

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Blindern

PRA 2.1 FORSØKSANLEGGET PÅ KJELLER

DELPROSJEKT 0-40/71-P

STABILISERING AV SLAM MED KALK

Delrapport nr. 2

Saksbehandler: Siv.ing. Bjarne Paulsrud

Medarbeidere: Siv.ing. Arild S. Eikum, Ph.D.

Tekn.ass. Jan Hansen

Ingeniør Arne Lundar

Rapporten avsluttet April 1975

F O R O R D

"Stabilisering av slam med kalk" er et delprosjekt under "Pra 2.1 Forsøksanlegget på Kjeller".

Det er tidligere utarbeidet en delrapport 1 (Paulsrud, 1973) som dekker arbeid utført i 1973. Delrapport 2 tar for seg de undersøkelser som er utført i 1974. De praktiske resultater fra dette forskningsprosjekt vil bli oppsummert i en såkalt "brukervennlig rapport" vedrørende stabilisering av slam. Denne ventes å foreligge høsten 1975.

Brekke, april 1975

Bjarne Paulsrud
Bjarne Paulsrud

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side:
FORORD	2
1. INNLEDNING	7
2. LITTERATUROVERSIKT	8
2.1 Kalkens innvirkning på slams fortykkings- og avvanningsegenskaper	8
2.1.1 Mekanismer ved kalkbehandling av slam	8
2.1.2 Effekten av kalkbehandling på fortykning av slam	10
2.1.3 Effekten av kalkbehandling på avvanning av slam	11
2.2 Kalk som luktreducerende middel ved slambehandling	15
2.3 Hygieniske effekter ved kalkbehandling av slam	17
2.4 Problemer med resirkulering av slamvann fra kalk- behandlet slam til ulike renseprosesser	20
3. FORSØKSOPPLEGG OG ANALYSEMETODER	25
3.1 Forsøksopplegg	25
3.2 Analysemetoder	27
4. FORSØKSRESULTATER OG DISKUSJON	32
4.1 Forandring av pH i kalkstabilisert slam	32
4.2 Kalkstabilisert slams fortykkings- og avvannings- egenskaper	35
4.2.1 Fortykkingsegenskaper	36
4.2.2 Avvanningsegenskaper	36
4.2.3 Kondisjonering av kalkstabilisert slam	47
4.3 Kalkstabiliseringens innvirkning på noen parameter- organismer i slam	57
4.4 Slamvann fra kalkstabilisert slam	60
4.4.1 Slamvannskvaliteter	60
4.4.2 Vurdering av slamvannets innvirkning på ulike typer renseanlegg	77
5. KONKLUSJONER	80
6. VIDERE ARBEID	83
7. LITTERATUR	84

TABELLFORTEGNELSE

Tabell nr.:		Side:
1.	Bakteriologiske analyser av uavvannet, kalkbehandlet slam	18
2.	Bakteriologiske analyser av avvannet, kalkbehandlet slam	19
3.	Analyser av slamvann fra kalkstabilisert mekanisk-kjemisk (A1) slam og septiktankslam	23
4.	Analyser av slamvann fra kalkstabilisert mekanisk og biologisk (filter) slam	24
5.	Oversikt over undersøkte slamtyper m.v.	26
6.	Forandringer i innholdet av suspendert stoff og flyktig suspendert stoff ved tilsetning av ulike kalkmengder til slam	27
7.	Sammenlikning av pH-senkning i avvannet og uavvannet kalkstabilisert slam	35
8.	Kondisjonering av kalkstabilisert mekanisk slam og septiktankslam (forsøksserie 1)	50
9.	Kondisjonering av kalkstabilisert mekanisk slam (forsøksserie 2)	51
10.	Kondisjonering av kalkstabilisert mekanisk-kjemisk (A1) slam	52
11.	Kondisjonering av kalkstabilisert biologisk-kjemisk (A1) slam	53
12.	Bakteriologiske undersøkelser av kalkstabilisert slam	58
13.	Slamvann fra lab.-sentrifugering av kalkstabilisert mekanisk slam og septiktankslam (forsøksserie 1)	61
14.	Slamvann fra lab.-sentrifugering av kalkstabilisert mekanisk slam (forsøksserie 2)	62
15.	Slamvann fra lab.-sentrifugering av kalkstabilisert mekanisk-kjemisk (A1) slam (forsøksserie 3)	63
16.	Slamvann fra lab.-sentrifugering av kalkstabilisert biologisk-kjemisk (A1) slam (forsøksserie 3)	64
17.	Slamvann fra lab.-sentrifugering av kalkstabilisert slam (forsøksserie 4)	75
18.	Slamvann fra fortykkingsforsøk med kalkstabilisert slam (forsøksserie 1)	75
19.	Slamvann fra dreneringsforsøk med kalkstabilisert mekanisk slam og septiktankslam (forsøksserie 1)	76

FIGURFORTEGNELSE

Figur nr.:		Side:
1.	Forandring av pH med lagringstid og kalkdoserings - Mekanisk slam (forsøksserie 1)	33
2.	Forandring av pH med lagringstid og kalkdoserings - Mekanisk slam (forsøksserie 2)	33
3.	Forandring av pH med lagringstid og kalkdoserings - Septiktankslam	33
4.	Forandring av pH med lagringstid og kalkdoserings - Mekanisk-kjemisk (Al) slam	34
5.	Forandring av pH med lagringstid og kalkdoserings - Biologisk-kjemisk (Al) slam	34
6.	Forandring av pH med lagringstid - Mekanisk slam, mekanisk-kjemisk (Al) slam, mekanisk-kjemisk (Ca) slam (Pilotforsøk)	34
7.	Fortykking av kalkstabilisert slam i 1 liters målesylindere	37
8.	Forandring av spesifikk filtrermotstand med lagringstid og kalkdoserings - Mekanisk slam (forsøksserie 1)	39
9.	Forandring av spesifikk filtrermotstand med lagringstid og kalkdoserings - Mekanisk slam (forsøksserie 2)	39
10.	Forandring av spesifikk filtrermotstand med lagringstid og kalkdoserings - Septiktankslam	39
11.	Forandring av spesifikk filtrermotstand med lagringstid og kalkdoserings - Mekanisk-kjemisk (Al) slam	40
12.	Forandring av spesifikk filtrermotstand med lagringstid og kalkdoserings - Biologisk-kjemisk (Al) slam	40
13.	Forandring av CST med lagringstid og kalkdoserings - Mekanisk slam (forsøksserie 1)	42
14.	Forandring av CST med lagringstid og kalkdoserings - Mekanisk slam (forsøksserie 2)	42
15.	Forandring av CST med lagringstid og kalkdoserings - Septiktankslam	42
16.	Forandring av CST med lagringstid og kalkdoserings - Mekanisk-kjemisk (Al) slam	43
17.	Forandring av CST med lagringstid og kalkdoserings - Biologisk-kjemisk (Al) slam	43
18.	Dreneringskurver - Mekanisk-kjemisk (Al) slam	45

Figur nr.:	Side:	
19.	Forandring av dreneringshastighet med lagrings- tid og kalkdosering - Mekanisk-kjemisk (A1) slam og biologisk-kjemisk (A1) slam	45
20.	Forandring i prosent drenert volum med lag- ringstid og kalkdosering	46
21.	Forandring av TS-innhold i slamkake med lag- ringstid og kalkdosering	48
22.	Innhold av KOF i slamvann fra lab.-sentri- fugering av kalkstabilisert mekanisk slam og septiktankslam	66
23.	Innhold av KOF i slamvann fra lab.-sentri- fugering av kalkstabilisert mekanisk-kjemisk (A1) slam og biologisk-kjemisk (A1) slam	67
24.	Innhold av total fosfor i slamvann fra lab.- sentrifugering av kalkstabilisert mekanisk slam og septiktankslam	68
25.	Innhold av total fosfor i slamvann fra lab.- sentrifugering av kalkstabilisert mekanisk- kjemisk (A1) slam og biologisk-kjemisk (A1) slam	69
26.	Innhold av total nitrogen i slamvann fra lab.- sentrifugering av kalkstabilisert slam	70
27.	Total alkalitet i slamvann fra lab.-sentri- fugering av kalkstabilisert slam	71

1. INNLEDNING

Ved en rekke kloakkrenseanlegg vil det bli nødvendig med stabilisering av slammet slik at det ikke forårsaker luktulempet ved lagring på anlegget eller ved den endelige deponering/anvendelse. Det kan da bli aktuelt med biologisk (aerob og anaerob) eller kjemisk stabilisering.

Aerob og anaerob stabilisering medfører en overføring av lett nedbrytbart organisk stoff i slammet til stabile sluttprodukter, og man får en permanent stabilisering.

Ved kjemisk stabilisering med kalk får man ingen reduksjon av organisk stoff i slammet. Hensikten er tvertimot å hindre at slammet skal gå i forråtnelse ved at nedbrytningsprosessene inhiberes for et visst tidsrom. Det er altså snakk om en midlertidig stabilisering. Varigheten er i første rekke avhengig av kalkmengden som tilsettes de ulike slamtyper.

Målsettingen med prosjektet er å få fram data for dimensjonering av anlegg med ulike slamtyper og dessuten belyse de effekter som kalktilsettingen har på slammets og slamvannets egenskaper. I delrapport 1 (Paulsrud, 1973) er det angitt de kalkmengder som er nødvendige for å hindre at ulike slamtyper skal gå i forråtnelse ved lagring en viss periode. Delrapport 2 belyser de virkninger som kalktilsettingen har på slammets fortykkings- og avvanningsegenskaper, hygieniske forhold samt slamvannets kvalitet.

2. LITTERATUROVERSIKT

Denne litteraturoversikt er ment som et tillegg til den som ble presentert i Delrapport 1 (Paulsrud, 1973). Det ble der gitt en bred generell omtale av forskjellige sider ved kalkbehandling av slam. Også slam fra kjemisk felling med kalk ble berørt. Det erfaringsmaterialet som forelå, stammet vesentlig fra bruk av kalk som kondisjoneringsmiddel, og da som regel i kombinasjon med jernsalter eller polyelektrolytter. Anvendelse av kalk med den primære hensikt å stabilisere slam for en viss tid, var bare omtalt i et par publikasjoner.

I den etterfølgende litteraturoversikt vil det bli lagt særlig vekt på de referanser som kan belyse våre egne forsøksresultater. I tillegg vil det også bli gjort en ajourføring av den generelle litteraturoversikt i Delrapport 1 i den grad nyere opplysninger vil ha betydning for vurderingen av ulike forhold ved kalkstabilisering.

2.1 Kalkens innvirkning på slams fortykkings- og avvanningsegenskaper

2.1.1 Mekanismer ved kalkbehandling av slam

I forbindelse med en større undersøkelse av ulike kondisjoneringsmidler for slam har Webb (1972) forsøkt å klarlegge noe av det som skjer når kalk tilsettes slam. Han kom fram til at slammets kalkbehov kan deles i to deler:

1. Kalk som reagerer med slamvannets innhold av ioner som forårsaker temporær hardhet, kalsium- og magnesiumbikarbonat pluss eventuelt ammoniumbikarbonat som dannes ved nedbrytning av organisk stoff.
2. Kalk som bindes til slammets faste partikler. Kalken kan adsorberes til partiklene eller inngå kjemiske forbindelser med dem.

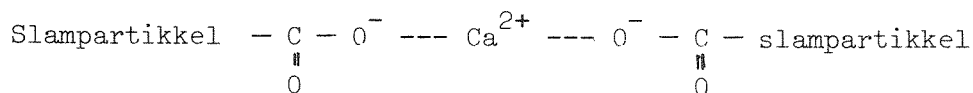
Kalkmengden som var bundet til slampartiklene, viste liten variasjon for ulike slamtyper (mekanisk slam, aktivt slam og anaerobt stabilisert blandslam). Slamvannets kalkbehov viste seg imidlertid å være 5 ganger større for aktivt slam og 10-20 ganger større for anaerobt stabilisert slam enn

for ubehandlet mekanisk slam. Konklusjonen var at det er mest økonomisk å bruke kalk som kondisjoneringsmiddel for ustabilisert mekanisk slam framfor aktivt slam og utrånnet slam.

Counts et al. (1974) har i sine undersøkelser av kalkstabilisert slam (blandet mekanisk slam og slam fra biologisk filter) også skilt mellom slamvannets og slampartiklenes kalkforbruk. De mener at slamvannets kalkbehov blir tilfredsstilt ved en relativt kort kontakttid mellom kalk og slam. Slampartiklenes kalkbehov er derimot karakterisert ved mye langsommere reaksjoner mellom hydroksylioner og organisk materiale. Disse reaksjoner kan medføre et kalkforbruk som strekker seg over lang tid (timer eller dager). Denne langtidseffekten bruker Counts et al. som forklaring på at pH i slammet sank i løpet av 24 timers lagringstid ved kalkdosering til pH 12,0.

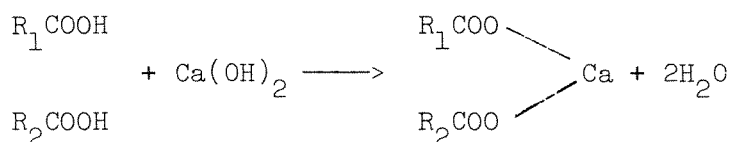
Webb (1972) nevner tre mulige reaksjoner som kan forklare kalkens kondisjonerende virkning på slam:

- A. Kolloider av proteiner, fett, aminosyrer og karbohydrater som finnes i slam, vil ha negative ladninger når kalk tilsettes slammet. Dette kan enten skyldes ionisasjon på kolloidets overflate eller adsorpsjon av negative ioner fra slamvannet. Kalsiumioner vil bidra til å komprimere det elektriske dobbeltlag rundt kolloidene og virke som bindeledd mellom de negativt ladete partikler. Dette medfører en koagulering av kolloidene og følgelig forbedrete avvanningsegenskaper. For kolloider som f.eks. har ioniserte karboksylgrupper på overflaten, vil reaksjonen bli som vist nedenfor.



Denne reaksjon angis også som forklaring på at kalk + anionisk polymer gir en god kondisjonerings-effekt idet polymeren også vil besitte negativt ladete karboksylgrupper, og kalsiumionene følgelig vil virke som bindeledd mellom slampartikler og polymerkjeder.

- B. Fettstoffer i slammet vil kunne koagulere når kalk tilsettes idet det dannes kalsiumsåper. Ifølge Webb (1972) er reaksjonen i prinsippet:



De dannede såper er vannavstøtende (hydrofobe) og vil lette slamavvanningen.

- C. Ren adsorpsjon av kalsiumioner til de negativt ladete slamkolloider vil redusere zeta-potensialet og tillate partiklene å komme så nær hverandre at de tiltrekkende krefter blir dominerende og gir koagulering.

Webb (1972) sier at sannsynligvis opptrer alle tre mekanismer samtidig, men konkluderer med at det er reaksjoner mellom kalk og fettstoffer i slammet som er hovedårsaken til de gode kondisjoneringsresultater med mekanisk slam. For aktivt slam og anaerobt stabilisert slam som vanligvis har lavt fettinnhold og høyt proteininnhold, skulle kalken gi dårligere resultater, hvilket også viste seg å være tilfelle.

2.1.2 Effekten av kalkbehandling på fortykning av slam

Det finnes svært lite opplysninger i litteraturen om effekten av kalktilsetning på ulike slamtypers fortykningsegenskaper. Markkanen (1972) nevner at det i Åbo ble gjort forsøk med tilsetning av kalk til mekanisk-biologisk slam for fortykning. Det ble der konstatert at med ca. ett døgnns oppholdstid i fortykkeren hadde kalken ingen innvirkning på avvanningsegenskapene (sentrifuge), men fordelene var minsket lukt og bedre fortykningsegenskaper.

Erfaringer fra Sandviken renseanlegg i Sverige (Scandiaconsult International, 1973) viser at blandet mekanisk-kjemisk (A1) slam som tilsettes ca. 400 g Ca(OH)_2 /kg TS før fortykker, kan konsentreres til 4-10% TS ved kontinuerlig drift av fortykkeren.

Counts et al. (1974) rapporterer fortykkingsforsøk i 1 liters målesylindere med slam som er tilsatt kalk. Det ble utført en del parallelle forsøk med og uten kalktilsetning til mekanisk slam, biologisk (filter) slam og

blandinger av disse. Kalkdosene varierte i området 100-200 g $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{kg TS}$ (pH 12,2-12,4). Ved alle forsøkene ble det funnet forbedrete fortykkings-egenskaper etter kalktilsetting. Slamprøvene ble periodevis omrørt i løpet av sedimenteringstiden (5 timer) for å hindre brodannelse i slamm. Det er imidlertid diskutabelt hvor vidt man kan trekke konklusjoner om resultater i fullskala fortykkere ut fra slike laboratorieforsøk (Vesilind, 1968).

Frederiksen (1975) har bl.a. gjort fortykkingsforsøk med blanding av mekanisk slam og slam fra sekundærfelling med kalk (blandet 1:3 på tørrstoffbasis). Ved bruk av plastsylindre med høyde 2,5 m og diameter 0,3 m kom man fram til at slamblandinger med tørrstoffinnhold på 0,5-3% kunne fortykkes til 5-9% TS i løpet av 24 timer. Tilhørende data for mekanisk slam uten kalkslaminnblanding foreligger dessverre ikke. Det ble for øvrig gjort parallelle forsøk med sedimentering i 1 liters målesylindre, og disse viste høyere sedimenteringshastigheter enn i de store sylindrene.

Minton et al. (1973) gir en oversikt over resultater fra primærfelling med kalk. Kan konkluderer med at gode fortykkingsegenskaper kan oppnås ved fellings-pH > 11 for avløpsvann med lav hardhet og lav alkalitet (< 60 mg Ca/l og < 2 mekv/l) og ved pH > 9.5 for avløpsvann med høy hardhet og høy alkalitet (> 140 mg Ca/l og >7 mekv/l). Hvor vidt disse resultater kan overføres til mekanisk slam som tilsettes kalk, er usikkert.

2.1.3 Effekten av kalkbehandling på avvanning av slam

Når det gjelder kalkens innvirkning på slams avvanningsegenskaper, må en skille mellom:

1. Tilsetting av kalk til slam med den primære hensikt å stabilisere det for en viss tid.
2. Tilsetting av kalk (pluss andre kjemikalier) til slam med den primære hensikt å kondisjonere det før avvanning.
3. Tilsetting av kalk til avløpsvann (primær-, sekundær-, etterfelling) slik at det dannes et kalkholdig slam.

Avvanningsegenskaper til slam som er kondisjonert med kalk (pkt. 2), kan bare overføres direkte til kalkstabilisert slam (pkt. 1) dersom en regner med å avvanne det kalkstabiliserte slammet umiddelbart etter kalktilsettingen. Erfaringer fra laboratorieforsøk (Brade et al., 1974) har vist at når slam som kondisjoneres med kalk og jernsulfat, lagres en tid (opptil 4 timer) før avvanning, vil avvanningsresultatene bli dårligere. Webb (1974) har erfart det samme og anbefaler at kalken blandes med slammet i en dyp tank og avvannes så raskt som mulig etterpå for å unngå karbonatdannelse i slammet forårsaket av CO_2 -innholdet i luften.

Ved kondisjonering med kalk har man muligheten til å velge om kalken skal tilsettes før eller etter andre kondisjoneringsmidler. Dette vil vanligvis ikke være mulig ved kalkstabilisering hvor kalken normalt blir tilsatt rett etter at slammet er fjernet fra avskillingsenheten, mens eventuelle kondisjoneringsmidler tilsettes umiddelbart før avvanning.

Resultater fra avvanning av slam som er produsert ved kalkfelling (pkt. 3), kan neppe brukes direkte for vurdering av kalkstabilisert slam. Kalken vil f.eks. foreligge i ulike former i slammet, avhengig av innholdet av organisk materiale (Webb, 1974). Følgelig vil slam fra kalkfelling som inneholder relativt lite organisk stoff (avhengig av type fellingsanlegg), kunne ha helt andre avvanningsegenskaper enn f.eks. kalkstabilisert mekanisk slam med høyt innhold av organisk stoff.

Farrell et al. (1974) har gjort fullskala forsøk med kalkstabilisering ved et 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 11,5. Slammets avvanningsegenskaper ble bestemt før og etter kalktilsetting (etter ca. 1 times lagringstid). Slam fra aluminium- og jernfelling gav omtrent de samme resultater. Spesifikk filtrermotstand ble redusert fra ca. 20×10^{12} til ca. 5×10^{12} m/kg ved kalktilsetting, vakuumsfilterkapasiteten ble økt fra ca. 5 til ca. $10 \text{ kg/m}^2 \cdot \text{h}$ (bestemt ved "filter leaf"-test), mens kompressibiliteten økte fra 0,5 til 0,75. Det gis

ingen opplysninger om hvordan disse parametre forandres ved lengre tids lagring av slammet etter kalktilsetning. Slam som hadde vært lagret ca. 1 måned med og uten kalk tilsatt, ble imidlertid avvannet på små tørkesenger ved konstant temperatur (21 °C), relativ luftfuktighet (45%) og belysning. Det viste seg at avvanningshastigheten var noenlunde den samme med og uten kalk, og det ble oppnådd ca. 25% TS i slammene etter 20 dagers avvanningstid.

Avvanning på tørkesenger ble også undersøkt av Counts et al. (1974). I deres pilotforsøk med kalkstabilisering av mekanisk-biologisk (filter) slam ble prøver av slammet med og uten kalk lagt ut på små tørkesenger. Kalkdosene lå i området 100-200 g Ca(OH)₂/kg TS, og kontakttiden i blandetanken var 1/2 time. Det viste seg at det kalkbehandlede slammet avvannet raskest og gav litt høyere tørrstoffinnhold i slamkaken (47% TS mot 41% TS for slam uten kalktilsetning). Temperatur og relativ fuktighet varierte mellom henholdsvis 7 og 38 °C og 16 og 45% i løpet av en 16 dagers forsøksperiode.

Danske laboratorieforsøk med forskjellige slamtyper (Sørensen, 1974) har vist at tilsetning av kalk medfører dårligere avvanningsegenskaper for aktivt slam og blandet mekanisk-aktivt slam, mens slam fra biologisk filter viser bedre egenskaper. Spesifikk filtrermotstand og kapillær sugetid (CST) ble brukt som parametre ved undersøkelsen. Kalkdoseringen var i området 0-230 g Ca(OH)₂/kg TS, og prøvene ble tatt umiddelbart før og etter kalkinnblanding.

Laboratorieforsøkene ble fulgt opp med fullskala sentrifugeringsforsøk ved et aktivslamanlegg (Sørensen, 1975). Overskuddslammet som normalt ble behandlet i en aerob stabiliseringsenhet, ble nå tilsatt kalk før sentrifugering. Det ble gjort forsøk med slammet umiddelbart etter kalktilsetning og etter 20 timers lagring. For sammenlikningens skyld ble det også sentrifugert overskuddslam og slam fra stabiliseringsenheten. Kationiske polymerer ble brukt hele tiden (Zetag 92 for overskuddslam og aerobt stabilisert slam og Preastol 444K for slam som var tilsatt kalk).

Konklusjonene var at gjenvinningsgraden var dårligere for kalkbehandlet slam (ca. 95%) enn for de to andre slamtypene (> 99%). Polymer forbruket ved disse gjenvinningsgrader var lavest for ubehandlet overskuddslam (2,0 g/kg TS), deretter ulagret kalkbehandlet slam (2,5 g/kg TS), lagret kalkbehandlet slam (2,8 g/kg TS) og størst for aerobt stabilisert slam (3,5 g/kg TS). Denne rangering tar ikke hensyn til at tørrstoffinnholdet i slammet øker på grunn av kalktilsettingen, slik at på volumbasis var forbruket (g polymer/m³ slam) høyest for slam tilsatt kalk. Tørrstoffinnholdet i slamkaken var ca. 15% for slam med kalk og ca. 13% for de kalkfrie slammene. Det gis for øvrig ingen opplysninger om hvilke kalkdoseringer eller hvilken pH som ble brukt ved forsøkene.

Ved Sandviken renseanlegg blir mekanisk-kjemisk (A1) slam avvannet med sentrifuger etter at slammet er tilsatt ca. 400 g Ca(OH)₂/kg TS før fortykker (Scandiaconsult International, 1973). Driftsresultatene viser at med polymerdosering på 1,6-1,8 g/kg TS, oppnås det tørrstoffinnhold i slamkaken på 25-28% med over 99% gjenvinningsgrad. Enkelte forsøk uten polymertilsetning viste at kalk alene ikke gir tilfredsstillende kondisjonering, idet gjenvinningsgraden sank til 65-70% (tilsvarende 30 000 - 40 000 mg/l suspendert stoff i slamvannet).

