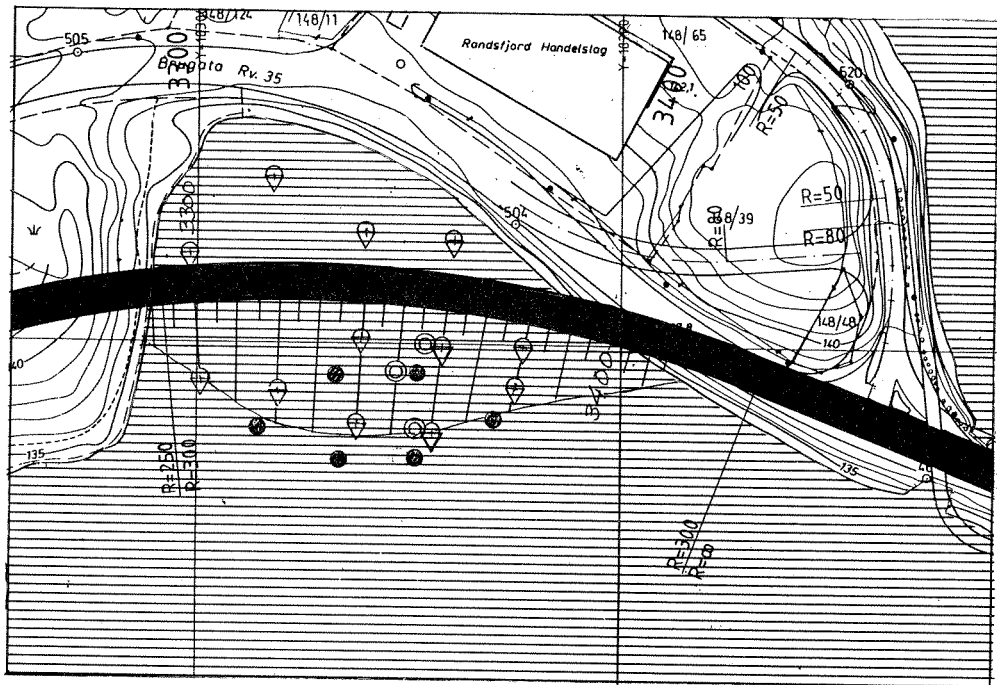


O-86192

# Flytting av slam ved veibygging i Hermanstjernet, Jevnaker



# NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor  
Postboks 333  
0314 Oslo 3  
Telefon (02) 23 52 80

Sørlandsavdelingen  
Grooseveien 36  
4890 Grimstad  
Telefon (041) 43 033

Østlandsavdelingen  
Rute 866  
2312 Ottestad  
Telefon (065) 76 752

Vestlandsavdelingen  
Breiviken 2  
5035 Bergen - Sandviken  
Telefon (05) 25 97 00

Prosjektnr.:	0-86192
Undernummer:	
Løpenummer:	1901
Begrenset distribusjon:	

Rapportens tittel:	Dato:
Flytting av slam i Hermanstjernet, Jevnaker	7. oktober 1986
	Prosjektnummer:
	0-86192
Forfatter (e):	Faggruppe:
Bjørn Faafeng	VASSDRAG
Arne H. Erlandsen	Geografisk område:
	OPPLAND
	Antall sider (inkl. bilag):
	40

Oppdragsgiver:	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
Statens Vegvesen, Oppland	

**Ekstrakt:**  
Hermanstjernet er fortsatt så sterkt preget av tidligere utslipp av urensset kloakkvann at vegbygging over deler av tjernet vil kunne føre til omblending av vannmassen med påfølgende redusert vannkvalitet. Dette kan motvirkes ved å tilføre kalksalpeter til bunnvannet før vegbyggingen gjennomføres.

4 emneord, norske:
1. Vegbygging
2. Eutrofiering
3. Algeoppblomstring
4. Sedimentbehandling
Restaurering

4 emneord, engelske:
1.
2.
3.
4.

Prosjektleder:

*Bjørn Faafeng*

For administrasjonen:

*K. Sander*

ISBN 82-577-1120-9

O-86192

Flytting av slam ved veibygging i  
**Hermanstjernet, Jevnaker**

Oslo, 29. september 1986

Saksbehandler: Bjørn Faafeng

Medarbeider: Arne Erlandsen

## 1. FORORD

Statens Vegvesen skal legge om Riksvei 35 gjennom Jevnaker i Oppland forbi Hermanstjernet. Veien skal dels legges over en bukt rett vest for utløpet til Randsfjorden og dels legges langs nordvestre bredd av tjernet. Før byggearbeidene settes igang har Statens Vegvesen bedt om at NIVA vurderer eventuelle skadevirkninger på vannkvaliteten i tjernet (telefonisk henvendelse fra Statens vegvesen august 1986 og brev av 4. september 1986).

Det ble gjennomført en orienterende befarings med grunneieren den 21. august 1986 og en innsamling av prøver fra vannet den 10. september 1986.

Det er tidligere utført en hovedfagsoppgave i limnologi ved Universitetet i Oslo som omhandler Hermanstjernet i 1972-73.

Mossige, E. 1976. Hermanstjern, en meromiktisk innsjø på Hadeland med spesielle hydrologiske trekk

Denne oppgaven gir nyttig bakgrunnsstoff til vurderingene i denne rapporten.

## INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side
1. FORORD	1
2. INNHOLDSFORTEGNELSE	2
3. KONKLUSJON	3
4. INNLEDNING	5
5. VANNKVALITET	9
Oksygen og hydrogensulfid	9
Fosfat	11
Ammonium	12
Plantep plankton	13
6. SEDIMENTER	14
Biologisk oksygenforbruk i sedimentet	16
Tilsetting av nitrat til sedimentprøve	18
7. ANBEFALINGER	19
Nitratbehandling av bunnvann og sediment	19
Fjerning av hydrogensulfid i bunnvannet	20
Overlagring med leire og silt	22
8. LITTERATUR	23
9. VEDLEGG	24

### 3. KONKLUSJON

Hermannstjernet er fortsatt sterkt preget av at innsjøen har vært belastet med urensset husholdningskloakk fra Jevnaker fram til ca. 1975. I september 1986 var vannet fortsatt fritt for oksygen fra bunnen på 32 meter opp til ca. 12 meters dyp. Store reserver av fosfor fra det tidligere kloakkutslippet ligger lagret i innsjøens bunnslam og i det oksygenfrie bunnvannet. Det oksygenfrie vannet inneholder også illeluktende og giftig hydrogensulfid ( $H_2S$ ) pga. forråtningsprosessene.

Innsjøen er så følsom at selv små fysiske påvirkninger kan føre til at innsjøens vannmasser omrøres og bunnvannet blandes inn i overflatevannet. Det antas at slike skadevirkninger vil kunne oppstå enten man velger masseforflytning eller fortrengning. Høyere fosforkonsentrasjon i overflatevannet vil føre til kraftige oppblomstringer av blågrønnalger tilsvarende det som er rapportert på 1970-tallet. Omrøring eller utrasing av det øverste fosforholdige sedimentlaget vil ha uheldig virkning på vannkvaliteten.

Den uheldige virkning kan motvirkes ved å dosere ca. 50 tonn kalksalpeter,  $Ca(NO_3)_2$ , i dypvannet over hele tjernets lengde før veibyggingen settes i gang over bukta. Kalksalpeter vil føre nitrat ned i bunnvannet og stimulere til rask nedbrytning av organisk materiale. Overfylling med leire og silt vil bidra til å isolere dypvannssedimentene. På denne måten er det samtidig godt håp om å bedre vannkvaliteten i Hermanstjernet i forhold til dagens situasjon.

For å hindre at den illeluktende gassen fører til fiskedød og eventuelt kommer opp i lufta, kan vannet tilsettes jernoksyd i form av kisavbrann. Dette er et avfallsprodukt fra svovelsyreproduksjonen ved Borregaard i Sarpsborg. Da dette ikke er forsøkt i stor skala i innsjøer tidligere og det fortsatt er en viss usikkerhet m.h.p. mulige problemer med tungmetaller, vil vi ikke anbefale dette før det kan gjennomføres et forprosjekt i mindre skala.

*For å begrense skadevirkningene mest mulig bør tiltakene gjennomføres om høsten.*

*Da resultatet av tiltakene i Hermanstjernet har stor generell interesse ber vi om at de følges opp av en enkel etterundersøkelse.*

#### 4. INNLEDNING

Hermannstjernet henger sammen med sydenden av Randsfjorden med en kort kanal under riksvei 35 og da vannflaten ligger i samme nivå som Randsfjorden store deler av året, utveksles endel vann via denne kanalen (figur 1 og 2). Forøvrig tilføres avrenningen fra nedbørfeltet hovedsakelig via infiltrasjon gjennom morenemasser.

