

## 7 Kostnader for slambehandling ved ulike slambehandlingsopplegg.

I dette kapitlet vil vi se på kostnadene for fremtidig slambehandling (utover de kostnadene man har til slambehandling i dag).

Kostnader for fremtidig slambehandling er vanskelig å stipulere riktig, fordi det skjer mye på dette feltet, og prisene er i ferd med å bli presset nedover. Det kommer stadig nye løsninger på f.eks. reaktorkompostering, og produsenter/leverandører har ikke alltid regnet med alle kostnadene når man markedsfører produktene. Ved sammenligning av forskjellige slambehandlingsmetoder er det svært viktig at man ikke bare ser på investeringskostnaden, fordi metoder som kalkbehandling og frilandskompostering er rimelige i investering, men desto dyrere i drift. Man må derfor basere sammenligningen på årskostnader eller kostnader pr. tonn slamtørstoff.

Generelt kan man si at slambehandlingsanlegg blir billigere pr. tonn tørrstoff som skal behandles, jo større anlegget er. Det vil derfor i de fleste tilfeller lønne seg å samarbeide om større slambehandlingsanlegg istedenfor at hvert renseanlegg eller hver kommune skal ha sin egen løsning. De økte transportkostnadene man får ved å kjøre slammet 10-30 km er som regel små i forhold til de reduserte behandlingkostnadene. Dessuten kan det være en fordel for kommunene at disponeringen av slammet overlates til et interkommunalt eller privat selskap som har egne folk til å ta seg av dette. Erfaring så langt har vist at små kommuner har vanskeligheter med å "selge" slammet sitt til bønder eller andre, mens dette går langt bedre på større kommunale eller interkommunale anlegg som kan ha egne folk til dette viktige arbeidet.

Ved beregning av kostnadene for slambehandlingen har vi tatt utgangspunkt i NORVAR's beregningsprogram SLAMKOST. Ved hjelp av dette programmet kan man få grove oversiktskostnader for slambehandlingsanlegg. Forutsetningene for kostnadsberegningene er vist i vedlegg 4. Det er imidlertid en del feil i SLAMKOST, og dette har vi tatt hensyn til, bortsett fra at kostnadene til kalkbehandling er for små ved små slammengder. Vi har også tatt med ekstra transportkostnader (kr 70/m<sup>3</sup> avvannet slam) i de tilfellene slam fra flere renseanlegg skal behandles på et felles slambehandlingsanlegg. Det kan vise seg at kostnadene ved bygging av et slambehandlingsanlegg blir nokså forskjellige fra de stipulerte kostnadene her, fordi vi ikke har kunnet ta hensyn til en del lokale forhold i denne planen. Kostnadene må brukes med stor forsiktighet. Det er først ved forprosjektering av et konkret anlegg at man kan få noenlunde nøyaktige kostnadstall.

Vi har valgt å se på to alternativer i de ulike regionene i fylket:

1. Hver kommune behandler slammet alene
2. Kommunene går sammen om fellesanlegg

Det kan selvsagt tenkes en del andre løsninger med at noen kommuner går sammen, mens andre velger å stå utenfor samarbeidet, men vi velger å begrense oss til disse to alternativene. Ved beregningen av kostnader har vi tatt utgangspunkt i råslammengdene i år 2003, for anlegg som ikke allerede har slambehandling utover avvanning.

## 7.1 Indre Østfold

AHSA tar imot septikslam fra Askim, Hobøl, Spydeberg og Skiptvet kommuner, Mysen rensanlegg tar imot septikslam fra Rømskog og Eidsberg kommuner, Bommen rensanlegg tar imot septikslam og slam fra mindre rensanlegg i Marker kommune, og Trøgstad kommune leverer septikslam til Skjønhaug rensanlegg.

I indre Østfold er det foreløpig ikke noe behandlingsanlegg for slam utover avvanning. I dette området ligger det vel til rette for et samarbeid om et felles slambehandlingsanlegg sentralt i området, f.eks. i Askim eller Eidsberg (Se fellesanlegg for indre Østfold i tabell 7.1. I kostnadene for dette anlegget er også tatt med transportkostnader (kr 70/m<sup>3</sup> avvannet slam)).

**Tabell 7.1 Kostnader for slambehandlingsanlegg i indre Østfold.**

Område	Prosess	Inv.kostn. (mill. kr)	Driftskostn. (mill. kr/år)	Årskostn. (mill. kr/år)	Kr pr. tonn tørrestoff
Fellesanlegg for indre Østfold	Kalkbehandling	3,4	1,2	1,5	1.300
	Aerob/past. + anaerob stab.*	11,4	0,6	1,7	1.400
	Frilandskompostering	4,2	2,1	2,4	2.100
	Anaerob stab. + tørking	20,0	0,9	2,8	2.400
	Reaktorkompostering	13,9	2,0	3,3	2.800
AHSA	Våtkompostering	4,6	0,3	0,7	1.000
	Kalkbehandling	2,8	0,6	0,8	1.200
	Aerob/past. + anaerob stab.	7,7	0,2	0,9	1.400
	Frilandskompostering	2,9	1,1	1,4	2.100
Eidsberg	Kalkbehandling	2,2	0,3	0,5	1.800
	Våtkompostering	3,5	0,2	0,5	1.900
	Aerob/past. + anaerob stab.	5,4	0,2	0,7	2.600
	Frilandskompostering	1,7	0,5	0,7	2.600
Hobøl	Frilandskompostering	0,3	0,08	0,11	6.600
	Kalkbehandling**	1,0	0,05	0,14	9.000
Marker	Kalkbehandling**	1,6	0,1	0,3	3.300
	Frilandskompostering	0,9	0,2	0,3	3.800
	Våtkompostering	2,5	0,1	0,4	4.200
Rømskog	Frilandskompostering	0,2	0,05	0,07	8.100
Skiptvet	Frilandskompostering	0,5	0,1	0,2	5.200
	Kalkbehandling**	1,2	0,07	0,2	5.900
Trøgstad	Kalkbehandling**	1,9	0,2	0,4	2.400
	Våtkompostering	2,9	0,2	0,4	2.900
	Frilandskompostering	1,2	0,4	0,5	3.100

\* Inklusive mottaksanlegg for avvannet slam, og ekstra transportkostnader.

