

RAPPORT LNR 4325-2001

Hydro Aluminium Holmestrand

Felling av prosessvann/
sanitæravløp

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet:

www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Hydro Aluminium Holmestrand Felling av prosessvann/sanitæravløp	Løpenr. (for bestilling) 4325 - 2001	Dato 28.12.2000
	Prosjektnr. Undernr. 201782	Sider 23
Forfatter(e) Iversen, Eigil Vogelsang, Christian Bjerkeng, Birger Liltved, Helge	Fagområde Avløpsteknologi	
	Geografisk område Vestfold	Trykket NIVA 2001

Oppdragsgiver(e) Hydro Aluminium Holmestrand	Oppdragsreferanse
---	-------------------

Sammendrag Forsøk i laboratorieskala utført på bedriften har vist at det er teoretisk mulig å dosere inntil 60 kg 100% fosforsyre pr. 80 m ³ samlet avløpsvann på bedriftens renseanlegg uten å overskride det generelle utslippskrav på 5 mg P/l. pH-verdien anbefales holdes så nær opp til den maksimalt tillatte som mulig. Dersom det er behov for å dosere så mye fosforsyre, kan et bedre alternativ være å dosere mer aluminium og holde pH omkring 7, dersom det vil bli nødvendig å optimalisere utfellingen av fosfat.

Fire norske emneord 1. Avløp 2. Felling 3. Fosfat 4. Rensing	Fire engelske emneord 1. Process effluent 2. Precipitation 3. Phosphate 4. Wastewater treatment
--	---

Helge Liltved
 Helge Liltved
 Prosjektleder

Svein Stene-Johansen
 Svein Stene-Johansen
 Forskningsleder

Bente M. Wathne
 Bente M. Wathne
 Forskningsjef

O-201782

Hydro Aluminium Holmestrand

Felling av prosessvann/sanitæravløp

Forord

Forsøkende i denne undersøkelsen er utført etter ønske fra bedriften om å se på hvordan ulike mengder fosforsyre innvirker på fellingsprosessen ved bedriftens renseanlegg i Holmestrand. Forsøkene ble utført i laboratorieskala på renseanlegget og med renseanleggets fellingskemikalier. Eigil Iversen og Christian Vogelsang, NIVA har stått for den praktiske delen ved gjennomføring av forsøkene, mens Birger Bjerkeng har foretatt beregninger av sedimenteringshastigheter. Helge Liltved har vært saksbehandler og ansvarlig for kvalitetskontrollen.

Vi takker Hydro Aluminium ved Fridtjov Natvig for samarbeidet og for all hjelp i forbindelse med gjennomføringen av forsøkene.

Oslo, 28. Desember 2000

Helge Liltved

Innhold

Sammendrag	5
1. Innledning	6
2. Optimale fellingsbetingelser	6
2.1 Fosfatutfelling	7
2.2 Aluminiumfelling	8
2.3 Alkalibehov	8
2.4 Utfelling av organisk karbon	9
2.5 Utfelling av gips	9
3. Slamproduksjon	10
4. Sedimenteringsforsøk	11
4.1 Konklusjoner	11
5. Samlet vurdering	12
6. Referanser	13
Vedlegg A. Analyseresultater	14
Vedlegg B. Sedimenteringsberegninger	17

Sammendrag

Etter oppdrag fra Hydro Aluminium Holmestrand er det gjennomført forsøk i laboratorieskala for å vurdere effektene av dosering av ulike mengder fosforsyre til bedriftens renseanlegg i Holmestrand. Forsøkene ble gjennomført på bedriften med renseanleggets fellingskjemikalier. Forsøkene ble utført ved at ulike mengder fosforsyre ble dosert til en avløpsvannblanding bestående av 15 deler prosessavløp fra ACT og 65 deler avløpsvann fra byen. Doseringen av fosforsyre ble referert til en normal belastning på renseanlegget på 80 m³/h. Avløpsvann til forsøkene ble uttatt om formiddagen den 05.12.00.

Forsøkene viser at med den sammensetning inngående avløpsvann til renseanlegget hadde den 05.12.00, er det mulig å dosere inntil 60 kg 100 % fosforsyre pr. 80 m³ samlet avløpsvann uten å overskride det generelle utslippskrav til fosfor på 5 mg P/l. For å være på den sikre siden anbefaler vi at fellings-pH i renseanlegget holdes så nær opp til den maksimalt tillatte som mulig, pH 9.2. Ved denne pH-verdien er imidlertid betingelsene ikke optimale m.h.t felling av fosfat som kalsiumhydroksyapatitt. Optimale betingelser inntreffer først ved pH-verdier over 10. Dersom det blir aktuelt å kjøre renseprosessen optimalt m.h.t fosfatreduksjon, må trolig pH i det rensede avløpsvannet senkes før utslipp. En annen ulempe ved å kjøre renseprosessen ved så høye pH-verdier som over 10 er at det kan være fare for at utslippskravet til aluminium kan overskrides ved at aluminium går i løsning som aluminat. Dette gjelder spesielt ved lave doseringer av fosfat.

Utfelling av organisk stoff ser ut til gå bedre med økende pH-verdier. En økt tilsetning av kalk kan imidlertid føre til utfelling av gips, noe som kan føre til økt behov for vedlikehold. Dette forhold er imidlertid ikke vurdert nærmere i denne undersøkelsen.

Prosessavløpenes innhold av aluminium vil i stor grad avgjøre hvor lavt ned man kommer i fosforkonsentrasjon ved pH 9.2. Ved lavere aluminiumkonsentrasjoner enn under forsøksbetingelsene kan det være fare for overskridelser av utslippskravet på 5 mg P/l dersom man belaster anlegget med høyeste dose fosforsyre. For å være på den sikre siden anbefaler vi derfor at man i tillegg doserer aluminium eller treverdig jern til renseprosessen. Dersom dette gjøres, vil en ha optimale fellingsbetingelser for fosfat omkring pH 7, dvs. omkring den samme pH-verdi som under dagens drift. Ved et slikt tiltak vil en ha bedre muligheter til å kjøre anlegget optimalt m.h.t. fosfatfelling dersom myndighetene krever det. En slik dosering bør utredes nærmere.

Ved en dosering av 60 kg 100 % fosforsyre pr. 80 m³ samlet avløpsvann vil kalkforbruket bli av størrelsesorden 5 ganger så stort som idag dersom en velger å kjøre renseprosessen ved pH 9. Ved aluminium- eller jern dosering ved pH 7 vil kalkforbruket bli lavere, men det vil påløpe kjemikaliekostnader i forbindelse med dosering av aluminiumsulfat eller jernklorid.

Som et ledd i den løpende driftskontroll vil det være mulig å utstyre renseanlegget med kontinuerlig fosfatmonitor. Signalene fra monitoren kan eventuelt benyttes til å styre tilleggsdoseringen av aluminium eller jern.

Slammengdene vil bli vesentlig større ved begge fellingsalternativer. Ved pH 9 synes slammengdene å bli inntil 4 ganger så store ved høyeste fosforyredosering. Utførte sedimenteringsforsøk tyder på at slammengdene burde være håndterbare i eksisterende anlegg. Trolig vil først forsøk i helskala gi endelig informasjon om det vil bli nødvendig med tiltak på renseanlegget for å ta hånd om den økte slambelastningen.

1. Innledning

Renseanlegget til Hydro Aluminium i Holmestrand behandler bedriftens svovelsure, aluminiumholdige prosessavløp (fra ACT) som blandes med avløpsvann fra byområdet som også inneholder sanitæravløp i tillegg til prosessavløpsvann fra anleggene nede i byen. Renseanlegget er dimensjonert for å behandle maksimalt 200 m³/h. Normal belastning på anlegget er 80 m³/h. Prosessavløpsvannets innhold av aluminium benyttes som fellingsmiddel for å rense sanitæravløpet. Et normalt blandingsforhold er 15 m³ prosessavløp fra ACT og 65 m³ avløpsvann fra byområdet. Blandingen foregår i renseanlegget før pH justeres med kalkslurry til omkring pH 7, som er optimal fellings-pH. pH i prosessavløpet justeres til 2 før avløpet blandes med avløpsvannet fra byen.

Bakgrunnen for dette prosjektet var bedriftens behov for å behandle fosforsyreholdig avløpsvann. Hensikten med de følgende forsøkene var å vurdere hvordan ulike mengder av fosforsyre virker inn på kalkfellingen. Ved dosering av 5 ulike mengder fosforsyre skulle det vurderes hvilke effekter dette har m.h.t. aluminiumutfelling, fosfatutfelling og slamproduksjon, samt hvor store fosforsyremengder som kan doseres uten å overskride det generelle utslippskrav til fosfor på 5 mg P/l.

