

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

BLINDERN

PRA 2.8

0 - 58/74

BEHANDLING AV SEPTIKTANKSLAM

Delrapport nr. 1

Saksbehandler: Arild Schanke Eikum, Ph.D.

Medarbeidere: Siv.ing. Bjarne Paulsrud

Ing. Arne Lundar

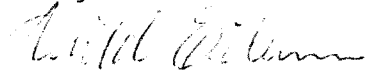
Rapporten avsluttet Mars 1975

F O R O R D

Det vil i det inneværende år (1975) bli gjort undersøkelser ved Norsk institutt for vannforskning (NIVA) for å karakterisere septiktankslam samt vurdere behandlingsmetoder for dette. Målsettingen med forskningsprosjektet er å løse noen av de problemer som er forbundet med behandlingen av septiktankslam.

"Behandling av septiktankslam, Delrapport 1" inneholder kun et litteraturstudium og en kort beskrivelse av det arbeid som er tenkt gjennomført i 1975. Det ble bestemt å gi dette ut i en egen delrapport av to årsaker. Litteraturstudiet vil kunne gi verdifull informasjon til planleggere av slambehandlingsanlegg. En generell kjennskap til selve forskningsarbeidet på et tidlig tidspunkt vil også kunne spore fremtidige brukere av resultatene til å komme med praktisk informasjon som kan ha almen nytte.

Oslo, mars 1975



Arild Schanke Eikum, Ph.D.

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side:
FORORD	2
ORDLISTE	5
1. INNLEDNING	6
2. LITTERATURSTUDIUM	7
2.1 Septiktankslammets mengde og sammensetning	7
2.2 Ubehandlet septiktankslams fortykkings- og avvanningsegenskaper	15
2.3 Behandling av septiktankslam i separate anlegg	19
2.3.1 Anaerob stabilisering av septiktankslam/pudrett	19
2.3.2 Aerob stabilisering av septiktankslam	21
2.3.3 Kalkstabilisering av septiktankslam	27
2.3.4 Andre behandlingsprosesser for septiktankslam	27
2.4 Behandling av septiktankslam ved kommunale kloakkrenseanlegg	30
2.4.1 Generelt	30
2.4.2 Tilførsel av septiktankslam til innløpsvannet ved kommunale kloakkrenseanlegg	30
2.4.3 Tilførsel av septiktankslam til slambehandlingssteget ved kommunale kloakkrenseanlegg	33
2.5 Luktproblemer ved behandling av septiktankslam	39
2.5.1 Generelt	39
2.5.2 Bruk av jordfilter	40
2.5.3 Bruk av aktivt kull	42
2.5.4 Kjemisk oksydasjon	42
2.5.5 Bruk av plastkuler	43
3. FORSKNINGS- OG UTREDNINGSARBEID VEDRØRENDE BEHANDLING AV SEPTIKTANKSLAM	46
3.1 Karakterisering av septiktankslam	46
3.2 Forbehandling av septiktankslam ved et kloakkrenseanlegg	47
3.3 Aerob stabilisering av septiktankslam	48
3.4 Kalkstabilisering av septiktankslam	48
3.5 Separat biologisk rensing av slamvann fra septiktankslam	49

	Side:
3.6 Tilførsel av slamvann fra ustabilisert og stabilisert septiktankslam til et kommunalt biologisk kloakkrenseanlegg	50
3.7 Tilførsel av slamvann fra ustabilisert og stabilisert septiktankslam til et kommunalt mekanisk-kjemisk renseanlegg	50
3.8 Reduksjon av lukt fra behandlingstrinn for septiktankslam	51
4. LITTERATUR	53

- o -

TABELLFORTEGNELSE

Tabell nr.:

1.	BOF ₇ som funksjon av FSS og KOF i septiktankslam	10
2.	Karakterisering av septiktankslam	15
3.	Karakterisering av septiktankslam og slamvann	16
4.	Avvanning av septiktankslam med silbandpresse og sentrifuge	18
5.	Analyseprogram for ubehandlet septiktankslam	46

- o -

FIGURFORTEGNELSE

Figur nr.:

1.	Karakterisering av septiktankslam	9
2.	Totalt tørrstoff og totalt flyktig tørrstoff for septiktankslam	11
3.	Suspendert stoff og flyktig suspendert stoff for septiktankslam	12
4.	Prosent flyktig tørrstoff av totalt tørrstoff og prosent flyktig tørrstoff av totalt suspendert stoff for septiktankslam	13
5.	BOF ₇ som funksjon av flyktig suspendert stoff i slam	14
6.	KOF som funksjon av flyktig suspendert stoff i slam	14
7.	Sedimenteringskurve for septiktankslam	17

Figur nr.:		Side:
8.	Anaerob stabilisering av pudrett	20
9.	Gassproduksjon og innhold av organiske syrer ved anaerob stabilisering av pudrett	22
10.	Reduksjon av flyktig organisk stoff mot oppholdtid (batch) ved 18 °C	23
11.	Reduksjon av kjemisk oksygenforbruk mot oppholdtid (batch) ved 18 °C	23
12.	Innhold av nitritt + nitrat mot oppholdtid (batch) ved 18 °C	25
13.	Forandring av filtreringsegenskaper under aerob stabilisering (batch) ved 18 °C	25
14.	Forandring av pH med lagringstid og kalkdosering - septiktankslam	28
15.	Behandling av septiktankslam ved Purifax prosessen	29
16.	Tillatt mengde septiktankslam tilført biologisk kloakkrensaneanlegg som funksjon av anleggets størrelse og utnyttelsesgrad	32
17.	Ristkurv for septiktankslam	34
18.	Mekanisk rensed avløpsvann tilsatt slamvann før felling med aluminiumsulfat	36
19.	Jordfilter for reduksjon av lukt	41
20.	Jernoksydfilter for reduksjon av lukt	44

- 0 -

ORDLISTE

TS	Totalt tørrstoff
FS	Totalt flyktig tørrstoff
TSS	Totalt suspendert stoff
FSS	Flyktig suspendert stoff
KOF	Kjemisk oksygenforbruk (dikromat)
KMnO ₄ -forbruk	Kjemisk oksygenforbruk (permanganat)
BOF ₇	Biokjemisk oksygenforbruk

- 0 -

1. INNLEDNING

De fleste kommuner i Norge har i dag relativt store mengder septiktankslam sammenliknet med slam fra kommunale kloakkrenseanlegg. Det er derfor forståelig at det er vanskelig for de fleste kommuner å bli kvitt dette slam på en miljømessig og økonomisk forsvarlig måte. På grunn av høye transportkostnader og behov for avvanning av slam før deponering har mange kommuner allerede bygget avvanningsstasjoner for septiktankslam. Disse er vanligvis blitt bygget i forbindelse med kommunale kloakkrenseanlegg. Som kjent vil avvanning av septiktankslam resultere i sterkt forurenset slamvann som ledes inn på kloakkrenseanleggets innløp. Resultatet har vært alvorlige prosessforstyrrelser i kloakkrenseanlegget, - noe som reduserer kvaliteten av utløpsvannet. På grunn av manglende kunnskap om hvordan og hvorfor dette slamvann påvirker ulike typer kloakkrenseanlegg, har det ofte vært vanskelig å ta hensyn til dette under prosjekteringen av renseanlegget.

De miljømessige problemer forbundet med septiktankslam er store. Luktulemper har ofte skapt vanskelige forhold for driftspersonalet på anlegget og vært til stor sjenanse for nærliggende bebyggelse.

Kun en bred vurdering av de prosessmessige og miljømessige forhold vedrørende behandling av septiktankslam vil gi oss den nødvendige informasjon vi trenger for å løse dette problemet på en forsvarlig måte.

I våre undersøkelser vil fysiske og kjemiske data for septiktankslam bli innhentet fra ulike steder i Norge. Praksis med hensyn til tømming og deponering av kloakkslam vil bli studert. Laboratorieundersøkelser og undersøkelser ved eksisterende anlegg som mottar septiktankslam, vil bli lagt til grunn for retningslinjer for behandling av septiktankslam på kommunale kloakkrenseanlegg og i separate anlegg for septiktankslam.

2. LITTERATURSTUDIUM

2.1 Septiktankslammets mengde og sammensetning

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) utførte i 1973 en regional kartlegging av slammengdene i Norge. I dette arbeid var også septiktankslam tatt med (PAULSRUD, 1974). Spørreskjemaer vedrørende slammengder ble sendt ut til de enkelte kommuner. Fra opplysningene i skjemaene kom man fram til mengder septiktankslam lik $0,35 \text{ m}^3/\text{person}\cdot\text{år}$. Det påpekes at den spesifikke slamproduksjon vil avhenge av tømmehyppigheten, og at den antakelig vil øke i fremtiden. I prognosen for 1983 ble derfor $0,50 \text{ m}^3/\text{p}\cdot\text{år}$ benyttet. En tørrstoffkonsentrasjon lik 4 prosent for ubehandlet slam ble også brukt.

Tyske retningslinjer (ATV-REGELWERK, 1974) oppgir følgende verdier for septiktankslam:

Slammengde	1000 l/p.år
Vanninnhold	98,5%
Organisk stoff	10 kg/p.år
BOF ₅	10 kg/p.år
KMnO ₄ -forbruk	16 kg/p.år
NH ₃ -N	1,6 kg/p.år
Tot-N	2,3 kg/p.år.

Disse verdiene avviker en del fra erfaringstall i Norge. En større slammengde med lavere tørrstoffinnhold kan skyldes en hyppigere tømmefrekvens.

IKEDA (1972) har i sitt arbeid om våtoksydasjon av pudrett angitt følgende karakterisering av pudrett brukt i pilotanlegg:

Totalt tørrstoff	(g/l)	23,9
Organisk stoff	(g/l)	13,5
KOF	(g/l)	33,4
BOF ₅	(g/l)	14,2
pH		8,3
Forbrenningsverdi	(Kcal/l)	77,1.

IKEDA påviste en god korrelasjon mellom KOF og forbrenningsverdi.

PRADT (1971) nevner at i Japan produseres ca. 1,0-1,1 liter pudrett pr. person og dag. PRADT henviser til arbeid av IWAI et al. hvor følgende karakteristikk av pudrett blir gitt:

Totalt tørrstoff	(g/l)	30,1
Suspendert stoff	(g/l)	12,0
Totalt organisk stoff	(g/l)	17,6
pH		8,5
BOF ₅	(mg/l)	10,190
NH ₄ -H	(mg/l)	3471
Cl	(mg/l)	4671.

KOLEGA (1971) ved University of Connecticut i USA utarbeidet kumulative sannsynlighetskurver for forskjellige parametre i septiktankslam. Hensikten med dette arbeid var i første rekke å skaffe bakgrunnsmateriale for behandling av septiktankslam ved kommunale kloakkrensaneanlegg. Dette arbeid skulle så resultere i retningslinjer for behandling av septiktankslam. Det påpekes av KOLEGA (1971) at det kan forekomme store variasjoner i septiktankslammets karakter. Datamaterialet hans er derfor presentert på en slik måte at dette kommer fram. En del av resultatene er vist i fig. 1. Materialet er bygget på 180 prøver, alle tatt fra septiktankbiler.

Skal man velge f.eks. BOF-verdier for septiktankslam, må det vurderes hvor mange prosent av de målte verdier som skal være mindre eller lik den brukte verdi. Fra KOLEGA's data ser vi at for BOF vil 75% av verdiene være mindre eller lik 6350 mg/l mens 50% av verdiene vil være mindre eller lik 2900 mg/l. Det er med andre ord en stor forskjell om man velger 75% eller 50% verdien. Effekten av en høy verdi kontra en lav verdi på renseanlegget må vurderes før man bestemmer seg for hvilken verdi som skal brukes i et gitt tilfelle.

LØKEN (1973) utførte en karakterisering av septiktankslam i Østlandsområdet. Formålet med dette arbeid var til dels det samme som med KOLEGA's (1971) arbeid. I alt 46 prøver ble tatt fra tankbiler ved forskjellige

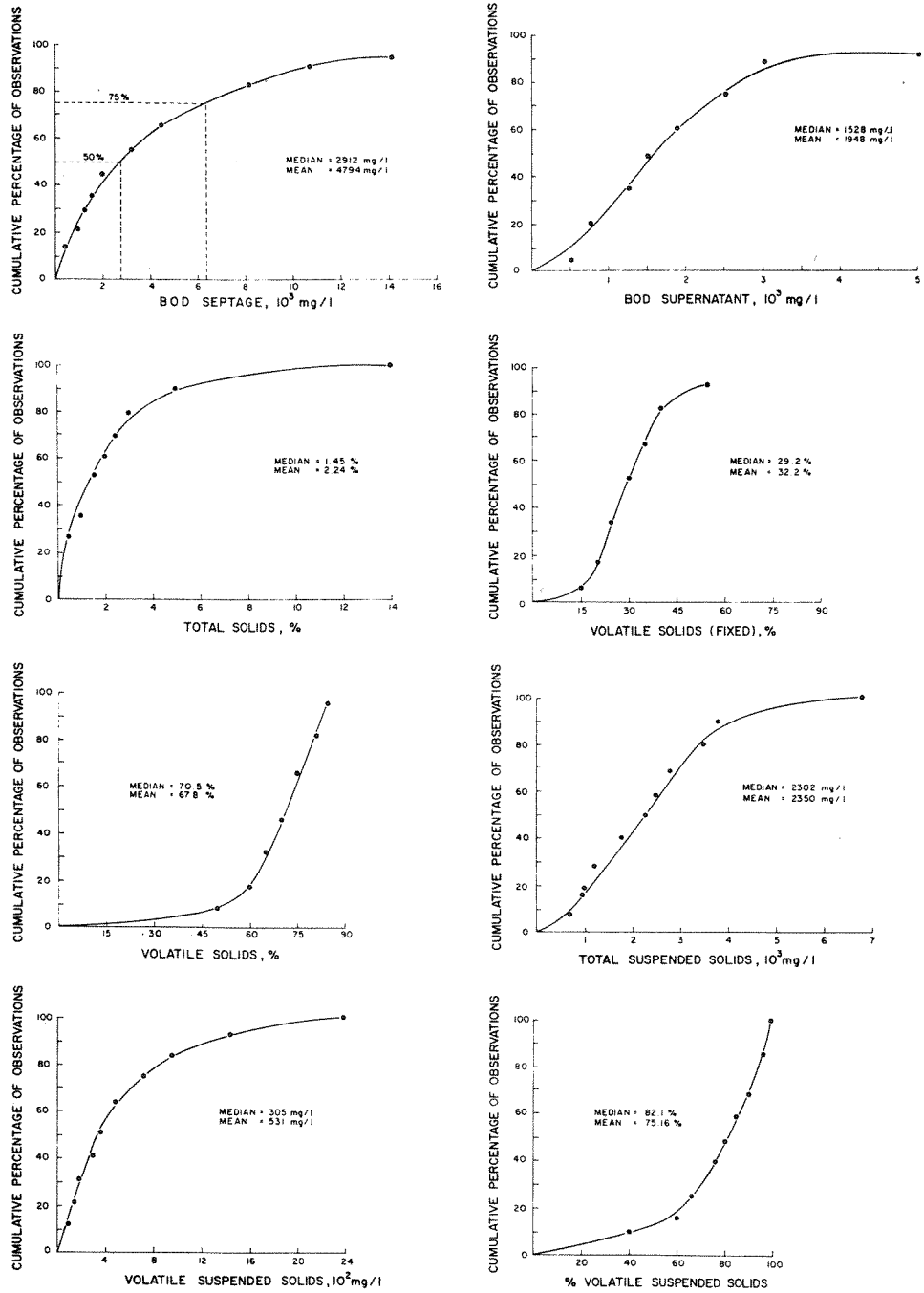


Fig. 1. Karakterisering av septiktankslam (KOLEGA, 1971).

tømmesteder for septiktankslam. Resultatene er presentert på samme måte som i arbeid av KOLEGA (1971). Fig. 2 angir totalt tørrstoff og totalt flyktig tørrstoff, mens fig. 3 angir suspendert stoff og flyktig suspendert stoff. Det fremgår at totalt tørrstoff ligger en del høyere i arbeid utført av LØKEN enn av KOLEGA. Prosent flyktig tørrstoff stemmer dog godt overens. Dette fremgår av fig. 1 og 4.