\*\* Kostnadene for kalkbehandling ved små slammengder er for lave i SLAMKOST.

Som det fremgår av tabellen vil det være svært lønnsomt å samarbeide om slambehandlingen i regionen. Den billigste anleggstypen ved felles slambehandling er kalkbehandling,

men som vi har nevnt tidligere kan denne slamtypen kun brukes i jordbruket, og man kan bare spre små slammengder (under ett tonn tørrstoff pr. dekar ved normal pH i jorda). Det vil derfor mest sannsynlig være bedre å velge en av de andre metodene.

Dersom man velger kompostering eller tørking av slammet, står man mye friere om jordbruket skulle si nei til å ta imot slam. Dette vil være de mest fleksible løsningene. Kostnadene til frilandskompostering er svært avhengig av hvilket fibermateriale man blander med, og hva dette koster. Til komposteringen vil man trenge et areal på ca. 16 daa, og dersom man kan finne et egnet område, vil frilandskompostering være et bra alternativ. Reaktor-kompostering har vist seg å kunne være et godt alternativ til frilandskompostering, og arealet kan reduseres en del om man velger dette alternativet, samtidig som man får mer kontrollerte komposteringsbetingelser.

Det vil likevel mest sannsynlig være billigere å satse på aerob forbehandling eller pasteurisering i kombinasjon med anaerob stabilisering. Dersom jordbruket skulle si nei til å ta imot slammet, vil man da kunne bygge tørkeanlegg eller hydrolyseanlegg for slammet i tilknytning til et slikt anlegg, og dermed kunne bruke slammet andre steder enn i jordbruket. Våtkompostering egner seg mindre godt dersom man skal frakte avvannet slam til behandlingsanlegget, og blande dette ut med fortykket slam fra hovedrenseanlegget. De forskjellige alternativene i dette området bør utredes mer i detalj før man bestemmer seg for anleggstype.

Dersom kommunene velger å bygge slambehandlingsanlegg hver for seg, vil sannsynligvis langtidslagring være det mest aktuelle for de mindre kommunene. Vi har ikke tatt med kostnader for denne mulige slambehandlingsmetoden, fordi dette vil avhenge mye av tomtekostnadene, og om man eventuelt kan bruke en eksisterende fyllplass eller annen egnet plass. Slammet må lagres i 3-4 år før det kan tas i bruk, og dette krever følgende arealer i de enkelte kommunene (ca. 2 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> slam):

- ♦ AHSA ca. 15 daa
- ♦ Eidsberg ca. 9 daa
- ♦ Hobøl ca. 0,6 daa
- ♦ Marker ca. 2 daa
- ♦ Rømskog ca. 0,4 daa
- ♦ Skiptvet ca. 1 daa
- ♦ Trøgstad ca. 4 daa

Dersom man isteden ønsker å satse på frilandskompostering, kan man halvere dette arealet, da komposten bare skal lagres ca. ett år, men samtidig trenger man noe mer areal til å vende slammet på. Våtkompostering vil også i noen kommuner være et konkurransedyktig alternativ, men da er man mer avhengig av å kunne bruke slammet i jordbruket. Mest sannsynlig vil et våtkomposteringsanlegg for AHSA bli noe dyrere enn det ser ut i tabell 7.1, fordi kostnadskurven i Slamkost for denne typen anlegg bare gjelder for mindre slammengder.

Dersom man velger en fellesløsning i dette området, vil man kunne mellomlagre slammet på Stegen renovasjonsanlegg. Her vil man også kunne deponere eventuelt kontaminert slam (slam med for høyt innhold av tungmetaller). Hvis kommunene derimot velger løsninger hver for seg, vil noen av dem måtte opparbeide godkjente mellomlagerplasser for slammet fra kommunen.

## 7.2 MOVAR-området

Alt septikslam i MOVAR-området kjøres til mottakskum på Solgård Skog fyllplass tilknyttet Kambo renseanlegg. Man vil nå bygge et moderne septikmottak for alt slammet ved Kambo renseanlegg, og dette vil kunne brukes i overskuelig fremtid.

I dette området har Fuglevik renseanlegg aerob forbehandling og anaerob stabilisering (UTB-anlegg). Kapasiteten på dette anlegget er større enn man trenger til eget slam. Det kan derfor vurderes om det er mulig å ta imot slam fra Svinndal og Hestvold renseanlegg. I så fall må man bygge et mottaksanlegg for avvannet slam. Kapasiteten på slambehandlingsanlegget på Fuglevik er imidlertid ikke stor nok til å ta imot slam også fra Kambo renseanlegg, fordi man i tillegg til avløpslammet også behandler slam fra Vannsjø vannrenseanlegg på Fuglevik renseanlegg.

Man må derfor bygge eget slambehandlingsanlegg på Kambo renseanlegg. Det er også mulig å bygge separat slambehandlingsanlegg på Svinndal og Hestvold renseanlegg. På Hestvold renseanlegg har man i dag samkompostering av avvannet slam og halm, og dette vil kunne brukes også når det nye slamregelverket kommer, forutsatt at man får en temperatur på minst 55°C i minst tre uker i slammet.

I tabell 7.2 har vi vist kostnader for mulige alternative løsninger for slambehandling i området.

**Tabell 7.2 Kostnader for slambehandlingsanlegg i MOVAR-området.**

Område	Prosess	Inv.kostn. (mill. kr)	Driftskostn. (mill. kr/år)	Årskostn. (mill. kr/år)	Kr pr. tonn tørrestoff
Kambo renseanlegg	Våtkompostering**	4,3	0,2	0,6	1.200
	Kalkbehandling	2,7	0,5	0,7	1.400
	Aerob/pasteur.+ anaerob stab.	7,1	0,2	0,9	1.700
	Frilandskompostering	2,6	0,2	1,1	2.200
Hestvold renseanlegg	Kalkbehandling***	2,2	0,3	0,5	1.900
	Våtkompostering	3,4	0,2	0,5	2.000
	Frilandskompostering****	3,4	0,5	0,7	2.700
	Levering til Fuglevik r.a.	1,5*	0,1	0,5	1.900
Svinndal renseanlegg	Frilandskompostering	0,2	0,05	0,07	8.400
	Levering til Fuglevik r.a.	0,05*	0,003	0,01	1.900

\* Kostnader for mottak for avvannet slam. Resten av investeringen er gjort. Finanskostnader og driftskostnader for slambehandlingsanlegget er med. Ekstra transportkostnader er også med.

