

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Blindern

PRA 2.1 FORSØKSANLEGGET PÅ KJELLER
DELPROSJEKT O-40/71-P

STABILISERING AV SLAM MED KALK
Delrapport nr. 1

Saksbehandler: Siv.ing. Bjarne Paulsrud
Medarbeidere: Tekn.lic. Peter Balmér
Siv.ing. Arild S. Eikum, Ph.D
Ingeniør Arne Lundar

Rapporten avsluttet: Desember 1973

INNHOLDSFORTEGNELSE

	side
1. INNLEDNING	1
2. LITTERATUROVERSIKT	3
2.1 Kalkens innvirkning på avvanningsegenskapene	3
2.2 Variasjon i pH med kalkdosering og lagringstid. Kalkbindingskapasitet.	7
2.3 Hygieniske og luktmessige aspekter ved kalkbe- handling av slam	10
2.4 Resirkulering av slamvann med høyt pH og dets innvirkning på ulike renseprosesser.	12
3. FORSØKSOPPLEGG OG ANALYSEMETODER	15
3.1 Forsøksopplegg	15
3.2 Analysemetoder	16
4. FORSØKSRESULTATER OG DISKUSJON	18
4.1 Kalkdoseringens innvirkning på pH i slam (titrerings- kurver)	18
4.2 Sammenlikning av våt- og tørrdosering av lesket kalk	18
4.3 Variasjon i pH med lagringstid, lagringstemperatur og kalkdosering	21
4.4 Undersøkelse av Sontheimer's teori om et slams kalk- bindingskapasitet	35
4.5 Tørrstoffinnholdets innvirkning på nødvendig kalkmengde ved stabilisering med kalk	37
4.6 Mulige årsaker til et slams pH-senkning med lagringstiden etter kalkdosering	42
5. SAMMENDRAG OG FORELØPIGE KONKLUSJONER	45
LITTERATURLISTE	47

FIGURFORTEGNELSE

Figur nr.	side
1. Titreringskurver for mekanisk og biologiske slam	19
2. Titreringskurver for kjemiske slamtyper	20
3. Titreringskurver for sammenlikning av ulike doseringsformer for kalk	22
4. Temperaturenns innvirkning på pH-senkning ved lagring - Mekanisk slam	24
5. Temperaturenns innvirkning på pH-senkning ved lagring - Biologisk slam	25
6. Temperaturenns innvirkning på pH-senkning ved lagring - Sekundærfelt Fe-slam	26
7. Temperaturenns innvirkning på pH-senkning ved lagring - Primærfelt Al-slam	27
8. Forandring av pH med lagringstid og kalkdosering - Mekanisk slam, Kjeller	28
9. Forandring av pH med lagringstid og kalkdosering - Septiktankslam	28
10. Forandring av pH med lagringstid og kalkdosering - Biologisk slam, Brenne	29
11. Forandring av pH med lagringstid og kalkdosering - Biologisk slam, Emma Hjorth	29
12. Forandring av pH med lagringstid og kalkdosering - Biologisk slam, Kjeller	30
13. Forandring av pH med lagringstid og kalkdosering - Sekundærfelt Fe-slam, Kjeller	30
14. Forandring av pH med lagringstid og kalkdosering - Sekundærfelt Al-slam, Kjeller	31
15. Forandring av pH med lagringstid og kalkdosering - Sekundærfelt Al-slam, + mekanisk slam, Kjeller	31

Figur nr.	side
16. Forandring av pH med lagringstid for kjemisk og blandet mekanisk/kjemisk slam fra sekundærfellingsanlegg med kalk som fellingsmiddel	34
17. Forandring av pH med lagringstid, kalkdosering og tørrstoffinnhold - Mekanisk slam, serie 1	40
18. Forandring av pH med lagringstid, kalkdosering og tørrstoffinnhold - Mekanisk slam, serie 2	41

TABELLFORTEGNELSE

Tabell nr.	
1. Nødvendig kalkdosering for pH-heving i ulike slamtyper	8
2. Nødvendig kalkdosering for pH>11 i ca. 14 dager	32
3. Forsøk på bestemmelse av kalkbindingskapasitet	36
4. Nødvendig kalkdose for å oppnå pH 11,0 ved ulike tørrstoffkonsentrasjoner - mekanisk slam	38
5. Variasjon i ATP- og nitrogeninnhold i slam med tiden etter kalkdosering	44

1. INNLEDNING

"Stabilisering av slam med kalk" er et delprosjekt under "PRA 2.1 Forsøksanlegget på Kjeller". Midler til prosjektet ble bevilget fra 1.7.1972, men innledende arbeider kom først i gang i januar 1973. Denne rapporten dekker arbeid utført frem til september 1973.

Ved en rekke kloakkrensaneanlegg vil det bli nødvendig med en eller annen form for stabilisering av slammene slik at det ikke forårsaker luktulempen ved lagring innenfor anlegget eller ved den endelige deponering/anvendelse. Det kan da bli aktuelt med enten aerob, anaerob eller kjemisk stabilisering.

De kjemikalier som har vært brukt i noen utstrekning ved kjemisk stabilisering, er klor og kalk. Ved bruk av klor oksyderes det organiske materialet i slammene, og man får en permanent stabilisering på samme måte som ved aerob og anaerob stabilisering, idet innholdet av lett nedbrytbart organisk materiale overføres til stabile sluttprodukter.

Ved tilsetning av kalk får man ingen reduksjon av organisk stoff i slammene. Hensikten er snarere tvertimot å hindre at slammene skal gå i forråtnelse ved at nedbrytningsprosessen inhiberes for et visst tidsrom. Det er altså snakk om en midlertidig stabilisering, og varigheten er i første rekke avhengig av kalkmengden som tilsettes de ulike slamtyper.

Målsettingen med prosjektet er å få frem data for dimensjonering av anlegg med ulike slamtyper og dessuten belyse de effekter som kalktilsetningen har på slammets og slamvannets egenskaper. Litt mer detaljert kan dette settes opp i følgende punkter:

1. Bestemme de kalkmengder som behøves til ulike slamtyper for å hindre at slammene går i forråtnelse for et visst tidsrom.
2. Undersøke fortykkings- og avvanningsegenskapene til forskjellige typer slam som er stabilisert med kalk.

3. Undersøke den hygieniske virkningen av kalkstabilisering i den grad metoder og utstyr gjør dette praktisk mulig.
4. Vurdere problemer forbundet med resirkulering av slamvann med høyt pH innenfor forskjellige typer renseanlegg.

Denne delrapport omfatter et litteraturstudium som dekker alle sider ved prosjektet. Dessuten presenteres undersøkelser som er gjort i forbindelse med pkt. 1 ovenfor. Forsøkene er hittil utført i laboratoriemålestokk og med uavvannet slam.

2. LITTERATUROVERSIKT

2.1 Kalkens innvirkning på avvanningssegenskapene

Kalk kan influere på et slams avvanningssegenskaper enten ved at den tilsettes til selve slammet før avvanning eller at den inngår som fellingsmiddel i det renseanlegg som produserer slammet.

For kondisjonering av slam er kalk et av de kjemikalier som har vært mest brukt opp gjennom årene ved avvanning med vakuumfiltre og filterpresser. Kalken har i de fleste tilfeller vært brukt sammen med to- eller treverdige jernsalter, men også endel alene. I det etterfølgende vil alle kjemikaliedoseringer bli oppgitt i prosent av slammets tørrstoffinnhold (TS).

WPCF Manual of Practice No. 20 (1969) refererer til en rekke anlegg i USA hvor kalk og jern(III)klorid har vært anvendt ved vakuumfiltrering av alle de "konvensjonelle" slamtypene (mekanisk, biologisk og blandslam samt anaerob stabilisert slam) helt siden århundreskiftet. For 7 anlegg er det angitt kjemikaliedoseringer som ligger i området 2,2-16,1% CaO og 0,8-5,6% FeCl₃. Slamkaken inneholder i disse tilfeller mellom 24,4 og 37,4% tørrstoff, mens gjenvinningsgraden oppgis å være 88-99%. Filterkapasiteten varierte mellom 9 og 27 kg TS/m²·h.

Burd (1968) gir en del gjennomsnittsverdier for ulike slamtyper fra 60 kloakkrenseanlegg i USA som benytter eller har benyttet kalk og jernklorid for kondisjonering før vakuumfiltrering. Ustabilisert mekanisk slam hadde det laveste midlere kjemikaliebehov (8,8% CaO og 2,1% FeCl₃), mens anaerob stabilisert mekanisk/biologisk slam representerte det høyeste forbruket (18,6% CaO og 5,6% FeCl₃). Filterkapasiteten var henholdsvis 34 og 19,5 kg TS/m²·h, og TS-innholdet i slamkaken h.h.v. 31 og 21,5%. Burd sier imidlertid at ved de fleste av disse anleggene har man etterhvert gått over til å bruke organiske polymerer istedet for kalk og jernklorid som kondisjoneringsmiddel.

Gale (1968) har sammenstilt data fra en rekke anlegg i England hvor kalk alene eller sammen med jern(II)sulfat er ganske utbredt som kondisjoneringsmiddel for avvanning med vakuumfiltre og filterpresser. Doseringene ligger i området 10-40% Ca(OH)_2 og 5-15% FeSO_4 for vakuumfiltre og 10-25% Ca(OH)_2 og 5-15% FeSO_4 for filterpresser.

Born (1969) gir data fra forsøksdrift med vakuumfilter, filterpresse og silbandpresse for mekanisk slam fra et renseanlegg i Tyskland. Ved vakuumfiltrering ble det brukt 13% Ca(OH)_2 + 4% FeSO_4 og resultatet var en slamkake med 21,8% TS-innhold ved en filterkapasitet på 9,1 kg $\text{TS/m}^2 \cdot \text{h}$. Filterpressen ga ved dosering av 8% Ca(OH)_2 et TS-innhold i slamkaken på 48% med filterkapasitet 2,6 kg $\text{TS/m}^2 \cdot \text{h}$ mens de tilsvarende tall for dosering av 6% Ca(OH)_2 + 1,5% FeSO_4 var 44% TS og 2,2 kg $\text{TS/m}^2 \cdot \text{h}$. For avvanning med silbandpressen ble det brukt organiske polymerer istedet for kalk og jernsulfat.

Sontheimer (1967) beskriver en kondisjoneringsmetode som er basert på tilsetting av kalk med etterfølgende nøytralisering med CO_2 til pH 8,5 (Carbofloc-prosessen). I følge Sontheimer oppnås det bedre fortykkings-, filtrerings-, og sentrifugeringssegenskaper enn med kalk alene, men det datamaterialet som presenteres er så mangelfullt at det er vanskelig å vurdere artikkelens påstander (se forøvrig pkt. 2.2).

Markkanen (1972) gir en rekke interessante data fra forsøksdrift med filterpresse, silbandpresse og sentrifuger i Finland. Med filterpresse ble det avvannet en blanding av mekanisk slam og slam fra simultanfelling med jern(II)sulfat, og som kondisjoneringsmiddel ble det brukt både polymerer, kalk og kalk+jern(III)klorid. Det viste seg at polymertilsettingen ga et slam som tettet igjen filterduken meget raskt og det var nødvendig med vasking av filterduken mellom hver slampåfylling for å oppnå tilfredsstillende avvanningsresultater. Med bare kalk var heller ikke resultatene gode nok. Filtreringstiden var ca. 6 timer for å oppnå 20-30% TS i slamkaken. Kalk+jernklorid ga imidlertid bra resultater med doseringer på 18,4% CaO og 4,5% FeCl_3 . Det var nok med 2 timer filtreringstid for å få en slamkake med ca. 30% TS. Som

en generell regel blir det angitt at ved kondisjonering med kalk og jernklorid bør kalkmengden være så stor at pH blir høyere enn 12 (vanligvis pH 12,3).

Silbandpressen ble testet med simultanfelt slam alene, men forsøkene ga ikke tilfredsstillende resultater med kalk+jernklorid. Dette ble rettet på ved at man i tillegg tilsatte polymerer og konklusjonen var at med denne type avvanningsutstyr var uorganiske kondisjoneringsmidler alene ikke brukbare.

Avvanning med sentrifuger ble prøvd flere steder. I St. Michels ble det oppnådd gode resultater med kalk som eneste kondisjoneringsmiddel for slam fra simultanfelling med jern(II)sulfat. Doseringen var vanligvis ca. 18% CaO slik at man hele tiden hadde $pH > 12,3$. Dette ga en slamkake med over 30% TS og gjenvinningsgraden var ca. 93%. Det bemerkes imidlertid at gjenvinningsgraden uten kjemikalietilsetning var ca. 85%, men kalktilsetningen reduserte fosforinnholdet i sentratet fra ca. 350 til ca. 50 mg/l-P. I Tavastehus ble det gjort forsøk med et tilsvarende simultanfelt slam, og polymer alene samt kalk+polymer ble sammenlignet som kondisjoneringsmetoder. Ved dosering av 0,07% kationisk polymer ble det oppnådd 98% gjenvinning og 23-24% TS i slamkaken. De tilsvarende resultater ble oppnådd med dosering på 7,8% CaO + 0,035% anionisk polymer. Luktproblemet ble funnet å være mindre i det tilfellet hvor man anvendte kalk. Det nevnes imidlertid at man også har erfart tilfeller hvor kalktilsetningen før sentrifugering ikke har hatt noen reduserende effekt på polymerbehovet.

I Åbo er det undersøkt mulighetene for å sentrifugere delvis anaerobt slam fra et høyt belastet aktivslamanlegg. Med bare polymertilsetning oppnådde man ikke tilfredsstillende resultater, mens man ved bruk av 36% CaO + 0,05% polymer oppnådde ca. 99% gjenvinning. Det ble også gjort forsøk med tilsetning av kalk før fortykningen, og man konstaterte at når kalken ble tilsatt 1 døgn før selve avvanningen, så hadde den ingen innvirkning på selve avvanningsegenskapene; fordelene var avtakende lukt og bedre fortykkingsegenskaper. Kalken måtte imidlertid tilsettes umiddelbart før sentrifugeringen for å innvirke positivt på avvanningsresultatene.

Lassen et al. (1969) rapporterer fra fullskalaforsøk som ble utført ved renseanlegget i Rönninge, Sverige, hvor man tilsatte kalk til slam fra direktefelling med aluminiumsulfat (såkalt omfelling) for deretter å blande dette med mekanisk slam før avvanning i sentrifuge. Renseanlegget var for anledningen bygget om til et direktefellingsanlegg, men p.g.a. svært fortynnet avløpsvann (store regnvannsmengder) i forsøksperioden ble mengden mekanisk slam for liten i forhold til produksjonen av kjemisk slam. Blandingsforholdet kjemisk slam: mekanisk slam varierte fra ca. 6:1 til ca. 13:1 på volumbasis. Kalken ble blandet inn i det kjemiske slammet ved hjelp av luftinnblåsning. Blandingen fikk så sedimentere i 1-3 timer, men dette ga lite eller intet slamvann som kunne dekanteres før man blandet inn det mekaniske slammet. Kalkdoseringene varierte fra 36% til 140% $\text{Ca}(\text{OH})_2$ basert på TS-innholdet i det kjemiske slammet. I tillegg ble det i de fleste tilfeller tilsatt 0,2-0,3% av en anionisk polymer umiddelbart før sentrifugering. Typiske avvanningsresultater var ca. 90% gjenvinningsgrad og 20-25% TS i slamkaken. For å oppnå dette var det tilstrekkelig med en kalkdosering på ca. 70% $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Hva denne doseringsmengden tilsvarer basert på tørrstoffinnholdet i blandingen av mekanisk/kjemisk slam, gir rapporten ingen opplysninger om.

Farrell et al. (1972) har utført studier av kalkstabilisering ("lime stabilization") ved et fullskala ($4350 \text{ m}^3/\text{d}$) renseanlegg i USA. Anlegget som er et konvensjonelt aktivslamanlegg, ble i forsøksperioden kjørt som et forfellingsanlegg med enten aluminiumsulfat eller jernklorid tilsatt i sandfanget. Det blandete mekanisk/kjemiske slammet fra forsedimenteringen ble tilsatt kalk til pH ca. 11,5 for deretter å bli gravitert ut på de eksisterende tørkesenger. Det ble tatt kjemiske og bakteriologiske analyser av slammet før og etter kalkingen, og likeledes ble slammens avvanningsegenskaper undersøkt i laboratorieskala. Avvanningsundersøkelsene ga noenlunde de samme resultater for både aluminium- og jernslam, og som orienterende verdier kan angis at spesifikk filtrermotstand ble redusert med faktor på 4 ved kalktilsetting, kompressibiliteten økte med ca. 50% og filterkapasiteten (bestemt ved "filter leaf"-test) økte til omtrent det dobbelte.

For å vurdere mulighetene for avvanning av slammene på tørkesenger, ble det brukt små tørkesengenheter (kapasitet 6 l) plassert i drivhus ved konstant temperatur (21 °C), relativ luftfuktighet (45%) og belysning. Det viste seg at begge slamtypene etter kalktilsetningen hadde en høyere initial dreneringshastighet enn før, men at den totale avvanningshastighet (drenering+fordamping) var noenlunde den samme med og uten kalk, og det ble oppnådd ca. 25% TS i slammene etter 20 dagers avvannings-
tid.

Det er hittil bare referert data om avvanningsegenskaper hos slam som er tilsatt kalk etterat slammet er atskilt fra vannfasen. Imidlertid har Smith (1972) gjort endel fullskala sentrifugeringsforsøk i Newmarket, Kanada, med slam fra primærfelling med kalk som kan være av interesse her. Avløpsvannet ble tilsatt ca. 200 mg $\text{Ca}(\text{OH})_2$ /l og det mekanisk/kjemiske slammet ble først sentrifugert uten tilsetning av kondisjoneringsmiddel. Dette ga for dårlig gjenvinning av suspendert stoff (ca. 70-80%), men ved tilsetning av anionisk polymer i små mengder (<0,05%) oppnådde man over 97% gjenvinning og tørrstoffkonsentrasjoner i slamkaken i området 27-34% TS.