Fig. 5 og 6 angir biokjemisk oksygenforbruk (BOF_7) og kjemisk oksygenforbruk (KOF) som funksjon av flyktig suspendert stoff i slammet. I tabell 1 er likningene for disse to figurer angitt, samt BOF_7 som funksjon av KOF i slammet og slamvannet.

Tabell 1. BOF_7 som funksjon av FSS og KOF i septiktankslam
(LØKEN, 1973).

Parametre	Antall punkter	Korr. koeff.	Likning
BOF_7 s.f.a. FSS	40	0,72	$BOF_7 = 0,27 \text{ FSS} + 2130$
KOF s.f.a. FSS	43	0,80	$KOF = 1,14 \text{ FSS} + 8590$
BOF_7 s.f.a. KOF i slammet	40	0,68	$BOF_7 = 0,18 \text{ KOF} + 2520$
BOF_7 s.f.a. KOF i slamvannet	38	0,80	$\log BOF_7 = 1,23 \log KOF - 1,24$

Arbeid ved NIVA (FIKUM et al., 1974) gir følgende karakterisering av septiktankslam. Dette er en enkelt prøve og bør ikke tillegges like stor verdi som resultater fra KOLEGA (1971) og LØKEN (1973).

TSS	(mg/l)	33,241
FSS	(mg/l)	26,201
KOF	(mg/l)	33,820
Protein	(mg/l)	16,425
Karbohydrat	(mg/l)	10,124
pH		5,70
BOF_7 slamvann	(mg O_2 /l)	1820
NH_4 slamvann	(mg N/l)	96,0
$NO_2 + NO_3$ slamvann	(mg N/l)	0,12

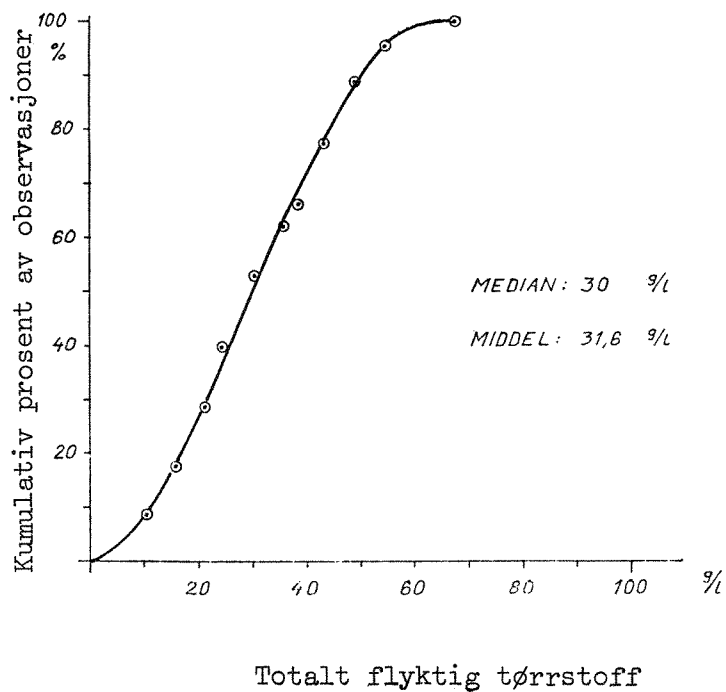
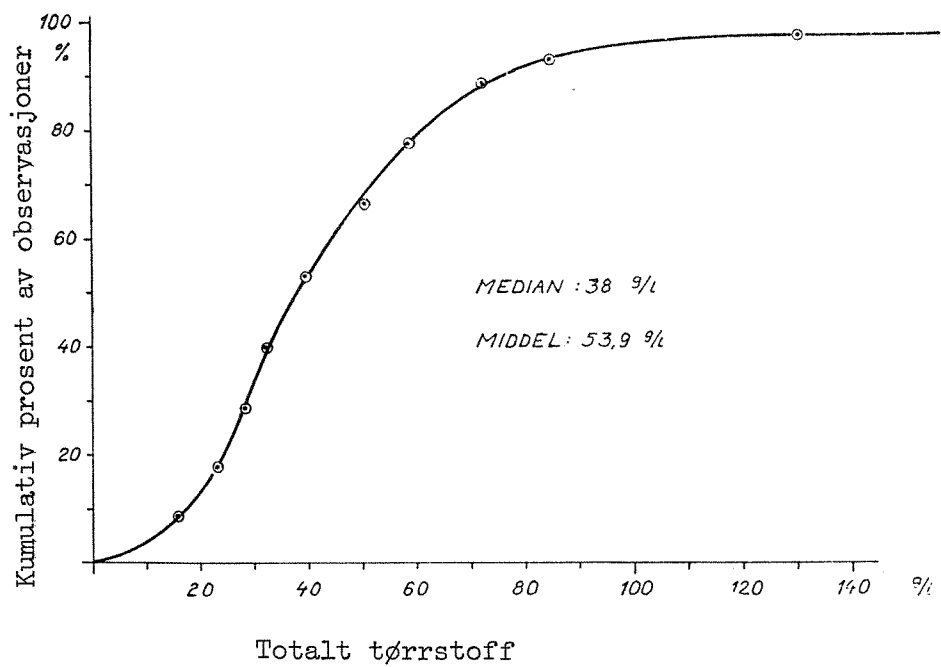


Fig. 2. Totalt tørrstoff og totalt flyktig tørrstoff for septiktankslam (LØKEN, 1973).

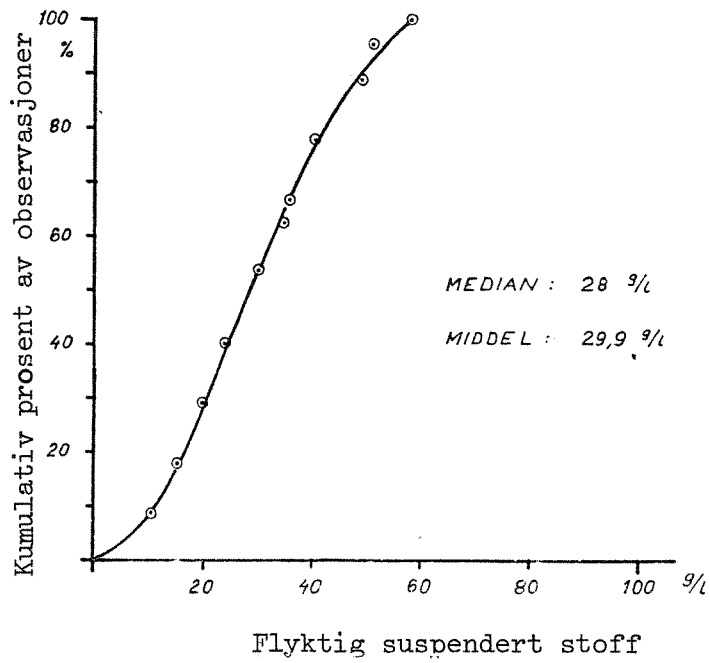
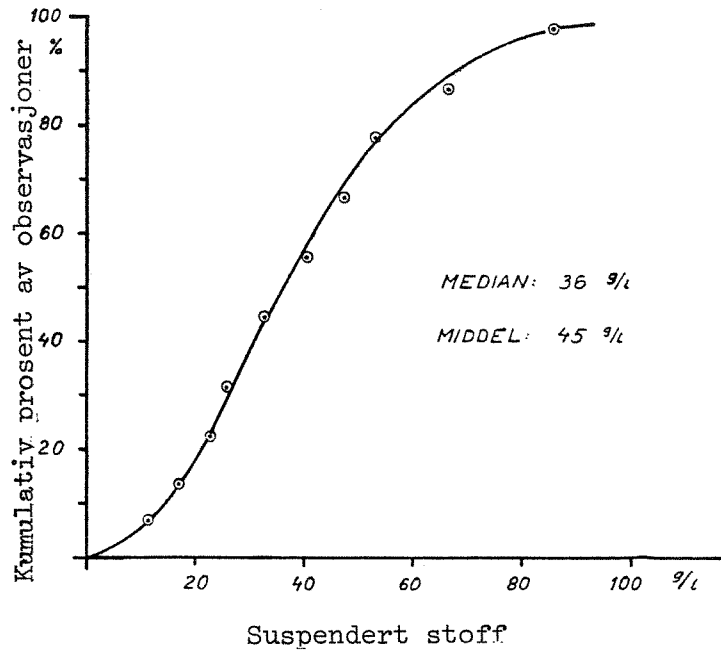
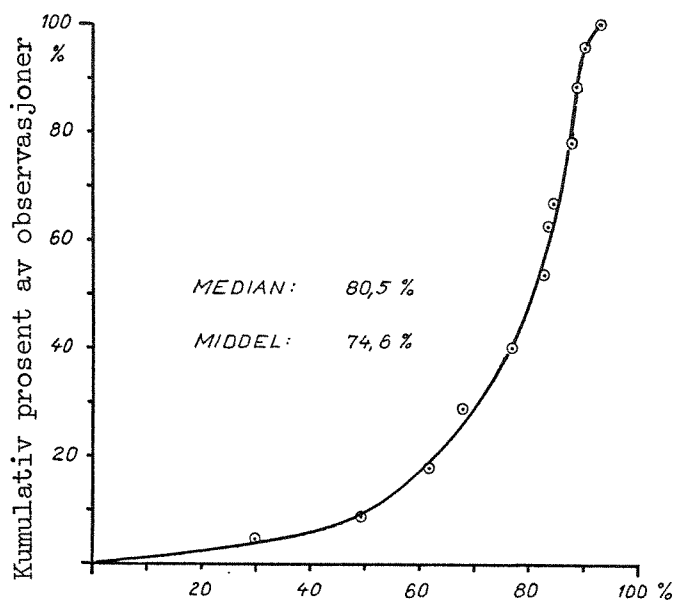
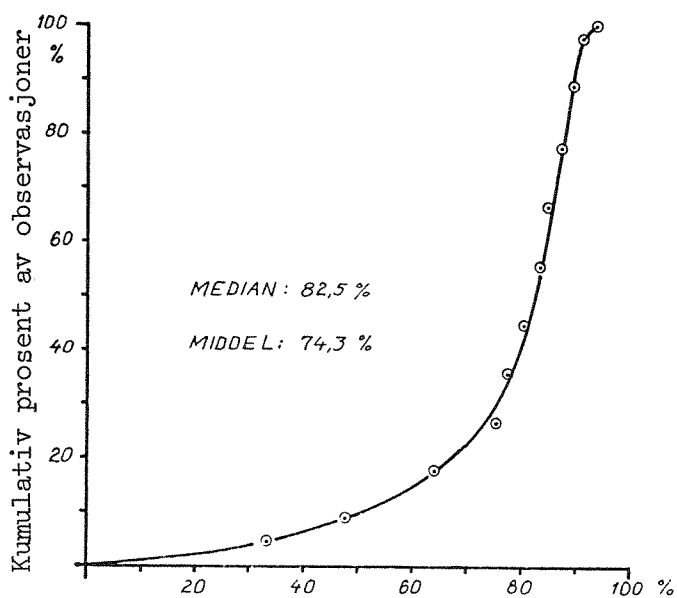


Fig. 3. Suspendert stoff og flyktig suspendert stoff for septiktankslam (LØKEN, 1973).



Flyktig tørrstoff i % av totalt tørrstoff



Flyktig tørrstoff i % av suspendert stoff

Fig. 4. Prosent flyktig tørrstoff av totalt tørrstoff og prosent flyktig tørrstoff av totalt suspendert stoff for septiktankslam (LØKEN, 1973).

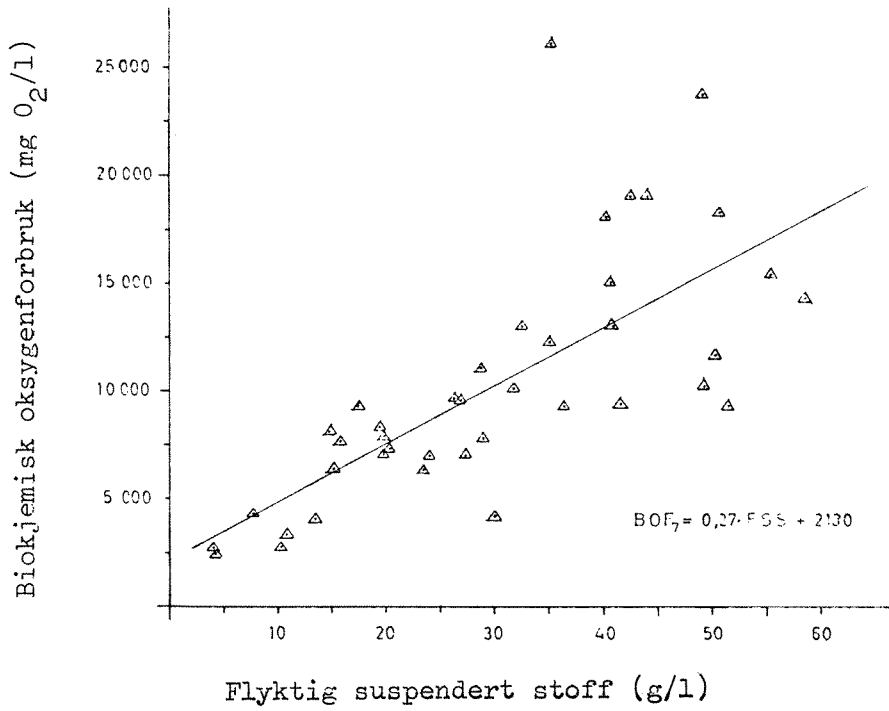


Fig. 5. BOF_7 som funksjon av flyktig suspendert stoff (LØKEN, 1973).

