Kun i Skjelbreivatn og Otersjøen ble imidlertid koliforme bakterier registrert på samtlige dyp og prøvetakingsdager. I Laksjøen, Bratlandsvatn og Skjelbreivatn ble det påvist termostabile koliforme bakterier. I de to førstnevnte innsjøene var det kun på en prøvetakingsdag, mens termostabile bakterier ble registrert i juni og juli i Skjelbreivatn.

Gjennomsnittlig kimtall pr. ml. varierte fra 59 (Sandsjøen) til 210 (Stortissvatn) i innsjøene.

Plantep plankton

Resultatet av plantep planktonundersøkelsene er presentert i tabell V9 i vedlegget, mens gjennomsnittsbio masse ved prøvetakingene er gitt i tabell og algesammensetning i tabell 9.

Av de undersøkte innsjøene skiller Stortissvatn seg ut med en gjennomsnittsbio masse for sjiktet 0 - 10 m på 36 mg våtvekt/m³. Dette er det laveste bio massegjennomsnitt som er registrert i noen innsjø i Trøndelag.

I de øvrige innsjøer varierte tilsvarende middel mellom 66 og 110 mg/m³, følgelig også dette nivåer karakteristisk for ultraoligotrofe innsjøer.

De største algebio massene ble registrert i innsjøene ved prøvetakingene i juli. I Laksjøen var gjennomsnittsbio massen på dette tidspunktet nær 230 mg/m³.

Også algesammensetningen (tabell 10) er karakteristisk for næringsfattige innsjøer, med gulalger som klart dominerende algegruppe. Små flagellatformer utgjorde hovedandelen av gulalgenes bio masse. Det er også karakteristisk at det ble registrert en relativt stor andel av uidentifiserte flagellatformer.

Kryptomonader utgjorde mellom 15 og 36% av algebio massen i innsjøene, med Rhodomonas lacustris som klart dominerende art. Av dinoflagellater var Gymnodinium cf. lacustre av størst kvantitativ betydning, men også Ceratium hirundinella ble registrert i de fleste innsjøene.

Klorofyll a-målinger som ble utført på blandeprøver fra sjiktet 0 - 5 m (tabell 11) viser meget lave verdier, og illustrerer således også næringsfattige forhold i innsjøene.

Tabell 9. Gjennomsnittlig algebiomasse og minimum og maksimum algebiomasse (mg våtvekt/m³) på prøvetakingsdagene for sjiktene 0-5 og 5-10 meter.

	0 - 5	5 - 10	\bar{x}
Lauvsjøen (I6)	75(35-148)	66(35-104)	71
Stortissvatn (I1)	33(18- 52)	38(8- 68)	36
Sandsjøen (I2)	72(50- 92)	59(56- 61)	66
Laksjøen (I3)	95(44-174)	124(39-124)	110
Bratlandsvatn (I4)	87(51-125)	73(31-105)	80
Skjelbreivatn (I5)	89(63-121)	88(58-133)	89
Otersjøen (I7)	86(82og90)	76(74og77)	81

Tabell 10. Algesammensetning som prosentvis fordeling av gjennomsnittsbiomassen på prøvetakingsdagene.

	μ -alger	gulalger	krypto- monader	grønn- alger	dinoflagellater
Lauvsjøen (I6)	20	43	15		22
Stortissvatn (I1)	21	58	18		3
Sandsjøen (I2)	17	50	18	1	14
Laksjøen (I3)	16	41	36		7
Bratlandsvatn (I4)	21	42	20		17
Skjelbreivatn (I5)	19	39	22		20
Otersjøen (I7)	15	30	27		28

Tabell 11. Klorofyll a-verdier (mg/l) for sjiktet 0 - 5 m i innsjøene på prøvetakingsdagene.

Dato	9-12/6	6-9/7	3-5/8	31/8-2/9
Stasjon				
Lauvsjøen (I6)	0,9	1,8	1,1	0,9
Stortissvatn (I1)	0,3	1,3	1,2	1,7
Sandsjøen (I2)	1,6	2,0	0,9	1,5
Laksjøen (I3)	1,6	1,2	1,2	1,1
Bratlandsvatn (I4)	0,9	2,2	0,9	0,9
Skjelbreivatn (I5)	1,0	1,9	1,8	1,6
Otersjøen (I7)	-	-	1,8	2,1

Dyreplankton

Prøver av planktonkrepsfaunaen ble tatt i 7 utvalgte vatn i området (Lauvsjøen, Sandsjøen, Laksjøen, Bratlandsvatnet, Skjelbreivatnet, Otersjøen og Stortissvatnet). Metodikk og resultater er behandlet i delrapport om hydrografi og fersvannsevertebrater i Sanddøla/Luru-vassdragene (Nøst in prep.).

Det ble gjennomgående registrert lave tall for både antall og biomasse i samtlige vatn. Artssammensetningen og dominansforholdet var temmelig lik i alle vatna, der antall planktonarter lå på 9 eller 10, unntatt i Bratlandsvatnet. Dette vatnet skilte seg for øvrig ut med de klart laveste planktonmengdene, som følge av naturgitte forhold (vatnet er grunt, samt preget av tilsynelatende stor vanngjennomstrømming).

De vanligste artene i vatna var Cyclops scutifer, Bosmina longispina, Holopedium gibberum og Arctodiaptomus laticeps.

Zooplanktonsamfunnene i alle vatna bærer preg av at de er hardt nedbeitet av fisk. Det er i første rekke vannlopper (Cladocera) som er gjenstand for fiskens interesse. I alle vatna er B. longispina den klart tallrikeste vannloppearten. Denne lille arten begunstiges i sterkere grad av hard fiskepredasjon som i første rekke rettes mot slekten Daphnia. Slekten Daphnia er representert med tre arter D. longispina, D. galeata og D. longiremis. Sistnevnte er mye mindre enn de to andre. Alle tre arter ble funnet i Lauvsjøen, Sandsjøen, Laksjøen og Stortissvatnet. I de tre øvrige vatna manglet D. longiremis.

I samtlige vatn var Daphnia-konsentrasjonene beskjeden. Langeland (1977) har antydnet at ved Daphnia-konsentrasjoner mindre enn 0,2-0,8 dyr pr. l, er det ikke lenger lønnsomt for fisken å beite på disse dyrene. Tabell 12 viser at mengden av Daphnia i de fleste vatna ligger under denne lønnsomhetsgrensen i så og si alle dybdesoner i de fire prøveperiodene. Særlig ille så det ut i Stortissvatnet og Bratlandsvatnet, men også i Sandsjøen var mengdene svært lave. Litt bedre ble det i Lauvsjøen, Otersjøen og Skjelbreivatnet som alle lå på omtrent samme nivå. Laksjøen hadde gjennomgående de høyeste Daphnia-konsentrasjonene.

Tabell 12. Daphnia-konsentrasjonene pr. l til ulike tider og dybdesoner i de undersøkte vatna i 1981, basert på prøver tatt med rørhenter (5 l).

Pato	10-12.6.			7-9.7.			4-6.8.			1-2.9.						
	0-5	5-10	10-15	15-20	0-5	5-10	10-15	15-20	0-5	5-10	10-15	15-20				
Dybdesone	0,05	0,05	0	0,12	0,20	0,20	0	0,05	0,40	0,32	0,05	0,16	0,84	0,48	0,05	0,24
Lauvsjøen	0,12	0	0,05	0	0,20	0,16	0	0	0,12	0,08	0,05	0,05	0,08	0,05	0,05	0,08
Sandsjøen	0,52	0	0,16	0,12	0,44	0,28	0,05	0,12	0,28	0,40	0,08	0,08	0,36	0,32	0,24	0,16
Bratlandsvatnet	0	0	-	-	0	0,05	-	-	0,08	0,05	-	-	0	0	-	-
Skjelbreivatnet	0	0	0	0	0,05	0,12	0,05	-	0,05	0,08	0,28	-	0,28	0,16	0,16	-
Otersjøen	-	-	-	-	-	-	-	0	0,12	0,20	0,08	0,05	0,08	0,28	0,24	0,24
Stortissvatnet	0,05	0	0,05	0	0,05	0	0	0	0,20	0,16	0	0	0	0	0	0,05

ELVEAVSNITTENE MELLOM INNSJØENE I NORDLI KOMMUNE,
EIDSELVA OG STORELVA, SAMT SANDDØLA OG LURU

Fysisk/kjemiske forhold.

Resultater av målinger av pH, ledningsevne, turbiditet, vannfarge, alkalinitet og temperatur er gitt i tabell V5 - V9 i vedlegget og med middelverdier for målingene i tabell 13. Likeledes er alle resultater av nærings-saltanalyser presentert i tabell V1 - V3 i vedlegget og middelverdier i tabell 14.

Stasjonene ved elveavsnittene mellom innsjøene i Nordli (E6 og E5) viser naturlig nok for de angitte parametre måleresultater av samme størrelsesorden som for innsjøene. Det vil si meget lave konsentrasjoner av målte fosforkomponenter, relativt lavt totalt ioneinnhold, men høyere innhold av humusstoffer (dvs. vannfarge) enn forventet.

Ned gjennom vassdraget var det imidlertid en generell økning i pH, ledningsevne (21 - 30 $\mu\text{S}/\text{cm}$) og alkalinitet (4,4 - 6,9 mg CaCO_3/l). Nedre stasjon i Sanddøla (E3 nedstrøms Tømmeråshølen) skiller seg også klart ut med høye gjennomsnittsverdier for turbiditet og vannfarge, henholdsvis 0,38 ITU og 102 mg Pt/l (Analysene utført av NIVA). Sistnevnte resultat skyldes ekstremt høye verdier for vannfarge ved prøvetakingen i august (186 mg Pt/l) og i april (204 mg Pt/l). Også de høyeste verdier for turbiditet ved stasjon E3 ble registrert ved de samme prøvetakingstidspunktene, nemlig 0,63 og 0,80 ITU. De ekstreme vannfargetallene kan ikke forklares alene ut fra økt tilførsel av humus. Følgelig må det ha funnet sted utslipp av andre fargete forbindelser oppstrøms stasjon E3 i august og april, ellers må resultatene skyldes analysefeil. Ved de øvrige prøvedagene var verdiene for vannfarge av størrelsesorden nivået for øvre deler av Sanddøla.

Stasjon E3 i Sanddøla skiller seg også ut med relativt høye gjennomsnitt for løst uorganisk fosfor (4,3 $\mu\text{g P}/\text{l}$) og totalt løst fosfor (11,0 $\mu\text{g P}/\text{l}$).

Ved de øvrige stasjonene var gjennomsnittsnivået for orto-P mellom 0,8 - 1,3 $\mu\text{g P}/\text{l}$ og for totalt løst fosfor mellom 2,3 - 2,6 $\mu\text{g P}/\text{l}$. Følgelig ble det også ved de fleste elvestasjonene målt meget lave fosforkonsentrasjoner.

Tabell 13. Middelerdi/variasjoner for forskjellige fysisk/kjemiske målinger gjennom prøvetakingsperioden.

Parameter	Ledn.evne	Vannfarge	Turbiditet	Alaklinitet	Temp.	
Stasjon	pH	$\mu\text{S/cm}$	mg Pt/l	ITU	mgCaCO_3/l	$^{\circ}\text{C}$
(E6)	6,3-6,6	21	28	0,28	4,8	6,1-11,0
(E5)	5,6-6,6	22	28	0,33	4,4	6,1-13,0
(E4)	6,2-6,8	21	28	0,36	6,1	5,4-12,4
(E2)	6,4-6,8	23	31	0,29	6,9	6,1-14,2
(E3)	6,8-7,1	30	102	0,38	-	-
(E7)	5,4-6,1	9	36	0,35	1,0	6,8-12,9
(E1)	4,9-6,7	11	38	0,43	1,1	7,0-16,2

Tabell 14. Middelerdi av målte næringssaltkonsentrasjoner gjennom prøvetakingsperioden.

Parameter	Tot.løst P	Orto-P	Tot.løst N	NO_3	SO_4^{2-}
Stasjon	$\mu\text{g P/l}$	$\mu\text{g P/l}$	$\mu\text{g N/l}$	$\mu\text{g N/l}$	mg S/l
(E6)	2,3	0,8	210	52	1,9
(E5)	2,6	1,3	180	56	2,0
(E4)	2,6	1,3	150	31	1,5
(E2)	2,4	1,0	120	40	1,5
(E3)	11,0	4,3	260	41	1,8
(E7)	3,0	1,8	300	22	1,5
(E1)	2,9	1,4	150	10	<1,0

Sulfatverdiene fra Sanddøla, 1,5 -2,0 $\mu\text{g S/l}$, var også meget lave og i samme størrelsesorden som målt i innsjøene.

Resultatene av de kjemiske analysene fra Luru (E7 og E1) viser et nærmest ekstremt lavt ioneinnhold (ledningsevne rundt 10 $\mu\text{S/cm}$). Også alkaliniteten og følgelig bufferevnen til Luru-vannet var meget lav, tilsvarende rundt 1,0 mg CaCO_3/l mot nivåer mellom 4,4 -6,9 mg CaCO_3/l i Sanddøla. Det ble i Luru også målt pH ned mot 5,0, og den gjennomsnittlige fargeverdi viser også et humusinnhold over nivået ved stasjonene i øvre deler av Sanddøla. Likeledes viser turbiditetsmålingene mer "uklart" vann enn i Sanddøla.

Næringssaltanalysene viser også et ekstremt lavt nitratinnhold ved stasjon E7 og E1, med gjennomsnitt på henholdsvis 10 og 22 $\mu\text{g N/l}$. De øvrige analysene viser næringssaltnivåer av samme størrelsesorden som ved de øvre stasjonene i Sanddøla.

Partikulært materiale

Resultatet av tørrstoff- og gløderestbestemmelser er vist i tabell V4 i vedlegget og som middelerdi for prøvene ved elvestasjonene i tabell 15.

Tabell 15. Middelerdi for målt partikulært tørrstoff og askerest gjennom prøvetakingsperioden.

Parameter	Tørrstoff	Askerest	% askerest
Stasjon	mg/l	mg/l	
(E6)	0,33	0,08	24
(E5)	0,45	0,13	29
(E4)	0,55	0,28	51
(E2)	0,97	0,59	61
(E7)	0,54	0,18	33
(E1)	0,71	0,30	42

Resultatene i tabell 15 viser økende tørrstoffinnhold (0,33 - 0,97 mg/l i Sanddøla, 0,54 - 0,71 mg/l i Luru) og også økende askerest (0,08 - 0,59 mg/l i Sanddøla, 0,18 - 0,30 mg/l i Luru) fra øvre til nedre stasjon i begge elvene.

Kun ved stasjon E2 ble det imidlertid registrert et tørrstoffinnhold over nivået registrert i innsjøene. Den gjennomsnittlige askeresten ved elvestasjonene var 40% (24 - 61%), følgelig større enn tilsvarende prosent beregnet for innsjøene (32%).

Variasjonene i tørrstoffinnhold var også ved elvestasjonene tildels meget store gjennom året, med størst partikkeltetthet først på sommeren.

Bakterier

Bakterieundersøkelelsene i Luru og Sanddøla er presentert med oversikt over samtlige analyseresultater i tabell V11 i vedlegget og med utvalgte data i tabell 16.

Tabell 16. Bakteriologiske undersøkelser i Luru og Sanddøla, presentert med middelvei for analysene og med maksimum- og minimumsverdier (i parentes).

	Koliforme bakterier		Kimtall
	pr. 100 ml		pr. ml
	37°C	Termostabile(44°C)	(20°C, 72 t)
<u>Luru</u>			
E7	62(23-82)	2(0-4)	722(140-1300)
E1	76(36-127)	1(0-4)	504(84-480)
<u>Sanddøla</u>			
E6	20(6-39)	0(0-1)	80(30-162)
E5	50(16-138)	0(0-1)	156(115-244)
E4	45(20-76)	0(0-1)	119(36-205)
E2	44(12-86)	0	130(58-220)
E3	1981	(22->400) (2->300)	(70-750)
	1982	(>200->500) (0->400)	(340->300)

Overraskende nok var innhold av koliforme bakterier i Luru, som ikke har jordbruksaktiviteter eller bebyggelse i nedslagsfeltet, større enn i øvre deler av Sanddøla. Termostabile koliforme bakterier ble registrert på 2 av de 4 prøvetakingsdagene, og også kimtallet pr. ml. var høyt ved stasjonene i Luru.

Det klart største innhold av både koliforme bakterier og termostabile koliforme bakterier ble imidlertid påvist ved stasjon E3 i Sanddøla. Denne stasjonen inngår i det nasjonale overvåkingsprogram, og selve prøvetakingsstedet er like ved utløpet fra den planlagte Grong kraftstasjon. Derved fanger denne stasjonen opp effekter av et kloakkutslipp like nedstrøms Tømmeråshølen. De høye bakterietall ved stasjon E3 kan følgelig forklares med kloakktilførselen fra tettbebyggelsen ved stasjonsområdet ved Grong.

Påvekstalger

De kvantitativt viktigste begroingsalgene fra Luru, med angivelse av maksimal dominans i vekstsesongen, er gitt i tabell 17. Algedekningen i prosent på hver stasjon, samt resultatet fra strøm-målingene er gitt i tabell 18.

Som tabellen viser hadde stasjon E7 dominans av Zygnema à. Denne dominansen varte gjennom vekstsesongen. De øvrige algene på stasjonen forekom ved alle prøvetakingene, og ingen hadde lavere dominansgrad enn 3. Israelson (1949) har angitt at Zygnema a er konkurransesterk i vann med lav konduktivitet. Dette er bekreftet i Kronborgs (1975) undersøkelser i Hjälmmaren. Johansons (1982) undersøkelser i Jämtland viste at Zygnema à er vanlig i elver gjennom skogområder som hadde moderat til sterk strøm. De andre artene som ble funnet på stasjonen bekrefter også at vannmassene kan betraktes som næringsfattige. (Sládeček 1973, Kronborg 1975, Johanson 1982).

Stasjon 1 i Luru hadde en annen dominansutvikling gjennom sesongen enn E7. Mougeotia e hadde dominans i begynnelsen av perioden og Zygnema a dominerte på slutten. Også Mougeotia e er av Israelson (1949) nevnt som konkurransesterk i vann med lav ledningsevne, selv om dette ikke er entydig. Denne formen er imidlertid aldri funnet i det eutrofe området (Israelson 1949, Johanson 1982).