\*\* MOVAR har selv beregnet kostnadene for våtkompostering og aerob forbehandling i kombinasjon med anaerob stabilisering til å bli omtrent like.

\*\*\* Kostnadene for kalkbehandling ved små slammengder er for lave i SLAMKOST.

\*\*\*\* Man driver allerede med frilandskompostering på dette anlegget, slik at investeringskostnadene ikke behøver bli gjort om igjen. Innblanding av halm er mest sannsynlig billigere enn dette eksemplet som er beregnet ut fra at man kjøper bark.

Som det fremgår av tabell 7.2 vil kostnadene pr. tonn tørrestoff for Hestvold og Svinndal bli mye lavere dersom man behandler slammet på Fuglevik renseanlegg, når vi tar utgangspunkt i Slamkost. Råde kommune har imidlertid funnet ut at det blir billigere for kommunen å kompostere slammet på Hestvold renseanlegg. På Kambo renseanlegg vil



våtkompostering, kalkbehandling eller aerob forbehandling eller pasteurisering i kombinasjon med anaerob stabilisering være de billigste løsningene. På Hestvold renseanlegg vil man kunne fortsette med komposteringen, mens man også på Svinndal renseanlegg også vil kunne kompostere slammet. Disse alternativene vil imidlertid mest sannsynlig bli dyrere for disse kommunene enn å levere slammet til et større renseanlegg.

Slam kan mellomlagres på Solgård Skog renovasjonsanlegg, og kontaminert slam kan deponeres samme sted.

### 7.3 Rakkestad

I Rakkestad kommune har man allerede bygget et slambehandlingsanlegg på Bodal renseanlegg. Her blir slammet aerobt forbehandlet og anaerobt stabilisert i et UTB-anlegg. Septikslam og slam fra de mindre renseanleggene i kommunen behandles også i dette anlegget. Dermed har man i stor trekk løst slambehandlingen i denne kommunen så lenge jordbruket tar imot alt slammet. Det eneste man mangler er en permanent mellomlagerplass for avvannet slam.

### 7.4 Sarpsborg

I Sarpsborg kommune tas i dag alt septikslam og uavvannet slam fra mindre renseanlegg imot på Gatedalen fyllplass tilknyttet Alvim renseanlegg. Alvim renseanlegg har slamavvanning, aerob forbehandling og anaerob stabilisering av slammet (UTB-anlegg). Det er nå bygget et mottaksanlegg for uavvannet slam fra mindre renseanlegg på Alvim renseanlegg, og hit vil man også kjøre slammet fra Isefoss renseanlegg uavvannet. Dermed vil alt slammet fra Sarpsborg bli behandlet på Alvim renseanlegg. Man har i tillegg godkjente mellomlagerplasser både på Gatedalen fyllplass og på Sarpsborg Pukkverk, hvor man eventuelt kan lage jordblandinger av slammet. Kontaminert slam vil kunne deponeres på Gatedalen fyllplass. Slambehandlingen og slamdisponeringen i denne kommunen er dermed løst, så lenge man klarer å ha kontroll med industripåslippene, og jordbruket i området ønsker å ta imot slam.

### 7.5 Fredrikstad og Hvaler

I dette området leveres nesten alt septikslam på fyllplassen til FREVAR. Her står det en avvanningscontainer som avvanner septikslammet. Slamkaken brukes til overdekking på fyllplassen, mens rejevtvannet går til Øra renseanlegg. Når det skal bygges nitrogenrensetrinn på dette renseanlegget, vil det også bli bygget septikmottak på renseanlegget. Slam fra septiktanker på Hvaler vil også kunne tas imot uavvannet i dette mottaket, dersom de to kommunene blir enige seg imellom om dette.

På Øra renseanlegg er det pasteurisering og anaerob stabilisering av slammet. Dette anlegget er stort nok til å kunne ta imot alt slammet fra Fredrikstad og Hvaler i overskuelig fremtid. Slammet mellomlagres på fyllplassen like ved renseanlegget, og slammet blir enten brukt i jordbruket eller blandet med masser til et jordprodukt av en lokal entreprenør. Noe av slammet brukes også til toppdekke på fyllplassen. Eventuelt kontaminert slam vil kunne deponeres på fyllplassen. Slambehandlingen i dette distriktet vil dermed også overholde kravene i det nye slamregelverket så lenge man sørger for at industrien ikke slipper miljøgifter på avløpsnettet.

## 7.6 Halden og Aremark

Slammet fra Skotsberg renseanlegg i Aremark avvannes og langtidslagres. Septikslammet og slammet fra Bjørkebekk renseanlegg i Aremark kjøres til septikmottaket på Remmendalen renseanlegg i Halden kommune. Hit kjøres også slammet fra de små renseanleggene i Halden kommune. Septikmottaket på Remmendalen renseanlegg er gammelt og tilfredsstillende ikke dagens krav til arbeidsmiljø. Det bør derfor bygges om med skikkelig overdekking og punktavsug. Det er heller ikke slambehandling utover slamavvanning på dette anlegget. I tabell 7.3 har vi satt opp grove kostnadskalkyler for forskjellige aktuelle slambehandlingsmetoder i Halden og Aremark. I fellesanlegget for de to kommunene er også tatt med ekstra transportkostnader for avvannet slam fra Aremark (kr 70/m<sup>3</sup> avvannet slam).

**Tabell 7.3 Kostnader for slambehandlingsanlegg i Halden og Aremark.**

Område	Prosess	Inv.kostn. (mill. kr)	Driftskostn. (mill. kr/år)	Årskostn. (mill. kr/år)	Kr pr. tonn tørrestoff
Fellesanlegg for Halden og Aremark	Kalkbehandling	3,1	0,7	1,0	1.100
	Aerob/past. + anaerob stab.*	10,2	0,3	1,4	1.400
	Frilandskompostering	3,5	1,4	1,7	1.900
	Anaerob stabilisering + tørking	19,0	0,7	2,5	2.800
Halden	Våtkompostering	5,0	0,3	0,8	900
	Kalkbehandling	3,1	0,7	1,0	1.100
	Aerob/past. + anaerob stab.	8,7	0,2	1,0	1.200
	Frilandskompostering	3,5	1,3	1,7	1.900
Aremark	Frilandskompostering	0,3	0,07	0,1	6.700

\* Inklusive kostnadene til et mottaksanlegg for avvannet slam.

