

0.2342

ARKIV
EKSEMPLAR



NIVARAPPORT

Miljøgifter

Undersøkelser av glødeskall i Akerselva 1988

Kartlegging av glødeskallenes
beliggenhet og mektighet.

Sedimentenes innhold av tungmetaller og
organiske miljøgifter samt effekter på
bunndyr og fisk.

NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Hovedkontor
Postboks 33, Blindern
0313 Oslo 3
Telefon (02) 23 52 80
Telefax (02) 39 41 29

Sørlandsavdelingen
Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033
Telefax (041) 42 709

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

Vestlandsavdelingen
Breiviken 5
5035 Bergen - Sandviken
Telefon (05) 95 17 00
Telefax (05) 25 78 90

Prosjektnr.: 0-88066 0-88125
Undernummer:
Løpenummer: 2342
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Undersøkelser i Akerselva 1988. Kartlegging av glødeskallenes beliggenhet og mektighet. Sedimentenes innhold av tungmetaller og organiske miljøgifter samt effekter på bunndyr og fisk.	Dato: 5.12.1989
Forfatter (e): Lingsten, L., Å. Brabrand, T. Bremnes, J. Brittain, H. Efraimsen, T. Källqvist, S.J. Saltveit og B. Økland	Prosjektnummer: 0-88066 0-88125
	Faggruppe: Vassdrag
	Geografisk område: Oslo
	Antall sider (inkl. bilag): 84

Oppdragsgiver: Oslo kommune, Vann- og avløpsverket	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
---	----------------------------------

Ekstrakt: <p>Akerselva nedenfor Spigerverket har store glødeskallbanker, særlig i dammene ned t.o.m. Myradammen. Bunnslammet i de to øverste dammene, Bjølsen og Lilleborg, var betydelig forurenset med tungmetaller mens sedimentenes innhold av PAH og PCB ikke utgjør noe nevneverdig problem i Akerselva. De biologiske endringer som er påvist viser at faunaen på grovt bunnsstrat nedstrøms Spigerverket er preget av dagens utslipp fra Spigerverket og i mindre grad fra tungmetall-lekkasjer fra sedimenterte glødeskall. Resultatene indikerer at slammet ikke anses som problemavfall og det vil ikke være videre avrenningsproblemer tilknyttet deponeringsplass.</p>
--

4 emneord, norske:

1. Tungmetaller
2. Organiske miljøgifter
3. Bunndyr
4. Fisk

4 emneord, engelske:

1. Heavy metals
2. Organic micropollutants
3. Bottom fauna
4. Fish

Prosjektleder:

Lars Lingsten

For administrasjonen:

Dag Berge

ISBN 82-577-1624-3

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING;

Oslo

0-88066

0-88125

UNDERSØKELSER AV GLØDESKALL I AKERSELVA

1988

**KARTLEGGING AV GLØDESKALLENE'S BELIGGENHET OG MEKTIGHET, SEDIMENTENES
INNHold AV TUNGMETALLER OG ORGANISKE MILJØGIFTER SAMT EFFEKTER PÅ
BUNNDYR OG FISK**

Oslo, 5. des. 1989

Prosjektleder: Lars Lingsten, NIVA

Medarbeider : Åge Brabrand, LFI
Trond Bremnes, LFI
John Brittain, LFI
Harry Efraimsen, NIVA
Torsten Källqvist, NIVA
Jarl Eivind Løvik, NIVA
Svein Jakob Saltveit, LFI
Bjørn Økland, LFI

FORORD

Foreliggende rapport omhandler resultatene fra undersøkelser i Akerselva 1988. Undersøkelsene er gjennomført av Norsk institutt for vannforskning og Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske, Zoologisk museum, Universitetet i Oslo. Oppdragsgiver for undersøkelsene er Oslo kommune, Vann- og avløpsverket.

Feltarbeidet i forbindelse med karlegging av glødeskallenes beliggenhet og mektighet ble gjennomført av tekn. ass. Frank Kjellberg, fil. kand. Lars Lingsten, DH-kand. Jarl Eivind Løvik og Ing. Knut Arne Pettersen fra NIVA, samt Gunnar Indrebø fra Oslo kommune. I elvepartiet foregikk dette ved lavvannføring 14-18. mars 1988 mens feltarbeidet i de 4 dammene foregikk den 21-22 juli 1988.

Sedimentprøvene ble tatt av Jarl Eivind Løvik, cand. real Torulv Tjomsland og Lars Lingsten.

Prøvetaking og gjennomføring av undersøkelsene av algevekstpotensiale og gifteffekter på alger er utført av fil. kand Torsten Källqvist og cand. mag. Randi Romstad.

Risteforsøket av sediment fra Akerselva er utført av forskn. ass. Harry Efraimsen.

Alle analyser til disse undersøkelser er foretatt ved NIVA, s laboratorium.

Undersøkelser på bunndyr og fisk er gjennomført av Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI), Zoologisk museum, Universitetet i Oslo. Følgende personer har vært involvert: cand. real. Åge Brabrand, cand. real. Trond Bremnes, cand. real. Svein Jakob Saltveit, cand. scient. Bjørn Økland og dr. philos John Brittain.

Prosjektleder har vært Lars Lingsten som også har vært ansvarlig for bearbeiding og rapportering av de øvrige avsnitt.

I N N H O L D S F O R T E G N E L S E

<u>Seksjon</u>	<u>Side</u>
1. SAMMENDRAG - KONKLUSJONER - TILRÅDNINGER	1
2. INNLEDNING	4
3. KARTLEGGING AV GLØDESKALLENES BELIGGENHET OG MEKTIGHET	6
3.1 Innledning	6
3.2 Materiale og metoder	6
3.3 Resultater	7
3.4 Konklusjon	9
4. RISTEFORSØK AV SEDIMENTER SAMT ALGEVEKSTPOTENSIALMÅLINGER	10
4.1 Innledning	10
4.2 Materiale og metoder	10
4.3 Resultater	11
4.3.1 Utvikling av pH	11
4.3.2 Utløsning av metaller fra samtlige lokaliteter	12
4.3.3 Utløsning av metaller fra 3 lokaliteter	16
4.3.4 Algevekstpotensialmålinger	18
4.4 Konklusjoner	18
5. IN-SITU UNDERSØKELSER AV SEDIMENTER I AKERSELVA	20
5.1 Innledning	20
5.2 Materiale og metoder	20
5.3 Resultater fra dialyseforsøkene	21
5.4 Konklusjoner fra dialyseforsøkene	22

<u>Seksjon</u>	<u>Side</u>
6. RENNEFORSØK	24
6.1 Innledning	24
6.2 Materiale og metoder	24
6.3 Resultater	26
6.4 Konklusjon fra renneforsøket	26
7. SEDIMENTENES INNHOLD AV TUNGMETALLER OG ORGANISKE MILJØGIFTER	28
7.1 Materiale og metoder	28
7.2 Resultater	28
7.2.1 Sedimentenes innhold av tungmetaller	28
7.2.1.1 Analyseresultater	28
7.2.1.2 Konklusjon-tungmetaller	31
7.2.2 Sedimentenes innhold av organiske miljøgifter, olje og fett	33
7.2.2.1 Polyklorerte bifenyler, PCB	33
7.2.2.2 Polysykliske aromatiske hydrokarboner, PAH	34
7.2.2.3 Olje og Fett	34
7.2.2.4 Konklusjon-organiske miljøgifter	35
8. EFFEKTER VED DRIFTSSTANS PÅ CHRISTIANIA SPIGERVERK	36
8.1 Innledning	36
8.2 Feltforsøk og metodikk	37
8.3 Resultater	39
8.3.1 Bunndyr	39
8.3.2 Fisk	46
8.3.3 Vannkjemi og algevekstpotensiale	47
8.4 Diskusjon av forholdene omkring driftstansen	53
8.5 Konklusjoner om bunndyr-fisk i forbindelse med driftstans	56

<u>Seksjon</u>	<u>Side</u>
9. REFERANSER	57
10. VEDLEGG - PRIMÆRDATA	59

1. SAMMENDRAG - KONKLUSJONER - TILRÅDNINGER

På oppdrag fra Oslo kommune utførte Norsk institutt for vannforskning (NIVA) i 1988 en enklere kartlegging av glødeskallenes forekomst og mektighet i Akerselva nedenfor Spikerverket, samt en undersøkelse av sedimentenes innhold av tungmetaller og organiske miljøgifter.

Videre har Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI), Zoologisk museum, Universitetet i Oslo fått i oppdrag å undersøke effekter på bunndyr og fisk ved driftsstans på Christiania Spigerverk under fellesferien 1988.

Glødeskallenes beliggenhet og mektighet

Med hensyn til i hvilken grad elven er preget av de tidligere glødeskallutslippene er elven delt inn i 4 avsnitt:

- I Strekningen Badebakken ned til inntaksdammen ved Lilleborg. Avleiringene og sedimentene var stort sett dominert av glødeskall. Ved omrøring i sedimentet ble det avgitt kraftig oljefilm.
- II Strekningen nedstrøms inntaksdammen ved Lilleborg ned til dam ved Myren. En forbedring, men det var fortsatt banker og avleiringer preget av glødeskall. I dammen ved Myren var det store mengder glødeskall. Det var adskillig mindre olje i avleiringene på denne strekningen.
- III Strekningen nedstrøms dam ved Myren ned til Øvre foss. Klar forbedring. Mesteparten av avleiringene var fortsatt preget av glødeskall, men i mindre grad enn over. Olje forekom ikke i avsetningene.
- IV Øvre foss - til utløpet i fjorden. Avleiringer og banker inneholder her bare i liten grad glødeskall.

Sedimentenes innhold av tungmetaller og organiske miljøgifter

- Bunnslammet i de to øverste dammene, Bjølsen og Lilleborg, var betydelig forurensset med tungmetaller. Hvis man sammenlikner med SFT's grenseverdier for akseptabelt innhold av metaller i kommunalt slam, overskrides grenseverdiene for nikkel og krom,

mens kobber og blyverdiene ligger omtrent på maksimalgrensen. I dammene ved Myren og Åmodt bru overskrides grenseverdiene bare for nikkel.

- Resultatene fra risteforsøket viser at sedimenter fra Akerselva nedstrøms Spikerverket som blir utsatt for risting, omrøring o.l. lekker tungmetaller. Resultatene viser også at om Akerselva skulle bli utsatt for forsuring ville utlekkningen kunne øke dramatisk.
- Giftighetstesten på vann fra risteforsøket viste ingen hemming av algeveksten på referanseprøven, Frysja. Det var hemming av algeveksten med inblanding av vann fra Treschows bru, tildels var det stor gifteffekt.
- In-situ undersøkelser har vist at Akerselva blir tilført kobber, sink og jern nedenfor Spigerverket, mens det ikke ser ut som det er større tilførsler av kadmium og bly nedstrøms Spigerverket.
- Renneforsøket har vist at sedimenter med glødeskall ikke lekker tungmetaller så lenge sedimentene får ligge i ro, men ved omrøring o.l. i sedimentene, f.eks ved høy vannføring kan vannmassene bli tilført tungmetaller.
- Sett i forhold til de antatte bakgrunnsnivåene, lå de høyeste målte PAH-verdiene i Akerselva 3-7 ganger høyere, mens PCB lå 2-5 ganger bakgrunnsnivået. Det finnes ikke retningslinjer for hvor stort innhold norske elvesedimenter kan ha av organiske miljøgifter før tiltak må settes i verk. I henhold til nederlandske retningslinjer regnes verdier opp til 1000 µg PCB/kg TS og 20000 µg PAH/kg TS som akseptabelt. Tiltaksgrensen angir de for de to stoffgruppene som hhv. 10000 og 200000 µg /kg TS. Det ser således ikke ut til at sedimentenes innhold av de organiske miljøgiftene PAH og PCB utgjør noe betydelig problem i Akerselva.
- Sedimentenes innhold av olje lå mellom 2 og 7% på tørrvektsbasis. Dette må anses som høyt vurdert i forhold til f.eks innhold i borekaks fra offshore virksomheten i Nordsjøen. For borekaks ligger tillatte maksimalgrenser på 10% (Davis 1986). Imidlertid ser det ut til at glødeskallene, som er finpartikulært materiale, greier å binde oljen og fettene som finnes i sedimentene slik at bare ubetydelige mengder lekker ut til omgivelsene.

Effekter på bunndyr, fisk, vannkjemi og algevekstpotensiale ved driftsstans på Christiania Spigerverk under fellesferien 1988.

- Det er store forskjeller i bunnfaunen på stasjoner umiddelbart ovenfor og nedenfor Christiania Spigerverk. De totale bunndyrtettheter er nedenfor redusert med over 90%, og artsdiversiteten er lavere.
- Stans i utslipp fra Christiania Spigerverk i fellesferien fra 10.7.-27.7.1988 medførte store endringer i bunnfaunaen. De totale bunndyrtettheter økte betydelig fra 7.7. til 21.7. 1988. Følsomme grupper med rask koloniseringsevne etablerte seg i denne perioden nedstrøms Spigerverket, og viste umiddelbar tilbakegang etter driftsstart. Dette gjaldt spesielt for døgnfluer og fjærmygg, der også nye arter klarte å etablere seg i ferien ved å slippe seg fra ovenforliggende områder.
- Utsetting av ørretunger før fellesferien ga ikke gjenfangst nedenfor Spigerverket. Utsetting i fellesferien ga gjenfangster frem til desember 1988, og veksten hos ørret var nedstrøms Spigerverket identisk med den funnet ovenfor Spigerverket.
- De biologiske endringer som er påvist viser at faunaen på grovt bunns substrat nedstrøms Spigerverket er preget av dagens utslipp fra Spigerverket og i mindre grad fra tungmetall-lekkasjer fra sedimenterte glødeskall. Permanent stans i utslippene antas å gi betydelig bedre forhold for bunndyr og for utsetting av fisk.

Fjerning av glødeskallbankene og deponering av slam

I løpet av undersøkelsesperioden har Oslo kommune bestemt seg for å fjerne gødeskallbankene fra elveleiet. Arbeidet med dette er gjennomført i det rapporten går i trykken.

Resultatene våre indikerer at slammet ikke anses som problemavfall og det vil ikke være videre avrenningsproblemer tilknyttet deponeringsplass. En del tungmetallverdier overskred imidlertid SFT's retningslinjer for slam som kan spres på åkermark. Sådanne disponeringer kan derfor ikke skje. Deponiet bør heller ikke legges slik at det drenerer til drikkevannskilde. Ellers er det få forurensningsmessige begrensninger knyttet til valg av deponi.

2. INNLEDNING

Oslo kommune har engasjert Norsk institutt for vannforskning (NIVA) til å utføre en enklere kartlegging av forekomst og mektighet av glødeskall i Akerselva, samt undersøke sedimentenes innhold av tungmetaller og organiske miljøgifter.

Videre har Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske, Zoologisk museum, Universitetet i Oslo vært engasjert for å undersøke effekter på bunndyr og fisk.

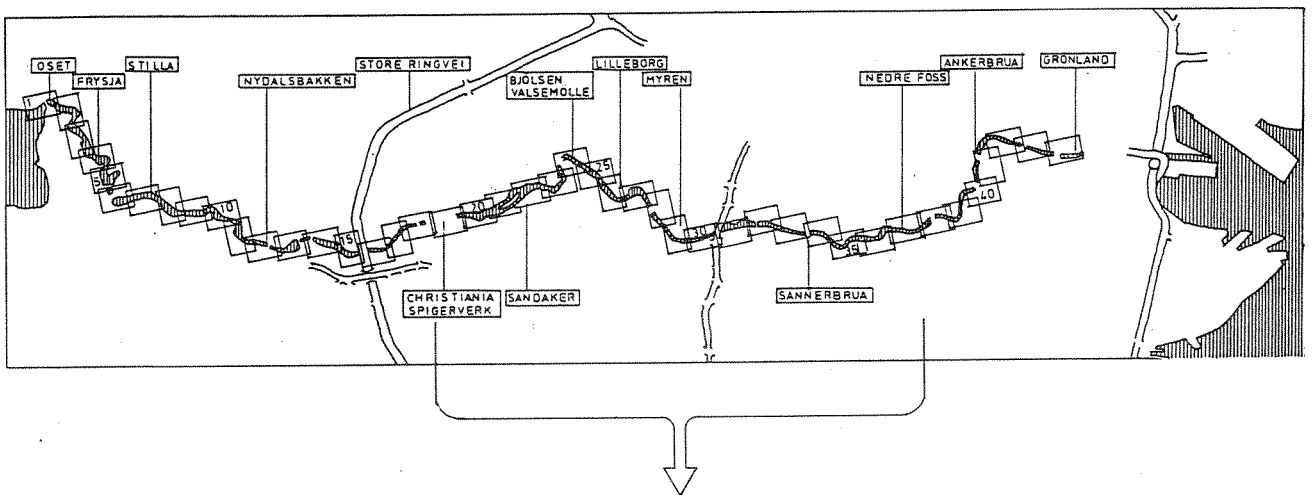
Av flere grunner ønsket Oslo kommune å fjerne glødeskallene fra elva. Man mente at glødeskallenes innhold av miljøgifter dels ville hindre/hemme dyr og planter som naturlig lever der, dels var man redd for at lekkasje av miljøgifter fra sedimenter som innholdt store mengder glødeskall kunne påvirke elvas vannkvalitet. Det fantes også estetiske grunner for å fjerne glødeskallene fra Akerselva. Glødeskall gir elvebunnen en gråsort farge, og de store glødeskallbankene som er synlige fra omgivende rekreasjonsområdene virker unaturlige og skjemmende.

I løpet av undersøkelsesperioden har Oslo kommune bestemt seg for å fjerne glødeskallbankene fra elveleiet. Arbeidet med dette er gjennomført i det rapporten går i trykken.

I løpet sommeren 1989 har den skrapjernbaserte jernfremstillingen blitt lagt ned, slik at utslippet av glødeskall fra Christiania Spigerverk har opphørt.

Den undersøkte strekningen i Akerselva er gitt i figur 1.

GLØDESKALL I
AKERSELVA 1988.



KARTLEGGINGEN OMFATTER
STREKNINGEN FRA KART-
BLAD 19 (CHRISTIANA
SPIGERVERK) TIL KART-
BLAD 37 (NEDRE FOSS).

Figur 1. Det undersøkte området
i Akerelva. Kart gjengitt
etter Lønrusten A/S, 1989.

3. KARTLEGGING AV GLØDESKALLENES BELIGGENHET OG MEKTIGHET

3.1 Innledning

Glødeskall, som stort sett er jernoksyd, stammer fra valseverket ved Christiania Spigerverk. Ved bearbeidningen av jernet knuses oksydhinnen og føres med prosessvann m.m. til et renseanlegg som ble satt i drift 1975. Før 1975 var utslippet av glødeskall noen 1000 tonn pr. år. I 1988 ble Akerselva tilført ca. 150 tonn glødeskall pr. år, i hovedsak finpartikulært materiale.

3.2 Materiale og metoder

I de grunne partier av elva ble kartleggingsarbeidet foretatt ved vading ved lav vannføring. Bjølsendammen ble undersøkt fra båt, mens dammen ved Åmodt bru ble undersøkt ved vading. Inntaksdammen til Lilleborg og dam ved Myren verksteder ble tømt for vann og undersøkt ved vading.

Glødeskallbankenes tykkelse ble vurdert visuelt ved å dytte ned et rør og måle avstanden ned til et mer naturlig utseende substrat. Ved å måle arealet av glødeskallbankene ble det således gjort et grovt estimat på hvor mye glødeskallmateriale bankene innholdt. Det må bemerkes at denne metode ikke var egnet til å avdekke forekomst av glødeskall som lå på større vanddyp enn 1.5 meter ved den aktuelle vannføringen (vadning) og heller ikke glødeskallbanker som var dekket med grøvre naturlig materiale (stein og grus).

Det ble også gravd profiler ned i bankene for å få en oppfatning av hvor mye annet materiale (sand, grus o.l) som glødeskallbankene innholdt. Bankene av glødeskall ble visuelt inndelt i 4 katogorier etter i hvilken grad de var preget av glødeskall:

A. MYE GLØDESKALL

Avleiringer og banker dominert av glødeskall. Ved omrøring i sedimentet ble det avgitt en kraftig oljefilm.

B. MIDDELS MED GLØDESKALL

Avleiringer og banker preget av glødeskall, men man må omrøre kraftig for at oljefilm skal bli avgitt.

C. NOE GLØDESKALL

Avleiringer og banker preget av glødeskall, men i mindre grad enn over. Det ble ikke avgitt en oljefilm ved omrøring av sedimentene.

D. SVÆRT LITE GLØDESKALL

Avleiringer og banker inneholder glødeskall, men i liten grad.

Det kan bemerkes at glødeskall var tilstede i hele elva der partikler hadde mulighet til å sedimentere, mens det i meget liten grad fantes glødeskall i partier med hurtigrennende vann, f.eks. i strykpartier, selv om avleiringer på strendene også her kunne være dominert av glødeskall.

3.3 Resultater

Beliggenheten av glødeskallene ble tegnet inn i et kartmateriale over Akerselva som vi fått fra Lønrusten A/S, se figur 1 som anviser de aktuelle kartbladene. Disse kartblader med estimatene over glødeskall er gitt i vedlegg bak i rapporten.

Tallene i parentes angir kartblad i vedlegget bak i rapporten.

Strekningen Christiania Spigerverk - bru Badebakken (20)

Avleiringer på ca 20 m³ av kategori A. I selve strykpartiene var det lite glødeskall.

Strekningen bru Badebakken - Bjølsendammen (21-22)

I stilleflytende partier, bakevjer o.l. var det stor forekomst av glødeskallavleiringer av type A, mens strykpartiene hadde forekomst av type D. Det var ca 80-100 m³ av sedimentert materiale av type A.

Bjølsendammen (24)

Det var ca 150-200 m³ avleiringer av type A.

Strekningen utløpet av Bjølsendammen - inntaksdam til Lilleborg (25-26)

Langs strendene var det til å begynne med et tynt lag av type A, men ved demningen og ca 200 m oppstrøms var det store ansamlinger av avleiringer av type A, sannsynligvis i størrelsesorden 400-500 m³.

Strekningen nedstrøms inntaksdam til Lilleborg - dam ved Myren (26-28)

På denne strekningen var det betydelig mindre avleiringer med glødeskall unntatt selve dammen (klar forbedring). Her var en god del av avleiringene av type B. Det var ca 20-30 m³ av type A og omtrent like mye av type B. I selve dammen var det en svær banke med glødeskall i størrelsesorden 700-1000 m³ type A.

Strekningen nedstrøms dam ved Myren-nedstrøms Vøyenbrua (29-31)

På denne strekningen var det en klar forbedring. Mesteparten av avleiringen var av type B, ca 50 m³ og ca 10 m³ av type A. I selve dammen kan det være ca 10-50 m³ av type B.

Strekningen nedstrøms foss ved Beyerbrua - dam Øvre foss (32-37)

På denne strekningen var det også en klar forbedring. Mesteparten av avleiringen var av type C (ca 300 m³), men det forekom også avleiringer av type B (ca 60 m³). I selve dammen ved Åmodt bru var det glødeskallavleiringer av type B og C i størrelsesorden 50-100 m³.

Legevakten

Vi har kun tatt stikkprøver nedstrøms Øvre foss og vi mener at resten av elva har avleiringer av type C og D. Ved f.eks. Legevakten inneholdt sanden glødeskall som var lett å fjerne med magnet.

3.4 Konklusjon

Den berørte elvestrekning sett under ett

Elva kan deles opp i 4 avsnitt i henhold til hvor mye elva er preget av glødeskall.

Strekningen Badebakken og ned til inntaksdammen ved Lilleborg. Stort sett var avleiringene av type A. Store mengder i dammene.

Strekningen nedstrøms inntaksdammen ved Lilleborg ned til dam ved Myren. En forbedring, ca. halvparten av avleiringene var av B, men det var store mengder av glødeskall i dammen ved Myren.

