

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

BLINDERN.

O - 42/62.

EN UNDERSØKELSE AV VASSDRAGS-
FORURENSNINGER 1962 - 1964

for

ELEKTROKEMISK A/S SKOROVAS GRUBER.

Saksbehandlere: Cand.real. B. Bergmann-Paulsen,
fra 1/1 1965: Cand.real. R.T. Arnesen.

Rapporten avsluttet august 1965.

INNHALDSFORTEGNELSE:

Side:

FORORD.		9
1. INNLEDNING.		10
1.1. Elektrokemisk A/S Skorovas Gruber.		10
1.2. Problemstilling, målsetting og undersøkelsesprogram.		10
2. FORURENSNINGSKILDER OG VASSDRAGENE.		13
2.1. Stallvikelva.		13
2.2. Forurensningskilder i Skorovasselva.		16
2.3. Skorovasselva, Grøndalselva.		18
2.4. Namsen.		19
3. STASJONSPLOSSERING VED DE KJEMISKE OG BIOLOGISKE UNDER- SØKELSER.		20
4. KJEMISKE UNDERSØKELSER.		22
4.1. Mekanismer for tilførsel av forurensninger.		22
4.2. Prøvetakingsprogram og analyser.		23
4.3. Dausjøen og de nærmeste omgivelser.		27
4.4. Skorovasselva og Grøndalselva.		39
4.5. Stallvikelva.		43
4.6. Forholdene ved utløpet av Tunnsjøen.		44
4.7. Diskusjon av de kjemiske undersøkelser.		46
5. BIOLOGISKE UNDERSØKELSER.		47
5.1. Metoder og prøvetaking for feltundersøkelsen.		47
5.2. Generelle biologiske forhold.		49
5.3. Diskusjon av de generelle biologiske forhold.		57
5.4. Fiskeundersøkelser.		60
5.4.a. Om fiskebestanden i vassdragene.		60
5.4.b. Fiskeforsøk.		63
5.4.c. Diskusjon av fiskeundersøkelsene.		75

INNHOLDSFORTEGNELSE (forts.)

Side:

6.	SAMMENFATTENDE DISKUSJON.	80
7.	PRAKTISKE KONKLUSJONER.	82
	LITTERATURLISTE.	83

TABELLFORTEGNELSE:

1.	Gjennomsnittsanalyse for kopperholdig kis i 1961.	10
2.	Tunnsjøens hydrologiske og morfologiske data.	15
3.	Forbruk av kjemikalier ved flotasjonsanlegg.	17
4.	Hydrologiske data for innsjøene.	19
5.	Hydrologiske data for elvene.	20
6.	Stasjonsplasseringer ved de kjemiske og biologiske undersøkelser.	21
7.	Reaksjonsligninger for dekomponering og oksydasjon av mineralene.	22
8.	Maksimale konsentrasjoner av fri jern(III)ioner i vann av 18°C ved forskjellige pH-verdier.	23
9.	Analysemetoder anvendt på prøvene.	25
10.	Analyseresultater for kopper bestemt ved neutronaktivisering.	27
11.	Hydrologiske og morfologiske data for Dausjøen.	29
12.	Gjennomsnitt av analyseresultater for Grubebekken.	31
13.	Gjennomsnitt av analyseresultater for bekk under laboratoriebygning.	32
14.	Massebalanse for Dausjøen.	33
15.	Massebalanse for Dausjøen prosentvis beregnet.	33
16.	Analyser av vannprøver med slam etter henstand.	36
17.	Analyser av ekstrakt fra avgangsprøver. Mengde metallsalter ekstrahert i mg pr. kg avgang.	37

TABELLFORTEGNELSE (forts.):

Side:

18. Gjennomsnittlige analyseresultater for prøver innhentet 18/2 1963 - 3/2 1964.	39
19. Mengde metallsalter som passerer de enkelte stasjoner.	41
20. Gjennomsnittsverdier for analyseresultater av vannprøver fra stasjonene A1 og A8 innhentet i tiden 18/2 1963 - 3/2 1964.	43
21. Gjennomsnittlige analyseresultater av vannprøver fra stasjonene A8 og A14 innhentet i tiden 20/1 - 14/9 1964.	45
22. Oversikt over undersøkte prøver fra Skorovasselv og Grøndalselv.	47
23. Oversikt over undersøkte prøver fra Namsen.	48
24. Oversikt over undersøkte prøver fra Stallvikelv og Tunnsjøen.	48
25. Skala for subjektiv vurdering av kvantitativ forekomst av organismer.	48
26. Kjemiske analyseresultater av vann til fiskeforsøk fra Tunnsjø, Namsen og Laboratoriet, NIVA.	66
27. Virkning av vann fra Dausjøen og blandinger med vann fra Namsen på yngel av regnbueaure.	68
28. Døgnfluer (<u>Siphonuris lacustris</u> Etn.) eksponert i vann fra Dausjøen, Store Skorovatn og Grøndalselva.	69
29. Lakseyngel (4 - 5 cm) eksponert i vann fra Stallvikelva (stasjon A8) og Grøndalselva (stasjon B10).	69
30. Klekkeforsøk med øyerogn av laks i forskjellige konsentrasjoner av $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ og $CuSO_4 \cdot 5H_2O$ i laboratorievann.	74
31. Oversikt over resultater av forsøk med giftvirkning av kopper og sink på aure og laks. Omtrentlige maksimale konsentrasjoner av metallene som ikke forårsaker dødelighet i forsøksperioden.	77

32. Sammenfatning av resultater fra testforsøk med årsyngel av laks i løsninger av sink og kopper.	79
33. Målinger og analyser foretatt på vannprøver ved NIVA's laboratorium.	85
34. Analyseresultater av prøver innhentet 18/2 1963.	86
35. Analyseresultater av prøver innhentet 5/3 1963.	87
36. Analyseresultater av prøver innhentet 19/3 1963.	88
37. Analyseresultater av prøver innhentet 1/4 1963.	89
38. Analyseresultater av prøver innhentet 19/4 1963.	90
39. Analyseresultater av prøver innhentet 6/5 1963.	91
40. Analyseresultater av prøver innhentet 21/5 1963.	92
41. Analyseresultater av prøver innhentet 4/6 1963.	93
42. Analyseresultater av prøver innhentet 17/6 1963.	94
43. Analyseresultater av prøver innhentet 1/7 1963.	95
44. Analyseresultater av prøver innhentet 8/6, 22/6 og 6/7 1963.	96
45. Analyseresultater av prøver innhentet 23/7 1963.	97
46. Analyseresultater av prøver innhentet 5/8 1963.	98
47. Analyseresultater av prøver innhentet 19/8 1963.	99
48. Analyseresultater av prøver innhentet 2/9 1963.	100
49. Analyseresultater av prøver innhentet 16/9 1963.	101
50. Analyseresultater av prøver innhentet 30/9 1963.	102
51. Analyseresultater av prøver innhentet 14/10 1963.	103
52. Analyseresultater av prøver innhentet 28/10 1963.	104
53. Analyseresultater av prøver innhentet 11/11 1963	105
54. Analyseresultater av prøver innhentet 25/11 1963.	106

TABELLFORTEGNELSE (forts.):

	Side:
55. Analyseresultater av prøver innhentet 9/12 1963.	107
56. Analyseresultater av prøver innhentet 20/12 1963.	108
57. Analyseresultater av prøver innhentet 3/1 1964.	109
58. Analyseresultater av prøver innhentet 20/1 1964.	110
59. Analyseresultater av prøver innhentet 3/2 1964.	111
60. Analyseresultater av prøver innhentet 17/2 1964.	112
61. Analyseresultater av prøver innhentet 2 - 3/3 1964.	113
62. Analyseresultater av prøver innhentet 16/3, 31/3 og 13/4 1964.	114
63. Analyseresultater av prøver innhentet 27/4, 11/5 og 25/5 1964.	115
64. Vannprøver fra Dausjøen 11/2 og 13/2 1964.	116
65. Mengde metallsalter som føres ut av Dausjøen pr. døgn.	117
66. Analyseresultater for vannprøver innhentet 10/11 1964 i de ti bekkene.	118
67. Skorovasselv - Grøndalselv. Elvenes organismeliv. Resultatet av feltundersøkelsen 1963 - 1964.	119
68. Namsen. Elvens organismeliv. Resultat av feltunder- søkelsen 1963 - 1964.	120
69. Stallvikelva. Elvens organismeliv. Resultat av felt- undersøkelser 1963 - 1964.	123
70. Planktonhåvtrekk fra Tunnsjø. Resultat av mikroskopisk bearbeidelse.	125
71. Resultater fra feltundersøkelsen i juli 1937 ved professor Henrik Printz.	127

FIGURFORTEGNELSE:

	Side:
1. Stasjonsplassering ved feltundersøkelsen.	130
2. Skisse av Stallvikelva og øvre del av Skorovasselva.	131
3. Dybdekart over Dausjøen.	132
4. Vannføringer i Dausjøelva ved utløpet av Dausjøen, i Namsen ved Fiskumfoss og i Tunnsjøelva, 4/2 1963 - 30/8 1964.	133
5. Stasjon A1. Resultater av vannprøver innhentet i tiden 18/2 1963 - 3/2 1964.	134
6. Stasjon A8. Resultater av vannprøver innhentet i tiden 18/2 1963 - 14/9 1964.	135
7. Stasjon A14. Resultater av vannprøver innhentet i tiden 20/1 - 31/8 1964.	136
8. Analyseresultater av vannprøver fra Stallvikelva.	137
9. Stasjon B3. Resultater av vannprøver innhentet i tiden 18/2 1963 - 3/8 1964.	138
10. Stasjonene B5 og B7. Resultater av vannprøver innhentet i tiden 18/2 1963 - 3/2 1964.	139
11. Stasjonene B8a og B10. Resultater av vannprøver inn- hentet i tiden 18/2 1963 - 3/2 1964.	140
12. Stasjonene E4 og E5. Resultater av vannprøver innhentet i tiden 18/2 1963 - 3/2 1964.	141
13. Gjennomsnitt av analyseresultater av vannprøver fra Skorovasselva og Grøndalselva 18/2 1963 - 3/2 1964.	142
14. Analyseresultater av vannprøver fra Skorovasselva og Grøndalselva.	143
15. Utbyttet av lakse- og sjøaurefisket i Namsen, 1880 - 1963.	144
16. Gjennomsnittlig levetid for årsyngel av laks i for- skjellige konsentrasjoner av $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ i vann fra Namsen ved Fiskum.	145

17. Gjennomsnittlig levetid for årsyngel av laks i forskjellige konsentrasjoner av $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ i vann fra Namsen ved Fiskum. 146
18. Gjennomsnittlig levetid for årsyngel av laks i forskjellige konsentrasjoner av $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ og $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}/\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ($\text{Cu}^{++}/\text{Zn}^{++} = 1/1$) i vann fra Namsen ved Fiskum. 147
19. Gjennomsnittlig levetid for årsyngel av laks i forskjellige konsentrasjoner av $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ i vann fra Namsen og Tunnsjø 14/8 1963 og 10/10 1963. 148
20. Gjennomsnittlig levetid for årsyngel av laks i forskjellige konsentrasjoner av $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ i vann fra Namsen og Tunnsjø, 10/10 1963. 149
21. Gjennomsnittlig levetid for årsyngel av laks i forskjellige konsentrasjoner av $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ og $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ i vann fra laboratoriet. 150
22. Gjennomsnittlig levetid for laks i forskjellige konsentrasjoner av $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ og $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ i vann fra laboratoriet. 151

FORORD.

De undersøkelser som behandles i denne rapport er utført etter oppdrag fra Elektrokemisk A/S Skorovas Gruber. Foranledningen var bedriftens søknad, datert 17. april 1962, til Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen om tillatelse til å slippe avløpsvann fra gruvene ut i Grøndalselva og Stallvikelva i Namsskogan herred, Nord-Trøndelag.

En undersøkelse ble utført i tiden 7 - 10 august 1962, og en foreløpig rapport, datert 5/10 1962, ble overlevert. Samtlige resultater og vurderinger er inkludert i den foreliggende rapport.

Rapporten er skrevet på grunnlag av flere befaringer av området med samtidig innhenting av vannprøver og biologisk materiale. I perioden 18/2 1963 til 25/5 1964 ble det dessuten innsamlet vannprøver hver 14. dag fra en rekke stasjoner. Disse er delvis analysert ved Mosjøen Aluminium A/S, delvis ved instituttets laboratorium.

De kompliserte naturforhold og mange variable faktorer har nødvendiggjort et omfattende program. Selv om mange detaljer kunne vært gjenstand for fortsatte undersøkelser og eksperimenter, mener vi at de resultater som her fremlegges, burde være fullt tilstrekkelige for den videre praktiske behandling av saken.

Vi vil gjerne understreke at denne rapport har vært muliggjort gjennom bevilgninger fra Elektrokemisk A/S og effektiv praktisk hjelp av overing. G. Løvaas og andre ansatte ved gruvene i Skorovatn. Vi fremfører vår beste takk for det gode samarbeidet.

I forbindelse med visse detaljer i undersøkelsesopplegget har instituttet kunnet anvende forskningsmidler.

Ved instituttet har de generelle biologiske undersøkelser vært utført av cand.real. Olav Skulberg, de fiskeribiologiske undersøkelser av cand.real. Magne Grande, de kjemiske av cand.real. Bjørn Bergmann-Paulsen.

Kjell Baalsrud
Instituttjef.

1. INNLEDNING.

1.1. Elektrokemisk A/S Skorovas Gruber.

Elektrokemisk A/S ervervet de første gruverettigheter i Skorovassområdet i 1913. På grunn av forskjellige forhold ble utbyggingen av gruvene ikke startet før i 1930-årene, og deretter avbrutt ved krigens utbrudd. Arbeidet med utbyggingen ble tatt opp igjen i 1950, og produksjonen kom i gang fra 1952 - 1953.

Skorovas Gruber ligger i et fjellområde i den østlige del av Øvre Namdal, i Namsskogan kommune, Nord-Trøndelag.

Produksjonen ved gruvene er svovelkis, ca. 185.000 tonn råkis pr. år, som etter oppredning gir ca. 150.000 tonn finkis.

Mineralet inneholder foruten svovelkis mindre mengder kopperkis, sinkblende, kvarts, kalkspatt og kloritt. Arseninnholdet er lavt.

Tabell 1. Gjennomsnittsanalyse for kopperholdig kis i 1961.

Svovel	46,8 %
Kopper	1,2 %
Sink	1,6 %
Jern	41,1 %
Arsen	0,05%

Skorovas Gruber beskjeftiger noe over 200 arbeidere og funksjonærer. Gruvene eier også samtlige bygninger (bortsett fra folkeskolen og lærerboligen) i Skorovatn som har tilsammen ca. 600 innbyggere.

Hovedstollen går inn fra nordsiden av fjellet ovenfor Dausjøen, og løper i rett nord-syd retning. 500 m fra åpningen av hovedstollen krysses den av en annen stoll, Gråbergstollen, som går øst-vest og munner ut på østsiden av fjellet.

1.2. Problemstilling, målsetting og undersøkelsesprogram.

Avløpsvann fra gruveområder hvor det brytes svovel- eller kopperkis, kan bli meget surt, og konsentrasjonen av metallsalter kan bli betydelig. Meinck har oppgitt at drensvann fra kisgruver kan inneholde opptil 1 g fri svovelsyre og 5 g jern(II)sulfat pr. liter ved siden av mindre mengder hydrogen-

sulfid. Når mineralene også inneholder andre metallsulfider, f.eks. sinkblende eller kopperkis kan også disse metallsalter bli løst.

Ved innvirkning av luftens oksygen vil toverdige jern oksyderes til treverdige. De treverdige jernioner vil så ved hydrolyse felles ut som oker. Oker er delvis hydratiserte ferrioksyder iblandet mindre mengder andre metallforbindelser. Okerutfellingen kan skje over lange strekninger av vassdraget. Dette skyldes først og fremst at de hydratiserte ferrioksyder er kolloidalt løst i vannmassene. Den fullstendige oksydasjon fra to- til treverdige jernioner kan ta noen tid, men antas å gå raskere enn selve utfellingen av oker.

Okerutfellingen og de oppløste sink- og koppersalter kan ha alvorlige konsekvenser for de biologiske forhold i vassdraget. Utfelling av oker vil dessuten være sterkt synlig.

Allerede før driften ved Elektrokemisk A/S Skorovas Gruber kom i gang, var det rapportert at Dausjøen, Skorovasselva og nedre del av Grøndalselva var påvirket av vannmassenes jern-, kopper- og sinkinnhold. (Printz og Huitfelt-Kaas, 1937). Det kan nevnes at navnet Dausjøen synes å være av eldre opprinnelse. Denne tidligere påvirkning skyldes antakelig at Grubebekken som drenerer det sterkt eroderte området der kisleforekomstene ligger i dagen, har ført med seg de oppløste metallforbindelser til Dausjøen.

Fra gruveområdene er det nå to vassdrag som blir belastet med avløpsvann.

1. Stallvikelva som renner ut i Tunnsjøen tilføres dreinsvann fra gruvene. Fra Tunnsjøen fører Tunnsjøelva vannmassene ned til Namsen.
2. Skorovasselva/Grøndalselva som også faller ut i Namsen har tilløp fra Dausjøen. Dausjøen tilføres avløpsvannet fra oppredningsverket og dessuten som tidligere Grubebekken med dens innhold av metallsalter.

De to vassdragene Stallvikelva og Skorovasselva/Grøndalselva kan idag betraktes som fisketomme, og har også ellers dårlige livsbetingelser for utvikling av normale, akvatiske organismesamfunn. Forurensning av disse to relativt små vassdrag har imidlertid begrensede økonomiske konsekvenser i forhold til

en eventuell påviselig skadevirkning på de biologiske forhold og fisket i Namsen og Tunnsjøen.

Virkningen av forurensningene på fisk gjør seg gjeldende på flere måter:

Det utfelte okerbelegg kan ødelegge fiskens yngleplasser, ødelegge levevilkår for fiskens næringsdyr eller det kan ha direkte skadelige virkninger på fisk. Videre kan den lave pH som oppstår ved oksydasjon av kis og ved okerfellingen føre til at fiskens levevilkår ødelegges. Oppløste sink- og koppersalter kan selv i meget små konsentrasjoner virke toksiske på fisk i et eller flere stadier av dens livssyklus. Likeså kan slike oppløste metallsalter virke toksiske overfor fiskens næringsdyr, noe som vil føre til reduserte livsbetingelser for fisken. Endelig kan det tenkes at fisken vil unnvike områder med forurenset vann, og derved forsvinne fra vassdraget.

Målsettingen ved undersøkelsen har først og fremst vært å gi en beskrivelse av i hvilken grad de berørte vassdrag er påvirket av metallsalter. Det var av spesiell interesse å finne i hvilken grad forurensningene var forårsaket av gruvedriften. Videre har undersøkelsen tatt sikte på å finne hvilken virkning oppløst kopper og sink har på fisk i de vann typer som finnes i de lokale vassdrag.

Forutsetningen under arbeidet har vært at kjemiske og biologiske undersøkelser utføres parallelt. De kjemiske forhold i vannmassene kan forandres raskt, og fysisk-kjemiske analyse-resultater viser bare tilstander på den tid vannprøven blir innhentet. Det er derfor innhentet vannprøver hver 14. dag over et lengre tidsrom, slik at forholdet mellom vannføring, årstid og vannmassenes innhold av metallsalter best mulig kunne fastlegges. I denne forbindelse ble vannføringen ut av Dausjøen målt hver dag, mens vannføringen ut fra Gråbergstollen ble målt hver uke.

I motsetning til de kjemiske forhold, varierer de biologiske sakte, men årstid og vannføring vil virke inn på organismesamfunnene. Utviklingen av organismelivet vil imidlertid stort sett vise hvordan forholdene i vannmassene har vært gjennom en lengre periode.

Den biologiske feltundersøkelse har omfattet innsamling av biologiske prøver, stort sett planter og dyr som er knyttet til bunnen av vassdragene, og en mikroskopisk bearbeidelse av prøvene.

Testforsøk med fisk er utført i akvarier med laks- og aure-yngel i vann fra forskjellige lokaliteter i området med tilsetning av forskjellige metallsalter.

2. FORURENSNINGSKILDER OG VASSDRAGENE.

2.1. Stallvikelva.

I gruvene er det sprengt kanaler som samler opp drensvannet. Dette blir for tiden i sin helhet ledet ut gjennom Gråbergstollen til østsiden av fjellet hvor det renner nedover til Stallvikelva. Den overveiende del av drensvannet renner ut av gruvegraven ved gravitasjon. Bare fra en synk er det nødvendig med oppumping. Drensvannet vil derfor føres ut av gruvegraven uten raske pulseringer i vannføringen. I løpet av året vil derimot drensvannmengden bli vesentlig forandret, idet den er avhengig av årstid og nedbørforhold.

Fra Gråbergstollen renner drensvannet ut i dagen i en høyde av ca. 625 m.o.h.

Tett ved utløpet begynner den synlige utfelling av oker. I nærheten av gruvegraven var okerbelegget på bunnen av bekken over 5 cm tykt, og ved opprotning ble vannmassene som en gulbrun velling.

Etter ca. 100 m løper drensvannet sammen med en bekk som kommer ovenfra fjellsiden. Denne bekken passerer videre noen mindre myrstrekningsløp og et par små fosser før den renner ut i en innsjø 545 m.o.h. (se fig. 2) ca. 1,4 km fra gruveåpningen. Innsjø 545 har en overflate på ca. 50 dekar, og virker som et sedimenteringsbasseng for den del av jernet som er oksydert på strekningen ovenfor og ikke avsatt i bekken. Bunn og bredder er dekket av oker, slik at fargen kan sees på lang avstand.

På samme måte kan bekken mellom gruveåpningen og innsjø 545 sees som en gulbrun stripe.

Etter noen hundre meter i flatt lende går bekken nedover i småfosser og stryk til den kommer ned i et område som veksler

mellom myr og småkupert terreng. Fjellet ved fossene er okerfarget, det samme er stenene som utgjør bekkebunnen. Men noe egentlig belegg er det ikke tale om nedenfor innsjø 545.

I et myrområde er bekkeløpet utvidet, hvoretter det igjen snevrer seg inn ca. 2,7 km fra gruveåpningen. Det området som er utvidet er lite farget av oker, men i det trangere løp nedenfor er fargen tydelig igjen.

Gjennom et myrdrag går bekken over i Damtjønn. Denne innsjø er delt i tre deler, hvorav vannet fra bekken passerer to. Den vestre del ligger derimot uten annen forbindelse med de andre enn et trangt løp. Tilsig av vann til denne delen kommer fra fjellet vestenfor.

Innløpet til Damtjønn er ca. 3,3 km og utløpet ca. 3,9 km fra gruveåpningen.

Fra graven og nedover kommer det til mange bekker, slik at ved utløpet av Damtjønn kan vassdraget kalles en elv, Stallvikelva.

Etter ca. 500 m i stryk og mindre fall løper elven ut i det myrplatået som strekker seg nesten til elvens utløp i Tunnsjøen. Ca. 6,6 km nedenfor graven renner Tverrelva østfra ut i Stallvikelva. Disse to elver har nær samme vannføring.

Ved samløpet med Tverrelva viste okerfargen på stenene tydelig hvor vannet fra Stallvikelva løp. På en side av en sten var det okerfarge, mens den andre siden som var eksponert for vann fra Tverrelva hadde sin opprinnelige farge. Det var imidlertid bare en fargetone og ikke belegg av noen tykkelse.

Ca. 400 m lengre ned munner Storbekken ut. Denne har sitt nedbørfelt i området nord for Stallvikelva. Stallvikelva renner så rolig til ca. 500 m fra utløpet i Tunnsjøen. Det siste stykket går elven i stryk og fosser og avslutter med et relativt høyt fall før den munner ut i Tunnsjøen 9 km fra gruveåpningen.

Fra Tunnsjøen renner vannet nedover Tunnsjøelva som munner ut i Namsen ca. 3 km nord for Lassemoen. Fallet på strekningen utnyttes delvis ved et forholdsvis nytt kraftverk. I fig. 4 er vannføringen i Tunnsjøelva i tiden 1/1 - 31/8 1964 tegnet inn.

I de senere år er det foretatt en omfattende regulering av hele området. Fra Namsvatnet blir vannmassene ledet til Limingen. Limingen har fremdeles avløp til Sverige med samme vannføring som tidligere, mens vannmengder tilsvarende de som kommer fra Namsvatnet blir ledet til Tunnsjøen. Fallet fra Limingen til Tunnsjøen er utnyttet ved et kraftverk.

Også Tunnsjøen er regulert ved en dam, Grøndalsdammen. Herfra føres vannmassene i tunnel til Tunnsjødal kraftverk. Utløpet fra kraftverket er i Tunnsjøelva ca. 1,5 km ovenfor samløpet med Namsen. De oppgitte data for vannføring i Tunnsjøelva gjelder vannføringen gjennom kraftstasjonen og tappingen ved Grøndalsdammen.

I tabell 2 er en del data for Tunnsjøen før og etter regulering ført opp.

Tabell 2. Tunnsjøens hydrologiske og morfologiske data.

	<u>Før regulering:</u>	<u>Etter regulering:</u>
Høyde over havet.	355 m	
Største målte dyp.	222 m	
Overflate.	99 km ²	
Nedbørfelt.	392 km ²	
Midlere avrenning.	33 l/sek/km ²	
Årlig avløp.	413 mill.m ³	
Gjennomsnittlig vannføring ut av sjøen.	13,5 m ³ /sek	48,4 m ³ /sek
Alminnelig lavvannsføring.	3,4 m ³ /sek	
Regulert lavvannsføring.		43,0 m ³ /sek
Anslått teoretisk oppholdstid, minst	10 år	

I de mindre vassdragene i området blir vannføringen ikke målt, bortsett fra utløpet av Dausjøen. Ved beregning av avrenning fra de mindre nedbørfeltene er verdien for den midlere avrenning for Tunnsjøen, 33 l/sek/km² benyttet. Dette vil ikke gi helt korrekte verdier fordi nedbørforholdene kan variere meget selv innenfor mindre områder.

Stallvikelvas nedbørfelt ovenfor utløpet i Tunnsjøen er ca. 35 km². Den gjennomsnittlige vannføring her er beregnet til ca. 1,2 m³/sek.

Vassdraget har få store innsjøer slik at vannføringen vil variere meget med årstid og nedbør. Den alminnelige lavvannsføring vil sannsynligvis være mellom 200 og 300 l/sek.

2.2. Forurensningskilder i Skorovasselva.

Tilførslene av forurensninger i Skorovasselva - Grøndalselva er noe mer kompliserte enn i Stallvikelva. Det er derfor hensiktsmessig å dele forurensningskildene i tre:

- a. Forurensninger fra oppredningsverket.
- b. Forurensninger fra Grubebekken.
- c. Kloakkutslippene i Lille Skorovatn.

Forurensninger fra oppredningsverket - vaskeriet.

Oppredningsverket ved Skorovas Gruber er et "flyt og synk"-anlegg hvor gråberget skilles fra svovelkisen ved gravitasjon. Etter knusing til hensiktsmessig størrelse, passerer rå-kisen en vibrasjonssikt med vannspyling. Det grovere materialet går til flyt- og synkanlegget. Her er det en blanding av vann og finmalt ferrosilisium med en spesifikk vekt på ca. 3,3. Gråberget flyter opp og renner av, mens malmen synker til bunns og føres ut av karet ved hjelp av en skrueklasserer. Både konsentratet, malmen, avgangen og gråberget ledes over i en ny vibrasjonssikt med vannspyling for gjenvinning av ferrosilisium. Kisen sendes til silo, og gråberget ledes ut og henlegges ved og i Dausjøen.

Det finere materialet som blir skilt ut ved den første vibrasjonssikten, går videre til en jigg og derfra til et vaskeri hvor gråberget flyter bort med vannet.

Avløpsvannet fra oppredningsverket inneholder store mengder berg og kisslam. Avløpsvannet føres ned langs fjellsiden og ut i Dausjøens søndre del. Dausjøen virker som et stort sedimenteringsanlegg, og ved utløpet fra sjøen inneholder vannmassene bare relativt små mengder med slam.

Avløpsvannet fra vaskeriet inneholder i første rekke store mengder slam. Utseendet er som en mørk gråfarget velling. Innholdet av oppløste uorganiske stoffer er forholdsvis høyt, men innholdet av jern, kopper og sink er ikke høyere enn i naturlig overflatevann ellers i dette området. Idet vannet kommer ut fra oppredningsverket er det svakt basisk, men ved henstand blir det surere på grunn av at jernsulfid som kommer ut med kisslammet oksyderes, og det dannes svovelsyre og oker.

Sommeren 1963 ble et flotasjonsanlegg satt i drift. Kjemikalieforbruket ved dette er ført opp i tabell 3.

Tabell 3. Forbruk av kjemikalier ved flotasjonsanlegg.

<u>Kjemikalier:</u>	<u>pr. år:</u>	<u>pr. tonn kis:</u>	<u>pr. time:</u>
Amylxantogenat	30 tonn	200 g	2 kg
Pine-oil	10,5 t.	70 g	0,7 kg

Vannforbruket i oppredningsverket er beregnet ut fra følgende data:

Høydeforskjell vanntårn - vaskeri	87 m
Fra vanntårn til vaskerinivå	gamle 8" støpe- jernsrør
Inntak til vaskeriet (50 - 100 m)	6" stålrør
Lengde av rørledning vanntårn - vaskeri	500 m
Vanntrykk i vaskeriet: normalt	6,5 kg/cm ²
ved maksimalt forbruk	4 kg/cm ²
Beregnet vannforbruk, normalt	65 l/sek
Beregnet vannforbruk, maksimalt	95 l/sek.

Beregningene er noe usikre, men det skulle være rimelig å regne med et vannforbruk på 60 - 100 l/sek.

Arbeidstiden i oppredningsverket kan variere en del, men i 1962 var den:

200 dager med 3 skift a 8 timer.

100 dager med 2 skift a 8 timer.

Forurensninger i Grubebekken.

Grubebekken som renner ut i Dausjøen, kommer fra fjellet ovenfor gruve mellom Nygruben og Gammelgruben. Her er fjellet forvitret, og malforekomstene ligger i dagen. Det er også et par mindre innslag i fjellet fra den tid forekomstene ble oppdaget. Vannet i Grubebekken som drenerer dette området inneholder derfor oppløste metallsalter, spesielt jernsalter.

Kloakkutslippene i Lille Skorovatn.

I Skorovatn bor omkring 600 personer i moderne hus med bad og wc. Kloakkutslippene fra bebyggelsen ledes gjennom septiktanker og føres i overveiende grad til Lille Skorovatn. Denne innsjøen dekker et areal på ca. 50 dekar og har et nedbørfelt

på bare 1 km² og derfor en liten tilførsel av vann. Bekken fra Dausjøen renner ikke gjennom Lille Skorovatn.

Kloakkutslippene setter sitt preg på Lille Skorovatn som er eutrofiert. I varme perioder med lite nedbør kan det oppstå luktulemper i vannets umiddelbare nærhet. Ifølge distriktslege F. Kloumann er det imidlertid ingen betenkelighet av hygienisk art forbundet med utslipp av kloakk i Lille Skorovatn, selv om løsningen ikke er den beste.

2.3. Skorovasselva - Grøndasselva.

Fra nordre gruvefjell renner vannet i flere bekker ned til Dausjøen som har en overflate på ca. 260 dekar. Denne innsjøen virker som et effektivt sedimenteringsbasseng for avfallsvannet fra vaskeriet og den oker som dannes ved oksydasjon. Bekken fra Dausjøen renner i et relativt bredt løp som går langs Lille Skorovatn og renner sammen med avløpet fra dette, før den munner ut i Store Skorovatn. Bekkeløpet fra Store Skorovatn er sterkt okerfarget. I Store Skorovatn, som har et areal på 0,54 km² eller 540 dekar, sedimenterer det meste av de resterende jern- og slammengder. Fra utløpet av denne innsjøen og nedover Skorovasselva og Grøndasselva til Namsen er det bare liten okerfarge avsatt på stener eller bunn i elveløpet. Både Skorovasselva og Grøndasselva renner gjennom lange myrstrekninger på veien nedover, før vannmassene ca. 23,5 km fra Dausjøen, løper ut i Namsen.

Nedbørfeltet ovenfor Grøndasselvas utløp i Namsen er ca. 135 km², hvorav Skorovasselvas nedbørfelt ovenfor samløpet med Grøndasselva er ca. 50 km².

Ut fra avrenningsdata for Tunnsjøen er de gjennomsnittlige vannføringer for de to elvene beregnet. Ved Grøndasselvas utløp i Namsen blir vannføringen 4,5 m³/sek, og for Skorovasselva ved samløp med Grøndasselva blir den 1,7 m³/sek. De tilsvarende alminnelige lavvannføringene, beregnet på grunnlag av Tunnsjøens data, blir henholdsvis 0,7 og 0,3 m³/sek. Disse to tallene er antakelig for høye, idet vassdraget har få store innsjøer som kan regulere vannføringen. Lille Skorovatn har som nevnt et nedbørfelt på ca. 1 km². Nedbørfeltet for Dausjøen er ca. 267 km². Ved utløpet av Dausjøen er vannføringen målt, og resultatene er tegnet inn på fig. 4 for perioden februar 1963 til september 1964.

Gjennomsnittlig vannføring for perioden 14/2 1963 - 3/2 1964:
186 l/sek.

2.4. Namsen.

Namsen har sitt utspring i områdene sør for Børgefjell. Namsvatnet (441 m.o.h.) er den øverste store innsjøen i vassdraget. På vestsiden i den øvre del av nedbørfeltet er det også en del større innsjøer. Namsvatnet dannet tidligere det første store tilsig til Namsen. I 1963 ble imidlertid vannmassene ledet til Limingen og derfra til Tunnsjøen. Tunnsjøelva ble derved et av hovedtilløpene til Namsen.

De gjennomsnittlige vannføringer i henholdsvis Tunnsjøelva og i Namsen ved Fiskumfoss blir ca. $48 \text{ m}^3/\text{sek}$ og $154 \text{ m}^3/\text{sek}$. Vannføringen i Tunnsjøelva må antas å bli meget jevn, slik at lavvannføringen i Namsen vil øke betydelig, fra 12 til over $45 - 50 \text{ m}^3/\text{sek}$ ved Fiskumfoss.

Vannføringskurver for Namsen ved Fiskumfoss, og Tunnsjøelva ved Tunnsjøplass er tegnet inn på fig. 4.

I tabell 4 og 5 er en del hydrologiske data for henholdsvis de aktuelle innsjøer og vassdrag ført opp for sammenlikning.

Namsen benyttes til tømmerfløtning, og fallene er delvis utbygget med kraftverk. Nedenfor Fiskumfoss er den en god lakselva. Avkastningen av fisket har vært relativt høy (se fig. 15).

Tabell 4. Hydrologiske data for innsjøene.

Innsjø	Størrelse	Nedbørfelt	Gjennomsnittlig vannføring	Teoretisk opph.tid
Tunnsjøen	99 km ²	392 km ²	48,4 m ³ /sek	> 10 år
Dausjøen	0,26 "	2,67 "	ca. 200 l/sek	3 - 6 mndr
Store Skorov.	0,54 "	16,1 "	" 640 "	2 - 4 "
Lille "	0,05 "	1,0 "	" 33 "	

Tabell 5. Hydrologiske data for elvene.

Elv	Sted	Nedbør- felt	Gjennomsnittlig vannføring	Reg. vannføring eller alm. lavvannføring
Grubebekken	Dausjøen	0,95 km ²	ca. 31 l/s	
Raubekken	Dausjøen	0,15 "	" 5 "	
Grøndals- elva a)	Samløp Namsen	135 "	ant.ca. 4,5 m ³ /s	ant.ca. 0,7 m ³ /s
Grøndals- elva a)	Samløp Skorovasselva	85 "	" " 2,8 "	" " 0,5 "
Skorovass- elva a)	Samløp Grøndalselv	50 "	" " 1,7 "	" " 0,3 "
Tunnsjø- elva 1)		475 "	16,5 "	3,4 "
Tunnsjø- elva 2)			48,4 "	43,0 "
Namsen 1)	Fiskumfoss	3302 "	154,9 "	12,0 "
Namsen 2)	Fiskumfoss	3302 "	154 "	" 45 - 50 "
Stallvik- elva	Utløp Tunnsjøen	35	1,2 "	200 - 300 l/s
Namsen	Namsos	6265 "	290 "	45 m ³ /s

Anmerkninger:

a): Vannføringene beregnet på grunnlag av avrenningsdata for Tunnsjøen.

Tunnsjøelva 1) : før regulering.

Tunnsjøelva 2) : etter regulering.

Namsen 1) : før regulering.

Namsen 2) : etter regulering.

Namsen, Namsos : før regulering.

3. STASJONSPLASSERING VED DE KJEMISKE OG BIOLOGISKE UNDERSØKELSER.

I forbindelse med de kjemiske og biologiske undersøkelserne ble det opprettet en rekke stasjoner for innsamling av prøver. Det ble ved plassering av stasjonene lagt vekt på at forandringer i forurensningsmengden langs vassdragene skulle komme frem. Disse forandringer er først og fremst avhengig av nye elver som kommer til, eller innsjøer vassdraget passerer. Stasjonene er derfor som regel plassert i tilknytning til samløp av elver og i innløp og utløp av innsjøer. I fig. 1 og 2 er plassering av de viktigste stasjoner tegnet inn, og i tabell 6 er stasjonenes plassering beskrevet.

I tillegg til stasjoner som ble opprettet for rutineinnsamling av prøver, ble det på flere steder foretatt mer spredt prøvetaking og innhenting av enkeltprøver. Plassering og betegnelser for disse stasjoner er spesielt omtalt senere.

Tabell 6. Stasjonsplasseringer ved de kjemiske og biologiske undersøkelser.

Stasjoner i Skorovasselva - Grøndalselva.

Stasjonsnummer	Sted	Avstand fra utløpet fra oppredningsverk
B 1	Ved utløp fra oppredningsverket	0,0 km
B 2	Dausjøen	-
B 3	Skorovasselva etter utløp av Dausjøen	0,5 "
C 1	Utløp fra Lille Skorovatn	-
B 4	Skorovasselva før samløp med bekk fra Lille Skorovatn	1,9 "
B 5	Skorovasselva etter utløp av Store Skorovatn	4,0 "
B 6	Skorovasselva ved Skytebanen	7,7 "
B 7	Skorovasselva før samløp med Grøndalselva	13,0 "
B 8a	Grøndalselva før samløp med Skorovasselva	-
B 8b	Grøndalselva etter Skorovasselvas innmunning	-
B 9	Grøndalselva før samløp med Styggedalsbekken	23,5 "

Stasjoner i Stallvikelva.

Stasjonsnummer	Sted	Avstand fra gruveåpning
A 1	Utløp av Gråbergstollen	0,0 km
A 2	Innløp til innsjø 545	1,4 "
A 3	Utløp fra innsjø 545	1,7 "
A 4	Nedenfor tilløp fra innsjø 550	2,7 "
A 5	Utløp av Damtjønn	3,3 "
A 6	Stallvikelva før samløp med Tverrelva	6,6 "
A 7	Tverrelva før samløp med Stallvikelva	-
A 8	Stallvikelva før utløp i Tunnsjøen	9,0 "
A 9	Tunnsjøen 100 m ut for elvemunningen	9,1 "
A10	Tunnsjøen syd for Stallvikholmen	9,7 "
A14	Utløp fra Tunnsjøen	-

Tabell 6. Stasjoner i Namsen.

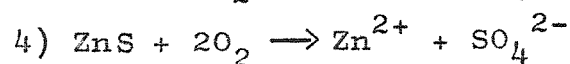
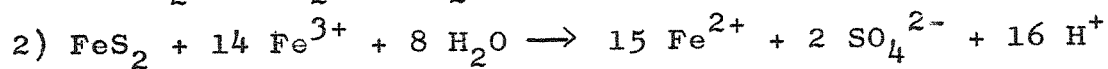
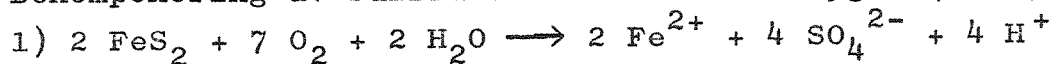
Stasjonsnr.	Sted
E 1	Østbredd før Tunnsjøelvas innmunning
E 2	Østbredd før Grøndalselvas innmunning
E 3	Østbredd etter Grøndalselvas innmunning
E 4	Østbredd ved Lassemoen bru
E 5	Vestbredd ved Lassemoen bru
E 6	Vestbredd før Lassemoen foss
E 7	Østbredd før Lassemoen foss

4. KJEMISKE UNDERSØKELSER.4.1. Mekanismer for tilførsel av forurensninger.

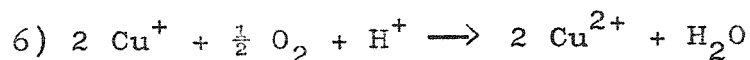
De reaksjoner som fører til dekomponering av mineralene er kompliserte og foregår antakelig i flere trinn. Reaksjonene er sannsynligvis ikke rent kjemiske, men avhenger i høy grad av bakterievirksomhet. Det er allikevel mulig å sette opp et skjema over de viktigste reaksjoner i forbindelse med dekomponeringen (tabell 7).