Som det fremgår av tabell 7.3 er det ikke nødvendigvis økonomisk riktig å samarbeide om slambehandling i dette området. Det vil kunne være billigere for Halden kommune å bygge et våtkomposteringsanlegg eller et anlegg for aerob forbehandling eller pasteurisering i kombinasjon med anaerob stabilisering enn å gå sammen med Aremark om et felles slambehandlingsanlegg av den sistnevnte type (våtkompostering egner seg mindre bra dersom man skal motta avvannet slam ved anlegget, og blande dette med fortykket slam fra hovedrenseanlegget). Dette er fordi det da må bygges et mottaksanlegg for avvannet slam på dette anlegget, og dette blir forholdsvis kostbart.

Dersom Halden kommune derimot skulle satse på frilands- eller reaktorkompostering, ville det være mer naturlig å også kompostere slammet fra Skotsberg renseanlegg på dette anlegget. Halden kommune har selv regnet ut årskostnadene for en utvidelse av dagens anlegg for frilandskompostering av våtorganisk avfall til kr 950.000,- pr. år, eller kr 316,- pr. tonn slam (kr 1.200,- pr. tonn tørrestoff), og dette viser at frilandskompostering kan være konkurransedyktig med de andre behandlingsmetodene i Halden. Reaktorkompostering kan være et bra alternativ til frilandskompostering, spesielt hvis man også skal kompostere matavfall i en parallell linje i anlegget. Kostnadene for reaktorkompostering behøver ikke bli så mye høyere enn for frilandskompostering på et stort anlegg.

Aremark vil få store driftskostnader på et eget anlegg for frilandskompostering av slammet, men de vil kunne fortsette å langtidslagre slammet sitt også etter at det nye slamregelverket trår i kraft. Slammet må da imidlertid lagres i minst 3-4 år, og dette krever et areal

på minimum ca. 0,5 daa. Kommunen vurderer også å bygge en våtkomposteringsreaktor for behandling av slam og våtorganisk avfall.

Slammet fra Remmendalen renseanlegg kan mellomlagres på Rokke renovasjonsanlegg, og eventuelt kontaminert slam kan deponeres her.



## 8 Referanser

- Audestad, K. 1992                      Personlig samtale med lederen for Hordaland Miljørens A/S.
- Berdal Strømme, 1989  
1989.                                      Slamplan for Oppland fylke. Del 1. Lillehammer
- Bergersen, O. 1994                      Reaktorkompostering i Hjartdal kommune. Foredrag på NIF-seminar om slambehandlingsmetoder, NTH 5.-7. januar 1994.
- Baier, U. 1989                              Einfluss der aerob-thermophilen Vorstufe auf die Behandlung von Klärschlamm. Korrespondenz Abwasser, 36. Jahrgang, 5:609-616.
- Birkeland, K. 1992                      Personlig samtale.
- Bush, G.M. 1990                          Planning for the Use of Mechanical Sludge Drying and Granulating by Private Vendor in Seattle Metro's Wastewater Treatment System. Sludge Management Conference, Loyola Marymount University, Los Angeles.
- Clements, R.P.L. 1983                      Sludge Hygienization by Means of Pasteurization prior to Digestion, In: Disinfection of Sewage Sludge, Technical, Economic and Microbiological Aspects, D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, Boston, London.
- Conradin, F. og Weismann, J.  
1990                                      The Sludge Disposal of the City of Zürich. Sludge Management Conference, Loyola Marymount University, Los Angeles.
- Dichtl, N., Siekmann, K. 1986              Zweistufige aerob-anaerobe Verfahren zur Schlammstabilisierung, 19. Essener Tagung, Aachen.
- Eck-Düpont, M. 1986                      Untersuchungen zum Entwässerungsverhalten unterschiedlich stabilisierter Klärschlamme. Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Ruhr Universität Bochum.
- EPA 1979                                      Process Design Manual for Sludge Treatment and Disposal. U.S. Environmental Protection Agency. EPA 625/1-79-001. Washington DC.
- EPA 1990                                      Autothermal Thermophilic Aerobic Digestion of Municipal Wastewater Sludge, Office of Research and Development, EPA/625/10-90/007, Washington, DC 20460.



- Fossum, S. 1992 Næringsstoffer og tungmetaller i kloakkslam fra renseanlegg i Oppland. Fylkesmannen i Oppland, Miljøvernnavdelingen. ISSN 0801-8367.
- Fremstad, D. 1994 Kalkbehandling ved TAU renseanlegg. Foredrag på NIF-seminar om slambehandlingsmetoder, NTH 5.-7. januar 1994.
- Fylkesmannen i Østfold, Miljøvernnavdelingen: Kontroll av slamkvalitet. Tungmetaller og næringssalter. Årsrapport 1991, 1992 og 1993.
- Fylkesmannen i Østfold, Miljøvernnavdelingen: Utslippskontroll av kloakkrenseanlegg i Østfold. Årsrapport for 1991, 1992 og 1993.
- Grüter, H., Matter, M., Oehlmann, K.H. and Hicks, M.D, 1990 Drying of Sewage Sludge. An Important Step in Waste Disposal. Sludge Management Conference, Loyola Marymount University, Los Angeles.
- Haugan, B.E. 1982 Slamstabilisering under høy temperatur ved bruk av rent oksygen. Delrapport 1, VA-rapport 9/82, NIVA.
- Holdhus, O. 1990 Personlig meddelelse. Analysedata fra VEAS.
- Holmström, H. 1984 Slamhantering ved kommunala avloppsreningsverk. VAV P51. Stockholm.
- Holmström, H. 1986 Styrring av slambehandlingsprosesser. VAV P61. Stockholm.
- Hovland, E.G. 1991 Slambehandling/disponering ved større renseanlegg. Termisk behandling av kloakkslam. I.V.A.R., Stavanger.
- Hökervall, E. 1972 Praktiska erfarenheter från drift av torkningsanläggningar. Åttonde nordiska symposiet om vattenforskning. Publikasjon 1972:3, Nordforsk Miljøsekretariat, Helsingfors.
- Jakob, J., Roos, H.J. and Siekmann, K. 1987 Zweistufige aerob-thermophil/anaerobe Verfahrenstechnik zur Stabilisierung und Entseuchung von Klärschlamm. Korrespondenz Abwasser, 34. Jhrg., Heft 4, s. 331-338.
- Johnsen, K. 1991 Personlig meddelelse, Alvim renseanlegg.
- Jystad, E.O., 1993 Internt notat vedrørende slam i Oslo & Akershus. Fylkesmannen i Oslo og Akershus, Miljøvernnavdelingen.