2.2 Variasjon i pH med kalkdosering og lagringstid. Kalkbindingskapasitet.

Doyle (1967) har bl.a. undersøkt pH som funksjon av tiden i avvannet mekanisk slam fra et vakuumfilter hvor jern(III)sulfat og kalk ble brukt som kondisjoneringsmiddel. pH i det avvannede slammet (slamkaken) ble målt ved at 75 g filterkake ble fortynnet i 150 ml destillert vann med pH 7,0. Denne metoden hadde vist seg å gi verdier som lå innen $\pm 0,15$ pH-enheter av pH-verdiene på slammet umiddelbart før filtrering og på filtratet (slamvannet). For en slamprøve som **straks** etter filtrering hadde pH på 12,3, sank pH til 11,1 når prøven ble lagret i fortynnet tilstand i 24 timer. En rekke slamprøver ble også lagret i avvannet tilstand i 24 timer og man erfarte en tildels kraftig pH-senkning i løpet av denne tiden for alle prøvene som hadde initial-pH på 12,2 eller lavere. I ett av tilfellene ble pH redusert fra 12,0 til 7,0. Slamprøver som hadde høyere initial-pH enn 12,2 viste derimot ingen senkning i løpet av 24 timer. Det ble ikke opplyst noe om hvilke kalkmengder som trengtes for å komme opp i de refererte pH-verdier.

Farrell et al. (1972) har i tillegg til avvanningsegenskaper hos kalkstabilisert mekanisk og primærfelt Al- og Fe-slam (pkt. 2.1) angitt de kalkmengder som var nødvendig for å heve pH i disse slamtypene. Forut for fullskalaforsøkene ble det gjort noen undersøkelser med tilsetning av kalk til Al- og Fe-slam produsert i et pilotanlegg. Nedenfor er det sammenstilt de aktuelle data fra begge undersøkelsene.

Tabell 1. Nødvendig kalkdosering for pH-heving i ulike slamtyper
(Farrell et al., 1972).

Forsøksnålestokk	Pilotanlegg		Fullskalaaanlegg					
	Al-slam	Fe-slam	Mek. slam	Al-slam			Fe-slam	
Dosering til rå-kloakk (mg/l-Al resp. Fe)	27,3	20,7	0	13,6	22,7	31,8	15,5	31,0
Susp.stoff (SS) i slam (g/l)	32,1	20,1	89,1	20,6	28,5	24,0	17,9	20,2
Flyktig susp. stoff (% av SS)	55,9	45,7	64,0	-	-	-	-	-
pH i slam før kalkdosering	6,2	6,2	5,2	Middelverdi 6,7			Middelverdi 6,5	
pH i slam etter kalkdosering	11,0	11,0	11,0	11,5	11,5	11,5	11,5	11,5
Kalkdosering ($\frac{\text{g Ca(OH)}_2}{\text{kg SS}}$)	400	270	98	210	220	250	120	110

Forfatterne peker på den store forskjellen i kalkdosering mellom Al-slam og Fe-slam for å komme opp til samme pH-verdi. De mener at dette skyldes den amfotære karakter hos aluminium, som gjør at aluminiumforbindelser kan reagere med kalsiumhydroksyd og danne kalsiumaluminat, mens tilsvarende ikke er tilfelle for jern. Det lave kalkbehovet for mekanisk slam forklares ut fra det høye SS-innholdet i slammet. Forøvrig kan de ikke gi noen forklaring på de vesentlig lavere kalkbehovene ved fullskalaforsøkene i forhold til pilotforsøkene for tilsvarende slamtyper. Når det gjelder pH-verdienes stabilitet med tiden hadde man ved pilotforsøkene erfart at pH sank relativt raskt fra 11,5 til nær 11, men fortsatte ikke å synke i løpet av 24 timer.

I sine undersøkelser av kalk som kondisjoneringsmiddel kommer Sontheimer (1967) også inn på at pH i slammet synker med tiden etter kalkinnblandingen. I den forbindelse lanserer han begrepet kalkbindingskapasitet ("lime-bonding capacity"), definert som den mengde kalk som bindes til det partikulære materialet i slammet. Denne parameteren ble bestemt ved at kalk ble tilsatt i forskjellige mengder til slammet, vanligvis i området 150-500 g $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{kg}$ SS for en slamtype. Disse kalk-slamblandingene fikk stå i 24 timer før de alle ble fortynnet til 1 g/l - $\text{Ca}(\text{OH})_2$, hvilket skulle være godt under den teoretiske løsligheten for kalsiumhydroksyd i vann ved normale temperaturer (1,6 g/l - $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ved 20 °C). Etter 24 timer kontaktid under omrøring ble det partikulære materialet filtrert fra de fortynnede suspensjonene og kalsiuminnholdet i filterkaken bestemt. Det viste seg da da at man hadde en konstant kalkmengde fiksert pr. tørrstoffenheter i slammet, uansett den opprinnelige tilsatte kalkmengden. Det ble understreket at hele denne prosedyren måtte utføres uten at CO_2 fra luften fikk reagere med kalken. Kalkbindingskapasiteter bestemt på denne måten varierte fra 20 g $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{kg}$ SS for mekanisk slam til 220 g $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{kg}$ SS for anaerob stabilisert slam fra industrielt avløpsvann.

I forbindelse med den observerte pH-senkning med tiden hevder Sontheimer videre at man kan unngå denne dersom kalkdoseringen til et slam er høyere enn dets kalkbindingskapasitet. Som støtte for denne påstanden vises det et eksempel med anaerob stabilisert slam som har en kalkbindingskapasitet på 100 g $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{kg}$ SS.

Ved doseringer på 130 og 250 g $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{kg}$ SS oppnås pH ca. 12,5 og denne holder seg tilnærmet konstant i prøveperioden som er 3 døgn. Dosering på 65 g $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{kg}$ SS øker pH til ca. 11,3 initialt, men pH synker igjen til ca. 8,8 etter 3 døgn.

2.3 Hygieniske og luktmessige aspekter ved kalkbehandling av slam

I litteraturen er det referert en god del undersøkelser om effektiviteten av kalk som hygieniserende middel for forurenset vann. Når det gjelder kalkens innvirkning på de hygieniske forhold i slam er det imidlertid mere sparsomt med data.

Riehl et al. (1952) gjorde et omfattende litteraturstudium på behandling av vann med kalk og konkluderer at kalken har effektive baktericide egenskaper. Ut fra egne forsøk fant de at Escherichia coli og Salmonella typhosa ikke overlevde i pH-området 11,0 - 11,5 ved en kontakttid på 4 timer ved 15 °C.

Grabow et al. (1969) undersøkte virkningen av kalk på biologisk rensed avløpsvann (fra biologisk filter). De fant at ved pH 11,5 i 1 time ble alle Gramnegative bakterier drept, mens kimtallet ble redusert med over 99%. De overlevende mikroorganismer var hovedsakelig sporedannende bakterier.

Tullander (1972) påpeker at det ikke foreligger noen prinsipiell forskjell mellom den baktericide effekten av kalk i vann og i slam. Han vil imidlertid ikke utelukke at i slam kan bakterier, innesluttet i større partikler av organisk materiale, forbli beskyttet mot det alkaliske miljøet i svært lang tid. På grunn av den anseelige bakteriemengden i slam må man derfor regne med en betydelig rest av fremfor alt sporedannende bakterier. Han mener videre at selv om slam fra kalkfelling ikke er bakteriefritt så bør det kunne betraktes som stabilisert, hvilket ifølge Tullander bl.a. innebærer at det ikke skal medføre luktulemper ved den videre håndtering av slammet. Det poengteres forøvrig at sterilt slam bare kan oppnås gjennom en kompletterende termisk behandling og at dette også kan utføres med kalk, men da i form av ulesket kalk (Orsa-metoden).

Buzzell et al. (1967) gjorde forsøk i laboratorieskala med både primærfelling og forfelling med kalk. Det mekanisk/kjemiske slammet fra primærfellingen ble avvannet i en Buchner-trakt og slamkaken plassert i en lufttett beholder for kvalitativ lukttest. Det ble funnet at i løpet av 4-7 dager hadde slam med $\text{pH} < 11$ blitt sterkt illeluktende, mens slam med $\text{pH} > 11$ ikke utviklet noen ubehagelig lukt.

I forbindelse med bruk av kalk som kondisjoneringsmiddel for slam er det også gjort enkelte undersøkelser av de hygieniske forhold i avvannet slam. Kampelmacher et al. (1972) undersøkte mekanisk og mekanisk/biologisk slam fra tre nederlandske renseanlegg. Slammene ble tilsatt kalk og jernsalter før avvanning i vakuumfilter. Denne behandlingen reduserte kimtallet med størrelsesorden 2-3 decimaler og coliforme bakterier med 2-4 decimaler. Kalkdoseringene lå i området 3-10% kalk på tørrstoffbasis.

Trubnick et al. (1958) sier at de luktproblemer som oppstår ved vakuumfiltrering av mekanisk slam, kan unngås fullstendig ved tilsetting av kalk umiddelbart etter at slammet er tappet. Bakteriologiske analyser viste at man reduserte antallet coliforme bakterier (MPN) fra ca. 10^8 til ca. 10^2 pr. g tørrstoff ved tilsetting av kalk til $\text{pH} 12$.

Doyle (1967) studerte innholdet av patogene bakterier i mekanisk slam som var kondisjonert med bl.a. kalk (se pkt. 2.2), og fant at Salmonella typhosa ble drept ved $\text{pH} > 12$ med kontakttid under 2 timer. Han konkluderer forøvrig med at det trengs ytterligere undersøkelser for å fastsette en minimums pH -verdi for destruksjon av patogener.

Farrell et al. (1972) har også endel data på lukt og hygiene når det gjelder kalkstabilisering av ulike slamtyper (se pkt. 2.1 og 2.2). Under selve kalkinnblandingen som skjedde v.h.a. luft, fikk man sterk ammoniakklukt som forsvant ganske raskt, og etter at slammet var lagt ut på tørkesenger, kunne man ikke registrere ubehagelig lukt i løpet av de 3 månedene (januar-mars) som slammet lå der. De mikrobiologiske undersøkelsene konkluderer med at kalktilsetting opp til $\text{pH} 11,5$ reduserer den bakteriologiske (og sannsynligvis også den virologiske) risiko til en neglisjerbar verdi. Parasittegg (egg fra Ascaris) overlevde 24 timers kontakttid ved

pH 11,5 og det sies at de muligens også ville overleve lengre kontakt-tider. Imidlertid mener man at innholdet av høyere organismer i kalk-stabilisert slam ikke er noe større enn i anaerob stabilisert slam og at risikoen p.g.a. bakterier og virus er langt mindre.

Det foreligger i det hele tatt svært få undersøkelser av den innvirkning høye pH-verdier i slam har på parasittegg- og virusinnholdet. Ronéus (1972) sier at parasittegg har meget stor motstandskraft mot pH-forandringer og at man ikke kan regne med at disse drepes ved pH-økning med kalk. Oppvarming til 60-70 °C synes å være den sikreste og raskeste måte å drepe parasittegg på. Ved kondisjonering av slam med kalk mener Leclerc et al. (1973) at tarmvirus blir ødelagt, men at parasittegg ofte overlever slik behandling.

2.4 Resirkulering av slamvann med høyt pH og dets innvirkning på ulike renseprosesser.

Ved fortykning og avvanning av slam som inneholder kalk, vil man alltid få et slamvann med høy pH-verdi. Dette slamvannet har som oftest også høyt innhold av suspendert stoff og det er i de aller fleste tilfeller nødvendig å føre det tilbake til renseanlegget. Spørsmålet er da på hvilket trinn man skal tilføre slamvannet til ulike typer renseanlegg for å unngå forstyrrelser i renseprossene. F.eks. vil en svært høy pH-verdi i vannet inn til et biologisk rensetrinn kunne skape problemer (Minton et al., 1972), og det samme kan være tilfelle ved et kjemisk rensetrinn hvor man feller med aluminium. Problemene kan ofte forsterkes når en ikke har noen utjevningssmuligheter for slamvannet, idet dette i de fleste tilfeller produseres ujevnt over døgnet.

Det finnes forbausende lite data i litteraturen om resirkulering av slamvann med høyt pH. Årsaken kan være at i de tilfeller hvor man har brukt kalk som kondisjoneringsmiddel, dreier det seg ofte om bare mekanisk rensing. Biologiske rensetrinn har ved større anlegg nesten alltid et mekanisk trinn først, og ved resirkulering av slamvann med høyt pH til anleggets innløp, vil forsedimenteringsbassenget virke som utjevningstank før det biologiske trinnet.

Håkanson et al. (1970) lanserer en såkalt kjemisk-mekanisk slambehandlingsmetode for etterfellingsanlegg uten forsedimentering. Det biologiske og kjemiske (A1) slammet skal fortykkes i en flotasjonsfortykker til ca. 8% TS ved hjelp av polymertilsetting. Deretter tilsettes slammet kalk til pH 11-12 for stabilisering og kondisjonering før avvanning i sentrifuge. Hensikten med kalkdoseringen etter fortykking er nettopp å unngå for store mengder slamvann med høyt pH tilbake foran det biologiske trinnet. Et regneeksempel viser at denne slamvannsmengden da i middel over døgnet vil utgjøre bare ca. 0,25% av den midlere avløpsvannmengden. For å sikre en jevn tilbakeføring av slamvannet fra sentrifugen, har man tenkt seg en utjevningstank hvorfra vannet pumpes tilbake til innløpet av anlegget.

Når det gjelder tilførsel av vann med høyt pH inn på det biologiske steget, gjorde Buzzell et al. (1967) noen forsøk med forfelling med kalk i laboratoriemålestokk. Avløpet fra det mekanisk/kjemiske trinnet ble ført til to parallelle aktivslamenheter, idet den ene mottok vann direkte med pH ca. 11, mens den andre enheten ble tilført vann som først var nøytralisert med CO_2 til pH ca. 9,5 og deretter hadde fått fjernet utfelt kalsiumkarbonat ved sedimentering. Enheten som mottok vann direkte, funksjonerte ikke tilfredsstillende. Årsaken til dette ble angitt å være for lave BOF-konsentrasjoner i vannet inn til enheten og dessuten at man fikk en akkumulering av kalsiumkarbonat som gjorde det vanskelig å holde aktivslammet i suspensjon. Den andre enheten virket noe bedre, men det konkluderes med at det er lave BOF-konsentrasjoner som er hovedårsaken til problemene ved begge enhetene. Det sies ikke noe om hva de høye pH-verdiene betyr for aktivslamprosessen.

Også Schmid et al. (1969) og Albertson et al. (1969) har undersøkt forfelling med kalk i laboratoriemålestokk. Begge disse arbeidene konkluderer med at felling med kalk ved $\text{pH} < 9,5$ ikke medfører problemer for den etterfølgende aktivslamenhet forutsatt at luftetanken er utformet for fullstendig omblending av innkommende vann og aktivslam ("complete mixed flow") og ikke for såkalt stempelstrømning ("plug-flow"). Fordelen med den førstnevnte typen er at innløpsvannet, som i dette tilfelle har

relativ høy pH-verdi, øyeblikkelig blir blandet med hele slamvolumet i tanken, og den mikrobielle CO₂-produksjon i tanken er da tilstrekkelig til å holde tilnærmet nøytrale pH-forhold i enheten.

3. FORSØKSOPPLEGG OG ANALYSEMETODER

3.1 Forsøksopplegg

Samtlige forsøk er utført i laboratoriemålestokk, og som kalk har det vært brukt analytisk ren $\text{Ca}(\text{OH})_2$. (Det kan her nevnes at de tekniske kvaliteter av lesket kalk (hydratkalk) som vil være aktuelle ved fullskalaanlegg, ofte inneholder en del urenheter, dvs. har lavere $\text{Ca}(\text{OH})_2$ -innhold enn den analytisk rene vare). Kalken ble tilsatt slammet som kalkslurry (kalkmelk), unntatt ved de forsøk som tok sikte på å sammenlikne våt- og tørrdosering. Slurryens konsentrasjon var ca. 3,5% $\text{Ca}(\text{OH})_2$, men den nøyaktige styrke ble bestemt i hvert enkelt tilfelle ved titrering med saltsyre og med fenolftalein som indikator. Dosering av kalk til slammet foregikk ved hjelp av pipetter og målesylindere.

For å blande inn kalken i slammet ble det brukt et "jar test" apparat (Phipps & Bird, type 77-903) med 6 omrørere og med 2 liters plastbegre som innblandingskar. Omrørerne ble kjørt med maksimal hastighet, ca. 100 o/min. En av omrørerne ble hele tiden brukt for å holde en tilnærmet homogen blanding i begeret med kalkslurry.

Slam til forsøkene ble lagret på 30 liters kanner i kjølebad ved 4 °C. Ved uttak av slamprøver ble kannene ristet godt slik at hver prøve ble så representativ som mulig. Vanlige prøvemengder var 1-1,5 liter, avhengig av kalkdoseringsmengden.

Ved titreringsforsøkene ble kalken tilsatt med 2 min. intervall for slurry og mett løsnings, mens det med tørr kalk ble brukt 5 min. mellom kalktilsetting og tilhørende pH-avlesning. Ved de øvrige forsøk ble først kalkmengden for å heve pH til 11,0 bestemt. Denne doseringsmengden ble så brukt som basis for de høyere kalkdoseringer, og disse utmålte mengdene ble tilsatt slamprøvene i én porsjon. Kalken og slammet ble blandet i ca. 10 min. før den såkalte initial-pH ble avlest.

Ved lagringsforsøkene ble en del av slammet etter endt kalkdosering tømt over på 1 liter plastflasker (nesten fulle) og deretter satt i termostatstyrt vannbad. Temperaturen ble alltid holdt på 20 °C, unntatt i de til-

feller hvor temperaturens innvirkning på prosessen ble undersøkt. Under lagringen var flaskene åpne hele tiden.

For undersøkelse av Sontheimer's teori om et slams kalkbindingskapasitet ble det forsøkt å bruke samme opplegg som beskrevet av Sontheimer (1967) (se pkt. 2.2, side 9), men på grunn av mangelfulle opplysninger måtte en del av forsøksopplegget tilpasses etter eget skjønn. Etter at slammet var tilsatt kalk i forskjellige mengder, ble prøvene lagret i innblandingbegrene i 24 timer ved 20 °C. Deretter ble alle prøvene fortynnet til 1 g/l Ca(OH)₂ og fikk stå i ytterligere 24 timer ved 20 °C. I hele denne lagringstiden ble det ledet nitrogengass ned i slamprøven via glasskapillarer for på den måten å redusere karbonatdannelse i slammet på grunn av CO₂-opptak fra luften omkring. I den første forsøksserien ble det dessuten lagt et lokk av aluminiumsfolie over begrene, og innføringen av nitrogen under trykk var det eneste som bidro til omrøring i slamprøvene. Ved den andre serien ble det brukt et "jar test" apparat (samme type som tidligere) for kontinuerlig omrøring av slamprøvene både før og etter fortynning. Lokket måtte da fjernes, men nitrogentilførselen ble opprettholdt.