Strekningen nedstrøms dam ved Myren ned til Øvre foss. Klar forbedring. Mesteparten av avleiringer av type C, men det finnes også en god del av type B.

Øvre foss ned til utløpet i fjorden. Selv om elven her bare ble visuelt observert, var nokså sikkert avleiringene kun av type C og D.

4. RISTEFORSØK AV SEDIMENTER SAMT ALGEVEKSTPOTENSIALMÅLINGER

4.1 Innledning

For å få en oppfatning om hvor mye av tungmetallene som maksimalt kunde bli løst ut, ble sedimenter testet i et s.k. risteforsøk. Det ble også utført algevekstpotensialmålinger av vannfasen etter at risteforsøket var avsluttet for å undersøke eventuelle gifteffekter på alger.

4.2 Materiale og metoder

Det er tatt sedimentprøver fra 6 steder i Akerselva: (anvendte forkortelser gitt i parentes lengst til høyre).

1	Frysja (referanseprøve)	(FRY)
2	Treschows bru (0-5 cm)	(TRE-1)
3	Treschows bru (10-15 cm)	(TRE-2)
4	Myren verksteder (0-5 cm)	(MYREN)
5	Vøyenbrua (0-5 cm)	(VØYEN)
6	Åmodt bru (0-5 cm)	(ÅMODT)
7	Legevakta "Ren glødeskall" (utskilt med magnet)	(GLØDE)

Et pleksiglassrør med 12 cm diameter ble dyttet ned i bunnslammet, og sedimentsjiktet 0-5cm ble skilt ut, ved Treschows bru i tillegg 10-15 cm sjiktet. Prøvene ble overført til 250 ml plastbeger.

Sedimentprøvene fra de respektive lokaliteter ble posjonert ut i 2 liters rundkolber, og plassert på gyngebord med en rystefrekvens på 72 perioder pr. minutt. I hver kolbe ble det veid ut 15 gram sediment som våtvekt, og tilsatt 1400 ml deionisert destillert vann. Testprøvene ble pH-justert med 1 molar HCl-løsning, og 1 molar NaOH for respektive pH-område 4,5 og 6,5. Ved hvert prøveuttak ble det tatt ut 60 ml for metallanalyse.

I laboratoriet ble det satt opp 14 prøveserier, 7 med pH ca 6.5 og 7 med pH ca. 4.5 Det ble tatt prøver for analyse av metaller fra hele serien ved oppstartingen og ved avslutning, mens det ble tatt prøver for analyse av metaller ukentlig fra 3 steder, Frysja, Treschows bru 0-5 cm og 10-15 cm.

Algevekstpotensialmålinger ble gjort på vann fra prøvekolbene fra

Frysja og Treschows bru (0-5 cm) og (10-15 cm). Målingene gir informasjon om eventuelle veksthemmende stoffer (giftvirkning). Prøvene ble justert til pH 6.5. Det ble laget en fortynningsserie av hver prøve i destillert vann. Vekstmedium (10% Z8) og testalger (Selenastrum capricornutum) ble tilsatt. Algenes veksthastighet ble beregnet etter tellig av algene over tre døgn. For utførligere beskrivelse av metodikk henvises til Källqvist 1984.

4.3 Resultater

4.3.1 Utvikling av pH

Sedimentene ble testet ved to pH-nivåer, ved det vanlig pH-nivået i Akerselva (pH=6.5) og ved et tenkt forsuret nivå (pH=4.5). Tabell 1 viser utviklingen av pH under testperioden. Stort sett har pH ligget på de to utvalgte nivåene, kun mindre pH-justeringer var nødvendig under forsøkets gang.

Tabell 1. Sedimentprøver fra 6 steder i Akerselva 1988. Alle prøver er fra overflatesediment (0-5 cm) untatt Treschows bru der også sedimentlag fra 10-15 cm er testet. Tabellen viser pH utviklingen under testperioden.

Lokalitet	Utvikling i pH under testperioden							
	0	1	6	Dager 13	20	27	34	41
1A FRY	4,6	5,42→ 4,37	4,8→ 4,3	4,3	4,38	4,38	4,37	4,36
1B "	6,67	6,1→ 6,3	6,1	6,1	6,12	6,1	6,04→ 6,7	6,5
2A TRE-1	4,49	5,2→ 4,4	5,2→ 4,2	4,97→ 4,1	4,82	4,88	4,99→ 4,45	4,84
2B "	6,56	6,5	6,7	6,6	6,6	6,7	6,8	6,82
3A TRE-2	4,6	4,84→ 4,4	3,7	4,1	4,14	4,2	4,2	4,2
3B *	6,5	6,2	6,3	6,3	6,4	6,4	6,4	6,4
4A MYREN	4,6	5,11→ 4,3	4,6	4,6	4,72	4,7	4,8	4,8
4B "	6,5	6,4	6,3	6,3	6,3	6,4	6,4	6,4
5A VØYEN	4,48	5,62→ 4,3	5,5→ 4,2	5,2→ 4,1	4,82	4,99→ 4,3	4,9→ 4,65	4,9
5B "	6,2	6,4	6,7	6,7	6,74	6,8	6,9	7,0
6A ÅMODT	4,48	5,47→ 4,4	5,7→ 4,0	4,97→ 4,4	5,15→ 4,46	5,1→ 4,4	5,06→ 4,5	4,9
6B "	6,8	6,6	6,86→ 6,5	6,6	6,67	6,7	6,8	6,8
7A GLØDE	4,3	4,96→ 4,3	5,0→ 4,1	4,4	4,47	4,5	4,54	4,55
7B "	6,4	6,3	6,5	6,5	6,5	6,6	6,8	6,8

Symbol → = Justering av pH.

* Sedimentlag 10-15 cm

4.3.2 Utløsning av metaller fra samtlige lokaliteter

Analyseresultater fra oppstartning og avslutning.

Figur 2 og 3 viser utløsning av metaller ved oppstartning og avslutning ved pH=6.5 respektive pH=4.5. Stort sett var det moderat utløsning av metaller ved pH= 6.5 untatt fra det dypere sedimentlag ved Treschows bru. Dette gjaldt særlig sink og kadmium. Resultatene fra Myren ser ut til å være atypiske, noe som trolig skyldes at prøven var lite representativ.

Ved pH=4.5 var det stort sett meget stor utløsning av metaller på prøvestedene nedenfor Christiania Spigerverk. Resultatene fra Myren er fortsatt atypiske.

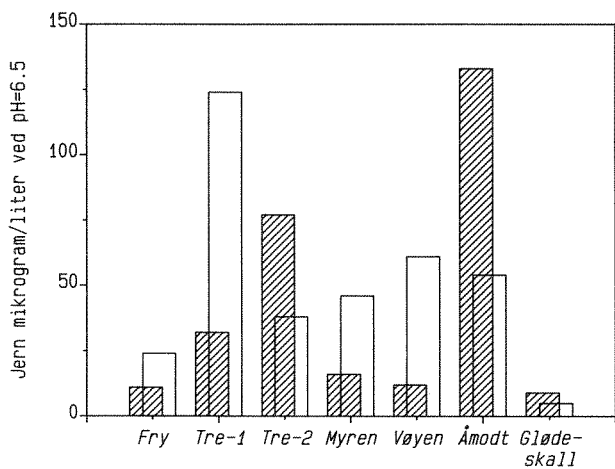
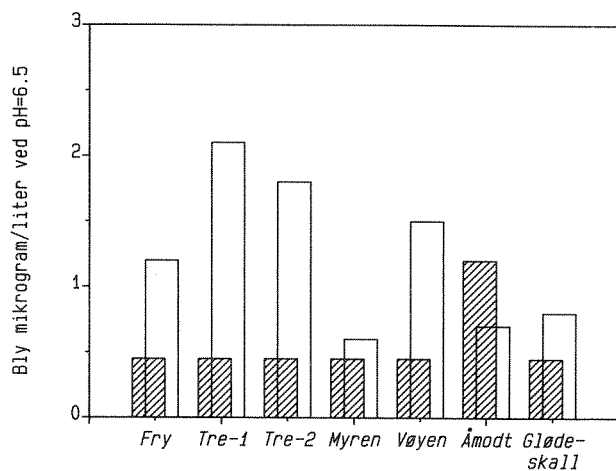
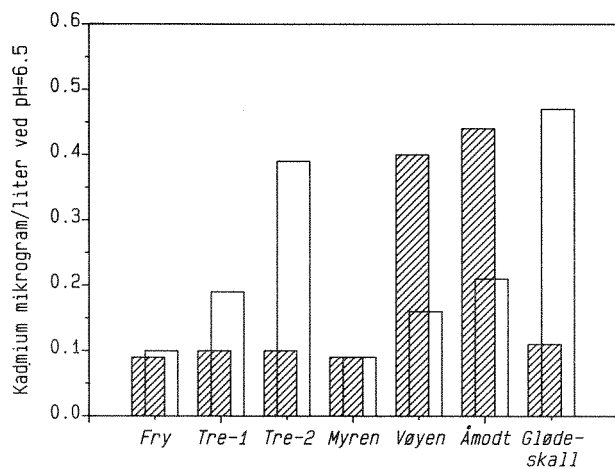
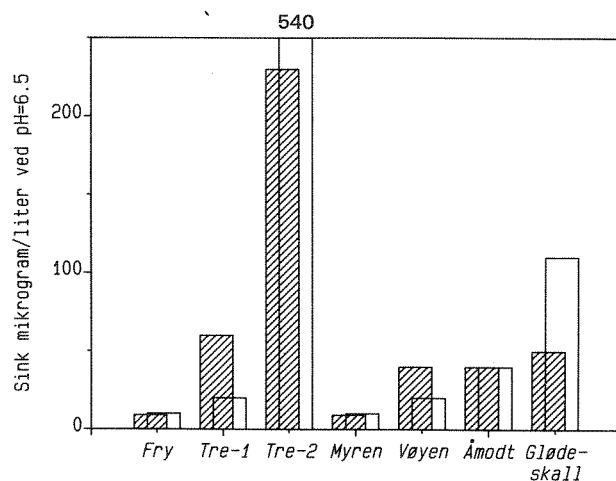
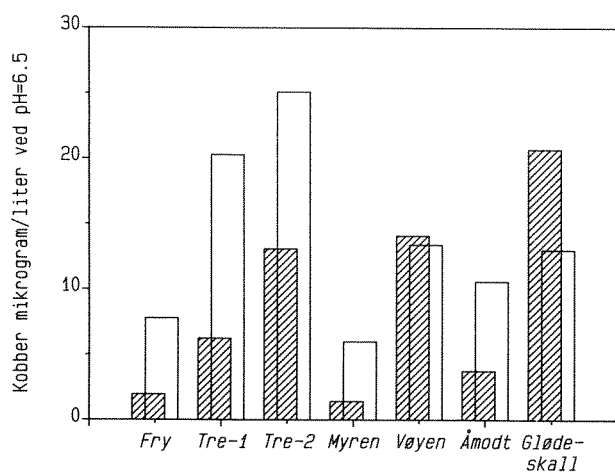
Hvis man tar utgangspunkt i konsentrasjonene i referanseprøven, Frysja, var økningen for kopper ved pH=6.5 ca. 2-10 ganger og ca. 10-30 ganger ved pH=4.5, tabell 2.

Det var også tilsvarende tendens til større utløsning ved pH=4.5 for sink, kadmium og bly.

Resultatene viser at sedimenter fra Akerselva nedstrøms Spikerverket som blir utsatt for risting, omrøring o.l. lekker ut tungmetaller. Resultatene viser også at om Akerselva skulle bli utsatt for forsuring ville utlekkningen kunne øke dramatisk.

Tabell 2 . Akerselva 1988. Risteforsøk, ved pH 6.5 og 4.5. Startkonsentrasjon og sluttkonsentrasjon. Oppkonsentrering av metaller i vannfasen ved de forurensede elvestasjoner sammenliknet med referansestasjonen, Frysja.

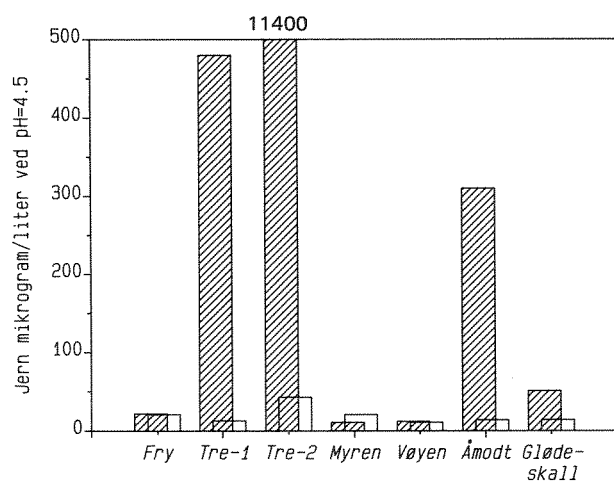
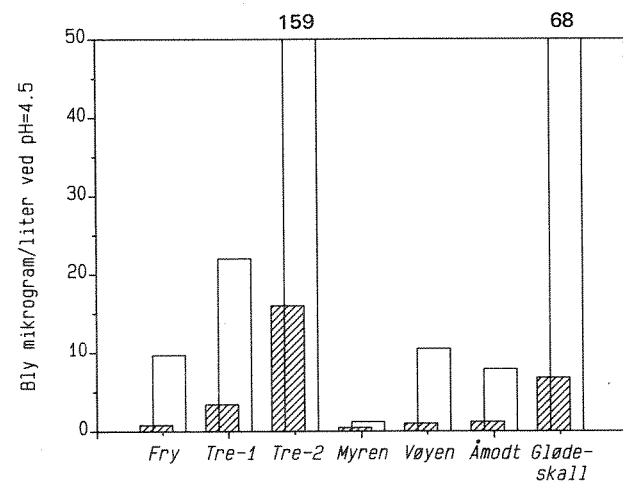
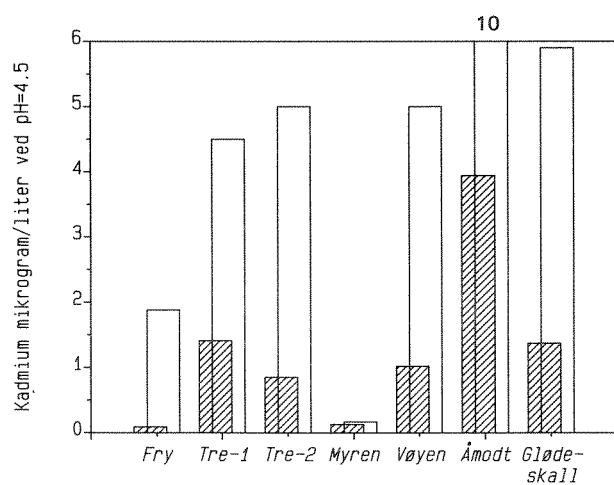
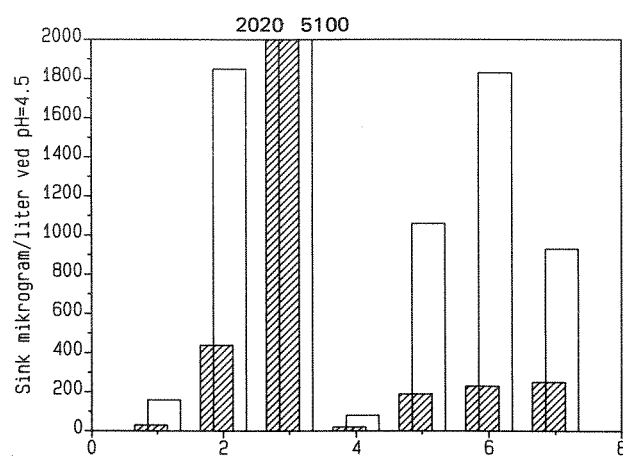
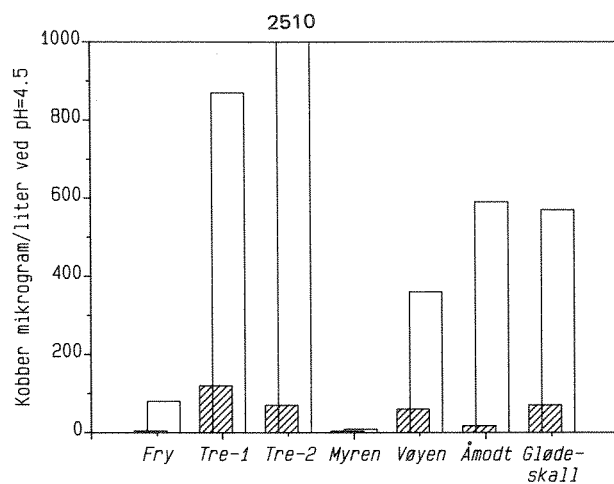
	FRY	TR-1	TR-2	MYR	VØYE	ÅMODT	GLØD
<u>Kobber</u>							
pH=6.5	1	3	7	0.7	7	2	11
	1	3	3	0.7	2	1	2
pH=4.5	1	27	16	0.8	14	4	16
	1	11	31	0.1	5	7	7
<u>Sink</u>							
pH=6.5	1	10	23	1	4	4	5
	1	2	54	1	2	4	11
pH=4.5	1	15	67	0.7	6	8	8
	1	12	32	0.5	7	11	6
<u>Kadmium</u>							
pH=6.5	1	1	1	1	4	4	1
	1	2	4	1	2	2	5
pH=4.5	1	14	9	1	10	39	14
	1	2	3	0.1	3	5	3
<u>Bly</u>							
pH=6.5	1	1	1	1	1	2	1
	1	2	2	0.5	0.9	0.6	0.7
pH=4.5	1	4	20	0.6	1	2	9
	1	2	16	0.1	1	0.8	7



▨ Startkons.

□ Slutkons.

Figur 2. Risteforsøk av sedimentprøver fra Akerselva 1988. pH-nivå 6.5.



Startkons.
N= 9

Slutkons.
N= 9

Figur 3. Risteforsøk av sedimentprøver fra Akerselva 1988. pH-nivå 4.5.

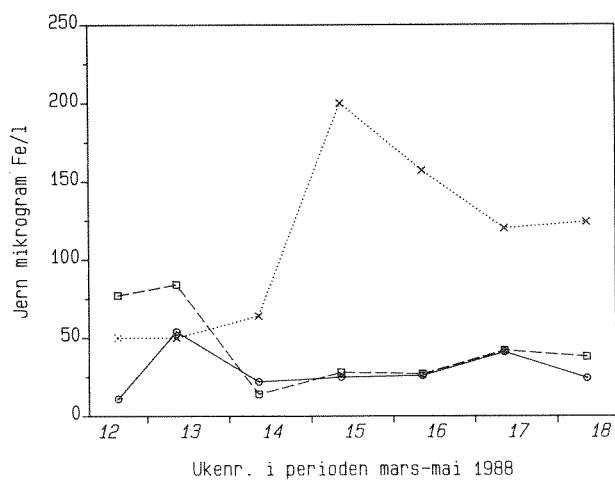
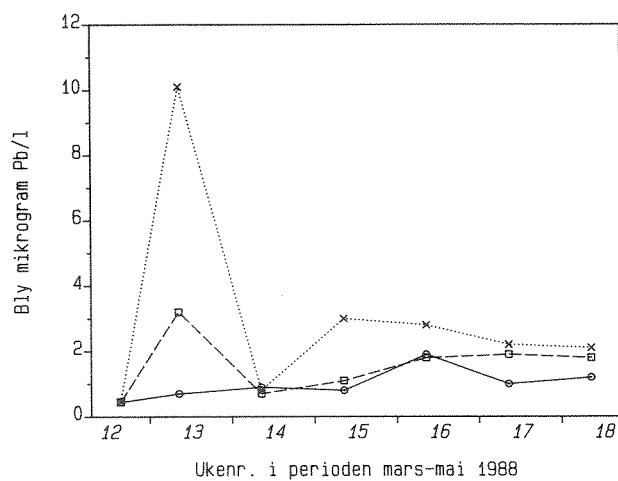
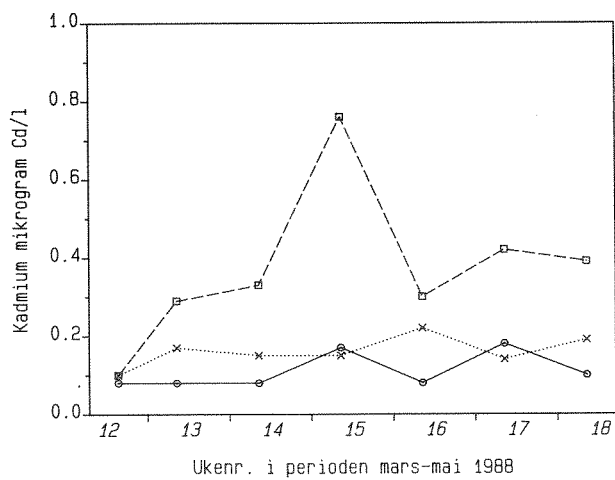
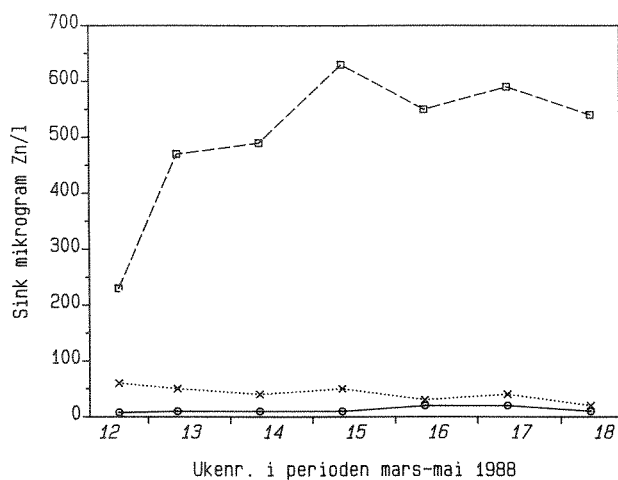
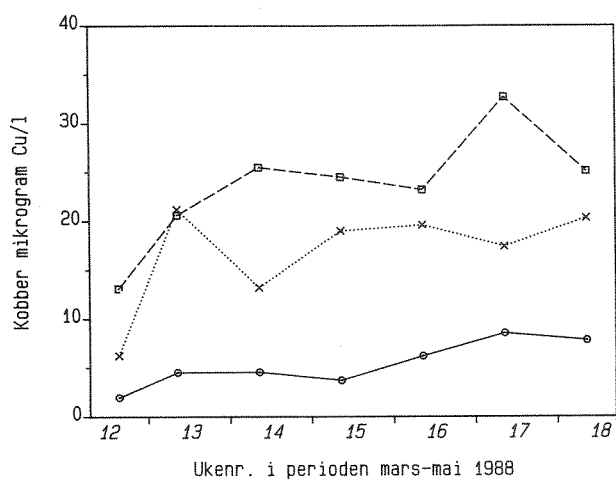
4.3.3 Utløsning av metaller fra 3 lokaliteter

Ukentlige prøver.

Figur 4 viser utlekking fra sedimenter av metaller fra Frysja (0-5 cm) og Treschows bru (0-5 og 10-15 cm) ved pH-nivå 6.5.

Sedimentene fra referanselokaliteten, Frysja, hadde ubetydlig utlekkingen av metaller. Stort sett gjaldt dette også det øvre sedimentlag (0-5 cm) ved Treschows bru, untatt kobber. Kobberverdiene ved Treschows bru var tilnærmet like i de to sedimentlagene. Dette kan skyldes at tilførslene av kobber til Akerselva ikke har minket i de siste år, hvilket derimot ser ut til å være tilfelle for sink, kadmium og bly.

Frysja og Treschows bru (10-15 cm) hadde lave konsentrasjoner av jern mens Treschows bru (0-5 cm) hadde relativt høye konsentrasjoner. Dette viser at glødeskall som sedimenterer fra det pågående utslippet lekker ut jern relativt hurtig slik at det i liten grad nå blir lagret i sedimentene.