En sammenstilling av driftserfaringer fra bruk av kalk som kondisjoneringmiddel for avvanning med filterpresser, sentrifuger, silbandpresser og vakuumfiltre er gjort av Paulsrud (1973). For filterpresser og vakuumfiltre viser erfaringene fra en rekke land at slam fra mekanisk-biologiske kloakkrenseanlegg kan avvannes tilfredsstillende ved bruk av kalk + jernsalter som kondisjoneringmidler. Kalkdosene har ligget i området 30-400 g Ca(OH)₂/kg TS. For silbandpresser og sentrifuger er erfaringene med kalk (+ jernsalter) temmelig varierende, og det er bare unntaksvis at det brukes uorganiske kondisjoneringmidler alene. Kalk i kombinasjon med anioniske polymerer har imidlertid vist seg brukbart. (Markkanen, 1972; Parker et al., 1974; Smith, 1972).

En omfattende laboratorieundersøkelse vedrørende kondisjonering av ulike slamtyper er presentert av Webb (1972, 1974). Her ble bl.a. kalk alene og kalk i kombinasjon med polyelektrolytter og to- og treverdig jernsulfat tilsatt mekanisk slam, aktivt slam og anaerobt stabilisert slam. Spesifikk filtrermotstand og kapillær sugetid (CST) ble brukt som parametre for vurdering av kondisjoneringseffektene. CST ble også målt etter at det kondisjonerte slam var utsatt for en bestemt skjærpåkjenning (60 s omrøring med et standard røreverk ved 1000 rpm).

Hovedkonklusjonen er at kalk + to-verdig jernsulfat var gunstigst for alle tre slamtyper basert på gjeldende markedspriser.

Anionisk polymer + kalk gav de laveste verdier for spesifikk filtrermotstand, men til en litt høyere kostnad enn førstnevnte. For begge disse systemene fikk man best resultater når kalken ble tilsatt etter det andre kjemikaliet. Ved økende kalkdoser kunne tilsetningen av anionisk polymer reduseres for å oppnå samme resultat. Høye kalkdoser (opptil 250 g $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{kg}$ TS for mekanisk slam og 500 g $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{kg}$ TS for de to andre slamtypene) gav også minst fnokknedbrytning ved skjærpåkjenning. Ved bruk av kationiske polymerer fikk man stort sett dårligere resultater når kalk ble tilsatt i tillegg.

2.2 Kalk som luktreducerende middel ved slambehandling

De fleste opplysninger om kalkens luktreducerende virkning er basert på mer eller mindre subjektive vurderinger. Buzzell et al. (1967) fant at mekanisk-kjemisk slam fra primærfelling med kalk var sterkt illeluktende etter lagring i 4-7 dager i en lufttett beholder dersom pH var lavere enn 11. Slam med pH større enn 11 utviklet ikke ubehagelig lukt.

Trubnick et al. (1958) sier at de luktproblemer som oppstår ved avvanning av mekanisk slam, kan unngås fullstendig ved tilsetning av kalk med en gang slammet er tappet fra sedimenteringstanken.

Farrell et al. (1974) opplyser at innblanding av kalk i mekanisk-kjemisk (Al og Fe) slam ved hjelp av luft medførte sterk ammoniakklukt. Denne forsvant imidlertid raskt, og etter at slammet var lagt ut på tørkesenger, kunne man ikke registrere ubehagelig lukt i løpet av de tre måneder slammet lå der (januar-mars).

Sørensen (1975) har gjort en vurdering av ulike slamtypers lukt etter kalktilsetting (pH 12) og plassering på tørkesenger. Blandet mekanisk-aktivt slam avgav sterk lukt under hele avvanningsperioden (4 uker), mens mekanisk slam alene (fra et annet renseanlegg) hadde avtakende lukt etter 2 uker. Aktivt slam og slam fra biologisk filter medførte imidlertid ikke noen særlig lukt i det hele tatt.

Et forsøk på å kvantifisere luktreduksjonen ved kalking av slam ble gjort av Counts et al. (1974). De brukte en metode beskrevet i Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1971). Metoden går i korthet ut på å fortynne den aktuelle prøve med luktfritt vann inntil man når en fortynning som har en lukt som akkurat så vidt avviker fra luktfritt vann. Testen utføres av et panel på to eller flere personer. Denne fortynning angis som en terskelverdi for lukt (Threshold Odor Number, TON) og er i dette tilfelle et mål for slammets luktintensitet. Tilsetting av kalk til blandet mekanisk-biologisk (filter) slam til pH > 11,0 gav en reduksjon i TON fra 8000 (uten kalk) til mellom 800 og 1330 én time etter kalktilsetting. Det ble også bestemt TON på de samme prøvene etter 24 timers lagring. Det viste seg da at TON hadde økt igjen til mellom 4000 og 8000 for slam med initial-pH mindre enn 11,6. Dette skyldes sannsynligvis den relativt store pH-senkning som hadde funnet sted i løpet av lagringsperioden for prøvene med lavest initial-pH.

Luktbestemmelser med tilsvarende metode er også gjort av Eikum et al. (1974a) for kalkstabilisert mekanisk slam og septiktankslam. Her ble fire prøver av hver slamtype lagret i åpne beholdere i 28 dager ved 20 °C. Den ene prøven var ubehandlet slam, mens de tre andre ble tilsatt ulike mengder kalk (50, 100 og 200 g Ca(OH)₂/kg SS). Med visse mellomrom ble det tatt ut slamprøver for bestemmelse av lukt. De første målinger ble gjort ett døgn etter kalktilsetting. Disse viste at TON var 8000 for både ubehandlet og kalket septiktankslam (uavhengig av kalkdosen). For mekanisk slam varierte TON mellom 2000 og 4000, men utfra den usikkerhet som ligger i metoden, må man si at luktintensiteten også i dette tilfelle var uavhengig av kalkdosering.

Ved de etterfølgende luktbestemmelser i løpet av 28 døgn viste det seg at TON økte til mellom 32 000 og 64 000 for alle slamprøvene, uansett slamtype og kalkdosering (og dermed også slammets pH). Konklusjonen var derfor at kalktilsetting til mekanisk slam og septiktankslam ikke reduserer luktintensiteten i forhold til ubehandlet slam når slammets lagres i ett døgn eller mer. Det påpekes imidlertid at i tillegg til luktintensiteten må også lukttypen tas med i betraktning ved vurdering av eventuelle luktproblemer. Paneldeltakerne mente i dette tilfelle at lukten fra de slamprøver som var tilsatt nok kalk til å opprettholde pH større enn 12 under lagring, ikke var så ubehagelig som lukten fra ubehandlet slam og slam som hadde hatt en kraftig pH-senkning i undersøkelsesperioden.

2.3 Hygieniske effekter 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 mer sparsomt med data.

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 miljø i svært lang tid. På grunn av den anselige 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 luktulempen ved den videre behandling av slammets. Det poengteres for øvrig at sterilt slam bare kan oppnås gjennom en kompletterende termisk behandling, og at dette også kan utføres med kalk, men da i form av store mengder ulesket kalk (Orsa-metoden).

I forbindelse med bruk av kalk som kondisjoneringsmiddel for slam er det gjort noen undersøkelser av de hygieniske forhold i avvannet slam. Kampelmacher et al. (1972) undersøkte mekanisk og mekanisk-biologisk slam som ble tilsatt kalk og jernsalter før avvanning i vakuumfilter.

Denne behandlingen reduserte kimtallet med størrelsesorden 2-3 desimaler og antall coliforme bakterier med 2-4 desimaler. Kalkdoseringene lå i området 3-10% kalk på tørrstoffbasis. Trubnick et al. (1958) fant at man reduserte antallet coliforme bakterier (MPN) fra ca. 10^8 til ca. 10^2 pr. g tørrstoff i mekanisk slam ved tilsetning av kalk til pH 12. Doyle (1967) studerte innholdet av patogene bakterier i mekanisk slam som var kondisjonert med bl.a. kalk, og fant at *Salmonella typhosa* ble drept ved pH større enn 12 med kontakttid under 2 timer. Han konkluderer for øvrig med at det trengs ytterligere undersøkelser for å fastsette en minimums pH-verdi for destruksjon av patogener.

Farrell et al. (1974) har gjort en del bakteriologiske undersøkelser av blandet mekanisk-kjemisk slam fra forfelling med jern. Slammet ble i den ene serien tilsatt kalk til forskjellige pH-verdier, og prøver ble tatt ut for analyse etter 1/2 times kontakttid. Prøven med initial-pH 11,5 ble dessuten lagret i uavvannet form i 24 timer og deretter analysert. Resultatene er gjengitt i tabell 1.

Tabell 1. Bakteriologiske analyser av uavvannet, kalkbehandlet slam. (Farrell et al., 1974.)

Bacteria	Original Count (bacteria/ 100 ml*)	Fraction of the Original Count			
		pH 10.5 0.5 hr†	pH 11.5 0.5 hr†	pH 11.5 24 hr†	pH 12.5 0.5 hr†
Fecal coliform	3.6×10^7	0.81	0.00028	0.00011	0.00011
Fecal streptococci	2.2×10^6	10	0.17	0.059	0.009
Total aerobic count	4.9×10^9	0.11	0.00067	0.00025	0.00071
<i>Salmonella</i> sp.	>1,100	0.0033	<0.0027	<0.0027	<0.0027
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	1,100	0.0083	0.0033	<0.0027	<0.0027

* Approximately 5 g dry sludge solids.
† Contact time.

For å simulere kondisjonering av slam ble det tilsatt kalk opptil pH 11,5, og etter 2 min. innblanding ble slammet avvannet til ca. 15% TS. Det ble så utført bakteriologiske analyser av slamkaken etter 1/2 times og 24 timers lagring. Disse resultatene er gjengitt i tabell 2.

Tabell 2. Bakteriologiske analyser av avvannet, kalkbehandlet slam. (Farrell et al., 1974.)

Bacteria	Original Count (bacteria/g cake*)	Fraction of the Original Count	
		pH 11.5 0.5 hr†	pH 11.5 24 hr†
Fecal coliform	3.8×10^4	0.005	0.022
Fecal streptococci	0.28×10^8	0.72	0.77
Total aerobic count	6.1×10^8	0.0048	0.033
<i>Salmonella</i> sp.	>110	<0.0027	<0.0027
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	>46	<0.0027	0.014

* Approximately 0.15 g dry sludge solids.

† Contact time.

Den lavere reduksjonen i bakterieantallet etter 24 timers lagring av avvannet slam i forhold til uavvannet slam mener man skyldes den korte kalk-innblandingstiden før avvanning.

Farrell et al. (1974) konkluderer de mikrobiologiske undersøkelser med at kalktilsetting til pH 11,5 reduserer den bakteriologiske (og sannsynligvis også den virologiske) risiko til en neglisjerbar verdi. Parasitt-egg (egg fra *Ascaris*) overlevde 24 timers kontakttid ved pH 11,5, og det sies at de muligens også ville overleve lengre kontakttider. Imidlertid mener man at innholdet av høyere organismer i kalkstabilisert slam ikke er større enn i anaerobt stabilisert slam, og at risikoen på grunn av bakterier og virus er langt mindre.

Tilsvarende undersøkelser ble også gjort av Counts et al. (1974) med kalktilsetting til mekanisk slam og blandet mekanisk-biologisk (filter) slam. I en serie med laboratorieforsøk ble det tilsatt ulike mengder kalk slik at man dekket pH-området 11,0-12,4. Prøver for bestemmelse av fækale coliforme, fækale streptokokker, *Salmonella* og *Pseudomonas Aeruginosa* ble tatt ut før kalktilsetting samt etter 1 times og 24 timers lagring i en åpen beholder ved værelsestemperatur.

Som en generell konklusjon sies det at reduksjonen av patogener (*Salmonella* og *Pseudomonas*) ble bedre jo høyere pH i slammet var, og at disse organismer ikke kunne påvises etter 1 times kontakttid ved pH høyere enn 12,0. Antall organismer i slammet før kalktilsetting varierte mellom 270 og 10 800 pr. 100 ml slam. Etter 24 timers lagring viste analysene

at antall patogene bakterier hadde økt igjen, men reduksjonen var fortsatt god. Denne økning tilskrives den pH-senkning man observerte i alle slamprøvene i løpet av lagringstiden, og man mener at dette kunne vært unngått ved å tilsette mer kalk til slammets opprinnelig.

Counts et al. (1974) har også utført de samme bakteriologiske analyser på tilsvarende slam fra kontinuerlige forsøk i halvteknisk målestokk. Kalk og slam hadde der en kontakttid på bare 1/2 time, og pH ble holdt over 12,0 hele tiden. Det ble tatt ut prøver av ubehandlet slam og kalket slam på 13 forskjellige dager. Resultatene viser at antall fækale coliforme og fækale streptokokker (parameterorganismene) ble redusert fra ca. 10^7 pr. 100 ml til mindre enn 10^3 pr. 100 ml ved kalkbehandlingen. *Salmonella* og *Pseudomonas Aeruginosa* kunne bare påvises i det kalkbehandlede slammets én av prøvedagene og da i et veldig lite antall (ca. 10 pr. 100 ml, mens tilsvarende tall for ubehandlet slam varierte mellom 10^4 og $3,2 \times 10^5$ pr. 100 ml).

Undersøkelsene til Farrell et al. (1974) og Counts et al. (1974) gir verdifulle opplysninger om kalkens innvirkning på bakterieinnholdet i slam ved korte lagringstider. Lengre tids lagring (mer enn 24 timer) er imidlertid ikke undersøkt. Det foreligger også 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 Problemer med resirkulering av slamvann fra kalkbehandlet slam til ulike renseprosesser

Ved fortykning og avvanning av slam som inneholder kalk, vil man få et slamvann med en kvalitet som i første rekke er avhengig av fortykkings- og avvanningsmetode, slamtype, kalkmengde i slammets lagringstid. Som oftest vil slamvannet ha høy pH-verdi samt høyt innhold av suspendert stoff og løst organisk stoff, og det vil være nødvendig å føre

det tilbake til renseanlegget. Spørsmålet er da til hvilket trinn man skal føre slamvannet ved ulike typer renseanlegg for å unngå forstyrrelser i renseprosessene. F.eks. vil en svært høy pH-verdi i vannet inn til et biologisk rensetrinn skunne skape problemer (Minton et al., 1972), og det samme kan være tilfelle ved et kjemisk rensetrinn hvor man bruker aluminiumsulfat som fellingsmiddel. Problemene kan ofte forsterkes når en ikke har noen utjevningmuligheter for slamvannet, idet dette i de fleste tilfeller produseres ujevnt over døgnet.

Det finnes forholdsvis lite data i litteraturen om kvaliteten på slamvannet fra kalkbehandlet slam og de effekter dette måtte ha på ulike renseprosesser. Virkninger av forfelling med kalk på aktivt slamprosessen er blitt undersøkt i laboratoriemålestokk av Buzzell et al. (1967), Schmid et al. (1969) og Albertson et al. (1969). Disse arbeidene konkluderer med at pH-verdier mindre enn 9,5 i innløpsvannet til det biologiske trinn ikke medfører problemer, forutsatt at luftetanken er utformet for fullstendig blanding av innkommende vann og aktivt slam (complete mixed flow) og ikke for såkalt stempelstrømning (plug flow). Basert på fullskala forsøk fant Spohr et al. (1970) at forfelling med kalk kunne gjennomføres uten problemer for den biologiske enheten (biosorpsjonsanlegg) når pH i vannet inn til enheten var lavere enn 10,2. Horstkotte et al. (1974) drev imidlertid forsøk i fullskala anlegg med pH 11,0 i vannet inn til det biologiske trinnet. Full nitrifikasjon og derved høy CO₂-produksjon i luftetanken mente man var årsaken til at dette kunne gå uten problemer.

Håkanson et al. (1970) lanserer en såkalt kjemisk-mekanisk slambehandlingsmetode for etterfellingsanlegg uten forsedimentering, hvor de tar sikte på å unngå eventuelle problemer med slamvannet. Det biologiske og kjemiske (Al) 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 fortykning er nettopp å unngå for store mengder slamvann med høyt pH tilbake foran det biologiske trinnet. Håkanson et al. (1970) gir et regneeksempel som viser at utjevnet over døgnet vil slamvannsmengden fra sentrifugen utgjøre bare ca. 0,25% av den midlere avløpsvannmengden. For å sikre en slik jevn tilbakeføring av slamvannet fra sentrifugen har man tenkt seg en utjevningstank hvorfra vannet pumpes tilbake til anleggets innløp.

Når det gjelder innvirkning av slamvann med høyt pH på aluminiumsulfatfelling, har Scandiaconsult International (1973) en del interessante erfaringer fra sekundærfellingsanlegget i Sandviken (ca. 18 000 m³/d). Der har man kalkstabilisering av blandet mekanisk-kjemisk (Al) slam, men de tre første driftsmåneder var ikke fortykkere og sentrifuger i drift. I denne perioden uten resirkulering av slamvann opererte man med 70-85% reduksjon av BOF₇ og 85-95% reduksjon av total fosfor ved en dosering på 100-140 mg/l aluminiumsulfat. Etter at fortykkere og sentrifuger kom i drift og gav periodevis tilbakeføring av slamvann til anleggets innløp, oppstod det driftsproblemer på grunn av store pH-variasjoner i fellingstrinnet. For å oppnå tilsvarende fosforreduksjoner som tidligere måtte doseringen av aluminiumsulfat økes til 180-200 mg/l, mens BOF₇-reduksjonen fortsatt ikke kom opp på det tidligere nivå. I tillegg til å øke doseringen av aluminiumsulfat forsøkte man å redusere problemene ved å senke kalkdosen til slammet fra ca. 600 til 400 g Ca(OH)₂/kg TS. Dessuten ble slamvannet fra sentrifugen funnet å ha en slik kvalitet (SS: < 600 mg/l, KOF: ca. 2000 mg O/l, Tot-P: ca. 5 mg P/l) og kvantitet (0,5% av midlere vannføring) at det kunne sendes direkte ut i resipienten, mens slamvannet fra fortykkeren ble resirkulert ved kontrollert pumping over hele døgnet. Det nevnes også at man burde kunne senke utgiftene til fellingskjemikalier ved å benytte pH-justering med svovelsyre eller også gå over til å felle med jernklorid ved pH 8 og bruke slamvannet fra kalkstabiliseringen til pH-justering.

Morling (1975) forteller at man i juni 1973 gikk over til felling med jernklorid ved Sandviken renseanlegg. Ved dosering på 20-22 mg Fe/l har man da som årsmiddel redusert total fosfor i utløpsvannet med 25% sammenliknet med resultatene fra aluminiumsulfat-fellingen.

Sigvaldsen (1974) har gjort fellingsforsøk hvor aluminiumsulfat ble tilsett ulike blandinger av mekanisk rensed avløpsvann og slamvann fra kalkstabilisert slam. Forsøkene ble utført med "jartest"-apparat, og det ble brukt slamvann fra både septiktankslam og blandet mekanisk-kjemisk (Al) slam. Slamvannet ble produsert fra slamprøver som hadde vært lagret i henholdsvis 1 og 7 dager etter kalktilsetning. Avvanningen skjedde ved hjelp av en laboratoriesentrifuge som ble kjørt slik at det for hver

slamprøve ble produsert én slamvannskvalitet med relativt lavt innhold av suspendert stoff (ca. 500 mg/l) og én med ganske høyt innhold (ca. 5000 mg/l). En karakteristikk av de forskjellige slamvannstyper som ble brukt ved fellingsforsøkene, er gitt i tabell 3.

Tabell 3. Analyser av slamvann fra kalkstabilisert mekanisk-kjemisk (Al) slam og septiktankslam (Sigvaldsen, 1974).

Slamtype	Kalkdoserings- (gCa(OH) ₂ /kgSS)	Lag- rings- tid (dager)	SS (mg/l)	pH	Alkalitet (mekv/l)	KOF (mg/l)	KOF _{filtr} (mg/l)	Tot-P (mgP/l)	PO ₄ -P (mgP/l)
Blandet mekanisk- kjemisk (Al) slam	200	1	600 4800	9,9	12	800 3150	450 580	6,9 70	0,065 0,075
		7	620 4000	9,7	8	1320 6200	540 820	9,3 55	0,090 0,155
	400	1	400 3900	11,7	17	905 2880	500 700	6,6 -	0,075 0,120
		7	580 5800	10,6 10,7	15	1520 5900	720 860	14 120	0,080 0,115
Septiktank- slam	200	1	600 5800	11,9	32	8300 13800	4350 4480	15 60	0,410 0,430
		7	660 4200	11,4 11,5	30	8700 12600	4480 4750	20 36	1,4 1,4

Ved tilsetning av 1, 2, 5 og 10 volumprosent slamvann fra kalkstabilisert mekanisk-kjemisk (Al) slam til mekanisk rensert vann fant Sigvaldsen (1974) at den optimale dose av aluminiumsulfat økte fra ca. 130 mg/l ved felling av mekanisk rensert vann alene til mellom 180 og 280 mg/l. Den optimale dose ble bestemt utfra turbiditet og ortofosfat i supernatanten etter 30 min. sedimentering i begerglassene. Ved optimal dosering økte KOF i supernatanten fra ca. 50 mg/l uten slamvannsinnblanding til ca. 130 mg/l ved den høyeste slamvannstilsetning. Slamvannstypene med høyest innhold av KOF gav generelt sett også de høyeste KOF-verdiene etter fellingen.

Slamvannet fra kalkstabilisert septiktankslam gav enda sterkere utslag på fellingsresultatene. Det ble her brukt 5, 10 og 30% slamvannstilsetning til mekanisk rensert vann, og den optimale dose av aluminiumsulfat varierte mellom 250 og 400 mg/l, avhengig av slamvannmengden. KOF i

supernatanten varierte fra ca. 200 mg O/l ved 5% tilsetning til ca. 1200 mg O/l ved 30% tilsetning. Dette er et naturlig resultat av de høye KOF-konsentrasjonene i slamvannet fra kalkstabilisert septiktankslam (se tabell 3).

Data om slamvannskvaliteter er også gitt av Counts et al. (1974) fra deres kontinuerlige forsøk med kalkstabilisering av mekanisk og biologisk (filter) slam (se tabell 4). Slamvannet er supernatant fra sedimenteringsforsøk i målesylindre. Det ble gjort parallelle forsøk med og uten kalktilsetning. Kalkdosene var 100-200 g Ca(OH)₂/kg TS (pH > 12,0) og kontakttiden 1/2 time. Totalt tørrstoff, BOF₇ og totalt organisk karbon øker i slamvannet etter kalkbehandlingen, mens total fosfor minker. Det er ikke angitt verdier for suspendert stoff i dette slamvannet, men vanligvis vil slik supernatant ha en bedre kvalitet enn slamvannet fra kontinuerlige fortykkere og mekanisk avvanningsutstyr.

Tabell 4. Analysere av slamvann fra kalkstabilisert mekanisk og biologisk (filter) slam (Counts et al., 1974).

Parameter	Mekanisk slam		Biologisk(filter)slam		Blandet mek/biol slam	
	Uten kalk	Med kalk	Uten kalk	Med kalk	Uten kalk	Med kalk
Totalt tørrstoff (mg/l)	1000	5000-6000	1000	5000	2000-3000	6000-7000
BOF ₅ (mg O ₂ /l)	1120	2360	535-1455	1350-2460	1000-1280	1875-2450
Totalt organisk karbon (mg C/l)	775-1150	1800-2250	600-1300	1500-2375	1000-1200	2000-2600
Total fosfor (mg P/l) ^{x)}	69-118	26-42	49-134	16-20	72-92	22-33

x) Prøvene er filtrert gjennom 0,45 µm filter før analyse.

3. FORSØKSOPPLEGG OG ANALYSEMETODER

3.1 Forsøksopplegg

Mesteparten av undersøkelsene er utført i stor laboratorieskala med slamvolumer på 20 l. Det er også gjennomført én forsøksserie i pilotskala hvor slamvolumene var 250-500 l, men der hvor ikke annet angis, stammer resultatene fra førstnevnte undersøkelser. Det er gjennomført i alt 3 forsøksserier i den minste skala. I første serie ble det brukt mekanisk slam og septiktankslam, i annen serie mekanisk slam alene, men med et redusert analyseprogram. Resultatene for mekanisk slam stammer fra serie 1, hvis ikke annet er oppgitt. Serie 3 tok for seg blandet mekanisk-kjemisk slam fra sekundærfelling med aluminiumsulfat og blandet biologisk-kjemisk slam. Det biologiske slammet kom fra en langtidslufter, og det kjemiske slammet fra tilhørende etterfelling med aluminiumsulfat.