- Leonhard, D., Hahn, H.H. 1990      Aerob-thermophile Schlammstabilisierung in Deutschland. Bericht über eine Studie für den amerikanischen Bereich, Korrespondenz Abwasser, 37. Jahrgang, Heft 5, s. 522-531.
- Levasseur, J.P. 1987                      Recycling von Klärschlamm durch thermische Trocknung. Recycling von Klärschlamm 1, K.J. Thomé-Kozmiensky und U. Loll (Hrsg.); EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik, Berlin.
- Løgstrup, J. 1992                      Telefaxmeddelelse fra Dansk Rodzone Teknik til Viodd Maskin A/S.
- Magnussen, L. 1990                      Slambehandling ved det nye Alvim rensanlegg, Sarpsborg. Foredrag ved VAR-dagene -90, Trondheim, Tapir forlag.
- Magnussen, L. 1991a                      Slambehandling/disponering ved større rensanlegg. Arbeidsgruppe AG 3. Delrapport 1: Kompostering. Samfunnsteknikk, Oslo.
- Mathys, W.                                  Dynamics of Some Heavy Metals in Sewage Sludge. Hygiene Institut Westring 10 D-44 Münster, Germany.
- Magnussen, L. 1991b                      Slambehandling/disponering ved større rensanlegg. Arbeidsgruppe AG 3. Delrapport 2: Kalkbehandling Samfunnsteknikk, Oslo.
- Moen, S.E., Paulsrud, B. og Langeland, G. 1984      Vurdering av to våtkomposteringer for hygienisering av kloakkslam ved HIAS-rensanlegget i Hamarregionen, VANN nr. 4/84.
- Nedland, K.T. 1990                      Næringsstoffer og tungmetaller i slam fra Nedre Buskerud. Aquateam - Norsk vannteknologisk senter A/S.
- Nedland, K.T., 1993                      Mottak og behandling av avvannet råslam ved rensanlegg som hygieniserer og stabiliserer slam i væskeform. NORVAR-Prosjektrapport 27/93.
- Nedland, K.T. 1994                      Våtkompostering ved Vårnes rensanlegg, Stokke i Vestfold. Aquateam-rapport 94085. Aquateam - Norsk vannteknologisk senter A/S.
- Paulsrud, B. and Langeland G. 1986      Areobic thermophilic digestion of pre-thickened sludge using air, In: Bruce, A.M.; L'Hermite, P. and Newman, P.J. (Eds.) - New developments in processing of sludge and slurries, Elsevier Applied Science, London and New York.

- Paulsrud, B. og Nedland, K.T. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrensaneanlegg. Sluttrapport. NORVAR Prosjektrapport 20/1991. Norske VAR-selskapers forening. Ottestad 1991.
- Reimann, D.O. 1989 Klärschlamm Entsorgung - Behandlung - Verwertung - Verbrennung - Deponierung. Beihefte zu Müll und Abfall, no. 28.
- Rosvold, H. 1992 FAB fra Djupvik behandlingsanlegg. Analyse, produksjon og bruk. Foreløpig SINTEF-rapport, Trondheim juni 1992.
- SFT 1982 Retningslinjer for lagring og disponering av kloakkslam. TA-573. Statens Forurensningstilsyn. Oslo.
- SFT 1983 Retningslinjer for dimensjonering av avløpsrenseanlegg. Revidert utgave. TA-525. Statens forurensningstilsyn, Oslo.
- SFT 1991 Tekniske og hygieniske retningslinjer for lagring og disponering av kloakkslam. Høringsutkast. Statens forurensningstilsyn, Oslo.
- Sieber 1990 Personlig meddelelse fra driftsbestyrer på Oswald Schulze Anlage Altenmarkt.
- Siefert, F. 1991 Termische Klärschlammbehandlung - heutiger Stand. Arbeitsbericht des ATV-Fachausschusses 3.3 "Trocknung, Verbrennung, Energiverwertung". Korrespondenz Abwasser 6/91.
- Stoch 1990 Personlig meddelelse fra driftsbestyrer på Roediger Anlage Werne.
- Tornes, O., 1994 Termisk tørking ved Sentralrensaneanlegg Nord-Jæren. Foredrag på NIF-seminar om slambehandlingsmetoder, NTH 5.-7. januar 1994.
- Thorvik Helgen, B., Skaug, A., Paulsrud, B. og Nedland, K.T. 1993 Slam på grøntarealer. Erfaringer fra et demonstrasjonsprosjekt. NORVAR-rapport 28/93.
- Utvik, Å. 1990 Personlig meddelelse fra Stord International A/S.
- Vigerust, E., 1994 Personlig meddelelse.
- Vråle, L. 1990 Kalkfelt slam som ressurs - Oppsummering av 1989-resultatene. Miljøpakke Drammen, Drammen.

- Wolstenholme, P. 1990            A Compaction - Granulation Process Turns Municipal Sludge into a Valuable Fertilizer Component. Sludge Management Conference, Loyola Marymount University, Los Angeles.
- Zwiefelhofer, H.P. 1985            Aerobic-thermophilic/Anaerobic-mesophilic two-stage sewage treatment practical experience in Switzerland. Conservation and Recycling 8(1/2):285-301.
- Ødegaard, H. 1992                Fjerning av næringsstoffer ved rensing av avløpsvann. ISBN 82-519-1109-5. Tapir Forlag, Trondheim.
- Øyen, O. 1991                      Kloakkslam i skog. Status for norske og utenlandske erfaringer. Rapport fra KAMBI A/S.