—○— Frysja 0-5 cm
 -x- Treschows bru 0-5 cm
 -□- Treschows bru 10-15 cm

Figur 4. Risteforsøk av sedimentprøver fra Akerselva 1988. pH-nivå 6.5. Ukentlige prøver fra Frysja og Treschows bru.

4.3.4 Algevekstpotensialmålinger

Dose/responsforløpet for de tre prøvene er vist i figur 5.

Frysja : Stimulering ved lave konsentrasjoner - ingen hemming ved høye konsentrasjoner

Treschows bru (0-5 cm) : Stimulering ved lave konsentrasjoner. Hemming av veksten til 88 % av kontrollen ved den høyeste testede konsentrasjonen (75 %).

Treschows bru (10-15 cm) : Hemming allerede ved 10 % konsentrasjon (62 % av kontrollen). Meget lave veksthastigheter ved høyere konsentrasjoner. Antakelig var alle celler døde etter tre døgn ved konsentrasjoner over 50 %. EC_{50} var ca. 13%.

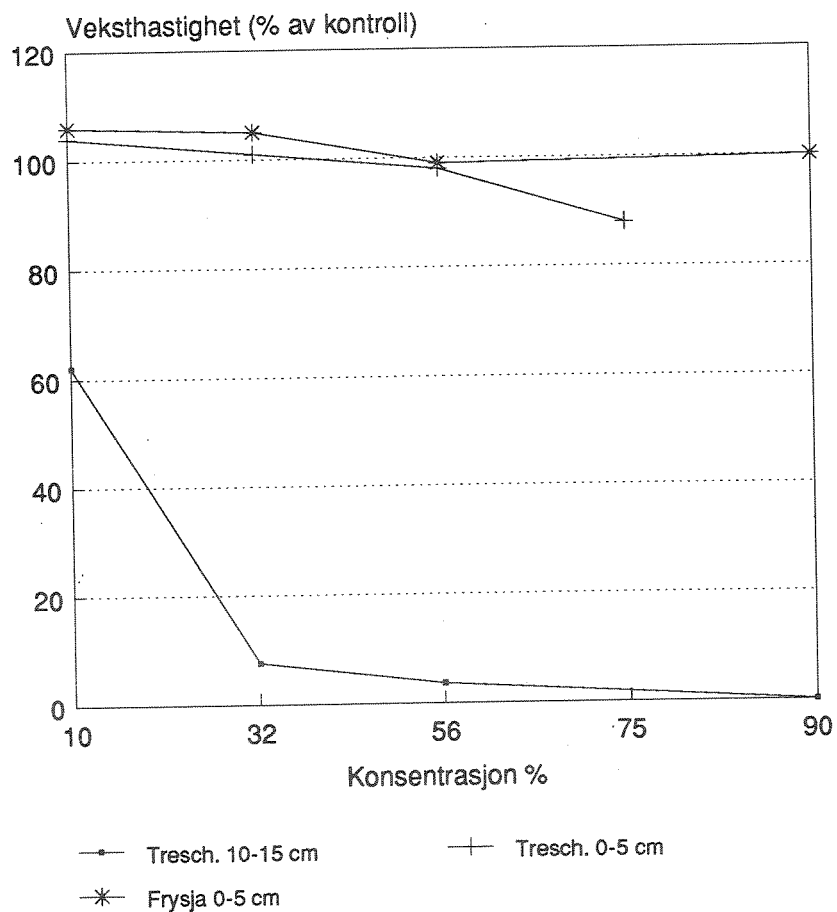
Giftighetstesten på alger viste ingen hemming på referanseprøven, Frysja .Det var hemming etter 50 % inblanding av vann fra Treschows bru (0-5 cm). Ved Treschows bru (10-15 cm) var det hemming allerede etter 10 % inblanding, dvs. stor gifteffekt.

4.4 Konklusjoner

Resultatene fra risteforsøkene har vist at sedimenter fra Akerselva nedstrøms Spikerverket som blir utsatt for risting, omrøring o.l. lekker ut tungmetaller, særlig i dypere sedimentlag. Resultatene viser også at om Akerselva skulle bli utsatt for forsurening ville utlekkningen kunne øke dramatisk.

Giftighetstesten på vann fra risteforsøket viste ingen hemming av algeveksten på referanseprøven, Frysja. Det var hemming av algeveksten med inblanding av vann fra risteforsøket fra Treschows bru, tildels var det stor gifteffekt.

Effekt av glødeskall på alger Testalge *Selenastrum capricornutum*



Figur 5. Effekter på alger av vann fra risteforsøket.

5. IN-SITU UNDERSØKELSER AV SEDIMENTER I AKERSELVA

5.1 Innledning

Bruk av dialyseteknikk har vist seg velegnet til studium av utveksling av stoffer mellom fast sediment og sedimentets porevann, samt utlekking av en del stoffer over sedimentets overflate f. eks. tungmetaller.

I naturen vil man alltid ha vandring av stoffer fra steder med høye konsentrasjoner til steder med lave konsentrasjoner. Denne vandringen kalles diffusjon. Diffusjon gjennom semipermeable hinner kalles osmose i fysiologisk sammenheng. I analyseteknisk sammenheng kan man produsere slike hinner med definert "cut off", dvs. det slipper bare gjennom stoffer under en viss molekylvekt. Slike hinner kalles dialysemembraner og prosessen kalles dialyse.

5.2 Materiale og metoder

Metoden som først ble tatt i bruk ved sedimentundersøkelser av Skogheim (1979), og beskrives bare kort her: En dialysestav som vist i figur 6 tres ned i sedimentet til et gitt dyp. Etter ca. tre uker vil konsentrasjonen av de aktuelle stoffene være de samme inne i dramsglassene som utenfor. Ved utsetting er dramsglassene fylt med oksygenfritt, destillert vann. "Cut off på den anvendte membranen er 20 000 (molekylvekt), noe som innebærer at sulfid ikke slipper inn.

Det ble satt ut dialysestaver på 3 steder i Akerselva, Nydalsdammen, Treschows bru og Vøyenbrua. Resultatene fra Vøyenbrua avviker sterkt fra de to andre stedene i tråd med hva man kunne forvente. Dialysestaven er sansynligvis satt ned i et område som blir utsatt for erosjon ved normal- til høyvannføring, dvs. ikke noe representativ sedimentbunn. Resultatene fra Vøyenbru er av den grunn uttelatt i dette avsnitt, og datane derfra er presentert sammen med resultatene fra de to andre stedene bak i vedlegget.

5.3 Resultater fra dialyseforsøkene

Resultatene fra dialyseforsøkene er vist i figur 7 og i tabell VIII i vedlegget.

Stort sett lå kobberverdiene lavt (2-3 µg/l) ved referansestedet, Nydalsdammen. Ved Treschows bru lå verdiene mellom ca. 5-15 µg Cu/l med et maksimum ved sedimentoverflaten. Dette var relativt høye verdier som viser at Akerselva ble tilført kobber nedstrøms Spigerverket.

Sinkverdiene ved Nydalsdammen lå mellom ca. 15-30 µg/l i vannfasen og i de øverste sedimentlag. Dette tilsvarte bakgrunnsnivået i Akerselva. Dypere ned i sedimenten økte sinkverdiene til 122 µg/l. Dette indikerer at det tidligere har vært tilførsler av sink i de øvre delene av Akerselva. Ved Treschows bru lå sinkverdiene mellom ca. 15-70 µg/l i vannfasen mens verdiene i sedimentet lå mellom ca. 3-50 µg/l. Dette var også relativt høye verdier som viser at Akerselva blir tilført sink nedstrøms Spigerverket.

I vannfasen lå kadmiumverdiene under deteksjonsgensen på 0.1 µg/l ved Nydalsdammen. I dypere sedimentlag økte kadmiumverdiene i porevannet og nådde et maksimum på 5.5 µg/l. Ved Treschows bru lå mesteparten av verdiene under deteksjonsgensen. Imidlertid var det høye verdier av kadmium straks ovenfor sedimentoverflaten. Mesteparten av blyverdiene ved Nydalsdammen lå også rundt deteksjonsgensen på 0.5 µg/l. Ved Treschows bru lå blyverdiene noe høyere, særlig i sedimentlaget. Det ser ikke ut som det er større tilførsler av kadmium og bly nedstrøms Spigerverket i dag.

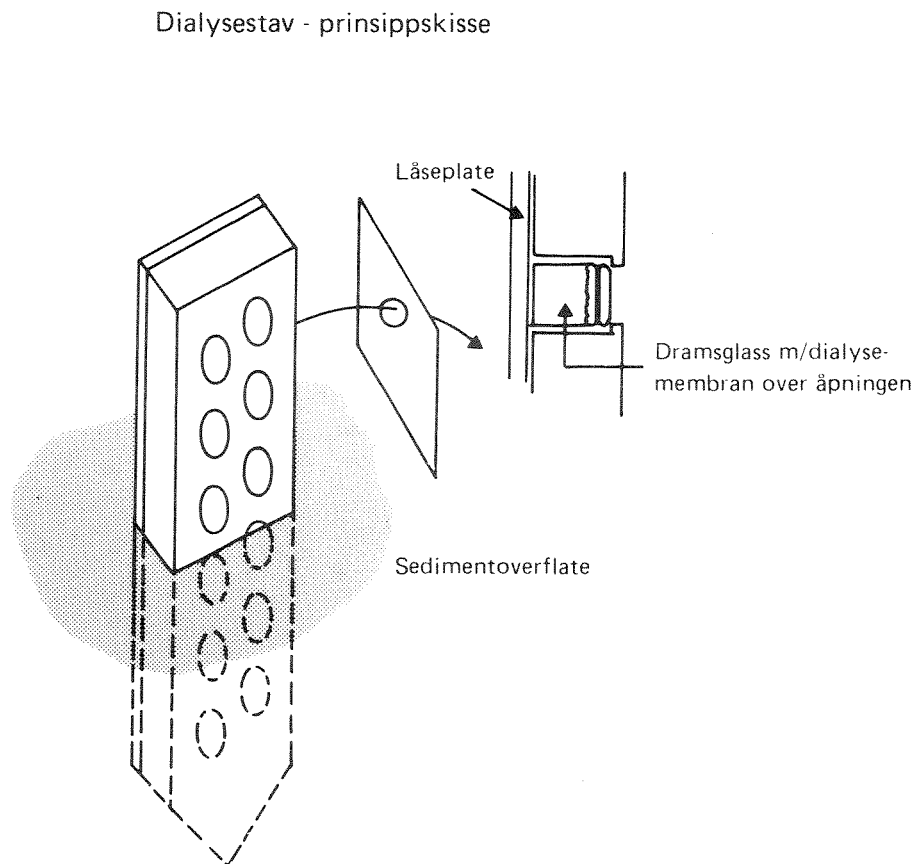
Jernverdiene lå jevnt over lavt ved Nydalsdammen mens de naturlig nok lå meget høyt ved Treschows bru i sedimentlaget og i vannfasen nærmest sedimentene. Glødeskall fra renseanlegget ved Spigerverket inneholder jern som hurtig blir løst i vannet.

5.4 Konklusjoner fra dialyseforsøkene

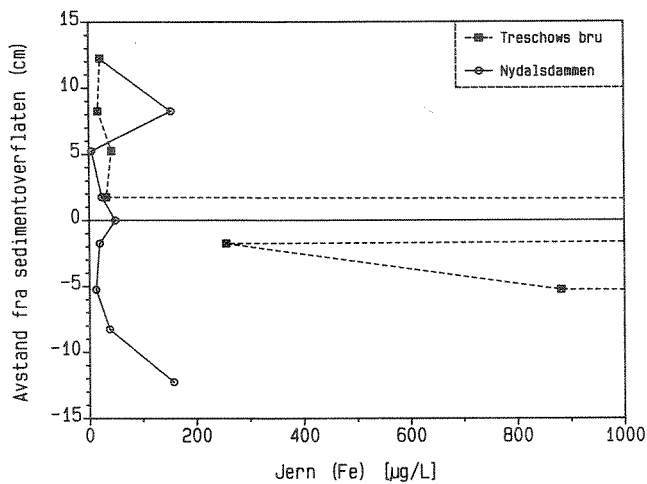
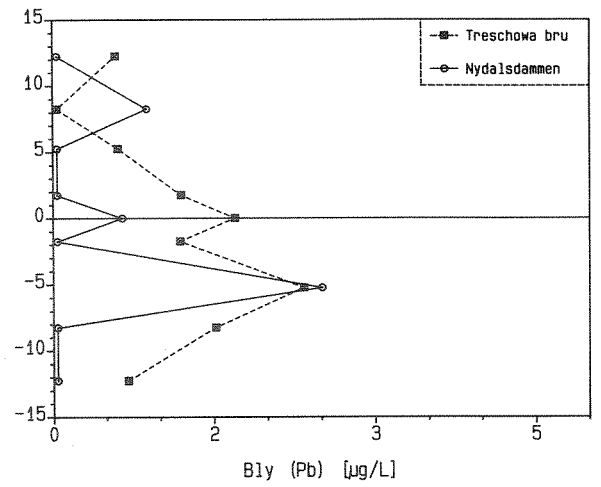
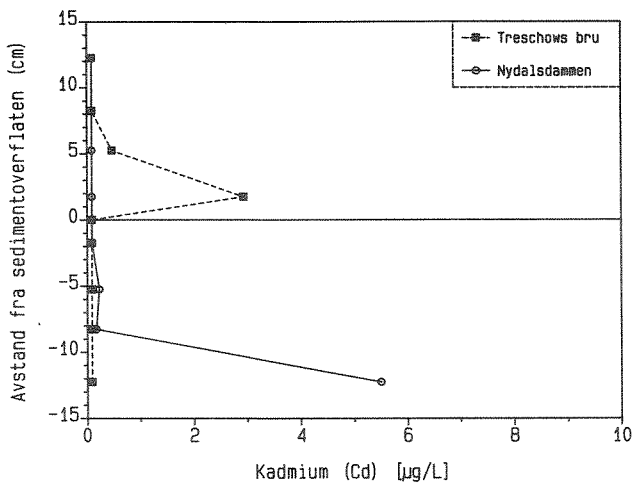
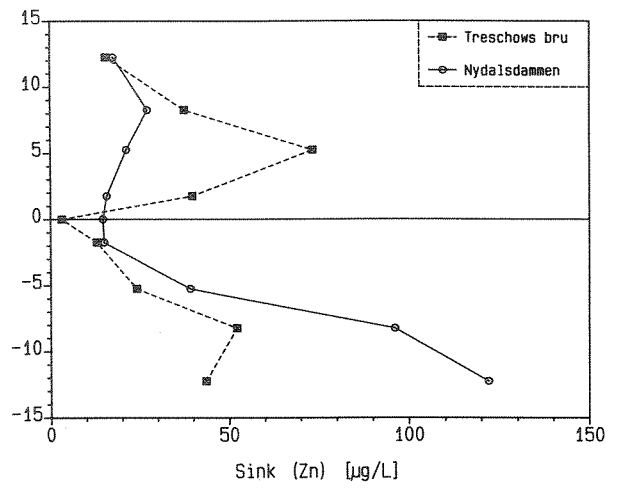
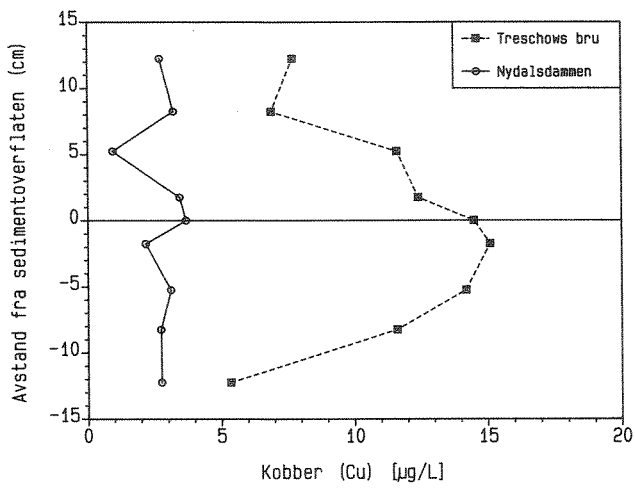
In-situ undersøkelsene har vist at Akerselva blir tilført kobber, sink og jern nedenfor Spigerverket.

Det ser ikke ut som det er større tilførsler av kadmium og bly nedstrøms Spigerverket.

Resultatene kan indikere at det tidligere har vært tilførsler av sink i de øvre delene av Akerselva.



Figur 6. Prinsippskisse av dialysetav.



Figur 7. Akerselva 1988. Insitu sedimentundersøkelser.

6. RENNEFORSØK

6.1 Innledning

For å få en oppfatning om de glødeskallbanker som ligger i Akerselva kan lekke ut tungmetaller ved eksponering for rennende vann, ble det utført et renneforsøk.

6.2 Materiale og metoder

Skisse over renneanlegget er gitt i fig. 8. Vann ble pumpet opp fra Maridalsvannet til to overløpskar. Vannføringen ut fra disse, dvs. vannføringen i hver renne, ble regulert til 0.1 l/s ved hjelp av V-overløp.

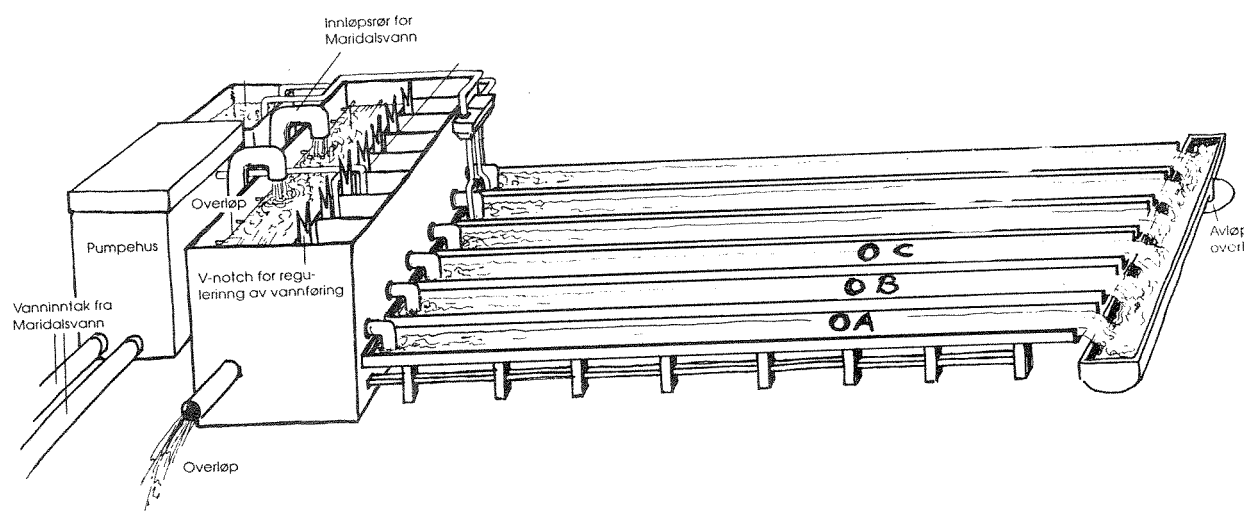
Det ble tatt to typer sedimenter fra to steder i Akerselva. Sediment som inneholder glødeskall ved Treschows bru og sediment som ikke inneholder glødeskall ved inntaksdamm til Christiania Spigerverk.

Det ble brukt tre renner i forsøket:

1. Sediment som inneholdt glødeskall, (OA)
2. Sediment som inneholdt glødeskall men tildekket med sand, (OB) ¹⁾
3. Sediment som ikke inneholdt glødeskall, (OC)

¹⁾ Sedimenten ble tildekket med et sandlag på ca. 2-3 cm.

Første prøven ble tatt etter at rennene hadde vært fylt med stillestående vann i 1 døgn i det øyeblikket vanntilførselen ble satt på. Prøvene ble tatt ved utløpet av rennene. Etter 3 døgn ble vanntilførselen stengt i 6 døgn. Første prøven etter dette stanset ble også tatt på tilsvarende måte.



Figur 8. Skisse over renneanlegget som ble brukt til å studere utlekkning av tungmetaller fra sediment fra Akerselva.

6.3 Resultater

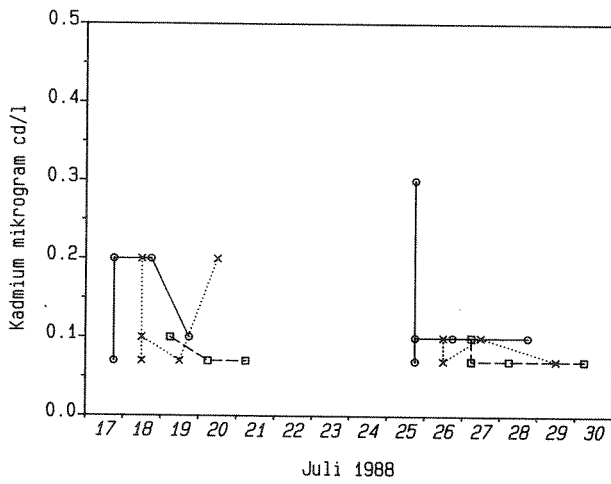
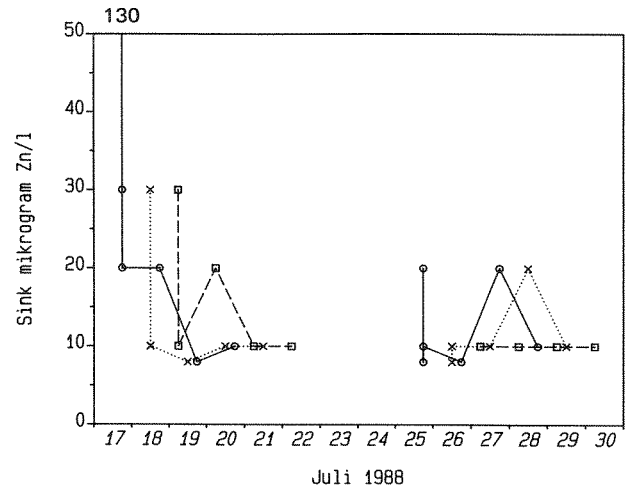
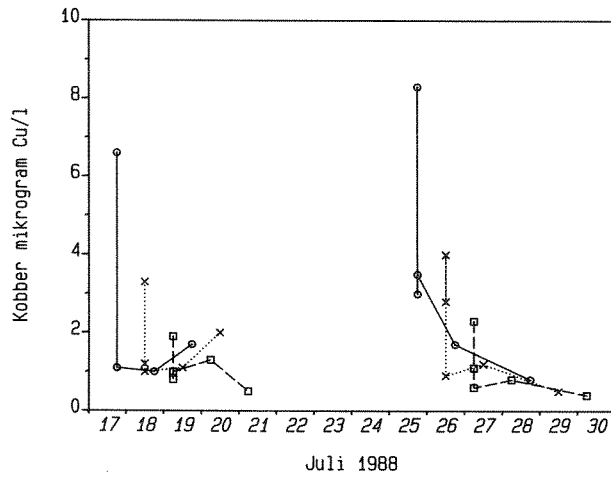
Analyseresultatene fremgår av figur 9 og tabell IX i vedlegget.

Karakteristisk er at de høyeste konsentrasjonene ble målt etter at vannet i rennesystemet hadde stått stille i 1 respektive 6 døgn. Dette skyldes dels at ved oppstartingen blir de finpartikulære deler av materialet (glødeskall) rivet med, og dels lekkasje av tungmetaller fra sedimentene til det stillestående vannet. Etter bare kort tid med gjennomstrømning, synker konsentrasjonene ned til bakgrunnsnivået av tungmetaller i Maridalsvannet. Dette indikerer at eventuell utlekking av metaller skjer så sakte at det ikke påvirker rennende vann i nevne verdig grad.