Etter at den nevnte prosedyre var gjennomført, ble det fra hvert beger tatt ut en prøve for bestemmelse av kalsium (Ca) i slamvannet etter sentrifugering (se bestemmelse av suspendert stoff, pkt. 3.2) og filtrering gjennom GF/C-filter. Ut fra tilsatt kalkmengde og den foretatte fortynning kunne man da beregne den kalkmengden som var bundet til slampartiklene i hver prøve. Den var rent analysetekniske årsaker til at man valgte denne metoden i stedet for å bestemme Ca-innholdet direkte på den faste fase etter filtrering, slik som Sontheimer angir.

3.2 Analysemetoder

De benyttede analysemetoder som avviker fra Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water (1971), skal her beskrives.

Surhetsgrad (pH)

To Radiometer pH-metre (type 51 for målinger ved titreringer, og type 29 for målinger ved lagringsseriene) med kombinertelektroder type GK 2311 C og

GK 2302 C ble brukt for å bestemme pH. Kalibrering ble foretatt flere ganger i løpet av en måleserie mot Radiometers bufferløsninger pH 6,50 og pH 9,00. Bestemming av pH omkring den maksimale pH-verdi for kalk i vann (ca. 12,4) ga litt usikre verdier ($\pm 0,1 - 0,2$ pH-enheter), da de benyttede elektroder skulle dekke et større måleområde, og følgelig ikke var spesielt beregnet på sterkt alkaliske løsninger.

Suspendert stoff (SS)

Suspendert stoff ble bestemt gravimetrisk ved at et 35 ml prøvevolum ble sentrifugert i en Sorvall Superspeed sentrifuge (type SS-1, KSB-1) i 10 min. ved ca. 19 000 x g. Slamvannet ble helt av og slamkaken overført til en aluminiumsskål. Prøven ble tørket i 18-24 timer ved 103 °C og deretter avkjølt i eksikator før veiing. Den endelige verdi ble bestemt som middelverdien av 3 parallelle prøver.

Flyktig suspendert stoff (FSS)

Flyktig suspendert stoff ble bestemt ved at prøvene fra suspendert stoff analysen ble glødet ved 580 °C i 1 time og deretter avkjølt i eksikator før veiing.

Adenosintrifosfat (ATP)

Det ble brukt et JRB-ATP fotometer for denne analysen. Opplysninger om instrumentet finnes i JRB-ATP Photometer Instruction Manual (1971).

Reagenser:

1. Buffer: Tris-buffer (Tris - (hydroxymethyl) - aminometan; 0,02 M; pH 7,75 ble brukt. Denne ble autoklavert og lagret på flasker i kjøleskap.
2. Enzym: Tilberedning av enzym som angitt i JRB-ATP Photometer Instruction Manual (1971).

Preparering av prøver:

Ca. 200 ml. slam ble først behandlet med en Ultra-Turrax homogenisator. Av dette ble det så tatt ut 1 ml som ble overført til 20 ml kokende Tris-buffer. Blandingen fikk koke i 5 min. før den ble avkjølt og lagret ved - 20 °C i påvente av analysering.

4. FORSØKSRESULTATER OG DISKUSJON

4.1 Kalkdoseringens innvirkning på pH i slam (titreringskurver).

For å få en oversikt over nødvendig kalkdosering for å heve pH i ulike slamtyper, ble det tatt opp titreringskurver for en del slam fra forskjellige renseanlegg og til forskjellige tider. Resultatene er vist i figurene 1 og 2, hvor de er sammenstilt etter tre hovedgrupper av slamtyper: mekanisk, biologisk og kjemisk slam. Sammenligner man kalkmengdene for å nå opp til f.eks. pH 11, viser kurvene at de mekaniske slammene trengte 20-50 g kalsiumhydroksyd pr. kg suspendert stoff i slammet ($\text{g Ca(OH)}_2/\text{kg SS}$), biologisk slam 50-75 $\text{g Ca(OH)}_2/\text{kg SS}$, mens kjemisk slam fra felling med jern og aluminium krevde henholdsvis 75-100 og 200-300 $\text{g Ca(OH)}_2/\text{kg SS}$.

Slam som inneholder fellingsprodukter fra aluminiumsulfatfelling, har altså et betydelig større kalkbehov for å heve pH enn de andre slammene. Dette går også fram av kurvene for biologiske slam, idet kurven som her skiller seg klart ut, representerer aerob stabilisert slam fra Dønnski renseanlegg (biosorpsjonsanlegg) hvor forsøksdrift med simultanfelling med aluminiumsulfat ble avsluttet ca. 1 mnd. før prøven ble tatt.

Disse resultatene stemmer godt med dataene til Farrell et al. (1972) som er referert i litteraturoversikten (side 8). De mener at de høye kalkdoseringene skyldes det faktum at en økende andel av aluminiumforbindelsene foreligger som negativt ladete ioner (f.eks. aluminat, Al(OH)_4^-) etterhvert som pH stiger i slammet. En del av den tilsatte kalken vil da gå med til å danne kalsium-aluminium-forbindelser, og det totale kalkbehovet for å heve pH blir følgelig større.

4.2 Sammenlikning av våt- og tørrdosering av lesket kalk

Kurvene i figur 1 og 2 er framkommet ved titrering med kalk i form av kalkslurry (kalkmelk). For å se om den form kalken ble tilsatt slammet i, hadde noen betydning for kalkforbruket, ble det utført parallelle titreringer med kalktilsetning i tørr form, som slurry og som mett

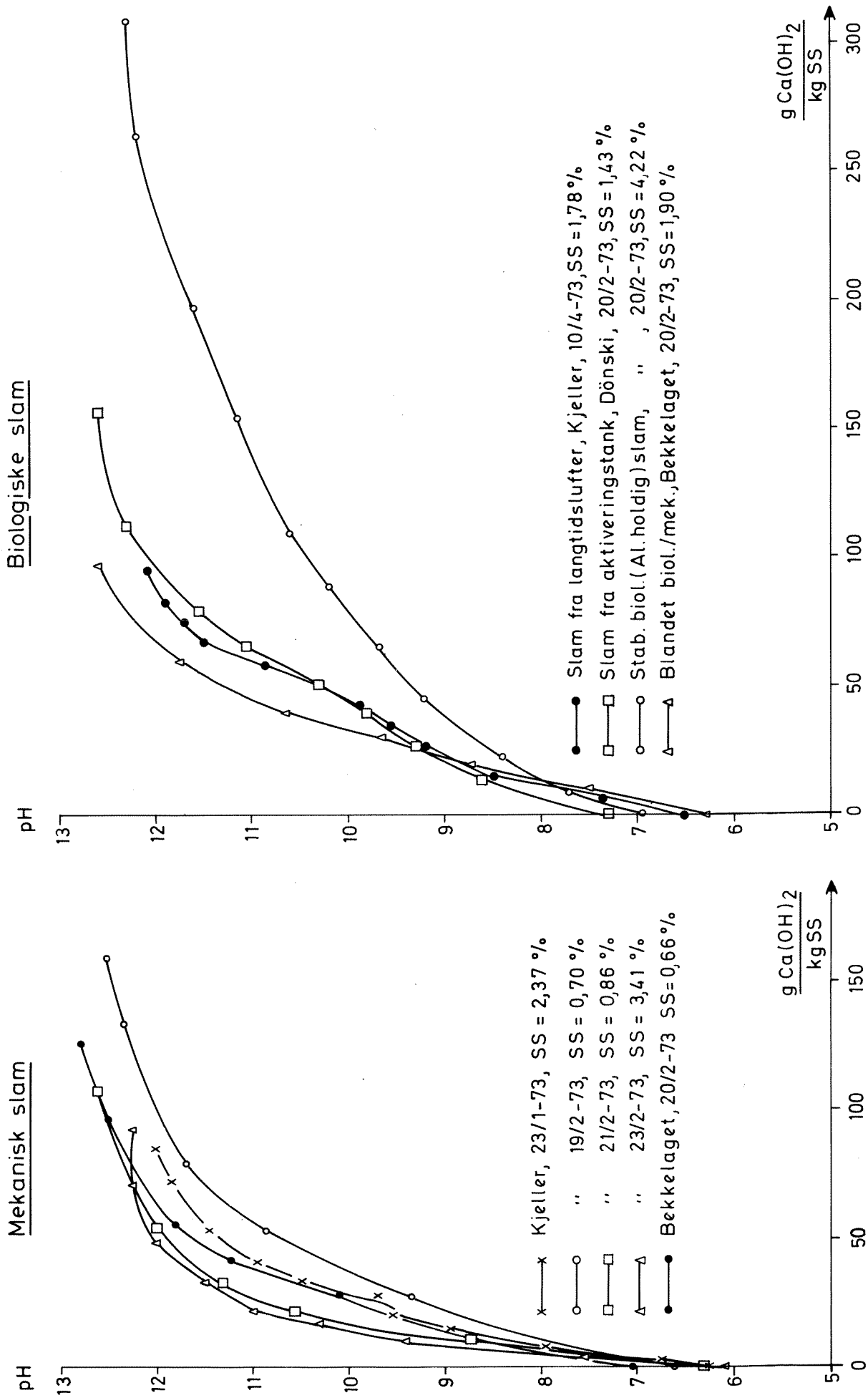


Fig.1 Titreringskurver for mekanisk og biologiske slam

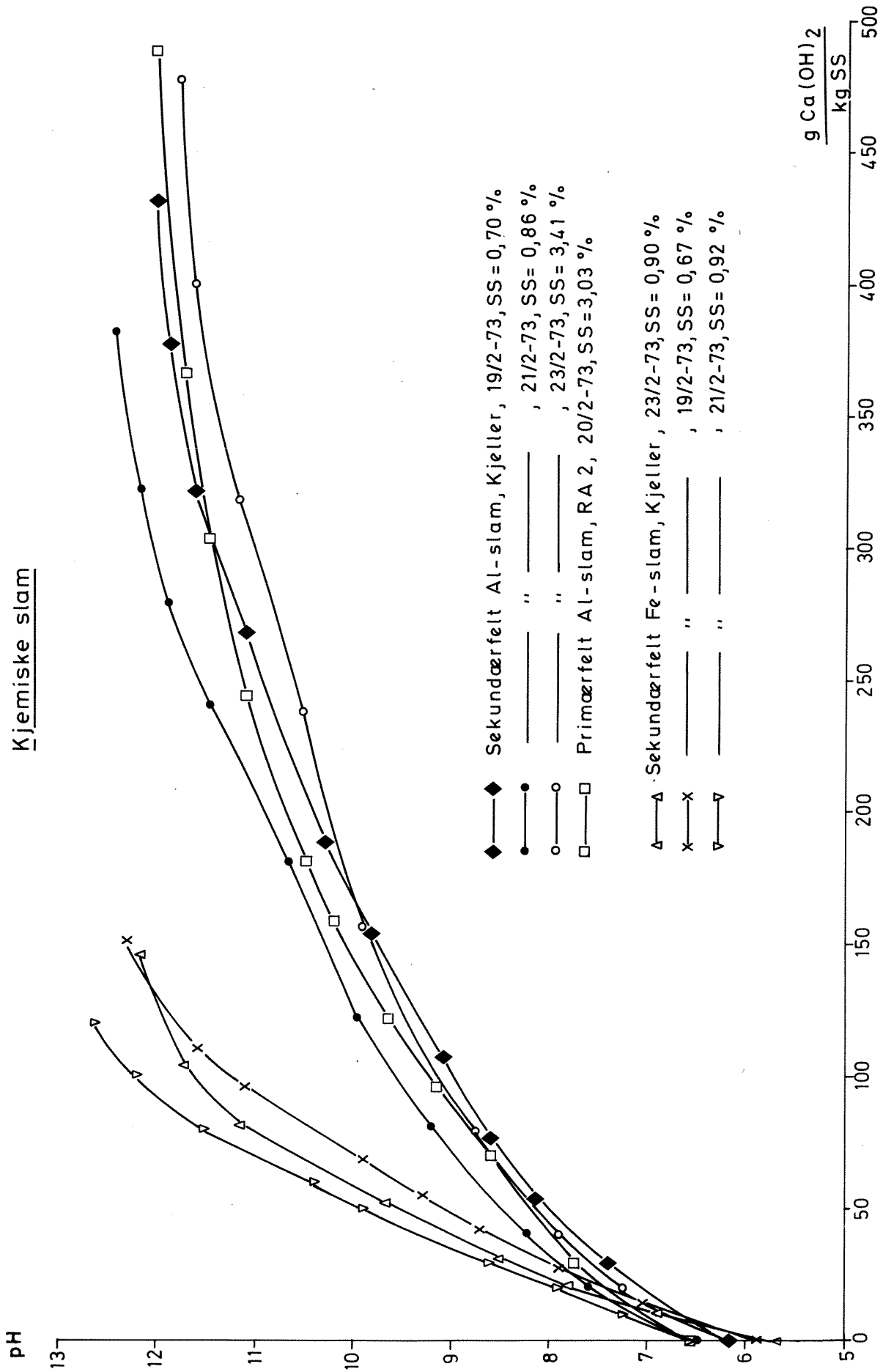


Fig. 2 Titreringskurver for kjemiske slamtyper

løsning for en del slamtyper. To typiske kurvesett er vist i figur 3. Det er her ingen markante forskjeller mellom de tre doseringsformene, men det er dog en tendens til sterkt økende kalkbehov for pH-heving over ca. 11.5 ved bruk av kalk i mettet løsning. Dette skyldes sannsynligvis den fortykning av slammet som man får p.g.a. de store volumer med kalkløsning som trenges, da denne inneholder bare ca. 0,16% $\text{Ca}(\text{OH})_2$. (Løsligheten for kalsiumhydroksyd i vann oppgis til 1,8 g/l ved 0 °C og 1,5 g/l ved 30 °C). Denne lave løsligheten innebærer at dosering av kalk som mettet løsning ikke er praktisk brukbar ved kalkstabilisering.

Tilsetning av kalk i tørr form viser seg for det biologiske slammet å gi litt større kalkbehov enn de andre doseringsformene. Årsaken er antakeligvis de problemer som man hadde med å få en skikkelig innblanding av den tørre kalken i slammet, slik at den kunne bli effektiv for pH-heving. Dette viste seg å være et enda større problem ved slam med høyere tørrstoffkonsentrasjoner enn de slammene som er vist i figur 3. De innblandingsforhold man hadde ved disse laboratorieundersøkelsene ("jar test" apparat) kan ikke regnes å være representative for forholdene ved et fullskalaanlegg. En skal imidlertid ikke se bort fra at et innblandingsutstyr som gir kraftig nok omrøring for tørrdosering av kalk, kan virke negativt på avvanningsegenskapene til slammet (nedbrytning av fnokkstrukturen).

Ved bruk av kalk som slurry vil man kunne redusere den blandeintensiteten som er nødvendig for å få kalken godt fordelt i det totale slamvolum. Den gunstigste styrken på slurryen vil avhenge av doseringsmetoden. Ved manuell, satsvis dosering (f.eks. med bøtte) vil man kunne gå opp i ca. 25% $\text{Ca}(\text{OH})_2$ -innhold, mens det ved bruk av doseringspumper kan være nødvendig å anvende en slurry med bare ca. 5-10% $\text{Ca}(\text{OH})_2$ for å unngå driftsproblemer.

4.3 Variasjon i pH med lagringstid, lagringstemperatur og kalkdosering

De forsøk som er omtalt hittil, gir bare opplysninger om hvor mye kalk som må tilsettes ulike slamtyper for å heve pH, men sier ingenting om hva som skjer med pH-verdiene ved lagring av slammet. Ut fra litteraturstudiet (Doyle, 1967; Sontheimer, 1967; Farrell et al., 1972) var det

Sekundærfelt Fe-slam, Kjeller

SS=0,60%, FSS/SS=59,2%

pH

13

12

11

10

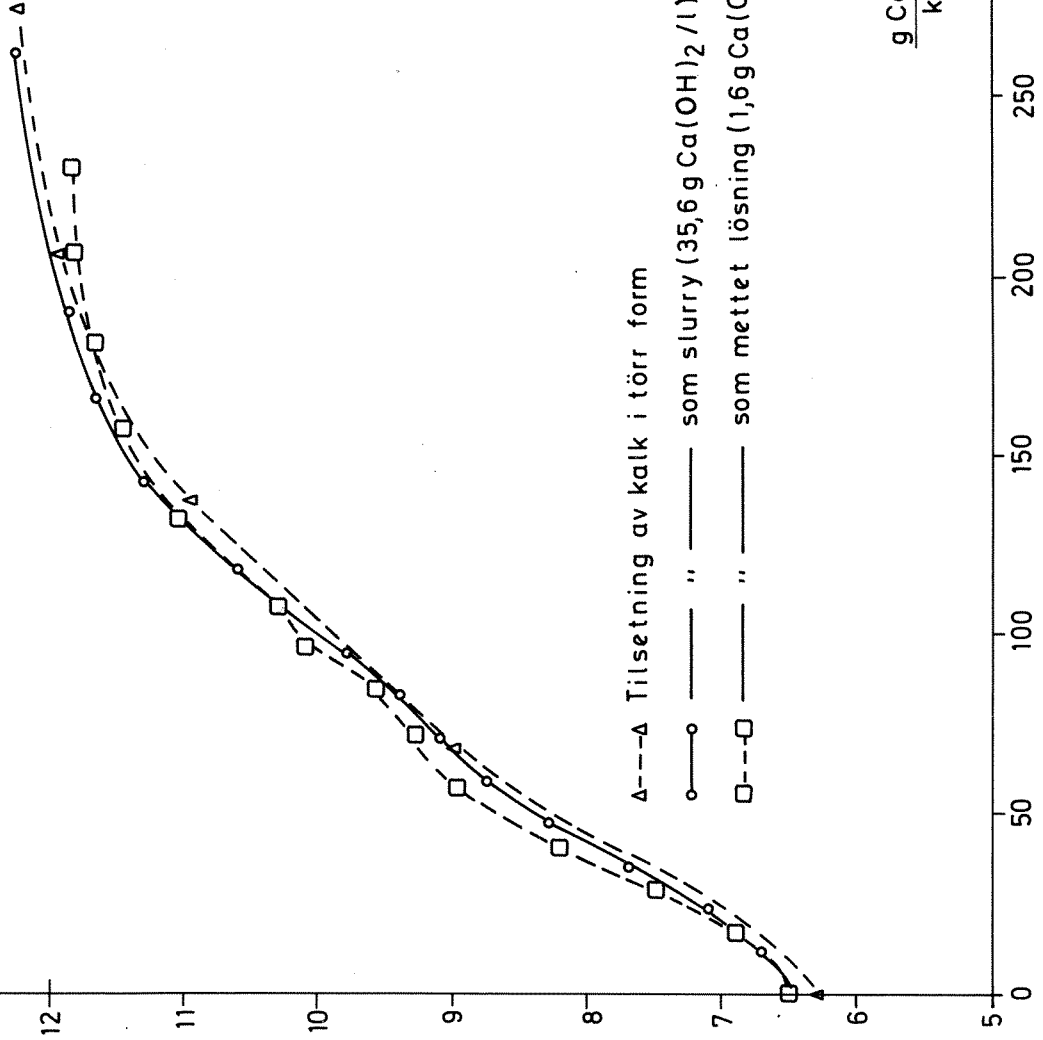
9

8

7

6

5



Δ---Δ Tilsetning av kalk i tørr form

○——○ som slurry (35,6 g Ca(OH)₂/l)

