

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse: Brekke 23 52 80
Postboks 333, Blindern Gaustadalleen 46 69 60
Oslo 3 Kjeller 71 47 59

Rapportnummer: 0-82037
Undernummer:
Løpenummer: 1518
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Erfaringer med mottak av septikslam på kommunale renseanlegg, VA 23/83	Dato: 1. juli 1983
	Prosjektnummer: 0-82037
Forfatter(e): Bjarne Paulsrud Jørunn Ofte	Faggruppe: Miljøteknikk
	Geografisk område: -
	Antall sider (inkl. bilag): 74

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
---	----------------------------------

Ekstrakt:

Rapporten gir en oversikt over septikslammengder og septikslammets sammensetning i tillegg til en sammenstilling av erfaringer med mottak av septikslam ved kommunale renseanlegg. Mottaksarrangement, forbehandlingsenheter, stabiliseringsenheter, avvanningsutstyr, slamvanns-problemer og luktreduksjonstiltak er behandlet i detalj.

4 emneord, norske:
1. Slambehandling
2. Septikslam
3. Kommunale renseanlegg
4. Driftserfaringer
VA 23/83

4 emneord, engelske:
1. Sludge treatment
2. Septage
3. Municipal wastewater treatm.plants
4. Operational experiences

Prosjektleder:

For administrasjonen:

Bjarne Paulsrud

J. E. Samdal

Divisjonsjef

Arild Eriksen

ISBN 82-577-0660-4

Lars Ovevinn

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

OSLO

ERFARINGER MED MOTTAK AV SEPTIKSLAM PÅ
KOMMUNALE RENSEANLEGG

Oslo, 1. juli 1983

Saksbehandlere: Bjarne Paulsrud, NIVA
Jørunn Ofte,
Vidar Tveiten A/S

F O R O R D

Dette prosjektet er gjennomført etter oppdrag fra Statens forurensningstilsyn (SFT).

Den foreliggende rapport er i stor grad basert på NIVAs tidligere rapport "Treatment of septage - European practice" som ble laget på oppdrag fra det amerikanske Environmental Protection Agency (EPA). Etter ønske fra SFT er den norske versjonen vesentlig forkortet, og det er også lagt spesiell vekt på praktiske forhold.

Rapporten er utarbeidet i samarbeid med Jørunn Ofte, Vidar Tveiten A/S, og jeg vil få takke ham for en fin innsats.

Oslo, 1. juli 1983

Bjarne Paulsrud

I N N H O L D S F O R T E G N E L S E

	Side:
1. SEPTIKSLAMMENGDER	2
1.1 Arlige slammengder	2
1.2 Variasjon i slammengdene over året	5
2. SLAMMETS SAMMENSETNING	8
2.1 Generelt	8
2.2 Sammensetning av septikslam	9
2.2.1 Ristgods, sand og kaffegrut	9
2.2.2 Organiske og mineralske forbindelser, nærings- salter	9
2.3 Sammensetning av tett tank "slam"	12
3. MOTTA AV SLAM PÅ RENSEANLEGG	15
3.1 Generelt	15
3.2 Valg av tilførselssted	16
3.2.1 Tilførsel av septikslam til slambehandlingsde- len ved renseanlegget	17
3.2.2 Tilførsel av septikslam til avløpsvannet ute på ledningsnett	19
3.2.3 Tilførsel av septikslam til avløpsvannet umid- delbart foran renseanlegget	20
3.3 Mottak og forbehandling av septikslam	21
3.3.1 Inntaksarrangement	21
3.3.2 Oppsamlingsvolum for tanklast	22
3.3.3 Rister og ristgods	23
3.3.4 Sandfang	25
3.3.5 Buffervolum for septikslam	27
3.3.6 Utjevningsbasseng for slamvann	28
3.3.7 Spesielle systemløsninger	29
3.4 Eksempler fra norske anlegg	29
3.4.1 Tilførsel til slambehandlingen	29
3.4.2 Tilførsel til avløpsvannet umiddelbart foran renseanlegget	31
3.4.3 Tilførsel til avløpsvannet ute på ledningsnet- tet	32
3.5 Eksempler fra utenlandske anlegg	33
3.5.1 Tyske anlegg	33
3.5.2 Svenske anlegg	35

4.	STABILISERING	37
4.1	Generelt	37
4.2	Biologisk stabilisering	38
4.2.1	Aerob stabilisering med luft	38
4.2.2	Aerob stabilisering med rent oksygen	41
4.2.3	Anaerob stabilisering	43
4.3	Kjemisk stabilisering	45
5.	FORTYKKING	48
6.	AVVANNING	49
6.1	Generelt	49
6.2	Maskinell avvanning	49
6.2.1	Sentrifuger	50
6.2.2	Silbåndpresser	50
6.2.3	Kammerfilterpresser	51
6.3	Avvanning i container	51
7.	INNVIRKNING PÅ AVLØPSRENSINGEN	55
7.1	Slamvannets sammensetning	55
7.2	Tilførselsstedets betydning	57
7.2.1	Tilførsel av septikslam direkte til avløpsvannet	57
7.2.2	Tilførsel av septikslam til slambehandlingsdelen	58
7.3	Innvirkning på kjemiske renseanlegg	58
7.3.1	Virkning av slamvann fra ubehandlet septikslam	59
7.3.2	Virkning av slamvann fra kalkstabilisert septikslam	61
7.3.3	Virkning av slamvann fra aerob stabilisert septikslam	61
7.3.4	Praktiske konsekvenser	62
7.4	Innvirkning på biologiske og biologisk-kjemiske renseanlegg	63
7.5	Separat behandling av slamvann fra septikslam	65
8.	LUKTREDUKSJON	67
8.1	Generelt	67
8.2	Planløsning og ventilasjon	67

8.3	Luktreduserende utstyr	68
8.3.1	Våtvaskere	68
8.3.2	Adsorpsjon på aktivt kull	69
8.3.3	Forbrenning	70
8.3.4	Vasking i aktivslam	70
8.3.5	Jordfilter	70
8.3.6	Jernoksydfilter	71
8.4	Oppsummering	72
9.	REFERANSER	73

1. SEPTIKSLAMMENGDER

For å bestemme nødvendig mottaks- og behandlingskapasitet for septikslam ved kloakkrensaneanlegg er det viktig å ha god oversikt over de septikslammengder som årlig tømmes i området. Likeledes er det viktig å kjenne til hvordan tømmingen fordeler seg over året, slik at en ved dimensjoneringen kan ta hensyn til de faktiske variasjoner i tilførslene. Slammengden fra septiktanker/slamavskillere vil avhenge av:

- Tankenes våtvolum
- Tømmehyppighet
- Hvorvidt alle kamre tømmes hver gang

Tette oppsamlingstanker for avløp fra vannbesparende klosetter vil gi avfallsmengder som avhenger av:

- Mengde feces og urin (ca. 1,5 l/p.d.)
- De vannmengder som klosettene bruker pr. spyling
- Antall spylinger pr. døgn

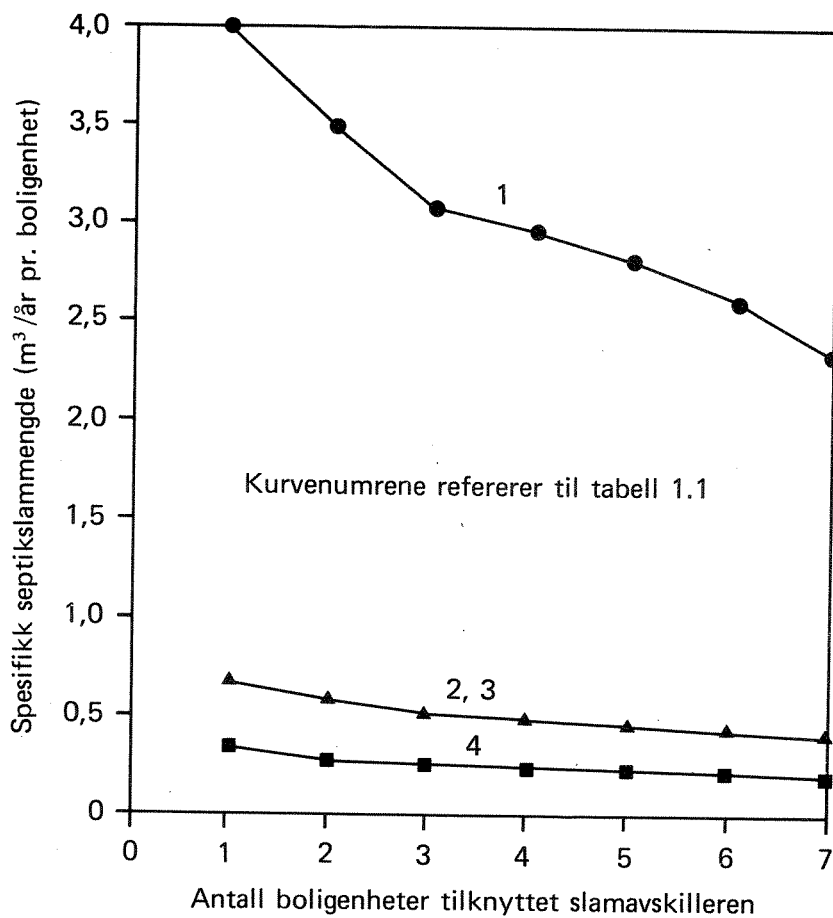
1.1 Årlige slammengder

For å få fram skikkelige opplysninger om septikslammengdene i en kommune bør det gjøres registreringer av alle avløpsanlegg basert på septiktanker/slamavskillere og tette oppsamlingstanker. En slik registrering vil for øvrig være nesten nødvendig ved innføring av tvungen septikrenovasjon i en kommune. Med kjennskap til størrelse, utforming, antall kamre, klosett-type etc. kan en da beregne de årlige slammengder, forutsatt at tømmehyppigheten er kjent.

Dersom tømmingen skjer i henhold til eksisterende retningslinjer (se tabell 1.1), vil de spesifikke slammengder bli som vist i fig. 1.1. Figuren gjelder for slamavskillere som er bygd etter Miljøverndepartementets retningslinjer (MD, 1980). For eldre én- og to-kamrede septiktanker må det gjøres beregninger ut fra antatte eller målte våtvolumer.

Tabell 1.1. Bruksområder og tømmerutiner for slamavskillere.

	Bruksområder	Tømmerutiner
1.	Boligbebyggelse m/ klosettavløp tilknyttet	Hele tanken - Hvert år (dette kravet er under revisjon)
2.	Boligbebyggelse u/ klosettavløp tilknyttet	Hele tanken - Hvert 3. år
3.	Fritidsbebyggelse m/ klosettavløp tilknyttet	Hele tanken - Hvert 3. år
4.	Fritidsbebyggelse u/ klosettavløp tilknyttet	Hele tanken - Hvert 3. år



Figur 1.1. Spesifikk slammengde som funksjon av bruksområde og antall tilknyttede enheter (teoretisk gjennomsnitt).

For personer tilknyttet større slamavskillere dimensjonert og utført i samsvar med SFT's retningslinjer (SFT, 1977) vil årlige slammengder kunne beregnes ut fra tabell 1.2.

Tabell 1.2. Slammengder fra større slamavskillere.

Tømmefrekvens	Spesifikk slammengde (m ³ /år pr. person)
1 gang pr. år	0,35
2 ganger pr. år	0,45
4 ganger pr. år	0,66

For de kommuner som ennå noen år vil praktisere nåværende ordning med tømning av tankene etter huseierens ønske, vil det ikke være mulig å få så gode data som tabell 1.1 legger opp til. For overslagsmessige beregninger kan en da bruke de verdiene som er gitt i tabell 1.3. (Eikum, 1983).

Tabell 1.3. Spesifikke septikslammengder (uten tvungen kommunal septikrenovasjon).

Tømmefrekvens	Spesifikk slammengde (m ³ /år pr. person)
1 gang pr. år eller oftere	0,6-0,8
Sjeldnere enn 1 gang pr. år	0,4-0,6

Ved oppsamling av avløpsvannet i tette tanker vil som nevnt innledningsvis, den valgte sanitærutrustning ha stor innflytelse på avfallsmengdene. Tankene tømmes når de er fulle og de aktuelle avfallsmengder kan i gjennomsnitt regnes å være:

3 m³/år pr. person

1.2 Variasjon i slammengdene over året

Så lenge kommunene ikke har styring med septiktømmingen, vil det alltid oppstå store variasjoner over året i de tilkjørte slammengder til renseanleggene. Et eksempel på dette er vist i figur 1.2 hvor en har de typiske toppbelastninger om våren og høsten. For å kunne gjøre en forsvarlig dimensjonering av mottaks- og behandlingenheter for septikslam må en ta hensyn til de faktiske årtidsvariasjonene. Dersom det ikke foreligger konkrete registreringer over noen år fra den aktuelle kommune, vil vi anbefale at de faktorer som er gitt nedenfor brukes ved dimensjoneringen.

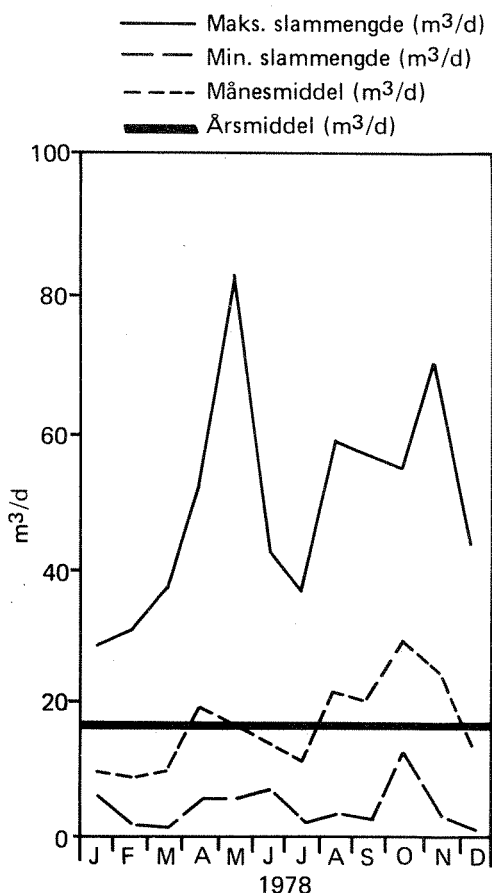
- Maksimal døgnfaktor:

$$= \frac{\text{Max. slammengde pr. døgn (m}^3\text{/døgn)} \times 365}{\text{Årlig slammengde (m}^3\text{/år)}} = 4,7-7,3$$

- Maksimal ukefaktor:

$$= \frac{\text{Max. slammengde pr. uke (m}^3\text{/uke)} \times 52}{\text{Årlig slammengde (m}^3\text{/år)}} = 2,5-6,0$$

Maksimal døgnfaktor brukes for dimensjonering av sandfang og buffer-volumer, mens maksimal ukefaktor benyttes for å finne nødvendig kapasitet på avvanningsutstyret.



Figur 1.2. Typisk eksempel på variasjoner i tilkjørte septikslammengder over året når det ikke er innført tvungen septikrenovasjon (Lillehammer renseanlegg).

Ved innføring av tvungen renovasjon i kommunal regi får man mulighet til å ha styring med de slammengder som til enhver tid leveres på mottaksstedet. Full kontroll er det vanskelig å oppnå da de klimatiske forhold tidvis kan medføre uventede episoder. Det kan heller ikke påregnes full utjevning over året da septiktømming i månedene desember - februar neppe kan anses aktuelt i de fleste kommuner.

Tvungen renovasjon i kommunal regi vil gi følgende effekter i forhold til et fritt system:

- Slammengdene øker fordi flere tanker tømmes.
- De store variasjonene fra dag til dag og fra uke til uke dempes betydelig, mens månedlige variasjoner fortsatt må påregnes.

SFT har utarbeidet et forslag til veiledning for innføring av tvungen septikrenovasjon. Tvungen renovasjon i kommunal regi er innført i en del kommuner allerede (bl.a. i Ringsaker).

Erfaringene i Ringsaker er gode. Tømmingen er her satt bort til renovatør og organiseres som følger:

- Tømming foregår i månedene mars - november.
- Kommunen styrer tømmingen ved å bestemme tidsrom for tømming i de enkelte skolekretser. Dette avrettes i lokalavisene.
- Tømmeruter i de enkelte kretser bestemmes av renovatøren.
- Tømming av tette tanker skal utføres etter behov til avtalt pris.
- Tømming av tanker utenom tur er huseierens sak og kostnad.

Som følge av klimatiske forhold og dermed tilgjengelighet til tankene, oppstår en viss opphoping og økning av slammengden i august - september, men totalt sett anser kommunen å ha god kontroll med slammengdene og fordelingen over året.

2. SLAMMETS SAMMENSETNING

2.1 Generelt

Det finnes en god del data vedrørende sammensetning av septikslam. I Norge er det utført to større undersøkelser (Løken, 1973) og (Eikum, 1976). Foruten disse foreligger data fra utenlandske undersøkelser, men disse anses mindre interessante i denne sammenheng. Videre er det foretatt en større undersøkelse av "slam" fra tett tank systemer (Paulsrud, 1980).

Spredningen i datamaterialet er vanligvis stor og mange faktorer vil ha innvirkning på slammets sammensetning. Eksempelvis nevnes:

- Tankenes volum pr. tilknyttet pe.
- Tømmehyppighet
- Tømmerutine for tanker med flere kamre
- Tank med/uten klosettavløp tilknyttet
- Prøveuttak (representativ prøvetaking)

Septikslam vil inneholde alle de komponenter som normalt fjernes i et kommunalt avløpsrensaneanlegg. Dette gjelder bl.a.

- Filler og grove komponenter (ristgods)
- Sand, kaffegrut m.v.
- Organiske forbindelser
- Mineralske forbindelser
- Næringssalter (nitrogen, fosfor)
- Bakterier, virus, parasittegg.

Med bakgrunn i septikslammets "normale" opprinnelse er det ikke naturlig å forvente større mengder tungmetall i dette enn i øvrig kommunalt slam. Dette er også bekreftet i foretatte undersøkelser (Martinsen, 1973).

2.2 Sammensetning av septikslam

2.2.1 Ristgods, sand og kaffe-grut

Alle anlegg som skal håndtere septikslam må i en eller annen form være tilrettelagt slik at ristgods, sand og kaffe-grut kan fjernes fra slammet før det går til videre behandling. Praktiske løsninger og arrangementer for dette er nærmere beskrevet i kap. 3.

Når det gjelder mengden av disse komponenter i septikslammet, er det gjort undersøkelser på 3 norske anlegg (Eikum, 1980). Litteraturdata angir ofte samlet mengde ristgods, sand og kaffe-grut da dette vanligvis bringes til felles container for bortkjøring. I tabell 2.1 gjelder dette data for Enga.

Tabell 2.1 Ristgods, sand og kaffe-grut (Eikum, 1980).

Renseanlegg	Ristgods		Ristgods, sand, kaffe-grut	Merknad
	Lysåpning	1/m ³ septikslam	1/m ³ septikslam	
Tau	10 mm	1,0-8,5	-	Målt på hvert lass
Brandbu	10 mm	7,0	-	Månedsmiddel
Enga 1977	10 mm		27	Årsmiddel
1978	10 mm		30	"
1979	10 mm		42	"

Spredningen i data fra TAU synes stor, men dette understreker bare de forhold som er nevnt i pkt. 2.1. vedrørende faktorer som påvirker sammensetningen av slammet. Middelerverdi er ikke beregnet men antas å ligge i rimelig nærhet av tall oppgitt for Brandbu.

2.2.2 Organiske og mineralske forbindelser, nærings-salter

Også for hele det spekter som omfattes av den ovenfor nevnte gruppering er spredning og variasjon i datamaterialet stor.

Fra de undersøkelser som ble gjort av Løken (1973) og Eikum (1976) foreligger følgende data for variasjoner og middelveidier for de vanlige fysisk-kjemiske og parametere.

