



O-92087

Konsekvenser
av utslipp fra
tørkeanlegget ved
Titania A/S

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
O-92087	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
2810	

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 69, Korsvoll	Televeien 1	Rute 866	Thormøhlensgt 55	Søndre Tollbugate 3
0808 Oslo 8	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5008 Bergen	9000 Tromsø
Telefon (47 2) 18 51 00	Telefon (47 41) 43 033	Telefon (47 65) 76 752	Telefon (47 5) 32 56 40	Telefon (47 83) 85 280
Telefax (47 2) 18 52 00	Telefax (47 41) 44 513	Telefax (47 65) 76 653	Telefax (47 5) 32 88 33	Telefax (47 83) 80 509

Rapportens tittel: KONSEKVENSER AV UTSLIPP FRA TØRKEANLEGGET VED TITANIA A/S	Dato: 25.09.92 Trykket: NIVA 1992
Forfatter(e): Morten Thorne Schaanning Birger Bjerkeng Torsten Källqvist	Faggruppe: Marinøkologisk
	Geografisk område: Rogaland
	Antall sider: 36 Opplag: 50

Oppdragsgiver: Titania A/S	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
--------------------------------------	-----------------------------------------

Ekstrakt:

Etter utslippstillatelse av 25.03.92 skal avgangen fra tørkeanlegget ved Titania A/S deponeres i landdeponi. Avgangen, som nå slippes ut på 110 m dyp i Dynga, har lav pH og inneholder fosfor, nikkel, krom og noe kobber. Laboratorieforsøk med avgangsprøve kombinert med modellberegninger av primærfortynning og innlagingsdyp viste at pH vil nøytraliseres under innlagring kort tid etter utslippspunktet og at $\leq 20\%$ av totalinnholdet av fosfor vil spres i resipienten som algetilgjengelig fosfat-fosfor. Algetilgjengelig fraksjon var proporsjonal med primærfortynning. Uten pH-justering vil en primærfortynning på 50-100x være optimal i forhold til eutrofi-effekter av utslippet. Etter 48 timer ekvilibrerings i et sediment-sjøvann system var restkonsentrasjoner av krom, kobber og nikkel på henholdsvis 4 %, 15 % og 88 % av utslippet. Giftighetstest viste at veksthastigheten hos en marin planktonalge ble ikke påvirket ved høye konsentrasjoner (10x og 20x fortynning) av avgangsprøve i sjøvann.

4 emneord, norske

1. Avgangsdeponering
2. Fosfor
3. Tungmetall
4. Sedimentering

4 emneord, engelske

1. Mining waste deposition
2. Phosphorous
3. Heavy metal
4. Sedimentation

Prosjektleder

.....
Morten Thorne Schaanning
.....

For administrasjonen

.....
Torgeir Bakke
.....

ISBN 82-577-2200-6

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

O-92087

KONSEKVENSER
AV UTSLIPP FRA
TØRKEANLEGGET VED
TITANIA A/S

Oslo, 25. november 1992

Prosjektleder Morten Thorne Schaanning

Medarbeidere: Birger Bjerkeng
Eigil Rune Iversen
Torsten Källkvist

FORORD.....	3
SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER.....	4
1. INNLEDNING.....	6
2. MÅLSETTING.....	7
3. KJEMISK ANALYSE.....	8
3.1 Element "screening" ved ICP-analyse.....	8
3.2 Bufferkapasitet i forhold til sjøvann og lut.....	9
4. TOKSISITETSTEST MED ALGER.....	9
4.1 Metode.....	9
4.2 Resultat.....	12
5. BEREGNING AV PRIMÆRFORTYNNING OG INNLAGRINGSDYP.....	13
5.1 Resipient-data.....	13
5.2 Fortynning og innlagring av nytt utslipp - valg av utslippsutforming og sjøvannsinnblanding.....	15
5.2.1 Utslippsdata - beregningsforutsetninger.....	15
5.2.2 Resultater.....	17
6. RETENSJONSFORSØK.....	21
6.1 Pilotforsøk 1, retensjon i sjøvann ved varierende pH.....	22
6.1.1 Forsøksoppsett.....	22
6.1.2 Resultat.....	22
6.2 Pilotforsøk 2, retensjon i sjøvann m/suspendert sediment.....	22
6.2.1 Forsøksoppsett.....	22
6.2.2 Resultat.....	23
6.3 Forsøk 3, retensjon av fosfat og metaller i sediment- akvarier.....	23
6.3.1 Metode.....	23
6.3.2 Resultat.....	24
6.4 Forsøk 4, retensjon av fosfat i fortynningsrekke 1-800x.	29
6.4.1 Forsøksoppsett.....	29
6.4.2 Resultat.....	29
7. DISKUSJON.....	30
7.1 Utfelling av jernoksyd og adsorpsjon av fosfat.....	30
7.2 Konklusjon fosfat.....	34
7.3 Tungmetaller.....	35
REFERENSER.....	36

FORORD

Denne rapporten er utarbeidet for Titania A/S og beskriver resultatene av NIVA oppdrag O-92087. Bakgrunnen for oppdraget var Titanias forslag til endret avgangssystemet i forhold til utslippstillatelse av 25. mars 1991. På grunnlag av dette forslaget utarbeidet NIVA et prosjektforslag: *Konsekvenser av utslipp fra tørkeanlegget ved Titania A/S til 110m dyp på Dynga* . Prosjektforslaget v.1.4. ble godkjent i brev fra Titania A/S av 1.06.92.

Oslo, 25. november 1992.

Morten Thorne Schaanning

SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

Utslippene fra Titania A/S omfatter

- *grovavgang*
- *avløpsvann fra tørkeanlegg*
- *dreneringsvann fra gruve*
- *avløpsvann fra magnetittfilter*

Grovavgangen inneholder store partikkelmengder (2 mill. tonn·år⁻¹). De miljømessige konsekvenser av dette utslippet har vært gjenstand for omfattende vurderinger i tidligere rapporter fra NIVA og andre (se litteraturliste). Avløpsvannet fra *tørkeanlegget* har et volum på 245,5 m³·h⁻¹, lav pH og et betydelig innhold av fosfor og enkelte tungmetaller. Både *dreneringsvannet* fra gruva og avløpet fra *magnetittfilteret* regnes for å være miljømessig uproblematisk utslipp. Dreneringsvannet har imidlertid, et volum på gjennomsnitt 325 m³·h⁻¹ og vil kunne påvirke fortynning og innlagringsdyp i resipienten dersom det kjøres i felles ledning med utslippet fra *tørkeanlegget*.

Titania A/S har siden 1984 deponert grovavgang og avløpet fra *tørkeanlegget* på 110 m dyp i Dynga. Dreneringsvannet fra gruva går via avløpsledning til 28 m dyp i Jøssingfjorden. Etter utslippstillatelse av 25. mars 1991, skal både grovavgang og avløpet fra *tørkeanlegget* overføres til landdeponi. Bedriften har bedt NIVA vurdere miljømessige konsekvenser av fortsatt utslipp av avgangen fra *tørkeanlegget* til Dynga, eventuelt kjørt sammen med dreneringsvannet, filtervannet og sjøvann som kan pumpes inn i felles avløpsledning ved trykktårn plassert ved strandkanten.

En døgnmiddel-prøve av avgangen ble innsamlet i utløpet fra *tørkeanlegget* på Titania 25-26. mai, 1992. Sub-prøver av denne ble fordelt til elementanalyse, giftighetstesting og diverse utfellingsforsøk for å vurdere retensjon av fosfat og enkelte tungmetaller.

Analysene viste et betydelig innhold av fosfor, jern, krom, nikkel og til en viss grad kobber. Innholdet av fosfor var noe høyere enn opplyst på forhånd. Årsaken til dette kan være at elementanalyser utført vha ICP (Indusert koblet plasma atomemisjonsspektroskopi) kan omfatte kolloidalt bundet fosfor som ikke løses ut ved tradisjonell oppslutning i persulfat. Forøvrig var konsentrasjonene i rimelig god overenstemmelse med gitte opplysninger.

Ved giftighetstesting av fortynnete prøver av avgangen fra *tørkeanlegget* på den marine algen *Skeletonema costatum* ble det funnet noe redusert veksthastighet i prøvene fortynnet 30-100x, men ikke ved høyere eller lavere konsentrasjoner. Effekten var trolig et resultat av utfelling av jernoksyder, snarere enn toksiske forbindelser i prøvene.

Utfellingsforsøkene viste at utfelling av jern fra sjøvannsprøver iblandet avgang var sterkt pH-avhengig. Ved $\text{pH} \geq 7,2$ og etter en inkubasjonstid ≥ 4 timer ble 5-20 % av fosfatinnholdet i avgangen funnet igjen som ortofosfat i filtrerte vannprøver. Sedimentkontakt førte til større retensjon. Fortynning medførte redusert retensjon. Dersom det antas at den fraksjonen av utslippet som danner partikler i nærheten av utslippspunktet på 110m dyp innlagres permanent i sedimentene, kan bare den oppløste fraksjonen vurderes som potensielt tilgjengelig for alger ved en fremtidig, og etter sterk fortynning, innblanding i produktive vannmasser. Dette resonnementet ligger til grunn for angivelsen av algetilgjengelig fraksjon av fosfat og enkelte tungmetaller i tabellen under.

Tabell. Årlige utslipp av total oppløst og algetilgjengelig fraksjon av en del elementer fra tørkeanlegget. Beregningene forutsetter vannføring på $246 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ og driftstid ved tørkeanlegget på $7\,500 \text{ h} \cdot \text{år}^{-1}$. Algetilgjengelig fraksjon er estimert som differens mellom totalutslipp og restkonsentrasjon i sediment-sjøvannsystem ved $\text{pH} \approx 7,5$, 20x fortynning og 48 timers reaksjonstid.

	Totalt utslipp i oppløst fraksjon	Potensielt algetilgjengelig
	tonn·år ⁻¹	
Fosfor	247*	10-50**
Jern	388	2
Krom	2,19	0,1
Nikkel	2,12	1,9
Kobber	0,64	0,04

*Medregnet eventuelt sterkt bundet kolloidalt fosfor

**Oppløst ortofosfat.

Tabellen viser at det ble funnet god retensjon av både jern, fosfor, krom og kobber under de gitte forsøksbetingelsene. God retensjon av fosfor (og jern) forutsatte $\text{pH} \geq 7,2$ og minst mulig fortynning. I sjøvann uten sedimentkontakt, avtok retensjonen fra $\approx 95\%$ ved 50x fortynning, til $\approx 80\%$ ved 300x fortynning og $\approx 65\%$ ved 800x fortynning. Uten pH-justering ved kalking før utslipp vil tilfredstillende pH oppnås ved ca 70x fortynning i sjøvann.

Primærfortynning og innlagingsdyp ble beregnet for 20 forskjellige tetthetsprofiler observert ved utslippsstedet i perioden fra 12/9-90 til 12/6-92. Ved beregningene ble det antatt at dreneringsvannet ble kjørt sammen med utslippet fra tørkeanlegget. Laveste modellerte vannføring var derfor 100 l/s. Dersom avgangen fra tørkeanlegget kjøres alene, vil vannføringen reduseres til et stabilt nivå på 70 l/s.

Samtlige modellberegninger ga primærfortynninger mellom 70x og 1000x. Det betyr at pH i alle modellerte situasjoner vil være tilstrekkelig for effektiv utfelling av jernoksyder. Ved en vannføring på 100l/s og strålediameter på 200 mm, ble det oppnådd fortynninger fra 70x til 600x i innlagingsdyp mellom 10m og 90m. 17 av 20 tetthetsfordelinger ga fortynninger mellom 70x og 250x i innlagingsdyp mellom 55m og 90m. Estimert retensjon av fosfor gitt i tabellen over tilsvarer fortynning 50x - 300x. M.a.o. vil dette utslippsarrangementet gi en retensjon av fosfor $\geq 80\%$ i $\geq 85\%$ av tiden.

Modellberegningene viste at mindre vannføring hadde gunstig effekt på fortynning og tilnærmet ingen effekt på innlagingsdypet. Sjøvannsinnblanding 1:1 hadde positiv effekt på innlagingsdypet, men medførte noe større primærfortynning. Økning av energien i strålen ved

innsnevring av strålediameteren hadde også gunstig effekt på innlagringsdyp, men ikke på primærfortynning.

På grunnlag av retensjonsforsøkene ble det konkludert at for å oppnå størst mulig retensjon av fosfor og tungmetaller og minst mulig tilførsel til produktive vannmasser nær overflaten, burde målsettingen med utslippsarrangementet i Dynga først og fremst være minst mulig primærfortynning og dernest størst mulig innlagringsdyp. Disse to målsettingene er som oftest motstridende. Utslippsarrangementet må derfor bli et kompromiss. Oppnåelig fortynning synes å kunne gi 80-95% retensjon av fosfor og innlagring under produktiv sone ved de fleste tetthetsprofiler observert ved utslippspunktet. Ytterligere modellberegninger vil kunne avklare mer nøyaktig hvilket arrangement som best oppfyller målsettingen.

Selv den beste etterligning av naturlige forhold i laboratoriet eller i teoretiske modeller vil ikke kunne ta hensyn til alle komponenter som er tilstede i det naturlige systemet. Det er derfor betydelig usikkerhet knyttet til overføringen av konklusjonene til de faktiske forhold på utslippstedet. Utslippene fra tørkeanlegget har til nå ikke vært ansett som problematisk i forhold til miljøet i og omkring Dynga. Oppmerksomheten har vært rettet mot de store partikkelmengdene i grovavgangen. Vannprøver fra området viste at fosfatinnholdet i prøver nær utslippsområdet ikke overskrider de normale variasjoner i tilstøtende, upåvirkete vannmasser. Det kan ikke ses bort fra at partikler fra grovavgangen idag binder og sedimenterer fosfat og metaller fra tørkeavgangen. Dersom utslippet tillates i en prøveperiode etter overføring av grovavgangen til land-deponi, vil intensiv prøvetaking i innlagringsområdet kunne avklare gyldigheten av å overføre resultatene fra laboratorieforsøkene og beregningsmodellen til det naturlige systemet.

1. INNLEDNING

Titania A/S har siden starten i 1918 benyttet avgangsdeponier både på land og i sjøen. Frem til 1965 ble grovavgangen deponert på land og finfraksjon og avrenning fra landdeponi ble ført ut i sjøen via Sokndalselva. Jøssingfjorden var hoveddeponiområde i 1960 og -70-årene. Etter utslippstillatelse av desember 1980 fra Statens Forurensingstilsyn, ble Dyngadjupet tatt i bruk i 1984. Etter utslippstillatelse av 25. mars 1991, skal både grovavgang og avløpet fra tørkeanlegget overføres til landdeponi.