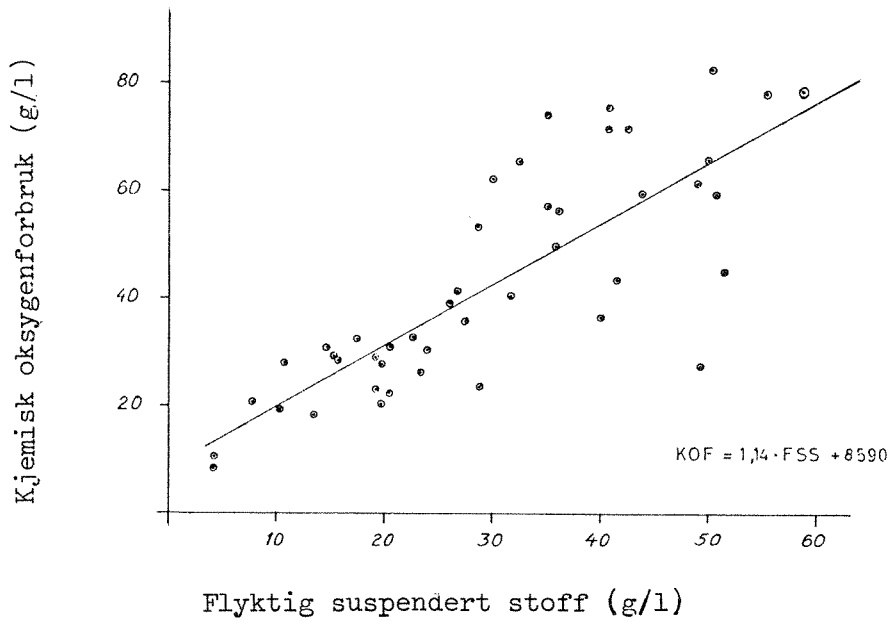


Fig. 6. KOF som funksjon av flyktig suspendert stoff (LØKEN, 1973).

JEWELL (1974) undersøkte ulike behandlingsmetoder for septiktankslam. I alt 24 ulike septiktankslam ble analysert. Dette er vist i tabell 2.

Tabell 2. Karakterisering av septiktankslam. (JEWELL, 1974).

Verdi	TS mg/l	TSS mg/l	FSS mg/l	KOF (slamvann) mg/l
Minimum	16.700	15.200	12.750	1.300
Maksimum	70.800	78.800	51.500	7.650
Middel	41.900	39.100	30.100	3.360
Median	44.700	39.400	33.000	2.700

Det ser ut til å være en viss spredning mellom de ulike kilder vedrørende karakterisering av septiktankslam (se tabell 3).

2.2 Ubehandlet septiktankslams fortykkings- og avvanningsegenskaper

LØKEN (1973) beregnet sedimenteringshastigheten for ulike septiktankslam ved bruk av 1 liters målesylindre. Median hastigheten ble funnet lik 6,0 cm/h. Dette er høyere enn tilsvarende verdier målt for mekanisk slam og blandet mekanisk-kjemisk (A1) slam (EIKUM, 1973). Det blir derfor konkludert av LØKEN at fortykkingsegenskapene for septiktankslam er relativt gode. PAULSRUD (1975) utførte også sedimenterings-(fortykkings-) forsøk for septiktankslam. Dette er vist i fig. 7. En reduksjon av slamvolumet på 25 prosent var mulig etter 3 timers sedimentering. Det må dog presiseres at fortykkingsegenskapene for septiktankslam vil variere sterkt. Dette bør tas hensyn til ved dimensjonering av fortykkere for denne slamtype. JEWELL (1974) fant at septiktankslam overhodet ikke vil sedimentere i løpet av 60 min. i en 1000 ml målesylinder.

Septiktankslam lar seg kondisjonere og avvanne i ubehandlet form. Forsøk utført ved NIVA viser at septiktankslammet lar seg kondisjonere med både organiske og uorganiske kondisjoneringsmidler (det ble brukt Praestol 444K og FeCl_3).

Tabell 3. Karakterisering av septiktankslam og slamvann.

Referanse	TSS	FS	TSS	FSS	pH	KOF	BOF ₇	NH ₃ -N	Tot-N	Forbrennings-	Slamvann	
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg N/l	mg N/l	verdi (Kcal/l)	BOF ₇	KOF
											mg/l	mg/l
ATV-REGELVERK (1974)	-	-	15.000	10.000	-	16.000 ¹⁾	10.000	1.600	2.300	-	-	-
IKEDA (1972) ³⁾	23.900	13.500	-	-	8,3	33.400	14.200 ²⁾	-	-	77,1	-	-
PRADT (1971) ³⁾	30.100	17.600	12.000	-	8,5	-	10.190	3.471	-	-	-	-
KOLEGA (1971)	22.400	15.187	-	-	-	26.162	4.794	72	-	-	1.948	6.343
LØKEN (1973)	53.900	31.600	45.000	29.900	6,6	42.550	10.330	113	793	-	744	1.698
EIKUM (1974)	-	-	33.241	26.201	5,7	33.820	-	96	-	-	1.820	-
IWAI (1964) ³⁾	26.120	11.880	-	-	8,2	4.305	12.130	3.626	4.335	-	-	-
JEWELL (1974)	41.900	-	39.100	30.100	-	3.360	-	-	-	-	-	-

1) KMnO₄-verdi

2) BOF₅.

3) Pudrett

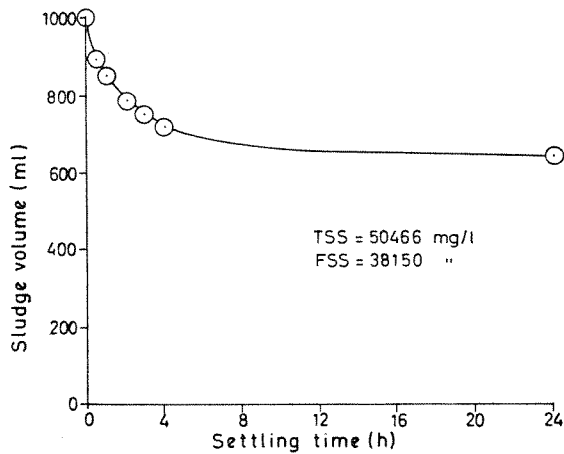


Fig. 7. Sedimenteringskurve for septiktankslam (PAULSRUD, 1974).

Ulike typer avvanningsutstyr kan anvendes for avvanning av septiktankslam. Det foreligger relativt mye erfaringsmateriale fra sentrifuger og silbandpresse mens det for vakuumfilter og kammerfilterpresse er vanskelig å finne opplysninger. Tabell 4 angir en del resultater fra forsøk utført for Oslo kommune. Både sentrifuge og silbandpresse kan benyttes for avvanning av septiktankslam.

JEWELL (1974) målte kapillær sugetid (CST) for i alt 20 prøver av ubehandlet septiktankslam. Han konkluderer med at ubehandlet septiktankslam er vanskelig å avvanne, og at tørkesenger ikke kan brukes for avvanning.

En sammenlikning av LØKEN's (1973) data med tidligere arbeid ved NIVA (EÍKUM, 1973) viser at septiktankslam har dårligere filtreringsegenskaper enn både stabilisert (aerob) og ustabilisert mekanisk og blandet mekanisk-kjemisk (A1) slam.

Tabell 4. Avvanning av septiktankslam med silbandpresse og sentrifuge.

Slamtype	Avvannings- utstyr	Kapasitet m ³ /h	Råslam % TS	Filtrat % TS	Gjenvinning %	Slamkake % TS	Kjemikalieforbruk kg/tonn TS	Referanse
Septik, Oslo	Silbandpresse	4,3	5,50-6,30	0,050-0,085	99,0-99,4	23,5-24,8	1,45-1,80 (Praestol 444K)	EKERBERG et al. (1972)
Utråtnet slam, Bekkeleget	Silbandpresse	3,8	6,95-7,60	0,038-0,100	98,9-99,5	24,7-26,5	2,75-4,60	"-
Septik, Oslo	Sentrifuge	3,0	-	-	90	25	1,5 -2,0	JOHNSEN et al. (1971)
Septik, Oslo	Sentrifuge	2,7	4,4	ca. 0,20	99	25	0,8 (Praestol 444K)	EIKUM et al. (1971)

2.3 Behandling av septiktankslam i separate anlegg

Separate anlegg som kun er bygget for behandling av septiktankslam, er ikke vanlig i Norge. I andre land, f.eks. Japan og USA, er en separat behandling av septiktankslammet ikke uvanlig. En slik separat behandling kan i visse tilfeller være en bedre teknisk-og økonomisk løsning.

Siden septiktankslam har mange likhetspunkter med kommunale slamtyper, særlig mekanisk slam og slam fra Emscher-tanker, ble det forutsatt at ordinære slambehandlingsmetoder også kan anvendes for septiktankslam. PRADT (1971) advarer derimot mot denne oppfatningen når det gjelder materialvalg. Septiktankslam kan blant annet være svært korrosivt på karbonstål.

2.3.1 Anaerob stabilisering av septiktankslam/pudrett

PRADT (1971) diskuterer forskjellige behandlingsmetoder for pudrett, deriblant anaerob stabilisering. Et flyteskjema for et slikt anlegg er vist i fig. 8. Det nevnes at en oppholdstid (total) på 30 dager kan anvendes, men at også "high rate" råtnetanker med oppholdstid ned til 7 dager virker tilfredsstillende. Kalde råtnetanker med en oppholdstid på opptil 90 dager har også gitt et tilfredsstillende resultat. Fig. 8 viser også at slamvannet (supernatant) må behandles separat i et biologisk anlegg dersom stabiliseringsanlegget ikke er bygget i nærheten av et renseanlegg. I Japan fortynnes muligens slamvannet med rent vann før det føres inn på det biologiske anlegget. Dette fremgår av fig. 8, men i PRADT's (1971) diskusjon er det uklart om dette alltid er nødvendig. Det nevnes også at det er vanskelig å få en jevn kvalitet på supernatanten fra råtnetanken til renseanlegget. Dette kan selvfølgelig medføre sjokkbelastninger på det biologiske steget.

MATSUMOTO et al. (1964) har utført et omfattende arbeid på anaerob stabilisering av pudrett. Innvirkningen av råtnetankens temperatur ble studert i detalj. Forsøkene ble utført både som "batch" og kontinuerlige prosesser hvor råtnetanktemperaturen ble variert fra 30 °C til 60 °C. Resultatene viser at gunstige råtnetanktemperaturer ligger i området 33-37 °C.

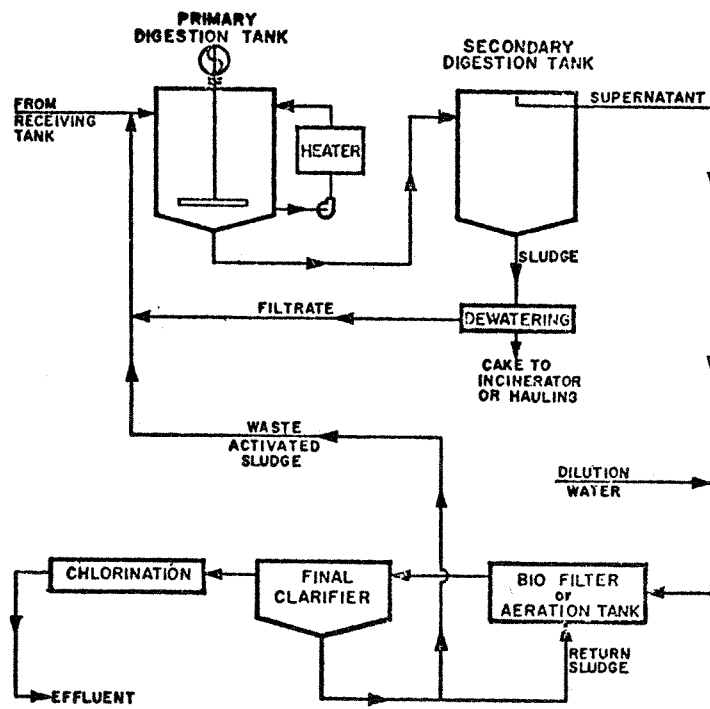


Fig. 8. Anaerob stabilisering av pudrett (PRADT, 1971).

Ved temperaturer høyere enn 37 °C vil de "syreproduserende" bakterier øke slammets innhold av organiske syrer, og gassproduksjonen vil avta relativt raskt (se fig. 9). Utråtning av pudrett i det termofile temperaturområdet var ikke mulig. MATSUMOTO et al. (1964) sier at ved ett trinns stabilisering (én råtnetank) bør man aldri gå lavere enn 20 dagers oppholdstid. Ved to trinns stabilisering anslår MATSUMOTO 20 dagers oppholdstid i den første tanken og 5-10 dagers oppholdstid i den andre tanken. Det skulle da ikke være nødvendig med intens omrøring i den andre tanken. MALINA (1964) påpeker at det ikke er temperaturen som inhiberer metanproduksjonen i det termofile området, men en høy pH. Han viser til MATSUMOTO's resultater hvor pH til sine tider var langt høyere enn det som er vanlig i en råtnetank. En høy pH vil øke ammoniakk konsentrasjonen og virke bremsende på metanproduksjonen. MALINA nevner at de metanproduserende bakterier som finnes i en råtnetank for pudrett, vil antakeligvis ha evnen til å tolerere høyere pH verdier enn det man normalt vil finne i en råtnetank for mekanisk slam (pH 6,8 - 7,2). WANG (1964) sier i sin diskusjon av MATSUMOTO's arbeid at en av fordelene ved å behandle pudrett sammen med mekanisk og/eller biologisk slam er nettopp at pH kan reduseres.

JEWELL (1974) undersøkte blant annet anaerob stabilisering av septiktankslam i laboratorie skala. Han konkluderer med at anaerob stabilisering ikke kan anvendes for septiktankslam, og at en høy konsentrasjon av detergenter i septiktankslammet muligens er årsaken. Mye tyder på at det var helt spesielle forhold som forårsaket de dårlige resultater med anaerob stabilisering av septiktankslam.

2.3.2 Aerob stabilisering av septiktankslam

Forsøk med aerob stabilisering av septiktankslam har vært undersøkt i flere land. (JEWELL, 1974, EIKUM et al., 1974, REYES et al., 1972).