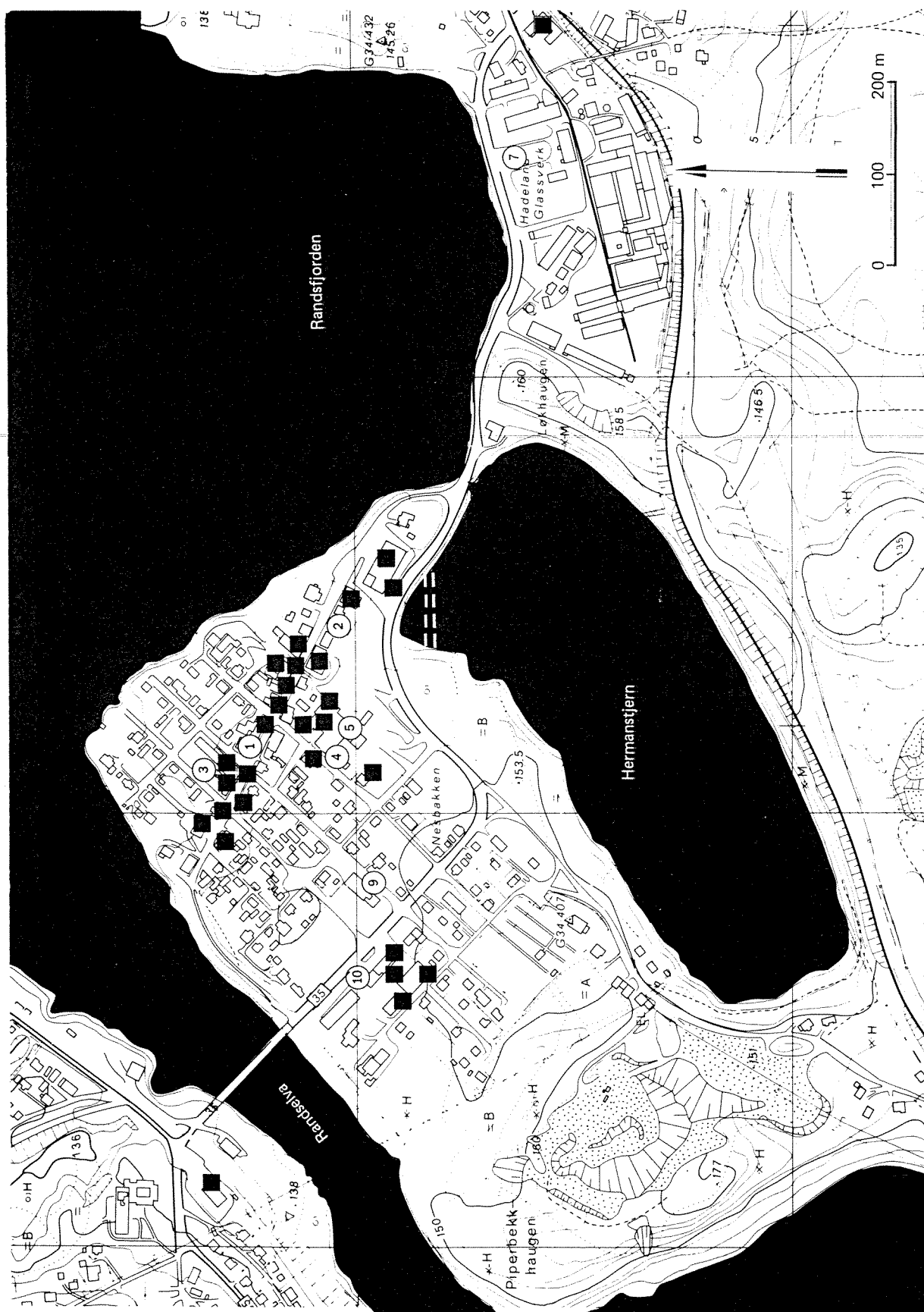
Hermannstjernet har ifølge teknisk etat i Jevnaker kommune mottatt urensset avløpsvann fra Jevnaker gjennom ca. 20 år (1955-75). Utslippene var størst i 1968-70 da ca. 15 husstander hadde utslipp til tjernet. Dette førte på 1960 og 70-tallet til massive oppblomstringer av blågrønnalger. Det ble registrert massedød av fisk og kreps i tjernet i 1971, pga. oksygensvikt eller giftproduserende alger.

Høy algeproduksjon ble bekreftet av Mossiges observasjoner av pH høyere enn 9,5 i juli og august 1973. Blågrønnalagen Anabaena flos-aquae dominerte da planteplanktonet.

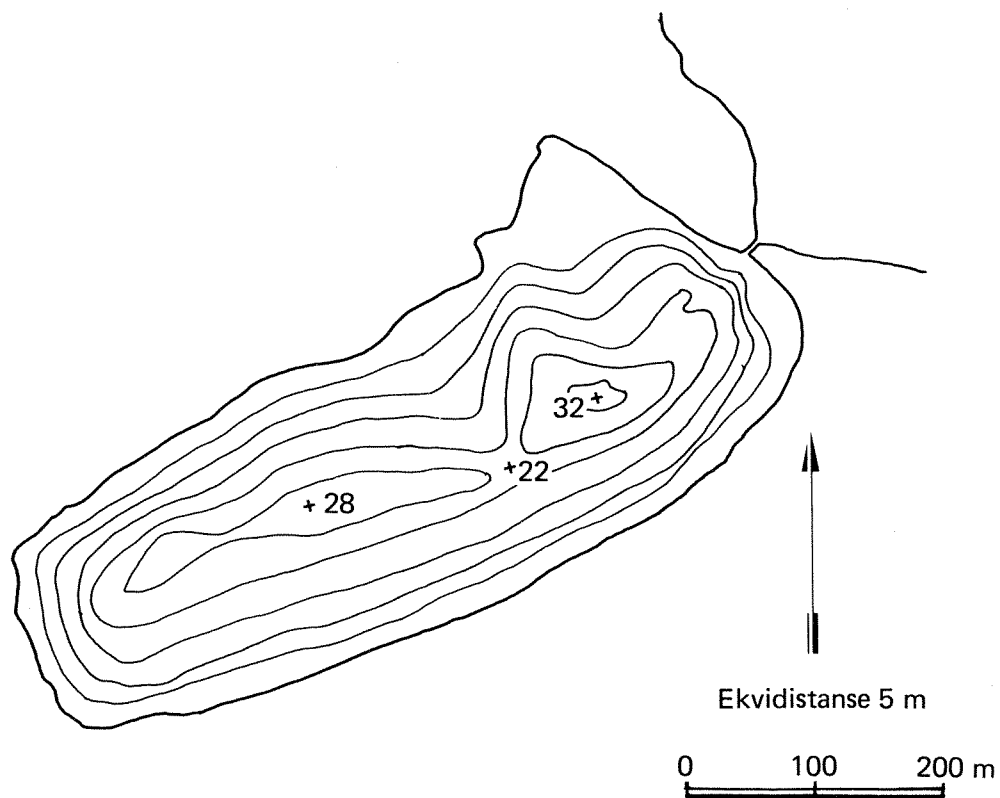
Tjernet har i minst 15 år hatt en kraftig bestand av vasspest (*Elodea canadensis*) som fortsatt er tett og vital.

Dybdekart og data om sjøen hentet fra Mossiges hovedoppgave er presentert i figur 2 og tabell 1.





Figur 1. Oversiktskart over Hermanstjern med Randsfjorden og Jevnaker.



Figur 2. Dybdekart over Hermanstjern (fra Mossige 1976)

Tabell 1. Morfometriske data om Hermanstjern (fra Mossige 1976)

Høyde over havet	(meter)	134
Areal	(da)	138.5
Volum	(m <sup>3</sup> *10 <sup>3</sup> )	1808
Største dyp	(meter)	32
Maksimal lengde	(meter)	300
Maksimal bredde	(meter)	66

Ved framføring av veien over bukta nord i Hermanstjernet er det ønskelig å stabilisere fyllinga. Dette kan skje ved masseforflytning eller ved fortrenkning (notat Oppland Vegkontor 3.12.85). Ved masse-

forflytning fjernes de øverste massene (ca. 7000 m<sup>3</sup>) og deponeres enten ute i tjernet eller de kan pumpes ut i Randsfjorden (eller Randselva). Det sistnevnte anses ikke realistisk pga. forurensningsproblemene. Massene kan også stabiliseres ved fortregning, dvs. at det sprenges under en steinfylling i bukta. Derved blandes mye av slammet inn mellom steinene.

## 5. VANNKVALITET

-----

Befaringen til Hermanstjernet den 10.9.86 ga inntrykk av at vannkvaliteten i overflatevannet er blitt bedre enn tidlig på 1970-tallet, men at oksygenforholdene fortsatt er svært dårlige (se tabell 2). Vannet under ca. 12 meters dyp er fortsatt fritt for oksygen og inneholder illeluktende hydrogensulfid ( $H_2S$ ). Denne gassen er giftig for fisk og annet høyere liv. Dannelsen av hydrogensulfid er bl.a. resultat av nedbrytning av organisk materiale fra det tidligere kloakkutslippet.

-----

### Oksygen og hydrogensulfid

Da vannet er lite utsatt for vind har ikke det oksygenfrie bunnvannet blitt fortrenget vesentlig dypere ned enn i 1972 og 1973. Målte verdier fra 12.9.86 er vist i tabell 2. Til sammenlikning registrerte Mossige den 26.9.73 overgang til oksygenfritt vann mellom 9 og 12 meters dyp (se figur 3).

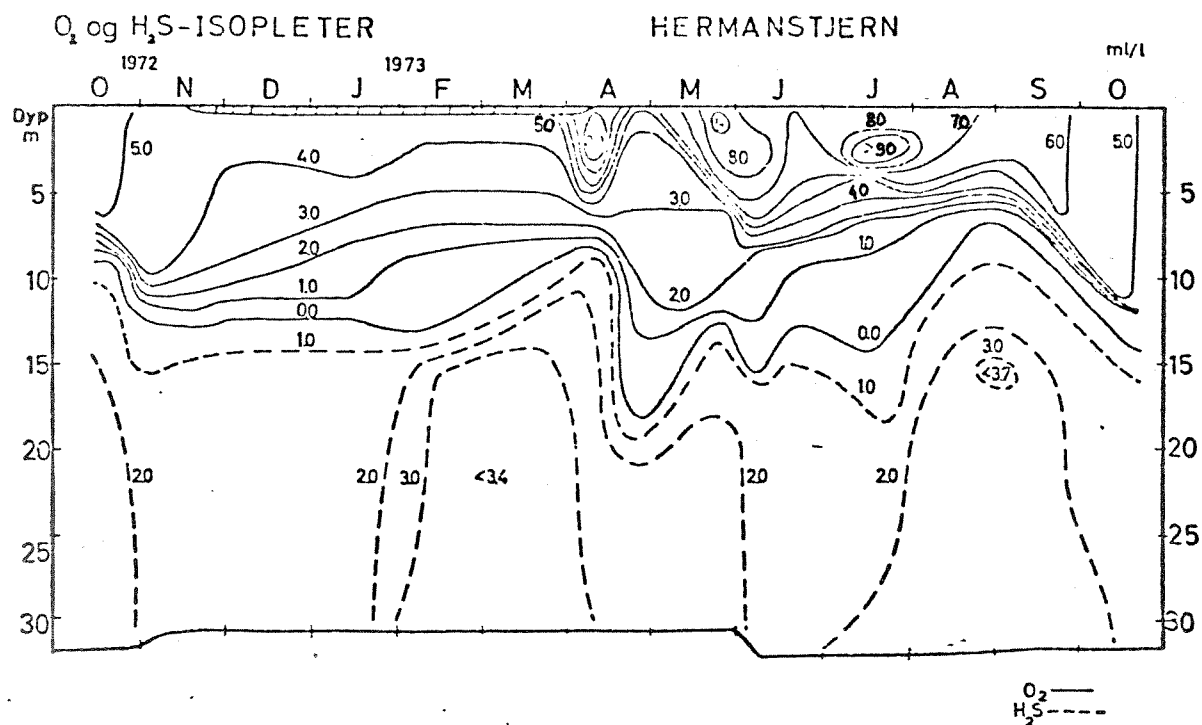
Tabell 2. Dybdeprofil av temperatur og oksygen 10.9.86

dyp (meter)	temperatur ( $^{\circ}C$ )	oksygen (mg/l)	$H_2S$ (mg/l)
0.5	12.8	-	-
2.0	12.8	9.92	0
6.0	11.8	-	-
7.0	9.5	7.71	0
10.0	6.0	1.01	0
25.0	5.0	0	2.22
30.0	4.9	0	2.36

- ikke målt

Det går fram at dybdefordelingen av oksygen ved vår befaring var nesten identisk med forholdene i september 1973. De naturlige

prosessene for å føre nytt oksygen ned i dypvannet går svært langsomt i Hermanstjernet pga. stort dyp i forhold til overflateareal, liten gjennomstrømming og liten vindpåvirkning. Innsjøen er derfor spesielt dårlig egnet som resipient for kloakkvann og er samtidig ytterst følsom for tekniske inngrep.