Tabell 7. Reaksjonsligninger for dekomponering og oksydasjon av mineralene.

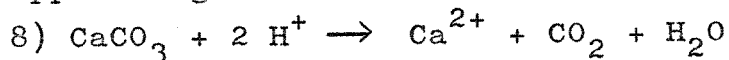
Dekomponering av sulfider i nærvær av oksygen (luft):



Oksydasjon av Fe^{2+} og utfelling av $\text{Fe}(\text{OH})_3$:



Oppløsning av kalkstein:



Ligning 1 - 4 i tabell 7 beskriver dekomponeringen. Fordi løseligheten av metallsulfidene er meget lav, vil konsentrasjonen av sulfidioner være meget liten når det samtidig er jern, kopper eller sinkioner tilstede. Sulfidionene vil imidlertid også kunne oksyderes. Enkelte sidereaksjoner kan også foregå, f.eks. kan sulfidionet oksyderes til fritt svovel som videre blir oksydert til svovelsyre.

De toverdige jernioner som oksyderes til treverdige vil ved hydrolyse falle ut som hydroksyd (ligning 5 - 7). Ved lave pH-verdier oksyderes Fe^{++} vanskelig av luftens oksygen, men reaksjonen kan katalyseres av toverdige kopperioner etter ligning 5 og 6. Utfellingen av jernhydroksyd er sterkt avhengig av pH, og tabell 8 viser den maksimale konsentrasjon av fri jern(III)ioner ved forskjellige pH-verdier. Dersom konsentrasjonen øker over den verdi som er angitt i tabellen, vil det overskytende felles som jernhydroksyd.

Tabell 8. Maksimale konsentrasjoner av fri jern(III)ioner i vann av 18°C ved forskjellige pH-verdier.

pH	2,2	2,5	3,0	3,4	3,6	3,8	4,0	4,2	4,3
Jern mg/l	15400	1940	61,4	1,95	0,97	0,24	0,06	0,015	0,007

Verdiene er beregnet på grunnlag av løselighetsproduktet for $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ved 18°C : $1,1 \cdot 10^{-36}$.

Hverken den totale mengde metallsalter som løses ut eller forholdet mellom de utløste metallionkonsentrasjoner kan ventes å være konstant til enhver tid. Disse ting er avhengig av en rekke faktorer som fuktighet, pH, temperatur, oksygentilførsel og kisens fysiske og kjemiske egenskaper.

4.2. Prøvetakingsprogram og analyser.

Ved fullstendige befaringer av de to vassdragene ble det innhentet vannprøver fra samtlige stasjoner to ganger: 7 - 10 august 1962 og 27 - 29 juni 1963.

Dausjøen ble underkastet en grundig undersøkelse i dagene 11 - 13 februar 1964. Innsjøen ble da loddet opp og vannprøver ble innhentet fra bestemte dyp ved 3 stasjoner. Prøver av avgangshaugen ved Dausjøens sydside ble tatt samtidig.

Etter avtale har bedriften besørget innhenting av prøver fra følgende stasjoner:

A 1 og A 8
 B 1, B 3, B 5, B 7, B 8a og B 10
 E 4 og E 5.

Prøvene er innhentet følgende dager:

1963: 18/2, 5/3, 19/3, 1/4, 19/4, 6/5, 21/5, 4/6, 17/6, 1/7,
 23/7, 5/8, 19/8, 2/9, 16/9, 30/9, 14/10, 28/10, 11/11,
 25/11, 9/12 og 20/12.

1964: 3/1, 20/1 og 3/2.

Ved stasjonene A 8 og B 3 er vannprøver dessuten innhentet dagene:

1964: 17/2, 2-3/3, 16/3, 31/3, 13/4, 27/4, 11/5 og 27/5.

De samme dager er vannprøver innhentet ved stasjon A 14.

På samtlige vannprøver er pH målt ved laboratoriet i Skorov-
 vatn.

Jern-, kopper-, sink- og sulfatinnholdet på prøvene innhentet fra 18/2 til 17/6 1963 og 1/7 og 9/12 1963 er bestemt ved laboratoriet ved Mosjøen Aluminium A/S.

Prøvene innhentet 6/5, 17/6, 28/6 og fra og med 23/7 1963 er analysert ved NIVA's laboratorium i Oslo.

De prøver som er innhentet den 27/5 1963 og senere, er filtrert ved laboratoriet i Skorovvatn før videreforsendelse. En oversikt over de målinger og analyser som er foretatt på vannprøvene som er mottatt ved NIVA's laboratorium er ført opp i tabell 33. Analyseresultatene er oppført i tabellene 34 til 63, side 86 til 115. De er tegnet opp grafisk i fig. 5 - 14. Analysemetoder for de enkelte komponenter er ført opp i tabell 9.

Tabell 9. Analysemetoder anvendt på prøvene.

Analyse	Benevning	Metode
pH		Uttrykk for vannets surhet, målt potensiometrisk med et "Radiometer pH-meter 22" med glasselektrode.
"20	$\text{ohm}^{-1} \text{cm}^{-1}$	Spesifikk elektrolytisk ledningsevne er et mål for vannets innhold av oppløste salter. Målt med platinaelektroder og en Philips direkteavlesende målebro PR 9501.
Turbiditet	$\text{mg SiO}_2/1$	er et mål for vannets uklarhet. Målt på grunnlag av lysspredningen i vannprøven ved hjelp av et "Sigrist Photometer" mot standard SiO_2 -oppslemminger.
Jern	$\text{mg Fe}/1$	Små konsentrasjoner er bestemt kolorimetrisk etter tilsetning av ammoniumtiocyanat. Ekstinksjonen er målt mot destillert vann ved bølgelengden 470 m μ med et "EEL Absorptiometer". Større konsentrasjoner er bestemt gravimetrisk som jernhydroksyd. Bunnfallet ble løst og felt på nytt. Etter gløding ble jern bestemt som Fe_2O_3 .
Kopper	$\text{mg Cu}/1$	Kopperinnholdet ble bestemt kolorimetrisk etter tilsetning av biscyklohexanonoxalyl-dihydrazon og buffer. Ekstinksjonen ble målt ved 598 m μ mot destillert vann tilsatt buffer. Til målingene ble det benyttet et "Beckman DU" spektrofotometer. I enkelte prøver er kopperinnholdet også bestemt radiokjemisk ved neutronaktivering. Disse bestemmelser er utført utenfor instituttet, og har hatt til hensikt å kontrollere den ovenfor beskrevne metode. Kopperinnholdet i en del prøver er også bestemt ved atomabsorpsjon med et "Perkin-Elmer Atomic Absorption Spectrophotometer".

Tabell 9, forts.

Analyse	Benevning	Metode
Sink	mg Zn/1	Sink er bestemt kolorimetrisk etter tilsetning av "Zinkon" og kloralhydrat etter at andre tungmetallioner er bundet som ascorbat og cyanidkomplekser. Målingene er utført ved 620 m μ ved hjelp av et "Beckman DU" spektrofotometer.
Sulfat	mg SO ₄ /1	Sulfatinnhold er bestemt ved tilsetning av bariumklorid. Utfelt mengde BaSO ₄ er målt turbidimetrisk.
Hårdhet 2	mg CaO/1	Hårdhet omfatter bestemmelse av alle "hårdhetsdannere". Hovedmengden utgjøres her av kalsium og magnesium. Bestemmelsen ble utført ved kompleksometrisk titrering med dinatriumsaltet av etylendiamintetraeddiksyre (EDTA).

Analyseresultatenes verdi er begrenset av den nøyaktighet analysemetodene gir. Presisjonen ved de metoder som er benyttet er bestemt ved parallellanalyser.

Sulfat : \pm 3%, minimum \pm 0,1 mg SO₄/1
 Jern : \pm 0,02 mg Fe/1 i området 0,10 - 0,20 mg Fe/1
 Kopper : \pm 0,01 mg Cu/1 i området 0,02 - 1,0 mg Cu/1
 Sink : \pm 10%, minimum \pm 0,03 mg Zn/1.

Som en kontroll av nøyaktigheten i vår metode til bestemmelse av kopper, ble en del analyser foretatt ved neutronaktivering. Resultatene av disse analyser sammenliknet med våre analyse-resultater er ført opp i tabell 10. Tilsvarende kontroll er ikke foretatt for de andre analysemetodene.

Tabell 10. Analyseresultater for kopper bestemt ved neutron-aktivering.

Prøve		Analyseresultater	
Dato	Stasjon	Neutronaktivering	NIVA
28/10 1963	B 10	0,042	0,044
28/10 1963	E 4	0,035	0,056
11/11 1963	B 10	0,040	0,039
3/1 1964	B 10	0,065	0,052
3/1 1964	E 4	0,018	0,024
3/1 1964	E 5	0,024	0,020

Som det fremgår av tabell 10 er overensstemmelsen mellom de to metoder tilfredsstillende.

4.3. Dausjøen og de nærmeste omgivelser.

Forurensningssituasjonen i Skorovasselva og nedre del av Grøndalselva er avhengig av de mengder metallsalter og svovelsyre som blir ført ut av Dausjøen. Av denne grunn er forholdene i Dausjøen og dens nærmeste omgivelser av stor interesse.

Dannelsen av frie metallioner og svovelsyre foregår ved at kisen dekomponeres og oksyderes. Disse reaksjoner foregår etter ligningene i tabell 7, side 22.

I vann er jernsulfidet lettest løselig, dernest kommer sink-sulfid, og tyngst løselig er koppersulfid. Ved dekomponeringen dannes dessuten fri svovelsyre. Dannelsen av fri syre bevirker at sulfidene lettere løses. Idet kisen prosentvis også inneholder mest jernsulfid, er det rimelig å anta at det først og fremst er jernsulfid som dekomponeres.

Jernmengdene som føres ut av Dausjøen er likevel små. Dette må skyldes at det toverdige jern oksyderes til treverdige og at dette videre hydrolyserer og felles ut som oker. Denne oksydasjon vil normalt gå meget langsomt ved lave pH-verdier, men tilstedeværelsen av kopperioner katalyserer reaksjonen slik at den skjer med tilstrekkelig hastighet. (Tabell 7, side 22, ligning 5 og 6.).

Både ved dekomponeringen av FeS_2 (tabell 7, side 22 ligning 1 og 2) og ved hydrolysen av de treverdige jernioner (tabell 7, ligning 7) dannes det hydrogenioner, noe som vil føre til senkning av pH. Når pH i Dausjøen likevel ikke synker vesentlig under 3, skyldes dette sannsynligvis at en del av den dannede fri svovelsyre nøytraliseres av kalkstein i avgangshaugene.

De jernmengder som føres ut av Dausjøen stemmer godt overens med de maksimale konsentrasjoner av jern(III)ioner som kan forekomme, (tabell 8, side 23) når mulige fortynningseffekter og innhold av kolloidalt løst jernhydroksyd tas i betraktning.

Undersøkelse av Dausjøen 11 - 13 februar 1964. Norske innsjøer har normalt 4 forskjellige perioder i løpet av et år: 2 stagnasjonsperioder og 2 fullsirkulasjonsperioder. Under vinterstagnasjonsperioden er vannmassene sjiktet i horisontale lag forårsaket av temperaturgradienter. Nær bunnen er det vann som har temperatur nærmest 4°C . Oppover mot overflaten vil temperaturen avta.

Ut på vårparten etter at isen har gått, vil overflatevannet bli oppvarmet. Da vannet er tyngst ved 4°C , vil det oppvarmede overflatevann synke mot bunnen. Etter hvert vil vannmassene få samme temperatur fra bunn til overflate, og innsjøen er inne i vårfullsirkulasjonsperioden. Da det ikke er noen tetthetsgradienter nedover i vannmassene, vil selv små påvirkninger som f.eks. vind kunne forårsake fullstendig omveltning av vannmassene.

Etter hvert som vannmassene oppvarmes videre vil de igjen sjiktes. Denne gangen er temperaturen høyest i overflaten og synker mot 4°C mot bunnen. Dette kalles sommerstagnasjonsperioden.

Utover høsten vil overflatevannet bli avkjølt og synke nedover. Etter hvert vil temperaturen i vannmassene bli den samme i alle dyp, og innsjøen er i høstfullsirkulasjonsperioden.

Overflatevannet vil deretter avkjøles ytterligere, og vannmassene vil igjen bli lagdelt i vinterstagnasjonsperioden.

I tiden 11 - 13 februar 1964 ble det foretatt en mer inngående undersøkelse av Dausjøen. Innsjøen ble da loddet opp, og vann-

prøver ble da innhentet fra tre stasjoner. Dybdeforhold og stasjonenes plassering er inntegnet på fig. 3.

I tabell 11 er det samlet en del hydrologiske og morfologiske data for Dausjøen.

Tabell 11. Hydrologiske og morfologiske data for Dausjøen.

Høyde over havet	492 m
Overflateareal	0,26 km ²
Største dyp	ca. 28 m
Volum	" 3,7 mill.m ³
Nedbørfelt	2,67 km ²
Midlere avløp, naturlig	ca. 88 l/sek
- " - , inkl. vaskerivann	" 150-190 l/sek
Teoretisk oppholdstid, naturlig	420 døgn
- " - " - , inkl. vaskerivann	285-225 døgn.

Stasjonene som ble opprettet spesielt for undersøkelsen av Dausjøen, hadde følgende betegnelser og plasseringer:

- Stasjon Cb : nær utløpet av Dausjøen.
- " Eh : nær avgangshaugen der avløpsvannet fra vaskeriet ble ført ut i Dausjøen.
- " Jh : i Dausjøen, vestre området.

Ved hver stasjon ble det tatt prøver fra dybdene 1, 4, 8, 12 m osv. til ca. 1 m over bunnen. Innsjøen hadde vært islagt ca. 4 måneder da undersøkelsen ble foretatt. Resultatene av undersøkelsene er samlet i tabell 6⁴ side 116.

Temperaturfordelingen varierte noe fra stasjon til stasjon, ved bunnen 1,2 - 1,8°C og i 1 m dyp fra 0 til 1°C. Ved stasjon Cb var temperaturen noe høyere i alle dyp enn ved de to andre stasjonene. Oksygenmetningen var nær den samme ved alle stasjoner og dyp, ca. 65 - 70%.

Den elektrolytiske ledningsevne, pH og konsentrasjonen av jern, kopper, sink, sulfat, samt hårdhet varierte lite på de forskjellige stasjoner og dyp. Disse verdier atskilte seg lite fra tilsvarende målt ved stasjon B 3 i samme periode.

Analyseresultater fra stasjon B 3. Konsentrasjonene for de enkelte komponenter ved stasjon B 3 vil angi den forurensnings-situasjon som gjør seg gjeldende nedover vassdraget. I fig. 9

er de enkelte analyseresultater tegnet inn som funksjon av tiden. Det ville være av interesse om det kunne finnes en sammenheng mellom årstid, nedbørforhold eller andre variablene og konsentrasjoner av de enkelte komponenter. De enkelte parametre er diskutert nedenfor.

pH: Surheten av vannmassene har variert innenfor relativt snevre grenser, pH 3,5 - 4,5 med en middelværdi på ca. 3,95.

Det er vanskelig å finne noen enkel relasjon mellom vannføring og nedbør og pH. Dette kan ha sammenheng med vannmassenes oppholdstid i Dausjøen og den utjevning som finner sted i innsjøen.

Jern: Konsentrasjonen av jern har variert meget i undersøkelsesperioden. Det har heller ikke her vært mulig å finne enkle relasjoner mellom temperatur, vannføring eller pH i vannmassene og konsentrasjonen av jern. Analyseresultatene sett i relasjon til pH tyder på at jernet sporadisk må ha forekommet som kolloidalt løst hydroksyd.

Kopper: I løpet av undersøkelsesperioden har kopperkonsentrasjonene avtatt. Det er vanskelig å påvise grunnen til dette, men det er mulig at det kan ha en viss sammenheng med den usedvanlig tørre sommeren. Noen direkte sammenheng mellom vannføring eller nedbør og kopperkonsentrasjon er det imidlertid vanskelig å påvise. Bemerkelsesverdig er det at konsentrasjonene ikke viser særlige variasjoner under vintersituasjonen når det er liten avrenning fra nedbørfeltet.

Sink: Sinkkonsentrasjonene i vannmassene har variert en del, men det er vanskelig å tilskrive disse variasjoner noen sammenheng med andre observasjoner som vannføring eller nedbørforhold.

Sulfat: Det har vært relativt små variasjoner i sulfatkonsentrasjonene i hele undersøkelsesperioden.

Beregning av massebalanse for metallsalter i Dausjøen. Beregningen av massebalansen er basert på analyser innhentet hver 14. dag fra stasjon B 3 ved utløpet av Dausjøen og vannføringen målt på samme sted prøvetakingsdagene. For tilløpsbekkene er vannføringene hovedsakelig beregnet ut fra de respektive nedbørfelter. Konsentrasjonen av metallsalter er bestemt ved analyser av 1 - 4 vannprøver fra hver bekk. Når det gjelder

de tilførte mengder metallsalter er derfor beregningene beheftet med stor usikkerhet, men de vil antakelig gi den riktige størrelsesorden.

Den gjennomsnittlige vannføring ut av Dausjøen i løpet av perioden 18/2 1963 til 3/2 1964 var 186 l/sek.

Data for beregning av gjennomsnittlige mengder metallsalter som føres ut av Dausjøen pr. døgn er samlet i tabell 65, side 117.

Tilførselen av metallsalter til Dausjøen skjer delvis gjennom vaskeriavløpsvannet og delvis via tilførselsbekkene og annet tilsigsvann. Analyseresultatene fra stasjon B 1 viser at vaskeriavløpsvannet inneholder ubetydelige mengder løste metallsalter, slik at man kan se bort fra tilførslene herfra.

Det overveiende naturlige tilsig til Dausjøen (nedbørfelt 2,67 km²) skjer gjennom enrekke bekker som løper ut i innsjøen på sør- og sørvestsiden. Bekkene drenerer hovedsakelig Grubefjellets nordside, og flere av dem kan motta vann som har rent gjennom avgangshaugen ved åpningen av hovedstollen.

1. Grubebekken har et nedbørfelt på ca. 0,95 km². Den gjennomsnittlige vannføring er beregnet til 31 l/sek. 3/1, 20/1 og 3/2 1964 er vannprøver innhentet i bekken fra stasjon B01. Analyseresultatene er oppført i tabellene 57, 58 og 59, side 109, 110 og 111. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av jern, kopper, sink og sulfat er ført opp i tabell 12.

Tabell 12. Gjennomsnitt av analyseresultater for Grubebekken.

Jern	2,09 mg Fe/l
Kopper	0,188mg Cu/l
Sink	0,53 mg Zn/l
Sulfat	69,3 mg SO ₄ /l.

2. Bekken som renner under laboratoriebygningen har et nedbørfelt på ca. 0,15 km². Gjennomsnittlig vannføring er beregnet til 5 l/sek. Vannprøver ble innhentet i bekken ved stasjon B02, 3/1, 20/1 og 3/2 1964. Analyseresultatene er ført opp i tabellene 57, 58 og 59, side 109, 110 og 111. Gjennomsnitt av analyseresultatene er ført opp i tabell 13.

Tabell 13. Gjennomsnitt av analyseresultater for bekk under laboratoriebygning.

Jern	234	mg Fe/l
Kopper	3,8	mg Cu/l
Sink	11,7	mg Zn/l
Sulfat	855	mg SO ₄ /l.

3. Bekkene som renner ut ved avgangshaugenes vestsider. Det løper her ut 6 bekker som et stykke fra bredden forgrener seg i 10 løp. Den 10/11 1964 ble det tatt vannprøver fra de 10 løpene samtidig som vannføringen ble målt ved enkle metoder. Vannføringer og analyseresultater er ført opp i tabell 66 side 118. Det er vanskelig å anslå nedbørfeltet for disse bekkene fordi de også fører noe vann fra gruvene. Den samlede midlere vannføring er derfor beregnet på to måter:

1. Nedbørfeltet anslås til ca. 0,17 km², noe som gir en beregnet gjennomsnittlig vannføring på ca. 6 l/sek.
2. Ved målinger den 10/11 1964 ble vannføringen i bekkene funnet å være tilsammen 28,5 l/sek. Vi antar så at denne vannføring er proporsjonal med den naturlige vannføring ut av Dausjøen samme dag: 286 - 100 = 186 l/sek. Vannføringen som skyldes vaskeriavløpsvannet settes til 100 l/sek. Dette gir gjennomsnittlig vannføring i de ti bekkene:

$$\frac{28,5 \cdot 88}{186} = 13 \text{ l/sek.}$$

Gjennomsnittlig naturlig avløp fra Dausjøen: 88 l/sek. I dagene før og etter prøvetakingsdagen var vannføringen ut av Dausjøen av samme størrelsesorden som prøvetakingsdagen.

Dersom vi antar at analyseresultater og vannføringer er representative for gjennomsnittet kan mengder av metallsalter som tilføres og fraføres Dausjøen pr. døgn beregnes. Resultatet av beregningene er ført opp i tabell 14.

Tabell 14. Massebalanse for Dausjøen.

Tilført:	Jern kg Fe/døgn	Kopper kg Cu/døgn	Sink kg Zn/døgn	Sulfat kg SO ₄ /døgn
Grubebekken	6	0,5	1,4	186
Bekk under lab.	100	1,6	5,0	370
<u>De 10 bekkene:</u>				
Alt. 1	115	6,1	9,4	720
Alt. 2	250	12,4	21,4	1070
<u>Sum tilført:</u>				
Alt. 1	221	8,2	15,8	1276
Alt. 2	356	14,5	27,8	1626
Fraført	3,9	11,0	86,0	2400

Alt. 1) Vannføring 6 l/sek. Alt. 2) Vannføring 13 l/sek.

I tabell 15 er tilførslene til Dausjøen beregnet i prosent av det som føres ut av innsjøen.

Tabell 15. Massebalanse for Dausjøen prosentvis beregnet.

	1)	2)
Jern	5600 %	9150 %
Kopper	75 %	120 %
Sink	18,5 %	32 %
Sulfat	53 %	68 %

1) Vannføringene i de 10 bekkene: 6 l/sek.

2) - " - : 13 " .

Beregningen av denne massebalansen er meget usikker. idet det kun er foretatt et lite antall analyser, og den gjennomsnittlige vannføring bare er beregnet for tilløpsbekkene. Det er likevel enkelte karakteristiske trekk som kommer til uttrykk.

Mengden av jern som tilføres Dausjøen er vesentlig større enn den som føres ut. Dette forklares ved at det foregår en utfelling av jern som hydroksyd i Dausjøen.

I alle tilførselsbekkene er pH vesentlig høyere enn ved utløpet av Dausjøen. Dette må skyldes en nøytralisasjon på grunn av kalksteinsinnholdet.

Når det gjelder tilførsler av sink og sulfat er disse vesentlig mindre enn det som føres ut av Dausjøen. Dette må skyldes tilførsler i Dausjøen eller fra kilder nær Dausjøen. For kopperets vedkommende synes det derimot som om de mengder som tilføres i bekkene er av samme størrelsesorden som det som føres ut av Dausjøen.

Fra den øvrige del av nedbørfeltet er det en gjennomsnittlig avrenning på ca. 50 l/sek. Innholdet av metallsalter må her antas å være så lavt at det er uten betydning sammenliknet med de ovenfor nevnte bekker.

Diskusjon av mulige mekanismer for tilførsler. Både for den del av metallsalter som tilføres Dausjøen gjennom tilløpsbekkene og for den resterende del som frigjøres i Dausjøen eller dens nærmeste omgivelser, må dannelsen skyldes dekomponering og oksydasjon av kismaterialet. Tilstedeværelsen av oksygen og vann på de aktuelle steder hvor utløsningen skjer er derfor nødvendig.

Den overveiende mengde sulfationer skyldes sannsynligvis oksydasjon av FeS_2 .

Ut av Dausjøen føres i gjennomsnitt ca. 2400 kg sulfat pr. døgn. Denne sulfatmengde svarer til oksydasjon av ca. 1500 kg FeS_2 pr. døgn. Det treverdige jern som dannes, hydrolyserer og felles ut som oker i Dausjøen. Av denne grunn er det små mengder jern i vannmassene ved utløpet av innsjøen.

Dersom vi antar at tilførslene av sulfat via tilløpsbekkene er ca. 50% av det som føres ut av Dausjøen, kan frigjøringen av den resterende del tenkes å foregå i Dausjøen eller dens nærmeste omgivelser på flere måter:

A. Dekomponering og oksydasjon av avgangsslammet i selve innsjøen.

Ut fra dybdemålinger i Dausjøen er volumet av vannmassene beregnet til 3,7 mill. m^3 . Dersom vi antar at vannmassene inneholder ca. 12 mg O_2 /l idet isen legger seg om høsten vil det totale oksygeninnhold være 44000 kg. For oksydasjon av 750 kg FeS_2 til treverdige jern og sulfationer kreves:

$$\frac{750 \cdot 15 \cdot 16}{120 \cdot 2} = 750 \text{ kg } \text{O}_2$$

Dersom oksydasjonen av sulfidet skulle foregå i Dausjøen ville innsjøens vannmasser ha en oksygenreserve tilstrekkelig for:

$$\frac{44000}{750} = \underline{59 \text{ døgn}}$$

Når isen har lagt seg på innsjøen vil oksygenopptaket gjennom overflaten reduseres til et minimum. Hvis oksydasjonen av sulfid til sulfat finner sted i innsjøens vannmasser, skulle det derfor være fullstendig oksygenmangel ca. 2 - 3 måneder etter at isen har lagt seg. Noe oksygen tilføres med bekkene, men da avrenningen om vinteren er liten, vil dette spille liten rolle for oksygenbalansen i isdekningsperioden.

Ved undersøkelsen av Dausjøen 11 - 13/2 1964 (side 29) ble det funnet et betydelig innhold av oksygen ved samtlige stasjoner og dyp. Isen hadde da undersøkelsen ble foretatt, ligget i ca. 4 måneder. Gjennomsnittlig var konsentrasjonen 8,65 mg O₂/l, hvilket gir en total mengde på 32000 kg O₂ i innsjøen. Metningsprosenten for oksygen var mellom 65 og 70%.

Hvis dannelsen av metallioner foregikk i slamlaget på bunnen av Dausjøen ville det sannsynligvis være en økning av metallionekonsentrasjonen nedover mot bunnen. Dette ble ikke funnet.

De ovenfor nevnte observasjoner tyder på at oksydasjonen til sulfationer bare i liten grad foregår i Dausjøen. Det er også sannsynlig at den mengde metallioner som frigjøres i Dausjøen er liten.

For å undersøke om det ble løst ut metall- og sulfationer fra slam fra vaskeriavløpsvannet når slammet oppbevares under vann, ble det tatt ut 6 slamprøver i 3 liters plastflasker. Flaskene ble nesten fylt med springvann fra laboratoriet. Prøvene ble behandlet noe forskjellig, idet 3 prøver ikke ble tilsatt andre kjemikalier, men ble hensatt ved forskjellig temperatur. To prøver ble hver tilsatt 20 g kalkhydrat og en prøve 20 g finknust marmor. Avgangsslammet var imidlertid i seg selv kalksteinholdig. Prøve nr. 3 ble rystet kraftig i 60 døgn.

Slammet inneholdt ca. 0,92% kopper og 0,7% sink i tørr tilstand. Vannet ble analysert etter 1 uke og etter 11 måneder. Resultatene er ført opp i tabell 16.

Tabell 16. Analyser av vannprøver med slam etter henstand.

Prøve nr.	Tilsatt stoff	Oppbev. temp.	pH		Kopper mg Cu/l		Sink mg Zn/l		Sulfat mg SO ₄ /l		Kalsium mg Ca/l
			a	b	a	b	a	b	a	b	b
1	-	2	7,31	7,20	<0,01	0,03	0,29	2,70	60	350	244
2	-	20	7,38	7,25	<0,01	0,05	0,19	1,29	60	308	241
3	-	30	7,58	7,24	<0,01	0,02	0,10	1,98	300	1315	734
4	Ca(OH) ₂	20	12,45	12,71	<0,01	0,01	0,11	1,10	60	114	1443
5	Ca(OH) ₂	2	12,46	12,80	<0,01	0,01	0,24	0,30	60	134	1411
6	CaCO ₃	20	9,61	7,33	<0,01	0,04	0,12	1,70	15	890	565

a: etter 1 uke. b: etter 11 måneder.

Av tabell 16 fremgår det at under de forsøksbetingelser som ble benyttet ble det løst ut en del metallsalter. Konsentrasjonene av utløste metallsalter etter 11 måneder var av samme størrelsesorden som i utløpet av Dausjøen. For kopper og sink var konsentrasjonene noe lavere, mens de for sulfat var noe høyere enn gjennomsnittet i utløpet av Dausjøen. Prøvene som var tilsatt kalkhydrat viste en noe lavere konsentrasjon av kopper, sink og sulfat enn de andre fire prøvene.

B. Dekomponering og oksydasjon i avgangshaugen på sørsiden av Dausjøen.

Avgangshaugen har anslagsvis en utstrekning på ca. 4000 m². I store deler av denne haugen vil det være fuktighet og god oksygentilførsel størstedelen av året.

For å undersøke hvor meget som lar seg ekstrahere ut av prøver fra avgangen ble det den 13/3 1964 tatt ut 4 prøver:

1. Avgang fra vaskeriet samme dag.
2. Avgang fra eldre del på vestsiden ca. 5 m fra vannkant, ca. 30 cm ned i haugen.
3. Som 2, men ca. 15 m fra vannkant ca. 20 cm ned i haugen.
4. Som 3, i nærheten av denne.

Den 15/3 1964 ble hver prøve tilsatt 500 ml destillert vann og rystet kraftig i 7 timer hvorefter de ble filtrert. De metallsalter som var dannet på forhånd skulle da være løst i vannet. Prøvene ble ekstrahert på samme måte 13/4 1964 og 5/12 1964.

Mellom de enkelte ekstraksjoner ble prøvene oppbevart fuktig ved værelsestemperatur.

Analyseresultatene er oppført i tabell 17.

Tabell 17. Analyser av ekstrakt fra avgangsprøver. Mengde metallsalter ekstrahert i mg pr. kg avgang.

A. Ekstrahert 5/3 1964.

Prøve nr.	pH	El. ledn. evne ohm ⁻¹ cm ⁻¹ · 10 ⁻⁶	Jern mg Fe/kg	Kopper mg Cu/kg	Sink mg Zn/kg	Sulfat mg SO ₄ /kg
1	7,08	685	-	0,024	0,018	305
2	3,25	3390	2125	15,3	4,7	1455
3	2,26	5820	360	2,9	0,7	4920
4	2,68	258	130	863	4,0	840

B. Ekstrahert 13/4 1964.

1	8,14	718	-	0,009	0,15	219
2	3,31	5430	247	-	1,07	650
3	3,66	4790	402	0,2	2,4	970
4	6,25	2380	65	-	3,2	486

C. Ekstrahert 5/12 1964.

1	6,80	1580	-	-	3,57	795
2	2,24	10600	7850	32,4	16,4	13600
3	2,16	10500	8800	32,9	11,2	13450
4	2,26	12500	2325	39,7	18,6	14400

- : ingen påviselig økning.

For B og C er oppført de mengder som er utløst i løpet av lagringstiden. Rest fra tidligere ekstraksjon er fratrukket.

Sammensetningen av avgangen kan variere en del, dette er sannsynligvis en av årsakene til forskjellen på prøvene 2, 3 og 4. Resultatene fra ekstraktet av den nye avgang, prøve 1, viser imidlertid at denne avgang ikke har vært eksponert i tilstrekkelig tid til å ha dekomponert. Dette forhold er også påvist i prøvene fra stasjon B 1. Forskjellen mellom prøve 2, 3 og 4 kan også skyldes variasjoner i eksponering. I tiden før prøvene ble tatt ut, hadde det vært en del regn, slik at noe av avgangen kunne være lutet ut med vann. Undersøkelsen viser at under de benyttede forsøksbetingelser foregår en relativt rask dekomponering og oksydasjon av sulfidene.

I avgangshaugen vil det være meget fuktighet tilstede samtidig som oksygentilførselen er meget god. Dekomponeringen av mineralene vil foregå raskere etter hvert som pH synker.

Etter lengre nedbørfattige perioder vil fuktigheten i haugens overflate avta. Under slike forhold ble det sommeren 1963 observert krystaller av kopper-, jern(II)- og sinksulfat på overflaten. Krystallene ble analysert, og det ble funnet at de også inneholdt meget fri svovelsyre. Selv under slike forhold kan dekomponeringen også i overflaten tenkes å gå raskt, ved at blant annet luftfuktigheten gir tilstrekkelig vanninnhold.

Hvis en vesentlig del av metall- og sulfationene tilføres Dausjøen fra avgangshaugene ved bredden av innsjøen, kan denne tilførsel skje på to måter:

1. kontinuerlig med den del av vaskeriavløpsvannet som dreneres gjennom haugen, og det vann som forholdsvis jevnt sildrer ned fra fjellveggen.
2. periodevis under større nedbørperioder.

Den siste del utgjør antakelig hovedmengden.

Den gjennomsnittlige oppholdstid for vannmassene i Dausjøen er:

$$\frac{3700000 \text{ m}^3}{0,186 \text{ m}^3/\text{sek} \cdot 86400 \text{ sek/døgn}} = \underline{200 \text{ døgn.}}$$

Innholdet av de forskjellige ioner i Dausjøen den 11/2 - 13/2 1964 ble beregnet til:

ca. 1700 kg Cu
 " 25000 kg Zn
 " 670000 kg SO₄.

Sammenliknes disse verdier med de mengder som i gjennomsnitt føres ut av Dausjøen kan den gjennomsnittlige oppholdstid for ionene beregnes til:

Cu: 155 døgn
 Zn: 320 døgn
 SO₄: 310 døgn.

Som det fremgår av ovenstående blir Dausjøen tilført metall- og sulfationer på følgende måter:

- a. Gjennom avrenningsvannet fra en stor del av det naturlige nedbørfelt.
- b. Ved dekomponering og oksydasjon av slammet på bunnen og i innsjøens vannmasser.
- c. Ved dekomponering og oksydasjon i den del av avgangshaugen som ligger over vann.

Antakelig er tilførslene under pkt. b av mindre betydning, mens tilførslene nevnt under pkt. a og c begge er viktige.

Ved større mengder nedbør etter en varm og tørr periode kan det ventes en relativt rask økning i konsentrasjonen i Dausjøens vannmasser. Det er ellers vanskelig å gi en detaljert forklaring på de variasjoner som er observert ved stasjon B 3, men antakelig vil det vesentlig være bare det øverste vannlag i innsjøen som har disse variasjoner.

4.4. Skorovasselva og Grøndalselva.

Som tidligere nevnt er en del av de innhentede prøver analysert ved laboratoriet til Mosjøen Aluminium A/S, mens resten av prøvene er analysert ved NIVA. Tabell 18 nedenfor viser de gjennomsnittlige analyseresultater for perioden 18/2 1963 - 3/2 1964.

Tabell 18. Gjennomsnittlige analyseresultater for prøver innhentet 18/2 1963 - 3/2 1964.

Stasjon	pH	Jern mg Fe/1	Kopper mg Cu/1	Sink mg Zn/1	Sulfat mg SO ₄ /1
B 1	6,32	0,104	0,027	0,108	41,25
B 3	3,96	0,262	0,684	4,821	134,27
B 5	4,62	0,072	0,146	1,072	36,41
B 7	5,17	0,062	0,091	0,538	20,29
B 8a	6,06	0,041	0,045	0,068	2,78
B 10	5,89	0,048	0,065	0,186	10,11
E 4	6,20	0,043	0,048	0,099	5,86
E 5	6,31	0,033	0,053	0,046	3,42

Stasjon B 8a.

Stasjon B 8a var plassert i Grøndalselva før samløpet med Skorovasselva. Denne lokalitet representerer avrenningsvann fra et nedbørfelt som burde være meget likt Skorovasselvas naturlige nedbørfelt.

Grøndalselvas vannmasser kan betraktes som upåvirket av menneskelig aktivitet, og har derfor stor verdi som sammenlikningsgrunnlag.

Grøndalselva har et noe surt vann, pH 6,06 i gjennomsnitt. Kopperinnholdet som i gjennomsnitt var 0,028 mg Cu/l må anses å være betydelig. Også sinkinnholdet, middel 0,073 mg Zn/l var høyt. Sulfatinnholdet, middel 2,78 mg SO₄/l, var derimot ikke spesielt høyt (fig. 11).

Resultatene fra B 8a viser at vannmassene også blir tilført kopper- og sinkioner fra det uberørte nedbørfeltet.

Stasjonene B 3, B 5 og B 7.

Vannmassene ved disse tre stasjoner har en lav pH og til dels et betydelig innhold av kopper-, sink-, sulfat- og kalsiumioner. Innholdet av jern derimot er forholdsvis lavt. Store Skorovatn virker som et utjevningsbasseng for vannmassene fra Dausjøen. Den gjennomsnittlige oppholdstid er av oss anslått til 2 - 4 måneder. Kurvene for konsentrasjonsvariasjonene gjennom året viser da også gjennomgående mindre variasjoner ved stasjon B 5 enn ved B 3 (fig. 9 og 10). Variasjonene ved stasjonen B 7 er relativt store (fig. 10). Spesielt er variasjonene i pH store.

Stasjon B 10.

Denne stasjon representerer vannmassene umiddelbart før de løper ut i Namsen. pH-verdiene er også her lave, men i de fleste perioder har pH vært over 5,5. Innholdet av kopper og sink har imidlertid vært relativt høyt i gjennomsnitt, og variasjonene har vært store (fig. 11).

Masseberegninger ved stasjonene i Skorovasselva/Grøndalselva.

På grunn av de lave konsentrasjonene må de prosentvise feil i analysene antas å være store ved enkelte av stasjonene. Likeledes kan den beregnede gjennomsnittlige vannføring være noe usikker. Disse usikkerhetsmomenter må tas med ved vurdering

av de masseberegninger som er gjennomført for enkelte stasjoner.

I tabell 19 er kopper-, sink- og sulfatmengder som passerer de enkelte stasjoner pr. døgn beregnet. Ved beregningene er det forutsatt at vannføringene ved de aktuelle stasjoner i denne tiden har vært lik gjennomsnittlig vannføring.

Tabellen er basert på gjennomsnitt av samtlige analyser fra 18/2 1963 til 3/2 1964.

Tabell 19. Mengde av metallsalter som passerer de enkelte stasjoner.

Stasjon	kg Cu/døgn	kg Zn/døgn	kg SO ₄ /døgn
B 3	11,0	77,5	2160
B 7	13,4	79,0	2980
B 8a	10,9	16,5	673
B10	25,3	72,3	3930

De enkelte tall i denne tabellen synes å vise tilfredsstillende overensstemmelse.

Stasjon E 4 og E 5.

Ved disse stasjonene er prøvene tatt ved breddene av Namsen ca. 1 km nedenfor samløpet med Grøndalselva, E 4 ved østbredden og E 5 ved vestbredden. Fig. 12 viser konsentrasjonenes variasjon med tiden.

pH var i gjennomsnitt 0,1 enhet lavere ved stasjon E 4 enn ved E 5. Sinkinnholdet og sulfatinnholdet viste stor forskjell. Forholdet mellom konsentrasjonene av sink og sulfat ved stasjonene E 4 og E 5 var:

$$\text{Zn} : \frac{0,128}{0,070} = 1,8.$$

$$\text{SO}_4 : \frac{5,86}{3,42} = 1,7.$$

Bemerkelsesverdig er det at forholdet av kopperkonsentrasjonene ved de to stasjoner ikke viste noen signifikant forskjell. Både pH, sink- og sulfatverdiene støtter imidlertid antakelsen om at vannmassene fra Grøndalselva ikke er fullstendig blandet med Namsens vannmasser ved Lassemoen.

De målte konsentrasjoner av kopper og sink må betraktes som høye. Imidlertid er tilførselen fra Grøndalselva liten i forhold til de mengder som Namsens vannmasser inneholder ovenfor samløpet.

Gjennomsnittlig kopperinnhold ved stasjonene E 4 og E 5 kan settes til 0,024 mg Cu/l. Den gjennomsnittlige transport av kopper blir da ca. 320 kg Cu pr. døgn ved en vannføring på 155 m³/sek i Namsen.

Grøndalselva tilfører i gjennomsnitt ca. 14 kg Cu pr. døgn.

Gjennomsnittet for 9 målinger i Tunnsjøelva er 0,022 mg Cu/l. Vi forutsetter at vannføringen i tidsrommet 3/1 - 27/4 1964 da prøvene ble innhentet har vært 50 m³/sek. Mengden med kopper tilført fra Tunnsjøelva blir da:

ca. 95 kg/døgn.

Konsentrasjonen i Namsens vannmasser ovenfor samløpet med Tunnsjøelva kan da beregnes. Vannføringen skal her forutsettes å være (155 - 50 - 4,6)m³/sek \approx 100 m³/sek, og tilført mengde kopper (320 - 95 - 14)kg Cu/d. \approx 210 kg Cu/d.

$$\text{Konsentrasjonen} = \frac{210000 \text{ g Cu/d}}{100 \text{ m}^3/\text{sek} \cdot 86400 \text{ sek/d}} = 0,024 \text{ mg Cu/l}$$

Ved stasjon E 1a og E 1b, henholdsvis på østbredden og vestbredden av Namsen, er gjennomsnittene av 3 prøver innhentet ovenfor samløpet med Tunnsjøelva 3/1, 20/1 og 3/2 1964, henholdsvis: 0,012 mg Cu/l og 0,025 mg Cu/l.