Tabell 2.2 Sammensetning av septikslam

Parameter	Enhet	Septikslam (Løken, 1973)		Septikslam (Eikum, 1976)	
		Variasjonsområde (46 prøver)	Middelveidier	Variasjonsområde (13 prøver)	Middelveidier
pH	-	5,2-7,8		5,5-7,8	
Totalt tørrstoff	mg/l	6000-130000	53900		
Flyktig tørrstoff	mg/l	4400-68000	31600		
Suspendert stoff	mg/l	4600-85000	45000	6510-68130	45370
Flyktig suspendert stoff	mg/l	4200-58000	29900	5570-52370	33830
KOF	mg/l	8500-82000	42550	1630-114870	64530
KOF, filtrert	mg/l	360-6900	1698	280-5280	3870
BOF ₇	mg/l	2500-26000	10330	-	-
BOF ₇ , filtrert	mg/l	100-4200	744	-	-
Total fosfor	mg P/l	36-640	171	20-330	138
Ortofosfat	mg P/l	3-41	21	-	-
Total nitrogen	mg N/l	300-1560	793	126-2570	1080
Ammonium	mg N/l	47-235	113	35-287	138

Alkaliteten i septikslam er i amerikanske undersøkelser funnet å variere i området 20-40 mekv./l

De store variasjonene i datagrunnlaget antas også her å ha sin årsak i de forhold som er omtalt i pkt. 2.1. Det er vanskelig å kvantifisere den innflytelse hvert enkelt forhold har på det endelige resultat, men enkelte arbeider er gjort også på dette området.

- Tømmerutiner for tanker med flere kammer:

Eksempel: 3-kamret slamavskiller med følgende volum og antatt tørrstoffinnhold (TS) i det enkelte kammer:

1. kammer - $4 \text{ m}^3 \times 68.000 \text{ g TS/m}^3 = 272 \text{ kg TS}$
2. kammer - $2 \text{ m}^3 \times 30.000 \text{ g TS/m}^3 = 60 \text{ kg TS}$
3. kammer - $2 \text{ m}^3 \times 20.000 \text{ g TS/m}^3 = 40 \text{ kg TS}$

Alt. I - Bare 1. kammer tømmes:

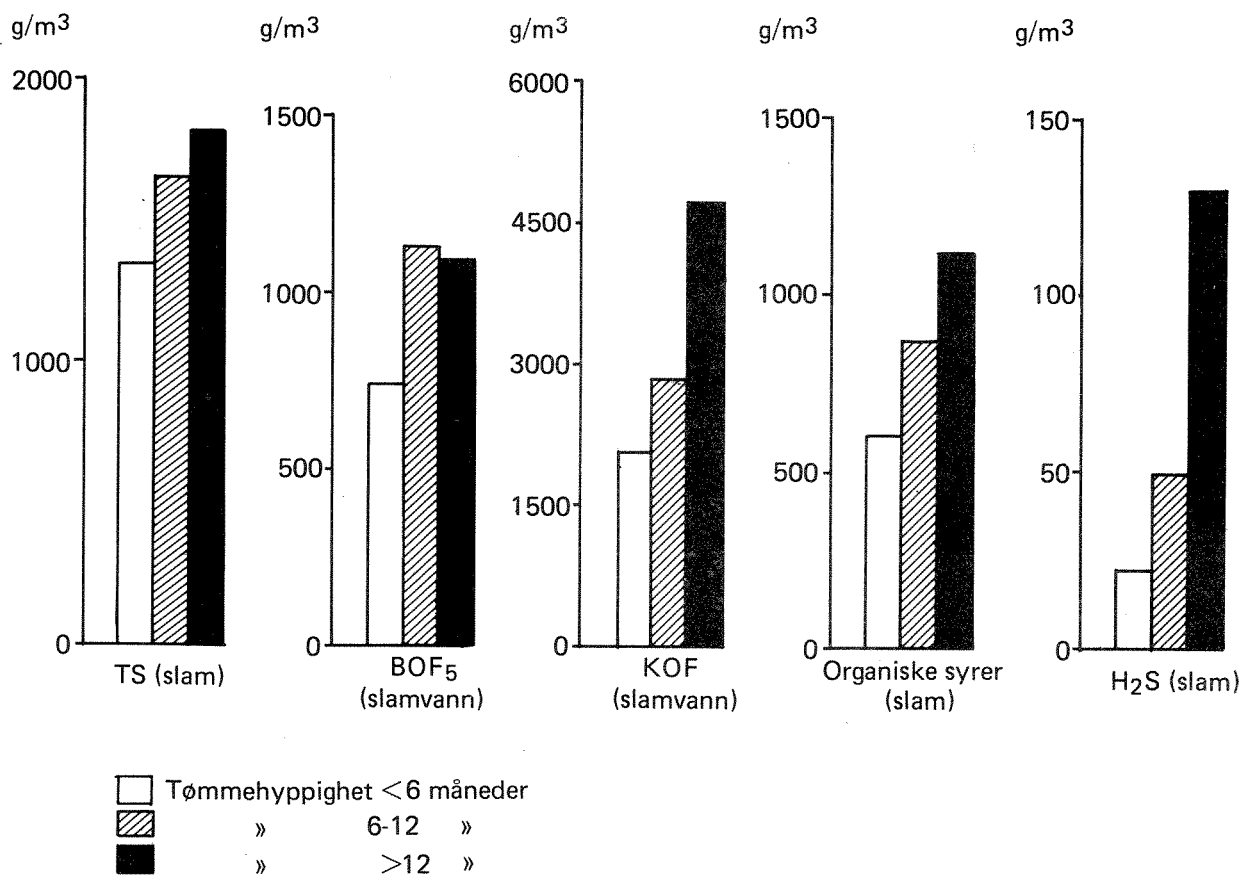
TS-konsentrasjon i slam = 68.000 g/m³

Alt. II - Hele tanken tømmes:

TS-konsentrasjon i slam = 46.500 g/m³

● Tømmehyppighet:

Undersøkelser foretatt i Tyskland (Kainz (1977) og Resch (1979)) viser at konsentrasjonen for alle de betraktede parametre øker med økende tid mellom hver tømming (se fig. 2.1).



Figur 2.1. Sammenheng mellom tømmehyppighet og forurensningskonsentrasjoner i septikslam.

- Sammenheng mellom parametre:

Det er også gjort undersøkelser av sammenhengen mellom enkelte parametre (Løken, 1973). Resultatene er vist nedenfor, men også her er det stor spredning og det advares mot å la disse ligningene inngå som erstatninger for analyser.

BOF₇ som funksjon av flyktig

suspendert stoff (FSS):

$$BOF_7 = 0,27 \text{ FSS} + 2130$$

KOF " " " FSS:

$$KOF = 1,14 \text{ FSS} + 8590$$

BOF₇ " " KOF:

$$BOF_7 = 0,18 \text{ KOF} + 2520$$

2.2.3 Bakteriologiske forhold

Det er nærliggende å anta at de bakteriologiske forhold i septikslam er tilsvarende de man kan finne i ubehandlet slam ved kloakkrenseanlegg. Dette henger sammen med at kilden for organismene stort sett er de samme. Det er gjort noen norske undersøkelser av organismemengden og sammenhengen mellom anleggstyper (se tabell 2.3).

Tabell 2.3 Bakterieinnhold i ulike slamtyper (antall/100 ml).

Slamtype	Koliforme bakterier	Termostabile koliforme bakterier	Fekale streptococcer	Anaerobe sporedannere	Referanse
Septikslam	$3,5 \times 10^7$	$3,9 \times 10^6$	$4,7 \times 10^3$	$3,3 \times 10^5$	Paulsrud, 1975
Septikslam	$3,4 \times 10^5$	$3,0 \times 10^4$	$4,8 \times 10^3$	$3,0 \times 10^4$	Eikum, 1981
Mekanisk slam	$5,6 \times 10^7$	$2,0 \times 10^7$	$1,1 \times 10^6$	$3,4 \times 10^5$	Paulsrud, 1975
Mek./kjemisk slam (A1)	$4,6 \times 10^7$	$2,8 \times 10^7$	$2,7 \times 10^6$	$>1,0 \times 10^4$	Paulsrud, 1975

2.3 Sammensetning av tett tank "slam"

Tett tank "slam" er det avfallet som transporteres bort fra tette oppsamlingstanker for avløpsvann.

Sanitærinstallasjonene tilknyttet slike anlegg kan variere mye og dermed også sammensetningen av innholdet. Vanligvis benyttes vannbesparende toaletter for volumbegrensning og bad- og vaskevann ledes

utenom til egen behandling. Konsentrasjonene blir tilsvarende øket og innholdet karakteriseres ofte bedre som slam enn som avløpsvann på tross av at også vannfasen lagres i tankene.

Det er foretatt en større undersøkelse av sammensetningen av dette "slammet" (Paulsrud, 1980). Resultatene er vist i tabell 2.4, og på samme måte som for septikslam er det stor spredning i dataene.

Ved å sammenligne tett tank "slam" (tabell 2.4) med septikslam (tabell 2.2 og 2.3) ser en at septikslammet har vesentlig høyere tørrstoffinnhold (både totalt tørrstoff og suspendert stoff) enn tett tank "slam". Det samme gjelder organisk stoff (KOF og BOF₇) og total fosfor, mens nitrogeninnholdet og alkaliteten er i samme størrelsesorden.

Sammenligner vi konsentrasjonene av løste komponenter i de to slamtypene ser en at innholdet av løst organisk stoff er av samme størrelsesorden, mens ortofosfatinnholdet er noe høyere og ammoniuminnholdet er vesentlig høyere enn i tett tank "slam".

De bakteriologiske dataene viser at tett tank "slam" inneholder indikatorbakterier i samme størrelsesorden som septikslam og slam fra kloakkrensaneanlegg.

Tabell 2.4 Sammensetning av tett-tank "slam" (Paulsrud, 1980).

Parameter	Enhet	Variasjonsområde (17 prøver)	Medianverdier
pH	-	6,7-8,8	8,1
Alkalitet	mekv./l	1-181	33
Totalt tørrstoff	mg/l	900-20000	5080
Flyktig tørrstoff	mg/l	460-15700	3340
Suspendert stoff	mg/l	285-16300	2880
Flyktig suspendert stoff	mg/l	185-13500	1300
KOF	mg/l	730-15500	4400
KOF, filtrert	mg/l	50-5300	1320
BOF ₇	mg/l	230-8000	2600
BOF ₇ , filtrert	mg/l	125-2500	560
Total fosfor	mg P/l	6-440	81
Ortofosfat	mg P/l	0,4-118	40
Total nitrogen	mg N/l	13-2000	635
Ammonium	mg N/l	1-1260	520
Koliforme bakterier	Antall/100 ml	8×10^4 - $>1,6 \times 10^9$	2×10^6
Termostabile koliforme	" "	2×10^4 - $1,8 \times 10^8$	$2,4 \times 10^5$
Fekale strep- tokokker	" "	$1,8 \times 10^4$ - $2,4 \times 10^8$	$1,8 \times 10^6$

3. MOTTAK AV SLAM PÅ RENSEANLEGG

3.1 Generelt

Septikslam er en illeluktende og grisete materie som en må regne med skaper driftsproblemer så sant det er den minste mulighet for det.

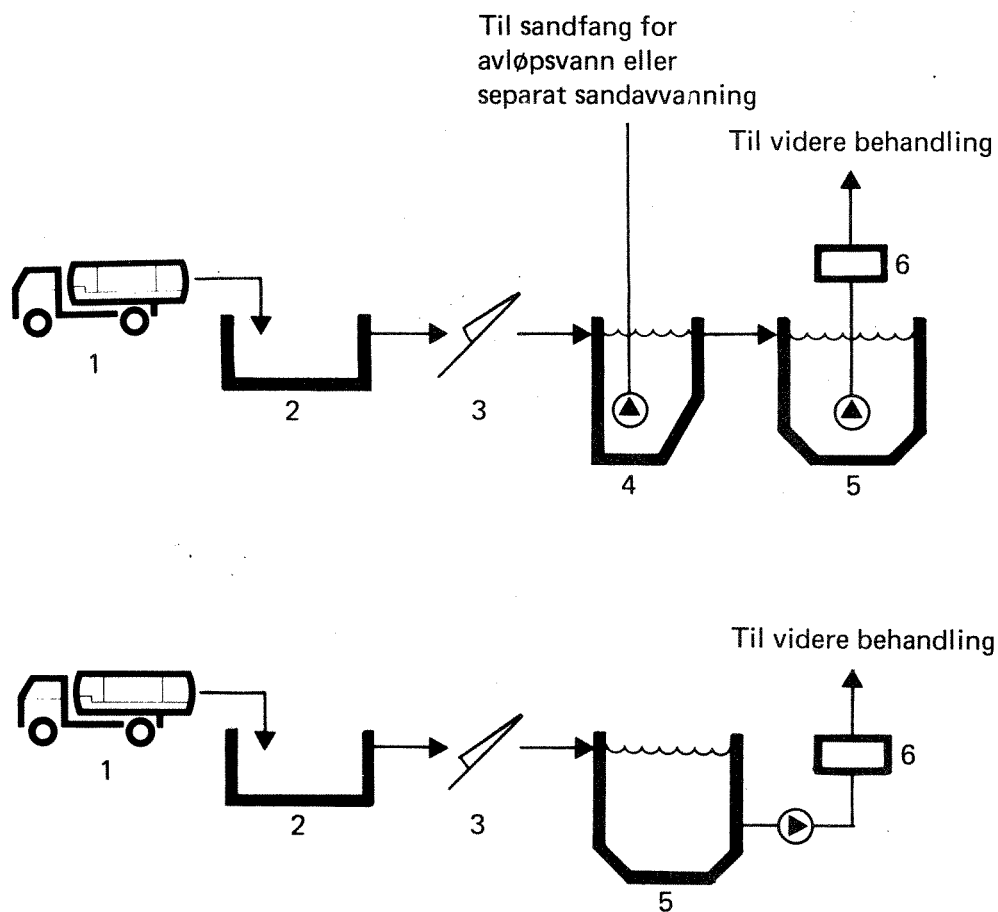
Valg av systemløsning samt prosjektering og utførelse av mottaksarrangementer for septikslam setter derfor store krav til den som står for arbeidet i de ulike faser.

Hvilke problemer som kan oppstå vil være avhengig av rensesanleggets størrelse, prosess, mengder septikslam som tilføres og hvordan dette tilføres anlegget. Dessuten har man erfart at løsninger som virker bra ett sted, absolutt ikke kan aksepteres av driftspersonalet et annet sted. Dette har nok også sammenheng med hvordan driften er organisert og driftspersonalets arbeidsmønster.

Til mottaksdelen regnes de anleggselementer som er nødvendig for mottak og forbehandling av slammet. Vanligvis inngår en eller flere av følgende enheter:

- Inntaksarrangement
- Oppsamlingsvolum for tanklast
- Rist
- Sandfang
- Buffervolum for slam/slamvann før videre behandling

To vanlige kombinasjoner av de enkelte enheter er vist i figur 3.1.



Figur 3.1. Eksempel på vanlige systemer for mottak og forbehandling av septikslam ved renseanlegg.

3.2 Valg av tilførselssted

I hovedsak kan det sies at 3 muligheter foreligger for mottak av septikslam ved renseanlegg.

- Tilførsel til anleggets slambehandlingsdel
- Tilførsel til avløpsvannet ute på ledningsnett
- Tilførsel til avløpsvannet umiddelbart foran anlegget

Tidligere ble det ansett som temmelig inkonsekvent at en først oppkonsentrerte slam i septiktanker og slamavskillere for deretter å for-tynne det igjen ved å blande det med kommunalt avløpsvann foran et renseanlegg. Dette synet har endret seg en del de siste årene på grunn av erfaringer fra norske og utenlandske anlegg. En annen sak er at når slamavskillere o.l. regelmessig blir tømt fullstendig, så vil slamlasset også inneholde alt det alvøpsvannet som befinner seg i tanken ved tømmingen. Dette gir selvfølgelig et veldig "tynt" slam som kan minne mest om konsentrert avløpsvann, og det kan synes fornuftig å behandle det som avløpsvann og ikke som slam. En slik betraktningsmåte vil også gjelde for tett tank "slam" siden dette har et enda lavere tørrstoffinnhold enn slammet fra slamavskillere (se kap. 2). Det må imidlertid sterkt advares mot å la konsistensen på avfallet få bestemme hvorvidt det skal blandes direkte med avløpsvannet eller tas imot ved slambehandlingsdelen. I de fleste tilfeller vil det være innholdet av løste komponenter (spesielt organisk stoff) som avgjør hvordan og i hvilke mengder eksternt slam kan tas imot ved et aktuelt renseanlegg. Siden tett tank "slam" og slam fra slamavskillere har omtrent samme innhold av løst organisk stoff, vil vi anbefale at disse slamtyper mottas og behandles likt ved renseanlegg. I praksis vil også disse slamtyper vanligvis bli blandet sammen når de transporteres til renseanleggene.

Valg av tilførselssted må gjøres etter grundige forureningsmessige og teknisk/økonomiske vurderinger. Som et hjelpemiddel skal vi her foreta en oppsummering av fordeler og ulemper ved de ulike alternativer.

3.2.1 Tilførsel av septikslam til slambehandlingsdelen ved renseanlegg

Fordeler:

- Ved fortykning og avvanning fjernes mesteparten av de partikulære forurenningene i slammet slik at belastningen på vannbehandlingsdelen reduseres kraftig.

- Muligheter for utjevning av slamvann fra fortykkere og avvanningsutstyr før tilbakeføring til vannbehandlingsdelen, slik at en bl.a. ved kjemiske renseanlegg kan ta imot mer septikslam uten å få problemer med å overholde utslippskravene.
- Muligheter for å bygge enheter for aerob stabilisering av septikslam (eventuelt også internt slam). På den måten blir mesteparten av det løste organiske stoffet i slammet nedbrutt og slamvannet vil ikke skape problemer hverken for kjemiske eller biologiske renseprosesser.
- Gode muligheter for kontroll med at det ikke tilføres mer septikslam til anlegget enn det man kan ta hånd om på en forsvarlig måte.

Ulemper:

- Erfaringer har vist at en rekke anlegg har praktiske problemer med mottaks- og forbehandlingsopplegget for septikslammet. Vanlige problemer er bl.a. gjentetting av pumper, manuell ristgodsbehandling, for liten kapasitet på rister og behov for manuell fjerning av sedimentert slam i sandfang/buffertanker. Mange av disse problemene kan sikkert unngås ved nye anlegg dersom en ved prosjekteringen tar hensyn til tilgjengelig erfaringsmateriale og eksisterende retningslinjer (SFT, 1979).
- De fleste eksisterende anlegg har luktproblemer i de deler av anlegget der septikslammet behandles, og luktulemper i miljøet omkring anleggene er heller ikke uvanlig. Ved nye anlegg burde disse forhold kunne unngås ved å benytte moderne ventilasjonsprinsipper (overdekking, punktavsug osv.) samt luktreduksjonsutstyr. Bruk av rent oksygen kan også være et aktuelt alternativ, men lite erfaringer foreligger ennå.

3.2.2 Tilførsel av septikslam til avløpsvannet ute på ledningsnett

Fordeler:

- Slipper det separate mottak- og forbehandlingsopplegget ved rensanlegget og unngår dermed de problemer som er nevnt tidligere.
- Reduserer luktproblerne i rensanlegget da blandingen av septikslam og avløpsvann får luftet seg på veien fram til anlegget.