Forsøkene ble utført i laboratorieskala på bedriften. Analysene ble utført på stedet v.h.a. hurtigtester med analysesett fra HACH og Dr. Lange. Dette medfører noe usikkerhet når det gjelder analysekvaliteten. Erfaringsmessig antar vi at resultatene gir tilstrekkelig nøyaktighet for de vurderinger som er gjort i denne rapporten. Noen analyser er kontrollert v.h.a. standardiserte metoder ved NIVAs laboratorium. Analyseverdiene er gitt i vedlegg A.

2. Optimale fellingsbetingelser

Forsøkene ble utført den 05.12.00 på bedriften. Det ble laget en avløpsblanding av prosessavløpsvann fra ATC med avløpsvann fra byen i forholdet 15:65. Det ble tilsatt ulike mengder 85% fosforsyre til prosessavløpsmengden før blandingen ble tilsatt avløpsvann fra byen. Deretter ble nødvendig kalktilsetning for å nå fellings-pH i området 6,5-9,5 ved ulike mengder av fosforsyre bestemt ved trinnsvis tilsetning av kalk. Det ble benyttet kalk fra renseanleggets blandetank for kalk. Til forsøkene ble det tatt ut polymer fra renseanleggets doseringsløsning. Ved å måle doseringsraten ble det beregnet at polymermengden utgjorde 7,9 l/m³. Denne doseringen ble også benyttet i jar-testene. Testene ble utført med utstyr av typen Kemira i 1 liters begerglass under følgende betingelser: 1 minutt kjemikalieinnblanding (400 rpm), 15 minutters flokkuleringstid (30 rpm) og 30 minutters sedimenteringstid. Etter endt sedimentering ble det tatt ut prøver for analyse, og slamvolumet ble målt. Etter dekantering av vannfasen ble hele slamfasen samlet opp for bestemmelse av suspendert tørrstoff.

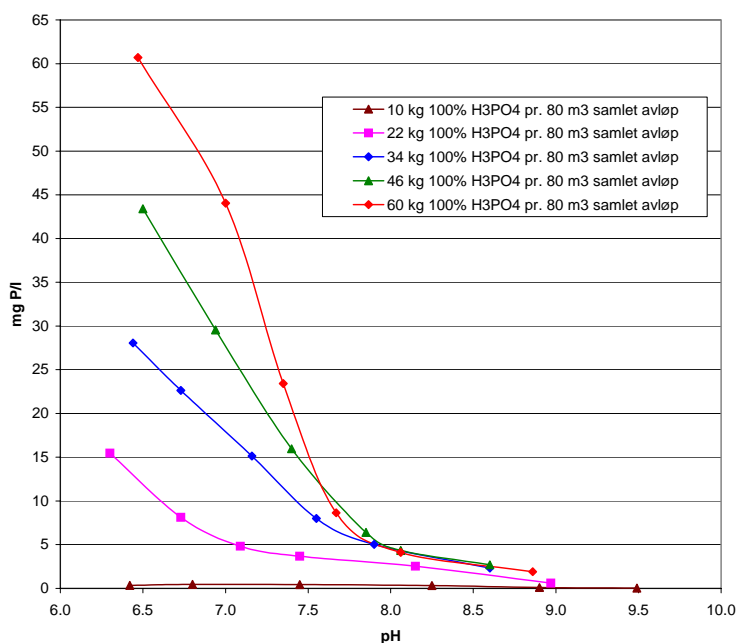
Det ble foretatt følgende doseringer av fosforsyre tilsvarende:

- 10 kg 100% H₃PO₄ pr. 80 m³ samlet avløpsvann
- 22 kg 100% H₃PO₄ pr. 80 m³ samlet avløpsvann
- 34 kg 100% H₃PO₄ pr. 80 m³ samlet avløpsvann
- 46 kg 100% H₃PO₄ pr. 80 m³ samlet avløpsvann
- 60 kg 100% H₃PO₄ pr. 80 m³ samlet avløpsvann

2.1 Fosfatutfelling

Ved nøytralisering av fosforsure avløp kan fosfat felles ut som sekundært kalsiumfosfat CaHPO_4 . Løslighetsproduktet $5 \cdot 10^{-6}$ tilsvarer en løselighet på ca 70 mg/l PO_4^{3-} , d.v.s utilstrekkelig for for å tilfredsstille utslippskravet på 5 mg P/l. Ved høyere pH-verdier faller det meget tungtløselige kalsiumhydroksyapatitt, $\text{Ca}_5(\text{OH})(\text{PO}_4)_3$, ut hvorpå langt lavere rest-fosfatkonsentrasjoner kan nås. Optimale forhold oppnås først ved pH-verdier over 10. Den høye pH-verdien er en ulempe for denne fellingsprosessen idet det er nødvendig å korrigere pH-verdien innenfor tillatt område før utslipp (pH 6,0-9,2).

Figur 1 viser resultatene fra fellingsforsøkene m.h.t. fosforfjerning. De viser at det er mulig å tilfredsstille det generelle kravet til fosfor på 5 mg P/l ved alle doseringer av fosforsyre. De beste resultatene oppnås som ventet ved pH-verdier over 9. I området mellom 8 og 9 er forholdene ikke optimale, med forsøkene tyder likevel på at det er mulig å oppnå fosforverdier i avløpsvannet under 5 mgP/l selv ved en fosforsyredosering på 60 kg 100% H_3PO_4 /80 m³ samlet avløp. For prosess-styringens del vil det være en fordel å holde pH så nær den maksimalt tillatte utslipps-pH som mulig (pH 9,2).



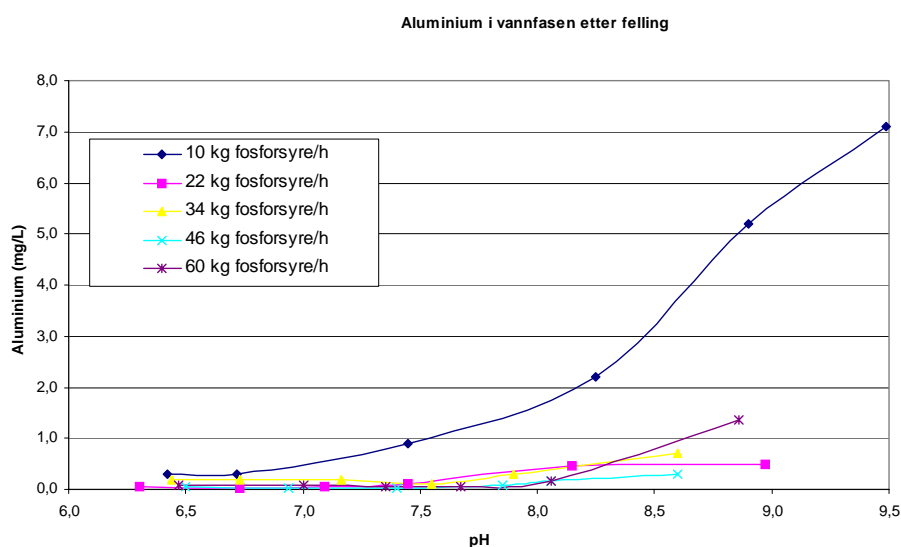
Figur 1. Restkonsentrasjoner av ortofosfat som funksjon av pH ved alternative doseringer av fosforsyre.

Det er å foretrekke å foreta utfelling av fosfat som salter av treverdige metallioner av f.eks. aluminium eller jern. Ved pH 7 har allerede hydrolysen av disse metallsaltene inntrådt slik at det dreier seg om utfelling av basiske metallsalter med formelen $x\text{MePO}_4 \cdot y\text{Me}(\text{OH})_3$. Fellingen med aluminium, $2 \text{AlPO}_4 \cdot \text{Al}(\text{OH})_3$, som er den fosfatrikeste formen med aluminium, feller ut ved pH 7. Hydroksyl-andelen øker med økende pH-verdier. For å holde forbruket av fellingsmiddel så lavt som mulig bør pH-verdien ikke bli for høy. På den annen side er effektiviteten m.h.t fosfatfjerning også avhengig av mengde aluminium (eller jern) som tilsettes. For felling av fosfat med aluminium ved pH 7 krever en mengde på 1 gram fosfor mer enn ett gram aluminium eller jern. I praksis viser det seg at man kan greie seg med mindre mengder metallsalter idet aktive fnokker av basiske fosfater som felles ut vil adsorbere en del fosforforbindelser (Harteringer, 1976).