Forslaget til endringer i avgangssystem i forhold til siste utslippstillatelse er beskrevet i brev av 17. mars 1992 (VEDLEGG). Forslaget berører avgang fra tre ulike kilder: tørkeanlegg, magnetittfilter og gruvedrenering. Delstrømmene er beskrevet i tabell 3.1. Endringsforslaget går i korthet ut på:

- 1) Avgang fra tørkeanlegg pumpes ikke til landdeponi slik utslippstillatelsen forutsetter, men føres via eksisterende avløpsledning til 110 m dyp på Dynga.
- 2) Dreneringsvannet fra gruva overføres fra utslipp på 28 m dyp i Jøssingfjorden til 110m dyp på Dynga.
- 3) Vannet fra magnetittfilter slippes ikke ut ved lasteanlegget, men føres sammen med de to øvrige avganger via trykktårn til 110m dyp på Dynga.
- 4) Ved nødstop av pumpe ved trykktårn vil overløp slippes ut på 28 m dyp i Jøssingfjorden.

Tabell 1.1. Karakterisering av delstrømmer av avløpssystemet ved Titania A/S (kilde: Analyserapport 32/92, Titania 1992).

	Volum	pH	Susp.mat.	P	Fe	Ni	Cr
	m ³ ·h ⁻¹		mg·l ⁻¹	µg·l ⁻¹			
Tørkeavgang	245,5	1,88	3 558,4	83 000	148 000	690	850
Gruvedrenering	325,0	7,91	56,6	49	60	<9	80
Filtervann	13,4	6,71	45,7	216	450	<9	30

Delstrømmene fra gruvedrenering og magnetittfilter transporterer ubetydelige mengder fosfor og tungmetaller og vil kun bidra til en fortynning av avgangen fra tørkeanlegget. Utslippene fra tørkeanlegget har ikke tidligere vært sett på som problematiske fordi de har vært fordelt (fortynnet) på store masser i grovavgangen. Den foreslåtte oppsplitting av utslippet med grovavgang til landdeponiet og tørkeavgang til sjøen gjør det nødvendig å revurdere eventuelle miljøeffekter av komponenter i tørkeavgangen.

Etter en eventuell omlegging til landdeponering av grovavgangen, men fortsatt sjødeponering av tørkeavgangen, vil partikkelutslippet til Dyngadjupet bli redusert fra 2 000 000 tonn·år⁻¹ til 14 000 tonn·år⁻¹. Regnes en årlig driftstid på tørkeanlegget på 7 500 timer gir dataene i tabell 3.1 årlige utslipp av løst fosfor, nikkel og krom tilsvarende 150 tonn P, 1,2 tonn Ni og 1,7 tonn Cr. Dersom også tørkeavgangen deponeres på land blir utslippene til sjøen ubetydelige. Landdeponering av tørkeavgangen er heller ikke miljømessig uproblematisk, men slike konsekvenser er ikke tema for denne rapporten.

2. MÅLSETTING

Målsettingen med prosjektet var å vurdere miljøkonsekvensene av et fortsatt utslipp av avgangen fra tørkeanlegget via eksisterende ledning til 110 m dyp på Dynga. Vurderingen avgrenses til å gjelde akutt giftighet på organismer nær utslippspunktet som kan følge av lav pH eller høyt innhold av tungmetaller og eutrofi-effekt av fosfat. Vurderingene skal baseres på modellberegninger av fortynning og innlagring av utslippet i resipienten, giftighetstesting av avgangsprøver fra tørkeanlegget og retensjon av fosfat og tungmetaller i sjøvann i kontakt med naturlige sedimenter.

3. KJEMISK ANALYSE

3.1 Element "screening" ved ICP-analyse

En døgnmiddel-prøve av avgangen ble innsamlet i utløpet fra tørkeanlegget på Titania 25-26. mai, 1992. Delprøver av vannstrømmen ble tatt ut hver 4. time i løpet av en 24-timers periode. Prøven ankom laboratoriet på NIVA 27.05.92, der den ble oppbevart i kjølerom ved 4-6°C. Subprøve ble sendt Landbrukets Analysesenter for bestemmelse av totalt oppløste uorganiske elementer på ICP (Indusert koblet plasma atomemisjonsspektroskopi). Resultatene fra denne analysen er gjengitt i tabell 3.1.

Tabell 3.1. Totalt innhold av elementer i filtrert sub-prøve av døgnmiddelprøve tatt ut 27.05.92 fra avgangen ved tørkeanlegget på Titania. Analysene er utført ved Landbrukets Analysesenter, Ås.

Element	$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$
Fosfor (P)	134 000
Jern (Fe)	211 000
Mangan (Mn)	3 070
Titan (Ti)	640
Nikkel (Ni)	1 150
Krom (Cr)	1 190
Kobber (Cu)	350
Sink (Zn)	170
Bly (Pb)	< 150
Kadmium (Cd)	< 25
Vanadium (V)	330
Kobolt (Co)	110
Barium (Ba)	70

Tabellen viser at avgangen er karakterisert ved høyt innhold av fosfor, og enkelte metaller, særlig jern, nikkel og krom. Fordelingsmønsteret er i god overenstemmelse med resultatene gjengitt i tabell 1.1. Differenser mellom de to analyseseriene kan skyldes variasjoner i avgangen. De meget høye temperaturer som prøvene utsettes for under plasmaemisjonsteknikken kan gi større utbytte enn tradisjonelle oppslutningsmetoder i prøver som inneholder elementer sterkt bundet i mineralstrukturer. Dersom avgangsprøvene inneholder partikler som passerer vanlige 0,45 µm filter, kan analysetekniske ulikheter forklare de generelt noe høyere konsentrasjonsnivåer i tabell 3.1 sammenlignet med tabell 1.1.

3.2 Bufferkapasitet i forhold til sjøvann og lut

Ufiltrerte prøver av avgangen ble tilsatt porsjonsvise mengder av hhv 0,1M NaOH og sjøvann med salinitet $S \approx 33\text{‰}$ fra byrette. Magnetrører ga konstant omrøring i prøven og pH ble målt etter hver tilsetning med en Orion Ross pH-kombinasjons-elektrode kalibrert mot standard buffere pH 4, 0 og 7,0. Titreringen ble utført ved romtemperatur 19-23°C. Sjøvannet ble hentet fra 40 m dyp i Oslofjorden utenfor Drøbak.

Titreringskurver for avgangsprøven er vist i fig. 3.1 og 3.2. Titreringen med lut (fig. 3.1) viste at avgangen ble nøytralisert med en basetilsetning på $0,035 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$.

Ved sjøvannsinnblanding (fig. 3.2) ble avgangen nøytralisert ved en fortyning på tilnærmet 50 deler sjøvann til 1 del avgang. For å få pH over 6,0 måtte avgangen fortyntes 18x, mens pH var mindre enn 4,0 i prøver fortyntet 10x.

4. TOKSISITETSTEST MED ALGER

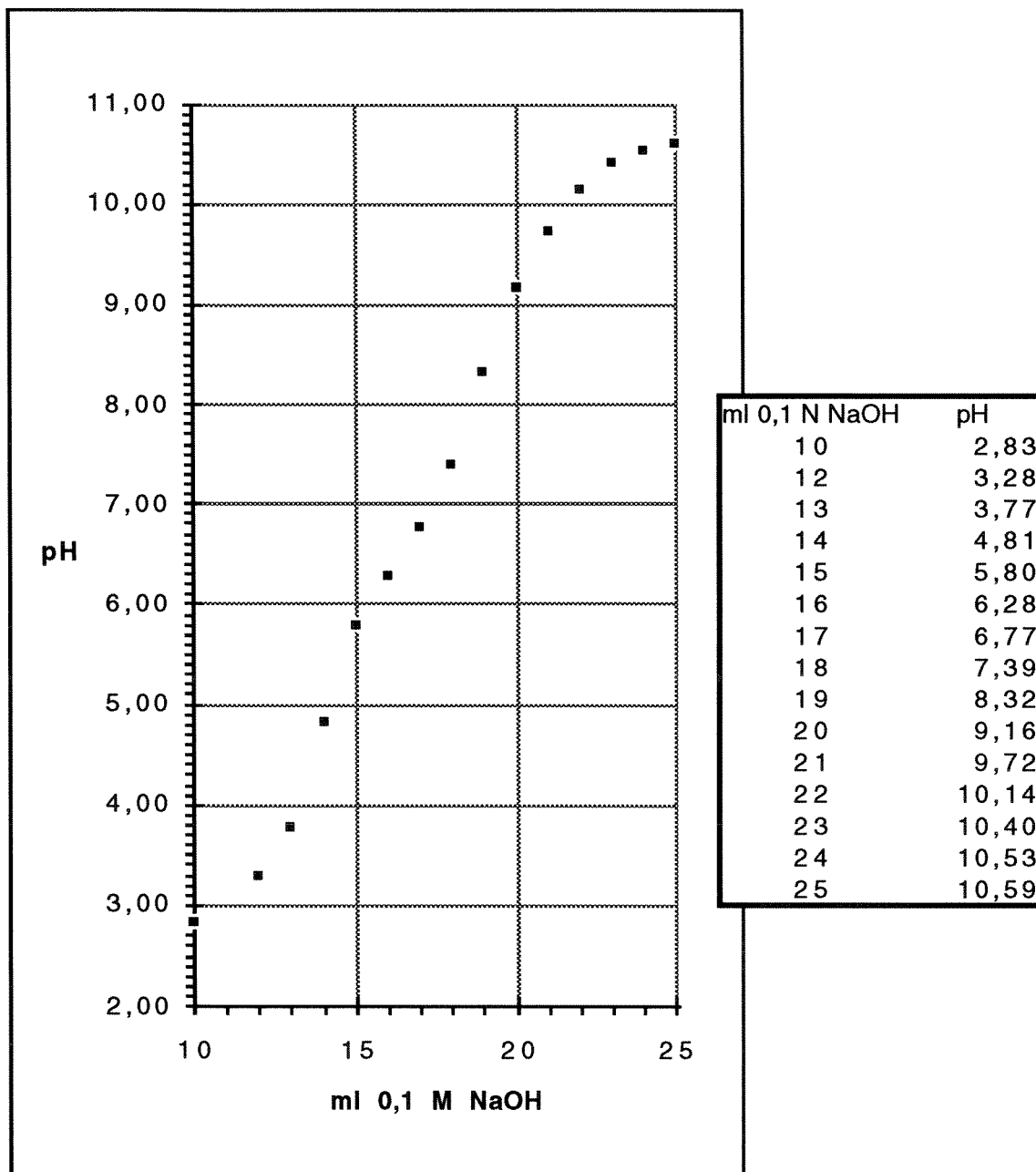
4.1 Metode

Gift effekter av avgang fra Titania er undersøkt på den marine planktonalgen *Skeletonema costatum*. Testen ble gjort på en prøve av totalavgang fra tørkeanlegg tatt 25.5. 1992.

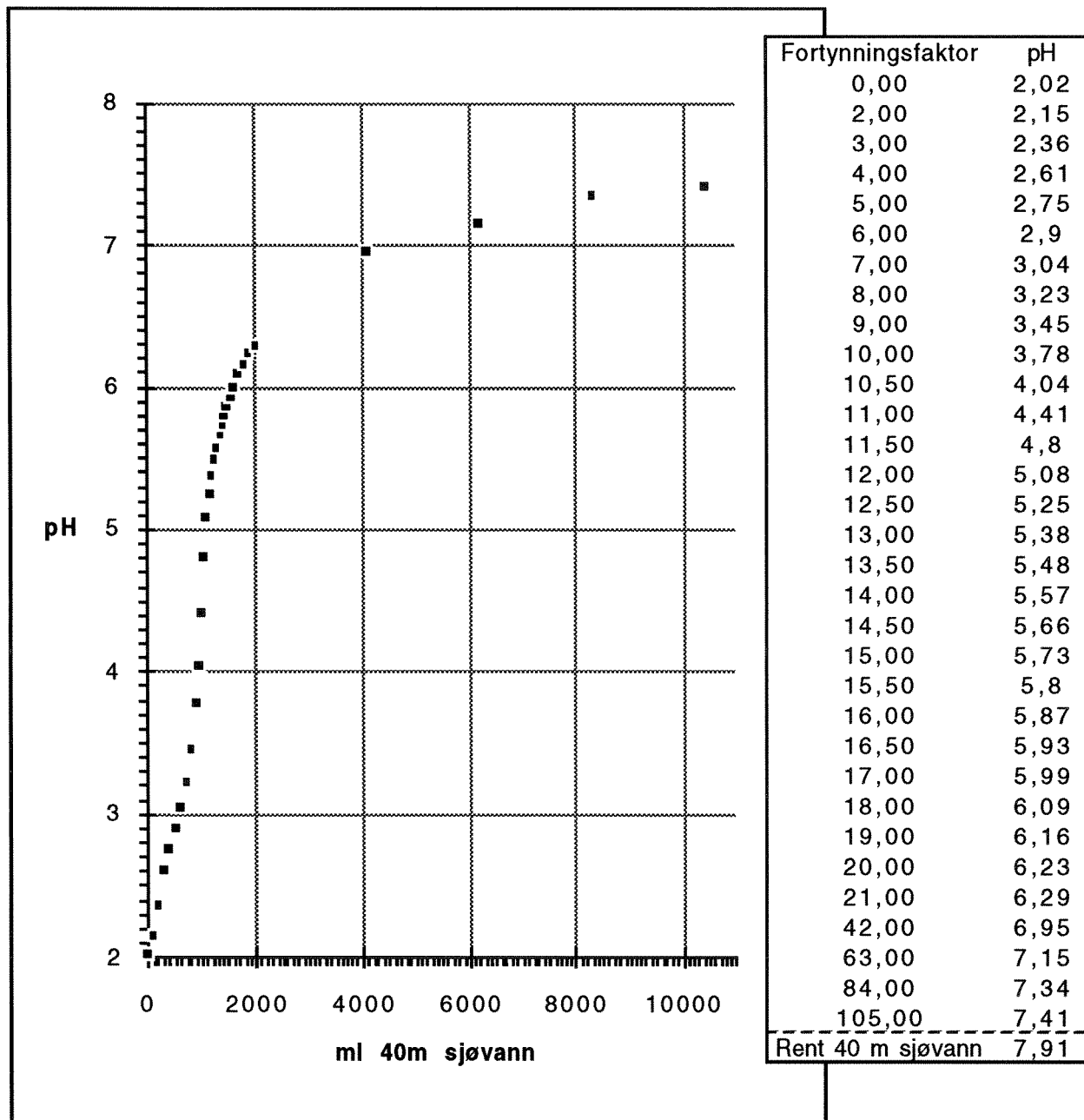
Avgangsprøven ble tilsatt et vekstmedium for alger (10% Z8) uten sporstoffer og organisk chelator. Deretter ble den blandet til ulike konsentrasjoner fra 0 - 10% i sjøvann fra ytre Oslofjord som var tilsatt samme vekstmedium. pH-verdien ble justert etter fortyning til 7,8-7,9.