Av de andre algefunnene på denne stasjonen må en slutte at en også her har med næringsfattige vannmasser å gjøre (Sládeček 1973, Kronborg 1975, Johanson 1982). Imidlertid kan man anta en svak økning i næringsinnhold i forhold til E7.

Ved nedre stasjon i Sanddøla ble algevegetasjonen undersøkt like nedstrøms fremtidig utslipp fra Grong kraftstasjon (E3b) og 500 m nedstrøms denne stasjonen (E3c). Begge disse prøvetakingsstedene utmerket seg i denne undersøkelsen med svært stor diversitet. Her kan man skille ut Ulothrix zonata som dominant på begge delstasjonene ved første prøvetaking i 1981. Denne arten er usikker som indikatorart, da den finnes i to former: En typisk oligotrof form i næringsfattige vannmasser, og en form som ofte dominerer i næringsrike vann (Fjerdingstad 1965).

Tabell 17. De kvantitativt viktigste begroingsalgene med angivelse av maksimal dominans i vekstsesongen. Algenes dominans er gradert i vanlige (3), hyppige (4) og dominerende (5).

ALGER	LOKALITET		LURU		SANDDØLA						
	STASJON		E7	E1	E5	E4	E10	E9	E2	E3b	E3c
<u>GRØNNALGER (Chlorophyceae)</u>											
Bulbochaete sp				3	4	3	4	3	3	4	3
Draparnaldia glomerata					5					3	5
Microspora amoena			4	3	3				3	3	4
Mougeotia a (Israelson 1949)					3		3	3		3	3
" b "					3	5	4				4
" c "				4	3			3		5	5
" e "				5	4	4	5	5	5	4	5
Spirogyra a							3				
Ulothrix zonata Kütz					3				5	5	5
Zygnema a (Israelson 1949)			5	5	3	4			3		
" b "				4	5					3	3
<u>BLÅGRØNNALGER (Cyanophyceae)</u>											
Aphanothece sp				3	3	3	3	3		3	3
Callothrix sp				2		3	3	3		3	3
Dichothrix sp							3	3	3	3	3
Oscillatoria sp				2	3	3			3	3	4
Rivularia biasoletiana				3	3	3	3	3	3		
Stigonema mammosum			3	4	3	4	4	4	4	4	1
Tolyphotrix saviczii										3	3
<u>RØDALGER (Rhododhryceae)</u>											
Bathrachospermum monoliforme			3	4	3				3	3	3
Audoinella violacea					3				4	4	3
<u>KISELALGER (Bacillariophyceae)</u>											
Didymosphenia geminata					5					3	1
Tabellaria flocculosa			4	4	3	4	2	4	3	3	4

Andre arter av kvantitativ betydning var Mougeotia c som forekom som dominant begge feltsesongene. Denne formen så ut til å utvikle dominans parallelt med nedgang i dominans for Ulothrix zonata. Denne formen er nevnt av Israelson (1949) som en art som konkurrerer best ved lav næringstilgang. Av de øvrige algefunnene på stasjonene ved E3 må nevnes Draparnaldia glomerata, som forekom som dominant ved en prøvetaking i 1982. Denne arten er av Fjerdingstad (1965) nevnt som en sikker indikator på oligotrofe forhold. Tar en i tillegg for seg algene nevnt i tabell 17, kan en på disse delstasjonene ikke fastslå virkning på algevegetasjonen av utslipp fra tettbebyggelsen ved Grong (Sládeček 1973, Kronborg 1975, Johanson 1982). Den usikre Ulothrix zonata må da være rentvannsformen.

Ved de øvrige stasjonene i Sanddøla ble det registrert alger som også forekom som dominant i prøvetakinger i Luru og ved stasjon E3, se tabell 17. Mougeotia e forekom som dominant ved alle stasjonene i Sanddøla med unntak av E4, der denne hadde subdominans. Denne algeformens naturlige habitat er næringsfattig (Israelson 1949). Ved E4 hadde Mougeotia b dominans. Ifølge Israelson (1949) har denne formen ingen preferanse med hensyn til habitatvalg. Når Zygnema a, nevnt som indikator på næringsfattig miljø av Israelson (1949), og Mougeotia e opptrer hyppig på stasjonen, må imidlertid miljøet betegnes som næringsfattig. Andre arter som hadde vanlig og hyppig forekomst i Sanddøla-elveleiet var Bulbochaete sp. sammen med Stigonema mammosum og Tabellaria flocculosa. Disse er av Johanson (1982) funnet i vannmasser med lavt kalsiuminnhold, lav konduktivitet og ved høye strømhastigheter. Næringssaltinnholdet i Sanddøla som helhet må dermed ut fra vegetasjonen i elveleiet betraktes som lavt.

Stasjonen E5 (Storelva) skilte seg noe fra de andre stasjonene i denne undersøkelsen.

Kiselalgen Didymosphenia geminata var hyppig til dominerende alge ved alle prøvetakingene. Denne er nevnt av Johanson (1982) som en alge uten spesielt habitatvalg. I Norge er den en vanlig forekommende alge, som ofte har masseforekomst i regulerte vassdrag (Skulberg 1979). Dette kan tyde på at den tåler periodevis tørrlegging og store variasjoner i strømhastighet. Stasjonene E5 hadde også dominans av før nevnte Draparnaldia glomerata og Zygnema b. Ut fra algesammensetningen i dette elveleiet, må en derfor karakterisere miljøet som fattig på næringsalter.

Tabell 18. Dekningsgrad i % av substrat.

Dato	Lokalitet LURU				SANDDØLA				
	Stasjon E7	E1	E5	E4	E10	E9	E2	E3b	E3c
30/7-1/8-81	<10%	25%	25%	<10%	25%	25%	<10%	25%	25%
4/9 -6/9-81	25%	50%	50%	<10%	25%	<10%	<10%	25%	50%
22/6-24/6-82	<10%	50%	25%	<10%	<10%	<10%	<10%	<10%	<10%
27/7-29/7-82	25%	75%	50%	<10%	25%	<10%	<10%	<10%	25%
31/8-2/9-82	25%	75%	50%	<10%	25%	<10%	<10%	25%	50%

Vannhastigheter.

Dato	Lokalitet LURU				SANDDØLA				
	Stasjon E7	E1	E5	E4	E10	E9	E2	E3b	E3c
4/9-6/9-81	28cm/s	23cm/s	75cm/s	34cm/s	21cm/s	28cm/s	15cm/s	29cm/s	16cm/s
22/6-24/6-82	80cm/s	42cm/s	127cm/s	88cm/s	40cm/s	57cm/s	69cm/s	104cm/s	30cm/s
27/7-29/7-82	104cm/s	95cm/s	141cm/s	74cm/s	64cm/s	74cm/s	85cm/s	95cm/s	60cm/s
31/8-2/9-82	66cm/s	44cm/s	120cm/s	98cm/s	94cm/s	54cm/s	48cm/s	85cm/s	45cm/s

Bunndyr

Bunndyrprøver i elvene ble tatt med den såkalte rotemetoden (R 5). Langs de to hovedgrenene, Sanddøla og Luru, ble det opprettet henholdsvis 20 og 12 stasjoner. Alle stasjoner ble besøkt to perioder, juni og august/september 1981. Beskrivelse av metodikk og presentasjon av resultater er gitt i delrapport om hydrografi og ferskvannsevertebrater i Sanddøla/Luru-vassdragene (Nøst in prep.). Denne rapporten gjengir bare resultater fra resipientstasjoner. Bunndyrprøver ble ikke tatt på resipientstasjon E 2. I rapporten tilsvares stasjon E3a - UM 714 516 og E3c - UM 716 512, dvs. oppstrøms og nedstrøms eventuelt framtidig utslipp fra Grong kraftstasjon.

Bunnfaunaens sammensetning og mengder er gjengitt i Tabell 19. Begge elver har en allsidig sammensatt bunndyrfauna, men Sanddøla synes å være mer produktiv enn Luru. Det kan nevnes at i gjennomsnitt for de ialt 20 stasjonene i Sanddøla ble det påvist 219 individer, mens tilsvarende for 12 stasjoner i Luru var 137 individer. Tallene kan karakteriseres som henholdsvis relativt høy og omkring middels for elver i regionen.

Langs Sanddøla hvor strømforhold og bunnssubstrat er nokså ensartet i store områder, var det gjennomgående liten forskjell både i mengder og sammensetning av dyr. Døgnflue- og steinfluelarver var gjennomgående de mest sentrale grupper. Innslaget av døgnfluelarver var lavt i høstprøven på stasjon E6. Dette synes å ha sammenheng med til dels meget kraftig begroing av algen Didymosphania geminata i den aktuelle perioden. At steinfluelarver og vårfluelarver dominerer i dette "algeteppe" gir en klar indikasjon på at algeveksten ikke er en forurensningseffekt. Steinfluelarver er kjent for å være følsomme og faller lett ut ved forurensninger.

Bunndyrmengdene var mer ujevne i Luru. Større variasjon i bunnssubstrat og strømforhold kan langt på vei forklare dette forhold. Luru er dessuten en mer utpreget flomelv enn Sanddøla og store deler av faunaen kan i enkelte utsatte elvestrekninger bli spylt ut under flom og nedbørrike perioder. Tabell 19 viser store forskjeller i mengder mellom stasjon E1 og E7. Stasjon E1 ligger i et stilleflytende parti med gunstig bunnssubstrat for bunndyr, en blanding av grus og rullestein opp til 10 cm i diameter. Ved stasjon E7 har Luru også et stilleflytende parti, men substratet er mer ustabil med mye silt.

Totalt sett har Sanddøla og Luru nokså lik bunndyrs sammensetning. Døgnfluelarver og steinfluelarver er de mest sentrale gruppene i begge elvene. Dernest kommer knottlarver og vårfluelarver. Et slikt bunndyr-samfunn er typisk for næringsfattige og upåvirkede elver i regionen.

Begge elver har en differensiert døgn- og steinfluefauna. Totalt ble det i Sanddøla påvist 16 døgnfluearter og 14 steinfluearter, mens tilsvarende for Luru var 13 og 14 arter. Elvene har de fleste arter felles. Døgn- og steinflueforekomstene på resipientstasjonene er gjengitt i tabellene 20 og 21.

For Sanddølas vedkommende viser resultatene for døgnfluelarver både for stasjonene listet opp i tabell 20 og de øvrige 15 stasjoner i elva at Baetis-slekta (i første rekke arten B. rhodani) gjennomgående er mest sentral. Andre arter av betydning er Heptagenia dalecarlica og Ephemerella aurivillii. I Luru varierer bildet noe, men også her synes B. rhodani, H. dalecarlica og E. aurivillii gjennomgående å være mest sentrale. Både stasjon E1 og E7 avviker en del fra dette dominansbildet. Slekta Siphonurus er mest tallrik på stasjon E1. Denne slekta sammen med slekta Leptophlebia er mer tilpasset stillestående vatn og det er derfor ikke uventet å finne disse slektene i et såpass stilleflytende parti av Luru som i området omkring E1. På stasjon E7 er som nevnt substratet ustabil og derfor lite egnet for bunndyr.

Steinfluefaunaen i Sanddøla og Luru domineres også gjennomgående stort sett av de samme slekter og arter, selv om en i Luru finner mer variasjon fra stasjon til stasjon. Diura nanseni og Amphinemura borealis hadde størst betydning i Sanddøla, mens Luru i tillegg til disse to har Taenicepteryx nebulosa som sentral art.

De dominerende slekter og arter innen døgn- og steinfluelarver både i Sanddøla og Luru går igjen som de tallrikste i de fleste næringsfattige og upåvirkede elver i regionen.

Bunndyrundersøkelsene gir grunnlag for følgende konklusjon: Bunndyrsamfunnet i elvene er allsidig sammensatt både av bunndyrgrupper og arter innen de mest sentrale gruppene. Bunndyrsamfunnet er typisk for næringsfattige og upåvirkede elver i regionen. Sanddøla vurderes som mer produktiv enn Luru.

Tabell 19. Bunnfaunaens sammensetning basert på roteprøver (R5) på resipientstasjonene i Sanddøla og Luru

St.	Dato	Fåbørstemark (Oligochaeta)	Døgnfluelarver (Ephemeroptera l.)	Steinfluelarver (Plecoptera l.)	Mudderfluelarver (Megaloptera l.)	Vannbiller l. og voksne (Hydradephaga l. et ad.)	Vårfluelarver (Trichoptera l.)	Sviknottlarver (Ceratopogonidae l.)	Knottlarver (Simulidae l.)	Fjærmygglarver (Chironomidae l.)	Tovingelarv. ubest. (Dipteral. indet.)	Vannmidd (Hydracarina)	Damsnegler (Lymnaeidae)	Muslinger (Sphaeriidae)	Antall grupper	Antall individer
<u>Sanddøla</u>																
E6	2.9.81.	17	28	27	7	2	7	5	88							
E6	20.6.81. 5	129	28	1	1	2	2	2	194							
E5	2.9.81. 2	91	52	1	9	3	3	1	162							
E5	20.6.81.	116	17	5	106	2	1	6	247							
E4	2.9.81. 2	251	19	1	8	2	2	6	283							
E4	20.6.81.	164	21	1	10	1	1	5	197							
E3e	31.8.81. 2	37	20	2	2	31	5	92								
E3c	19.6.81. 1	120	64	21	28	2	1	6	243							
E3a	31.8.81. 2	48	9	10	112	1	55	6	237							
E3a	19.6.81.	38	5	5	1	8	2	6	56							
<u>Luru</u>																
E7	2.9.81. 1	3	6	1	7	15	1	6	34							
E7	23.6.81. 4	16	2	1	1	2	1	2	28							
E1	5.9.81. 6	37	9	8	4	17	9	5	96							
E1	22.6.81. 5	159	29	1	8	29	10	2	243							

Tabell 20. Forekomst av døgnfluelarver (Ephemeroptera l.) i roteprøver (R5) på resipientstasjoner i Sanddøla og Luru.

St.	Dato	Sanddøla		Luru		Antall arter	Antall individer
E6	2.9.81.	4	4	2	7	4	17
E6	20.6.81.	10	101	7	11	4	129
E5	2.9.81.	7	7	1	5	8	63
E5	20.6.81.	1	1	15	93	4	1
E4	2.9.81.	194	2	7	20	23	5
E4	20.6.81.	3	25	118	18	4	164
E3c	31.8.81.	1	1	2	20	5	37
E3c	19.6.81.	3	44	14	21	5	120
E3a	31.8.81.	14	1	2	8	4	48
E3a	19.6.81.	15	1	18	4	4	38
E7	2.9.81.					2	3
E7	23.6.81.	11	1	2		5	16
E1	5.9.81.				1	4	37
E1	22.6.81.	50	109		19	2	159

Tabell 21. Forekomst av steinfluelarver (Plecoptera L.) i roteprøver (R5) på resipientstasjonene i Sanddøla og Luru

St.	Dato	Diura nanseni	Isoperla grammatica	Isoperla obscura	Siphonoperla burmeisteri	Taeniopteryx nebulosa	Brachyptera risi	Amphinemura borealis	Amphinemura sulcicollis	Nemoura sp.	Nemurella picteti	Protonemura meyeri	Leuctra sp.	Leuctra fusca	Leuctra nigra	Antall arter	Antall individer
E6	2.9.81.	5				2		<u>Sanddøla</u>						11		3	28
E6	20.6.81.		2					17	9							3	28
E5	2.9.81.	33				3						1		15		4	52
E5	20.6.81.		2				2	11	1			1				5	17
E4	2.9.81.	19														1	19
E4	20.6.81.	1	1	6			4	8	1							6	21
E3c	31.8.81.	18												2		2	20
E3c	19.6.81.			2	2			50	10							4	64
E3a	31.8.81.	4												1	1	4	9
E3a	19.6.81.							5								1	5
E7	2.9.81.							<u>Luru</u>								1	6
E7	23.6.81.				1		1			6						2	2
E1	5.9.81.	5								2	1		1			4	9
E1	22.6.81.				26	1			2							3	29

METALLINNHOLD I VASSDRAGENE

Generelt

Hovedelementer i vannprøvene er de fire basekationene: Kalsium, magnesium, natrium og kalium. I tillegg kommer silisium, aluminium og noen tungmetaller, tabell V12 til V25 i vedlegget. Basekationene stammer delvis fra nedbøren (tabell V15), og delvis fra forvittringsreaksjoner mellom nedbør/overflatevann og geologisk materiale. Silisium, aluminium og tungmetallene stammer i all hovedsak fra forvittringsreaksjoner. Forvitring av kismineraller fører til frigivelse av tungmetaller og sulfat. Basekationer og tungmetaller kan også komme fra menneskelig aktivitet.