2.2 Aluminiumfelling

Ved utfelling av aluminium med kalk oppnås vanligvis optimale forhold omkring pH 6,5. Ved pH-verdier over 8 begynner aluminium å gå i løsning igjen som aluminationer $\text{Al}(\text{OH})_4^-$. Ved pH-verdier over 9 øker aluminiumkonsentrasjonen sterkt.

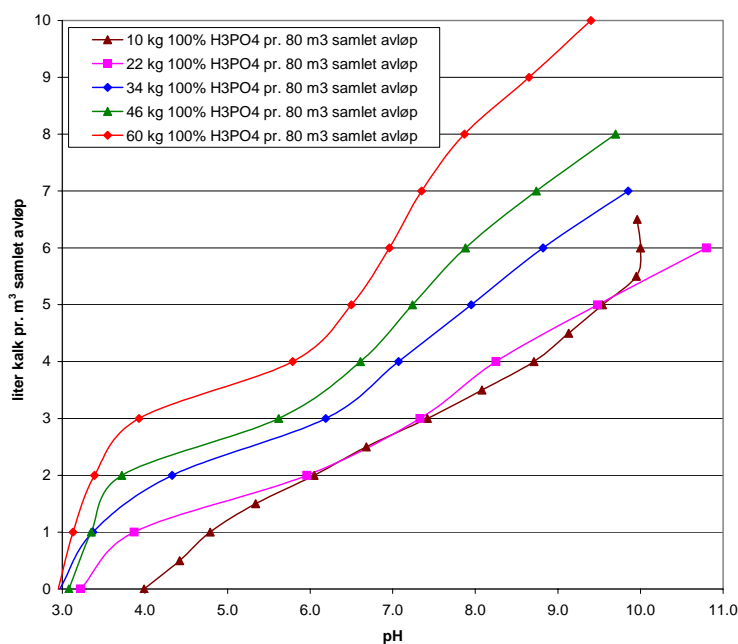
Figur 2 viser forløpet under fellingsforsøkene. Resultatene viser som ventet at ved laveste fosforsyredosering har en aluminium i overskudd. Derved vil en få en merkbar økning i aluminiumkonsentrasjonen ved pH-verdier over 8. Når en har fosfor i overskudd i forhold til aluminium, vil pH-verdien spille mindre rolle. Ved økende pH-verdier vil en ved alle fosforsyredosering få en økning i aluminiuminnholdet.



Figur 2. Aluminium i vannfasen som funksjon av pH ved alternative doseringer av fosforsyre.

2.3 Alkalibehov

I figur 3 er vist grafisk hvordan kalkforbruket varierer som funksjon av pH-verdien ved de alternative doseringer av fosforsyre. Dagens kalkbehov er ca. 2 l/m^3 ved pH7. Ved en fosforsyredosering på $60 \text{ kg } 100\% \text{ H}_3\text{PO}_4/80 \text{ m}^3$ samlet avløp vil en ved pH9 ha et kalkforbruk som er ca. 5 ganger høyere, 10 l/m^3 samlet avløp.



Figur 3. Kalkforbruk ved ulike doseringer av fosforsyre.

2.4 Utfelling av organisk karbon

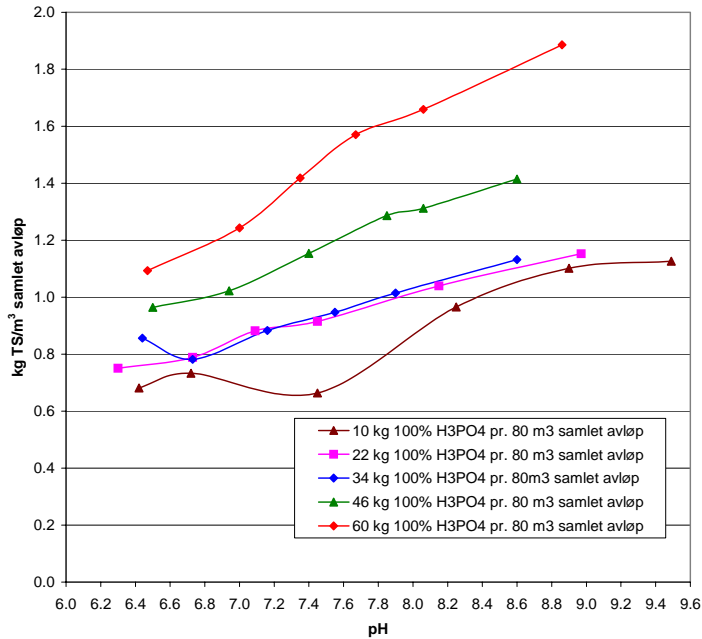
Det ble tatt noen prøver fra jar-testene for analyse av totalt organisk karbon. Resultatene er samlet i tabell 1, tabell 2, tabell 3, tabell 4 og tabell 5 i Vedlegg A. Resultatene tyder på en svak forbedring i utfellingen av organisk karbon med økende pH.

2.5 Utfelling av gips

For å se om en økning av kalkdosen vil føre til en økt gipsutfelling ble det foretatt analyse av totalt svovelinhold i prøvene fra jar-testen med den største kalkdosen (jar-test 5). Resultatene som er samlet i tabell 5 tyder på en viss gipsutfelling ved de høyeste pH-verdiene. Det er mulig at gipsdannelsen krever noe lengre tid. En bør derfor undersøke forholdene nærmere. Utfelling av gips på overflater i f.eks sedimenteringsenheten kan f.eks gjøre det nødvendig med en økning i vedlikeholdet for å oppnå optimale betingelser.

3. Slamproduksjon

For å få en oppfatning om hvor store slammengdene vil bli ved de ulike doseringene av fosforsyre ble slamfasen, dannet under jartesten, separert fra vannfasen ved sentrifugering. Slammet ble deretter tørket og veiet. I figur 4 er det gjort en fremstilling av resultatene der slamproduksjonen er beregnet som kg tørrstoff pr. m³ samlet avløp som funksjon av pH ved ulike doseringer av fosforsyre. Dagens slammengder utgjør ca. 0,6 kg tørrstoff/m³ samlet avløp. Ved en dosering av 60 kg 100% H₃PO₄ vil slammene øke til ca 2 kg tørrstoff/m³ samlet avløp ved pH9.



Figur 4. Slamproduksjon som funksjon av pH ved alternative doseringer av fosforsyre

4. Sedimenteringsforsøk

For å beskrive sedimenteringsforløpet til de utfelte slampartikler ble det kjørt "long-tube"-sedimenteringsforsøk. Forsøkene ble gjennomført i sylindere av pleksiglass med en diameter på ca. 19 cm. Vannhøyden var 1 meter og volumet ble derved ca. 30 liter. I sylindrene var det muligheter for uttak av prøver på 10, 30, 50, 70 og 90 cm dyp fra overflaten. I tillegg ble det tatt ut en prøve rett under overflaten på 1 cm dyp. Det ble gjennomført 3 forsøk med følgende fosforsyredoseringer : 0 kg 100% $H_3PO_4/80\text{ m}^3$ samlet avløp –ved pH 7, 34 kg H_3PO_4 - ved pH 9 og 60 kg H_3PO_4 –ved pH 9. Forsøkene ble forøvrig utført som for jar-testene ved at fosforsyre ble først blandet inn i prosessavløpet fra ACT før det øvrige avløpsvannet ble tilsatt under omrøring. Deretter ble kalk tilsatt til ønsket pH etterfulgt av polymeren, begge under hurtig omrøring (400 rpm). Etter 15 minutters flokkuleringstid under langsom omrøring (ca 240 rpm for forsøk 1 og 2 (!) og 50 rpm for forsøk 3) ble røret satt til sedimentering. Det ble tatt ut prøver på ca. 50 ml for analyse av turbiditet ved alle dyp etter 2, 4, 6, 10 og 30 minutters sedimentering. Før røreverket ble stoppet ble det i tillegg tatt ut en prøve ved 50 cm dyp (startverdi). Vanligvis benyttes tørrstoffinnholdet som grunnlag for å beregne synkehastigheten. I dette tilfelle har en som en forenkling benyttet turbiditeten som er et indirekte mål for tørrstoffinnholdet. Måledataene ble benyttet til å beregne fordelingen av partiklens sedimenteringshastighet og deres midlere sedimenteringshastighet som beskrevet av McLaughlin (1959). Hensikten med forsøkene var å forsøke å gi informasjon om relative forskjeller ved økende dosering av fosforsyre. Her følger en kort oppsummering av de viktigste resultatene. Figurer med beregnede sedimenteringshastigheter og selve grunnlaget for beregningene er nærmere beskrevet i vedlegg B.