De fortyndede avgangsprøvene ble podet med algen *Skeletonema costatum* fra en eksponensielt voksende stamkultur i 10% Z8. Celletettheten ved start var $5\cdot 10^6$ celler $\cdot\text{l}^{-1}$.

Prøvene ble overført til mikrottestplater med 24 brønner. Prøvevolumet var 2 ml i hver brønn og det ble brukt 4 brønner for hver konsentrasjon av avgang samt 16 brønner for



Figur 3.1. Titrering 31,05.92 av 50ml avgangsprøve med 0,1M NaOH.



Figur 3.2. Titrering 31.05.92 av 100 ml avgangsprøve med sjøvann fra 40 m dyp i Ytre Oslofjord.

kontrollkulturer i rent sjøvann. Testplatene ble inkubert ved 20 °C og kontinuerlig belysning tilsvarende ca. 50 mE m⁻² s⁻¹.

Algenes vekst ble registrert ved måling av klorofyll i hver brønn ved start og etter 24 og 48 timer. Klorofyllmålingene ble gjort med en Micropore Cytofluor 2300 fluorometer.

Veksthastigheten i hver av brønnene ble beregnet fra økningen i klorofyllinnhold fra start (k₀) og til etter 48 timers inkubering (k₄₈).

$$\frac{\ln(k_{48}) - \ln(k_0)}{2} \text{ døgn}^{-1}$$

4.2 Resultat

Middelverdien av veksthastigheten i kontrollkulturene (rent sjøvann med vekstmedium) var 1,59 døgn⁻¹ med standardavviket 0,028. Veksthastighetene i de enkelte brønnene med ulike konsentrasjoner av avgang var 1,37-1,66. Fig. 1 viser veksthastigheten i de ulike brønnene som prosent av middelverdien for kontrollene. Som fremgår av figuren var det tegn til reduksjon av veksthastigheten ved konsentrasjoner rundt 2%, men ikke ved høyere eller lavere konsentrasjoner. Tendensen til lavere veksthastighet i konsentrasjoner fra 1-3,2% er statistisk signifikant, og skyldes trolig gifteffekter fra avgangen. At gifteffekter ikke ble observert ved høyere konsentrasjoner kan skyldes at de giftige komponentene er blitt fjernet ved utfelling sammen med jern ved pH-justeringen. Det ble observert tydelig utfelling ved disse konsentrasjonene.

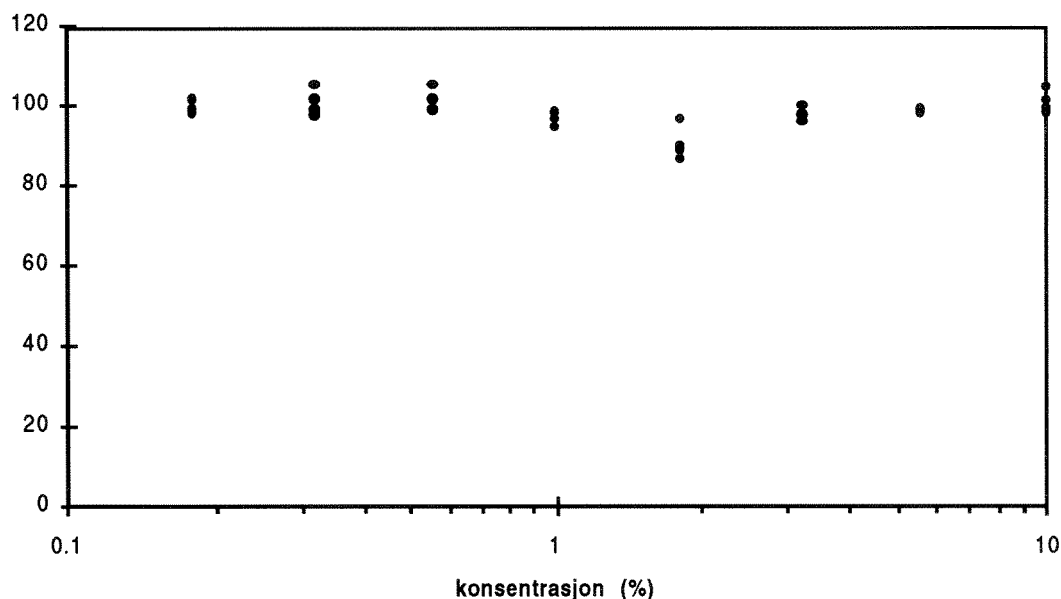


Fig. 4.1. Veksthastigheten hos *Skeletonema* i ulike konsentrasjoner av avgang fra Titania. Veksthastigheten er angitt som prosent av veksthastigheten i kontrollkulturer uten avgang.

5. BEREGNING AV PRIMÆRFORTYNNING OG INNLAGRINGSDYP

Beregning av primærfortynning og innlagring er utført med dataprogrammet NIVA*JETMIX. Dette programmet beregner fortynningsforløpet for en enkelt stråle, som funksjon av utslippsdata (hastighet, diameter, utslippsdyp og vinkelretning, samt utslippsvannets tetthet) og resipientdata (tetthet som funksjon av dyp). Både utslippsmengde, utslippstetthet og lagdeling i resipienten kan variere over tid, og det er derfor nødvendig å beregne for ulike utslippsdata og for en serie representative tetthetsprofiler for å få et bilde av hvordan et gitt utslippsarrangement vil virke i resipienten.

Beregningsprogrammet beregner fortynningen ut fra dynamikken i strålen og den blandingsenergien det gir, men tar ikke i betraktning mulige begrensninger på transport av nytt fortynningsvann fra sidene inn til strålen. Slike begrensninger kan føre til at innlagret avløpsvann istedet resirkuleres nedover og brukes som fortynningsvann, slik at effektiv fortynning nedsettes. Vurderinger av dette må gjøres separat.

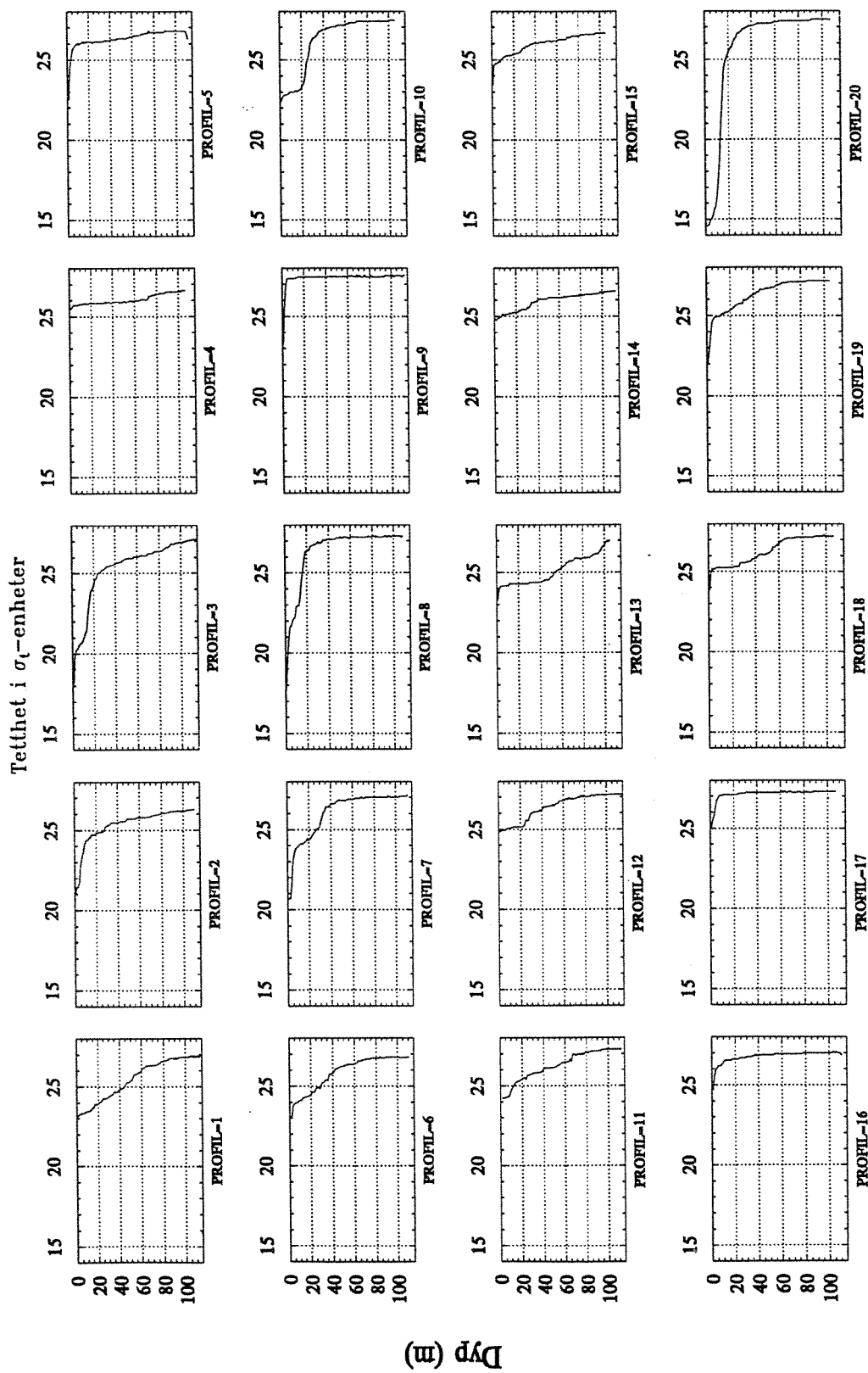
5.1 Resipient-data

Fra oppdragsgiver foreligger det hydrografidata fra 20 tokter i perioden 12.09.90 til 12.06.92. Profilene gir saltholdighet, temperatur og turbiditet som funksjon av dyp fra overflaten og ned til ca.110m dyp. Tabellen nedenfor gir en oversikt over hvilke hydrografiske profiler som er brukt.

Tabell 5.1. Oversikt over hydrografiske profiler fra st.9 Jøssingfjorden som er brukt ved fortynningsberegningene

Profil nr.	Dato	År	Profil nr.	Dato	År
1	12.sept.	90	11	20.aug.	91
2	18.okt.	90	12	10.sept.	91
3	14.nov.	90	13	22.okt.	91
4	19.des.	90	14	18.nov.	91
5	14.jan.	91	15	06.des.	91
6	11.mars	91	16	20.jan.	92
7	21.mars	91	17	25.feb.	92
8	23.april	91	18	24.mars	92
9	27.mai	91	19	10.april	92
10	11.juni	91	20	12.juni	92

Tetthetsprofiler fra stasjon 9 i Jøssingjorden 1990-1992



Figur 5.1 Tetthetsprofiler

De 20 tetthetsprofilene er vist i figur 5.1. Noen profiler (nr. 9, 16 og 17) er svært homogene nesten til overflaten, mens det i mange andre tilfelle er markert sjiktning ned til 60-70m dyp. Profil 3 og 13 skiller seg ut med særlig sterk sjiktning på store dyp. Denne variasjonen betyr at en må vente at innlagring og fortynning varierer sterkt i tid.

5.2 Fortynning og innlagring av nytt utslipp - valg av utslippsutforming og sjøvannsinnblanding

5.2.1 Utslippsdata - beregningsforutsetninger

Utslippet slik det er skissert i Titanias endringsforslag av mars 1992 vil bestå av en blanding av avløpsvann fra tørkeanlegg, magnetittfilter og dreneringsvann. Gjennomsnittlig samlet vannmengde er oppgitt til $584 \text{ m}^3 \cdot \text{time}^{-1}$, eller $160 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$, men den kan variere i tid iallfall mellom 100 og $200 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$ ifølge opplysninger fra bedriften.

Gjennomsnittlig utslipp av suspendert materiale er oppgitt til $1,9 \text{ tonn} \cdot \text{time}^{-1}$, dvs. $3,25 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ ved gjennomsnittlig vannføring. Under drift vil partikkelutslippet være omtrent konstant i tid, men mengden dreneringsvann vil variere med nedbør, og konsentrasjonene vil derfor variere mellom anslagsvis 2 og $4 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$, omvendt proporsjonalt med vannføringen i utslippet.

I denne rapporten (avsnitt 6.3.2) er det beskrevet forsøk som viser sedimenteringsegenskapene til partiklene i det foreslåtte utslippet. I disse forsøkene ble vann blandet i realistisk forhold av de forskjellige strømmene til en totalkonsentrasjon på $2 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ suspendert stoff, og initielt fortynnet med sjøvann i forholdet 1:20, til startkonsentrasjon $100 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Ved realistiske pH-verdier $\approx 6,5$ - $7,5$ tok det ca. 10 minutter før 50-60% av det opprinnelige partikkelinnholdet hadde sunket ut av et 12 cm tykt vannlag, og restinnholdet sank ut stadig langsommere, med annen halvering i løpet av 30-60 minutter, og tredje halvering i løpet av 10 timer eller mer. Utslippsstrålen vil under fortynningsforløpet bli noen meter i diameter, og innlagringen skjer i løpet av 1-5 minutter, med strålehastigheter omkring $0,3$ - $0,5 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. Hele partikkelinnholdet vil derfor følge med strålen frem til innlagring, og skal regnes med i effektiv tetthet. Spesifikk tetthet av partiklene i utslippsvannet er oppgitt å være mellom 2,7 og $4,6 \text{ tonn} \cdot \text{m}^{-3}$, og med partikkelinnhold fra 2 til $4 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ gir det tetthetsøkning på mellom 1,25 og $3 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ i forhold til rent ferskvann. For beregningene antas en tetthet i avløpsvannet på $1002 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$.

Utslippsledningen er 2400 m lang, og har innvendig diameter 327 mm. Utslippet ligger idag på 110 m dyp. De siste 700-800 m av ledningen vil sannsynligvis bli erstattet av ny ledning av samme type og størrelse som den eksisterende, og det nye utslippet vil bli på 100 m dyp. Utslippsstrålen vil kunne helle 10 - 20° nedover, men siden det blir dårligere innblanding nedenfra i startfasen kan det være like riktig å beregne for horisontal stråle.

Et trykktårn gir idag en trykkehøyde på 13-14 m vannsøyle, men for det planlagte utslippet er det aktuelt å innstallere pumpe for å få nødvendig trykk. Det gjør det mulig å øke vannmengdene, og tillater f.eks. sjøvannsinnblanding dersom det skulle være nødvendig for å bedre innlagring og fortynning. Innblanding av iallfall 100-200% sjøvann kan anses realistisk.

Total trykkehøyde eller energihøyde knyttet til utslippsarrangementet er sammensatt av:

- Mottrykk pga. tetthetsforskjell
- Friksjonstap i ledningen
- Kinetisk energi i utslippsstrålen.