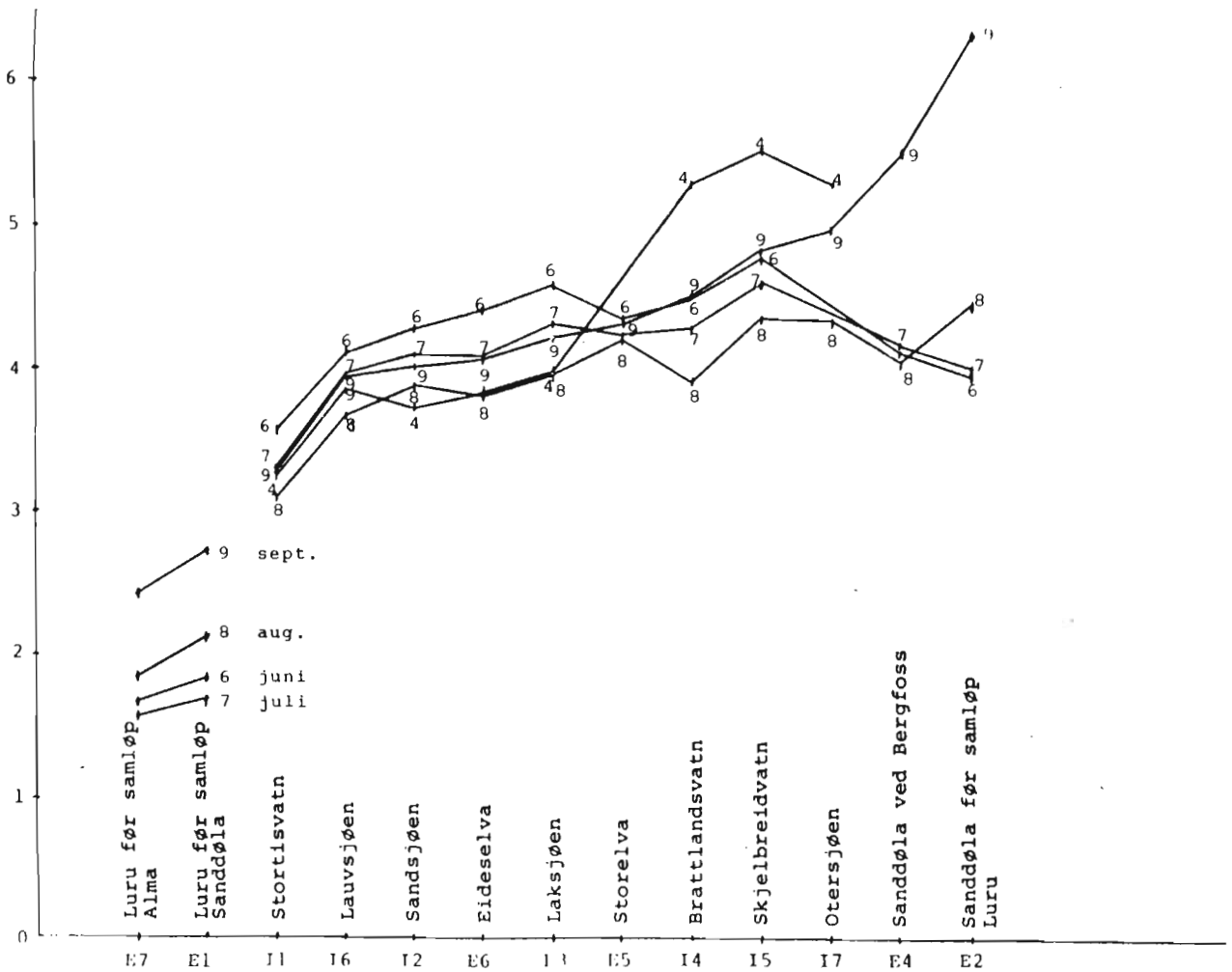
Basekationer og pH

Summen av basekationeinholdet fra hvert prøvested og for hver måned er vist på figur 2. For å illustrere hvordan vannet endrer kvalitet som en funksjon av årstid (måned) og avrenningsavstand, er prøvene forsøkt plassert i naturlig rekkefølge. Luruvassdraget har liten magasineringsevne, og i perioder med sterk snøsmelting og nedbør har Luru et svært ionefattig vann som vist på figur 2 (juni og juli). Dette fører også til en lav pH og ledningsevne for vannet. I august og september øker ionemengden i vannet fordi grunnvannstilsiget utgjør en større andel, og pH stiger.

I Sanddølavassdraget blir vannkvaliteten utjevnet i sjøene, og her finner en derfor ionerikest vann i juni. Lenger nedover i Sanddøla er variasjonene mer sammenlignbare med Luruelva på grunn av tilførsel fra sidebekker/-elver. Lavest pH i Sandsjøen, Laksjøen og Sanddøla er målt i juni og først i juli (pH 6,1), dvs. i perioden med størst smeltevannsavrenning.

Reguleringsplanene innbefatter en overføring av vann fra Sanddøla til Lurudalsmagasinet. Da Luruvannet er ionefattig, blir det Sanddølavannets kvalitet som vil dominere driftsvannet som overføres til Grong. Dette gjelder også pH.

$\Sigma(\text{Ca} + \text{Mg} + \text{Na} + \text{K}) \text{mg/l}$



Figur 2. Summen av basekationer fra hvert prøvested og for hver måned.

Jern, aluminium, mangan og silisium

Vannprøvenes innhold av mangan og silisium er så lavt at det ved de fleste analysene ligger under deteksjonsgrensen for det anvendte utstyret, (Si < 0,4 mg/l og Mu < 0,05 mg/l).

Jern og aluminiuminnholdet er vist på figur 3 som et gjennomsnitt for de prøvene som er analysert. Luruelva ligger høyest for begge komponentene, og dette settes i sammenheng med at Luru har et høyere innhold av humusstoffer som har stor evne til å kompleksbinde metallioner.

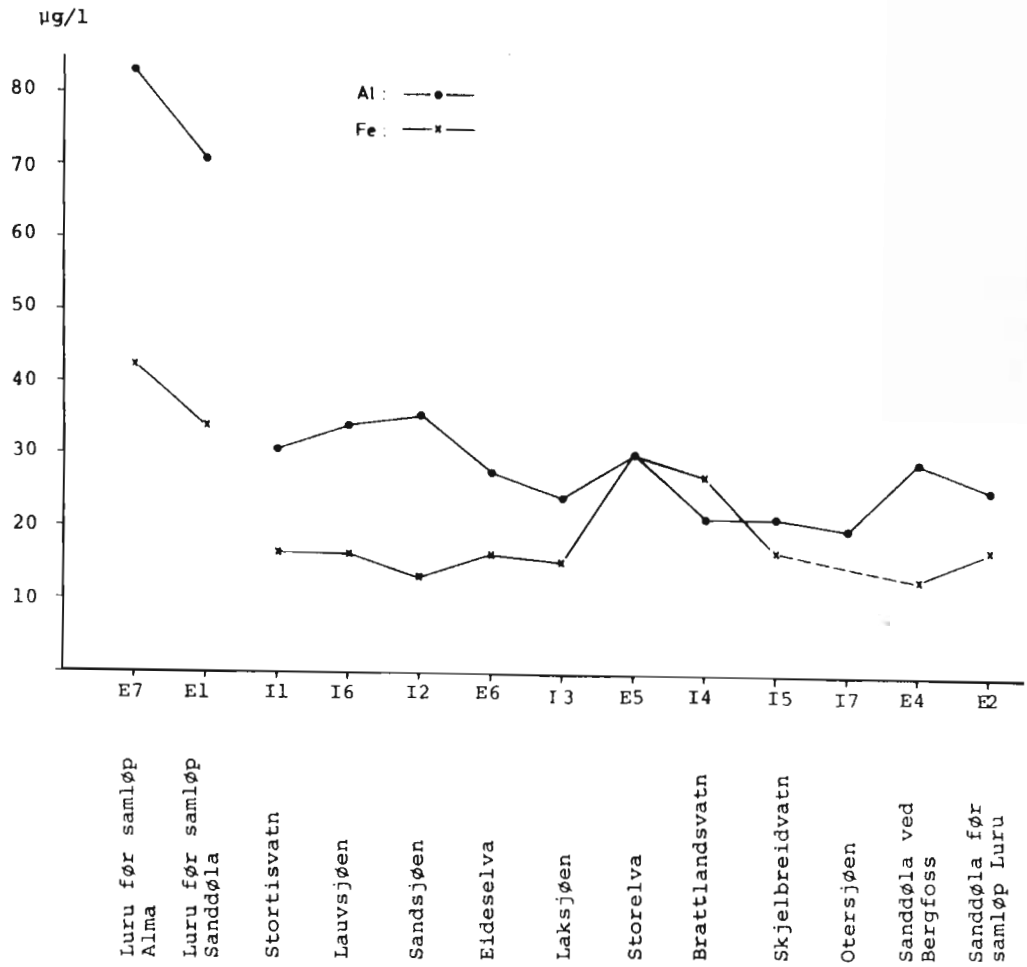
I sjøene i Nordli er det jevnt over mere aluminium enn jern i vannet, mens det i Sanddøla er omvendt.

Spormetaller

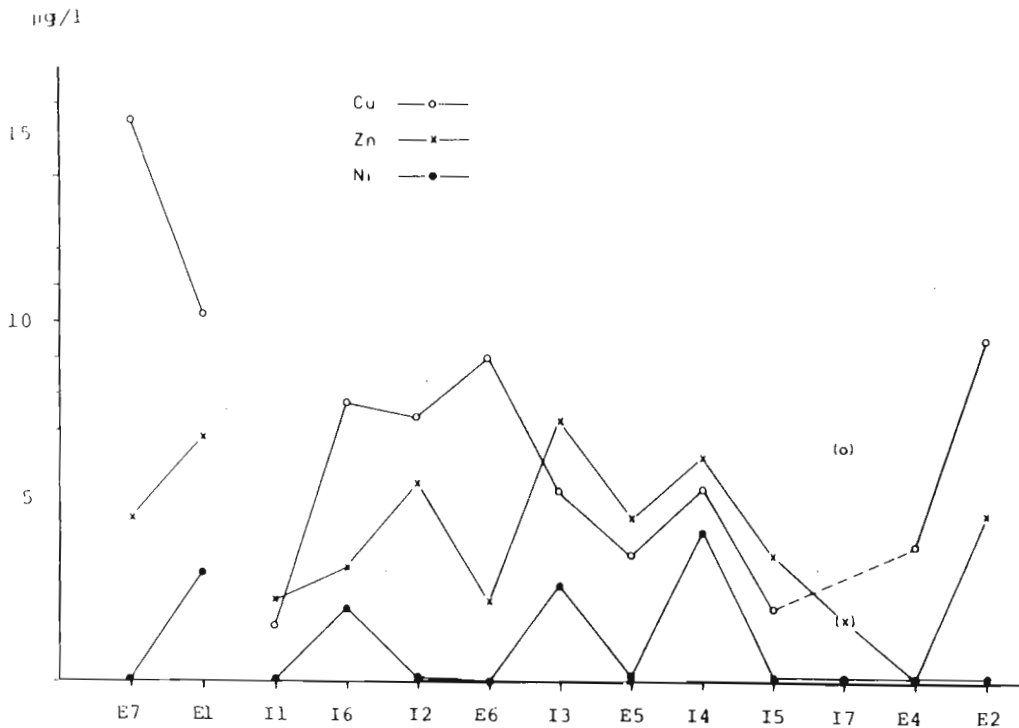
I Sanddøla's nedslagsfelt er det kjente kobber- og sinkførende kisforekomster ved Lauvsjøen og ved Berg i Sanddøladalene. Ved Godejord er en bly- og sinkførende forekomst, og her er det også kalkbergarter. Luru krysser kambro-silur bergarter like før samløp med Alma og i sitt nedre løp, og disse bergartene kan være kobber-, sink- og nikkelførende. Sør for Græssåsmoen er en bergartsformasjon med mulighet for bly- og sinkmineraliseringer (pers. medd. A. Reinsbakken, 1982). Utsettes slike bergarter for forvitring av nedbør/overflatevann, kan tungmetaller tilføres vannet. Mobiliteten til metallionene avhenger mellom annet av vannets pH og dets innhold av kompleksbindende humusstoffer.

Figur 4 viser gjennomsnittlige innhold av kobber, sink og nikkel i vassdragene for de fire månedene juni, juli, august og september 1981. For Otersjøen mangler prøver for juni og juli, og verdiene kommer derfor trolig for høyt.

I tråd med det som er sagt foran, kommer Lauvsjøen ut med et høyere kobber- og sinkinnhold enn Stortissvatn, og dette er spesielt i august da andelen av grunnvannstilsig er stor og det er lite nedbør som fortynner vannet. Sandsjøen og Laksjøen gir lignende verdier som Lauvsjøen. Fortynning av vannet fra sidebekker-/elver fører til en ytterligere reduksjon i tungmetallinnholdet i Sanddøla's øvre løp. Nederste prøveserie gir igjen noe høyere verdier, og dette settes i forbindelse med kismineraliseringene ved Berg og Godejord.



Figur 3. Jern- og aluminiuminnholdet i vannprøvene gitt som gjennomsnittsverdier. Otersjøen (I7) mangler data for juni og juli.



Figur 4. Gjennomsnittlige innhold av kobber, sink og nikkell i vannprøvene for månedene juni, juli, august og september 1981. Otersjøen (I7) mangler data for juni og juli.

Luru har noe høyere kobber- og sinkinnhold i sitt øvre løp, men fortynnes av vannet fra Alma ned til samme nivå som Sanddøla.

Nikkelinnholdet i vannprøvene er svært lavt og gir ingen klar trend i noen retning.

Bly- og kadmiuminnholdet i vannprøvene er også svært lavt ($< 1 \mu\text{g/l}$).

Sulfat og klorid

Vannets innhold av klorid er lavt, og kan i hovedsak tilskrives tilførsel med nedbøren. Noe kan dog være tilført fra menneskelig aktivitet. Sulfat er for en større del tilført fra kisforvitring, og fra biologiske prosesser. Nedbøranalyser gir sulfatverdier på under 1 mg/l . Sulfatinnholdet er også lavt i vann og vassdrag.

Myr- og jordsmonnprøver

Myr- og humusprøvene er innsamlet i området for det planlagte Leirsjø- og Lurudalsmagasinet. Analysedataene er gitt i tabell 22. I Lurudalsområdet viser alle prøvene en pH fra 3,8 til 4,5, og basemetningsgraden er lav - under 21%. Lignende resultater gir prøvene fra Leirsjømagasinet. Resultatene tyder derfor på at vannet som tilføres Luru- og Leirsjømagasinene vil bli surere - spesielt ved første gangs oppfylling. En del humus vil også tilføres vannet. Siden vannet som overføres fra Sanddølavassdraget er relativt ionerikt og nøytralt (pH - 7), blir ikke forsuringen svært stor.

Prøve	Prøvedyp	Glødetap	C.E.C. mekv./100 g prøve						Base- metnings- grad
			pH	H ⁺	K ⁺	Na ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	
Myrprøve v/Lurukroken	(- 1,5 m)	95,6%	4,3	84	0,16	0,64	6,16	8,08	15%
Myrprøve v/Lurukroken	(- 0,5 m)	83,5%	3,8	92	0,12	0,44	3,68	3,52	8%
Myrprøve, Lonemyra	(- 0,5 m)	98%	4,0	92	0,24	0,96	8,32	4,24	13%
Myrprøve SØ for Leirsjøen	(- 0,5 m)	96,5%	4,5	60	0,08	0,40	2,08	8,28	15%
Myrprøve v/Leirsjøbekkens utløp	(- 0,5 m)	98,5%	4,3	87	0,08	0,72	11,92	7,12	19%
Myrprøve v/Rogntjernsbekken	(- 0,5 m)	95,5%	5,1	46	0,08	0,34	4,04	27,8	41%
Råhumusprøve v/Leirsjøen	(0 - 20 cm)	98,5%	3,7	107	0,88	0,80	10,68	6,92	15%
Myrprøve v/Bøgset	(- 0,5 m)	-	4,5	73	0,04	0,40	5,00	10,84	18%
Råhumusprøve v/Bøgset- setran	(0 - 10 cm)	25%	4,5	25	0,56	0,08	2,00	4,18	21%
Myrprøve V for Bøgset	(- 1,5 m)	94,6%	4,1	101	0,08	0,64	8,56	6,80	14%
Myrprøve V for Bøgset	(- 0,5 - 1 m)	97,5%	4,1	98	0,16	0,96	11,20	5,84	16%

Tabell 22. Myr- og jordsmonnanalyser utført ved Statens Jordundersøkelse, Ås.

VURDERING AV RESIPIENTFORHOLD FØR OG ETTER REGULERING

Innsjøene i Nordli kommune

De kjemiske og biologiske undersøkelsene karakteriserer de undersøkte innsjøene som meget næringsfattige eller ultra-oligotrofe. Således var innholdet av løst uorganisk fosfor, totalt løst fosfor og nitrat og beregnet algebiomasse meget lav. Totalt fosfor-innhold og algebiomasse skilte seg ut som spesielt lavt i Stortissvatn.

Siktedyp og fargetall fra innsjøene i Nordli viser imidlertid at tilførsel av humusstoffer påvirker vannkvaliteten, og gir innsjøvannet en mer gullig/brun farge enn forventet.

De undersøkte innsjøene som direkte eller indirekte blir berørt av en regulering, Laksjøen, Bratlandsvatn, Skjelbreivatn og Otersjøen, viste bare små forskjeller i de undersøkte parametre. Det totale partikkelinnhold i innsjøene var lavt. Den gjennomsnittlige tørrvekt (0,63 - 0,73 mg/l) var av samme størrelsesorden som registrert i Namsvatn, Vekteren og Tunnsjøen (0,57 - 0,73 mg/l - Langeland m.fl. 1981).

Organiske partikler utgjorde rundt 70% av den totale partikkelvekt i innsjøene i Nordli. Beregningene av algebiomasser viser at disse sto for en meget liten andel av det organiske materialet. Gjennomsnittlig våtvekt for algebiomassen var $81 - 110 \text{ mg/m}^3$, noe som tilsvarer $20 - 27 \mu\text{g}$ tørrvekt/l.

Gjennomsnittene for algebiomasse er av samme størrelse som registrert i Vekteren, Limingen og Tunnsjøen, $58 - 84 \text{ mg våtvekt/m}^3$ (Langeland m.fl. 1982).

Som sammenlikning kan også nevnes at det i Stugusjøen i Tydal er registrert algebiomasser mellom 124 og 324 mg/m^3 (Reinertsen og Langeland 1978), mens gjennomsnittet for algebiomassen i 1977 og 1980 i Jonsvatn ved Trondheim var 150 mg/m^3 (Langeland og Reinertsen 1982).

Da dyreplanktontettheten i innsjøene i Nordli også var meget lav, kan en se bort fra at cladocerenes beiting har influert nevneverdig på algeutviklingen. Følgelig kan en fastslå at algeveksten i innsjøene er sterkt næringsbegrenset. Denne begrensningen gir som resultat en meget lav primærproduksjon i vannmassene. Ut fra produksjons/biomasseforhold i innsjøer

med liknende algesammensetning ($P/B = 0,3$), kan en anta en gjennomsnittlig dagsproduksjon i størrelsesorden 20 - 30 mg C/m². Dersom en regner en produksjonssesong på 120 dager i Nordli-området, tilsvarer dette en årsproduksjon på 2,5 - 6,0 g C/m². En årsproduksjon av en slik størrelsesorden gir et meget dårlig grunnlag med tanke på produksjon av dyreplankton-spisende fisk.