Ved NIVA ble det utført "batch" forsøk med aerob stabilisering av septiktankslam. Hensikten med disse forsøkene var i første rekke å sammenlikne metoder for mål av stabiliseringsgrad. De vil dessuten også gi oss informasjon om aerob stabilisering av septiktankslam. Fig. 10 angir reduksjonen av flyktig suspendert stoff mot oppholdstid ved 18 °C, mens fig. 11 angir kjemisk oksygenforbruk mot oppholdstid. Begge disse figurer viser

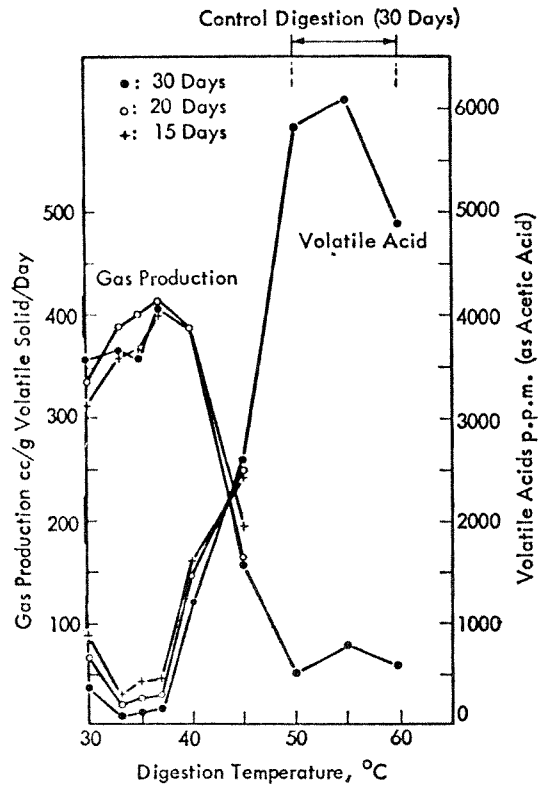


Fig. 9. Gassproduksjon og innhold av organiske syrer ved anaerob stabilisering av pudrett (MATSUMOTO et al., 1964).

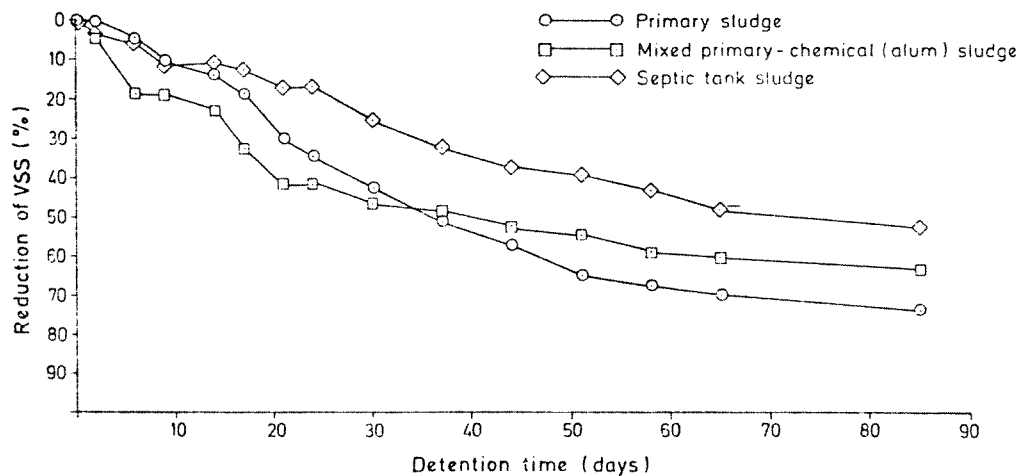


Fig. 10. Reduksjon av flyktig organisk stoff mot oppholdstid (batch) ved 18 °C (EIKUM et al., 1974).

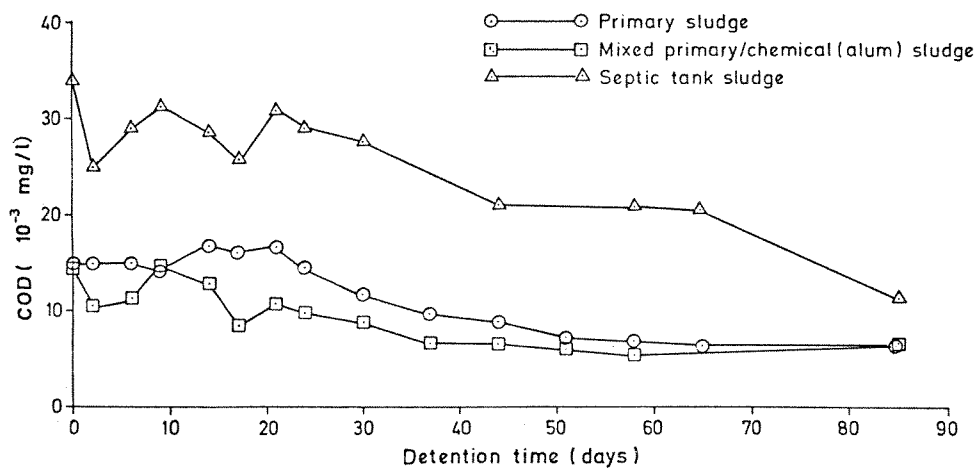


Fig. 11. Reduksjon av kjemisk oksygenforbruk mot oppholdstid (batch) ved 18 °C (EIKUM et al., 1974).

et helt normalt forløp, noe som vil si at septiktankslam kan stabiliseres aerobt. Den lavere reduksjon av flyktig organisk stoff angitt i fig. 10 kan bety at septiktankslammet brukt i våre forsøk hadde et høyere innhold av tungt nedbrytbart organisk stoff enn de to andre slamtypene angitt i samme figur. Om dette er typisk for septiktankslam, er det for tidlig å si noe om.

Ved tilstrekkelig lang oppholdstid (ca. 40 dager ved 18 °C) fant nitrifikasjon sted på samme måte som for mekanisk og blandet mekanisk-kjemisk (A1) slam (se fig. 12), igjen et bevis på at stabiliseringsprosessen forløper normalt.

Under aerob stabilisering i "batch" vil slammets filtreringsegenskaper forverres tidlig i prosessen for så å forbedres igjen (se fig. 13). Dette skyldes antakeligvis en ødeleggelse av slamfnokkene på grunn av skjærpåkjenninger under luftingen. Etter hvert som slammet får mer karakter av biologisk slam, vil partiklenes evne til å flokkulere overvinne disse påkjennningene.

JEWELL (1974) utførte forsøk med aerob stabilisering av septiktankslam. Hans arbeid inkluderte både "batch" og kontinuerlige forsøk. Han fant at aerob stabilisering var en velegnet prosess for stabilisering av septiktankslam. JEWELL's data på reduksjon av organisk stoff under kontinuerlige forsøk kan dessverre ikke overføres til praktiske forhold fordi prøvetakingen foregikk til dels før det var nådd stabile forhold i reaktorene. Septiktankslammet som ble tilført hver reaktor, var også frosset. Det er uklart hvor stor innvirkning på resultatene dette kan ha.

JEWELL (1974) undersøkte også slammets forandring i filtreringsegenskaper (CST) under "batch" forsøk. Resultatene viser en forverring av filtreringsegenskapene de første 2-3 dager for så å bedres ved ytterligere lufting. Dette er helt likt de resultater som ble oppnådd ved NIVA (EIKUM et al., 1974), selv om verdiene oppgitt av JEWELL ikke er korrigerert for innhold av suspendert stoff.

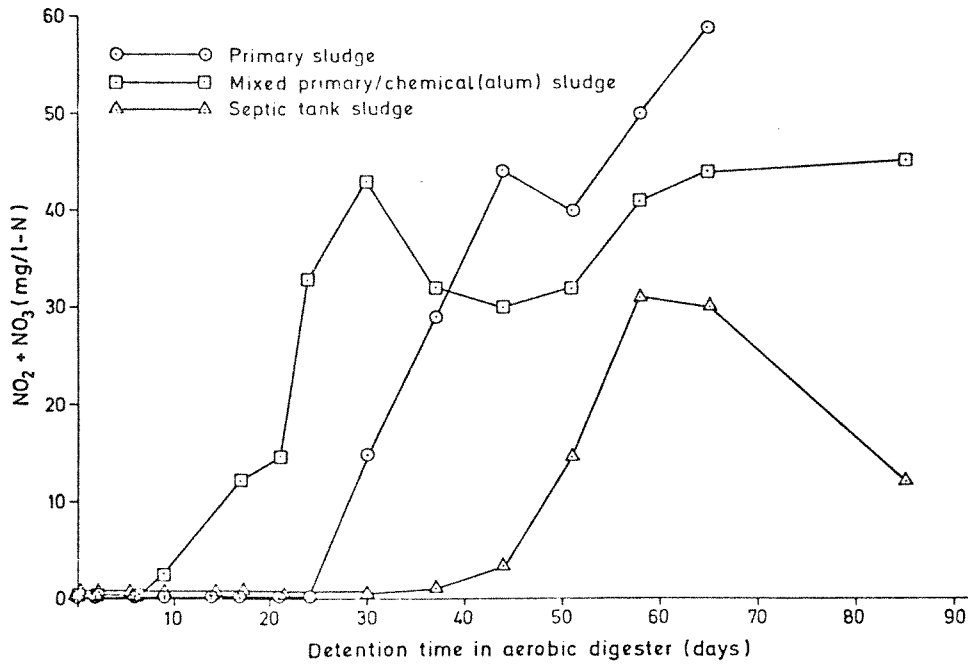


Fig. 12. Innhold av nitritt + nitrat mot oppholdstid (batch) ved 18 °C (EIKUM et al., 1974).

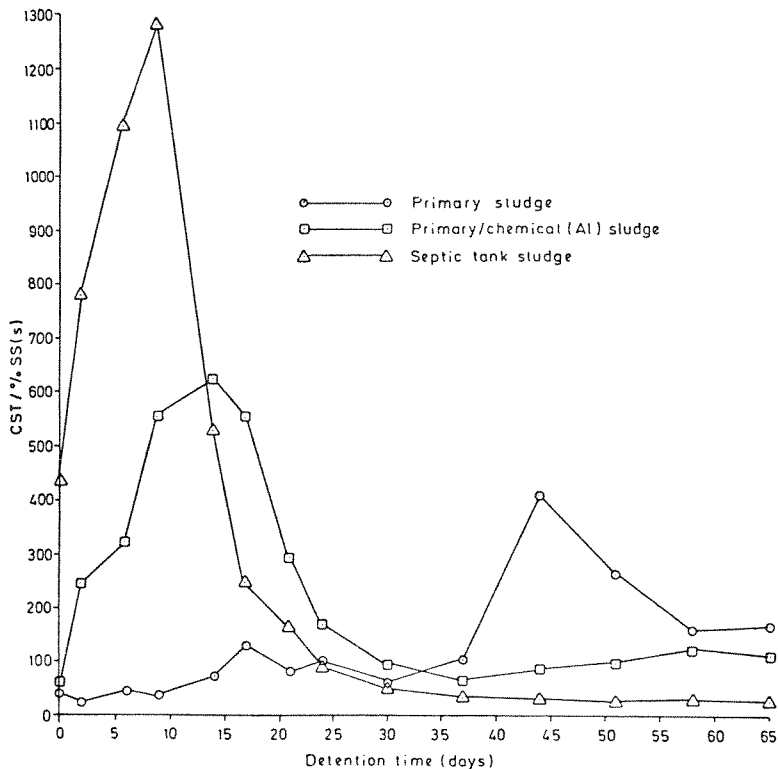


Fig. 13. Forandring av filtreringsegenskaper under aerob stabilisering (batch) ved 18 °C (EIKUM et al., 1974).

LAYBOURNE et al. (1972) skriver om sine erfaringer med separat aerob stabilisering av septiktankslam og mekanisk og biologisk slam fra kommunale kloakkrenseanlegg. Anlegget ble ikke bygget i forbindelse med et kloakkrenseanlegg siden det var 2,5 ganger så mye septiktankslam som annet slam, slik at transportkostnader var utslagsgivende for anleggets plassering. Anlegget var bygget med to separate luftenheter, og LAYBOURNE påpeker nødvendigheten av en rikelig dimensjonering selv om den hydrauliske oppholdstid i det omtalte anlegg ikke var mer enn 11-12 dager. Driften var derimot lagt opp slik at slamalderen i anlegget var atskillig høyere. Hver morgen kl. 04.00 ble luftesystemet stoppet automatisk. Sedimenteringen varte til ca. kl. 08.00, og dekanteringsvannet ble så trukket av. Luftesystemet ble så startet igjen kl. 08.30 i god tid før den første septiktankbilen ankom til anlegget. Lørdager og søndager ble slammet luftet uten dekantering. Slamvannet ble rensset i et eget biologisk renseanlegg før det ble brukt til vanning. Den aerobe stabiliseringsenheten ble tømt for slam når slammets innhold av suspendert stoff overskred 1,2%. Hvis SS økte ytterligere, hadde man problemer med dekanteringen.

Dimensjonerende luftmengder var 30-40 l luft/m³ vannvolum. Luftesystemet bestod av grovinnblåsning. LAYBOURNE et al. sier dog at det er ingen grunn til at ikke diffusor kunne anvendes.

REYES et al. (1962) studerte aerob stabilisering av pudrett. Han konkluderer med at en oppholdstid lik 20 dager vil gi et stabilt sluttprodukt. Resultatene er basert på "batch" forsøk. Temperaturen og slammets tørrstoffinnhold ble studert i detalj. Temperaturen ble variert fra 8 °C til 60 °C, og slam med 3%, 6% og 8% tørrstoffinnhold ble anvendt. Siden de fleste serier ble kjørt med temperaturer over 20 °C, er resultatene av begrenset verdi. REYES et al. mener at dersom slammet skal anvendes som jordforbedringsmiddel, bør det av hygieniske grunner stabiliseres ved 45 °C. Den praktiske konsekvens av et slikt krav er ikke vurdert av REYES et al.

2.3.3 Kalkstabilisering av septiktankslam

Det foreligger begrensede erfaringer med kalkstabilisering av septiktankslam. Forsøk utført ved NIVA (PAULSRUD, 1973) viser dog at det ikke byr på spesielle vanskeligheter å stabilisere septiktankslam med kalk.

Fig. 14 viser reduksjonen av pH mot lagringstid ved ulike kalkdoser.

PAULSRUD (1973) angir en nødvendig kalkdose lik 100-300 g $\text{Ca}(\text{OH})_2$ pr. kg SS for å opprettholde pH høyere enn 11,0 i 14 dager. Det foregår videre arbeid på kalkstabilisering av septiktankslam. Dette vil foreligge i 1975. Dette arbeid vil belyse kalkstabiliseringens innvirkning på slamets avvannings- og hygieniske egenskaper samt slamvannets kvalitet.