Mottrykk pga. tetthetsforskjell vil være ca. 3 m vannsøyle ved utslipp av ublandet ferskvann, og avtar proporsjonalt med tetthetsforskjellen ved sjøvannsinnblanding.

Friksjonstap i ledningen er beregnet som trykkehøyde i tabell 5.2 nedenfor. For rent ferskvannsutslipp vil tapet ligge i området 1-5 m, avhengig av ruheten i ledningen ($\epsilon \leq 3$ mm) og vannføring, mens det for 1-2 ganger sjøvannsinnblanding kan bli et friksjonstap tilsvarende 15-40 m ved store vannføringer.

Den kinetiske energien som trykkehøyde er gitt ved $\Delta H = V^2 / 2g$ hvor V = hastighet i minste stråletverrsnitt og g = gravitasjonskonstanten $9,81 \text{ m}\cdot\text{s}^{-2}$. I tabell 5.3 er dette energitapet beregnet for endel ulike utslippsarrangementer og vannføringer. Tabellen omfatter tre forskjellige strålediametre; enkel åpning uten innsnevring, og to alternative innsnevring med blindlokk på enden av ledningen. Det er angitt dimensjon på sirkulært hull, men det er effektivt utstrømningstverrsnitt som er avgjørende. For strålediameter 100 mm vil det kreve store trykkehøyder å få til noe særlig sjøvannsinnblanding ved store vannføringer fra anlegget, dvs. i regnværperioder (skraverte verdier). Ellers ligger trykkehøyden innenfor 20 m.

Tabell 5.2. Trykktap pga. friksjon i utslippsledningen (lengde 2400m og indre diameter 327mm) som funksjon av ruhet og produksjonsvannmengder fra 100 til 200 l/s.

Vannføring	100	200	300	400	600	l/s
Ingen sjøvannsinnblanding						
Sjøvannsinnblanding 1:1						
Sjøvannsinnblanding 2:1						
Hastighet	0.30	0.60	0.89	1.19	1.79	m/s
Ruhet ϵ (mm)	Friksjonskoeffisient f og trykktap ΔH (m):					
0	0.0210 0.7	0.0181 2.4	0.0166 5.0	0.0157 8.3	0.0145 17	f ΔH (m)
1	0.0288 1.0	0.0276 3.7	0.0272 8.1	0.0270 14	0.0267 32	f ΔH (m)
3	0.0381 1.3	0.0374 5.0	0.0372 11	0.0371 20	0.0370 44	f ΔH (m)

Tabell 5.3. Utgangshastighet V og kinetisk energihøyde H_{kin} i utslippet ved alternative hulldiametre og ulik grad av sjøvannsinnblanding, for varierende ferskvannsmengder.

Hulldiameter, skarpkantet hull (mm):				125	238	327				
Strålediameter i minste tverrsnitt (mm):				100	200	327				
Ferskvannsmengder (l/s)			Vannmengde i utslippsstråle (l/s)	Hastighet (V) og kinetisk betinget trykkehøyde (H_{kin})						
100	150	200		V	H_{kin}	V	H_{kin}	V	H_{kin}	
% sjøvannsinnblanding				m/s	m	m/s	m	m/s	m	
0	---	---	100	13	9	3.3	0.5	1.2	0.1	
50	0	---	150	19	19	4.9	1.2	1.8	0.2	
100	33	0	200	26	34	6.5	2.2	2.4	0.3	
200	100	50	300	39	77	9.8	4.9	3.6	0.6	
300	167	100	400	52	138	13	8.7	4.8	1.2	
350	200	125	450	58	174	15	11	5.4	1.5	
500	300	200	600	78	309	20	20	7.1	2.6	

5.2.2 Resultater

Figur 5.2 viser innlagringsdyp og fortytning av ferskvannsmengden for tre alternative strålediametre 100, 200 og 327 mm, og for utslipp uten og med sjøvannsinnblanding 1:1. I det siste tilfelle er innblandingen av sjøvann inkludert i fortytning. Resultatene for hvert utslippsalternativ er gitt i et eget plott. Hvert punkt representerer bestemt kombinasjon av ferskvannsmengde (100, 150 eller 200 l·s⁻¹) og tetthetsprofil (1-20). Det er beregnet for alle kombinasjoner av profil og ferskvannsmengde. Tilsammen gir punktene innenfor hvert plott et bilde av hvordan innlagring og fortytning vil variere over tid for et gitt utslippsarrangement.

Det fremgår av figuren at både fortytning og innlagring varierer sterkt over tid. For alle de 5 ulike utslippsarrangementene varierer fortytningen fra ca. 1000x ned til ca. 50x. Variasjonen er hovedsakelig knyttet til variasjon i tetthetsjiktningen, og i stor grad uavhengig av utslippsarrangement. For profiler med stor sjiktning på store dyp (nr. 3 og 13) øker fortytningen med vannføringen, fordi energien i strålen øker mer enn de vannmengder som skal fortynnes. For homogene profiler vil det være energi knyttet til oppdrift av strålen som dominerer, da minsker effektiv fortytning med vannmengde.

Som nevnt tidligere vil utslippet av partikler stort sett være konstant, og med konsentrasjoner omvendt proporsjonalt med total vannmengde før sjøvannsinnblanding. Fortynningen vil derfor ikke gi noe helt riktig bilde av virkningen i resipienten.

Med et enkelt utslippsrør uten blindlokk og uten sjøvannsinnblanding ligger hoveddelen av resultatene i området 100-300 gangers fortynning. Innsnevring av utslippsåpningen til 200mm gir 10-20% større fortynning for de vanligste sjiktningene, mest for store ferskvannsmengder. De laveste fortynningsverdiene endres ikke, selv om innlagingsdypet øker noe. En innsnevring til 100 mm stråle gir en større fortynning, idet hoveddelen av resultatene viser 150 til 600 gangers fortynning, og bare for en tetthetsprofil blir fortynningen litt under 100 ved lav ferskvannstilførsel. En slik innsnevring gir også generelt innlagring på større dyp.

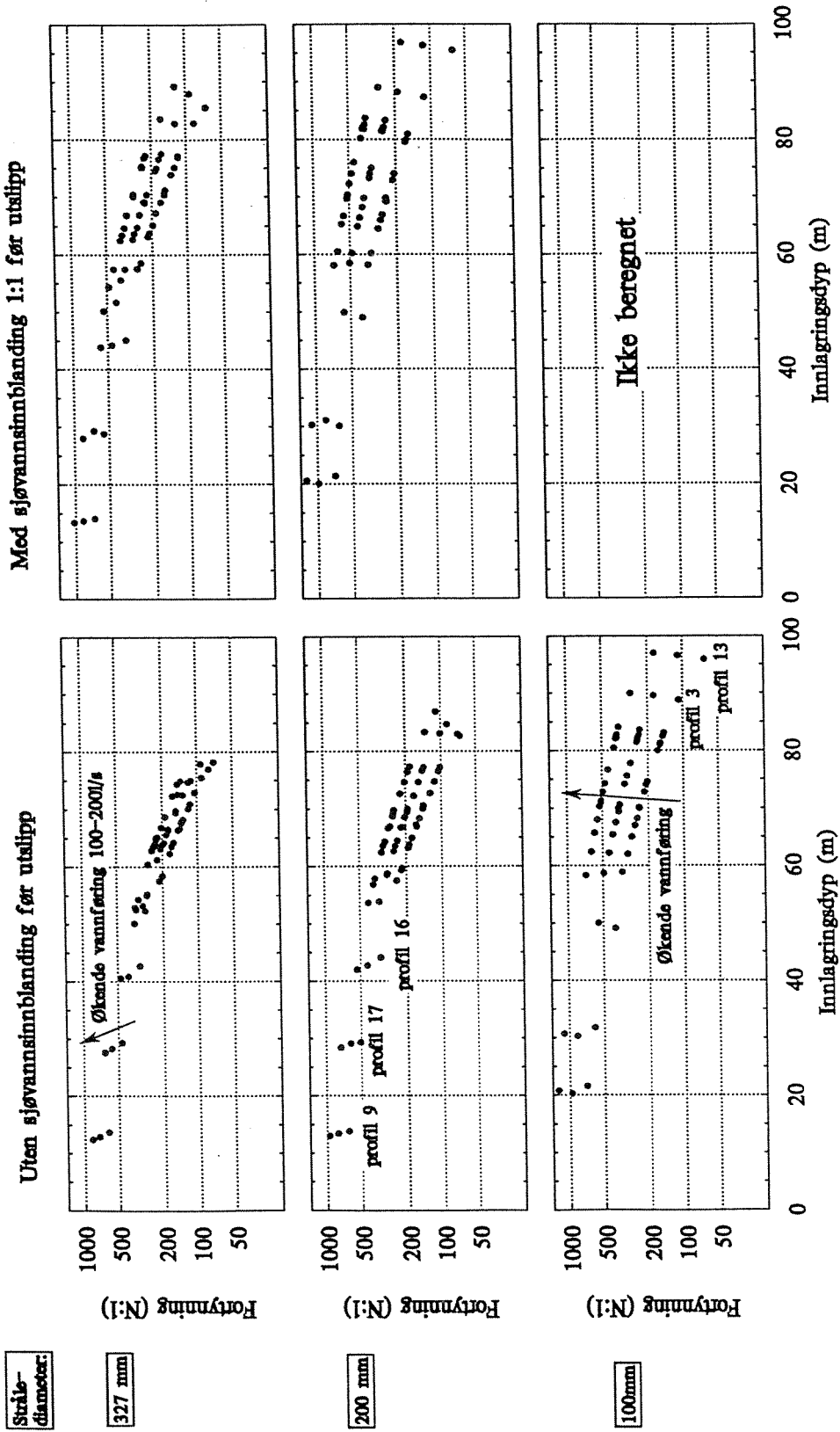
Sjøvannsinnblanding 1:1 har gunstig effekt på innlagingsdyp. Uten innsnevring blir både innlagring og fortynning omtrent som for 200 mm stråle uten innblanding, mens kombinasjonen av sjøvannsinnblanding og innsnevring til 200 mm stråle gir omtrent samme resultat som 100 mm stråle uten sjøvannsinnblanding.

Figur 5.3 viser den statistiske fordelingen av fortynningsverdier ut fra de samme resultatene. Resultatene ovenfor gjelder for horisontalt rettet stråle. Som nevnt er det en viss helning nedover på utløpsrøret. Den effektive retningen på strålen vil avhenge av hullets plassering og av om utløpsrøret er hevet over bunnen slik at det blir effektiv innblanding nedenfra. En kontrollberegning viser at det i alle tilfelle er små forskjeller mellom resultatene for en horisontal stråle og en stråle rettet 20° nedover, dersom det i begge tilfeller antas full innblanding også nedenfra i startfasen: Fortynningen varierer innenfor 5% for gjennomsnittlig sjiktning, opp til 10-20% for profiler med rask innlagring (profil nr. 3 og 13), og innlagingsdypet avviker innenfor 1-2 m.

Figuren viser at det uansett utslippsarrangement i noen tilfelle kan forventes innlagring på stort dyp (80-100 m) med fortynning av tørkeavgangen på ca. 100x eller litt under. De fleste situasjoner gir fortynninger mellom 100x og 600x. Lavere vannføring reduserer fortynningen.

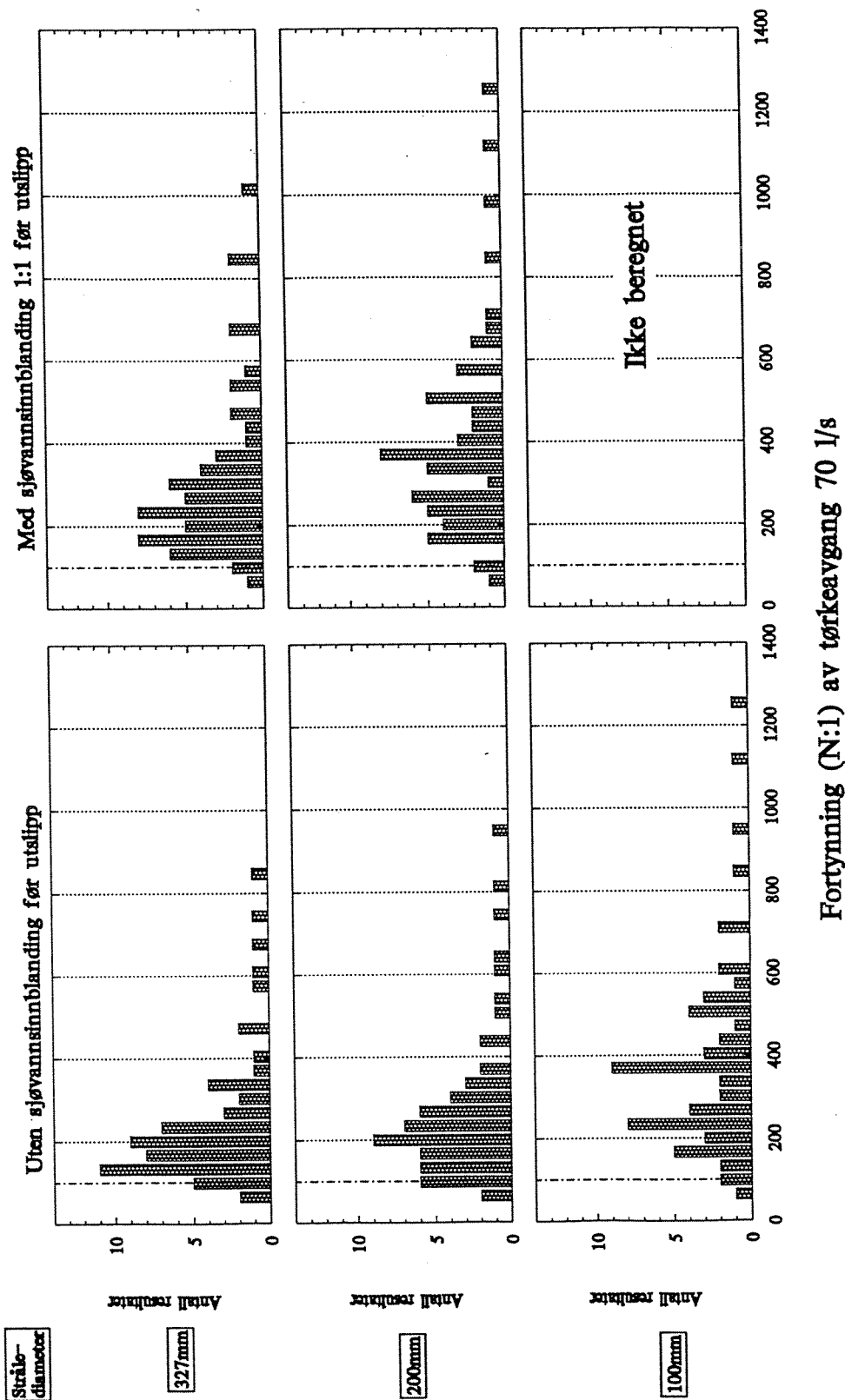
Fortynning og innlagring for ulike utslippsarrangementer på 100m dyp, Dynga.
 Resultater for alle 20 tetthetsprofiler, og for vannføring 100, 150 og 200 l/s

NB! Fortynning av tørkeavgang 70 l/s.