De bakteriologiske undersøkelsene i innsjøene i Nordli viser også at vannkvaliteten er lite influert av feces-påvirkninger. Dog kan resultatene tyde på påvirkning i de nedre, mindre innsjøene i vassdraget.

Som en konklusjon for samtlige innsjøer er imidlertid at vannkvaliteten er nærmest utmerket i alle innsjøer som blir berørt av utbyggingen.

Etter planene for utbygging vil Laksjøen bli regulert fra nåværende høyeste vannstand på 398,5 m.o.h. til 383,0 m.o.h., dvs. 15,5 meter. Innsjøene vil etter en regulering være fylt til høyeste vannstands nivå i perioden 1. juli - 1. november. En uttapping til laveste vannstand i tiden frem til april måned vil redusere vannvolumet til nær halvparten av volumet i sommermånedene. Følgelig vil en regulering gi en redusert tynningseffekt for tilført belastning i denne perioden. Dette betyr at en må legge vekt på senvintersituasjonen ved beregning av utslippsnivå for renseanlegget i Sandvika og sted og høyde for inntak for vannverket.

I selve produksjonssesongen vil Laksjøen være fylt til nær øvre vannnivå og temperaturforholdene antas ikke å endre seg ved en regulering. Dersom andre forhold som eksempelvis partikkelinnhold i vannmassene ikke endres ved en regulering, kan vannkvaliteten i Laksjøen ikke forventes å endre seg merkbart i sommermånedene ved en utbygging etter foreliggende planer.

En stenging av Storelva vil øke oppholdstiden for vannet i Bratlandsvatn. Dette vil sannsynligvis føre til en mer stabil sjiktning av vannmassene og derved en mindre økning av middeltemperaturen i øvre vannlag. Alle de nevnte forhold vil kunne påvirke biologiske forhold i vannmassene. Først og fremst gjelder dette veksten av planteplankton. Den lave tilgjengelighet av fosfor vil imidlertid begrense mulighetene for noen større økning i planteplanktonbiomassen. Siden innsjøer lettere påvirkes av tilførsel fra omgivelsene ved økt oppholdstid for vannet, bør det imidlertid legges vekt på at belastningen ikke øker vesentlig over dagens nivå ved en eventuell stenging av Storelva.

For innsjøene nedstrøms Bratlandsvatn vil en utbygging føre til en regulerings høyde på 2 meter. Videre vil overføringen Laksjøen - Mellomvatn gi en vesentlig temperatursenkning i innsjøene i sommersesongen. Den maksimale temperaturen i overflåtelagene vil trolig bli redusert med 1 - 3°C som følge av en regulering (Stang m.fl. 1982). Dette vil gi en negativ effekt på veksten av planteplankton, og overføringen vil således redusere produksjonsevnen i de frie vannmassene. Med tanke på resipientforhold vil en slik endring ikke kunne oppfattes som negativ.

Dersom planene gjennomføres med den alternative overføringen Laksjøen - Otersjøen, vil de forhold og konklusjoner som nevnt for Bratlandsvatn også omfatte Mellomvatn og Skjelbreivatn. Følgelig bør en ved en utbygging med denne planendringen ikke øke belastningen på disse innsjøene vesentlig over dagens nivå.

Sanddøla og Luru

De kjemiske analysene fra prøvestasjonene i Luru (E7 og E1) og i øvre deler av Sanddøla (E4 og E2) viser resultater karakteristisk for meget næringsfattige forhold. Spesielt i Luru var det lavt totalt ioneinnhold, lav pH og relativt høyt humusinnhold.

Studiene av algebegroinger og bunndyr viser også at Sanddøla var mer produktiv enn Luru. Bunndyr og også algevegetasjonen var imidlertid i begge elvene karakteristisk for næringsfattige og upåvirkede elver i regionen.

De bakteriologiske analysene støttet klart opp om slutningen om lite påvirkning fra omgivelsene.

Sammenliknet med tungmetallinnhold i Namsen (NIVA-rapport 0-62042) lå også nivået lavere i Luru og Sanddøla.

De bakteriologiske undersøkelsene og også fosforinnholdet i ellevannet ved stasjon E3, dvs. ved det planlagte utslippsstedet for Grong kraftstasjon, viste en klar påvirkning av tilførsler på vannkvaliteten. Dette skyldes nok i hovedsak et kloakkutslipp (ca. 300 p.e.) like oppstrøms prøvestasjonen. Tilførselen var imidlertid ikke tilstrekkelig til å påvirke algevegetasjonen og bunnfaunaen i elveleiet. Algevegetasjonen var således karakteristisk for næringsfattige forhold, og bunnfaunaen viste ikke endringer fra de andre stasjonene i Sanddøla. Selv steinfluer, som er meget ømfintlige for forurensninger, ble registrert i relativt stort antall ved stasjon E3c. Det lavere antall ved stasjon 3a regnes ikke som sikker forurensningseffekt.

Utslipp av næringssalter og organisk stoff førte således sommeren 1982 ikke til noe overbelastning av systemet. Utslippet synes idag mer å være et bakteriologisk problem. I følge de kommunale planene vil kloakkutslippet bli koblet til samleledning til det kommunale renseanlegg med utførsel til Namsen. En slik løsning vil gi en sterkt redusert belastning i området.

Etter reguleringsplanene vil det ikke bli større endringer i vannkvalitet i øvre deler av Sanddøla og i Luru/Medalåa. Vannkvaliteten i Lurudalsmagasinet vil domineres av vann fra Sanddøla. Ved første gangs oppfylling av magasinet i Lurudal og i Leirsjøen må en forvente en mindre forsuring av vannet og en økning i humusinnhold sammenliknet med vannkvaliteten i Sanddøla. Kvaliteten i Medalåa vil etter regulering domineres av grunnvannstilsig, noe som gir mer ionerikt og basiskt vann. Nordsveen (1981) konkluderer med at vannet i Luru blir noe surere etter en regulering, da vurdert ut fra kun tilsig fra restfeltet. Ved en tilførsel fra Lurudal kraftverk, må en imidlertid forvente mer ionerikt vann og høyere pH.

I de partiene av Sanddøla hvor elva blir belastet nevneverdig fra nedslagsfeltet, ved og nedstrøms Formofoss, vil vannføringen bli sterkt redusert etter reguleringen. Maksimal vannføring under vårflommen vil i et medianår gå ned fra $210 \text{ m}^3/\text{sek}$ til nær $60 \text{ m}^3/\text{sek}$. I sommersesongen vil minimum vannføring være $12 \text{ m}^3/\text{sek}$, nær samme minstevannsføring som elva idag har gjennomsnittlig hvert fjerde år. I et medianår er sommervannføringen i størrelsesorden $30 - 40 \text{ m}^3/\text{sek}$. En generell effekt av dempingen av flomtapene i elva kan bli en redusert utvasking av produsert materiale. Dette gjelder spesielt ved en lav, jamn strømhastighet i sommerperioden. Forøvrig må effekter av redusert vannføring på resipientforhold hovedsaklig betraktes ut fra den reduserte tynningseffekt dette gir ved belastning. Ut fra at belastningen ved Formofoss således idag er relativt liten, skulle utbyggingen ikke føre til uakseptable resipientforhold. Dette gjelder spesielt med tanke på at det er planer for en sanering av eksisterende hovedutslipp.

Ved fremtidige utbyggingen i området bør det imidlertid legges vekt på tilfredsstillende løsninger for avkloakkingen.

Ved Grong vil således reduksjonen i vannføring få større betydning ut fra at belastningen er av en annen størrelsesorden. Dagens utslipp av

næringssalter og organisk stoff er imidlertid ikke tilstrekkelig til å påvirke den biologiske sammensetningen i elveleiet. Uten endringer i dagens avløpsforhold må en forvente at en regulering kan føre til endringer i flora og fauna i området ned til utslippssted for Grong kraftverk. Denne endringen må oppfattes som negativ dersom spesielt faunaelementer faller ut. Ved redusert tynningseffekt er det stor sannsynlighet for at dette vil skje, og således vil en regulering føre til en uønsket endring i resipientforhold. Imidlertid vil en anta at de bakteriologiske forhold ved Grong vil være mer avgjørende for om forholdene kan aksepteres.

Dersom en endring i utbyggingen av kloakknett i området Grong finner sted etter de foreliggende planer, må forholdene i resipienten ved en regulering antas å være tilfredsstillende ut fra samtlige undersøkte forhold.

Ved en vurdering av resipientforhold må en også trekke inn mulige effekter av endringer i fysiske forhold nedstrøms utslippsstedet. Dette gjelder spesielt endringer ved reduksjon i vanntemperaturen i sommersesongen kombinert ved jamn vannføring. Det er dokumentert ved utbygginger i Dalälven i Sverige at eksempelvis en nedsatt middeltemperatur i sommerperioden på nærmere 4°C kan føre til relativt kraftige begroinger av algearter som Ulothrix zonata, Hydrurus foetidus og Microspora amoena (Kronborg 1967). Sistnevnte art danner også kraftige begroinger i Surna etter overføring av kaldt vann sommerstid. Slike begroinger kan bli litt redusert etter den første utvaskingen av næringssalter i nye magasiner, men i Dalälven dominerer nevnte arter begroingene 15 år etter utbyggingen.

I tillegg til algearter, er det også påvist at elvemose kan danne tettere bestander nedstrøms utslipp med jamn vannføring, spesielt når det ikke er islegging i vinterperioden.

Beregningen av temperaturforløp i Sanddøla nedstrøms et utslipp fra Grong kraftverk viser en tendens til kaldere ellevann i forsommerperioden og varmere vann utpå høsten (Stang m.fl. 1982). Midlere temperaturreduksjon i oppvarmingsperioden på forsommeren er beregnet til 1°C. Midlere temperaturøkning på høsten er beregnet til 1°C. Endringene beløper seg i middel over en pentade til maksimalt + 4°C.

Temperaturendringene ser således kun i spesielle år ut til å bli av en størrelsesorden tilstrekkelig til å påvirke vegetasjonen i elveleiet. Dersom elvevannet i vinterperioden føres ut i Namsen, vil dette i tillegg begrense mulighetene til endret vegetasjonsutvikling nedstrøms et utslippssted i Sanddøla. Eventuelle virkninger i Namsen vil blant annet være avhengig av blandingsforhold vinterstid.

Totalt sett synes således ikke reguleringsplanene å føre til uakseptable resipientforhold dersom de planlagte endringer i kloakkforhold gjennomføres. Opprettholdes dagens belastning ved området Grong, må resipientforholdene først og fremst vurderes ut fra innhold av bakterier fra fecal forurensning. Den biologiske sammensetningen i elveleiet må en også anta vil endre seg. Endringer i fysiske forhold nedstrøms et utslippssted fra Grong kraftstasjon, synes ikke å bli tilstrekkelig til å forårsake større endringer i vegetasjonsutviklingen i elveleiet.

SAMMENDRAG

Undersøkelsen omfattet følgende innsjøer i Nordli: Lauvsjøen, Stortissvatn, Sandsjøen, Laksjøen, Brattlandsvatn, Skjelbreivatn og Otersjøen. Prøvetaking for kjemiske og biologiske analyser ble gjennomført 4 ganger i sommersesongen (juni, juli, august, september) i 1981 og i april måned i 1982. I Otersjøen var prøvetakingen begrenset til august og september i sommermånedene. Det ble til de 4 tidspunktene i sommerperioden samlet inn vannprøver for analyser ved 2 elvestasjoner i Luru og 3 i Sanddøla.

Samtlige av de undersøkte innsjøene i Nordli kan ut fra både de kjemiske og biologiske analysene karakteriseres som meget næringsfattige eller som såkalte ultraoligotrofe innsjøer. Også bakterieanalysene viste liten påvirkning fra omgivelsene.

Laksjøen vil ved en regulering få en redusert tynningseffekt for belastning i senvinterperioden. Dette forholdet må trekkes inn ved en fremtidig vurdering av utslipp fra renseanlegget i Sandvika og inntakssted for vannverk. En regulering kan ikke antas å endre forholdene for planteplanktonvekst i sommersesongen.

Ved stenging av Storelva vil vannet i Bratlandsvatn få økt oppholdstid og sannsynligvis mer stabile og følgelig stratifiserte vannmasser. Dette er forhold som vil bedre veksten for planteplankton. Ut fra økt oppholdstid, bør belastningen til Bratlandsvatn ikke øke over dagens nivå etter en utbygging.

Overføringen Laksjøen - Mellomvatn vil føre til redusert overflate-temperatur i sommerhalvåret i Mellomvatn og innsjøene nedstrøms. Dette vil med stor sannsynlighet føre til en redusert primærproduksjon i vannmassene. Ut fra vannkvalitetsforhold kan dette ikke oppfattes som noe negativ endring. Ved en overføring Laksjøen - Otersjøen vil overnevnte slutning for Bratlandsvatn omfatte Mellomvatn og Skjelbreivatn.

De kjemiske og biologiske analysene i Luru og i øvre deler av Sanddøla viste meget næringsfattige forhold, spesielt i Luru. Bakteriologiske prøver viste høye tall for koliforme og termotabile koliforme bakterier ved Grong. Disse resultatene må sees i sammenheng med kloakkutslipp like oppstrøms prøvetakingssted. Undersøkelsene av elvevegetasjonen og faunaen viste ingen sikre negative effekter av nevnte utslipp.

Vannkvalitet i Lurudalsmagasinet vil domineres av vannet fra Sanddøla. Ved første gangs oppfylling av magasinet i Lurudal og i Leirsjøen må det dog forventes en mindre forsuring av vannet og en økning av humusinnhold.

Medalåa vil få økt ioneinnhold og høyere pH etter reguleringen. Samme konklusjon kan trekkes for Luru ved utslipp fra Lurudal kraftverk. Øvre deler av Sanddøla vil få samme vannkvalitet som tidligere. I den nedre belastede del vil det bli redusert tynningseffekt sommerstid. Dersom de planlagte tiltak for avløpsforhold gjennomføres, vil resipientforholdene ikke endres vesentlig. Ved en opprettholdelse av dagens belastning ved tettstedene, vil først og fremst de bakteriologiske forhold ved Grong være avgjørende for om forholdene kan aksepteres. Belastningen av næringsalter og organisk stoff må også forventes å innvirke på fauna og eventuelt flora like nedstrøms kloakkutslippet ved Grong.

Endringer i fysiske forhold nedstrøms et utslipp fra Grong kraftstasjon vil sannsynligvis ikke føre til større endringer i elvevegetasjonen.

LITTERATUR

Fjerdingsstad, E. 1965. Taxonomy and saprobic valency of benthic phyto-microorganisms. *Int. Revue ges. Hydrobiologie* 50: 475-604.

Grasshoff, K. 1976. Determination of nitrate. J. Grasshoff, K. (ed.). *Methods of Seawater Analysis*. Verlag Chemie, Weinheim, N.Y. 137-145.

Holm-Hansen, O., C.J. Lorenzen, R.W. Holmes and J.D.H. Strickland. 1965. Fluorometric determination of chlorophyll. *Cons.perm. int. Explor. Mer.* 30: 3 - 15.

Israelson, G. 1949. On some attached Zygnemales and their significance in classifying Steams. *Botaniska Notiser* 102: 313 - 358.

Johanson, C. 1982. Attached algal vegetation in running waters of Jämtland, Sweden. *Acta phytogeographica svecica* 71: 1 - 84.

Koroleff, F. 1976 a. Determination of phosphorus. J. Grasshoff, K. (ed.). *Methods of Seawater Analysis*. Verlag Chemie, Weinheim, N.Y. 117-126.

Koroleff, F. 1976 b. Determination of total and organic nitrogen. J. Grasshoff, K. (ed.). *Methods of Seawater Analysis*. Verlag Chemie, Weinheim, N.Y. 167 - 177.

Kronborg, L. 1967. Algologisk - limnologisk undersökning av Dalälvens **vattensystem och jämförelsesvatten** åren 1963 - 1966. *Limnologiska institutionen, Uppsala* 1967.

Kronborg, L. 1975. Fastsittande alger i Hjälmmaren med tillfläden. Naturvårdsverkets limnologiska undersökning, Rapport 84: 1 - 53.

Langeland, A. 1978. The effect of fish (*Salvelinus alpinus*, arctic char) predation on the zooplankton in ten Norwegian lakes. Verh. Internat. Verein. Limnol. 20: 2065 - 2069.

Langeland, A. og H. Reinertsen. 1981. Phyto- og zooplanktonundersøkelser i Jonsvatn i 1977 og 1980. K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1981-26.

Langeland, A., H. Reinertsen og Y. Olsen. 1982. Undersøkelser av vannkjemi, phyto- og zooplankton i Namsvatn, Vekteren, Limingen og Tunnsjøen i 1979, 1980 og 1981. K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1982-4.

Nordsveen, D. 1981. Hydrogeologiske undersøkelser i Formofossområdet. Hovedoppgave i ingeniørgeologi ved Geologisk institutt, NTH.

Reinertsen, H. og A. Langeland. 1978. Vurdering av kjemiske og biologiske forhold i Neavassdraget. K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1978-2.

Skulberg, O.M. 1959. Biologiske metoder ved forurensningsundersøkelser. Rapport NTNF, 59 s.

Skulberg, O.M. 1979. Begroing i norske vassdrag, virkninger av regulering. Norsk institutt for vannforskning 1973.

Sládeček, V. 1973. System of water quality from the biological points of view. Archiv für hydrobiologie, Beiheft 7 (1-4): 1 - 218.

Stang, O., A. Tenderup og F.S. Berge. 1982. Utbygging av Sanddøla/Luru-
vassdragene. En vurdering av forventede temperaturforhold i elver og
og innsjøer/magasiner i sommerhalvåret. NHL, Rapport nr. NLH2 82091.

100 1 1 1
100 1 1 1
100 1 1 1
100 1 1 1
100 1 1 1
100 1 1 1
100 1 1 1
100 1 1 1
100 1 1 1
100 1 1 1

VEDLEGG

Vedlegg 1.

SANDDØLA / LURUPLAN FOR UTBYGGING.Generell orientering.

Planene omfatter reguleringsforetak for kraftverksutbygging i vassdragene Sanddøla og Luru i Lierne, Snåsa og Grong kommuner i Nord-Trøndelag.