Ulemper:

- Muligheter for slamansamlinger i ledningsnett med fare for tilstopping, spesielt der hvor ledningene har små dimensjoner (<ø 300 mm) og er lagt med lite fall.
- Ved pumpestasjoner på nettet vil slitasje og gjentetting av pumper øke betydelig. Septikslam bør derfor ikke tilføres ledningsnett oppstrøms pumpestasjoner og det må heller ikke finnes overløp mellom tilsetningspunkt og rensanlegg.
- Fare for korrosjon på ledningsnett på grunn av økte sulfidmengder fra septikslammet.
- Luktulempen ved påslippstedet for septikslammet og i ledningsnett umiddelbart nedstrøms dette. Det er derfor viktig å velge et sted som ligger noen hundre meter unna nærmeste bebyggelse.
- Vanskelig å holde kontroll med tilførte mengder septikslam så sant det ikke bygges et arrangement for dette ved påslippstedet.
- Dårligere muligheter for utjevning av belastningene på vannbehandlingsdelen sammenlignet med tilførsel av septikslammet til slambehandlingdelen. En egen utjevningstank for septikslammet vil løse det problemet, men utformingen av en slik tank må gjøres med omtanke for ikke å skape nye driftsproblemer.

3.2.3 Tilførsel av septikslam til avløpsvannet umiddelbart foran rensanlegget

Fordeler:

- Sammenlignet med mottak på slamsiden, så slipper en unna problemene med separate mottaks- og forbehandlingsarrangementer, og i forhold til tilførsel ute på ledningsnett vil en unngå de problemer som kan oppstå ved transport av septikslammet gjennom ledningsnett.
- Gir de samme muligheter for kontroll med tilkjørte mengder slam som et eget mottak på slambehandlingssiden, forutsatt at tømme-stedet kan låses av driftspersonalet ved rensanlegget.
- Kan tjene som nødløsning for anlegg som i perioder har problemer med mottaket til slambehandlingssiden (dersom det ikke finnes bedre alternative disponeringsmåter for septikslam i området).

Ulemper:

- Som en permanent ordning er metoden bare akseptabel for større rensanlegg (> ca. 5000 pe) dersom det ikke bygges eget utjevningsarrangement for septikslammet. Slik utjevning kan imidlertid skape nye praktiske problemer tilsvarende de man har ved mottakene til slambehandlingssiden.
- Metoden kan ikke benyttes ved anlegg med sil som forbehandlingsenhet, og anleggene bør ha forsedimenteringsbasseng.
- Økt slitasje og større fare for gjentetting av maskinelt utstyr i forbehandlingen. Mer slam (organisk stoff) i ristgods og sand og økte fett-/flyteslammengder i sandfang og forsedimentering.
- Omtrent de samme luktproblemer inne i rensanlegget som ved separate mottak på slambehandlingssiden.

3.3 Mottak og forbehandling av septikslam

I dette avsnittet er de enkelte deler av et mottaks- og forbehandlingsarrangement beskrevet uten spesielle vurderinger av hvilke deler som hører sammen i et komplett anlegg.

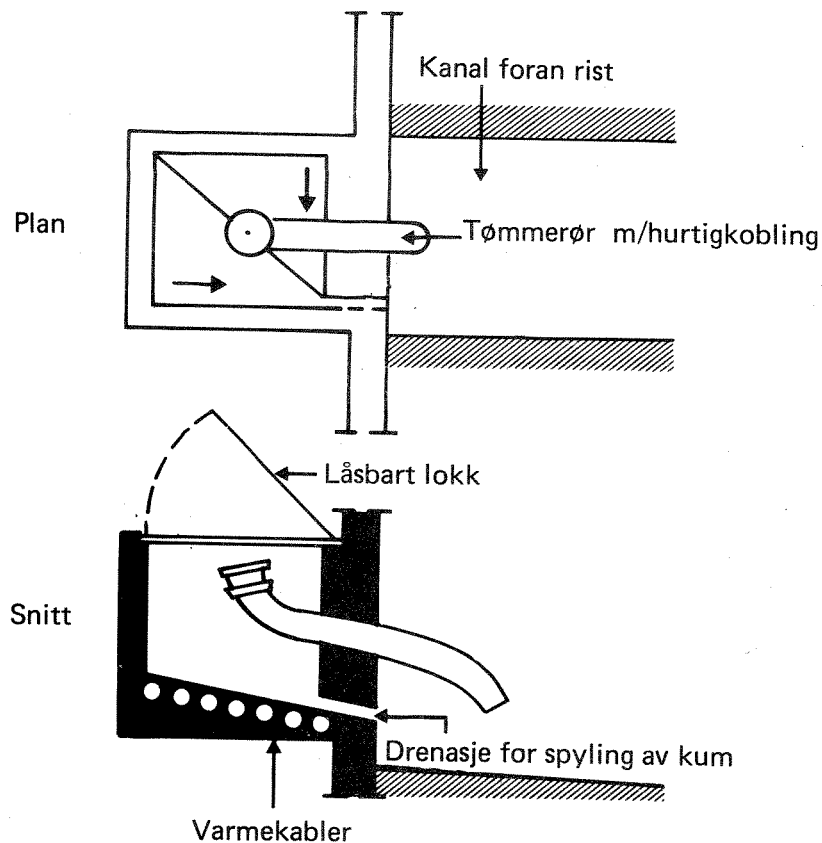
Ved planlegging og valg av tekniske løsninger er det viktig å være oppmerksom på at det neppe er mulig å automatisere septikhåndtering slik at manuelle arbeidsoperasjoner blir overflødige. Det er imidlertid viktig å sette sammen enhetene slik at transportveiene blir kortest mulig.

3.3.1 Inntaksarrangement

Septikslammet vil i praksis bli transportert til mottaksstedet med tankbil uansett hvilket av de alternative tilførselsmuligheter som er valgt. På mottaksstedet må det da anordnes et inntaksarrangement som er lagt til rette for å kunne tilfredsstille følgende krav:

- Nødvendig plass for manøvrering av alt aktuelt transportutstyr.
- Trafikkarealet må være i asfalt eller betong for enkelt renhold. Spyleslange med god kapasitet må finnes.
- Trafikkarealet må utføres med fall inn mot sentralt sluk.
- Tilkobling med alt aktuelt utstyr må være mulig. Fortrinnsvis bør tilkoplingen skje i en lukket kasse (kum) slik at eventuelt søl føres inn i anlegget.

Opp gjennom årene er mange alternative løsninger forsøkt med vekslende hell og noen enhetlig praksis har ikke vært vanlig her i landet før de siste 3-5 år. Den løsning som nå anbefales og vanligvis benyttes er vist i figur 3.2.



Figur 3.2. Inntaksarrangement for septikkslam.

Fordelene med løsningen i figur 3.2 kan sies å være:

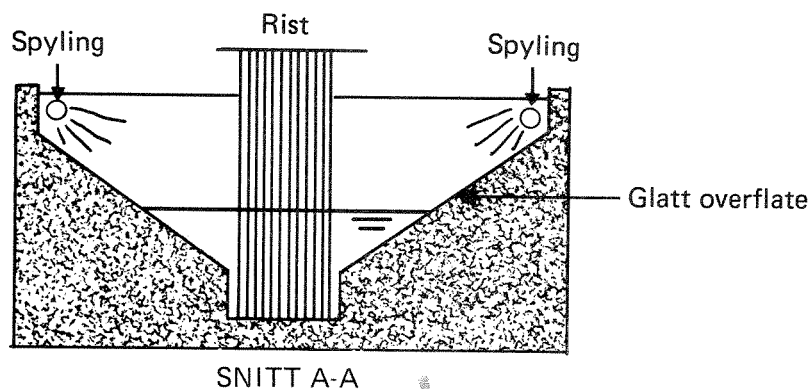
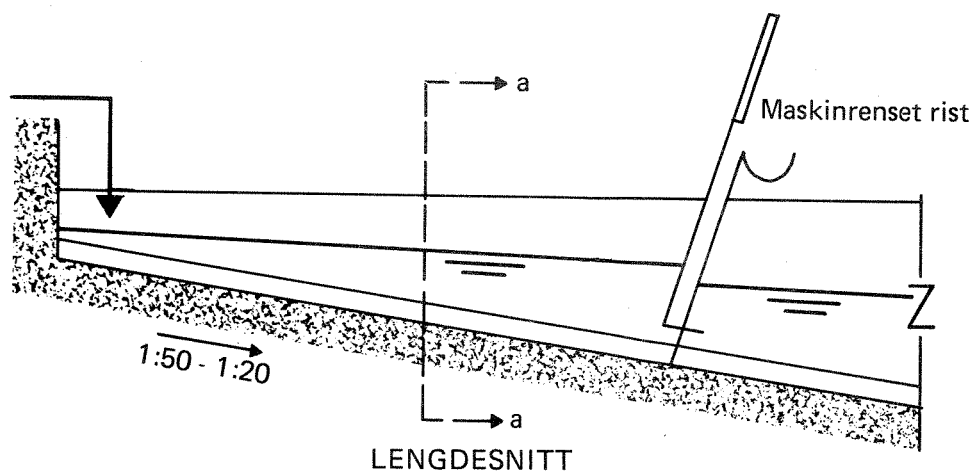
- Tilkoblingen inne i kassa hindrer søl ved frakobling
- Lukket tilkobling hindrer luktulempet
- Drenering til anlegget letter renhold
- Varmekabler hindrer frost

3.3.2 Oppsamlingsvolum for tanklast

Umiddelbart etter inntaksarrangementet må det være et volum tilsvarende ca. én tanklast. Dette for å unngå at tømning av septikbilene må bremses opp av hensyn til etterfølgende enheter. En slik løsning vil på ett eller annet tidspunkt bryte sammen.

Dette volumet skal ikke ha noen utjevneende effekt og størrelsen er avhengig av det aktuelle transportopplegget og sannsynligheten for at

flere biler vil tømme rett etter hverandre. God tilgjengelighet og enkelt renhold er viktig. Volumet kan f.eks. etableres i kombinasjon med tilførselskanal foran rist (se fig. 3.3).



Figur. 3.3 Mottaksvolum kombinert med ristkanal.

3.3.3 Rister og ristgods

Formålet med rister er å fjerne filler, plast, fiber, gummi etc. fra slammet da dette erfaringsmessig øker risikoen for gjentetting og driftsproblemer seinere i prosessen.

Ristene må være maskinrensede. Håndrensede rister og ristkurver er blitt brukt, men rensing av disse og håndtering av ristgods fra sep-

tikslam er en så lite tiltalende jobb at det må unngås. Som reserve-løsning bør det imidlertid være mulig å lede slammet gjennom den maskinrensede risten for avløpsvann, mens avløpsvannet føres gjennom en håndrenset rist.

Det er viktig at ristene som skal håndtere septikslam er konstruert for dette. Ristgodset er vesentlig tyngre å håndtere enn normalt for avløpsvann og det blir atskillig større mengder ristgods på kort tid. Dette betyr at avskrapingsutstyret må være solid, og kapasiteten på det må økes i forhold til rister for avløpsvann. Ristgodsraken må gå helt ned til bunnen i kanalen. Bevegelige deler må ikke installeres under vannstanden og alt materiale som kommer i kontakt med slam må være rustfritt.

Rister må konstrueres og plasseres slik at ristgodset ikke spyles gjennom ved tømming av bilene.

Bredden på rista bør ikke være mindre enn 60-70 cm, uansett hvor liten tilført slammengde pr. år det er, da det er støtbelastningen pr. tømming som bestemmer dimensjonene.

Et av de viktigste momenter ved valg av rist er stavavstanden:

- Liten stavavstand gir god sikkerhet mot problemer i seinere trinn, men øker mengden ristgods og dette blir "bløtere". Risiko for driftsproblemer med rista kan være større.
- Stor stavavstand gir mindre sikkerhet i senere trinn. Mengden avtar og ristgodset blir tørrere.
- Anbefalt stavavstand 10-15 mm.
- Seriekobling av rist med 20-25 mm og 8-10 mm stavavstand er mulig, men det er kostbart og normalt ikke nødvendig

Ristgodset som tas ut av slammet må også håndteres på en tilfredsstillende måte.

Ristgodset inneholder for uten filler, papir, plast og andre grove materialer, også vann og slam. Viktigste siktemål er å redusere vanninnhold og unngå manuelle arbeidsoperasjoner. Håndtering av sekker eller bøtter med ristgods fra septikslam er uakseptabelt unntatt i rene nødstilfeller.

Følgende momenter bør vurderes:

- Stavavstanden har innflytelse på ristgodsets konsistens (se ovenfor)
- Bruk av pausetid på ristgodsraka for å få en avrenning på ristgodset, har lite for seg når det gjelder septikslam. Dette vil også redusere avskrapingskapasiteten.
- Drenert, akselløs transportskrue med eksempelvis neoprenpakning i trauret. Her kan automatikken utstyres med pause-/gangtidsfunksjon da en stillstandsperiode kan ha positiv virkning på avvanningen.
- Det er stort sett bare dårlige erfaringer med bruk av ristgodspresser for ristgods fra septikslam.

3.3.4 Sandfang

Etter at de største komponentene er fjernet av rista, må innholdet av sand og kaffegrut reduseres mest mulig. Erfaringsmessig er innholdet av dette relativt stort i septikslam, og det kan fort skape problemer for den videre håndtering av slammet.

I septikslam er sanden godt innbakt i organisk stoff, fett, etc. Det kan derfor være vanskelig å oppnå god effekt med konvensjonelle langsandfang og rundsandfang. I Norge er det derfor utelukkende benyttet luftede sandfang. Disse har også den fordel at omrøringsintensiteten kan reguleres, men ulempene er spredning av lukt og aerosoler. Disse problemene kan imidlertid løses ved hensiktsmessig overdekning og punktavsug, eventuelt kombinert med luktreduksjonsutstyr (se kapittel 8).

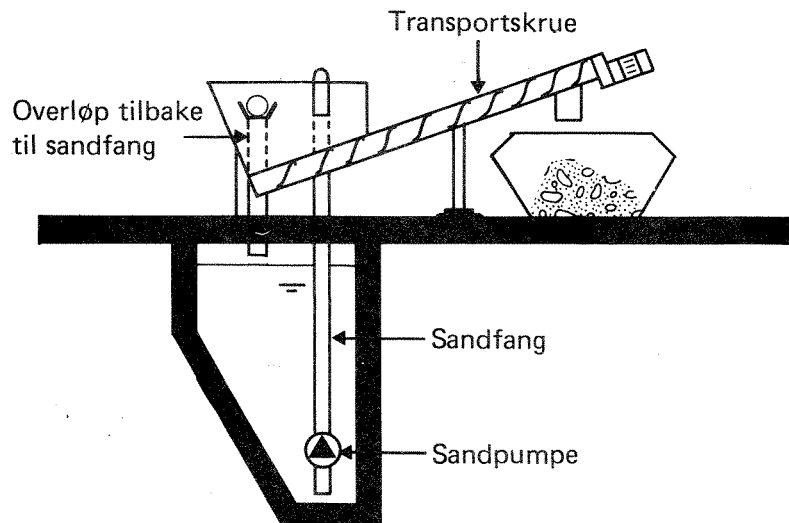
Luftede sandfang for septikslam utføres i prinsippet som for avløpsvann (uten fettfangsone), men dimensjoneringskravene er endret.

- Oppholdstiden ved max. belastning må være > 30 min.
- Luftmengdene må økes ca. 50 prosent i forhold til konvensjonell anvendelse, dvs. ca. 15-45 Nm³/h pr. løpemeter sandfang ved en innblåsningsdybde på 2,5-3 m.
- Lufterne må utformes slik at de ikke tettes igjen av filler etc. Innstøpte rør som munner ut like over bassengbunnen og med innbyrdes avstand ca. 30 cm er en driftssikker løsning.

Sandfanggodset fjernes med pumpe. Aktuelle pumpetyper er hvirvelhjuls-pumper og mammutpumper. Skruetransportører kan også benyttes. Kanal-hjulspumpe eller eksenterskruepumper frarådes. Ved bruk av mammutpumper er det viktig at sandfanget er fyllt med slam for å få til tilfredsstillende pumpevirking.

Som følge av den nevnte sammenbaking av sand og organisk stoff er det en gunstig løsning at sandfanggodset føres inn på det ordinære sandfanget for avløpsvann. Med dette oppnår en å få "vasket" sandfanggodset før det går til avvanning eller videre behandling.

Avvanning av sandfanggodset kan også skje direkte i ordinære sandavvannere. Fortrinnsvis benyttes avvannere med skruetransportører, utført i prinsippet som vist på figur 3.4.



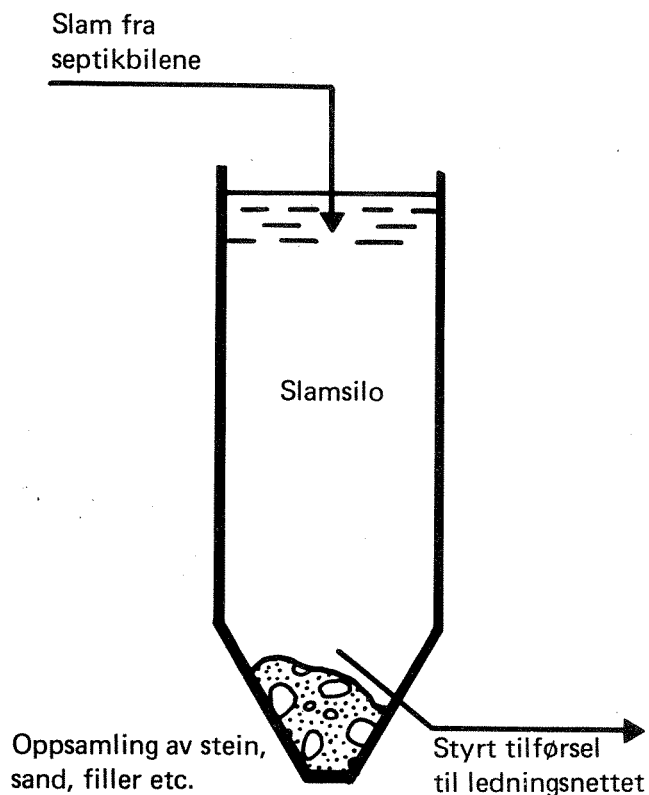
Figur 3.4. Sandfang med sandavvanner.

Sandfanget er på enkelte anlegg kombinert med et utjevningsmagasin/ buffervolum. Dette frarådes imidlertid da den varierende vannstand som dermed oppstår, uvilkarlig medfører endringer i luftintensiteten og ubalanse i anleggets luftesystem. Bruk av mammutpumper for sandfjerning blir også vanskelig i slike tilfeller

3.3.5 Buffervolum for septikslam

Dersom septikslammet tilføres slambehandlingsdelen ved et renseanlegg, kan buffervolumet med fordel kombineres med andre prosessenheter i slambehandlingen f.eks. aerob stabilisering eller fortykning. Luftede buffervolumer kan f.eks. utformes som bassenger for aerob stabilisering (se kap. 4.2.). Det må tas hensyn til varierende vannstand ved planlegging av luftesystemet.

Dersom septikslammet tilføres avløpsvannet foran renseanlegget, kan eventuelt buffervolum f.eks. utformes som vist i prinsipp på fig. 3.5. Det er her ikke forutsatt noen forbehandling av slamm, men ristgods, sand etc. tømmes ved behov med septikbil fra bunnen av tanken.



Figur 3.5. Buffertank for septikslam (prinsippskisse).

3.3.6 Utjevningsbasseng for slamvann

Dette bassenget bør dimensjoneres for alle slamvannsstrømmene i renseset, da det bare i unntakstilfeller vil være aktuelt med separat utjevning for septikslamvann.

Pumping fra utjevningsbassenget til anleggets innløp må skje med så liten kapasitet at slamvannet tilbakeføres over mesteparten av døgnet. Dette kan f.eks. ordnes med pumping mot et hvirvelkammer.

Utjevningsbassenget bør ha lufting for å holde slampartikler i suspensjon og hindre anaerobe forhold. Det kan utformes som et konvensjonelt luftet sandfang eller luftebasseng. Ved planlegging av luftesystemet må det tas hensyn til varierende vannstand i bassenget.

3.3.7 Spesielle systemløsninger

To norske firmaer har i samarbeid under utvikling en komplett løsning for mottak og behandling av septikslam. Denne er basert på standard liftdumper-containerer for mottak og forbehandling, og bruk av rent oksygen til luktreduksjon og hygienisering av slammet.