For hver slamtype ble det brukt fire parallelle enheter med 20 l slam i hver. Tre av enhetene hadde forskjellig kalkdosering mens den fjerde ikke ble tilsatt kalk (kontrollenhet). Det ble brukt analytisk ren $\text{Ca}(\text{OH})_2$ i form av 20% kalkslurry (kalkmelk). Innblanding av kalkmelken i slammet ble gjort manuelt. Slammene ble lagret innendørs i åpne beholdere ved 20 °C, og det ble bare foretatt omrøring umiddelbart før hver prøvetaking. Undersøkellesperioden varte i 28 dager, og de første prøvene ble tatt 1/2-1 time etter kalktilsetting (0 dagers lagring).

Forsøksserien i stor målestokk ble satt i gang for å produsere kalkstabilisert slam til vekstforsøk ved Norges landbrukshøgskole. Det ble her brukt mekanisk slam, blandet mekanisk-kjemisk (Al) slam og blandet mekanisk-kjemisk (Ca) slam; begge de kjemiske slamtypene fra sekundærfelling. Blandet mekanisk-kjemisk (Ca) slam ble ikke tilsatt kalk i det hele tatt, mens de to andre slamtyper ble undersøkt med kun én kalkdosering. Etter 5 dagers lagring ble det tatt ut ca. 20 l slam fra hver av de tre enheter, og resten ble avvannet til ca. 15% TS. For resten av undersøkelsesperioden ble det nå gjort parallelle pH-målinger på uavvannet og avvannet slam som ble lagret på samme måte innendørs. De øvrige analyser ble fortsatt foretatt på de uavvannede

slamprøver. Temperaturen i slammene under denne forsøksserien varierte mellom 9 og 13 °C, men for øvrig gjelder de samme forsøksbetingelser som for de andre serier. Alle slammene, unntatt septiktankslammet, ble tatt fra NIVA's forsøksstasjon på Kjeller.

I tabell 5 er det gitt en oversikt over de undersøkte slamtypers tørrstoffinnhold, kalkdoseringer, lagringstemperaturer osv.

Tabell 6 gir en sammenstilling av de endringer i suspendert stoff og flyktig suspendert stoff som ble registrert ved de ulike kalkdoseringer.

Tabell 5. Oversikt over undersøkte slamtyper m.v.

Slamtype	Suspendert stoff SS (%)	Flyktig suspendert stoff, FSS (% av SS)	Kalkdoseringer (g Ca(OH) ₂ /kg SS)	Lagringstemperatur (°C)	Forsøkskala	Forsøksserie nr.
Mekanisk slam	2,5	85,6	0;50;100 og 200	20	Stor lab.skala	1
Septiktankslam	5,2	76,1	0;50;100 og 200	20	" -"	
Mekanisk slam	3,3	75,0	0;50;100 og 200	20	" -"	
Mekanisk-kjemisk(Al)slam (SS _{Mek} :SS _{Kjem} = 1:1)	1,2	68,8	0;150;300 og 500	20	" -"	3
Biologisk-kjemisk(Al)slam (SS _{Biol} :SS _{Kjem} = 2:1)	0,8	62,3	0;200;400 og 600	20	" -"	
Mekanisk slam	2,5	78,6	150	9-13	Pilot skala	4
Mekanisk-kjemisk(Al)slam (SS _{Mek} :SS _{Kjem} = 1:1)	1,4	65,8	400	9-13	" "	
Mekanisk-kjemisk(Ca)slam (SS _{Mek} :SS _{Kjem} = 1:2)	1,8	34,6	Ingen	9-13	" "	

Tabell 6. Forandringer i innholdet av suspendert stoff og flyktig suspendert stoff ved tilsetting av ulike kalkmengder til slam.

Kalkdosering (g Ca(OH) ₂ /kg SS)	Mekanisk slam (serie 1)		Mekanisk slam (serie 2)		Mekanisk slam (serie 4)		Septiktankslam (serie 1)		Mek.-kjem.(Al)slam (serie 3)		Mek.-kjem.(Al)slam (serie 4)		Biol.-kjem.(Al) slam (serie 3)	
	SS	FSS	SS	FSS	SS	FSS	SS	FSS	SS	FSS	SS	FSS	SS	FSS
0	2,5	85,6	3,3	75,0	2,5	78,6	5,2	76,1	1,2	68,8	1,4	65,8	0,8	62,3
50	2,6	81,3	3,5	72,4			5,4	72,1						
100	3,0	78,3	3,6	68,5			5,7	69,3						
150					2,9	68,9			1,3	57,9				
200	3,5	71,2	4,1	63,0			6,3	62,2					1,0	50,5
300									1,6	51,6				
400											1,9	49,2	1,3	43,6
500									2,1	44,5				
600													1,5	40,7

Suspendert stoff (SS) er angitt i prosent.

Flyktig suspendert stoff (FSS) er angitt i prosent av SS-innholdet.

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)

Et Radiometer, type 29 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. Ved bestemmelse av pH i avvannet slam ble 75 g slamkake blandet med 150 ml destillert vann før måling (Doyle, 1967).

Suspendert stoff (SS)

Suspendert stoff i slam ble bestemt ved sentrifugering i en Sorvall Superspeed sentrifuge (type SS-1, KSB-1) i 10 min. ved ca. 19 000 x g. Prøvevolumet var 40 ml. 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.

Suspendert stoff i slamvann ble bestemt ved filtrering gjennom GF/C-filter. Prøvevolumet var vanligvis 50 ml, men varierte noe, avhengig av innholdet av suspendert stoff. Prøvene ble tørket som angitt ovenfor. Den endelige verdi var middelverdien av 2 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.

Fortykkingssegenskaper

Det ble brukt 1 liter graderte målesylindere uten omrøring. Slamvolumet ble avlest over en periode på 24 timer.

Dreneringsegenskaper

Et slams dreneringsegenskaper ble målt ved hjelp av sandfilterenheter. Disse var bygget opp av Buchner-trakter (7 cm diameter) plassert på toppen av 500 ml graderte målesylindere. Et plexiglassrør var stukket ned i hver trakt (vanntett forbindelse), og finmasket metallduk på bunnen av trakten tjente som støttesjikt for det 5 cm tykke sandlaget. Sanden hadde en effektiv kornstørrelse på 0,44 mm og en uniformitetskoeffisient på 1,23.

Hver sandfilterenhet ble fylt med 385 ml slam (10 cm påfyllingsdybde), og volumet av drenert vann ble målt over en viss tid inntil dreneringen opphørte. Sanden var på forhånd mettet med rent vann. Etter hvert forsøk ble sandlaget skiftet ut med ny sand. På toppen av hver enhet ble det plassert perforerte "hatter" av aluminiumsfolie for å gi minimal fordampning fra slammet.

Spesifikk filtrermotstand

Spesifikk filtrermotstand ble bestemt ifølge metoden til Coackley et al. (1956). 200 ml slam ble helt i en Buchner-trakt (9 cm diameter) og filtratmengden målt som funksjon av tiden ($\frac{1}{2}$ -1 min. intervaller) ved hjelp av en gradert målesylinder. Det ble brukt Whatman nr. 1 filterpapir, og den perforerte del av bunnen i Buchner-trakten ble regnet som effektivt filterareal. Filtreringen foregikk ved et konstant undertrykk på 49 kPa (0,5 kp/cm²). Dette ble produsert av en vakuumpumpe og tilført filteroppsatsen via en utjevningsflaske.

Kapillær sugetid (CST)

Det ble brukt et CST-apparat (type 92) fra Triton Electronics Ltd., England. Apparatet er spesialbygget for denne analysen, og prinsipper og anvendelsesområde er beskrevet av Baskerville et al. (1968). Prøvesylinderen med 10 mm diameter ble brukt ved alle målingene, som ble utført ved romtemperatur (20-22 °C). CST-verdiene ble derfor ikke korrigert for temperatur. Den endelige CST-verdi for en prøve ble bestemt som middelveirdien av tre parallelle målinger.

Kondisjoneringsegenskaper

For å vurdere hvor lett et slam lar seg kondisjonere før avvanning ble det brukt en metode som med visse modifikasjoner, er foreslått som internasjonal standardmetode (Gale et al., 1974). Praestol 444 K er her valgt som referanse-kjemikalium for polyelektrolyttene, mens jernklorid representerer de organiske kondisjoneringmidler. Praestol 444 K er en kationisk polymer, og siden det foreløpig ikke er valgt noen standardtype for de anioniske, ble det ved våre undersøkelser brukt forskjellige typer anioniske polymerer. Følgende polyelektrolytter ble undersøkt:

Praestol 444K	(kationisk)
Zetag 92	-"-
Hercofloc 819.2A	(anionisk)
Hercofloc 831.2A	-"-
Magnafloc 155	-"-

Metoden som er utførlig beskrevet av Gale et al. (1974), går i korthet ut på å tilsette ulike mengder kondisjoneringsmiddel til slammet, blande dette sammen på en bestemt måte og deretter utsette det flokkulerte slam for forskjellige grader av skjærpåkjønning før CST måles. Kondisjoneringsmidlet tilsettes som et konstant volum (25 ml) til slamprøvene (100 ml), slik at doseringene varieres ved å endre konsentrasjonen på polymer- (evt. jernklorid-)løsningen. For polymerer er de anbefalte doser 0; 0,125; 0,25 og 0,5% av slammets tørrstoffinnhold. Skjærpåkjønningen frembringes ved å utsette det flokkulerte slam for en kraftig omrøring (1000 omdr./min.) med en spesiell omrører, og tiden som denne omrøringen varer (10, 40 og 100 s) angir ulike skjærpåkjønninger.

Coliforme bakterier

Slamprøvene ble først homogenisert i ca. 2 min. med Ultra-Turrax TP 18/2 ved 20 000 omdr./min. 10 ml av hver slamprøve ble så blandet med 90 ml P-buffer, og ytterligere fortynninger ble laget derfra. Fra de ønskede fortynninger ble det tatt ut 1 ml prøvevolum som ble overført til petri-skåler (diameter 9 cm), hvoretter prøven ble støpt inn med ca. 13 ml av det aktuelle agarmedium.

Medium: Rødfiolett galleagar (RVG, Difco-Bacto).

Inkubasjonsbetingelse: 1 døgn ved 37 °C.

Alle røde kolonier telles.

Termostabile coliforme bakterier

Preparering: Som for coliforme.

Medium: " " "

Inkubasjonsbetingelser: 1 døgn ved 44 °C.

Alle røde kolonier telles.

Fækale streptococcer

Preparering: Som for coliforme.

Medium: M-Enterococcus agar.

Inkubasjonsbetingelser: 2 døgn ved 37 °C.

Alle røde og brunrøde kolonier telles.

Anaerobe sporedannere (*Clostridium perfringens*)

Preparering: Som for coliforme med unntak av at innstøpningen skjedde i store reagensrør i stedet for i petriskåler, og at man brukte 50 ml agar + 49 ml dest. vann for innstøpning.

Medium: Wilson & Blair's jernsulfittagar.

Inkubasjonsbetingelser: 1 døgn ved 44 °C i anaerob atmosfære.

Alle svarte kolonier telles.

4. FØRSØKSRESULTATER OG DISKUSJON

4.1 Forandring av pH i kalkstabilisert slam

Tidligere undersøkelser ved NIVA (Paulsrud, 1973) har klarlagt hvilke kalkdoseringer som er nødvendige for ulike slamtyper for å opprettholde en høy pH ved lagring. Eikum et al. (1974a) gjennomgår en rekke parametre som forandres ved kalkstabilisering og konkluderer med at pH er en brukbar parameter for å vurdere stabiliteten av slam fra kalkstabilisering. Det angis også som en definisjon at slam fra en kalkstabiliseringsenhet skal holde pH over 11 i 14 dager ved lagring innendørs i åpen beholder ved 20 °C.

I denne undersøkelse er pH brukt som en referanseparameter, dvs. enhver annen parameter som ble målt, kan knyttes til en bestemt pH-verdi i slamm. Forandring av pH med lagringstid og kalkdosering er vist i fig. 1-5 for de slamtyper som ble undersøkt i laboratorieskala. De to høyeste kalkdosene for alle slammene unntatt mekanisk slam gir her et stabilt slam ifølge definisjonen ovenfor.

Fig. 6 viser tilsvarende pH-kurver for slammene som ble undersøkt i pilotskala. Det er her bare én kalkdosering for hver slamtype. Blandingen av mekanisk slam og kalkslam fra sekundærfelling (1:2 på tørrstoffbasis) opprettholdt en tilnærmet konstant pH-verdi over lagringsperioden, selv om initial-pH (pH umiddelbart etter blanding av de to slamtyper) bare var 9,8. Dette stemmer med tidligere undersøkelser i laboratorieskala (Paulsrud et al., 1975). Dette at pH ikke synker igjen ved så lav opprinnelig pH-verdi, gjelder bare når kalkslam blandes med ubehandlet slam og ikke ved bruk av vanlig kalk. Årsaken til dette er muligens kalkslammets innhold av slike kalsiumforbindelser (f.eks. bundet til slampartikler) som ikke bidrar til en umiddelbar pH-økning, men som ved lagring etter hvert avspalter hydroksylioner og derved virker en pH-senkning.

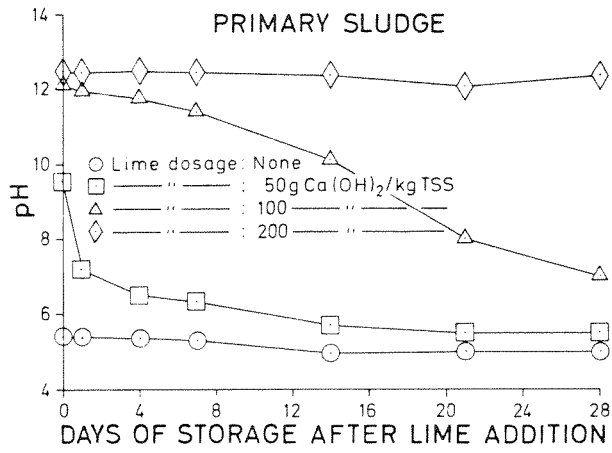


Fig. 1. Forandring av pH med lagringstid og kalkdosering - Mekanisk slam (forsøksserie 1).

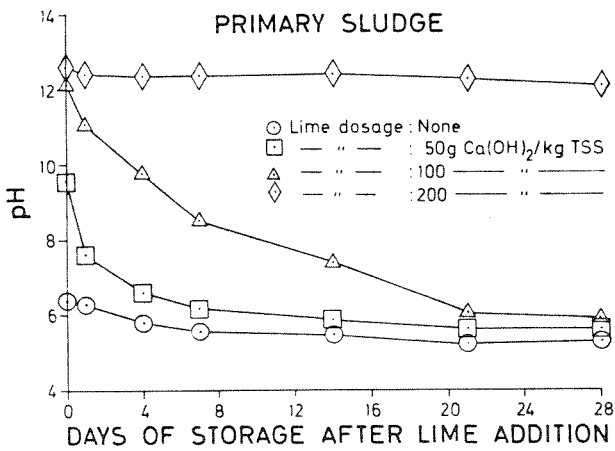


Fig. 2 Forandring av pH med lagringstid og kalkdosering - Mekanisk slam (forsøksserie 2).

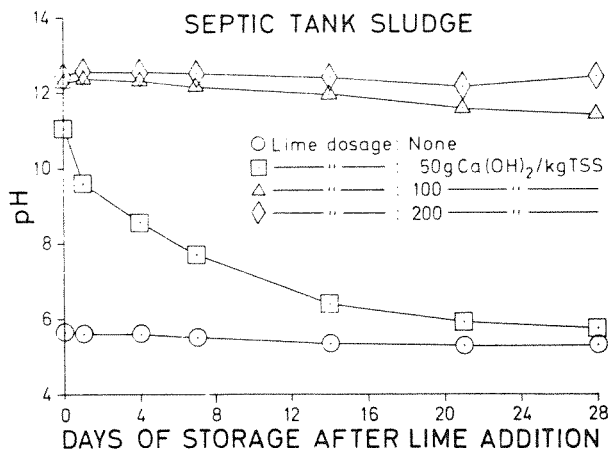


Fig. 3. Forandring av pH med lagringstid og kalkdosering - Septiktankslam.

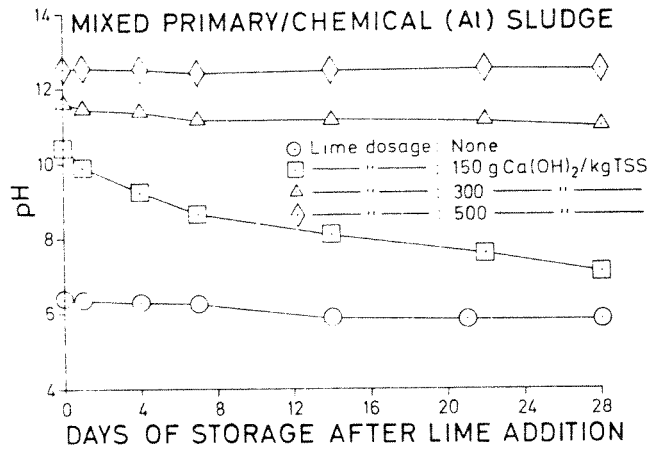


Fig. 4. Forandring av pH med lagringstid og kalkdosering - Mekanisk-kjemisk (Al) slam.

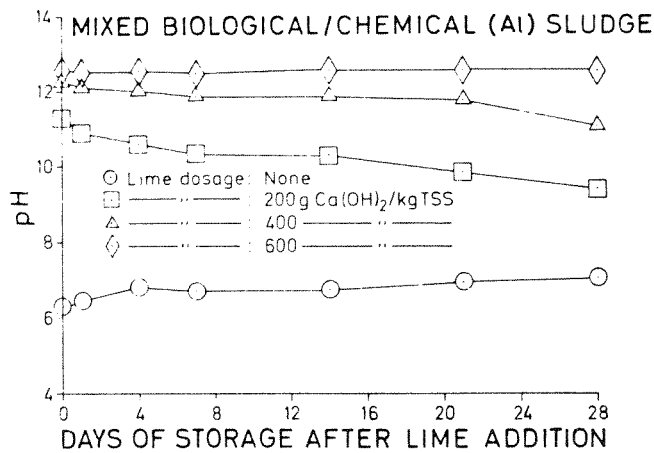


Fig. 5. Forandring av pH med lagringstid og kalkdosering - Biologisk-kjemisk (Al) slam.

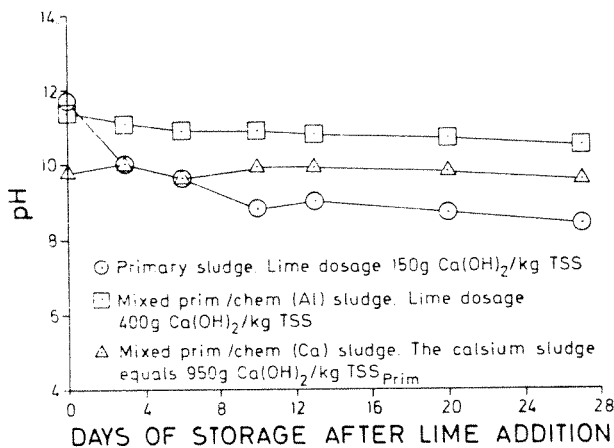


Fig. 6. Forandring av pH med lagringstid - Mekanisk slam, mekanisk-kjemisk (Al) slam, Mekanisk-kjemisk (Ca) slam. (Pilotforsøk).

Ved forsøkene i pilotskala ble mesteparten av slamvolumene avvannet etter 5 dagers lagring. Deretter ble det utført parallelle pH-målinger i avvannet og uavvannet slam, og resultatene fra disse er gjengitt i tabell 7.

Tabell 7. Sammenlikning av pH-senkning i avvannet og uavvannet kalkstabilisert slam.

Lagringstid innendørs ved 9-13 °C (dager)	pH					
	Mekanisk slam		Mek-kjem. (Al) slam		Mek-kjem. (Ca) slam	
	Uavvannet	Avvannet	Uavvannet	Avvannet	Uavvannet	Avvannet
0	11,70	-	11,40	-	9,80	-
3	10,00	-	11,10	-	10,00	-
6	9,60	9,00	10,90	10,35	9,60	9,80
10	8,80	8,90	10,90	10,40	9,90	9,65
13	9,00	8,85	10,80	10,25	9,90	9,70
20	8,70	8,75	10,70	9,95	9,80	9,70
27	8,40	8,40	10,50	10,20	9,60	9,50

Disse resultater viser at det har ingen betydning for pH-verdien i kalkstabilisert slam om slammet lagres i våt form (1,4-4,8% TS) eller avvannet til ca. 15% TS, under de gitte lagringsforhold.

4.2 Kalkstabilisert slams fortykkings- og avvanningsegenskaper

Det finnes i dag et svært begrenset antall laboratoriemetoder som kan brukes direkte for dimensjonering av fortykkings- og avvanningenheter. For dimensjonering av fullskala-enheter bruker man derfor som oftest erfaringsmateriale fra tilsvarende utstyr eller også data fra forsøk i halvteknisk og teknisk målestokk under de aktuelle forhold. Laboratoriemetodene kan imidlertid med fordel benyttes for å sammenlikne ulike slamkvaliteteters fortykkings- og avvanningsegenskaper. Resultatene fra de laboratoriemetoder som har vært anvendt ved våre undersøkelser, vil da også bli brukt til dette formål.

4.2.1 Fortykkingsegenskaper

Fortykkingsforsøk i 1 liters målesylindere uten omrøring ble utført umiddelbart etter kalkinnblanding (0 dagers lagring). Resultatene er vist i fig. 7. Det er av størst interesse her å se på effekten av forskjellige kalkdoseringer til de ulike slamtyper.

For mekanisk slam ser man at kalktilsettingen har hatt minimal innvirkning på fortykkingsforløpet. Effekten av kalkdosering er også liten for septiktankslammet, men her er det likevel en tendens til at økt kalkdosering gir redusert sedimenteringshastighet for slammet.

Mekanisk-kjemisk slam viser derimot en klar økning i sedimenteringshastigheten ved økende kalkdosering, og det samme kan sies om biologisk-kjemisk slam. For de høyeste kalkdoser er slamvolumene etter 24 timers sedimentering imidlertid de samme eller høyere enn for de lavere doser. Dette skyldes sannsynligvis økningen i SS-innholdet som kalktilsetningene medfører (se tabell 6, side 27).

På grunnlag av de undersøkte slamprøver ser det ut til at fortykkingsegenskapene til mekanisk slam og septiktankslam ikke forbedres ved kalkdoseringer i det område som er aktuelt for stabilisering. For mekanisk-kjemisk (A1) slam og biologisk-kjemisk (A1) slam vil imidlertid de aktuelle kalkdoseringer gi en betydelig forbedring av fortykkingsegenskapene.

4.2.2 Avvanningsegenskaper

For å vurdere filtreringsegenskapene til kalkstabilisert slam ble det målt spesifikk filtrermotstand og kapillær sugetid (CST). I tillegg ble dreneringsegenskapene undersøkt ved hjelp av sandfilterenheter (se pkt. 3.2, side 28). Laboratoriemetoder for å vurdere slams sentrifugerbarhet er foreløpig dårlig utviklet og ble derfor ikke tatt med i undersøkelsene.