Sanddøla har sitt utspring i Lierne kommune, hvor Sandsjøen danner den øverste av innsjøene i kommunen med et sjøareal på ca. 15 km² og høyde ca. 409,7 m.o.h.

Eideselva med en lengde av ca. 0,9 km forbinder Sandsjøen med Laksjøen, som har et sjøareal på ca. 19 km² og høyde ca. 398,3 m.o.h. I Sandvika som ligger ved Laksjøens nordøstre område, er kommunesentret i Lierne etablert, med en del av bebyggelsen ned mot sjøen.

Storelva i en lengde av ca. 2,9 km knytter Laksjøen til Bratlandvatnet med høyde ca. 358,5 m.o.h.

Littleelva, en kort elvestrekning på ca. 0,4 km danner den videre forbindelsen til Mellomvatnet med høyde ca. 352,15 m.o.h.

Et kort elvestryk danner forbindelsen videre til Skjelbreivatnet med høyde ca. 352,15 m.o.h.

Otersjøundet, som har en utstrekning på ca. 0,8 km, utgjør den videre forbindelsen til Otersjøen, forøvrig den siste av sjøene i Lierne, med høyde ca. 352,15 m.o.h.

Samlet sjøareal for de fire sistnevnte sjøene utgjør ca. 7 km².

Lengden av Sanddøla fra Otersjøens utløp til samløp med Namsen utgjør tilsammen ca. 63 km med et fall på ca. 340 m.

Luru, som er et sidevassdrag til Sanddøla med samløp ved Formofoss, har sitt utspring i nordre deler av Gressåmoen nasjonalpark. Vassdragets lengde fra Luruvatnet utgjør ca. 54 km. Alma og Medalåa utgjør de største sidevassdragene til Luru. Storparten av nedbørsfeltet ligger i Snåsa kommune, med unntak av de øverste østlige områdene som ligger i Lierne kommune og noe av de nederste områdene mot Sanddøla som ligger i Grong kommune.

Da det i Luruvassdraget praktisk talt ikke finnes innsjøer, gir dette seg utslag i store variasjoner i vassføring over forholdsvis kort tid.

Sammenstilling av hoveddata Sanddøla og Luru:

Nedbørsfelt	Areal km ²	Gj.snittlig årsavløp mill.m ³
Sanddøla ovenfor utløp Otersjøen	582	539
Sanddøla nedenfor utløp Otersjøen	361	514
Sum Sanddøla	943	1053
Luru	654	865
Sum Sanddøla og Luru	1597	1918

Sanddøla med sidevassdrag strekker seg over et vidstrakt område, bestående av hoveddaler i øst - vestretning med tversgående sideelver og bekker. Lengst øst i Lierne har en snaufjell i 1000 - 1300 m.o.h., myrområder og skoglier som strekker seg opp mot 450 - 500 m.o.h. Jordbruksaktivitet rundt sjøene med hovedtyngden etablert langs nordsiden av disse.

Dalsidene i Sanddøldalen, fra Lifjellet og ned til et stykke nedenfor Formofoss er skogbevokst, med tildels frodig vegetasjon i kalkfjellsområdene som finnes på nordsiden av dalføret.

I området ved Grong, hvor dalføret åpner seg i bredde, med tildelse mektige løsmasseavsetninger, har elva skåret seg dypt ned i landskapet. Langs begge sider av vassdraget finner en her store jordbruksområder. Kommunesenteret for Grong er også etablert i dette området, med bebyggelsen liggende ca. 15 - 20 m eller høyere over selve elvenivået.

Sidevassdraget Luru bærer derimot preg av nærings- og kalkfattig jordsmonn med tildels liten mektighet over fjellgrunnen. Området består for en stor del av snaufjell, granskog i lavpartiene i hoveddalen og i sidedalene og store myrområder.

Kommunegrensa mellom Lierne og Grong, som følger et høydedrag, deler Sanddøla i et østlig område med preg av innlandsklima, mens den vestlige delen, samt Luru, influeres av kystklimaet. Dette kommer til uttrykk i nedbørsintensiteten, som for feltene i Grongområdet kommer nært opp i det dobbelte av årsnedbøren for indre deler av Lierne. Dessuten har de øverste feltene i Sanddøla en større andel av avrenningen i sommermånedene, med ca. 75% fra 1. mai til 1. november. Sjøene i Lierne har en god flomdempende virkning på Sanddøla, mens Luru derimot er kjent for meget raske variasjoner i vassføringen.

Reguleringer.

Planene for kraftverksutbygging i Sanddøla/Luru omfatter reguleringsforetak med senkningsmagasiner i Laksjøen, Mellomvatnet, Skjelbreivatnet og Otersjøen, kunstig magasin i Lurudalen, samt oppdemningsmagasin i Leirsjøområdet.

Hoveddata for magasiner:

Magasin	NV m.o.h.	HRV m.o.h.	LRV m.o.h.	Areal mellom HRV og LRV km ²	Magasinvolum mill.m ³
Laksjøen	398,30	398,50	383,00	7,1	234
Mellomvatnet	352,15	352,70	350,70	0,4	
Skjelbreiv.	"	"	"	1,0	11
Otersjøen	"	"	"	0,7	
Lurudalsv.		256,00	215,00	14,0	430
Leirsjøen	205,50	215,00	205,00	3,2	35

Overføringer.

Videre forutsetter planene overføringer/innføringer av en del elver og bekker. På tilløpstunnelen til Mellomvatn kraftverk innføres Grynmyrsbekken, som også får funksjon som tverrslag og svingekammer. Ved hjelp av en mindre kanalisering overføres deler av nedslagsfeltet til Sisselbekken til Skjelbreivatnets nedslagsfelt. Av elver/bekker med avløp til Sanddøla, som føres inn på tilløpstunnelen til Alma kraftverk, har vi følgende: Øster Tverrelva, Vester Tverrelva og Finnkruelva. De øvrige innføringer på tilløpstunnelen til Alma kraftverk er deler av Alma og Finnilsbekken.

På tilløpstunnelen til Grong kraftverk innføres Tinnåa for samtidig å utnyttes som svingekammer til Grong kraftverk.

Hoveddata for overførte felter og restfelter:

Felt	Areal km ²	Gj.sn. årsavløp mill.m ³	Vassdrag
Sisselbekken	12,6	17,5	Sanddøla
Øster Tverrelva	48,1	66,6	"
Vester "	20,5	28,4	"
Finnkruelva	16,7	23,1	"
Sum Sanddøla	97,9	135,6	"
Alma	134,9	153,2	Luru
Finnilsbekken	9,7	11,0	"
Restfelt Sandd.	263,1		Sanddøla
Restfelt Luru	00,0	140,5	Luru

Kraftverk.

Kraftverksutbyggingen i vassdraget omfatter Mellomvatn kraftverk, som utnytter fallet fra Laksjøen til Mellomvatnet, en brutto fallhøyde på ca. 41,3 m og en samlet tunnellengde på ca. 2900 m. Fra Otersjøen føres vannet videre i en ca. 28 400 m lang tunnel til Lurudalen, hvor bruttofallet på ca. 106,6 m utnyttes i Alma kraftverk.

Ved Bergfossen i Sanddøldalen bygges Bergfoss kraftverk tilknyttet tunnelen til Alma kraftverk. Kraftverkets vassføring bestemmes av minstevassføringen avgitt til Sanddøla.

Lurudal kraftverk utnytter, i en kort tunnellengde på ca. 1 500 m, fallet mellom Lurudalsvatnet og Leirsjøen. Brutto fallhøyde ca. 34,0 m regnet i magasinenes øvre tredjedelspunkt.

Den videre vannveien fra Leirsjøen består av tunneler i en samlet lengde av ca. 11 800 m, h.h.v. 12 800 m med utløp i Sanddøla ved Halgotto h.h.v. utløp i Namsen like oppstrøms Mediå bru. Med avstengningsorganer i begge tunneltuløp vil en kunne slippe vannet til Sanddøla i sommermånedene mens utløp i Namsen tas i bruk i vintermånedene. Bruttofallet fra Leirsjøen til Grong, ca. 196,5 m, utnyttes i Grong kraftverk.

Utbyggingen vil, etter den foreløpige planen, gi ca. 760 mill. kWh i medianåret.

Alternativ utbygging.

Alternativt utredes en plan for tunneltrasé for Mellomvatn kraftverk med utløp til Otersjøen, som innebærer en moderat regulering av Mellomvatnet og Skjelbreivatnet, mens det foretas en noe større senkningsregulering i Otersjøen.

Minstevassføring.

Det er i planen forutsatt avgitt vann til Sanddøla og Luru gjennom h.h.v. Bergfoss kraftverk og Lurudal kraftverk, for å kunne opprettholde følgende minstevassføring, målt ved Formofoss:

1. juni	- 1. september:	12,0 m ³ /s.
1. september	- 1. oktober:	8,0 "
1. oktober	- 1. november:	6,0 "
1. november	- 1. juni:	3,0 "

Videre forutsettes det at minstevassføringen målt ved Formofoss fordeles mellom Sanddøla og Luru i forholdet 2:1 og at dette er bestemmende for tapping fra Bergfoss kraftverk h.h.v. Lurudal kraftverk.

Veger, kraftlinjer og steintipper.

I Lierne kommune vil behovet for vegbygging være forholdsvis lite og begrense seg til en samlet lengde av ca. 7,4 km anleggsveger. Ca. 3,6 km veg fra Rv. 74 til inntak og tverrslag Otersjøen, ca. 1,5 km til inntak Øster Tverrelva, ca. 1,5 km til Mellomvatn kraftverk og inntak Grynmyrsbekken og ca. 0,8 km til utløp Laksjøen.

I tillegg er det foreslått bygging av tiltaksveger ved Sandsjøen, Laksjøen og Skjelbreivatnet/Otersjøen i en samlet lengde av ca. 11,0 km.

I Lierne vil dessuten kraftlinjebyggingen begrense seg til avslutningslinje fra bestående linjenett frem til Mellomvatn kraftverk, samt tilknytning fra bestående linje på Lifjellet frem til Bergfoss kraftverk. For anleggsperioden bygges linje frem til inntak/tverrslag Otersjøen.

Steintipper etableres ved Grynmyrsbekken, ved Mellomvatn kraftverk og ved tverrslag Otersjøen.

I Snåsa kommune forutsettes det bygget i alt ca. 25,0 km anleggsveger og tiltaksveger som i lengde vil avhenge av hvilke traséer som måtte bli valgt. Bygging av anleggsveger er planlagt langs nordsiden av Lurudalsvatnet frem til inntak Alma og fra Lurudalen til dam Medalåa.

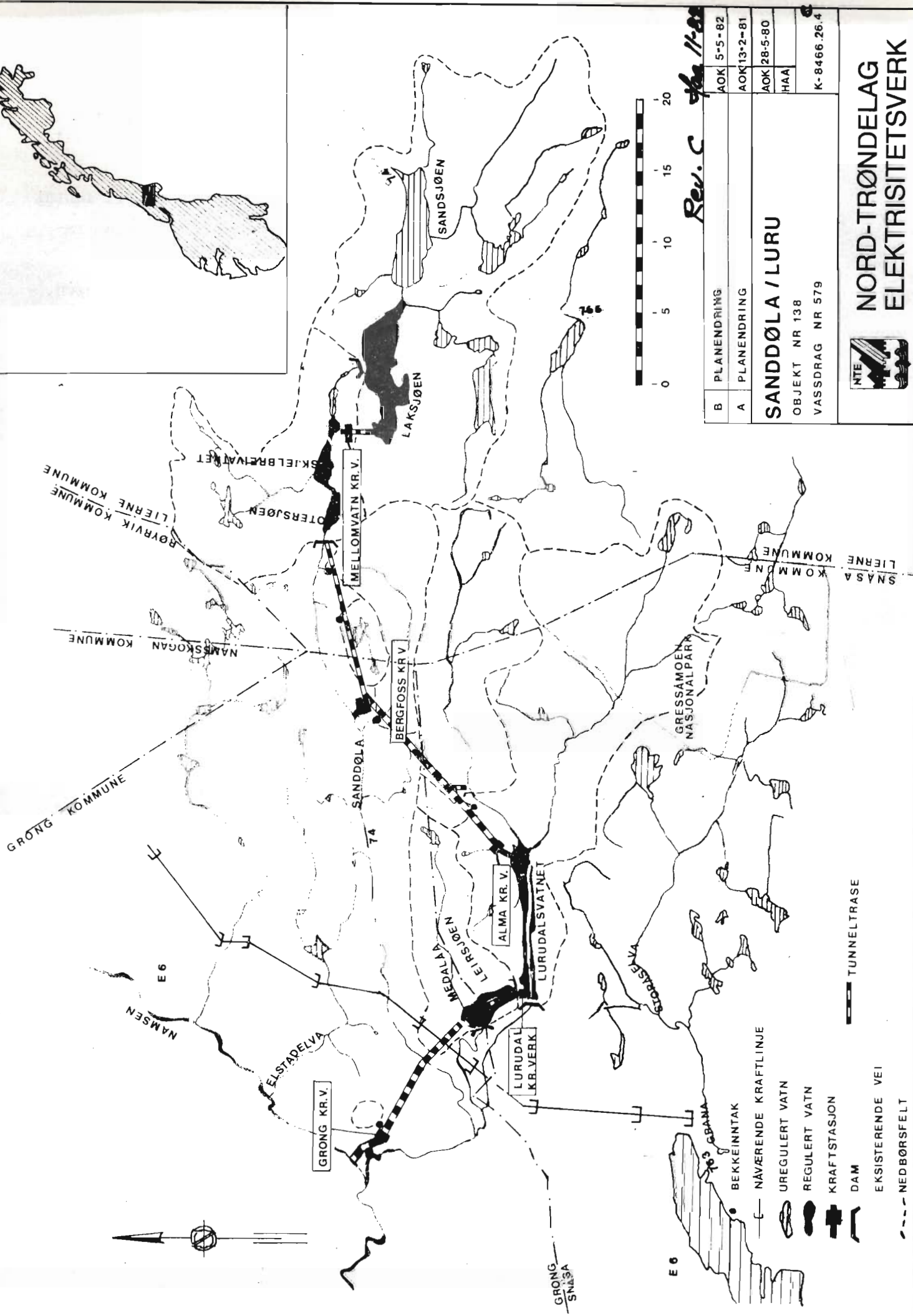
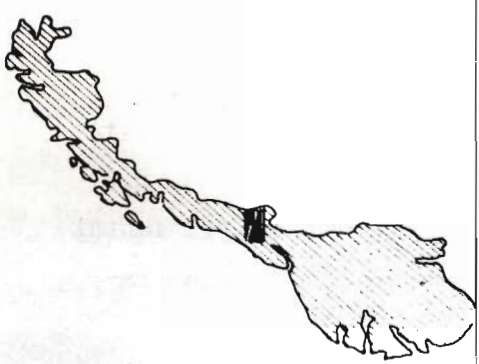
66 kV kraftlinje forutsettes bygget fra bestående 300 kV-linje ved Medalåa til Lurudal kraftverk og videre langs nordsiden av magasinet til Alma kraftverk. For anleggsperioden bygges det videre herfra en 22 kV-linje til inntak Alma.

Da det vil være et stort behov for tunnelstein til dambygging og vegbygging i Lurudalen og Medalåa, regner en ikke med større henleggelse av masser i dette området.

I Grong kommune vil det være et begrenset behov for anleggsvegbygging. Samlet lengde vil beløpe seg til ca. 6,5 km anleggsveger, hvorav hovedtyngden vil ligge i Leirsjøområdet, mens det fra Grong kraftverk bygges en traktorveg frem til bekeinntak i Tinnåa.

Kraftlinjebyggingen i Grong vil i hovedsak dreie seg om en 66 kV-linje fra Grong kraftverk til bestående 300 kV-linje ved Medalåa med samme tilknytningspunkt som 66 kV-linjen fra Lurudalen.

Steintipper i Grong forutsettes etablert innerst i Sanddøldalen ved tverrslag Sibirien, ved Bergfossen, ved Trangen og ved Grong kraftverk. Mulighetene for benyttelse av tunnelmasser til vegbygging, oppfylling m.v. forutsettes klarlagt og tilpasset anleggsdriften i den utstrekning dette lar seg gjennomføre.



Rev. C 11-88

B	PLANENDRING	AOK 5-5-82
A	PLANENDRING	AOK 13-2-81
		AOK 28-5-80
		HAA
		K-8466.26.4

SANDDØLA / LURU
 OBJEKT NR 138
 VASSDRAG NR 579



**NORD-TRØNDELAG
 ELEKTRISITETSVK**

- DAM
- EKSISTERENDE VEI
- TUNNELTRASE
- UREGULERT VATN
- REGULERT VATN
- KRAFTSTASJON
- DAM
- EKSISTERENDE VEI
- TUNNELTRASE
- UREGULERT VATN
- REGULERT VATN
- KRAFTSTASJON
- DAM
- EKSISTERENDE VEI
- TUNNELTRASE

Tabell VI. Totalt løst fosfor og ortofosfat ved ulike dybdeintervaller i innsjøene og ved elvestasjoner på tidspunkt for prøvetaking. Tallene i parentes angir prøvedyp (m) der dette avviker fra standard dyp.