Figur 3. Oksygenkonsentrasjon i 1972-73 etter Mossige (1976)

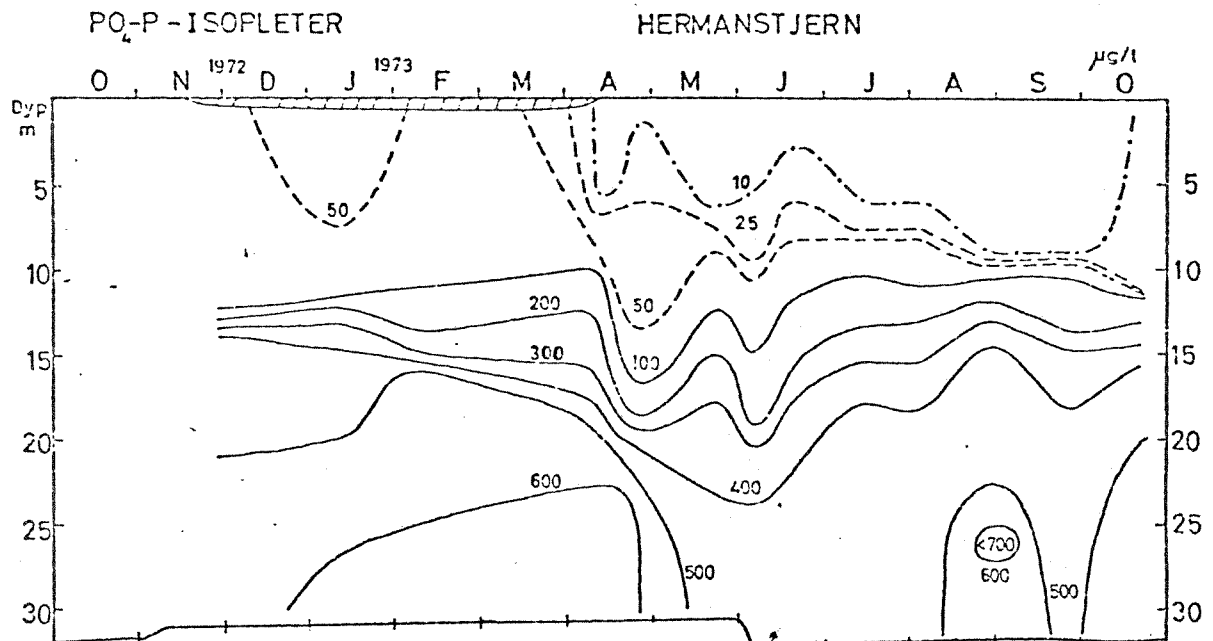
## Fosfat

Fosfat er det næringsstoff som vanligvis begrenser veksten av alger i ferskvann, dvs. at økende mengde fosfat vil gi tilsvarende økende mengde alger.

Husholdningskloakk inneholder store mengder fosfat. Det er derfor lagret store mengder fosfat i bunnslammet i Hermanstjernet. Så lenge bunnvannet er oksygenfritt vil også kjemiske reaksjoner føre til at store mengder fosfat vil være løst i vannet. Mens Mossige målte fosfat konsentrasjoner til stort sett mindre enn  $10 \mu\text{g P/l}$  i øvre vannlag, kunne dypvannet ha konsentrasjoner opp til vel  $700 \mu\text{g P/l}$  (Figur 4). Gjennomsnittlig konsentrasjon under 10 meters dyp var ca.  $400 \mu\text{g P/l}$ .

I september 1986 målte vi fosfatkonsentrasjoner på vel  $250 \mu\text{g P/l}$  under 20 meters dyp. Så lenge vertikalsjiktningen opprettholdes vil fosfatkonsentrasjonen i overflatevannet holde seg på et relativt lavt nivå. Ved omrøring av vannmassene vil fosfat fra dypvannet gjøres tilgjengelig for algevekst. Økt fosforkonsentrasjon i overflatevannet vil føre til kraftige oppblomstringer av blågrønnalger slik som tidlig i 1970-årene. Under slike forhold vil vannkvaliteten være så dårlig at mulighetene for annen bruk av tjernet vil være sterkt redusert.

Slike oppblomstringer bidrar også til fortsatt høyt oksygenforbruk i dypvannet når algene synker til bunns og brytes ned. I mange tilfeller kan slike blågrønnalger produsere gifter som dreper fisk og kreps. Ved sin nærhet til store befolkningskonsentrasjoner er tjernet velegnet for rekreasjonsaktiviteter og fiskeproduksjon. Før utslippene av avløpsvann var det også gode forhold for fisk og kreps i tjernet.

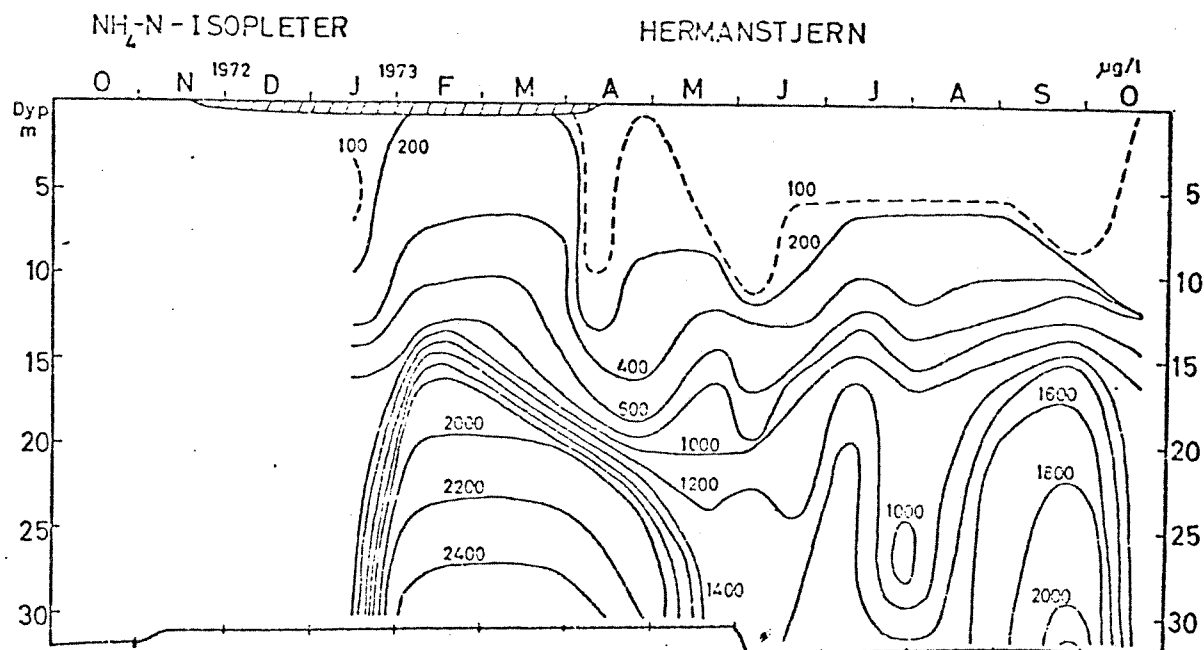


Figur 4. Sjiktning av fosfat i 1972-73.

### Ammonium

Ammonium er den løste nitrogenforbindelse som vil dominere i oksygenfritt miljø. Mossige fant konsentrasjoner av ammonium større enn 1500 µg N/l i bunnvannet høsten -73 (Figur 5). Tilsvarende verdier ble også

funnet i 1986. Ammonium er sammen med fosfat et viktig næringsstoff for algevekst og vil bidra til kraftig algeoppblomstring dersom det blandes inn i overflatevannet.



Figur 5. Ammonium i Hermanstjern 1972-73 (Mossige 1976).

### Planteplankton

Ved befaringen 12.9.86 utgjorde blågrønnalgene et vesentlig element i Hermanstjernet. Dette gjelder spesielt slektene Anabaena og Oscillatoria (se artsliste i vedlegg). Disse er typiske representanter for den type planktonalger som finnes i masseforekomst i overgjødslerte innsjøer. Økning av fosforkonsentrasjonen i Hermanstjernet vil derfor raskt kunne gi masseoppblomstring av disse artene.



## 6. SEDIMENTER

Sedimentene i de bukta der veien skal bygges, besto av en blanding av leire, algerester og grov detritus (tabell 3 og 4). I de grunneste områdene var mineraliseringen dårlig p.g.a. en massiv bestand av vasspest som reduserer oksygentilgangen til sedimentene. De øverste 5-10 cm av sedimentene besto av leirgytje med innslag av svarte sulfidlinser. Særlig markert var de svarte utfellingene i sedimentprøver fra 13 og 30 meters dyp. Lengre ned i sedimentene (fra ca 20 cm) var det større innslag av grovpartikulære organiske planterester. Dette er trolig detritusrester fra en tid da området rundt tjernet var mer skogbevakst. Dette organiske laget er senere blitt overdekket av leire som er erodert ut trolig som følge av jordbruk, veibygging o.l. i nedbørfeltet.