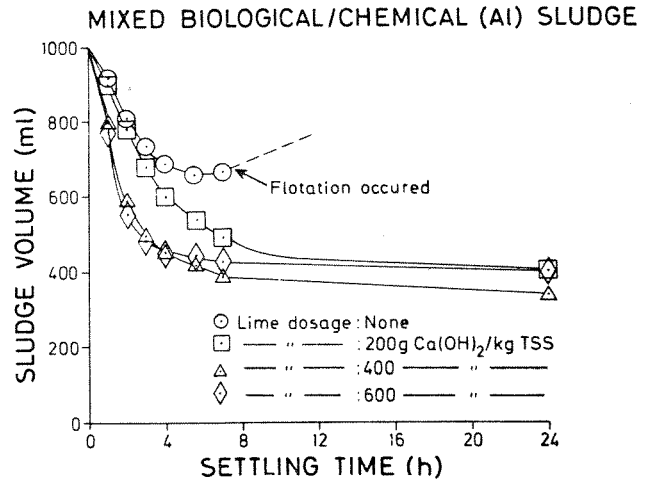
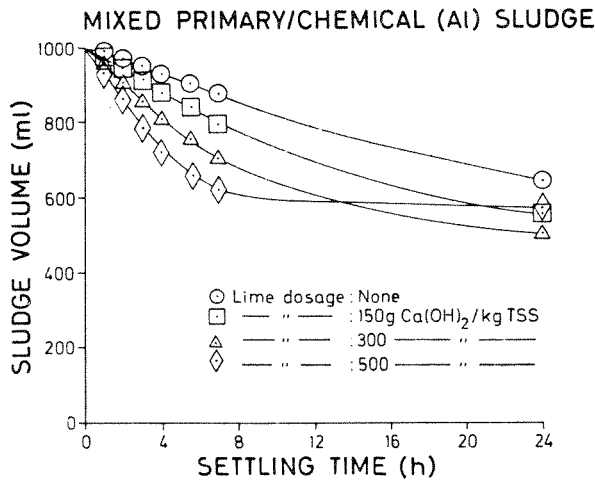
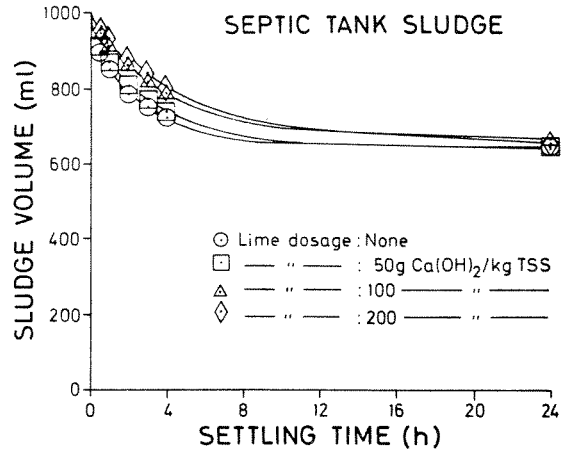
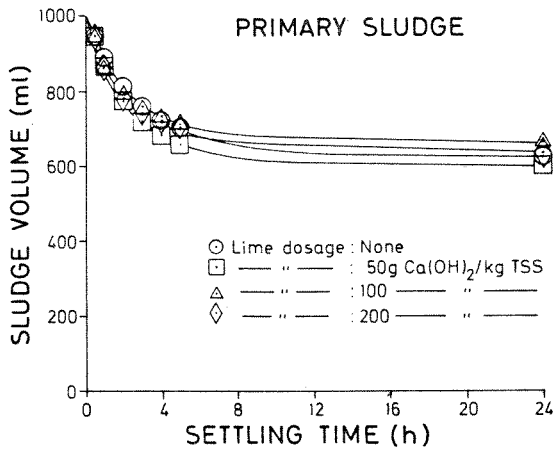


Fig. 7. Fortykking av kalkstabilisert slam i 1 liters målesylindre.

Spesifikk filtrermotstand kan brukes for dimensjonering av vakuumfiltre (Gale et al., 1970a; Gale, 1971a) og med noe større usikkerhet også av filterpresser (Swanwick, 1972). For øvrig anses parameteren generelt å være brukbar for sammenlikning av ulike slamkvaliteter med tanke på avvanning ved filtrering. I fig. 8-12 er det vist innvirkningen av ulike kalkdoseringer og lagringstider på spesifikk filtrermotstand for ulike slamtyper.

Mekanisk slam (fig. 8 og 9) hadde en gradvis økning i spesifikk filtermotstand med økende lagringstid for de prøver som ikke var tilsatt kalk og de som hadde den laveste kalkdosen ($50 \text{ g Ca(OH)}_2/\text{kg SS}$). I serie 2 fikk man tilsvarende resultater også for dosen på $100 \text{ g Ca(OH)}_2/\text{kg SS}$. Imidlertid gav $200 \text{ g Ca(OH)}_2/\text{kg SS}$ stabile filtreringsegenskaper for hele lagringsperioden. Septiktankslammet (fig. 10) viser nesten de samme forløp, men her forverres ikke filtreringsegenskapene ved lagring av det ubehandlede slam. For blandslammene (fig. 11 og 12) er forholdene igjen omtrent som for mekanisk slam. På basis av disse resultater samt pH-kurvene i fig. 1-5 (side 33 og 34) kan man generelt si at de kalkdoseringer som ikke gir pH-senkning under lagring, heller ikke vil gi noen økning i spesifikk filtrermotstand. Det at filtreringsegenskapene forverres for slam som går i forråtnelse ved lagring under anaerobe forhold, er tidligere påvist av bl.a. Schürholz (1969) og Eikum et al. (1974b).

Fig. 8-12 viser generelt at økte kalkdoseringer gir bedre filtreringsegenskaper. Denne kondisjoneringseffekt er påvist ved tidligere undersøkelser (Webb, 1974), men problemet er ofte at kalktilsetning alene ikke kan gi en tilfredsstillende kondisjonering før avvanning. Gale et al. (1967) angir at et slams spesifikke filtrermotstand må reduseres til under $4 \cdot 10^{-12} \text{ m/kg}$ for å gi gode resultater ved avvanning med vakuumfiltre og filterpresser. Denne grenseverdi er senere redusert til 10^{-12} m/kg idet man har tatt hensyn til ønske om raskere avvanning (Gale, 1968; Gale, 1971b). Overført til våre undersøkelser ser man at det kun er mekanisk-kjemisk og biologisk-kjemisk slam som ved de høyeste kalkdoseringer (h.h.v. 500 og $600 \text{ g Ca(OH)}_2/\text{kg SS}$) tilfredsstiller dette krav. Disse kalkdoser er imidlertid unødvendig høye ut fra et stabiliserings synspunkt (se pH-kurvene side 33 og 34).

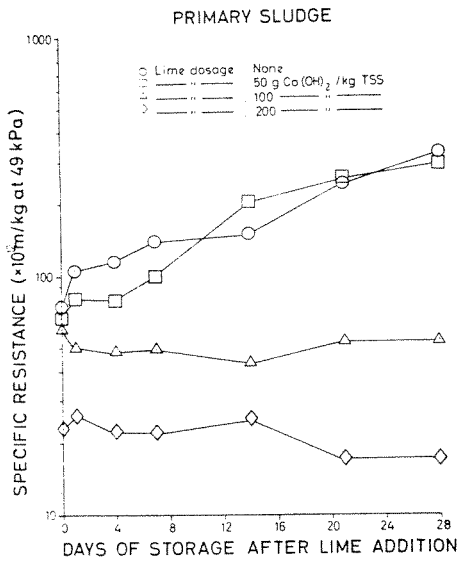


Fig. 8. Forandring av spesifikk filtrermotstand med lagringstid og kalkdosering - Mekanisk slam (forsøksserie 1)

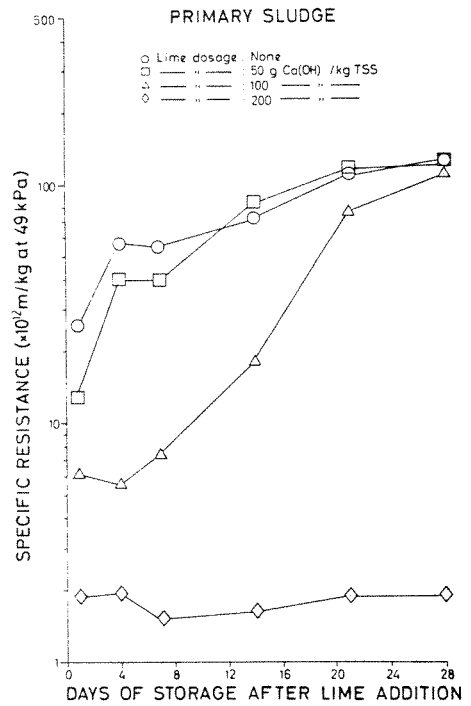


Fig. 9. Forandring av spesifikk filtrermotstand med lagringstid og kalkdosering - Mekanisk slam (forsøksserie 2)

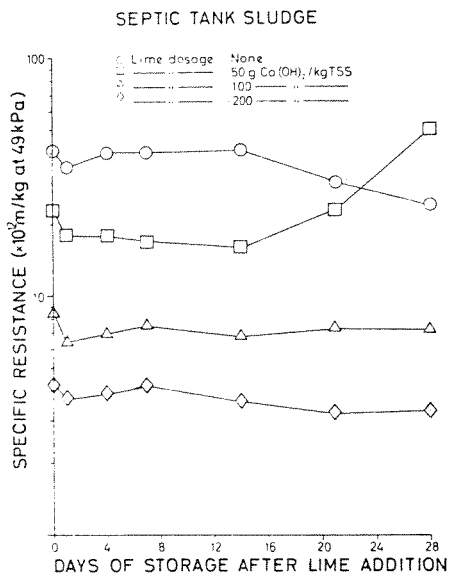


Fig. 10. Forandring av spesifikk filtrermotstand med lagringstid og kalkdosering - Septiktankslam.

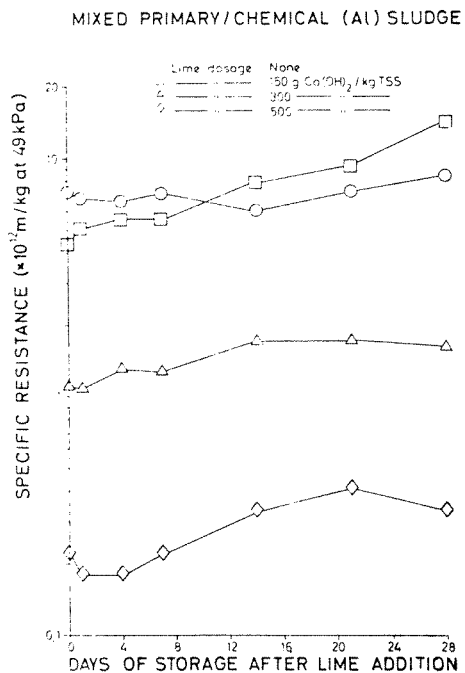


Fig. 11. Forandring av spesifikk filtrermotstand med lagringstid og kalkdosering - Mekanisk-kjemisk (A1) slam.

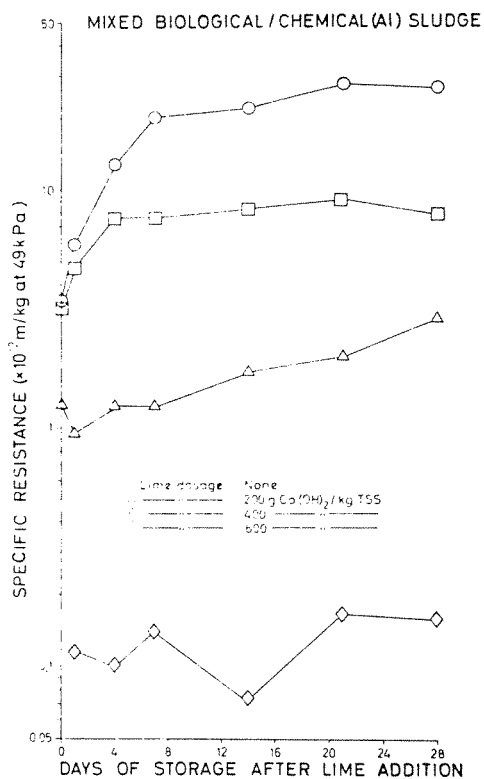


Fig. 12. Forandring av spesifikk filtrermotstand med lagringstid og kalkdosering - Biologisk-kjemisk (A1) slam.

Dette vil med andre ord si at for de undersøkte slamtyper vil de aktuelle kalkdoseringer for stabilisering ikke gi tilstrekkelig kondisjonering av slammet før filtrering. En må derfor regne med å tilsette høyere kalkdoser, eller også i tillegg bruke polymerer eller jernsalter for å oppnå tilfredsstillende filtreringsresultater.

Kapillær sugetid (CST) ble målt parallelt med spesifikk filtrermotstand for å kunne vurdere verdien av CST-målinger ved forskjellig bruk. Fordelen med CST-målingene er at de er relativt raske, og at man får resultatene med én gang uten beregninger. Metodens begrensning er først og fremst at resultatene er helt avhengig av slammets tørrstoffinnhold. En direkte sammenlikning av CST-verdier for slam med ulike tørrstoffkonsentrasjon bør derfor ikke gjøres. De små prøvevolum (ca. 5 ml) byr også på problemer når en arbeider med slam som inneholder store "klumper" (f.eks. mekanisk slam og septiktankslam).

Resultater fra CST-målingene er gjengitt i fig. 13-17. Ved sammenlikning med de tilsvarende kurver for spesifikk filtrermotstand (fig. 8-12) ser man at forandringen i CST med lagringstiden har de samme forløp som spesifikk filtrermotstand. Det innbyrdes forhold mellom kurvene for ulike kalkdoseringer er imidlertid noe forskjellig, spesielt for mekanisk slam og septiktankslam. Dette skyldes sannsynligvis forskjellene i tørrstoffinnhold på grunn av de ulike kalkdosene (se tabell 6, side 27).

På basis av CST-målinger alene vil det altså ikke være mulig å si om et slam har tilstrekkelig gode filtreringsegenskaper. Dersom man i tillegg kjenner slammets tørrstoffinnhold, kan man imidlertid med en viss sikkerhet bestemme spesifikk filtrermotstand ut fra empiriske sammenhenger (Gale, 1971b; Eikum et al. 1974b). For øvrig er det ved vurdering av ulike kondisjoneringsmidler for slam at CST-målingene har sin største nytte. Dette vil bli nærmere omtalt under pkt. 4.2.3, s. 47.

Resultatene fra dreneringsforsøkene med kalkstabilisert slam ble først fremstilt som dreneringskurver for de ulike slamtyper, kalkdoseringer og lagringstider.

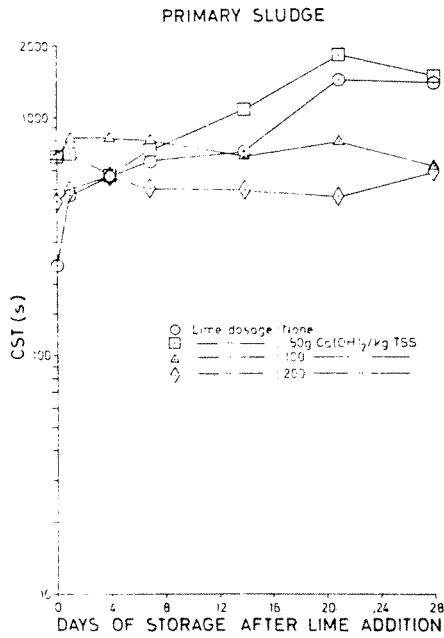


Fig. 13. Forandring av CST med lagringstid og kalkdosering - Mekanisk slam (forsøksserie 1).

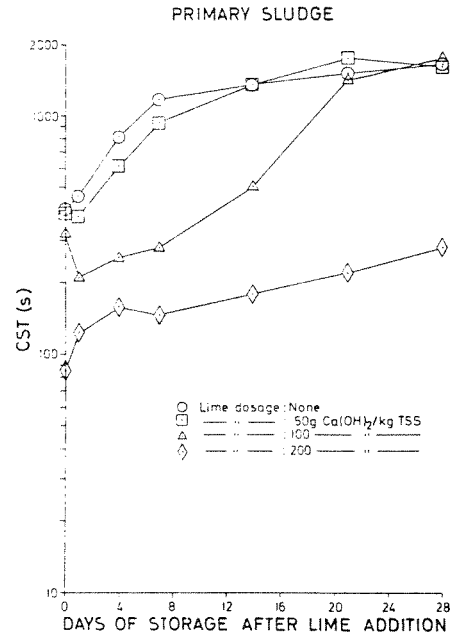


Fig. 14. Forandring av CST med lagringstid og kalkdosering - Mekanisk slam (forsøksserie 2).

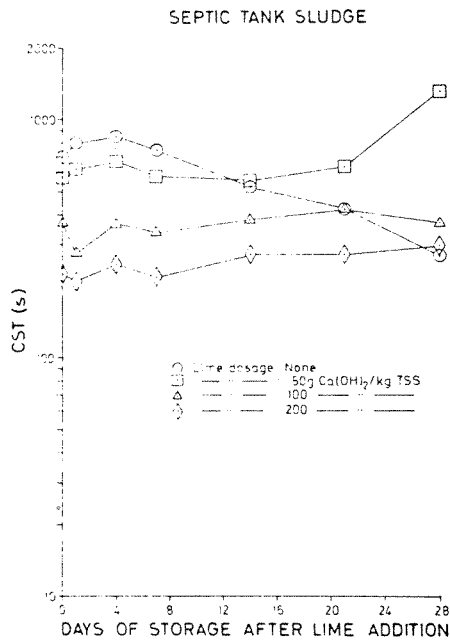


Fig. 15. Forandring av CST med lagringstid og kalkdosering - Septiktankslam.

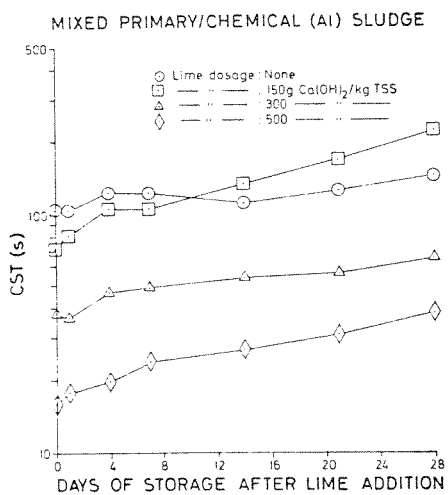


Fig. 16. Forandring av CST med lagringstid og kalkdosering - Mekanisk-kjemisk (Al) slam.

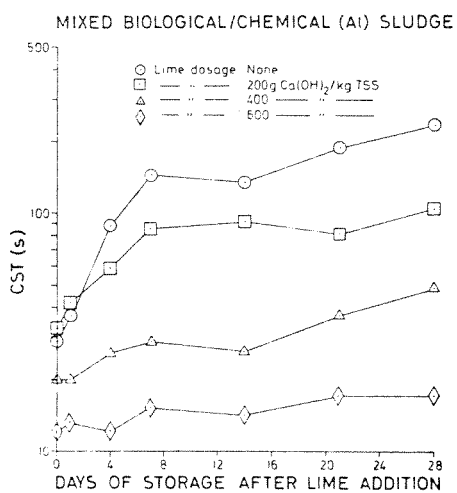


Fig. 17. Forandring av CST med lagringstid og kalkdosering - Biologisk-kjemisk (Al) slam.

Et eksempel på disse er vist i fig. 18 for mekanisk-kjemisk slam umiddelbart etter kalktilsetning. Fra dreneringskurvene kunne man så bestemme to parametre som er av interesse ved ren gravitasjonsavvanning: Dreneringshastigheten og total mengde drenert vann.

Dreneringshastigheten vil som det fremgår av fig. 18, variere mye over dreneringsperioden. For å få sammenliknbare verdier ble det derfor brukt en midlere hastighet, representert ved den tilnærmet rettlinjete del av dreneringskurven. Variasjonene i dreneringshastighet med kalkdosering og lagringstid er vist i fig. 19. For mekanisk-kjemisk slam har man en økning i dreneringshastigheten med økende kalkdosering, men effekten av kalktilsetningen avtar med lagringstiden, selv for den høyeste kalkdosen (500 g Ca(OH)_2 /kg SS). Det biologisk-kjemiske slam viser en tilsvarende sammenheng mellom dreneringshastighet og kalkdosering. Her reduseres imidlertid dreneringshastigheten enda kraftigere ved lagring, unntatt for den høyeste kalkdosen (600 g Ca(OH)_2 /kg SS), som gir tilnærmet konstant hastighet over perioden. For mekanisk slam og septiktankslam ble bestemmelsen av midlere dreneringshastighet svært usikker på grunn av få avlesninger i begynnelsen av dreneringsperioden, og resultatene er derfor ikke tatt med her.

Den totale vannmengde som ble drenert ut av de ulike slamprøver, er fremstilt i fig. 20. Dette volum er angitt i prosent av det opprinnelige slamvolum som var likt ved samtlige forsøk (385 ml). For alle slamtyper og kalkdoseringer er variasjonen i det drenerte volum svært liten i løpet av lagringsperioden. Mekanisk slam og septiktankslam viser imidlertid en svak tendens til at lengre lagringstider gir større mengder drenert vann for ubehandlet slam og for slam tilsatt den laveste kalkdosering (50 g Ca(OH)_2 /kg SS).

For å vurdere effekten av ulike kalkdoseringer må man ta hensyn til de forskjellige tørrstoffinnhold i slammet før drenering. Dette kan f.eks. gjøres ved å sammenlikne tørrstoffinnholdet i slamkaken etter at dreneringen har opphørt.

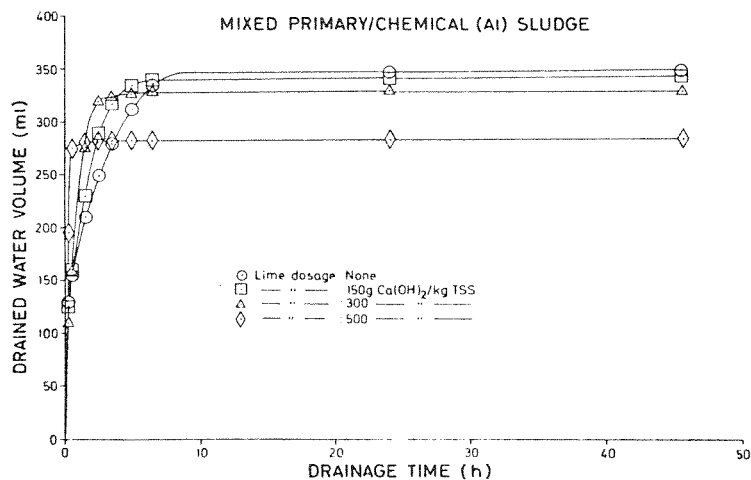


Fig. 18. Dreneringskurver - Mekanisk-kjemisk (Al) slam.

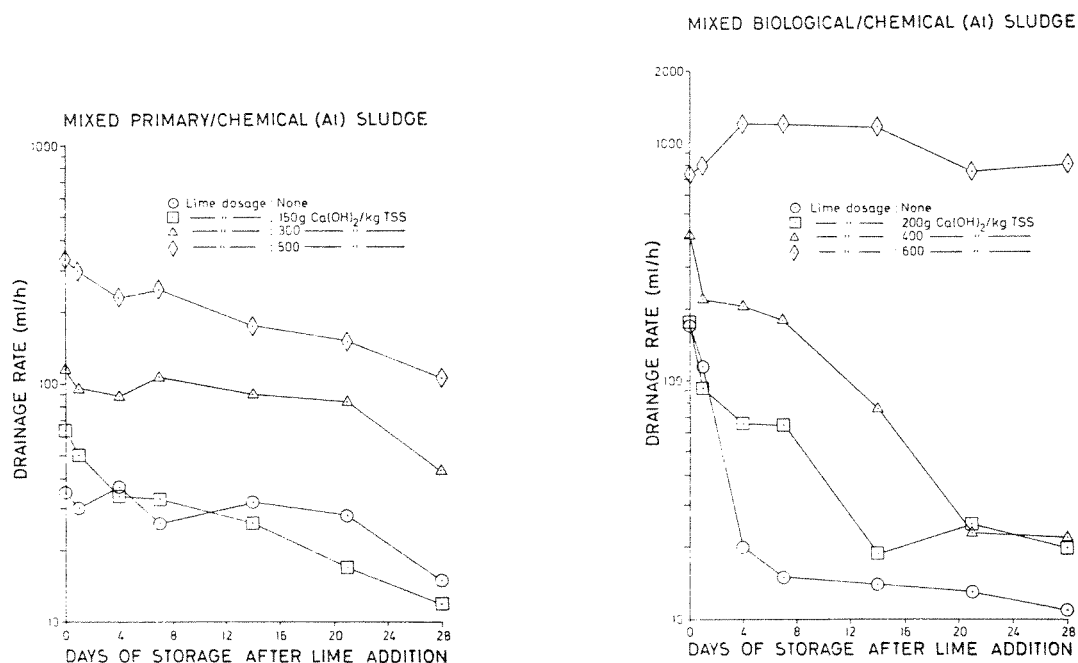


Fig. 19. Forandring av dreneringshastighet med lagringstid og kalkdosering - Mekanisk-kjemisk (Al) slam og biologisk-kjemisk (Al) slam.