Figur 5.2

Statistisk fordeling av fortytning ved ulike utslippsarrangement på 100m dyp. Omfatter variasjon i siktning (profil 1-20), og i ferskvannføring (100-200l/s)



Figur 5.3

6. RETENSJONSFORSØK

Fire forsøk ble utført med sikte på å måle retensjon av fosfor og enkelte metaller i avgangsprøven fra Titania etter inkubering i sjøvann ved ulik fortykning, pH, inkuberingstid og sedimentkontakt. Forsøk nr 1 og 2 var ment som pilotforsøk med primær hensikt å gi et grunnlag for dimensjonering av forsøkene 3 og 4.

I alle forsøkene er retensjonen (R) beregnet som differensen mellom prøvenes forventede konsentrasjon etter fortykning (C_{i0}/F) og prøvenes restinnhold (C_i) av elementet etter inkubering:

$$\text{Lign. 6.1)} \quad R = 100 - C_i \cdot 100 / (C_{i0}/F)$$

C_{i0} er konsentrasjonen i avgangsprøven etter tabell 3.1, og F er fortykningsfaktoren. Retensjon vil dermed omfatte alle prosesser som gir forskjeller mellom $C_i \cdot F$ og C_{i0} , det være seg utfelling, adsorpsjon på suspenderte partikler, opptak i sedimenter og analysemetoder. Det siste kan ha en viss betydning fordi C_{i0} og C_i er analysert med ulike metoder og ved forskjellige laboratorier. En kontroll på mulige analytisk metodiske forskjeller har vi ved å sammenligne ICP-analysene av avgangsprøven med observerte konsentrasjoner i sjøvannsfortynnete prøver med lav retensjonen. Sammenligningen vist i tabell 6.1 indikerer rimelig god overenstemmelse mellom totalbestemmelsene av jern og nikkel. Konsentrasjonene av krom og kobber var lave i alle prøvene fra våre forsøk. Den såvidt store differensen mot ICP-analysene må antas å skyldes betydelig retensjon i alle prøvene.

Total fosfor bestemt ved ICP var noe høyere enn spektrofotometriske analyser av ortofosfat. Dette kan skyldes at en del fosfor bundet i kolloider som passerer filtrene på 0,45 μm ikke løses ut under analysene av ortofosfat. Dermed vil våre estimer av retensjonen (R) kunne omfatte en del kolloidalt bundet fosfor som faktisk unnslipper sediment-bunnvannsystemet. Imidlertid er denne P-fraksjonen så sterkt bundet at den ikke vil kunne utnyttes av alger. Retensjonsestimatene vil derfor ha god relevans ved vurdering av utslippenes bidrag til en eventuell eutrofiering.

Tabell 6.1. Sammenligning av beregnet utgangskonsentrasjon (C_{i0}) med største observerte konsentrasjoner ($C_i \cdot F$ ($F=20$)) fra forsøkene 1 og 3.

	C_{i0}	Maksimum $C_i \cdot 20$	
	ICP-analyser	Forsøk 1	Forsøk 3
Fosfor (P)	134 000	78 200	100 000
Jern (Fe)	211 000	168 000	230 000
Krom (Cr)	1 190	-	(420)
Nikkel (Ni)	1 150	-	1 260
Kobber (Cu)	350	-	(58)

6.1 Pilotforsøk 1, retensjon i sjøvann ved varierende pH

6.1.1 Forsøksoppsett

Et innledende forsøk ble utført ved å blande 15 ml av ufiltrert avgangsprøve med 285 ml sjøvann fra 40 m dyp. Dette ga pH 6,00-6,02 i de tre parallellene. pH i to av prøvene ble justert med fortynnet NaOH til hhv 7,98 og 10,11. Prøvene ble tildekket og satt mørkt ved romtemperatur (20°C) i 33 timer. Prøvene ble ristet kraftig 3 ganger (0, 10 og 20 timer etter innblanding) i løpet av inkubasjonsperioden.

Etter inkubasjon ble prøvene filtrert gjennom Nucleopore filter med porestørrelse 0,45 µm, og analysert mht Fe, Cr og PO₄. Fe og Cr ble analysert direkte vha atomabsorpsjons-spektrofotometri med grafittovn. Ortofosfat ble analysert etter standard spektrofotometrisk metode for autoanalysator.

6.1.2 Resultat

Resultatene er vist i tabell 6.2. Sjøvannsinnblandingene medførte betydelig retensjon av både jern, fosfat og krom ved pH ≥7,8. I de sureste prøvene ble betydelige mengder av jern og fosfor gjenfunnet i løsningen. Blakking og aggregering til karakteristiske hvite fnokker i den mest basiske prøven viste at en ved justering av pH til utfelling av Ca- og Mg-hydroksyder fra sjøvannet, kan øke retensjonen ved kofelling av krom og fosfor.

Tabell 6.2. Retensjon av jern, fosfat og krom fra avgangsprøve fortynnet 20x med sjøvann og inkubert 33 timer ved romtemperatur. Konsentrasjoner i µg·l⁻¹.

Før inkubering		Etter inkubering						
pH	Justert pH	pH	Fe		PO ₄		Cr	
			C _i	R (%)	C _i	R (%)	C _i	R (%)
6,02	-	6,67	8 400	20,4	3 910	41,6	2,10	96,6
6,01	7,98	7,80	<5	>99,95	1 350	79,9	2,10	96,6
6,00	10,11	9,59	<5	>99,95	174	97,4	<1,00	>98,3

6.2 Pilotforsøk 2, retensjon i sjøvann m/suspendert sediment

6.2.1 Forsøksoppsett

En delprøve av avgangsprøven ble justert til pH = 7,77 med svak NaOH før fortynning med sjøvann. Hhv 0, 10, 20 og 50 g avgang og 150 g homogenisert leirsediment ble fortynnet til 1000 g med sjøvann fra 40 m dyp. Prøvene ble ristet i 30 minutter og deretter inkubert i mørke ved 10°C. Etter en inkubasjonstid på 68 timer ble prøvene filtrert og analysert mht ortofosfat som beskrevet over.

6.2.2 Resultat

Resultatene fremgår av tabell 6.3. Forsøket viste at <10% av fosforinnholdet i avgangen ble funnet igjen som oppløst PO₄ i sediment-sjøvann suspensjonen. Retensjonen var noe bedre ved 20x fortynning enn ved 50x og 100x fortynning. Til tross for lavere temperatur var retensjonen høyere i sjøvannet tilsatt suspenderte sedimenter enn i sjøvann ved tilsvarende pH uten sedimenttilsetning i forsøket over.

Tabell 6.3. Retensjon av fosfat i prøver fortynnet med sjøvann og tilsatt 150 g suspendert sediment pr l prøve. pH var 7,8 og temperatur 10°C i alle prøvene. Inkubasjonstid var 68 timer.

Tilsatt avgang g	PO ₄ i tilsatt avgang μg·l ⁻¹	Rest PO ₄ etter inkub. μg·l ⁻¹	Retensjon %
0	0	30	-
10	504	125	90,7
20	1008	227	91,5
50	2520	259	96,1

6.3 Forsøk 3, retensjon av fosfat og metaller i sediment-akvarier

6.3.1 Metode

Et mer realistisk forsøk ble utført i sylindriske sedimentakvarier (ID = 46 cm) med 20 l vann over et ca 30 cm tykt sedimentlag. Sedimentene var opprinnelig innsamlet på 30 m dyp i Oslofjorden, og hadde stått uforstyrret og nedsenket i kontinuerlig gjennomstrømmende dypvann (40m) fra Oslofjorden i 19 mndr forut for dette forsøket. Erfaringsmessig vil slike sedimenter ha en realistisk fysisk-kjemisk lagdeling, naturlig bakterieflora og variert bunnfauna. Algevekst er forhindret ved at akvariene er plassert i mørkt kjellerlokale. Temperaturen tilsvarer temperaturen på 40 m dyp og følger de naturlige variasjonene i området 6 - 12°C. I løpet av dette forsøket lå temperaturen mellom 7 og 8°C.

Akvariene bør ikke betraktes som paralleller til et naturlig system. De utgjør imidlertid, parallelle eksperimentelle systemer som inneholder de fleste av de komponenter som finnes i et naturlig system av sedimenter og bunnvann.

Vannstanden utenfor akvariene ble senket til 10 cm under kanten slik at hele volumet på 20 l over sedimentflatene ble isolert. I tre parallelle kar ble 1 l av vannet over sedimentene forsiktig fjernet og erstattet med 1 l avgangsprøve. Dette ga pH ≈ 6,0 i vannet over sedimentet. pH i to av karene ble regulert med oppløst NaOH til pH respektive 7,5 og 9,5. Under preparering av karene, forut for hvert prøveuttak og minimum en gang hver dag, ble vannmassen forsiktig omblandet med glasstav slik at eventuelle konsentrasjonsgradienter i vannet ble eliminert uten oppvirvling av sedimenter.

Prøver ble tatt ut med økende tidsintervaller i løpet av de sju påfølgende døgn. Prøvene ble filtrert gjennom nucleopore filter med porestørrelse $0,45 \mu\text{m}$ og analysert mht PO_4 , Fe og Cr. Konsentrasjonene av Ni, Cu og Cd ble analysert i prøvene tatt ut etter 48 timer. Metallene ble analysert vha atomabsorpsjonspektrofotometri med grafittovn. Fe og Cr ble analysert direkte. Ni, Cu og Cd ble analysert etter oppkonsentrering ved freonekstraksjon. Suspendert materiale (SM) ble bestemt gravimetrisk etter tørking i eksikator og mikroveeing av filtrere både før og etter filtrering av eksakte prøvevolum.

Oksygenvinn i vannmassen vil kunne endre redoksforholdene i sedimentet og derved påvirke sediment-vann likevekten av fosfat og andre indirekte eller direkte redoksfølsomme elementer. Oksygeninnholdet i vannmassen ble derfor kontrollert med oksygenelektrode. Oksygenkonsentrasjonen holdt seg, uten tiltak fra vår side, over 50 % metning i løpet av forsøksperioden.

6.3.2 Resultat

Resultatene er vist i tabellene 6.4 og 6.5 og i figurene 6.1-6.5.

Synlige partikler i avgangen sedimenterte raskt slik at vannet over sedimentet klarnet i løpet av få minutter etter innblandingen. I karet med høy pH ble reguleringen foretatt med en noe sterkere lutløsning enn i karet med middels pH, og det ble observert blakking rundt innblandingpunktet. Bunnfallet sedimenterte langsomt. Første prøve ble tatt i klarnet vann over bunnfallet. Felling av Ca- og Mg-hydroksyder er en reversibel prosess. Bunnfallet var synlig på sedimentoverflaten de første dagene etter tilsetning, men ble ikke observert mot slutten av forsøket. Etter 24 timer hadde oksygeninnholdet i karene avtatt fra opprinnelig $8,4 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ til hhv $7,0 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ og $7,1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ved de to laveste pH-verdiene, og til $7,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ i karet med $\text{pH} \approx 9,5$.

Figur 6.1 viser at pH endres gradvis i retning av naturlige pH-verdier. Endringen skyldes sannsynligvis mineral-buffere i sedimentene som langsomt motvirker endret pH i vannfasen. Den forbigående reduksjon i pH som ble observert 4-10 timer etter regulering til $\text{pH} \approx 7,5$, kan skyldes tilsvarende buffer-reaksjoner med mineraler tilført med avgangsprøven. Fosfatinnholdet i karet uten pH-regulering avtok langsomt i begynnelsen av forsøket (fig. 6.2). Middelveien første døgn på $4407 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ tilsvarte et tap på 34,2 % av fosfatmengden tilsatt med avgangen. Deretter avtok fosfat-konsentrasjonen og etter 7 døgn var konsentrasjonen nede i $670 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Dette tilsvarte et tap på 90 % av fosfatmengden tilsatt med avgangen. Reduksjonen i fosfatinnholdet falt sammen med stigende pH fra $\leq 6,29$ det første døgn til 7,27 ved slutten av forsøket.

I karet med middels høy pH, var det liten forskjell mellom pH ved start (= 7,47) og slutt (= 7,58). Fosfatkonsentrasjonen var redusert med 64,6 % allerede ved første prøveuttak og falt deretter langsomt fra $2375 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ til $825 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ (87,7 % tap) etter 7 døgn.

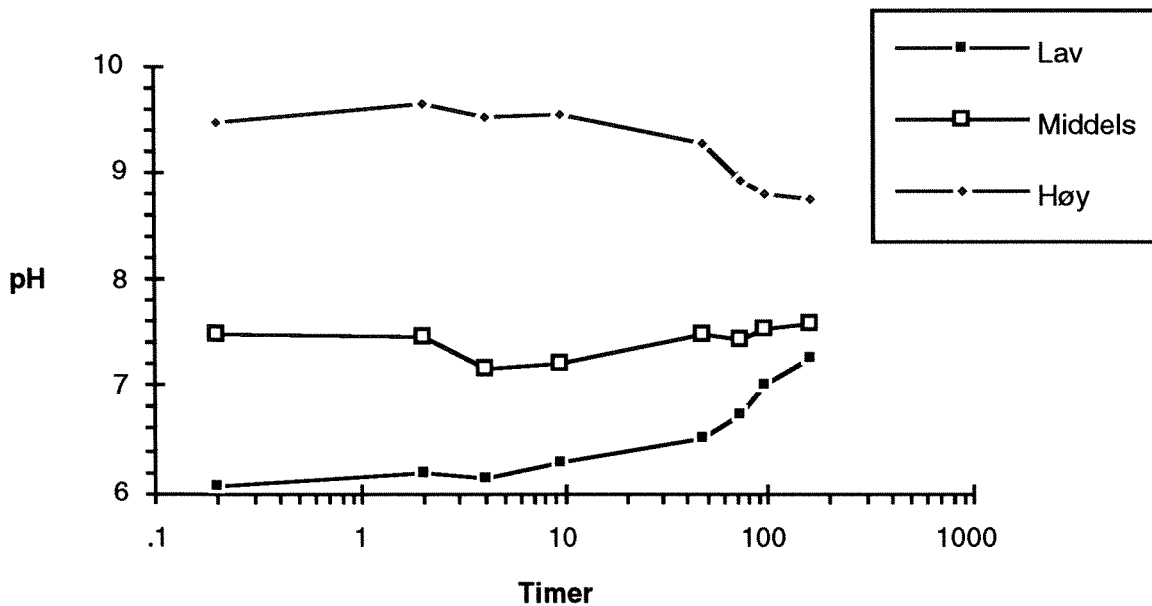
Ved høy pH var retensjonen 96,4 % etter 48 timer, men avtok noe mot slutten av forsøket. Dette kan skyldes at pH avtok fra $\geq 9,28$ de første to døgn til 8,75 etter sju døgn. Det hvite bunnfallet forsvant i samme periode. Reoppløsning av fosfat adsorbent på Ca- og Mg-hydroksyder kan ha forårsaket økningen av fosfatinnholdet i vannmassen mot slutten av forsøket (fig.6.2).