## **Vedlegg 1.**

**Aktuelle metoder for stabilisering og  
hygienisering av slam.**



## Generelt

I figur 1 er vist hvilke prosesskombinasjoner som myndighetene har forhåndsgodkjent for å få både stabilisert og hygienisert slam. Stabilisering av slammet kan gjøres på to måter: **permanent eller midlertidig**. Ved **permanent stabilisering** skjer en kontrollert biologisk omsetning av det lett nedbrytbare organiske materialet i slammet, slik at slammet etterpå ikke forårsaker nevneverdige luktproblemer. **Midlertidig stabilisering** innebærer at man for en viss tid hindrer nedbrytningsprosessen i å komme i gang i slammet, men etter hvert vil nedbrytningen av organisk materiale starte, og det kan oppstå betydelige luktproblemer.

Av prosesskombinasjonene i figur 4.1 gir kalkbehandling og termisk tørking uten foregående anaerob stabilisering en midlertidig stabilisering, mens kompostering, våtkompostering, anaerob stabilisering og langtidslagring gir en permanent stabilisering.

Hygienisering av slammet vil si å drepe sykdomsfremkallende organismer i slammet ved å utsette dem for ekstreme betingelser, f.eks. ved å varme opp slammet til en viss temperatur og holde temperaturen på dette nivå over en tid. Et hygienisert slam skal oppfylle følgende krav (SFT, 1991):

- ingen salmonellabakterier skal kunne påvises
- ingen parasittegg skal kunne påvises
- innholdet av termotolerante koliforme bakterier skal være mindre enn 2.500 pr. gram TS (tilsvarer <100 pr. gram slam med 4% TS-innhold).

Ved hygienisering ved høy temperatur vil man trenge mindre tid for å være sikker på at de patogene organismene er drept, jo høyere temperatur man utsetter slammet for. I forslaget til nytt regelverk (SFT, 1991) er det satt opp forskjellige krav til temperatur og oppholdstid avhengig av hvilken hygieniseringsmetode som benyttes.

## Kalkbehandling

Kalkbehandling omfatter egentlig de tre alternative metodene

- tilsetning av lesket kalk ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) før slamavvanning
- bruk av kalk som fellingsmiddel ved avløpsrensingen
- tilsetning av ulesket kalk ( $\text{CaO}$ ) til avvannet slam.

De to første av disse metodene gir kun midlertidig stabilisert slam, og ingen fullverdig hygienisering. De krever en etterfølgende kompostering for å oppnå tilfredsstillende hygienisering og permanent stabilisering. Disse metodene er derfor ikke tatt med her.

Kalktilsetning til slammet vil gi en pH-heving som inaktiverer mikroorganismene i slammet så lenge pH holdes over ca. 11. Patogene bakterier og virus vil også bli uskadeliggjort, og metoden innebærer en betydelig hygienisering av slammet, men parasittegg og bakteriesporer kan overleve. Det er bare dersom kalktilsetningen også fører til betydelig temperaturheving at man kan oppnå et slam som både er midlertidig stabilisert og fullstendig hygienisert. Dette kan oppnås ved å tilsette ulesket kalk til avvannet slam (Orsa-metoden).

### Prosessbeskrivelse

Metoden med tilsetning av ulesket kalk til avvannet slam ble først tatt i bruk på Orsa renseanlegg i Sverige i begynnelsen av 1970-årene. Ved tilsetning av ulesket kalk til avvannet slam vil man i tillegg til høy pH også få en kraftig temperaturstigning i slammet. Dette skyldes den energien som frigjøres når ulesket kalk kommer i kontakt med vann. Temperaturøkningen i slammet vil i første rekke avhenge av tilsatt kalkmengde og TS-innholdet i det avvannede slammet. I tillegg vil isoleringen av lagertanken for det kalkbehandlede slammet avgjøre hvor raskt temperaturen faller igjen under lagring. Et slam med f.eks. 25% TS etter avvanning trenger en kalktilsetning på ca. 550 kg  $\text{CaO}$ /tonn TS for å oppnå en temperatur på over  $60^\circ\text{C}$  (forutsatt  $15^\circ\text{C}$  i slammet før kalktilsetning). Sammen med kalkens pH-effekt vil en slik temperaturøkning gi en god hygienisering av slammet. For å oppnå en tilfredsstillende hygienisering skal temperaturen i det behandlede slammet være minst  $55^\circ\text{C}$  i 2 timer etter kalkbehandlingen. Samtidig skal pH-verdien i slammet være  $12,5 \pm 0,3$  (SFT, 1991).

En del av vannet i slammet vil bindes kjemisk til kalken, og samtidig vil noe vann fordampe pga. temperaturøkningen. Dette vil, sammen med den tørrstofftilførselen som kalken representerer, medføre at man får en betydelig økning av TS-innholdet i slammet. Slam med TS-innhold på 25% før kalktilsetning vil f.eks. oppnå bortimot 40% TS ved en kalkdosering på ca. 550 kg  $\text{CaO}$ /tonn TS.

Metoden er i bruk ved flere norske renseanlegg, bl.a. RA-2 (Lillestrøm), Geilo (Hol), Elstrøm (Skien), Bårud (Modum), Rådalen (slambehandlingsanlegg, Bergen) og TAU (Tønsberg).

Orsa-metoden krever en kalksilo, en lagersilo for avvannet slam, en blandeenhet for ulesket kalk og avvannet slam, transportbånd til slamsilo (eventuelt pumpe for avvannet slam) og en isolert hygieniseringssilo. Se figur 1.