Gjennomgående er også at konsentrasjonene av tungmetaller var høyest i den rennen som innhold udekket glødeskall. Konsentrasjonen av tungmetaller i rennen med dekket glødeskall var allikevel noe høyere enn referanserennen.

6.4 Konklusjon fra renneforsøket

Renneforsøket har vist at sedimenter med glødeskall ikke lekker tungmetaller så lenge sedimentene få ligge i ro, men ved omrøring o.l. i sedimentene, f.eks ved høy vannføring kan vannmassene bli tilført tungmetaller.



○ Udekket
 × Bekket
 □ Referanse

Figur 9. Renneforsøk, Oset 1988. Konsentrasjoner i vannet ($\mu\text{g/l}$) av kobber, sink og kadmium.

7. SEDIMENTENES INNHOLD AV TUNGMETALLER OG ORGANISKE MILJØGIFTER

7.1 Materiale og metoder

Det ble tatt sedimentprøver fra 4 dammer, Bjølsendammen, inntaksdam til Lilleborg, dam ved Myren verksteder og dam ved Åmodt bru, figur 1.

Et pleksiglassrør med 12 cm diameter ble dyttet ned i bunnslammet, og to sedimentsjikt ble skilt ut, hhv. 0-5 cm og 15-20 cm sedimentdyp.

Prøvene for analyse av tungmetaller ble overført i syrevaskede 35 ml plastkapsler. Prøvene ble oppbevart i dypfryser og senere frysetørret for analyse på NIVAs laboratorium. Mesteparten av prøvene lagres fortsatt, med mulighet for fremtidig reanalyse.

Prøvene for analyse av organiske miljøgifter og olje/fettinnhold ble overført i 250 ml glassflasker. Prøvene ble oppbevart i dypfryser for analyse på NIVAs laboratorium. Mesteparten av prøvene lagres fortsatt.

Sedimentprøvene fra de 4 dammene i Akerselva ble analysert på følgende tungmetaller: kobber, sink, bly, nikkel, krom, kvikksølv og jern, mens sedimentprøvene fra Bjølsendammen, Myren og Åmodt bru i tillegg ble analysert på klororganiske forbindelser-PCB, PAH og olje- og fettinnhold.

7.2 Resultater

7.2.1 Sedimentenes innhold av tungmetaller

7.2.1.1 Analyseresultater

Analyseresultatene fremgår av tabell 3 og 4.

Kobber

Sedimentenes innhold av kobber lå på ca. 1300-1500 µg/g TS i Bjølsendammen. Dette er ca.50-60 ganger høyere enn et antatt bakgrunnsnivå på 15-25 µg/g TS. Ved inntaksdammen til Lilleborg var konsentrasjonene halvert, ca. 750 µg/g TS. I dammene ved Myren verksteder og Åmodt bru var konsentrasjonene av kobber mellom ca. 250-300 µg/g TS. Det var mao. en gradvis reduksjon av kobberkonsentrasjonene nedover elva.

Forskjellen mellom det øvre sedimentlag (0-5 cm) og det dypere sedimentlag (15-20 cm) var liten. Dette indikerer at det har vært relativt jevn belastning i mange år.

Sink

Konsentrasjonene av sink i sedimentene i Bjølsendammen lå ca. 5-10 ganger høyere enn et antatt bakgrunnsnivå på 50-200 $\mu\text{g/g}$ TS. I de 3 andre dammene var konsentrasjonene betydelig lavere og lå på, eller straks over bakgrunnsnivået.

Tabell 3. Kobber, sink og bly i sedimenter, $\mu\text{g/g}$ TS, (PPM) fra 4 dammer i Akerselva, juli 1988.

	kobber $\mu\text{g/g}$ TS		Sink $\mu\text{g/g}$ TS		Bly $\mu\text{g/g}$ TS	
	0-5cm	15-20cm	0-5cm	15-20cm	0-5cm	15-20cm
"Antatte bakgrunnsverdier"	15-25		50-200		5-25	
Sedimentlag	0-5cm	15-20cm	0-5cm	15-20cm	0-5cm	15-20cm
Prøvested						
Bjølsendamm	1265	1508	1137	1018	298	259
Lilleborg	775	746	49	72	173	237
Myren	265	246	315	289	146	102
Åmodt bru	295	401	278	47	143	191

Bly

Sedimentenes innhold av bly i Bjølsendammen lå på ca. 250-300 $\mu\text{g/g}$ TS som er ca. 10-15 ganger høyere enn antatt bakgrunnsnivå på 5-25 $\mu\text{g/g}$ TS. I de tre nedre dammene lå konsentrasjonene noe lavere eller mellom 100-200 $\mu\text{g/g}$ TS.

Nikkel

Sedimentenes innhold av nikkel i Bjølsendammen lå på ca. 400 $\mu\text{g/g}$ TS som er ca. 20 ganger høyere enn et antatt bakgrunnsnivå på 10-20 $\mu\text{g/g}$ TS. I de tre nedre dammene lå konsentrasjonene noe lavere, dvs. for det meste mellom 100-200 $\mu\text{g/g}$ TS.

Krom

Sedimentenes innhold av krom i Bjølsendammen og i inntaksdammen til Lilleborg lå mellom ca. 200-300 µg/g TS som er ca. 20-30 ganger et antatt bakgrunnsnivå på 10-20 µg/g TS. I de to nedre dammene lå konsentrasjonene lavere, på ca. 100 µg/g TS.

Tabell 4. Nikkel, krom og kvikksølv i sedimenter, µg/g TS.(PPM), fra 4 dammer i Akerselva, juli 1988.

	Nikkel µg/g TS		Krom µg/g TS		Kvikksølv µg/g TS	
	0-5cm	15-20cm	0-5cm	15-20cm	0-5cm	15-20cm
"Antatte bakgrunnsvedier"	10-20		10-20		0.01-0.1	
Sedimentlag	0-5cm	15-20cm	0-5cm	15-20cm	0-5cm	15-20cm
Prøvested						
Bjølsen	359	440	162	192	0.74	0.81
Lilleborg	241	233	176	285	0.93	2.20
Myren	113	119	102	115	0.49	0.54
Åmodt bru	130	134	133	121	0.62	1.06

Kvikksølv

Sedimentenes innhold av kvikksølv lå mellom 0.5-1 µg/g TS i alle dammene unntatt det dypere sedimentlag i inntaksdammen til Lilleborg der konsentrasjonen var 2.2 µg/g TS. Dette er ca. 5-10 ganger høyere enn et antatt bakgrunnsnivå på 0.01-0.1 µg/g TS.

7.2.1.2 Konklusjon-tungmetaller

I tabell 5 er høyeste målte verdier for tungmetaller i sedimenter listet opp. Vi har også til sammenlikning vist øvre aksepterte metallinnhold for slam fra kommunale renseanlegg som kan deponeres på åkermark.

Ved en sammenlikning mellom metallverdier fra sedimentene i de 4 dammene og grenseverdier for slam fra kommunale renseanlegg (Norske retningslinjer), lå sedimentenes innhold av kobber og bly omtrent på grenseverdien i Bjølsendammen. De tre andre dammene lå under grenseverdien.

For sink og kvikksølv lå alle analyseresultater under grenseverdien.

I Bjølsendammen lå nikkilverdien ca. 4 ganger over grenseverdien, mens sedimentene i dammen ved Lilleborg lå ca. 2 ganger over. De to andre dammene lå bare litt over grenseverdien.

Kromverdiene i inntaksdammen til Lilleborg lå noe over grenseverdiene, mens de andre dammene lå under grenseverdien.

Sammenfatningsvis var tungmetallverdiene i de to øverste dammene, Bjølsen og Lilleborg, høyere enn de to nederste. Inntaksdammen til Lilleborg og særlig Bjølsendammen overskrider grenseverdiene for nikkkel og krom, mens kobber- og blyverdiene lå omtrent på grenseverdien. Dammene ved Myren og Åmodt bru overskrider bare grenseverdiene for nikkkel.

Tabell 5. Tungmetaller i sedimenter, $\mu\text{g/g}$ TS, (PPM), fra 4 dammer i Akerselva, juli 1988. Grenseverdier og høyest målte verdier.

	Grenseverdier for "normalt" slam		Høyest målte verdier i 4 dammer i Akerselva			
	N ¹⁾	S ²⁾	Bjølsen	Lilleborg	Myren	Åmodt bru
Kobber	1500	600	1508	775 ===	265	401
Sink	3000	1500	1137	72	315	278
Bly	300	200	298 ?	237 ===	146	191
Nikkel	100	100	440	241	119	134
Krom	200	150	192 ===	285	115	133
Kvikksølv	7	5	0.81	2.2	0.54	1.06

N = Norge □ Overskredet norske grenseverdier

S = Sverige === Overskredet svenske grenseverdier

1) Retningslinjer for lagring og disponering av kloakkslam. Statens forurensningstilsyn. TA-573, Oslo.

2) Hantering av slam från avloppsreningsverk. Naturvårdsverket. Allmänna råd 87:9. SNV, Solna, Sverige.

7.2.2 Sedimentenes innhold av organiske miljøgifter, olje og fett

Analyseresultatene fremgår av tabellene 6 - 8.

7.2.2.1 Polyklorerte bifenyler, PCB

Kunnskapen om bakgrunnsnivåer for PCB i sedimenter fra ferskvannskvaliteter er mangelfull. Imidlertid indikerer analyseresultater fra Loeselva i Buskerud (Lingsten upubl.) og fra Frøylandsvatn i Rogaland (Lingsten upubl.) at bakgrunnsnivået trolig ligger på 10-30 µg/kg TS.

I forhold til disse antatte bakgrunnsnivåer lå PCB-verdiene i sedimentet i alle dammene ca. 2-5 ganger høyere. Det øverste sedimentlag i Myren lå imidlertid på bakgrunnsnivået.

Tabell 6. Akerselva 1988. PCB (µg/kg TS) i sedimenter fra 3 dammer i Akerselva, juli 1988.

PCB tørket sediment µg/kg		
Sedimentlag	0-5cm	15-20cm
Prøvested		
Bjølsen	70	78
Myren	25	104
Åmodt bru	43	120

7.2.2.2 Polysykliske aromatiske hydrokarboner, PAH

Bakgrunnsnivåer for PAH i ferskvannssedimenter er også lite kjent. Imidlertid indikerer analyseresultater fra Loeselva i Buskerud, Miljøplan (1988) og Lingsten (upubl.) at bakgrunnsnivået bør ligge i intervallet 500–1500 µg/kg TS. Knutzen (1989) refererer også "bakgrunnsnivåer" fra ferskvannssedimenter i dette intervallet.

I Bjølsendammen og i det øverste sedimentlag i Myren lå verdiene for PAH bare litt over det antatte bakgrunnsnivået. Ved Åmodt bru og i de dypere sedimentlag i Myren inneholdt sedimentene mellom 3–7 ganger det antatte bakgrunnsnivået.

Tabell 7. Akerselva, juli 1988. PAH (µg/kg TS) i sedimenter fra de 3 angitte dammer.

PAH µg/kg tørket sediment		
Sedimentlag	0–5cm	15–20cm
Prøvested		
Bjølsen	2182	1425
Myren	1770	3311
Åmodt bru	4063	7543

7.2.2.3 Olje og Fett

Olje og fettinnholdet i sedimentene i Bjølsendammen lå mellom 65–70 g/kg tørrvekt eller 6.5–7%. Ved Myren og ved Åmodt bru lå sedimentenes innhold av olje/fett mellom ca. 2–2.5%. Dette er forholdsvis høye konsentrasjoner.

Tabell 8. Akerselva 1988. Olje/Fettinnhold (g/kg TS) i sedimenter fra 3 dammer i Akerselva, juli 1988.

Olje/Fettinnhold g/kg TS		
Sedimentlag	0-5cm	15-20cm
Prøvested		
Bjølsen	65.7	70.0
Myren	22.1	24.1
Åmodt bru	26.6	17.1

7.2.2.4 Konklusjon-organiske miljøgifter

Sett i forhold til de antatte bakgrunnsnivåene lå de høyeste målte PAH-verdiene 3-7 ganger høyere, mens PCB lå 2-5 ganger bakgrunnsnivået. Det finnes ikke retningslinjer for hvor stort innhold norske elvesedimenter kan ha av organiske miljøgifter før tiltak må settes i verk. I henhold til nederlandske retningslinjer (Ministerie van VROM, 1983, Siegrist 1989) regnes verdier opp til 1000 µg PCB/kg TS og 20000 µg PAH/kg TS som akseptabelt. Tiltaksgrensen angir de for de to stoffgruppene som hhv. 10000 og 200000 µg /kg TS. Det ser således ikke ut til at sedimentenes innhold av de organiske miljøgiftene PAH og PCB utgjør noe betydelig problem i Akerselva.

Sedimentenes innhold av olje lå mellom 2 og 7% på tørrvektsbasis. Dette må anses som høyt vurdert i forhold til f.eks innhold i borekaks fra off shore virksomheten i Nordsjøen. For borekaks ligger tillatte maksimalgrenser på 10% (Davis 1986). Imidlertid ser det ut til at glødeskallene, som er finpartikulært materiale, greier å binde oljen og fettene som finns i sedimentene slik at bare ubetydelige mengder lekker ut til omgivelsene.

8. EFFEKTER VED DRIFTSSTANS PÅ CHRISTIANIA SPIGERVERK

8.1 Innledning

I forbindelse med tiltak for å bedre vannkvaliteten i Akerselva, har det vært fokusert på sedimenterte glødeskall fra Christiania Spigerverk som en mulig forurensningskilde. Utbredelsen av sedimenterte glødeskall er kartlagt av NIVA (1988), og viser tildels betydelig omfang, spesielt på de mer stilleflytende partier. Ut fra et estetisk synspunkt har det stedvis vært ønskelig med dypere elveleie og steinsetting av breddene.

Ved tidligere undersøkelser av bunnfaunaen i Akerselva, er det registrert mindre bunndyrteitheter og færre grupper nedstrøms Spigerverket enn det som skulle forventes ut fra vannkvaliteten generelt. Vekst hos utsatte laksunger i 1986 var også langsommere her enn på andre lokaliteter. Dette har vært sett i sammenheng med industriutslipp, hvorav to forurensningskilder kan virke begrensende på faunaen, nemlig dagens utslipp og utlekkinger fra tidligere avsetninger.

Christiania Spigerverk har fremdeles et utslipp av kjølevann med mindre rester av glødeskall. Både dette og lekkasje av tungmetaller fra tidligere sedimenterte glødeskall kan her virke begrensende.

Da det har vært usikkerhet om hvilken virkning en eventuell fjerning vil ha på faunaen, ble det valgt å gjennomføre et eksperiment for å avgjøre hvilke av de to forurensningskildene som var av størst betydning. Glødeskall inneholder en rekke tungmetaller, der jern utgjør over 90%, mens kobber, sink, nikkel, kadmium og bly utgjør de med størst potensiell virkning på faunaen. Feltobservasjoner for å skille effekten av pågående utslipp fra lekkasje fra sedimenter er vanskelig rent metodisk.

Endret bunnfauna etter stans i utslipp vil kunne angi om det er dagens utslipp eller lekkasje fra tidligere sedimenterte glødeskall som er av betydning. Dersom faunaen ikke viser forbedring ved stans i utslippene, tyder dette på en diffus forurensning fra sedimentene. Dersom stans i utslippene gir rask bedring i faunaen, viser dette at de direkte utslipp begrenser faunaen. En situasjon med driftsstans forelå i forbindelse med fellesferien om sommeren, da Spigerverket stopper all produksjonsaktivitet. Det ble derfor sommeren 1988 satt igang et felteksperiment for å registrere umiddelbare endringer i

faunaen.

I tillegg ble det foretatt målinger av vannkjemi og algevekstpotensiale.

8.2 Feltforsøk og metodikk

Christiania Spigerverk hadde sommeren 1988 fullstendig stopp i utslipp fra ca 10. juli og ut måneden. Etter ferien ble maskinene gjennomspylt 27. juli, med full drift 1. august. For feltstudiene ble det lagt opp til undersøkelser på 4 stasjoner nedstrøms Spigerverket, og en stasjon ovenfor som referansestasjon, med følgende innsamlinger (se kart, fig. 10).

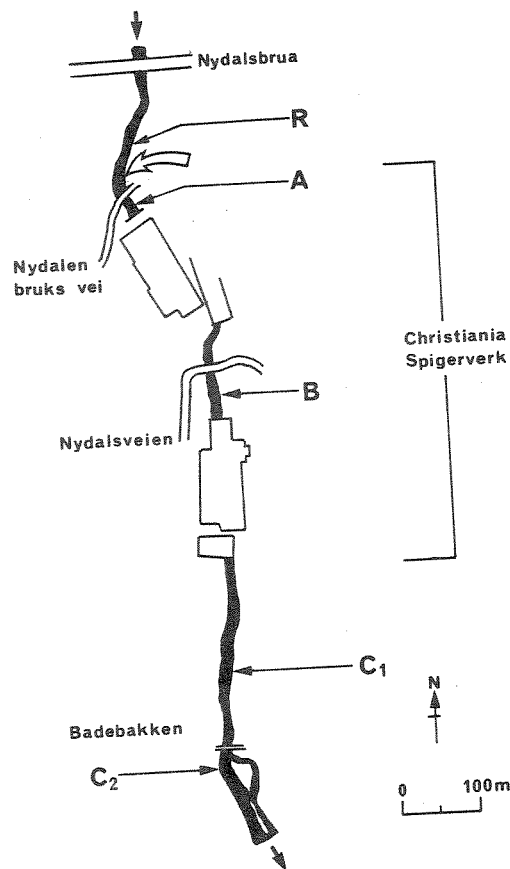


Fig. 10 Kart over området med angivelse av lokaliteter for innsamling av bunndyr og fisk og vannprøver (NIVA) for å belyse effekten av driftsstans ved Christiania Spigerverk. En referansestasjon er lagt ovenfor Spigerverket (R) og tre stasjoner er lagt nedenfor (A, B, C₁ og C₂).

Stasjon R - Referanse: Bunndyr, fisk¹, kjemi
Stasjon A - Spigerverket: Bunndyr, kjemi
Stasjon B - Spigerverket: Bunndyr, fisk, kjemi
Stasjon C₁ - Badebakken: Fisk¹
Stasjon C₂ - Badebakken: Bunndyr, fisk, kjemi

¹ Ettårig ørret utsatt.

Innsamling av bunndyr, fisk og vannprøver (kjemi) ble foretatt før fellesferien (7. juli), 3 ganger i fellesferien (14. juli, 21. juli og 28. juli) og en gang etter (11. august). Vannprøver for studier av algevekstpotensiale ble tatt før fellesferien (5. juli) og under fellesferien (25. juli). Disse prøver ble tatt ved Stilla, Nydalen (ovenfor Spigerverket) og Badebakken. Veksten av testalgen Selenastrum capricornutum ble målt i vannprøvene etter tilsetning av vekstmedium (5% Z8). Destillert vann med vekstmedium ble brukt som kontroll. For utførligere beskrivelse av metodikk henvises til Källqvist (1984, 1988).

Utover dette ble det innsamlet fisk for vekststudier 12. desember 1988.

Innsamling av bunndyr ble foretatt med Surbersampler, med tre parallelle prøver. Prøvene ble fiksert og fra stasjonene R, B og C₂ sortert til grupper. For endel sentrale grupper ble det foretatt artsbestemmelse. Biologiske forurensningsindekser ble beregnet.

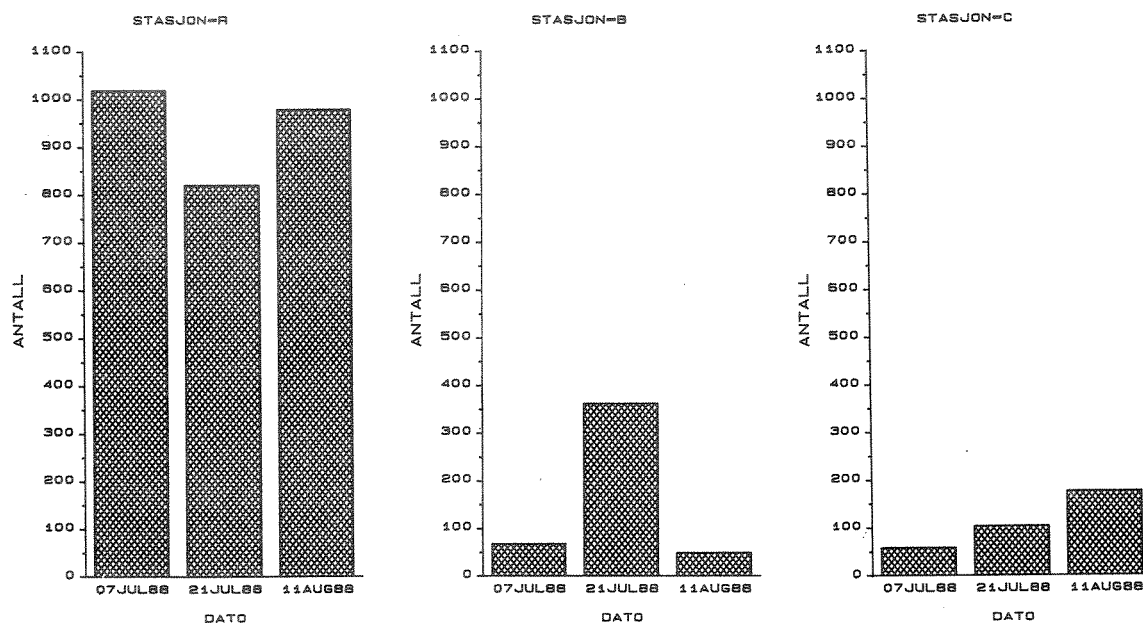
Innsamling av fisk ble foretatt med elektrisk fiskeapparat. På hver lokalitet ble en elvestrekning på ca 50 m avfisket. For hver art ble samtlige individer lengdemålt og veid. I tillegg til registrering av naturlige bestander ble det satt ut én-vinter gammel ørret. Disse ble lengdemålt før utsetting, og 750 ble satt ut på referansestasjonene R (finneklippet) ovenfor Spigerverket, og 750 nedenfor på stasjon C₁ (ikke finneklippet). Utsetting ble foretatt 1. juli 1988, altså før fellesferien.

Under prøvetaking 14. juli ble det på stasjon C₁ ikke påvist fisk, og 21. juli ble det derfor på denne stasjonen satt ut ytterligere 1000 en vinter gammel ørret.