Alle sedimentene var kraftig redusert (redox-potensial mellom -150 mV og -250 mV) helt opp til sedimentoverflaten. Dette skyldes et kraftig oksygenforbruk i sedimentet kombinert med dårlig oksygentilgang til sedimentoverflaten. En dumping av disse sedimentene eller kraftig massefortrengning vil føre til et sekundært oksygenforbruk i vannmassene p.g.a. oksydasjon av de løste, reduserte forbindelsene som er lagret i sedimentene. For å unngå en økt belastning med oksygenforbrukende forbindelser, er en kjemisk oksydasjon av dyppvannet/sedimentene med kalsiumnitrat nødvendig.

Tabell 3. Beskrivelse av ca 30 cm sedimentpropper fra Hermanstjern

Dyp	Utseende	Anmerkning	Eh (mV)
1m	0-2 cm	gråbrunt m. planterester	I øvre del av -160
	2-5 cm	mørk grå m. innslag av leire	vasspestbeltet -170
	5-8 cm	lysere grå	-190
	8-30 cm	brunlig	-200
2m	0-2 cm	løst,nydannet m. mye plantemateriale	utenfor vass-pestbeltet -185
	2-6 cm	grått, leireaktig	-140
	6-20 cm	brunere	-110
	20-25 cm	brunlig, organisk m. planterester	
6 m	Overflate	med. blågrønnalger og mm-tykt svart sulfid-sjikt	
	0-5 cm	brunlig m. plante-materiale	-230
	5-12	grått, innslag av leire	-200
	12-25 cm	lysere grå, mer mineralisert	-200
13 m	0-3 cm	svart, geleaktig sulfid	-150
	3-25 cm	grått	-170
	25-30 cm	brunlig	
30 m	0-5 cm	sort, geleaktig sulfid	-200
	5-10 cm	grått, leiraktig med gasslommer	-250
	10-11 cm	mineralsk, større partikler	
	11-25 cm	mer brunlig	
	25-30 cm	antydning til soner	

Tabell 4. Analyser av sediment fra Hermanstjernet

vann dyp	sediment dyp	tørrstoff (%)	gløderest (%)	carbon ( $\mu\text{g}/\text{mg}$ )	nitrogen ( $\mu\text{g}/\text{mg}$ )	C/N
2	0-2	14.0	13.2	69.3	7.73	9.0
	4-6	32.0	7.6	40.1	3.23	12.4
	10-12	10.2	32.0	176	12.9	13.6
6	0-2	12.0	12.7	71.1	7.22	9.8
	4-6	25.2	8.6	44.5	4.40	10.1
	14-16	12.0	18.4	92.5	9.75	9.5
30	0-2	5.0	19.2	103	11.9	8.7
	4-6	27.7	7.8	42.8	3.50	12.2
	8-10	23.7	12.0	48.2	3.83	12.6
	22-24	14.8	28.6	151	12.1	12.5

#### Biologisk oksygenforbruk i sedimentet

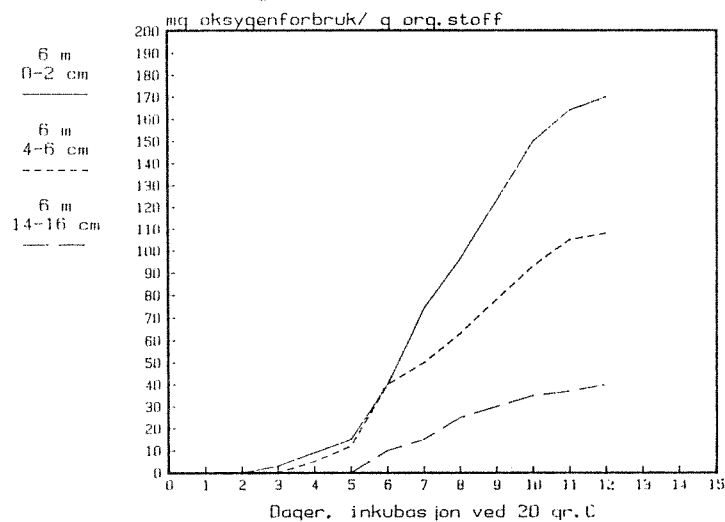
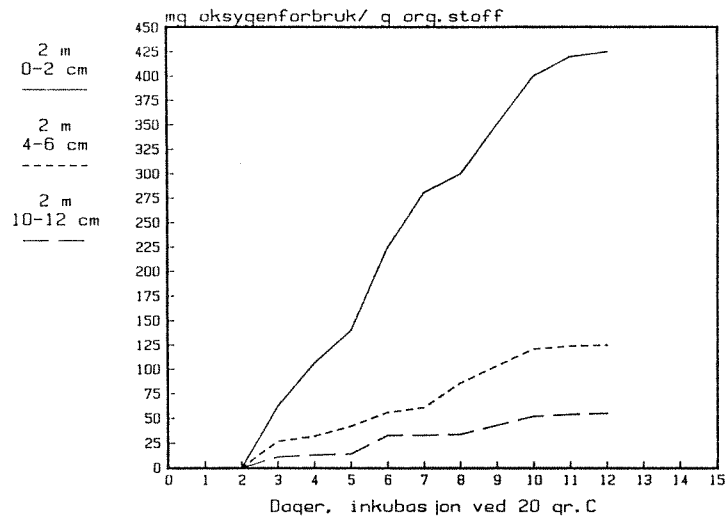
Innhold av lett nedbrytbart organisk materiale i sedimentet fører til oksygenforbruk ved bakteriell nedbrytning. Vi gjennomførte enkle tester for å få et mål på innholdet av organisk materiale.

Nedbrytbarhetstest ble utført i manometrisk respirometer (HACH) etter de retningslinjer som er gitt i OECD Guideline for testing of chemicals. "Ready Biodegradability Modified MITI Test (1)" 1981. Sedimentsuspensjonene ble podet med 1% av standard BOD-podemateriale (NS 4749).

Organisk stoff i sedimentene er beskrevet ved tørrstoff-(105<sup>0</sup>C) og gløderest-analyse ved 480<sup>0</sup>C.

Resultatene er vist i figur 6A (2 meters dyp) og 6B (6 meters dyp). Oksygenforbruket var stort i overflatesedimentet, men allerede 2-4 cm under overflate var innholdet av lett nedbrytbart organisk materiale vesentlig mindre. Dette kan ha sammenheng med tilførsler fra vasspest-bestanden. Sedimentet på 6 meters dyp hadde lavere oksygenforbruk enn-

på 2 meters dyp. Disse resultatene kan vurderes grundigere senere, og sammenliknes med nye målinger etter at kalsiumnitrat er tilsatt.



Figur 6. Innhold av lett nedbrytbart organisk materiale målt som biologisk oksygenforbruk (BOF) på sediment fra 2 m og 6 meters dyp. (NB! forskjellig skala )

### Tilsetting av nitrat til sedimentprøve

For å undersøke effekten av kalsiumnitrat på dette sedimentet ble det gjort et enkelt forsøk med overflatesediment fra 1m og 30 meters dyp. Dramsglass halvfulle med sediment ble etterfylt henholdsvis med destillert vann og med destillert vann tilsatt nitrat tilsvarende 10 mg N/l og 1000 mg N/l. Ved den høyeste nitratkonsentrasjonen ble nitraten innblandet i sedimentet. Resultatene av redoksmålinger etter 14 dagers inkubasjon ved 25 °C er vist i tabell 5.

Tabell 5. Redox-potensial i sediment fra 1m og 30 meters dyp

Sediment	Dest. vann	10 mg N/l	1000 mg N/l
1 m	-167 mV	-168 mV	+105 mV
30 m	-105 mV	-105 mV	+50 mV

Det var ingen forskjell i redoksforholdene i vannfasen i prøven med 10 mg N/l og uten nitrattilsetting. At det ikke er endrete redoksforhold ved en tilsetting av nitrat tilsvarende 10 mg N/l skyldes at den tilsatte mengden er for liten i forhold til oksygenforbruket som er i sedimentet og at nitraten raskt blir forbrukt. I prøven med større nitrattilsettingen var redokspotensialet betydelig høyere dvs. at tilsettingen har ført til en betydelig kjemisk oksidasjon av sedimentet.

## 7. ANBEFALINGER

Behandling av tjernet ved tilsetning av kjemikalier vil bidra til å begrense skadevirkningene av veibyggingen og samtidig bringe tjernet tilbake til en mer akseptabel tilstand enn dagens.

Det anbefales sterkt å gjennomføre en slik forbehandling av dypvannet og stabilisering av massene i bukta på høsten fordi temperaturen da er så lav at algeveksten holdes på et lavt nivå. Rolige forhold under isen den påfølgende vinter vil føre til at partiklene sedimenterer og fosforkonsentrasjonen reduseres før algeveksten tar seg opp igjen om våren.

### Nitratbehandling av dypvann og sediment

Store mengder organisk materiale tilført via kloakkuttak har forårsaket et kraftig oksygenforbruk i sedimentet og i vannet. Det har etterhvert utviklet seg oksygenfrie forhold og dette har i sin tur bidratt til redusert videre nedbrytning av det organiske materialet.

For å bryte ned det organiske materialet selv ved oksygenfrie forhold, har det i flere tilfeller vært tilsatt nitrat i form av kalksalpeter,  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ . Dette stimulerer bakterielle nedbrytningsprosesser (denitrifikasjon) og hindrer videre lekkasje av fosfat som blir bundet til jern i sedimentet.

Nitrats rolle ved binding av fosfat til sedimentene er diskutert av bl.a. Rippl (1976), Rippl og medarbeidere (1979) og Andersen (1982). Dette er utviklet videre til en kommersiell metode for restaurering av innsjøer ("Riplox-metoden") der organiske og oksygenfrie sedimenter innblandes bl.a. nitrat, jern og kalk. Dette er utført med hell i en rekke mindre innsjøer i Syd-Sverige. NIVA har modifisert metoden i Kolbotnvatnet ved Oslo ved å dosere kalksalpeter i en tilløpsbekk som

er blitt ledet direkte ut på dypt vann. Prøver av sedimentet viser nå et tydelig oksydert topp-sjikt.

Vi vil derfor foreslå at det doseres 50 tonn kalksalpeter ut i Hermanstjernet, gjerne ved pumping direkte ned i det oksygenfrie bunnvannet. En granulert type kalksalpeter sikrer at en stor del av partiklene ikke løses opp før de når bunnen og kan alternativt spres over hele innsjøens areal. Derved tilføres nitraten direkte til sedimentet selv om disse skulle overlages med nye masser.