Resultatene viser gjennomgående at avrenningsvannet fra øvre Namsens nedbørfelt som helhet inneholder kopper i gjennomsnittlig konsentrasjon på 0,010 til 0,030 mg Cu/l.

De samme beregninger kan utføres for sinkmengdene. Resultatene er:

Stasjonene E 4 og E 5. Gjennomsnittlig konsentrasjon over tverrsnittet antas å være 0,090 mg Zn/l. Dette gir en mengde på ca. 1205 kg Zn/døgn.

Stasjon B 10. Tidligere beregnet til 72 kg Zn/døgn.

Stasjon A 14. Tunnsjøelva. Konsentrasjonen er i gjennomsnitt 0,04 mg Zn/l. Mengden med sink blir da ca. 170 kg Zn/døgn.

Konsentrasjonen i Namsen ovenfor Tunnsjøelva skulle da være:

$$\frac{960000}{100 \cdot 86400} \text{ mg Zn/l} = 0,11 \text{ mg Zn/l}$$

Dette synes å være høyt i forhold til de målte konsentrasjoner 3/1, 20/1 og 3/2 1964 som i gjennomsnitt var 0,02 og 0,05 mg Zn/l ved henholdsvis stasjonene E 1a og E 1b.

Resultatene viser imidlertid at avrenningsvannet fra hele øvre Namsens nedbørfelt inneholder sink i konsentrasjoner som stort sett ligger mellom 0,02 - 0,10 mg Zn/l.

4.5. Stallvikelva.

Drensvannet fra gruvene er den eneste forurensningskilde til denne elven.

Nedenfor er gjennomsnittsverdiene for konsentrasjonene ved stasjon A 1, utløpet fra Gråbergstollen, og stasjon A 8, Stallvikelvas utløp i Tunnsjøen, ført opp.

Tabell 20. Gjennomsnittsverdier for analyseresultater av vannprøver fra stasjonene A 1 og A 8 innhentet i tiden 18/2 1963 - 3/2 1964.

Stasjon	pH	Kopper	Sink	Sulfat
A 1	2,78	11,987 mg Cu/l	31,38 mg Zn/l	834,8 mg SO ₄ /l
A 8	6,36	0,064 " "	0,15 " "	7,14 " "

De mengder som i gjennomsnitt føres ut i Tunnsjøen blir, under forutsetning av at den gjennomsnittlige vannføring i Stallvikelvas nedre del er 1,2 m³/sek:

6,6 kg Cu/døgn
 15,6 " Zn/døgn
 740 " SO₄/døgn.

Den gjennomsnittlige vannføring ut av Gråbergstollen er ikke kjent på grunn av manglende målinger. Anslagsvis kan den settes til ca. 6 l/sek, og de mengder som føres ut av gruve blir da:

6,2 kg Cu/døgn
16,3 " Zn/døgn
433 " SO₄/døgn.

Gjennomsnittet av 6 vannføringsmålinger ved stasjon A 1 utført: 9/8 1962 og 6/8, 19/8, 2/9, 16/9 og 30/9 1963 ble 6,5 l/sek.

Tilførslene av sink og kopper fra den øvrige delen av nedbørfeltet skulle derfor være meget små hvis forutsetningene i beregningene ovenfor er riktige.

Konsentrasjonene av kopper og sink nedover Stallvikelva er høye, sett i forhold til de konsentrasjoner som akvatiske organismer vanligvis antas å tolerere. Imidlertid skal det liten fortykning til av vannet nederst i elven, før konsentrasjonene kan antas å være ufarlige. Ifølge de analyser som foreligger av vannprøver fra Tunnsjøelva, ser det ut til at vannmassene i Tunnsjøen har omtrent de samme konsentrasjoner av kopper og sink som ved utløpet av Stallvikelva.

Hvorfra de store mengder med kopper og sink i Tunnsjøen har sin opprinnelse har vi ikke grunnlag for å vurdere. Avløpsvannet fra gruve kan imidlertid bare tenkes å ha innvirkning på Stallvikelva og på de områder i Tunnsjøen som ligger i umiddelbar nærhet av denne elvens utløp.

4.6. Forholdene ved utløpet av Tunnsjøen.

I tiden 20/1 - 14/9 1964 ble det innhentet vannprøver ved utløpet av Tunnsjøen, stasjon A 14, for derved å undersøke konsentrasjonene av forurensninger og deres variasjoner. I tabell 21 neste side er de gjennomsnittlige analyseresultater ført opp. Gjennomsnittet for analyseresultatene av vannprøver fra stasjon A 8 i samme tidsrom er oppført for sammenlikning.

Tabell 21. Gjennomsnittlige analyseresultater av vannprøver fra stasjonene A 8 og A 14 innhentet i tiden 20/1 - 14/9 1964.

		<u>Stasjon A 8</u>	<u>Stasjon A 14</u>
pH		6,47	6,59
El.ledn.evne,	ohm ⁻¹ cm ⁻¹ .10 ⁻⁶	40,3	30,0
Turbiditet,	mg SiO ₂ /l	1,7	1,0
Farge,	mg Pt/l	30	15
Jern,	mg Fe/l	0,09	<0,05
Kopper,	mg Cu/l	0,036	0,022
Sink,	mg Zn/l	0,189	0,076
Sulfat,	mg SO ₄ /l	6,5	1,8
Hårdhet,	mg CaO/l	7,9	5,2

Gjennomsnittlig vannføring ved Stallvikelvas utløp i Tunnsjøen er anslått til ca. 1,2 m³/sek, og gjennomsnittlig vannføring i Tunnsjøelva etter reguleringen er beregnet til 48,4 m³/sek. Ved sammenlikning av analyseresultatene fra stasjonene A 8 og A 14 fremgår det at forurensningene fra Stallvikelva bare vil kunne påvirke Tunnsjøelvas vannmasser i ubetydelig grad.

Nedenfor er det beregnet hvor meget innholdet av Stallvikelvas vannmasser ville influere på vannmassene ved utløpet fra Tunnsjøen under forutsetning av at det er gjennomsnittlig vannføring i Stallvikelva og Tunnsjøelva.

De beregnede økninger blir da:

Jern:	0,002	mg Fe/l
Kopper:	0,0009	mg Cu/l
Sink:	0,0047	mg Zn/l
Sulfat:	0,14	mg SO ₄ /l
Hårdhet:	0,2	mg CaO/l

I forhold til de konsentrasjoner som er målt ved stasjon A 14 er de beregnede økninger ubetydelige. Dette vil si at de overveiende mengder metallsalter som finnes i Tunnsjøens vannmasser blir tilført fra den øvrige del av nedbørfeltet.

De gjennomsnittlige analyseverdiene fra stasjon B 8a, Grøndalselva før samløp med Skorovasselva, er:

0,028 mg Cu/l og 0,073 mg Zn/l.

Disse verdier stemmer godt overens med resultatene fra stasjon A 14 og sannsynliggjør antakelsen om at kopper- og sinkinnholdet i Tunnsjøens vannmasser hovedsakelig er forårsaket ved en naturlig oppløsning av bergartene i nedbørfeltet.

4.7. Diskusjon av de kjemiske undersøkelser.

Gruvedriften medfører et surt avløpsvann som blant annet inneholder betydelige mengder løste kopper- og sinksalter.

Drensvannet fra gruve som blir ledet ut gjennom Gråbergstollen fører til høye kopper- og sinkkonsentrasjoner i Stallvikelvas vannmasser helt ned til utløpet i Tunnsjøen. Fortynningen i Tunnsjøen må imidlertid ventes å bli såvidt rask og stor at målbar økning i kopper- og sinkkonsentrasjoner i Tunnsjøens vannmasser på grunn av drensvannet må ventes å være lokalt begrenset til viken ved utløpet. Tunnsjøen tilføres metallioner i tilsig fra den øvrige del av nedbørfeltet som gir nær de samme konsentrasjoner i innsjøen som i Stallvikelva ved utløpet.

Tilførsler av sink- og koppersalter til Dausjøen og vassdraget nedenfor skjer på flere måter. Noe av tilførselene er naturlig betinget og kan ikke tilbakeføres til driften av gruvene. Men de overveiende mengder blir sannsynligvis tilført innsjøen fra avgangshaugene på vestsiden av Dausjøen og ved hovedstollens åpning. Tilførselene herfra skjer antakelig for en stor del periodevis, men vannmassenes oppholdstid i Dausjøen forårsaker en utjevning.

Konsentrasjonene videre nedover Skorovasselva og nedre del av Grøndalselva er høye, men avtar etter hvert som det blir tilført vann fra sidevassdragene.

Avrenningsvannet fra upåvirkede områder, blant annet Grøndalselvas nedre del, inneholder også betydelige mengder sink- og kopperioner. Konsentrasjonen av kopper og sink må betraktes som høye helt ned til samløpet med Namsen.

Også i Namsen var konsentrasjonene av kopper og sink overraskende høye. Vannmassene inneholdt betydelige mengder også ovenfor samløpet med Grøndalselva. Resultatene viser at vannmassene fra Grøndalselva ikke er blandet fullstendig med Namsens vannmasser ved Lassemoen. En sammenblanding finner

sted i strykene nedenfor Lassemoen og ytterligere i Åsmulfossen. Under de nåværende forhold må det ventes at konsentrasjonene av kopper og sink er høyere på Namsens østside enn på vestsiden fra utløpet av Grøndalselva og en lengre strekning nedover.

I norske vanntyper er det normalt humuskomponenter som forårsaker fargen. Disse humusstoffer består av forskjellige beslektede organiske stoffer, og inneholder som regel jernioner kompleksbundet. Humusstoffene har gjerne sin opprinnelse fra skog- og myrområder. Undersøkelser som er foretatt ved NIVA tyder på at det kompleksbundne jern lett kan skiftes ut med kalsium-, kopper-, eller sinkioner der disse finnes i vannmassene. Vi har foreløpig ingen oversikt over om kopper- og sinkhumuskompleksene har en annen virkning på akvatiske organismer enn de frie kopper- og sinkioner. Enkelte observasjoner tyder imidlertid på at den toksiske virkning svekkes når kopper og sink bindes kompleks til humus. Dette vil bli undersøkt nærmere ved instituttet i tiden fremover.

5. BIOLOGISKE UNDERSØKELSER.

5.1. Metoder og prøvetaking for feltundersøkelsen.

Det ble utført feltarbeid med innsamling av biologiske prøver i tidsrommet 27/6 - 29/6 1963 og 24/8 - 25/8 1964. Stasjonene som ble undersøkt er gjengitt i tabell 6, side 21, og deres beliggenhet fremgår av fig. 1 og 2. De biologiske prøver som er undersøkt, og som denne beskrivelse er basert på, er angitt i tabellene 22, 23 og 24..

Tabell 22. Oversikt over undersøkte prøver fra Skorovasselv og Grøndalselv.

Stasjonsbetegnelse	C1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8a	B8b	B9	B10
Prøvetaking 27-29/6-63			+	+	+	+	+	+			+
Prøvetaking 24-25/8-64	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+

+ indikerer at prøven er bearbeidet.

Tabell 23. Oversikt over undersøkte prøver fra Namsen.

Stasjonsbetegnelse:	E2	E3	E4	E5	E6	E7
Prøvetaking 27/6 - 29/6 - 63			+	+		
Prøvetaking 24/8 - 25/8 - 64	+	+	+	+	+	+

+ indikerer at prøven er bearbeidet.

Tabell 24. Oversikt over undersøkte prøver fra Stallvikely og Tunnsjøen.

Stasjonsbetegnelse	A4	A5	A6	A7	A8	A10
Prøvetaking 27/6 - 29/6 - 63	+	+	+	+	+	
Prøvetaking 24/8 - 25/8 - 64					+	+

+ indikerer at prøven er bearbeidet.

Fremgangsmåten som ble fulgt, er den rutinemessige ved biologiske feltundersøkelser, og består i mikroskopisk bearbeidelse av levende- og formalinkonservertmateriale. Det ble foretatt en subjektiv vurdering av organismenes mengdemessige forekomst i de respektive samfunn. Ved denne vurdering av kvantitativ forekomst er det benyttet en skala som er gjengitt i tabell 25. Det er vanskelig å vurdere mengden av organismer av forskjellig størrelse og morfologi. Derfor er det valgt to sett mengdeangivelser for henholdsvis større og mindre organismer. Angivelsene fremgår av tabell 25.

Tabell 25. Skala for subjektiv vurdering av kvantitativ forekomst av organismer.

Kvantitetsgrupper for kormofytter og invertebrater	Kvantitetsgrupper for thallophytter	Betegnelse for forekomst i prøver
+	+	Forekommer
rr	1	Sjelden
r	2	Sparsom
c	3	Vanlig
cc	4	Hyppig
ccc	5	Dominant

5.2. Generelle biologiske forhold.

Resultatet av den biologiske feltundersøkelsen er for elvesystemet Skorovasselv - Grøndalselv gjengitt i tabell 67, for Namsen i tabell 68 og for elvesystemet Stallvikelv - Tverrelv i tabell 69. Resultatet av en undersøkelse av plankton i Tunn-sjøen er stilt sammen i tabell 70.

I det følgende behandles de enkelte lokaliteter stasjonsvis.

Stasjoner i Skorovasselv og Grøndalselv.

Stasjon B2, Dausjøen.

Strandnær vegetasjon var tydelig påvirket av forurensningene. Betydelig skade av vekst og utvikling ble observert på fjellkrekling (Empetrum hermaphrodiicum Hagerup), blokkebær (Vaccinium uliginosum L.), tyttebær (Vaccinium vitisidaea L.) og bjørk (Betula odorata Bechst.). Sterkt influert, tildels drept, var artene dvergbjørk (Betula nana L.), molter (Rubus Chamaemorus L.), røsslyng (Calluna vulgaris (L.) Hull), einer (Juniperus communis L.), stjernestarr (Carex rostrata Stok.) og duskmyrull (Eriophorum agustifolium Honck.). Disse to siste artene dannet sparsom vegetasjon i litoralsonen.

Den benthiske vegetasjon i Dausjøen besto vesentlig av grønnalgen Ulothrix subtilis Kützing og levermosen Gymnocolea inflata (Huds.) Dum. Sporadisk ble også individer av en levermose Scapania sp. og en grønnalge Stigeoclonium sp. funnet. I bølgeslagsområdet var det frodig forekomst av Ulothrix subtilis, og denne arten preget vegetasjonsforholdene i innsjøen.

Planktonet i Dausjøen ble undersøkt ved innsamling av håvtrekk. Materialet inneholdt vesentlig fnokker av Ulothrix subtilis, men det var også en betydelig komponent av nannoplanktoniske grønnalgeflagellater. Størst forekomst hadde en flaggelat av slekten Chlamydomonas med cellestørrelse 7 - 9 mikron. Det ble funnet enkelte eksemplarer av Ceratium hirundinella (O.F.Müller) Schrank. Faunakomponenten var ekstremt fattig med forekomst av rotatorier.

Stasjon B3, Skorovasselv, etter utløpet av Dausjøen.

Algevegetasjonen var helt preget av forekomstene av Ulothrix subtilis. Protonema av moser var tilstede, og Gymnocolea inflata dannet sammenhengende bevoksninger. Det var sparsom forekomst av pennate diatoméer, og Eunotia cf. exigua (Bréb.) Grun. ble funnet. Alger av slektene Cosmarium, Euglena og

Chlamydomonas var representert med enkelte eksemplarer. Carex rostrata og Eriophorum angustifolium var bestanddannende på den første strekning av Skorovasselv etter utløpet av Dausjøen. Invertebratfaunaen var ekstremt fattig, med protozoer, nematoder og rotatorier i mengdemessig liten forekomst. Elvebunnen var dekket av okerutfellinger.

Stasjon B4. Skorovasselv, før samløpet med bekk fra Lille Skorovatn.

Forholdene på denne stasjon var lite forskjellige fra foregående stasjon. Elven var dekket på bunnen med algematter av Ulothrix subtilis, og Gymnocolea inflata vokste i tette tuer gjennom okerutfellingene. Orthocladine chironomider ble funnet (blå-fiolette individer) i sparsom forekomst i moseputene. Av grønnalger i samfunnet kan Cosmarium sp. og Stigeoclonium sp. nevnes.

Stasjon C1. Bekk fra Lille Skorovatn.

I biologisk sammenheng skiller denne stasjon seg sterkt fra de i Skorovasselv. Et kvantitativt og kvalitativt rikt organismesamfunn var utviklet, og det var et balansert forhold mellom vegetasjon og fauna. Dominerende algearter var Vaucheria sp. (68 mikron) og Tetraspora cylindrica (Wahlenb.) Ag. En rekke andre alger var tilstede i frodig utvikling. Av disse var Scenedesmus spp., Closterium sp., Tribonema sp. (10 mikron) og Tabellaria flocculosa (Roth) Ktz. viktige arter. I den rike holdige faunaen var Simulium sp. sammen med bryozoer, ephemerider og ciliater i størst mengdemessig forekomst.

Stasjon B5. Skorovasselv, etter utløpet av Store Skorovatn.

Elvebunnen også her med okerutfellinger, men i vesentlig mindre mengde enn i Skorovasselv før Store Skorovatn. Ingen visuell fauna, men ved mikroskopering av prøver ble det funnet enkelte eksemplarer av rotatorier og protozoer. De kvantitativt viktigste algearter var Ulothrix subtilis og Chlamydomonas sp. (7 - 9 mikron). Ledsagende arter var Tabellaria flocculosa, Stigeoclonium sp. og Scenedesmus spp. Kolonier av Dinobryon sertularia Ehrenbg. hadde sparsom forekomst. Pennate diatoméer og desmidiacéer var tilstede, men i lite artsutvalg og meget beskjedne mengde. Gymnocolea inflata var frodig utviklet.

Stasjon B6. Skorovasselv, ved Skytebanen.

Algevegetasjonen preget av Ulothrix subtilis, mosevegetasjonen av Gymnocolea inflata. En chroococcal blågrønnalge dannet slimaktige belegg over stenene på elvebunnen. Pennate diatoméer var representert med Navicula sp. og Tabellaria flocculosa, men i mengdemessig liten forekomst. Sparsom visuell invertebratfauna av Simulium sp.

Stasjonen liknet i de biologiske forhold på stasjon B5.

Stasjon B7. Skorovasselv, før samløpet med Grøndalselv.

Brunfiolett belegg av en hormogonal blågrønnalge dekket elvebunnen over hele tverrsnittet. Den aktuelle art er ikke identifisert, men hører sannsynligvis til slekten Calothrix, og har trichombredde 14 - 16 mikron. Ulothrix subtilis var fremdeles representert i algesamfunnet, men var mengdemessig gått tilbake i forhold til på de ovenforliggende stasjoner i Skorovasselv. Cyster av chrysophycéer var tilstede i okerutfellingene, som fremdeles gjorde seg gjeldende. Dinobryon sertularia forekom i spredte eksemplarer. Av pennate diatoméer kan Tabellaria flocculosa og Frustulia rhomboides (Ehr.) de Toni nevnes.

Også på denne stasjon var det bare fattig visuell forekomst av invertebrater, vesentlig diptere.

Stasjon B8a. Grøndalselv, før samløpet med Skorovasselv.

Frodige organismsamfunn preget denne stasjonen. Vegetasjon og fauna var satt sammen av et allsidig utvalg arter. Invertebratfauna med stor andel av insektlarver i visuell forekomst.

Grønnalger dominerte vegetasjonen. I kvantitativ sammenheng var Bulbochaëse sp. og Hyalotheca cf. dissiliens (Smith) Bréb. av størst betydning, men zygnematacées med arter av slektene Spirogyra, Mougeotia og Zygnema var også tilstede i stor forekomst. Pennate diatoméer og solitære desmidiaceer hadde et variert artsutvalg. Det kan nevnes at rødalgen Batrachospermum cf. moniliforme Roth vokste med spredte eksemplarer i elvetverrsnittet. Blågrønnalgene var representert med arter av slektene Tolypothrix, Schizothrix, Oscillatoria og Stigonema.

Faunaelementene i samfunnet var dominert av diptere og ephemerider. Orthocladine chironomider og Simulium sp. hadde stor tallmessig forekomst. Av ephemeridene var Baetis rhodani (Pict.) og Heptagenia sulphurea Müll. vanlige arter.

Trichoptererne Hydropsyche sp. og Polycentropus flavomaculatus (Pict.) ble funnet med mange eksemplarer. Vanlig å finne var også plecopteren Amphinemura sulcicollis (Stephens).

Stasjon B8b. Grøndalselv, etter Skorovasselvas innmunning.

Vegetasjon og fauna viste hovedsakelig samme utforming som i Skorovasselv ved stasjon B7. I rolige partier var det okerutfellinger på elvebunnen. Invertebratfaunaen var nærmest uten arter med visuell forekomst. Bare et fåtall av algeartene fra stasjon B8a var utviklet.

Blågrønnalgen Calothrix sp. (?) (14 - 16 mikron) dannet brunfiolette belegg over elvebunnen. Det var spredte bevoxsninger med Ulothrix subtilis på stener og faste gjenstander i elven. Pennate diatoméer og desmidiacéer var tilstede, men med få arter og i liten mengdemessig forekomst.

Insektlarver av gruppene Trichoptera, Ephemeroptera og Plecoptera ble ikke funnet. Dipterne var representert med orthocladine chironomider. Rotatorier og protozoer var sparsomt tilstede i algebevoxsningene.

Stasjon B9. Grøndalselv, før samløpet med Styggedalsbekken.

De biologiske forhold hovedsakelig som omtalt for stasjon B8b.

Stasjon B10. Grøndalselv, før samløpet med Namsen.

Tydelig belegg på stenene av slam som også inneholdt okeraktige bestanddeler. Algevegetasjon i liten mengdemessig utfoldelse, men artsantallet er øket i forhold til på stasjon B9. Meget liten forekomst av invertebrater.

Blågrønnalgen Calothrix sp. (?) (14 - 16 mikron) og grønnalgen Ulothrix subtilis var de viktigste arter i vegetasjonen, Mougeotia sp. og Spirogyra sp. hadde sparsom forekomst. Grønnalgene Spondylosium planum (Wolle) W. et G.S. West, Scenedesmus obliquus (Turpin) Kützing og Cosmarium sp. var ledsagende arter i samfunnet. Blågrønnalgene var sparsomt representert med arter av slektene Schizothrix, Tolypothrix og Phormidium.

Av den fattige invertebratfaunaen kan nevnes forekomsten av orthocladine chironomider, trichopteren Rhyacophila sp. og mikroskopiske arter av nematoder, rotatorier og protozoer.

Stasjoner i Namsen.

Stasjon E2. Namsen, østbredd før Grøndalselvas innmunning.

En variert vegetasjon og fauna var tilstede, men i ikke stor mengdemessig forekomst.

Et rikholdig utvalg av pennate diatoméer dominerte algevegetasjonen. Artene med størst forekomst var Tabellaria flocculosa og Gomphonema constrictum Ehr. Grønnalgene var representert med Zygnema sp. (32 mikron), Bulbochaete sp. og desmidiaceer. Spredt forekomst hadde flere arter blågrønnalger, vanlige var Chamaesiphon cf. macer Geitler, Schizothrix sp. (12 mikron) og Merismopedia punctata Meyer.

Invertebratfaunaen var sammensatt av mange arter. Insektlarver av artene Ecdyonurus venosus (Fabr.), Polycentropus flavomaculatus Pict., Isoperla grammatica (Poda) og Isoperla obscura (Zetterstedt) ble funnet. Vanlig på lokaliteten var Hydra vulgaris Pallas. og Lymnaea pereger Müller.

Stasjon E3. Namsen, østbredd etter Grøndalselvas innmunning.

Slamavsetninger fra Grøndalselva dekket stener og gjenstander på elvebunnen. Vegetasjon og fauna var preget av sparsom forekomst av et lite utvalg arter.

Algevegetasjonen besto vesentlig av diatoméer med Tabellaria flocculosa som vanligste art. Det var en tydelig reduksjon i artsantallet av pennate diatoméer i forhold til stasjon E2. Tilstedeværelse av spredte eksemplarer av desmidiaceen Cosmarium sp. og blågrønnalgene Tolypothrix sp. og Calothrix sp. (?) (14 - 16 mikron) viste sammenheng med vegetasjonsforholdene i Grøndalselv.

Invertebratfaunaen var svært fattig. Det ble funnet spredte eksemplarer av chironomider, rotatorier og nematoder.

Stasjon E4. Namsen østbredd ved Lassemoen bru.

De biologiske forhold var preget av en mer variert sammensatt

vegetasjon og flora enn på stasjon E3. Den kvantitative utfoldelse av artene var imidlertid liten, og lokaliteten må karakteriseres som fattig.

Tabellaria flocculosa og Mougeotia sp. (8 mikron) var de fremherskende alger i samfunnene. Pennate diatoméer var tilstede med arter av slektene Navicula, Achnanthes, Diatoma og Ceratoneis. Blågrønnalgen Calothrix sp. (?) (14 - 16 mikron) ble funnet sammen med Schizothrix sp. (12 mikron) og Pseudanabaena sp. Vegetasjonen av desmidiaceer besto av flere arter. Invertebratfaunaen var fattig. Foruten orthocladine chironomider ble det av insektlarver funnet Isoperla obscura, Stenophylax sp., Rhyacophila nubila (Zett.) og Amphinemura sulcicollis (Stephens). Protozoer og rotatorier var representert med få arter i mengdemessig liten forekomst.

Stasjon E5. Namsen, vestbredd ved Lassomoen bru.

Denne stasjon hadde en artsrik vegetasjon og fauna. Organismene hadde stor mengdemessig forekomst.

Den frodige algevegetasjon var dominert av grønnalger med Bulbochaete sp. og Schizochlamys gelatinosa A. Braun som fremtredende arter. Andre grønnalger i samfunnet var Mougeotia sp. (8 mikron), Zygnema sp. (32 mikron) og en rekke arter av desmidiaceer.

Floraen av pennate diatomeer var meget artsrik. Størst mengdemessig forekomst hadde Tabellaria flocculosa og Didymosphenia geminata (Lyngbye) M. Schmidt.

Algesamfunnet hadde en betydelig komponent av blågrønnalger. I kvantitativ sammenheng var Tolypothrix sp. (20 mikron), Chamaesiphon cf. confervicolus A. Braun og Stigonema mamillosum (Lyngbye) Ag. av betydning, særlig på stener i dypere deler av elven.

Hydrurus foetidus (Vill.) Trev. og Bathracospermum moniliforme var vanlige på denne lokaliteten.

Det var rik forekomst av protozoer, rotatorier og krepsdyr. Insektlarver som ble funnet med store individtall var Heptagenia sulphurea Müll., Amphinemura sulcicollis og Isoperla grammatica. Orthocladine chironomider var tallrike i bevoksningene med alger og moser. Lymnaea pereger ble funnet med mange eksemplarer.

Stasjon E6. Namsen, vestbredd før Lassemoen foss.

Den høyere vegetasjon i Namsen var sammensatt av følgende arter:

Potamogeton gramineus L.
 Ranunculus reptans L.
 Myriophyllum alterniflorum L.
 Hippuris vulgaris L.
 Juncus articulatus L.
 Juncus sp. (steril)
 Sparganium sp. (steril)
 Nitella opaca
 Isoetes cf. lacustris L.
 Equisetum fluviatile L.

Langs vestbredden av Namsen fra Lassemoen bru til Lassemoen foss var det tildels frodig utvikling av disse artene.

Algevegetasjonen på denne stasjon hørte til en sjelden artsrik type og utgjorde sammenhengende bevoksninger over elvebunnen. Det er i hovedtrekkene de samme arter fra stasjon E5 som går igjen, men deres mengdemessige forekomst viser andre forhold. Palmelloide chrysophyceer dominerte samfunnet sammen med Bulbochaete sp., Didymosphenia geminata og Batrachospermum moniliforme.

Den frodige utvikling av algevegetasjonen gjenspeilte seg også i de faunistiske forhold. Invertebratfaunaen var sammensatt av de samme arter som på stasjonen E5, men i tydelig større kvantitetsmessig forekomst.

Stasjon E7. Namsen, østbredd før Lassemoen foss.

Langs østbredden av Namsen fra Lassemoen bru til Lassemoen foss var det bare sparsom forekomst av høyere vegetasjon. Juncus articulatus og Sparganium sp. var de vanligste artene.

Både når det gjaldt algevegetasjon og invertebratfauna var det de samme artene som på stasjon E4 som dannet samfunn her. Inidlertid var det i kvantitetsmessig sammenheng større forekomster på denne stasjon. Calothrix sp. (?) (14 - 16 mikron) ble ikke funnet.

Stasjoner i Stallvikelva.Stasjon A4. Stallvikelva, ved utløpet av innsjø 530.

Algevegetasjon dominert av Ulothrix subtilis. Mellom algetrådene var det vanlig å finne moseprotonemaer. Sterile eksemplarer av høyere planter (Eriophorum angustifolium?) var tilstede. Invertebratfaunaen besto utelukkende av protozoer og rotatorier. Det var sparsom forekomst av bevoxninger med chlamydobakterier.

Stasjon A5. Stallvikelva, ved utløpet av Damtjønn.

Vegetasjon og fauna var meget fattige.

Foruten spredte eksemplarer av diatoméer (Ceratoneis arcus (Ehrenberg) Kützing, Achnanthes spp.) ble det funnet enkelte desmidiaceer og trichomer av blågrønnalger. Moseprotonemaer hadde forekomst i okerutfellingene. Chlamydobakterier ble påvist.

Invertebratfauna av protozoer og rotatorier i mengdemessig liten forekomst.

Stasjon A6. Stallvikelva, før samløp med Tverrelva.

De biologiske forhold hovedsakelig som omtalt for stasjon A5.

Stasjon A7. Tverrelva, før samløp med Stallvikelva.

En artsrik vegetasjon og fauna var utviklet på stasjonen.

Algevegetasjonen var dominert av Mougeotia sp. (37 mikron) sammen med flere arter av desmidiaceer. Pennate diatoméer var tilstede med stor artsvariasjon. Tabellaria flocculosa, Synedra ulna (Nitzsch) Ehr., Diatoma vulgare Borg og Frustulia rhomboides hørte til de vanligste arter. Også blågrønnalger hadde en artsrik forekomst i algevegetasjonen.

Invertebratfaunaen var sammensatt av protozoer, rotatorier og insektlarver. Ephemerider hadde størst mengdemessig forekomst, og artene Heptagenia sulphurea og Baetis rhodani Pict. ble funnet. Polycentropus flavomaculatus var den vanligste av trichopterne på lokaliteten. Stenene i områder med rasktstrømmende vann var tett kolonisert av dipteren Simulium sp.

Stasjonen representerte en interessant kontrast til forholdene på stasjon A6.

Stasjon A8. Stallvikelva, før utløpet i Tunnsjøen.

Elven var på denne stasjon preget av fattig vegetasjon og fauna, såvel med hensyn til artsantall og mengde av organismer.

Moseprotonemaer sammen med pennate diatoméer dannet sparsomme bevoksninger av stenoverflater. Spredte trichomer av Oscillatoria sp. inngikk i samfunnet.

Invertebratfaunaen besto av protozoer og rotatorier i mengdemessig liten forekomst. Insektlarver ble ikke funnet.

Stasjon A10. Tunnsjøen.

Det ble innsamlet et materiale av plankton, 26/8 1964, med fytoplanktonhåv utstyrt med silkeduk nr. 25.

Organismeinnholdet i prøven var sammensatt av et variert utvalg arter av planter og dyr. Flagellaten Dinobryon divergens Imhof og diatoméene Asterionella formosa Hassall og Tabelaria fenestrata var. asterionelloides Grun. hadde størst mengdemessig forekomst. Grønnalgene var representert med en rekke arter av trichale og coccale former.

Faunakomponenten i prøven var dominert av cyclopoide copopoder og arter av rotatorier. Mengdemessig utgjorde disse over halvparten av prøvens biomasse.

5.3. Diskusjon av de generelle biologiske forhold.

I juli - august 1936 og juli 1937 ble det utført en biologisk undersøkelse av de samme vassdrag som denne rapport behandler. Det var professor Henrik Printz ved Norges landbrukshøyskole og fiskeriinspektør Hartvig Huitfeldt-Kaas som dengang gjennomførte undersøkelsen. Det foreligger derfor i dette tilfellet opplysninger som muliggjør en vurdering av om forurensningssituasjonen i vassdragene har forandret seg på disse 28 år.

Det vil ikke her bli gjort noen fremstilling av hvordan forurensninger med gruvevann av den aktuelle type virker inn på biologiske forhold i sin alminnelighet. Av litteratur som behandler problemet kan det vises til bøker som gir en generell innføring (Hynes, H.: The biology of polluted waters, 1960; Liebmann, H.: Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie, München 1960).

Som det fremgår av vår beskrivelse i avsnitt 5.2. gjorde det seg gjeldende en tydelig påvirkning av de biologiske forhold på stasjonene B2, B3, B4, B5, B6, B7, B8b, B9 og B10. Det vil si at hele elvestrekningen fra Dausjøen og ned til Namsen var preget av virkningene som avrenningsvannet fra gruveområdet medfører. Ved å sammenlikne organismesamfunnene på stasjon B8a (Grøndalselva, før samløpet med Skorovasselva) og stasjon B7 (Skorovasselva før samløpet med Grøndalselva) fremgår det hvordan en upåvirket lokalitet arter seg i biologisk henseende i forhold til en påvirket. I Grøndalselva nedenfor samløpet med Skorovasselva er det organismesamfunnene fra Skorovasselva som er utviklet i vassdraget. Dette innebærer at de hydro-kjemiske forhold i vannmassene fra Skorovasselva er av avgjørende betydning for det organismeliv som kan etablere seg på elvestrekningen etter samløpet.

I tabell 71 har vi stillet sammen resultatene for utvalgte stasjoner under den biologiske feltundersøkelsen i 1937. Allerede dengang kunne virkningene av gruvevannet spores i de biologiske forhold i Skorovasselva - Grøndalselva helt ned til innmunningen i Namsen. Imidlertid viser observasjonene under feltundersøkelsen i 1963 og 1964 at den biologiske tilstand på vassdragsstrekningen Store Skorovatn - Namsen i betydelig grad er forandret og viser en større beskadigelse av forholdene enn i 1937. Det er vanskelig å tolke dette annet enn som virkningene av en større belastning med forurensninger.

Om de biologiske forhold i Namsen i avsnittet omkring Grøndalselvas utløp rapporterer Henrik Printz i 1937:

"Som en av de mest aktuelle lokaliteter blev dette sted viet en spesiell oppmerksomhet og der blev innsamlet en rekke prøver i forskjellig avstand fra Grøndalselvans munning og nedover ca. 1 km. - og fra forskjellig slags bunn.

Elveleiet består her dels av sten, dels av faste klipper hvorpå der fantes et inntil 3 - 4 cm. tykt, slimete, olivenbrunt belegg som inneholder store mengder av mikroskopiske alger. Dessuten fantes stor rikdom på friske vannmoser.

Allerede ved det blotte øie er elven karakteristisk her ved sine bevoksninger av Batrachospermum moniliforme, som

dannet inntil 6 - 8 cm. høie slimete tafser, tildels rikelig med gonimoblaster. Dessuten fantes i de fleste prøver såvidt ømfintlige former som Spirogyra, Zygnema og Mougeotia i livlig deling og vekst. Dette er et absolutt sikkert bevis for at grubevannet f.t. ingen som helst biologisk betydning utøver i dette avsnitt av elven. Det må dog bemerkes at Grøndalselven på denne tid var meget liten slik at den kun førte meget lite vann ut i Namsen.

Ellers må elven i dette avsnitt m.h.t. biologiske forhold karakteriseres som særdeles rik og varierende, men ellers ikke særlig bemerkelsesverdig utover hvad man kunde vente å finne i et vassdrag av denne type.

Som en naturlig følge av det rike autotrofe planteliv er surstoffinnholdet i vannet - som det vil fremgå av analysene - meget stort. På stille steder i bunnen kunde det også sees hvorledes der utviklet seg surstoffblærer som følge av algenes assimilasjonsprosesser.

Foruten de vanlige elveformer av diatoméer optrer her en rekke desmidiaceer med former som Cosmarium Botrytis, Euastrum elegans og Netrium digitus o.l. som nesten ikke mangler i noen prøver. Særdeles hyppig forekommer enn videre Coelosphaerium Kützingianum. og Merismopedia glauca. En karakteralge er for dette avsnitt som ovenfor nevnt dessuten Batrachospermum moniliforme.

Ved munningen av Grøndalselven fantes som karakterplanter følgende: Callitriche verna, Subularia aquatica, Ranunculus reptans, Isoetes lacuster, Sparganium minimum, Scirpus acicularis, Utricularia vulgaris og Juncus filiformis."

Resultatene av den biologiske feltundersøkelsen i 1963 - 1964 viser at forholdene idag synes å være vesentlig forandret fra det som er beskrevet fra 1937. Mens stasjon E2 (Namsen, østbredd før Grøndalselvas innmunning) hadde en variert vegetasjon og fauna som viser mange likheter med forholdene beskrevet i 1937, var stasjonene E3 (Namsen, østbredd etter Grøndalselvas innmunning), E4 (Namsen, østbredd ved Lassemoen bru) og delvis E7 (Namsen, østbredd før Lassemoen foss) preget av organismesamfunn som indikerte påvirkning av forurensninger. På samme tid var stasjonene E5 (Namsen, vestbredd ved Lassemoen bru) og E6 (Namsen, vestbredd før Lassemoen foss) normalt

utviklet med hensyn til vegetasjon og fauna. Med utgangspunkt i dette er det grunn til å konkludere med at virkningene av forurensningen gjør seg gjeldende lokalt i Namsen langs østbredden nedenfor Grøndalselvas munning. Forurensningsvirkningene har dermed større omfang enn ved den tidligere undersøkelse.

Det er i denne sammenheng nødvendig å presisere at det er et beskjedent materiale av observasjoner som ligger til grunn for denne uttalelsen.

De biologiske forhold i Stallvikelva viste at dette vassdraget var betydelig påvirket av avrenningsvann fra gruvedområdet helt til innløpet i Tunnsjøen. Også for denne elvestrekning er det gode eksempler på hvordan vegetasjon og fauna er utviklet under de aktuelle naturforhold på nærmest upåvirkede lokaliteter. Stasjon A7 (Tverrelva, før samløp med Stallvikelva) representerte en slik lokalitet.

Planktonprøven som ble innsamlet i Tunnsjøen på stasjon A10 ga ingen indisier på at biologiske forhold i vannmassene var påvirket av forurensninger. Både vegetasjon og fauna var utviklet som normalt i en innsjø av denne type.

5.4. Fiskeundersøkelser.

5.4.a. Om fiskebestanden i vassdragene. Avløpsvannet fra gruvedriften i Skorovass leder ut i et vassdrag som fra gammelt av er kjent for sin fiskerikdom. I det følgende skal gis en kortfattet oversikt over fiskeforholdene i de vassdrag som blir berørt eller kan tenkes å bli berørt av avløpsvann fra Elektrokemisk A/S Skorovas Gruber.

Stallvikelva.

Stallvikelva har neppe noen gang spilt noen stor rolle som fiskeførende vassdrag. Ifølge opplysninger skal det tidligere ha vært en relativt stor bestand av stasjonær, småfallen bekkeare i dette vassdraget. På grunn av en høy foss ved utløpet i Tunnsjøen er det også tvilsomt om elven har hatt noen betydning som gyteelv for fisk fra Tunnsjøen. En viss utvandring av småfisk fra elven ut i Tunnsjøen må en imidlertid regne med at det har skjedd. Det nederste av de to vann som Stallvikelva passerer, Damtjønn, kan tidligere tenkes å ha hatt en viss verdi som fiskevann.

I undersøkelsesperioden 1963 ble det ikke observert fisk i Stallvikelva fra gruvene og ned til Tunnsjøen. I Damtjønn ble det observert fisk i den vestre del av vannet, som er avsnørt fra hovedbassenget med et smalt, grunt sund. I Tverrelva, som munner ut i Stallvikelva ca. 2 km ovenfor utløpet i Tunnsjøen, ble det observert en del småaure.

Tunnsjøen og Tunnsjøelva.

I forbindelse med reguleringen av Tunnsjøen er det i de senere år foretatt fiskeribiologiske undersøkelser i denne innsjøen. Fra tidligere foreligger ingen eksakte opplysninger om forholdene. I Tunnsjøen finnes aure og røye. Fisket foregår vesentlig med garn på røyas gyteplasser om høsten. En del fisk tas også med sportsredskap.

De fiskeriundersøkelsene som er foretatt i forbindelse med reguleringene av Tunnsjøen har vist at fisket har gått tilbake som følge av reguleringene (Per Aass, pers. oppl.). Når det gjelder forurensningene fra Stallvikelva har en her bare kunnet finne virkning i et relativt lite område rundt munningen av elven. Den eiendom som besitter fisket rundt munningen skal ha fått fisket praktisk talt totalskadet. På de to hosliggende eiendommer har en ikke kunnet påvise noen særlig virkning. Det samme gjelder fisket ved Stallvikholmen og Storhusvika som idag er en av de beste fiskeplasser i hele Tunnsjøen.