Tabell 6.4. Resultater fra forsøk 3; konsentrasjonsforandringer etter innblanding av 1 l avgang i 19 l sjøvann i kontakt med naturlig sediment.

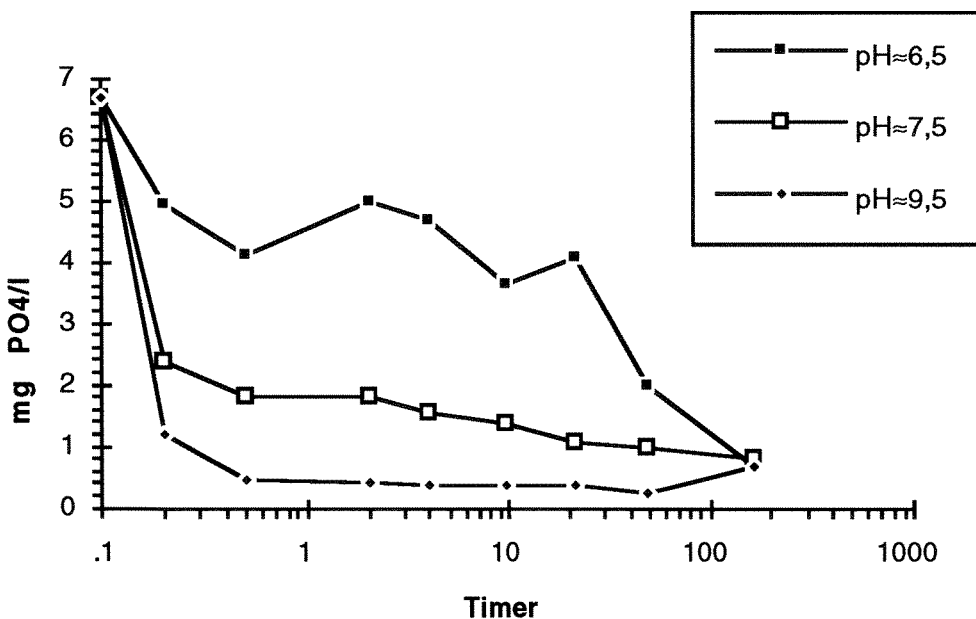
	Timer etter start	pH	SM mg/l	PO4	Fe	Cr	Ni	Cu	Cd
µg/l									
Lav pH	0,2	6,06	38,0	4 950	11 500	15			
	0,5		25,2	4 100					
	2,0	6,18	13,9	5 000	11 500	21			
	4,0	6,15	13,2	4 660					
	9,5	6,29	8,4	3 650	8 400	8,8			
	21,5		9,9	4 080					
	48,0	6,52	5,0	2 000	7 000	2,1	63	2,9	0,1
	72,0	6,73							
	96,0	7,00							
163,0	7,27		670						
Middels pH	0,2	7,47	52,4	2 375	3 500	8,7			
	0,5			1 795					
	2,0	7,45		1 795	2 250	3,1			
	4,0	7,16		1 555					
	9,5	7,21		1 370	800	2,1			
	21,5			1 080					
	48,0	7,49	4,3	980	48	2,1	51	2,6	0,1
	72,0	7,43							
	96,0	7,54							
163,0	7,58		825						
Høy pH	0,2	9,48	4,9	1 220	1 550	10			
	0,5			466					
	2,0	9,65		413	<5	1,8			
	4,0	9,52		355					
	9,5	9,54		363	<5	1,6			
	21,5			389					
	48,0	9,28	2,2	239	22	1,7	1,9	1	0
	72,0	8,92							
	96,0	8,81							
163,0	8,75		680						

Tabell 6.5. Retensjon av partikler, fosfor og enkelte metaller etter 48 timers ekvibrering av 1 l avgangsprøve i 19 l sjøvann over 0,17 m² sedimentflate.

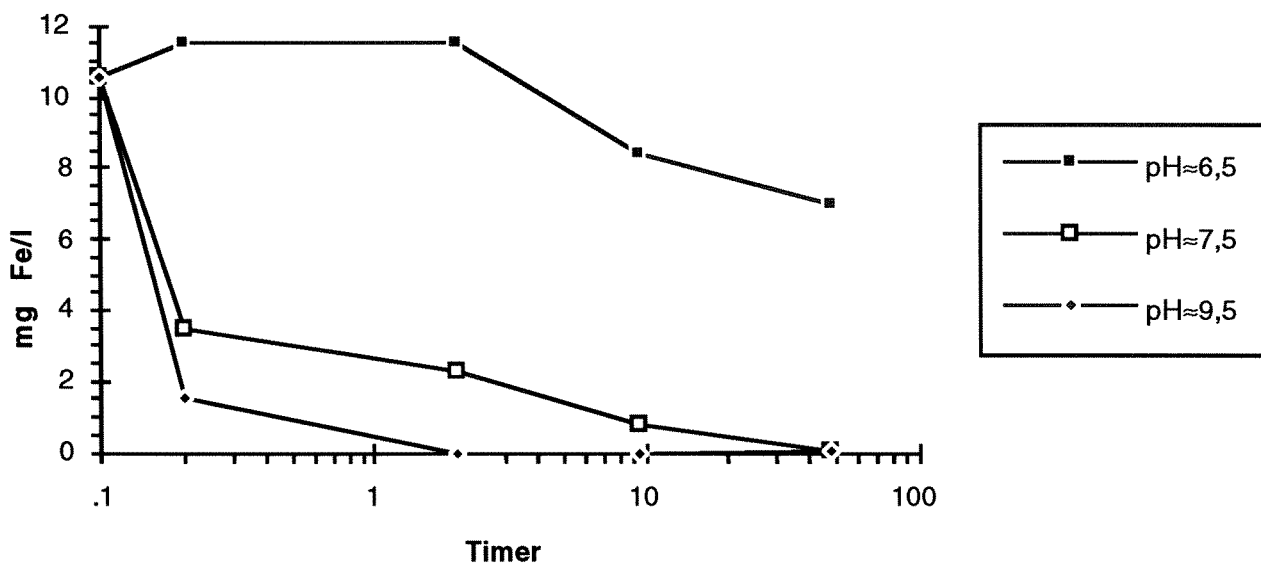
pH-intervall	SM	P	Fe	Cr	Ni	Cu	Cd
	%						
6,06 - 6,52	95,0	70,1	33,6	96,5	-9,6	83,4	<91,2
7,16 - 7,49	95,7	85,4	99,5	96,5	12,2	85,4	<93,6
9,28 - 9,65	97,8	96,4	99,7	97,1	96,7	94,1	<99,2



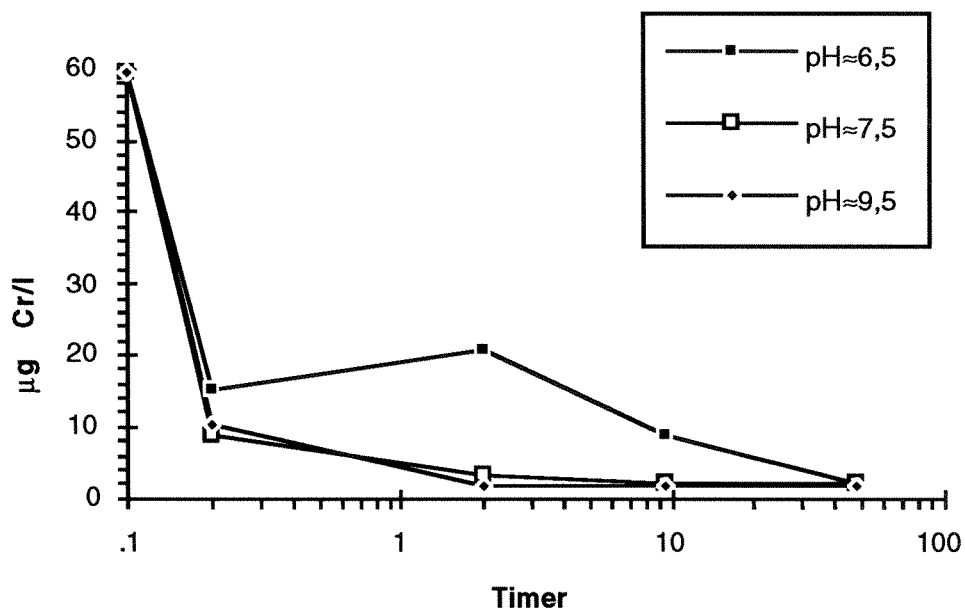
Figur 6.1. Endringer i pH etter innblanding av 1 l tørkeavgang i 19 l sjøvann i kontakt med $0,16 \text{ m}^2$ naturlig sediment. pH i to av karene ble regulert opp til 7,5 og 9,5 umiddelbart etter innblanding.



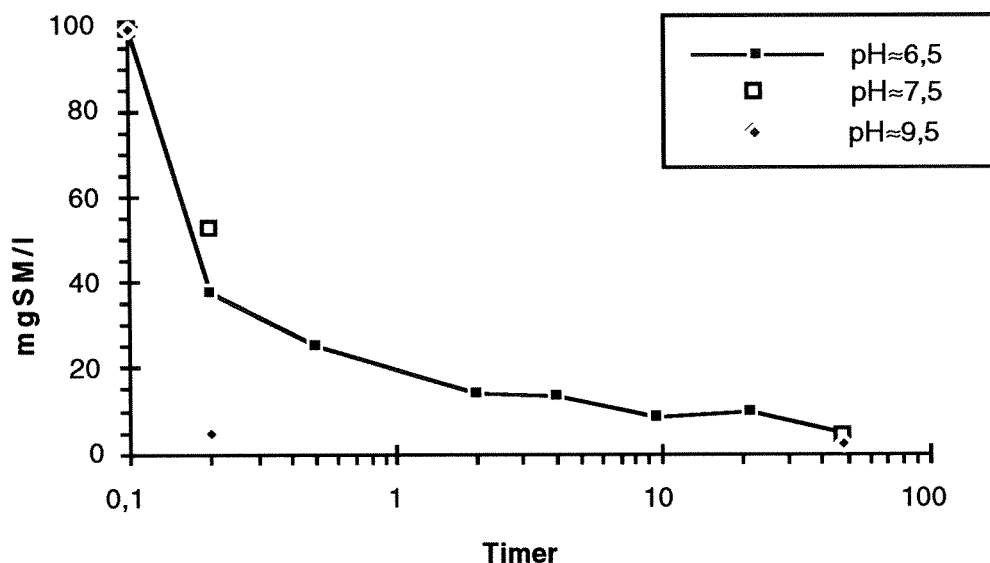
Figur 6.2. Endringer i konsentrasjon av løst PO_4 etter innblanding av 1 l tørkeavgang i 19 l sjøvann i kontakt med $0,16 \text{ m}^2$ naturlig sediment ved tre nivåer av pH. Nøyaktig forløp av pH er vist i fig. 6.1. Merk logaritmisk tidsakse og at utgangskonsentrasjon er plottet på tid 0,1 timer.



Figur 6.3. Endringer i konsentrasjon av løst jern etter innblanding av 1 l tørkeavgang i 19 l sjøvann i kontakt med 0,16 m² naturlig sediment ved tre nivåer av pH. Forløp av pH er vist i fig. 6.1. Merk logaritmisk tidsakse og at utgangskonsentrasjon er plottet på tid 0,1 timer.



Figur 6.4. Endringer i konsentrasjon av oppløst krom etter innblanding av 1 l tørkeavgang i 20 l sjøvann i kontakt med 0,16 m² naturlig sediment ved tre nivåer av pH. Merk logaritmisk tidsakse og at utgangskonsentrasjon er plottet ved tid 0,1 timer.



Figur 6.5. Endringer i partikkelinnhold etter innblanding av 1 l tørkeavgang i 19 l sjøvann i kontakt med 0,16 m² naturlig sediment ved tre nivåer av pH. Merk logaritmisk tidsakse og utgangskonsentrasjon er plottet ved tid 0,1 timer.

Analysene av jern (fig.6.3) viste et lignende forløp til det som ble observert for fosfat. Ved høyeste pH var mer enn 99,7 % av jerninnholdet i avgangen fjernet fra vannmassen i løpet av de første to timene. Ved midlere pH avtok jerninnholdet noe langsommere, men 99,5 % var fjernet etter 48 timer. Ved laveste pH, derimot, ble det ikke påvist noe utfelling av jern de første 2 timene, og etter 48 timer var fremdeles 66,4 % av jernmengden tilstede i de filtrerte vannprøvene.

Retensjonen av krom (fig. 6,4) var både rask og effektiv ved middels og høy pH. Ved laveste pH avtok krominnholdet noe mer gradvis, men etter 48 timer var konsentrasjonen $\leq 2,1 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ i alle karene. Dette tilsvarte en retensjon $\geq 96,5 \%$ av krominnholdet i den tilsatte avgangsprøven.

Også suspendert materiale avtok raskt etter utslippet (fig.6.5). Over 47 % av partiklene hadde bunnfelt før første prøveuttak fra karene med lav og middels pH. Ved høy pH viste gjenfangsten på bare 4,9% av partikkelinnholdet i avgangen, at utfellingen av Ca-Mg-hydroksyder virker som en effektiv "scavenger" for andre partikler.

Som vist i tabell 6.4, var det mye nikkell igjen i vannmassene ved de to laveste pH verdiene, mens 96,7% var blitt borte fra vannmassen med høy pH. Retensjonen av kobber var $\geq 83,4\%$ ved laveste pH og økte med økende pH. Kadmiuminnholdet i avgangsprøven var lavere enn deteksjonsgrensen for ICP-bestemmelsen på $1,25 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Retensjonen kunne derfor ikke beregnes, men dataene i tab. 6.1. viser at det var lavt innhold av kadmium i alle karene og avtagende konsentrasjon med økende pH.