#### Fjerning av hydrogensulfid i bunnvannet

Som nevnt over vil en omrøring av vannmassene i Hermanstjern føre til at hydrogensulfid-gass ( $H_2S$ ) avgis til lufta. Hydrogensulfid har en ubehagelig lukt (råtne egg) og kan ved innblanding i det oksygenholdige overflatevannet føre til fiskedød. Det ville derfor være en fordel om sulfid i bunnvannet kunne fjernes før omrøring av vannmassene.

En rekke metaller felles ut som sulfider i vann. Såkalt "kisavbrann" (kisaske), et avfallsprodukt ved produksjon av svovelsyre, består av jernoksyder med stor kapasitet til å binde sulfid. Kisavbrann er et mørkt finpartikulært pulver som produseres ved svovelsyreproduksjon fra svovelkis. Partiklene er for det meste mindre enn 100  $\mu m$  i diameter. Kisavbrann er tidligere vurdert som interessant for f.eks. å fjerne  $H_2S$  i husdyrgjødsel (Heldal 1983). For en eventuell restaurering av Engervannet i Bærum har spredning av kisavbrann vært foreslått som et aktuelt tiltak for å hindre  $H_2S$ -forgiftning av overflatevannet og generende lukt (se vedlagte notat).

For å få overskudd av jernoksyder i vannet anbefales tilsatt omlag 100 tonn kisavbrann.

Kisavbrann kan transporteres i tankvogner for å unngå støvproblemer. Vannet vil en periode bli mørkt brunfarget av kisavbrann. Tankvogner med pumpe vil kunne dosere kisavbrann direkte i det sulfidholdige sjiktet og derved unngås mye av partikkelproblemet i overflatevannet.

Kisavbrann er et avfallsprodukt og må i stor grad deponeres i nedlagte gruver ol. Det vil derfor neppe være aktuelt å betale for mer enn transporten fra Sarpsborg til Jevnaker i denne forbindelse.

En ulempe ved bruk av kisavbrann er imidlertid et visst innhold av tungmetaller. De foreløpige forsøk for å undersøke dette i laboratorieskala viser at det løses noe sink og kobber (se vedlegg), men dette kan trolig reduseres til et akseptabelt nivå ved å tilpasse doseringen til sulfidinnholdet i vannet. Dosering direkte i det sulfidholdige vannet vil sikre at det alt vesentlige av også disse metallene felles ut som sulfider. Imidlertid har vi ennå ingen erfaring med dosering av kisavbrann i store mengder i innsjøer og vil derfor ikke anbefale dette i Hermanstjernet uten at eventuelle skadevirkninger studeres nærmere før tiltaket gjennomføres.

Ved dumping av slam i Hermanstjernet kan det derfor oppstå kortvarige luktproblemer ("råtne egg"). Disse vil neppe være av særlig betydning da en stor del av  $H_2S$ -gassen vil oksyderes i vannet. Eventuelle luktu-  
ulemper kan reduseres ved å starte dumpingene ved noe vind, helst fra sør.

Den giftige gassen vil også kunne føre til en viss fiskedød i tjernet, men dette anses ikke å være av særlig stor betydning.

Ved massefortrengning (som beskrevet i notat fra Oppland Vegkontor 3.12.85) vil dette neppe bli noe problem.



### Overlagring med leire og silt

Tilsetning av kalksalpeter, som anbefalt foran, vil bidra til å redusere innholdet av  $H_2S$  i bunnvannet og bryte ned det organiske stoffet i sedimentet. Eventuell påfølgende flytting av masse fra den nye veitrasseen vil føre til overlagring av de sedimentene som er behandlet i tjernet. Kjemikaliene i sedimentet vil sikre at prosessene fortsetter videre og stabiliserer sedimentet, også det mest organiske av det som tilføres.

Dypere ned vil de massene som skal flyttes bestå hovedsakelig av mer uorganiske silt- og leirefraksjoner. Disse vil erfaringsmessig ha stor kapasitet til å binde fosfat (adsorpsjon). Dessuten vil de danne et tett lag som vil virke som en diffusjonssperre oppå det gamle dypvannssedimentet. Eventuell diffusjon av fosfat fra det overlagrete sedimentet vil reduseres. Det vil derfor være ønskelig å fordele dette leirholdige slammet over en større del av dypområdet i tjernet for å overdekke mest mulig av dypvannssedimentet. Tilsammen vil dette bidra til å bedre vannkvaliteten i Hermanstjernet i forhold til dagens tilstand.

Ved massefortrengning vil en ikke oppnå denne tilleggseffekten. Det ville derfor være en fordel om eventuelle overskuddsmasser av leire i området ble transportert ut i tjernet, helst i vandig suspensjon.

## 8. LITTERATUR

Andersen, J.M. 1982. Effect of nitrate concentration in lake water on phosphate release from the sediment. *Wat. Res.* 16 : 119-1126

Mossige, E. 1976. Hermanstjern, en meromiktisk innsjø på Hadeland med spesielle hydrologiske trekk. Hovedfagsoppgave ved Universitetet i Oslo. (unpubl.)

Oppland Vegkontor 1985. RV 35 Nesbakken - Jevnaker krk. Fylling p.3290 - p.3420. Geotekniske vurderinger.

Ripl, W. 1976. Biochemical oxidation of polluted lake sediment. A new restoration method. *Ambio* 5 : 132-135.

Ripl, W., L. Leonardsson, G. Lindmark, G. Andersson och G. Cronberg 1979. Optimering av reningsverk/recipientsystem. *Vatten* 35 : 96-103

V E D L E G G

Tabell ..... Kvantitative planteplanktonrøver fra: Herøenstjern (bl. prøve 0-4 m dyp)  
 Volum mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>

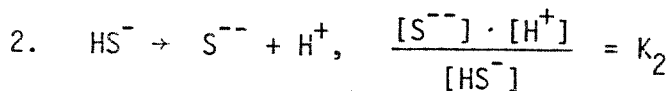
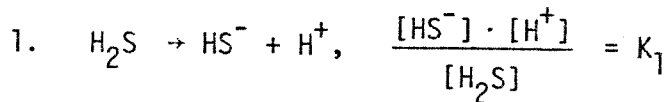
GRUPPE/ARTER	Dato=>	860910
Cyanophyceae (Blågrønnalger)		
Anabaena flos-aquae		117.4
Anabaena solitaria f. planctonica		94.3
Anabaena tenebriculis		8.1
Oscillatoria cf. aeardhii		199.4
Ubest.cyanobakterie		24.9
Sum .....		444.1
Chlorophyceae (Grønnalger)		
Ankryra lanceolata		6.1
Chlaetomonas sp. (I=8)		1.2
Crucigeniella rectangularis		21.1
Dictyosphaerium pulchellum		4.9
Eudorina elegans		2.7
Byrrhatius cordiformis		2.5
Paulschulzia pseudovolvox		3.7
Sum .....		42.2
Chrysochyceae (Gullalger)		
Chrysochroulina cf. (parva?)		3.9
Craspedomonader		1.2
Mallomonas elongata		411.2
Mallomonas sp.		69.8
Sæi chrysoomader (7)		16.6
Store chrysoomader (7)		4.0
Uroloena americana		15.0
Sum .....		521.7
Bacillariophyceae (Kiselalger)		
Synedra acus v. radians		18.7
Sum .....		18.7
Cryptophyceae		
Cryptomonas erosa v. reflexa (Cr.refl.?)		32.4
Cryptomonas sp. (I=24-28)		12.5
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantctica)		32.2
Sum .....		77.1
Ny-alger		
Sum .....		22.8
Total .....		1126.6

Tabell ..... Kvantitative planteplanktonrøver fra: Herøenstjern (7a dyp)  
 Volum mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>

GRUPPE/ARTER	Dato=>	860910
Cyanophyceae (Blågrønnalger)		
Anabaena flos-aquae		109.3
Oscillatoria cf. aeardhii		485.9
Ubest.cyanobakterie		9.3
Sum .....		604.6
Chlorophyceae (Grønnalger)		
Ankryra lanceolata		3.7
Chlaetomonas sp. (I=8)		1.2
Crucigeniella rectangularis		5.0
Dictyosphaerium pulchellum		1.6
Byrrhatius cordiformis		2.8
Paulschulzia pseudovolvox		1.6
Tetraedron minimum		3.1
Sum .....		19.1
Chrysochyceae (Gullalger)		
Chrysochroulina sp. (parva?)		3.4
Craspedomonader		.8
Mallomonas elongata		299.0
Mallomonas sp.		99.7
Sæi chrysoomader (7)		13.4
Store chrysoomader (7)		14.2
Uroloena americana		1.2
Sum .....		431.7
Bacillariophyceae (Kiselalger)		
Fragilaria crotonensis		17.1
Synedra acus v. radians		18.7
Sum .....		35.8
Cryptophyceae		
Cryptomonas sp.2 (I=15-18)		12.5
Cryptomonas spp. (I=24-28)		12.5
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantctica)		5.6
Sum .....		30.5
Ny-alger		
Sum .....		12.3
Total .....		1134.2

## KONTROLL AV SULFIDINNHOOLD I INNSJØ

De fleste metallsulfider er meget tungt løselige i vann. Sulfidenes løselighet er også pH-avhengig. Det skyldes at hydrogensulfid ( $H_2S$ ) er en to-basisk syre som dissosieres i to trinn.



Ved å multiplisere likevekstuttrykkene fås:

$$[S^{--}] = \frac{K_1 \cdot K_2 \cdot [H_2S]}{[H^+]^2}$$

Konstantene  $K_1$  og  $K_2$  ved  $18^\circ C$  er henholdsvis:  $K_1 = 9,1 \cdot 10^{-8}$   $K_2 = 1,3 \cdot 10^{-15}$  og ved 1 atmosfæres  $H_2S$  trykk er  $[H_2S] = 0,12$ , som innført i uttrykket gir

$$[S^{--}] = \frac{1,3 \cdot 10^{-23}}{[H^+]^2}$$

Etter logaritmering fås:

$$pS^{--} = 22,9 - 2 \text{ pH}$$

som angir sammenhengen mellom pH-verdi og sulfidkonsentrasjonen.