Løsningen er basert på at septikbilene tømmer lasten i containeren, som fungerer som et steinfang. Denne kan så kobles fra det øvrige og kjøres bort for tømming etter behov. Ut av containeren går slammet med selvføll til luftet sandfang og videre til stabilisering og hygienisering.

Sandfanget er utstyrt med pumpe for kontinuerlig resirkulering av septikslam til tatte til containeren, og på pumpeledningen tilsettes rent oksygen. Et hvirvelkammer er montert på innløpet til containeren.

Stabilisering og hygienisering skjer etter samme prinsipp som for vanlig kloakkslam når det gjelder bruk av rent oksygen (Haugan, 1982). Løsningen er foreløpig under utvikling og driftserfaringer savnes.

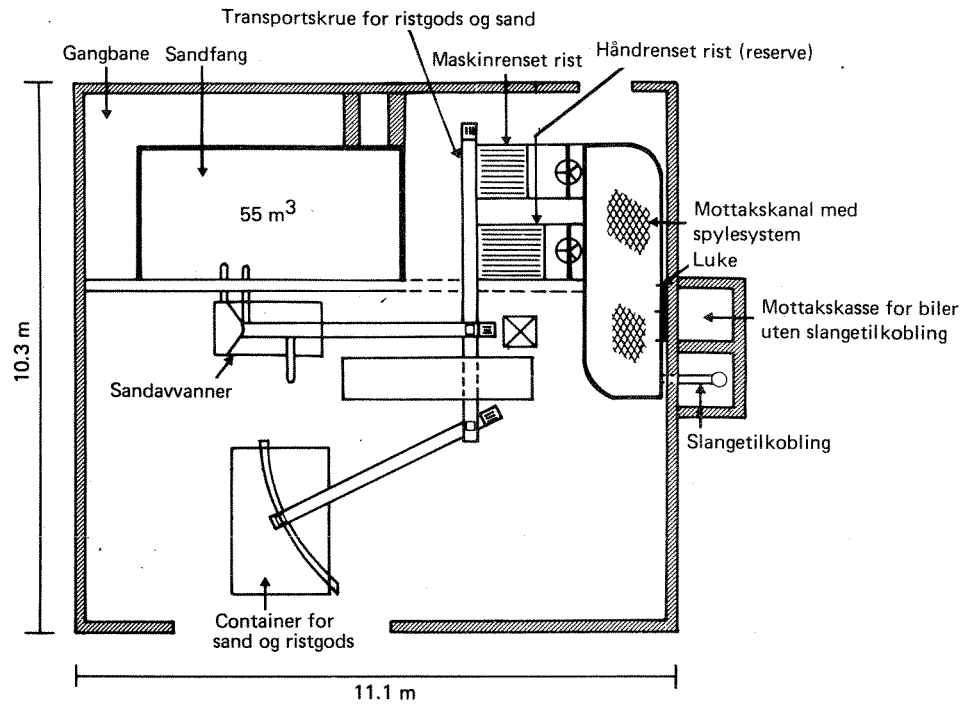
3.4 Eksempler fra norske anlegg

Det finnes i dag en rekke renseanlegg som er lagt til rette for mottak av septikslam. Videre er det bygget noen få separate slammottaksanlegg og da som et første byggetrinn for større kommunale renseanlegg.

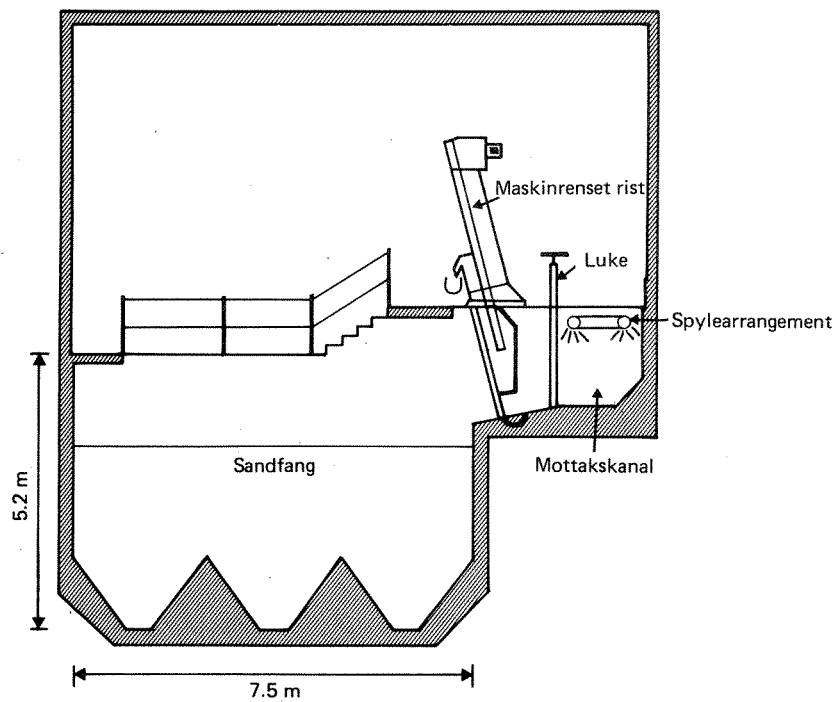
De fleste anlegg mottar septikslammet på slamsiden hvor det blandes med internt slam eller de tar inn slammet ute på ledningsnett. Direkte tilførsel til avløpsvannet umiddelbart foran renseanlegget forekommer bare unntaksvis.

3.4.1 Tilførsel til slambehandlingen

Ved Lillehammer renseanlegg tilføres septikslammet til anlegget i en separat linje. Septikmottaket er utformet som det går fram av figurene 3.6 og 3.7.



Figur 3.6. Planløsning for septikmottak ved Lillehammer renseanlegg.



Figur 3.7. Tverrsnitt av forbehandlingen for septikslam ved Lillehammer renseanlegg.

Anlegget er utstyrt med mottak for biler med og uten slange-tilkopling, og mottakskanal med volum for magasinering av én tanklast. Slammet går så gjennom maskinrenset rist (håndrenset i reserve) og direkte til luftet sandfang. Som figurene viser er transportvegene korte og hjørner/kanaler er gitt en hensiktsmessig utforming for føring av septikslam. Sandfanggods avvannes og føres med transportskrue til felles container med ristgodset.

Av aktuelle erfaringer fra dette anlegget kan nevnes:

- Store mengder flyteslam på sandfanget la seg som ei "kake" på overflaten. Det er anordnet en løpekatt med talje og gaffelkrok som løfter "kaka" opp for avrenning og transport til containeren.
- Lufterne i sandfanget måtte senkes helt ned til bunnen da det viste seg umulig å få sandfanggodset pumpet til avvanner med disse plassert ca. 0,5 m over bunnen.
- Slam som fulgte med sandfanggodset til avvanner skapte sedimenteringsproblemer i denne og skruen ble gående uten sand. Sanden fulgte da med vannstrømmen ned i sandfanget igjen. Løsningen ble at det langs skruen ble satt inn luftere slik at trauet fungerte som et sandfang i seg selv. Det var her nødvendig å sette luftere på begge sider av skruen, men om dette er geometrisk betinget eller generelt nødvendig, er vanskelig å si.

3.4.2 Tilførsel til avløpsvannet umiddelbart foran renseanlegget

Ved et slikt opplegg vil tilleggsbelastninger fra septikslammet tilføres anlegget uten noen utjevning. Dersom ikke dette skal føre til store prosessmessige ulemper i renseanlegget, må anlegget ha en viss størrelse og disponibel kapasitet.

Ved Jessheim renseanlegg i Ullensaker kommune tømmes septikslammet i en kum ca. 30 m fra anlegget og transporteres sammen med innløpsvannet til innløpspumpe-stasjonen (snekkepumper). Anlegget er egentlig bygget med eget septikmottak, men pumping av ubehandlet septikslam fra en mottakskum medførte så store problemer med gjentetting at denne løsningen ble forlatt.

Anlegget er et sekundærfellingsanlegg for ca. 12.000 pe, og ved normal drift og "normale" slammengder (20 - 30 m³/d) observeres ingen ulemper i anlegget. Driftsmessige endringer og ulemper som er observert under den tid septikslam er tilført sammen med innløpsvannet, er følgende:

- Slammengdene i forsedimentering har økt merkbart. En tendens til hyppigere gjentetting av slampumperøret fra dette bassenget kan trolig tilskrives septikmottaket.
- Ved tømning av slam fra gamle slamavskillere som ikke er tømt på flere år, øker ristgodsmengden og dette kan gi problemer. Tilstopping og oversvømmelse har skjedd ved tømning av septikslam etter ordinær arbeidstid.
- Ristgodset blir mer grisete og uhåndterlig, men dette representerer ikke noe større driftsproblem enn det som er vanlig ved separat mottak.
- Det kan tidvis forekomme økning i utslippet av organisk stoff. Dette antas å kunne tilskrives tilførselen av septikslam. Et biologisk rensetrinn i anlegget ville eliminert denne effekten.
- Problemer/ulemper med fosforfellingen som følge av slamtilførselen er ikke registrert.

3.4.3 Tilførsel til avløpsvannet ute på ledningsnett

Denne løsningen med tilførsel på ledningsnett praktiseres nå ved flere av de større norske renseanleggene. Det nevnes eksempelvis anleggene på Kongsvinger, Hamar (HIAS) og i Oslo (Bekkelaget).

Anleggene på Kongsvinger og Hamar er begge bygget med separate septikmottak. Av ulike årsaker har de driftsmessige ulemper med arrangementene vært så store at man har funnet tilførsel til ledningsnett som et gunstigere alternativ. Kongsvinger renseanlegg er et sekundærfellingsanlegg dimensjonert for ca. 15.000 pe, mens HIAS er et etterfellingssanlegg for ca. 90.000 pe. Begge anleggene er tilstrekkelig store til at man får en rimelig fortykning av septikslammet i avløpsvannet,

og det er ikke registrert spesielle problemer på grunn av septikslammet. Det biologiske trinnet ved HIAS er selvsagt også en stor fordel når det gjelder fjerningen av organisk stoff fra septikslammet.

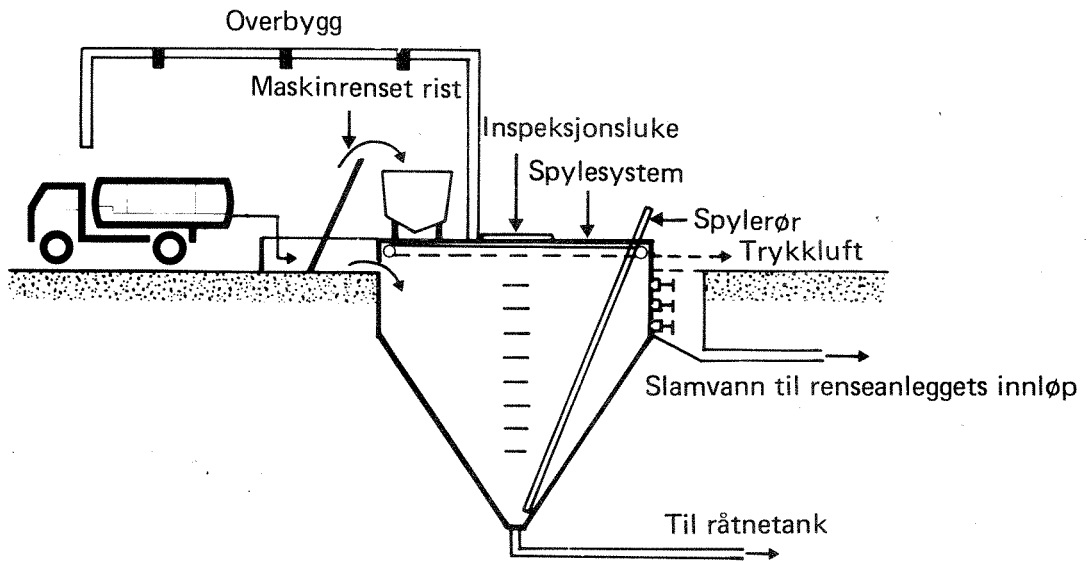
Bekkelaget renseanlegg er et simultanfellingsanlegg som mottar avløpsvann fra ca. 350.000 pe. Anlegget er idag hydraulisk og organisk overbelastet, og tilførselen av septikslam på ledningsnettets bidrar til den høye belastningen med organisk stoff. Tilførselspunktet for septikslam er for øvrig så langt oppe i ledningsnettets at det er usikkert hvor mye av slammet som egentlig når fram til renseanlegget på grunn av diverse overløp nedstrøms tilførselspunktet.

3.5 Eksempler fra utenlandske anlegg

3.5.1 Tyske anlegg

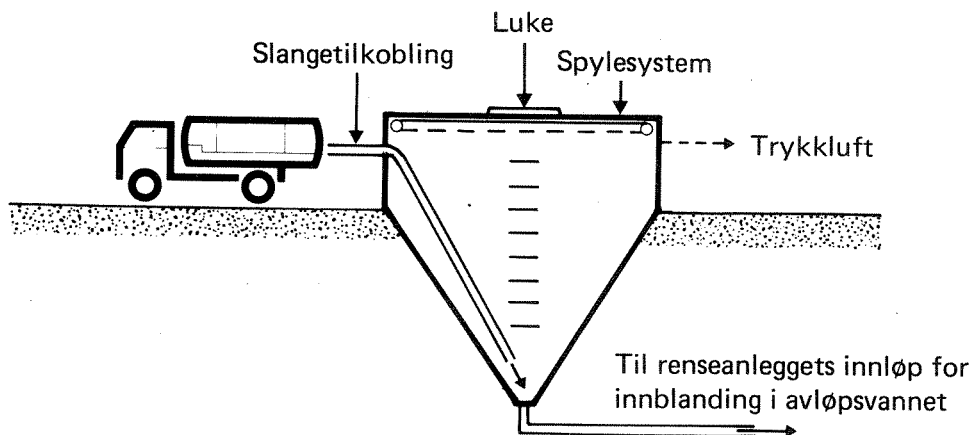
Også i Tyskland er det forskjellig praksis med hensyn til hvor i renseanlegget septikslam tilføres, og det finnes eksempler på alle de tre tidligere omtalte variantene.

Figur 3.8 viser eksempel på et mottak der slammet føres inn på anleggets slamside og stabiliseres sammen med internt slam i råtnetanker. Etter tømming fra septikbilen passerer slammet maskinrenset rist og videre til en lagertank. Denne tanken drives som en fortykker og dekanteringsvannet ledes tilbake til renseanleggets innløp. Det fortykkede slammet går direkte fra bunn av fortykkeren til råtnetankene. Fortykkeren er lukket, og det er lagt opp et sprinklersystem for innvendig renhold, for uten at omrøring i slammet er mulig med vann eller luft.



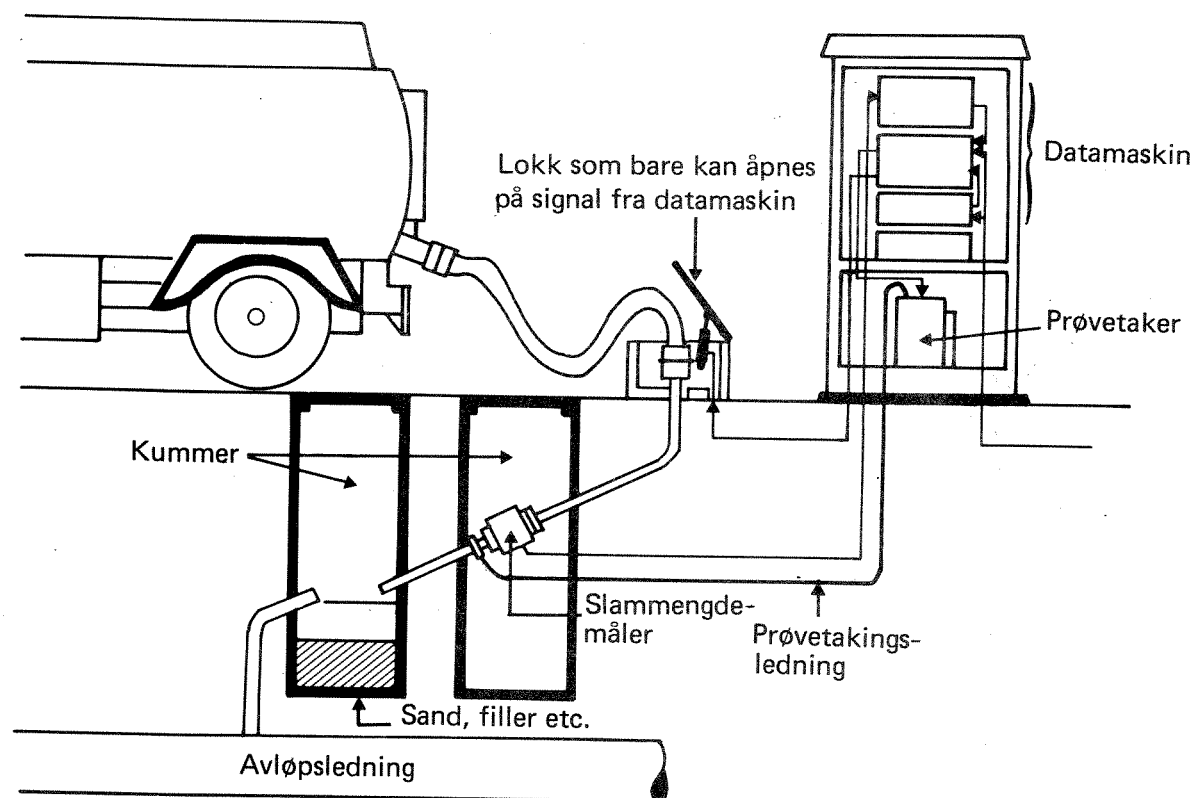
Figur 3.8. Septikmottak for føring av slam til anaerob stabilisering (Baumgart 1981).

Figur 3.9 viser eksempel på mottaksarrangement der slammet føres videre inn på anleggets vannbehandlingsdel. Fra septikbilen pumpes/trykkes slammet direkte inn i bunnen av en slamlagertank med konisk utforming mot bunnen. Denne tanken er kun utstyrt med sprinklerarrangement for renhold samt mekanisk ventilasjon. Lufting av slammet praktiseres ikke. Tanken er dimensjonert for lagring i 12-15 døgn ved gjennomsnittlig tilførsel av slam. I perioder med maksimum tilkjøring er oppholdstiden nede i 2-4 døgn.



Figur 3.9. Septikmottak for føring av slam inn på vannbehandlingsdelen (Baumgart 1981).

Figur 3.10 viser et arrangement for tilførsel av septikslam til ledningsnett. Denne løsningen praktiseres i flere tyske byer og sikrer god kontroll med tilført slammengde. Det er også muligheter for prøvetaking på det slammene som tilføres.