Stasjon	Dyp	Totalt løst fosfor, µgP/l					Ortofosfat, µgP/l				
		9-12/6	6-9/7	3-5/8	31/-2/9	19-22/4	9-12/6	6-9/7	3-5/8	31/8-2/9	19-22/4
I6	0- 5	2,5	3,5	2,0	<1	3,5	2,0	3,0	>0,5	>0,5	>0,5
	5-10	2,0	4,0	4,0	2,5	3,5	2,5	2,0	2,0	1,0	>0,5
	10-15	2,5	3,0	2,5	3,0	2,5(18)	1,5	1,5	>0,5	1,0	>0,5(18)
	15-20	2,5	4,0	2,5	2,5	3,5(23)	1,5	1,5	>0,5	0,5	0,5(23)
I1	0- 5	1,0	2,5	1,5	2,0	4,0	0,5	1,5	1,5	1,5	1,0
	5-10	1,0	2,5	<1	1,0	4,5	1,0	0,5	1,0	0,5	1,0
	10-15	1,0	2,5	1,5	1,5	2,0(40)	0,5	1,5	1,5	1,0	>0,5(40)
	15-20	1,0	2,5	2,0	2,5	4,5(45)	1,0	1,0	0,5	1,0	1,5(45)
I2	0- 5	6,0	3,0	3,0	2,0	3,5	3,0	1,0	<0,5	0,5	0,5
	5-10	11,5	2,5	1,5	2,0	2,5	5,5	1,0	<0,5	<0,5	0,5
	10-15	8,5	4,0	2,0	3,0	3,5(35)	5,0	2,0	0,5	2,0	>0,5(35)
	15-20	2,5	2,5	3,0	3,0	2,0(40)	1,5	1,0	<0,5	1,0	0,5(40)
I3	0- 5	4,5	5,5	1,5	2,0	3,5	3,0	3,5	0,5	1,0	0,5
	5-10	3,5	3,5	1,5	2,0	3,5	1,5	2,5	1,0	1,0	2,0
	10-15	6,0	2,5	2,5	3,0	3,0(37)	2,5	1,0	0,5	1,5	1,0(37)
	15-20	2,5	4,0	3,0	4,0	3,0(42)	1,0	2,0	1,5	1,0	>0,5(42)
I4	0- 5	2,5	5,5	1,5	3,0	5,0	1,5	1,0	0,5	0,5	>0,5
	5-10	2,0	2,5	2,0	3,0	5,5(12)	1,0	2,0	0,5	1,5	>0,5(12)
I5	0- 5	6,5	2,5	2,0	1,5	7,0	5,0	1,0	>0,5	>0,5	0,5
	5-10	2,0	4,0	2,0	1,5	6,0	1,5	1,5	0,5	>0,5	>0,5
	10-15	3,0	5,0	1,5	2,5	8,0(23)	2,0	2,5	0,5	>0,5	>0,5(23)
I7	0- 5	-	-	1,0	5,0	-	-	-	1,0	1,0	2,0
	5-10	-	-	2,0	2,0	-	-	-	1,0	0,5	2,0
	10-15	-	-	1,5	3,5	2,5(28)	-	-	>0,5	1,0	2,5(28)
	15-20	-	-	5,5	4,5	2,0(33)	-	-	2,0	2,0	1,5(33)
E6	-	2,0	3,5	2,0	1,5	-	1,0	1,0	0,5	0,5	-
E5	-	1,5	3,5	2,0	3,5	-	1,0	2,5	1,0	0,5	-
E4	-	1,0	3,0	4,5	2,0	-	0,5	1,0	3,0	0,5	-
E2	-	2,5	2,5	2,0	2,5	-	1,5	1,0	0,5	1,0	-
E3	-	6,0	5,0	19	19	16	2,0	4,0	<0,5	14	1,0
E7	-	2,5	2,0	4,5	3,0	-	2,5	0,5	3,0	1,0	-
E1	-	2,5	2,5	3,0	3,5	-	2,0	1,0	1,5	1,0	-

Tabell V2. Totalt løst nitrogen og nitrat ved ulike dybdeintervaller i innsjøene og ved elvestasjoner på tidspunkt for prøvetaking. Tallene i parentes angir prøvedyp (m) der dette avviker fra standard dyp.

Stasjon	Dyp	Totalt løst nitrogen, µgN/L					Nitrat, µgN/L				
		9-12/6	6-9/7	3-5/8	31/8-2/9	19-22/4	9-12/6	6-9/7	3-5/8	31/8-2/9	19-22/4
I6	0- 5	120	180	100	90	-	39	28	31	29	45
	5-10	150	310	280	300	-	45	28	28	27	45
	10-15	130	100	320	140	-	45	33	36	38	44(18)
	15-20	110	110	100	70	-	45	32	42	35	47(23)
I1	0- 5	130	120	160	120	-	66	54	57	52	86
	5-10	180	250	70	170	-	73	55	57	47	70
	10-15	160	190	80	160	-	69	55	64	53	79(40)
	15-20	260	210	130	150	-	69	54	69	60	50(45)
I2	0- 5	180	360	160	210	-	52	48	55	48	46
	5-10	230	160	110	130	-	45	49	52	48	46
	10-15	240	290	130	170	-	48	49	59	53	45(35)
	15-20	320	310	170	250	-	49	49	56	54	54(40)
I3	0- 5	180	530	110	150	-	63	62	60	62	62
	5-10	190	280	110	130	-	64	59	64	59	55
	10-15	170	260	180	140	-	61	61	59	60	75(37)
	15-20	280	150	120	160	-	64	60	68	61	57(42)
I4	0- 5	220	120	140	140	-	57	50	59	52	60
	5-10	210	120	140	160	-	56	48	61	53	120
I5	0- 5	310	340	150	90	-	40	41	44	39	66
	5-10	200	120	170	120	-	47	41	44	40	72
	10-15	170	80	160	80	-	46	42	50	42	80(23)
I7	0- 5	-	-	80	140	-	-	-	43	42	41
	5-10	-	-	80	100	-	-	-	42	43	43
	10-15	-	-	100	140	-	-	-	43	41	67(28)
	15-20	-	-	110	140	-	-	-	48	43	67(33)
E6	-	300	60	220	260	-	52	47	56	52	-
E5	-	160	130	200	210	-	66	49	56	53	-
E4	-	210	90	160	140	-	34	29	10	51	-
E2	-	110	120	160	90	-	36	27	39	57	-
E3	-	160	250	290	330	250	35	<10	20	70	70
E7	-	390	-	230	290	-	66	4	5	13	-
E1	-	170	-	180	100	-	13	4	8	15	-

Tabell V3. Løst sulfat gjennom prøvetakingsperioden, mg SO₄-S/l.

Stasjon	Dyp	9-12/6	6-9/7	3-5/8	31/8-2/9
I6	0- 5	2,0	2,0	2,5	2,5
	5-10	-	-	2,5	-
	10-15	-	-	2,5	-
	15-20	-	-	2,5	-
I1	0- 5	1,5	2,0	2,0	2,0
I2	0- 5	2,0	2,0	2,5	2,5
I3	0- 5	2,0	2,0	2,5	2,5
I4	0- 5	2,0	1,5	2,5	2,0
I5	0- 5	2,0	<1	2,0	2,0
I7	0- 5	-	-	2,0	3,0
E6	-	1,5	1,5	2,5	2,0
E5	-	2,0	1,5	2,0	2,5
E4	-	1,5	1,5	1,0	2,0
E2	-	<1	1,5	<1	2,5
E3	-	-	-	1,8	-
E7	-	3,0	<1	<1	<1
E1	-	<1	<1	<1	<1

Tabell V4 Partikulært tørrstoff og askerest gjennom prøvetakingsperioden.

Stasjon	Dyp	Partikulært tørrstoff, mg/l						Askerest, mg/l					
		9-12/6	6-9/7	3-5/8	31/8-2/9	19-22/4	9-12/6	6-9/7	3-5/8	31/8-2/9	19-22/4		
I6	0-5	0,85	0,70	0,39	0,32	0,37	0,28	0,13	0,23	0,05	0,10		
	5-10	0,97	0,70	0,45	0,44	0,27	0,35	0,19	0,09	0,14	*		
I1	0-5	0,46	0,69	0,70	0,30	0,63	*	0,14	0,15	0,09	0,22		
	5-10	0,83	0,59	0,53	0,30	0,45	0,24	*	0,14	0,08	0,12		
I2	0-5	1,16	0,73	0,58	1,13	0,61	0,43	0,22	0,19	0,26	0,27		
	5-10	0,92	0,50	0,55	0,51	0,45	0,29	*	0,17	0,14	0,25		
I3	0-5	1,18	0,77	0,72	0,48	0,40	0,47	0,22	0,24	0,21	0,12		
	5-10	0,98	1,12	0,57	0,46	0,51	0,35	0,32	0,22	0,17	0,12		
I4	0-5	0,59	1,01	0,70	0,75	0,62	0,10	0,03	0,30	0,30	0,28		
	5-10	0,88	0,40	0,64	1,00	0,67	0,28	*	0,15	0,40	0,33		
I5	0-5	0,65	0,67	0,58	0,64	0,65	0,09	*	0,11	0,17	0,29		
	5-10	0,69	0,31	0,87	0,49	0,70	0,22	*	0,11	0,12	0,25		
I7	0-5	-	-	0,90	0,80	0,47	-	-	0,37	0,26	0,16		
	5-10	-	-	0,52	0,78	0,43	-	-	0,19	0,28	*		
E6	-	0,15	0,62	0,20	0,36	-	0,04	0,04	0,11	0,13	-		
E5	-	0,53	0,56	0,39	0,30	-	*	0,13	0,11	0,15	-		
E4	-	0,99	0,42	0,35	0,44	-	0,68	0,13	0,11	0,19	-		
E2	-	2,14	0,52	0,69	0,51	-	1,61	0,24	0,36	0,16	-		
E3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
E7	-	0,91	0,55	0,52	0,19	-	0,21	0,10	0,22	*	-		
E1	-	1,36	0,40	0,86	0,22	-	0,69	0,07	0,25	0,19	-		

Tabell V5. Verdier av pH og ledningsevne (H_{25}) ved ulike dybdeintervaller i innsjøene og ved elvestasjoner gjennom prøvetakingsperioden. Tallene i parentes angir prøvedyp (m) der dette avviker fra standard dyp.

Stasjon	Dyp	pH					Ledningsevne				
		9-12/6	6-9/7	3-5/8	31/8-2/9	19-22/4	9-12/6	6-9/7	3-5/8	31/8-2/9	19-22/4
I6	0- 5	6,5	6,5	6,5	6,6	6,7	19	19	19	19	30
	5-10	6,5	6,5	6,5	6,6	6,6	19	19	20	19	21
	10-15	6,5	6,5	6,4	6,5	6,5(18)	19	19	19	19	19(18)
	15-20	6,5	6,5	6,4	6,5	6,4(23)	19	191	191	19	19(23)
I1	0- 5	6,3	6,4	6,3	6,4	6,0	16	15	16	15	17
	5-10	6,3	6,4	6,3	6,5	6,1	16	15	16	15	17
	10-15	6,4	6,4	6,4	6,5	6,1(40)	16	16	16	15	15(40)
	15-20	6,3	6,4	6,3	6,4	6,0(45)	16	16	16	16	15(45)
I2	0- 5	6,5	6,6	6,5	6,6	6,4	21	20	20	20	18
	5-10	6,3	6,7	6,5	6,5	6,4	20	20	20	20	21
	10-15	6,4	6,6	6,4	6,5	6,4(35)	20	20	20	20	20(35)
	15-20	6,5	6,7	6,4	6,5	6,2(40)	20	20	20	20	19(40)
I3	0- 5	6,7	6,6	6,2	6,5	6,6	21	22	20	20	22
	5-10	6,6	6,4	6,4	6,5	6,6	23	21	20	20	21
	10-15	6,6	6,5	6,4	6,5	6,6(37)	21	21	20	20	20(37)
	15-20	6,6	6,7	6,4	6,4	6,5(42)	21	21	21	20	21(21)
I4	0- 5	6,6	6,7	6,4	6,5	6,6	21	21	20	21	25
	5-10	6,6	6,7	6,3	6,6	6,6(12)	20	21	20	22	31(12)
I5	0- 5	6,9	6,9	6,6	6,6	6,6	21	23	22	24	29
	5-10	6,4	6,9	6,6	6,6	6,6	22	23	23	24	28
	10-15	6,7	6,8	6,6	6,7	6,6(23)	22	23	23	24	28(23)
I7	0- 5	-	-	6,6	6,7	6,7	-	-	23	23	28
	5-10	-	-	6,6	6,7	6,7	-	-	23	23	29
	10-15	-	-	6,6	6,7	6,7(28)	-	-	23	23	26(28)
	15-20	-	-	6,5	6,7	6,4(33)	-	-	23	23	29(33)
E6		6,4	6,6	6,3	6,5	-	23	20	20	20	-
E5		6,6	5,6	6,5	6,6	-	20	24	21	21	-
E4		6,5	6,2	6,4	6,8	-	17	20	19	28	-
E2		6,6	6,4	6,4	6,8	-	17	19	21	33	-
E3		7,0	6,8	6,8	7,1	7,0	18	38	22	32	41
E7		5,4	5,9	5,9	6,1	-	8	7	9	11	-
E1		5,8	4,9	6,7	6,2	-	8	13	9	13	-

Tabell V6. Målte verdier for vannfarge, turbiditet og siktedyp, samt vurdering av innsjøfargen ved siktedypmåling. Tallene i parentes angir prøvedyp (m) der dette avviker fra standard dyp.

Stasjon	Dyp	Vannfarge					Turbiditet				
		9-12/6	6-9/7	3-5/8	31/8-2/9	19-22/4	9-12/6	6-9/7	3-5/8	31/8-2/9	19-22/4
I6	0- 5	37	44	29	30	28	0,43	0,30	0,26	0,53	0,25
	15-20	35	36	29	31	24(18)	0,42	0,36	0,28	0,48	0,18(18)
I1	0- 5	28	20	16	19	20	0,15	0,27	0,22	0,54	0,28
	15-20	30	21	18	16	14(40)	0,22	0,20	0,20	0,56	0,16(40)
I2	0- 5	30	31	24	23	20	0,37	0,27	0,22	0,62	0,27
	15-20	35	34	24	26	25(36)	0,43	0,33	0,27	0,53	0,26(36)
I3	0- 5	35	27	20	33	22	0,30	0,41	0,35	0,53	0,41
	15-20	36	25	23	31	19(37)	0,26	0,34	0,41	0,53	0,16(37)
I4	0- 5	36	25	23	31	23	0,26	0,27	0,27	0,76	0,30
	5-10	38	30	22	24	16(12)	0,27	0,44	0,26	0,78	0,23(12)
I5	0- 5	33	28	22	25	25	0,44	0,30	0,27	0,63	0,28
	10-15	37	30	22	21	17(23)	0,44	0,30	0,30	0,59	0,26(23)
I7	0- 5	-	-	23	22	27	-	-	0,28	0,57	0,45
	15-20	-	-	22	23	18(28)	-	-	0,22	0,57	0,20(28)
E6	-	33	34	23	21	-	0,18	0,23	0,18	0,52	-
E5	-	37	32	23	19	-	0,28	0,24	0,22	0,56	-
E4	-	32	27	32	19	-	0,25	0,28	0,30	0,61	-
E2	-	37	21	44	22	-	0,32	0,16	0,26	0,43	-
E3	-	42	33	186	45	204	0,26	0,09	0,63	0,10	0,8
E7	-	41	27	49	25	-	0,32	0,22	0,34	0,53	-
E1	-	44	22	53	31	-	0,40	0,30	0,37	0,65	-

	Innsjøfarge				Siktedyp, m			
	9-12/6	6-9/7	3-5/8	31/8-2/9	9-12/6	6-9/7	3-5/8	31/8-2/9
I6	Gu-Br	Gu-Br	Gu-Br	Gu-Br	3,4	4,7	4,7	5,8
I1	Gr-Gu	Br-Gu	Gr-Gu	Gr-Gu	7,3	7,0	8,2	9,0
I2	Gu-Br	Gu-Br	Gu-Br	Gu-Br	6,5	5,7	5,8	7,3
I3	Gu-Br	Gu-Br	Gu-Br	Br-Gu	8,2	6,4	4,7	7,5
I4	Gu-Br	Gu-Br	Gu-Br	Br-Gr	6,3	6,5	5,7	6,4
I5	Gu-Br	Br-Gu	Gu-Br	Br-Gr	5,1	5,8	6,5	6,4
I7	-	-	Gu-Br	Br-Gr	-	-	6,4	6,0

Gu: Gul, Br: Brun, Gr: Grønt

Tabell V7. Verdier for alkalinitet ved ulike dybdeintervaller og ved elvestasjonene gjennom prøvetakingsperioden, mgCaCO₃/l.

Stasjon	Dyp	9-12/6	6-9/7	3-5/8	31/8-2)7	19-22/4
I6	0- 5	4,50	2,88	4,25	4,75	5,38
	15-20	4,63	3,63	4,25	4,75	5,42 (18)
I1	0- 5	2,40	1,50	2,75	3,00	2,38
	15-20	2,75	*	2,75	3,00	2,88 (40)
I2	0- 5	4,63	3,75	5,00	5,13	4,38
	15-20	4,75	3,88	4,75	5,13	5,28 (36)
I3	0- 5	4,50	*	4,50	4,38	5,00
	15-20	4,13	2,13	4,50	4,50	4,74 (37)
I4	0- 5	3,75	2,00	4,63	5,88	5,50
	5-10	3,80	3,63	4,63	5,13	9,59 (12)
I5	0- 5	*	4,38	6,25	6,88	7,01
	10-15	3,88	5,63	6,50	6,88	8,01 (18)
I7	0- 5	-	-	6,75	6,88	6,01
	15-20	-	-	6,25	6,88	8,07 (28)
E6	-	4,75	4,50	5,00	5,13	-
E5	-	4,25	3,50	5,00	4,88	-
E4	-	3,75	5,13	6,13	9,38	-
E2	-	4,63	5,25	6,75	11,1	-
E3	-					
E7	-	0,38	0,50	0,88	2,13	-
E1	-	0,88	0,25	1,25	2,13	-

*) syrerester i prøveflaske

Tabell V9. Total algebiomasse og fordeling av forskjellig algegrupper i området 0-5 og 5-10 meter på prøvetakingsdagene. Alle tall er angitt som mg m⁻³.