□---□ " " som mettet løsning (1,6 g Ca(OH)₂/l)

$\frac{\text{g Ca(OH)}_2}{\text{kg SS}}$

Biologisk slam, Kjeller

SS=1,78%, FSS/SS=70,7%

pH

13

12

11

10

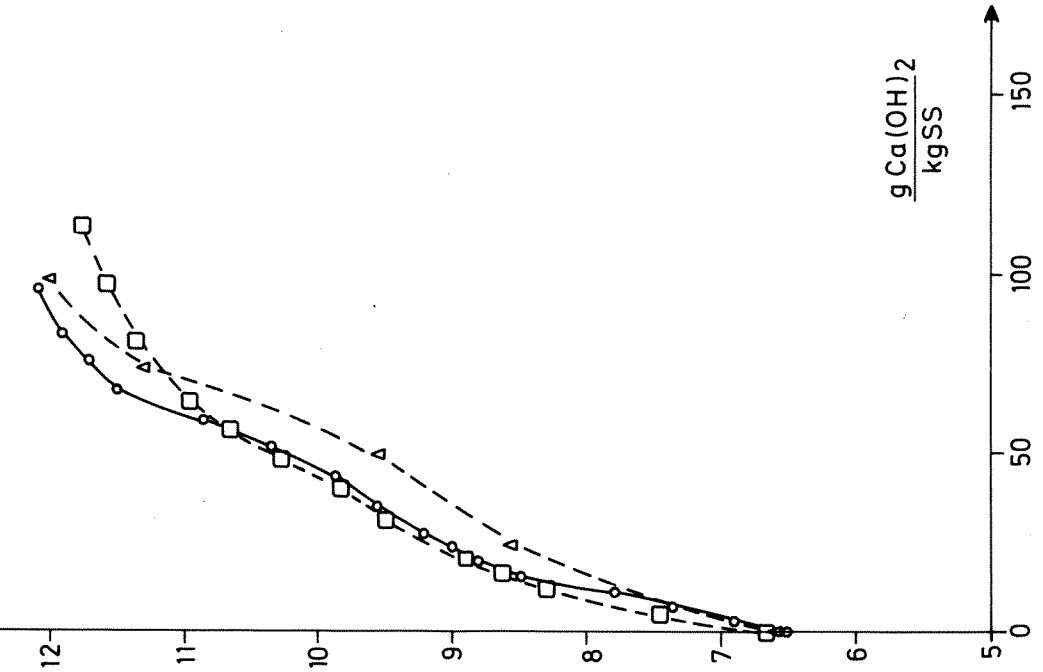
9

8

7

6

5



$\frac{\text{g Ca(OH)}_2}{\text{kg SS}}$

Fig. 3 Titreringskurver for sammenlikning av ulike doseringsformer for kalk

helt klart at ved lagring av slam (avvannet og uavvannet) som var gitt en høy initial-pH, kunne en risikere stor pH-senkning i løpet av kort tid (3 dager var den lengste undersøkelsesperioden).

For å skaffe en del grunnlagsmateriale for ytterligere vurdering av pH-senkning ved lagring, ble det gjort forsøk med fire forskjellige slamtyper. Det ble tatt ut åtte parallelle prøver av hver slamtype, og to og to av disse prøvene ble tilsatt kalk i de mengder som trengtes for å komme opp i henholdsvis pH 10, pH 10,5, pH 11 og pH 11,5. Prøvene ble så lagret i 4 uker i uavvannet tilstand, det ene prøvesettet ved 5 °C og det andre ved 20 °C. Resultatene er vist i figurene 4-7.

Det er tydelig at de tilsatte kalkmengdene ikke er store nok til å opprettholde de pH-verdiene som slammene har umiddelbart etter dosering. Ser man bort fra det primærfelte Al-slammet (figur 7) hadde man en senkning i pH på ca. 1-3 pH-enheter i løpet av 1 døgn for alle slamtyper og kalkdoseringer. I Al-slammet derimot holdt pH-verdien seg høy over et lengre tidsrom, sannsynligvis fordi kalkdoseringene for å komme opp i pH, var høyere. Imidlertid fikk man også her en gradvis senkning med tiden som tyder på at heller ikke for denne slamtypen var kalkdoseringene høye nok til å opprettholde pH-verdiene.

Resultatene viser også at lagringstemperaturen har en viss innvirkning på den hastighet som pH-senkningen foregår med. Lagring ved 20 °C ga for alle slamtypene og kalkdoseringene et raskere pH-fall enn lagring ved 5 °C, og i løpet av undersøkelsesperioden kom de prøvene som var lagret ved 5 °C aldri ned i samme pH-verdi som de korresponderende prøver lagret ved 20 °C.

Ved de fleste renseanlegg som skal anvende kalkstabilisering, kan det bli behov for å lagre slammet på selve anlegget over en viss periode i påvente av avvanning/og/eller borttransport. For å få en peiling på hvilke kalkmengder som er nødvendig for å holde en stabil, høy pH-verdi ved lagring av ulike slamtyper, ble det satt igang en del forsøksserier med forskjellige kalkdoseringer. Slammene ble lagret ved 20 °C. Resultatene fra disse forsøkene er vist i figurene 8-15. Hver slamtype ble først tilsatt kalk til pH 11,0, og denne doseringen ble så brukt som referanseverdi, idet de andre prøvene ble tilsatt kalk i forhold til

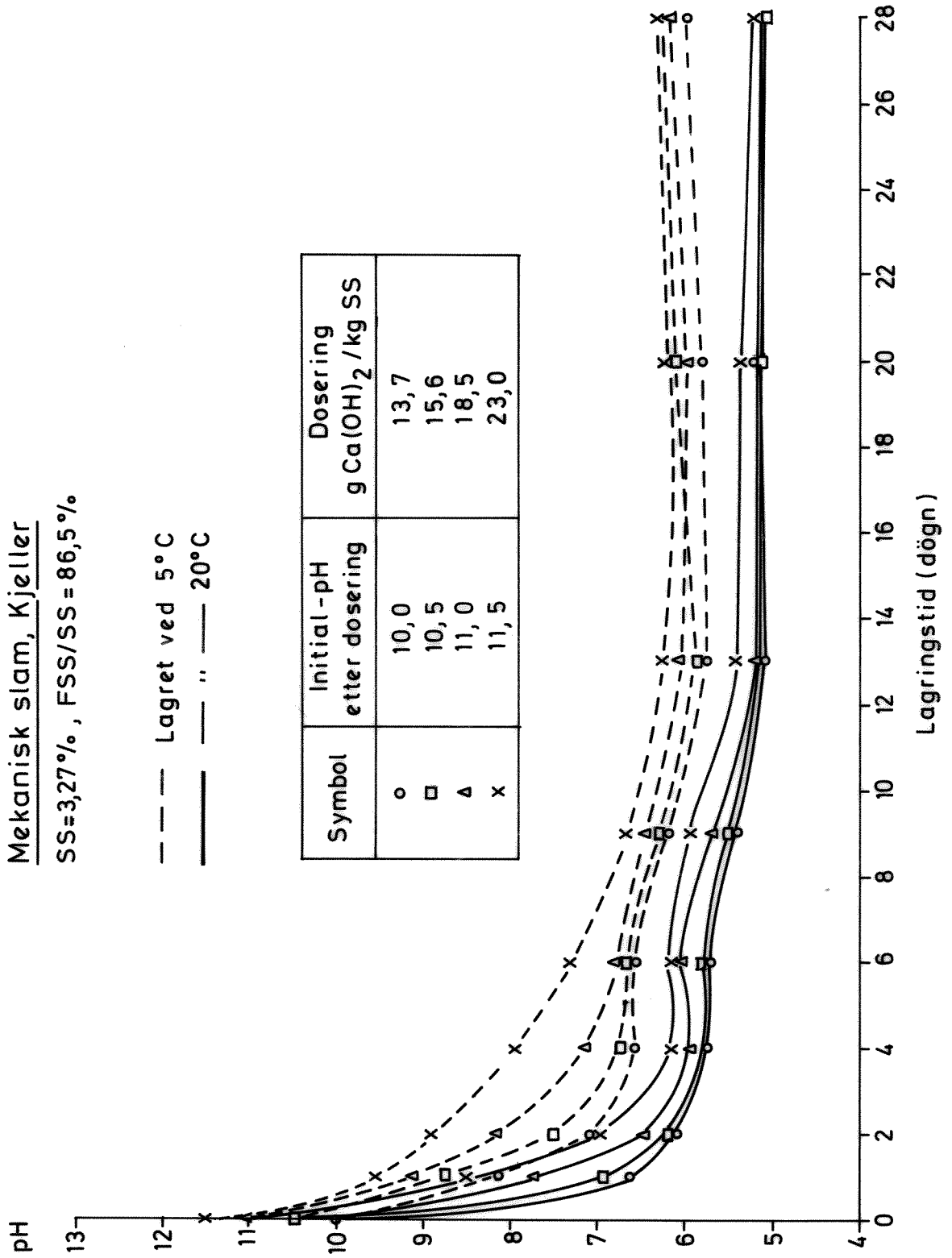


Fig. 4 Temperaturens innvirkning på pH-senkning ved lagring - Mekanisk slam

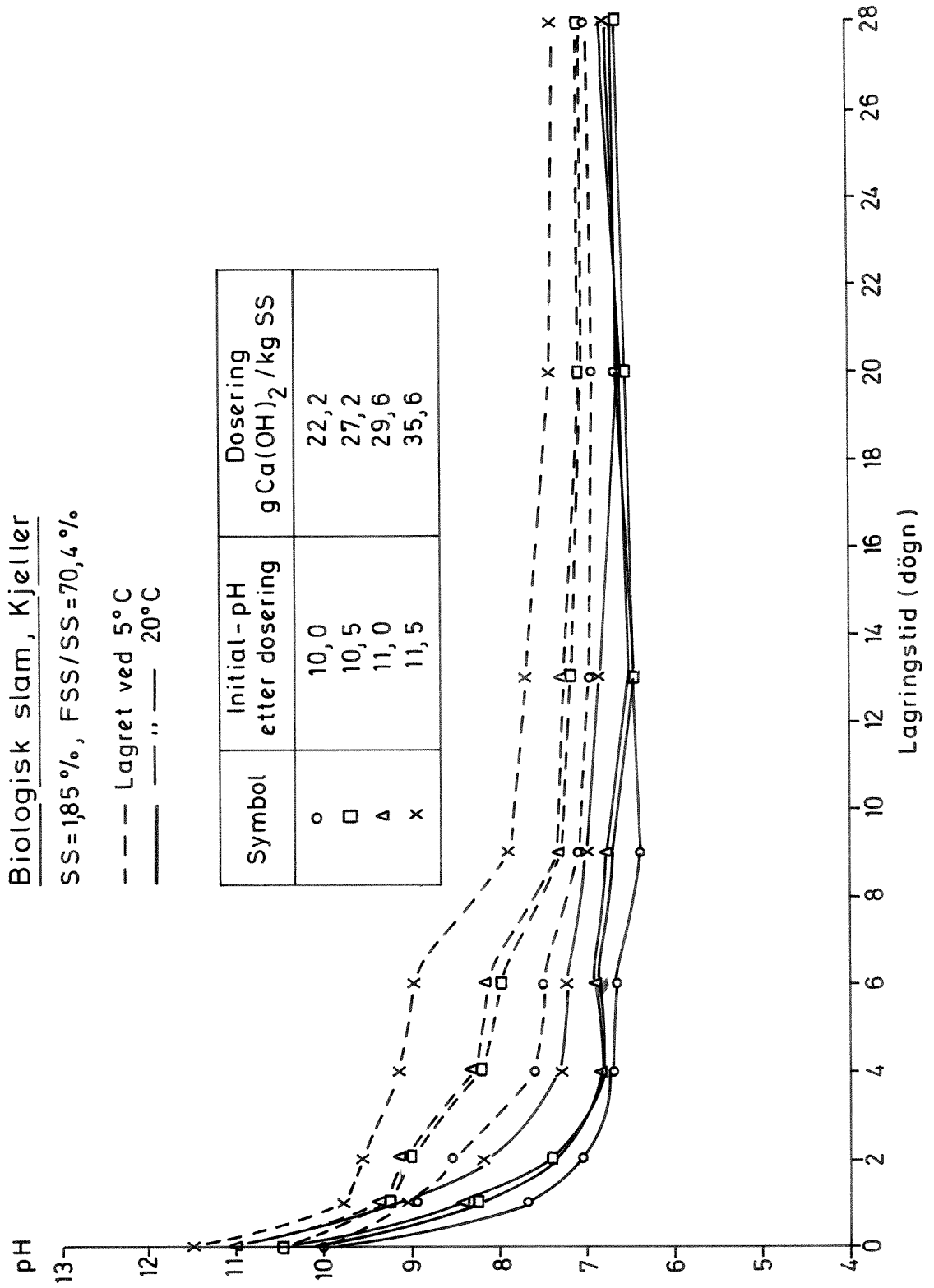


Fig. 5 Temperaturens innvirkning på pH-senkning ved lagring - Biologisk slam

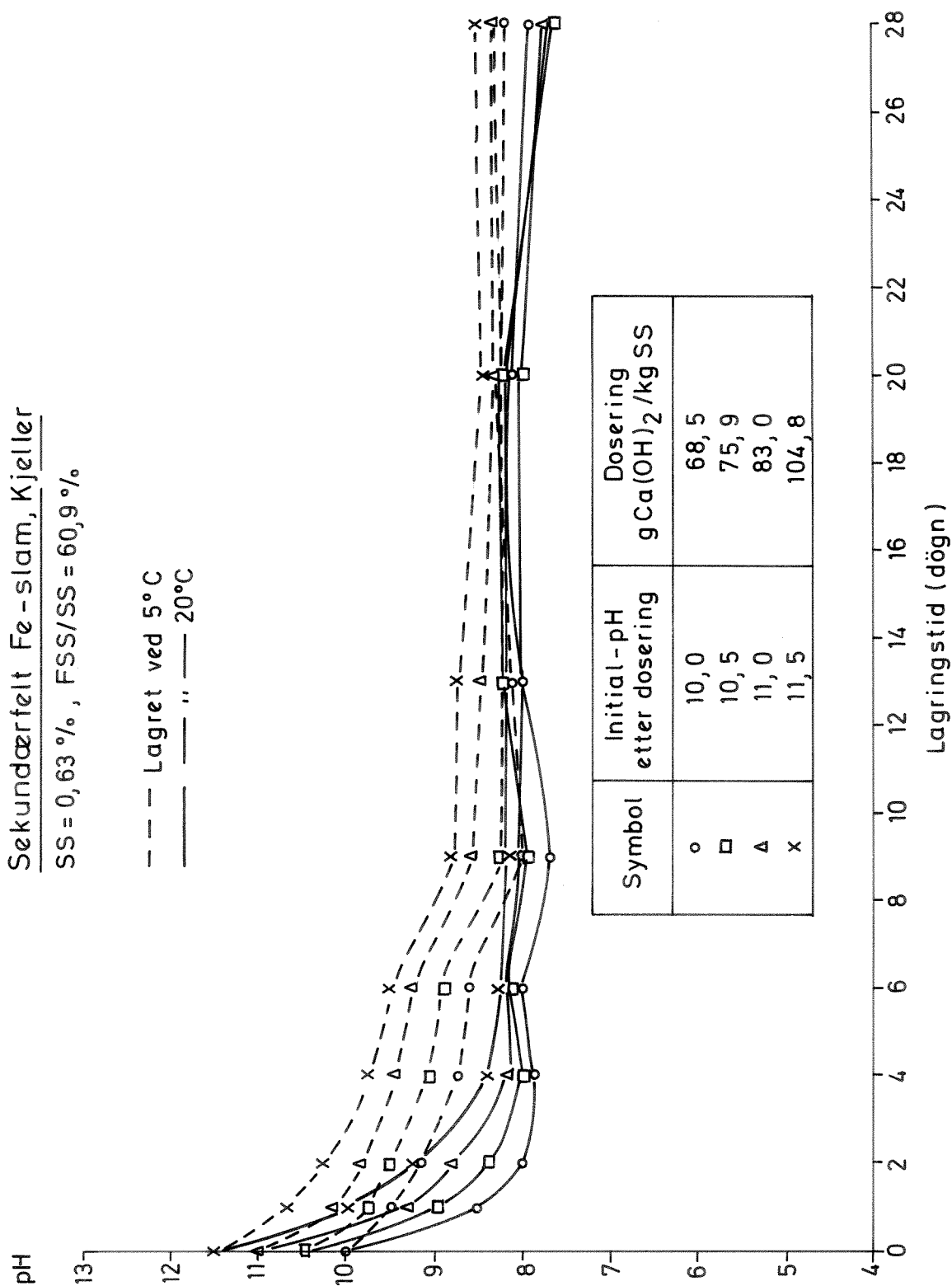


Fig. 6 Temperaturen innvirkning på pH - senkning ved lagring - Sekundært Fe - slam