For de vanligst forekommende metallsulfider er i litteraturen oppgitt følgende løselighetsprodukter ved  $18^\circ C$ :

$$Mn^{++} : K = 1,4 \cdot 10^{-15}$$

$$Fe^{++} : K = 3,7 \cdot 10^{-19}$$

$$Zn : K = 1,2 \cdot 10^{-23}$$

$$\begin{aligned} \text{Cd} &: K = 3,6 \cdot 10^{-26} \\ \text{Pb} &: K = 3,4 \cdot 10^{-28} \\ \text{Cu} &: K = 8,5 \cdot 10^{-45} \end{aligned}$$

Metallkonsentrasjonen som funksjon av sulfidinnholdet er fremstilt grafisk for mangan, jern, sink, kadmium og bly, mens kobbersulfid er så tungt løselig at det faller utenfor skalaen.

Diagrammet viser at sink utfelles fullstendig av sulfid ved pH = 3, jern ved pH = 5,2 og mangan ved pH = 7,1. I praksis har det vist seg at nevnte metaller ikke utfelles fullstendig før pH-verdien overstiger 7. Omvendt kan man slutte av diagrammet at oppløste metallioner f.eks. jern i vannet vil binde sulfid, og jo høyere pH-verdien er, desto lavere konsentrasjon av f.eks. jern må til for å binde sulfidet.

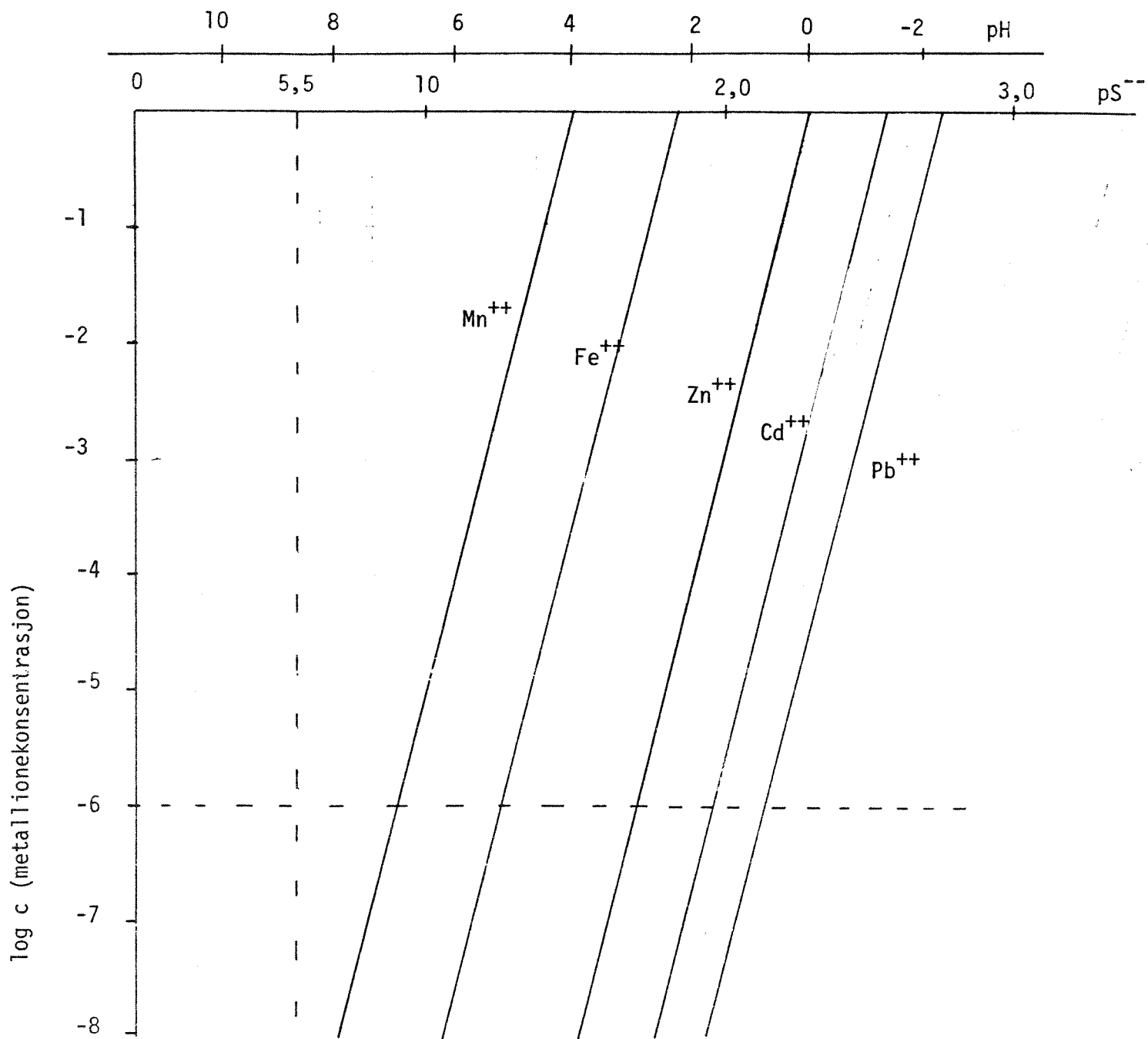
Luktegrensen for sulfid i luft er 0,01 ppm. Det tilsvarer et partialtrykk for hydrogensulfid på  $10^{-8}$  atm. Ifølge Henrys lov er denne konsentrasjonen i luften i likevekt med en konsentrasjon av 0,1 ppm i vannet. Det betyr at det ikke skal være mulig å lukte sulfid av vannet når konsentrasjonen av løst hydrogensulfid i vannet er lavere enn 0,1 mg H<sub>2</sub>S/l eller  $pS^{--} = 5,5$ .

Av diagrammet fremgår at det skulle være fullt mulig å holde sulfidkonsentrasjonen i vannet under den konsentrasjon som gir lukt av sulfid i luften over vannet ved å øke jernkonsentrasjonen i vannet. I oksygenholdig vann foreligger jernet utfelt i form av treverdig jernhydroksyd. Når oksygeninnholdet i bunnsedimentene synker mot null reduseres treverdig jern til toverdig. Toverdig jern er løselig og jerninnholdet i vannet over bunnen stiger så lenge det ikke dannes sulfider i bunnsedimentene. Ved dannelse av sulfider utfelles jernsulfid og sulfidinnholdet i vannet vil ikke stige.

En undersøkelse av "Forurensningssituasjonen i Engervannet, desember 82 - august 83" datert desember 1983, har vist at sulfidkonsentrasjonen i vannet til tider er så høy at det har forårsaket luktulempen. Det betyr at metallkonsentrasjonen i bunnsedimentene er for lav til å binde sulfidene. Ved vekslning mellom reduktivt og oksydativt miljø er tungmetallene blitt oppløst og ført ut av systemet. Det tungmetall som har størst betydning i naturen er jern. Ved sin vekslning mellom en løselig toverdig og en uløselig

treverdige former er bunnsedimentene blitt utarmet på jern. Av de nevnte undersøkelser er jerninnholdet høyest i overflaten. Middelkonsentrasjonen av jern i vannet som renner inn i innsjøen er 0,70 mg Fe/l og ut 0,72.

Sulfidinnholdet i vannet og dermed luktproblemene rundt vannet kan kontrolleres ved å tilsette vannet jernoksyder. Oksydene vil legge seg på bunnen og binde hydrogensulfid etterhvert som det dannes. Under tilsetning av jernoksyder vil vannet i innsjøen være mørkt og grumset. Etter at oksydene er avsatt på bunnen vil man antakelig få en langsom transport av jern ut. Hvor stor den vil bli eller om den vil komme til å stagnere vil ikke kunne forutsies.





KRI/LID  
12.5.86  
0-85101

## UTLØSNING AV TUNGMETALLER FRA KISAVBRANN VED UTSLIPP I FERSKVANN OG I SJØVANN

### 1. Bakgrunn

Vi viser til brev fra Borregaard Industries Limited ved direktør Arne Kalsaker datert 10.1.85 om "Forprosjekt - Innledende forsøk med kisavbrann" fase 2.

Fase 1 i nevnte forprosjekt er utført og gjaldt synkehastigheter. Rapporten er datert 14.3.85 og oversendt 28.3.85.

Kisavbrann (kisaske) består i det vesentlige av jernoksyder som er forurenset med små mengder tungmetalloksyder. Jernoksydene har evne til å binde sulfider og kisaske og kan derfor brukes i miljøsammenheng til å binde sulfider som kan utvikles i bunnsedimentene i næringsrike innsjøer og avstengte fjordarmer. Før kisasken blir brukt til de nevnte formål er det nødvendig å finne ut om tungmetallene er løselige i vann, hvilke tungmetaller som løses ut og i tilfellet i hvilke mengder.

### 2. Metode

To mengder kisaske, 5 og 10 g, ble veid ut og hver for seg slemmet opp i 1 liter vann av forskjellig kvalitet. Forsøkene ble utført i to etapper. I første etappe ble et parti kisaske mottatt i januar 1985 blandet med sjøvann og et karbonatholdig ferskvann med et kalsiuminnhold på 25 mg/l Ca. Det kalsiumholdige ferskvannet ble laget kunstig. Blandingen av kisaske i vann ble ristet opp 4 dager etter hverandre og etter sedimentering over natten den 5. dagen ble det tatt prøver for analyse av vannet.

Av tungmetaller som utløses fra kisasken og som kan ha miljømessig betydning er kobber, sink, bly og kadmium.

### 3. Analyser

De første analysene av tungmetaller i ferskvannet (I) uten tilsatt

kisaske viste høye verdier. Dette forsøket ble derfor gjentatt (II).

Resultater:

Innveid kisaske i g	Ferskvann						Sjøvann		
	I			II			0	5	10
	0	5	10	0	5	10			
pH		7,0	6,4						
Sulfat mg/l SO <sub>4</sub>	8	90,8	157,7						
Jern mg/l Fe	0,086	0,13	0,69						
Kobber mg/l Cu	0,71	0,89	0,39	0,16	0,15	0,27	0,14	0,16	0,70
Sink mg/l Zn	1,21	5,4	5,3	0,25	2,57	6,04	0,020	1,5	5,44
Bly mg/l Pb	0,005	0,002	0,005	0,0059	0,0022	0,0017	0,060	0,07	0,06
Kadmium mg/l Cd	0,0006	0,007	0,01						

Analysen viser (ferskvann I) at kisaske inneholder endel sulfater og noe jern er løselig i vannet. Jernet løses i toverdlig form og blir oksydert til treverdlig form og danner jernhydroksyd med vannet som forårsaker en forsurening. Sulfatene har ingen miljømessig betydning, mens jernet vil forårsake en brunfarging av vannet før det danner fnokker som bunnfelles. Videre viser analysen at ferskvannet som ble brukt inneholder tungmetaller uten tilsetning av kisaske. Disse verdier må trekkes fra for å finne den reelle utløsning fra kisasken.