8.3 Resultater

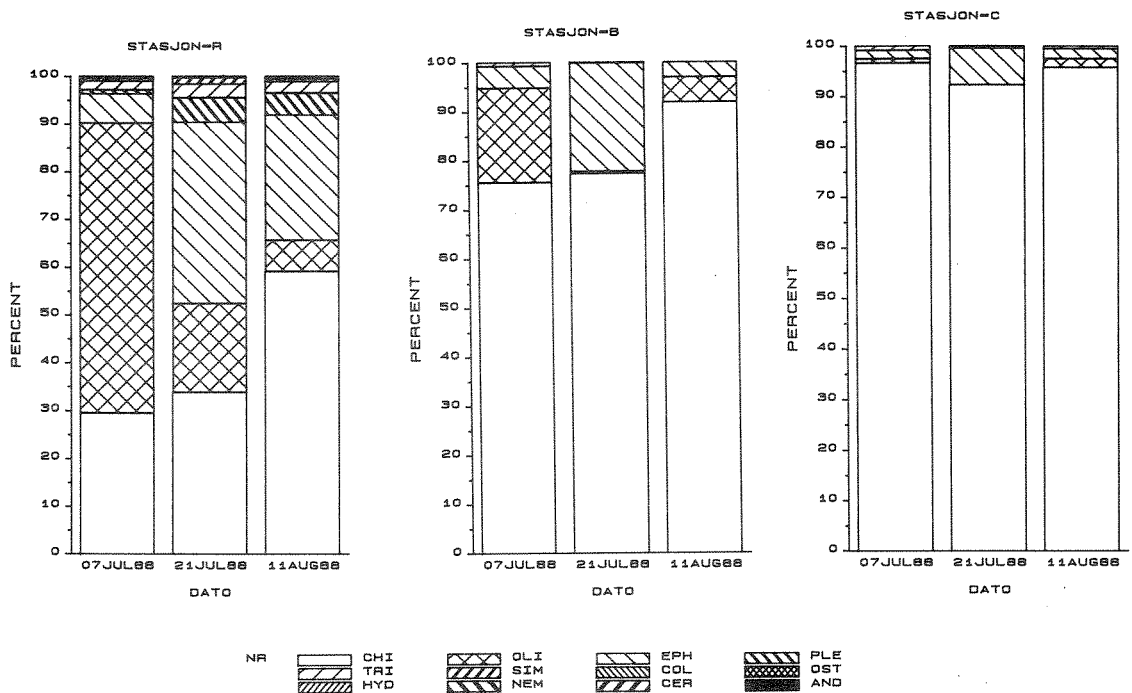
8.3.1 Bunndyr

Det totale antall bunndyr på referansestasjonen R og to stasjoner nedenfor Christiania Spigerverk er vist i fig. 11. På referansestasjonen ovenfor Spigerverket lå det observerte antall bunndyr pr. prøve i hele prøvetakingsperioden mellom ca 800 og 1000. På stasjonen umiddelbart nedenfor Spigerverket, stasjon B, var antallet 7.juli 1988 ca 6% av det samme dato observerte ovenfor. Etter ca 14 dagers driftsstans (21.7.88) var totalantall bunndyr nedenfor Spigerverket blitt betydelig høyere, og hadde på denne dato steget til ca 50% av det på referansestasjonen. Etter 11 dagers drift ved Spigerverket etter sommerferien, ble antall bunndyr på stasjon B igjen redusert til ca 6% av det på referansestasjonen, og nær identisk med antallet før driftsstans.



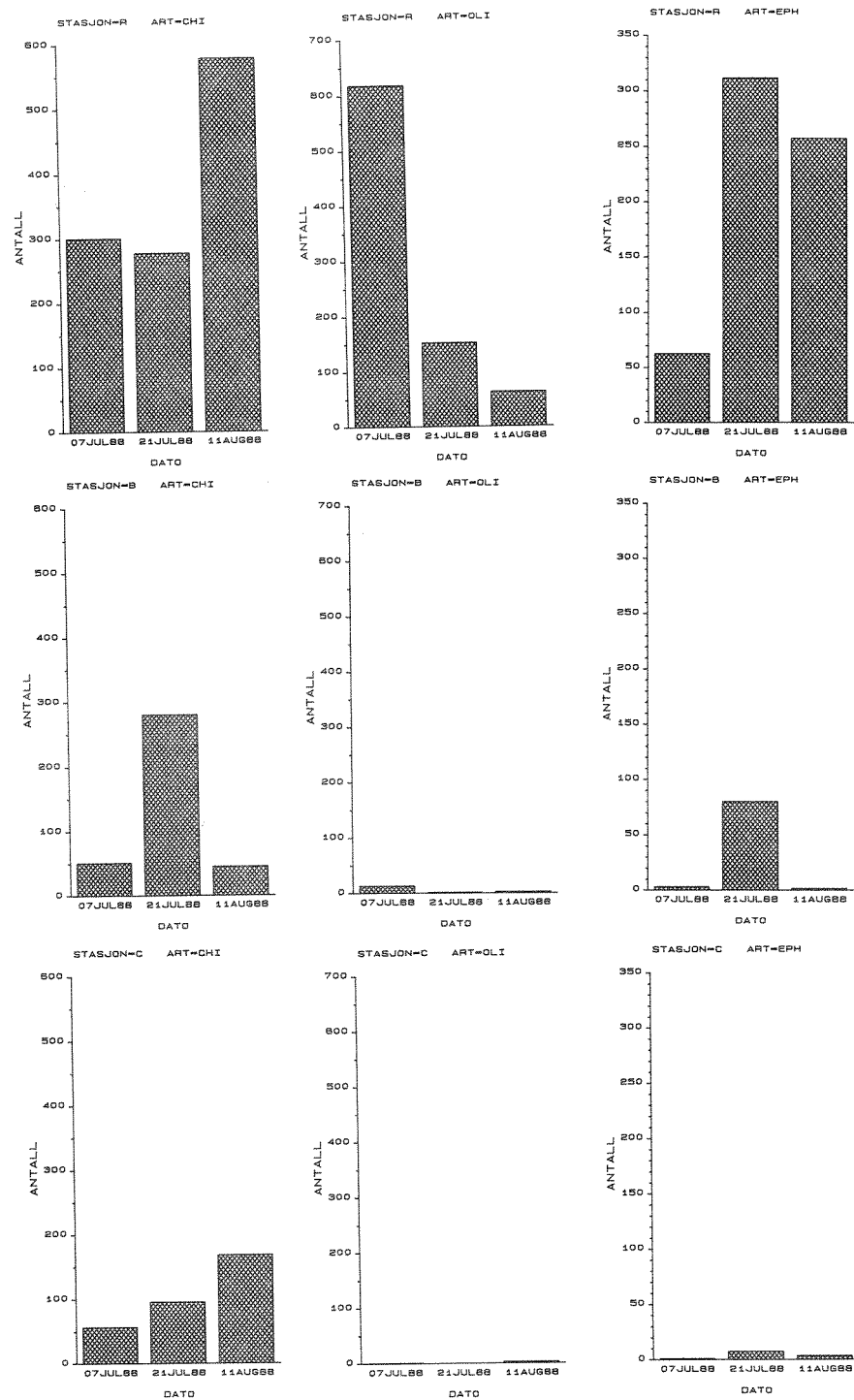
Figur 11. Totalt antall bunndyr registret pr. prøve umiddelbart ovenfor Christiania Spigerverk (R) og på to stasjoner nedenfor (B) og (C).

Forløpet på stasjon C er noe annerledes idet antallet fortsetter å stige etter at fellesferien er over og Spigerverket er i drift. Dette skyldes forekomsten av fjærmygglarver (chironomidae). Den prosentvise fordelingen av bunndyr på de tre stasjonene er vist i fig. 12; og viser de samme hovedtrekkene. Spesielt illustreres den økende andelen av fjærmygg nedenfor Spigerverket. Enkelte mer tolerante fjærmyggarter som etablerte bestander under driftsstans har overlevd de første ukene etter driftsstart i områdene noe lenger nedenfor utslippet.



Figur 12. Prosentvis fordeling av hovedgrupper av bunndyr i Akerselva umiddelbart ovenfor Christiania Spigerverk (R) og på to stasjoner nedenfor (B) og (C). (CHI=fjærmygglarver, TRI=vårfluelarver, HYD=midd, OLI=fåbørstemark, SIM=knottlarver, NEM=rundormer, EPH=døgnfluentyfer, COL=biller, CER=sviknottlarver, PLE=steinfluelarver, OST=muslingkrepss, AND=andre).

Forekomsten av de tre hovdegruppene fåbørstemark, fjærmygglarver og døgnfluer er for stasjonene R, B og C vist i fig. 13.



Figur 13. Total antall fjærmygglarver, fåbørstemark og døgnfluer registrert pr. prøve umiddelbart ovenfor Christiania Spigerverk (R) og på to stasjoner nedenfor (B) og (C).

På referansestasjonene R blir antall observerte fåbørstemark redusert gjennom prøvetakingsperioden. Den samme tendens fremkommer også på stasjon B, men selve antallet er sterkt redusert sammenliknet med referansestasjonen, og ligger på mellom 1-2% av dette. Antallet på stasjon C er lavt i hele innsamlingsperioden.

Antall døgnfluer økte sterkt i fellesferien på begge stasjoner nedstrøms Spigerverket, men gikk vesentlig tilbake etter ferien. Antallet på referansestasjonen var vesentlig høyere i hele perioden, og det skjedde ingen reduksjon i antallet fra 21. juli til 11. august.

Påviste arter av døgnfluer, vårfluer og steinfluer er vist i tabell 9.

Tabell 9. Døgnfluer, steinfluer og vårfluer (antall/prøve) på stasjoner i Akerselva, juli-august 1988.

	St. R			St. B			St. C		
	7/7	21/7	11/8	7/7	21/7	11/8	7/7	21/7	11/8
<u>Døgnfluer</u>									
Baetis fuscatus			55.0	14.5			7.0	0.5	
B. rhodani	10.0	90.0	143.0	3.0	65.0	1.5	1.0	0.5	1.5
Baetis sp.	43.0	216.5	55.0						
Heptagenia sulphurea	0.5	2.5	4.0						
Ephemerella ignita	8.0	2.5		0.5					1.5
Caenis luctuosa	0.5								
Sum	62.0	311.5	257.0	3.0	80.0	1.5	1.0	7.5	3.5
<u>Steinfluer</u>									
Isoperla sp.			1.0						
Amphinemura sp.			1.0						
Nemoura avicularis	0.5								
Leuctra fusca	8.0	42.0	43.0						
Sum	8.5	42.0	45.0						
<u>Vårfluer</u>									
Rhyacophila nubila	0.5	0.5							
Hydroptilidae	1.5								
Philopotamus montanus	8.0	15.0	8.5						
Polycentropus flavomac.	4.0	4.5	5.0				0.5	0.5	1.0
Hydropsyche siltalai	5.0	3.5	10.0	0.5					
Sum	19.0	23.5	23.5	0.5			0.5	0.5	1.0

Fem døgnfluearter ble registrert i undersøkellesperioden. To arter, Heptagenia sulphurea og Caenis luctuosa ble funnet bare på referansestasjonen, mens arten Baetis fuscatus og Ephemerella ignita forekom etter driftsstans på stasjonene nedenfor utslippsområdet. Økning i antall døgnfluer etter driftsstans skyldes hovedsakelig B. fuscatus og B. rhodani. Baetis rhodani ble registret i samtlige prøveomganger på alle stasjoner.

Steinfluer, representert med fire arter, ble bare registrert på referansestasjonen. Vårfluer var mer tallrik og artsrik på referansestasjonen, og forekom bare sporadisk nedenfor utslippsområdet gjennom hele undersøkellesperioden.

Påviste arter av fåbørstemark og fjærmygg er vist i tabell 10 og tabell 11.

På stasjon R og B var Orthocladiinae den dominerende underfamilien av fjærmygg, mens på stasjon C var ofte Tanypodinae dominerende.

Blant påviste taxa kan nevnes Chactocladius gr. vitellinus som nesten utelukkende ble funnet på stasjon R, hvor den var tallrik i hele perioden. Kun enkeltkeksimplarer ble funnet på stasjon B, mens den ikke ble påvist på stasjon C. Synorthocladius semivirens ble funnet på alle stasjonene, men var mest tallrik på stasjon R. Eukiefferiella gr. claripennis var vanlig på stasjon R i hele perioden, og var i tillegg vanlig på stasjon B under driftsstansen 21.7. Slektene Cricotopus og Orthocladius skilte seg ut ved å være mest tallrike på stasjonene B og C, spesielt 21.7. og 11.8. Corynoneura ble funnet i lav tetthet, og bare på stasjon R. Fra underfamilien Chironomini var Polypedilum vanlig på stasjon R, sjeldnere på B og C. Fra underfamilien Tanypodinae var Conchapelopia den dominerende slekten, og var spesielt vanlig på stasjon R og C. På stasjon C var Conchapelopia den vanligste fjærmygg både 7.7 og 11.8. Nilotanypus var sjeldnere, og ble vesentlig funnet på stasjon R, bortsett fra 21.7. hvor enkeltindivider ble funnet på B og C. Fra underfamilien Diamesinae ble bare Petthastia gr. longimana funnet i lite antall på stasjon R.

De fleste fåbørstemark var fra familien Naididae, og ble funnet i stort antall på stasjon R. På stasjon B og C var antallet lavt gjennom hele perioden. "Vanmeitemarken" Eiseniella tetraedra ble kun funnet på stasjon R.

Tabell 10. Forekomst av arter av fåborstemark (Oligochaeta) i Akers-
elva umiddelbart ovenfor (stasjon R) og nedenfor (B, C)
Christiania Spigerverk før, (7.7) under (21.7) og etter
(11.8 1988) fellesferien med driftstans.

	7.7			21.7			11.8		
	R	B	C	R	B	C	R	B	C
Klasse Oligochaeta									
Eiseniella tetraedra	3	-	-	8	-	-	26	-	-
Stylodrilus heringianus	-	-	-	1	-	-	1	-	-
Enchytraeidae indet	7	2	1	4	1	-	3	1	1
Tubificidae indet	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Nais alpina	608	1	-	126	1	-	11	2	1
Nais barbata	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Nais communis	-	10	-	14	-	-	3	1	-
Nais elingus	-	1	-	-	-	-	2	-	-
Pristina idrensis	-	-	-	-	-	-	8	-	-
Slavina appendiculata	-	-	-	-	-	-	3	-	-
Chaetogaster sp.	-	-	-	1	-	-	7	-	-
Naididae indet	-	-	-	-	-	-	2	-	-

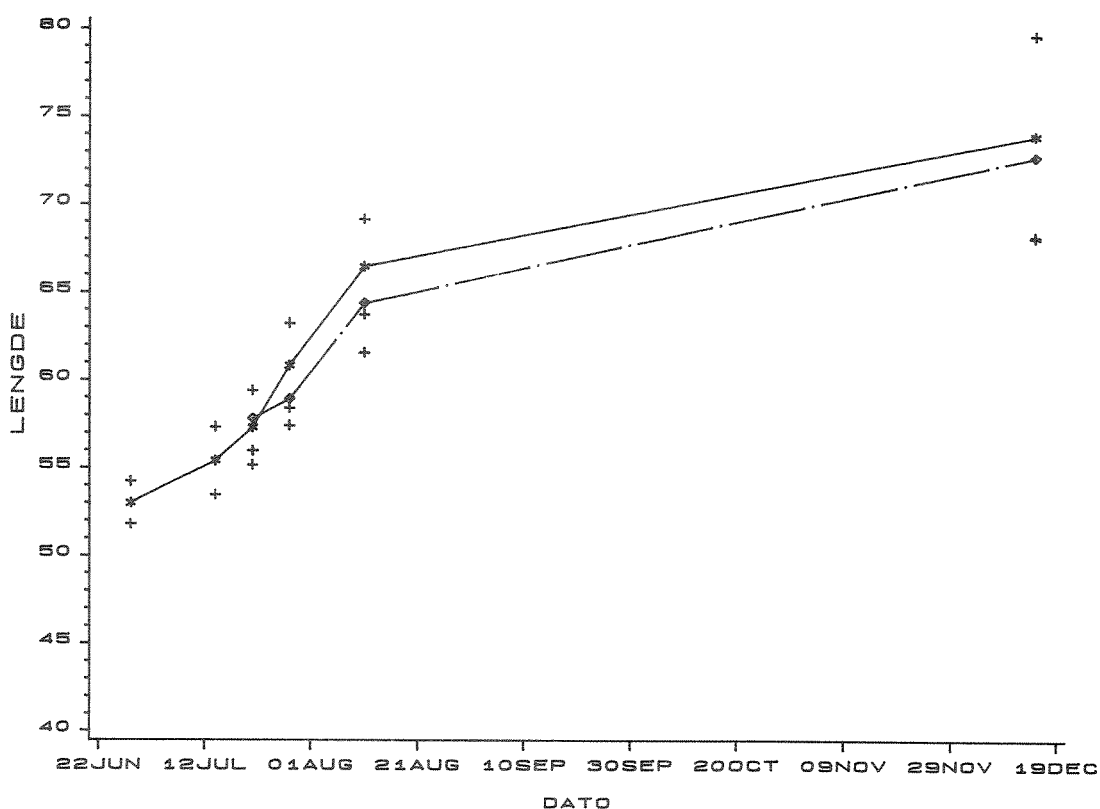
Tabell 11. Forekomst av arter av fjærmygg (Chironomidae) i Akerselva umiddelbart ovenfor (stasjon R) og nedenfor (B, C) Christiania Spigerverk før, (7.7) under (21.7) og etter (11.8 1988) fellesferien med driftstans.

	7.7			21.7			11.8		
	R	B	C	R	B	C	R	B	C
Familie Chironomidae									
Underfamilie Diamesinae									
Potthastia gr. longimana	3	-	-	4	-	-	2	-	-
Underfamilie Orthoclaadiinae									
Chaetocladius gr. vitellinus	80	1	-	34	1	-	155	-	-
Heterotrissocladius gr. marcidus	3	-	-	-	-	-	-	-	-
Heterotrissocladius gr. maeri	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Brillia modesta	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Brillia longifurca	-	2	1	-	-	1	-	-	1
Rheocricotopus gr. fuscipes	1	-	-	1	-	-	-	-	-
Psectrocladius sp.	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Corynoneura sp.	2	-	-	1	-	-	9	-	-
Thienemanniella sp.	-	-	-	1	-	-	-	-	-
Eukiefferiella gr. devonica	1	-	-	-	3	-	2	1	-
Eukiefferiella gr. claripennis	29	4	2	66	26	3	42	1	1
Eukiefferiella gr. gracei	1	-	-	-	4	-	-	-	-
Tvetenia sp.	5	1	-	12	1	-	8	1	3
Nanocladius gr. parvulus	1	1	-	5	4	1	12	-	1
Synorthocladus semivirens	11	3	3	34	20	30	182	19	49
Symposiocladius lignicola	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Orthocladus sp.	18	16	8	0	166	4	2	2	1
Cricotopus sp.	1	1	1	-	14	12	-	2	5
Indet	2	3	1	2	12	-	5	2	4
Underfamilie Chironominae									
Polypedilum sp.	22	3	6	36	6	10	12	3	7
Stictochironomus sp.	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Demicryptochironomus sp.	3	1	1	10	-	1	2	1	1
Cryptochironomus sp.	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Tribelos sp.	-	-	-	1	-	-	-	-	-
Micropsectra sp.	2	-	-	-	-	-	-	-	-
Tanytarsus sp.	2	-	-	1	-	-	1	-	-
Paratanytarsus sp.	2	-	-	-	-	-	-	-	-
Virgotanytarsus sp.	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Underfamilie Tanypodinae									
Conchapelopia sp.	84	16	32	57	12	23	113	14	84
Ablabesmyia sp.	3	1	2	-	1	8	-	2	3
Paramerina sp.	4	-	-	-	1	-	2	-	-
Nilotanypus sp.	3	-	-	17	1	1	2	-	-
							2		

8.3.2 Fisk

Ørretunger (1+) utsatt 28.6.1988 ble på referansestasjonen gjenfanget ved elektrofiske i fellesferien og etter denne fram til siste elektrofiske i desember. På stasjon C₁, nedstrøms Spigerverket, ble det etter utsetting av ørretunger (1+) 28.6. 1988 ikke påvist gjenfangst 14.7.1988, til tross for fising over et større området enn der utsettingen ble foretatt. Ørret satt ut på stasjon C₁ 28.6.1988 anses å ha strøket med umiddelbart etter utsetting. Ny utsetting ble foretatt på stasjonen 21.7. 1988, og ørret fra denne utsettingen ble gjenfanget også etter fellesferien og fram til desember.

Vekst av utsatt ørret er vist i fig.14, og viser identisk vekst for ørret nedstrøms og oppstrøms Spigerverket fra 28.7.1988. Fra 21.7.-28.7.1988 er veksten på nyutsatt ørret på C₁ lavere enn på referansestasjonen, men skyldes trolig aklimatisering i forbindelse med utsettingen.



Figur 14. Vekst hos utsatt ørretunger i Akerselva ovenfor (referansestasjon R: heltrukket linje) og nedenfor (stasjon C: brukket linje) Christiania Spigerverk i fellesferien med stans i utslipp (10.7.-27.7 1988) og fram til 12.12. 1988. 95 % konfidensintervall er angitt.

8.3.3 Vannkjemii og algevekstpotensiale

Analyseresultatene er vist i tabell 12-13, figur 15-16 samt i tabell X bak i vedlegget.

pH, Konduktivitet og turbiditet

Vannets surhetsgrad (pH) lå rundt nøytralpunktet eller mellom ca. 6.7-7.6.

Vannets saltholdighet (konduktivitet) lå mellom ca. 3.3 og 6.2 mS/m. Utslippt fra Spikerverket økte konduktiviteten med ca. 2 enheter, som var en relativt stor økning.

Vannets innhold av partikler, turbiditet, varierte stort sett mellom 1-2 FTU-enheter. Den 11 august var imidlertid turbiditeten 4.2 nedenfor renseanlegget til Spikerverket, men ettersom turbiditeten var tilbake til under 2 FTU-enheter ved badebakken var det en lokal påvirkning.

Tabell 12. pH, konduktivitet og turbiditet i Akerselva 1988; før (7/7, under(14.21.28/7) og etter fellesferien (11/8) med driftsstans.

R = oppstrøms Spikerverket
A = nedstrøms renseanlegg Spikerverket
C = Badebakken

Parameter	Dato	Prøvested		
		R	A	C
pH	880707	7.04	7.01	7.35
	880714	6.73	6.81	6.93
	880721	6.84	7.58	7.22
	880728	6.94	7.03	7.14
	880811	7.00	7.04	7.20
Konduktivitet	880707	3.75	3.76	5.41
	880714	3.34	3.48	3.82
	880721	4.05	4.66	4.84
mS/m	880728	3.52	3.69	4.24
	880811	3.77	3.82	6.17
Turbiditet	880707	0.9	1.8	1.2
	880714	1.4	1.7	1.7
FTU	880721	0.97	0.80	0.85
	880728	0.94	1.2	0.99
	880811	1.2	4.2	1.8

Næringssalter

Konsentrasjonene av totalfosfor varierte mellom ca. 5-15 µg P/l mens fosfat varierte mellom 1.5-4.5 µg P/l. Konsentrasjonene av totalnitrogen varierte mellom ca 200-450 µg N/l. Nitratverdiene lå mellom ca. 160-250 µg N/l.

Det var ikke noen påvisbar forskjell før, under eller etter driftstansen ved Spikerverket for vannets innhold av næringssalter.

Tabell 13. Nitrogen og fosfor i Akerselva 1988; før (7/7), under (14.21.28/7) og etter fellesferien (11/8) med driftsstans.

R = oppstrøms Spikerverket
A = nedstrøms renseanlegg Spikerverket
C = Badebakken

Parameter	Dato	Prøvested		
		R	A	C
Total- nitrogen	880707	317	323	386
	880714	291	303	317
	880721	198	347	353
µg N/l	880728	365	365	371
	880811	372	372	452
Nitrat	880707	177	180	245
	880714	164	164	175
	880721	189	194	205
µg N/l	880728	179	192	198
	880811	184	184	215
Total- fosfor	880707	7.0	5.0	10
	880714	5.0	8.0	8.0
	880721	12.0	10.0	9.0
µg P/l	880728	7.0	7.0	11.0
	880811	14.0	15.0	15.0
Fosfat- fosfor	880707	3.0	1.5	4.5
	880714	3.0	4.0	3.0
	880721	3.5	4.0	3.5
µg P/l	880728	4.0	3.5	3.5
	880811	3.5	5.0	4.0

Tungmetaller

Kobber, sink, kadmium og bly

Det var klare tilførsler av kobber fra Spikerverket før og særlig etter driftstans under fellesferien, mens det for sink var noe mer uklart. Det kan se ut som det var en viss påvirkning, men hovedparten av analyseresultatene lå nær deteksjonsgrensen.