Lauvsjøen	11.6.		8.7.		4.8.		1.9.		\bar{x}	
	0-5	5-10	0-5	5-10	0-5	5-10	0-5	5-10	0-5	5-10
u-alger	11	15	26	13	12	10	12	13	15	13
Gulalger	22	29	65	63	24	25	15	11	32	32
Kryptomonader	6	6	14	10	14	11	8	8	11	9
Grønnalger			1							
Dinoflagellater	18	15	42	18	7	11		3	17	12
Total algebiomasse	57	65	148	104	60	58	35	35	75	66

Stortisvatn	11.6.		8.7.		5.8.		2.9.		\bar{x}	
	0-5	5-10	0-5	5-10	0-5	5-10	0-5	5-10	0-5	5-10
u-alger	4	2	8	6	8	7	7	8	7	6
Gulalger	8	3	35	52	18	27	14	11	19	23
Kryptomonader	2	-	9	10	8	10	4	4	6	6
Grønnalger	-	-	-	-	-	-	0	1	-	-
Dinoflagellater	4	3	-	-	3	6	1	2	2	3
Total algebiomasse	18	8	52	68	37	50	26	26	33	38

Sandsjøen	10.6.		9.7.		4.8.		1.9.		\bar{x}	
	0-5	5-10	0-5	5-10	0-5	5-10	0-5	5-10	0-5	5-10
u-alger	12	11	12	10	12	15	13	12	12	12
Gulalger	34	32	64	32	19	15	27	24	36	26
Kryptomonader	17	9	7	15	5	16	22	15	13	14
Grønnalger					4	4	1		1	1
Dinoflagellater	18	5	9	4	10	6	3	7	10	6
Total algebiomasse	81	57	92	61	50	56	66	58	72	59

Laksjøen	10.6.		7.7.		4.8.		1.9.		\bar{x}	
	0-5	5-10	0-5	5-10	0-5	5-10	0-5	5-10	0-5	5-10
u-alger	9	8	15	30	20	24	15	16	15	20
Gulalger	15	11	79	147	30	39	31	30	39	57
Kryptomonader	15	20	66	84	31	28	22	24	34	39
Grønnalger							2	2		
Dinoflagellater	5		14	17	7	13	3	1	7	8
Total algebiomasse	44	39	174	278	88	104	73	73	95	124

Bratlandsvatn	12.6.		9.7.		6.8.		2.9.		\bar{x}	
	0-5	5-10	0-5	5-10	0-5	5-10	0-5	5-10	0-5	5-10
u-alger	13	11	16	12	23	29	20	23	18	19
Gulalger	18	10	62	37	30	21	38	36	37	26
Kryptomonader	13	7	23	22	18	13	13	12	17	14
Grønnalger							4			
Dinoflagellater	7	3	24	14	18	9	12	30	15	14
Total algebiomasse	51	31	125	85	89	72	83	105	87	73

Skjelbreivatn	12.6.		7.7.		5.8.		2.9.		\bar{x}	
	0-5	5-10	0-5	5-10	0-5	5-10	0-5	5-10	0-5	5-10
u-alger	14	20	17	16	27	18	14	9	17	16
Gulalger	20	28	51	78	37	27	33	18	35	38
Kryptomonader	20	15	16	28	24	21	16	14	19	20
Grønnalger										
Dinoflagellater	9	18	37	11	12	11	14	17	18	14
Total algebiomasse	63	81	121	133	100	77	73	58	89	88

Otersjøen	5.8.		2.9.		\bar{x}	
	0-5	5-10	0-5	5-10	0-5	5-10
	13	20	14	11	14	16
	27	29	25	26	26	28
	19	15	21	19	23	17
	23	13	21	18	24	16
Total algebiomasse	82	77	90	74	86	76

Tabell V10. Bakteriologiske undersøkelser i innsjøene, antall pr. 100 ml.
 (Kol= koliforme bakterier (37°C), Term= termostabile koliforme (44°C) bakterier, Kim= kimtall pr. ml vann)

Lauvsjøen

	<u>11.6.</u>		<u>8.7.</u>		<u>4.8.</u>		<u>1.9.</u>	
	1 m	15 m	1 m	15 m	1 m	15 m	1 m	15 m
Kol	5	1	3	0	11	19	0	0
Term	0	0	0	0	0	0	0	0
Kim	38	36	7	7	144	652	15	12

Stortissvatn

	<u>11.6.</u>		<u>10.7. (A)</u>		<u>5.8.</u>		<u>2.9.</u>	
	1 m	15 m	1 m	15 m	1 m	15 m	1 m	15 m
Kol	0	0	0	10	41	1	1	0
Term	0	0	0	0	0	0	0	0
Kim	36	23	11	67	1200	120	170	55

Sandsjøen

	<u>10.6.</u>		<u>9.7.</u>		<u>4.8.</u>		<u>1.9.</u>	
	1 m	15 m	1 m	15 m	1 m	15 m	1 m	15 m
Kol	1	2	2	1	2	1	0	1
Term	0	0	0	0	0	0	0	0
Kim	133	156	12	3	75	34	40	20

Laksjøen

	<u>10.6.</u>		<u>8.7. (A)</u>		<u>4.8.</u>		<u>1.9.</u>	
	1 m	15 m	1 m	15 m	1 m	15 m	1 m	15 m
Kol	7	4	5	1	8	1	0	0
Term	0	0	0	1	0	0	0	0
Kim	55	64	45	25	152	184	100	20

Bratlandsvatn

	<u>12.6.</u>		<u>9.7.</u>		<u>6.8.</u>		<u>2.9.</u>	
	1 m	15 m	1 m	15 m	1 m	15 m	1 m	15 m
Kol	5	1	0	15	14	23	3	6
Term	0	1	0	0	0	0	0	0
Kim	150	46	35	63	145	150	450	214

Skjelbreivatn

	<u>12.6.</u>		<u>8.7. (A)</u>		<u>5.8.</u>		<u>2.9.</u>	
	1 m	15 m	1 m	15 m	1 m	15 m	1 m	15 m
Kol	5	5	13	8	69	16	7	6
Term	1	0	0	1	0	0	0	0
Kim	84	82	28	9	256	54	77	216

Otersjøen

	<u>5.8.</u>		<u>2.9.</u>	
	1 m	15 m	1 m	15 m
Kol	7	15	2	4
Term	0	0	0	0
Kim	106	236	39	17

Tabell V11. Bakteriologiske undersøkelser ved elvestasjonene, antall pr. 100 ml. (Kol= koliforme bakterier (37°C), Term= termostabile koliforme (44°C), bakterier, Kim= kimtall pr. ml vann).

<u>E1</u>					<u>E7</u>				
	<u>9.6.</u>	<u>10.7.</u>	<u>3.8.</u>	<u>31.8.</u>		<u>9.6.</u>	<u>6.7.</u>	<u>3.8.</u>	<u>31.8.</u>
Kol	127	36	89	51	Kol	82	62	81	23
Term	0	4	0	1	Term	3	4	0	0
Kim	151	84	480	130	Kim	1000	450	1300	140

<u>E2</u>					<u>E4</u>				
	<u>10.6.</u>	<u>10.7.</u>	<u>6.8.</u>	<u>31.8.</u>		<u>10.6.</u>	<u>10.7.</u>	<u>6.8.</u>	<u>31.8.</u>
Kol	86	12	48	30	Kol	62	20	76	21
Term	0	0	0	0	Term	0	0	0	1
Kim	192	58	220	50	Kim	153	36	205	82

<u>E5</u>					<u>E6</u>				
	<u>10.6.</u>	<u>7.7.</u>	<u>4.8.</u>	<u>1.9.</u>		<u>10.6.</u>	<u>7.7.</u>	<u>4.8.</u>	<u>1.9.</u>
Kol	148	16	20	17	Kol	29	6	39	6
Term	0	1	0	0	Term	0	0	0	1
Kim	126	115	244	140	Kim	93	35	162	30

E3 1981

	<u>6.5.</u>	<u>1.6.</u>	<u>7.7.</u>	<u>6.8.</u>	<u>1.9.</u>	<u>5.10.</u>
Kol	22	204	>100	>300	>400	>400
Term	5	31	2	4	>300	>400
Kim	70	400	>400	400	750	>3000

E3 1982

	<u>14.1.</u>	<u>23.3.</u>	<u>3.5.</u>	<u>7.6.</u>	<u>5.7.</u>	<u>5.8.</u>	<u>8.9.</u>
Kol	>500	>200	>200	>200	>300	>200	>500
Term	>200	>150	0	>200	>300	2	>400
Kim	>2000	>3000	680	ca.1000	ca2000	340	740

E 1: Luru før samløp med Sanddøla.

Måned		Juni -81	Juli -81	August -81	September -81*
Komponent					
Surhetsgrad	pH	6,5	4,9	6,7	7,0
Ledningsevne	µS/cm	15	14	12	20
Kalsium	mg Ca/l	0,40	0,47	0,62	0,73
Magnesium	mg Mg/l	0,18	0,14	0,21	0,30
Natrium	mg Na/l	1,04	0,89	1,11	1,48
Kalium	mg K/l	0,25	0,22	0,21	0,25
Silisium	mg Si/l	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4
Jern	µg Fe/l	35	33	< 100	< 100
Aluminium	µg Al/l	46	24	150	66
Mangan	µg Mn/l	< 50	< 50	< 50	< 50
Kobber	µg Cu/l	5	-	20	16
Sink	µg Zn/l	21	< 1	6	< 1
Kadmium	µg Cd/l	< 1	< 1	< 1	< 1
Nikkel	µg Ni/l	10	< 1	2	< 1
Bly	µg Pb/l	< 1	< 1	< 1	< 1
Sulfat	mg SO ₄ /l	< 1	< 1	< 1	< 1
Klorid	mg Cl/l	1,8		0,7	1,3

* = filtrert prøve

E 2: Sanddøla før samløp med Luru.

Komponent	Måned	Juni -81	Juli -81	August -81 *	September -81 *
Surhetsgrad	pH	6,4	6,1	6,6 *	6,9
Ledningsevne	µS/cm	19	23	25 *	38
Kalsium	mg Ca/l	1,90	2,02	2,22 *	3,41
Magnesium	mg Mg/l	0,42	0,44	0,47 *	0,75
Natrium	mg Na/l	1,34	1,26	1,48 *	1,82
Kalium	mg K/l	0,33	0,33	0,33 *	0,42
Silisium	mg Si/l	0,40	< 0,4	< 0,4 *	< 0,4
Jern	µg Fe/l	22	13	< 100 *	< 100
Aluminium	µg Al/l	26	15	35 *	26
Mangan	µg Mn/l	< 50	< 50	< 50 *	< 50
Kobber	µg Cu/l	1	< 1	24 *	13
Sink	µg Zn/l	< 1	< 1	17 *	2
Kadmium	µg Cd/l	< 1	< 1	< 1 *	< 1
Nikkel	µg Ni/l	< 1	< 1	< 1 *	< 1
Bly	µg Pb/l	< 1	< 1	< 1 *	< 1
Sulfat	mg SO ₄ /l	< 1	1,6	< 1 *	2,6
Klorid	mg Cl/l	2,2		1,6 *	2,4

* = filtrert prøve

E 4: Sanddøla ved Bergfoss.

Komponent	Måned	Juni -81	Juli -81	August -81*	September -81*
Surhetsgrad	pH	6,4	6,1	6,7	6,9
Ledningsevne	µS/cm	20	28	23	34
Kalsium	mg Ca/l	1,70	2,05	1,90	2,90
Magnesium	mg Mg/l	0,36	0,48	0,44	0,66
Natrium	mg Na/l	1,19	1,34	1,41	1,59
Kalium	mg K/l	0,91	0,33	0,33	0,42
Silisium	mg Si/l	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4
Jern	µg Fe/l	21	6	< 100	< 100
Aluminium	µg Al/l	28	28	36	25
Mangan	µg Mn/l	< 50	< 50	< 50	< 50
Kobber	µg Cu/l	< 1	< 1	3	12
Sink	µg Zn/l	< 1	1	1	< 1
Kadmium	µg Cd/l	< 1	< 1	< 1	< 1
Nikkel	µg Ni/l	< 1	< 1	< 1	< 1
Bly	µg Pb/l	< 1	< 1	< 1	< 1
Sulfat	mg SO ₄ /l	1,3	1,4	1,4	2,1
Klorid	mg Cl/l	3,0		1,5	2,4

* = filtrert prøve

Tabell V15

E 5: Storelva ved utløpet fra Laksjøen.

Komponent	Måned				
	Juni -81	Juli -81	August -81*	September -81*	
Surhetsgrad	6,3	5,8	6,7	7,0	
Ledningsevne	26	40	24	25	
Kalsium	1,70	1,52	1,41	1,53	
Magnesium	0,57	0,56	0,52	0,58	
Natrium	1,63	1,71	1,82	1,67	
Kalium	0,50	0,50	0,50	0,58	
Silisium	< 0,4	1,0	0,4	< 0,4	
Jern	41	20	< 100	< 100	
Aluminium	26	43	22	30	
Mangan	< 50	< 50	< 50	< 50	
Kobber	3	< 1	9	2	
Sink	8	< 1	3	7	
Kadmium	< 1	< 1	< 1	< 1	
Nikkel	2	< 1	< 1	< 1	
Bly	< 1	< 1	< 1	< 1	
Sulfat	1,8	1,6	2,1	2,3	
Klorid	3,7		2,6	3,0	

* = filtrert prøve

E 6: Eideselva (mellom Sandsjøen og Laksjøen).

Komponent	Måned				
	Juni -81	Juli -81	August -81*	September -81*	
Surhetsgrad pH	6,3	6,1	6,8	7,0	
Ledningsevne $\mu\text{S/cm}$	24	24	23	24	
Kalsium mg Ca/l	1,7	1,58	1,35	1,57	
Magnesium mg Mg/l	0,61	0,57	0,51	0,57	
Natrium mg Na/l	1,48	1,48	1,48	1,48	
Kalium mg K/l	0,66	0,50	0,50	0,50	
Silisium mg Si/l	0,5	1,00	0,80	0,80	
Jern $\mu\text{g Fe/l}$	11	22	< 100	< 100	
Aluminium $\mu\text{g Al/l}$	15	26	31	39	
Mangan $\mu\text{g Mn/l}$	< 50	< 50	< 50	< 50	
Kobber $\mu\text{g Cu/l}$	< 1	1	31	4	
Sink $\mu\text{g Zn/l}$	< 1	5	< 1	4	
Kadmium $\mu\text{g Cd/l}$	< 1	< 1	< 1	< 1	
Nikkel $\mu\text{g Ni/l}$	< 1	< 1	< 1	< 1	
Bly $\mu\text{g Pb/l}$	< 1	< 1	< 1	< 1	
Sulfat mg SO_4/l	1,7	1,7	2,4	2,3	
Klorid mg Cl/l	3,7		2,1	2,4	

* = filtrert prøve

E 7: Luru før samløp med Alma.

Komponent	Måned	Juni -81	Juli -81	August -81	September -81*
Surhetsgrad	pH	6,5	5,2	6,8	7,1
Ledningsevne	µS/cm	11	14	11	14
Kalsium	mg Ca/l	0,3	0,41	0,52	0,63
Magnesium	mg Mg/l	0,17	0,14	0,18	0,25
Natrium	mg Na/l	0,96	0,86	0,96	1,41
Kalium	mg K/l	0,25	0,17	0,21	0,17
Silisium	mg Si/l	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4
Jern	µg Fe/l	63	22	< 100	< 100
Aluminium	µg Al/l	108	43	132	50
Mangan	µg Mn/l	< 50	< 50	< 50	< 50
Kobber	µg Cu/l	2	< 1	35	25
Sink	µg Zn/l	< 1	6	4	8
Kadmium	µg Cd/l	< 1	< 1	< 1	< 1
Nikkel	µg Ni/l	< 1	< 1	< 1	< 1
Bly	µg Pb/l	< 1	< 1	< 1	< 1
Sulfat	mg SO ₄ /l	2,9	-	< 1 (0,4)	< 1
Klorid	mg Cl/l	1,8	-	0,7	1,5

* = filtrert prøve

Tabell V18

Lauvsjøen (I 6).

Komponent	Måned		Juni -81		Juli -81		August -81		September -81		April -82	
	Prøvedybde (m)											
	0 - 5	15 - 20	0 - 5	15 - 20	0 - 5	15 - 20	0 - 5	15 - 20	0 - 5	15 - 20	0 - 5	15 - 20
Surhetsgrad	6,3	6,4	6,3	6,4	6,7	6,7	6,9	6,9	6,9	6,9	6,4	6,5
Ledningsevne	24	23	23	23	23	23	24	24	24	24	24	24
Kalsium	1,7	1,7	1,54	1,57	1,39	1,38	1,57	1,57	1,57	1,70	1,70	1,57
Magnesium	0,52	0,52	0,50	0,49	0,46	0,46	0,52	0,52	0,53	0,68	0,68	0,58
Natrium	1,41	1,41	1,48	1,41	1,34	1,41	1,41	1,41	1,41	1,40	1,40	1,21
Kalium	0,56	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,37	0,37	0,32
Silisium	0,7	0,60	1,0	1,0	0,80	0,40	0,50	0,50	0,60	0,32	0,32	0,67
Jern	21	13	12	20	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	25	25	11
Aluminium	25	62	34	18	27	44	34	35	35	15	15	12
Mangan	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	20	20	20
Kobber	< 1	3	1	< 1	30	14	10	5	5	1	1	< 1
Sink	< 1	< 1	1	< 1	< 1	6	7	1	1	< 1	< 1	< 1
Kadmium	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	1
Nikkel	4	12	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	5	5	4
Bly	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	4	4	5
Sulfat	2,2				2,6	2,7	2,6	2,6	2,6			
Klorid	3,0	3,0			2,1	2,2	1,9	1,9	2,0			

* = filtrert prøve

Tabell V19

Stortisvatn (I I).

Komponent	Måned		Juni -81		Juli -81		August -81		September -81		April -82	
	Prøvedybde (m)											
	0 - 5	15 - 20	0 - 5	15 - 20	0 - 5	15 - 20	0 - 5	15 - 20	0 - 5	15 - 20	0 - 5	15 - 20
Surhetsgrad	6,3	6,3	6,1	6,1	6,6	6,6	6,9	6,9	6,9	6,9	6,7	6,9
Ledningsevne	24	25	26	25	24	25	24	25	24	19	19	19
Kalsium	1,3	1,3	1,17	1,18	0,99	0,97	1,13	1,14	1,13	1,00	1,00	1,07
Magnesium	0,38	0,37	0,35	0,35	0,31	0,31	0,38	0,36	0,38	0,42	0,42	0,40
Natrium	1,48	1,56	1,48	1,48	1,56	1,56	1,48	1,48	1,48	1,75	1,75	1,26
Kalium	0,42	0,42	0,33	0,33	0,25	0,33	0,33	0,33	0,33	0,19	0,19	0,49
Silisium	0,60	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	0,08	0,08	0,15
Jern	16	15	21	13	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	20	20	32
Aluminium	24	30	20	38	28	20	34	52	34	16	16	15
Mangan	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	20	20	4
Kobber	1	1	1	< 1	1	8	< 1	< 1	< 1	1	1	< 1
Sink	< 1	< 1	< 1	8	4	< 1	< 1	5	< 1	< 1	< 1	< 1
Kadmium	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	1	1	< 1
Nikkel	4	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	10	10	2
Bly	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	5	5	3
Sulfat	1,4		2,0		2,2		1,8		1,8			
Klorid	3,0				2,6		3,4		3,4			

* = filtrert prøve

Sandsjøen (I 2).