Analysen viser forøvrig noe varierende resultater. Det skyldes at tungmetallene danner uløselige basiske forbindelser som gjør at de ikke er jevnt fordelt i vannmassen. Analysen av små mengder kobber og bly i sjøvann er usikker på grunn av høyt saltinnhold i vannet.

De innveininger som er gjort ovenfor ble stående i vannet. Etter 7 måneder ble flaskene (ferskvann II og sjøvann) med kisaske blandet opp og etter sedimentering ble det tatt nye vannprøver for analyse. Det samme ble gjentatt med sjøvannet etter ytterligere henstand i 8 måneder.

## Resultater:

	Ferskvann II			Sjøvann					
	etter 7 mnd			etter 7 mnd			etter 15 mnd		
Innveid kisaske g	0	5	10	0	5	10	0	5	10
Kobber mg/l Cu	0,11	0,027	0,031	0,025	0,11		<0,05	<0,05	
Sink mg/l Zn	0,26	0,090	0,340	0,65	3,90		0,22	1,66	
Bly mg/l Pb	0,002						<0,05	<0,05	
Kadmium mg/l Cd							<0,01	<0,05	

Resultatene viser at innholdet av tungmetaller løst i vannet avtar med tiden. Dette skyldes som tidligere nevnt dannelse av uløselige basiske forbindelser.

Andre etappe av utløsningsforsøkene ble gjort med en forsendelse av kisaske fra Borregaard merket 25.2.86. Mengder på 5 og 10 g kisaske ble veid opp og hver for seg blandet med springvann fra Oslo vannverk og destillert vann og blandet som nevnt foran. Etter sedimentering ble det tatt prøver for analyse av vannet.

## Resultater:

Innveid mengde kisaske i g	Springvann		Destillert vann	
	5	10	5	10
Kobber mg/l Cu	0,71	1,57	0,84	1,51
Sink mg/l Zn	1,15	2,26	1,16	2,22
Bly mg/l Pb		0,26		0,32
Kadmium mg/l Cd		0,0078		0,0078

Resultatene viser at utløsningen av tungmetaller er omtrent den samme i springvann som i destillert vann. Det skyldes at springvannet har lavt saltinnhold sammenlignet med forannevnte forsøk med andre vanntyper. Utløsningen er videre proporsjonal med innveid mengde kisaske og for destillert vann er den i overensstemmelse med tidligere utførte analyser.

Etterat prøvene for analyse var tatt ut ble det fra flaskene med innveid 10 g kisaske tatt ut 500 ml vann og erstattet med nytt. Disse prøvene ble igjen ristet opp og etter sedimentering ble det igjen tatt vannprøver for analyse.

Resultater:

	Springvann	Destillert vann
Kobber mg/l Cu	1,71	1,48
Sink mg/l Zn	1,79	1,42
Bly mg/l Pb	0,30	0,25

Resultatene viser at etter fortyning av vannet utløses mer tungmetaller fra kisasken. Dette er mest markert for prøven med springvann.

#### 4. Diskusjon av resultatene

Ifølge oppgaver fra Borregaard viste en gjennomsnittsanalyse for året 1980 følgende sammensetning av kisasken:

Stoff	Vekt %	mg/g
Jern, Fe	64,2	642
Svovel, S	0,98	9,8
Silisium, SiO <sub>2</sub>	3,8	38,0
Aluminium, Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,55	5,5
Kalsium, Ca	0,5	5,0
Magnesium, Mg	0,2	2,0
Kobber, Cu	0,11	1,1
Sink, Zn	0,1	1,0
Bly, Pb	0,04	0,4
Natrium, Na	0,07	0,7
Kalsium, K	0,02	0,2
Kadmium, Cd	0,0006	0,006
Kobolt, Co	0,04	0,4
Krom, Cr	0,01	0,1
Mangan, Mn	0,01	0,1
Tinn, Sn	0,01	0,1

Av tungmetallene vil en del være bundet i en form som ikke lar seg umiddelbart løse ut av vannet. I ferskvann utløses mellom 16 og 13% kobber, mellom 50 og 20% sink, omkring 6% bly og omkring 17% kadmium. I sjøvann er utløsningen av kobber omkring 3% og av sink mellom 50 og 30%.

Det knytter seg usikkerheter til analyseresultatene fordi de analyserte verdier gjelder totalinnholdet, mens det i kalkholdig vann

og sjøvann dannes tungtløselige forbindelser som gjør at analyseresultatene varierer. De tungtløselige forbindelsene bunnfelles med tiden og mengden løst i vannet vil derfor avta.

Ved vurdering av kisaske som middel til restaurering av råtne bunnforhold i innsjøer og avstengte fjordarmer, må det tas hensyn til hvilken vannkvalitet man har. Mengden av utløste tungmetaller fra kisaske i praktisk bruk vil være avhengig av hvor store vannmengder asken må synke gjennom før den når bunnen. Når bunnsedimentene inneholder sulfider, vil også tungmetallene danne tungtløselige sulfider og dermed hindre fortsatt utløsning.

## 5. Konklusjon

Kisasken inneholder tungmetaller. Laboratorieforsøk har vist at en del av tungmetallene løses ut når asken deponeres i vann. Avhengig av vannkvaliteten vil tungmetallene danne tungtløselige forbindelser som utfelles slik at konsentrasjonen avtar med tiden.

Ved utslipp av kisaske i et praktisk tilfelle vil tungmetallutløsningen være størst til å begynne med og avta med tiden både på grunn av utfelling og fortykning. Hvilke miljømessige konsekvenser et utslipp vil få kan bare konstateres ved praktiske forsøk.

TRY/LIS  
0-85101  
14.03.85

## SYNKEEGENSKAPER TIL KISAVBRANN I FERSKVANN OG I SJØVANN

### 1. Bakgrunn

Det vises til brev fra Borregaard Industries Limited v/Direktør Arne Kolsaker datert, 10.01.85 om "Forprosjekt - Innledende forsøk med kisavbraun".

Fase 1 i prosjektet som gjelder utseende på vannet som kisavbrannen slip- pes ut i er nå gjennomført under strømningsfrie forhold. Vannets utseende har i denne forbindelse sammenheng med finstoffets evne til å flokkulere og sedimentere. Det er derfor gjennomført laboratorietester som viser hvordan vannets turbiditet endres med sedimenteringstiden. Turbiditeten er et indirekte uttrykk for vannets innhold av suspenderte partikler og er en av de hyppigst brukte måleparametre for å bedømme vannets utseende.

### 2. Metode

Kisavbrannens synkeegenskaper er undersøkt ved å måle turbiditeten i et vannfylt sedimenteringsrør etterat partiklene er innblandet i vannet. Sedimenteringsrøret er et 100 cm høyt pleksiglassrør med en indre diameter på 12 cm. Det påfylles 12 liter vann (ferskvann i forsøk I, sjøvann i forsøk II). Etter innblandingen av kisavbrannen måles vannets turbiditet ved å tappe prøver ut fra fem forskjellige dyp i røret (plassert 10, 30, 50, 70 og 90 cm under overflaten).

En mengde på 7,2 g kisavbraun ble innblandet i 12 liter vann i begge forsøkene. Endringen av turbiditeten med sedimenteringstiden er vist i figur 1 og 2.

Prøvene uttatt etter 2 og 5 min. sedimentering inneholdt relativt grove partikler som sank raskt. Turbiditetsmålingene av disse prøvene gav ikke representative uttrykk for partikkelinnholdet fordi partiklene sank i måle- glasset under analysene. Dersom det er behov for å gjennomføre nye sedi-

menteringstester vil suspendert stoff velges som måleparameter i stedet for turbiditet. Tester vil også kunne gjennomføres ved varierende strømningsforhold under sedimenteringen.

### 3. Resultater

Forsøkene viste at kisavbrannen inneholder finstoff som synker langsomt i både sjøvann og ferskvann. Grovfraksjonen synker imidlertid raskt, men finstoffet vil heve vannets turbiditet sammenlignet med en situasjon uten tilsetning av kisavbrann. Forsøkene er gjennomført under strømningsfrie forhold. I en vannforekomst vil de naturlige strømforholdene bidra til å redusere partiklenes synkehastighet og øke turbiditeten sammenlignet med resultatene i figur 1 og 2.

Etter én times sedimentering var turbiditeten på 10-90 cm dyp mellom 5-8 FTU i forsøk I med ferskvann, mens den var i området 3,5-5 FTU i forsøk II med sjøvann. Ved ytterligere sedimentering i 2 timer sank turbiditeten lite i begge vanntypene.

Det finpartikulære har en større tendens til å agglomerere og utfelles i sjøvann enn i ferskvann. Men i begge vanntypene må man forvente en viss økning av turbiditeten såfremt vannet har et lavt partikkelinnhold før behandlingen med kisavbrann.

Turbiditeten i vassdrag og fjorder svinger med årstidene. Enkelte vassdrag som Glomma inneholder store mengder erosjonsmateriale (leire o.l.) og turbiditeten kan under ekstreme forhold overstige 50 FTU under vårflom. Under normal vannføring vil turbiditeten ofte ligge i området under 5 FTU (jfr. Lingsten 1984). Andre vassdrag som ikke går gjennom slike leirholdige områder f.eks. Otra vil normalt ha en turbiditet mindre enn 1 FTU (jfr. Wright et al. 1983). Det finnes trolig også turbiditetsdata for anoksiske fjordområder.

#### 4. Synkehastighet beregnet etter Stokes ligning

Dersom man forutsetter at partiklene som synker er kuleformede og ikke danner aggregater med andre partikler kan man teoretisk beregne partiklens synkehastighet ved hjelp av Stokes ligning:

$$v = \frac{g \cdot d^2}{18 \cdot \eta} \cdot (S_1 - S_2)$$

der  $v$  = partiklenes synkehastighet (m/s)

$g$  = gravitasjonskonstanten (9,81 m/s<sup>2</sup>)

$d$  = partikkelens diameter (m)

$S_1$  = partikkelens tetthet (kg/m<sup>3</sup>)

$S_2$  = vannets tetthet (kg/m<sup>3</sup>)

$\eta$  = vannets viskositet (0,001 kg/m·s ved 20°C).