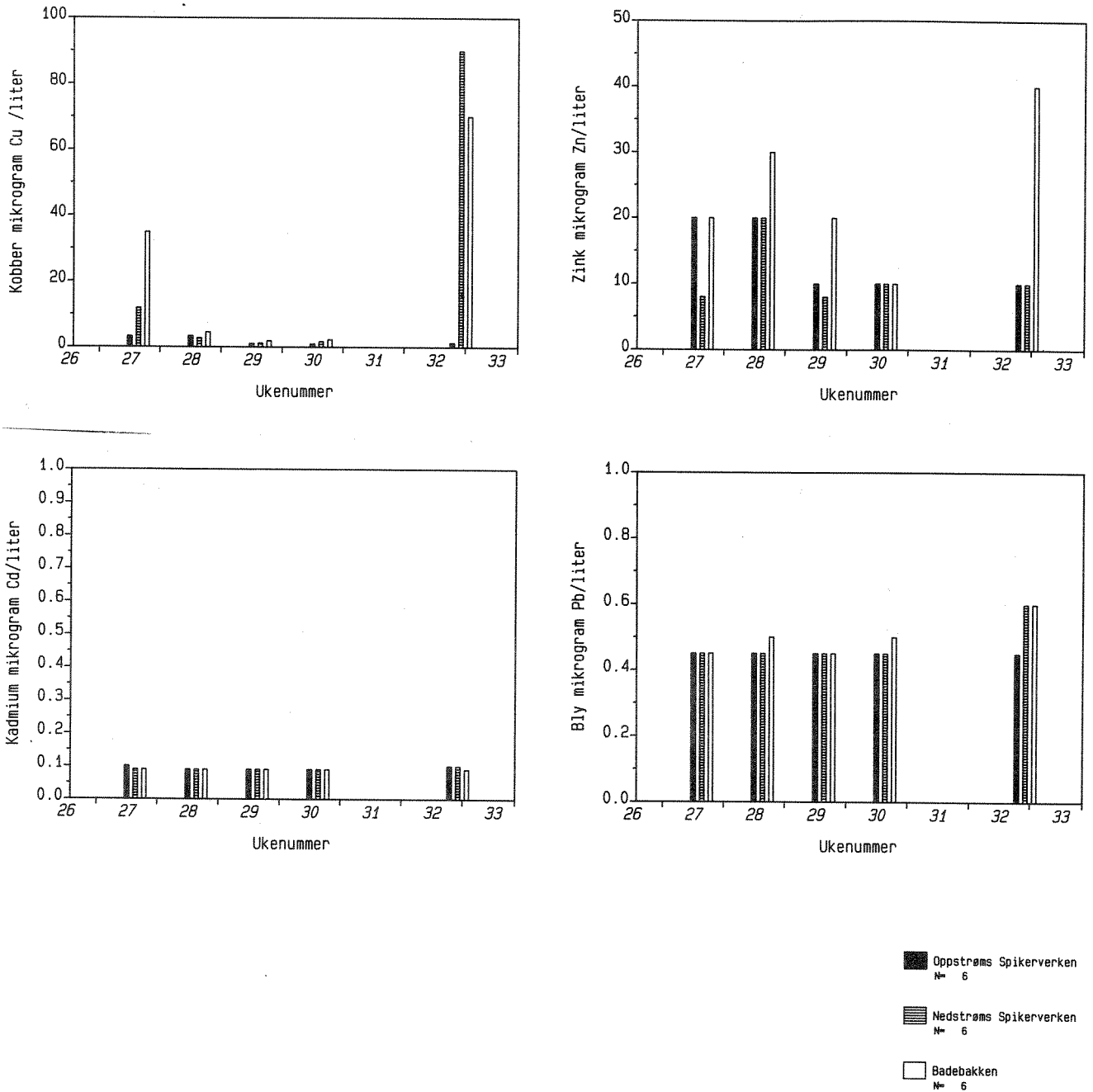
Det så ikke ut til å være noen merkbare tilførsler av kadmium og bly. Hovedparten av analysene lå nær deteksjonsgrensen.

Krom, nikkel og jern

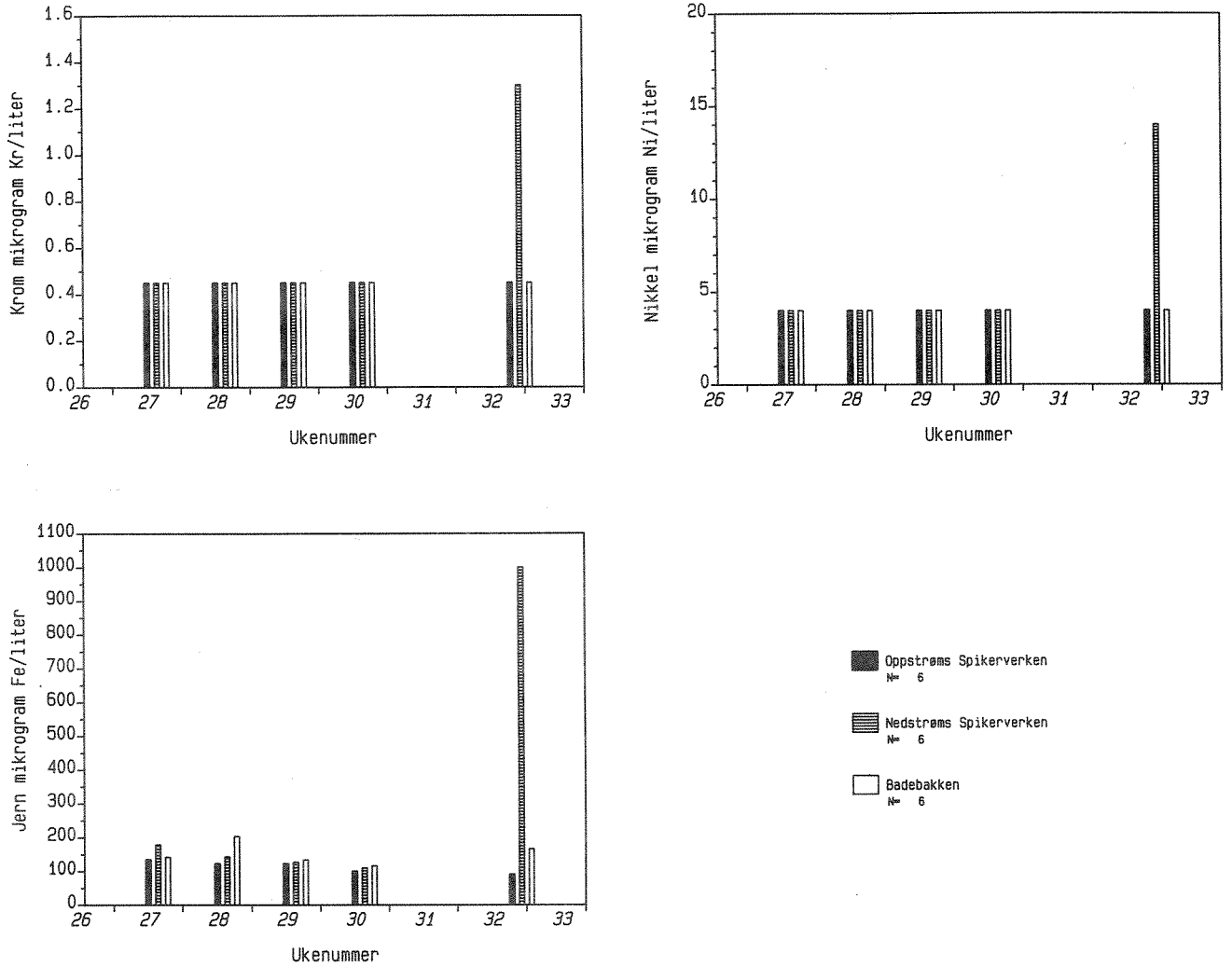
Det var ikke noen tilførsler av krom, nikkel og jern untatt nedenfor renseanlegget til Spikerverket den 11 august, men ettersom "bakgrunnsverdien" var tilbake ved Badebakken var dette trolig bare en lokal påvirkning, jmf. avsnittet om turbiditet.

Algevekstpotensiale

Prøven fra 5 juli viste stor gifteffekt nedenfor Spigerverket, mens det ikke var noen effekt under fellesferien, figur 17. Vekstkurvene fra 5. juli viste normalt vekstforløp i prøvene fra Stilla og Nydalen. I prøven fra Badebakken var det derimot klar veksthemming, figur 17. Under fellesferien (25 juli) var vekstforløpet og veksthastigheten normalt i samtlige prøver. Gifteffekten kan forklares av bl. a. de kobberkonsentrasjoner som ble målt nedenfor Spigerverket når fabrikkene var i drift, se figurene 15 og 16.

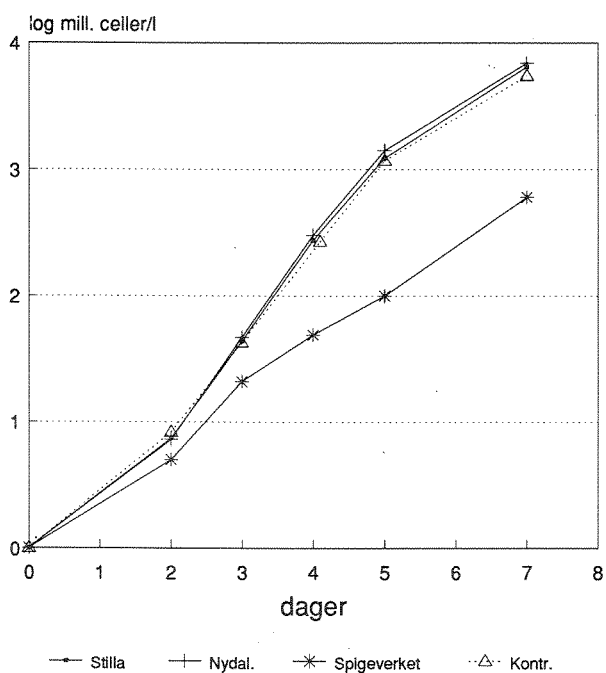


Figur 15. Kobber, sink, kadmium og bly i Akerseelva 1988, før (7/7), under (14.21.28/7) og etter fellesferien (11/8) med driftsstans.



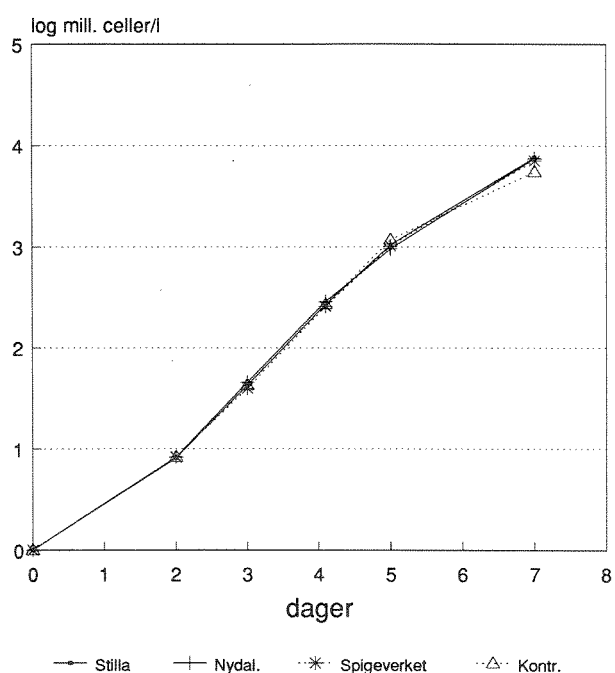
Figur 16. Krom, nikkel og jern i Akerselva 1988, før (7/7), under (14.21.28/7) og etter fellesferien (11/8) med driftsstans.

Akerselva 5.7.88
Vannprøver tilsatt 5% Z8



Testalge: *Selenastrum capricornutum*

Akerselva 25.7.88
Vannprøver tilsatt 5% Z8



Testalge: *Selenastrum capricornutum*

Figur 17. Måling av algevekstpotensiale for (5. juli) og under fellesferien (25. juli) i Akerselva 1988.

8.4 Diskusjon av forholdene omkring driftsstans

Til tross for driftsstans i en forholdsvis kort periode i fellesferien 1988, viste faunaen store endringer, både i total mengde og sammensetning. Det er ved tidligere undersøkelser i Akerselva påvist en noe mer artsfattig fauna nedstrøms Christiania Spigerverk enn det organisk belastning skulle tilsi (Brittain og Saltveit 1986). Dette har derfor vært tilskrevet effekten av virksomheten ved Spigerverket. Ved driftsstans vil den umiddelbare forandring i faunaen være preget av arter med rask kolonisering fra ovenforliggende områder. Det vil i elver og bekker til enhver tid være grupper med utpreget evne til å slippe seg nedover vassdraget. Flere arter innen følsomme grupper har tidligere ikke hatt muligheten for å etablere bestander nedenfor området ved Spigerverket pga. vannkvaliteten. Det vil nettopp være disse organismene som kan etablere seg innenfor et tidsintervall på 2-3 uker. Imidlertid vil de ved sitt nærvær indikere store endringer i vannkvaliteten.

Døgnfluer er generelt meget ømfindtlige overfor tungmetallforurensninger (Södergren 1976, Winner et al. 1980), og viser toksiske effekter før andre bunndyr og laksefisk (Sprague et al. 1965). Blant døgnfluer var Heptagenia sulphurea og Caenis luctuosa begrenset til referansestasjonen i hele undersøkelsesperioden. Heptagenia artene er ømfindtlig overfor tungmetallforurensning og selv under driftsstans var ikke forholdene slik at disse kunne kolonisere områder nedenfor Spigerverket. Caenis luctuosa er sjelden i Akerselva og selv på referansestasjonen ble bare ett individ observert. Ephemerella ignita og de to Baetis artene, B. rhodani og B. fuscatus, ble registrert på alle tre stasjoner, men bare B. rhodani ble funnet på samtlige stasjoner før driftsstans (7. juli). B. rhodani er tolerant overfor ulike forurensningstyper (Brittain 1988) og er utbredt langs hele Akerselva. Bare ved store utslipp eller miljøforstyrrelser har den forsvunnet (Brittain og Saltveit 1986, 1987). Den store økning i antall døgnfluer på nedenforliggende stasjoner (st. B og st. C) etter driftsstans skyldes først og fremst Baetis rhodani og Baetis fuscatus. Baetis fuscatus har en viss toleranse overfor forurensninger, men trolig ikke i samme grad som B. rhodani. I likhet med de andre Baetis artene, har B. fuscatus en rask koloniseringsevne, noe som skyldes høye individantall, en stor spredning i utviklingsstadium og utstrakt drivaktivitet. Dette har tydelig funnet sted under driftsstans og at forholdene har bedret seg på stasjonene B og C.

Steinfluene begrenser seg til referansestasjonen hvor flere arter er

registrert. Steinfluene er generelt ømfindtlig overfor forurensninger og er mindre raske til å kolonisere nye områder, da de vanligvis har synkron utvikling og driver lite nedover vassdraget. Driftsstans i ferien er derfor av for kort varighet til å forvente kolonisering av steinfluer.

Vårfluene, representert med de to forholdsvis tolerante artene, Polycentropus flavomaculatus og Hydropsyche siltalai forekom sporadisk på stasjoner nedenfor utslippsområdet, mens tettheten og artsantall var større på referansestasjonen. Vårfluer, i likhet med steinfluer, er mindre raske til å kolonisere og bygge opp en fast bestand. Dette ble vist etter utslippet fra DE-NO-FA-Fabrikk (Brittain og Saltveit 1987).

Fiskeutsettingene viste at vekstforholdene i undersøkelsesperioden ikke var dårligere nedenfor Spigerverket, sammenliknet med ovenfor. Imidlertid lyktes det ikke å etablere bestand av ørret nedenfor Spigerverket 28.6., da det her ikke ble tatt gjenfangster. Ørretunger regnes som relativt stasjonære, og det antas at den utsatte fisken ikke har klart seg, idet det også ble fisket over et større område. Akklimatisering etter utsetting regnes som en kritisk periode, og dårlig vannkvalitet før driftsstans og relativt høy vanntemperatur antas å være årsak til at fisken har strøket med. Det bør nevnes at det ikke ble påvist ørret fra naturlig reproduksjon nedenfor Spigerverket. Utsetting i ferien med bedre vannkvalitet er trolig årsak til at dette da var vellykket. Når fisken er kommet over den første kritiske perioden, er den mer tolerant overfor dårligere vannkvalitet. Det bør også nevnes at vannføringen i siste del av juli og senere var betydelig høyere enn da første utsetting ble foretatt.

I prøvetakingsperioden for fisk og bunndyr er det på de samme stasjoner tatt vannprøver for kjemiske analyser. Av de to analyserte parametre er det kobber som viser en meget klar reduksjon i fellesferien nedstrøms Spigerverket, og faller da her fra 12-30 µg/L til 1-4 µg/L, som er verdiene som også observeres på den ovenforliggende referansestasjonen, R. Etter ferien øker kobberkonsentrasjonen fra ca 2 µg/L til 90 µg/L. Effekten på bunndyrsamfunnet settes derfor i forbindelse med utslipp av kobber. Resultatene fra algevekstpotensiale bekrefter dette.

Når det gjelder letal dose av kobber for fisk, er dette ikke en fast konsentrasjon. Effekten av kobber er spesielt avhengig av konsentrasjonen av kalsium (Ca^{2+}) og fiskeart. Dersom vi antar en konsentrasjon av CaCO_3 på 50 mg/L, er EIFAC's oppgitte skadegrense for fisk satt til 22 µg/L (løst kobber, 95% percentilen), hvilket betyr at vannet i 95%

av tiden ikke må overstige 22 µg/L for å unngå skade. De analyser som er foretatt i forbindelse med driftsstans viser at kobberkonsentrasjonen klart ligger i skadeområdet for fisk og enkelte bunndyr, døgnfluer spesielt.

Den endring i driften som skal skje ved Christiania Spigerverk fra mai 1989, vil endre utslippene av tungmetaller vesentlig. Effekten av endret utslipp på bunndyr og fisk bør dokumenteres og vil kunne supplere de her refererte korttidsundersøkelser.

8.5 Konklusjoner om bunndyr-fisk i forbindelse med driftstans

1. Det er store forskjeller i bunnfaunen på stasjoner umiddelbart ovenfor og nedenfor Christiania Spigerverk. De totale bunndyrtettheter er nedenfor redusert med over 90%, og artsdiversiteten er lavere.
2. Stans i utslipp fra Christiania Spigerverk i fellesferien fra 10.7.-27.7.1988 medførte store endringer i bunnfaunaen. De totale bunndyrtettheter økte betydelig fra 7.7. til 21.7. 1988. Følsomme grupper med rask koloniseringsevne etablerte seg i denne perioden nedstrøms Spigerverket, og viste umiddelbar tilbakegang etter driftsstart. Dette gjaldt spesielt for døgnfluer og fjærmygg, der også nye arter klarte å etablere seg i ferien ved å slippe seg fra ovenforliggende områder.
3. Utsetting av ørretunger før fellesferien ga ikke gjenfangst nedenfor Spigerverket. Utsetting i fellesferien ga gjenfangster frem til desember 1988, og veksten hos ørret var nedstrøms Spigerverket identisk med den funnet ovenfor Spigerverket.
4. De biologiske endringer som er påvist viser at faunaen på grovt bunns substrat nedstrøms Spigerverket er preget av dagens utslipp fra Spigerverket og i mindre grad fra tungmetall-lekkasjer fra sedimenterte glødeskall. Permanent stans i utslippene antas å gi betydelig bedre forhold for bunndyr og for utsetting av fisk.

9. REFERANSER

- A/S Miljøplan, 1988. Ring Teigen. Undersøkelser av forurensning. A/S Miljøplan, mai 1988. Oppdrag: P87-111, 90 s + vedlegg.
- Brittain, J.E. og Saltveit, S.J. 1986. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del VI. Fiskedød i Akerselva: Bruk av bunndyr og fisk for lokalisering av kilde for giftutslipp. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 92, 18 s.
- Brittain, J.E. og Saltveit, S.J. 1987. Faunaen i elver og bekker innen Oslo kommune. Del VII. Lokalisering av kilde for fiskedød i Akerselva, desember 1986. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 94, 16 s.
- Brittain, J.E. 1988. Bruk av bunndyr i vassdragsovervåking med vekt på organisk forurensning i rennende vann. Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo, 108, 70 s.
- Davies, S., 1986. An assessment of the development of cuttings cleaning systems within the context of North Sea offshore drilling. In: Proceedings of the Symposium on Oil Based Drilling Fluids, Cleaning and Environmental Effects of Oil Contaminated Drill Cuttings, Royal Garden Hotel, Trondheim, Norway, 24-26 February 1986., pp 71-78.
- Knutzen, J., 1989. PAH i det akvatisk miljø, - opptak/utskillelse, effekter og bakgrunnsnivåer. NIVA-rapport 0-87189/E-88445, 107 s.
- Källqvist, T., 1984. Biotester. I Vennerød, K (Red.): Vassdragsundersøkelser. En metodebok i Limnologi. Universitetsforlaget, pp 252-267.
- Källqvist, T., 1988. Algevekstpotensialmålinger i Ljanselva og Loelva mars 1988. NIVA-rapport 0-83041, 17 s.
- Lingsten, L., 1988. Undersøkelser av sedimenter i Loeselva. Foreløpig rapport. NIVA-rapport 0-88138, 17 s.

- Ministerie van VROM, 1983. Leidraad Bodemsanering. Staatsuitgeverij, Den Haag, 1983. In English: VROM: Ministry of Housing, Physical Planning and Environment. "Guideline Soil Clean up", Staatsuitgeverij, The Hague, The Netherlands, 1983.
- NIVA 1988. Kartlegging av beliggenhet og mektighet av glødeskall i Akerselva. Norsk institutt for vannforskning. Notat 0-88066. 3 s + vedlegg.
- Siegrist, R.L. 1989. International Review of approaches for establishing cleanup goals for hazardous waste contaminated land. Institute for Georesources and Pollution Research. Postbox 9, N-1432 Aas-NHL Norway.
- Skogheim, O.K. 1979. Beskrivelse av et in-situ instrument for prøvetaking av interstitialvann. Årungenprosjektet, rapport nr. 4.
- Sprague, J.B., Elson, P.F. and Saunders, R.L. 1965. Sublethal copper-zinc pollution in a salmon river - a field and laboratory study. Int. J. Air Wat. Poll. 9, 531-543.
- Statens forurensningstilsyn 1982. Retningslinjer for lagring og disponering av kloakkslam, Statens forurensningstilsyn, Ta-537, Oslo.
- Statens naturvårdsverk 1987. Hantering av slam från avloppsreningsverk: Naturvårdsverket. Allmänna råd 87:9. SNV, Solna, Sverige.
- Södergren, S. 1976. Ecological Effects of Heavy Metal Discharge in a Salmon River. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm, 55, 99-131.
- Winner, R.W. Boesel, M.M. and Farrell, M.P. 1980. Insect community structure as an index of heavy-metal pollution in lotic ecosystems. Can. J. Fish. Aquatic. Sci. 37, 647-655.

10. VEDLEGG – PRIMERDATA

Tabell I. Akerselva 1988. Risteforsøk. Analyseresultater fra alle prøvesteder ved pH 6.5. Start- og avslutningsprøve (880325-880504). Alle analyseresultater i µg/liter.

Parameter µg/l	Prøvesteder i Akerselva						
	FRY	TR-1	v TR-2	MYR	VØYE	ÅMODT	GLØD
Kobber	1.95	6.24	13.1	1.41	14.1	3.75	20.7
	7.8	20.3	25.1	6.0	13.4	10.6	13.0
Sink	<10	60	230	<10	40	40	50
	10	20	540	10	20	40	110
Kadmium	<0.1	0.10	0.10	<0.1	0.40	0.44	0.11
	0.1	0.19	0.39	<0.1	0.16	0.21	0.47
Bly	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1.2	<0.5
	1.2	2.1	1.8	0.6	1.5	0.7	0.8
Jern	11.0	32	77	16	12	133	9
	24.3	124	38.2	46.2	60.8	53.8	4.5

Tabell II. Akerselva 1988. Risteforsøk. Analyseresultater fra alle lokaliteter ved pH 4.5. Start- og avslutningsprøve (880325-880504). Alle analyseresultater i µg/liter.