Komponent	Måned		Juni -81		Juli -81		August -81		September -81		April -82	
	Prøvedybde (m)											
	0 - 5	15 - 20	0 - 5	15 - 20	0 - 5	15 - 20	0 - 5	15 - 20	0 - 5*	15 - 20	0 - 5	15 - 20
Surhetsgrad	6,3	6,4	6,4	6,4	6,4	6,4	6,8	6,8	6,9	6,9	6,9	6,9
Ledningsevne	21	25	24	26	24	26	23	24	24	19	23	23
Kalsium	1,7	1,7	1,52	1,52	1,33	1,35	1,35	1,49	1,54	1,31	1,55	1,55
Magnesium	0,57	0,58	0,56	0,56	0,53	0,53	0,53	0,58	0,57	0,59	0,72	0,72
Natrium	1,48	1,48	1,48	1,63	1,56	1,56	1,56	1,48	1,48	1,34	1,41	1,41
Kalium	0,58	0,58	0,50	0,54	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,29	0,33	0,33
Silisium	< 0,4	0,4	1,0	1,5	0,80	0,80	0,80	0,70	0,70	0,69	0,87	0,87
Jern	21	13	11	10	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	10	25	25
Aluminium	30	38	23	20	38	56	56	45	34	10	15	15
Mangan	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	10	10	10
Kobber	3	< 1	10	3	24	19	19	< 1	< 1	2	2	2
Sink	13	4	14	4	4	3	3	< 1	2	< 1	< 1	< 1
Kadmium	7	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	1	1	1
Nikkel	3	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	2	4	4
Bly	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	4	3	3
Sulfat	2,1		2,0		2,6		2,6	2,4	2,4			
Klorid	3,4				2,4		2,4					

* = filtrert prøve

Laksjøen (I 3).

Komponent	Måned		Juni -81		Juli -81		August -81		September -81		April -82	
	0 - 5	15 - 20	0 - 5	15 - 20	0 - 5*	15 - 20	0 - 5*	15 - 20	0 - 5*	15 - 20	0 - 5	15 - 20
Prøvedybde (m)												
Surhetsgrad	pH	6,3	6,3	6,1	6,6	6,6	6,6	6,6	6,9	6,9	7,0	7,0
Ledningsevne	µS/cm	24	25	26	25	24	25	25	24	25	23	21
Kalsium	mg Ca/l	1,7	1,7	1,58	1,49	1,28	1,31	1,45	1,46	1,45	1,51	1,41
Magnesium	mg Mg/l	0,57	0,58	0,54	0,54	0,50	0,52	0,55	0,57	0,55	0,65	0,61
Natrium	mg Na/l	1,78	1,78	1,78	1,71	1,63	1,78	1,67	1,78	1,67	1,71	1,51
Kalium	mg K/l	0,58	0,58	0,58	0,50	0,50	0,50	0,58	0,50	0,58	0,31	0,29
Silisium	mg Si/l	< 0,4	0,80	1,0	1,0	0,4	0,80	0,4	< 0,4	< 0,4	0,77	0,96
Jern	µg Fe/l	20	21	8	13	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	9	16
Aluminium	µg Al/l	26	30	10	26	24	23	30	30	30	15	10
Mangan	µg Mn/l	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	10	10
Kobber	µg Cu/l	8	3	-	< 1	10	5	6	6	10	2	2
Sink	µg Zn/l	14	< 1	7	< 1	3	10	6	6	18	< 1	< 1
Kadmium	µg Cd/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	1	< 1
Nikkel	µg Ni/l	< 1	21	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	2	10
Bly	µg Pb/l	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	4	3
Sulfat	mg SO ₄ /l	2,0		1,8		2,4		2,4	2,4			
Klorid	mg Cl/l	3,8				2,7		2,9	2,9			

* = filtrert prøve

Tabell V22

Bratlandsvatn (I 4).

Komponent	Juni -81		Juli -81		August -81		September -81		April -82	
	Måned		Måned		Måned		Måned		Måned	
	0 - 5	5 - 9	0 - 5	5 - 9	0 - 5*	5 - 9*	0 - 5*	5 - 9*	0 - 5	12
Prøvedybde (m)										
Surhetsgrad	6,4	6,4	6,4	4,7	6,7	6,7	6,9	6,9	6,9	7,0
Ledningsevne	25	24	24	44	25	24	26	26	26	33
Kalsium	1,8	1,7	1,55	1,57	1,36	1,36	1,61	1,56	1,69	2,88
Magnesium	0,60	0,58	0,55	0,56	0,54	0,54	0,60	0,60	0,77	0,97
Natrium	1,63	1,78	1,71	1,71	1,63	1,63	1,82	1,78	1,88	1,78
Kalium	0,50	0,50	0,50	0,50	0,42	0,42	0,58	0,58	0,34	0,39
Silisium	0,40	0,50	1,0	< 0,4	0,4	0,4	< 0,4	< 0,4	0,95	1,52
Jern	16	11	13	70	< 100	< 100	< 100	< 100	12	9
Aluminium	19	10	20	30	15	15	32	31	13	13
Mangan	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	4	30
Kobber	8	6	< 1	< 1	7	7	< 1	< 1	7	1
Sink	3	10	7	10	3	3	5	5	< 1	< 1
Kadmium	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	2	1
Nikkel	24	7	2	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	3	4
Bly	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	3	2
Sulfat	2,0		1,7		2,4	2,4	2,2			
Klorid	3,0				3,9	3,9	3,2			

* = filtrert prøve

Tabell V23

Skjelbreidvatn (I 5).

Komponent	Måned		Juni -81		Juli -81		August -81		September -81		April -82	
	Prøvedybde (m)											
	0 - 5	10 - 15	0 - 5	10 - 15	0 - 5	10 - 15	0 - 5	10 - 15	0 - 5	10 - 15	0 - 5	10 - 15
Surhetsgrad	6,5	6,6	6,4	6,5	6,8	6,8	6,8	6,8	6,9	6,9	6,9	6,9
Ledningsevne	26	25	29	27	26	26	26	26	28	28	32	32
Kalsium	2,1	2,4	2,06	2,03	1,80	1,80	1,86	1,86	2,07	2,22	2,35	2,35
Magnesium	0,53	0,55	0,54	0,54	0,52	0,52	0,52	0,52	0,58	0,59	0,85	0,85
Natrium	1,63	1,56	1,63	1,71	1,63	1,63	1,63	1,63	1,67	1,78	2,31	2,31
Kalium	0,46	0,42	0,42	0,42	0,42	0,42	0,42	0,42	0,42	0,42	0,39	0,39
Silisium	0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	0,4	0,4	0,5	< 0,4	0,83	0,83
Jern	13	21	23	11	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	14	14
Aluminium	26	38	10	10	20	20	18	18	24	26	18	18
Mangan	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	20	20
Kobber	2	3	< 1	< 1	5	5	6	6	< 1	< 1	1	1
Sink	< 1	< 1	5	10	2	2	7	7	4	< 1	< 1	< 1
Kadmium	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	1	1
Nikkel	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	3	3
Bly	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	4	4
Sulfat	2,2		1,7		2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2
Klorid	3,4				2,8	2,8			2,9	2,9		

* = filtrert prøve

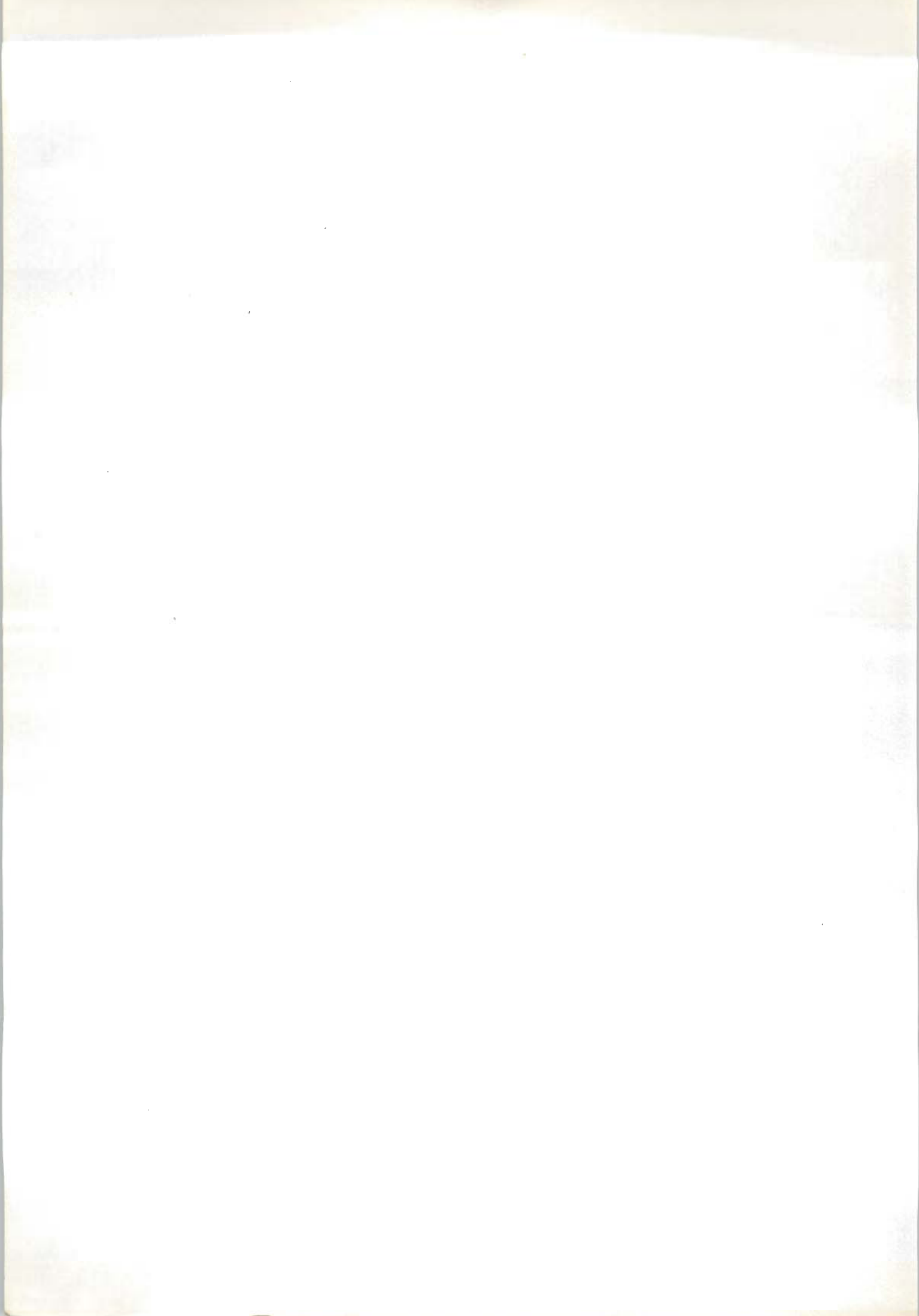
Otersjøen (I 7).

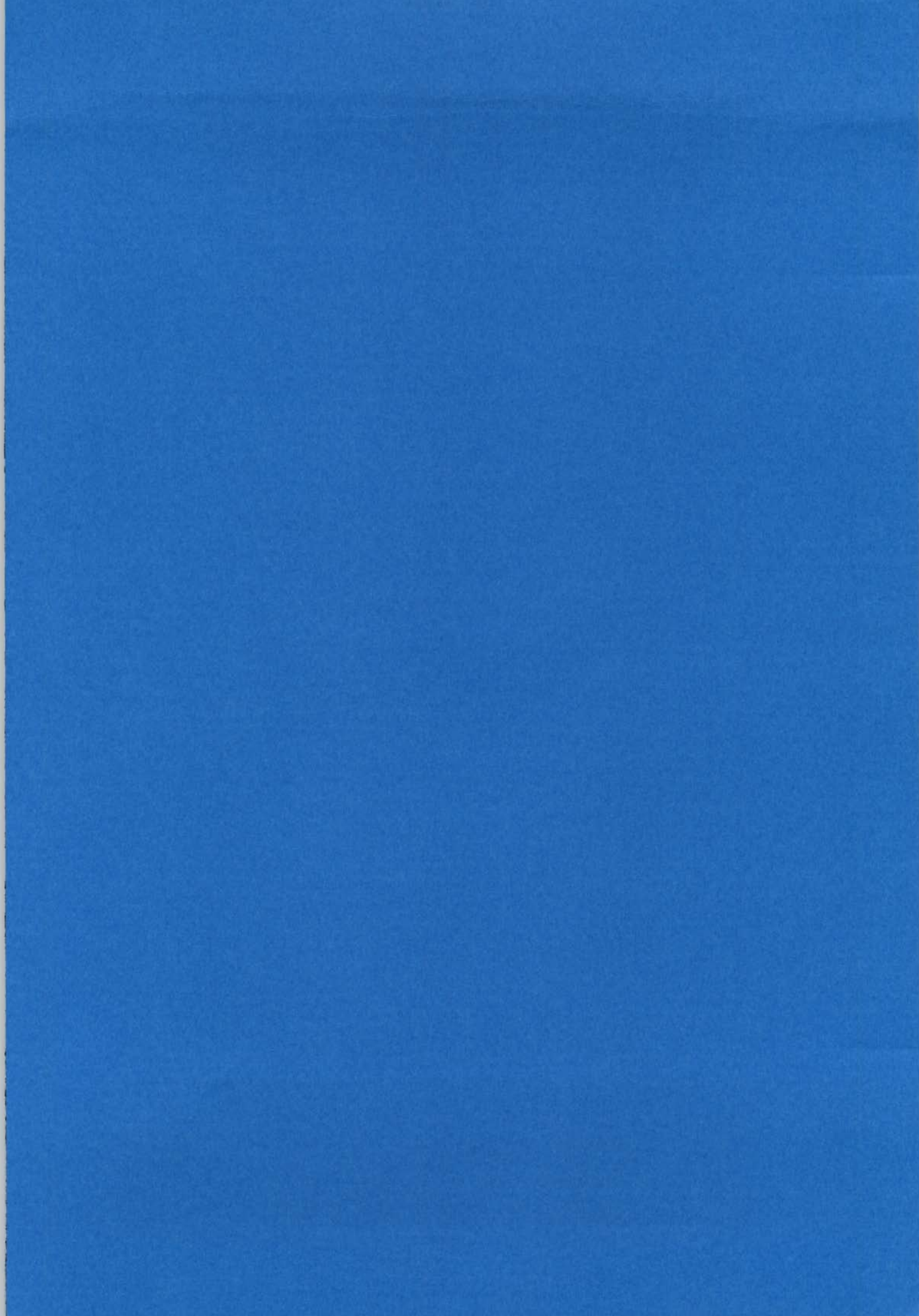
Komponent	Måned	Juni -81		Juli -81		August -81		September -81		April -82	
		0 - 5	15 - 18	0 - 5	15 - 18	0 - 5	15 - 18	0 - 5	15 - 18	0 - 5	15 - 18
Prøvedybde (m)											
Surhetsgrad	pH										
Ledningsevne	$\mu\text{S/cm}$										
Kalsium	mg Ca/l	6,7	6,8			6,9	6,9	6,9	6,9	7,0	6,9
Magnesium	mg Mg/l	26	26			28	29	28	29	29	27
Natrium	mg Na/l	1,90	1,84			2,16	2,11	2,16	2,11	2,14	2,57
Kalium	mg K/l	0,54	0,54			0,60	0,60	0,60	0,60	0,79	0,75
Silisium	mg Si/l	1,56	1,56			1,67	1,59	1,67	1,59	2,38	1,57
Jern	$\mu\text{g Fe/l}$	0,4	0,4			0,4	0,4	0,4	0,4	0,30	0,22
Aluminium	$\mu\text{g Al/l}$	< 100	< 100			< 100	< 100	< 100	< 100	35	0,85
Mangan	$\mu\text{g Mn/l}$	16	20			23	21	23	21	24	7
Kobber	$\mu\text{g Cu/l}$	< 50	< 50			< 50	< 50	< 50	< 50	20	20
Sink	$\mu\text{g Zn/l}$	16	6			< 1	4	< 1	4	1	5
Kadmium	$\mu\text{g Cd/l}$	< 1	< 1			< 1	1	< 1	1	< 1	< 1
Nikkel	$\mu\text{g Ni/l}$	< 1	< 1			< 1	< 1	< 1	< 1	1	2
Bly	$\mu\text{g Pb/l}$	< 1	< 1			< 1	< 1	< 1	< 1	2	12
Sulfat	mg SO_4/l	2,1				3,0		3,0		3	2
Klorid	mg Cl/l	2,8	2,9			3,0	3,0	3,0	3,0		

* = filtrert prøve

Nedbør: Trondheim den 20.08.80 (regn). Trangen den 02.04.82 (snø).

Komponent	Måned	Juni -81	Juli -81	August -81	September -81	April -82
Surhetsgrad	pH			5,0		5,0
Ledningsevne	µS/cm			3		6
Kalsium	mg Ca/l			0,7		0,18
Magnesium	mg Mg/l			< 0,05		0,08
Natrium	mg Na/l			1,5		2,9
Kalium	mg K/l			0,2		0,8
Silisium	mg Si/l					
Jern	µg Fe/l					
Aluminium	µg Al/l					
Mangan	µg Mn/l					
Kobber	µg Cu/l					
Sink	µg Zn/l					
Kadmium	µg Cd/l					
Nikkel	µg Ni/l					
Bly	µg Pb/l					
Sulfat	mg SO ₄ /l			< 1		< 1
Klorid	mg Cl/l					





ISBN 82-7126-332-3

ISSN 0332-8538