I Tunnsjøelva har det tidligere foregått en del sportsfiske etter aure. Reguleringene har imidlertid ført til store forandringer i vassdraget, og en har ennå ikke oversikt over hvordan disse vil virke på fisket.

Dausjøen, Store Skorovatn, Skorovasselv og Grøndalselva.

Fiskeforholdene i dette vassdraget er tidligere undersøkt av Hartvig Huitfeldt-Kaas (Rapport til Elektrokemisk A/S, 1938). Huitfeldt-Kaas fant på grunnlag av biologiske og kjemiske analyser at det i 1938 ikke kunne leve fisk i Dausjøen eller bekken ned til Store Skorovatn. I Store Skorovatn ble det ikke iaktatt fisk, og Huitfeldt-Kaas mener at det heller ikke her kunne leve aure, - i allefall ikke året rundt. Også elvestrekningen fra Store Skorovatn ca. 8 km ned til samløpet med Grøndalselva var tilsynelatende fisketom, noe som også

ble bekreftet av folk på stedet. Nedenfor samløpet med Grøndalselva var det imidlertid rikelig med småaure.

Ved befaringen foretatt av instituttet sommeren 1963 ble det ikke iaktatt fisk i dette vassdraget fra Dausjøen og ned til samløpet med Grøndalselva. I denne tilløpselven ble det observert småaure, men nedenfor samløpet og ned til utløpet i Namsen ble det heller ikke observert fisk. Dette understøttes også av det faktum at det heller ikke ble funnet fiske-næringsdyr på denne strekning. Her må det da ha skjedd en vesentlig forandring siden 1938 da Huitfeldt-Kaas fant både næringsdyr og fisk nedenfor samløpet Grøndalselva - Skorovasselva.

Namsen.

I Namsen finnes laks og aure, og i de nedre deler også ål, skrubbeflyndre og trepigget stingsild. Laksen og sjøauren vandrer i Namsen opp til Fiskumfoss ca. 60 km fra elvens munning i sjøen. Det er imidlertid planer om å bygge lakse-trapp i denne fossen, og det kan bety at også en betydelig strekning ovenfor blir tilgjengelig for laks fra sjøen. I Namsen ovenfor Fiskumfoss finnes idag en stasjonær bestand av laks, den såkalte ferskvannslaks, som lever hele sitt liv i ferskvann.

Namsen er fra gammelt av kjent som en meget god lakseelv. Utbyttet av laks og sjøaurefisket i Namsen med Bjøra fra 1864 - 1961 fremgår av fig. 15. Det kan sees av denne at det har vært en del variasjoner i utbyttet, uten at en kan si noe om årsakene til disse. Laksefisket i Namsen foregår idag vesentlig som sportsfiske. Foruten dette fisket i selve elven foregår et betydelig fiske etter laks med kilenot i Namsenfjorden. Den laksen som fanges her sogner sannsynligvis vesentlig til Namsen. Hvor stor prosent av laksen som fiskes i sjøen er ikke mulig å si i dette tilfelle, men det regnes vanligvis at ca. 70% av fangsten foregår i sjøen.

I Namsen ovenfor Fiskumfoss fiskes det vesentlig på en stasjonær bestand av relativt småfallen aure og ferskvannslaks. Fisket er hovedsakelig et sportsfiske, og noen oppgaver over utbyttet av fisket foreligger ikke.

Det er av instituttet ikke foretatt noen undersøkelser av fiskebestanden i Namsen. Det foreligger ingen opplysninger som tyder på at en innflytelse av forurensningene gjør seg gjeldende på det nåværende tidspunkt.

På grunnlag av tidligere undersøkelser (Huitfeldt-Kaas og Printz, rapport Elektrokemisk A/S 1939) og observasjoner foretatt av instituttet kan vi konkludere med følgende:

Dausjøen, Store Skorovatn, Skorovasselv, Grøndalselv nedenfor samløpet med Skorovasselv til utløpet i Namsen, har idag ingen bestand av fisk. Forholdene har forandret seg siden 1939 da det var aure i Grøndalselva nedenfor samløpet med Skorovasselva.

Grøndalselva ovenfor samløpet med Skorovasselva har en bestand av småfallen aure.

Stallvikelva har ingen bestand av fisk, mens de tilstøtende vassdrag har bestander av aure.

I Tunnsjøen er fisket skadet i et mindre område ved munningen av Stallvikelva. Forøvrig er det ikke påvist noen effekt av forurensning fra Stallvikelva på fiskebestanden i Tunnsjøen.

5.4.b. Fiskeforsøk. Innledning. De kjemiske undersøkelsene av avløpsvannet fra gruvene og de nedenforliggende vassdrag har vist at kopper og sink føres ut i vassdragene i relativt store mengder. Disse metallene vil foreligge i løst form langt nedover i vassdraget. Løst jern som tilføres med avløpsvannet, vil relativt raskt felles ut som oker. Det er derfor bare i vassdragenes øverste deler at jern vil foreligge løst i konsentrasjoner som er over det som kan tenkes å være skadelig for fisk og andre vannorganismer. I øvre del av Stallvikelva og Skorovasselva vil også en syrevirkning kunne gjøre seg gjeldende, idet pH her til dels ligger betydelig under det som kan tolereres av laksefisk.

I det foreliggende tilfelle er det først og fremst virkningen av avløpsvannet på fiskebestanden i Namsen og delvis også Tunnsjøen som er av betydning. Fisket i Stallvikelva og Skorovasselva - Grøndalselva spiller en underordnet rolle i sammenhengen. Det er derfor naturlig i det følgende å se på hvilke effekter avløpsvannet kan tenkes å ha på fiskeforholdene i Namsen og Tunnsjøen:

Som nevnt vil en eventuell virkning av avløpsvannet fra gruvedriften i Skorovatn på fiskebestanden i Tunnsjøen og Namsen først og fremst måtte tilskrives løsninger av kopper og sink. Jernet vil allerede på et tidlig tidspunkt felles ut og uskadeliggjøres, og syrevirkningen vil heller ikke gjøre seg gjeldende langt nedover i vassdraget.

Det er tidligere foretatt en rekke forsøk for å studere virkningen av kopper og sink på vannorganismer. Det som først og fremst tilsiktes med slike forsøk er å finne frem til den maksimale konsentrasjon av stoffet som ikke skader fisken over et lengre tidsrom. Når denne er fastlagt, vil en på grunnlag av kjemiske analyser i vassdraget ha muligheter for å fastslå hvorvidt vedkommende stoff kan ha en toksisk effekt. Det er også ut fra slike forsøk en mulighet til å beregne den mengde av stoffet som det er forsvarlig å slippe ut i vassdraget.

Vanskeligheten med slike forsøk er imidlertid iøynefallende. Fiskens eksponeringstid i det miljø som skal testes må av praktiske grunner være begrenset. Videre er det forskjell på de forskjellige fiskearters toleranse overfor giftstoffer; det samme gjelder de forskjellige stadier i en fiskearts livs- syklus. Vannkvalitet og temperatur spiller også en stor rolle for stoffets giftvirkning. Det er derfor alltid nødvendig å foreta testforsøkene med de aktuelle fiskearter i den aktuelle vanntype. Det må imidlertid presiseres at selv om en nok kan finne frem til bestemte toleransegrenser for en fiskearts følsomhet overfor et giftstoff under laboratoriebetingelser, må det alltid utvises stor forsiktighet ved overføring av disse resultatene til forholdene i en resipient. De betingelser som kan skaffes tilveie under laboratorieforhold kan ikke fullt ut erstatte og etterlikne det kompliserte samspill mellom kjemiske, fysiske og biologiske faktorer som en finner i et naturlig vassdrag.

I det følgende skal redegjøres for de forsøk som er utført med fisk i forbindelse med undersøkelsene av avløpsvann fra gruvedriften i Skorovatn.

Metoder.

Testforsøkene med fisk i akvarier har foregått ved instituttets laboratorium i Oslo. Som forsøksmetodikk er benyttet tillempninger av metoder som praktiseres ved institusjoner som arbeider med problemstillinger av liknende art.

Forsøkenees hensikt har vært å studere fiskens reaksjon i forskjellige konsentrasjoner av kopper- og sinkløsninger. Til forsøkene har vært benyttet glassakvarier med 5 til 10 liters løsning. For å opprettholde gassbalansen i vannet ble blåst inn luft fra en luftpumpe. Løsningene i akvariene har vært skiftet 1 gang pr. døgn.

Som forsøksobjekter har vært benyttet rogn og yngel av laks. Forsøk har vært utført med rogn og fisk i forskjellige stadier, øyerogn, plommesekeyngel, yngel med nylig resorbert plommesekk og 3 - 10 mndr. gammel yngel i størrelse fra 4 - 6 cm. Rogn og yngel som har vært benyttet stammer fra storlaks som sogner til Lierelva nær Drammen. Noen orienterende forsøk har også vært utført med rogn og yngel av regnbueaure.

Forsøkene er dels utført med vann fra Namsen og Skorovassområdet, dels med vann fra laboratoriet. Vannet ble hentet på følgende steder:

1. Namsen ved Fiskumfoss.
2. Namsen ved Lindset, ca. 4 km ovenfor Tunnsjøelvas munning i Namsen.
3. Tunnsjøelva ved veibru nedenfor dammen i Tunnsjøen.

Det ble også foretatt forsøk med vann fra Grøndalselva ved utløpet i Namsen (stasjon B10), fra Stallvikelva ved utløpet i Tunnsjøen (stasjon A8) og vann fra utløpet av Dausjøen (stasjon B3).

Vannet ble transportert og oppbevart på 20 liters kanner av pvc-plast.

I tabell 26 neste side er vist resultatene av kjemiske analyser av vannet fra noen lokaliteter.

Tabell 26. Kjemiske analyseresultater av vann til fiskeforsøk fra Tunnsjø, Namsen og Laboratoriet, NIVA.

	14/8 1963			10/10 1963			3/12 1963
	Fiskum	Lindset	Tunnsjø	Fiskum	Lindset	Tunnsjø	Lab.
pH	7,00	6,93	7,12	6,90	6,84	7,08	7,05
El.ledn.e. % ₂₀ =n.10 ⁻⁶	28,1	18,9	29,5	23,6	23,2	30,0	37,0
Hårdhet mg CaO/1	5,4	5,0	5,4	4,2	4,5	6,1	7,1
Turbiditet mg SiO ₂ /1	1,54	1,06	0,98	1,86	1,22	0,74	-
Farge mg Pt/1	17	13	6	47	49	10	-
KMnO ₄ -tall mg O/1	2,01	1,26	0,43	4,87	4,65	1,16	3,77

I alle forsøk er benyttet $\text{Cu SO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ og $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ til de respektive løsninger av Zn og Cu.

For å kontrollere riktigheten av doseringene er det foretatt en rekke analyser av de totale kopper- og sinkkonsentrasjonene i de fremstilte løsninger. Analysene har bekreftet riktig dosering, men forteller intet om i hvilken form metallene foreligger. Det er nødvendig å være oppmerksom på dette forhold fordi giftvirkningen sannsynligvis er influert av om metallet foreligger fritt som ion eller i kompleks form. Skal en komme nærmere forståelsen av disse problemer er det av viktighet å utarbeide kjemiske analysemetoder som er kvalitative med hensyn til bindingsformen.

De fleste forsøkene med lakseyngel hadde en varighet av inntil 3 døgn. I forsøk av såvidt kort varighet ble ikke fisken foret. I forsøk over lengre tid ble fisken foret med finmalt storfelever kort før løsningen ble skiftet i akvariene. På denne måten kunne fisken holdes i god kondisjon i akvariene i et tidsrom av 30 døgn eller mer. I forsøk med yngel i størrelse fra 4 - 6 cm ble holdt 1 fisk pr. liter løsning. Nyklekket yngel i størrelse 2 - 3 cm ble holdt i et antall av 2 fisk pr. liter løsning. Temperaturen ble under forsøkene med lakseyngel holdt konstant på 10 eller 15°C.

Foruten forsøk med yngel ble det foretatt klekkforsøk med lakserogn i forskjellige konsentrasjoner av kopper- og sink-

løsninger. Et forsøk med å befrukte og klekke regnbueaure i kopper- og sinkløsninger ble mislykket. I et forsøk med lakserogn ble benyttet rogn av storlaks fra Lierelva. Rognen ble befruktet ved DOFA's anlegg ved Sjøstad i Lier og umiddelbart etterpå transportert til laboratoriet. Her ble den holdt i rennende vann av ca. 10°C inntil den var kommet i øyerognstadiet etter ca. 24 døgn. I et annet forsøk ble benyttet øyerogn av laks fra Sandvikselva ved Oslo. Rognen var i dette tilfelle mer utviklet og begynte å klekke bare få dager etter at forsøket startet.

Klekkeforsøkene ble utført i rom med ca. 10°C konstant temperatur. I akvarier med 5 liters løsning ble lagt 20 rogn i hvert akvarium på en glassfiberduk over en ramme av plast. I hvert akvarium ble blåst inn luft fra en luftpumpe. Løsning ble skiftet etter 13 døgn og etter 30 døgn. Rommet ble holdt i mørke og bare utsatt for avskjermet lys ved ettersyn.

I alle forsøk ble foretatt observasjoner av fisk og rogn, og døde eksemplarer ble så fort som mulig fjernet fra akvariene.

For å uttrykke forsøksresultatene er innført begrepet gjennomsnittlig levetid. Dette er gjennomsnittet av den tid som de forskjellige individer lever i testløsningen.

Hvis antall individer er n og individets levetid i løsningen fra forsøks start er t , blir den gjennomsnittlige levetid T :

$$\frac{t_1 + t_2 + \dots + t_n}{n} = T$$

Når tidspunktet for et individs død ikke er fastsatt ved direkte observasjon i dødsøyeblikket blir levetiden:

$$\frac{t_2 + t_1}{2} = t,$$

hvor t_1 er tiden fra forsøkets start til siste observasjon før dødsøyeblikket og t_2 er tiden frem til første observasjon etter dødens inntreden. Når den gjennomsnittlige levetid er lik forsøkets varighet, f.eks. 3 døgn, vil det si at samtlige fisk har overlevet og at giftvirkning ikke er konstatert som dødelighet.

De konsentrasjoner som har særlig interesse ved vurderingen av giftvirkningene er de maksimale konsentrasjoner som ikke medfører dødelighet i forsøksperioden. Det samme gjelder de minimale konsentrasjoner som medfører dødelighet. Området mellom de to konsentrasjoner, det kritiske konsentrasjonsområdet, kan være mer eller mindre diffust etter som de to konsentrasjonsgrenser går over i hverandre.

Resultater.

Forsøk med vann fra Dausjøen, Skorovasselvea og Stallvikelva.

Innledningsvis ble foretatt noen mindre forsøk for å studere virkningen av vannet fra lokaliteter hvor det idag ikke finnes fisk.

I tabell 27 er vist resultatene av forsøk med yngel av regnbueaure i vann fra utløpet av Dausjøen og blandinger med vann fra Namsen.

Tabell 27. Virkning av vann fra Dausjøen og blandinger med vann fra Namsen på yngel av regnbueaure.

1. Testet umiddelbart etter blandingen.
 2. Etter 4 døgns henstand.
- Temperatur: 15°C.

% vann fra Dausjøen	Tid for 100% dødelighet		Analyser				
	1	2	pH	" ₂₀ =n.10 ⁻⁶	Fe mg/1	Cu mg/1	Zn mg/1
100	24 t.	12 t.	4,26	269,0	0,16	0,82	4,18
50	7½ t.	13 t.	5,06	144,5	<0,05	0,44	2,21
33	12 t.	19 t.	5,33	100,0	<0,05	0,25	1,47
25	18 t.	14 t.	5,81	80,1	0,07	0,20	1,08
14,3	7½ t.	37 t.	6,44	55,0	<0,05	0,24	0,63
0	x	-	7,03	19,1	<0,05	-	-

x = ingen døde fisk etter 6 døgn.

I vann fra Dausjøen (tatt ved utløpet 28/6 1964) døde yngel av regnbueaure i løpet av 12 - 24 timer. I blandinger med vann fra Namsen (stasjon 4) døde fisken forttere i blandingene enn i det ublandede Dausjøvann når den ble sluppet i umiddelbart etter at blandingen var foretatt. Dette skyldes muligens virkning av jern en tid etter blandingsøyeblikket. Etter 4 døgns henstand virket blandingene mindre giftige enn det ublandede vann fra Dausjøen.

Et forsøk ble også utført for å undersøke virkningen av det forurensede vannet på døgnfluer. Som forsøksmateriale ble benyttet døgnfluer (Siphonuris lacustris Etn.) som var fanget i Grøndalselva ved utløpet i Skorovasselv.

Resultater er vist i tabell 28.

Tabell 28. Døgnfluer (Siphonuris lacustris Etn.) eksponert i vann fra Dausjøen, Store Skorovatn og Grøndalselva.
Temperatur: 15 - 21°C.

Lokalitet	% døde etter døgn	pH	$n_{20} = n \cdot 10^{-6}$	SO ₄ mg/l	Fe mg/l	Cu mg/l	Zn mg/l
Dausjøen B 3	100% <5 d.	4,30	270,0	99,6	Ikke påvist	0,784	3,39
Store Skorovatn B 5	57% <12 d.	4,91	89,0	29,6	"	0,224	1,03
Grøndalselva B 8a	72% <12 d.	6,64	14,2	1,5	"	0,006	0,05

Det fremgår av resultatene at disse døgnfluene viste seg tydelig mer resistente enn regnbueaure i vann fra Dausjøen.

I vann fra Store Skorovatn viste døgnfluene ingen signifikant dødelighet i forhold til kontrollen med vann fra Grøndalselva.

Et forsøk ble også utført med lakseyngel i vann fra Stallvik-elva ved utløpet i Tunnsjøen (stasjon A8) og fra Grøndalselva ved utløpet i Namsen (stasjon B10).

Resultatene er vist i tabell 29.

Tabell 29. Lakseyngel (4 - 5 cm) eksponert i vann fra Stallvik-elva (stasjon A8) og Grøndalselva (stasjon B10).
Temperatur: 15°C.

Lokalitet	% døde etter 5 døgn	pH	$n_{20} = n \cdot 10^{-6}$	Fe mg/l	Cu mg/l	Zn mg/l
Stallvike. A8	0	7,34	47,5	<0,05	0,08	0,11
Grøndalse. B10	20	6,84	44,5	<0,05	0,06	0,26
Kontroll (Lab.vann)	0	6,60	36,4	-	-	-

Det er verdt å legge merke til at disse korttidsforsøkene i akvarier viste liten eller ingen skadevirkning på fisk eksponert i vann fra lokaliteter hvor fisk eller makroinvertebrater praktisk talt ikke forekommer. Det samme gjelder forsøket med døgnfluer fra Store Skorovatn.

Forsøk i vann fra Namsen og Tunnsjøen.

Forsøk med vann fra Namsen, Fiskum.

Resultatene av forsøkene med løsninger av kopper og sink samt blandinger av disse i vann fra Namsen ved Fiskum fremgår av fig. 16 - 18. De oppgitte konsentrasjoner av kopper og sink svarer i disse forsøk til det som er tilsatt. Figurene viser den gjennomsnittlige levetid for årsyngel av laks i løsninger med forskjellige konsentrasjoner av metallsaltene. I disse forsøkene som strakte seg over 3 døgn, markerer de åpne ringene med oppadvendte piler de konsentrasjoner hvor ingen av forsøksfiskene døde i løpet av eksponeringstiden. Den gjennomsnittlige levetid blir her altså 3 døgn. Figurene viser at løsninger av koppersulfat har sterkere toksisk effekt enn løsningene av sinksulfat. Den maksimale konsentrasjon av kopper, som ikke medførte dødelighet i løpet av 3 døgn, var 0,06 mg/l. Den minimale konsentrasjon, som medførte dødelighet i forsøksperioden, var 0,07 mg/l.

Forsøkene med sink ga resultater som ikke var helt entydige i konsentrasjonsområdet 0,1 - 0,3 mg Zn/l. Eksponering i dette konsentrasjonsområdet medførte en viss dødelighet tiltross for at det ikke var dødelighet ved 0,3 mg/l, og det er vanskelig å si med sikkerhet om den dødelighet som forekom skyldtes tilfældigheter eller individuelle variasjoner i fiskens resistens. Typisk for forsøkene i dette konsentrasjonsområde var nemlig at noen få fisk døde mens de øvrige var tilsynelatende upåvirket og i god kondisjon ved forsøkets avslutning. I alle tilfeller kan det sies at det kritiske området her viste seg å være mer diffust enn i forsøkene med kopper.

Fig. 18 viser forsøk som ble utført med blandinger av de to metaller. I løsningene ble benyttet like mengder (mg/l) av de to metallene. Disse forsøkene gir ikke noe fullstendig bilde av samvirket mellom de to metallene, fordi det her av

praktiske grunner bare er festet til et konsentrasjonsforhold (1 : 1). Resultatene tyder allikevel på at det foreligger en svak forsterkning av giftvirkningen, synergisme, når metallene opptrer sammen i løsning.

Sammenliknende forsøk med vann fra Namsen og Tunnsjø.

I tillegg til forsøkene med vann fra Namsen ved Fiskum ble det foretatt sammenliknende forsøk med vann fra Namsen ved Lindset og fra Tunnsjøen. Resultatene av disse forsøkene er vist i fig. 19 og 20. De kjemiske analyseresultater fremgår av tabell 26, side 66.

Forsøkene ble utført i vann hentet den 14. august og 10. oktober. Resultatene viser at det her var forskjell på giftvirkningen av kopper ved de to anledninger. I første tilfelle (fig. 19) var virkningen sterkest i vann fra Namsen ved Lindset, noe mindre i vann fra Tunnsjø og minst i vann fra Namsen ved Fiskum. Ved annen gangs forsøk (fig. 20) hadde kopperet en minsket effekt i vann fra Namsen mens virkningen var omtrent den samme i vann fra Tunnsjøen. Det fremgår av de kjemiske analyseresultater at den vesentligste forskjell i vannkvalitet var høyere farge- og permanganattall i vann fra Namsen ved annen gangs forsøk. Vannet var da relativt sterkt brunfarget, noe som må tilskrives den flomsituasjon som vassdraget befant seg i under prøvetakingen. Det er sannsynlig at den minskede giftvirkning ved annen gangs forsøk i vann fra Namsen skyldtes en inaktivering av kopperet på grunn av kompleksbinding med de tilstedeværende humuskomponenter.

Forsøkene med sink viste ingen entydige, signifikante forskjeller i giftvirkning i vann fra de tre lokaliteter. Det kritiske området lå i alle tilfeller i området omkring 0,1 - 0,5 mg Zn/l.

Langtidsforsøk med lakseyngel i vann fra laboratoriet.

For å komplettere forsøkene med vann fra Skorovassområdet ble det foretatt forsøk i vann fra ledningsnettets i laboratoriet. Vannet var her behandlet med aktivt kull slik at klor og organiske stoffer var fjernet. Fysisk-kjemiske analyseresultater av vannet fremgår av tabell 26, side 66.

I fig. 21 er vist resultatene av forsøkene med kopper og sink. Det fremgår av figuren at det kritiske konsentrasjonsområdet ligger noe lavere her enn i vann fra Namsen og Tunnsjøen. Korttidsforsøkene over 3 døgn viste at det oppsto dødelighet i konsentrasjoner på 0,06 og 0,04 mg Cu/l. I forsøkene over 28 døgn viste det seg at samtlige fisk (5) klarte seg i konsentrasjoner på 0,04 og 0,02 mg Cu/l. 1 fisk overlevde også 28 døgns eksponering i 0,06 mg Cu/l. Forsøket viste at en eksponeringstid ut over 3 døgn ikke medførte øket dødelighet i de lavere konsentrasjonene.

I langtidsforsøkene ble fisken foret hver dag med finmalt okseliver. Fisken var vennet til foret på forhånd, og tok det straks det ble sluppet i karet. Om fisken tar foret eller ikke vil være et godt indisium på fiskens trivsel. Det viste seg at fisken i kontrollakvariet tok foret hver dag fra forsøkets begynnelse.

I akvariet med 0,02 mg Cu/l reagerte fisken til å begynne med enten ikke når foret ble sluppet i, eller den snappet det og spyttet det ut. Først etter ca. 14 døgn tok alle fiskene foret og svelget det. I akvariet med 0,04 mg Cu/l skjedde dette først etter 19 døgn. Den ene fisk som overlevde i akvariet med 0,06 mg Cu/l begynte også å ta til seg for etter 25 - 28 døgns eksponering.

Typisk for fisk eksponert i disse subletale konsentrasjoner var et formørket integument og avmagring. Karakteristisk var også at en del fisk viste nervøse reaksjoner i form av kramper ved ytre påvirkning. Etter hvert som fisken begynte å ta for til seg så disse symptomer ut til å avta.

Forsøkene viste at også konsentrasjoner av kopper under det som virket drepende på fisken hadde en tydelig effekt. Under laboratoriebetingelser så fisken ut til å overvinne denne skadelige effekten etter en viss tid. Det er imidlertid mulig at fisken under naturlige betingelser ikke vil klare en slik påkjenning som en eksponering i disse konsentrasjoner øyensynlig medførte.

I fig. 21 er plottet inn den gjennomsnittlige levetid for lakseyngel i forskjellige konsentrasjoner av sink. Giftvirkningen var her mindre utpreget enn i vann fra Skorovass-

området. I konsentrasjonene 1,0, 0,5 og 0,3 mg Zn/l var de fisk som overlevde i tilsynelatende meget god kondisjon ved forsøkets avslutning etter 28 døgn. Fisken tok for allerede fra starten av, og det kunne ikke spores noen kronisk effekt slik som i de subletale konsentrasjoner av kopper. De dødsfall som inntraff skjedde relativt plutselig og symptomløst. Også i disse forsøkene kunne det se ut som om det var individuelle forskjeller i følsomheten overfor sink i de lavere konsentrasjoner.

Forsøk med forskjellige aldersgrupper av laks.

Tidligere fisketoksikologiske undersøkelser har vist at de forskjellige aldersgrupper av fisk kan være ulike resistente overfor giftpåvirkninger. Det er fastslått at de yngre aldersgrupper gjerne er mer ømtålige enn de eldre når en ser bort fra visse faser av eggstadiet hvor fosteret er vel beskyttet av eggkapselen. For å få et inntrykk av de forskjellige aldersgruppers resistens ble det foretatt sammenliknende forsøk med årsyngel, plommeseekkyngel og rogn.

I fig. 22 er vist resultatene av et forsøk i vann fra laboratoriet med nyklekket plommeseekkyngel og 9 måneders gammel yngel. Forsøket viste at det var relativt liten forskjell i følsomhet overfor giftstoffene i de konsentrasjoner som ble testet. Letalkonsentrasjonen var omlag 0,06 mg/l for kopper og 0,3 mg/l for sink både for årsyngel og plommeseekkyngel i disse forsøkene.

Det ble foretatt 3 forsøk hvor rogn av laks og regnbueaure ble eksponert i løsninger med forskjellige konsentrasjoner av kopper og sink. Forsøkene med laks ble foretatt med øyerogn, mens det i forsøket med regnbueaure var hensikten å studere hele utviklingsprosessen fra befruktning til klekking. Bare et av forsøkene med øyerogn av laks ble vellykket. Resultatet av dette forsøket fremgår av tabell 30. Denne rognen ble eksponert i kopper- og sinkløsningen 27 døgn etter klekking. Rognen var da 270 daggrader gammel og kommet i øyerognstadiet, som opptrådte etter 240 daggrader.

Tabell 30. Klekkeforsøk med øverogn av laks i forskjellige konsentrasjoner av $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ og $CuSO_4 \cdot 5H_2O$ i laboratorievann.
Temperatur: 9,6°C.

	Zn mg/l				Cu mg/l					Kontroll
	5,0	1,0	0,5	0,3	0,5	0,1	0,06	0,04	0,02	
Døgn for 100% død	16				11					
Døgn for klekking			30	32		23	20	25	25	23
% klekking	0	5	10	35	0	10	50	40	50	100
% levende ved slutt	0	0	5	35	0	10	45	40	50	100

I løsningene med 0,5 mg Cu/l var all rogn død etter 11 døgn. I 0,1 klekket 10% av rognen. I de lavere konsentrasjoner ned til 0,02 mg/l klekket inntil 50% av rognen mens klekkingen i kontrollen var 100%. I dette tilfelle hadde altså en dosert mengde av 0,02 mg Cu/l en tydelig effekt på klekkesresultatet. Utviklingstiden frem til klekking var omtrent den samme i løsningene med kopper som i kontrollen. Den overlevende yngel videre skjebne ble fulgt opp i ytterligere ca. 25 døgn i de repsektive løsninger. Plommesekken var da borte hos de yngel som var kommet lengst i utviklingen. Det viste seg at yngelen i kontrollen utviklet seg noe raskere og viste større aktivitet. Forskjellen var imidlertid meget liten i de to laveste konsentrasjoner 0,02 og 0,04 mg Cu/l i forhold til kontrollen. De to gjenlevende (10%) i 0,1 mg Cu/l var i dårlig kondisjon ved forsøkets slutt.

I løsningene med sink var dødeligheten før klekking 100% i løsningen med 5,0 mg Zn/l. I de øvrige løsninger var klekkesprosenten lav og klekkingen betydelig forsinket i forhold til kontrollen. I den lavere konsentrasjon som ble testet var klekkesprosenten således bare 35%. Ved mikroskopisk analyse viste det seg at fosteret lot til å utvikle seg normalt i eggene, men at mykningen av eggkapselen før klekking ikke inntrådte. Det kunne således se ut som om fosteret hadde vanskeligheter med å sprengte eggkapselen når tiden for klekking skulle være inne. For å se hvorvidt fosteret var levedyktig ble det etter 27 døgns eksponering skåret hull på eggkapselen til noen egg fra løsningene med 1,0 og 0,5 mg Zn/l. Det viste seg at denne yngel siden utviklet seg normalt i de respektive løsninger.

Forsøk med befruktning og klekking av regnbueaure ble mislykket, og tilsvarende forsøk vil derfor senere bli utført med laks. Resultatene av forsøkene viser at lave konsentrasjoner av kopper og sink har en effekt på utvikling og klekking av lakserogn. Forsøkene har imidlertid ikke vært omfattende nok til at det kan fastsettes skadegrenser. Det er allikevel verdt å legge merke til at både kopper og sink ser ut til å virke på eggets utvikling og klekking i konsentrasjoner som er tildels lavere enn de som ble funnet toksiske for yngel.

5.4.c. Diskusjon av fiskeundersøkelsene. Studier over giftvirkninger av kopper og sink på vannorganismer har tidligere vært viet stor oppmerksomhet både i inn- og utland. Det foreligger en rekke arbeider hvor hensikten har vært å fastsette de konsentrasjoner av metallene som virker toksiske over et visst tidsrom. På grunn av heterogent forsøksmateriale og ulike forsøksopplegg er det imidlertid ofte vanskelig å sammenlikne resultatene fra de forskjellige forsøk. Særlig er vannkvaliteten av avgjørende betydning for et stoffs giftvirkning. I mange av de eldre arbeider foreligger det få eller ingen kjemiske eller fysiske data om det vann som er benyttet til eksperimentene. Til tross for de mange opplysninger som finnes er det derfor bare relativt få resultater som har generell interesse. Doudoroff and Katz (1953) har foretatt en studie over de arbeider som forelå på dette tidspunkt og sammenfattet disse i en summarisk oversikt. De resultater som her foreligger er imidlertid svært heterogene og gir få holdepunkter. Senere har Lloyd (1960, 1961a, 1961b) og Lloyd og Herbert (1962) foretatt undersøkelser med regnbueaure som har betydelig interesse. I 1964 ble publisert et arbeid (Sprague, 1964) over virkning av kopper og sink på laks. Denne undersøkelsen har flest likhetspunkter med Skorovassundersøkelsen og har størst interesse i sammenhengen. Av norske undersøkelser er publisert et arbeide av Schmidt-Nielsen (1939) over forsøk i forbindelse med gruvedrift i Orkdal.

Skorovassundersøkelsen viste at kopper kunne utøve giftvirkning i en konsentrasjon av 0,07 mg/l eller mer. For sinkens vedkommende ble det med sikkerhet konstatert giftvirkning ved konsentrasjoner over 0,3 mg/l. I blandinger av de to metallene ble funnet en svak synergisme. Disse resultatene skiller seg ikke vesentlig ut fra de som ble funnet

av Sprague (1964). Han fant at 0,048 og 0,600 mg/l var meget nær den "ikke toksiske" konsentrasjon for kopper og sink henholdsvis. I blandinger av de to metaller ble funnet en noe forsterket giftvirkning, men letalkonsentrasjonen ble ikke bestemt. Sprague fant altså en noe sterkere påvirkning av kopper enn i Skorovassundersøkelsene. Det motsatte var tilfelle med sinken. Forskjellen var imidlertid for begge metallers vedkommende relativt liten, og resultatene fra de to undersøkelsene må sies å understøtte hverandre.

I sine undersøkelser med kopper- og sinkholdig gruvevann fant Schmidt-Nielsen, (1939) at 0,1 - 0,2 mg Cu/l og 0,1 - 0,2 mg Zn/l virket giftig på fisk. Han hevder at dersom fisken skal leve og trives i vannet må konsentrasjonen av kopper og sink ikke overstige 0,1 mg/l Cu + 0,1 mg/l Zn. Disse resultatene skiller seg ut fra Skorovassundersøkelsen ved en sterkere giftvirkning for sink og svakere for kopper.

I forsøkene med laks og aure er det vesentlig benyttet yngel eller større fisk. Det foreligger imidlertid tilfeller hvor det har oppstått dødelighet på rogn i klekkerier og hvor en har kunnet fastslå at årsaken sannsynligvis skyldtes forgiftning av sink fra galvaniserte rør. I et klekkeri ble det funnet at en såvidt lav konsentrasjon som 0,04 mg Zn/l forårsaket 60 - 100% dødelighet hos aurerogn (Affleck, 1952). Vannet hadde her en pH på 6,0 og var således noe surt. Hverken dette eller andre forsøk gir imidlertid tilfredsstillende svar på om befruktningsprosesser eller fiskens rognstadium er mer influert av kopper og sink enn de andre stadier av fiskens livssyklus.

Når resultatene fra de forskjellige undersøkelser er avvikende, beror dette oftest på forskjellig vannkvalitet. I tabell 31 neste side er stilt sammen en del resultater fra forskjellige arbeider hvor det foreligger opplysninger om vannkvalitet.

Tabell 31. Oversikt over resultater av forsøk med giftvirkning av kopper og sink på aure og laks. Omtrentlige maksimale konsentrasjoner av metallene som ikke forårsaker dødelighet i forsøksperioden.

		Cu mg/1	Zn mg/1	pH	Hårdhet mg CaO/1	Fiske- art
Schmidt-Nielsen	(1939)	0,1	0,1	6,9-7,0	10	Laks
Sprague	(1964)	0,048	0,6	7,1-7,5	11	"
Skorovass	(Namsen, Fiskum)	0,06	0,08-0,3	6,8-7,0	5	"
Lloyd	(1961)	0,044	0,56	6,7-7,0	7	Regn- bue- aure
-	" -	1,1	3,5	7,6-7,8	180	"
Liepolt und Weber	(1958)	0,07		7,0	11	"
-	" -	0,25		7,6	142	"

Tabellen viser at hårdheten i særlig grad synes å spille en rolle for metallenes giftvirkning. Dette fremgår særlig tydelig av forsøkene til Lloyd og Liepolt. Forøvrig er det neppe tvil om at det er mange faktorer som influerer på giftvirkningen. Forsøkene med vann fra Skorovass syntes f.eks. å tyde på at mengden av humusstoffer spiller en vesentlig rolle for kopperets effekt.

I Skorovassundersøkelsene ble benyttet laks som testobjekt med kopper og sink. Når laks ble benyttet var dette fordi laksen er den mest betydningsfulle fiskeart i Namsen. Forøvrig hører også laksen til de mest følsomme fiskearter når det gjelder giftpåvirkning av forskjellig slag. Det er derfor ikke sannsynlig at giftvirkningen vil gjøre seg sterkere gjeldende overfor de andre fiskearter som finnes i Namsenvassdraget. Det siktes da særlig til aure og til røye som spiller den største rollen i Tunnsjøen. Når det gjelder andre vannorganismer stiller saken seg noe forskjellig for de ulike grupper. Liepolt und Weber (1958) fant at insektlarver som døgnfluer (Heptagenia lateralis) og fjørmygg (Chironimus thummi) var relativt resistente overfor kopper, mens marflo (Gammarus pulex) var noe mer følsomme enn regnbueaure. Forøvrig foreligger det flere undersøkelser hvor det er funnet giftvirkning ved meget lave konsentrasjoner overfor visse vannorganismer.

Boch (1951) fant at fiskeigler (Piscicola geometra) ble skadet ved en konsentrasjon av 0,08 mg Cu/l. Ferskvannspolyppen Hydra vulgaris ble skadet allerede ved en konsentrasjon av 0,004 mg Cu/l (Weber 1932).

Jones (1940) fant ved sin undersøkelse av elven Ystwyth, som er forurenset av sink fra gruvedrift at flimmerormer, vannmidd og insektlarver fantes mens fisk, snegler og muslinger, krepsdyr, børsteormer og igler manglet fullstendig. Insektlarvene, som i våre elver hører til de viktigste fiske-næringsdyr, klarte seg således bedre enn fisk og en rekke andre vannorganismer. Forøvrig foreligger det såvidt vites ikke undersøkelser som kan gi sikre holdepunkter om de forskjellige dyregruppers relative resistens overfor sink.

Et forhold som ikke har vært gjenstand for undersøkelser i det foreliggende arbeid er spørsmålet om unnvikelsesreaksjoner. Sprague (1964) foretok forsøk med lakseyngel i en spesiell apparatur og fant at laksen var istand til å oppdage og unnvike meget lave konsentrasjoner av kopper og sink. Terskelkonsentrasjonene for unnvikelsesreaksjoner var omlag 1/10 og 1/20 av terskelverdiene for giftvirkning for henholdsvis sink og kopper. Telling av oppvandrende laks i et vassdrag forurenset med kopper og sink viste også at fra 10 - 22% av laksen returnerte. Dette hadde ikke vært iaktatt i årene før forurensningen tok til. Resultatene av de undersøkelsene som Sprague har foretatt, er imidlertid noe vanskelige å anvende på forholdene i Namsenvassdraget. Dette fordi Namsenvannets naturlige innhold av sink og kopper synes å være høyere enn det som ble funnet av Sprague. Spørsmålet om tilvenning, en akklimatisering, over lang tid er også aktuelt i dette tilfelle.

Testforsøkene med laks har gitt resultater som ikke skiller seg nevneverdig fra andre undersøkelser av liknende art. De har imidlertid understreket nødvendigheten av å klarlegge hvordan og i hvilke mengder kopper og sink foreligger fritt eller bundet i vannforekomstene. Dersom metallene vesentlig utøver giftvirkning i ioneform er det av største betydning å kunne bestemme mengden av frie metallioner og beskrive de reaksjoner som foregår. Det vil også være av vitenskapelig interesse å undersøke nærmere effekten av kopper og sink på befruktnings- og utviklingsprosesser av laks og den eventuelle kroniske effekt av de "subletale" konsentrasjoner.

En sammenfatning av resultatene fra testforsøkene med årsyngel av laks i løsninger av sink og kopper er gitt i tabell 32.

Tabell 32. Sammenfatning av resultater fra testforsøk med årsyngel av laks i løsninger av sink og kopper.

- 1) Maksimale konsentrasjoner som ikke medførte dødelighet i forsøk over 3 døgn.
- 2) Minimale konsentrasjoner som medførte dødelighet i forsøk over 3 døgn.
- 3) Kritisk konsentrasjonsområde.

	<u>Kopper, mg Cu/1:</u>		
	<u>1</u>	<u>2</u>	<u>3</u>
Namsen, Fiskum,	0,06	0,07	0,06-0,07
" , Lindset,	0,04	0,06	0,04-0,06
Tunnsjøen,	0,04	0,06	0,04-0,06
Vann fra laboratoriet, NIVA,	0,02	0,04	0,02-0,04
	<u>Sink, mg Zn/1:</u>		
Namsen, Fiskum,	0,08-0,03	0,1-0,5	0,08-0,5
" , Lindset,	0,3	0,5	0,3 -0,5
Tunnsjøen,	0,1	0,3	0,1 -0,3
Vann fra laboratoriet, NIVA,	1,0	5,0	1,0 -5,0

Langtidsforsøk over 28 døgn i vann fra laboratoriet viste at de lavere konsentrasjoner av kopper utøvet en viss skadevirkning som ikke førte til dødelighet. De tilsvarende forsøk med sink resulterte i en viss dødelighet i de lavere konsentrasjoner.

Forsøk med blandinger av kopper og sink viste at disse utøver en forsterket giftvirkning, synergisme, når de foreligger sammen i løsning. Denne er imidlertid såvidt svak at den neppe har vesentlig betydning for fastsettelse av toksisitetsgrenser.

Klekking av lakserogn i løsningen av kopper og sink indikerte at disse metallene påvirker klekkerresultatet i konsentrasjoner som til dels er lavere enn de som virker toksisk på fisk.