Parameter µg/l	Prøvesteder i Akerselva						
	FRY	TR-1	TR-2	MYR	VØYE	ÅMODT	GLØD
Kobber	4.4	120	70	3.58	60	17.1	70
	80	870	2510	8.5	360	590	570
Sink	30	440	2020	20	190	230	250
	160	1850	5100	80	1060	1830	930
Kadmium	<0.1	1.41	0.85	0.13	1.02	3.94	1.37
	1.88	4.5	5.0	0.17	5.0	10.0	5.9
Bly	0.8	3.4	16.0	<0.5	1.0	1.2	6.8
	9.7	22.0	159.0	1.2	10.5	7.9	68.0
Jern	22	480	11400	11	12	310	51
	21.2	12.6	42.9	20.6	10.6	14.3	14.1

Tabell III. Risteforsøk av sedimentprøver fra Akerselva 1988.
 Ukentlige prøver fra Frysja og Treschows bru.
 Kobber $\mu\text{g Cu/l}$. A = pH - 4.5, B = pH - 6.5

Tid dato	Prøvesteder, sedimentdyp og pH-nivå					
	Frysja bru 0 - 5 cm		Treschows bru 0 - 5 cm		Treschows bru 10 -15 cm	
	A	B	A	B	A	B
25.3	4.4	1.95	120.0	6.24	70.0	13.1
30.3	35.2	4.52	200.0	21.2	1550.0	20.6
06.4	13.1	4.55	560.0	13.2	2410.0	25.5
13.4	33.7	3.7	930.0	19.0	2470.0	24.5
20.4	70.0	6.2	760.0	19.6	2510.0	23.2
27.4	60.0	8.54	700.0	17.4	2500.0	32.7
04.5	80.0	7.8	870.0	20.3	2510.0	25.1

Tabell IV. Risteforsøk av sedimentprøver fra Akerselva 1988.
 Ukentlige prøver fra Frysja og Treschows bru.
 Sink $\mu\text{g Zn/l}$. A = pH - 4.5, B = pH - 6.5

Tid dato	Prøvesteder, sedimentdyp og pH-nivå					
	Frysja bru 0 - 5 cm		Treschows bru 0 - 5 cm		Treschows bru 10 -15 cm	
	A	B	A	B	A	B
25.3	30	<10	440	60	2020	230
30.3	100	10	720	50	3710	470
06.4	120	10	1120	40	4330	490
13.4	140	10	1610	50	4940	630
20.4	150	20	1600	30	4980	550
27.4	170	20	1740	40	5100	590
04.5	160	10	870	20.3	5100	540

Tabell V. Risteforsøk av sedimentprøver fra Akerselva 1988.
Ukentlige prøver fra Frysja og Treschows bru.
Kadmium $\mu\text{g Cd/l}$. A = pH - 4.5 , B = pH - 6.5

Tid dato	Prøvesteder, sedimentdyp og pH-nivå					
	Frysja bru 0 - 5 cm		Treschows bru 0 - 5 cm		Treschows bru 10 -15 cm	
	A	B	A	B	A	B
25.3	<0.1	<0.1	1.41	0.1	0.85	0.1
30.3	0.43	<0.1	2.31	0.17	3.71	0.29
06.4	1.09	<0.1	3.71	0.15	4.67	0.33
13.4	0.92	0.17	4.1	0.15	4.74	0.76
20.4	1.00	<0.1	3.89	0.22	4.64	0.30
27.4	1.33	0.18	4.29	0.14	4.75	0.42
04.5	1.88	0.1	4.5	0.19	5.0	0.39

Tabell VI. Risteforsøk av sedimentprøver fra Akerselva 1988.
Ukentlige prøver fra Frysja og Treschows bru.
Bly $\mu\text{g Pb/l}$. A = pH - 4.5 , B = pH - 6.5

Tid dato	Prøvesteder, sedimentdyp og pH-nivå					
	Frysja bru 0 - 5 cm		Treschows bru 0 - 5 cm		Treschows bru 10 -15 cm	
	A	B	A	B	A	B
25.3	0.8	<0.5	3.4	<0.5	16.0	<0.5
30.3	14.0	0.7	2.6	10.1	790.0	3.2
06.4	4.9	0.9	8.2	0.8	340.0	0.7
13.4	6.3	0.8	23.0	3.0	310.0	1.1
20.4	20.0	1.9	17.0	2.8	260.0	1.8
27.4	7.4	1.0	11.3	2.2	230.0	1.9
04.5	9.7	1.2	22.0	2.1	159.0	1.8

Tabell VII. Risteforsøk av sedimentprøver fra Akerselva 1988.
 Ukentlige prøver fra Frysja og Treschows bru.
 Jern $\mu\text{g Fe/l}$. A = pH - 4.5 , B = pH - 6.5

Tid dato	Prøvesteder, sedimentdyp og pH-nivå					
	Frysja bru 0 - 5 cm		Treschows bru 0 - 5 cm		Treschows bru 10 -15 cm	
	A	B	A	B	A	B
25.3	22.0	11.0	480.0	50.0	11400.0	77
30.3	52.0	54.0	700.0	50.0	1360.0	84
06.4	22.0	22.0	42.0	64.0	98.0	14
13.4	28	25	15	200.0	60.0	28
20.4	24	26	<5	157	40	27
27.4	29.1	41.0	17.7	120	59.7	41.8
04.5	21.2	24.3	12.6	124	42.9	38.2

Tabell VIII. Akerselva 1988. In situ undersøkelser av sediment ved Nydalsdammen, Treschows bru og Vøyenbrua
Kobber, sink, jern, kadmium og bly $\mu\text{g/l}$.

Prøvesteder og konsentrasjoner av kobber, sink og jern $\mu\text{g/l}$									
Avstand fra sed. overfl. (cm)	Nydalsdammen			Treschows bru			Vøyenbrua		
	Cu	Zn	Fe	Cu	Zn	Fe	Cu	Zn	Fe
12.25	2.72	17.7	21.2	7.72	15.6	21.8	3.63	26.4	85.4
08.25	3.22	27.3	154.0	6.91	37.7	17.4	2.03	20.9	51.5
05.25	0.95	21.3	<5	11.6	73.5	43.0	1.97	20.0	40.0
01.75	3.44	15.8	24.3	12.4	39.9	32.6	-	-	-
0	3.68	14.7	49.9	14.5	3.2	12170.0	24.0	154.0	1032.0
01.75	2.17	15.0	20.0	15.1	13.0	256.0	16.4	41.9	12450.0
05.25	3.10	39.2	12.5	14.2	24.1	881.0	-	-	-
08.25	2.73	96.1	37.9	11.6	52.2	14110.0	-	-	-
12.25	2.75	122.0	157.0	5.34	43.6	29400.0	-	-	-

Prøvesteder og konsentrasjoner av kadmium og bly $\mu\text{g/l}$						
Avstand fra sed. overfl. (cm)	Nydalsdammen		Treschows bru		Vøyenbrua	
	Cd	Pb	Cd	Pb	Cd	Pb
12.25	<0.1	<0.5	<0.1	0.59	<0.1	0.56
08.25	<0.1	0.88	<0.1	<0.5	<0.1	<0.5
05.25	<0.1	<0.5	0.47	0.61	<0.1	<0.5
01.75	<0.1	<0.5	2.93	1.2		
0	<0.1	0.65	<0.1	1.7	0.28	2.09
01.75	<0.1	<0.5	<0.1	1.19	2.16	4.22
05.25	0.23	2.51	<0.1	2.34		
08.25	0.17	<0.5	<0.1	1.52		
12.25	5.50	<0.5	<0.1	0.70		

Tabell IX. Renneforsøk ved Oset juli-aug. 1988. Konsentrasjoner i vannet av kobber, kadmium og sink.

OA= Udekket glødeskall

OB= Dekket glødeskall

OC= Referanse

Dato	Klokke- slett	Kobber $\mu\text{g Cu/l}$			Kadmium $\mu\text{g Cd/l}$		
		OA	OB	OC	OA	OB	OC
880718	1200	6.6	3.3	1.9	0.2	0.2	0.1
880718	1500	1.1	1.2	0.8	<0.1	<0.1	0.1
880718	1900	1.1	1.0	1.0	0.2	0.1	0.1
880719	1300	1.0	1.1	1.3	0.2	<0.1	<0.1
880720	1300	1.7	2.0	0.5	0.1	0.2	<0.1
''							
880726	1500	8.3	2.8	2.3	0.3	<0.1	0.1
880726	1700	3.0	4.0	1.1	<0.1	0.1	<0.1
880726	1800	3.5	0.9	0.6	0.1	<0.1	<0.1
880727	1000	1.7	1.2	0.8	0.1	0.1	<0.1
880729	1400	0.8	0.5	<0.5	0.1	<0.1	<0.1

Dato	Klokke- slett	Sink $\mu\text{g Zn/l}$		
		OA	OB	OC
880718	1200	130	30	30
880718	1500	30	10	30
880718	1900	20	10	10
880719	1300	20	<10	20
880720	1300	<10	10	10
880721	1700	10	10	-
''				
880726	1500	20	10	10
880726	1700	<10	<10	10
880726	1800	10	10	10
880727	1000	<10	10	10
880728	1000	20	20	-
880729	1400	10	10	10

Tabell X. Tungmetaller og jern i Akerselva 1988; før (7/7), under (14.21.28/7) og etter fellesferien (11/8) med driftsstans.

R = oppstrøms Spikerverket
 A = nedstrøms renseanlegg Spikerverket
 C = Badebakken

Parameter	Dato	Prøvested		
		R	A	C
Kobber µg Cu/l	880707	3.2	11.8	34.9
	880714	3.3	2.7	4.5
	880721	1.0	1.2	1.9
	880728	0.9	1.7	2.3
	880811	1.3	90.0	70.0
Sink µg Zn/l	880707	20	<10	20
	880714	20	20	30
	880721	10	<10	20
	880728	10	10	10
	880811	10	10	40
Bly µg Pb/l	880707	<0.5	<0.5	<0.5
	880714	<0.5	<0.5	0.5
	880721	<0.5	<0.5	<0.5
	880728	<0.5	<0.5	0.5
	880811	<0.5	0.6	0.6
Kadmium µg Cd/l	880707	0.1	<0.1	<0.1
	880714	<0.1	<0.1	<0.1
	880721	<0.1	<0.1	<0.1
	880728	<0.1	<0.1	<0.1
	880811	0.1	0.1	<0.1

Tabell X forts.

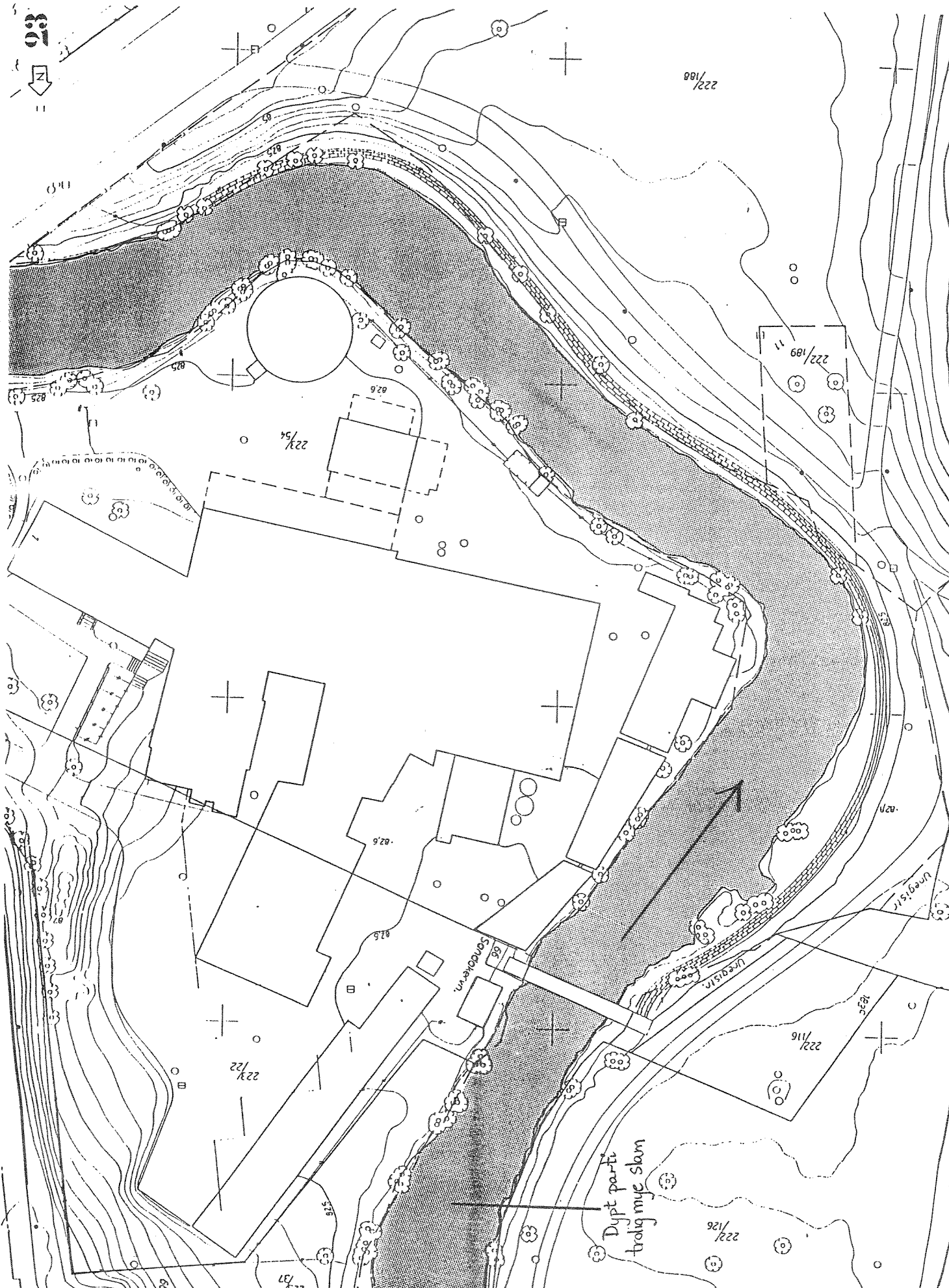
Parameter	Dato	Prøvested		
		R	A	C
Nikkel	880707	< 5	< 5	< 5
	880714	< 5	< 5	< 5
µg Ni/l	880721	< 5	< 5	< 5
	880728	< 5	< 5	< 5
	880811	< 5	14	< 5
Krom	880707	<0.5	<0.5	<0.5
	880714	<0.5	<0.5	<0.5
µg Cr/l	880721	<0.5	<0.5	<0.5
	880728	<0.5	<0.5	<0.5
	880811	<0.5	1.3	<0.5
Jern	880707	135	179	142
	880714	123	143	204
µg Fe/l	880721	123	127	134
	880728	100	110	116
	880811	91	1000	166
Kvikksølv	880707	< 2.5	< 2.5	< 2.5
	880714			
ng Hg/l	880721			
	880728	< 2.5	< 2.5	< 2.5
	880811	< 2.5	< 2.5	< 2.5