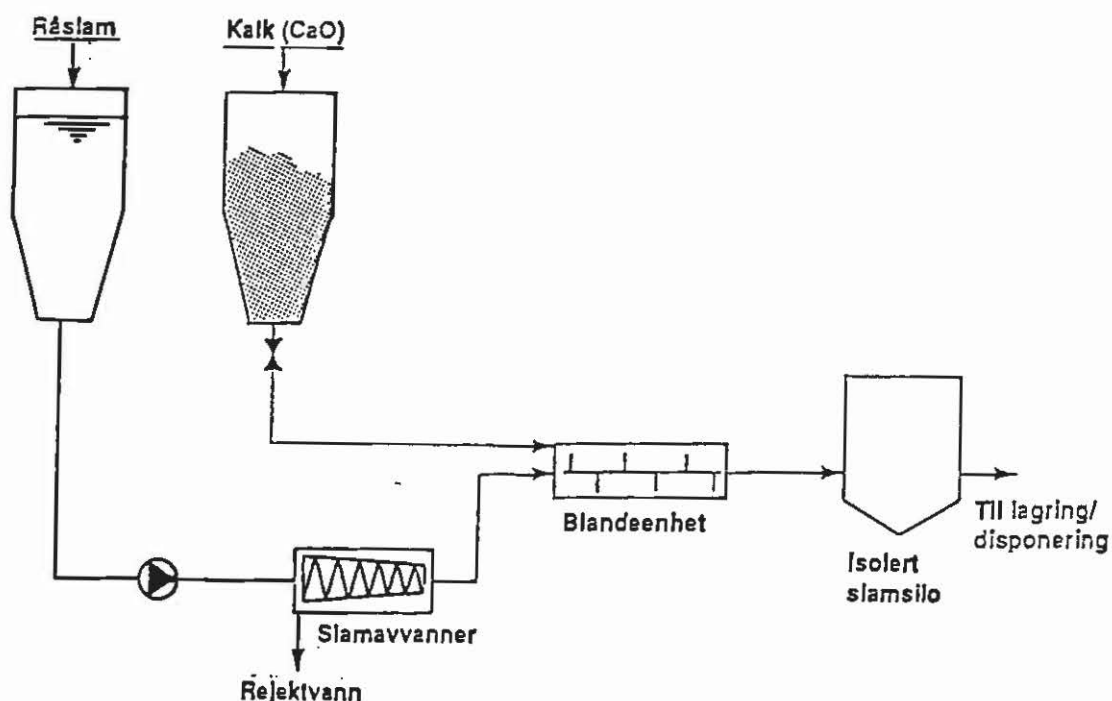
Kalksilo må utformes med skråflater i bunnseksjonen med helning større eller lik  $60^\circ$ . Utmatingsflaten bør være så stor som mulig for å unngå brodannelse (minst 400 mm x 700

mm). Doseringskruene i bunnen bør være minst doble, helst firedobbelte (Magnussen, 1991b).

Siloene må utstyres med slegge, vibrator eller pulsator for å hindre brodannelse. Mellom silo og doserer skal det være avstengningsspjeld/ventil. Doserer bør ha omdreiningsteller for forbrukskontroll.

Hygieniseringssilo bør være adskilt fra lagersilo for avvannet slam. Siloene bør ha sideflater med minimum helning 60°, og bør behandles innvendig med tjære-epoxy. Siloene må ha separat avtrekk til luktfjerningsanlegg pga. utvikling av ammoniakk-gass. Ved å utformesiloenes bunnseksjon konisk eller pyramideformet kan utlasting fra siloene gjøres uten innvendige skruer.

Utlasting av slam fra siloene bør gjøres med transportskruer med akselløse skruer (spiral) opplagret i motorenden. Skruene bør utstyres med slitestål i trauet. Utmatingsåpningene fra skruene bør utstyres med en pneumatisk og en motordrevet skyvespjeldventil (Magnussen 1991b). Utlastingsåpningene på siloene bør utstyres med teleskoptrakt for å hindre sprut ved fylling. Utlastingssystem bør ikke plasseres utendørs pga. faren for frostproblemer.



Figur 1. Prinsippskisse for Orsa-metoden for tilsetning av ulesket kalk til avvannet slam.

## Driftserfaringer

Driftserfaringer med Orsa-metoden på norske renseanlegg er listet opp i tabell 1.



**Tabell 1. Driftserfaringer med Orsa-metoden på norske renseanlegg.**

Anlegg	Størrelse (dim. pe)	Prosess	Kalkdose (kg/tTS)	TS i kalket slam (%)	Temp. i kalket slam (°C)	pH i kalket slam
RA-2	70.000	M/K	250-375	30-35	50-60	12-12,4
Geilo	8.000	M/B/K	430-650	35-40	50-70	>12
Elstrøm	24.000	M/K	500,00	35-40	55-70	>12,5
TAU	60.000	M/K	500,00	35-40	>55	12,4-12,6

Tegnforklaring: M = Mekanisk rensing  
K = Kjemisk rensing  
B = Biologisk rensing

Ved RA-2 har man hatt luktproblemer med slammet ved mellomlagring på landbruk-sarealer. Kalkdoseringen har da ligget i området 250-350 kg CaO/tonn TS.

Geilo er til tider belastet med opptil 11.000 pe. Kalkbehandlet slam som er lagret utendørs i opptil ett år, lukter ikke (Magnussen, 1991b).

De tre første av disse anleggene er ikke bygget med tanke på skikkelig hygienisering av slammet, da de ikke er utstyrt med isolerte siloer. Erfaringene viser ellers at det er robust utstyr på markedet til å behandle avvannet slam.

Erfaringer fra to anlegg med isolerte siloer (Bårud, Modum og TAU, Tønsberg) viser at det er tildels store problemer med ammoniakklukt ved fylling av slambiler, og kondens i siloene. Når slammet blir avkjølt, forsvinner luktproblemene (Fremstad, 1994). Det er god etterspørsel etter slammet i jordbruket, men pga. det store kalkinnholdet i slammet, kan man ofte bare spre 2 tonn slam (0,7 tonn TS) pr. dekar. TAU ønsker av denne grunn å kjøpe sentrifuger som hever tørrstoffprosenten i avvannet slam til ca. 30% for å redusere kalkbehovet.

## Endring av slamkvalitet og slammengde

Som tidligere nevnt, vil avvannet slam som er tilsatt tilstrekkelig store mengder ulesket kalk, bli midlertidig stabilisert og fullstendig hygienisert. Ved kalktilsetningen vil vi få en utdriving av ammoniakkgass, slik at nitrogeninnholdet i kalkslammet blir noe redusert. Kalktilsetning til slammet vil til gjengjeld gjøre slammet mer attraktivt for gardsbruk med surt jordsmonn. En må imidlertid være klar over at med de høye kalkdoseringene som er nødvendige for å oppnå tilfredsstillende hygienisering, vil kalkinnholdet i slammet kunne bli begrensende for hvor mye slam som kan brukes pr. arealenhet ved jordbruksanvendelse.