4.1 Konklusjoner

Hovedtrekket ved resultatene, dersom turbiditet kan tas som proporsjonalt mål på partikkelinnhold er følgende:

- Hoveddelen av partikler synker med ganske veldefinert hastighet, ca. 5 til 20 cm/minutt, gjennom det meste av vannsøylen, og etterlater en restkonsentrasjon på ca 0.1 til 0.5 % av opprinnelig konsentrasjon. Det ser ut til at akselerert utsynking pga. flokkulering kan spille en vesentlig rolle i å oppnå denne hastigheten.
- Tilsats av 34 kg 100% fosforsyre/80 m^3 samlet avløpsvann førte til en mer en halvering av maksimal synkehastighet ved suboptimal rørehastighet (240 rpm) under flokkuleringen. Forsøket med 60 kg 100% fosforsyre/80 m^3 samlet avløpsvann og en rørehastighet på 50 rpm under flokkuleringen ga tilsvarende synkehastighet som forsøket uten tilsats av fosforsyre, men med suboptimal rørehastighet under flokkulering.

5. Samlet vurdering

Hydro Aluminium Holmestrand har et behov for å behandle fosforsyre i eksisterende renseanlegg. Forsøkene som er utført i laboratorieskala har vist at det sannsynligvis er mulig å behandle inntil 60 kg 100% $H_3PO_4/80 m^3$ samlet avløp i renseanlegget innenfor det generelle utslippskrav til fosfor, forutsatt at pH heves til 9.

Resultatene fra forsøkene viser imidlertid at man i pH-området 8-9 ikke har optimale forhold for fosforutfelling. Dette inntreffer først ved pH-verdier nærmere 10 for utfelling av kalsiumhydroksoapatitt, noe som trolig vil innebære at man må korrigere pH-verdien på utslippsvannet for å holde seg innenfor det generelle pH-kravet på 6,0-9,2.

Vi antar at man i praksis vil ha varierende mengder aluminium i prosessavløpsvannet. Da det er aluminiuminnholdet som er bestemmende for hvor effektiv fosforutfellingen vil bli (ved pH-verdier omkring 7), knytter det seg en viss usikkerhet til hvorvidt det vil være mulig å overholde utslippskravet til fosfor til enhver tid selv om en holder pH så høy som mulig innenfor det tillatte område. For å avklare disse problemene nærmere foreslår vi å utføre jar-tester der en også varierer aluminiummengdene nedover mot 0 for å se hvor effektiv fosfatutfellingen da blir i området pH 8-9.

En står derfor over for et valg mellom to alternativer, enten å heve pH med kalk til optimal felling av fosfor for deretter å korrigere pH i utslippsvannet. Ulempen med dette alternativet er, foruten den avsluttende pH-korrigeringen, også at det er noe usikkert om det vil være mulig å overholde utslippskravet til aluminium under alle forhold, da aluminium går i løsning igjen som aluminat ved så høye pH-verdier. Her vil fosfatinnholdet ha stor betydning for dette forholdet. Ved lave doseringer av fosfat er det fare for overskridelser av utslippskravet til aluminium selv ved pH 9. Under våre forsøk ble det dessuten observert at slammet endret karakter med den polymeren som ble benyttet. Det er mulig at det er nødvendig å bytte polymer ved felling i området omkring pH 9-10.

Et bedre alternativ vil etter vår oppfatning være å dosere mer aluminium, alternativt treverdige jern. Renseanlegget kan derved kjøres som idag ved pH 7. Slammengdene vil imidlertid bli større, noe som også gjelder for felling ved pH 9-10. En vil spare noe på reduserte kostnader til kalk, men det vil påløpe kostnader til aluminiumsulfat eller jernklorid.

En gjenstående spørsmål vil være renseanleggets evne til å ta hånd om den økte slambelastningen. Trolig vil forsøk i helskala på anlegget gi endelig svar på det. Ut fra vurdering av resultatene fra våre forsøk synes ikke slammengdene å bli så store at det er urealistisk å behandle dem i eksisterende anlegg. Dersom det blir problemer med overbelastning på sedimenteringsenhetene, kan et aktuelt tiltak være å føre deler av slammet tilbake til innløpet til renseanlegget igjen, alternativt til kalkdoserings-tanken. Et slikt tiltak vil føre til økt tørrstoffinnhold i slammet (High Density Sludge Process). Dersom det blir nødvendig kan NIVA utføre slike forsøk.

Et annet alternativ kan være å forsøke å dosere jernklorid i stedet for aluminiumsulfat for å se om slammet får et høyere tørrstoffinnhold.

Det vil være mulig å følge resultatet av fosfatutfellingen ved å anskaffe en fosfatmonitor som supplement til anleggets kontinuerlige driftskontroll. Fosfatmonitoren kan eventuelt også benyttes til å styre en tilleggsdosering av aluminium dersom det blir aktuelt å kjøre anlegget optimalt m.h.t. fosfatfjerning. Kostandene for en fosfatmonitor utgjør ca. kr. 120.000 ekskl. mva. Det er flere leverandører. NIVA kan eventuelt være behjelpelig med å teste og velge type dersom det er ønskelig.

6. Referanser

Hartinger, L., 1976. Taschenbuch der Abwasserbehandlung für die metallverarbeitende Industrie. Band 1: Chemie. Carl Hanser Verlag München Wien 1976.

McLaughlin, R.T. jr. 1959: The settling properties of suspensions. Journal of the hydraulics division, ASCE, Vol 85, No.: HY12, Proc. Paper 2311, Dec. 1959, pp 9-41.

Vedlegg A. Analyseresultater

Tabell 1. Analyseresultater jar-test, 1 liter vann med dosering av fosforsyre tilsvarende 10 kg 100% $H_3PO_4/80\ m^3$ samlet avløp.

pH	Turb FTU	PO ₄ mg PO ₄ /l	Al mg/l	TOC mg C/l	Slam gram tørrvekt
6.42	0.23	1.07	0.30	13.2	0.7032
6.80	0.57	1.43	0.30		0.7414
7.45	0.60	1.35	0.90		0.8240
8.25	0.60	1.05	2.20		0.9657
8.90	0.36	0.33	5.20		1.1013
9.49	0.66	0.10	7.10	10.8	1.1263

Tabell 2. Analyseresultater jar-test, 1 liter vann med dosering av fosforsyre tilsvarende 22 kg 100% $H_3PO_4/80\ m^3$ samlet avløp.

pH	Turb FTU	PO ₄ mg PO ₄ /l	Al mg/l	TOC mg C/l	slamvolum %	Slam gram tørrvekt
6.30	0.8	47.4	0.06	14.8	15	0.7505
6.73	0.7	24.9	0.04		15	0.7889
7.09	0.9	14.8	0.06		15	0.8817
7.45	1.0	11.3	0.10		16	0.9149
8.15	1.1	7.77	0.47		17	1.0398
8.97	1.2	1.82	0.50	13.7	18	1.1527

Tabell 3. Analyseresultater jar-test, 1 liter vann med dosering av fosforsyre tilsvarende 34 kg 100% $H_3PO_4/80\ m^3$ samlet avløp.

pH	Turb FTU	PO ₄ mg PO ₄ /l	Al mg/l	TOC mg C/l	slamvolum %	Slam gram tørrvekt
6.44	0.49	86	0.20	12.9	15	0.8565
6.73	0.51	69.4	0.20		16	1.2602
7.16	0.57	46.4	0.20		18	1.2745
7.55	0.38	24.5	0.10		21	1.4606
7.90	0.80	15.4	0.30		21	1.3537
8.60	0.79	7.11	0.70	12.0	23	1.4257

Tabell 4. Analyseresultater jar-test, 1 liter vann med dosering av fosforsyre tilsvarende 46 kg 100% $H_3PO_4/80\ m^3$ samlet avløp.

pH	Turb FTU	PO ₄ mg PO ₄ /l	Al mg/l	TOC mg C/l	slamvolum %	Slam gram tørrvekt
6.50	1.0	133	0.06	16.3	15	0.9641
6.94	0.8	90.6	0.04		16	1.0222
7.40	0.6	48.9	0.04		18	1.1535
7.85	0.5	19.6	0.07		19	1.2864
8.06	0.6	13.3	0.15		19	1.3123
8.60	1.2	8.25	0.30	14.7	22	1.4149

Tabell 5. Analyseresultater jar-test, 1 liter vann med dosering av fosforsyre tilsvarende 60 kg 100% H₃PO₄/80 m³ samlet avløp.

pH	Turb FTU	PO ₄ mg PO ₄ /l	Al mg/l	Al/ICP *) mg/l	TOT-S *) mg S/l	TOC *) mg C/l	slamvolum %	Slam gram tørrvekt
6.47	1.2	186	0.07	0.31	184	12.2	15	1.0931
7.00	1.1	135	0.07	0.11	182		16	1.2429
7.35	0.8	71.8	0.05	0.12	182		19	1.4185
7.67	0.8	26.5	0.06	0.084	180		20	1.5706
8.06	0.8	12.6	0.15	0.24	169		23	1.6594
8.86	1.1	5.86	1.35	1.47	175	13.1	25	1.8858

*) akkrediterte metoder

Tabell 6. Analyseresultater. Div. prøver. Akkrediterte metoder

Prøve	Tot.org. karbon mg C/l	Tot-S mg S/l	Magnesium mg Mg/l	Aluminium mg Al/l
Prosessvann ACT	6.5			
Avløp byområdet	76.6			
Start jartest		187	12.2	131

Tabell 7. Resultater fra sedimenteringsforsøk 1.