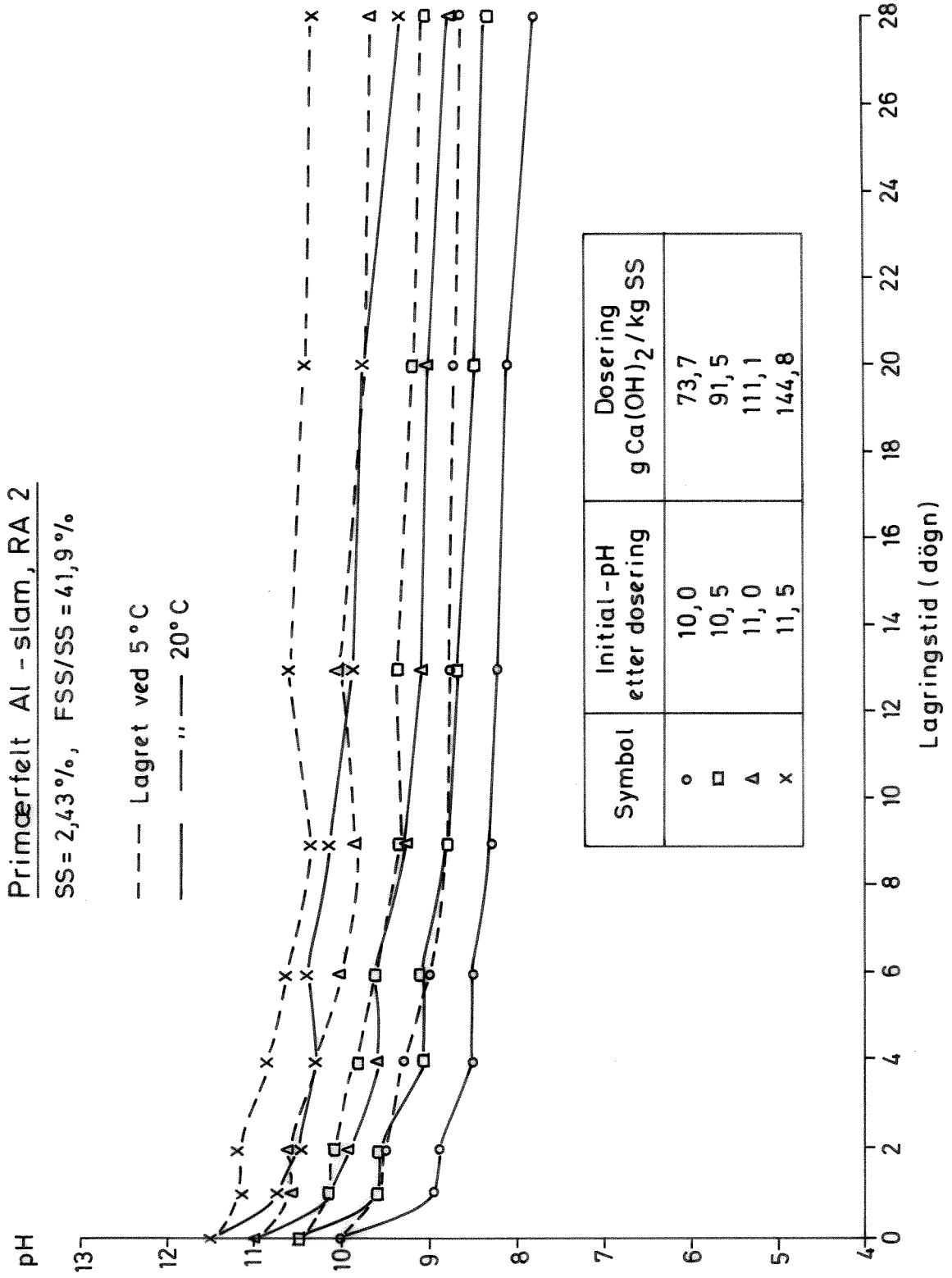


Fig. 7 Temperaturen innvirkning på pH-senkning ved lagring - Primærfelt Al - slam

delrapport 1
0-40/91-P

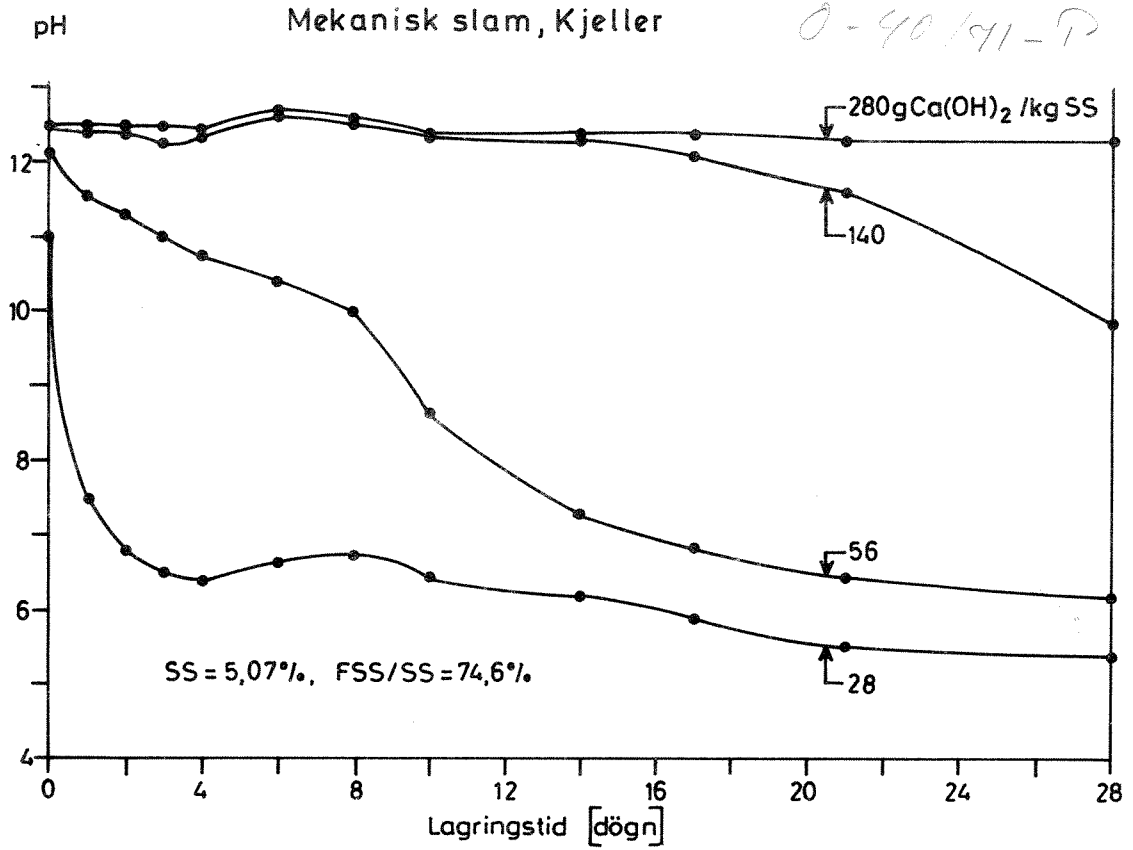


Fig. 8 Forandring av pH med lagringstid og kalkdosering - Mekanisk slam, Kjeller

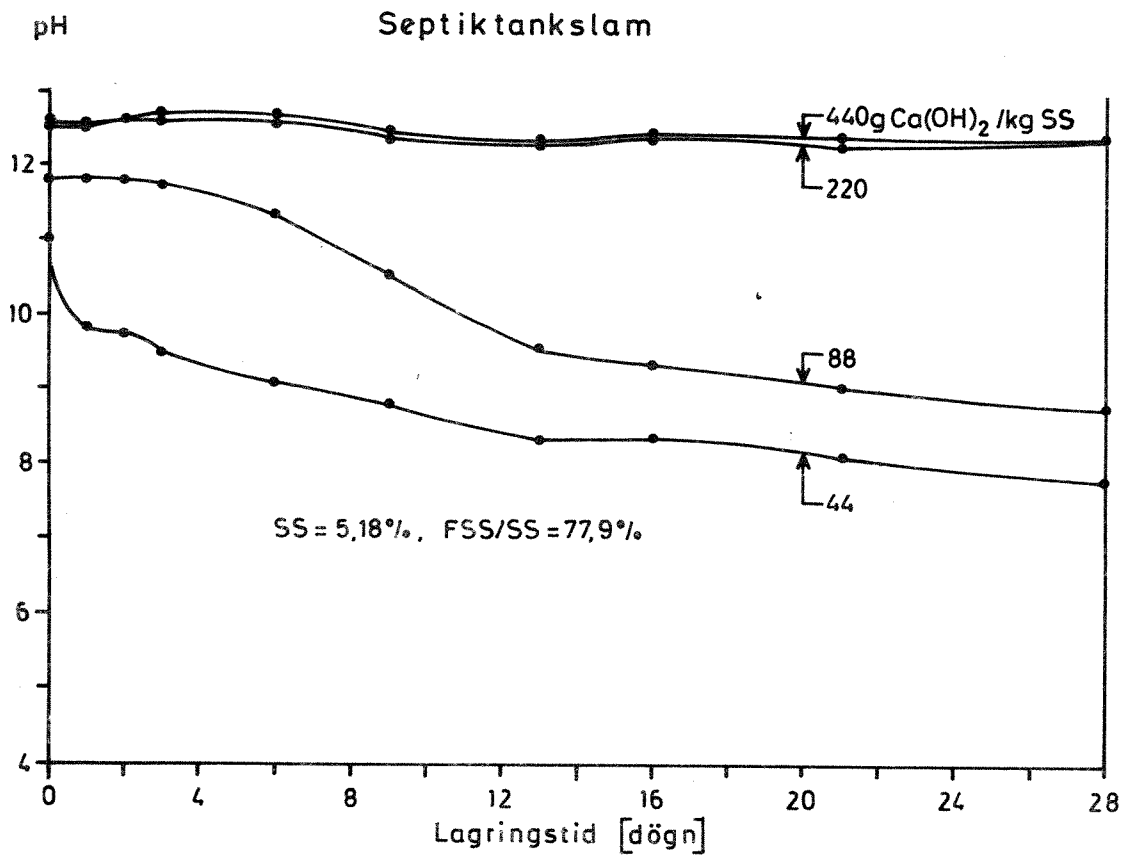


Fig. 9 Forandring av pH med lagringstid og kalkdosering - Septiktankslam

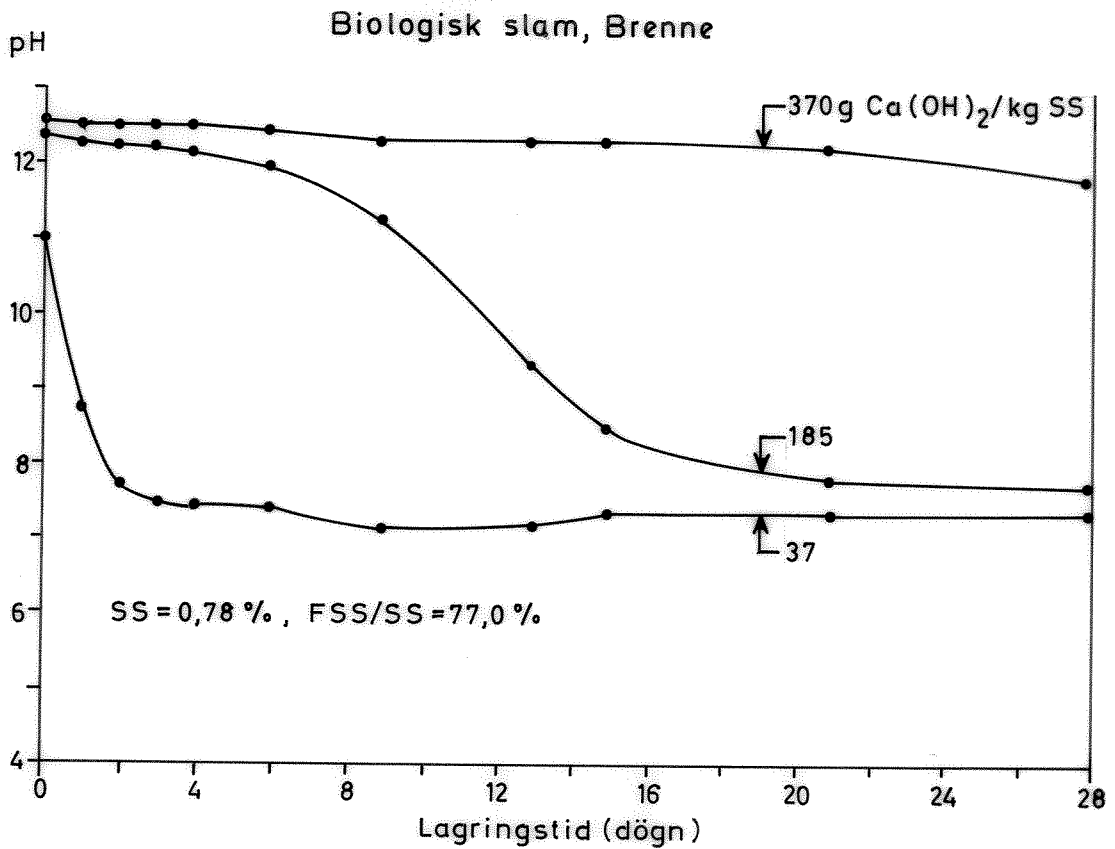


Fig. 10 Forandring av pH med lagringstid og kalkdosering - Biologisk slam, Brenne

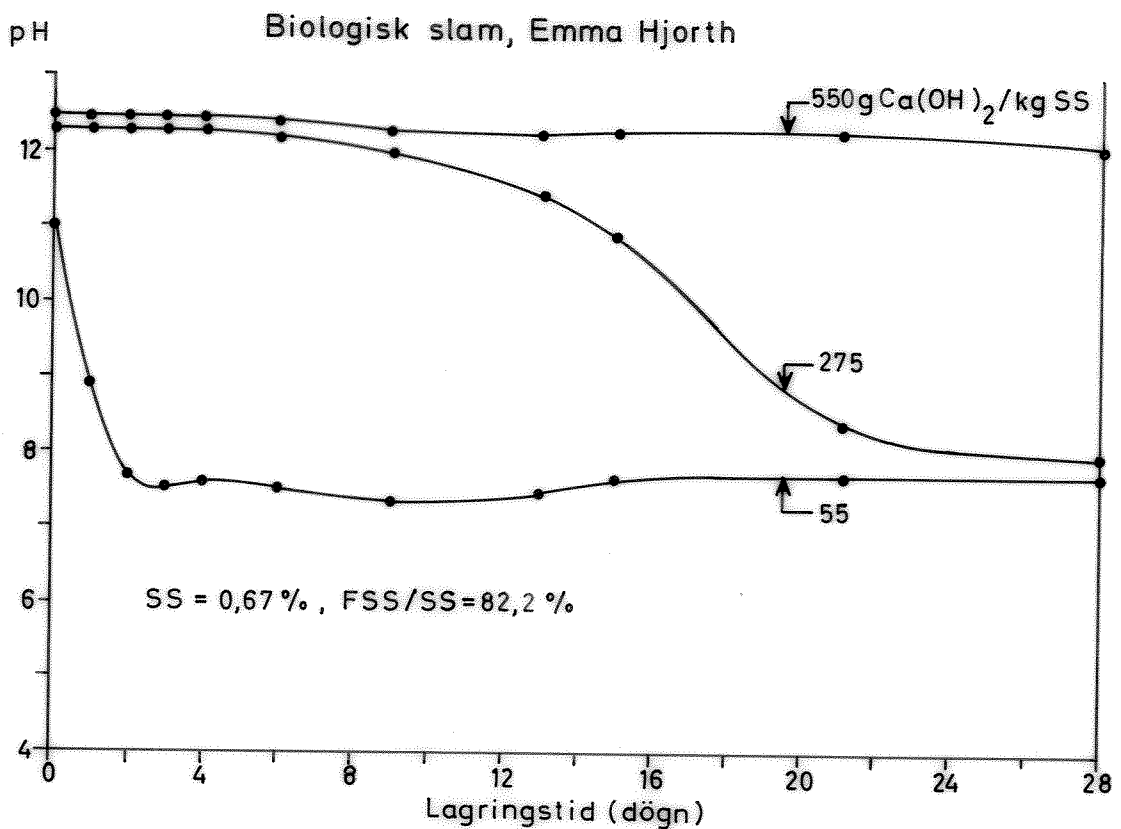


Fig. 11 Forandring av pH med lagringstid og kalkdosering - Biologisk slam, Emma Hjorth

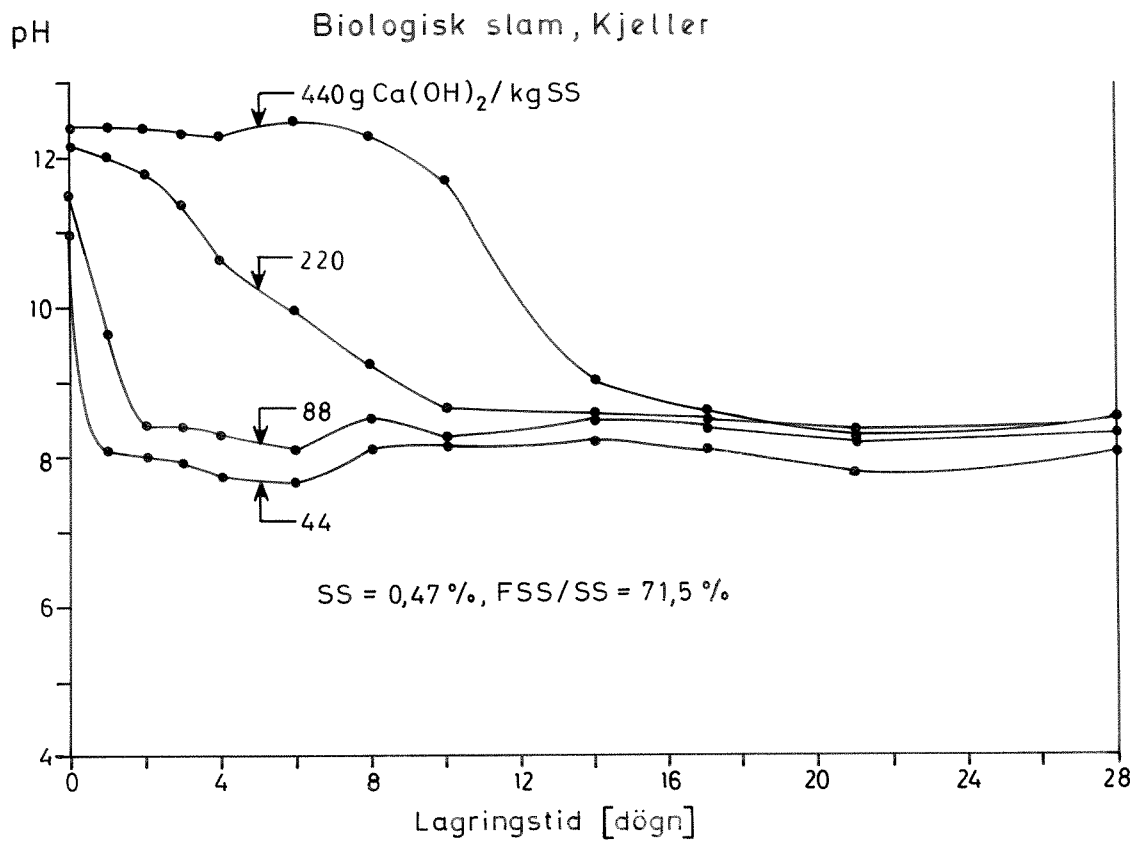


Fig. 12 Forandring av pH med lagringstid og kalkdosering - Biologisk slam, Kjeller