2.3.4 Andre behandlingsprosesser for septiktankslam

MacCALLUM (1971) beskriver et separat kjemisk oksydasjonsanlegg (Purifax) for septiktankslam. Anlegget er dimensjonert for mottak av septiktankslam fra ca. 300 000 personer. Purifax-prosessen anvender klor som oksydasjonsmiddel. Det faller utenfor rammen av denne rapport å beskrive denne prosess i detalj. Det bør dog nevnes at det tilsettes nok klor til at pH synker til 1,5-4,5. Ved slike pH verdier vil klor være til stede som HOCl og Cl^- . Ved anlegget beskrevet av MacCALLUM ble det gjennomsnittlig brukt 635 mg/l Cl_2 . Ved dimensjonering av et Purifax anlegg foreslår BIF, USA, at anlegget dimensjoneres slik at det daglige slamvolum kan behandles på 4-6 timer. Flyteskjema for et slikt anlegg er vist i fig. 15.

PRADT (1971) beskriver de kjemiske behandlingsprosesser for septiktankslam som anvendes i Japan. Det er her snakk om en ren fellingsprosess hvor kalk, jernsulfat, aluminiumsulfat el. likn. anvendes. Det ble ikke oppgitt hvilke doseringsmengder som vanligvis brukes. Ved bruk av en fellingsprosess vil slamvannet ha 3000-5000 mg/l BOF_5 . I Japan blir vanligvis slamvannet fortynnet ca. 20 ganger før det behandles biologisk. Renseanleggets belastning settes lik 0,8 kg BOF_5 pr. m^3 luftetankvolum pr. ^{døgn} 7. PRADT påpeker at det ofte er luktproblemer forbundet med disse kjemiske anlegg.

Våt-oksydasjon blir også brukt som behandlingsprosess for septiktankslam i Japan (IKEDA, 1972, PRADT, 1971). I perioden 1965-68 ble det utført omfattende pilot forsøk for å klarlegge prosessmessige forhold.

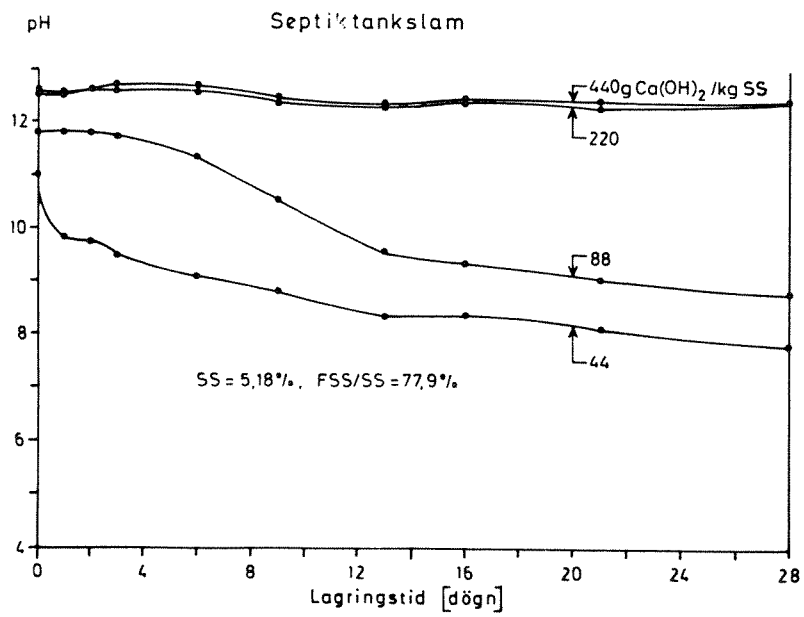


Fig. 14. Forandring av pH med lagringstid og kalkdosering - septiktankslam (PAULSRUD, 1973).

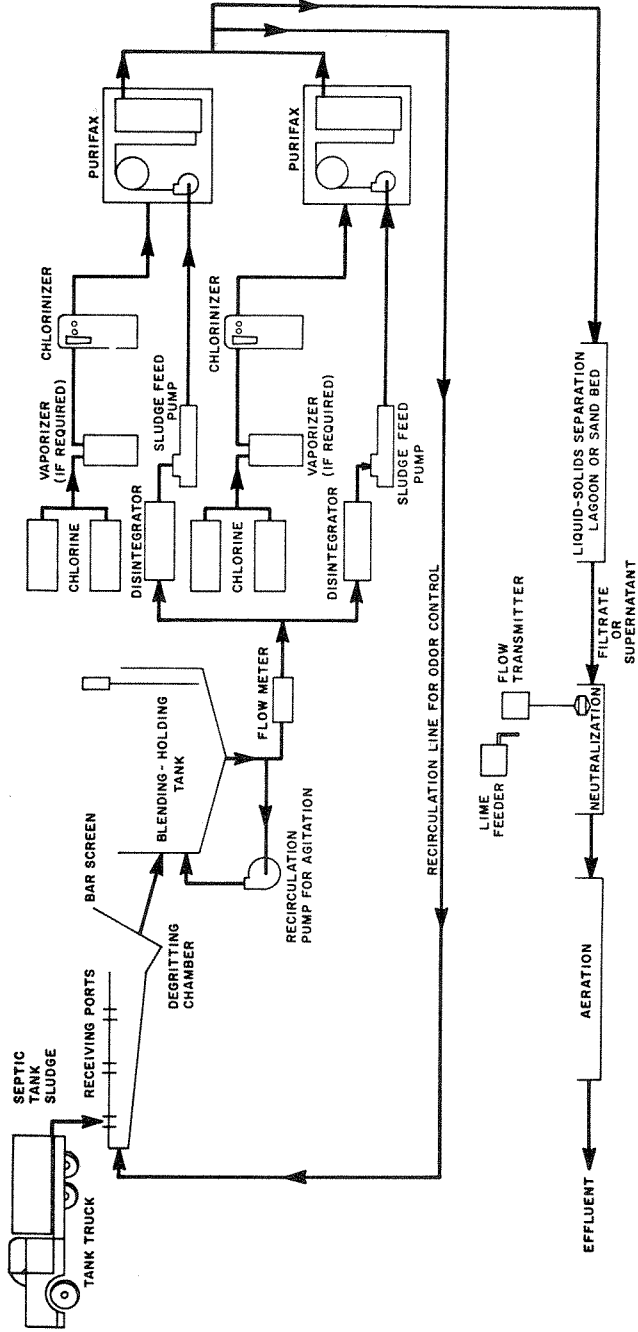


Fig. 15. Behandling av septiktankslam ved Purifax prosessen (MacCallum, 1971).

IKEDA (1972) konkluderte med at man oppnår et stabilt slam, og at prosessen kan drives uten tilførsel av olje. Det stabiliserte slam har utmerkede sedimenteringsegenskaper. Slamvannet kan behandles i et biologisk anlegg. BOF_5 reduksjon på mer enn 90 prosent ble oppnådd ved en organisk belastning lik 0,8 kg $\text{BOF}/\text{kg FSS.d}$ i luftetanken. (1,5 kg BOF_5 pr. m^3 luftevolum.døgn.) Denne belastning er høyere enn den som ble oppgitt av PRADT (1971).

2.4 Behandling av septiktankslam ved kommunale kloakkrenseanlegg

2.4.1 Generelt

Septiktankslam eller slamvann fra et avvanningsanlegg for septiktankslam vil vanligvis tilføre et kloakkrenseanlegg store organiske - og til dels hydrauliske tilleggsbelastninger. En rekke faktorer vil ha betydning for hvor vidt behandlingen av septiktankslam ved kloakkrenseanlegget vil medføre driftsproblemer ved anlegget. Det er i første rekke type renseanlegg, renseanleggets størrelse i forhold til mengden av septiktankslam tilført, og hvor i prosessen slammet/slamvannet tilføres kloakkrenseanlegget. Septiktankslammets og slamvannets kvalitet vil selvfølgelig også være av betydning.

2.4.2 Tilførsel av septiktankslam til innløpsvannet ved kommunale kloakkrenseanlegg

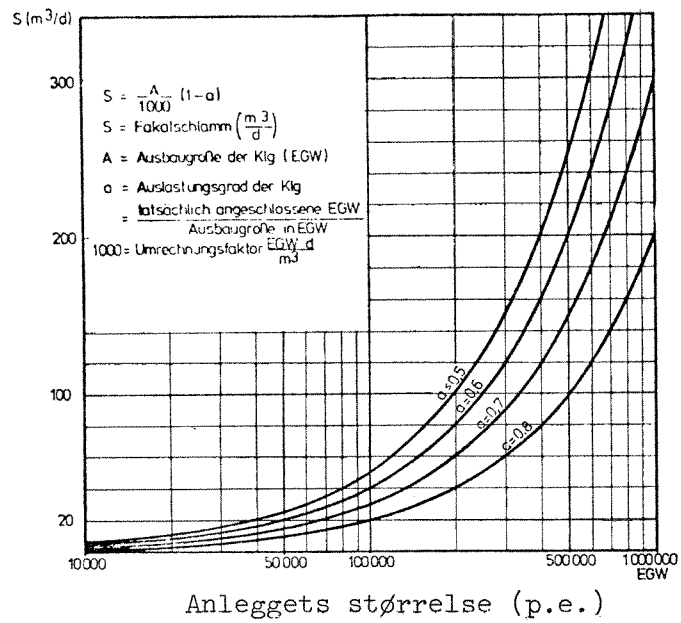
Tilsetning av ubehandlet septiktankslam direkte til renseanleggets innløp vil ha store konsekvenser for anleggets drift. Renseanleggets reduksjon av organisk stoff vil som regel minke betydelig i perioden etter at septiktankslammet er blitt tilført, og luktproblemer vil ofte oppstå på grunn av oksygensvikt. Flyteslamproblemer vil også ofte forekomme i sedimenteringsenheten. ROTONDO (1964) advarer sterkt mot å tilsette septiktankslam til anleggets innløp nettopp av de årsaker som er nevnt ovenfor.

Tyske retningslinjer (ATV-REGELWERK, 1974) for behandling av septiktankslam ved kommunale kloakkrenseanlegg sier at septiktankslam kun kan tilsettes til anleggets innløp dersom følgende vilkår tilfredsstilles:

- A. Kloakkrenseanlegget må ha et biologisk rensetrinn hvor minst 10 000 pe. er tilknyttet.
- B. Det biologiske trinnet må ha tilstrekkelig overkapasitet til å kunne ta imot den organiske belastning fra septiktankslammet. (Den organiske belastning fra septiktankslam tas hensyn til ved dimensjonering av det biologiske trinnet.)
- C. Septiktankslam må ikke tilsettes ledningsnett (eller anlegg) hvor regnvannsoverløp kan tre i kraft.
- D. Det må ikke tilsettes mer septiktankslam til anlegget enn at kravene til kvaliteten på utløpsvannet kan overholdes. Ved en normal drift på anlegget vil dette kunne overholdes dersom ikke slammengden overskrider det som er angitt i fig. 16 (gjelder tyske krav).
- E. Den mengde septiktankslam som bestemmes fra fig. 16, må ikke tilføres umiddelbart før eller etter en hydraulisk toppbelastning på kloakkrenseanlegget.
- F. Septiktankslammet må minst fortynnes 20 ganger i innløpsvannet.
- G. Dersom septiktankslammet må tilsettes anlegget i en svært kort periode, bør det bygges et fordrøyningsbasseng.
- H. Septiktankslammet må tilsettes før risten i anlegget.
- I. Kontrollen med tilsetting av septiktankslam må alltid ligge hos driftspersonalet ved anlegget.

Dersom septiktankslam tilsettes i selve ledningsnett, gjelder stort sett de samme regler som nevnt tidligere for tilsetting av slam direkte til anlegget. Det er dog viktig at det i tillegg tas hensyn til selve ledningsnett, som f.eks. fall, pumpestasjoner, overløp.

På det punktet hvor septiktankslammet tilsettes ledningen, må det være minst en fortykning lik 1:10. Slammet bør heller ikke tilsettes mindre enn 100 meter fra nærmeste bebyggelse.



$$S = \text{septiktankslam tilsatt (m}^3/\text{d)} = \frac{A}{1000}(1-a)$$

$$A = \text{anleggets størrelse (p.e.)}$$

$$a = \frac{\text{p.e. tilknyttet anlegget}}{\text{anleggets størrelse (A)}}$$

Fig. 16. Tillatt mengde septiktankslam tilført biologisk kloakkrensaneanlegg som funksjon av anleggets størrelse og utnyttelsesgrad (ATV-REGELWERK, 1974).

Dersom de tyske retningslinjer skulle følges også i Norge, vil dette resultere i at svært få anlegg vil kunne tilføre septiktankslam i ledningsnettets eller i anleggets innløp. Vi har få biologiske anlegg som er store nok til at septiktankslam kan tilføres. Tilførsel av ubehandlet septiktankslam til et mekanisk eller mekanisk-kjemisk anlegg medfører sikkert at store mengder løst organisk stoff passerer gjennom anlegget uten å bli fjernet. Det burde derfor ikke tillates. BARSHIED et al. (1974) fant at kun 50% av løst organisk stoff (målt som KOF) kan fjernes ved tilførsel av septiktankslam til et mekanisk-kjemisk anlegg. Aktivt kull måtte benyttes for å redusere dette ytterligere.

2.4.3 Tilførsel av septiktankslam til slambehandlingssteget ved kommunale kloakkrenseanlegg

Mange faktorer taler for at dersom septiktankslam skal tilføres et kloakkrenseanlegg, bør det prinsipielt tilføres slambehandlingssteget. Man bør unngå å fortynne slammet ved å blande slammet med innløpsvannet slik som omtalt under pkt. 2.4.2. Dette påpekes også av ROTONDO (1964).

Tyske retningslinjer (ATV-REGELWERK, 1974) sier at det vanligvis ikke er problemer forbundet med tilførsel av septiktankslam direkte til en råtnetank. Det resulterer ikke i signifikante endringer av pH verdien i tanken. Råtnetankgassens sammensetning vil heller ikke forandre seg nevneverdig. Den totale daglige slammengde (septiktankslam og internt slam) tilført bør ikke overskride 1/20 del av råtnetankens volum. Det påpekes også at hver m³ septiktankslam medfører en organisk tilleggsbelastning til kloakkrenseanlegget lik 2 kg BOF₅. Dette skyldes selvfølgelig slamvannet som føres tilbake til anleggets innløp. En oppholdstank for retur-slamvann er også ofte nødvendig for å redusere sjokkbelastninger. Septiktankslam som tilføres en råtnetank, må passere en rist slik at steiner, tekstiler, plastmateriale etc. ikke kommer inn i råtnetanken (ATV-REGELWERK, 1974). En ristkonstruksjon som anbefales i Tyskland, er vist i fig.17. Stavavstanden bør ikke overskride 25 mm. Risten bør også lages av rustfritt stål.

ROTONDO (1964) beskriver et renseanlegg hvor septiktankslam ble tilført anleggets råtnetank. For å unngå uønskede bestanddeler inn på råtnetanken ble inntaket forsynt med en grovrist (stavavstand 45 mm), deretter en hydrosyklon (12 inch Dorr Clone). Slammet ble deretter pumpet inn i en oppholdstank slik at driftspersonalet selv kunne regulere slampumpingen til råtnetanken.