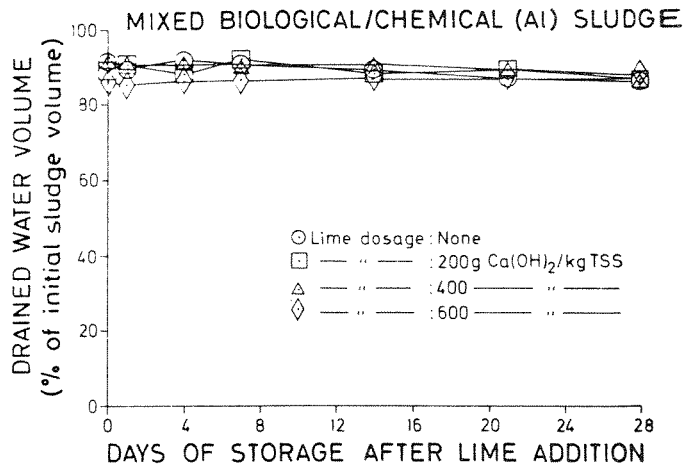
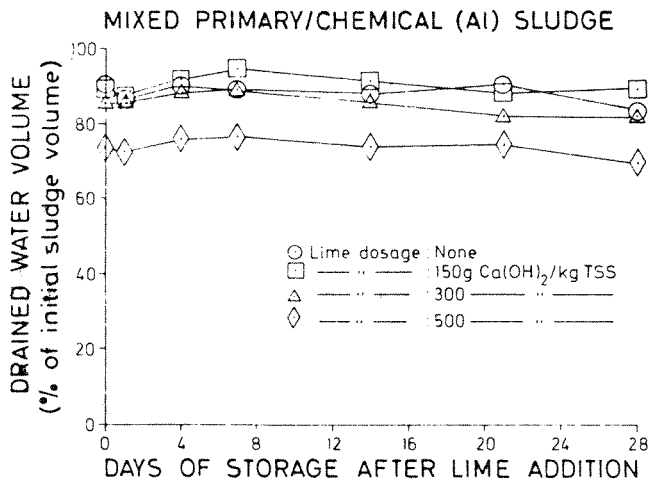
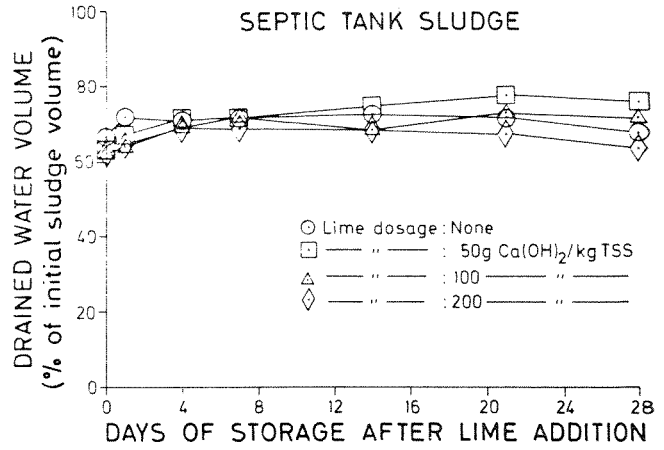
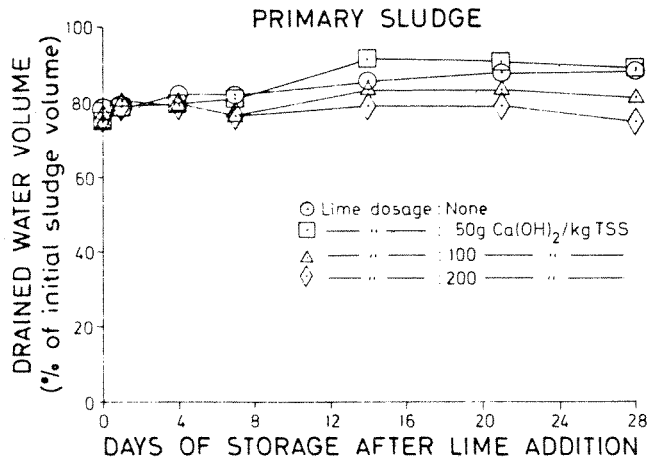


Fig. 20. Forandring i prosent drenert volum med lagringstid og kalkdosering.

I dette tilfelle ble slamkakens TS-innhold beregnet ut fra opprinnelig TS-innhold og mengde vann som var drenert ut av slammet:

$$A = \frac{100 B}{100 - C}$$

A = beregnet TS-innhold i slamkake (%)

B = TS-innhold i slammet før drenering (%)

C = Drenert vannmengde (% av opprinnelig slamvolum),

Resultatene er vist i fig. 21. For alle slamtyper unntatt biologisk-kjemisk slam er det en generell tendens til at den laveste kalkdose gir de høyeste TS-innhold i slamkaken, spesielt ved lagring lengre enn en uke. Den nest høyeste dose (400 g Ca(OH)₂/kg SS) gir best resultater for biologisk-kjemisk slam. Det er ellers verdt å notere seg de høyere tørrstoffinnhold i slamkakene fra mekanisk slam og septiktankslam enn fra de to kjemiske slamtypene.

4.2.3 Kondisjonering av kalkstabilisert slam

Verdiene for spesifikk filtrermotstand (se pkt. 4.2.2) viste at de aktuelle kalkdoseringer ikke gav tilfredsstillende kondisjonering av de undersøkte slamtyper. Hensikten med kondisjoneringsforsøkene har derfor vært å se hvordan ulike kalkdoseringer og lagringstider vil innvirke på mulighetene for en ytterligere kondisjonering med polyelektrolytter. Det har ikke vært gjort noen forsøk på å finne den beste type polyelektrolytt for de ulike slamkvaliteter.

Metoden som ble benyttet, er omtalt under pkt. 3.2, side 29.

De anioniske polyelektrolytter ble tatt med i tillegg til standard polyelektrolytten (Praestol 444 K) fordi tidligere undersøkelser (Webb, 1974) har vist at disse er spesielt egnet i kombinasjon med kalk, i hvert fall når de kan tilsettes før kalken.

Ved fullskala avvanningsanlegg vil det kondisjonerte slam bli utsatt for ulike grader av skjærpåkjønning før selve avvanningen finner sted. Dette må man ta hensyn til ved kondisjoneringsforsøk i laboratoriet, og det er nettopp det som er hensikten ved å bruke ulike omrøringstider under standardiserte forhold. Gale (1971b) fant f.eks. at 10 s omrøring simulerte forholdene ved et spesielt filterpresseanlegg, mens

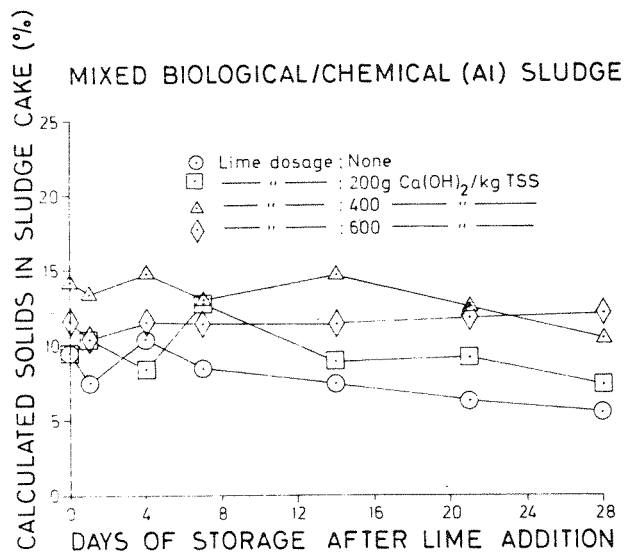
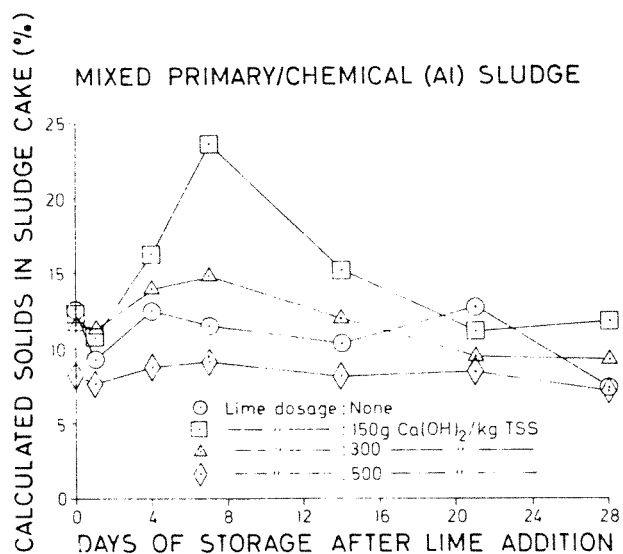
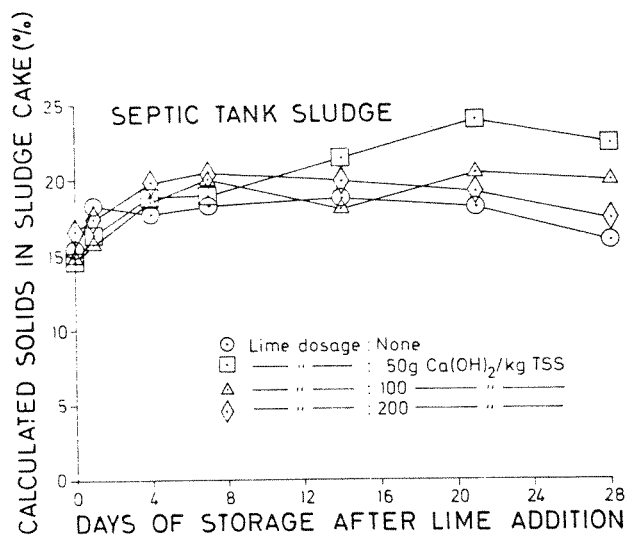
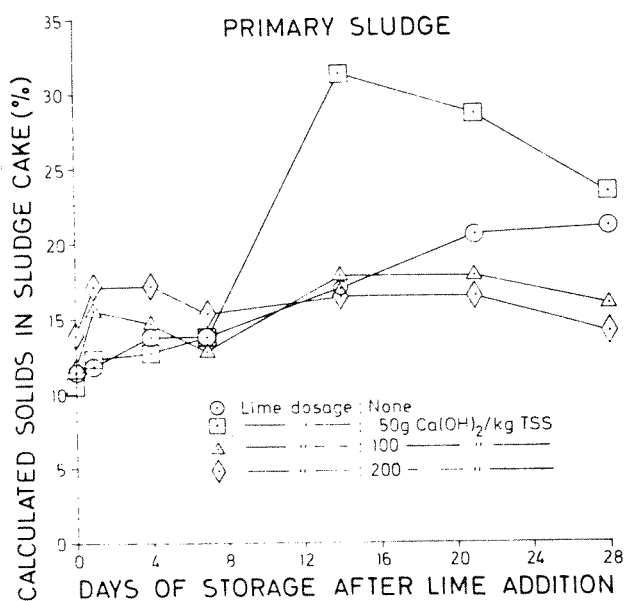


Fig. 21. Forandring av TS-innhold i slamkake med lagringstid og kalkdosering.

Swanwick (1974) sier at fnokknedbrytninger ved de fleste filterinstallasjoner kan simuleres ved omrøringsstider opp til 30 s. Når det gjelder sentrifuger, mener Swanwick (1974) at det kan være aktuelt å bruke omrøringsstider på 5 min. eller mer, men dette er foreløpig ikke verifisert.

Resultatene fra kondisjoneringforsøkene er sammenstilt i tabellene 8, 9, 10 og 11. Det er her ikke tatt med CST-verdiene før elektrolytttilsetning siden disse ble målt uten forutgående skjærpåkjønning. Dessuten ble alle slamtypene fortynt 25% ved polymertilsetningen, og også av den grunn bør ikke CST-verdiene før og etter kondisjonering sammenliknes direkte.

Ved vurderingen av resultatene må man se på både selve CST-verdiene og den relative forandring i CST-verdiene med økende skjærpåkjønning. På grunn av tørrstoffinnholdets innvirkning på CST vil det være galt å bruke en bestemt CST-verdi ved en gitt skjærpåkjønning som generell grense for tilfredsstillende kondisjonering. Stort sett kan man imidlertid si at et slam bør kondisjoneres slik at CST ligger mellom 10 og 20 s etter en skjærpåkjønning tilsvarende 10 s omrøringsstid (forutsatt bruk av prøvesylinder med 10 mm diameter). I tillegg bør økningen i CST ved økende skjærpåkjønninger være liten, dvs. at det kondisjonerte slam kan tåle en viss behandling uten at avvanningsegenskapene reduseres vesentlig. Ved høye polyelektrolytt-doser får man ofte lavere CST-verdier ved økende skjærpåkjønninger innenfor det området som er brukt her. Dette betyr bare at polyelektrolytten da trenger så sterk omrøring for å gi optimale resultater.

Tabell 8 viser de mer sporadiske undersøkelser som ble gjort med mekanisk slam og septiktankslam i forsøksserie 1. Mekanisk slam som har vært lagret i 5 dager etter kalktilsetting, ser ut til å trenge økende doser med kationisk polymer ved økende kalktilsetting. Ved den høyeste kalkdosen (200 g Ca(OH)_2 /kg SS) trenger man 1% (10 g/kg SS) Praestol 444 K for å oppnå tilfredsstillende kondisjonering, mens man ved den laveste kalkdosen (50 g Ca(OH)_2 /kg SS) bare behøver 0,25% tilsetting.

Tabell 8. Kondisjonering av kalkstabilisert mekanisk slam og septiktankslam (forsøksserie 1).

Kalk dosering (% Ca(OH) ₂ pr. kg SS)	Type polyelektrolytt	Polyelektrolytt-dosering (% av SS)	Mekanisk slam (serie 1)						Septiktankslam		
			CST (s)								
			Tid etter kalkdosering (dager)								
			5			12			6		
			Omrøringsstid (s)								
10	40	100	10	40	100	10	40	100			
0	Fraestol 444K	0,125	23,0	42,7							
	" "	0,25	10,7	14,5			10,8	16,0	23,1		
	" "	0,5	10,9	8,9			18,0	9,1	11,7		
	" "	1,0	28,5	19,8			40,5	21,4	12,2		
50	Fraestol 444K	0,125	14,5	29,0							
	" "	0,25	7,8	11,4			13,2	15,1			
	" "	0,5	14,6	10,3			9,6	9,8			
	" "	1,0	30,9	18,7			34,0	16,1			
100	Fraestol 444K	0,125	278	410							
	" "	0,25	70,7	287			29,0	63,6			
	" "	0,5	17,7	21,9			13,3	19,0			
	" "	1,0	10,2	11,7			10,0	11,4			
200	Fraestol 444K	0,125	157	218							
	" "	0,25	86,6	134		91,0	193	19,0	35,6		
	" "	0,5	20,1	80,2		39,4	122	11,9	14,7		
	" "	1,0	12,4	15,0		14,2	16,4	8,2	11,9		
	Hercofloc 831.2A	0,125				411					
	" "	0,25				206					
	" "	0,5				284	442				
	" "	1,0				893	767				
	Magnafloc 155	0,25				876					
	"	1,0				1130					

Tabell 11. Kondisjonering av kalkstabilisert biologisk-kjemisk (Al) slam.

Kalk- dosering i g Ca(OH) ₂ (% av SS)	Type poly- elektrolytt	Polyelekt- rolytt- dosering (% av SS)	Tid etter kalkdosering (dager)																							
			0			1			4			7			14			21			28					
			10	40	100	10	40	100	10	40	100	10	40	100	10	40	100	10	40	100	10	40	100			
0	Præstol 44K	0,125	16,5	23,1	33,5	15,1	53,2	83,2	66,3	107	128															
	"	0,25	10,2	10,8	17,8	8,4	16,4	32,1	24,4	71,5	112															
	"	0,5	10,8	10,8	9,7	10,2	10,1	21,2		22,7	68,2															
	Magnafloc 155	0,125							14,0	41,9	105	14,2	20,3	53,7	12,7	20,1	58,9	14,1	24,3	68,7	18,3	65,7	206			
	"	0,25							13,7	11,5	27,7	23,9	15,2	20,9	16,5	14,0	21,3	20,9	15,8	22,3	18,3	14,4	42,6			
200	Præstol 44K	0,125	16,0	23,3	28,8	21,7	25,1	40,8	14,8	14,7	26,2															
	"	0,25	11,7	15,8	32,5	11,5	14,6	28,3	11,9	12,0	21,2															
	"	0,5	9,5	9,3	11,1	11,8	11,7	20,1	14,4	14,5	16,6															
	Magnafloc 155	0,125							34,9	32,6	51,5															
	"	0,25							39,2	43,4	48,7															
400	Præstol 44K	0,125	10,1	10,2	13,7	11,6	12,4	14,3	13,5	13,4	16,5															
	"	0,25	9,8	9,3	12,1	11,3	9,7	11,4	12,5	10,8	12,0															
	"	0,5	8,5	9,4	10,6	8,4	9,2	13,7	7,9	7,4	9,9															
	Magnafloc 155	0,125							48,7	45,0	47,5															
	"	0,25							66,8	69,6	67,1															
600	Præstol 44K	0,125	12,8	13,6	13,7	11,1	14,4	13,2	13,2	15,5	16,2															
	"	0,25							16,0	15,7	18,2															
	"	0,5							119	118	143															
	Magnafloc 155	0,125							16,0	15,7	18,2															
	"	0,25							15,7	15,3	17,5															

Etter 12 dagers lagring har man enda ugunstigere forhold ved den høyeste kalkdosen, og et forsøk på å bruke anioniske polyelektrolytter (Hercofloc 831.2A og Magnafloc 155) var fullstendig mislykket. Septiktankslammet etter 6 dagers lagring viser noenlunde den samme tendens som mekanisk slam, idet nødvendig polyelektrolyttforbruk øker fra 0,25% til 0,5-1% ved økende kalktilsetting.

I forsøksserie 2 ble det gjort en mer omfattende undersøkelse vedrørende kondisjonering av kalkstabilisert mekanisk slam (se tabell 9). Ved bruk av Praestol 444 K ser man at umiddelbart etter kalktilsetting er forskjellen i polyelektrolyttforbruket svært liten mellom slam med ulike kalkdoseringer. Den nødvendige polyelektrolytt dose ligger på ca. 0,25%, avhengig av hvilken skjærpåkjønning som vil bli aktuell. Ved økende lagringstider får man generelt et stigende polyelektrolyttforbruk for alle kalkdoseringer. Den høyeste kalkdosen (200 g Ca(OH)_2 /kg SS) skiller seg imidlertid ut i forhold til de andre, på samme måte som i forsøksserie 1. Ved denne kalkdose vil polyelektrolyttforbruket øke til over 0,5% allerede etter 4 dagers lagring, mens det for de lavere kalkdoser vil være tilstrekkelig med tilsetting av polyelektrolytt i området 0,25-0,5% helt fram til slutten av lagringsperioden. Forsøkene etter 14 dagers lagring med en annen kationisk polymer (Zetag 92) viser lavere polyelektrolyttbehov for de tre laveste kalkdoser. Denne polymer gav imidlertid ingen flokkulering i det hele tatt i slammet med 200 g Ca(OH)_2 /kg SS. De anioniske polyelektrolytter viser heller ikke denne gang noen positive resultater ved denne høyeste kalkdosering.

Kondisjoneringsresultatene for mekanisk-kjemisk og biologisk-kjemisk slam er gjengitt i tabell 10 og 11. På grunn av slammens aluminiumsinnhold var det her usikkert om en kationisk eller anionisk polyelektrolytt ville være best egnet. Man startet derfor med standardpolymeren (Praestol 444 K) og vurderte resultatene underveis.

For mekanisk-kjemisk slam umiddelbart etter kalkdosering var polyelektrolyttbehovet høyt (0,5%) for prøven uten kalktilsetting og for den med lavest kalkdose (150 g Ca(OH)_2 /kg SS). Ved en kalkdosering på

300 g Ca(OH)_2 /kg SS var det tilstrekkelig med 0,25% tilsetning av standardpolymeren, mens den høyeste kalkdosen (500 g Ca(OH)_2 /kg SS) ikke trengte ytterligere kondisjonering. Dette siste er i overensstemmelse med de vurderinger som ble gjort på grunnlag av spesifikk filtrermotstand (se side 38). Med unntak for den høyeste kalkdosen var det etter 4 dagers lagring klart at den kationiske polymer var lite egnet, og man gikk derfor over til en anionisk type (Magnafloc 155). Denne viste seg å gi tilfredsstillende resultater for resten av lagringsperioden med en dose på ca. 0,25%. Ved den høyeste kalkdosen ble det også tilsatt både kationisk og anionisk polyelektrolytt, selv om det er mulig at tilfredsstillende kondisjonering (forutsatt skjærpåkjønning) kunne opprettholdes over lagringsperioden uten polymertilsetning. Resultatene med den kationiske polyelektrolytt er bedre i dette tilfelle enn ved de lavere kalkdoseringer, mens den anioniske gav omtrent de samme resultater.

Resultatene fra forsøk med biologisk-kjemisk slam (tabell 11) viser at umiddelbart eller kalktilsetning har man et avtakende polyelektrolyttbehov (Praestol 444 K) med økende kalkdosering. Slammet uten kalktilsetning trenger på dette tidspunkt en lav polyelektrolytt-dose (0,25%), men allerede etter 4 dagers lagring er dosen øket til over 0,5%. Ved en kalkdosering på 200 g Ca(OH)_2 /kg SS ligger nødvendig dose av Praestol 444 K på 0,25 - 0,5%, og det er først etter ca. 3 ukers lagring at denne øker noe særlig. Ved 400 g Ca(OH)_2 /kg SS er polymerbehovet bare 0,125%, og denne dose er tilstrekkelig under hele lagringsperioden. Med den høyeste kalkdosen (600 g Ca(OH)_2 /kg SS) trenger man ingen ytterligere kondisjonering, og også dette gjelder for hele lagringsperioden, hvilket igjen stemmer bra med resultatene fra spesifikk filtrermotstands-målingene. Den anioniske polymer virket best sammen med slammet uten kalktilsetning, hvor den gav tilfredsstillende resultater med lavere doseringer enn den kationiske. For kalkstabilisert biologisk-kjemisk slam ser det imidlertid ut til at den anioniske polymer er lite egnet.

På basis av disse undersøkelser kan man generelt si at lagring av slam medfører øket polyelektrolyttforbruk uansett om slammet er tilsatt kalk eller ikke. Forskjeller i kalkdosering (og dermed pH-verdi under lagring) innvirker ikke på dette generelle bilde, selv om det altså er ganske store differanser i polyelektrolyttbehovet mellom de ulike kalktilsettinger for de undersøkte slamtyper. En økning i polymerforbruket ved lagring av ubehandlet slam er også registrert av bl.a. Gale et al. (1970b). Denne økning tilskrives anaerob nedbrytning av slammet med produksjon av organiske syrer, bikarbonater etc. Dette vil også være en sannsynlig forklaring på det økte polymerbehovet hos slam som er tilsatt så små kalkmengder at pH synker etter hvert, med anaerob nedbrytning som resultat. For slam med så høy kalkdosering at pH-verdier over 12 vil opprettholdes under lagring, kan årsaken til økt polymerforbruk være alkalisk hydrolyse av organisk materiale som resulterer i bl.a. oppløste aminosyrer og fettsyrer.

4.3 Kalkstabiliseringens innvirkning på noen parameterorganismer i slam

Tidligere undersøkelser vedrørende kalkstabilisering av slam (Farrell et al., 1974 og Counts et al., 1974) har vist at kalktilsettingen medfører store reduksjoner i innholdet av patogene bakterier og diverse parameterorganismer. Disse forsøk har imidlertid vært gjennomført med korte lagringstider etter kalkdosering (< 24 timer), og det var derfor behov for å klarlegge innvirkningen av lengre lagringstider ved ulike kalkdoseringer.

Våre undersøkelser er basert på bestemmelse av parameterorganismer i slammet, men data fra Farrell et al. (1974) og Counts et al. (1974) tyder på at det er god sammenheng mellom reduksjon av disse og de virkelige patogener (i dette tilfelle *Salmonella* sp. og *Pseudomonas Aeruginosa*). Resultatene er vist i tabell 12 for alle fire slamtypene (mekanisk slam fra forsøksserie 1). Nederst på tabellen er det dessuten ført opp de aktuelle pH-verdier for de undersøkte kalkdoseringer og lagringstider.

For mekanisk slam ser man at antallet av både coliforme bakterier, termotabile coliforme og fækale streptococcer reduseres betydelig ved lagring av slam som ikke er tilsatt kalk. Det samme er også tilfelle for mekanisk-kjemisk og biologisk-kjemisk slam, mens det ubehandlede septiktankslam viser omtrent uendret innhold av disse organismer under lagringsperioden. Årsaken til at septiktankslammet skiller seg ut her er sannsynligvis denne slamtypes spesielle opprinnelse. Slammet lagres som oftest i lang tid nede i septiktanken, og for de mikroorganismer som har tilpasset seg miljøet der, betyr trolig en ytterligere lagringsperiode under de gitte forsøksbetingelser svært lite. Når det gjelder anaerobe sporedannere, er det ingen signifikante endringer i antallet for noen av slamtypene under lagringen. Dette er heller ikke uventet siden disse mikroorganismer trives spesielt godt under anaerobe forhold.