Undersøkelsene har indikert at metallenes giftvirkning i betydelig grad er avhengig av vanntypen. Hvorvidt metallene foreligger fritt som ion eller bundet i en eller annen form har også betydning i sammenhengen.

6. SAMMENFATTENDE DISKUSJON.

Kartleggingen av forurensningene fra Elektrokemisk A/S Skorovas Gruber har vært en komplisert oppgave. De to sidevassdrag til Namsen og Tunnsjøen har et komplisert forløp med innsjøer og sidetilløp. Nedbøren og andre klimatiske faktorer varierer stadig og har betydelig innflytelse på forurensnings-situasjonen til enhver tid. Gruveanleggets drift og sammensetningen av kisen som tas ut, kan ha betydning, men dette forholdet har vi ikke funnet nødvendig å vurdere. Endelig vil de enkelte undersøkelsesmetoder og analyseteknikken ha sine begrensninger. De to viktige forurensningskomponenter, kopper og sink, forekommer i små mengder som setter store krav til de kjemiske analyser.

Når det under de foreliggende omstendigheter har lyktes å gi en nøyaktig beskrivelse av forholdene og sette opp massebalanse for enkelte stoffer, skyldes det at det har vært mulig å ta et stort antall prøver og målinger og at undersøkelsene og bearbeidingen av materialet har kunnet strekke seg over et lengre tidsrom.

Det er foretatt et stort antall analyser, og det må antas at de gjennomsnittlige analyseresultater vil være relativt pålitelige. Variasjoner i enkeltresultatene derimot bør det neppe legges særlig vekt på.

De biologiske undersøkelser bygger på to befaringer, og materialet kan derfor være noe lite, men resultatene fra de to befaringer atskiller seg ikke fra hverandre på noe punkt av betydning, og de stemmer godt overens med kvalitative observasjoner som er gjort i undersøkelsesperioden. Det er derfor rimelig å tillegge de biologiske undersøkelser en betydelig vekt.

Undersøkelsene viser at vassdragene Skorovasselva/Grøndalselva og Stallvikelva er tydelig forurenset av kopper og sink og har fått øket surhet. De biologiske undersøkelsene viser at avløpsvannet fra gruveområdet har en sterkt toksisk virkning på organismesamfunnene i de nedenforliggende vassdrag. Resultatene av de kjemiske undersøkelser understøtter de biologiske undersøkelser. De kjemiske undersøkelser viser imidlertid at også i de deler av vassdragene som ikke har tilførsler av vann fra gruveområdet, er konsentrasjonene av kopper og sink uventet

høye og nær den toksiske grense. Dette gjelder spesielt den øvre del av Grøndalselva og Tunnsjøen. I den siste utgjør de mengder av kopper og sink som tilføres fra Elektrokemisk A/S Skorovas Gruber, bare en ubetydelig del av hele innsjøens innhold. På tross av de høye kopper- og sinkkonsentrasjonene som her er målt, er det imidlertid ikke funnet noen påvirkning av forurensninger ved de biologiske undersøkelsene. Dette forhold kan tolkes på to måter: Enten ved at det "naturlige" kopper og sink foreligger i slik form i vannet at giftvirkningen er redusert, eller ved at disse uberørte vassdrag befinner seg meget nær skadelighetsgrensen.

Det er tidligere nevnt at de kopper- og sinkioner som er påvist ved analysene, i større eller mindre grad kan være bundet komplekst til humusstoffer i vannmassene og derved få en redusert toksisk virkning. Det er mulig at kopper og sink som løses ut ved naturlige prosesser i høyere grad er bundet til humusstoffer enn det kopper og sink som frigjøres ved gruvedriften. Forsøk ved instituttet har gitt flere indikasjoner på at denne forklaring kan være riktig, men det vil være nødvendig med et større forskningsarbeid før disse spørsmål kan avklares fullt ut.

Dersom en slik kompleksdannelse som er nevnt ovenfor, ikke finner sted, eller dersom kompleksdannelsen bare i liten grad influerer på kopper- og sinkionenes toksiske virkning, må kopper- og sinkkonsentrasjonene i Tunnsjøen og Namsen betraktes som farlige, idet de på det nåværende tidspunkt må ligge meget nær skadelighetsgrensen. Selv en liten økning vil da kunne få alvorlige følger for fisket i Namsen og Tunnsjøen.

Sammenliknet med de resultater Printz og Huitfeldt-Kaas kom til ved sine undersøkelser, kan vi nå si at forurensningene har bredt seg nedover Grøndalselva og gjør seg lokalt gjeldende i Namsen ved denne elvens innmunningssted.

På samme måte er Stallvikelva blitt forgiftet fra utslippet av gruvedrensvann og helt ned til Tunnsjøen. I selve Tunnsjøen er det bare området rent lokalt ved Stallvikelvas utløp som er påvirket.

Det knytter seg spesiell interesse til en mulig giftpåvirkning av Namsen og Tunnsjøen. De helt lokale påvirkninger som ved biologiske undersøkelser er blitt påvist der hvor henholdsvis Grøndalselva og Stallvikelva munner ut, kan ikke tillegges noen alvorlig betydning. Imidlertid vil vi anbefale at nettopp dette punkt blir gjenstand for fortsatt oppmerksomhet og at det ved etterundersøkelser blir påvist om de giftpåvirkede områder viser tendens til å spre seg.

De omfattende undersøkelser som er utført med forskjellige utviklingsstadier av laksefisk viser tydelig at det er giftvirkning av kopper og sink, muligens i kombinasjon med vannets sure karakter, som har forårsaket at Skorovass/Grøndalselva og Stallvikelva er fisketomme.

En viktig del av forurensningene fra gruveområdet skyldes de store avgangshaugene som er utsatt for luftens fuktighet og oksygen. Det er mulig at denne forurensningskilden kan minskes en del, men det er også viktig å være oppmerksom på de andre forurensningskilder som er tilstede.

7. PRAKTISKE KONKLUSJONER.

Den giftvirkning som Printz og Huitfeldt-Kaas i 1936 - 1937 påviste i Skorovasselva, har spredd seg til nedre del av Grøndalselva og til Stallvikelva.

Det er ingen umiddelbar fare for omfattende forgiftning av Namsen eller av Tunnsjøen.

Forurensningssituasjonen bør være under fortløpende kontroll, blant annet bestemt av eventuelle endringer i vassdragene og gruvedriften.

LITTERATURLISTE.

- AFFLECK, R.J. (1952) Zinc poisoning in a trout hatchery.
Aust. J. Mar. Freshw. Res. 3: 142 - 69.
- BOCH, J. (1951) Versuche über die Bekämpfung des Fischhegels
(*Piscicola geometra*).
Inaug. Diss. Tierärztl. Fakultät, München, 1951.
- DOUDOROFF, P. and Katz, M. (1953) Critical review of
literature on the toxicity of industrial
wastes and their components to fish.
Sewage and Industrial Wastes, 25: 802 - 39.
- JONES, J.R.E. (1940) A study of the zinc-polluted river
Ystwyth in North Cardiganshire, Wales.
Ann. Appl. Biol. 27: 367 - 78.
- LIEPOLT, R. und Weber, E. (1958) Die Giftwirkung von Kupfer-
sulfat auf Wasserorganismen.
Wasser und Abwasser, 1958: 335 - 53.
- LLOYD, R. (1960) The toxicity of zincsulphate to rainbow-
trout.
Ann. Appl. Biol. 48: 84 - 94.
- LLOYD, R. (1961a) Effect of dissolved oxygen concentration
on the toxicity of several poisons to rainbow-
trout. (*Salmo gairdnerii* Richardson).
J. Exp. Biol. 38: 447 - 55.
- LLOYD, R. (1961b) The toxicity of mixtures of zinc and
coppersulphates to rainbowtrout. (*Salmo*
gairdnerii Richardson).
Ann. Appl. Biol. 49: 535 - 38.
- LLOYD, R. and Herbert, D.W.M. (1962) The effect of the
environment on the toxicity of poisons to fish.
J. Inst. Public Health Eng., 1962: 132 - 45.
- MEINCK, F., Stoff, H. und Kohlschütter, H. Industrie-
Abwässer.
Stuttgart 1960: 115.

LITTERATURLISTE (forts.).

- SCHMIDT-NIELSEN, S. (1939) Zur Kenntnis der Giftigkeit eisen- und kupferhaltiger Abwässer Fischen gegenüber.
Det Kongelige Norske Videnskabers Selskab.
Forhandlinger XI: 233 - 36.
- SPRAGUE, J.B. (1964) Lethal concentrations of copper and zinc for young atlantic salmon.
J. Fish. Res. Bd. Can. 21: 17 - 26.
- WEBER, H. (1932) Vergiftungsversuche mit Kupfersulfat an niedere Süßwassertieren.
Rev. Suisse Zool. 39: 275 - 79.

Tabell 33.

Målinger og analyser foretatt på vannprøver ved NIVA's laboratorium.

År	Dato	pH	El. ledn. øvne -6 ohm cm ⁻¹ · 10 ⁻⁶	Turbiditet mg SiO ₂ /l	Jern mg Fe/l	Kopper mg Cu/l	Sink mg Zn/l	Sulfat mg SO ₄ /l	Hårdhet mg CaO/l	Anmerk- ning nr.
1963	6/5	x	x	x	x	x	x	x		1) 3)
	17/6	x	x	x	x	x	x	x		
	28/6	x	x	x	x	x	x	x		
	23/7	x	x		x	x	x	x		
	5/8	x	x		x	x	x	x		
	19/8	x	x	x	x	x	x	x		
	2/9	x	x	x	x	x	x	x	2)	
	16/9	x	x	x	x	x	x	x	2)	
	30/9	x	x	x	x	x	x	x	2)	
	14/10	x	x	x	x	x	x	x	2)	
	28/10	x	x	x	x	x	x	x	2)	
	11/11	x	x	x	x	x	x	x	2)	
	25/11	x	x	x	x	x	x	x	2)	
	9/12	x	x	x	x	x	x	x	x	
20/12	x	x	x	x	x	x	x	x		
1964	3/1	x	x	x	x	x	x	x	x	4
	20/1	x	x	x	x	x	x	x	x	4) 5)
	3/2	x	x	x	x	x	x	x	x	4) 5)
	17/2	x	x	x	x	x	x	x	x	6)
	2-3/3	x	x	x	x	x	x	x	x	6)
	16/3	x	x	x	x	x	x	x	x	6)
	31/3	x	x	x	x	x	x	x	x	6)
	13/4	x	x	x	x	x	x	x	x	6)
	27/4	x	x	x	x	x	x	x	x	6)
	11/5	x	x	x	x	x	x	x	x	6)
	25/5	x	x	x	x	x	x	x	x	6)

1) ikke stasjon B8a. 2) bare på prøver fra stasjon B3. 3) også stasjon E1a. 4) også stasjonene B01, B02, E1a, E1b. 5) også stasjon A14. 6) bare stasjonene A8, A14 og B3.

Tabell 34.

Analyseresultater av prøver innhentet 18/2 - 1963.

Analysert av Mosjøen Aluminium A/S.

Stasjon	pH	Jern mg Fe/l	Kopper mg Cu/l	Sink mg Zn/l	Sulfat mg SO ₄ /l
A 1	2,8	16,00	5,16	10,0	180
A 8	7,1	0,03	0,06	0,11	20
B 1	5,5	0,00	0,03	0,00	55
B 3	3,7	0,23	1,15	4,76	140
B 5	4,6	0,08	0,27	0,82	30
B 7	6,0	0,04	0,15	0,56	25
B 8a	6,8	0,02	0,08	0,01	<5
B 10	6,7	0,03	0,11	0,19	<5
E 4	7,0	0,00	0,08	0,04	<5
E 5	7,0	0,03	0,09	0,01	15

Tabell 35.

Analyseresultater av prøver innhentet 5/3 - 1965.

Analysert av Mosjøen Aluminium A/S.

Stasjon	pH	Jern mg Fe/l	Kopper mg Cu/l	Sink mg Zn/l	Sulfat mg SO ₄ /l
A 1	3,1	28,200	3,200	9,720	153
A 8	6,6	0,131	0,152	0,113	0
B 1	6,2	0,000	0,024	0,150	11
B 3	3,6	0,112	1,290	5,340	128
B 5	4,6	0,145	0,280	0,932	32
B 7	5,6	0,268	0,212	0,415	22
B 8a	6,3	0,043	0,102	0,000	4
B 10	6,1	0,420	0,182	0,145	4
E 4	6,7	1,671	0,072	0,035	0
E 5	6,6	0,102	0,142	0,003	4

Tabell 36.

Analyseresultater av prøver innhentet 19/3 - 1962.

Analyisert av Mosjøen Aluminium A/S.

Stasjon	pH	Jern mg Fe/l	Kopper mg Cu/l	Sink mg Zn/l	Sulfat mg SO ₄ /l
A 1	3,5	39,050	4,070	13,890	248,50
A 8	6,6	0,112	0,072	0,166	7,05
B 1	6,2	0,056	0,038	0,041	30,15
B 3	3,7	0,840	1,290	5,980	134,65
B 5	4,6	0,286	0,284	1,056	32,67
B 7	5,8	0,199	0,170	0,596	22,75
B 8a	6,5	0,082	0,072	0,053	5,13
B 10	6,6	0,028	0,078	0,200	3,84
E 4	6,8	0,016	0,064	0,085	3,52
E 5	6,9	0,096	0,100	0,043	8,98

Tabell 37.

Analyseresultater av prøver innhentet 1/4 - 1963.

Analyisert av Mosjøen Aluminium A/S.

Stasjon	pH	Jern mg Fe/l	Kopper mg Cu/l	Sink mg Zn/l	Sulfat mg SO ₄ /l
A 1	2,9	57,800	5,320	17,500	256,0
A 8	6,7	0,214	0,064	0,162	15,40
B 1	6,5	0,108	0,012	0,006	54,50
B 3	3,8	0,968	1,231	5,850	130,10
B 5	4,8	0,486	0,296	1,095	34,60
B 7	5,8	0,102	0,164	0,725	20,50
B 8a	6,4	0,098	0,056	0,016	2,56
B 10	6,0	0,118	0,056	0,236	19,22
E 4	6,5	0,124	0,056	0,050	10,25
E 5	6,5	0,060	0,084	0,030	10,90

Tabell 38.

Analyseresultater av prøver innhentet 19/4 - 1953.

Analysert av Mosjøen Aluminium A/S.

Stasjon	pH	Jern mg Fe/l	Kopper mg Cu/l	Sink mg Zn/l	Sulfat mg SO ₄ /l
A 1	2,9	44,9	5,04	16,0	228
A 3	6,3	0,226	0,204	0,220	7,7
B 1	4,2	0,043	0,144	0,066	536
B 3	3,9	0,248	1,28	7,20	134
B 5	4,7	0,158	0,296	1,19	41,6
B 7	5,9	0,145	0,296	0,290	6,4
B 8a	6,3	0,128	0,240	0,020	3,8
B 10	6,4	0,132	0,332	0,104	4,5
E 4	6,3	0,084	0,200	0,054	5,1
E 5	6,9	0,632	0,196	0,048	2,6

Tabell 39.

Analyseresultater av prøver innhentet 6/5 1962.

Analysert av NIVA.

Stasjon	pH	El. ledn. evne $\text{ohm}^{-1} \text{cm}^{-1} \cdot 10^{-6}$	Turbiditet $\text{mg SiO}_2/\text{l}$	Farge mg Pt/l	Jern mg Fe/l	Kopper mg Cu/l	Sink mg Zn/l	Sulfat $\text{mg SO}_4/\text{l}$
A 1	2,54	2130,0	0,66	61	85,0	6,0	16,75	396
A 8	6,30	32,1	0,74	19	0,13	0,03	0,04	11,0
B 1	6,41	125,0	0,58	0	ikke påvist	ikke påvist	0,16	57,0
B 3	4,11	286,0	0,16	0	0,19	0,65	3,70	83,0
B 5	4,40	99,9	0,42	1	ikke påvist	0,10	0,92	34,5
B 7	4,65	65,1	0,66	15	0,09	0,02	0,19	8,0
B 10	5,94	13,9	0,50	18	ikke påvist	0,02	0,03	4,8
B 11a	5,46	39,8	0,58	25	"	0,03	ikke påvist	3,3
E 4	5,66	26,4	0,50	18	0,08	0,01	0,02	4,5
E 5	6,05	14,7	0,42	5	0,20	ikke påvist	0,01	2,6

Tabell 40.

Analyseresultater av prøver innhentet 21/5 - 1962.

Analysert av Mosjøen Aluminium A/S.

Stasjon	pH	Jern mg Fe/l	Kopper mg Cu/l	Sink mg Zn/l	Sulfat mg SO ₄ /l
A 1	2,4	194,0	17,0	42,0	1082
A 8	5,9	0,100	0,152	0,150	3
B 1	6,1	0,020	0,044	<0,008	50
B 3	3,8	0,076	1,01	3,60	120
B 5	4,2	0,044	0,220	1,28	40
B 7	4,4	0,088	0,104	0,640	28
B 9a	5,3	0,040	0,080	<0,008	3
B 10	4,8	0,044	0,104	0,156	14
B 4	5,2	0,036	0,104	0,100	10
B 5	5,6	0,020	0,108	<0,008	6

Tabell 41.

Analyseresultater av prøver innhentet 4/6 - 1963.

Analysert av Mosjøen Aluminium A/S.

Stasjon	pH	Jern mg Fe/l	Kopper mg Cu/l	Sink mg Zn/l	Sulfat mg SO ₄ /l
A 1	2,6	118,4	25,6	74,4	984
A 3	6,0	0,124	0,080	0,058	6
B 1	6,4	0,016	0,040	<0,008	54
B 3	4,0	0,412	1,07	6,05	133
B 5	4,6	0,100	0,280	1,11	45
B 7	4,7	0,064	0,184	0,915	28
B 8a	5,6	0,028	0,064	<0,008	3
B 10	5,5	0,024	0,080	0,292	20
E 4	5,8	0,020	0,080	0,164	10
E 5	5,9	0,050	0,08	0,010	5

Tabell 42.

Analyseresultater av vannprøver innhentet 17/6 1963.

Analysert av NIVA

Stasjon	pH	El. ledn. evne $\text{ohm}^{-1}, \text{cm}^{-1} \cdot 10^{-6}$	Turbiditet $\text{mg SiO}_2/\text{l}$	Jern mg Fe/l	Kopper mg Cu/l	Sink mg Zn/l	Sulfat $\text{mg SO}_4/\text{l}$
A 1	2,54	2130,0	20,05	193,0	20,48	60,2	3060,0
A 8	6,30	32,1	1,70	ikke påvist	0,17	ikke påvist	7,9
B 1	6,41	125,0	1,06	"	<0,01	"	74,0
B 3	4,11	286,0	1,14	0,34	0,70	4,25	151,0
B 5	4,40	99,9	0,74	ikke påvist	0,18	1,07	62,0
B 7	4,65	65,1	0,58	"	0,05	0,47	45,0
B 8a	5,94	13,9	0,74	"	<0,01	ikke påvist	2,5
B10	5,46	39,8	0,74	"	<0,01	0,15	14,6
E 4	5,66	26,4	1,14	"	<0,01	ikke påvist	7,6
E 5	6,05	14,7	0,82	"	0,02	"	2,0

Tabell 43.

Analyseresultater av prøver innhentet 1/7 - 1965.

Analysert av Mosjøen Aluminium A/S.

Stasjon	Jern mg Fe/l	Kopper mg Cu/l	Sink mg Zn/l	Sulfat mg SO ₄ /l
A 1	230	24,2	68,8	954
A 8	0,032	0,080	0,284	<0,9
B 1	0,020	0,024	<0,008	51
B 3	0,052	1,02	5,65	106
B 5	0,032	0,220	0,930	45
B 7	0,014	0,128	0,800	19
B 8a	0,014	0,012	0,014	<0,9
B 10	0,008	0,052	0,344	13
E 4	0,016	0,016	0,100	1
E 5	0,018	0,044	<0,008	<0,9

Tabell 44.

Analyseresultater av prøver innhentet 8/6, 22/6 og 6/7 1963.

Analysert av NIVA.

Dato	Stasjon	pH	El. ledn. evne $\text{ohm}^{-1} \cdot \text{cm}^{-1} \cdot 10^{-6}$	Farge mg Pt/l	Turbiditet mg SiO_2 /l	Jern mg Fe/l	Kopper mg Cu/l	Sink mg Zn/l	Sulfat mg SO_4 /l	Hårdhet mg CaO/l
8/6	A 8	6,06	21,1	35	1,1	0,07	0,038	0,08	3,4	3,9
	A 14	6,48	27,6	9	0,5	0,43	0,012	0,02	1,0	5,2
	B 3	4,45	340,0	0	0,3	<0,05	0,229	6,00	163,0	88,2
22/6	A 8	6,60	22,3	12	0,5	0,09	0,012	0,10	3,9	5,0
	A 14	6,64	27,5	8	0,3	<0,05	0,022	0,02	1,6	5,5
	B 3	4,27	305,0	6	0,4	0,13	0,227	5,15	142,0	76,1
6/7	A 8	6,75	23,0	18	0,8	0,12			3,4	4,1
	A 14	4,39	27,2	5	0,8	<0,05			1,2	4,7
	B 3	6,88	305,0	1	0,5	0,08			138,0	74,5

Tabell 45.

Analyseresultater av vannprøver innhentet 23/7 1963.

Analysert av NIVA.

Stasjon	pH	El. ledn. evne $\text{ohm}^{-1} \cdot \text{cm}^{-1} \cdot 10^{-6}$	Jern mg Fe/l	Kopper mg Cu/l	Sink mg Zn/l	Sulfat mg SO_4/l
A 1	2,68	1910,0	182,4	18,8	63,4	1290
B 1	4,54	52,1	1,02	0,09	0,24	14,0
B 3	4,27	254,0	0,25	0,67	2,26	128,0
B 5	5,04	83,2	ikke påvist	0,16	0,79	36,0
B 7	5,55	45,0	"	0,13	0,29	16,2
B 8a	6,42	16,1	"	0,04	ikke påvist	10,1
B 10	6,18	31,3	"	0,07	0,11	3,7
E 4	6,40	31,9	"	0,06	0,10	14,0
E 5	6,57	20,0	"	0,04	ikke påvist	3,1

Tabell 46.

Analyseresultater av vannprøver innhentet 5/8 1963.

Analysert av NIVA.

Stasjon	pH	El. ledn. evne ohm ⁻¹ , cm ⁻¹ · 10 ⁻⁶	Jern mg Fe/l	Kopper mg Cu/l	Sink mg Zn/l	Sulfat mg SO ₄ /l
A 1	3,12	1400,0	22,5	5,80	32,5	860,0
A 8	6,66	44,1	ikke påvist	0,02	ikke påvist	8,2
B 1	5,63	16,9	0,20	0,02	"	2,9
B 3	4,10	268,0	0,40	0,66	4,28	131,0
B 5	4,57	97,9	ikke påvist	0,13	1,20	39,0
B 7	5,64	61,0	"	0,02	0,46	22,8
B 8a	6,44	17,1	"	0,01	0,08	2,9
B 10	6,05	42,0	"	ikke påvist	ikke påvist	13,4
E 4	6,49	33,9	"	"	"	7,4
E 5	6,59	25,0	"	0,03	"	2,8

Tabell 47.
 Analyseresultater av prøver innhentet 19/8 1963.

Analysert av NIVA.

Stasjon	pH	El. ledn. evne $\text{ohm}^{-1} \text{cm}^{-1} \cdot 10^{-6}$	Turbiditet $\text{mg SiO}_2/\text{l}$	Jern mg Fe/l	Kopper mg Cu/l	Sink mg Zn/l	Sulfat $\text{mg SO}_4/\text{l}$
A 1	2,66	2140,0	595,0	274,0	10,00	8,47	1260,0
A 8	6,75	52,9	1,06	<0,05	<0,02	0,01	8,1
B 1	6,90	289,0	1,54	<0,05	<0,02	ikke påvist	51,6
B 3	4,30	260,0	0,58	0,42	0,13	1,34	12,1
B 5	4,56	100,0	1,30	<0,05	<0,02	1,33	39,2
B 7	6,08	69,1	0,74	"	ikke påvist	0,46	26,0
B 8a	6,44	20,5	1,30	"	0,03	0,05	1,2
B 10	6,26	48,5	0,90	"	<0,02	0,05	14,2
E 4	6,60	32,5	1,06	"	<0,01	0,02	4,7
E 5	6,68	24,5	0,98	"	"	0,06	1,2

Tabell 48.

Analyseresultater av prøver innhentet 2/9 1963.

Analysert av NIVA.

Stasjon	pH	El. ledn. evne ohm ⁻¹ cm ⁻¹ · 10 ⁻⁶	Turbiditet mg SiO ₂ /l	Jern mg Fe/l	Kopper mg Cu/l	Sink mg Zn/l	Sulfat mg SO ₄ /l	Hårdhet mg CaO/l
A 1	2,58	2120	10,64	132,5	18,95	10,96	1380	
A 8	6,67	57,2	2,74	0,27	0,04	0,44	14,1	
B 1	6,48	49,8	0,66	<0,05	<0,02	0,72	13,4	
B 3	4,29	259,0	0,42	<0,05	0,08	4,05	120,0	66,2
B 5	4,47	100,0	0,34	<0,05	0,02	1,32	38,4	
B 7	4,70	81,1	0,50	<0,05	0,02	0,92	29,4	
B 8a	6,44	19,8	0,58	<0,05	0,03	0,23	1,8	
B 10	6,17	46,5	0,66	<0,05	0,04	0,25	13,6	
E 4	6,55	21,8	0,74	<0,05	0,03	0,18	6,3	
E 5	6,44	34,2	0,82	<0,05	<0,02	0,08	1,8	

Tabell 49.

Analyseresultater av prøver innhentet 16/9 1963.

Analysert av NIVA.

Stasjon	pH	El. ledn. evne ohm ⁻¹ cm ⁻¹ · 10 ⁻⁶	Turbiditet mg SiO ₂ /l	Jern mg Fe/l	Kopper mg Cu/l	Sink mg Zn/l	Sulfat mg SO ₄ /l	Hårdhet mg CaO/l
A 1	2,66	1590	7,62	33,0	1,544	3,46	680,0	
A 8	6,17	35,5	1,96	0,10	0,052	0,29	6,1	
B 1	6,94	167,0	1,14	<0,05	0,026	0,17	57,2	
B 3	4,10	291,0	1,46	0,11	0,209	4,84	149,0	72,8
B 5	4,80	100,0	1,30	0,09	0,066	1,13	33,8	
B 7 ^x)	4,94	53,0	1,30	0,11	0,088	0,52	16,4	
B 8a	-	-	-	-	-	-	-	
B 10	5,50	34,3	1,62	0,12	0,066	0,31	8,0	
E 4	5,20	42,3	1,22	0,10	0,041	0,18	7,8	
E 5	5,26	25,0	1,54	0,10	0,028	0,14	0,9	

X) Denne prøven var merket 5/8 1963.

Tabell 50.
 Analyseresultater av prøver innhentet 30/9 1963.
 Analysert av NIVA.

Stasjon	pH	El. ledn. evne $\text{ohm}^{-1} \text{cm}^{-1} \cdot 10^{-6}$	Turbiditet mg SiO_2 /l	Jern mg Fe/l	Kopper mg Cu/l	Sink mg Zn/l	Sulfat mg SO_4 /l	Hårdhet mg CaO/l
A 1	2,75	1550	174,0	50,0	12,29	9,03	930,0	
A 8	6,10	36,2	6,98	0,07	0,054	0,19	5,6	
B 1	7,01	156,0	1,70	<0,05	0,26	0,06	43,2	
B 3	6,60	293,0	0,90	0,19	0,35	4,88	145,0	78,2
B 5	4,73	96,2	1,26	<0,05	0,063	1,18	34,2	
B 7	4,87	56,9	1,30	<0,05	0,061	0,57	17,2	
B 8a	5,81	20,5	1,46	<0,05	0,028	0,11	ikke påv.	
B 10	5,47	34,3	1,38	0,06	0,045	0,20	7,8	
E 4	5,76	32,8	1,22	<0,05	0,040	0,21	6,9	
E 5	6,12	24,4	1,34	<0,05	0,038	0,07	0,4	

Tabell 51.

Analyseresultater av prøver innhentet 14/10 1965.

Analysert av NIVA.

Stasjon	pH	El. ledn. evne $\text{ohm}^{-1} \text{cm}^{-1} \cdot 10^{-6}$	Turbiditet mg SiO_2 /l	Jern mg Fe/l	Kopper mg Cu/l	Sink mg Zn/l	Sulfat mg SO_4 /l	Hårdhet mg CaO/l
A 1	2,66	1800	<125	269,0	22,4	54,5	1190	
A 8	6,52	32,2	1,3	0,13	0,063	0,12	5,2	
B 1	7,30	145,0	3,9	<0,05	0,012	0,12	52,8	
B 3	5,74	350,0	1,3	0,09	0,760	5,55	155,0	56,2
B 5	4,60	95,1	1,8	<0,05	0,062	1,25	37,4	
B 7	4,99	56,2	1,4	<0,05	0,033	0,61	19,8	
B 8a	6,16	17,2	1,3	<0,05	0,045	0,11	0,9	
B 10	5,74	33,1	1,7	<0,05	0,031	0,21	8,0	
E 4	6,24	31,8	1,2	0,13	0,048	0,29	7,1	
E 5	6,23	21,5	1,3	<0,05	0,024	0,10	0,9	

Tabell 52.

Analysesresultater av prøver innhentet 28/10 1963.

Analysert av NIVA.

Stasjon	pH	El. ledn. evne $\text{ohm}^{-1} \text{cm}^{-1} \cdot 10^{-6}$	Turbiditet $\text{mg SiO}_2/\text{l}$	Jern mg Fe/l	Kopper mg Cu/l	Sink mg Zn/l	Sulfat $\text{mg SO}_4/\text{l}$
A 1	2,73	1340,0	12,5	119,0	15,35	136,0	575,0
A 3	6,86	100,0	2,58	0,06	0,076	0,19	3,4
B 1	6,35	180,0	2,90	0,05	0,043	0,07	45,6
B 3	3,62	410,0	1,46	0,17	0,52	5,65	162,0
B 5	4,50	150,0	2,44	<0,05	0,068	1,11	34,4
B 7	4,72	106,0	1,54	<0,05	0,058	0,33	11,2
B 8a	-	-	-	-	-	-	-
B 10	5,24	95,1	0,98	<0,05	0,044	0,17	11,8
E 4	5,39	95,0	1,96-2,02	<0,05	0,056	0,18	6,5
E 5	5,52	80,0	2,82	<0,05	0,044	0,07	6,0

Tabell 53.

Analyseresultater av prøver innhentet 11/11 1963.

Analysert av NIVA.

Stasjon	pH	El. ledn. evne $\text{ohm}^{-1} \text{cm}^{-1} \cdot 10^{-6}$	Turbiditet $\text{mg SiO}_2/\text{l}$	Jern mg Fe/l	Kopper mg Cu/l	Sink mg Zn/l	Sulfat $\text{mg SO}_4/\text{l}$	Hårdhet mg CaO/l
A 1	2,60	660,0	4,66	259,9	18,2	7,82	1250	
A 8	6,44	53,0	1,38	0,07	0,063	0,10	6,3	
B 1	6,25	213,0	4,26	0,08	0,062	0,13	64,4	
B 3	3,80	135,0	1,62	0,13	0,410	5,24	166,0	78,5
B 5	4,50	184,0	1,30	0,06	0,077	1,33	39,8	
B 7	5,43	17,50	2,34	0,05	0,050	0,68	22,6	
B 8a	5,75	24,00	1,14	<0,05	0,038	0,05	1,8	
B 10	5,95	37,00	1,30	<0,05	0,039	0,27	10,2	
E 4	6,10	31,00	2,10	<0,05	0,036	0,14	4,8	
E 5	6,28	35,00	2,10	<0,05	0,050	0,08	1,8	

Tabell 54.
 Analyseresultater av prøver innhentet 25/11 1963.

Analysert av NIVA.

Stasjon	pH	El. ledn. evne $\text{ohm}^{-1} \text{cm}^{-1} \cdot 10^{-6}$	Turbiditet mg SiO_2 /l	Jern mg Fe/l	Kopper mg Cu/l	Sink mg Zn/l	Sulfat mg SO_4 /l	Hårdhet mg CaO/l
A 1	2,89	1120,0	2,10	62,7	11,1	23,76	400,0	9,50
A 8	6,74	58,5	1,54	0,08	0,029	0,20	8,2	14,2
B 1	6,93	162,0	17,7	0,46	0,029	0,15	56,0	41,1
B 3	3,95	250,0	1,06	0,16	0,404	5,88	153,0	100,6 - 87,7
B 5	5,09	100,0	1,14	<0,05	0,096	1,35	41,4	22,5
B 7	5,62		1,54	<0,05	0,052	0,85	28,2	
B 8a	6,59	21,5	1,46	<0,05	0,016	0,08	2,4	5,1
B 10	6,25	58,0	1,54	<0,05	0,026	0,28	13,9	10,0
E 4	6,61	33,5	1,22	<0,05	0,007	0,10	4,7	6,3
E 5	6,70	32,2	1,30	<0,05	0,012	0,06	1,9	6,4

Tabell 55.

Analyseresultater av prøver innhentet 9/12 1963.

Analysert av NIVA.

Stasjon	pH	El. ledn. evne $\text{ohm}^{-1} \text{cm}^{-1} \cdot 10^{-6}$	Turbiditet $\text{mg SiO}_2/\text{l}$	Jern mg Fe/l	Kopper mg Cu/l	Sink mg Zn/l	Sulfat $\text{mg SO}_4/\text{l}$	Hårdhet mg CaO/l
A 1	2,85	1050,0		142,0	11,6	14,51	660,0	
A 8	6,25	39,10	2,18	0,08	0,050	0,27	5,6	8,0
B 1	6,24	157,0	2,98	0,12	0,022	0,07	64,0	38,5
B 3	3,90	324,0	0,74	0,44	0,358	5,50	149,0	87,8
B 5	4,36	104,0	1,54	<0,05	0,098	1,37	41,4	21,5
B 7	4,80	60,3	1,86	0,07	0,054	0,60	20,2	11,9
B 8a	5,90	23,0	2,50	0,13	0,040	0,09	2,7	3,3
B 10	5,55	35,0	1,78	0,16	0,056	0,19	7,8	5,4
E 4	6,41	30,1	1,54	0,12	0,042	0,11	5,0	5,4
E 5	6,17	29,8	1,96	0,06	0,043	0,10	1,4	5,2

Tabell 56.
 Analyseresultater av prøver innhentet 20/12 1963.

Analysert av NIVA.

Stasjon	pH	El. ledn. evne ohm ⁻¹ cm ⁻¹ · 10 ⁻⁶	Turbiditet mg SiO ₂ /l	Jern mg Fe/l	Kopper mg Cu/l	Sink mg Zn/l	Sulfat mg SO ₄ /l	Hårdhet mg CaO/l
A 1	2,89	1020,0		148,0	9,10	13,39	580,0	193,7
A 8	6,51	47,5	1,54	0,12	0,029	0,15	4,6	9,1
B 1	5,95	17,0	1,86	<0,05	0,010	0,10	1,4	2,3
B 3	4,16	320,0	1,14	0,23	0,310	5,73	159,0	83,3
B 5	4,64	100,0	0,74	<0,05	0,096	1,23	37,8	20,3
B 7	4,80	65,5	1,30	0,07	0,039	0,59	21,0	11,8
B 8a	5,85	27,7	2,10	0,14	0,027	0,02	2,6	3,5
B 10	5,66	41,9	0,74	0,12	0,017	0,27	11,0	7,5
D 4	6,41	32,8	1,14	0,12	0,010	0,13	4,3	5,7
E 5	6,40	28,5	1,54	<0,05	0,014	0,06	1,8	5,0

Tabell 57.
 Analyseresultater av prøver innhentet 3/1 1964.

Analysert av NIVA.

Stasjon	pH	El. ledn. evne $\text{ohm}^{-1} \text{cm}^{-1} \cdot 10^{-6}$	Turbiditet $\text{mg SiO}_2/\text{l}$	Jern mg Fe/l	Kopper mg Cu/l	Sink mg Zn/l	Sulfat $\text{mg SO}_4/\text{l}$	Hårdhet mg CaO/l
A 1	2,89	1510,0	6,36	51,2	3,26	13,55	992,0	314,3
A 8	6,38	41,3	1,46	0,13	0,040	0,00	5,7	4,8
B 1	6,44	45,8	1,30	0,30	0,029	0,47	1,9	2,8
B 3	4,00	250,9	1,06	0,06	0,243	4,15	109,0	57,9
B 5	4,65	89,0	0,98	<0,05	0,040	0,74	27,6	15,5
B 7	5,19	66,6	0,74	0,05	0,039	0,35	15,8	10,2
B 8a	5,44	30,9	1,54	0,05	0,024	0,02	2,2	3,5
B 10	5,60	48,0	1,30	0,10	0,052	0,13	7,7	6,7
E 4	6,25	39,2	0,74	<0,05	0,024	0,11	5,7	5,9
E 5	6,28	35,0	0,66	<0,05	0,020	0,15	1,5	4,8
E 1a	6,05	34,2	1,70	<0,05	0,020	0,01	2,0	4,3
E 1b	6,32	38,7	1,46	0,06	0,044	0,09	1,9	5,4
B 01	3,22	300,0	0,98	3,05	0,239	0,70	93,0	14,3
B 02	2,53	1510,0	0,50	191,8	2,74	13,71	800,0	38,3

Tabell 58.
 Analyseresultater av prøver innhentet 20/1 1964.

Analysert av NIVA.

Stasjon	pH	El. ledn. evne $\text{ohm}^{-1} \text{cm}^{-1} \cdot 10^{-6}$	Turbiditet mg $\text{SiO}_2/1$	Jern mg Fe/1	Kopper mg Cu/1	Sink mg Zn/1	Sulfat mg $\text{SO}_4/1$	Hårdhet mg CaO/1
A 1	2,72	1700,0	23,0	209,0	9,35	12,20	995,0	130,0
A 8	6,33	36,1	5,66	0,26	0,028	0,15	6,0	7,2
B 1	6,50	102,0	5,44	0,10	0,004	0,01	30,5	23,0
B 3	4,16	290,0	0,58	0,14	0,370	4,11	146,0	58,8
B 5	4,76	56,5	0,74	0,07	0,035	0,42	18,2	10,6
B 7	5,06	39,0	1,96	0,05	0,028	0,17	9,0	6,5
B 8a	5,83	26,5	0,82	0,06	0,014	0,08	2,2	3,8
B 10	5,95	32,4	1,14	0,08	0,021	0,05	4,0	4,7
E 4	6,11	30,9	2,82	0,05	0,012	0,08	4,0	5,0
E 5	6,40	33,2	1,54	<0,05	0,006	0,04	1,9	4,9
E 1a	6,60	35,0	0,74	0,07	0,005	0,06	1,0	6,3
E 1b	6,45	34,2	7,84	0,05	0,020	0,04	2,5	6,5
B 01	3,34	300,0	0,74	2,64	0,208	0,56	73,0	11,9
B 02	2,74	1611,0	12,5	235,0	2,890	6,37	910,0	22,2
A 14	6,23	29,9	1,38	0,06	0,013	0,06	1,5	5,3

Tabell 59.
Analyseresultater av prøver innhentet 3/2 1964.

Stasjon	pH		E1. ledn. evne $\text{ohm}^{-1} \text{cm}^{-1} \cdot 10^{-6}$	Turbiditet mg $\text{SiO}_2/1$	Jern mg Fe/1	Kopper mg Cu/1	Sink mg Zn/1	Sulfat mg $\text{SO}_4/1$	Hårdhet mg CaO/1
	Skorovatn	NIVA							
A 1	3,6	3,47	1400,0	1,30	26,2	3,35	9,28	-	-
A 8	5,7	6,79	44,5	0,74	0,06	0,020	0,14	7,0	8,8
B 1	6,1	7,22	149,8	3,54	0,08	0,010	0,04	50,4	37,6
B 3	4,2	4,09	330,0	0,74	0,17	0,410	6,21	177,0	92,7
B 5	5,0	4,97	82,9	1,14	0,06	0,053	0,81	27,8	16,5
B 7	5,3	5,35	56,2	0,50	<0,05	0,003	0,32	15,0	9,9
B 8a	5,7	6,25	25,7	0,58	0,05	0,010	0,03	2,4	3,8
B 10	5,7	6,04	40,5	1,14	0,05	0,017	0,19	7,6	7,9
E 4	5,9	6,75	36,5	1,14	<0,05	0,013	0,09	4,4	6,5
E 5	6,1	7,15	55,0	1,06	<0,05	0,012	0,04	2,3	11,0
E 1a	6,4	6,17	40,0	1,96	<0,05	0,012	0,00	2,0	7,8
E 1b	6,5	6,72	34,0	1,54	<0,05	0,012	0,03	2,0	6,0
B 01	4,0	3,82	172,0	1,14	0,58	0,116	0,34	42,0	9,7
B 02	3,0	2,85	157,0	125,00	275,00	5,71	15,09	-	-
A 14	6,5	7,02	32,2	0,75	<0,05	0,007	0,03	1,1	5,1

Tabell 60.

Analyseresultater av prøver innhentet 17/2 1964.

Analysert av NIVA.