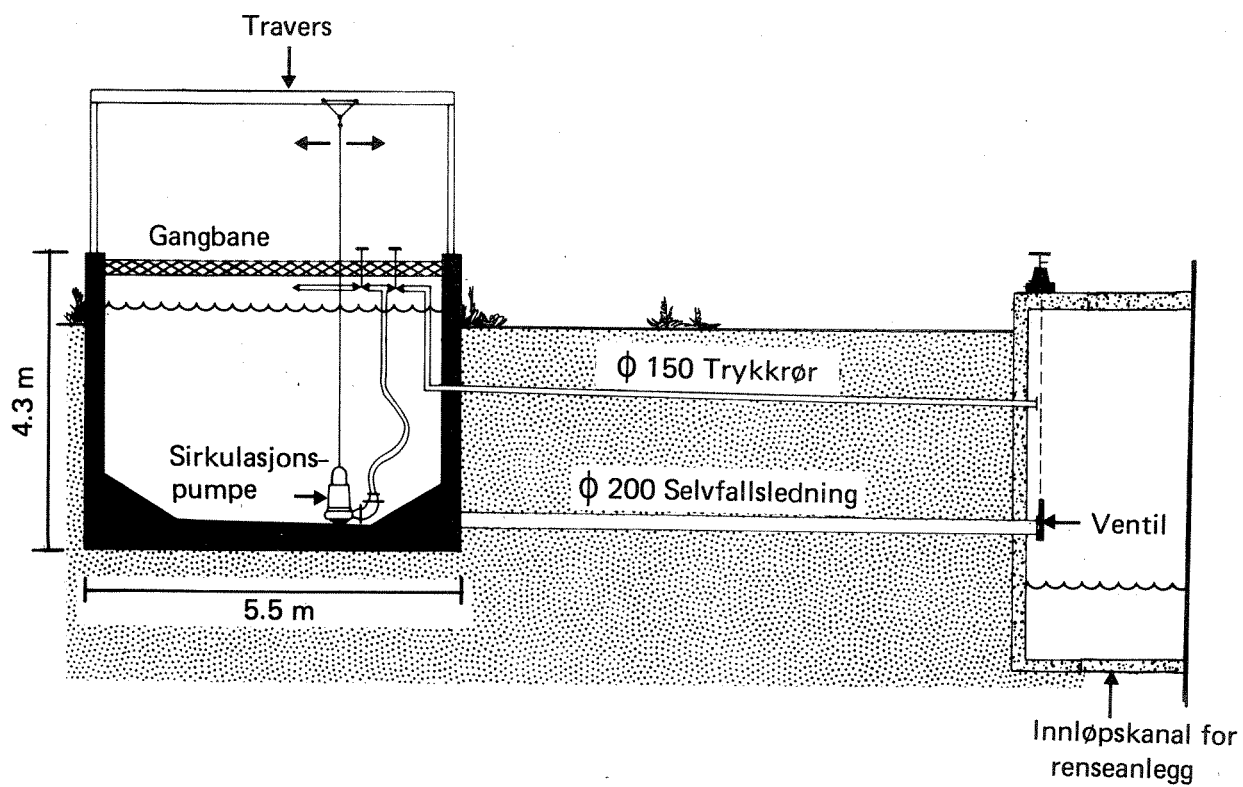


Figur 3.10. Septikmottak på ledningsnett.

3.5.2 Svenske anlegg

Figur 3.11 viser et eksempel fra Ekebyhov rensanlegg som er et konvensjonelt aktivslam-anlegg. Anlegget behandler avløpsvann fra 8.000 pe, men er dimensjonert for 20.000 pe og skal ta imot 50 m^3 septikslam pr. dag. Slammene blir tatt inn på en tank hvor bunnen heller mot en renne i midten. I denne renna står ei pumpe som pumper slammene i sirkulasjon i tanken. Slammene føres så ved selvføll til innløpet på anlegget. Selvføllsledningen har en ventil på enden for mengderegulering. Pumpa kan også brukes til å pumpe slammene inn på anlegget om nødvendig.

Ifølge operatøren er denne løsningen enkel og krever lite tilsyn og vedlikehold.



Figur 3.11. Septikmottak ved Ekebyhov renseanlegg.

4. STABILISERING

4.1 Generelt

Luktulemper ved behandling og disponering av slam oppstår som følge av anaerob nedbrytning (forråtnelse) av organisk stoff i slammet. Stabilisering av septikslam har følgende formål:

- Gi slammet en slik behandling at det blir luktmessig problemfritt ved senere deponering eller anvendelse.
- Forbedre slamvannskvaliteten slik at problemer med tilbakeføring av slamvannet til anleggets innløp blir minst mulig.
- Om mulig gi positive hygieniske bieffekter.

Følgende prosesser kan benyttes:

- * Biologisk stabilisering
 - Aerobe prosesser med bruk av luft eller rent oksygen
 - Anaerobe prosesser
- * Kjemisk stabilisering:
 - Tilsetting av lesket kalk til uavvannet slam

Stabilisering av septikslam er i hovedsak ikke noe annet enn stabilisering av andre slamtyper, men det stilles større krav til oppholdstider, luftmengder, utrustningens driftssikkerhet osv.

Hvilke krav som skal stilles til stabilisering er imidlertid noe uklart. Det finnes ikke entydige definisjoner på hva som er stabilt slam, og konsesjonsbetingelsene for et anlegg inneholder sjelden krav i så måte. Krav basert på luktkriterier er avhengige av valgt lagringstid og målemetode, mens krav basert på oksygenopptakshastigheter avhenger av temperatur og til dels kompliserte, tidkrevende målemetoder. Disse forhold resulterer i at stabiliseringsenhetenes drift vanligvis blir svært tilfeldig og systematisk.

4.2 Biologisk stabilisering

Ved biologisk stabilisering forsøker man å legge forholdene til rette slik at de mikroorganismene som finnes i slammet kan bryte ned det organiske stoffet under kontrollerte betingelser. Sluttproduktene ved denne omsetningen er bl.a. tungt nedbrytbare organiske forbindelser, karbondioksyd og vann. De tungt nedbrytbare organiske forbindelsene vil vanskelig gå i forråtnelse ved senere deponering og luktproblemene elimineres.

4.2.1 Aerob stabilisering med luft

Ved aerob stabilisering foregår nedbrytningen av organisk stoff i oksygenholdig miljø. Den absolutt dominerende stabiliseringsprosess på norske anlegg er aerob stabilisering med luft. Som følge av de uklarheter som finnes vedrørende krav til stabilisert slam, er det imidlertid stor spredning i aktuelle oppholdstider og tekniske løsninger. Ved svært mange anlegg er det riktigere å snakke om luftet lagring enn om aerob stabilisering.

Stabiliseringsprosessen er primært avhengig av:

- oppholdstid
- temperatur

Sammenhengen mellom disse er vist i figur 4.1.

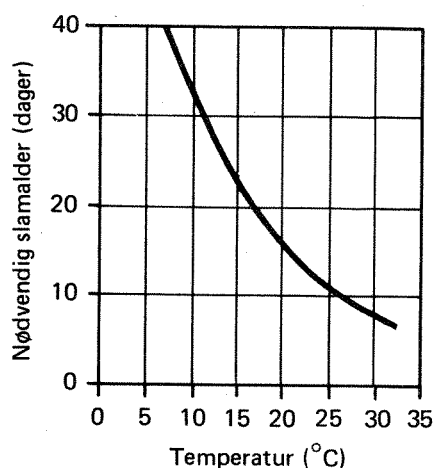


Fig. 4.1 Nødvendig oppholdstid for aerob stabilisering av septikslam ved ulike temperaturer (Eikum & Paulsrud, 1976).

Kurven i figur 4.1 er basert på at slammet skal kunne lagres i 3 døgn uten tilførsel av luft og uten at luktproblemer skal oppstå. Ønskes lengre lagringstid, må bassengvolumene økes med en faktor som følger:

Lagringstid 3-7 døgn: Lagringsfaktor = 1,3

Lagringstid over 7 døgn: Lagringsfaktor = 1,5

Oppholdstiden bør ikke regnes lavere enn 20 døgn som middelværdi. Dette gjelder tørrstoffets oppholdstid. Hydraulisk oppholdstid blir vanligvis mindre dersom det drives systematisk dekantering.

Et basseng for stabilisering av septikslam bør være utformet som vist på figur 4.2.

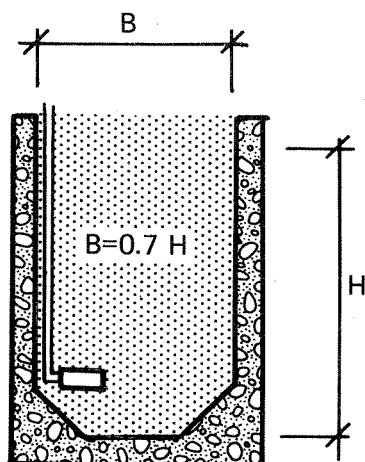


Fig. 4.2 Forslag til bassengverrsnitt ved aerob stabilisering av septikslam.

Det er videre fordelaktig å bygge stabiliseringsenheten med to seriekoblede bassenger. Dette sikrer et bedre samsvar mellom teoretisk og virkelig oppholdstid samtidig som fleksibiliteten øker. Begge basseng bør utstyres med dekanteringsmuligheter.

Det er viktig at prosessen er sikret oksygenoverskudd til alle tider. Spesielt ved tilførsel av nytt slam er oksygenforbruket stort, og oksygeneringskapasiteten må være stor nok til å møte denne økningen. Imidlertid viser det seg at ved stabilisering av septikslam dominerer vanligvis luftbehovet for å holde slammene i suspensjon i forhold til luftmengden som skal til for et nødvendig oksygenoverskudd. Ved stabilisering av septikslam viser erfaringene at nødvendig luftmengde til bassengene kan settes til:

$$\underline{4,8-6,0 \text{ m}^3/\text{h pr. m}^3 \text{ bassengvolum}}$$

Stabiliseringsgraden kan kontrolleres ut fra luktmessige kriterier eller f.eks. ut fra målinger av oksygenopptakshastighet. Dette blir ikke nærmere omtalt her, og det vises til Eikum og Paulsrud, 1976.

Ved en samlet vurdering av prosessen kan bl.a. følgende momenter nevnes:

- Lukt - Aerob stabilisering med luft har en permanent og markert positiv virkning på luktulementer fra septikslammet.
- Hygiene - Aerob stabilisering med luft kan ha en viss positiv virkning på slammets hygieniske tilstand. Virkningen er ikke kontrollerbar og gjelder bare en del av de mikroorganismer som kan være sykdomsfremkallende.
- Avvanning - Aerob stabilisering med luft har en heller negativ innvirkning på septikslammets avvanningsegenskaper, men ikke i en slik grad at avvanningen blir direkte vanskelig. Imidlertid øker polymerbehovet slik at kostnadene ved avvanning øker.
- Slamvann - Aerob stabilisering med luft har en åpenbar positiv virkning på slamvannskvaliteten i det innholdet av løst organisk stoff blir vesentlig redusert. Tilbakeføring av slik slamvann til anleggets innløp gir vanligvis ingen negative effekter for kjemisk eller biologisk rensing av avløpsvann.

Investeringskostnadene kan bli ganske høye for denne prosessen på grunn av store bassengvolumer, men dette vil avhenge mye av anleggets størrelse og layout. Driften er enkel og lite arbeidskrevende, men krever store luftmengder. Energikostnadene blir derfor høye ved større anlegg.

4.2.2 Aerob stabilisering med rent oksygen

Hensikten med denne prosessen er å gi et slamprodukt som er hygienisk tilfredsstillende for direkte bruk på jordarealer. I tillegg er det ønskelig å fjerne luktproblemene på samme måte som ved aerob stabilisering med luft.

Ved tilførsel av rent oksygen til slammet kan gasmengden teoretisk reduseres ca. 80 prosent uten at oksygentilførselen til slammet blir for liten. Da man i stabilisering med luft dessuten bruker luften til å holde slammet i suspensjon, kan man ved bruk av rent oksygen redusere gasmengden ytterligere fordi man likevel må sikre tilstrekkelig omrøring med andre midler. Det antas at oksygenmengden kan reduseres helt ned mot 1-2 prosent av luftmengden ved konvensjonell aerob stabilisering.

Den reduserte gasmengden gjør at varmetapet ved prosessen blir vesentlig lavere, og aerob stabilisering med rent oksygen foregår ved en arbeidstemperatur på ca. 60 °C. Ved temperaturer over 45-50 °C skjer en utdøing av de sykdomsfremkallende bakterier. Utdøingshastigheten er en funksjon av temperatur og eksponeringstid, og eksempelvis pasteuriseres melk i løpet av 15 sek. ved 72 °C.

Den høye driftstemperaturen fører til at man ved aerob stabilisering med rent oksygen kan få et hygienisk tilfredsstillende slamprodukt.

Prosessten er under utvikling og fungerer skjematisk som vist i figur 4.3. Norgas A/S og NIVA har i samarbeid med Norges Veterinærhøyskole drevet forsøksdrift i teknisk skala ved Nordre Follo kloakkverk. Beskrivelse av forsøkene, erfaringer og resultater er rapportert (Haugan, 1982).

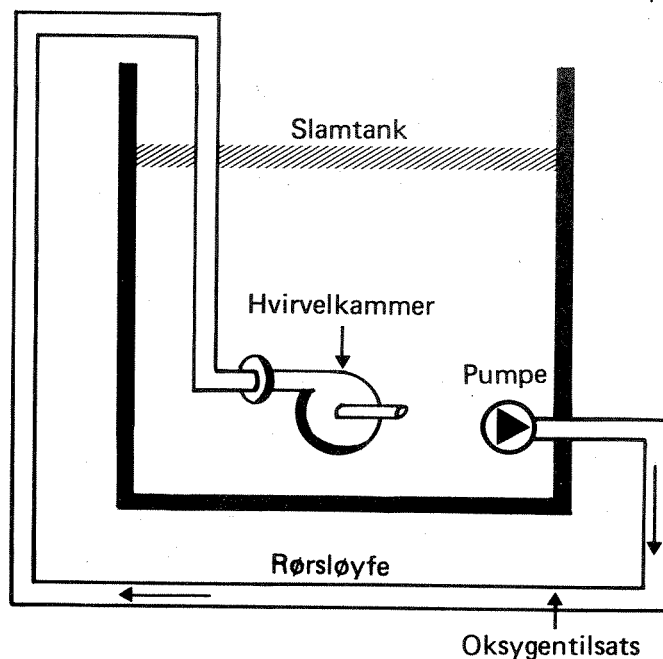


Fig. 4.3. Prinsipp for slamstabilisering med rent oksygen.

Resultatene fra de hygieniske undersøkelserne er gjengitt i tabell 4.1.

Tabell 4.1. Bakteriologiske analyser av råslam og slam fra termofil aerob stabilisering.

	Råslam	Stabilisert slam
Termostabile koliforme bakterier	$10^6 - 10^8$	$0 - 10^4$
Salmonella-bakterier	10 - 500	0
Fekale streptokokker	$10^5 - 10^7$	$0 - 10^3$

Tallene er angitt i antall pr. g tørrstoff

Forsøksvirksomheten fortsetter i 1983 i fullskala ved HIAS renseanlegg. Inntil disse forsøkene er gjennomført vil det ikke være riktig å trekke noen endelige konklusjoner om prosessens innvirkning på lukt, hygieniske forhold, avvanningsegenskaper og slamvannskvalitet. Det er også for tidlig å si noe sikkert om investerings- og driftskostnadene.

4.2.3 Anaerob stabilisering

Ved denne metoden for biologisk stabilisering foregår nedbrytning av organisk stoff i et oksygenfritt miljø. Prosessen er lite benyttet i Norge. Dette skyldes i første rekke at anleggskostnadene er relativt høye spesielt for mindre anlegg, og det kreves mye ressurser også på driftssiden.

Anaerob stabilisering må drives under kontrollerte betingelser, bl.a. når det gjelder temperatur. De ulike temperaturnivåer setter sine krav bl.a. til oppholdstiden, og det er nødvendig å holde kontroll med pH.

Når det gjelder stabiliseringsprosessens arbeidsområde med hensyn til temperatur, skilles mellom mesofil og termofil utråtning.

Mesofil utråtning skjer ved 20-40 °C og nødvendig oppholdstid er 25-50 døgn. Japanske forskere (Uwai et al., 1962) har anbefalt å benytte 30 °C og 30 døgns oppholdstid ved stabilisering av septikslam.

Termofil utråtning skjer i temperaturområdet 40-55 °C og nødvendig oppholdstid er da redusert til 8-20 døgn. Baumgart (1981) undersøkte termofil utråtning av septikslam og konkluderte med at dette ga følgende fordeler i forhold til mesofil utråtning:

- Kortere oppholdstid
- Høyere gassproduksjon
- Hygienisering av slammet

All utenlandsk erfaring viser at septikslam lar seg stabilisere anaerobt. Imidlertid må slammets karakteristika nøye studeres og innarbeides i dimensjoneringen. Videre er det vesentlig at slammet gis en tilfredsstillende forbehandling for at man skal unngå driftsproblemer.

Ved en samlet vurdering av prosessen kan følgende momenter nevnes:

Lukt

Prosesen gir en markert positiv og varig bedring av slammets luktulempen. Med vanlige kriterier for dimensjonering og drift er stabiliseringsgraden ofte bedre for denne prosessen enn for de aerobe.

Hygienisk kvalitet

Prosesen drevet i det mesofile området har omtrent samme effekt som aerob stabilisering med luft.

Avvanning

Anaerobt stabilisert slam har normalt dårligere avvanningsegenskaper enn ubehandlet septikslam.

Slamvann

Anaerob stabilisering gir et slamvann med svært dårlig kvalitet. Innholdet av løst organisk stoff og ammonium er høyt og det samme

gjelder alkaliteten. Tilbakeføring til renseanlegg må forventes å skape driftsproblemer dersom ikke tilfredsstillende forholdsregler tas.

4.3 Kjemisk stabilisering

Ved kjemisk stabilisering av slam stoppes den biologiske omsetning av organisk stoff ved å heve pH i slammet. For å oppnå dette må pH heves til over 11 og holdes der. Stabiliseringseffekten varer bare så lenge pH holdes på dette nivå, og omsetningen starter opp igjen dersom pH synker. Kjemisk stabilisering har med andre ord en midlertidig virkning i motsetning til de biologiske metodene der selve grunnlaget for omsetning (lett nedbrytbart organisk stoff) fjernes.

Forsøk har vist at pH-senkningen ved deponering er temperaturavhengig og går raskere med økende temperatur. Dette er tatt hensyn til ved definisjon av hva som er stabilt slam. Følgende definisjon er benyttet (Eikum og Paulsrud, 1974):

- Kalkstabilisert slam er et slam som er tilsatt tilstrekkelige kalkmengder til å opprettholde $\text{pH} > 11,0$ ved 14 dagers lagring i åpent begerglass ved 20°C .

Nødvendig kalktilsetning er også avhengig av slamtypen. For å oppnå definisjonsmessig stabilisering av septikslam må det tilsettes:

100-300 g $\text{Ca}(\text{OH})_2$ pr kg tørrstoff

Kalk kan tilsettes slammet i pulverform eller som slurry. Det kreves større kalkmengder for stabilisering ved dosering i tørr form på grunn av dårligere utnyttelse av kalken (dårligere innblanding).

I anlegg med kalkstabilisering benyttes vanligvis luft for innblanding av kalken i slammet. Det er foreslått et luftet blandekammer med kort oppholdstid (10-15 min) hvis dette etterfølges av en fortykker eller en luftet lagring for septikslam. Hvis disse enheter ikke etterfølger blandekammeret, bør oppholdstiden økes til 30 min (Paulsrud og Eikum, 1974).

Kalkens innvirkning på lukten fra slam er undersøkt ved hjelp av et testpanel (Eikum og Paulsrud, 1974). Resultatene er som følger:

- Ved kalkstabilisering endres luktens karakter fra råtten, gjennomtrengende kloakklukt (H_2S) til en skarp ammoniakklukt ("fjøslykt").
- Ved lagring av slam etter kalking oppstår vanligvis en økning i luktintensiteten. Denne økningen foregår i løpet av de første 8 dagene. Ved videre lagring inntil 28 døgn ble det ikke registrert ytterligere økning. Det ble altså ikke funnet noen reduksjon av luktintensiteten under lagring etter kalkstabilisering.
- Avvanning av slammet etter kalking har stor betydning for luktforløpet da det er helt klart at avvannet slam representerer en mye mindre luktbelastning enn våtslam ved lagring/deponering.

Kalktilsetning kan ha en positiv innvirkning på slammets hygieniske standard. Resultater fra forsøk med kalking og lagring finnes i tabell 4.1 (Paulsrud, 1975).

Tabell 4.1. Hygieniske forhold ved kalktilsetting til septikslam.