For de laveste kalkdoseringer var det ingen reduksjon i innholdet av parameterorganismer i løpet av lagringstiden. Dette gjelder for alle slamtypene. Følgelig ser det ut til at en lav kalkdosering generelt gir ugunstigere resultater enn ingen kalktilsetting, med unntak for de

Tabell 12. Bakteriologiske undersøkelser av kalkstabilisert slam.

Parameter-organisme	Tid etter kalkdosis (dgr.)	Antall organismer pr. 100 ml slam												
		Mekanisk slam		Semi-konkret		Mekanisk-kjemisk (Al) slam		Mikrobiologisk-kjemisk (Al) slam						
		Ingen kalk-tilsettning	Kalkdosering (gCa(OH) ₂ /kgSS)	Ingen kalk-tilsettning	Kalkdosering (gCa(OH) ₂ /kgSS)	Ingen kalk-tilsettning	Kalkdosering (gCa(OH) ₂ /kgSS)	Ingen kalk-tilsettning	Kalkdosering (gCa(OH) ₂ /kgSS)					
Coliforme bakterier	0	5,6·10 ⁷	2·10 ⁷	3,5·10 ⁷	>1,1·10 ⁶	IP	4,6·10 ⁷	5,6·10 ⁶	IP	1,6·10 ⁷	2·10 ²	IP	200	600
	4	9,4·10 ⁵	>1,4·10 ⁹	IP	5,2·10 ⁶	>1,4·10 ⁹	IP	5,5·10 ⁶	1,7·10 ⁷	IP	4,9·10 ⁶	1,7·10 ⁵	IP	IP
	7	6·10 ⁴	>9,2·10 ⁸	IP	4,4·10 ⁶	>2·10 ⁹	IP	1,2·10 ⁶	2,5·10 ⁸	IP	1·10 ⁶	1·10 ³	IP	IP
	14	1·10 ³	4,5·10 ⁷	IP	2,5·10 ⁶	2,5·10 ⁷	IP	9,5·10 ⁴	2,5·10 ⁸	IP	1,2·10 ⁵	8,5·10 ⁴	IP	IP
	28	6·10 ²	>1,1·10 ⁸	IP	8,9·10 ⁷	3,9·10 ⁷	IP	1,7·10 ⁴	1,9·10 ⁷	IP	6,6·10 ⁴	3,9·10 ⁵	IP	IP
	0	2·10 ⁷	1,1·10 ⁷	IP	3,9·10 ⁶	6,2·10 ⁵	IP	2,8·10 ⁷	2,5·10 ⁵	IP	1,8·10 ⁶	IP	IP	IP
Termo-stabile coliforme bakterier	4	2,2·10 ⁵	>1,2·10 ⁸	IP	1,5·10 ⁶	4·10 ⁶	IP	2,3·10 ⁶	5,4·10 ⁵	IP	4,1·10 ⁵	1,2·10 ⁵	IP	IP
	7	1·10 ⁴	>6·10 ⁷	IP	3,3·10 ⁵	>7,2·10 ⁷	IP	8·10 ⁴	3,4·10 ⁷	IP	8·10 ⁴	1·10 ³	IP	IP
	14	IP	2,5·10 ⁷	IP	2,4·10 ⁶	2,4·10 ⁶	IP	6,1·10 ⁴	2,2·10 ⁷	IP	9·10 ³	5·10 ²	IP	IP
	28	IP	2,3·10 ⁷	IP	1·10 ⁷	1·10 ⁷	IP	1,2·10 ⁴	8·10 ⁶	IP	6,5·10 ⁴	2·10 ²	IP	IP
Fagale streptococci	0	1,1·10 ⁶	2,5·10 ⁶	4·10 ²	4,7·10 ³	3·10 ⁵	IP	2,7·10 ⁶	2,2·10 ⁶	IP	8,7·10 ⁵	3,4·10 ³	2·10 ²	IP
	4	2,7·10 ⁴	>6,6·10 ⁷	IP	1,1·10 ⁵	>2·10 ⁹	IP	4,9·10 ⁵	>2,3·10 ⁷	IP	1,4·10 ⁵	5·10 ⁴	1·10 ³	IP
	7	7,8·10 ⁴	>5,2·10 ⁷	IP	1·10 ³	>2·10 ⁹	IP	9,4·10 ⁴	3,7·10 ⁷	IP	1,2·10 ⁵	3,4·10 ³	IP	IP
	14	1,6·10 ⁴	4,4·10 ⁶	IP	IP	4,5·10 ⁷	IP	2,6·10 ⁴	4,7·10 ⁷	IP	3,2·10 ⁴	2,1·10 ⁴	IP	IP
	28	2·10 ³	3,7·10 ⁵	IP	1·10 ³	5·10 ⁵	3·10 ³	4·10 ²	1,4·10 ⁵	IP	6·10 ²	3,1·10 ³	IP	IP
Anacrebe spore-dannere (<i>Clostridium perfringens</i>)	0	3,4·10 ⁵	3,1·10 ⁵	2·10 ⁴	3,3·10 ⁵	8,1·10 ⁴	2·10 ²	>1·10 ⁴	1,1·10 ⁵	IP	2,5·10 ⁵	1·10 ⁵	2,1·10 ⁴	IP
	4	2,4·10 ⁵	4,6·10 ⁵	IP	2,8·10 ⁵	8,3·10 ⁵	IP	1,4·10 ⁵	1,8·10 ⁵	IP	1,6·10 ⁵	3·10 ⁴	IP	IP
	7	5,1·10 ⁴	3·10 ⁵	IP	3,4·10 ⁵	3·10 ⁵	IP	6,5·10 ⁴	>5·10 ⁴	IP	>1·10 ⁵	3,1·10 ⁵	IP	IP
	14	3,5·10 ⁵	8·10 ⁵	IP	3,4·10 ⁵	1,6·10 ⁶	IP	1,5·10 ⁵	1,8·10 ⁵	IP	1,6·10 ⁵	5·10 ⁴	IP	IP
	28	2,7·10 ⁵	6,6·10 ⁶	IP	1·10 ⁶	2,8·10 ⁷	IP	2,8·10 ⁵	2,2·10 ⁵	IP	1,8·10 ⁵	2,2·10 ⁵	IP	IP
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	IP
	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	IP
	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	IP
	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	IP
	28	5,00	5,50	12,35	5,30	5,75	12,40	5,85	7,10	12,45	7,05	9,40	12,55	IP

IP = ikke påvist (<200/100 ml).

anaerobe sporedannere. Biologisk-kjemisk slam med den laveste kalkdosen (200 g Ca(OH)_2 /kg SS) gir imidlertid noe bedre resultater enn det ubehandlede slammet. Dette skyldes sannsynligvis at denne dose er tilstrekkelig til å holde en relativt høy pH-verdi under lagring (se nederst på tabell 12), mens dette ikke er tilfelle for den laveste dosering til de andre slamtyper.

De høyeste kalkdoseringer som ble brukt ved denne undersøkelsen, viser at innholdet av parameterorganismer kan reduseres til under deteksjonsgrensen (200 organismer pr. 100 ml slam). I flere av tilfellene er det imidlertid nødvendig med mer enn et par timers kontakttid (0 dagers lagring) mellom kalken og slammet for å oppnå dette. Ved disse kalktilsetningene opprettholdes pH-verdier på 12,4-12,5 under hele lagringsperioden, og ifølge Doyle (1967) og Farrell et al. (1974) skulle dette medføre en fullstendig destruksjon av patogene bakterier.

Når det gjelder virus og parasittegg, er det fortsatt uklart hvor vidt en høy kalkdosering (pH 12,4-12,5) vil kunne uskadeliggjøre disse. Roneus (1972) og Farrell et al. (1974) mener f.eks. at parasittegg vil kunne overleve høye pH-verdier i lang tid. Det er derfor neppe grunnlag for å hevde at kalkstabilisert slam er hygienisk akseptabelt.

4.4 Slamvann fra kalkstabilisert slam

For å kunne ta hånd om slamvannet fra et kalkstabiliseringsanlegg på en hensiktsmessig måte, må man vite noe om både kvaliteten på dette slamvann, og hvilke mengder det dreier seg om i de aktuelle tilfeller. Det er tidligere ved NTH gjort orienterende undersøkelser av noen slamvanns-kvaliteters innvirkning på sekundærfelling med aluminiumsulfat (Sigvaldsen, 1974). Våre undersøkelser har konsentrert seg om å få klarlagt kvaliteten på slamvannet, avhengig av slamtype, kalkdosering og lagringstid. På basis av dette materiale vil det så bli gjort en del generelle vurderinger av den effekt slamvannet vil kunne ha på ulike typer renseprosesser (se pkt. 4.4.2).

4.4.1 Slamvannskvaliteter

De fleste undersøkelsene er gjort på slamvann som er produsert ved hjelp av laboratoriesentrifuge (den samme som for bestemmelse av suspendert stoff i slam, pkt. 3.2, side 28. På den måten har det vært mulig å holde innholdet av suspendert stoff i slamvannet noenlunde konstant, hvilket har betydning for vurderingen av ulike kalkdoseringers og lagringstiders innvirkning på de øvrige analyseparametre. I praksis vil slamvannets innhold av suspendert stoff først og fremst avhenge av fortykkings- og avvanningsutstyret og driften av dette. Normalt må man imidlertid regne med å få høyere SS-innhold enn ved bruk av laboratoriesentrifuge.

Ved alle slamvannsanalysene har man sett bort fra fortynning av slamprøvene på grunn av kalktilsettingen (20% kalkslurry). Dette fordi man selv ved de høyeste kalkdoseringer bare tilsatte ca. 1 liter slurry pr. 20 l slam.

Analyseresultatene fra slamvann produsert med laboratoriesentrifugen er sammenstilt i tabellene 13-16 for forsøkene i liten målestokk og i tabell 17 (s.75) for pilotforsøkene. For laboratorieforsøkene er slamvannets

Tabell 13. Slamvann fra lab.-sentrifugering av kalkstabilisert mekanisk slam og septiktankslam (forsøksserie 1).

Kalk-dosering (g Ca(OH) ₂ pr. kg SS)	Tid etter kalkdo- sering (dager)	SLAMVANN FRA MEKANISK SLAM						SLAMVANN FRA SEPTIKTANKSLAM					
		pH	SS	PSS	KOF	Tot-P	Tot-N	pH	SS	PSS	KOF	Tot-P	Tot-N
		(mg/l)	(mg/l)	(mg O/l)	(mg P/l)	(mg N/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg C/l)	(mg F ₂ l)	(mg l/l)	(mg l/l)	
0	0	5,40	252	200	2 400	72	103	5,65	1 265	1 110	2 500	60	161
	1	5,40	194	164	2 710	76	151	5,60	1 500	1 240	3 610	62	174
	4	5,35	258	220	3 570	88	180	5,60	1 140	980	3 630	63	194
	7	5,30	290	193	4 590	93	200	5,50	940	840	4 480	60	155
	14	4,95	254	210	6 750	100	257	5,35	1 420	985	4 660	62	137
	21	5,00	192	160	7 360	110	263	5,30	945	850	5 560	64	-
	28	5,00	645	560	8 440	120	311	5,30	1 315	1 630	6 460	63	164
50	0	9,55	164	121	2 690	60	148	11,05	400	329	3 260	6,3	251
	1	7,20	110	92	3 950	16	245	9,60	236	224	3 180	6,4	297
	4	6,50	190	124	4 450	50	297	8,55	216	174	4 230	6,0	290
	7	6,35	170	106	4 820	54	323	7,70	196	152	4 310	7,0	272
	14	5,70	174	122	7 070	85	355	6,40	206	154	5 280	27	297
	21	5,50	287	233	8 270	82	369	5,90	254	202	6 820	29	267
	28	5,50	350	277	8 360	83	375	5,75	455	335	3 200	37	218
100	0	12,10	293	214	3 660	39	252	12,25	775	650	3 600	6,1	238
	1	11,95	310	225	4 520	51	310	12,35	114	50	4 170	6,4	309
	4	11,75	230	163	4 940	52	355	12,30	130	92	4 910	6,5	361
	7	11,40	260	197	5 410	50	348	12,15	378	336	4 930	9,0	275
	14	10,10	202	152	5 530	21	384	11,95	112	100	5 510	8,0	357
	21	8,00	62	46	5 390	4	395	11,55	136	92	5 960	8,0	381
	28	7,00	188	154	5 660	9	396	11,40	130	90	6 360	6,0	355
200	0	12,45	467	307	3 060	37	219	12,45	340	415	3 330	5,0	167
	1	12,45	214	159	4 290	43	290	12,55	263	147	4 110	7,0	226
	4	12,50	190	134	4 820	43	310	12,55	232	183	5 010	6,3	297
	7	12,45	463	343	5 400	41	342	12,50	236	176	5 540	8,0	347
	14	12,35	194	168	5 910	39	380	12,40	216	170	5 550	8,0	424
	21	12,05	1 060	716	6 780	36	390	12,15	131	96	6 260	7,0	395
	28	12,35	382	316	7 200	37	432	12,40	226	150	7 020	7,0	395

Tabell 14. Slamvann fra lab.-sentrifugering av kalkstabilisert mekanisk slam (forsøksserie 2).

Kalk- dosering (g Ca(OH) ₂ pr. kg SS)	Tid etter kalkdo- sering (dager)	pH	p-alka- litet	Tot-al- kalitet	SS	FSS	KOF	KOF filtrert	Tot-P	PO ₄ -P filtrert
		(mekv/l)	(mekv/l)	(mekv/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg O/l)	(mg O/l)	(mg P/l)	(mg P/l)
0	0	6,40	-	9,4	183	101	1 900	1 640	2,0	0,03
	1	6,30	-	10,4	142	90	2 560	2 270	2,7	0,8
	4	5,80	-	12,4	257	143	4 060	3 840	12	5,8
	7	5,55	-	12,0	290	138	5 210	4 810	24	14
	14	5,45	-	11,8	261	149	6 750	6 110	36	31
	21	5,20	-	14,4	360	212	8 280	7 850	55	42
	28	5,25	-	-	306	175	8 350	8 210	55	41
50	0	9,55	0,1	10,2	157	115	1 950	1 810	1,6	0,7
	1	7,60	-	14,8	173	118	2 910	2 760	1,5	0,34
	4	6,60	-	19,6	684	366	4 010	3 700	1,6	0,13
	7	6,15	-	20,4	847	407	5 110	4 650	2,3	0,21
	14	5,85	-	24,4	238	135	6 930	6 650	8,0	3,8
	21	5,60	-	26,8	318	190	8 230	7 720	10	6,2
	28	5,60	-	25,0	321	196	8 760	8 410	21	8,7
100	0	12,10	9,8	19,6	287	117	2 230	2 200	10	0,5
	1	11,10	5,6	17,4	101	89	3 490	3 320	14	0,5
	4	9,75	3,2	16,0	107	76	4 120	4 090	2,7	0,34
	7	8,50	-	22,8	109	59	4 450	4 240	1,5	0,5
	14	7,40	-	31,0	215	148	5 280	5 060	0,9	0,02
	21	6,05	-	38,4	320	192	8 290	7 820	2,6	1,4
	28	5,90	-	37,2	313	200	10 300	9 370	9,0	5,3
200	0	12,55	31,0	41,6	194	107	2 170	2 090	10	0,22
	1	12,40	25,8	36,0	220	166	3 040	2 850	16	0,7
	4	12,35	22,8	34,8	208	135	3 460	3 320	15	0,29
	7	12,35	22,8	35,6	191	106	3 880	3 770	13	0,30
	14	12,40	23,6	37,2	165	109	4 620	4 400	14	0,01
	21	12,25	24,4	40,8	163	108	5 510	5 360	15	0,5
	28	12,05	24,0	41,6	245	163	6 910	6 630	18	0,5

Tabell 15. Slamvann fra lab.-sentrifugering av kalkstabilisert mekanisk-kjemisk (Al) slam (forsøksserie 3).

Kalk- dosering (g Ca(OH) ₂ pr. kg SS)	Tid etter kalkdo- sering (dager)	p-alka- litet		Tot-alka- kalitet	SS	FSS	KOF	KOF filtrert	Tot-P	PO ₄ -P filtrert	Tot-N
		ph		(mekv/l)	(mekv/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg O/l)	(mg O/l)	(mg P/l)	(mg P/l)
0	0	6,40	-	3,6	150	126	565	495	0,22	0,014	36
	1	6,35	-	4,1	299	206	730	660	0,27	0,023	41
	4	6,30	-	5,1	225	86	990	920	0,28	0,005	51
	7	6,25	-	5,8	183	86	1 120	1 080	0,19	0,007	50
	14	5,90	-	7,4	151	70	1 860	1 800	0,21	0,004	53
	21	5,85	-	8,3	151	71	2 510	2 410	0,24	0,019	69
	28	5,85	-	11,4	195	99	3 170	3 090	0,35	0,006	102
150	0	10,45	5,6	10,0	149	128	950	890	0,9	0,160	58
	1	9,90	4,4	12,8	179	103	1 510	1 445	0,7	0,080	96
	4	9,25	1,2	9,6	120	56	1 820	1 770	0,6	0,042	-
	7	8,65	-	10,8	134	75	2 100	1 960	0,7	0,046	141
	14	8,10	-	14,5	142	69	2 310	2 180	0,8	0,027	160
	21	7,60	-	15,2	173	88	2 180	2 050	0,8	0,024	146
	28	7,10	-	11,6	122	52	2 310	2 080	0,4	0,012	157
300	0	11,60	13,6	19,6	203	142	750	675	2,1	0,110	44
	1	11,45	12,8	21,6	150	115	1 065	1 050	10	0,210	66
	4	11,35	12,0	18,0	236	128	1 260	1 180	10	0,150	75
	7	11,15	10,8	16,2	189	106	1 380	1 300	10	0,150	75
	14	11,15	9,0	15,5	203	107	1 600	1 540	10	0,110	73
	21	11,10	8,8	14,4	173	72	1 850	1 690	10	0,090	88
	28	10,95	8,0	14,4	160	98	2 170	2 060	10	0,090	100
500	0	12,55	41,0	44,8	238	114	785	670	4,9	0,100	46
	1	12,55	36,8	43,2	230	120	1 150	1 060	7,5	0,210	55
	4	12,50	32,0	36,4	267	120	1 190	1 080	7,7	0,110	65
	7	12,40	30,0	34,6	163	77	1 380	1 230	8,4	0,130	63
	14	12,45	28,3	33,3	254	112	1 670	1 510	8,7	0,069	69
	21	12,50	26,6	31,6	160	85	1 980	1 790	9,0	0,080	61
	28	12,45	26,0	32,8	254	126	2 390	2 200	10,4	0,080	89

Tabell 16. Slamvann fra lab.-sentrifugering av kalkstabilisert biologisk-kjemisk (Al) slam (forsøksserie 3).

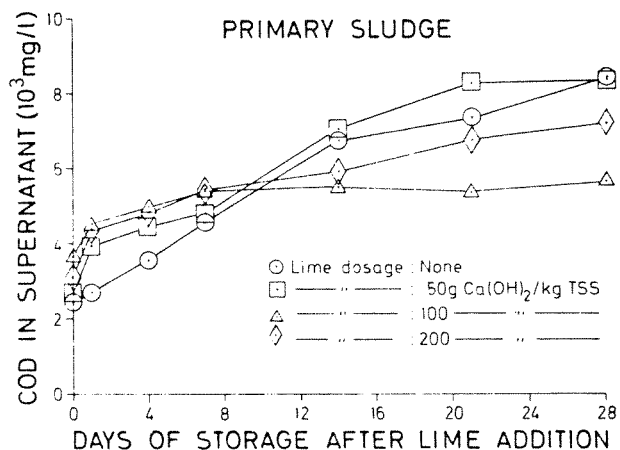
Kalk- dosering (g Ca(OH) ₂ pr. kg SS)	Tid etter kalkdo- sering (dager)	pH	p-alka- litet	Tot-al- kalitet	SS	FSS	KOF	KOF filtrert	Tot-P	PO ₄ -P filtrert	Tot-N
		(mekv /l)	(mekv/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg O/l)	(mg O/l)	(mg P/l)	(mg P/l)	(mg N/l)	
0	0	6,30	-	1,6	43	30	55	41	0,5	0,011	10
	1	6,45	-	1,6	111	29	132	80	0,3	< 0,002	10
	4	6,80	-	2,7	178	74	405	365	1,0	0,005	38
	7	6,70	-	4,0	212	83	555	475	1,6	0,010	50
	14	6,75	-	5,2	173	51	645	605	0,9	0,013	53
	21	6,95	-	5,9	170	62	710	655	1,1	0,040	66
	28	7,05	-	7,6	203	80	590	570	1,8	0,057	72
200	0	11,30	9,0	12,0	85	38	635	425	2,3	0,070	48
	1	10,90	9,2	13,4	170	50	815	430	6,5	0,130	76
	4	10,60	7,6	11,2	127	60	1 030	975	4,7	0,150	108
	7	10,35	8,6	12,2	157	61	1 130	1 030	2,9	0,090	100
	14	10,30	7,0	10,3	162	56	1 300	1 240	1,1	0,034	136
	21	9,85	4,8	8,8	141	46	1 430	1 340	1,0	0,023	143
	28	9,40	2,8	9,6	147	54	1 570	1 510	1,0	0,080	135
400	0	12,25	12,6	13,8	37	19	385	325	4,9	0,100	41
	1	12,10	12,4	13,4	141	52	580	560	7,6	0,140	62
	4	12,00	10,8	12,8	153	66	745	715	8,3	0,140	72
	7	11,35	10,0	12,0	135	49	825	790	8,5	0,140	77
	14	11,85	8,5	11,0	144	53	990	935	9,0	0,170	75
	21	11,75	6,0	8,8	42	22	1 160	1 100	10,0	0,130	105
	28	11,05	4,8	8,4	164	68	1 330	1 260	10,1	0,150	100
600	0	12,55	39,6	40,8	65	40	278	270	4,3	0,070	34
	1	12,55	39,4	41,4	281	102	420	374	5,6	0,100	45
	4	12,55	37,0	38,8	195	70	500	475	6,0	0,100	63
	7	12,50	36,4	38,0	191	63	590	520	6,4	0,090	63
	14	12,55	35,0	39,5	198	55	735	700	7,0	0,064	75
	21	12,55	34,8	37,2	210	72	865	810	7,4	0,058	82
	28	12,55	35,2	37,8	230	90	1 010	985	8,4	0,057	100

innhold av suspendert stoff og flyktig suspendert stoff angitt som referanseverdier.

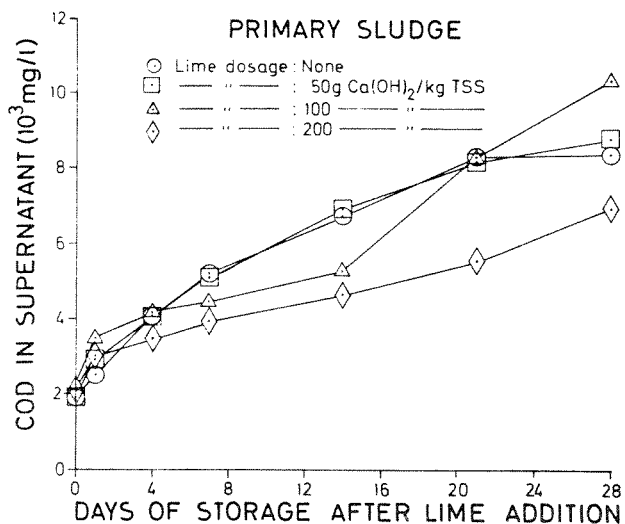
Av de øvrige målte parametre er det kjemisk oksygenforbruk (KOF), total fosfor (Tot-P), total nitrogen (Tot-N) og alkalitet som er av størst interesse for å vurdere slamvannets innvirkning (merbelastning) på forskjellige renseprosesser. Forandringen av disse parametre med kalkdosering og lagringstider er fremstilt i fig. 22-27. Verdiene for KOF og ortofosfat (PO_4 -P) på filtrerte slamvannsprøver er tatt med for å se hva som foreligger løst i slamvannet av henholdsvis organisk stoff og fosfor.