SIGVALDSEN (1974) undersøkte innvirkningen av rejektivann på fellingsprosessen i et mekanisk-kjemisk kloakkrenseanlegg. Hans forskning inkluderte blant annet slamvann fra kalkstabilisert septiktankslam. Rejektivannets innhold av suspendert stoff var henholdsvis 0,5% og 0,05%. Det ble påvist at slamvann fra kalkstabilisert septiktankslam har en markert innvirkning på fellingsprosessen. Ved bruk av aluminiumsulfat vil for det første kjemikalieforbruket øke med økende andel rejektivann tilsatt. Før tilførsel av rejektivann var den optimale dosering av aluminiumsulfat ca. 140 mg/l. Ved 10% tilførsel av slamvann økte doseringen til det dobbelte, og ved 30% slamvann tilført fellingssteget måtte kjemikalieforbruket opp i ca. 400 mg/l. Fig. 18 angir resultatet fra kjemisk felling av mekanisk rensed avløpsvann tilsatt ulike mengder slamvann. Generelt kan vi si at vannets innhold av PO_4 -P, KOF og SS øker med økende mengde slamvann tilsatt avløpsvannet til tross for at doseringen av aluminiumsulfat ble økt for å oppnå god felling.

Ved Slattum kloakkrenseanlegg (mekanisk rensing) i Nittedal kommune avvannes septiktankslam i en sentrifuge. Slamvannet pumpes tilbake til renseanleggets innløp foran sandfanget. I henhold til KJELDAAS og MOEN (1975) har slamvannet fra sentrifugen stor innvirkning på kloakkrenseanleggets renseeffekt. Det ble til sine tider funnet høyere KOF og BOF_7 i utløpsvannet enn i innløpet (blandprøve over ett døgn). Dette skyldes nettopp slamvannet fra sentrifugen. Driften av sentrifugen er derfor svært viktig. En høy gjenvinningsgrad vil redusere den mengde suspendert stoff som resirkuleres til renseanlegget. Det bør dog nevnes at selv om

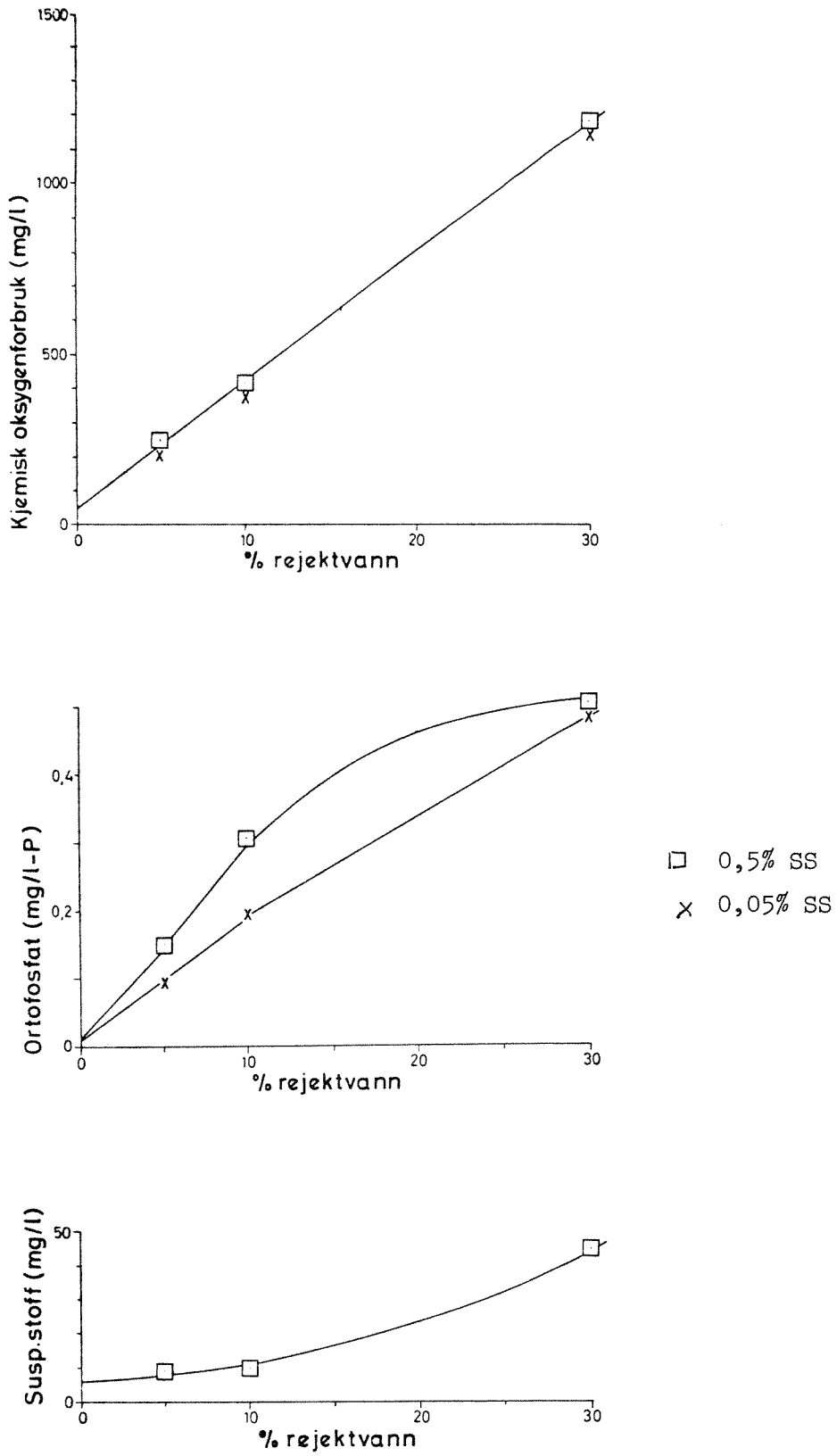


Fig. 18. Mekanisk rensset avløpsvann tilsatt slamvann før felling med aluminiumsulfat (SIGVALDSEN, 1974).

man oppnår en høy gjenvinningsgrad på sentrifugen, vil alt løst organisk stoff returneres til kloakkrenseanlegget.

Det løste organiske stoff vil ikke kunne fjernes i et mekanisk renseanlegg.

Løxa kloakkrenseanlegg i Bærum kommune er et mekanisk-kjemisk renseanlegg hvor septiktankslam tas inn for avvanning. Slamvannet fra sentrifugene returneres til kloakkrenseanleggets innløp. HOFF (1975) påpeker at reduksjonen av BOF_5 er variabel, og at dette har sammenheng med slamavanningen. De lave BOF_5 verdier i utløpet oppnås når det er liten tilkjøring av eksternt slam. Ved en sterk belastning av sentrifugene vil allikevel blandprøvene av utløpsvannet fra dette anlegg tilfredsstillende myndighetenes krav,

Ved tilførsel av septiktankslam til en aerob stabiliseringsenhet bør slammet forbehandles (rist, sandfang) på samme måte som ved tilførsel til en råtnetank. Pkt. 2,3.2 omtaler at aerob stabilisering av septiktankslam alene kan foregå uten prosessmessige problemer. Det er derfor ingen betenkeligheter med å blande septiktankslam med mekanisk, biologisk og aluminium- eller jernslam i en aerob stabiliseringsenhet. Dette forutsetter selvfølgelig at stabiliseringsprosessen dimensjoneres for den totale slammengde.

Septiktankslam vil ha et stort oksygenbehov idet det tilføres en aerob stabiliseringsenhet. Dersom den tilførte slammengde er stor i forhold til stabiliseringsenhetens volum, vil det oppstå oksygensvikt som kan vare i mange timer etter slamtilførsel. Dette vil nedsette stabiliseringsenhetens virkningsgrad. Ved bestemmelse av luftbehovet bør dette tas hensyn til. I tillegg bør ikke den totale slammengde tilført stabiliseringsenhet pr. dag være nevneverdig større enn det som stabiliseringsenheten er dimensjonert for. Dette vil tilsi at det kan være behov for en slamoppholdstank med tilstrekkelig volum for å jevne ut belastningen på stabiliseringsenheten. Størrelsen på en slik oppholdstank vil avhenge av tømmefrekvensen av slam fra septiktankbilene. Dette bør selvfølgelig vurderes i hvert enkelt tilfelle. Det burde vurderes nærmere hvor stor "sjokkbelastning" av septiktankslam som kan tillates på en aerob stabiliseringsenhet slik at retningslinjer for dimensjonering av oppholdstanken kan bestemmes.

Basert på de referanser som er gjennomgått i dette litteraturstudiet, burde følgende vilkår tilfredsstilles dersom septiktankslam skal inn på et slambehandlingsanlegg:

- A. Septiktankslam bør tilføres et eget inntak som er spesielt konstruert for mottak fra septiktankbiler. Det bør være muligheter for å spyle rent rundt inntaket.
- B. Septiktankslammet må passere en separat rist og sandfang (eller syk-
lon) før det blandes med internt slam (slam produsert i kloakk-
renseanlegget).
- C. Fortykkere og interne slamstabiliseringsprosesser må være dimensjonert for den tilleggsbelastning septiktankslammet medfører.
- D. Tilsettes septiktankslammet over en kort periode, bør det installeres en buffertank slik at slammet kan tilføres stabiliseringsenheten over en normal arbeidsdag (8 timer).
- E. Avvanningsenheten (sentrifuger, silbandpresser el.l.) må dimensjo-
neres for den totale slammengde (septiktankslam pluss internt slam)
som tilføres.
- F. Slamvannet fra avvanningsenhetene føres til kloakkrenseanleggets
innløp, dog ikke foran et regnvannsoverløp.
- G. Kloakkrenseanlegget må være dimensjonert for den organiske - og
hydrauliske tilleggsbelastning slamvannet medfører. Slamvannet
må aldri medføre at kloakkrenseanleggets utløpsvann ikke tilfreds-
stiller myndighetenes krav. I så fall må slamvannet behandles sepa-
rat i et biologisk anlegg.
- H. Kontrollen med tilføring av septiktankslam må alltid ligge hos
driftspersonalet på kloakkrenseanlegget.

2.5 Luktproblemer ved behandling av septiktankslam

2.5.1 Generelt

Lukt er et av de største problemer ved behandling av septiktankslam. Ubehagelig lukt forårsaker klager fra beboere rundt anlegget samt vanskeliggjør driften av selve kloakkrenseanlegget. Under planleggingen av nye kloakkrenseanlegg tar man ikke hensyn til dette problemet. Det skyldes ikke at man ikke har vært klar over problemet, men heller at det har hersket en usikkerhet om hvordan det skulle løses. Ved norske kloakkrenseanlegg hvor det er mottak for septiktankslam, er erfaringene med luktproblemene noe ulike (MUNDAL, 1974). Dette skyldes i første rekke at eksterne slammengder varierer sterkt i forhold til interne slammengder på de ulike anlegg.

Det er særlig ved forbehandlingen av septiktankslammet at illeluktende gasser frigis. Når slammet passerer gjennom rist og sandfang, vil det være utsatt for så mye omrøring at illeluktende gasser vanskelig kan unngås. Oppholdstiden i et luftet sandfang er også så kort at slammet som oftest ikke har muligheter for å komme i aerob tilstand. For at slammet skulle komme i aerob tilstand, må det en lengre oppholdstid til enn det som er vanlig i et sandfang (EIKUM et al. 1974, JEWELL, 1974). JEWELL (1974) sier at lukten kan kontrolleres i en kontinuerlig aerob prosess dersom oppholdstiden er ett døgn. Det er dog uklart hvordan disse forsøk ble utført samt hvor store luktproblemer som oppstod hver gang nytt slam ble tilført lufteenheten.

Hvilke komponenter i avgassene som forårsaker lukt, er av interesse fordi valg av renseprosess for gassen vil være avhengig av hvilke komponenter som skal fjernes. RAINS et al. (1973) har utført en omfattende undersøkelse av hvilke komponenter i gassen fra fortykkere for mekanisk og biologisk slam som forårsaker ubehagelig lukt. I deres undersøkelse var det i første rekke merkaptaner og aminer som forårsaket lukt. Dersom undersøkelsen var utført for avgasser fra septiktankslam, ville sikkert hydrogenulfid være delansvarlig for luktulempene.

Det finnes ulike metoder for å rense avgasser fra kloakkrenseanlegg. Dersom disse renseprosesser skal kunne anvendes, må avgassene først samles og ledes til gassrenseanlegget. Dette er et ventilasjonsteknisk problem som må tas hensyn til ved planleggingen av anlegget.

2.5.2 Bruk av jordfilter

Bruk av jordfiltre i forbindelse med fjerning av illeluktende gasser ble undersøkt av CARLSON et al. (1966) i USA. De fant at den reduksjon av lukt man oppnådde ved å la illeluktende gass passere gjennom et jordfilter, skyldes mikrobiell virksomhet og ikke oksydasjon eller ionebytte. Over en tre måneders forsøksperiode ble 15 mg/l H_2S fjernet kontinuerlig ved bruk av en 81 cm høyt jordfilter. Gjennomstrømningshastigheten var i dette tilfellet 103 l/min, m^2 . Et jordfilter av denne typen ble installert for å redusere lukt fra en kloakkpumpe-stasjon på Mercer Island i Washington, USA. Dette filteret har nå eliminert lukten fra denne kloakkpumpe-stasjonen i over 3 år (MINEAR, 1974).

CARLSON et al. (1966) foreslår et jordfiltersystem som vist i fig. 19. Filteret består av et lag jord med drenerør i bunnen for fordeling av gassen. Det foreslås et drivhusliknende overbygg for å sikre en kontinuerlig drift også vinterstid. Planter med et grunt rotsystem burde brukes for å oppta en del av det svovelet som tilføres filteret samt tilføre jordsmonnet nytt organisk materiale.

GUMERMAN et al. (1969) forklarer at ved bruk av jordfiltre vil en aerob regenerering av jorden finne sted.

MINEAR (1974) henviser til arbeid ved Cornell University i USA hvor jordfiltre ble brukt for å redusere lukt fra husdyrhold. De fant at jordfiltre var en effektiv metode for å fjerne lukt. Ammoniakk-konsentrasjoner inntil 200 mg/l kan reduseres 100 prosent, og H_2S konsentrasjoner opptil 100 mg/l ble redusert 95 prosent. Det ble også vist at en effektiv reduksjon av ammoniakk var avhengig av at jordfilteret var fuktig til enhver tid. Trykktap gjennom jordfiltre ble også studert.