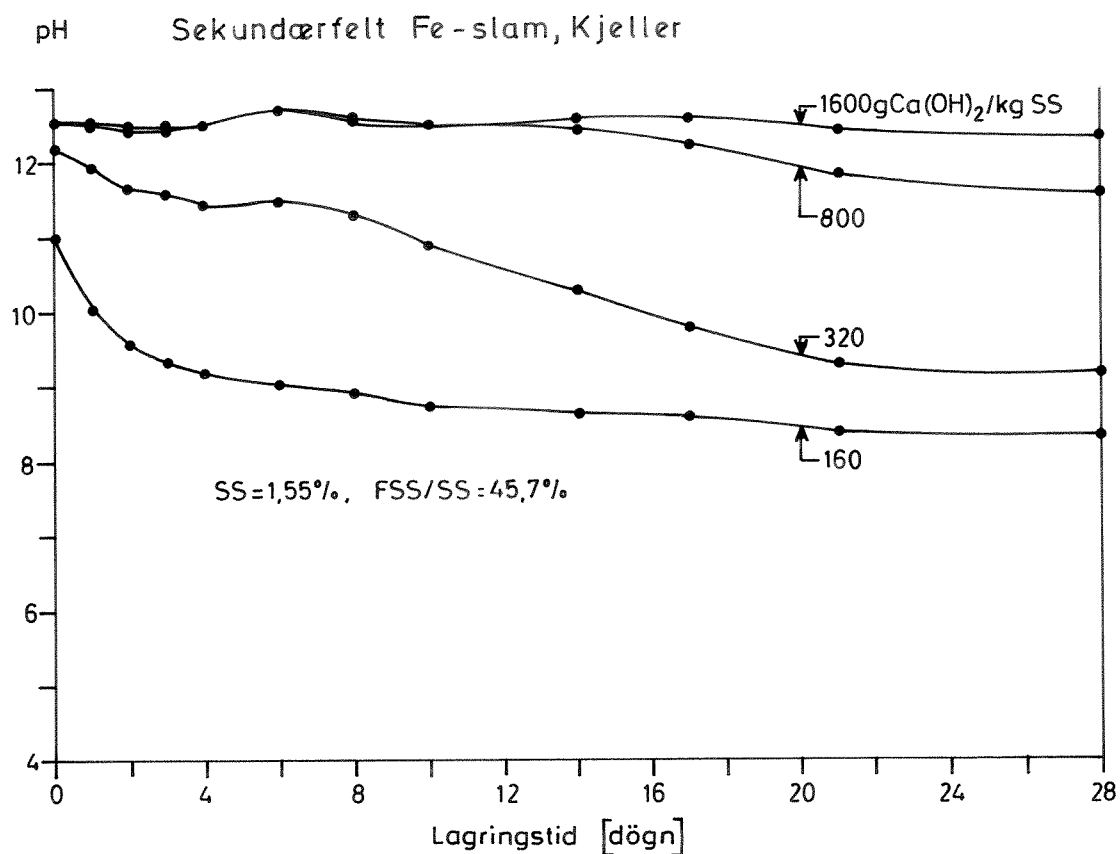


Fig. 13 Forandring av pH med lagringstid og kalkdosering - Sekundærfelt Fe-slam, Kjeller

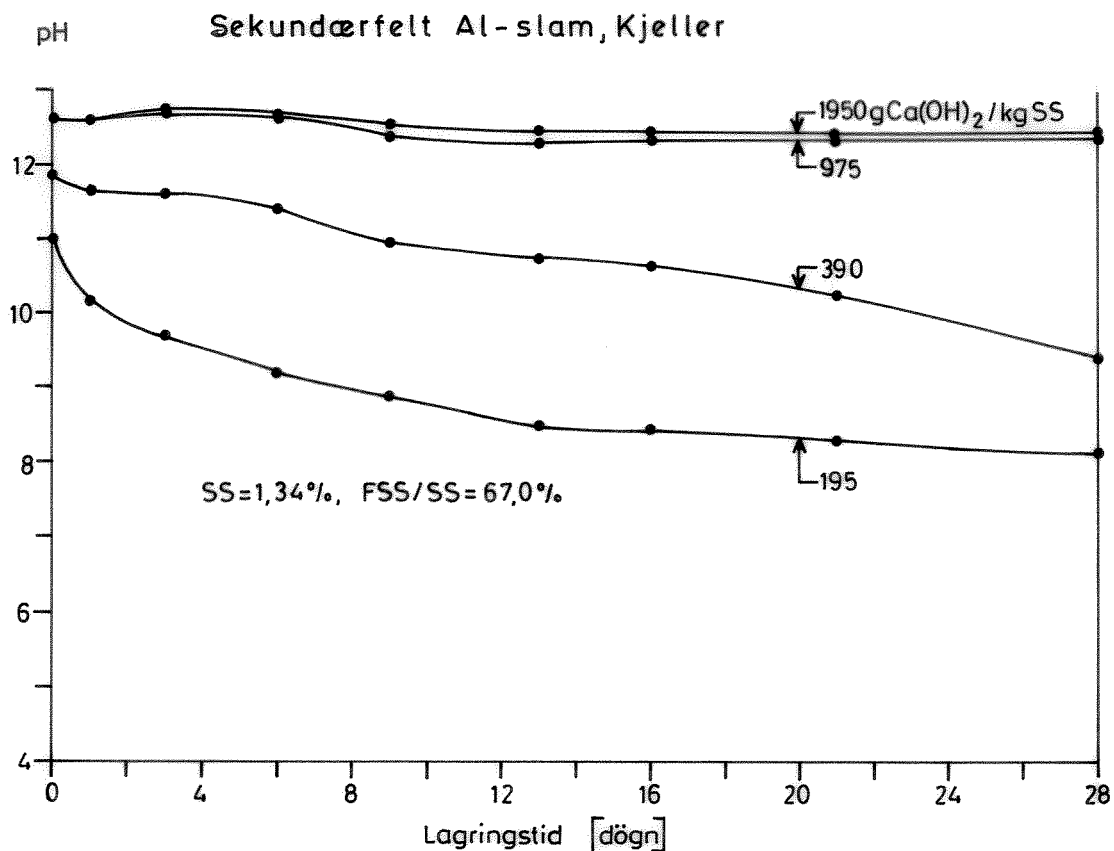


Fig. 14 Forandring av pH med lagringstid og kalkdosering - Sekundærfelt Al-slam, Kjeller

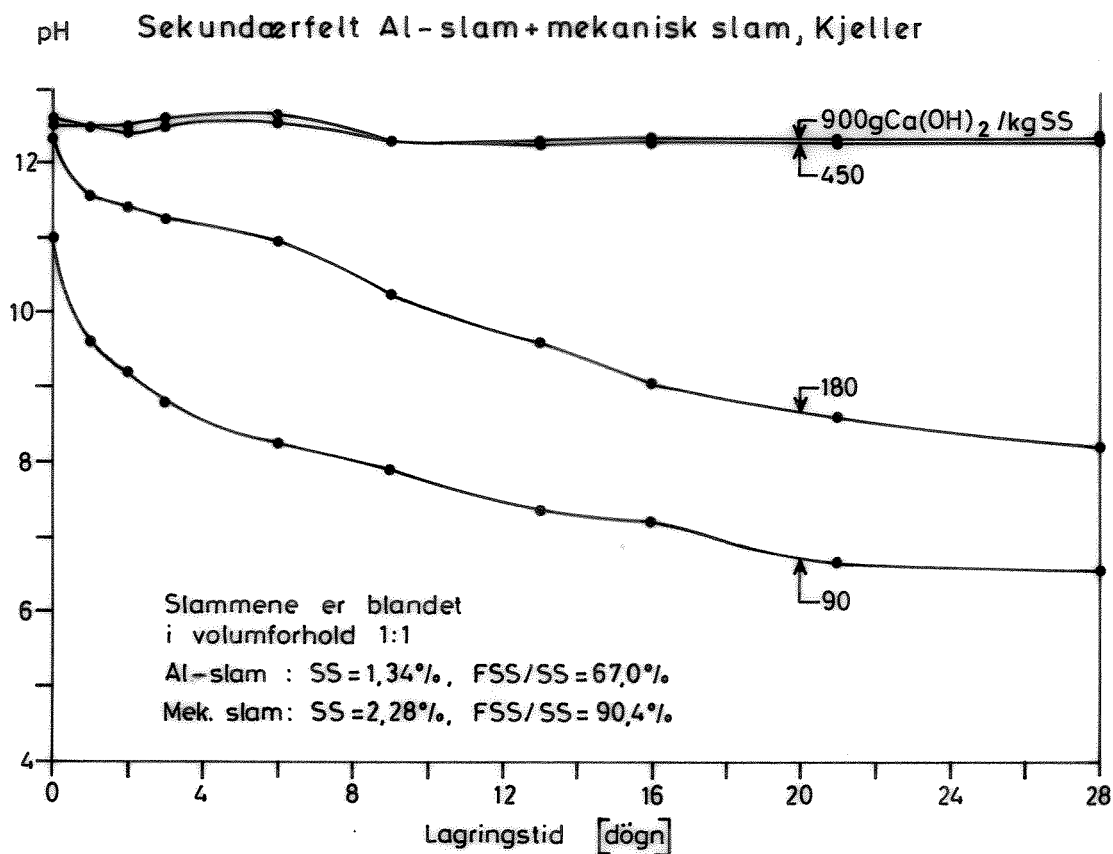


Fig. 15 Forandring av pH med lagringstid og kalkdosering - Sekundærfelt Al-slam + mekanisk slam, Kjeller

denne, f.eks. den dobbelte, femdobbelte og tidobbelte mengden (i det etterfølgende forkortet til 2x pH 11,0, 5x pH 11,0 og 10x pH 11,0). De aktuelle kalkdoseringene er angitt på de respektive kurvene for hver slamtype.

Som det fremgår av disse kurvene hadde man for alle slamtyper, unntatt biologisk slam fra Kjeller (figur 12), en eller to prøver hvor doseringene var tilstrekkelige til å hindre pH-senkning i løpet av undersøkelsesperioden, mens de resterende prøver ga en slik senkning. Dette materialet skulle derfor være brukbart til å bestemme det doseringsområdet som man bør ligge i for de undersøkte slamtyper, for å unngå pH-senkning i løpet av den tiden som antas å være dimensjonerende i de enkelte aktuelle tilfeller.

Som et eksempel er det i tabell 2 tatt ut fra kurvene de områder som kalkdoseringen bør ligge i for å holde $pH > 11$ i ca. 14 dager. Egenskapene hos samme slamtype vil kunne variere en god del fra anlegg til anlegg og dette bør man ta i betraktning ved valg av doseringsområder for andre lagringstider.

Tabell 2. Nødvendig kalkdosering for $pH > 11$ i ca. 14 dager.

Slamtype	Dosering (g $Ca(OH)_2$ /kg SS)
Mekanisk slam	100 - 150
Septiktankslam	100 - 300
Biologisk slam	300 - 500
Al-slam fra sekundærfelling	400 - 600
Al-slam fra sekundærfelling + Mek.slam ($SS_{Al} : SS_{Mek.} = 1:1$)	250 - 400
Fe-slam Fe-slam fra sekundærfelling	350 - 600

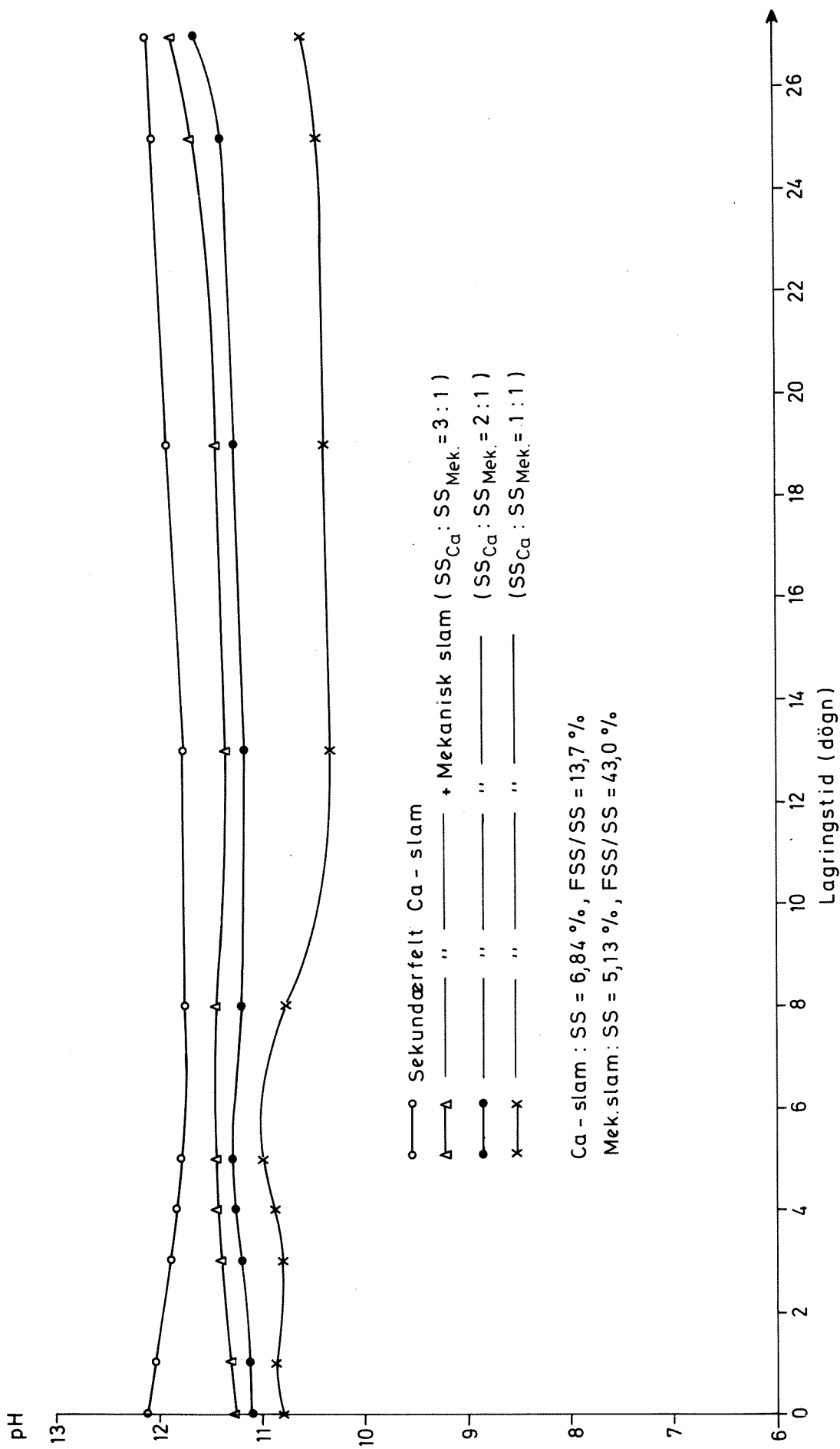
Grunnen til at pH 11 er brukt som en slags terskelverdi, er forløpet til de fleste kurvene i figurene 8-15 som viser at når pH først har sunket ned til ca. 11, vil en ytterligere pH-senkning skje nokså raskt. En annen ting som ble registrert rent kvalitativt under forsøkene, var at

lukten fra slamprøvene ble mer fremtredende når pH sank under ca. 11. Ved høyere pH-verdier var det som oftest den typiske "kalklukten" som dominerte når man ristet på prøveflaskene. Disse nokså subjektive lukttestene stemmer forøvrig bra med det som Buzzell et al. (1967) oppgir.

For kjemiske renseanlegg hvor det brukes kalk som fellingsmiddel vil det med tanke på kalkstabilisering være av stor interesse å vite om de totale slammengder som produseres, trenger noen ytterligere tilførsel av kalk for å holde en høy pH over et visst tidsrom. Når det gjelder **sekundær(direkt)fellingsanlegg** ble det gjort en undersøkelse på Ca-slam og blandinger av Ca-slam og mekanisk slam fra forsøksanlegget på Kjeller. En prøve med Ca-slam og tre prøver med forskjellige blandingsforhold av Ca-slam og mekanisk slam ble lagret ved 20 °C uten noen ekstra kalkdosering. Resultatene er vist i figur 16, og man ser at selv en blanding av 1 del mekanisk slam og 2 deler kalkslam (basert på slammens innhold av suspendert stoff) ikke resulterte i noen pH-senkning i løpet av undersøkelsesperioden. Ved blanding av disse slamtypene i forholdet 1:1 fikk man imidlertid en svak pH-senkning, men som det fremgår av figur 16, var da også pH-verdien umiddelbart etter blanding litt i underkant av 11.

For å få rede på hvilke kalkmengder som dette sekundærfelte Ca-slammet representerte, ble det tatt **analyser** som viste at det totale kalsiuminnhold var 15,8 g Ca/l (28,1 g Ca(OH)₂/l). For blandingsforholdene $SS_{Ca} : SS_{Mek.} = 1:1, 2:1 \text{ og } 3:1$ tilsvarte dette da kalkdoseringer til det mekaniske slammet på henholdsvis 410, 820 og 1230 g Ca(OH)₂/kg $SS_{Mek.}$. Dette er atskillig høyere verdier enn det som skulle være nødvendig for å kalkstabilisere mekanisk slam (se figur 3 og tabell 2), men disse tallene kan ikke uten videre sammenlignes, da en del av kalken i det kjemiske slammet ganske sikkert foreligger i slike forbindelser at den ikke bidrar til pH-heving.

Doseringen av kalk til det kjemiske steget i renseanlegget var temmelig høy på det tidspunktet prøvene av Ca-slammet ble tatt ut (ca. 700 g lesket kalk pr. m³ avløpsvann), og man bør nok regne med et litt lavere Ca-innhold og pH i slam fra sekundærfellingsanlegg med lavere kalkdosering.



Ca - slam : SS = 6,84 %, FSS/SS = 13,7 %
 Mek. slam : SS = 5,13 %, FSS/SS = 43,0 %

Fig. 16 Forandring av pH med lagringstid for kjemisk og blandet mekanisk/kjemisk slam fra sekundærfellingsanlegg med kalk som fellingsmiddel

Nå er det imidlertid vanlig å regne at det produseres 2-3 ganger så mye kalkslam som mekanisk slam (som tørrstoff) ved et sekundærfellingsanlegg, slik at kurven for blandingsforholdet $SS_{Ca} : SS_{Mek.} = 2:1$ skulle være gyldig for de fleste renseanlegg av denne type, selv om kalkdoseringene er lavere enn de var ved denne undersøkelsen. Dette betyr at for sekundærfellingsanlegg med kalk som fellingsmiddel, skulle man kunne blande det mekaniske og kjemiske slammet og derved oppnå en kalkstabilisering av den totale slammengde uten noen ekstra tilsetning av kalk.