Tid dosering (døgn)	Koliforme bakterier			Termostabile koliforme			Fekale streptocokker			Anaerobe sporedannere		
	Kalkdose g/kgSS			Kalkdose g/kgSS			Kalkdose g/kgSS			Kalkdose g/kgSS		
	0	50	200	0	50	200	0	50	200	0	50	200
0	$3,5 \times 10^7$	$>1,1 \times 10^6$	Ip	$3,9 \times 10^6$	$6,2 \times 10^5$	Ip	$4,7 \times 10^3$	3×10^5	Ip	$3,3 \times 10^5$	$8,1 \times 10^4$	2×10^2
4	$5,2 \times 10^6$	$>1,4 \times 10^9$	Ip	$1,5 \times 10^6$	4×10^6	Ip	$1,1 \times 10^5$	$> 2 \times 10^9$	Ip	$2,8 \times 10^5$	$8,3 \times 10^5$	Ip
7	$4,4 \times 10^6$	$>2 \times 10^9$	Ip	$3,3 \times 10^5$	$>7,2 \times 10^7$	Ip	10^3	$> 2 \times 10^9$	Ip	$3,4 \times 10^5$	3×10^5	Ip
14	$2,5 \times 10^6$	$2,5 \times 10^7$	Ip	$2,4 \times 10^6$	$2,4 \times 10^6$	Ip	Ip	$4,5 \times 10^7$	Ip	$3,4 \times 10^5$	$1,6 \times 10^6$	Ip
28	$8,9 \times 10^6$	$3,9 \times 10^7$	Ip	10^7	10^7	Ip	10^3	5×10^5	$3,10^3$	10^6	$2,8 \times 10^7$	Ip

Ip = Ikke påvist (< 200/100 ml)

Tabellen viser at den høyeste kalkdosen (200 g $Ca(OH)_2$ /kg SS) reduserer innholdet av indikatororganismer til under deteksjonsgrensen.

Roneus (1972) og Farrell et al. (1974) mener imidlertid at parasittegg vil kunne overleve høye pH-verdier i lang tid.

Kalkstabilisering er en enkel og rimelig prosessløsning når det gjelder investeringer. Erfaringer viser imidlertid at driftskostnadene kan bli ganske høye, og det har dessuten vist seg at kalkstabiliseringsanlegg ofte har betydelig driftsproblemer. På en del anlegg har problemene vært så store at hele kalktilsettingen er kuttet ut. I 1977 ble det gjort en undersøkelse av samtlige norske anlegg med kalkstabilisering av slam (Harr og Mundal, 1977). Rapportens hovedkonklusjoner er gjengitt i det følgende, og det skal bemerkes at flere av disse gjelder kalkstabilisering generelt og er ikke spesielle for septikslam.

- Mange av anleggene var ikke innrettet slik at driftsoperatøren hadde kontroll med slammengde og/eller kalkmengde. Bare et fåtall av anleggene drev kalkstabilisering i samsvar med de definisjonsmessige krav til denne.
- Anlegg hvor kalken doseres direkte i et luftet blandekammer, er ofte plaget med akkumulering av kalkslam på bassengbunnen.
- Fuktighet som trenger inn i kalkdoseringsutrustningen forårsaker lett tilstopping, og hyppig rengjøring er vesentlig.
- Høy pH og stor alkalitet i slamvannsreturen kan medføre store prosessproblemer i fellingsanlegg, og dette har medført dårlige renses effekter.
- Kalkstabilisering kan ha uheldig innvirkning på avvanningsegenskapene. Ved 13 av de undersøkte anlegg var det maskinell avvanning og 8 av disse hadde store problemer med avvanningen ved $\text{pH} \geq 9,0$. Valg av avvanningsmaskin og type kondisjoneringmiddel er vesentlig i denne sammenhengen.
- Flere av driftsoperatørene rapporterte markert luktreduksjon på anlegget selv med mye lavere kalkdosering enn den som er nødvendig for å holde $\text{pH} \geq 11$ i 14 dager.

5. FORTYKKING

Fortykking av septikslam i separate fortykkere kan erfaringsmessig gi en del driftsproblemer. Tyngre og grovere komponenter i septikslammet kan gi store påkjenninger på maskinell utrustning, omrørere, skraper, etc., og det kan oppstå problemer med tilstoppinger i slamlommer og pumperør.

Samtidig med at den grove fraksjonen i septikslammet medfører ovennevnte problemer, resulterer de lette fraksjonene (fett og flytestoffer, finpartikulært materiale) i at det vanligvis ikke er mulig å dekantere slamvann fra fortykkerne uten at det følger med store mengder partikulært materiale. Dette vil da medføre en ekstra stor belastning på renseanlegget når slamvannet føres tilbake til anleggets innløp.

Fortykking av ubehandlet septikslam bør skje i blanding med anleggets interne slam. Ovennevnte problemer vil da reduseres. Dette fordi renseanleggsslam har lavere tørrstoffinnhold og følgelig vil fortynne septikslammet mens renseanleggsslammets fortykkingsegenskaper forbedres. Dette gjelder spesielt for kjemisk slam og biologisk-kjemisk slam.

6. AVVANNING

6.1 Generelt

Ved avvanning av slam er det som et minimum ønskelig å fjerne så mye av slamvannet at slammet etterpå kan ligge i en haug uten å flyte utover. For uten at avvanningen da gir en betydelig volummessig reduksjon og derved lavere transportkostnader, blir problemene forbundet med deponeringen av slammet vesentlig redusert.

For å oppnå den effekt det her er snakk om, finnes det flere ulike maskintyper eller metoder å velge mellom. De fleste av disse er ikke spesielt utviklet for anvendelse på septikslam, og for nærmere omtale av funksjon og virkemåte henvises f.eks. til rapporten "Slamavvanning ved mindre renseanlegg" (Ofte, 1982).

Som nevnt i kap. 2. inneholder ubehandlet septikslam vesentlige mengder grove partikler, filler, sand og stein. Det er derfor av stor betydning å ha en sikker og stabil forbehandling for septikslam som skal avvannes og å velge avvanningsmaskin under hensyn til samme forhold.

Når septikslam kjøres til renseanlegg, vil det bare i et fåtall tilfeller være aktuelt å avvanne dette slammet separat. Den alt overveiende avvanning vil skje med ulike blandslamtyper der septikslam er blandet med anleggets interne slam og eventuelt tilkjørt slam fra andre renseanlegg. Det er en vanlig erfaring at innblanding av septikslam forbedrer avvanningsegenskapene til renseanleggs slammet.

6.2 Maskinell avvanning

Maskinell avvanning av septikslam skjer med de samme typer maskiner som for øvrige slamtyper, det vil si:

- Sentrifuger
- Silbåndpresser
- Kammerfilterpresser

Forutsatt at forbehandlingen er tilfredsstillende, vil avvanning av septikslam i disse maskiner ikke avvike vesentlig fra avvanning av øvrige slamtyper. I det etterfølgende er det imidlertid påpekt en del forhold som det kan være verdt å merke seg ved avvanning av septikslam og slam hvor septikslam inngår.

6.2.1 Sentrifuger

Sentrifugene er lukkede maskiner. Dette kan kanskje sies å være en viss ulempe ved at oversiktligheten reduseres. Vanligvis er dette ikke noe problem og spesielt anvendt på septikslam kan det være fordelaktig for å redusere luktmessige ulemper.

Det er videre vesentlig å være oppmerksom på at sentrifuger utsettes for stor slitasje dersom septikslammet fortsatt inneholder mye sand på grunn av dårlig forbehandling.

I tabell 6.1 er satt opp en del "normale" variasjonsområder for tørrstoffinnhold i slamkake og polymerforbruk ved avvanning av septikslam alene og sammen med andre slamtyper.

Tabell 6.1 Normale variasjonsområder for tørrstoffinnhold i slamkake og polymerforbruk.

Slamtype	Tørrstoffinnhold i slamkake %	Polymerforbruk (kg/tonn TS)
Septikslam	25 - 30	2 - 4
Septikslam + mekanisk- kjemisk slam	20 - 25	2 - 4
Septikslam + biologisk- kjemisk slam	15 - 20	4 - 6

6.2.2 Silbåndpresse

Silbåndpresser er vanligvis nokså åpne og oversiktlige. For anvendelse av septikslam kan dette være en ulempe av luktmessige årsaker.

Også silbåndpresser slites av sand og grove fraksjoner i slammet slik tilfellet er for sentrifuger, men de økonomiske konsekvenser er mindre for silbåndpresser. Generelt bør imidlertid forbehandlingen av slammet være tilfredsstillende uansett type avvanningsmaskin.

Ved avvanning av septikslam i blanding med andre slamtyper, viser silbåndpresser i ordinær drift stort sett de samme resultater som sentrifuger.

6.2.3 Kammerfilterpresser

Det er ikke rapportert systematiske driftsdata for anvendelse av denne type avvanningsmaskin på septikslam. Imidlertid er det klart at tørrstoffinnholdet i slamkaka kan bli svært høyt (35-45 prosent TS).

Vanligvis anvendes kalk og eventuelt jernklorid som kondisjoneringmiddel for avvanning i kammerfilterpresser. Ut fra en vurdering av luktproblemer og slammets hygieniske standard, kan dette sies å være positivt for maskintypen. Anvendelse av kalk til kondisjonering medfører imidlertid en kraftig forverring av slammvannets kvalitet (se kap. 7). Problemer forbundet med retur av slamvann til anleggets innløp, vil derfor bli større enn ved bruk av andre avvanningsmaskiner dersom renseanlegget bruker aluminiumsulfat eller jernforbindelser for fosforfjerning.

Luktmessig er kammerfilterpressene relativt fordelaktige da håndteringen av råslammet er lukket samtidig som kalk anvendes som kondisjoneringmiddel. Også slitasjemessig er pressene relativt robuste ved at de bevegelige delene bare i liten utstrekning kommer i kontakt med slammet.

6.3 Avvanning i container

Avvanning av septikslam i container er en relativt ny metode her i landet. Den er basert på et dansk system bygget omkring en autoflakcontainer. Containeren er utrustet med et patentert filtersystem (se fig. 6.1).

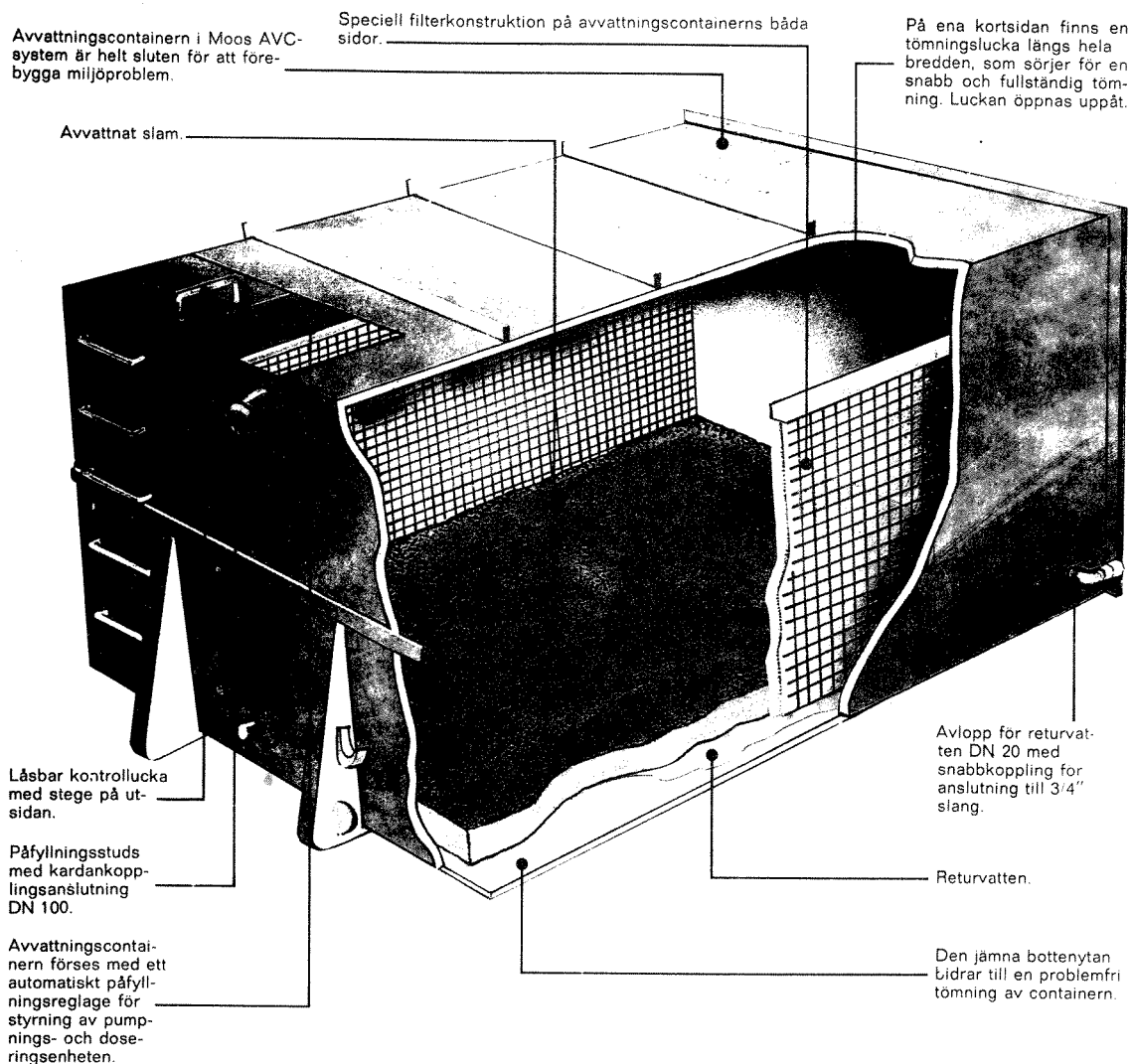


Fig. 6.1. Container for avvanning av septikslam.

Slampumpe, polymeroplösingsutstyr og doseringsutrustning for polymer er montert på en ramme som kan transportereres med personbil-tilhenger.

Avvanningen av slammets foregår ved ren drenering gjennom filterduken i containeren. Slamvannet må føres til renseanlegg, eventuelt direkte til en god sjøvannsresipient.

NIVA har gjort en driftsoppfølging av dette utstyret i samarbeid med ITA i Arendal. I alt ble det gjennomført 23 avvanningsserier i løpet av 2 perioder à ca. 1 måned. De praktiske erfaringene som ble trukket etter undersøkelsen er summert opp som følger (Paulsrud, 1982):

- Septikslam med tørrstoffinnhold i området 2-7 prosent vil etter avvanning i containeren ha et tørrstoffinnhold på 14-19 prosent,

det vil si en volumreduksjon på 60-86 prosent. Slamkaka er da så tørr at den etter tømning blir liggende i en haug uten å flyte utover. Disse resultatene er oppnådd ved polymerforbruk på 70-190 g/m³ (1,2-4,4 g/kg tørrstoff), men det er viktig å understreke at et vellykket avvanningsresultat alltid er avhengig av riktig valg av polymertype og doseringsmengde.

- Slamvannet fra containeren har et lavt partikkelinnhold (suspendert stoff: 20-300 mg/l), men på grunn av den høye andelen av løste forurensninger i septikslammet, er slamvannets innhold av organisk stoff, fosfor og nitrogen i gjennomsnitt 5 ganger så høyt som i urensset kommunalt avløpsvann. Dette betyr at avvanningsutstyret bare må plasseres på steder hvor man kan ta hånd om slamvannet på en miljømessig forsvarlig måte.
- Kapasiteten på en 30 m³ container vil under normal drift være ca. 45 m³ septikslam pr. døgn. Det er da forutsatt to innpumperinger av slam pr. dag og tømning av avvannet slam neste morgen. For en kortere periode vil det være mulig å øke kapasiteten til 50-55 m³/d (forutsatt tre slaminnpumperinger pr. dag). I mange tilfeller vil allikevel vektbegrensninger på veiene være avgjørende for kapasitetsutnyttelsen av utstyret.
- Dersom avvanningsutstyret skal brukes om vinteren her i landet, må det i denne perioden stå i et oppvarmet lokale.
- For å beskytte slampumpa (eksenterskruepumpe) er det en stor fordel å ha en forbehandling av septikslammet hvor man fjerner større plast- og tekstilkomponenter samt grus og stein. Erfaringer fra en rekke kloakkrensaneanlegg med septikmottak har vist at maksinrenset rist og sandfang, eventuelt kombindert med en buffertank for slammet, vil være en egnet forbehandling.
- Fett- og oljeholdig slam må ikke blandes inn i "vanlig" septikslam som skal avvannes i containeren. Filterduken vil da gå tett, og 20-30 m³ våtslam må transporteres bort med septikbil. Dette betyr at det må finnes andre muligheter for å ta hånd om slam fra fett-

- avskillere (hoteller, institusjoner og andre steder med storkjøkkendrift), og det samme gjelder oljeholdig slam fra septiktanker og sandfang ved bensinstasjoner og verksteder.
- Slam fra biologiske og kjemiske renseanlegg for kommunalt avløpsvann bør ikke tilføres containeren uten at det på forhånd er gjort forsøk som viser at man kan oppnå tilfredsstillende tørrstoffinnhold i slamkaka med disse slamtypene.
 - Spyling av filterduken må skje etter hver avvannings-syklus for å kunne opprettholde tilstrekkelig avvanningskapasitet og tørrstoffinnhold i slamkaka. I tillegg bør filterduken avfettes 1-2 ganger pr. måned, spesielt ved avvanning av gammelt slam fra private septiktanker. Manuell spyling nede i selve containeren er ikke akseptabelt arbeidsmessig, og nye anlegg leveres derfor med automatisk spylesystem.
 - Ved full utnyttelse av kapasiteten på en 30 m³ container vil nødvendig tid til polymeropløsning, slaminnpumping, slamtømming og rengjøring være 2,5-3 timer pr. arbeidsdag. Eventuell transporttid til tømme plass for slammet kommer i tillegg til dette.

7. INNVIRKNING PÅ AVLØPSRENSINGEN

Et renseanlegg dimensjoneres med utgangspunkt i en forhåndsbestemt belastning. Driftsforhold og driftsresultater på anlegget vil derfor være avhengig av i hvilken grad de reelle tilførsler til anlegget er i samsvar med dimensjoneringsgrunnlaget. I denne sammenheng er det viktig å være oppmerksom på at resirkulering av slamvann (rejektvann fra avvanning, dekanteringsvann fra fortykker etc.) til anleggets innløp også vil gi et bidrag til belastningen. Dette bidraget vil kunne bli helt dominerende dersom det tas imot store mengder septikslam ved anlegget. Innvirkningen på driftsforholdene i anlegget avhenger av flere faktorer som:

- Slamvannsmengden i forhold til innkommende avløpsmengde
- Slamvannets sammensetning
- Type renseanlegg

Vanligvis representerer ikke slamvannsmengden noe problem rent hydraulisk, men det er nødvendig å kontrollere at f.eks. støtbelastninger ikke gir for høye overflatebelastninger i sedimenteringsbasseng.

7.1 Slamvannets sammensetning

Slamvannets sammensetning avhenger av slamtype, slambehandling og eventuell behandling av slamvannet før tilbakeføring. En del undersøkelser av sammensetningen er gjort så vel i laboratorieskala som ved oppfølging av fullskala anlegg. (Sigvaldsen, 1974; Paulsrud, 1975; Harr, 1976; Eikum, 1976). Resultatene fra disse undersøkelsene er sammenstilt i tabell 7.1.

Det er stor spredning i verdiene for de enkelte slamvannstyper. Dette skyldes i stor grad forskjellig innhold av suspendert stoff i slamvannet, hvilket igjen avhenger av den metode som brukes for fortykning og avvanning, og også driften av dette utstyret. Generelt kan en si at slamvann fra ubehandlet og kalkstabilisert septikslam har et høyt innhold av løst organisk stoff, fosfor og nitrogen. For slamvann fra ubehandlet septikslam er det i tabell 7.2 gjort en sammenligning med

Tabell 7.1. Sammensetning av slamvann fra ubehandlet, kalkstabilisert og aerobt stabilisert septikslam.