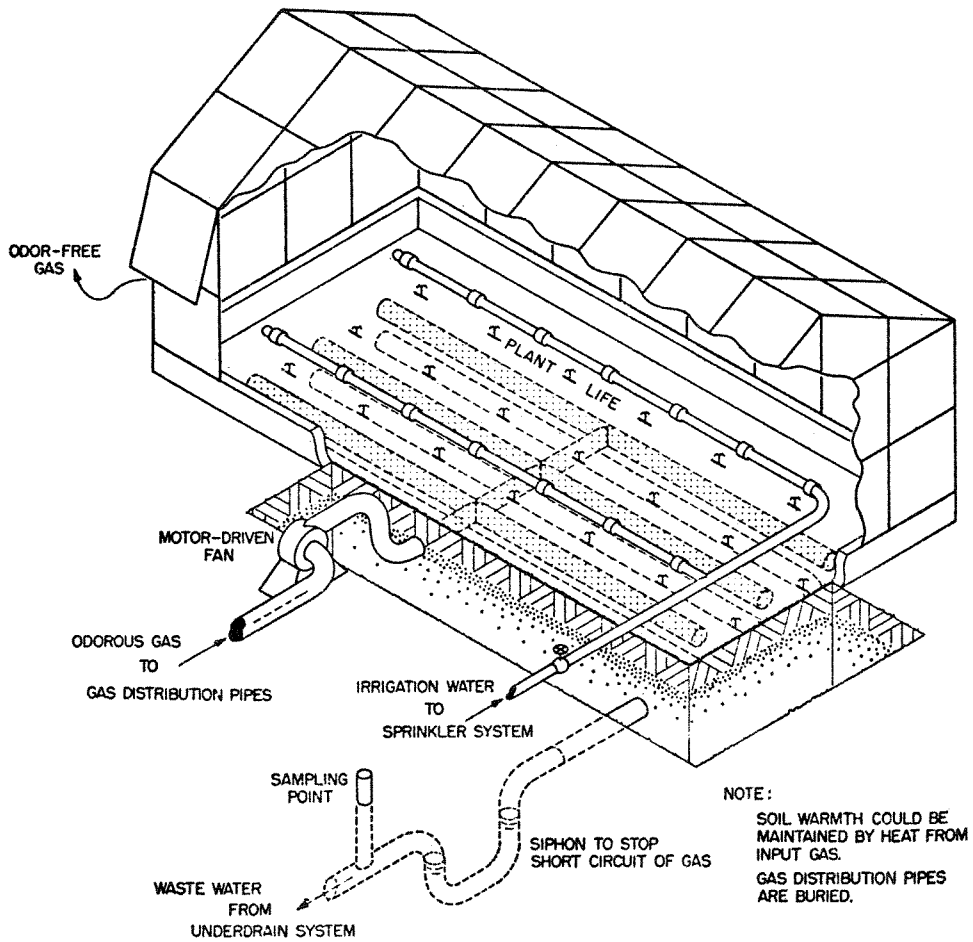


Fig. 19. Jordfilter for reduksjon av lukt (CARLSON et al., 1966).

Det er ukjent om jordfiltre har vært anvendt i Skandinavia. Disse filtre er en mulig løsning av luktproblemet og burde forsøkes under våre klimatiske forhold.

2.5.3 Bruk av aktivt kull

Bruk av aktivt kull er en velkjent metode (CORMACK et al., 1974, MINEAR, 1974, RAINS, 1973) for reduksjon av lukt. CORMACK et al. (1974) sier at det er en effektiv metode for å redusere lukt fra kloakkrenseanlegg, men at det er plasskrevende, og at det bør være muligheter for å regenerere det aktive kullet. RAINS et al. (1973) forsøkte blant annet aktivt kull for å fjerne lukt fra fortykkere. Aktivt kull adsorberte de fleste luktfremkallende komponenter fra gassen, men ikke alle illeluktende komponenter ble fjernet. Andre metoder ble derfor funnet å være bedre (se punkt 2.5.4). RAINS et al. (1973) bestemte et gjennomsnittlig aktivt kull-forbruk lik 0,0036 l/liter luft. Kull-forbruket vil selvfølgelig være sterkt avhengig av mengden av luktfremkallende komponenter. Dette bør derfor bestemmes i hvert enkelt tilfelle.

2.5.4 Kjemisk oksydasjon

RAINS et al. (1973) undersøkte bruken av klor for å redusere lukten fra illeluktende gasser på et kloakkrenseanlegg. Gass fra rommet over renseanleggets fortykkere ble boblet gjennom en kloroppløsning. Samtidig ble en tilsvarende gassmengde boblet gjennom rent vann for å bestemme hvor mye av reduksjonen som egentlig skyldtes klor. Det ble påvist i denne undersøkelsen at selv rent vann var relativt effektivt når det gjaldt å redusere lukt. Størst reduksjon av lukten ble oppnådd med en klorkonsentrasjon lik 1,5 mg/l Cl. En økning av klorkonsentrasjonen økte bare klorlukten i avgassen. Gassen passerte kun et 15 cm tykt vannlag. I praksis vil avgassen kunne samles og så bobles gjennom en tank med et klorinnhold lik 1,5 mg/l Cl. Optimalt klorinnhold vil selvfølgelig kunne variere fra ett sted til et annet. Verdier høyere og lavere enn det som oppgis av RAINS, burde derfor utprøves. På anlegg hvor utløpsvannet kloreres, kan selvfølgelig avgassen bobles gjennom vannet i klorkontaktbassenget.

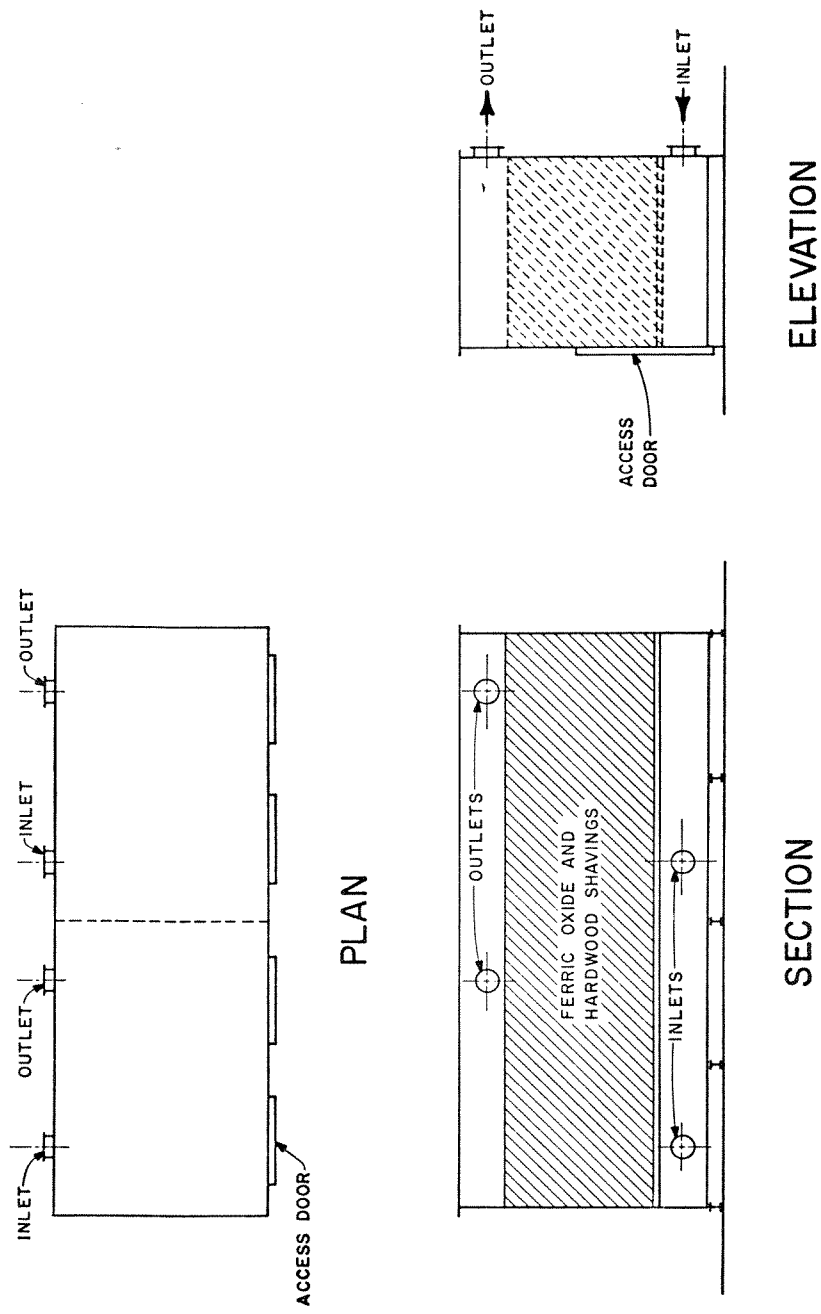
MINEAR (1974) sier at kaliumpermanganat (KMnO_4) kan anvendes som oksydasjonsmiddel for reduksjon av lukt. Han henviser blant annet til arbeid utført av FAITH i USA, hvor det ble påvist at de fleste luktfremkallende komponenter (merkaptan, H_2S , aminer, phenol etc.) ble redusert ved å boble avgassene gjennom en kaliumpermanganat løsning (1% løsning, pH 8,5).

CORMACK et al. (1974) diskuterer også bruk av kaliumpermanganat i tørr form. I dette tilfellet brukes granulert aktivert aluminiumoksyd impregnert med kaliumpermanganat. De luktfremkallende komponenter vil adsorberes til aluminiumoksyden for deretter å bli oksydert av kaliumpermanganat. Relativ fuktighet må holdes mellom 15 og 85 prosent i filteret for å få en effektiv reduksjon av lukten.

Bruk av en såkalt jern-svamp (iron sponge) ble også undersøkt av CORMACK et al. (1974). Et slikt filter er vist i fig. 20. Filteret består av ca. 1 meter tykt filtermateriale bestående av Fe_2O_3 og trespon (0,2 kg Fe_2O_3 pr. liter trespon). Materialet kan regenereres ved at det luftes, eller det kan byttes helt ut. Det rapporteres ikke hvor effektivt dette filteret er, slik at dette bør undersøkes før det tas i bruk på fullskala kloakkrensaneanlegg.

2.5.5 Bruk av plastkuler

BAUM (1972) brukte et teppe av runde plastkuler for å hindre luktulemper fra en slamtank. Hans erfaringer viser at lukten lar seg redusere ved et "flytende teppe" av slike plastkuler. Dette er for øvrig en metode som er anvendt i industrien både for å hindre lukt og fordampning fra væskeoverflaten. Slamtanken som BAUM brukte i sine forsøk, måtte modifiseres noe på grunn av plastkulene. Slaminntaket måtte senkes til ca. 20 cm over bunnen av tanken for at ikke plastkulene skulle forstyrres. Pumpeledninger, overløp etc. må også beskyttes slik at ikke kulene flyter ut av tanker eller tetter pumper. Slammets tørrstoffinnhold bør også være under 7%. Ved høyere tørrstoffinnhold vil kulene ikke kunne bevege seg fritt på overflaten.



IRON SPONGE

Fig. 20. Jernoksyd-filter for reduksjon av lukt (CORMACK et al., 1974).

Bruk av plastkuler for reduksjon av lukt fra sandfang og fortykkere for septiktankslam er en løsning som burde prøves ut i praksis. Dersom praktisk bruk støtter BAUM's erfaringer, burde det være en enkel metode for å redusere lukten.

3. FORSKNINGS- OG UTREDNINGSARBEID VEDRØRENDE BEHANDLING AV SEPTIKTANKSLAM

Bruk av septiktanker er utbredt i en rekke land slik at mye informasjon om behandling av septiktankslam ved kloakkrensaneanlegg kan hentes fra publikasjoner i andre land. Det er dog en rekke spørsmål som vi ikke finner svar på i litteraturstudiet. Det er derfor et behov for ytterligere arbeid vedrørende behandling av dette slammet.

3.1 Karakterisering av septiktankslam

Kjemiske, fysiske og hygieniske parametre beskriver et slams egenskaper. Det foreligger en god del informasjon om septiktankslammets kjemiske og fysiske egenskaper, mens de hygieniske parametre ofte mangler. Det er nødvendig å skaffe til veie også hygieniske opplysninger for å kunne svare på noen av de helsemessige betenkeligheter som oppstår ved behandling av septiktankslam. Tabell 5 angir de parametre som vil bli brukt for å beskrive slammets egenskaper. Slamprøver vil bli innhentet fra ulike kommuner for å klarlegge om slammets egenskaper varierer sterkt fra én kommune til en annen.

Tabell 5. Analyseprogram for ubehandlet septiktankslam.

Parameter	Slam	Slamvann
Suspendert stoff	x	x
Flyktig suspendert stoff	x	x
BOF ₇	x	x
KOF	x	x
Tot-P	x	x
Orto-P		x
Tot-N	x	x
NH ₄ -N		x
pH	x	
Spesifikk filtrer- motstand	x	
CST	x	
Coliforme bakterier	x	
Termostabile coliforme bakterier	x	
Fæcale streptococcer	x	
Anaerobe sporedannere	x	

3.2 Forbehandling av septiktankslam ved et kloakkrenseanlegg

Rist og sandfang er nødvendige enheter for å fjerne større gjenstander som stein, pinner etc. samt sand fra septiktankslammet. Dette er påkrevet for å beskytte mekanisk utstyr som pumper, avvanningsutstyr eller likn. i anlegget. Det hersker i dag nokså ulik oppfatning av blant annet hvilken stavavstand som bør anvendes for dette slammet samt oppholdstider og nødvendige luftmengder som er påkrevet i et luftet sandfang. Det vil ikke bli utført noe omfattende forskningsarbeid for å belyse disse mer praktiske sider av forbehandlingen. De er dog av så stor viktighet at forbehandlingen i de eksisterende rensesanlegg som mottar septiktankslam, vil bli undersøkt. Konstruksjon av rister og sandfang vil så bli sammenliknet med tanke på å skaffe til veie følgende opplysninger:

Rister:

1. Gunstigste område for stavavstand
2. Ristgodsmengder ved bruk av ulik stavavstand
3. Korrosjon og andre problemer forbundet med bruk av hånd- og maskinrensede rister.

Sandfang:

1. Dimensjonerende oppholdstid og overflatebelastning
2. Nødvendig luftmengde
3. Sandmengder og sandens innhold av organisk stoff
4. Praktiske erfaringer med sandfang som mottar septiktankslam på eksisterende kloakkrenseanlegg.

Forbehandling av septiktankslam må også sees i sammenheng med luktproblemene i forbindelse med behandlingen av dette slam. Det er f.eks. tenkelig at lukten vil være bestemmende for slammets oppholdstid i sandfanget (Se punkt 3.8.)