4.4 Undersøkelse av Sontheimer's teori om et slams kalkbindingskapasitet.

Som referert i litteraturoversikten (pkt. 2.2, side 9) har Sontheimer (1967) lansert begrepet kalkbindingskapasitet, hvilket han mener vil være en brukbar parameter for å bestemme nødvendig kalkdosering til slam for å unngå etterfølgende pH-senkning. Det var derfor naturlig å kikke litt nærmere på denne parameteren for å se om man kunne finne en slik terskelverdi for ulike slamtyper og i så tilfelle sammenholde den med pH-lagringstidskurver av den typen som vist i figurene 8-15. Metodikken som Sontheimer brukte, er såvidt dårlig beskrevet at det var umulig å være sikker på at den som her ble brukt, var likeverdig med hans opplegg. Det er redegjort nærmere for dette under pkt. 3.1 side 16. De oppnådde resultater bør derfor vurderes på bakgrunn av dette.

Forsøkene ble utført i to atskilte serier og i hver av seriene ble de forskjellige slamtypene tilsatt fire ulike kalkdoseringer (til pH 11,0, 2x pH 11,0, 5x pH 11,0 og 10x pH 11,0). Resultatene er sammenstilt i tabell 3. Disse viser at man ikke fant noen terskelverdi eller kalkbindingskapasitet for noen av de undersøkte slamtyper, idet økende kalkdoseringer ga en økende mengde kalk som var bundet til det partikulære materialet i slammet. Det bør her igjen poengteres at bestemmelsen av bundet kalk (kalkbindingskapasiteten) ble foretatt etterat kalk-slam-blandingene var fortynnet til 1 g/l - $Ca(OH)_2$ for alle de fire samhørende kalkdoseringene.

Siden det ikke var mulig å bestemme noen verdi for de undersøkte slammens kalkbindingskapasitet, må man kunne trekke den konklusjon at Sontheimer's teori absolutt ikke er almen gyldig, og at den ikke kan være til noen hjelp ved bestemmelse av nødvendig kalkdosering for stabilisering av slam med kalk.

Tabell 3. Forsøk på bestemmelse av kalkbindingskapasitet.

	Slamtype	Suspendert stoff (SS) (%)	Flyktig suspendert stoff (FSS) (% av SS)	Mengde kalk tilsatt slammet (g Ca(OH) ₂ /kgSS)	Mengde kalk bundet til slam-partiklene (g Ca(OH) ₂ /kg SS)
Serie 1	Mekanisk slam	5,07	74,6	27	12
				54	37
				135	57
				270	90
	Biologisk slam	0,41	69,9	47	8
				94	53
				235	115
	Sekundærfelt Fe-slam	1,55	45,7	470	166
				136	111
272				216	
			680	412	
			1360	732	
Serie 2	Septiktankslam	5,18	40,3	44	39
				88	78
				220	193
				440	357
	Sekundærfelt Al-slam	1,34	66,9	195	172
				390	342
				975	895
	Sekundærfelt Al-slam + Mekanisk slam (Volumforhold 1:1)	1,98	82,5	1950	1785
				90	71
180				150	
			450	387	
			900	793	

4.5 Tørrstoffinnholdets innvirkning på nødvendig kalkmengde ved stabilisering med kalk.

Titreringskurvene i figurene 1 og 2 indikerer at slammenes tørrstoffinnhold neppe er den dominerende årsaken til at samme slamtype har forskjellig kalkbehov når den kommer fra ulike renseanlegg eller representerer ulike tidspunkter ved samme anlegg. Av mer praktisk interesse er det imidlertid å få vite hvorvidt tørrstoffinnholdet har innvirkning på nødvendig kalkmengde for slam fra samme anlegg og til samme tid, eller med andre ord om fortykning av slam har noen kalkbesparende effekt når det gjelder stabilisering med kalk.

De forsøkene som hittil er gjort for å belyse disse spørsmålene, er av mer forberedende karakter og omfatter bare en slamtype: mekanisk slam. Det ble gjennomført to prøveserier med denne slamtypen fordi man i den første serien hadde et slam med unormalt lavt innhold av organisk materiale (lav FSS/SS). I hver av seriene ble slammets innhold av suspendert stoff justert slik at man fikk fire forskjellige tørrstoffkonsentrasjoner (se tabell 4). I serie 1 ble det først tappet en større slammengde som fikk sedimentere i 3-4 timer før det fortykkede slammet ble tatt ut. Dette slammet representerte den høyeste SS-konsentrasjonen, mens de tre andre konsentrasjonene ble oppnådd ved ulike fortyninger med det avskilte slamvannet. Slamprøvene ble så lagret til neste dag (ved 4 °C) og alkaliteten ble bestemt på slamvannet (fra sentrifugering i lab. sentrifuge) umiddelbart før kalkdoseringene fant sted. Som det fremgår av tabell 4, hadde slamvannet en økende alkalitet med økende innhold av suspendert stoff i slammet.

Tabell 4. Nødvendig kalkdose for å oppnå pH 11,0 ved ulike tørrstoffkonsentrasjoner - mekanisk slam.

	SS	FSS	FSS/SS	Alkalitet	Kalkdose til pH 11,0	
	($\frac{g}{l}$)	($\frac{g}{l}$)	(%)	($\frac{mekv.}{l}$)	($\frac{g Ca(OH)_2}{kg SS}$)	($\frac{g Ca(OH)_2}{kg FSS}$)
Serie 1	25,81	11,13	43,0	5,32	38,4	90,7
	51,30	21,74		7,28	29,3	69,1
	76,94	33,16		8,46	26,2	60,8
	102,99	45,59		11,58	25,3	57,1
Serie 2	10,14	7,90	76,7	3,00	55,5	71,3
	18,77	14,29		4,16	50,6	66,4
	27,16	20,75		5,78	50,5	66,1
	35,59	27,20		6,46	54,8	71,7

I serie 2 ville man forsøke å unngå varierende alkaliteter i slamprøvene, da dette sannsynligvis innvirker på prøvenes kalkbehov og dermed ville interferere med tørrstoffkonsentrasjonens innvirkning. Prøvene ble derfor analysert på alkalitet (tabell 4) og deretter tilsatt kalk så raskt som mulig etterat tørrstoffinnholdet var justert (i løpet av $\frac{1}{2}$ - 2 timer). Justeringen ble gjort som i første serien, men p.g.a. dårligere fortykkingssegenskaper hos slammet, måtte man benytte et lavere tørrstoffområde denne gang. Resultatene ble imidlertid ikke som forventet, idet alkaliteten i slamvannet fortsatt var økende ved økende tørrstoffkonsentrasjon, selv om slamprøvene bare var lagret en kort tid etter at de var justert til ønsket tørrstoffinnhold. Årsaken til dette er det foreløpig ikke mulig å si noe sikkert om.

I tabell 4 er det også ført opp de kalkmengder som var nødvendige for å heve pH til 11,0. For serie 1 ser man at kalkbehovet (som $g Ca(OH)_2/kg SS$) synker med økende tørrstoffkonsentrasjon, men forskjellen mellom de tre høyeste konsentrasjonene er ganske liten. Den andre serien viser et høyere kalkbehov, men her er de nødvendige kalkdoseringer tilnærmet uavhengig av tørrstoffinnholdet. Doseringene er også angitt pr. enhet flyktig suspendert stoff for å vise at man ligger innen det samme doseringsområdet

for begge seriene dersom man tar hensyn til den store forskjellen i andel organisk materiale hos de to slammene.

For å kunne vurdere tørrstoffinnholdets betydning for kalkbehovet ved kalkstabilisering er det ikke tilstrekkelig bare å se på doseringene for å heve pH initialt. Forandring av pH ved lagring for de ulike tørrstoffkonsentrasjonene er av avgjørende betydning, og slammene i begge forsøksseriene ble derfor lagret ved 20 °C i 4 uker. Resultatene er sammenstilt i figur 17 og figur 18 for h.h.v. serie 1 og serie 2. På begge figurene er hvert doseringsnivå (til pH 11,0, 2x pH 11,0 o.s.v.) representert ved fire kurver (en for hver tørrstoffkonsentrasjon), med unntakelse av den høyeste doseringen der kurvene er sammenfallende.

For serie 1 ser man at prøvene som var gitt høyest dosering (lavest tørrstoffinnhold), også hadde en langsommere pH-senkning med tiden. Det vil med andre ord si at dersom de fire slamprøvene med forskjellige tørrstoffinnhold var blitt tilsatt samme kalkmengde pr. tørrstoffenhhet, er det sannsynlig at pH-forløpene også ville blitt tilnærmet like.

I serie 2 var de fire slammene gitt noenlunde samme kalkdoseringer og som figur 18 viser, fikk man raskest pH senkning for de høyeste tørrstoffkonsentrasjonene ved doseringer til pH 11,0. Ved den tredobbelte doseringen var bildet snudd om, og de to høyeste konsentrasjonene ga ingen merkbar pH-senkning i undersøkelsesperioden, mens de to laveste hadde kommet under pH 11,0 i løpet av ca. 18-20 døgn.

Ut fra de foreliggende resultater kan man trekke den slutning at for mekanisk slam har fortykning liten eller ingen innvirkning på nødvendig kalkdosering ved stabilisering med kalk. Spørsmålet om hvorvidt kalken skal tilsettes før eller etter fortykning av slammet må imidlertid også sees i sammenheng med faktorer som endring i fortykningsegenskaper og mengden av slamvann med høyt pH. Disse tingene vil bli tatt opp senere i prosjektet.

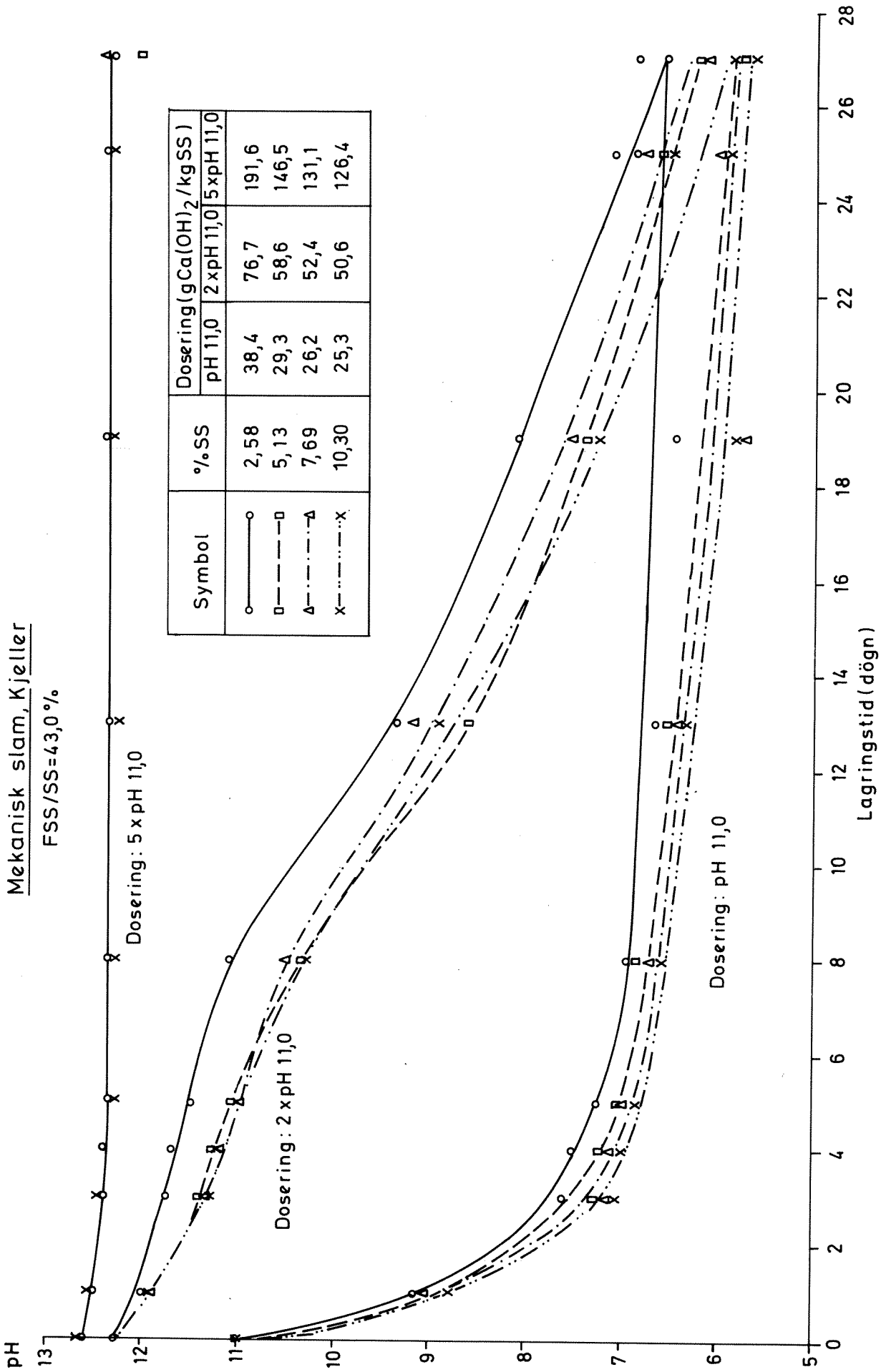


Fig. 17 Forandring av pH med lagringstid, kalkdosering og tørrstoffinnhold - Mekanisk slam, serie 1

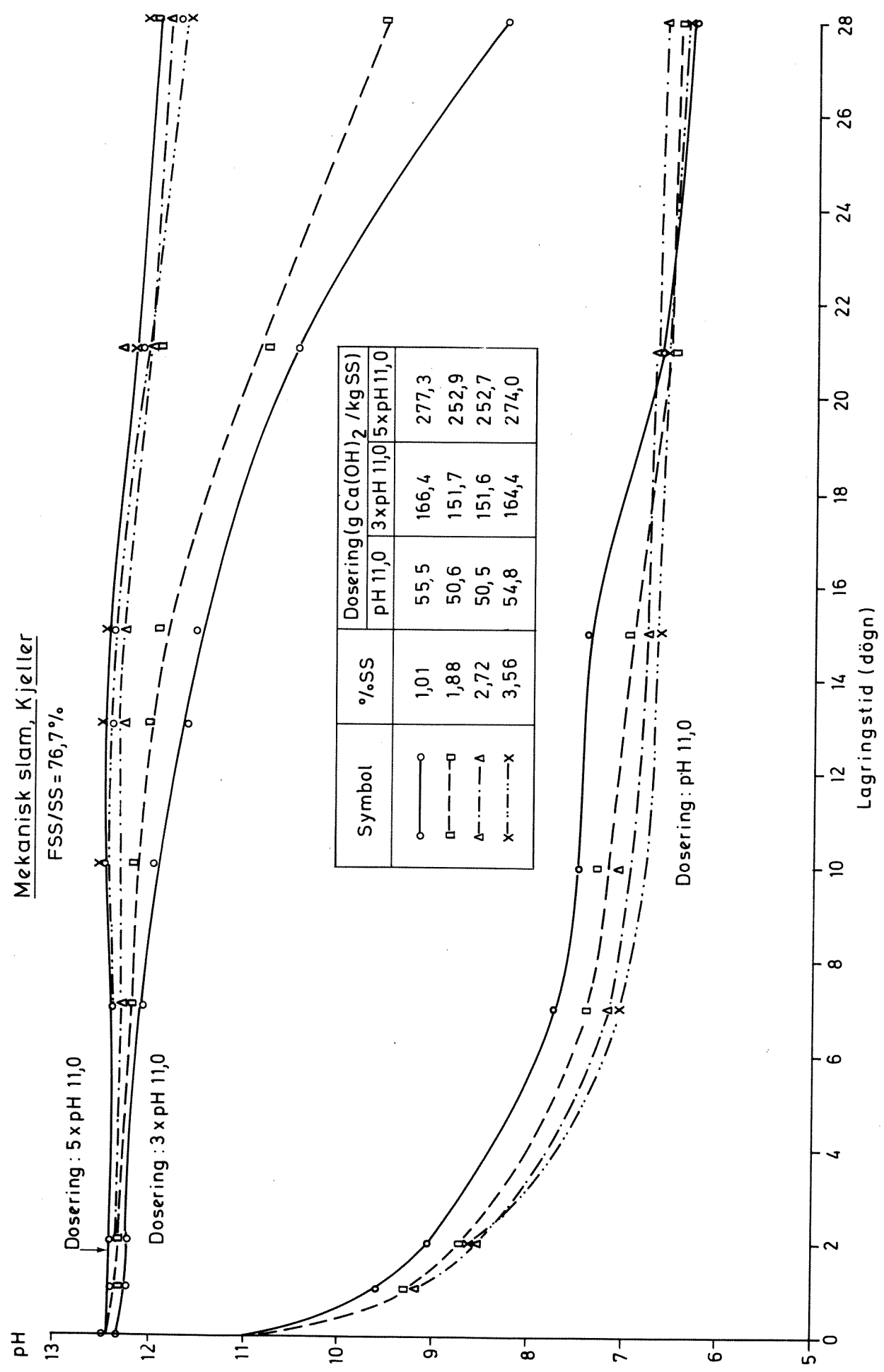


Fig. 18 Forandring av pH med lagringstid, kalkdosering og tørrstoffinnhold - Mekanisk slam, serie 2

4.6 Mulige årsaker til et slams pH-senkning med lagringstiden etter kalkdosering.

I den perioden som denne rapporten dekker, ble det bare gjort ett enkelt forsøk på å klarlegge de grunnleggende faktorer som kan innvirke på et slams pH-senkning etter at det først har fått en høy initial-pH ved kalktilsetting. Ytterligere undersøkelser omkring dette emnet har være utført i løpet av høsten 1973, og pågår fremdeles, slik at det er ikke mulig her å trekke noen konklusjoner. Nedenfor er det imidlertid antydnet de faktorer som man mener kan være av betydning i denne sammenheng.