Fig. 22 og 23 angir variasjonene i KOF (ufiltrert) med kalkdosering og lagringstid. Det fremgår her at uansett kalkdosering har man for alle slamtyper en økning i slamvannets innhold av organisk stoff med stigende lagringstid. Ut fra de samhörige verdier for KOF på filtrerte og ufiltrerte prøver (tabellene 14, 15 og 16) ser man at denne økning skyldes en økning i innholdet av løst organisk materiale. For de ubehandlede slamprøver er det godt dokumentert at lagring under anaerobe forhold vil forårsake en nedbrytning av komplekst organisk stoff til enklere forbindelser som kan løses i slamvannet (Owen et al., 1974). For slam som er tilsatt kalk, mener Counts et al. (1974) at bl.a. følgende reaksjoner kan være årsak til en økning i oppløst organisk stoff i slamvannet: Forsåpning av fett frigir løst glyserin, hydrolyse av proteiner gir løste aminosyrer og nedbrytning av pektin danner metanol.

Fig. 22 og 23 viser ingen generell sammenheng mellom kalkdosering og KOF i slamvannet. For mekanisk slam ser det ut til at økende kalkdosering gir økt KOF-innhold ved kort tids lagring, men etter hvert som tiden går (og pH synker), vil ubehandlet slam og slam med de laveste kalkdoser ha høyest KOF-verdi. Septiktankslammet viser de samme generelle tendenser, med unntak av den ubehandlede slamprøve som gir lavest KOF i slamvannet under hele lagringsperioden. Mekanisk-kjemisk slam har høyest innhold av organisk stoff i slamvannet ved den laveste kalkdosen, og det samme er tilfelle ved biologisk-kjemisk slam. Dette skyldes



(Forsøksserie 1)



(Forsøksserie 2)

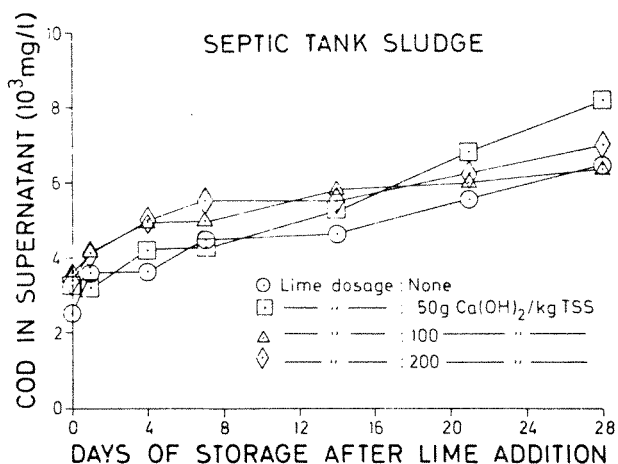


Fig. 22. Innhold av KOF i slamvann fra lab.-sentrifugering av kalkstabilisert mekanisk slam og septiktankslam.

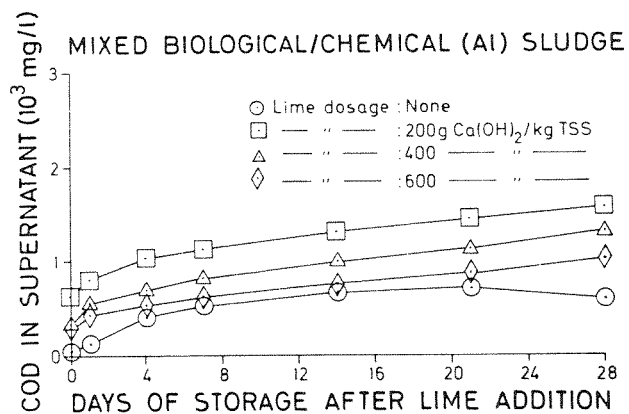
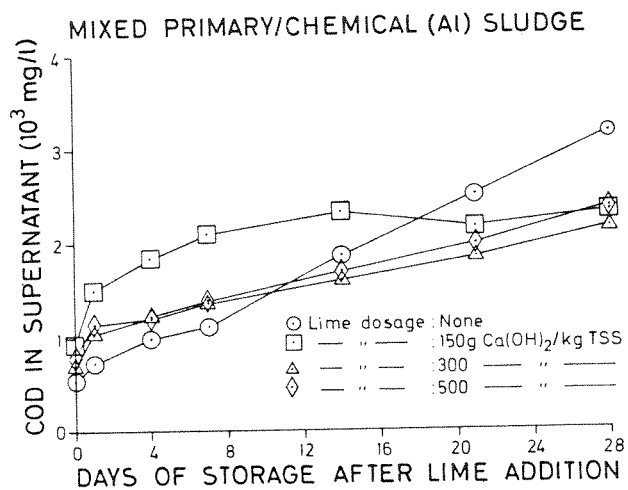


Fig. 23. Innhold av KOF i slamvann fra lab.-sentrifugering av kalkstabilisert mekanisk-kjemisk (A1) slam og biologisk-kjemisk (A1) slam.

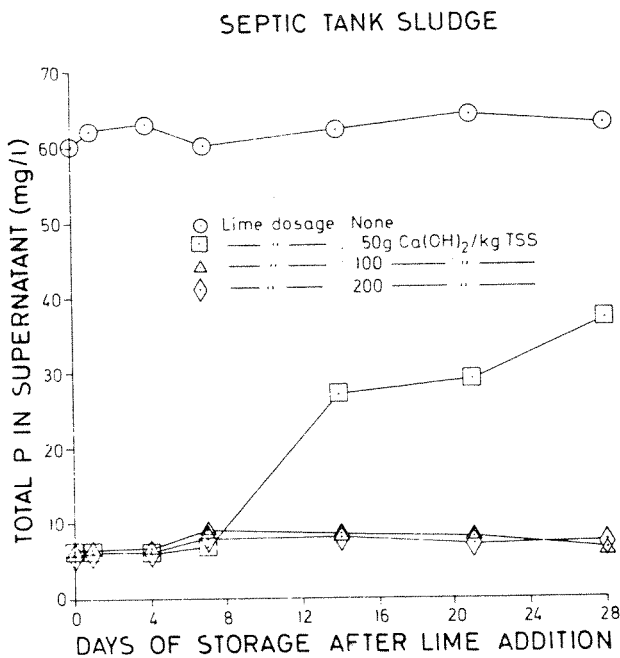
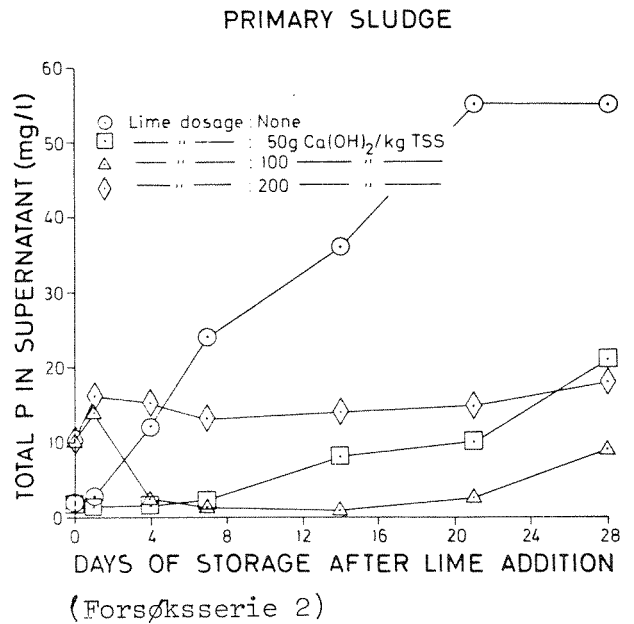
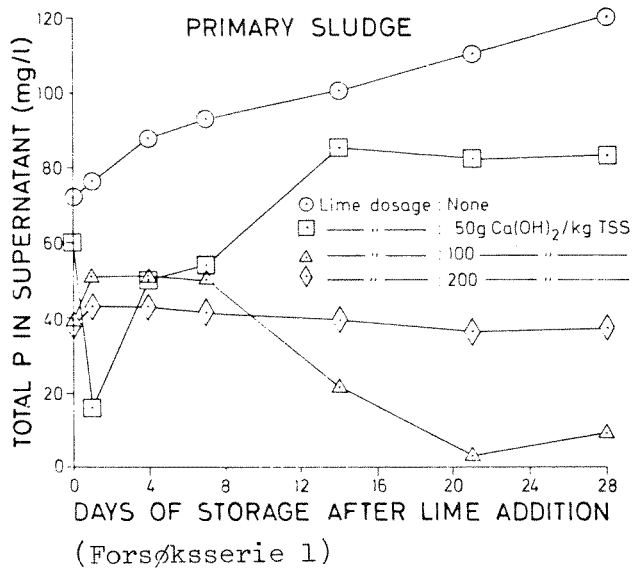


Fig. 24. Innhold av total fosfor i slamvann fra lab.-sentrifugering av kalkstabilisert mekanisk slam og septiktankslam.

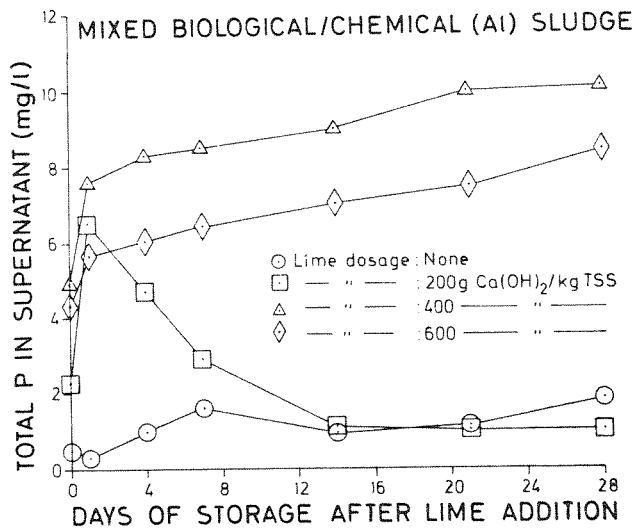
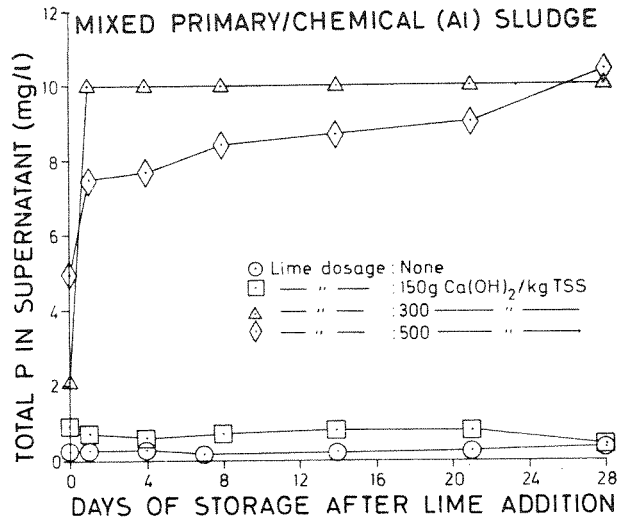


Fig. 25. Innhold av total fosfor i slamvann fra lab.-sentrifugering av kalkstabilisert mekanisk-kjemisk (Al) slam og biologisk-kjemisk (Al) slam.

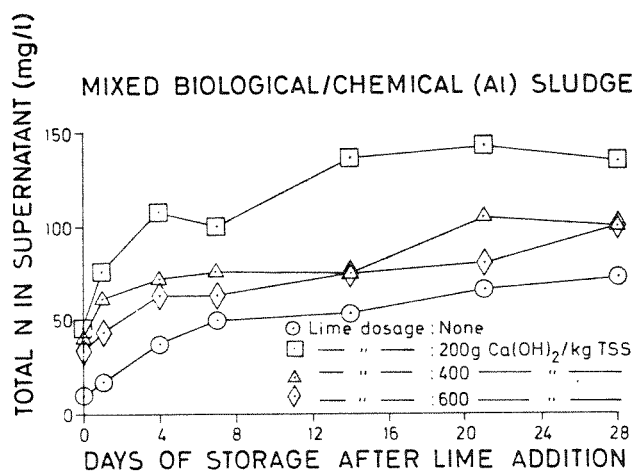
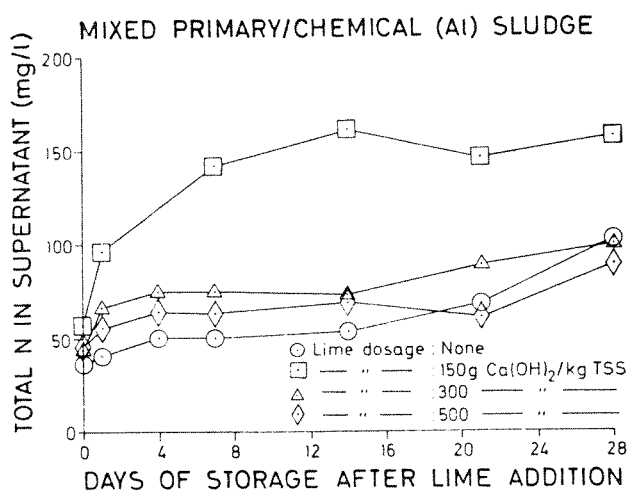
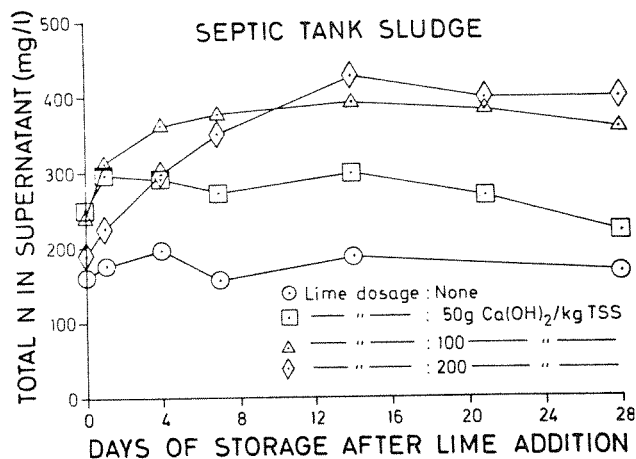
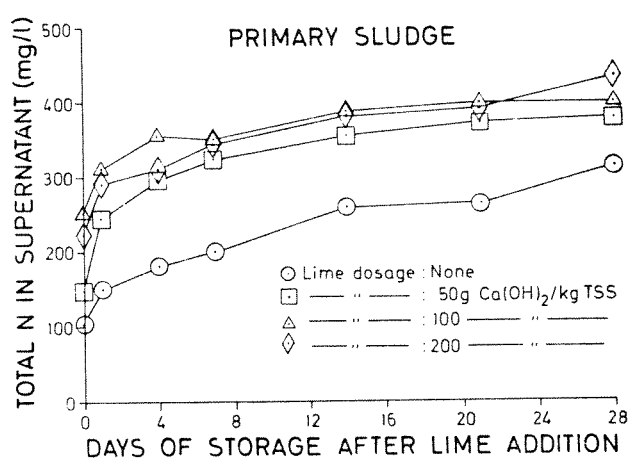


Fig. 26. Innhold av total nitrogen i slamvann fra lab.-sentrifugering av kalkstabilisert slam.

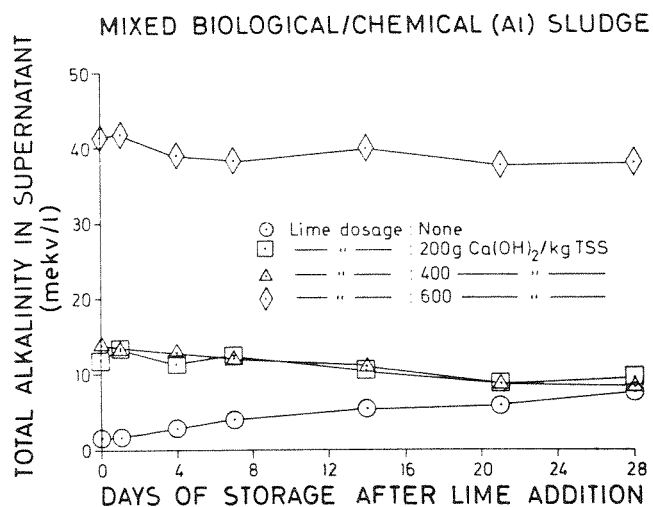
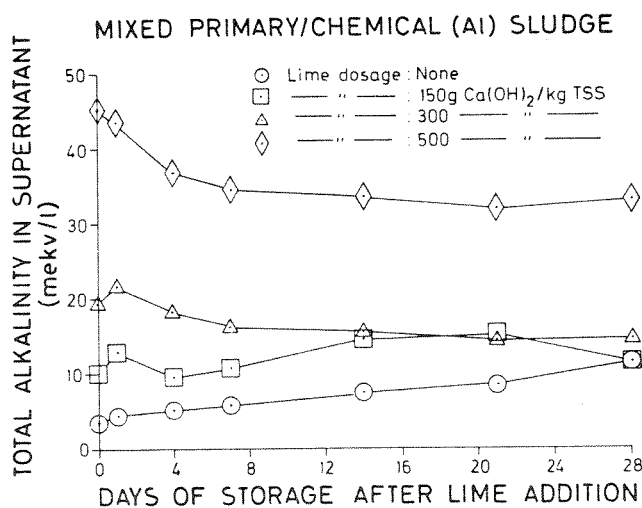
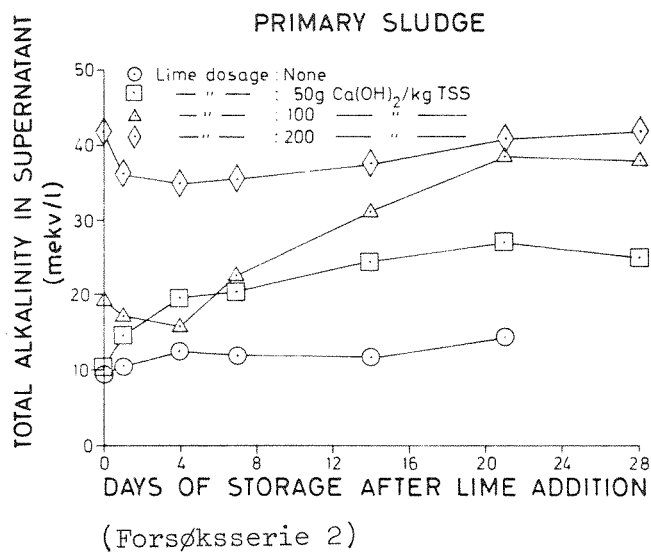


Fig. 27. Total alkalitet i slamvann fra lab.-sentrifugering av kalkstabilisert slam.

muligens at ved denne kalkdose har slammet en tilstrekkelig pH-reduksjon/ ved lagring til at de anaerobe nedbrytningsprosesser kan komme ordentlig i gang. De prosesser som gir utløsning av organisk stoff på grunn av høy pH, ser ikke ut til å være så dominerende her. For øvrig bør man merke seg de relativt store forskjeller i KOF-verdiene i slamvannet fra mekanisk slam og septiktankslam i forhold til de kjemiske blandslammene.

Innholdet av total fosfor i de ulike slamvann er presentert i fig. 24 og 25. For mekanisk slam viser det seg å være bra overensstemmelse mellom resultatene i forsøksserie 1 og 2, selv om samtlige fosforverdier er lavere i den andre serien. Dette kan skyldes lavere fosforinnhold i det mekaniske slam som ble brukt den gang. I slamvannet fra ubehandlet mekanisk slam stiger fosforinnholdet med økende lagringstid. Dette skyldes sannsynligvis organisk bundet fosfor som brytes ned og går i løsning under anaerobe forhold (Eikum et al., 1975). Ved den laveste kalkdosen (50 g Ca(OH)_2 /kg SS) får man en økning i slamvannets innhold av total fosfor etter ca. 1 ukes lagring. Verdiene for ortofosfat i tabell 14 (forsøksserie 2) viser at man samtidig får en økning i innholdet av løst fosfor. Dette tyder på at fosfor, som felles ut som hydroksylapatitt ved kalktilsettingen (Counts et al., 1974), vil gå i løsning igjen når pH synker til ca. 6. Dette stemmer for øvrig bra med de teoretiske løselighetskurvene for hydroksylapatitt som angis av Stumm et al. (1970).

Ved kalkdosering på 100 g Ca(OH)_2 /kg SS (fig. 24) er det relativt høye verdier for total fosfor i slamvannet, men innholdet synker etter hvert for så å øke igjen på slutten av lagringsperioden.

Fra tabell 14 ser man at ortofosfatinnholdet i slamvannet er lavt helt fram til den 21. dagen, for deretter å øke gradvis. På det tidspunkt har pH sunket til ca. 6, og som nevnt ovenfor, er det trolig utfelt fosfor som går i løsning igjen. Dette forklarer også økningen i innholdet av total fosfor mot slutten av lagringsperioden. Reduksjonen i total fosfor i begynnelsen av perioden må, på grunn av konstant ortofosfatinnhold, skyldes en bedre gjenvinning av partikulært bundet fosfor ved sentrifugeringen av slammet. Ved den høyeste kalktilsettingen

(200 g Ca(OH)_2 /kg SS) er verdiene for både total fosfor og ortofosfat tilnærmet konstante over perioden. Innholdet av total fosfor må her i vesentlig grad skyldes partikulært fosfor da ortofosfatverdiene er lave.

Fosforinnholdet i slamvann fra ubehandlet septiktankslam (fig. 24) viser seg å være nokså konstant over lagringsperioden i motsetning til slamvannet fra ubehandlet mekanisk slam som hadde en kraftig økning i innholdet av total fosfor. Ved kalktilsetting får man redusert fosforinnholdet fra ca. 60 til 7-8 mg P/l på grunn av utfelling av hydroksylapatitt. Ved den laveste kalkdosen vil imidlertid fosforinnholdet i slamvannet øke igjen etter ca. en uke, idet utfelt fosfor sannsynligvis går i løsning (pH-verdien er da ca. 6). Ved de to høyeste kalkdoser holder fosforinnholdet seg imidlertid konstant ut lagringsperioden.

I slamvannet fra mekanisk-kjemisk og biologisk-kjemisk slam er innholdet av ortofosfat meget lavt for de ubehandlede slammene uansett lagringstid (se tabellene 15 og 16). Årsaken til dette er at løste fosforforbindelser i mekanisk og biologisk slam vil felles ut som et aluminiumfosfat - aluminiumhydroksydkompleks når det kjemiske (Al) slammet blandes inn (Eikum et al., 1975). Ortofosfatverdiene i tabellene 15 og 16 tyder på at de ulike kalkdoseringer ikke forandrer på dette forhold. Innholdet av total fosfor varierer imidlertid en del med kalkdosering og lagringstid (fig. 25). Det er trolig at dette skyldes forskjellig gjenvinning av partikulært fosfor ved sentrifugering av slammet.

Innholdet av total nitrogen i de forskjellige slamvann er fremstilt i fig. 26. Det er her generell tendens til stigende nitrogeninnhold i slamvannet med økende lagringstid for alle slamtypene. Disse resultater stemmer godt overens med de tilsvarende resultater for KOF i slamvannet (fig. 22 og 23). Dette er ikke uventet siden økningen i nitrogeninnholdet sannsynligvis skyldes utløsning av organisk bundet nitrogen til slamvannet, enten ved anaerob nedbrytning eller alkalisk hydrolyse (Farrell et al., 1974). Det er ikke undersøkt hvor mye av nitrogenet som foreligger bundet til partikulært materiale i slamvannet, og hvor mye som foreligger løst (som NH_4 eller NH_3 , avhengig av pH).

Alkaliteten i forskjellige slamvann er vist i fig. 27. Det er her gjen-gitt innholdet av total alkalitet (dvs. prøvene er titrert til pH 4,2), men i tabellene 14, 15 og 16 er også p-alkaliteten bestemt (titrert til pH 8,3).

Av fig. 27 fremgår det at økende kalkdosering gir økende alkalitet. Årsaken er at i slamvann fra ubehandlet slam vil alkaliteten vesentlig skyldes bikarbonater og organisk materiale (f.eks. proteiner) (Counts et al., 1974). Etter kalktilsetting vil imidlertid også karbonater og hydroksyder bidra til den totale alkalitet.

Resultatene fra pilotforsøkene (tabell 17) bekrefter de endringer i slamvannskvaliteten med økende lagringstid, som ble funnet ved forsøkene i laboratorieskala. Det er også her en betydelig økning i KOF-verdiene mens innholdet av ortofosfat ligger lavt hele perioden (pH høyere enn 6).