0 kg fosforsyre/80 m ³ –		Turbiditet, FTU				
pH 7.0						
Sed.tid.	Dyp					
min	0 cm	10 cm	30 cm	50 cm	70 cm	90 cm
0				405		
2	0.7	79	245	301	410	950
5	0.4	0.8	0.6	6.1	251	940
10	0.3	0.3	0.3	1.3	0.4	1150
15	0.3	0.3	0.3	0.3	1.1	1340
30	0.4	0.3	0.3	0.3	0.3	1150

Slamvolum etter endt forsøk : 14 %

Tabell 8. Resultater fra sedimenteringsforsøk 2 (60 % polymerdose).

34 kg fosforsyre/80 m ³ –		Turbiditet FTU				
pH 9.0						
Sed.tid	Dyp					
min	0 cm	10 cm	30 cm	50 cm	70 cm	90 cm
0				810		
2	84	580	640	720	800	1660
4	1.7	5.4	640	790	1080	5150
6	0.9	1.1	4.0	880	1890	11200
10	0.9	1.2	1.9	1.4	3070	2020
30	0.8	0.8	0.8	0.9	3.3	2320

Slamvolum etter endt forsøk : 22 %

Tabell 9. Resultater fra sedimenteringsforsøk 3.

60 kg fosforsyre/80 m³ avløp –		Turbiditet FTU				
pH 9.0						
Sed.tid	Dyp					
min	0 cm	10 cm	30 cm	50 cm	70 cm	90 cm
0				1000		
2	19.5	130	578	1110	1210	1395
4	9.8	5.8	19.8	1250	1240	1415
6	4.3	4.1	5.9	1145	1280	1535
10	2.8	3.3	3.8	38	1385	1875
30	6.2	1.5	1.6	0.8	17.5	2730

Slamvolum etter endt forsøk : 29 %

Vedlegg B. Sedimenteringsberegninger

Hvert forsøk gir et datasett (c_{ik}, z_i, t_k) med konsentrasjon (c_{ik}) for $i=1, \dots, n$ dyp (z_i) og $k=1, \dots, m$ tid (t_k) .

Når omrøringen stopper vil turbulensen dissiperes i virvler av stadig mindre størrelse, og dør ut ganske raskt, og partiklene begynner å synke ut.

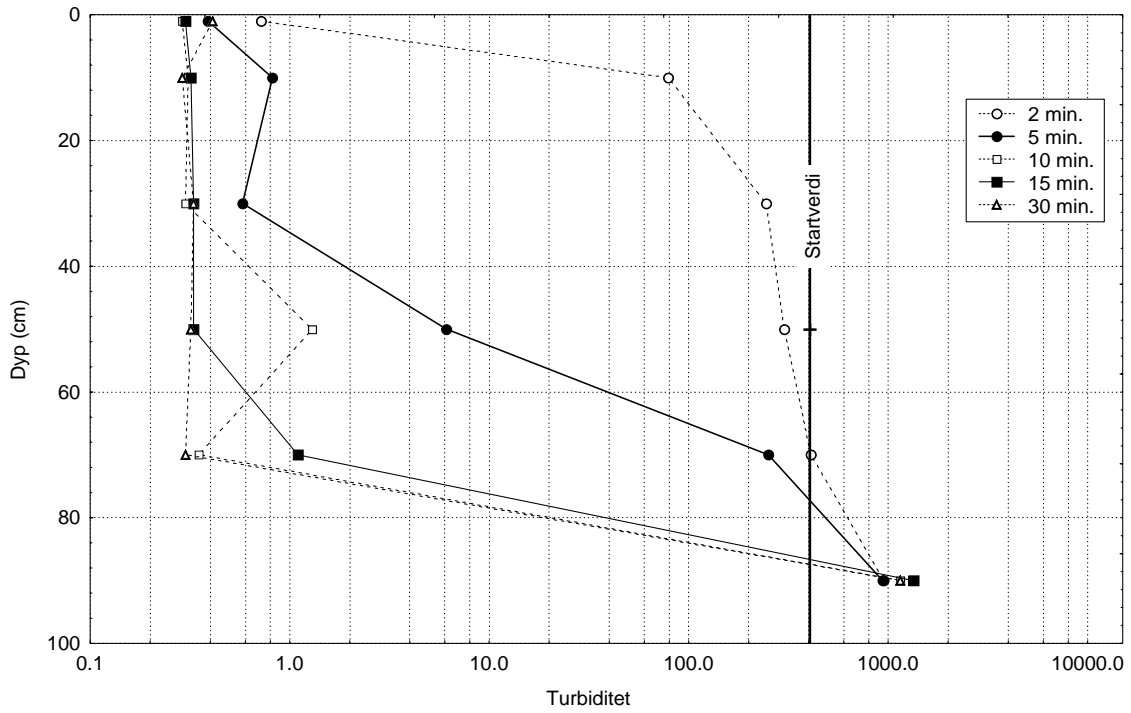
Et første inntrykk av nedsynkningen fås av plott av konsentrasjon (turbiditet) som funksjon av dyp for ulike tidspunkter. Nedsynkningen vil da vises ved at partikkelkonsentrasjonen avtar i tid for gitt dyp, raskest øverst i vannsøylen. Slike plott er vist i figur 5, figur 6 og figur 7 for de tre forsøkene. Figurene viser turbiditet på logaritmisk skala.

Forsøk 1 (figur 5), med startverdi 405, viste en turbiditetsreduksjon i øvre del av kolonnen løpet av de første 10 minuttene, men etter dette var turbiditeten stort sett konstant i tid, dvs at utsynkingen ser ut til å ha stoppet helt opp. Det gjaldt både i øvre del av vannsøylen fra 0 til 70 cm, hvor det ble hengende igjen en rest-turbiditet på ca. 0.3 etter 30 minutter, og på 90 cm dyp, hvor turbiditeten holdt seg omtrent konstant rundt 1000, altså mer enn dobbelt så høyt som utgangsverdien.