Parameter		Sammensetning av slamvann fra:					
		Ubehandlet septikslam		Kalkstabilisert septikslam		Aerobt stabilisert septikslam	
		Laboratorie-sentrifuge	Fullskala sentrifuge	Laboratorie-sentrifuge	Fullskala* sentrifuge	Laboratorie-fortykker	Fullskala fortykking
Suspendert stoff (mg/l)	Variasjons-område Median	70-2155 645	723-11790 1710	194-1424 380	8150-14520 11430	41 - 102 59	30 - 434 146
Flyktig susp. stoff (mg/l)	Variasjons-område Median	45-1943 475	597-10430 1270	119- 896 214	4920- 9945 6870	19 - 54 29	16 - 231 15
BOF ₇ (mg/l)	Variasjons-område Median	206-3195 1120	515- 2865 886	- -	- -	5 - 37 10	9 - 36 15
KOF (mg/l)	Variasjons-område Median	378-7998 3373	1285- 9480 3605	3050-8700 4670	9776-28810 19200	79 - 282 202	140 - 632 181
KOF filtrert (mg/l)	Variasjons-område Median	280-5277 2791	563- 1525 846	2854-5228 4220	2117- 4586 3411	100 - 246 183	80 - 212 159
Total fosfor (mg P/l)	Variasjons-område Median	11-107 47	15 - 56 33	3,4 - 20 5,7	39,5 - 116 54	1,1 - 6,0 2,7	0,9 - 4,7 1,5
Ortofosfat (mg P/l)	Variasjons-område Median	0,4 - 83 30	0,2 - 49 16	0,1 - 1,9 0,3	0,1 - 3,1 0,2	0,4 - 2,5 1,1	0,2 - 1,3 0,2
Total nitrogen (mg N/l)	Variasjons-område Median	37- 529 199	140 - 228 180	221 - 368 288	323 - 770 553	10,8 -42,4 20	12,4 -34,0 24
Ammonium (mg N/l)	Variasjons-område Median	35 - 288 147	65 - 128 80	128 - 203 150	100 - 160 120	0,3 - 8 0,4	0,2 - 6,4 0,5
pH	Variasjons-område Median	5,5 - 7,8 6,3	- -	9,7 -12,5 12,3	9,7-12,4 12,4	7,8 - 8,1 7,9	7,6 - 7,7 7,6
Antall prøver		23	6	9	6	7	6

* Disse resultatene er dårligere enn det som kan forventes av slamvann fra kalkstabilisert septikslam når avvanningen drives normalt (med tilpasset polymertype og -dose).

kommunalt avløpsvann. Dette viser at septikslamvann er 5-10 ganger mer konsentrert enn vanlig kloakk, noe som selvsagt vil kunne få store konsekvenser for avløpsvannrensingen.

Tabell 7.2 Sammensetning av septikslamvann i forhold til kommunalt avløpsvann.

Parameter	Enhet	Slamvann fra ubehandlet septikslam	Kommunalt avløpsvann
Suspendert stoff	mg/l	1000 - 3000	100 - 200
Flyktig suspendert stoff	mg/l	750 - 2500	75 - 150
KOF	mg/l	3000 - 6000	200 - 500
KOF, filtrert	mg/l	1000 - 2000	100 - 250
BOF ₇	mg/l	1000 - 2000	100 - 250
BOF ₇ , filtrert	mg/l	300 - 600	50 - 125
Total fosfor	mg P/l	40 - 80	4 - 10
Ortofosfat	mg P/l	10 - 30	3 - 8
Total nitrogen	mg N/l	150 - 300	20 - 60
Ammonium	mg N/l	50 - 150	15 - 40
Alkalitet	mekv/l	5 - 20	1 - 4

Ut fra tabell 7.1 og 7.2 kan en se at aerob stabilisering av septikslammet har en svært positiv effekt på slamvannskvaliteten. Avhengig av hvor god partikkelavskilling som kan oppnås ved fortykning og avvanning kan en her få et slamvann med en sammensetning som tilsvarer kommunalt avløpsvann eller bedre.

7.2 Tilførselsstedets betydning

7.2.1 Tilførsel av septikslam direkte til avløpsvannet

Ved tilførsel av septikslam på renseanleggets vannside må anlegget kunne håndtere de tilleggsbelastninger som septikslammet i seg selv representerer. Ved sammenligning av tabellene 2.2 og 7.2 ser en at innholdet av suspendert stoff i septikslammet er vesentlig høyere (15-30 ganger) enn i slamvannet fra ubehandlet septik. Tilsvarende forhold finner man også for innholdet av organisk stoff, total fosfor og total nitrogen. Dette betyr at en forsedimentering vil være sterkt

å foretrekke på et anlegg som mottar septikslam direkte på vannsiden. Amerikanske erfaringer (EPA, 1977) viser da også at 50-80 prosent av det organiske stoffet som er bundet til partikulært materiale i septikslammet kan fjernes i en forsedimentering.

7.2.2 Tilførsel av septikslam til slambehandlingsdelen

Ved mottak på anleggets slamside er det bare slamvannet som tilføres anleggets vannbehandlingsdel og konsentrasjonene er da vesentlig redusert. Imidlertid viser tabell 7.2 at det fortsatt er snakk om høye konsentrasjoner sammenlignet med kommunalt avløp. Kontroll med slamvannstilførselen og den tilleggsbelastning denne representerer er derfor allikevel svært viktig.

Denne kontrollen kan sikres med et eller flere av følgende tiltak.

- Begrense og utjevne tilførselen av septikslam
- Basere driften av fortykkere og avvanningsmaskiner på maksimal gjenvinning (dvs. lavt innhold av suspendert stoff i slamvannet)
- Utjevne slamvannstilførselen
- Foreta aerob stabilisering av slammet (se pkt. 4.2)
- Separat biologisk rensing av slamvannet (se pkt. 7.5)

Bare de to siste alternativene vil redusere slamvannets innhold av løst organisk stoff.

7.3 Innvirkning på kjemiske renseanlegg

Praktiske erfaringer fra en rekke kjemiske renseanlegg med septikmottak viser at det ofte oppstår problemer med å overholde utslippskravene. Dette skyldes at septikslam/slamvann både øker alkaliteten og innholdet av fosfor og suspendert stoff (i kolloidal form) i avløpsvannet, hvilket igjen krever økt kjemikaliedosering for å gi en til-

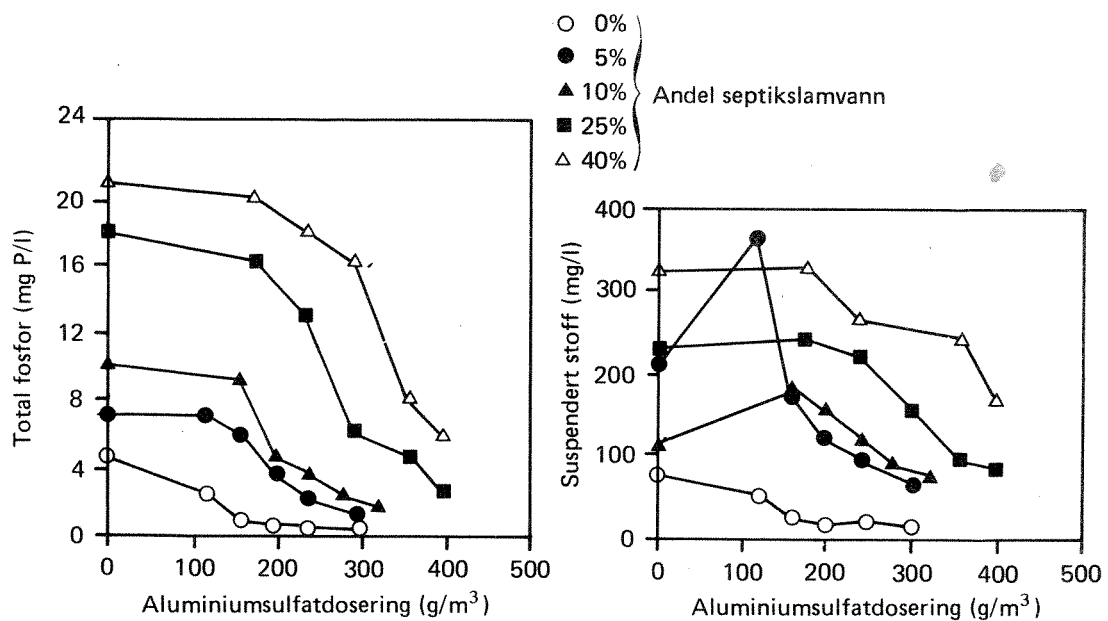
fredsstillende fosforfjerning. I tillegg vil bidraget av løst organisk stoff fra septikslammet passere nærmest uendret gjennom den kjemiske rensingen og gi et høyt utslipp av organisk stoff.

7.3.1 Virkning av slamvann fra ubehandlet septikslam

Effekten av tilført slamvann fra ubehandlet septikslam på kjemisk felling med aluminiumsulfat er undersøkt i laboratorieskala (Harr, 1976). Mekanisk rensset vann ble tilsatt slamvann i mengder på 5-40 volumprosent (se tabell 7.3). De viktigste resultatene er gjengitt i figur 7.1.

Tabell 7.3. Data for septikslamvann og avløpsvann brukt i jar-test.

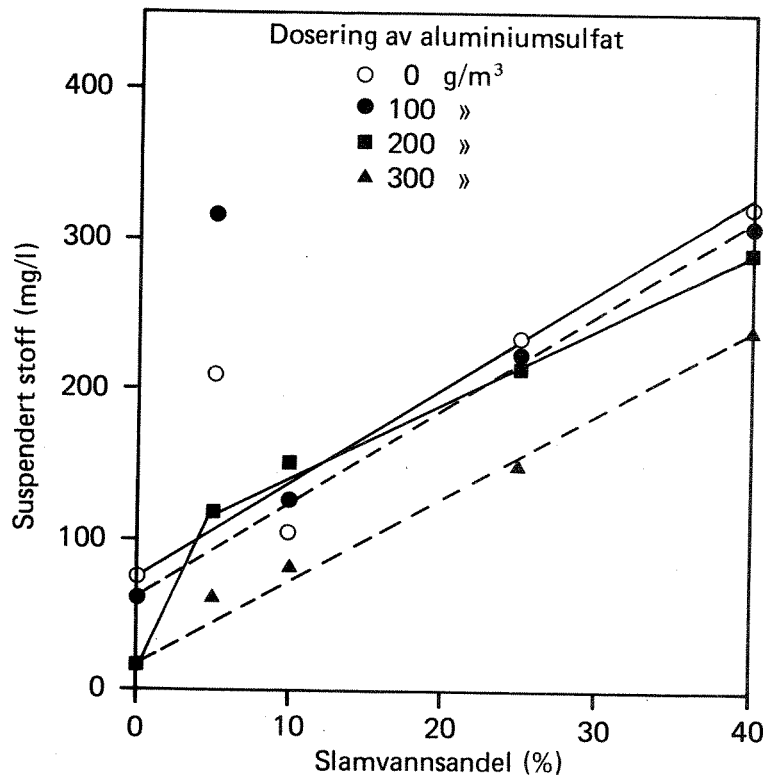
	SS mg/l	KOF mg/l	Total-P mg P/l	Orto-P mg P/l	Alkalitet mekv/l
Slamvann	5072	7100	56	49	5,9
Mekanisk rensset avløpsvann	270	470	7,8	5,0	-



Figur 7.1. Innvirkning av septikslamvann på kjemisk felling med aluminiumsulfat (jar-test).

Utløpsvann fra kjemisk felling vil under normale driftsforhold ha et innhold av suspendert stoff på 20-30 mg/l og et total-fosfor innhold på 0,5-1,0 mg P/l. Figur 7.1 viser at disse verdiene overskrides for alle doseringsverdier og innblandingsforhold av septikslamvann. Ved å øke aluminiumsulfatdoseringen ytterligere ville man imidlertid helt sikkert kunne oppnå tilfredsstillende fosforfjerning.

I figur 7.2 er konsentrasjonen av suspendert stoff i det rensede vannet satt opp som funksjon av slamvannsandel for de ulike doseringsmengdene. Det viser seg da at utløpsvannets kvalitet forverres proporsjonalt med slamvannstilsettingen. Tilsvarende sammenheng gjelder også for totalfosfor og ortofosfat.



Figur 7.2. Suspendert stoff i utløpsvann som funksjon av slamvannstilsetting og aluminiumsulfat-dosering.

Når det gjelder fjerning av organisk stoff (KOF) viste undersøkelsene at ved større slamvannstilførsler enn 15 prosent lot ikke KOF seg senke lavere enn til 400 mg/l (tilsvarer normalt KOF-innhold i mekan-

isk rensset vann) for noen dosering opp til 400 g/m^3 . Med 5 prosent innblanding av slamvann lot KOF seg redusere til 160 mg/l hvilket er 1,5-2 ganger mer enn normalt innhold i mekanisk-kjemisk rensset avløpsvann.

7.3.2 Virking av slamvann fra kalkstabilisert septikslam

Tilsvarende undersøkelser som beskrevet i pkt 7.3.1 ble også utført med slamvann fra kalkstabilisert septikslam. Hovedkonklusjonen fra disse forsøkene er (Harr 1976):

- Den høye pH-verdi (12,1) og alkalitet (46 mekv/l) i slamvannet gjorde at man for innblandingsforhold større enn 5 prosent ikke klarte å komme ned mot optimal fellings-pH. Dette skjedde til tross for at det ble prøvd med aluminiumsulfatdoser opptil 1000 g/m^3 .

Forsøkene viste ekstremt dårlig resultat for organisk stoffreduksjon. Selv ved 5 prosent innblanding oppnådde man ingen renseseffekt i forhold til mekanisk rensset vann. Dette er forårsaket av slamvannets høye innhold av løst organisk stoff.

7.3.3 Virking av slamvann fra aerob stabilisert septikslam

Tilsvarende undersøkelser er også foretatt på denne typen slamvann. Følgende konklusjoner er trukket (Harr 1976):

- Det finnes ingen signifikant virkning, hverken negativ eller positiv på innblanding av denne type slamvann.
- Den lave alkalitet på slamvannet reduserer også alkaliteten på blandingen slamvann - mekanisk rensset vann i forhold til mekanisk rensset vann alene. Dette gjør at pH lettere bringes ned i optimalt område for forsorfjerning. Denne effekt øker ved økende slamvannsmengder.

7.3.4 Praktiske konsekvenser

Ut fra de foreliggende opplysninger om effekten av septikslam/slamvann på mekanisk-kjemiske anlegg kan følgende konklusjoner trekkes med hensyn til praktiske konsekvenser:

1. Mengde septikslam som kan tas imot ved et kjemisk renseanlegg, bestemmes av den fortykning som kan oppnås ved blanding med innkommende avløpsvann. Dette betyr at jo lavere belastning det er på renseanlegget, eller jo mindre avløpsvann som tilføres, desto mindre septikslam kan en ta imot. Tilførsel av mer enn ca. 5 prosent slamvann fra septikslam i forhold til avløpsvannmengden vil gi en betydelig økning av kjemikaliedoseringen for å oppnå tilfredsstillende fosforfjerning, og vanlige utslippskrav for organisk stoff vil ikke kunne overholdes.
2. Ved mottak av septikslam til slambehandlingsdelen ved et kjemisk renseanlegg vil det, uansett størrelse på anlegget, være en fordel med utjevningsbasseng for slamvannet fra fortykkere og avvanningsutstyr. Ved anlegg med tilknytning på mindre enn ca. 5 000 pe, bør det være krav om et slikt utjevningsbasseng.
3. Tilførsel av septikslam direkte til avløpsvannet (ved innløpet til renseanlegg eller ute på ledningsnett), bør ikke skje ved anlegg uten forsedimentering og heller ikke ved anlegg med mindre enn ca. 5 000 pe tilknyttet. For større anlegg må en prøve seg fram til hvor store mengder septikslam som kan tilføres avløpsvannet uten at kjemikaliedoseringen blir urimelig høy og uten at utslippet av organisk stoff overskrider utslippskravene.
4. Tilsetting av kalk til septikslam før avvanning er ikke forenlig med en fellingsprosess basert på aluminium eller jern som fellingsmiddel. Selv moderate kalkmengder for luktdemping har uheldig innflytelse på den kjemiske fellingen.
5. Aerob stabilisering av septikslammet vil gi et slamvann som ikke skaper spesielle problemer ved resirkulering i kjemiske renseanlegg.

6. Driften av fortykkere og avvanningsutstyr må baseres på størst mulig gjenvinningsgrad, dvs. lavt innhold av slampartikler i slamvannet.

7.4 Innvirkning på biologiske og biologisk-kjemiske renseanlegg

Der det finnes et biologisk trinn for behandling av avløpsvannet, er også utgangspunktet for å kunne ta imot septikslam vesentlig bedre enn ved de kjemiske anleggene. Ved biologisk rensing vil det organiske stoffet i blandingen av septikslam/slamvann og avløpsvann bli brutt ned og alkaliteten reduseres. Derved har man eliminert de viktigste faktorer som ellers vil skape problemer ved et etterfølgende kjemisk rensetrinn.

Det eksisterer ingen norske retningslinjer for hvor mye septikslam eller septikslamvann som kan tilføres en biologisk renseprosess uten at driftsproblemer oppstår. For tilførsel av septikslam til avløpsvannet umiddelbart foran et renseanlegg foreligger det imidlertid både tyske og amerikanske data.

I de tyske retningslinjene (ATV-Regelwerk, 1973) er det utarbeidet et nomogram som vist i figur 7.3. Dette forutsetter at den beregnede septikslammengde tilsettes i minst to porsjoner med flere timers mellomrom og helst utenom de tider på døgnet når anlegget har sin toppbelastning med avløpsvann. Ved bruk av utjevningstank for septikslammet, slik at dette kan tilføres avløpsvannet i små mengder over flere timer og utenom toppbelastningsperioder på anlegget, kan en tillate seg å firedoble de septikmengder som kan leses ut av figur 7.3. Det er for øvrig viktig å merke seg at disse retningslinjene anbefaler at septikslam ikke tilføres innløpet til biologiske anlegg som er dimensjonert for mindre enn 10 000 pe.

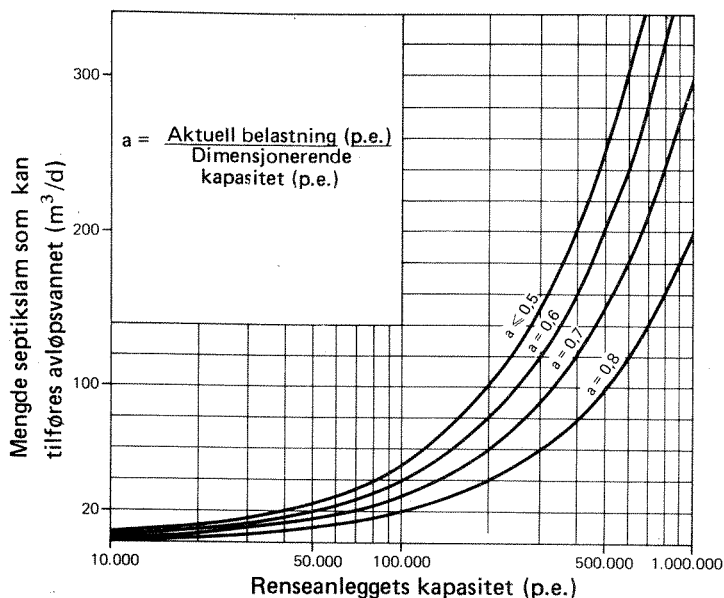


Fig. 7.3 Mengde septikslam som kan tilføres foran et biologisk rensanlegg (ATV-Regelwerk, 1973).