Dato	Stasjon	pH	El. ledn. evne $\text{ohm}^{-1} \text{cm}^{-1} \cdot 10^{-6}$	Turbiditet $\text{mg SiO}_2/\text{l}$	Jern mg Fe/l	Kopper mg Cu/l	Sink mg Zn/l	Sulfat $\text{mg SO}_4/\text{l}$	Hårdhet mg CaO/l
17/2	A 8	6,75	44,7	1,5	0,07	0,043	0,19	7,40	9,0
	A 14	6,76	26,8	1,7	<0,05	0,032	0,05	1,00	5,5
	B 3	3,77	385,0	1,9	0,27	0,454	6,13	181,00	83,7

Tabell 61.
 Analyseresultater av prøver innhentet 2-1/3 1964.

Analysert av NIVA.

Stasjon	pH	El. ledn. evne $\text{ohm}^{-1} \text{cm}^{-1} \cdot 10^{-6}$	Turbiditet $\text{mg SiO}_2/\text{l}$	Jern mg Fe/l	Kopper mg Cu/l	Sink mg Zn/l	Sulfat $\text{mg SO}_4/\text{l}$	Hårdhet mg CaO/l
Spring- vann vaskeriet	6,19	16,8	0,7	<0,05	0,025	ikke påvist	1,0	2,3
Spring- vann lab.	6,65	16,7	1,0	0,17	0,036	0,15	1,0	2,0
A 8	6,55	65,3	2,9	<0,05	0,057	0,221	10,1	13,2
A 14	6,75	31,5	2,7	<0,05	0,031	0,02	1,4	6,3
B 3	4,35	360,0	2,1	0,10	0,48	6,75	180,0	86,5

Tabell 62.

Analyseresultater av prøver innhentet 16/3, 31/3 og 13/4 1964.

Analysert av NIVA.

Dato	Stasjon	pH	El. ledn. evne $\text{ohm}^{-1} \text{cm}^{-1} \cdot 10^{-6}$	Farge mg Pt/l	Turbiditet mg SiO_2 /l	Jern mg Fe/l	Kopper mg Cu/l	Sink mg Zn/l	Sulfat mg SO_4 /l	Hårdhet mg CaO/l
16/3	A 8	6,85	54,4	38	2,7	0,07	0,063	0,17	8,2	10,2
	A 14	6,62	30,8	21	2,0	<0,05	0,041	0,04	1,0	5,5
	B 3	4,42	380,0	22	1,0	<0,05	0,392	6,53	184,0	102,4
31/3	A 8	7,00	66,2	22	-	0,05	0,046	0,23	10,8	14,2
	A 14	6,75	27,2	19	-	<0,05	0,032	0,02	1,2	4,5
	B 3	4,71	370,0	21	-	<0,05	0,243	7,26	186,0	103,3
13/4	A 8	6,86	67,6	52	-	0,10	0,033	0,25	12,2	15,0
	A 14	6,25	30,1	38	-	<0,05	0,033	0,04	1,4	4,2
	B 3	4,36	387,0	32	-	0,07	0,296	6,77	196,0	93,1

Tabell 63.

Analyseresultater av prøver innhentet 27/4, 11/5 og 25/5 1964.

Analysert av NIVA.

Dato	Stasjon	pH	El. ledn. evne $\text{ohm}^{-1} \text{cm}^{-1} \cdot 10^{-6}$	Farge mg Pt/l	Turbiditet mg SiO_2 /l	Jern mg Fe/l	Kopper mg Cu/l	Sink mg Zn/l	Sulfat mg SO_4 /l	Hårdhet mg CaO/l
27/4	A 8	6,65	44,6	38	3,1	0,17	0,028	0,09	6,4	8,2
	A 14	6,75	27,5	7	0,4	0,06	0,011	0	1,2	5,3
	B 3	4,99	372,0	15	0,9	0,07	0,176	5,89	186,0	98,3
11/5	A 8	5,09	26,	34	1,4	0,09	0,029	0,10	4,2	3,0
	A 14	6,05	27,3	27	0,7	<0,05	0,016	0,06	0	4,6
	B 3	3,58	275,0	30	4,0	4,28	0,293	2,26	83,5	28,0
25/5	A 8	5,82	20,8	26	0,9	0,08	0,032	0,06	2,8	4,3
	A 14	6,58	27,1	6	0,6	<0,05	0,020	0,03	1,1	4,6
	B 3	4,01	262,0	22	2,5	0,57	0,223	4,00	102,8	52,4

Tabell 64.

Vannprøver fra Dausjøen 11/2 og 13/2 1964.

Stasjon	Dyp i m	pH		El. ledn. evne ohm ⁻¹ cm ⁻¹ · 10 ⁻⁶	Temp. °C	O ₂		Turbiditet mg SiO ₂ /l før filter	Jern mg Fe/l	Kopper mgCu/l	Sink mgZn/l	Sulfat mgSO ₄ /l	Hårdhet mgCaO/l
		felt	lab.			mg/l	% Metn.						
Cb	1	3,62	4,05	300	0,97	9,6	74,2	4,10	0,17	0,370	-	155,0	77,2
	4	3,64	3,85	360	1,67	8,7	68,1	3,94	0,16	0,428	6,94	180,0	94,1
	8	3,83	4,02	370	1,63	8,6	67,3	4,50	0,13	0,440	6,94	180,0	91,8
	12	3,77	3,98	370	1,68	8,5	66,7	2,98	0,13	0,444	6,06	190,0	92,0
	16	3,59	3,85	379	1,69	8,5	66,7	3,86	0,19	0,462	9,27	190,0	92,6
19,5	3,57	3,76	385	1,81	8,4	66,1	15,00	0,26	0,516	6,78	200,0	92,6	
Eh	1	3,73	3,85	350	0,16	9,3	69,6	0,66	0,20	0,454	6,28	170,0	82,4
	4	3,86	3,90	370	0,65	8,7	66,4	4,98	0,09	0,416	6,94	170,0	88,7
	8	3,85	4,00	360	1,02	8,6	66,1	1,46	0,09	0,396	6,94	180,0	90,0
	11	3,93	3,98	378	1,18	8,8	68,1	6,36	0,20	0,476	6,17	180,0	91,2
Jh	1	3,61	4,04	330	0,32	9,0	68,0	7,62	0,12	0,436	5,81	155,0	87,0
	4	3,79	4,10	378	0,85	8,6	66,0	13,70	0,15	0,482	6,78	190,0	90,2
	8	3,90	4,13	380	1,06	8,5	65,6	8,70	0,18	0,454	6,61	200,0	90,3
	12	3,86	4,05	380	1,19	8,4	65,0	2,26	0,14	0,450	6,85	190,0	93,9
	16	3,93	3,98	400	1,28	8,4	65,2	4,26	0,15	0,454	6,78	190,0	94,1
20	3,79	3,95	390	1,35	8,2	63,8	14,78	0,16	0,440	6,94	190,0	87,0	
23	3,90	3,98	378	1,49	8,3	64,7	12,16	0,18	0,474	6,85	190,0	92,9	
B 1									<0,05	0,038	0,13	46,7	47,8

Tabell 65.

Mengde metallsalter som føres ut av Dausjøen pr.døgn.

Dato	Vannføring l/sek	Konsentrasjon				Mengde som passerer B ₃			
		Jern mg Fe/l	Kopper mg Cu/l	Sink mg Zn/l	Sulfat mg SO ₄ /l	Jern kg Fe/ døgn	Kopper kg Cu/ døgn	Sink kg Zn/ døgn	Sulfat kg SO ₄ / døgn
1963 18/2	111,0	0,23	1,15	4,76	140,0	2,2	11,0	45,7	1343
5/3	109,5	0,11	1,29	5,34	128,0	1,0	12,2	50,5	1211
19/3	106,0	0,84	1,29	5,98	134,7	7,7	11,8	55,2	1234
1/4	106,5	0,97	1,23	5,85	130,1	8,9	11,3	53,8	1386
19/4	106,5	0,25	1,28	7,20	134,0	2,3	11,8	66,4	1233
6/5	441,0	0,19	0,65	3,70	83,0	7,2	24,8	141	3162
21/5	343,0	0,08	1,01	3,60	120,0	2,4	29,9	107	3556
4/6	293,0	0,41	1,07	6,05	133,0	10,4	27,1	153	3367
17/6	133,0	0,29	0,94	4,50	115,0	3,3	10,8	51,7	1321
1/7	133,0	0,05	1,02	5,65	106,0	0,6	11,7	64,9	1218
23/7	293,0	0,25	0,67	2,26	128,0	6,3	17,0	57,2	3240
5/8	146,0	0,40	0,66	4,28	131,0	5,0	8,3	54,0	1652
19/8	124,0	0,42	0,13	1,34	121,0	4,5	1,4	14,4	1296
2/9	174,8	0,05	0,08	4,05	120,0	-	1,2	61,2	1812
16/9	500,0	0,11	0,209	4,84	149,0	4,8	9,0	209	6437
30/9	458,8	0,19	0,35	4,88	146,0	7,5	13,8	193	5787
14/10	224,3	0,09	0,76	5,55	155,0	1,7	14,7	108	3004
28/10	423,7	0,17	0,52	5,65	162,0	6,2	19,0	211,2	5930
11/11	120,5	0,13	0,41	5,24	166,0	1,4	4,3	54,6	1728
25/11	105,2	0,16	0,40	5,88	158,0	1,5	3,6	53,4	1436
9/12	433,0	0,44	0,36	5,50	149,0	5,1	4,1	63,2	1712
20/12	112,7	0,23	0,31	5,73	159,0	2,2	3,0	55,8	1548
1964 3/1	169,5	0,06	0,24	4,15	109,0	0,9	3,5	60,8	1596
20/1	150,7	0,14	0,37	4,11	146,0	1,8	4,8	53,5	1901
3/2	124,2	0,17	0,41	6,21	177,0	1,8	4,4	66,4	1899
	Gjennomsnitt					3,9	11,0	86,0	2400

Tabell 66.

Analyseresultater for vannprøver innhentet 10/11-1964 i de ti bekkene.

Analysert av NIVA.

Prøve nr.	Vannføring l/sek.	pH	El. ledn. evne $\text{ohm}^{-1} \text{cm}^{-1} 10^{-6}$	Turbiditet $\text{mg SiO}_2/\text{l}$	Jern mg Fe/l	Kopper mg Cu/l	Sink mg Zn/l	Sulfat $\text{mg SO}_4/\text{l}$	Hårdhet mg CaO/l
B 1x	6,5	6,32	28,4	0,14	0,05	0,011	0,12	3,9	4,9
B 2x	5,0	4,35	75,1	0,40	< 0,05	0,091	0,85	25,6	11,8
B 3x	3,3	2,58	2820	7,80	188	18,1	1,93	2550	207,5
B 4x	3,3	2,52	4000	1,46	675	43,1	7,85	4250	257,5
B 5x	0,5	2,44	5300	2,89	1180	56,7	3,05	5600	257,5
B 6x	1,7	2,54	3660	4,12	725	29,0	132,25	3625	220,0
B 7x	2,0	2,67	1750	44,0	343	11,5	43,95	1325	155,0
B 8x	2,5	2,65	1880	96,0	260	8,84	40,70	1210	175,0
B 9x	2,0	2,78	1320	98,0	115	5,11	16,93	720	175,0
B 10x	1,7	2,84	2840	10,10	7	4,65	18,33	525	100,0

Tabell 67. Skorovasselv - Grøndalselv. Elvenes organismeliv.

Resultatet av feltundersøkelsen 1963 - 1964.

(Skalaen som er benyttet ved den subjektive vurdering av organismenes kvantitative forekomst er gjengitt i tabell 25, sid: 48).

Organisme	Stasjon	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8a	B8b	B9	B10	C1
<u>SCHIZOMYCETES og FUNGI</u>												
Leptothrix ochraceae Kützing								3				2
<u>SCHIZOPHYCEAE.</u>												
Calothrix Agardh. sp.(?) (14-16 μ)							5		4	4	3	
Chamaesiphon Braun & Grunow sp.								2				
Lyngbya sp.					1							
Merismopedia tenuissima Lemmermann								1				1
Oscillatoria Vaucher sp.								1				
Phormidium Kützing sp.					2						2	
Schizothrix Kützing sp. (3 μ)					2		3	1			3	
Stigonema mamillosum(Lyngb.)Agardh								2				
Tolypothrix Kützing sp.							1	2			1	
Ubestemte coccale blågrønnalger						3						2
Ubestemte trichale blågrønnalger												2
<u>FLAGELLATA.</u>												
Cyster av Chrysophyceae				1		1	2					
Dinobryon sertularia Ehrenberg					2		2					
Euglena Ehrenberg sp.		1								1		
Tribonema Derbes & Solier sp. (10 μ)												3
Vaucheria.De Candolle sp. (68 μ)												4
<u>CHLOROPHYCEAE.</u>												
Ankistrodesmus falcatus (Corda)Ralfs												1
Arthrodesmus Ehrenberg sp.								1				
Bulbochaete Agardh sp.								4				
Chaetophora Schrank sp.								1				
Characium A. Braun sp.								1				
Chlamydomonas Ehrenberg sp. (7-9 μ)	4	2		4								
Closterium Nitzsch sp.								1	1			3
Cosmarium Corda spp.		1	3					2	2	1	2	2
Horridium Kützing sp.												1
Hyalotheca cf.dissiliens (J.E.Smith) Brébisson								4				
Mougeotia Agardh sp. (11 μ)								3			1	1
Mougeotia Agardh sp. (14 μ)								1			1	1

Tabell 67 (forts.)

Organisme	Stasjon	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8a	B8b	B9	B10	C1
<u>CHLOROPHYCEAE</u> (forts.)												
Oedogonium Link sp.								1				
Scenedesmus bijugatus (Turp) Kützing					1			1				
Scenedesmus obliquus (Turp) Kützing											2	2
Scenedesmus quadricauda (Turp) Brebisson												3
Scenedesmus Meyen spp.					2	1		1				3
Spirogyra Link sp.								3			2	3
Spondylosium planum (Wolle) W. & G.S. West											3	
Staurastrum Meyen sp.								2				1
Stigeoclonium Kützing sp.	2		2	3								
Tetraspora cylindrica (Wahlby) Agardh												4
Ulothrix subtilis (Kützing)	4	5	5	5	4	3		3	3	3	3	
Zygnema Agardh sp.								3				2
<u>DINOPHYCEAE.</u>												
Ceratium hirundinella (O.F.M.) Schrank		1										
<u>BACILLARIOPHYCEAE.</u>												
Achnanthes Bory sp.								2	1	1		1
Eunotia cf. exigua (Brébisson) Grunow			2									
Frustulia rhomboides (Ehrenberg) de Toni							2	1				1
Navicula Bory spp.						1		2	2	1	1	3
Naviculoide diatoméer									2	3		3
Tabellaria flocculosa (Roth) Kützing					3	1	2	3	2	2		3
<u>RHODOPHYCEAE.</u>												
Batrachospermum cf. moniliforme L, Roth								3				
<u>BRYOPHYTA.</u>												
Gymnocolea inflata (Huds.) Dum.		r	c	c	c	cc	r					
Marchantia polymorpha L												2
Scapania Durmortier sp.	rr											
<u>PROTOZOA.</u>												
Arcella Ehrenberg sp.								r				
Ubestemte ciliater			r		r		r	r	r	r	r	cc
<u>ROTATORIA.</u>												
Ubestemte rotatorier		r	r	r	r		r	c	r	r	r	c

Tabell 68. Namsen. Elvens organismeliv. Resultatet av feltundersøkelsen 1963 - 1964.

(Skalaen som er benyttet ved den subjektive vurdering av organismenes kvantitative forekomst er gjengitt i tabell 25, side 48).

Organisme	Stasjon	E2	E3	E4	E5	E6	E7
<u>SCHIZOPHYCEAE.</u>							
Calothrix Agardh sp.(?) (14-16 μ)			3	2			
Chamaesiphon cf. confervicolus A.Braun					3	3	
Chamaesiphon cf. macer Geitler		3					
Merismopedia punctata Meyen		1				1	
Oscillatoria Vaucher sp.				1			
Pseudanabaena Lauterborn sp.				2			1
Schizothrix Kützing sp. (12 μ)		1		1			1
Stigonema mamillosum (Lyngb.) Agardh					3	3	
Tolypothrix Kützing sp.			2				
Tolypothrix Kützing sp. (20 μ)					3	3	
<u>FLAGELLATA.</u>							
Cyster av Dinobryon							
Dinobryon sertularia Ehrenberg				1			
Hydrurus foetidus (Vill.) Trev.					2	3	
Ubestemte palmelloide chrysophyceer						4	
<u>CHLOROPHYCEAE.</u>							
Bulbochaete Agardh sp.		2			4	4	
Cosmarium Corda sp.		2	2	1		1	1
Mesotaenium Naegeli sp.		1					
Mougetia Agardh sp. (8 μ)		2		3	3	3	3
Mougetia Agardh sp. (11 μ)				1			
Nitella opaca Agardh						cc	
Oedogonium Link sp.							
Penium de Brébisson sp.							
Schizochlamys gelatinosa A. Braun					4	3	
Staurostrum Meyen sp.		1		1		1	
Spirogyra Link sp.		1			2	2	
Zygnema Agardh sp. (32 μ)		3			2	3	
<u>DINOPHYCEAE.</u>							
Peridinium Ehrenberg sp.				1			
<u>BACILLARIOPHYCEAE.</u>							
Achnanthes Bory sp.		2	1	2	3	2	1
Ceratoneis arcus (Ehrenberg) Kützing		2		2	2	1	3
Cymbella Agardh spp.		1		1	1	2	2

Tabell 68 (forts.).

Organisme	Stasjon	E2	E3	E4	E5	E6	E7
<u>BACILLARIOPHYCEAE (forts.).</u>							
<i>Diatoma elongatum</i> Agardh				1	1	3	1
<i>Diatoma vulgare</i> Bory		1		2	1	1	1
<i>Didymosphenia geminata</i> (Lyngb.) M.Smidth		1		1	3	4	
<i>Eunotia Ehrenberg</i> sp.		1	1			1	
<i>Fragilaria Lyngbye</i> sp.					2		
<i>Frustulia rhomboides</i> (Ehrenberg) de Toni					1	1	
<i>Gomphonema constrictum</i> Ehrenberg		3	1		2	1	
<i>Navicula</i> Bory spp.		2		2	1	3	3
<i>Nitzschia Hassall</i> sp.			1	1	1	1	1
<i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyngb.) Kützing					1	1	
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth.) Kützing		4	3	4	3	2	4
<i>Tabellaria Ehrenberg</i> sp.		1					
<u>RHODOPHYCEAE.</u>							
<i>Batrachospermum moniliforme</i> (L.) Roth					2	3	
<u>BRYOPHYTA.</u>							
<i>Scapania Dum.</i> sp.		c					
<i>Protonemaer</i>			c		r		
<u>VASCULARES.</u>							
<i>Equisetum fluviatile</i> L.						c	
<i>Hippuris vulgaris</i> L.						c	
<i>Isoëtes cf. lacustris</i> L.						c	
<i>Juncus articulatus</i> L.						c	c
<i>Juncus</i> L. sp.						r	
<i>Myriophyllum alterniflorum</i> L.						c	
<i>Potamogeton gramineus</i> L.						cc	
<i>Ranunculus reptans</i> L.						c	
<i>Sparganium</i> L. sp.						c	c
<u>PROTOZOA.</u>							
<i>Vorticella</i> L.					r	r	
<i>Ubestemte ciliater</i>			r	r	c		r
<u>PORIFERA og COELENTERATA.</u>							
<i>Hydra vulgaris</i> Pallas		c					
<u>PLECOPTERA.</u>							
<i>Amphinemura sulcicollis</i> (Stephens)				r	c	cc	c
<i>Isoperla grammatica</i> (Poda)		r			c	cc	
<i>Isoperla obscura</i> (Zetterstedt)		rr		r			c

Tabell 68 (forts.).

Organisme	Stasjon	E2	E3	E4	E5	E6	E7
<u>EPHEMEROPTERA.</u>							
Ecdyonurus venosus (Fabr.)		c					
Heptagenia sulphurea (Müller)					c	cc	
<u>DIPTERA.</u>							
Orthocladine chironomider		c	r	c	cc	cc	c
<u>TRICHOPTERA.</u>							
Polycentropus flavomaculatus Pict.		r				c	
Rhyacophila nubila Zett.				r			c
Stenophylax Kol. sp.				r			
<u>MOLLUSCA.</u>							
Lymnaea pereger Müller		c			c	c	
<u>ROTATORIA.</u>							
Ubestemte rotatorier			r	r	c	c	r
<u>NEMATODA.</u>							
Ubestemte nematoder			r	r	c	c	r

Tabell 69. Stallvikelva. Elvens organismeliv. Resultat av feltundersøkelser 1963 - 1964.

(Skalaen som er benyttet ved den subjektive vurdering av organismenes kvantitative forekomst er gjengitt i tabell 25, side 48).

Organisme	Stasjon	A4	A5	A6	A7	A8	A9
<u>SCHIZOMYCETES.</u>							
Chlamydobakterier		2	1	2		1	
<u>SCHIZOPHYCEAE.</u>							
Oscillatoria Vaucher spp.						2	
Ubestemte blågrønnalger					3		1
<u>FLAGELLATA.</u>							
Ubestemte flagellater					2		
<u>CHLOROPHYCEAE.</u>							
Closterium Nitzsch spp.					1		
Cosmarium Corda spp.					2		
Mougeotia Agardh sp. (37 μ)					4		
Scenedesmus Meyen spp.					1		
Staurastrum Meyen sp.					1		
Ulothrix subtilis Kützing		3		1			
<u>BACILLARIOPHYCEAE.</u>							
Achnanthes Bory spp.			1	1	2		
Ceratoneis arcus (Ehrenberg) Kützing			1	1	2		
Cymbella Agardh sp.					1		
Diatoma vulgare Bory					2		
Eunotia Ehrenberg sp.					1		1
Frustulia rhomboides (Ehrenberg) de Toni					2		
Navicula Bory spp.				1	2	1	1
Pinnularia cf. viridis (Nitzsch) Ehrenberg					1		
Synedra ulna (Nitzsch) Ehrenberg					2	1	
Tabellaria flocculosa (Roth) Kützing					3		
<u>BRYOPHYTA.</u>							
Protonemaer		c		c	r	r	rr
<u>VASCULARES.</u>							
Eriophorum angustifolium Honck (?)		c					
<u>RHIZOPODA, ACTINOPODA.</u>							
Ubestemte amøber					r		

Tabell 69 (forts.).

Organisme	Stasjon	A4	A5	A6	A7	A8	A9
<u>PROTOZOA.</u>							
Ubestemte ciliater		rr	r	r	c	r	rr
<u>ROTATORIA.</u>							
Ubestemte rotatorier		rr	r	r	c	r	r
<u>PLECOPTERA.</u>							
Amphinemura sulcicollis (Stephens)					r		
<u>EPHEMEROPTERA.</u>							
Baëtis rhodani Pict.					c		
Heptagenia sulphurea (Müller)					c		
<u>DIPTERA.</u>							
Orthocladine chironomider			rr		c	rr	
Simulium sp.					cc		
<u>TRICHOPTERA.</u>							
Hydropsyche Pict. sp.					c		
Polycentropus flavomaculatus Pict.					c		

Tabell 70. Planktonhåvtrekk fra Tunnsjø.

Resultat av mikroskopisk bearbeidelse.

Organisme	Dato	26/8 1964
<u>SCHIZOPHYCEAE.</u>		
Pseudanabaena Lauterborn sp.		1
<u>CHLOROPHYCEAE.</u>		
Closterium Nitzsch sp.		+
Cosmarium Corda sp.		2
Dictyosphaerium Naegeli sp.		+
Dispora Printz sp. (?)		+
Elakatothrix gelatinosa Wille		+
Gloeocystis Naegeli sp.		2
Mougeotia Agardh sp.		2
Nephrocytium Naegeli sp.		1
Oedogonium Link sp.		3
Pediastrum boryanum (Turp.) Menegh.		+
Scenedesmus Meyen sp.		+
Spondylosium de Brébisson sp.		1
Staurastrum curvatum W. West		2
Staurastrum Meyen sp.		2
Zygnema Agardh sp.		+
Ubestemte coccale grønnalger		1
Ubestemte trichale grønnalger		3
<u>BACILLARIOPHYCEAE.</u>		
Asterionella formosa Hassall		3
Cyclotella Kützing sp.		2
Cymbella Agardh sp.		+
Diatoma elongatum Agardh		+
Pinnularia Ehrenberg sp.		+
Synedra cf. acus Kütz.		+
Tabellaria fenestrata (Lyng.) Ktz. var. asterionelloides (Grün.)		3
Tabellaria fenestrata (Lyng.) Ktz.		+
Tabellaria flocculosa (Roth.) Kg.		1
Ubestemte naviculoide diatoméer		1
<u>FLAGELLATA.</u>		
Dinobryon divergens var. Schauinslandii (Lemm.) Brunnth.		4
Hyalobryon Lauterborn sp.		1
Peridinium Ehrenberg sp.		1

Tabell 70 (forts.).

Organisme	Dato	26/8 1964
<u>ROTATORIA.</u>		
Keratella cochlearis (Gosse)		2
Keratella quadrata (Müller)		+
Notholca longispina (Kellicot)		1
<u>CRUSTACEA.</u>		
Bosmina Baird sp.		1
Cyclopoide copepoder		4
Nauplier		2

Tabell 71. Resultater fra feltundersøkelsen i juli 1937 ved professor Henrik Printz.

Stasjon 1: Skorovasselvas nedre del.

" 2: Grøndalselva ovenfor samløpet med Skorovasselva.

" 3: Namsen nedenfor Grøndalselvas utløp.

" 4: Namsen, ca. 300 m nedenfor Grøndalselvas munning.

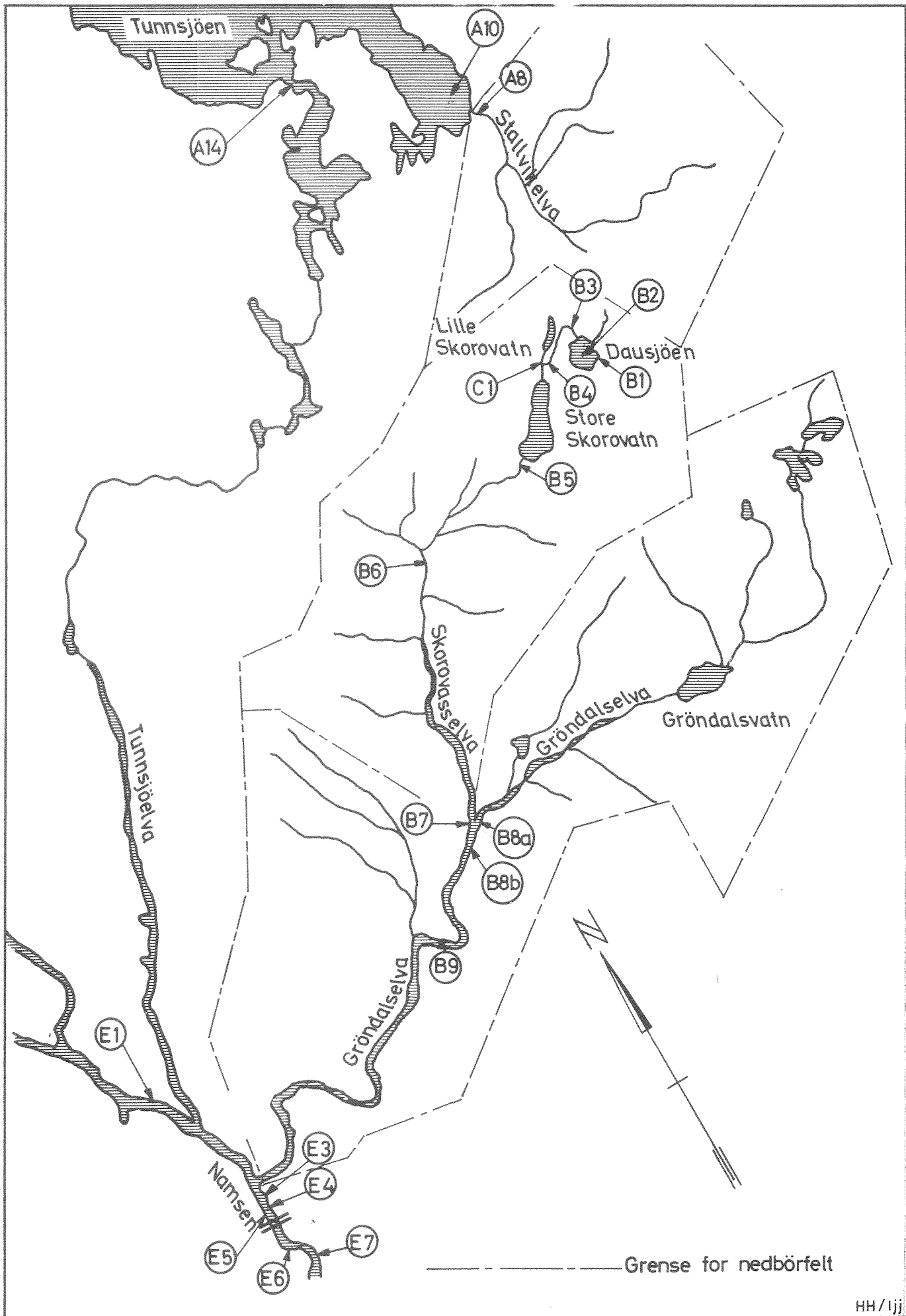
Organisme	Stasjons- betegnelse	1	2	3	4
		B7	B8a	B3	E4
<u>SCHIZOPHYCEAE.</u>					
<i>Chroococcus turgidus</i>			r		+
<i>Codlosphaerium Kützingianum</i>		+		c	+
<i>Rivularia Biasoletiana</i>				+	
<i>Scytonema</i> sp.					+
<i>Tolypothrix distorta</i>			c		r
<u>FLAGELLATA.</u>					
<i>Cercomonas crassicauda</i>				r	
<i>Chlorobotrys regularis</i>		r	r		
<i>Chrysococcus rufescens</i>		r	r		
<i>Ophiocytium parvulum</i>		r			
<u>CHLOROPHYCEAE.</u>					
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>		r			
<i>Arthrodesmus convergens</i>		r			
<i>Arthrodesmus Incus</i>			r		
<i>Bulbochaete</i> sp. st.			ccc	c	+
<i>Closterium parvulum</i>					r
<i>Cosmarium Botrytis</i>		+		+	+
<i>Cosmarium excavatum</i>			+		
<i>Cosmarium granatum</i>				+	
<i>Cosmarium humile</i>				r	
<i>Cosmarium laeve</i>		r		+	
<i>Cosmarium Meneghinii</i>				r	
<i>Cosmarium Phaseolus</i>			c		
<i>Cosmarium pseudonitidulum</i>			r		
<i>Cosmarium Regnesii</i>			+		
<i>Cosmarium subcrenatum</i>			+		
<i>Cosmarium tenue</i>				cc	
<i>Cosmarium tinctum</i>		r	r	r	r
<i>Cosmarium undulatum</i>			r		
<i>Cosmarium venustum</i>				r	
<i>Cosmarium vexatum</i>					r
<i>Docidium baculum</i>			r		
<i>Euastrum bidentatum</i>		r		r	

Tabell 7:1 (forts.).

Organisme	Stasjons- betegnelse			
	1 B7	2 B8a	3 E3	4 E4
<u>CHLOROPHYCEAE (forts.).</u>				
<i>Euastrum dubidum</i>				c
<i>Euastrum elegans</i>	r		c	c
<i>Mesotaenium Endlicherianum</i>	r	r		
<i>Microspora amonea</i>		r		
<i>Mougeotia</i> sp. st.			+	
<i>Nephrocytium Agardhianum</i>		+		
<i>Netrium digitus</i>	r	r		c
<i>Oedogonium</i> sp. st.				c
<i>Oocystis solitaria</i>	r	r		
<i>Penium crassiusculum</i>		r		
<i>Penium phymatosporum</i>	+			
<i>Quadrigula closterioides</i>				r
<i>Scenedesmus bijugatus</i>		+		
<i>Scenedesmus quadricauda</i>		r		
<i>Sphaerozoma excavatum</i>		r		
<i>Spirogyra</i> sp. st., levende og i deling			+	
" " ,sterile tråder				cc
<i>Staurastrum Dickiei</i>			r	
<i>Staurastrum dejectum</i>			r	
<i>Staurastrum hexacerum</i>		r		
<i>Staurastrum phoenicenteron</i>		+		
<i>Staurastrum polytrichum</i>		r		
<i>Tetmemorus Laevis</i>				-
<i>Tetraedron trigonum</i>		r		
<i>Tetrapedia glauca</i>	+			
<i>Ulothrix subtilis</i>	cc			
<i>Xanthidium armatum</i>	r			
<i>Zygnema</i> sp., sterile tråder				cc
<u>BACILLARIOPHYCEAE.</u>				
<i>Ceratoneis arcus</i>		r		
<i>Cocconeis flexella</i>			+	r
<i>Cyclotella comta</i>		+	+	
<i>Cymbella distula</i>	+	r	c	
<i>Eunotia arcus</i>				+
<i>Eunotia lunaris</i>	r			
<i>Fragilaria virescens</i>			+	
<i>Navicula exilis</i>			r	

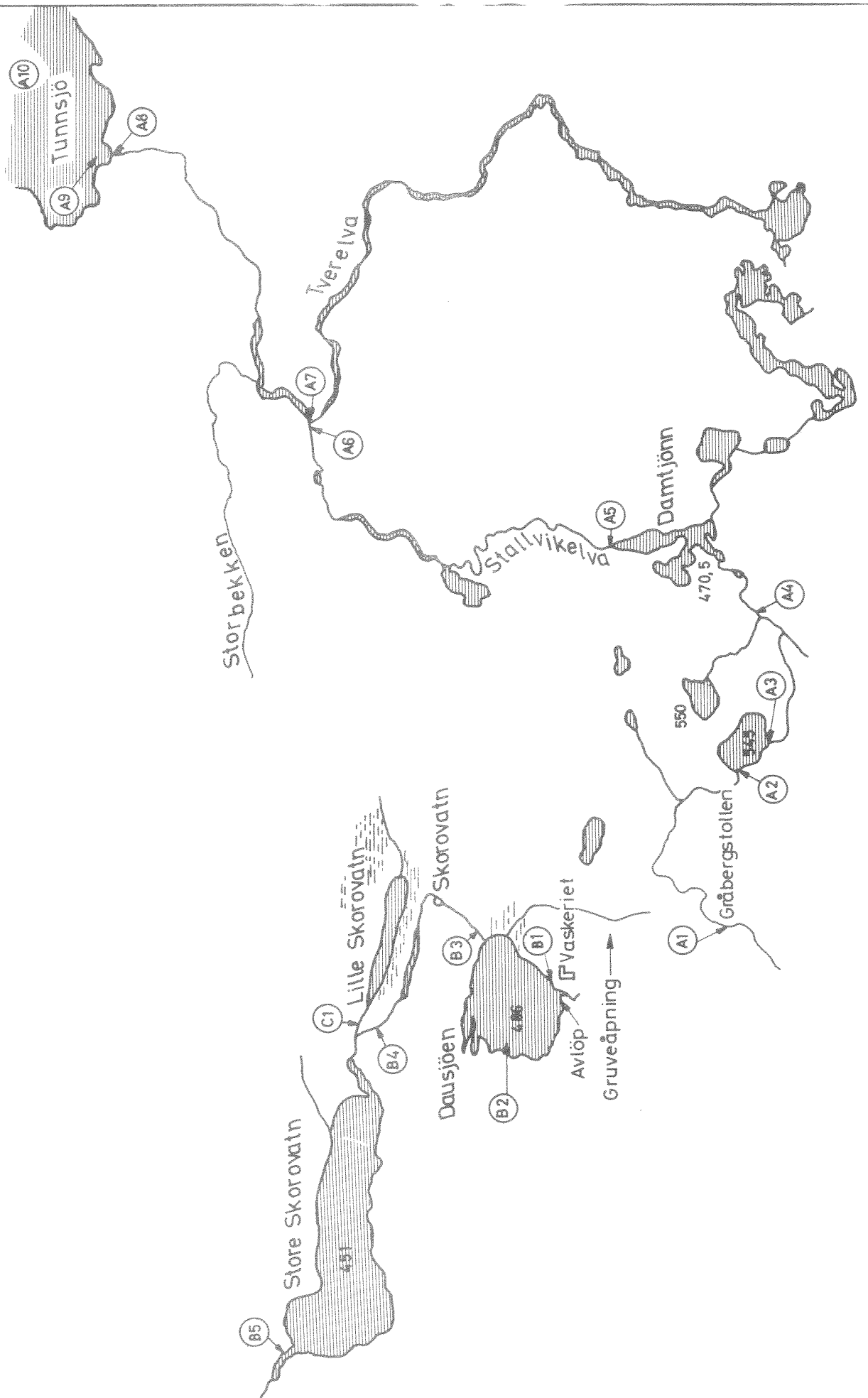
Tabell 71 (forts.).