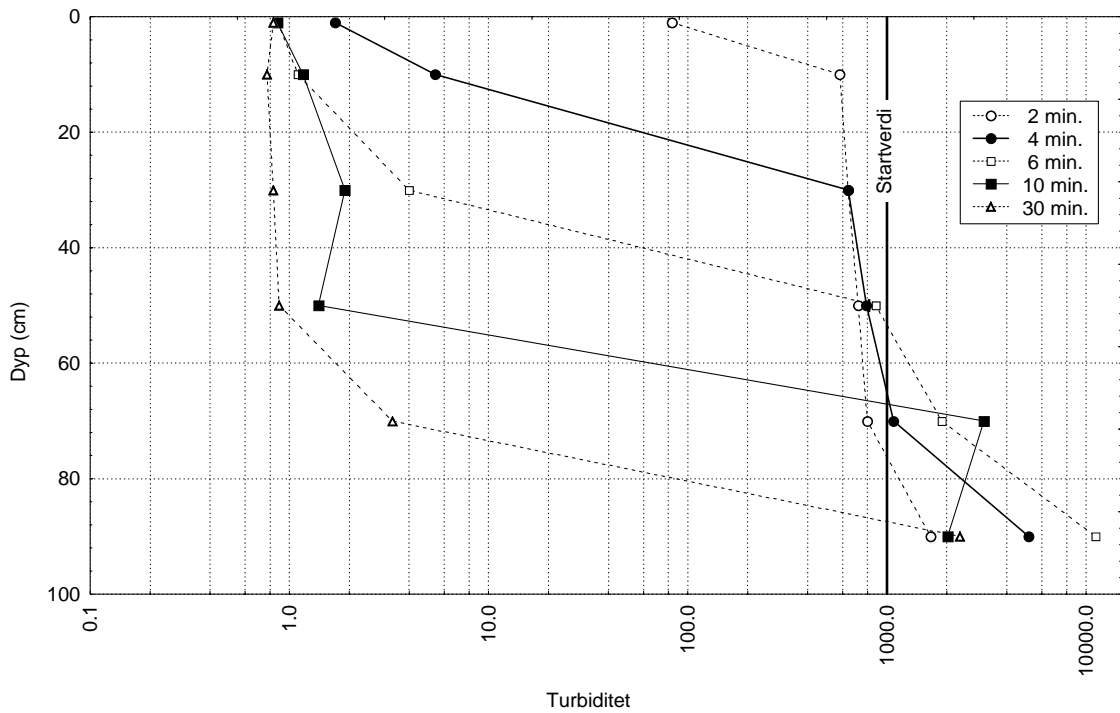
Forsøk 2 (figur 6), med startverdi 810, hadde et annet forløp, her ble formen på turbiditetsprofilen i overgangen mellom høye og lave verdier opprettholdt gjennom forsøket, med en forflytning nedover i vannsøylen mellom hvert måletidspunkt. Forflytningen var omtrent lik mellom hver måling, men fordi tidsrommene økte over tid, indikerer det avtagende synkehastigheter over tid ved samme konsentrasjon. Turbiditetsøkningen i nedre del av vannsøylen var større enn i forsøk 1 midt i måleperioden, men turbiditeten avtok mot slutten av forsøket til det dobbelte av utgangsverdien, altså omtrent som i forsøk 1. Integrrert turbiditet over dypet øker på det meste til ca. det dobbelte av utgangsverdien. Det tyder på at turbiditet varierer over tid for gitt partikkelkonsentrasjon, og derfor ikke gir noe helt riktig bilde av utsynkingen. I øvre del av vannsøylen var turbiditeten redusert til ca. 1.0 i slutten av forsøket, omtrent uavhengig av dypet.

I Forsøk 3 (figur 7) med startverdi 1000, stagnerte nedsynkningen av hoveddelen av partiklene (bedømt ut fra turbiditet) midlertidig i tidsrommet omkring 4-6 minutter etter at omrøringen ble stoppet, men fortsatte deretter videre gjennom forsøket. Igjen var slutt-verdien i 90 cm dyp ca. det dobbelte av startverdien. Midt i vannsøylen var turbiditeten på slutten nede i 1, mens den i dette tilfelle økte mot toppen av vannsøylen, til 6 helt øverst.¹

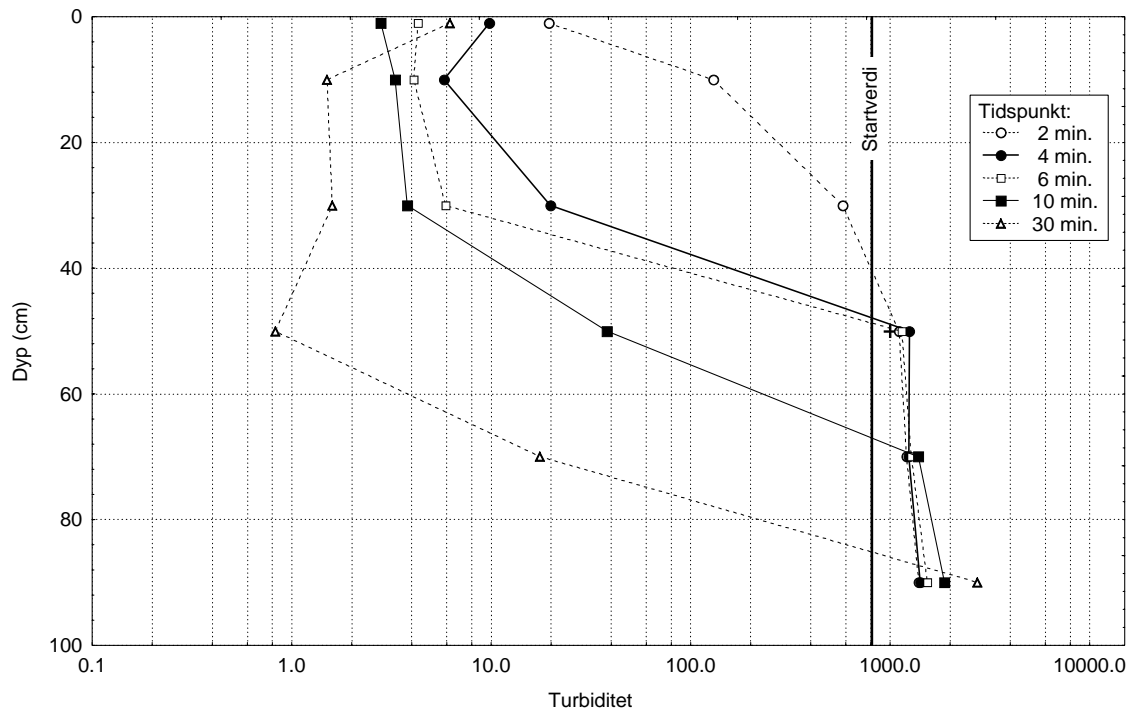
¹Det kan være at prøvene etter 30 minutter fra 50 cm dyp og overflaten ved et uhell er byttet om for test 4. Dette ville i så fall gi et mye mer rimelig resultat. Alternative forklaringer er målefeil, eller at turbiditeten ikke avtar monotont med minkende rest-konsentrasjon, men kan øke pga. prosesser som tar en viss tid, eller at det skjer flokkulering mens partiklene synker nedover som gir økende utsynking med dyp, selv om konsentrasjonen avtar.



Figur 5. Turbiditet på logaritmisk skala mot dyp for ulike tidspunkter i test 1.



Figur 6. Turbiditet på logaritmisk skala mot dyp for ulike tidspunkter i test 2.



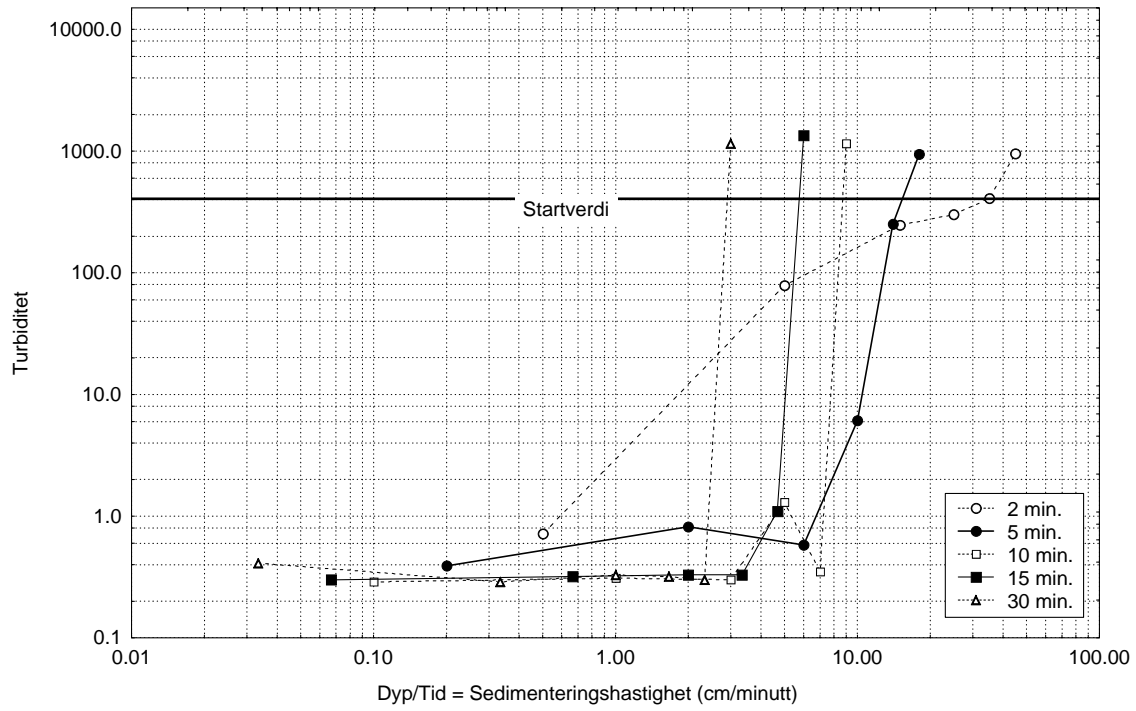
Figur 7. Turbiditet på logaritmisk skala mot dyp for ulike tidspunkter i test nr. 3.