- Eventuelle mikroorganismer som overlever det sterkt alkaliske miljøet, kan forårsake anaerob nedbrytning av organisk materiale i slammet og derved produsere mellom- og endeprodukter som vil bidra til pH-senkning (organiske syrer, CO_2 o.s.v.).
- Alkalisk hydrolyse av organisk materiale vil føre til at komplekse organiske stoffer omvandles til enklere, oppløste forbindelser som f.eks. aminosyrer, fettsyrer o.s.v. Disse forbindelser vil redusere pH-verdien i slammet.
- Dekarboksylering av organisk materiale som inneholder karboksylgrupper ($-\text{COOH}$) vil frigjøre CO_2 og følgelig gi en pH-senkning.
- Opptak av CO_2 fra lufta omkring lagringsbeholderen er også en mulig pH-reduserende faktor.
- Slam inneholder en mengde kolloidale partikler og det er sannsynlig at det skjer ionebyttereaksjoner når kalk tilsettes dette systemet. Forenklet kan man da tenke seg at hydrogenioner som omkranser kolloidene, blir byttet ut med kalsiumioner. De frigitte hydrogenioner forbinder seg med hydroksylioner og danner vann, og reduksjonen i frie OH^- -ioner gir da en pH-senkning.

Det er trolig at årsaken til pH-senkning er en kombinasjon av flere av disse faktorene, og det er også mulig at deres innbyrdes betydning er forskjellig for ulike slamtyper.

Av de forsøkene som hittil er omtalt, er det ingen som egentlig sier noe om grunnen til at pH-senkning finner sted. Undersøkelsene med forskjellig lagringstemperatur (figurene 4-7) viser at pH reduseres raskere ved økende temperatur, men dette forklarer ingenting, idet både biologiske og kjemiske prosesser foregår med økende hastighet når temperaturen stiger.

I forbindelse med en av lagringsseriene (gjengitt i figurene 8, 12 og 13) ble det tatt ut prøver for ATP- og nitrogenanalyser fra slammene før kalktilsetting og ved forskjellige tidspunkter etter dosering. Resultatene er gjengitt i tabell 5. Problemer med analysene p.g.a. de høye pH-verdiene i slammet førte til at en del resultater måtte forkastes.

Det som kan være særlig verdt å merke seg her, er at det ble funnet ATP i det biologiske slammet etter 4 døgn, selv for den prøven som hadde høyest kalkdosering. Dette kan tyde på at det foregikk en mikrobiell aktivitet i slammet, til tross for at pH var over 12 i hele denne perioden (se figur 12). For mekanisk slam kunne det ikke påvises ATP ved de høyeste kalkdoseringene, men den biologiske aktiviteten er da også langt lavere i det ubehandlede slammet her. Av nitrogenanalysene var det spesielt fritt ammonium (NH_4) i slamvannet som var av interesse for å vurdere om det foregikk noen biologisk virksomhet i slammene etter kalktilsetting. For det biologiske slammet fikk man en viss økning i ammoniuminnholdet med tiden, mens det kjemiske slammet hadde et ganske høyt ammoniuminnhold før kalkdosering, for så først å synke og deretter stige igjen etter kalkdoseringen.

Som nevnt innledningsvis er dette materialet altfor sparsomt til å kunne trekke konklusjoner om hvilke mekanismer som egentlig forårsaker pH-senkning. Man regner imidlertid med å komme tilbake til disse tingene i neste delrapport.

Tabell 5. Variasjon i ATP- og nitrogeninnhold i slam med tiden etter kalkdosering.

		Kalkdosering ($\frac{\text{g Ca(OH)}_2}{\text{kg SS}}$)	Før kalk- dosering	Tid etter kalkdosering (h)			
				$\frac{1}{2}$	6	24	96
MEKANISK SLAM SS=5,07% - FSS/SS=74,6%	ATP ($\mu\text{g/l}$)	28	1430	125	66	92	37
	i	56	1430	96	25	26	<1
	slam	140	1430	52	<1	<1	<1
		280	1430	<1	<1	<1	<1
	Tot-N (mg/l)	28	1238	1157	826	935	834
	i	56	1238	873	986	1227	699
slam	140	1238	922	944	1030	1038	
	280	1238	897	1100	1108	879	
BIOLOGISK SLAM SS=0,47% - FSS/SS=71,5%	ATP ($\mu\text{g/l}$)	44	2500	718	177	251	476
	i	88	2500	850	259	96	45
	slam	220	2500	648	130	49	112
		440	2500	533	81	42	32
	Tot-N (mg/l)	44	226	207	227	195	175
	i	88	226	208	221	163	196
	slam	220	226	232	212	225	219
		440	226	215	205	231	231
	Tot-N (mg/l)	44	15	29	15	60	-
	i	88	15	41	17	82	-
	slamvann	220	15	45	16	20	22
		440	15	44	15	19	79
NH ₄ -N (mg/l)	44	1,2	1,2	1,8	9,6	-	
i	88	1,2	1,0	2,6	4,8	-	
slamvann	220	1,2	0,7	<0,1	2,3	14,6	
	440	1,2	0,6	2,4	3,1	5,3	
SEKUNDERFELT FE-SLAM SS=1,55% - FSS/SS=45,7%	Tot-N (mg/l)	160	335	585	345	289	345
	i	320	335	293	323	323	367
	slam	800	335	362	346	363	320
		1600	335	358	326	336	336
	Tot-N (mg/l)	160	13	35	44	17	19
	i	320	13	25	30	38	37
	slamvann	800	13	21	24	28	29
		1600	13	22	24	27	29
	NH ₄ -N (mg/l)	160	11,5	17,1	9,6	12,4	18,6
i	320	11,5	0,1	9,1	14,9	13,6	
slamvann	800	11,5	2,2	1,2	11,9	16,9	
	1600	11,5	0,3	0,2	15,8	20,2	

Alle tallene i tabellen er korrigert for den fortynning som skjer ved kalktilsettingen (kalkslurry, ca. 3,5% Ca(OH)₂).

5. SAMMENDRAG OG FORELØPIGE KONKLUSJONER

Ut fra undersøkelser i laboratoriemålestokk med slam i uavvannet tilstand er det fremkommet data som klarlegger en del forhold ved stabilisering med kalk. Sammen med tilgjengelig litteratur om emnet har dette materialet gitt grunnlag for foreløpige konklusjoner som kan sammenfattes i følgende punkter:

1. De kalkmengder som skal til å oppnå en høy initial-pH i ulike slamtyper, er ofte ikke tilstrekkelige for å opprettholde høye pH-verdier over et visst tidsrom ved lagring av slammene i uavvannet form.
2. Kalken bør av praktiske grunner tilsettes slammene i form av slurry (kalkmelk). Konsentrasjonen kan være 5-25% Ca(OH)_2 , avhengig av doseringsutstyret.
3. Økende lagringstemperatur medfører raskere pH-senkning.
4. Ut fra kurver som angir pH som funksjon av lagringstid og kalkdosering, kan man finne de doseringsområder som bør brukes for ulike slamtyper for å holde pH i slammene over en ønsket verdi i en viss tid. Som et eksempel er det i tabell 2 (side 32) satt opp de nødvendige kalkdoseringer for å holde $\text{pH} > 11$ i ca. 14 dager.
5. Det blandete mekanisk/kjemiske slammene fra sekundærfellingsanlegg (direktfellingsanlegg) med kalk som fellingsmiddel vil ikke trenge noen kalktilsetning for å holde $\text{pH} > 11$ ved lengre tids lagring.
6. For mekanisk slam ser det ut til at fortykning har liten eller ingen innvirkning på den kalkmengden som behøves for å holde en høy pH ved lagring.
7. Forsøkene med bruk av Sontheimer's teori om et slams kalkbindingskapasitet ga negative resultater, da det overhodet ikke var mulig å bestemme noen slik parameter.

8. De foreløpige forsøk på å klarlegge mekanismene ved pH-senkningen i slam har ikke gitt noen entydige resultater. Fenomenet kan ha både biologiske og fysisk-kjemiske årsaker.

LITTERATURLISTE

- Albertson, O., Sherwood, R. (1969) "Phosphate extraction process",
Journal Water Pollution Control Federation, 41, 8, 1467-1490.
- Born, R. (1969) "Über spezielle Entwässerungsmöglichkeiten von Schlämmen
aus Kommunalen Kläranlagen", Städtehygiene, 5, 101-106.
- Burd, R.S. (1968) A study of sludge handling and disposal, U.S. Department
of the Interior. Federal Water Pollution Control Administration, Publi-
cation WP-20-4.
- Buzzell, J.C., Jr., Sawyer, C.N. (1967) "Removal of algal nutrients from
raw wastewater with lime", Journal Water Pollution Control Federation,
39, 10, R16-R24.
- Doyle, C.B. (1967) "Effectiveness of high pH for destruction of pathogens
in raw filter cake", Journal Water Pollution Control Federation, 39, 8,
1403-1409.
- Farrell, J.B., Smith, J.E., Jr., Hathaway, S.W., Dean, R.B. (1972) "Lime
stabilization of chemical-primary sludges at 1,15 mgd". Paper presented
at 45th Annual Conference, Water Pollution Control Federation, Atlanta,
October 8-13.
- Gale, R.S. (1968) "Some aspects of the mechanical dewatering of sewage
sludges", Filtration & Separation, March/April, 133-144.
- Grabow, W.D.K., Grabow, N.A., Burger, J.S. (1969) "The bactericidal effect
of lime flocculation flotation as a primary unit process in a multiple
system for the advanced purification of sewage works effluent", Water
Research, 3, 943-953.
- Håkanson, H., Winnberg, E. (1970) "Rötkammare blir överflödig med kemisk-
mekanisk slamhantering", Teknik & Miljø, 5, 58-59.

JRB-ATP Photometer Instruction Manual (1971), JRB Inc., San Diego, Cal., USA.

Kampelmacher, E.H., von Noorle Jansen, L.M. (1972) "Reduction of bacteria in sludge treatment", Journal Water Pollution Control Federation, 44, 2, 309-313.

Lassen, J.C., Löfquist, A. (1969) "Sandviken stad. Försök med omfällning av Al-slam med kalk och avvattning av primär- och kemslam". Rapport fra Vattenlaboratoriet, Ingenjörfirma Orrje & Co. AB, Stockholm.

Leclerc, H., Perchet, A., Seville, C., Andrieu, S., Nguematcha, R. (1971) "Microbiological aspects of sewage treatment", Advances in Water Pollution Research, Proceedings of 5th International Conference, San Francisco, Pergamon Press, Vol. I, I 23.

Leclerc, H., Brouzes, P. (1973) "Sanitary aspects of sludge treatment", Water Research, 7, 355-360.

Markkanen, T. (1972) "Kalkens användning vid avvattning av slam", Avloppsvattenrening, Föredrag vid Svenska Kalkföreningens Vattenvårdsdag, Stockholm, 3. okt.

Minton, G.R., Carlson, D.A. (1972) "Combined biological-chemical phosphorus removal". Journal Water Pollution Control Federation, 44, 9, 1736-1755.

Riehl, M.L., Weiser, H.H., Rheins, B.T. (1952) "Effect of lime-treated water on survival of bacteria", Journal American Water Works Association, 44, 466-470.

Ronéus, O. (1972) "Parasitäggs förekomst och överlevnad i slam och avloppsvatten", Avloppsvattenrening, Föredrag vid Svenska Kalkföreningens Vattenvårdsdag, Stockholm, 3. okt.

Schmid, L.A., McKinney, R.E. (1969) "Phosphate removal by a lime-biological treatment scheme", Journal Water Pollution Control Federation, 41, 7, 1259-1276.

Smith, A.G. (1972) "Centrifuge dewatering of lime treated sewage sludge", Research Branch Paper No. W2030, Ministry of the Environment, Ontario.

Sontheimer, H. (1967), "Effects of sludge conditioning with lime on dewatering", Advances in Water Pollution Research, Proceedings of 3rd International Conference, München, Pergamon Press, Vol. 2, 165-194.

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1971), 13th edition, American Public Health Association, Inc., New York.

Trubnick, E.H., Mueller, P.K. (1958) "Sludge dewatering practice", Sewage and Industrial Wastes, 30, 1364-1378.

Tullander, V. (1972) "Kalkningen inverkan på bakterier i avloppsvatten och slam", Avloppsvattenrening, Föredrag vid Svenska Kalkföreningens Vattenvårdsdag, Stockholm, 3. okt.

WPCF (1969) Sludge dewatering, Manual of practice No. 20, Water Pollution Control Federation, Washington, D.C.

Days after lime addition	Organisms per 100 ml sludge												
	Primary			Septic tank			Prim-Chem (A1)			Biol-Chem (A1)			
	Lime dosage $\mu\text{Ca(OH)}_2/\text{kgSS}$			Lime dosage $\mu\text{Ca(OH)}_2/\text{kgSS}$			Lime dosage $\mu\text{Ca(OH)}_2/\text{kgSS}$			Lime dosage $\mu\text{Ca(OH)}_2/\text{kgSS}$			
	0	50	200	0	50	200	0	150	500	0	200	600	
Total coliforms 37 °C	0	$5.6 \cdot 10^7$	$2 \cdot 10^7$	$9 \cdot 10^2$	$3.5 \cdot 10^7$	$>1.1 \cdot 10^6$	ND	$4.6 \cdot 10^7$	$5.6 \cdot 10^6$	ND	$1.6 \cdot 10^7$	$2 \cdot 10^2$	ND
	4	$9.4 \cdot 10^5$	$>1.4 \cdot 10^9$	ND	$5.2 \cdot 10^6$	$>1.4 \cdot 10^9$	ND	$5.5 \cdot 10^6$	$1.7 \cdot 10^7$	ND	$4.9 \cdot 10^6$	$1.7 \cdot 10^5$	ND
	7	$6 \cdot 10^4$	$>9.2 \cdot 10^2$	ND	$4.4 \cdot 10^6$	$>2 \cdot 10^9$	ND	$1.2 \cdot 10^6$	$2.5 \cdot 10^8$	ND	$1 \cdot 10^6$	$1 \cdot 10^3$	ND
	14	$1 \cdot 10^3$	$4.5 \cdot 10^7$	ND	$2.5 \cdot 10^6$	$2.5 \cdot 10^7$	ND	$9.5 \cdot 10^4$	$2.5 \cdot 10^8$	ND	$1.2 \cdot 10^5$	$3.5 \cdot 10^4$	ND
Fecal coliforms 44 °C	0	$2 \cdot 10^7$	$1.1 \cdot 10^7$	ND	$3.9 \cdot 10^6$	$5.2 \cdot 10^5$	ND	$2.8 \cdot 10^6$	$2.5 \cdot 10^5$	ND	$1.8 \cdot 10^5$	ND	ND
	4	$2.2 \cdot 10^5$	$>1.2 \cdot 10^2$	ND	$1.5 \cdot 10^6$	$4 \cdot 10^6$	ND	$2.3 \cdot 10^6$	$5.4 \cdot 10^5$	ND	$4.1 \cdot 10^5$	$1.2 \cdot 10^5$	ND
	7	$1 \cdot 10^4$	$<6 \cdot 10^7$	ND	$3.3 \cdot 10^5$	$>7.2 \cdot 10^7$	ND	$8 \cdot 10^4$	$3.4 \cdot 10^7$	ND	$8 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^3$	ND
	14	ND	$2.5 \cdot 10^7$	ND	$2.4 \cdot 10^6$	$2.4 \cdot 10^6$	ND	$6.1 \cdot 10^4$	$2.2 \cdot 10^7$	ND	$9 \cdot 10^3$	$5 \cdot 10^2$	ND
Fecal streptococcus	0	$1.1 \cdot 10^6$	$2.5 \cdot 10^6$	$4 \cdot 10^2$	$4.7 \cdot 10^3$	$3 \cdot 10^5$	ND	$2.7 \cdot 10^6$	$2.2 \cdot 10^6$	ND	$8.7 \cdot 10^5$	$3.4 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^2$
	4	$2.7 \cdot 10^4$	$>6.6 \cdot 10^7$	ND	$1.1 \cdot 10^5$	$>2 \cdot 10^9$	ND	$4.9 \cdot 10^5$	$>2.3 \cdot 10^7$	$3.9 \cdot 10^4$	$1.4 \cdot 10^5$	$5 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^3$
	7	$7.8 \cdot 10^4$	$>5.2 \cdot 10^7$	ND	$1 \cdot 10^3$	$>2 \cdot 10^9$	ND	$9.4 \cdot 10^4$	$3.7 \cdot 10^7$	ND	$1.2 \cdot 10^5$	$3.4 \cdot 10^3$	ND
	14	$1.6 \cdot 10^4$	$4.4 \cdot 10^6$	ND	ND	$5.5 \cdot 10^7$	ND	$2.6 \cdot 10^4$	$4.7 \cdot 10^7$	ND	$3.2 \cdot 10^4$	$2.1 \cdot 10^4$	ND
Anaerobic sporeformers (<i>Clostridium perfringens</i>)	0	$2 \cdot 10^3$	$3.7 \cdot 10^5$	ND	$1 \cdot 10^3$	$5 \cdot 10^5$	$3 \cdot 10^3$	$4 \cdot 10^2$	$1.4 \cdot 10^5$	ND	$6 \cdot 10^2$	$3.1 \cdot 10^3$	ND
	4	$3.4 \cdot 10^5$	$3.1 \cdot 10^5$	$2 \cdot 10^4$	$3.3 \cdot 10^5$	$8.1 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^2$	$>1 \cdot 10^4$	$1.1 \cdot 10^5$	$2.9 \cdot 10^5$	$2.5 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^5$	$2.1 \cdot 10^4$
	7	$5.1 \cdot 10^4$	$4.6 \cdot 10^5$	ND	$2.8 \cdot 10^5$	$8.3 \cdot 10^5$	ND	$1.4 \cdot 10^5$	$1.8 \cdot 10^5$	ND	$1.6 \cdot 10^5$	$3 \cdot 10^4$	ND
	14	$3.5 \cdot 10^5$	$8 \cdot 10^5$	ND	$3.4 \cdot 10^5$	$3 \cdot 10^5$	ND	$6.5 \cdot 10^4$	$>5 \cdot 10^4$	ND	$>1 \cdot 10^5$	$3.1 \cdot 10^5$	ND
pH	0	5.40	9.55	12.45	5.65	11.05	12.45	6.40	10.45	12.55	6.30	11.30	12.55
	4	5.35	6.50	12.50	5.60	8.55	12.55	6.30	9.25	12.50	6.80	10.60	12.55
	7	5.30	6.35	12.45	5.50	7.70	12.50	6.25	8.65	12.40	6.70	10.35	12.50
	14	4.95	5.70	12.35	5.35	6.40	12.40	5.90	8.10	12.45	6.75	10.30	12.55
28	5.00	5.50	12.25	5.30	5.75	12.40	5.85	7.10	12.45	7.05	9.40	12.55	

ND = not detectable (<200/100 ml).

Table 5. Reduction of pathogens during lime stabilization.