Synkehastigheten for partikler med en diameter på 100, 10 og 1  $\mu\text{m}$  er beregnet ved å anta en tetthet av partiklene lik 5 g/cm<sup>3</sup>. Den "Stokske" synkehastigheten er da en funksjon av partikkelstørrelsen i 2. potens, dvs:

Partikkelstørrelse		Synkehastighet (Stokes)	
$\mu\text{m}$	m	m/sek.	cm/min.
100	$10^{-4}$	$2.2 \cdot 10^{-2}$	132
10	$10^{-5}$	$2.2 \cdot 10^{-4}$	1,32
1	$10^{-6}$	$2.2 \cdot 10^{-6}$	0,0132

Disse beregningene bygger på en rekke forutsetninger om partiklenes form, størrelse, tetthet m.m. Tallverdien for Stokes synkehastighet bør derfor anvendes med varsomhet ved beregninger av partikkelspredning.

#### 5. Konklusjon

Orienterende undersøkelser av kisavbrannens synkeegenskaper i ferskvann og sjøvann viser at

- Det grovpartikulære materiale synker raskt
- Finfraksjonen synker langsomt både i sjøvann og ferskvann



- Turbiditet etter 3 timers rolig sedimentering var ca. 3 FTU i sjøvann og ca. 5,5 FTU i ferskvann.

Ved å benytte kisavbrann for å fjerne hydrogensulfid fra naturlige vannforekomster må man trolig akseptere at dypvannets partikkelinnhold økes (det forutsettes at materialet ikke spres i overflaten). I hvilken grad overflatevannets utseende (turbiditet, siktedyp m.v.) endres avhenger bl.a. av vannmassenes lagdeling og strømningsforholdene.

### Henvisninger

Lingsten L. 1984: Rutineundersøkelser i Glomma i Østfold 1983. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 144/84.

Wright R. et al. 1983: Otra 1982. Rutineovervåking. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 89/83.

Fig. 1. Turbiditet i ulike dyp av sedimenteringskolonnen  
 som funksjon av sedimenteringstiden.

Forsøk I: 7.2 g kisaubrenn innblandet i 120 ferstevann.

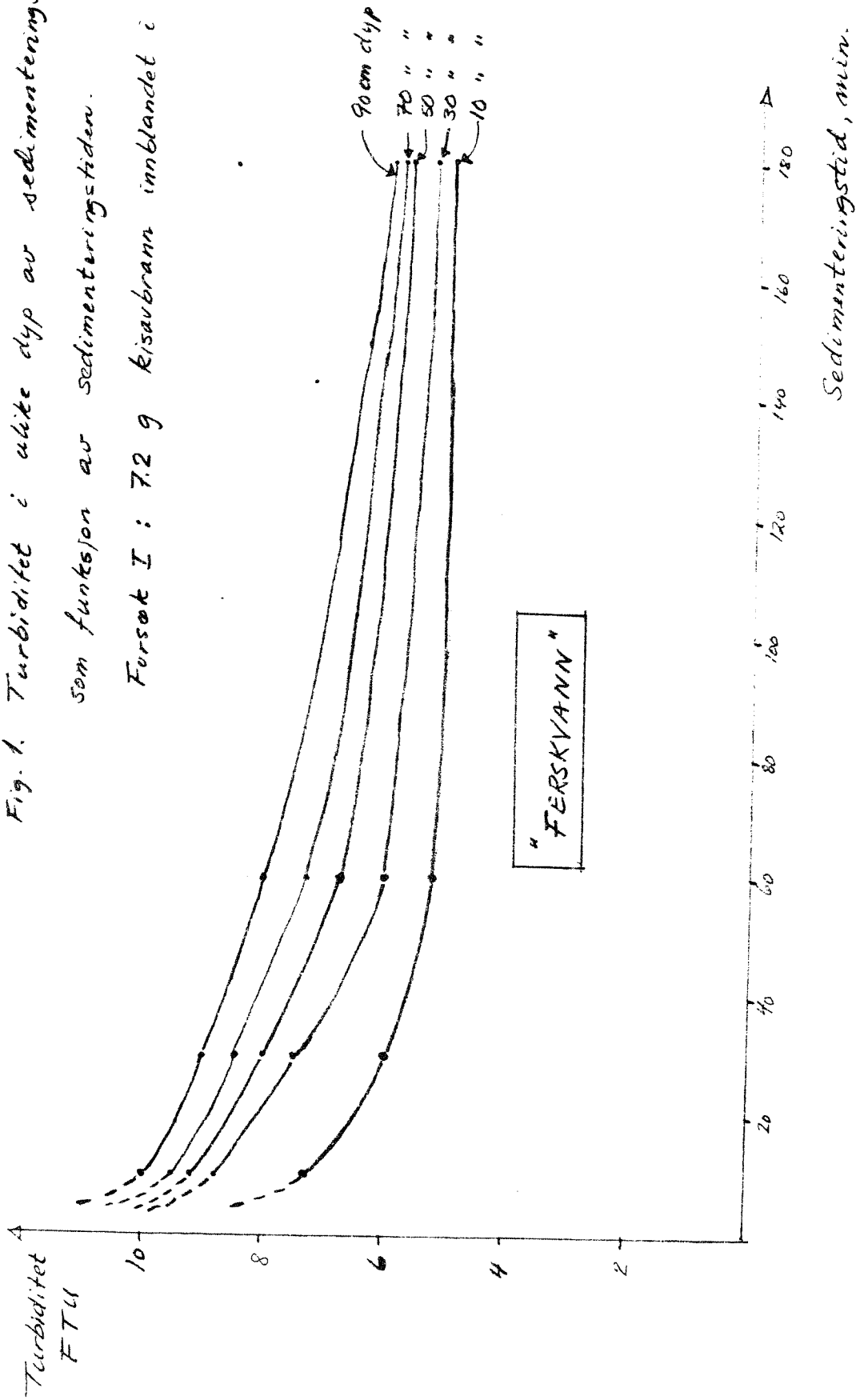
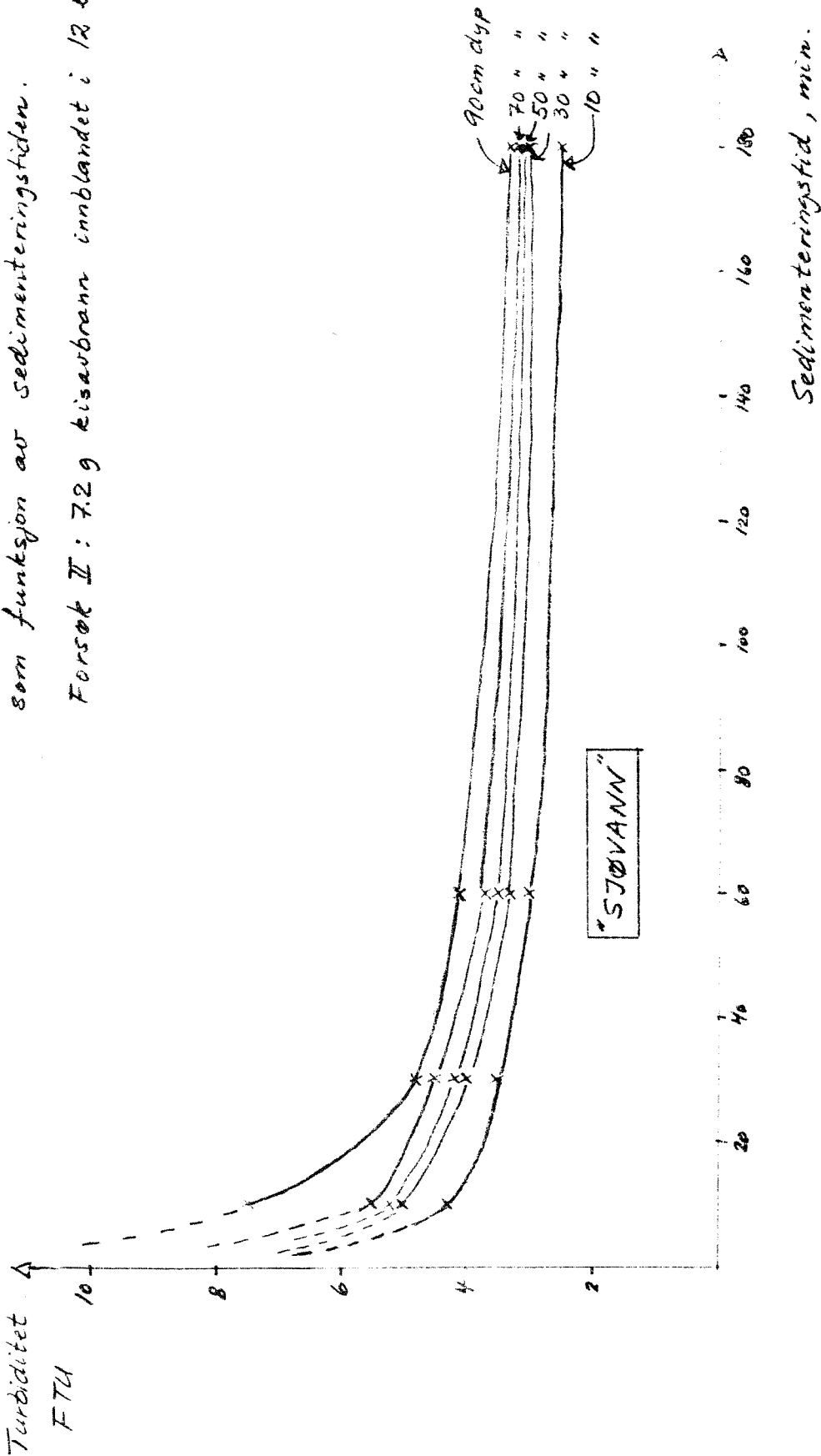


Fig. 2. Turbiditet i ulike dyp av sedimenteringskolonnen som funksjon av sedimenteringstiden.

Forsøk II: 7.2 g kisarbrann innblandet i 12 l sjøvann.



O-85101, 17.01.85.