KARTMATERIALE BRUKT VED KARTLEGGING AV GLØDESKALLENES
BELIGGENHET OG MEKTIGHET









222/188

222/189

222/54

222/116

222/122

222/126

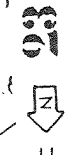
222/37

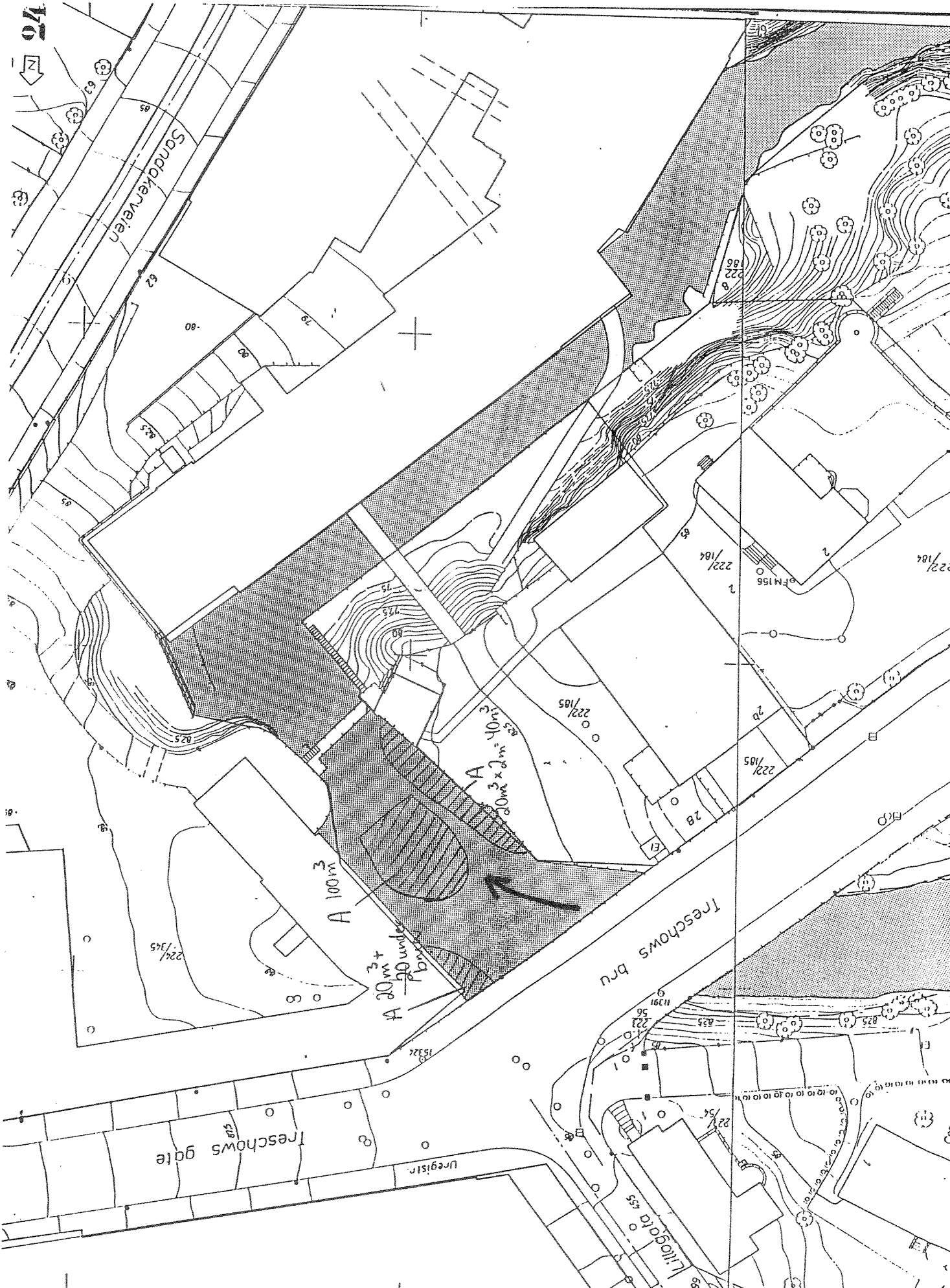
Dypt parti
trög myc slam

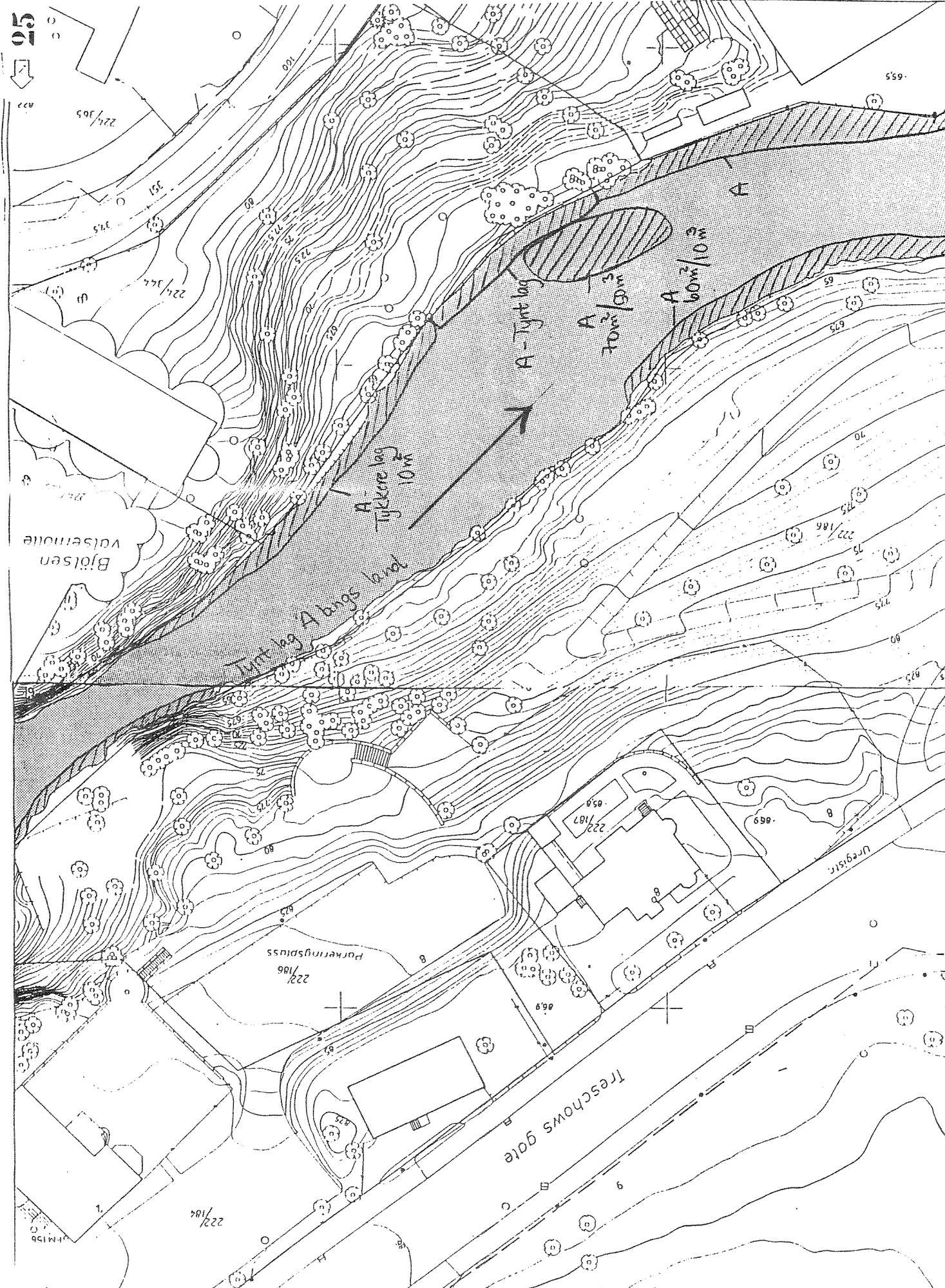
Santokkiv-mi

Ureqlita

Ureqlita









Lilkehoff

Treschows gate

300m² / 15m²

400m² / 200m²

2000m² / 200m²

222/108
Mordalsvn. 175B

627

625

627

647

227/241

645

655

222/190

2/196

225

222/108

228

228

228

228

228

228

228

228

228

228

228

228

228

228

228

228

228

228

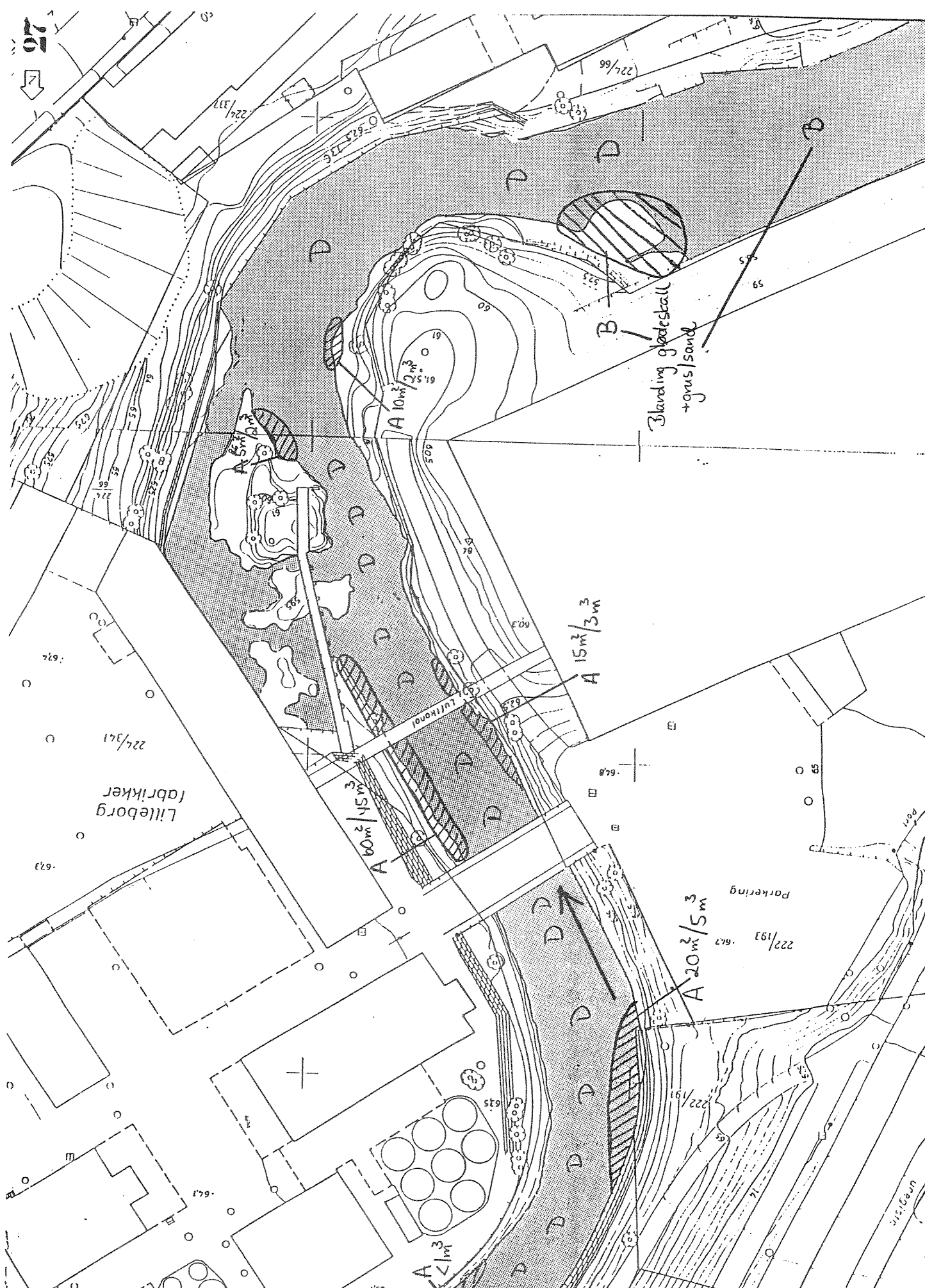
228

228

228

228

228



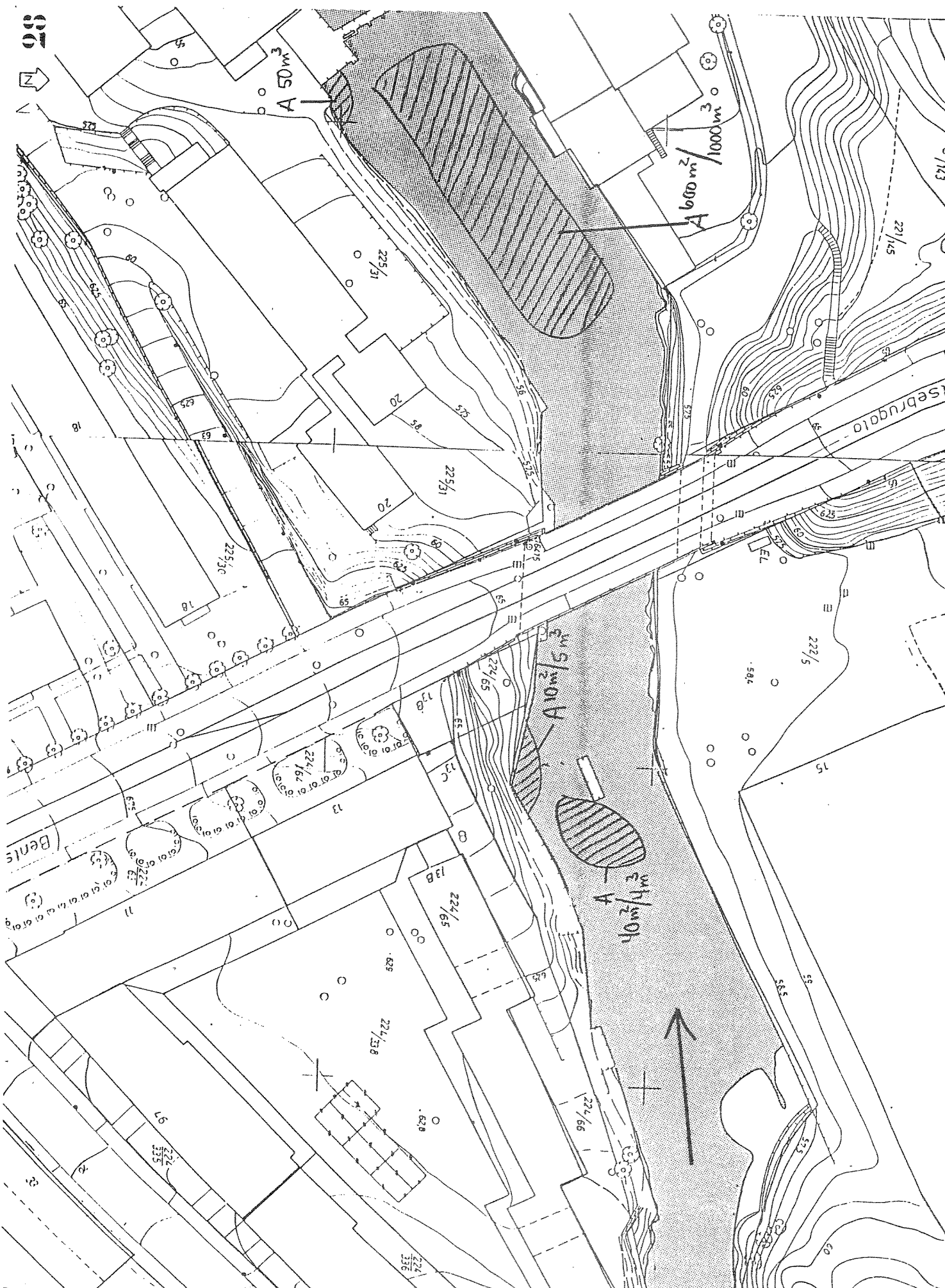
20

Lilleborg
fabrikker

Blanding gødeskall
+grus/sand

Parkering

uregistrert



1:500



A 50m²

A 600m²/1000m³

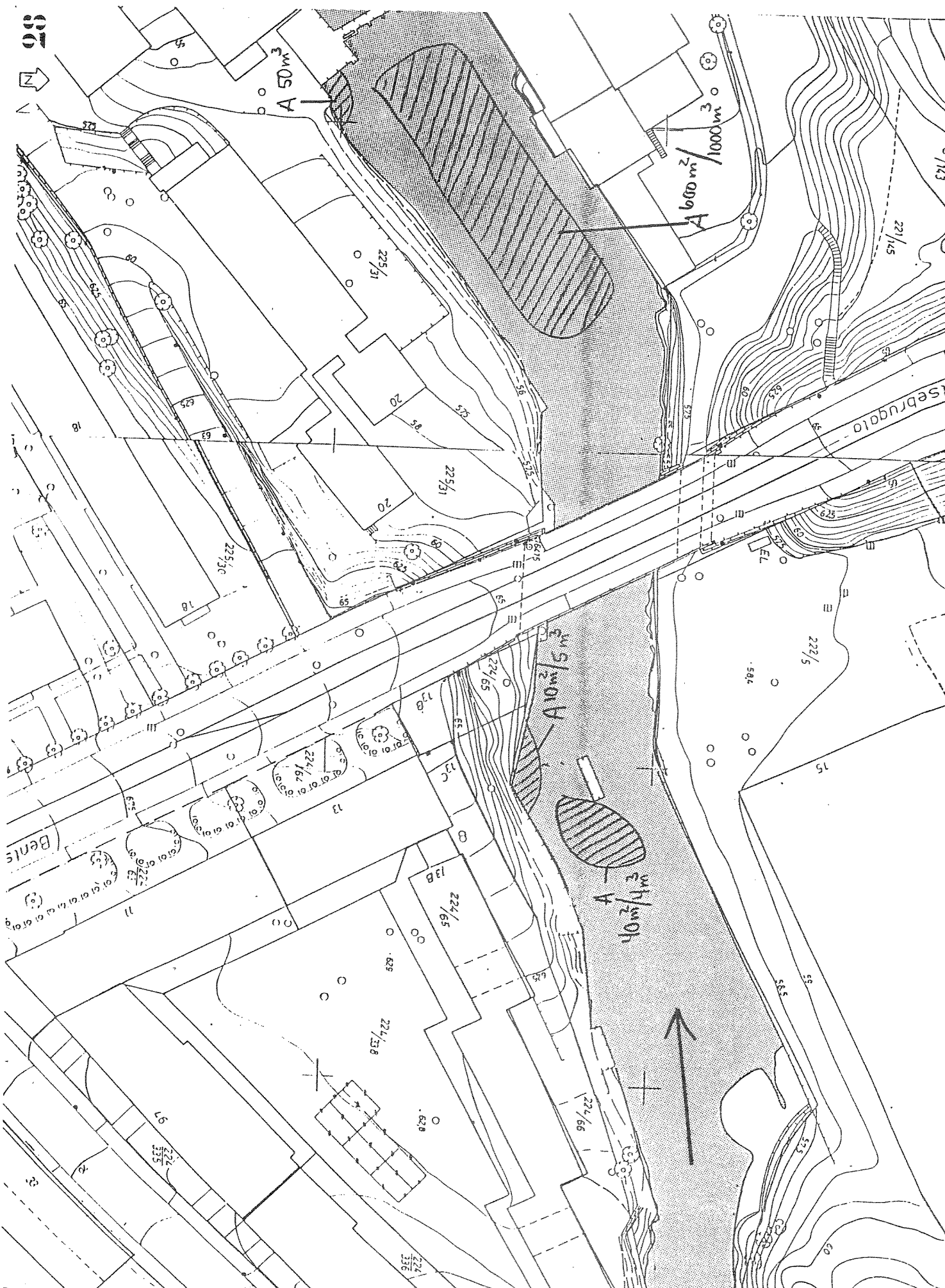
A 10m²/5m³

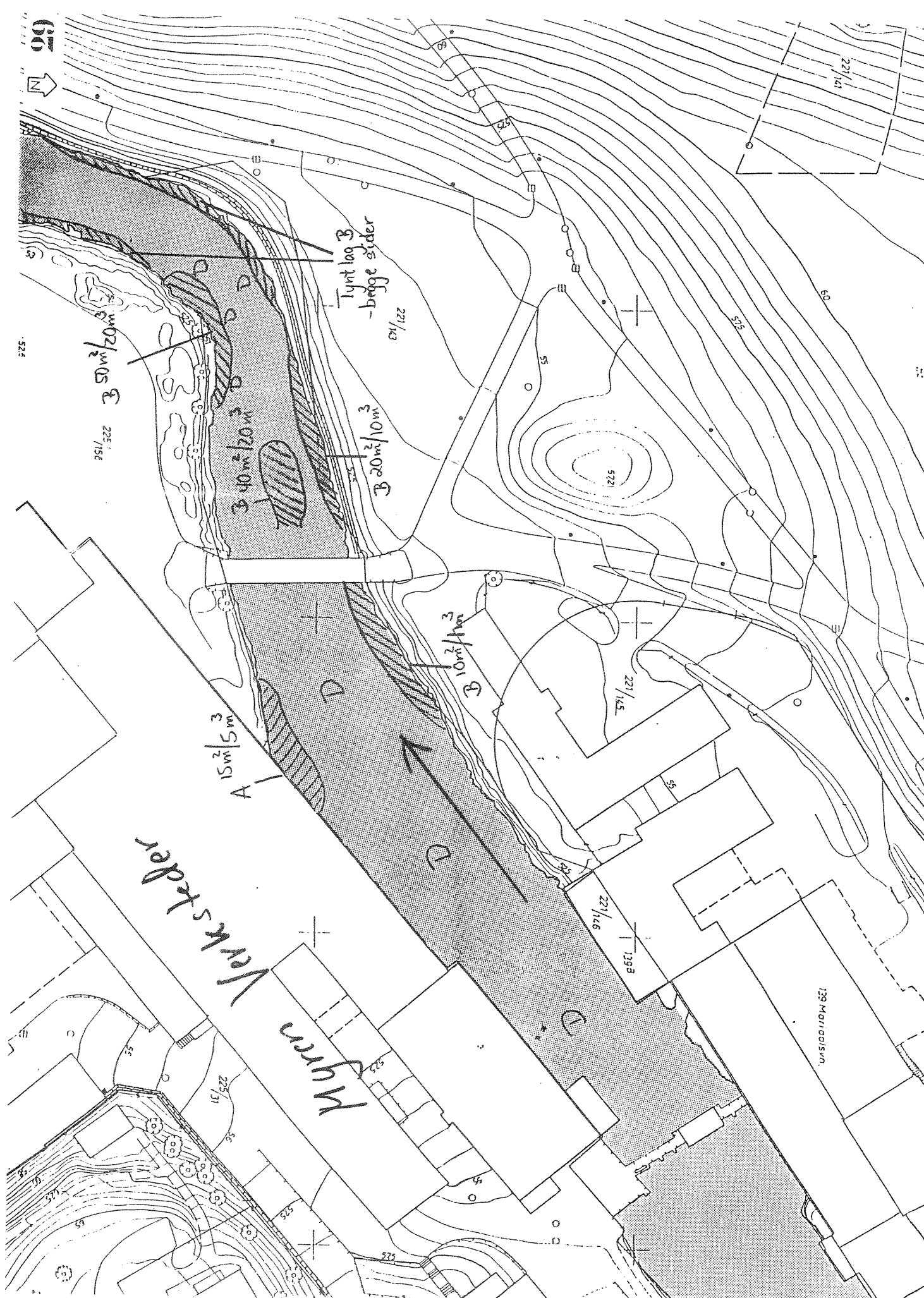
A 40m²/100m³



Benle

Sebrugolo







B Smalt, med noen banker.
Lynt.

Tynt lag C

B 10m/2m

B 12m/2m

225/158

227

B Marcus Thrones gl.

52.8

52.0

52.6

Maridalsveien

Myra

Noe fyllos

Most

12

2

10

101

102

103

104

105

106

107

108

109

110

111

112

113

114

115

116

117

118

119

120

121

122

123



10 Sandakerveien

225/225

225/158

Post-hall

57.8

55.5

219/181

55.9

219/182

67.8

219/188

219/189

Steinrik D

Vøyenbru bro

Cundes bro

Ca. 1000 år gamle
bakker, liggj. Sida

219/184

219

187

219/187

88

221/117

91

91

91

91

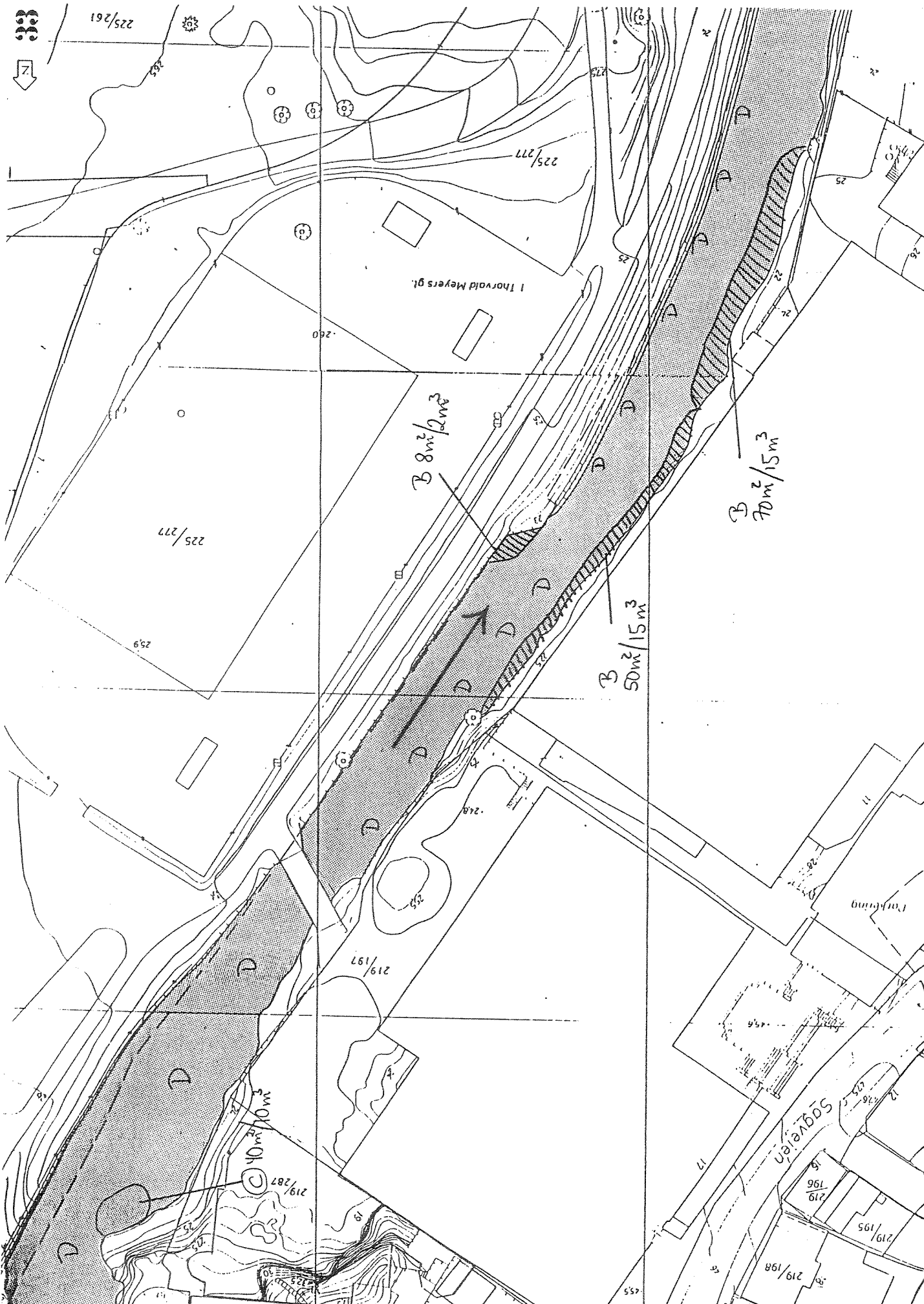
91

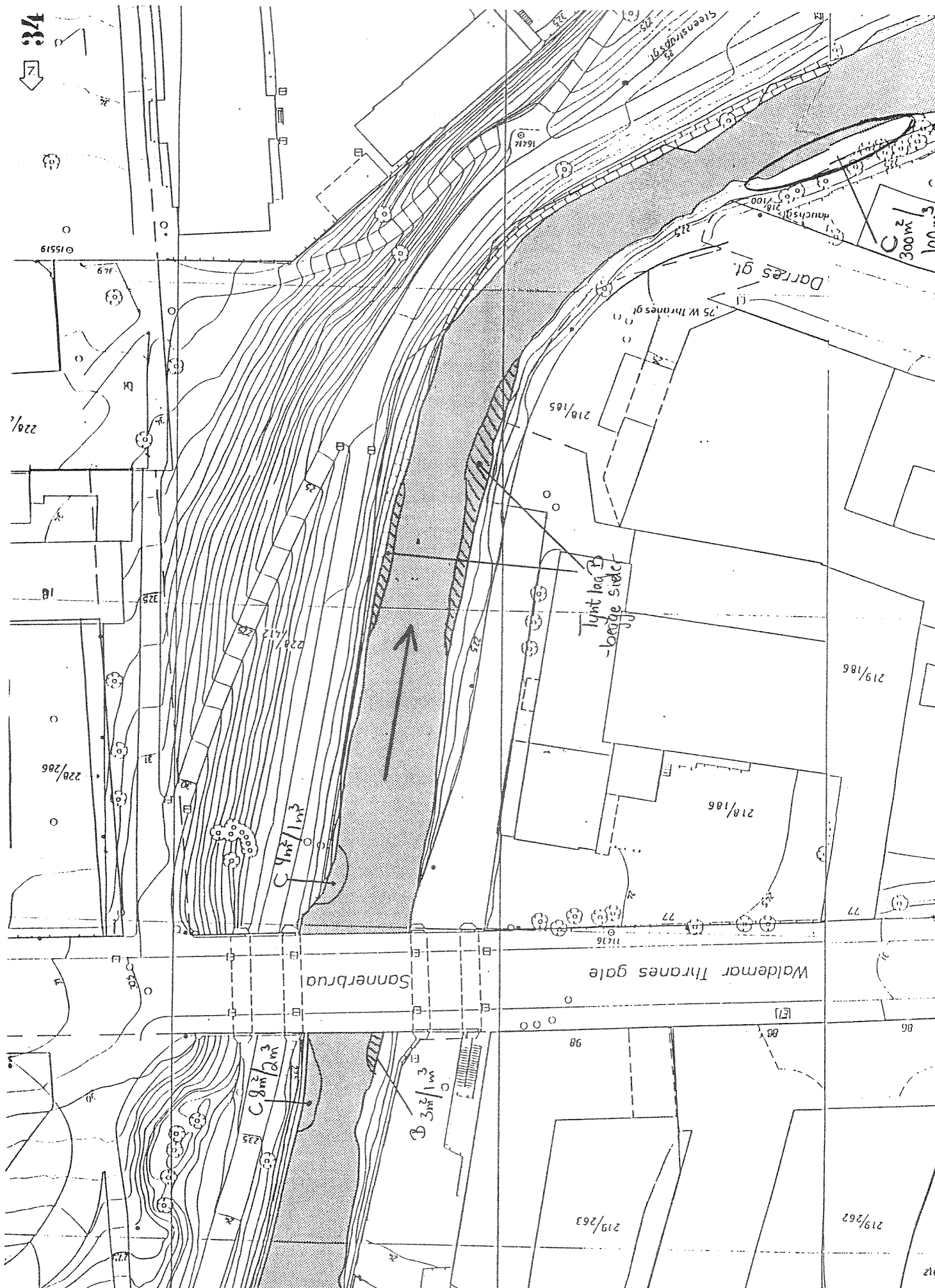
91

91

MOSE







374



300m
100m

Dares gt.

Waldemar Thranes gale

Sonnerbrua

C 9m/1m3



Lynt lag B
-berge stic

C 8m/2m3

B 3m/1m3

219/186

218/186

219/263

219/262

228/206

015519

269

210/185

75 W Thranes gt.

16476

210

210

210

210

210

210

210

210

210

210

210

210

210

210

210

210

210

210

210

210

210

210

210

210

210

210

210

210

210

210

210

210

210

210

210

210

210

210

210



35