Amerikanske erfaringer med tilførsel av septikslam til avløpsvannet foran ulike typer biologiske rensanlegg har resultert i et nomogram som vist i figur 7.4 (EPA, 1977). Det er her forutsatt at septikslammet passerer en utjevningstank før det blandes med innkommende avløpsvann. Figuren viser tydelig den nytten man har av forsedimentering i slike tilfeller idet mottatt septikslammengde da kan økes til vel det dobbelte.

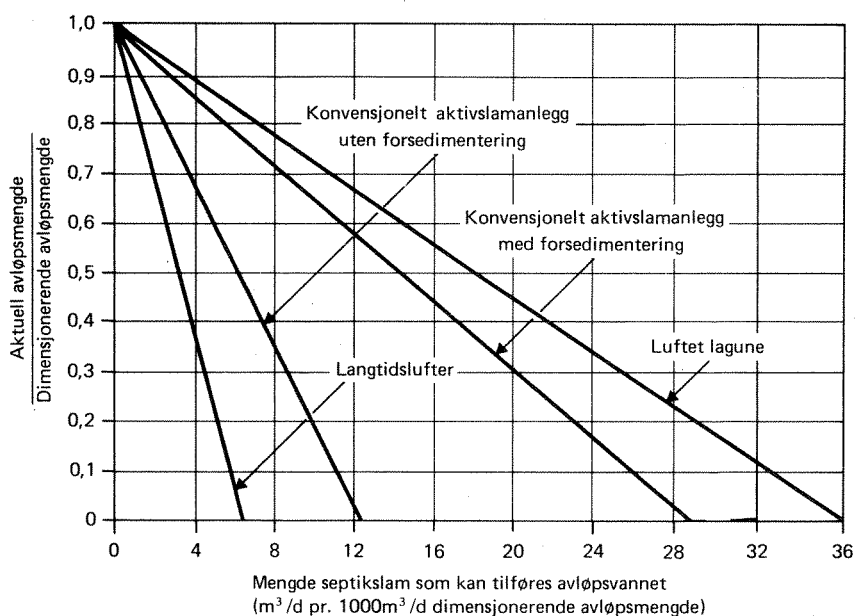


Fig. 7.4 Mengde septikslam som kan tilføres avløpsvannet foran ulike typer biologiske rensanlegg (EPA, 1977).

Ved å sammenligne figur 7.3 og 7.4 vil man finne at det amerikanske nomogrammet tillater mottak av vesentlig høyere septikslammengder enn det tyske når det gjelder aktivslamanlegg med forsedimentering. Dette understreker bare at ukritisk bruk av disse figurene kan føre til uheldige løsninger, og det er viktig at man i hvert enkelt tilfelle gjør egne beregninger ut fra ledig kapasitet på det biologiske trinnet og tilførsel av organisk stoff fra septikslam eller septikslamvann.

Følgende momenter kan tjene som en oppsummering vedrørende mottak av septikslam ved biologiske og biologisk-kjemiske renseanlegg:

1. Mengde septikslam som kan tas imot ved et biologisk rensetrinn vil avhenge av den til enhver tid ledige kapasitet for nedbrytning av organisk stoff. Den totale belastning med organisk stoff (fra avløpsvann + slam/slamvann) må ikke overskride det som anlegget er dimensjonert for.
2. Ved mottak av septikslam til slambehandlingsdelen ved anlegget, vil det alltid være en fordel med utjevningsbasseng for slamvannet, slik at den organiske belastningen på det biologiske trinnet blir så jevnt som mulig. Dette er spesielt viktig ved biofilter og biorotoranlegg dersom man ønsker å holde en stabil kvalitet på utløpsvannet.
3. Direkte tilførsel av septikslam til avløpsvannet umiddelbart foran renseanlegget (uten utjevning) bør bare skje dersom anlegget har forsedimentering.
4. Ved tilførsel av septikslam/slamvann til et biologisk rensetrinn (aktivslam), må det holdes nøye kontroll med oksygeninnholdet i luftetanken og med uttaket av overskuddsslam. Det må også være et opplegg for å ta hånd om eventuelle skumproblemer.

7.5 Separat behandling av slamvann fra septikslam

Rensing av septikslamvannet før blanding med innkommende avløpsvann er ett av de tiltak som kan være aktuelle når slamvannet fører til store problemer for avløpsrensingen. I slike tilfeller kan det være til-

strekkelig bare å foreta en grovrensing av slamvannet, det vil si i første rekke å få overført løst organisk stoff til partikulær form, slik at det lettere kan fjernes med f.eks. kjemisk felling.

Det er foreløpig ingen praktiske erfaringer her i landet med separat rensing av septikslamvann, og det er heller ikke funnet opplysninger i litteraturen om dette emnet. NIVA har derfor tatt initiativ til et prosjekt som i 1983 omfatter forsøk både med aktivslamanlegg, biorotoranlegg og strålingskjemisk oksydasjon for behandling av septikslamvann.

Det er tidligere gjort kortvarige forsøk i liten skala med aktivslamanlegg og biorotor for behandling av septikslamvann fra en sentrifuge (Eikum, 1983). I aktivslamanleggene kunne man holde over 90 prosent reduksjon av organisk stoff (BOF_7) og en betydelig alkalitetsreduksjon ved slambelastninger lavere enn $0,1 \text{ kg } \text{BOF}_7/\text{kg SS}$. d. Biorotoren fungerte vesentlig dårligere (ca. 75 prosent BOF_7 -reduksjon), og det var problemer med slamakkumulering i trauet under biorotoren.

8. LUKTREDUKSJON

8.1 Generelt

Lukt er et subjektivt begrep som er vanskelig å kvantifisere ved målinger eller på annen måte. De fleste mennesker oppfatter imidlertid avløpsvann og avløpsrenseanlegg som luktbelastende faktorer. Ved tilførsel av septikslam økes luktbelastningen, og det er en alminnelig erfaring at septikslam medfører en betydelig økning av luktulempene i selve renseanlegget og i miljøet omkring.

Luktulempene ved mottak av septikslam i et renseanlegg kan imidlertid motvirkes på flere måter:

- Luktbelastede anleggsdeler i egne rom.
- Ventilasjonsanlegget utformes slik at lukten ikke sprer seg i anlegget.
- Behandling og transport av slammet må foregå slik at man ikke driver av de illeluktende gassene i septikslammet.
- Luktreduserende utstyr installeres.

Ved utforming av anlegg og valg av utstyr ut fra luktmessige kriterier må det vurderes hvem som skal beskyttes mot ulempene - betjening eller naboer. Betjeningen kan beskyttes ved riktig valg og utførelse av ventilasjonsanlegg og fornuftig planløsning/seksjonering av renseanlegget. Dersom luktulempene ikke skal overføres og bli til sjenanse for nærmiljøet, må anleggets plassering og områdets klimatiske forhold vurderes og eventuelt luftrenseutstyr installeres.

8.2 Planløsning og ventilasjon

De mest framtrede luktilder i et renseanlegg er:

- Mottaks- og forbehandlingsenheter for septikslam.
- Innløps- og forbehandlingsenheter for avløpsvann.

- Rejektvannsbasseng
- Containerhaller for ristgods, sandfanggods og slam.

Ved planleggingen bør det da tilstrebtes å seksjonere bygget slik at disse enhetene legges i egne rom og blir ventilasjonsmessig isolert fra de øvrige deler av anlegget. Undertrykk i disse rommene hindrer spredning av lukt, men dette forutsetter at dører og vinduer holdes lukket. Avtrekket må da dimensjoneres høyere enn innblåsningen, og det kan med fordel trekkes av med punktavsug på spesielt belastede steder.

Slike rom kan også med fordel ventileres med helt separate avtrekk og kanskje også med egne ventilasjonsanlegg. Dette gir bedre forhold for luktreduksjonen ved at denne da kan utføres på en redusert luftmengde. En slik løsning vil ha stor økonomisk betydning både når det gjelder investerings- og driftskostnader.

For nærmere detaljer om moderne ventilasjonsløsninger for renseanlegg henvises til Hermansen & Neple (1982).

8.3 Luktreducerende utstyr

Det finnes flere løsninger og prosesser å velge mellom når det gjelder luktreduksjon i ventilasjonsluft. Disse er utprøvd i varierende utstrekning og ikke alle er like hensiktsmessige og økonomiske for anvendelse på renseanlegg (Berg, 1979).

8.3.1 Våtvaskere

Våtvaskere eller scrubbere med kapasiteter på 1500-70000 m³/h er installert ved 15-20 norske renseanlegg. Våtvaskere virker slik at luktstoffene oksyderes ved bruk av et oksydasjonsmiddel i væskeform som kommer i kontakt med ventilasjonslufta. Kontakttiden mellom væske og luft har betydning for effekten. Også kontaktflaten har innvirkning, og de to vanligste gassvaskerne er basert på motstrømsprinsippet, det vil si gassen strømmer opp gjennom vasketårnet mens væsken dusjes ned fra toppen. Natriumhypokloritt (NaOCl) benyttes vanligvis som oksydasjonsmiddel, men også ozon (O₃), klorgass (Cl₂) og kaliumpermanganat (KMnO₄) kan benyttes.

Våtvasker av fabrikat Steuler benytter en to-trinnsprosess (oksydasjon i basisk miljø etterfulgt av vasking i svovelsyre). Det inngår her bruk av konsentrert natriumhydroksyd, natriumhypokloritt (13 prosent NaOCl) og konsentrert svovelsyre. Dosering av disse kjemikaliene må automatiseres da manuell håndtering representerer en betydelig sikkerhetsrisiko for personalet.

Våtvaskere av fabrikat Pepcon oksyderer i ett trinn og benytter også natriumhypokloritt. Oksydasjonsmiddelet produseres på stedet ved elektrolyse av en koksaltløsning.

Generelt må det sies at anvendelse av disse anleggene har vært vellykket. Det er oppnådd reduksjoner av total luktintensitet på 95-98 prosent. Testpanel beskriver luften ut av disse anleggene som "fri for kloakkluft, men med lukt av kjemikalier". Det synes som om våtvaskere alltid resulterer i slik lukt, og at denne går over i klorluft ved feilaktig drift.

8.3.2 Adsorpsjon på aktivt kull

Installasjonen av aktivkullfilter gir lave investeringskostnader, men kan medføre høye driftskostnader og usikker effekt over tid.

Luktkomponentene ødelegges ikke i et slikt filter, men holdes bare igjen i filteret til kullet er mettet. Et mettet filter mister effekten og luktgjennomslag oppstår.

Det er vanskelig å vite når kullet er mettet da det ikke gis noen indikasjoner før luktgjennomslag skjer. I praksis gir dette risiko for dårlig driftsstabilitet ved at filtrene skiftes for sjelden eller det gir høye driftskostnader ved at filtrene skiftes for ofte. Undersøkelser har vist at filtre som en leverandør anbefaler skiftet 4 ganger pr. år gir like god effekt ved skifting 2 ganger pr. år.

Målinger på aktivkullfilter har gitt resultater på 83 prosent lukt-reduksjon med nye filtre. På filter som hadde vært i drift dobbelt så lenge som anbefalt, avtok luktreduksjonseffekten til 73 prosent.

8.3.3 Forbrenning

Forbrenning av avtrekkslufta er mulig dersom gasskonsentrasjonene er høye nok, eller hvis lufta kan benyttes som primærluft f.eks. ved søppelforbrenning.

Forbrenning som luktreduksjonsmetode er ikke økonomisk forsvarlig ved bruk av oljebrennere eller lignende, men med tilgang på billig brennstoff (f.eks. gass fra råtnetanker) kan metoden være aktuell.

8.3.4 Vasking i aktivslam

Dette er forsøkt på et anlegg her i landet (Kapp renseanlegg). Blåsemaskinen trekker her luft fra septikmottaksbassenget og blåser den inn i den biologiske prosessen i aktivslamanlegget.

Metoden er svært rimelig og har gitt reduksjoner i luktintensitet helt opp i 90 prosent. Det er ikke gjort systematiske forsøk med prosessen, men det antas at mindre endringer, eksempelvis med boblestørrelse og med blandingsforholdet luft/gass, kan gi enda bedre effekter.

8.3.5. Jordfilter

Undersøkelser er foretatt i flere land når det gjelder luktreduksjon med bruk av jordfilter. Det er da funnet at flere faktorer påvirker effekten:

- Belastning
- Jordart
- Jordfuktighet
- Temperatur i filteret
- Gasskonsentrasjon

Mellom disse faktorene innbyrdes er det igjen avhengigheter. Levetiden på et filter er også avhengig av disse faktorene da det er påvist at effekten opphører dersom den biologiske aktivitet i filteret stanser. Ved norske forsøk i halvteknisk skala (Eikum 1976b) var et

jordfilter i drift i et år uten at tegn til gjennombrudd ble registrert. Filterhastigheten var i denne perioden $18 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$. Korrekt filterhastighet vil bl.a. være avhengig av gasskonsentrasjonene. Videre ble det funnet at gjennomstrømningstiden i filteret ikke bør være kortere enn 30 sek. Helmer (1974) har funnet at også kompost kan benyttes som filtermedium.

Ved septiksmottaket på TAU-renseanlegg ved Tønsberg er det bygget et jordfilter dimensjonert for $2000 \text{ m}^3/\text{h}$ som er konstant belastning, økende til $3000 \text{ m}^3/\text{h}$ ved mottak av septikslam. Filteret har et overflateareal på 35 m^2 og en dybde på 0,5 m. Belastningen varierer mellom 57 og $86 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ og med tilsvarende gjennomstrømningstid 32 og 21 sek.

Filteret har vært i kontinuerlig drift siden sommeren 1981 og driftserfaringene hittil er gode.

8.3.6 Jernoksydfilter

I et jernoksydfilter blandes høvelflis med spon av jernoksyd (Fe_2O_3). Det er bare kjemiske prosesser som gir luktreduksjonen i dette filteret.

Jernoksydfilter ble testet parallelt med jordfilteret i ca. 1 år (Eikum, 1976b). Resultatene viste bl.a. at:

- Hydrogensulfid ble effektivt fjernet i hele perioden
- Ammoniakkreduksjonen er avhengig av fuktigheten i filteret og avtok i de tørre sommermånedene.
- Total luktintensitet ut av filteret var hele tiden så lav at det ikke kunne registreres annen lukt enn den som kom fra rå høvelflis i filteret.

Ved Festningen renseanlegg i Oslo er det bygget et filter dimensjonert for en filterhastighet på $90 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$. Etter 4 måneders drift ble

filteret testet i en periode på 4 måneder. Resultatene var tilfredsstillende og viste det paradoksale at effektiviteten økte med økende filterhastighet. Dette henger sammen med at ved lav hastighet dominerer lukten fra selve filtermediet. Reduksjonen i total luktintensitet varierte fra 61 prosent ved $20 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ til 82 prosent ved $90 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$. Høyeste reduksjon (89 prosent) ble funnet ved $250 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$, men om dette er en stabil situasjon, er usikkert.

8.4 Oppsummering

- Luktproblemer ved renseanlegg kan løses med dagens teknologi.
- Luktproblemene kan reduseres sterkt ved at man under planleggingen gjør en grundig vurdering av prosessvalg, planløsning og ventilasjonssystem.
- Enkle metoder som jordfilter og jernoksydfilter kan være like aktuelle som mer avanserte løsninger (våtvaskere, forbrenningsanlegg o.l.)

9. REFERANSER

- ATV-Regelwerk, (1973) Behandlung und Beseitigung von Schlamm aus Kleinkläranlagen. Arbeitsblatt, Korrespondenz Abwasser, 20, 6, pp. 139 - 143.
- Baumgart, P. (1981) Sammlung, Behandlung, Beseitigung und Werwertung von Schlämmen aus Hauskläranlagen. Technische Universität München.
- Berg, N. (1979) Reduksjon av lukt ved kloakkrenseanlegg. Prosjektrapport nr. 19, NTNFs Utvalg for drift av renseanlegg, Oslo.
- Eikum, A.S. (1976) Aerob stabilisering og kalkstabilisering av septiktankslam. NIF-kurs: Behandling av slam fra septiktanker og slamavskillere, Fagernes.
- Eikum, A.S. (1976b) Reduksjon av lukt fra mottakeranlegg for septikslam. NIF-kurs: Behandling av slam fra septiktanker og slamavskillere, Fagernes.
- Eikum, A.S. (1980) Karakterisering av septikslam. EEU-kurs i slambehandling, NTH, Trondheim.
- Eikum, A.S. (1983) Treatment of septage - European practice, VA-rapport 11/82, O-80040, NIVA, Oslo.
- Eikum, A.S. og Paulsrud, B. (1974) Characterization of the degree of stability of wastewater sludges - Lime stabilized sludges, O-14/73, PRA 2.3, NIVA, Oslo.
- Eikum, A.S. og Paulsrud, B. (1976) Stabilisering av kommunalt slam. PRA 10, Prosjektkomiteen for rensing av avløpsvann, Oslo.
- EPA (1977) Alternatives for small wastewater treatment systems. EPA Technology Transfer Seminar Publication, EPA-625/4-77-011, USA.
- Harr, C. (1976) Problemer forbundet med retur av slamvann til kjemiske renseanlegg. NIF-kurs: Behandling av slam fra septiktanker og slamavskillere, Fagernes.
- Harr, C. og Mundal, S. (1977) Driftserfaringer fra kalkstabiliseringsanlegg. Prosjektrapport nr. 6, NTNFs Utvalg for drift av renseanlegg, Oslo.
- Haugan, B.E. (1982) Slamstabilisering under høy temperatur ved bruk av rent oksygen - Delrapport 1, VA-rapport 9/82, F-81430, NIVA, Oslo.
- Helmer, R. (1974) Desodorisierung von geruchsbeladener Abluft in Bodenfiltern. Gesundheits-Ingenieur, 95, H1.
- Hermansen, R. og Neple, T.D. (1982) Ventilasjon i kloakkrenseanlegg. Prosjektrapport nr. 36. NTNFs Utvalg for drift av renseanlegg, Oslo.
- Kainz, K. (1977) Untersuchung über die Beschaffenheit von Fäkalschlämmen und ihren Einfluss auf die Faulung. Diplomarbeit, Technische Universität München, Vest-Tyskland.

- Løken, T.A. (1973) Karakterisering av septiktankslam og vurdering av behandlingsmetoder innenfor nye og eksisterende kloakkrensaneanlegg. Diplomoppgave. Institutt for vassbygging, NTH, Trondheim.
- Martinsen, J. (1973) Slam på jord og vegetasjon. PRA-prosjekt 3.3. Årsrapport 1973, NLH, As.
- Miljøverndepartementet (1980) Utslipp av avløpsvann fra bolig- og fritidsbebyggelse med separate avløpsløsninger, Oslo.
- Ofte, J. (1982) Slamavvanning ved mindre rensaneanlegg. Prosjektrapport nr. 38. NTNFs Utvalg for drift av rensaneanlegg, Oslo.
- Paulsrud, B. (1975) Stabilisering av slam med kalk. Delrapport nr. 2, 0-40/71-P, NIVA, Oslo.
- Paulsrud, B. (1980) Slam fra avløpsanlegg i spredt bebyggelse - mottak og behandling ved kommunale rensaneanlegg. Avløpssambandet Nordre Øyeren, Kjeller.
- Paulsrud, B. (1982) Avvanning av septikslam i container, VA-rapport 4/82, 0-81104, NIVA, Oslo.
- Resch, H. (1979) Schlämme aus Hauskläranlagen. Der Städtetag, Heft 10, pp. 618 - 622.
- Sigvaldsen, L. (1974) Innvirkning av rejektivann fra avvanning av kalkstabilisert slam på felling med aluminiumsulfat i et mekanisk-kjemisk kloakkrensaneanlegg. Diplomoppgave, Institutt for vassbygging, NTH, Trondheim.
- SFT (1977) Retningslinjer for større slamavskillere, Statens Forurensningstilsyn, Oslo.
- SFT (1979) Kvalitetsnormer for avløpsrensaneanlegg, Statens Forurensningstilsyn, Oslo.