3.3 Aerob stabilisering av septiktankslam

Det foreligger tilstrekkelig informasjon om aerob stabilisering av septiktankslam til at nødvendige oppholdstider ved ulike driftstemperaturer kan bestemmes. Det er dog av interesse å se hvor sterkt en aerob stabiliseringsenhet kan belastes før det oppstår luktproblemer når ubehandlet slam tilføres enheten. Dette kan være av interesse i de tilfeller hvor enhetens primære oppgave ikke er å produsere et stabilt slam, men kun å virke som en slamoppholdstank. Dette er nær beslektet med det som er nevnt under punkt 3.2 for luftede sandfang.

Retur av slamvann fra en aerob stabiliseringsenhet til kloakkrenseanlegget vil påføre anlegget en tilleggsbelastning. Det er derfor av interesse å se hvordan oppholdstiden i en aerob stabiliseringsenhet vil påvirke slamvannets kvalitet. Følgende parametre vil bli målt for å beskrive slamvannets kvalitet:

Suspendert stoff (SS)	mg/l
Flyktig suspendert stoff (FSS)	mg/l
Kjemisk oksygenforbruk (ufiltrert) (KOF)	mg O ₂ /l
Kjemisk oksygenforbruk (filtrert) (KOF)	mg O ₂ /l
Biokjemisk oksygenforbruk (BOF ₇)	mg O ₂ /l
pH	
Alkalitet	m.ekv./l
Tot-P	mg P/l
PO ₄ -P	mg P/l
Tot-N	mg N/l

Hvordan dette slamvannet påvirker biologiske og mekanisk-kjemiske kloakkrenseanlegg, tas opp under punkt 3.6 og punkt 3.7.

3.4 Kalkstabilisering av septiktankslam

Nødvendige kalkmengder som skal til for å opprettholde en høy pH i septiktankslam under lagring, er bestemt i tidligere arbeid ved NIVA (PAULSRUD, 1973).

Det er også utført en del arbeid på karakterisering av slamvannets kvalitet som funksjon av kalkdose og lagringstid etter kalktilsetning. Det er allikevel et behov for å skaffe til veie ytterligere opplysninger om slamvannets kvalitet.

Slamvannet vil vanligvis bli returnert til kloakkrenseanleggets innløp. Slamvannets innvirkning på ulike typer renseanlegg vil derfor bli studert nøye. Dette er beskrevet under punkt 3.6 og 3.7.

Praktiske erfaringer fra kalkstabilisering av septiktankslam vil bli vurdert slik at fordeler og ulemper ved de anlegg som er bygget, kan belyses. Det finnes kun noen få anlegg av denne type i Norge; erfaringsmaterialet blir derfor muligens av begrenset verdi.

3.5 Separat biologisk rensing av slamvann fra septiktankslam

To muligheter foreligger vanligvis når det gjelder biologisk rensing av slamvann; den ene er å rense slamvannet i et separat biologisk anlegg, og den andre å føre slamvannet til et biologisk anlegg som samtidig renser kommunalt avløpsvann. Separat rensing av slamvann er aktuelt i de tilfellene hvor slamvannet ikke kan tilføres et kloakkrenseanlegg. Dette kan skyldes at renseanlegget allerede er overbelastet slik at man får prosessmessige forstyrrelser, eller at septiktankslammet behandles i en separat avvanningsstasjon.

Følgende faktorer vil bli undersøkt vedrørende biologisk rensing (aktiv slamanlegg) av slamvann:

1. Reduksjon av organisk stoff, fosfor og nitrogen som funksjon av anleggets organiske belastning (tilført over 8 timer).
2. Undersøke hvordan anleggets renses effekter vil influeres av at slamvannet tilføres over 2, 4, 6 timer pr. døgn.
3. Beregne slamproduksjon ved ulike belastninger.
4. Vurdere andre typer biologiske rensemetoder for slamvann fra septiktankslam.

Undersøkelsen vil bli utført i pilot anlegg (konstant temperatur). Slamvann fra ubehandlet septiktankslam vil bli anvendt. Slamvannets kvalitet vil normalt variere i innhold av suspendert stoff, BOD₇, KOF etc. For å begrense undersøkelsens omfang vil kun en "typisk" slamvannskvalitet bli anvendt.

Separat biologisk rensing av slamvann fra stabilisert septiktankslam vil ikke bli undersøkt. Slamvann fra kalkstabilisert septiktankslam vil ikke kunne behandles i et biologisk anlegg før pH reduseres til et nivå som kan tolereres av mikroorganismer. Slamvann fra aerob eller anaerob stabilisering vil kunne behandles biologisk. Denne form for behandling vil ikke bli undersøkt nærmere i dette prosjekt fordi det kan trekkes en del konklusjoner basert på kvaliteten av disse typer slamvann sammenliknet med slamvann fra ubehandlet septiktankslam.

3.6 Tilførsel av slamvann fra ustabilisert og stabilisert septiktankslam til et kommunalt biologisk kloakkrenseanlegg

Det vil ikke bli utført noen detaljerte undersøkelser av slamvann tilført et biologisk kloakkrenseanlegg som primært renser kommunalt avløpsvann. Det vil bli gjort prosessmessige vurderinger slik at den mengde slamvann som kan tolereres ved ulike anleggsstørrelser, kan bestemmes tilnærmelsesvis. Det er også viktig å få klarlagt om det er behov for å jevne ut belastningen fra slamvannet over hele døgnet, og hvor i prosessen slamvannet bør tilføres.

3.7 Tilførsel av slamvann fra ustabilisert og stabilisert septiktankslam til et kommunalt mekanisk-kjemisk renseanlegg

Det er viktig å få klarlagt hvordan slamvannet fra septiktankslam vil innvirke på kjemikalieforbruk og kvalitet av utløpsvannet fra et mekanisk-kjemisk kloakkrenseanlegg. Disse undersøkelser vil først bli gjort i laboratorieskala (jar-test). Erfaringer fra eksisterende mekanisk-kjemiske kloakkrenseanlegg vil så bli vurdert i den utstrekning dette er mulig.

Følgende slamvanntyper vil bli anvendt:

- A. Slamvann fra ubehandlet septiktankslam
- B. Slamvann fra kalkstabilisert septiktankslam
(50, 150 og 300 mg Ca(OH)₂/kg TS)
- C. Slamvann fra aerobt stabilisert septiktankslam.

Det vil bli undersøkt slamvann med ca. 0,01, 0,1 og 0,5% suspendert stoff. Slamvannet vil bli tilsatt i en mengde lik 0, 5, 10, 15, 25 og 40% av avløpsvannmengden. Dette skulle tilsvare tilnærmeelsesvis mottak av septiktankslam opptil 20 ganger kloakkrensaneanleggets egen slamproduksjon.

Følgende parametre vil bli målt:

Parameter		Råvann	Supernatant etter felling	Totalt omblandet prøve fra jar-test
SS	mg/l	x	x	x
FSS	mg/l	x		
pH		x	x	
Alkalitet	m.ekv./l	x	x	
Tot-P	mg P/l	x	x	
PO ₄ -P	mg P/l	x	x	
KOF	mg O ₂ /l	x	x	
BOF ₇	mg O ₂ /l	x	x	

3.8 Reduksjon av lukt fra behandlingstrinn for septiktankslam

Som tidligere nevnt er luktproblemet kanskje det som forårsaker størst ulemper ved behandling av septiktankslam. Luktulempenes omfang vil avhenge av en rekke faktorer som septiktankslammets kvalitet, slammets forbehandling (hvilke enheter som inngår, og hvordan disse er konstruert), og slambehandlingsdelens plassering i forhold til renseanlegget for øvrig. Det er også av stor betydning om forbehandlingsenhetene er i et avskilt rom, og hvor vidt avgassene samles og renses.

En grundig studie av de kloakkrenseanlegg som mottar septiktankslam, vil gi oss noe erfaringsmateriale å bygge videre på slik at man ved fullførelsen av dette prosjekt kan gi råd om hvordan slambehandlingsdelen skal konstrueres for å avgi minst mulig lukt. Det er blant annet viktig å få bestemt nødvendig oppholdstid i sandfang for å holde slammet aerobt (se punkt 3.2 og 3.3).

Litteraturstudiet tar for seg en rekke metoder for rensing av avgassene før de slippes ut. Følgende metoder vil bli undersøkt:

1. Bruk av jordfilter
2. Vasking av avgassene gjennom klorholdig vann
3. Bruk av "jern-svamp" bestående av Fe_2O_3 og trespon.

Disse undersøkelser vil bli gjennomført på eksisterende kloakkrenseanlegg i den utstrekning dette er mulig. Det vil bli lagt størst mulig vekt på de praktiske sider ved disse metodene. Det vil derfor ikke bli gjort noe forsøk på å identifisere de ulike komponenter i avgassene som forårsaker lukt, men kun måle reduksjonen av H_2S ved de ulike renseprosesser. I tillegg vil luktintensitet før og etter hver renseenhet bli registrert. Likeledes vil renseenhetenes "levetid" bli undersøkt så sant dette er mulig i den tid dette prosjekt pågår.

4. LITTERATUR

- ATV-REGELWERK (1974): "Behandlung und Beseitigung von Schlamm aus Kleinkläranlagen". Arbeitsblatt, Korrespondenz Abwasser, 20, 6 140-143.
- BAUM, H.E. (1972): "The Suppression of Smell from Sewage Plant". Effl. and Water Treatmn. Journ. 674-680, Dec.
- BARSHIED, R.D. and H.M. El-Baroudi (1974): "Physical-chemical Treatment of Septic Tank Effluent". Journ. Water Pol. Contr. Fed. 10, 2347-2354.
- CARLSON, D.A. and C.P. Leiser (1966): "Soil Beds for the Control of Sewage Odors". Jour. Water Pol. Control Fed. 34: 829-840.
- CARLSON, D.A. and R.C. Gumerman (1966): "Hydrogen Sulphide and Methyl Mercaptans Removal with Soil Columns". Proc., 21st Industrial Waste Conference. Purdue Univ. Engin. Lafayette, Ind.
- CORMACK, J.W. et al. (1974): "Odor Control Facilities at the Clavey Road Sewage Treatment Plant". The 47th Annual Conference Water Pollution Control Federation, Denver Colorado, Sept.
- EIKUM, A. og F. Adam (1971): "Sentrifugeringsforsøk for Oslo kommune". Alfsen og Gunderson A/S, Oslo.
- EIKUM, A. (1973): "Aerobic Stabilization of Primary and Mixed Primary/Chemical (Alum) Sludge". Ph.D. Dissertation, University of Washington, Wash. USA.
- EIKUM et al. (1974): "Characterization of the Degree of Stability of Waste Water Sludges - Aerobic Stabilized Sludges". Progress Report No. 2, Eurocop-COST 68/2/4. NIVA.
- EKEBERG, K. og A. Granne (1972): "Mekanisk avvanning av kloakkslam med horisontal silbåndpresse". Kommunalt Tidsskrift nr. 4, 179-191.
- GUMERMAN, R.C. and D.A. Carlson (1969): "Chemical Aspects of Odor Removal in Some Soil Systems". Animal Waste Management. Cornell Univ. Conf. on Agri. Waste Management. 292-302.
- HOFF, H.K. (1975): "Analyseresultater fra Løxa renseanlegg for 1973". Bærum kommune, Vann- og kloakkvesenet, 5. april.
- IKEDA, J. (1972): "Experimental study on treatment of night soil by the wet air oxidation process". Water Research, Vol. 6, 967-979.
- IWAI, SHIGEHISA, Honda Atsuhiko and Chuang Chin-Yuan (1964): "Experimental studies on high-rate digestion of night soil". Proc. of the First International Conference on Water Pollution Research (1962), Pergamon Press, Oxford.

- JEWELL, W.J. (1974): "Design Guidelines for Septic Tank Sludge Treatment and Disposal". Seventh Intern. Conference on Water Poll. Research, Paris, France.
- JOHNSEN, T. og K. Ekeberg (1971): "Oversikt over forsøk og drift ved slamavvanningsanlegg i Norge, anlegg nr. 850". (Ikke publisert.)
- KJELDAAS, R. og S.E. Moen (1975): "Driftsresultater fra Slattum kloakkrenseanlegg, datert 6. juli 1972, 29. des. 1972, 20 juni 1973. Avløpssambandet Nordre Øyeren, ANØ.
- KOLEGA, J.J. (1971): "Design curves for septage". Water and Sewage Works. May, Vol. 118, 132-135.
- LAYBOURNE, A. and J.J. Todd (1972): "Automatic aerobic digestion at Horsham RDC. Surveyor 10, November, 151-152.
- LØKEN, T. (1973): "Karakterisering av septiktankslam og vurdering av behandlingsmetoder innenfor nye og eksisterende kloakkrenseanlegg". Særkurs i vannforsyning og avløp, NTH, Trondheim.
- Mac-CALLUM, R. (1971): "Treat septic-tank wastes separately". The American City. January, 48-49.
- MALINA, J. (1964): "Anaerobic Digestion of Night Soil". Formal discussions, Advances in Water Pollution Research, Vol. 2, 29-37.
- MATSUMOTO, J. and J. Endo (1964): "Anaerobic digestion of night soil". Advances in water pollution research, Vol. 2, August, 17-42.
- MINEAR, J.R. (1974): "Odors from Confined Livestock Production". Environmental Protection Agency, USA, EPA 660/2-74.
- MUNDAL, S. (1974): "Vurdering av konstruktive og driftsmessige forhold ved ulike eksisterende biologiske kloakkrenseanlegg i Norge". Særkurs i rensing av vann, NTH, Trondheim.
- PAULSRUD, B. (1973): "Stabilisering av slam med kalk". Delrapport nr. 1, 0-40/71-P, NIVA.
- PAULSRUD, B. (1974): "Mengde og sammensetning av kommunalt slam - Kartlegging av forholdene i Norge i 1973 og 1983". NIVA. 0-51/73.
- PAULSRUD, B. (1975): "Stabilisering av slam med kalk". Delrapport nr. 2, 0-40/71-P, NIVA (under arbeid).
- PRADT, L.A. (1971): "Some recent developments in night soil treatment". Water Research, Vol. 5, 507-521.
- RAINS, A.B. and M.J. DePrimo (1973): "Odors Emitted from Raw and Digested Sewage Sludge". U.S. Environmental Protection Agency, EPA - 670/73 - 098.

REYES, W.L. and C.W. Kruse (1962): "Aerobic digestion of night soil".
Journal of the Sanitary Engineering Division, November, 15-29.

ROTONDO, Vincent J. Sr. (1964): "'Honey Wagon" Sludge Disposal".
Water Works and Waste Engineering, August, 59-60.

SIGVALDSEN, L. (1974): "Innvirkning av rejektivann fra avvanning av
kalkstabilisert slam på felling med aluminiumsulfat i et mekanisk-
kjemisk kloakkrensaneanlegg". Særkurs i rensing av vann, NTH,
Trondheim.

WANG, C.C. (1964): "Anaerobic Digestion of Night Soil". Formal discussions,
Advances in Water Pollution Research, Vol. 2, p. 37.

---oOo---