Hvis de ulike fraksjonene av partiklene synker uavhengig av hverandre og uten å endres underveis, kan sedimentets utsynkingsegenskaper beskrives som en kumulativ fordelingsfunksjon $F(w)$ som angir den andel av partiklene som har synkehastighet $\leq w$. Hvis partiklene er homogent fordelt med total konsentrasjon C_{sum} i det utsynkingen starter, og turbulent og molekylær diffusjon kan neglisjeres, vil konsentrasjon c_i for gitt (z_i, t_i) tilsvare den andelen som har synkehastighet $\leq z_i/t_i$. Målte konsentrasjoner vil da være en funksjon av z_i/t_i :

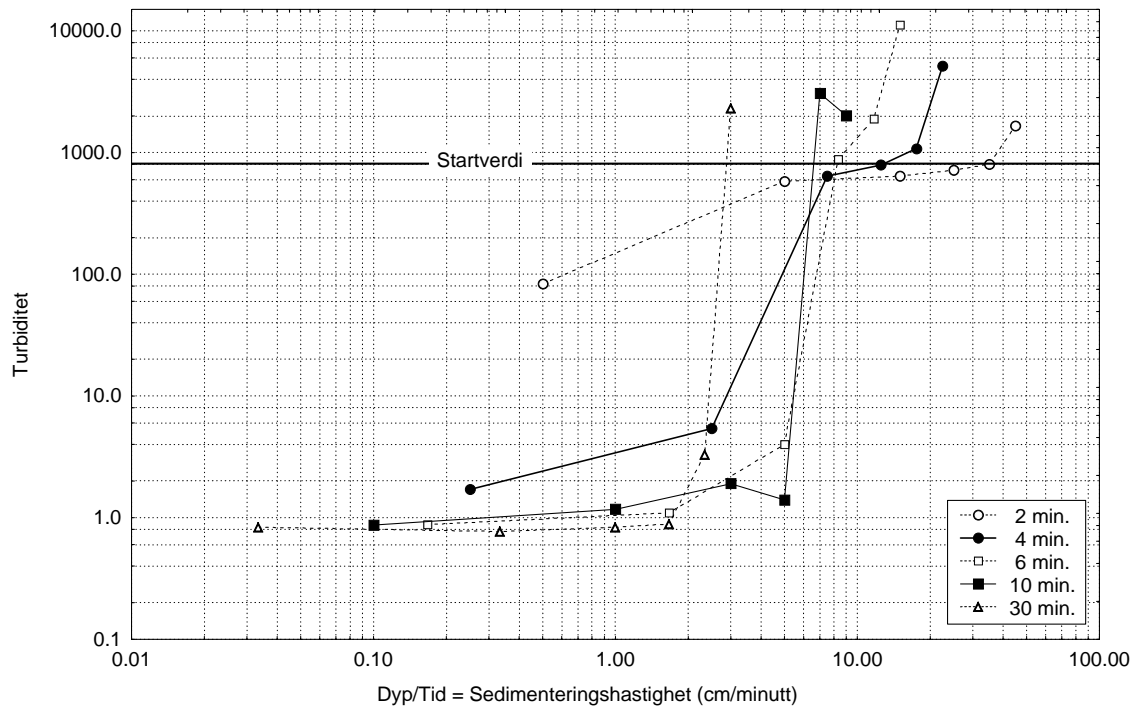
$$c(z, t) = C_{sum} F(z/t) \quad (1)$$

Datapunktene for hvert forsøk skal da falle langs én kurve i et plott av konsentrasjon mot $w = z_i/t_i$, som vil gi et direkte bilde av fordelingen $F(w)$.

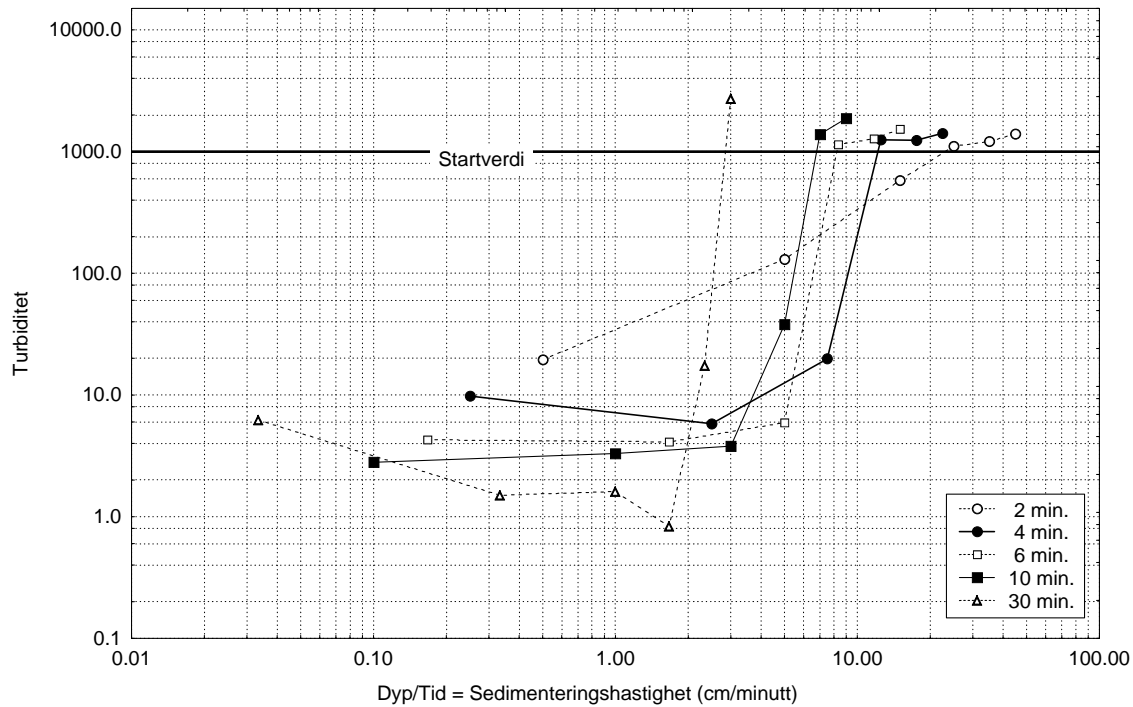
Figur 8, figur 9 og figur 10 viser konsentrasjonen mot forholdet mellom dyp og tid. I alle figurene tyder første profil, etter 2 minutter, på at utsynkingen ikke var kommet skikkelig i gang. Alle senere profiler viser omtrent samme skarpe overgang, hvor hoveddelen av partiklene (som turbiditet) synker ut med hastigheter mellom 5 og 20 cm/minutt. Alle figurene viser klare avvik fra den enkle modellen i ligning (1). De forskjellige kurvene viser fordelingen av en midlere synkehastighet over tid ved forskjellige konsentrasjoner. Overgangen flytter seg mot lavere verdier av z/t med tid, hvilket viser avtagende synkehastighet over tid.



Figur 8. Turbiditet på logaritmisk skala mot Dyp/Tid i test nr. 1.



Figur 9. Turbiditet på logaritmisk skala mot Dyp/Tid i test nr. 2.



Figur 10. Turbiditet på logaritmisk skala mot Dyp/Tid i forsøk 3.

Hvis utsynkingen som mengde pr. tid og flateareal betegnes q , vil integrert konsentrasjon C fra overflaten til dyp z (=samlet mengde pr. flateareal) være gitt av differensialligningen

$$\int_0^z \frac{\partial C(\zeta, t)}{\partial t} d\zeta = -q(z, t) \quad (2)$$

eller

$$\int_0^z \frac{\partial C(\zeta, t)}{\partial t} d\zeta = -\bar{w}C \quad (3)$$

Hvor \bar{w} er midlere synkehastighet for restkonsentrasjon C . Tilnærmet kan denne synkehastigheten beregnes for dyp $i, i=2, \dots, n$ og tidsrom $(t_k, t_{k+1}) k=1, m-1$ ved formelen

$$w_{i,k} = -\frac{M_{i,k+1} - M_{i,k}}{(C_{i,k} + C_{i,k+1})/2} \quad (4)$$

hvor

$$M_{i,k} = \sum_{s=2}^i \frac{C_{s-1,k} + C_{s,k}}{2} (z_s - z_{s-1}) \quad (5)$$