6.4 Forsøk 4, retensjon av fosfat i fortynningsrekke 1-800x.

6.4.1 Forsøksoppsett

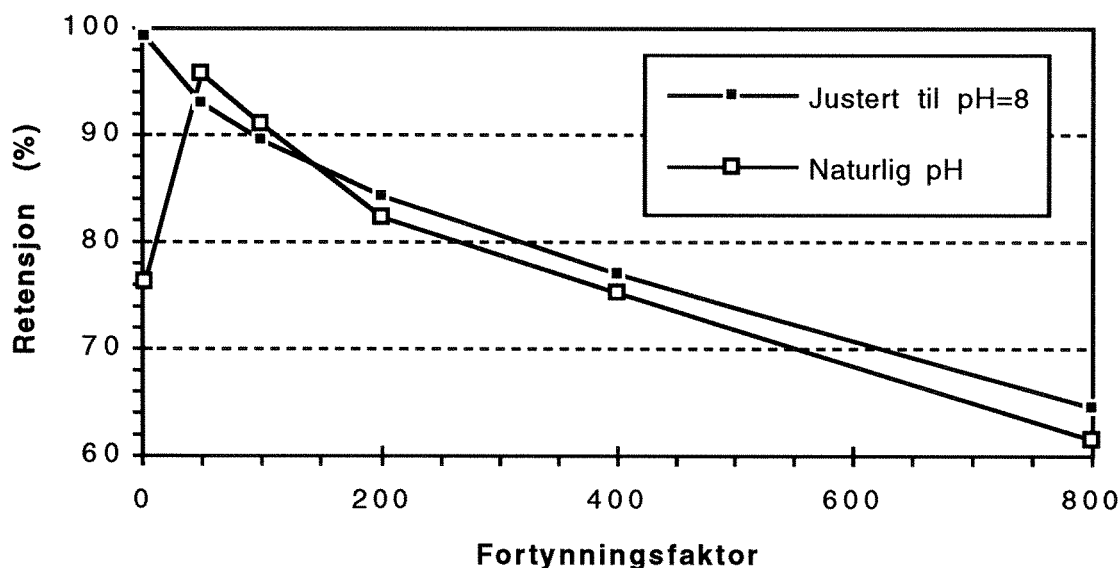
En delprøve på 1l av avgangen ble blandet med sjøvann i forholdet 1:1. Denne prøven ble så delt i to og den ene delen ble justert med lut til pH=8,0. Den andre delen ble det ikke gjort noe med. De to delprøvene ble deretter fortynnet med sjøvann 25x, 50x, 100x, 200x og 400x slik at totalfortynningen ble 50x, 100x, 200x, 400x og 800x. De fortynnete prøvene ble ristet i to døgn ved 4°C før filtrering på 0,45 µm filter og analysert for ortofosfat.

6.4.2 Resultat

Resultatene er vist i tabell 6.6 og figur 6.6. I serien med pH justering var retensjonen jevnt fallende fra 99% ved 2x fortynning til 64% ved 800x fortynning. Ved naturlig pH var retensjonen størst ved 50x fortynning. Lav pH ga lavere retensjon ved 2x fortynning. Justering av pH hadde liten effekt på retensjon av fosfat i prøvene fortynnet 50x eller mer.

Tabell 6.6. Retensjon av fosfat i Titania avgangsprøve fortynnet i sjøvann fra 40 m dyp og ristet to døgn ved 4°C. I den ene serien ble pH justert til 8,0 etter innblanding av sjøvann 1:1.

Fortynning	Nom. kons. C _{i0} /F	Justert pH		Naturlig pH	
		C _i	R	C _i	R
2	67000	560	99	16000	76
50	2680	187	93	117	96
100	1340	143	89	123	91
200	670	107	84	120	82
400	335	77	77	83	75
800	168	60	64	65	61



Figur 6.6. Retensjon av fosfat fra Titania avgangsprøve med og uten pH-justering før fortynning i sjøvann fra 40 m dyp.

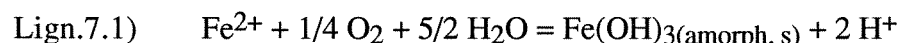
7. DISKUSJON

Selv den beste etterligning av naturlige forhold i laboratoriet eller i teoretiske modeller vil ikke kunne ta hensyn til alle komponenter som er tilstede i det naturlige systemet. Det er derfor betydelig usikkerhet knyttet til overføring av konklusjoner til de faktiske forhold på utslippstedet. Utslippene fra tørkeanlegget har til nå ikke vært ansett som problematisk i forhold til miljøet i og omkring Dynga. Oppmerksomheten har vært rettet mot de store partikkelmengdene i grovavgangen. Vannprøver fra området viste at fosfatinholdet i prøver nær utslippsområdet ikke overskrider de normale variasjoner i tilstøtende, upåvirkete vannmasser. Det kan ikke ses bort fra at partikler fra grovavgangen idag binder og sedimenterer fosfat og metaller fra tørkeavgangen. Dersom utslippet tillates i en prøveperiode etter overføring av grovavgangen til land-deponi, vil intensiv prøvetaking i innlagringsområdet kunne avklare gyldigheten av å overføre resultatene fra laboratorieforskene og beregningsmodellen til det naturlige systemet.

7.1 Utfelling av jernoksyd og adsorpsjon av fosfat

Fra litteraturen er det kjent at estuarine sedimenter ekvibrert med sjøvann kan gi konsentrasjoner av oppløst fosfat i størrelsesorden $20-40 \mu\text{gPO}_4\text{-P}\cdot\text{l}^{-1}$, og at retensjon i sedimentene kan motvirke økning av fosfatkonsentrasjonen i vannmassene utover dette nivået (Pomeroy *et al.*, 1965, Butler og Tibbits, 1973). Kontrolløsningen i forsøk 2 (tab.6.3) bekreftet at dette også har gyldighet for sedimenter fra Oslofjorden. Opptaket skyldes at fosfat adsorberes til en rekke mineraler som er vanlige i marine sedimenter. Krom og Berner, 1980, fant at goethite (FeOOH) var det mineralet som adsorberte fosfat mest effektivt.

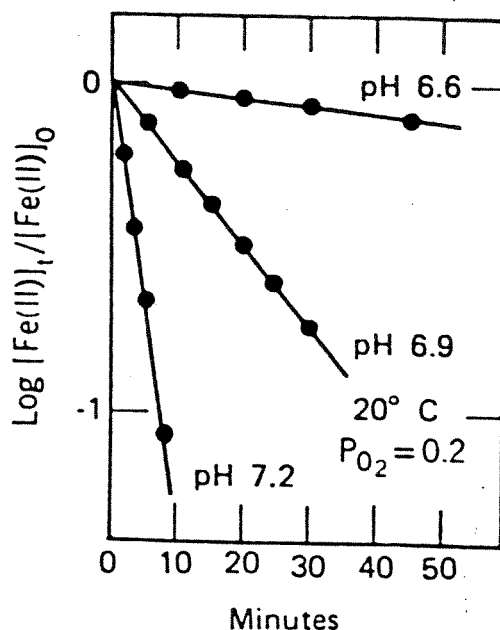
Avgangen fra Titania hadde et høyt innhold av jern (tab. 3.1). Jern kan foreligge som reduserte Fe(II)-eller oksyderte Fe(III)-forbindelser. Ved lav pH vil toverdige Fe^{2+} -ioner være den dominerende forbindelse. Når pH øker i nærvær av oksygen, vil Fe(II) oksydes til Fe(III). Fe(III) danner hydroksyder med lav løselighet. pH-økningen medfører derfor utfelling av amorf $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Etter Stumm og Morgan, 1981, kan reaksjonsligningen skrives:



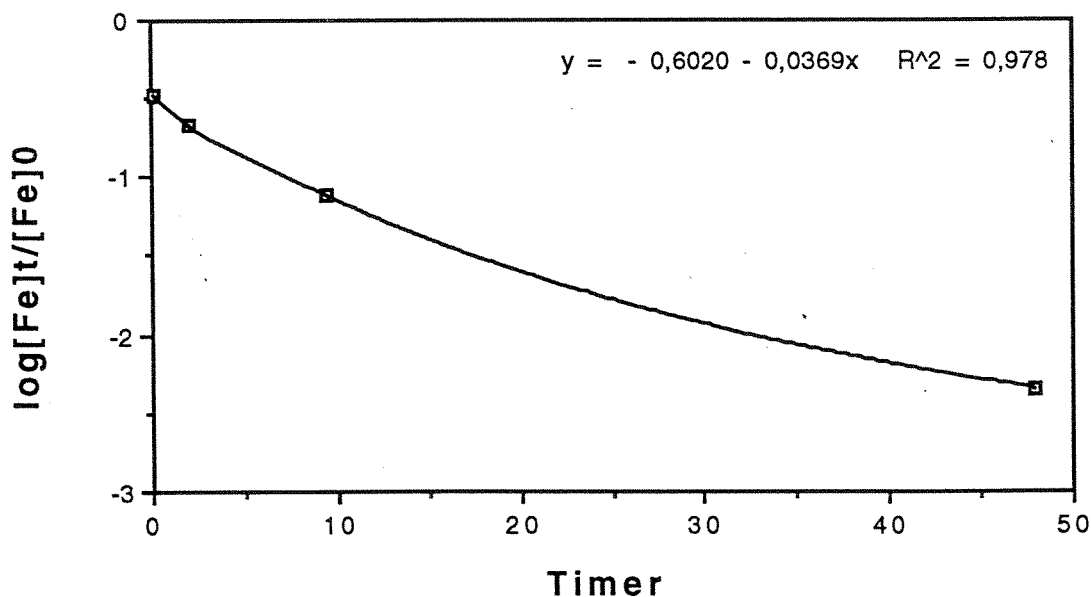
Det amorge jernhydroksydet vil gradvis omdannes til goethite. Oksydasjonen av Fe(II) til Fe(III) er hastighetsbestemmende for prosessene i ligning 7.1. Som vist i fig.7.1 øker oksydasjonshastigheten sterkt når pH økes fra 6,6 til 7,2. Kester *et al.*, 1975, fant at oksydasjonen i oseanisk sjøvann var 100x langsommere enn i ferskvann. På den annen side kan oksydasjonshastigheten økes ved tilstedeværelse av katalysatorer. Bl.a. kan kobber- og fosfat-ioner katalysere denne oksydasjonen.

Våre forsøk (fig. 6.3) viste at oksydasjonen av jern fra tørkeavgangen fortynnet i sjøvann var betydelig raskere ved $\text{pH}\approx 7,5$ enn ved $\text{pH}\approx 6,5$. I løpet av de første 10 minutter etter innblanding avtok konsentrasjonen av jern til 1/4 av tilført mengde. I perioden 10 minutter til 48 timer etter utslipp avtok konsentrasjonen med en halveringstid på ca. 8 timer (figur 7.2). Teoretisk vil konsentrasjonen avta mot en likevektskonsentrasjon gitt ved løseligheten av oksydet $\text{Fe}(\text{OH})_3$, som er meget lav (størrelsesorden $0,05 \mu\text{g Fe}\cdot\text{l}^{-1}$).

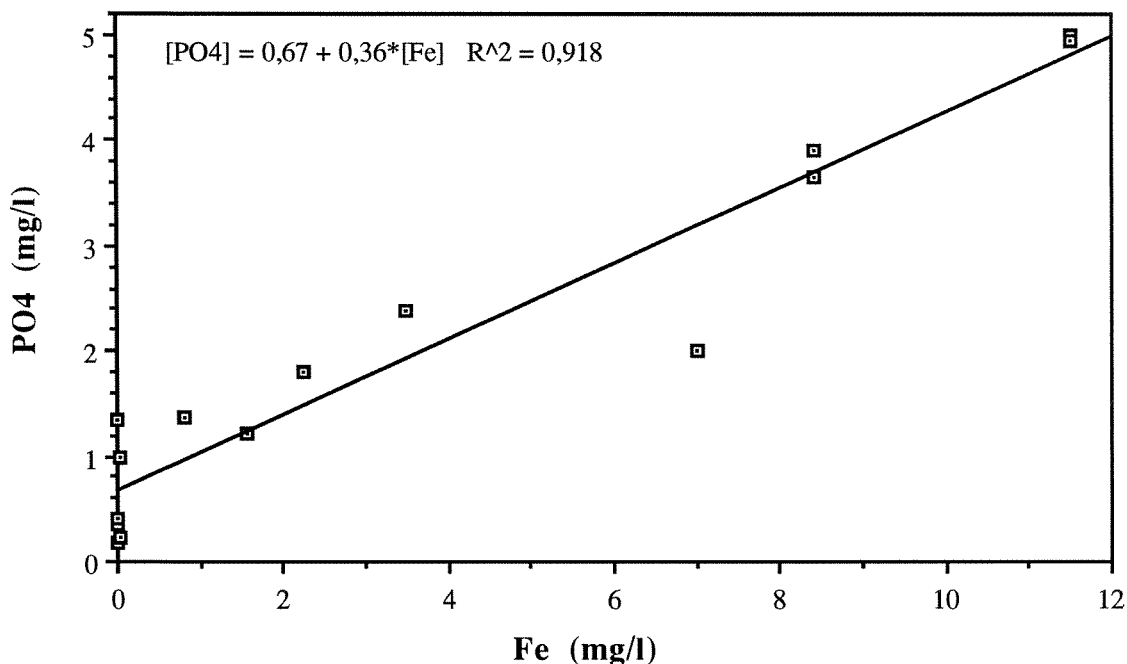
Hvis fosfat fjernes ved adsorpsjon på jernoksyder skulle det forventes at konsentrasjonen av fosfat avtok med avtagende konsentrasjon av jern. Som vist i fig. 7.3 avtok konsentrasjonen av



Figur 7.1. Oksydasjon av Fe²⁺ med oxygen. Figuren viser at ved pH=7,2 ble konsentrasjonen av Fe²⁺ redusert til 1/10 av utgangskonsentrasjonen i løpet av 7-8 minutter. Ved pH=6,6 var hastigheten svært langsom. Forsøket ble utført i bikarbonat-løsning med [Fe(II)] ≤ 28 mg·l⁻¹. (Etter Stumm og Morgan, 1981).



Figur 7.2. Utfelling av jern fra Titania avgangsprøve i sjøvann over sedimentflate. pH i vannet varierte fra 7,2 til 7,5. Innfelt kurveligning og korrelasjonskoeffisient beregnet ved lineær regresjonsanalyse for tidsrommet 0,2-48 timer etter utslipp.