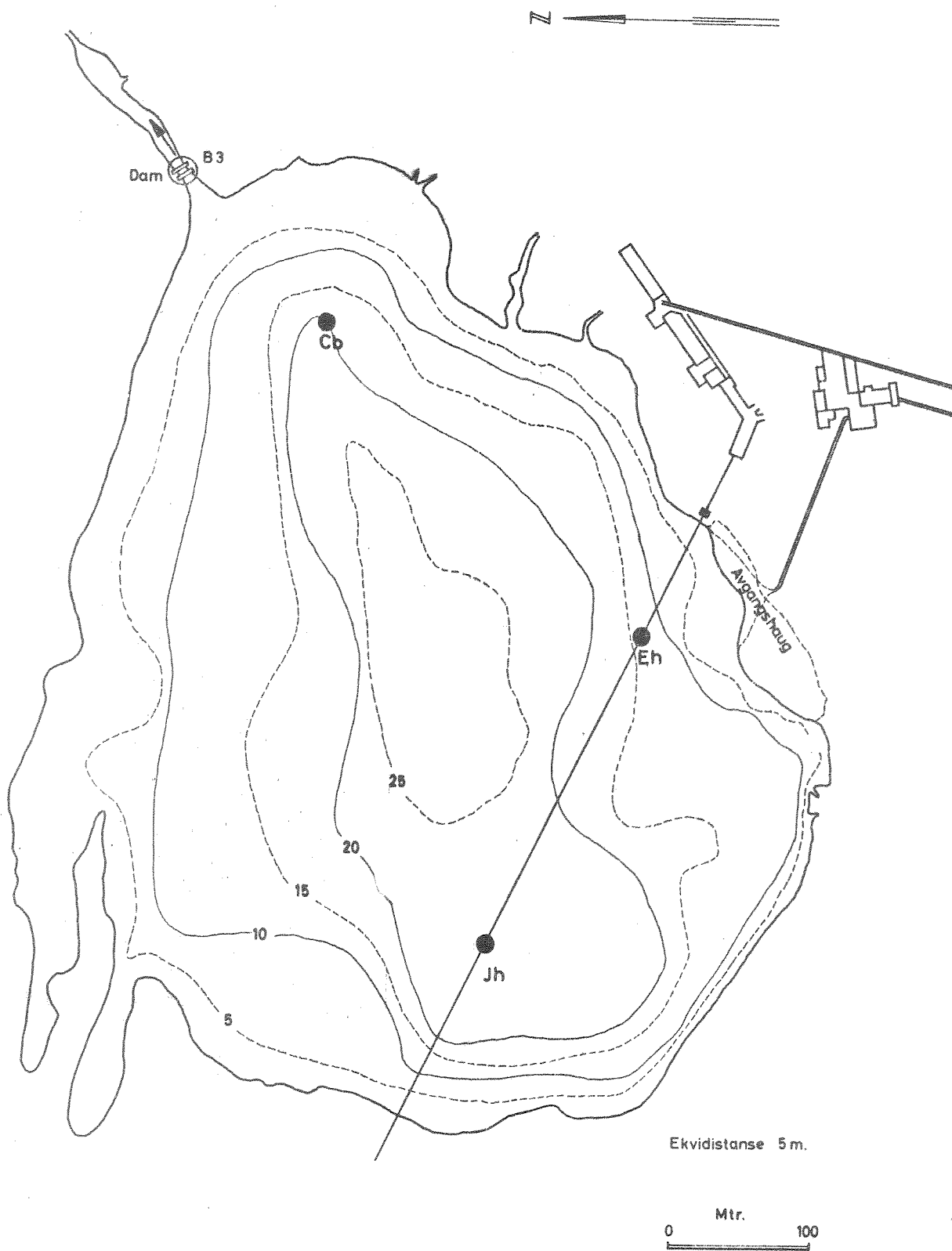
Organisme	Stasjons- betegnelse	1	2	3	4
		B7	B8a	E3	E4
<u>BACILLARIOPHYCEAE (forts.).</u>					
Naviculider		cc	cc	cc	cc
Pinnularia irrides		r		+	+
Stauroneis phoenicentron		r	+		
Tabellaria fenestrata				+	
Tabellaria flocculosa		cc	cc	cc	cc
<u>RHODOPHYCEAE.</u>					
Batrachospermum moniliforme, rikelig m. gonoblaster				cc	cc
<u>PROTOZOA.</u>					
Diffugia urceolata			r		r
Trinema enchelys					r
<u>ROTIFERA.</u>					
Rotifer vulgaris		r			
<u>NEMATA.</u>					
Dorylaimus stagnalis		r			

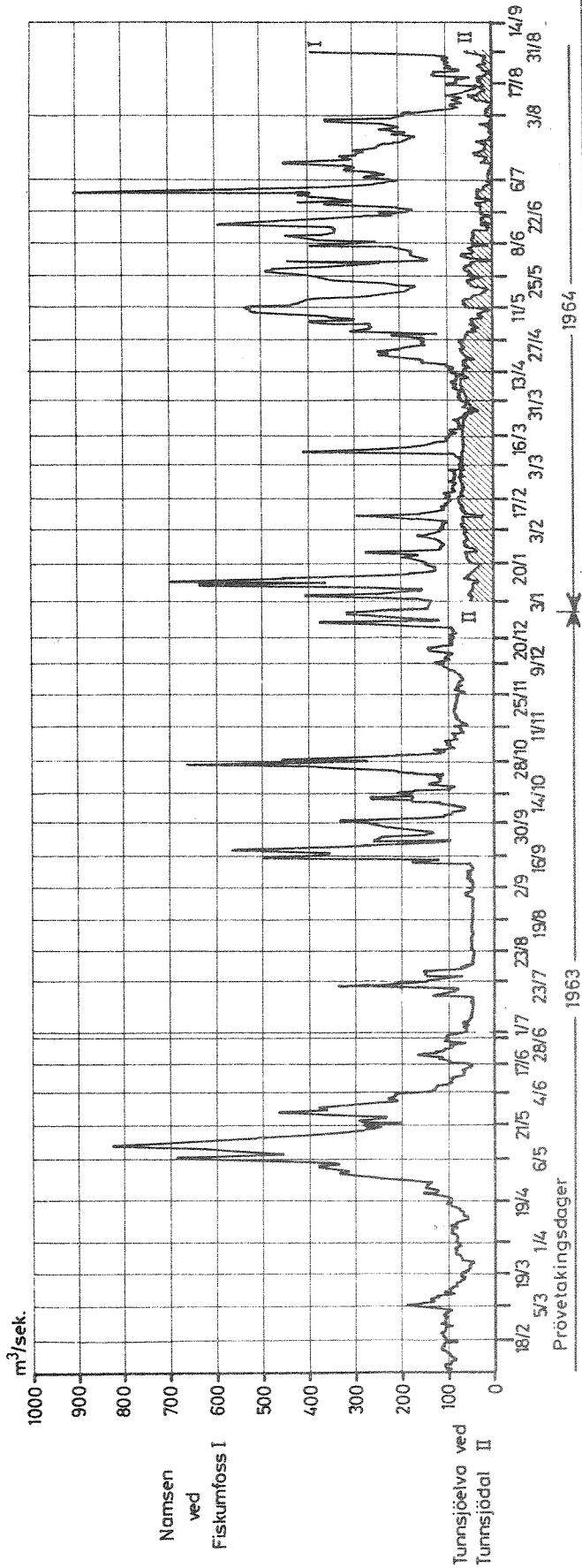
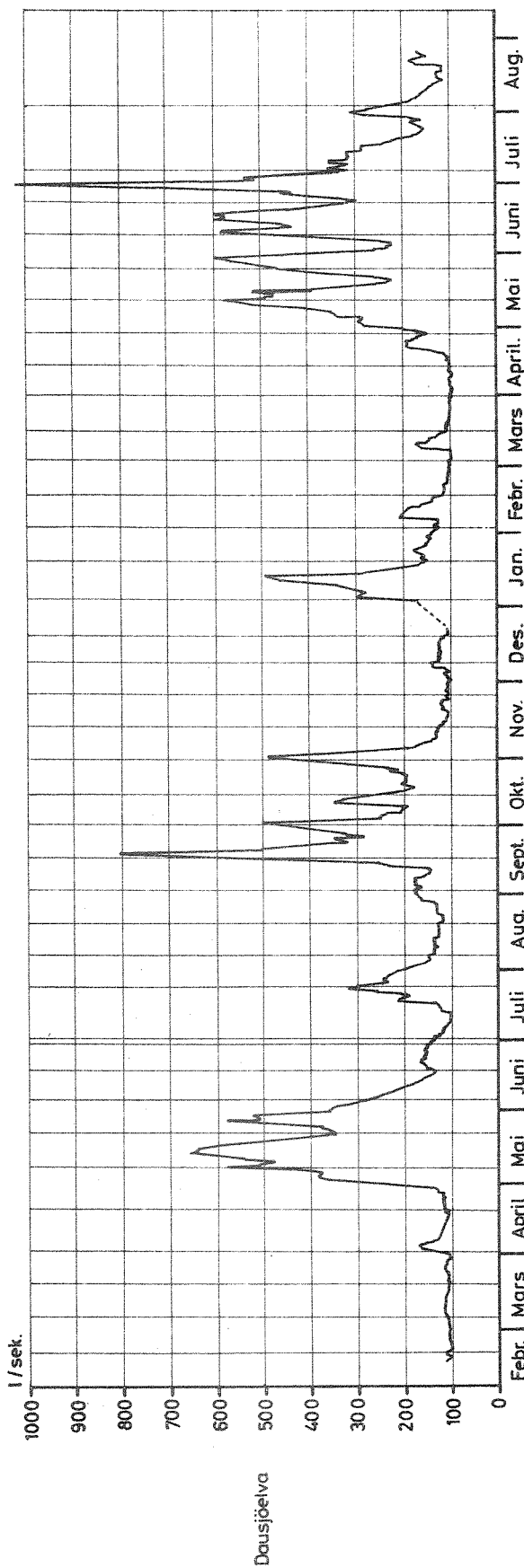


— Grense for nedbørfelt

HH/ljj







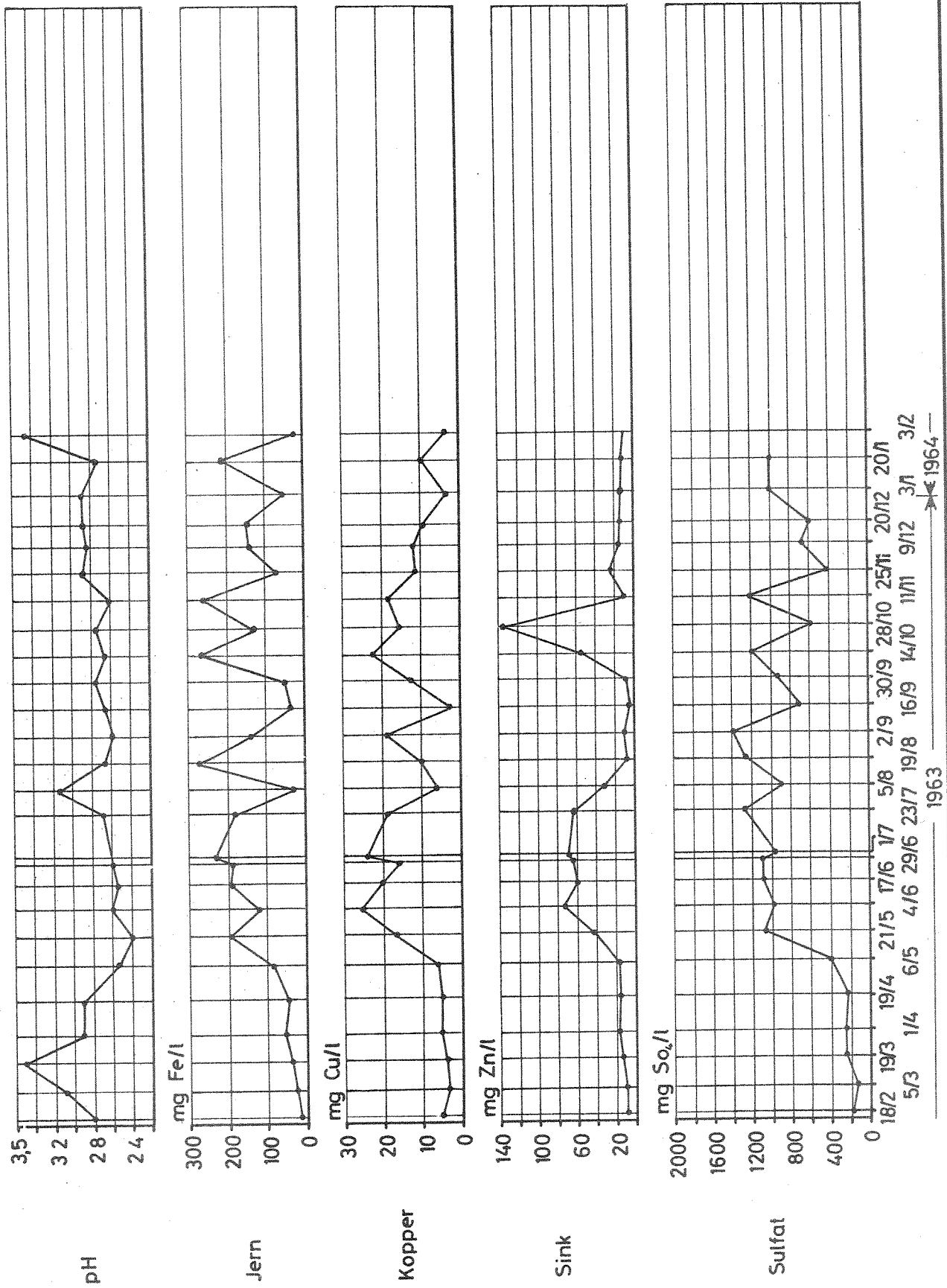
BB-P/l.r.

NORSK INSTITUTT FOR
VANNFORSKNING
BLINDERN

Vannføringer i Dausjøelva ved utløpet fra Dausjøen, i Namsen ved Fiskumfoss og i Tunnsjøelva.
4/2-1963 - 30/8-1964.

M. Fig. 4

Nr. O-42/62
3192



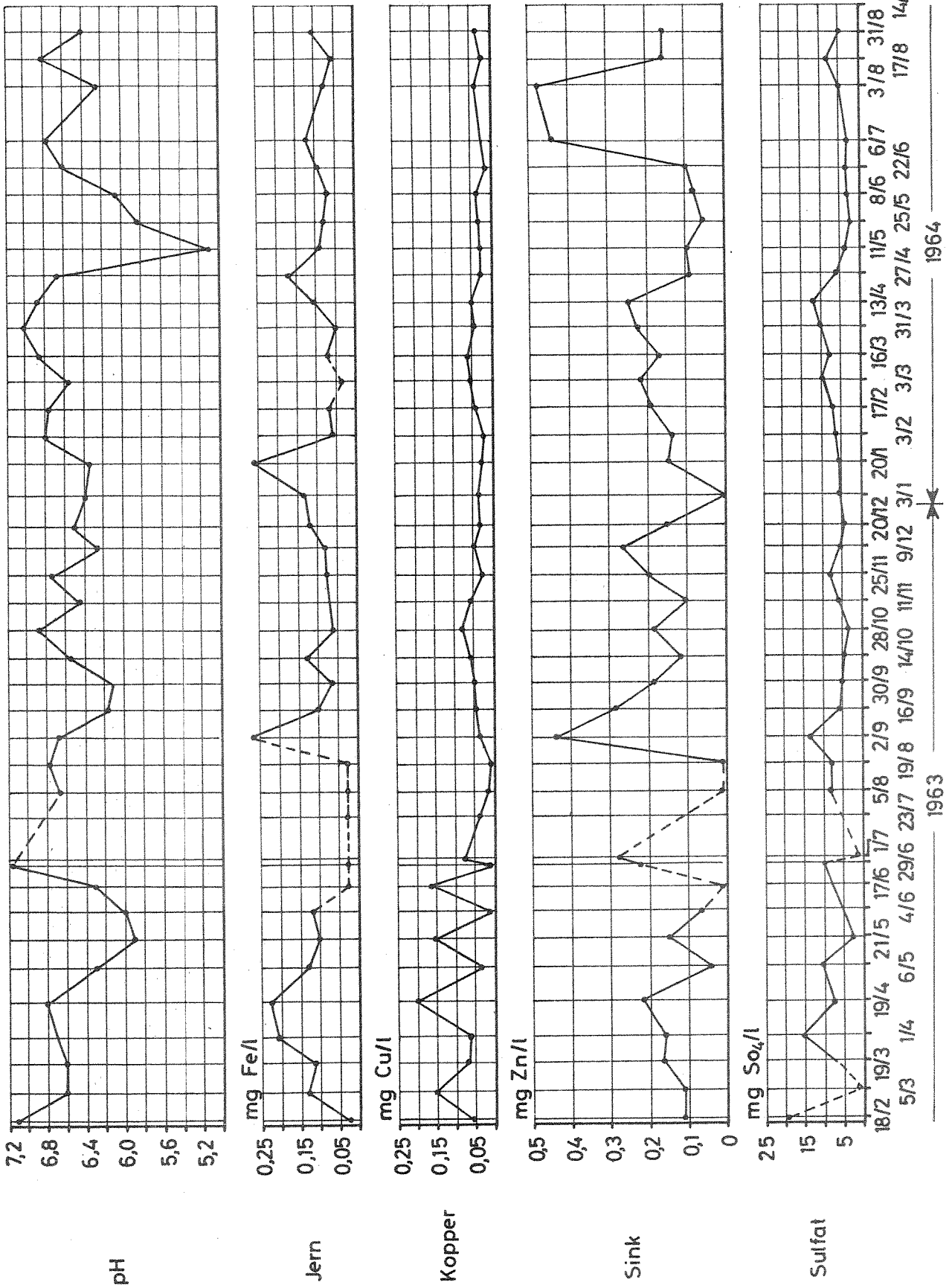
B.B-P/rn

NORSK INSTITUTT FOR
VANNFORSKNING
BLINDERN

Stasjon A 1
Resultater av vannprøver inn-
hentet i tiden 18/2-1963-3/2-1964

Fig. 5

Nr. 0-42/62 - 3196

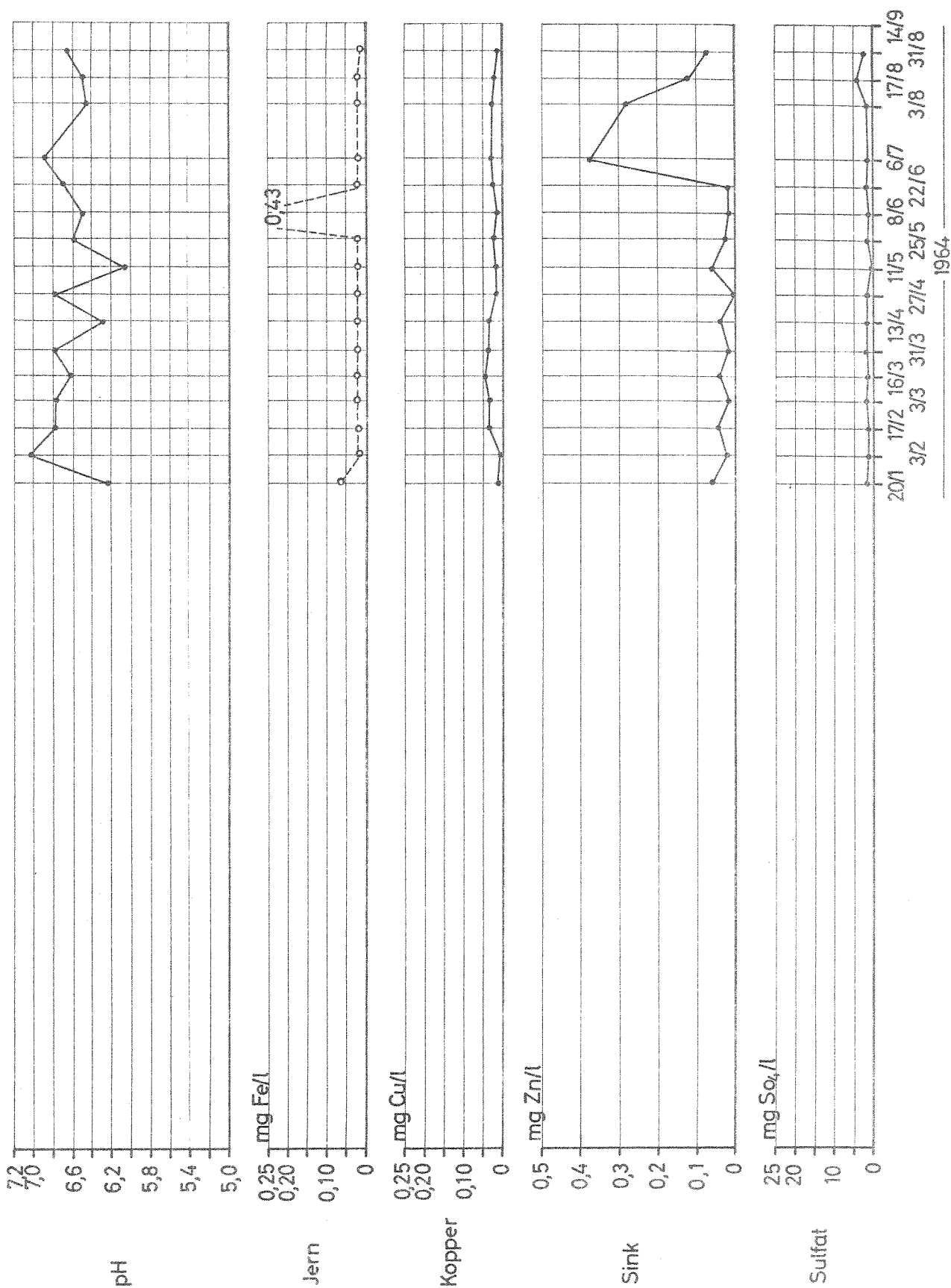


B.B-P/r.n.

NORSK INSTITUTT FOR
VANNFORSKNING
BLINDERN

Stasjon A8
Resultater av vannprøver inn-
hentet i tiden 18/2-1963-14/9-1964.

Fig. 6
Nr.0-42/62-3198



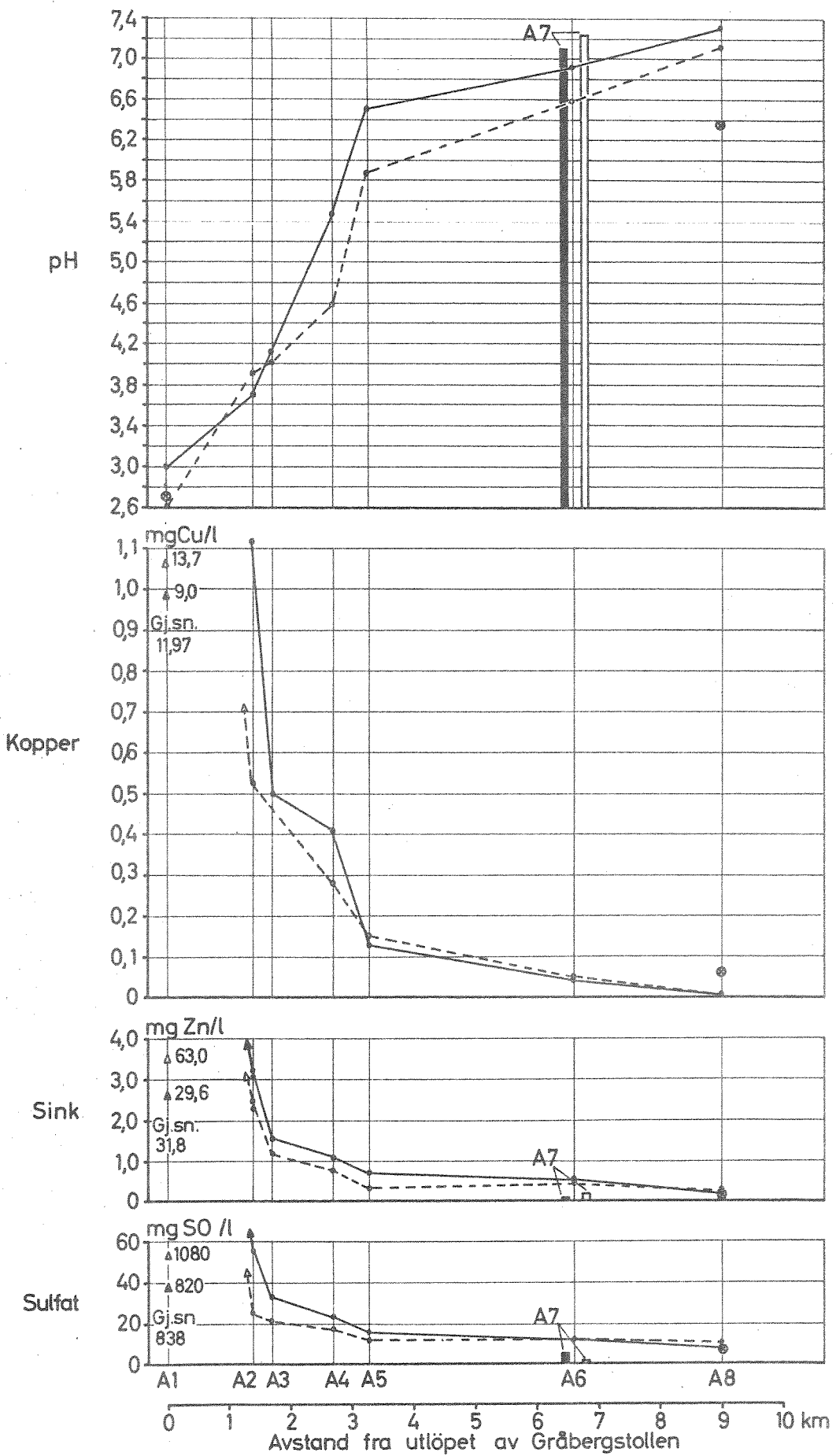
B.B.P./b.d

NORSK INSTITUTT FOR
VANNFORSKNING
BLINDERN

Stasjon A 14
Resultater av vannprøver inn-
hentet i tiden 20/1-1963-31/8-1964

Fig. 7

O-42/62
3197



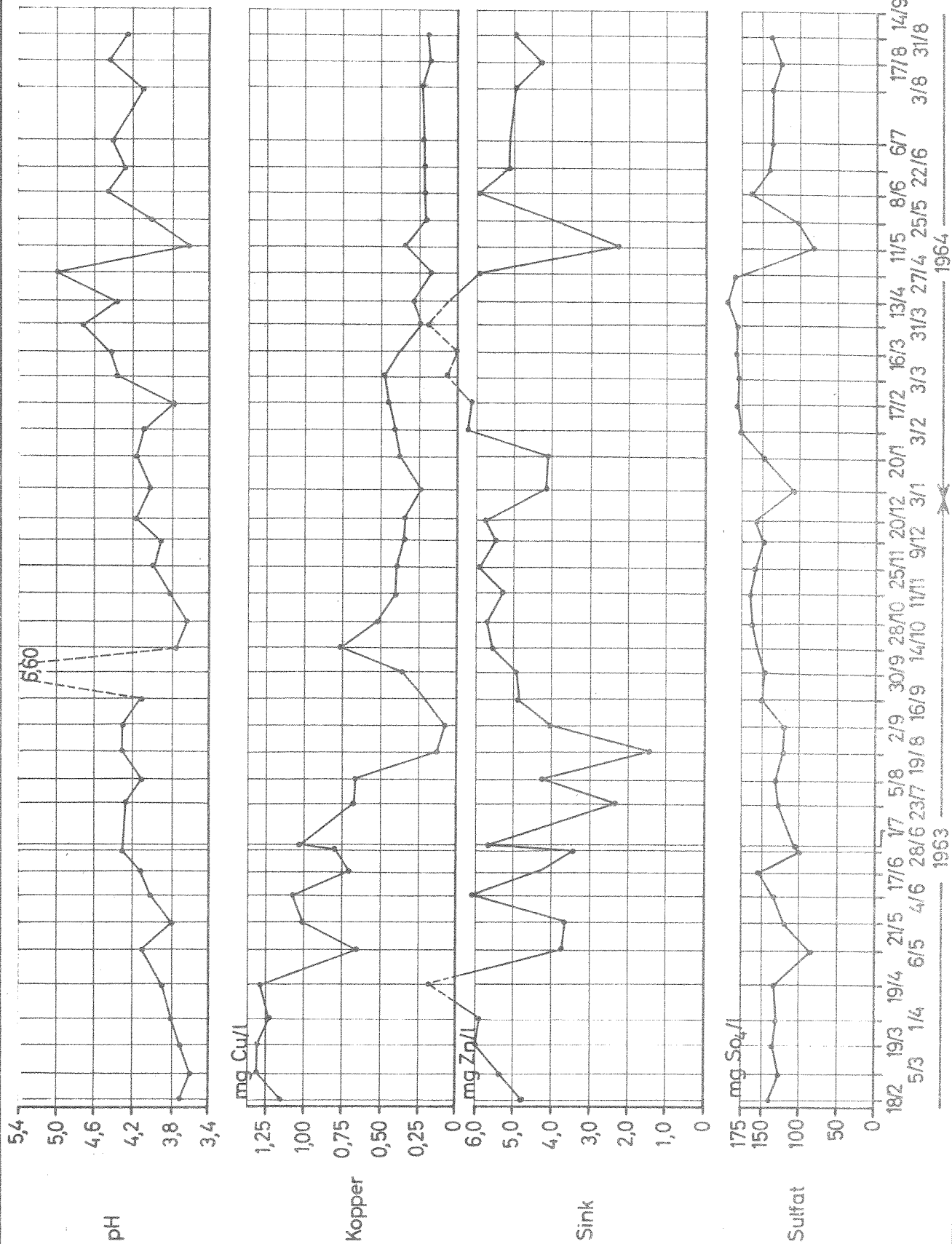
BB:P/Lr

NORSK INSTITUTT FOR
VANNFORSKNING
BLINDERN

Analyseresultater av vannprøver fra
Stallvikelva.
—●— 10/8-1962 -○- 29/6-1963
● Gjennomsnitt 18/2-1963 - 3/2-1964

Fig. 8

O-42/62
3194



B.B.P/b.d

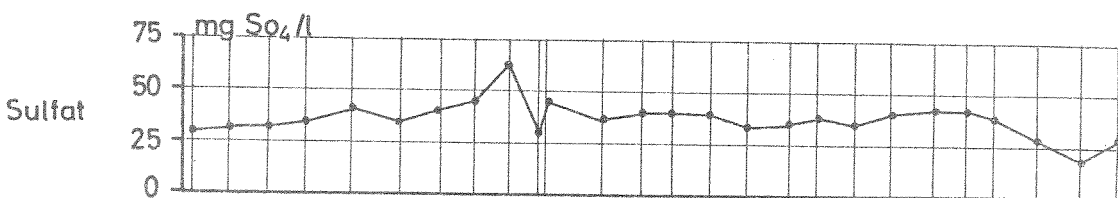
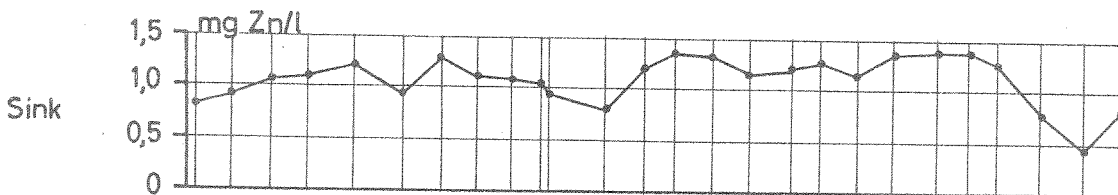
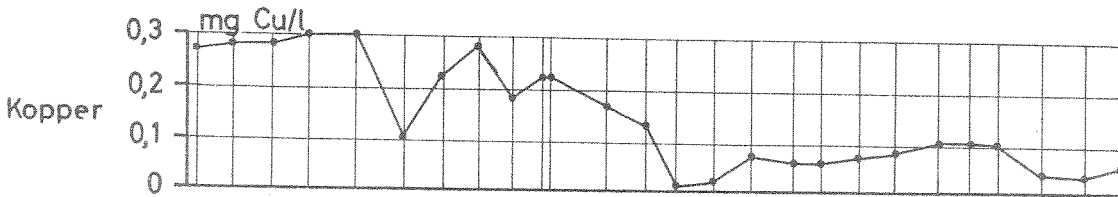
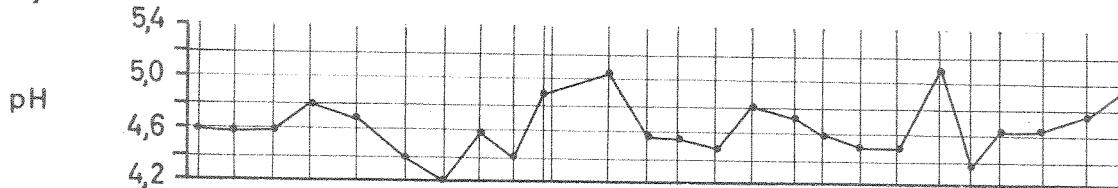
NORSK INSTITUTT FOR
VANNFORSKNING
BLINDERN

Stasjon B3.
Resultater av vannprøver inn-
hentet i tiden 18/2 1963-3/8 1964.

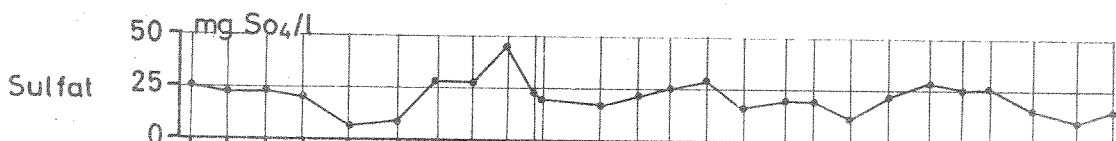
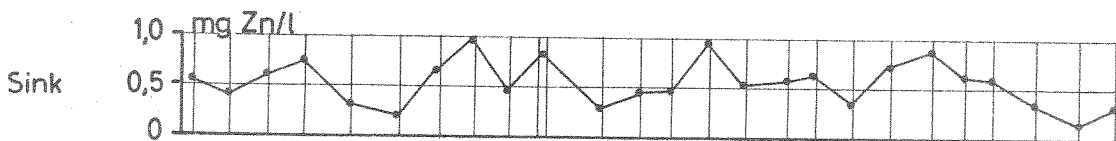
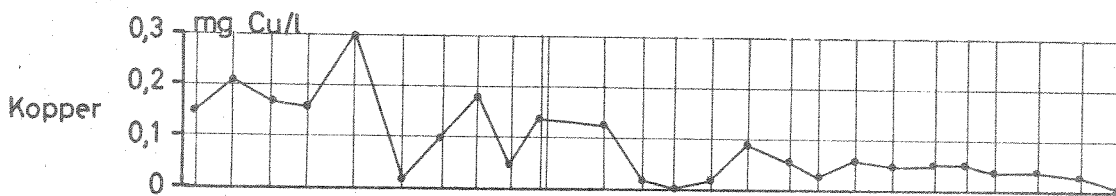
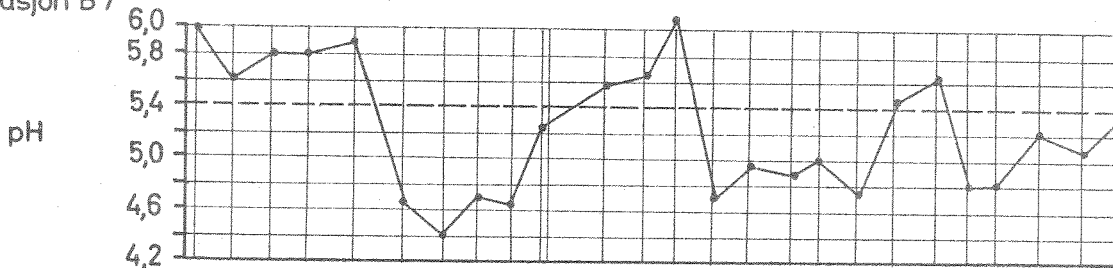
Fig. 9

Nr. O-42/62
3199

Stasjon B5



Stasjon B7



18/2 19/3 19/4 21/5 17/6 1/7 5/8 2/9 30/9 28/10 25/11 20/12 20/1
5/3 1/4 6/5 4/6 29/6 23/7 19/8 16/9 14/10 11/11 9/12 3/1 3/2
1963 ← 1964

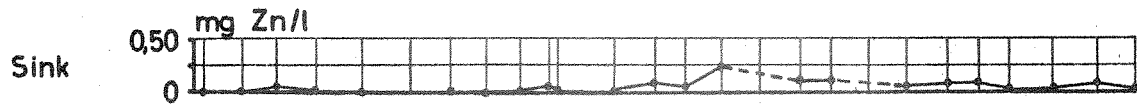
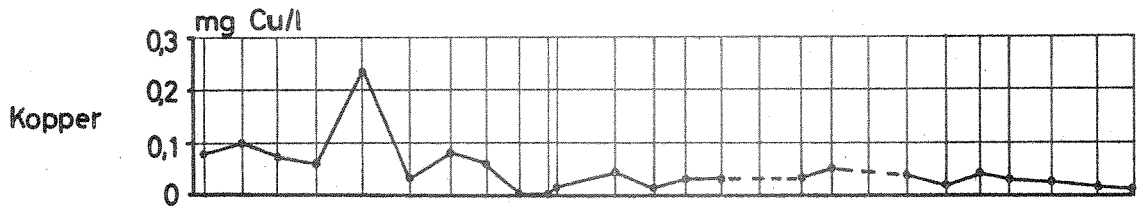
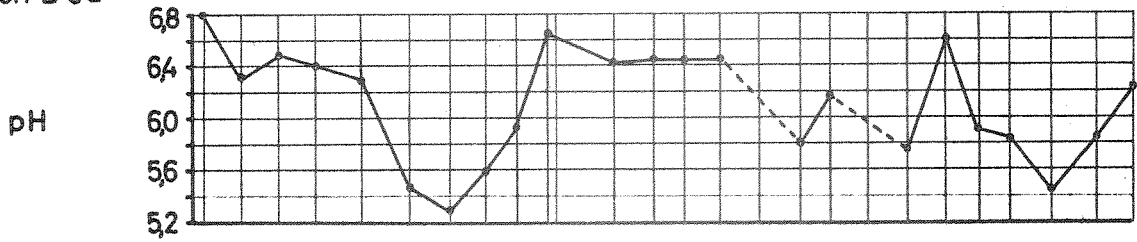
B.P/b.d

NORSK INSTITUTT FOR
VANNFORSKNING
BLINDERN

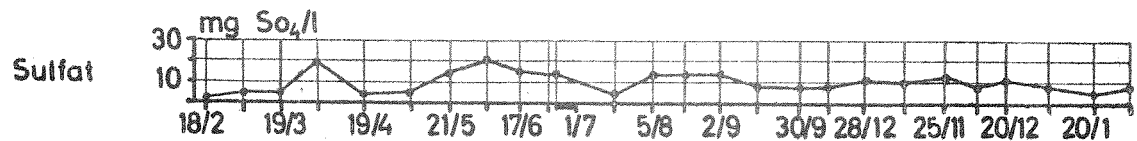
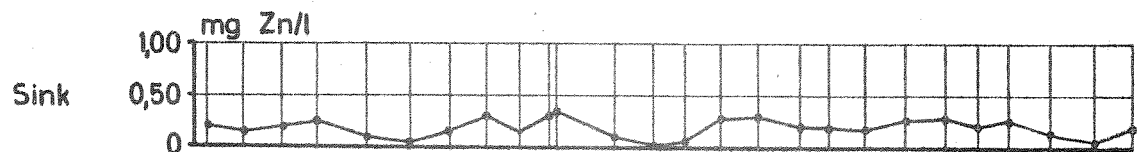
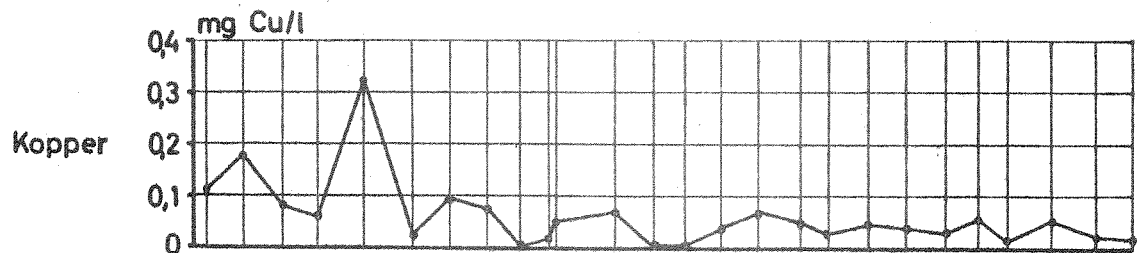
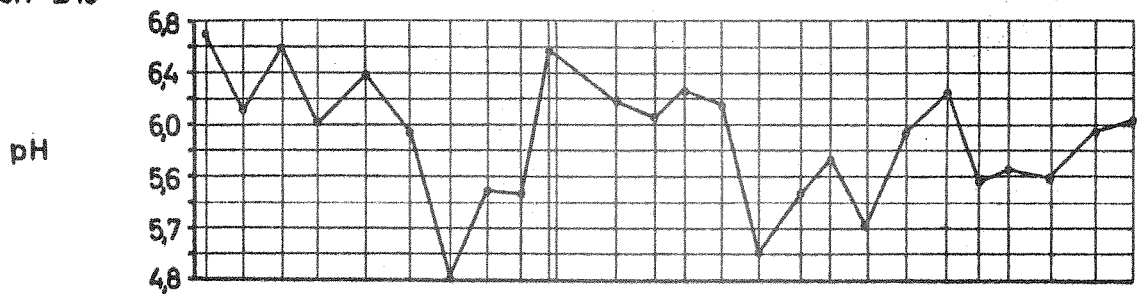
Stasjonene B5 og B7
Resultater av vannprøver inn-
hentet i tiden 18/2-1963-3/2-1964

Fig. 10
Nr. O 42/62
3191

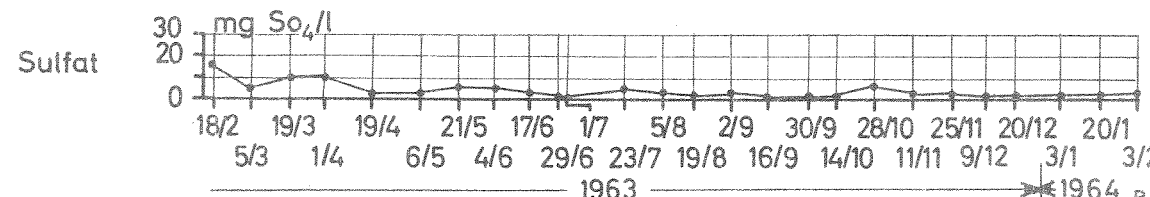
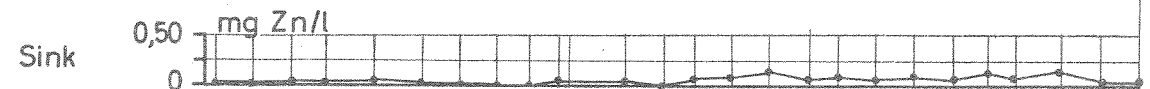
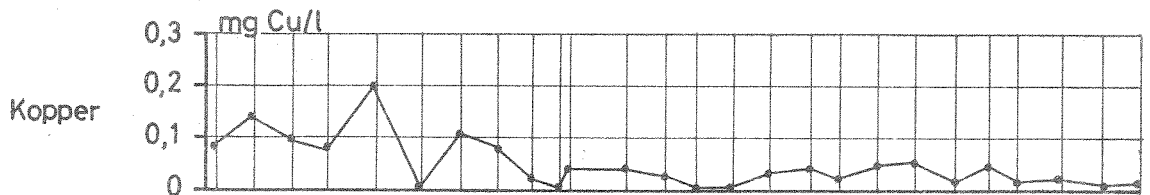
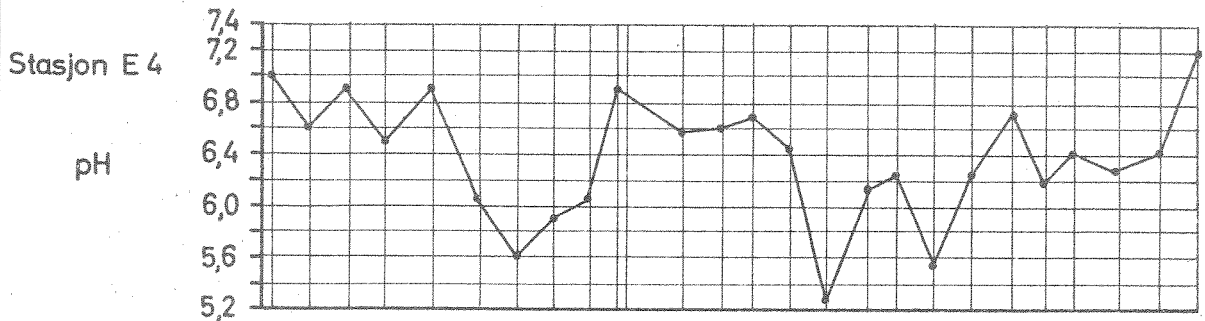
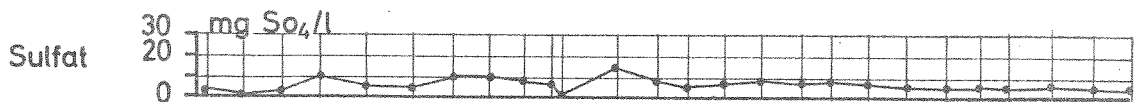
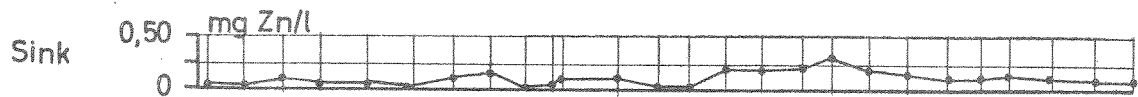
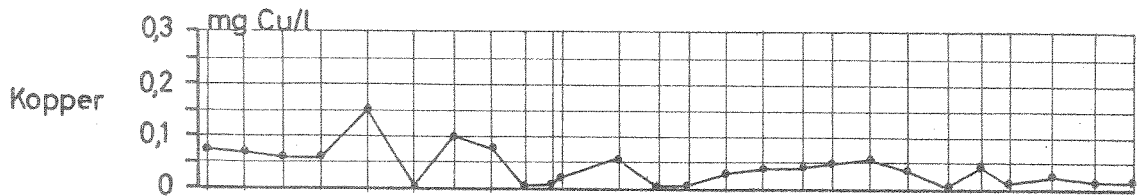
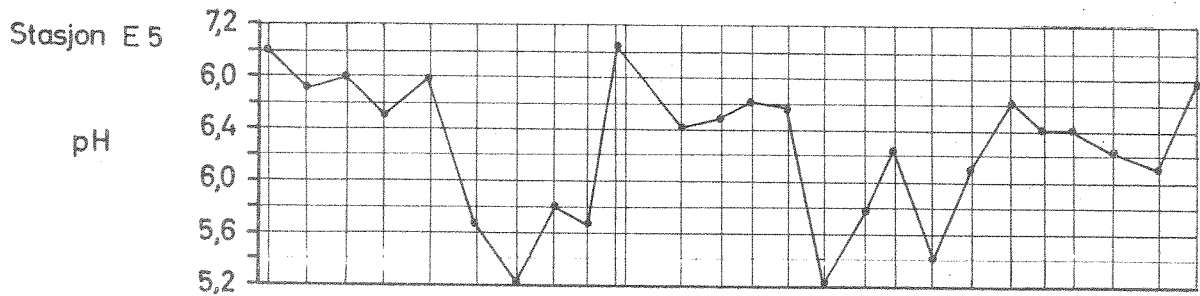
Stasjon B 8a