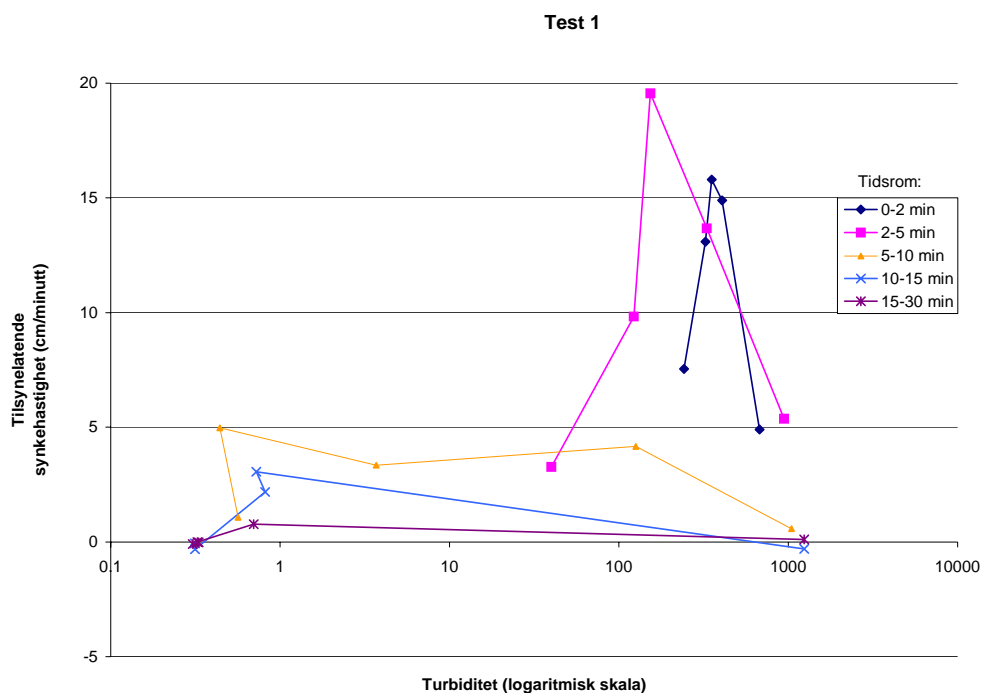
hvis det forutsettes at z_1 er i toppen av vannsøylen.

Figur 11, figur 12 og figur 13 viser resultatet av slike beregninger for de tre forsøkene. Det må bemerkes at konsentrasjonen tildels varierer så sterkt mellom to dyp for samme tidspunkt, og over et tidsrom i samme dyp, at lineær middelverdi av to målinger som angitt i formlene ovenfor kan være nokså unøyaktig. Egentlig burde en bruke det sanne gjennomsnittet eller integralet mellom to dyp eller måletidspunkter.

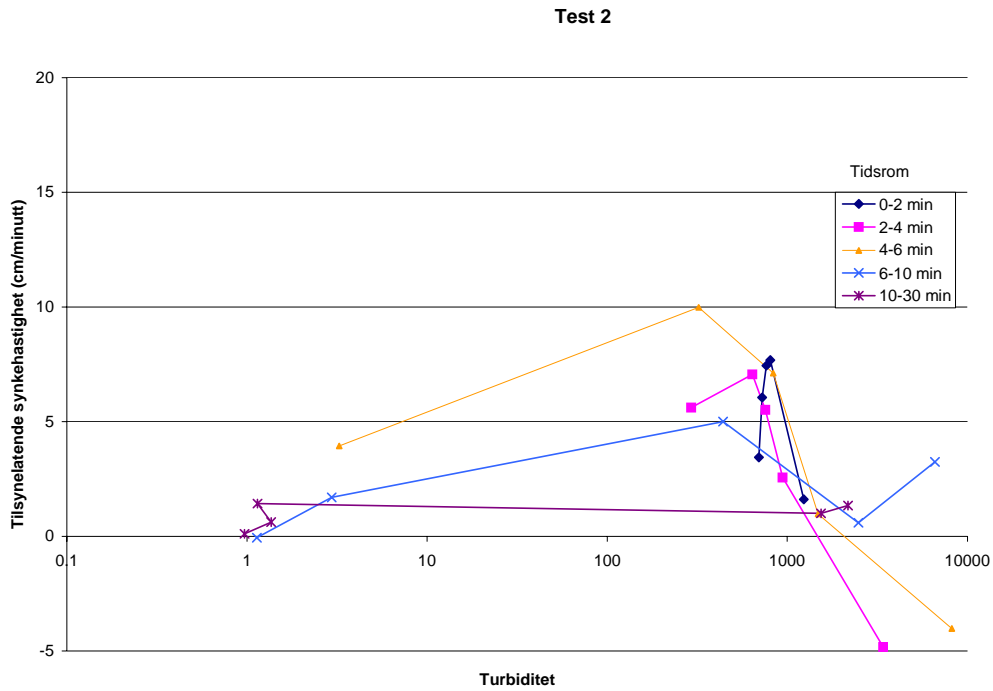
Beregnet på denne måten gir forsøk 1 en maksimal synkehastighet på 15-20 cm/minutt i 50-70 cm dyp i de første 5 minuttene av forsøket. Tilsynelatende synkehastigheten er lavere nederst i kolonnen (de høyeste turbiditetsverdiene). Senere i forsøket er tilsynelatende synkehastighet sterkt avtagende, og utsynkingen stopper raskst opp nederst i kolonnen, ved de høye konsentrasjonene. Ved slutten av forsøket er det bare en viss fortsatt utsynking i 70 cm dyp ut fra beregningen.

Forsøk 2 har noe av det samme bilde, men med økende utsynkingshastighet frem til 6 minutter etter start. For nedre del av søylen gir beregningsmåten negative utsynkingshastigheter, og det tyder på at turbiditetsmålingene enten må inneholde målefeil, eller ikke være representative som proporsjonalt mål på partikkeltetthet. Resultatene for første og siste tidsrom ser brukbare ut, og tyder på en utsynkingshastighet som kommer opp i 7 cm/minutt på det meste, avtagende til ca. 1 cm/minutt i slutten av forsøket.

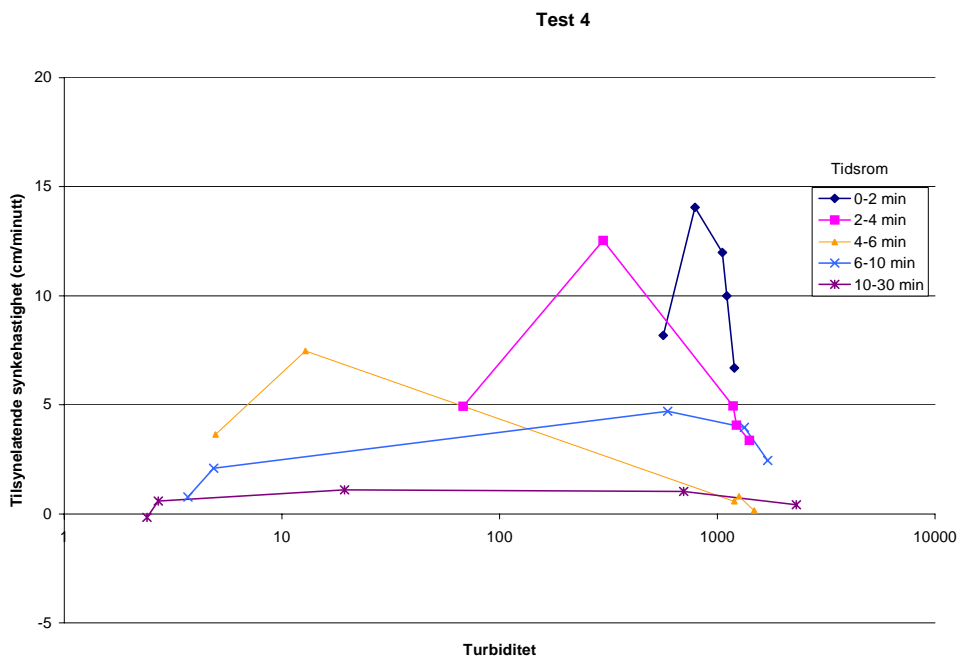
Forsøk 3 viser maksimal synkehastighet på ca. 15 cm/minutt fra 30-50 cm i de to første minuttene. Alle profilene viser et maksimum i synkehastighet et stykke ned i kolonnen. Maksimum avtar over tid, og opptrer for lavere konsentrasjoner ettersom tiden går, frem til 6 minutter etter start av forsøket. Etter 30 minutter er det fortsatt en utsynking på litt under 1 cm/minutt midt i kolonnen (30-70 cm dyp).



Figur 11. Beregnet synkehastighet som funksjon av konsentrasjon ved ulike tidsrom i forsøk 1



Figur 12. Beregnet synkehastighet som funksjon av konsentrasjon ved ulike tidsrom i forsøk 2.



Figur 13. Beregnet synkehastighet som funksjon av konsentrasjon ved ulike tidsrom i forsøk 3.