Figur 7.3. Jern-fosfat korrelasjon i sjøvann tilført 5 % avgang. Konsentrasjonene varierer som følge av varierende reaksjonstid og pH. (Data fra forsøk 1 og 3).

fosfat tilnærmet lineært med konsentrasjonen av jern. Regresjonslinjen:

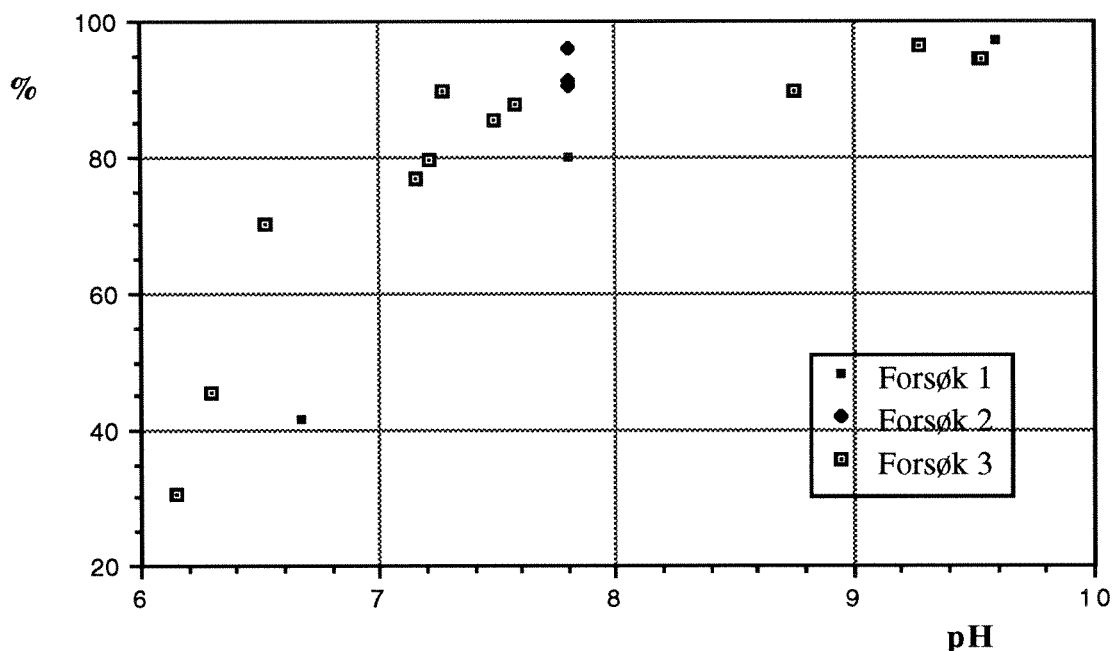
$$\text{Lign. 7.2)} \quad [\text{PO}_4] = 0,67 + 0,36 \cdot [\text{Fe}]$$

skjærer ordinaten ved 0,67 mg $\text{PO}_4 \cdot \text{l}^{-1}$. Etter at alt jern fra avgangen er utfelt er det m.a.o. fremdeles 0,67 mg $\text{PO}_4 \cdot \text{P} \cdot \text{l}^{-1}$ igjen i vannfasen. Dette konsentrasjonsnivået er ikke uvanlig i anoksisk dypvann i fjorder (f.eks. indre Oslofjord), men er i størrelsesorden 20x større enn vanlig vinterkonsentrasjoner i oksygenholdige vannmasser. Imidlertid viste forsøk 2 (tab.6.3) at fosfatkonsentrasjonen kan reduseres ytterligere i nærvær av suspenderte sedimenter.

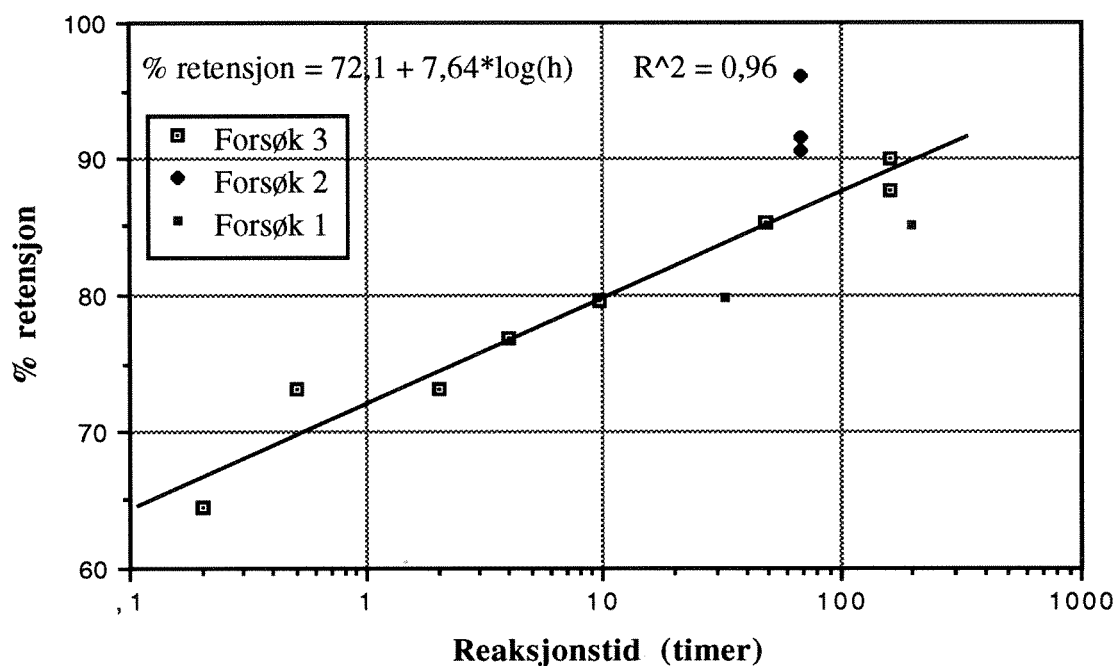
Retensjonen av fosfat var avhengig av både pH, fortynningsgrad og reaksjonstid. Effekten av fortynning fremgår av fig. 6.6. Effekter av pH og reaksjonstid oppnådd i forsøkene 1, 2 og 3 (kap.6) er fremstilt samlet i fig. 7.4 og 7.5.

Figur 7.4 viser at retensjonen økte sterkt med økende pH opp til pH = 7,0. Ved pH større enn 7,2 ble mindre enn 20% av fosfatinnholdet i avgangen gjenfunnet i prøvene som oppløst ortofosfat.

Figur 7.5 viser at for pH i området 7-8 økte retensjonen lineært med logaritmen av tiden, slik at 72% var fjernet etter 1 time, 83% etter et døgn og 90% etter 10 døgn. Regresjonsligningen



Figur 7.4. Retensjon av fosfat fra avgangsprøve i sjøvann-sedimentsystemer. Forsøk 1: fortyning = 20x i sjøvann, T = 20°C, reaksjonstid = 33 h. Forsøk 2: fortyning = 20x-100x i sjøvann med suspendert sediment, T = 10°C, reaksjonstid = 68 h. Forsøk 3: fortyning = 20x i sjøvann over naturlig sediment, T = 10°C, reaksjonstid 4-163 h.



Figur 7.5. Retensjon av fosfat fra avgang i sjøvann-sedimentsystemer ved $7,0 < \text{pH} < 8,0$. Forsøksbetingelser som i fig. 7.4. Kun data fra forsøk 3 ble benyttet ved utregning av regresjonslinjen.

beregnet etter dataene vist i fig. 7.5 kan omskrives til:

$$\text{Lign. 7.3)} \quad [\text{PO}_4]_t/[\text{PO}_4]_0 = 0,278 - 0,076 \cdot \log(t) \quad R^2 = 0,96$$

Sammenlignet med utfellingen av jern vist i fig. 7.2, var utfellingen av fosfat betydelig langsommere og fortsatte etter at utfellingen av jern var fullstendig. Dette kan skyldes opptak av fosfat på utfelte, suspenderte jernoksyder og/eller opptak i sedimentene.

7.2 Konklusjon fosfat

Selv om nitrogen regnes for å være det mest begrensende næringsstoff i havet, kan mangel på fosfat begrense algeveksten i visse perioder av året og i enkelte områder. Utslipp av fosfat-fosfor vil derfor kunne føre til økt algevekst i produktive vannmasser. Et utslipp av fosfat på 110 m dyp vil ikke ha effekter før eventuell innblanding i fotisk sone nær overflaten. Fosfat kan trolig returneres til dypvannet ved adsorpsjon på synkende partikler uten å medvirke til ny produksjon. Hvis innblanding i overflatelaget foregår i den ikke-produktive sesongen, vil fortynningen bli meget stor og eventuell ny produksjon som følge av dette bidraget vil spres over et stort område.

Ikke alle områder er like sårbare mht eutrofiering. De sårbare områder av Kattegat, Skagerrak og Nordsjøen er først og fremst i fjorder, skjærgårdsmiljø og grunthavsområder lokalisert syd og øst for Dynga (Detlefsen og Westernhagen, 1983, Rosenberg, 1985, Rosenberg *et al*, 1987). Vannmassene i Dynga-området vil i hovedsak transporteres vest- og nordover med kyststrømmen. Det meste av den fosfatmengden som blandes inn i overflatelaget i Dyngaområdet vil derfor både før, under og etter opptak i alger transporteres med vannmassene ut av Skagerrak, bort fra sårbare områder.

Forsøkene beskrevet over viste at 80-95 % av fosfatinnholdet i avgangen felte ut i sjøvann-sedimentsystemer. Utfellingen var betinget av $\text{pH} \geq 7,2$ og reaksjonstid ≥ 4 timer. Fosfat adsorbert til jernoksyder er stabilt under oksyderende forhold. Utlekking til vannmassen vil bare kunne skje dersom sedimentmiljøet blir reduserende som følge av organisk belastning og stagnerende vannmasser. Slike forhold finnes ikke i Dyngaområdet. Fosfat adsorbert til Ca- og Mg-hydroksyder som dannes ved $\text{pH} \approx 10$ vil derimot kunne lekke tilbake til vannmassen ved normalisering av pH. Det synes derfor å være lite å vinne ved å justere pH til verdier over den pH som finnes i sjøvann. Tvert om vil slik justering kunne ha andre og negative virkninger på miljøet. Justering av pH til verdier $\geq 7,2$ ble oppnådd ved fortykning $\geq 70x$ med sjøvann fra 40 m dyp i Oslofjorden (fig.3.2).

Beregningene med NIVA jetmix viste at ved en vannføring på $100 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$ og strålediameter på 200 mm, ga 17 av 20 tetthetsfordelinger observert i Dynga i perioden fra september 1990 til juni 1992, fortyninger mellom 70x og 300x i innlagringsdyp mellom 55 m og 90 m. Vannføringen fra tørkeanlegget er på $70 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$. Ved å kjøre dette utslippet alene kan primærfortynningen reduseres ytterligere, uten vesentlig endring av innlagringsdyp. Sjøvannsinnblanding 1:1 ga en liten økning av innlagringsdypet, men resulterte samtidig i noe større primærfortynning. Forsøkene over viste at 50x til 300x fortykning ga $\text{pH} \geq 7,2$ og restkonsentrasjoner av oppløst ortofosfat på 5-20% av totalutslippet. M.a.o. burde et slikt utslippsarrangementet kunne gi en retensjon av fosfor $\geq 80\%$ i $\geq 85\%$ av tiden. Konklusjonens gyldighet er avhengig av i hvilken grad det er mulig å overføre resultater fra modellberegninger og mer eller mindre realistiske laboratorieforsk til den virkelige resipienten.

7.3 Tungmetaller

Resultatene i tabell 6.4 og 6.5 viste at 83-97 % av tungmetallene kobber og krom ble fjernet fra løsning uansett pH. $\leq 12,2\%$ av nikkel ble fjernet ved lav og middels pH, mens 96,7% ble fjernet i karet med høy pH.

Giftighetstesten viste noe redusert veksthastighet i prøver av avgangen fortynnet 30-100x, men ikke ved høyere eller lavere konsentrasjoner. Effekten var trolig et resultat av utfelling av jernoksyder, snarere enn innholdet av toksiske forbindelser i prøvene. Giftighetstesten gjelder kun for algen *Skeletonema costatum* og gir ingen garanti mot negative effekter på andre arter i nærheten av utslippstedet.

Den høye retensjonsgraden for kobber og krom forhindrer ikke spredning via partikler som transporteres i vannmassene. Hva enten kobber og krom sedimenteres nær utslippsstedet eller på mer fjerntliggende lokaliteter, vil faren for spredning til biologisk materiale først og fremst være knyttet til langsom utlekking fra sedimentene eller opptak i organismer som lever i eller på sedimentene. Utlekking pga endrede redoksforhold i sedimentene sammenlignet med vannmassen over er lite sannsynlig, siden reduserende forhold ikke er observert i sedimentasjonsområdene ved Dynga. Hvorvidt eventuell akkumulering av bunnfelte metaller nær utslippsområdet vil ha effekter på bunnfaunaen er i utgangspunktet avhengig av hvilke konsentrasjoner som oppnås i sedimentet og biotilgjengelighet. Ved at grovavgangen fjernes til landdeponi kan det tenkes at konsentrasjonene av krom og kobber i sedimentene nær utslippspunktet vil øke ved fortsatte utslipp av tørkeavgangen. Selv om en slik økning skulle kunne observeres i ettertid, er biologiske effekter av økte metallinnhold i sedimenter lite kjent.

REFERENSER

- Butler, E.I. and S.Tibbits, 1972. Chemical Survey of the Tamar Estuary. I. Properties of the waters. *J.mar.biol.Ass. U.K.*, 52: 681-699.
- Kester, D.R., R.H.Byrne and Y.J.Liang, 1975. In *Marine Chemistry in the Coastal Environment*, p.56, cit. in Stumm and Morgan, 1981.
- Krom, M.D. and R.A. Berner, 1980. Adsorption of phosphate in anoxic marine sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 25: 797-806.
- Pomeroy, L.R., E.E.Smith and C.M.Grant, 1965. The Exchange of Phosphate between Estuarine Water and Sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 10: 167-172.
- Stumm, W. and J.J.Morgan, 1981. *Aquatic Chemistry* 2nd ed. John Wiley & Sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto. 780pp.
- I/S Miljøplan, 1977. Alternative deponiområder for avgangsmasser fra bergverksdrift. Tekniske og økonomiske vurderinger. Bruks- og verneinteresser. I/S Miljøplan, Februar 1977. 68s + vedlegg.
- I/S Miljøplan, 1981. Spredning av slam i sjøen ved deponering av avgang fra Titania A/S i Dyngadypet. Desember, 1981. 20s + vedlegg.
- A/S Miljøplan, 1985. Kommentarer og spørsmål til rapport fra Havforskningsinstituttet av februar 1985, "Spredning av gruveavfall i kystområdet utenfor Jøssingfjord fra Titania A/S". 25. mars, 1985. 40s + vedlegg.
- A/S Miljøplan 1985. Supplement til marine overvåkingsundersøkelser i Jøssingfjord-Dynga området 1984 og 1985. Mars 1986. 55s + vedlegg.
- A/S Miljøplan 1986. Marine overvåkingsundersøkelser i Jøssingfjord-Dynga området 1985 og 1986. Desember 1986. 90s + vedlegg.
- A/S Miljøplan 1986. Uttalelse vedrørende avgangsdeponering i sjøen ved Titania. April 1986. 20s.
- A/S Miljøplan 1988. Marine overvåkingsundersøkelser i Jøssingfjord-Dynga området 1986 og 1987. Mars 1988. 159s + vedlegg.
- A/S Miljøplan 1989. Marine overvåkingsundersøkelser i Jøssingfjord-Dynga området 1988.
- NIVA 1989. Miljøkonsekvensvurdering landdeponi og sjødeponi Titania A/S. Rapport nr 2240.

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
ISBN 82-577-2200-6