Stasjon B10



18/2 19/3 19/4 21/5 17/6 17/7 5/8 2/9 30/9 28/12 25/11 20/12 20/1
 5/3 1/4 6/5 4/6 29/6 23/7 19/8 16/9 14/10 11/11 9/12 3/1 3/2
 1963 > 1964 B8a/r.n



18/2 5/3 19/3 1/4 19/4 6/5 21/5 4/6 17/6 29/6 1/7 23/7 5/8 2/9 16/9 30/9 14/10 28/10 11/11 25/11 9/12 20/12 3/1 20/1 3/2

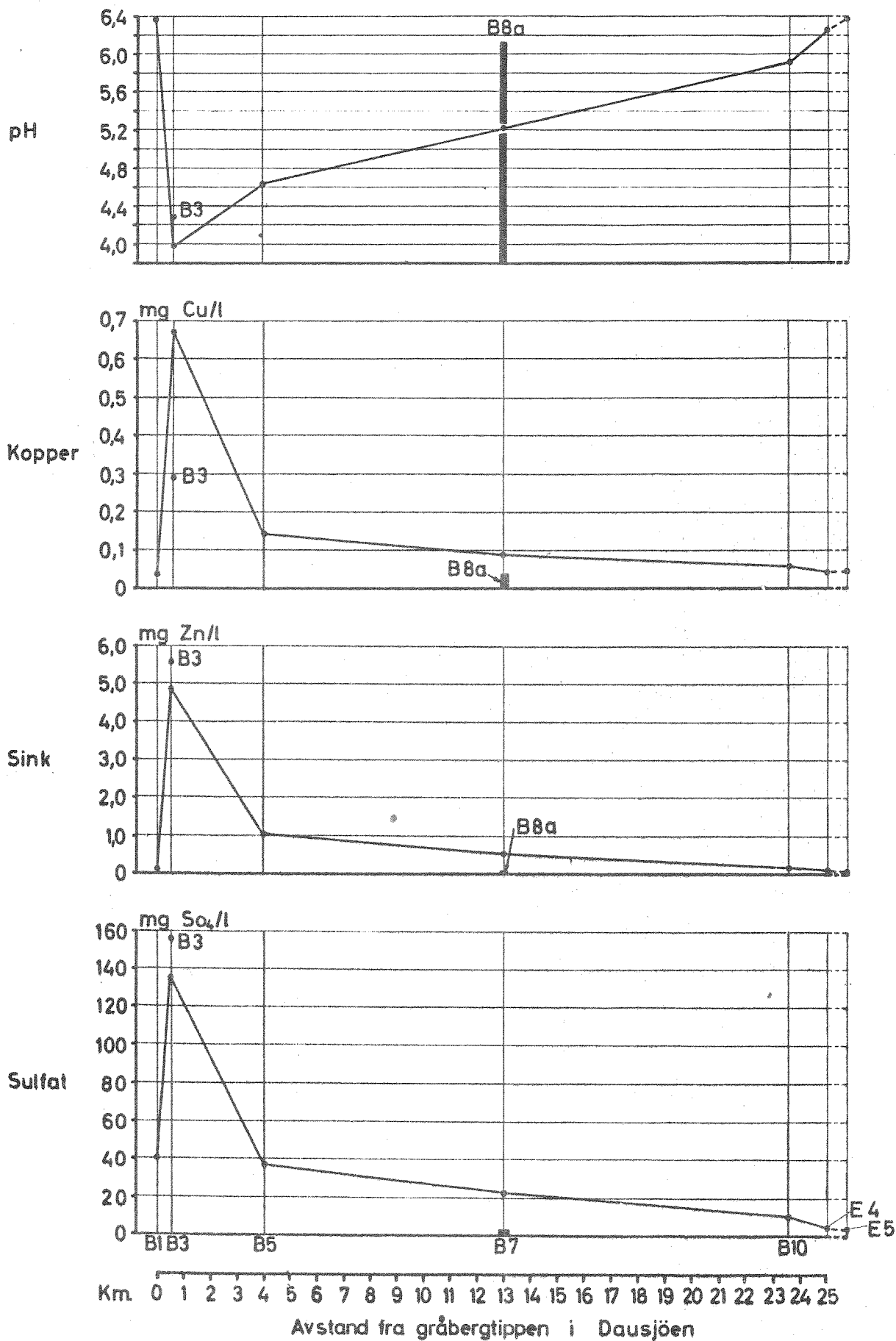
1963 1964 B.B.P./b.d.

NORSK INSTITUTT FOR
VANNFORSKNING
BLINDERN

Stasjonene E4 og E5
Resultater av vannprøver inn-
hentet i tiden 18/2-1963-3/2-1964

Fig. 12

Nr. O-42/62
3195



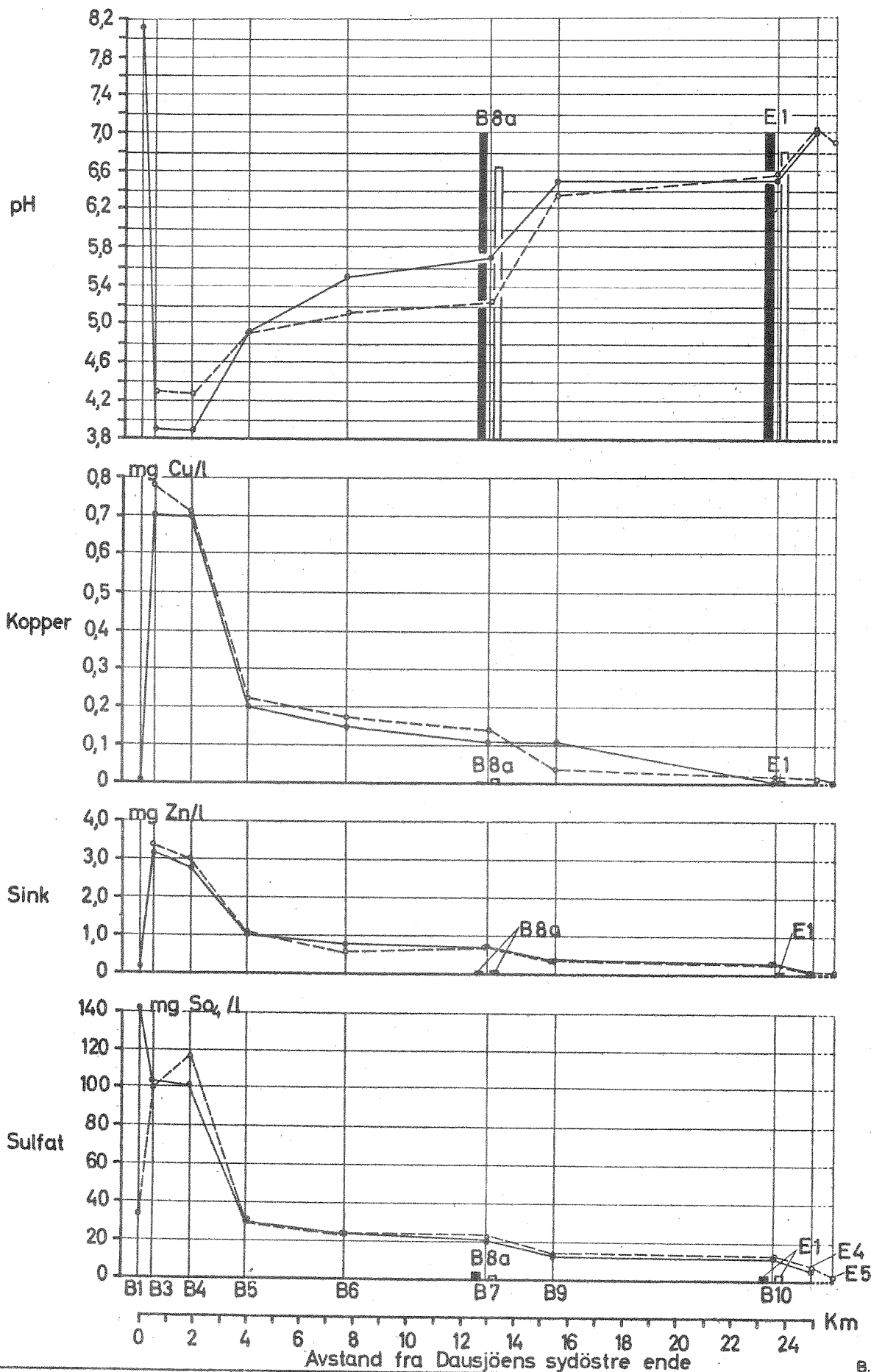
BP/r.n.

NORSK INSTITUTT FOR
VANNFORSKNING
BLINDERN

Gjennomsnitt av analyseresultater av
vannprøver fra Skorovasselva og Grøn-
dalselva 18/2-1963-3/2-1964. • Stasjon
B3 i tiden 17/2 - 3/6-1964

Fig. 13

Nr. 0-42/62-3190



NORSK INSTITUTT FOR
VANNFORSKNING
BLINDERN

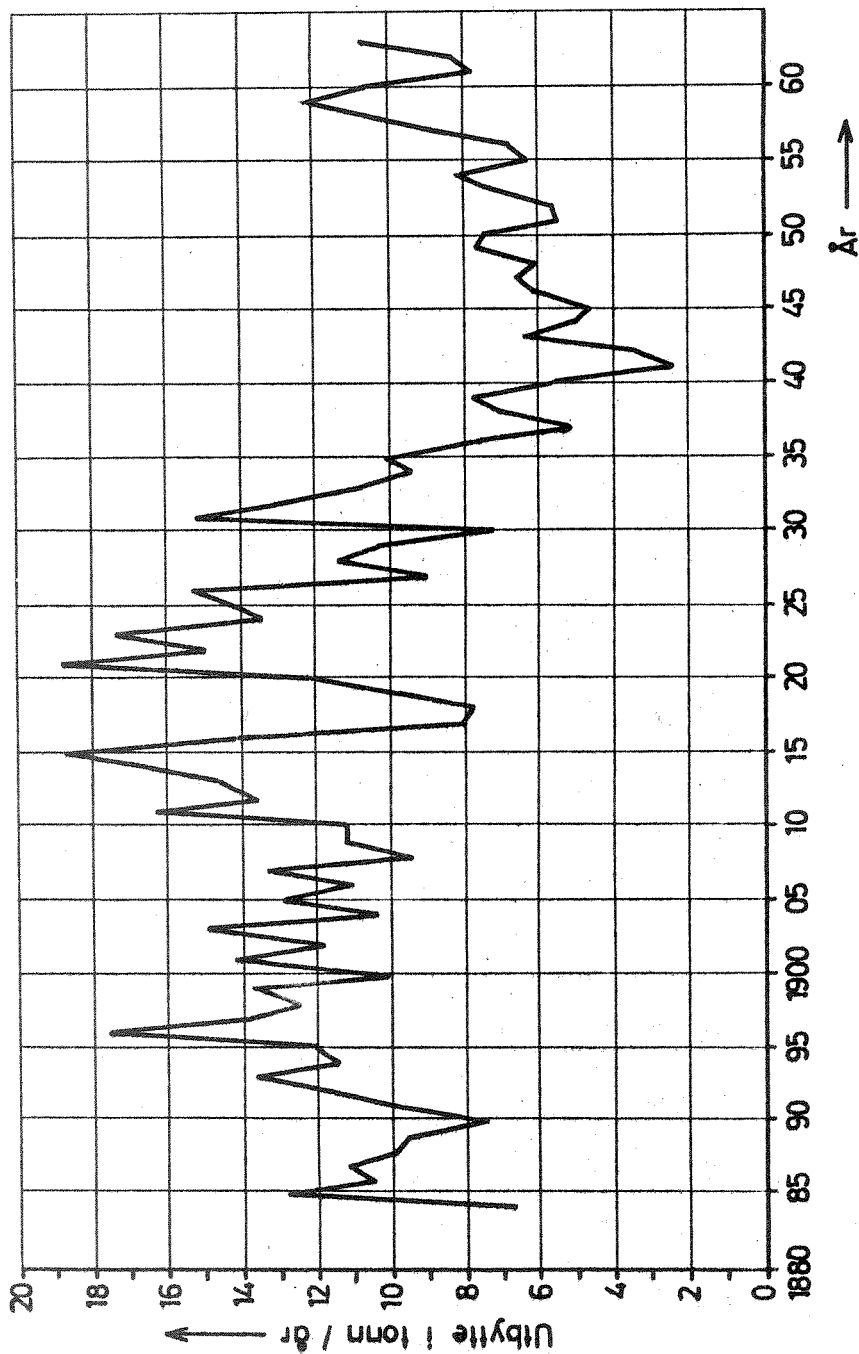
Analyseresultater av vannprøver fra
Skorovasselva og Gröndalselva

—■— 10/8-62
-□- 29/6-63

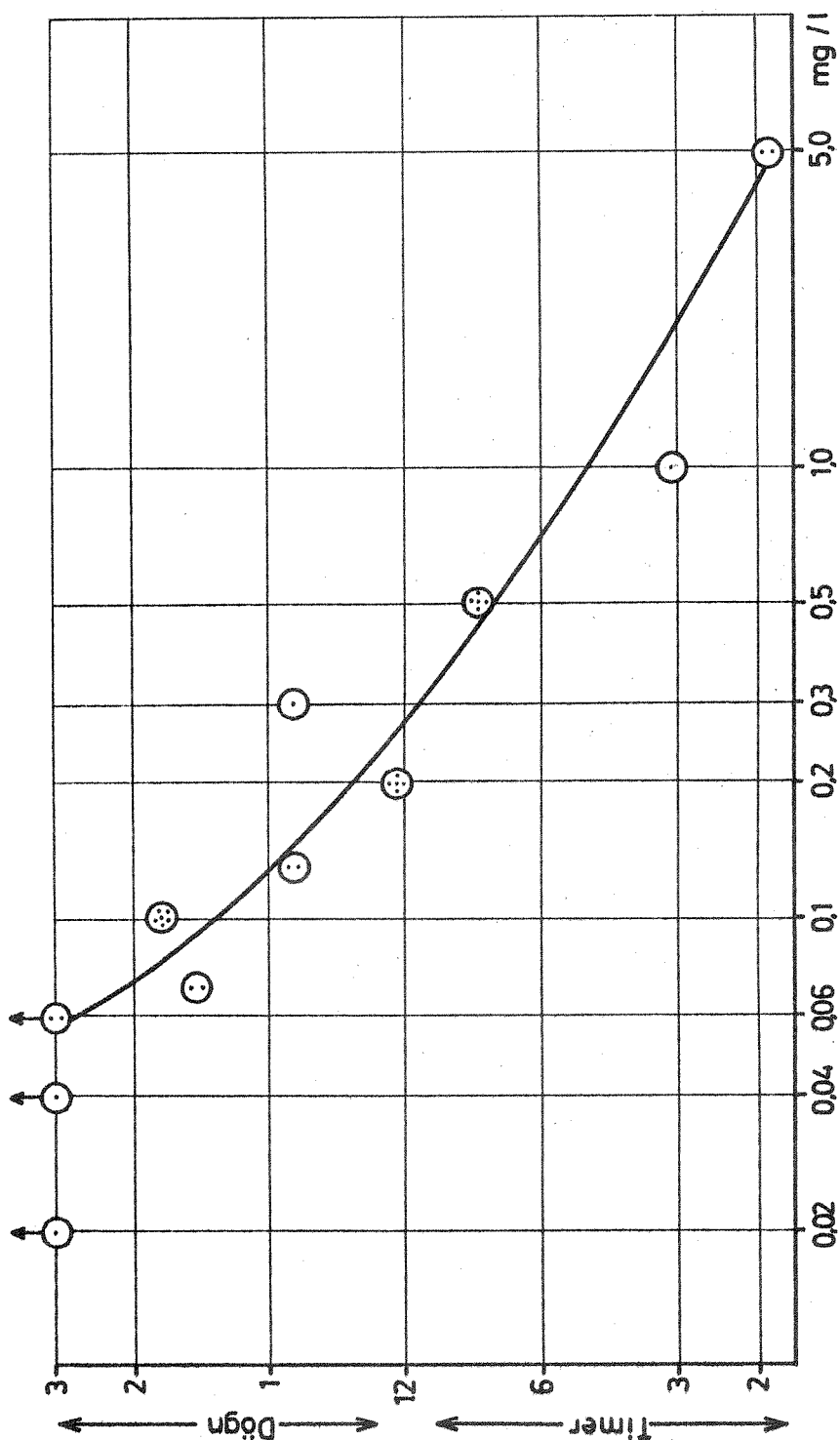
M. Fig. 14

Nr. O-42/62
3189

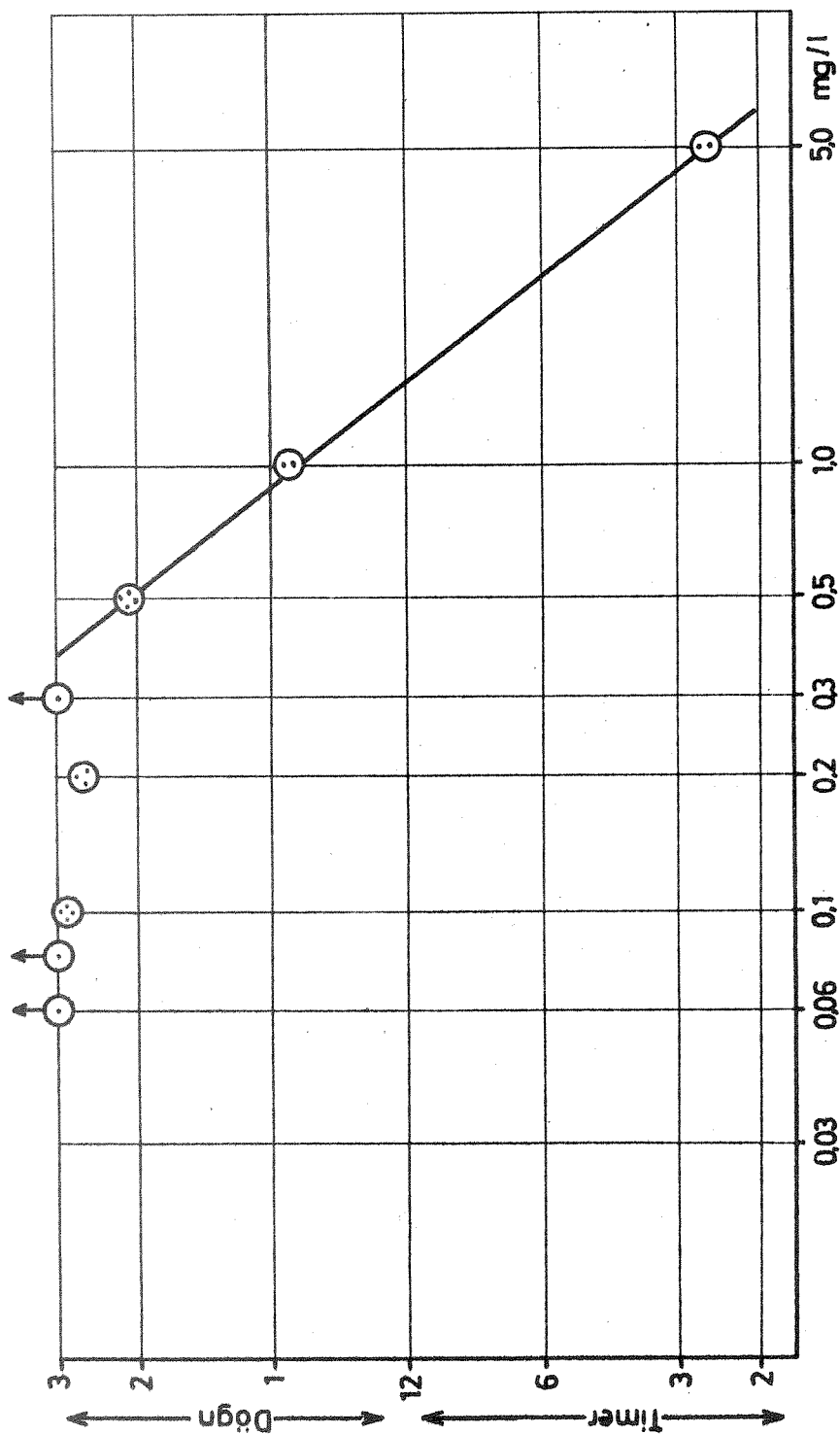
B.P/bc



M.G./l.f.

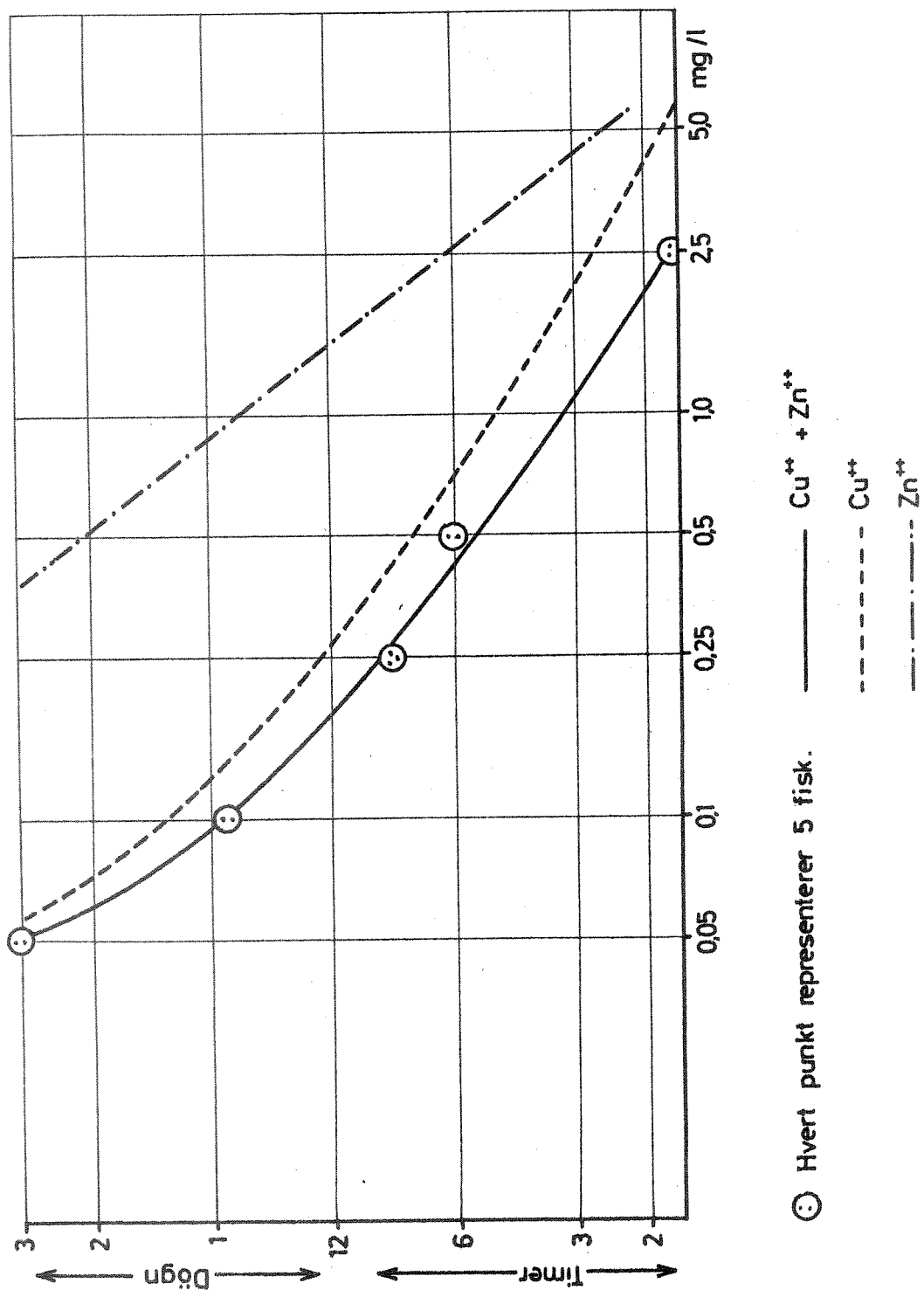


○ Hvert punkt representerer 5 fisk. ↑ Ingen dødelighet i forsøksperioden.



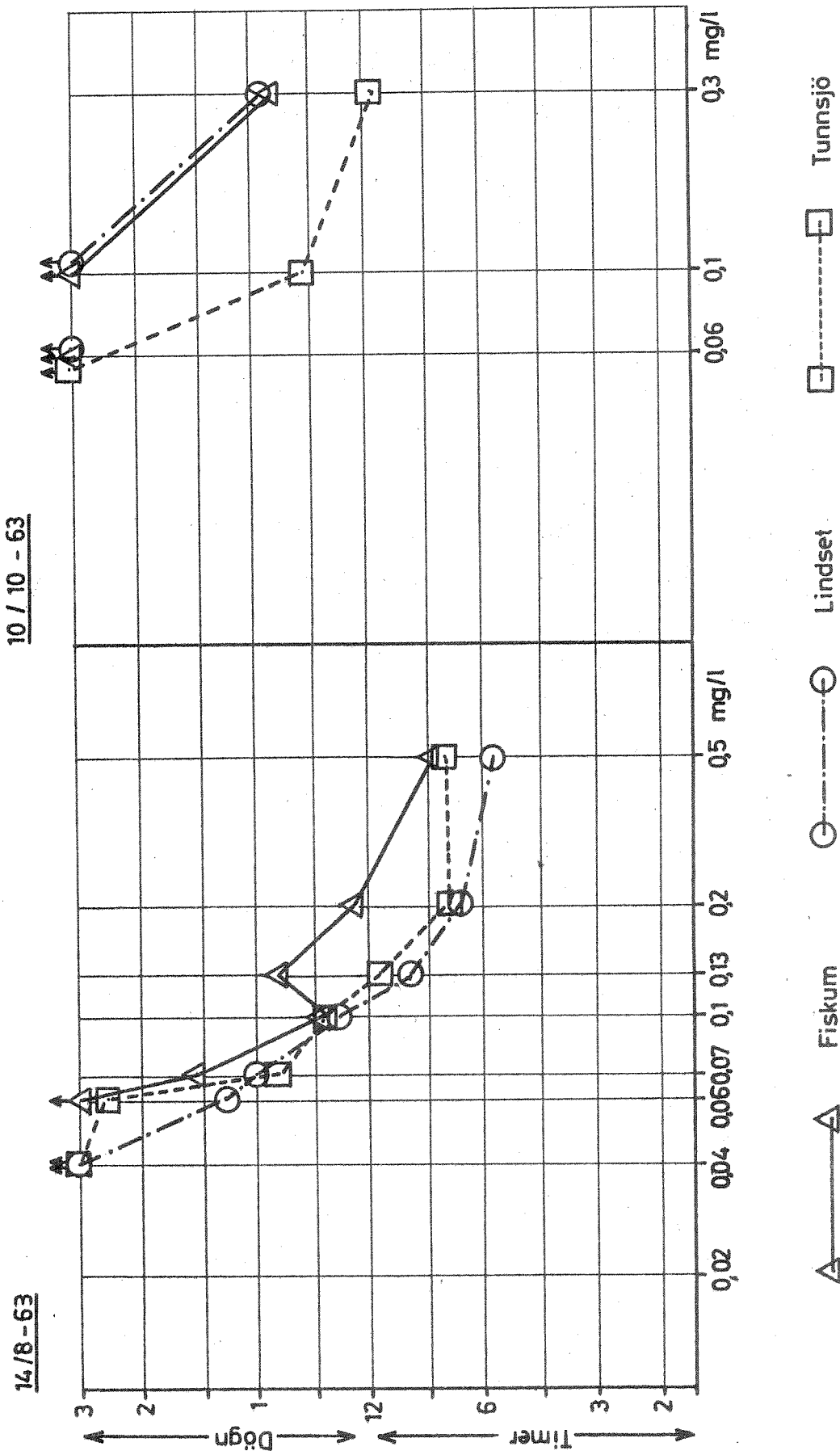
☉ Hvert punkt representerer 5 fisk. ↑ Ingen dødelighet i forsøksperioden

M.G./lr.



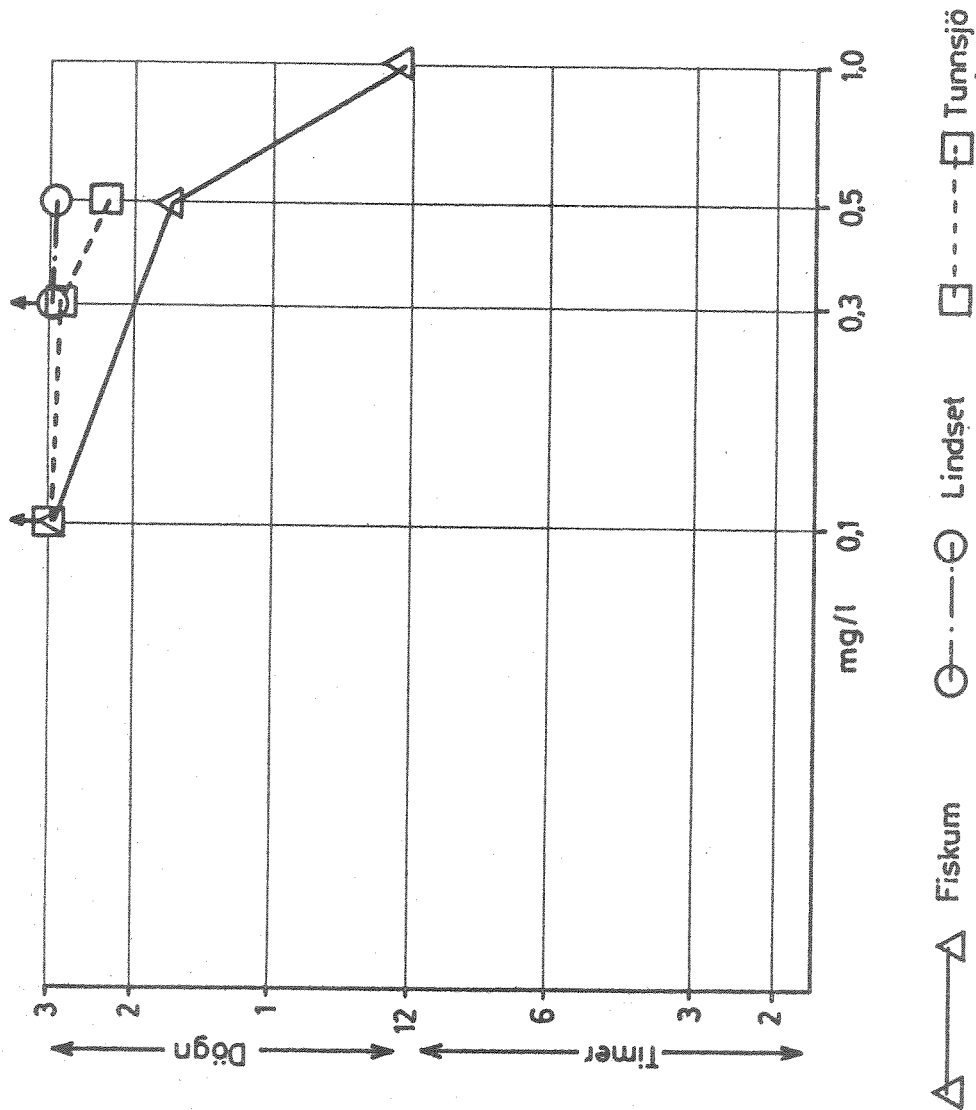
☺ Hvert punkt representerer 5 fisk.

M.G./Lr.



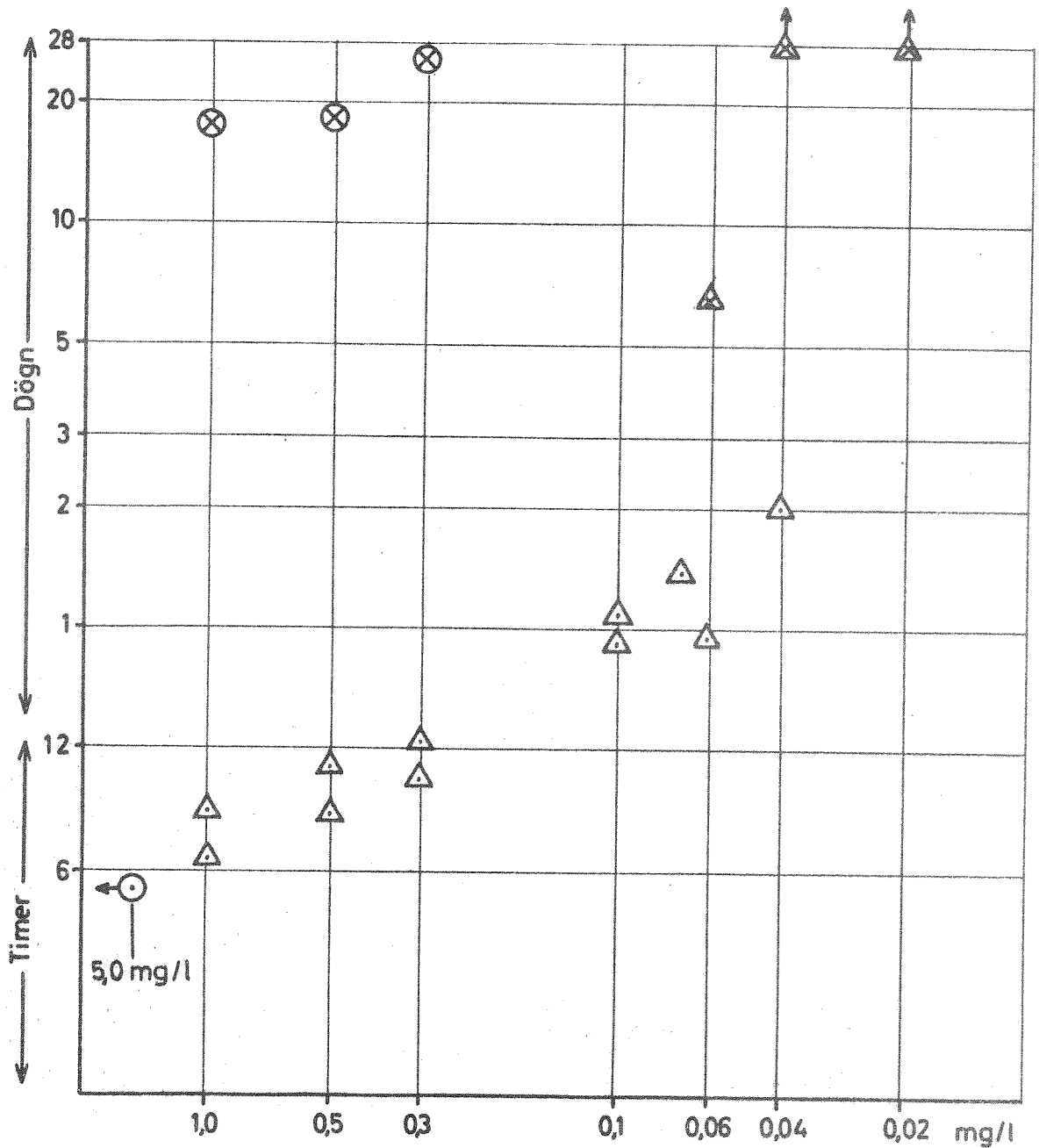
↑ Ingen dødelighet i forsøksperioden

M.G./lr.



↑ Ingen dødelighet i forsøksperioden.

MG./Lr.



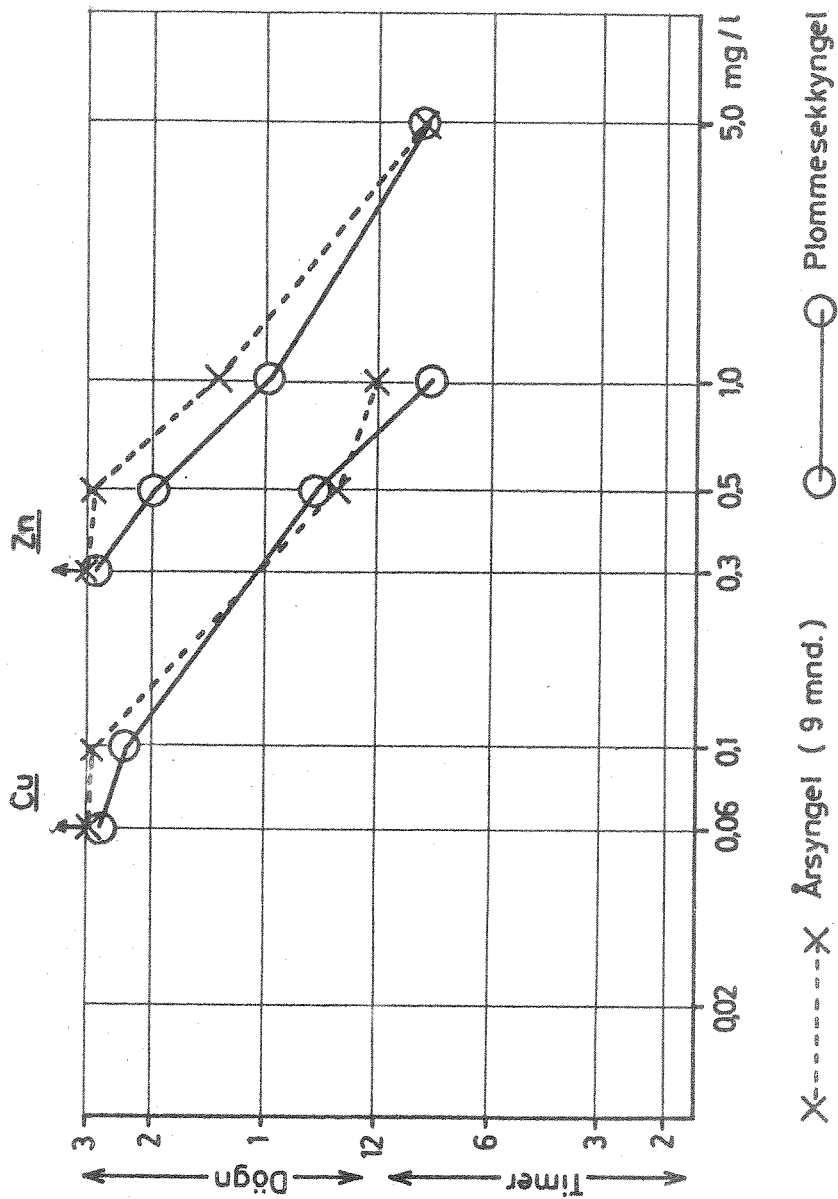
○ = Zn

△ = Cu

↑ : Ingen dødelighet i forsøksperioden

X : Langtidforsøk (Mer enn 3 døgns eksponeringstid.)

M.G/lr.



↑ Ingen dødelighet i forsøksperioden.
5 årsyngel og 10 plommesekeyngel i hver test.

M.G./l.r.