Et eksempel på slamvannskvaliteter fra fortykning av kalkstabilisert slam er gitt i tabell 18. Ved fortykkingsforsøkene som ble satt i gang umiddelbart etter kalkdosering, ble alt slamvannet helt av etter 24 timer og prøver tatt ut for analyse. For mekanisk slam øker innholdet av suspendert stoff med kalktilsettingen, og det samme gjør KOF- og nitrogeninnholdet, mens verdiene for total fosfor ikke følger noe spesielt mønster. Ved fortykning av septiktankslam fikk man høyest SS-innhold i slamvannet uten kalktilsetting, og det samme gjelder innholdet av KOF og total fosfor. De tre kalkdoseringer gav noenlunde samme resultater for SS, KOF og Tot-P, mens nitrogeninnholdet var omtrent likt både med og uten kalktilsetting. Det bør anmerkes at slamvannet fra kontinuerlige fortykkere sannsynligvis vil ha høyere innhold av suspendert stoff og også av de andre komponentene enn hva som er rapportert her for "batch" fortykking.

I tabell 19 er det sammenstilt analyseresultater for slamvann fra dreneringsforsøkene med mekanisk slam og septiktankslam. Det er her analysert på det totale slamvannsvolum som ble samlet opp fra sandfilterenhetene (pkt. 3,2, side 28) i løpet av 2-3 døgn inntil dreneringen opphørte. Det er vanskelig å vurdere innvirkningen av kalkdosering og lagringstid

Tabell 17. Slamvann fra lab.-sentrifugering av kalkstabilisert slam.
(Forsøksserie 4.)

Slamtype	Kalk-dosering (g Ca(OH) ₂ pr. kg SS)	Parameter	Før kalk- dosering	Tid etter kalkdosering (dager)				
				0	3	6	20	27
Mekanisk slam	150	KOF(mg O/l)	1 610	2 120	4 520	4 890	5 410	4 970
		PO ₄ -P (mg P/l)	7,0	0,4	0,9	0,4	1,2	0,7
Mekanisk- kjemisk (Al)slam	400	KOF(mg O/l)	750	740	1 120	1 470	1 810	1 630
		PO ₄ -P (mg P/l)	0,2	0,1	0,3	0,2	0,3	0,1
Mekanisk- kjemisk (Ca)slam	0	KOF(mg O/l)	1 600 ^x 520	1 480	2 460	3 040	3 690	3 660
		PO ₄ -P (mg P/l)	4,2 0,3	0,4	0,4	0,4	0,7	0,4

^x Den øverste verdien gjelder mekanisk slam og den nederste verdien
kjemisk (Ca)slam umiddelbart før sammenblanding av disse slamtypene.

Tabell 18. Slamvann fra fortykkingsforsøk med kalkstabilisert slam.
(Forsøksserie 1.)

Slamtype	Tid etter kalkdo- sering (dager)	Kalkdo- sering (g Ca(OH) ₂ pr. kg SS)	SS (mg/l)	FSS (mg/l)	KOF (mg O/l)	Tot-P (mg P/l)	Tot-N (mg N/l)
Mekanisk slam	0	0	895	770	3 440	77	187
		50	920	670	3 570	32	206
		100	2 145	1 540	5 350	62	360
		200	1 940	1 280	5 280	54	305
Septiktank- slam	0	0	2 025	1 725	5 120	66	258
		50	1 000	780	4 190	15	238
		100	1 180	800	3 910	14	240
		200	1 075	675	3 630	10	260

Tabell 19. Slamvann fra dreneringsforsøk med kalkstabilisert mekanisk slam og septiktankslam (forsøksserie 1).

Kalk-dosering (g Ca(OH) ₂ pr. kg SS)	Tid etter kalkdo- sering (dager)	SLAMVANN FRA MEKANISK SLAM					SLAMVANN FRA SEPTIKTANKSLAM				
		SS	FSS	KOF	Tot-P	Tot-N	SS	FSS	KOF	Tot-P	Tot-N
		(mg/l)	(mg/l)	(mg O/l)	(mg P/l)	(mg N/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg O/l)	(mg P/l)	(mg N/l)
0	0	880	640	2 680	61	155	1 850	1 450	4 340	47	103
	1	1 175	915	2 960	60	174	1 760	1 380	4 070	44	180
	4	950	705	-	75	-	875	655	3 520	45	161
	7	1 010	710	5 830	79	257	1 385	970	3 800	50	205
	14	915	750	6 530	85	285	920	605	5 050	34	280
	21	1 320	1 050	6 660	85	266	930	700	4 530	39	147
	28	1 015	770	7 470	90	342	635	440	5 030	38	166
	50	0	820	520	2 860	26	142	590	445	2 260	4,1
1		710	495	4 110	38	213	1 000	750	3 790	12	225
4		1 080	740	4 420	57	290	1 320	840	4 140	17	240
7		1 290	860	5 110	63	270	1 350	935	4 870	20	270
14		1 365	1 005	6 670	71	362	1 110	755	5 680	15	306
21		1 190	920	7 830	75	317	1 295	1 000	6 030	23	225
28		1 950	1 370	7 810	66	354	890	650	6 440	22	190
100		0	1 800	1 300	4 220	45	277	224	143	2 450	3,8
	1	2 425	1 675	5 390	51	342	456	294	3 940	8,0	252
	4	2 160	1 625	5 420	75	-	885	665	4 880	14	258
	7	2 685	1 715	6 170	90	445	1 720	1 140	6 150	20	305
	14	2 740	2 010	6 240	63	400	1 145	885	5 010	17	294
	21	2 330	1 670	5 820	56	408	1 980	1 425	6 640	20	286
	28	2 290	1 565	6 040	59	422	1 530	1 030	5 600	19	295
	200	0	1 300	850	3 730	38	238	300	183	2 380	5,1
1		2 600	1 825	5 500	47	335	367	250	3 420	7,0	225
4		2 330	1 530	5 640	64	340	542	316	3 970	6,0	225
7		2 940	1 970	6 790	70	426	518	345	4 130	7,0	289
14		2 660	1 800	7 260	72	403	755	580	3 840	11	206
21		2 920	1 920	7 520	70	380	900	600	5 370	9,0	266
28		4 000	2 425	8 760	78	470	960	640	6 150	11	300

her, da innholdet av suspendert stoff i slamvannet varierer betydelig. Dette gir seg særlig utslag i verdiene for total fosfor og total nitrogen, mens KOF-verdiene er mindre influert, da disse vesentlig skyldes løst organisk stoff (se tabell 14). Materialet gir imidlertid et eksempel på hvilken slamvannskvalitet som kan forventes ved avvanning av kalkstabilisert mekanisk slam og septiktankslam på tørkesenger.

4.4.2 Vurdering av slamvannets innvirkning på ulike typer renseanlegg

Litteraturstudiet og de data for slamvannskvaliteter som er presentert i pkt. 4.4.1 gir grunnlag for en del kommentarer om innvirkningen av slamvann fra kalkstabilisert slam på forskjellige typer renseanlegg. Mengde slamvann som tilføres ulike renseprosesser i forhold til innkommende avløpsvann, vil imidlertid variere med lokale forhold (anleggstype, driftsrutiner for avvanningsutstyr, slamvannsutjevning, eksternt slam osv.), og følgelig kan det her bare gis en generell vurdering.

Ved mekanisk rensing vil kalkstabilisering av slammet medføre en økning av visse parametre i slamvannet (KOF, total nitrogen, alkalitet og pH), mens innholdet av total fosfor reduseres sammenliknet med slamvann fra ubehandlet mekanisk slam. Siden det er vesentlig sedimenterbart stoff som fjernes ved mekanisk rensing, er det tvilsomt om slamvann fra kalkstabilisering vil ha noen særlig innvirkning på utløpsvannet fra anlegget utover det som slamvannet fra ubehandlet slam vil ha.

Ved biologisk rensing uten forsedimentering er det i første rekke pH og innholdet av biologisk nedbrytbart organisk stoff i innløpsvannet etter slamvannstilsettingen, som er av interesse.

Erfaringer fra forfelling med kalk viser at pH 9,5-10 i vannet inn til det biologiske anlegg ikke byr på problemer (Albertson et al., 1969; Buzzell et al., 1967; Schmid et al., 1969; Spohr et al., 1970), og at pH opptil 11,0 kan tolereres under visse betingelser (Horstkotte et al., 1974). Ved avvanning av kalkstabilisert biologisk overskuddsslam vil man ved en jevn tilbakeføring av slamvannet unngå store pH-fluktuasjoner i innløpsvannet. Slamvannets bidrag av suspendert stoff og

løst organisk stoff må også vurderes i aktuelle tilfeller. Biologiske anlegg med forsedimentering (mekanisk-biologisk rensing) vil ha en viss utjevning av slamvannet dersom dette tilføres foran forsedimenteringen, og muligheten for store pH-svingninger i vannet inn til det biologiske trinnet skulle være noe mindre. Tilskuddet av løst organisk stoff fra slamvannet må imidlertid tas i betraktning også her.

Kjemiske renseanlegg med aluminiumsulfat som fellingsmiddel vil kunne få problemer ved kalkstabilisering av slammet dersom det ikke tas spesielle forholdsregler ved resirkulering av slamvannet (Scandiaconsult International, 1973; Sigvaldsen, 1974). Ved primærfelling vil slamvannet vanligvis tilføres omtrent på samme sted som aluminiumsulfaten. Selv med kontrollert slamvannstilførsel vil det da sannsynligvis oppstå problemer med styring av kjemikaliedoseringen på grunn av varierende pH og alkalitet. Dette vil trolig være noe bedre ved sekundærfellingsanlegg hvor forsedimenteringen vil ha en utjevnende virkning. Høy alkalitet i vannet vil imidlertid også her medføre høye tilsetninger av aluminiumsulfat for å komme ned i gunstig pH-område for fosforfjerning. Bidraget av løst organisk stoff fra slamvannet vil alltid redusere renseseffekten med hensyn på BOF og KOF ved slike mekanisk-kjemiske anlegg. Ved etterfelling med aluminiumsulfat vil det biologiske trinn kunne virke som buffersystem og derved gi noenlunde jevn vannkvalitet inn på fellingssteget. Det vil da være slamvannets innvirkning på den biologiske prosess som blir avgjørende for totalresultatet ved anlegget.

Kjemisk felling med jernsalter vil ifølge Morling (1975) være en bedre løsning enn aluminiumsulfat ved mekanisk-kjemiske renseanlegg som har kalkstabilisering. Dette beror på at felling med jernsalter kan skje ved pH ca. 8 - et pH-nivå som lettere kan holdes noenlunde konstant når slamvann med høy alkalitet tilføres anlegget.

Ved bruk av kalk som fellingsmiddel vil det vanligvis ikke være behov for ytterligere kalktilsetting når kalkslammet blandes med mekanisk og/eller biologisk slam. Slamvannet som her produseres, burde kunne føres tilbake foran det kjemiske trinn uten spesielle problemer for fellingsprosessen.

Det er hittil bare vurdert resirkulering av slamvann fra kalkstabilisert internt slam, dvs. slam som er produsert i selve renseanlegget. Ved fortykning og avvanning av septiktankslam og slam fra andre renseanlegg i tillegg vil slamvannsmengden kunne øke betraktelig, og merbelastningen fra slamvannet vil kunne medføre store problemer for anlegg som ikke er dimensjonert for denne. Kalkstabilisering av dette eksterne slam før avvanning vil sannsynligvis forsterke problemene, i hvert fall ved biologiske anlegg og ved kjemiske anlegg med aluminiumsulfat som fellingsmiddel.

5. KONKLUSJONER

De resultater som her er fremkommet ved forsøk med kalkstabilisert slam, kan sammenfattes i følgende punkter:

1. Det er ingen vesentlig forskjell i pH-verdiene for kalkstabilisert slam enten det lagres i uavvannet eller avvannet form (ca. 15% TS).
2. Mekanisk slam og septiktankslam får ikke bedre fortykkingssegenskaper ved kalkstabilisering. Ved mekanisk-kjemisk (Al) slam og biologisk-kjemisk (Al) slam har kalktilsettingen en positiv virkning.
3. Filtreringsegenskapene forbedres med økende kalkdosering, men vil forverres igjen ved lagring av slammet dersom pH høyere enn 12 ikke kan opprettholdes.
4. Den forbedring av filtreringsegenskapene som oppnås ved en normal kalkdosering, gir ikke tilstrekkelig kondisjonering for avvanning med mekanisk avvanningsutstyr.
5. Dreneringshastigheten øker med økende kalkdosering for mekanisk-kjemisk (Al) slam og biologisk-kjemisk (Al) slam, men reduseres igjen ved stigende lagringstid.
6. Ved drenering av kalkstabilisert slam er det en tendens til at tørrstoffinnholdet i slamkaken blir høyest ved de laveste kalkdoseringer.
7. Ved kondisjonering av kalkstabilisert slam vil polymerforbruket øke med økende lagringstid uansett kalkdosering.
8. Mekanisk slam vil ha økende polymerbehov med økende kalktilsetting, og for den høyeste kalkdosen (200 g Ca(OH)_2 /kg SS) var det vanskelig å finne effektive polyelektrolytter (kationiske og anioniske).

For mekanisk-kjemisk (A1) slam ble polymerforbruket lavere med høyere kalkdoseringer, og anioniske polyelektrolytter var best egnet. Biologisk-kjemisk (A1) slam hadde også lavere polymerbehov ved økende kalktilsetting, men her gav kationiske polyelektrolytter de beste resultater.

9. Innholdet av parameterorganismer (coliforme bakterier, termostabile coliforme, fækale streptococcer og anaerobe sporedannere) ble redusert til under deteksjonsgrensen (200 organismer pr. 100 ml slam) for alle slamtyper ved de høyeste kalkdoseringer (pH 12,4-12,5). Dette forhold vedvarte under hele lagringsperioden (28 døgn).
10. Slamvann fra kalkstabilisert slam vil få økende innhold av løst organisk stoff (KOF) med økende lagringstid av slammet før avvanning. Ved kortere lagringstider enn ca. en uke vil slam som er tilsatt kalk, ha høyere KOF i slamvannet enn ubehandlet slam som er lagret på tilsvarende måte.
11. Ved kalkstabilisering av mekanisk slam og septiktankslam vil innholdet av ortofosfat i slamvannet reduseres til under 1 mg P/l. Fosfor som bindes ved kalktilsettingen, vil imidlertid gå i løsning igjen dersom lagring av slammet medfører pH-verdier under ca. 6. Slam fra kjemisk felling vil alene eller i blanding med andre slamtyper gi slamvann med lavt ortofosfatinhold. Kalkstabilisering av disse slamtyper vil ikke endre på dette forhold.
12. Innhold av total fosfor i slamvann fra mekanisk slam og septiktankslam vil bli redusert ved kalkstabilisering. For mekanisk-kjemisk og biologisk-kjemisk slam vil ikke kalktilsetting medføre noen senkning av det totale fosforinnhold i slamvannet, da dette allerede er lavt i slamvannet fra ubehandlet slam. Innholdet av total fosfor i slamvannet vil for øvrig avhenge mye av mengde suspendert stoff.
13. Slamvann fra kalkstabilisert slam vil ha høyere innhold av total nitrogen jo lengre tid slammet lagres før avvanning.

14. Alkaliteten i slamvann fra kalkstabilisert slam (bestemt ved titrering til pH 4,2) vil øke med økende kalkdosering. Ved lagring av slammet vil alkaliteten først synke med avtakende pH, men vil kunne øke igjen dersom pH synker ned til ca. pH 5-6.

15. Ved kalkstabilisering av slam fra biologiske anlegg og kjemiske anlegg med aluminiumsulfat-felling, må det tas spesielle hensyn for å unngå problemer ved resirkulering av slamvannet.

6. VIDERE ARBEID

De fleste undersøkelser i dette prosjekt har vært utført i laboratorie-skala. I det videre arbeid vil man konsentrere seg om å følge opp noen forskjellige fullskala anlegg som benytter kalkstabilisering. Dette vil forhåpentlig gi opplysninger om praktiske forhold ved kalkstabilisering, som kan være av generell interesse. I tillegg vil man kunne få kontrollert en del av de resultater som laboratorieforsøkene har gitt.

I forbindelse med PRA-prosjektet "Behandling av septiktankslam" vil det bli gjort en del undersøkelser av kalkstabilisert septiktankslam. Her er det spesielt innvirkningen av slamvannet på ulike typer renseanlegg som er av interesse å få undersøkt.

7. LITTERATUR

- Albertson, O. and Sherwood, R. (1969) "Phosphate extraction process", Journal Water Pollution Control Federation, 41, 8, 1467-1490.
- Baskerville, R.C. and Gale, R.S. (1968) "A simple automatic instrument for determining the filtrability of sewage sludges", Water Pollution Control, 67, 233-241.
- Brade, C.E. and Sambidge, N.E.W. (1974) "The effect of surplus activated sludge in filter press performance", Water Pollution Control, 73, 138-149.
- Buzzell, J.C., Jr. and Sawyer, C.N. (1967) "Removal of algal nutrients from raw wastewater with lime", Journal Water Pollution Control Federation, 39, 10, R16-R24.
- Counts, C.A. and Shuckrow, A.J. (1974) "Lime stabilized sludge: Its stability and effect on agricultural land", Pacific Northwest Laboratories, Battelle Memorial Institute, Richland, Washington, USA.
- Coackley, P.C. and Jones, B.R.S. (1956) "Vacuum sludge filtration. Interpretation of results by the concept of specific resistance", Sewage and Industrial Wastes, 28, 963-976.
- 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.
- Eikum, A.S. and Paulsrud, B. (1974a) "Characterization of the degree of stability of waste water sludges. Lime stabilized sludges", Progress report No. 3, EUROCOF-COST 68/2/4, 0-14/73, Norwegian Institute for Water Research, Oslo.
- Eikum, A.S. and Paulsrud, B. (1974b) "Filtration properties of aerobic stabilized primary and mixed primary-chemical (alum) sludge", Water Research, 8, 203-209.
- Eikum, A.S., Carlson, D.A. and Lundar, A. (1975) "Phosphorus release during storage of aerobically digested sludge", Journal Water Pollution Control Federation, 47, 2, 330-337.
- Farrell, J.B., Smith, J.E., Jr., Hathaway, S.W. and Dean, R.B. (1974) "Lime stabilization of primary sludges", Journal Water Pollution Control Federation, 46, 1, 113-122.
- Frederiksen, O.F. (1975) "Gravitasjonsfortykking av kjemiske slamtyper", PRA 2.1, 0-40/71-R, Norsk institutt for vannforskning, Oslo (under utarbeidelse).

- Gale, R.S. (1968) "Some aspects of the mechanical dewatering of sewage sludges", *Filtration & Separation*, March/April, 133-144.
- Gale, R.S. (1971a) "The calculation of theoretical yields of rotary vacuum filters", *Water Pollution Control*, 70, 114-118.
- Gale, R.S. (1971b) "Recent research on sludge dewatering", *Filtration & Separation*, September/October, 8, 531-538.
- Gale, R.S., Baskerville, R.C. and Swanwick, J.D. (1967) "Investigations of pressure filtration of raw sewage sludge", *Water Pollution Control*, 66, 553-569.
- Gale, R.S. and Baskerville, R.C. (1970a) "Studies on the vacuum filtration of sewage sludges", *Water Pollution Control*, 69, 514-532.
- Gale, R.S. and Baskerville, R.C. (1970b) "Polyelectrolytes in the filtration of sewage sludges", *Filtration & Separation*, January/February, 7, 37-52.
- Gale, R.S. and Niemitz, W. (1974) "Recommended international method for assessing the conditionability of a municipal sewage sludge", In Annual report for COST-Project 68/2, Sludge characterization, EUROCCP-COST-secretariat, Bruxelles, Belgium.
- Horstkotte, G.A., Niles, D.G., Parker, D.S. and Caldwell, D.H. (1974) "Full-scale testing of a water reclamation system", *Journal Water Pollution Control Federation*, 46, 1, 181-197.
- Håkanson, H. och Winnberg, E. (1970) "Rötkammare blir överflödiga med kemisk-mekanisk slamhantering", *Teknik & Miljö*, 5, 58-59.
- Kampelmacher, E.H. and von Noorle Jansen, L.M. (1972) "Reduction of bacteria in sludge treatment", *Journal Water Pollution Control Federation*, 44, 2, 309-313.
- Leclerc, H. and Brouzes, P. (1973) "Sanitary aspects of sludge treatment", *Water Research*, 7, 355-360.
- Markkanen, T. (1972) "Kalkens användning vid avvattnings av slam", *Avloppsvattenrening, Föredrag vid Svenska Kalkföreningens Vattenvårdsdag, Stockholm, 3. okt.*
- Minton, G.R. and Carlson, D.A. (1972) "Combined biological-chemical phosphorus removal", *Journal Water Pollution Control Federation*, 44, 9, 1736-1755.
- Minton, G.R. and Carlson, D.A. (1973) "Primary sludges produced by the addition of lime to raw waste water", *Water Research*, 7, 1821-1847.
- Morling, S. (1975) "Kalkstabilisering av slam vid avloppsverket i Sandviken", *Kalkbehandling av avloppsvatten och slam, Cementa AB, Malmö.*

- Owen, S.G.H. and Lamb, R. (1974) "Study of carbohydrate solubilization from sewage sludge", *Water Pollution Control*, 73, 114-120.
- Parker, D.S., Niles, D.G. and Zadick F.J. (1974) "Processing of combined physical-chemical-biological sludge", *Journal Water Pollution Control Federation*, 46, 10, 2281-2300.
- Paulsrud, B. (1973) "Stabilisering av slam med kalk", *Delrapport 1, PRA 2.1, 0-40/71-P, Norsk institutt for vannforskning, Oslo*.
- Paulsrud, B. and Eikum, A.S. (1975) "Lime stabilization of sewage sludges", *Water Research*, 9 (in press).
- Ronéus, O. (1972) "Parasitäggs förekomst och överlevnad i slam och utloppsvatten", *Avloppsvattenrening, föredrag vid Svenska Kalkföreningens Vattenvårdsdag, Stockholm, 3. okt.*
- Scandiaconsult International (1973) "Stabilization of sludge at the wastewater treatment plant at Sandviken, Sweden", *Report of 1973-08-22, Stockholm*.
- Schmid, L.A. and McKinney, R.E. (1969) "Phosphate removal by a lime-biological treatment scheme", *Journal Water Pollution Control Federation*, 41, 7, 1259-1276.
- Schürholz, R. (1969) "Über das Entwässerungsverhalten häuslicher und industrieller Abwasserschlämme", *Heft 30, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Hannover*.
- Sigvaldsen, L. (1974) "Innvirkning av rejektivann fra avvanning av kalkstabilisert slam på felling med aluminiumsulfat i et mekanisk-kjemisk kloakkrenseanlegg", *Hovedoppgaven, Institutt for vassbygging, Norges tekniske høgskole, Trondheim*.
- Smith, A.G. (1972) "Centrifuge dewatering of lime treated sewage sludge", *Research Branch Paper No. W2030, Ministry of the Environment, Ontario*.
- Spohr, H. and Talts, A. (1970) "Phosphate removal by pH controlled lime dosage", *Public Works*, 101, 63-67.
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1971), 13th edition, *American Public Health Association, Inc., New York*.
- Stumm, W. and Morgan, J.J. (1970) *Aquatic Chemistry. Wiley-Interscience, New York*.
- Swanwick, J.D. (1972) "Theoretical and practical aspects of sludge dewatering", *2. Europäisches Abwasser- und Abfallsymposium, München, Heft 26, Berichte der Abwassertechnischen Vereinigung E.V., Bonn*.

- Swanwick, J.D. (1974) "Tests for the centrifugability of sludges",
A contribution to the meeting of EUROCOPI-COST 68/2 at EAWAG,
Zurich, 4/5 April.
- Sørensen, P.E. (1974) "Kemisk slamstabilisering", Foredrag ved
Dansk Ingeniørforenings kursus om spildevandsslam, Scanticon,
16-18. sept.
- Sørensen, P.E. (1975) Upublicerte data.
- Trubnick, E.H. and Mueller, P.K. (1958) "Sludge dewatering practice",
Sewage and Industrial Wastes, 30, 1364-1378.
- Tullander, V. (1972) "Kalkningens inverkan på bakterier i avloppsvatten
och slam", Avloppsvattenrening, Foredrag vid Svenska Kalkföreningens
Vattenvårdsdag, Stockholm, 3. okt.
- Vesilind, P.A. (1968) "The design of thickeners from batch settling
tests", Water & Sewage Works, 115, 9, 418-419.
- Webb, L.J. (1972) "A study in conditioning sewage sludges with lime",
Research report 139, Welwyn Hall Research Association, Hertfordshire,
England.
- Webb, L.J. (1974) "A study of conditioning sewage sludges with lime",
Water Pollution Control, 73, 192-206.

---oOo---