Kalkslammet vil ha en tørr, "grynaktig" konsistens som gjør den lett å håndtere og spre på jordarealer. Med kalktilsetning på over 500 kg/tonn TS vil det også kunne lagres en god stund før det begynner å skje en nedbrytning av organisk stoff i slammet. Det vil likevel alltid være en fare for at midlertidig stabilisert slam skaper luktproblemer dersom det ikke moldes ned relativt snart.

Kalken som tilsettes slammet, vil bidra til at totalt tørrstoffinnhold øker med opptil 50%. Imidlertid vil vi også få en fordampning fra slammet, slik at tørrstoffinnholdet i slammet øker. Totalt vil slammengden derfor ikke bli særlig større enn den opprinnelige råslammengden. I forhold til biologisk stabilisert slam vil mengdene imidlertid normalt bli større.

Næringsstoffer målt i kalkbehandlet slam fra TAU er vist i tabell 2.

**Tabell 2** *Næringsstoffer i kalkbehandlet slam fra TAU (Fremstad, 1994).*

Anlegg	Middelverdier (% av tørrstoff)					
	Org. stoff	TKN/Tot N	NH <sub>4</sub> -N	Tot P	Ca	K
TAU	30	1,7	0,1	0,6	20	0,08

Tabellen viser at det er lite organisk stoff, nitrogen og fosfor i dette slammet-sammenlignet med andre slamtyper. Det er derimot mye kalsium, som naturlig er.

# Kompostering

## Prosessbeskrivelse

Kompostering er en prosess hvor organisk materiale i avvannet slam brytes ned av mikroorganismer som bakterier og sopp under tilgang på oksygen. Det nedbrytbare organiske stoffet omvandles til et humuslignende sluttprodukt (stabilisering), og som "biprodukter" fås karbondioksid, vann og energi (varme). På grunn av varmeproduksjonen skjer det en temperaturheving i slammet, og nedbrytningen av organisk stoff foregår vanligvis i det termofile temperaturområdet (over ca. 45°C). Det er i først rekke den økte temperaturen som gir en hygienisering av slammet, selv om en toksisk virkning av stoffskifteprodukter fra komposteringsfloraen også er av betydning.

Komposteringen er avhengig av faktorer som pH i slammet, varmeisolering og ikke minst oksygentilførselen. For å kunne kompostere slam alene, har praktiske erfaringer vist at slammet må ha et tørrstoffinnhold over ca. 30%, men forøvrig er det vanligst å blande slam med bark, sagflis, evt. andre organiske avfallsprodukter for å få en tilfredsstillende porøsitet, slik at oksygenoverføringen blir god og stoffskifteprodukter kan frigis.

Vi deler vanligvis komposteringsanleggene i tre typer:

- Frilandskompostering
- Kompostering på luftet plate
- Reaktorkompostering

Forskjellen mellom prosessene er graden av kontroll med driftsbetingelsene. Ved frilandskompostering har man mindre grad av kontroll, mens man i større grad kan kontrollere betingelsene ved de andre to metodene.

### Frilandskompostering

Ved frilandskompostering legges massen i ranker eller hauger. Dersom det ikke brukes tilsatsmateriale, må slammet tørke opp i sommermånedene for at prosessen skal komme i gang. For å oppnå god hygienisk kvalitet på komposten, bør denne vendes ofte. Vendingen foretas vanligvis med hjullaster eller spesialbygde vendemaskiner. Det siste er nå tilgjengelig i flere størrelser, og anbefales for å få en godt omdannet kompost.

Behandlingstiden ved rankekompostering er svært avhengig av tørrstoff i komposten, tilsatsmateriale og antall vendinger. Vanligvis må man regne med fra seks måneder til flere år, men ved intensiv vending under tak den første måneden kan total behandlingstid reduseres til ca. 3 måneder.

For å oppnå en tilfredsstillende hygienisering og en tilstrekkelig omsetning av slammet skal man holde en temperatur på minst 55°C i løpet av tre uker. Dette forutsetter normalt at slamblandingen vendes minst én gang ved høy temperatur (>55°C)(SFT, 1991).

### Kompostering på luftet plate

Ved denne prosessen legges slam (+ eventuelt tilsatsmateriale) ut på en asfalt- eller betongplate med luftkanaler. Luft suges eller blåses gjennom komposten slik at optimalt

oksygeninnhold oppnås. Normalt vil det være bedre å suge enn å blåse fordi man da oppnår bedre luktkontroll.

Normalt vil man klare seg med fire ukers behandlingstid på luftet plate, og to til ni måneders etterbehandlingstid. Også ved denne prosessen skal man holde en temperatur på minst 55°C i løpet av tre uker. Dette forutsetter normalt at slamblandingen vendes minst én gang ved høy temperatur (>55°C)(SFT, 1991).

### Reaktorkompostering

Ved reaktorkompostering foregår første del av prosessen i en lukket beholder med behandlingstid på vanligvis mindre enn to uker. Det finnes ulike typer reaktorer på markedet. Disse kan inndeles i to hovedgrupper (EPA, 1979):

- Stempelstrømningsreaktorer
- Totalomblandingsreaktorer

Stempelstrømningsreaktorer er vanligvis utformet med vertikal reaktor hvor innmatingen skjer i toppen, og utmatingen i bunnen av reaktoren. Luft blåses vanligvis inn i bunnen.

Totalomblandingsreaktorene er normalt liggende tromler eller rektangulære kar. Innmating skjer i den ene enden, og utmating i den andre enden. Luft tilføres enten i innmatingssenden (trommeltypen) eller i bunnen gjennom en luftet plate (rektangulær type).

Ved reaktorkompostering bør tørrstoffinnholdet i slam + tilsatsmateriale være over 30% før det tilføres reaktoren. Den reelle oppholdstiden i reaktoren skal være minst ti dager ved en temperatur på minst 55°C (SFT, 1991). Ved passering gjennom reaktoren skal alt slammet ha passert en varmesone hvor temperaturen er minst 65°C og oppholdtiden minst 48 timer.

Etter reaktorkomposteringen skal råkomposten ettermodnes i minst to uker. I denne perioden skal det skje minst én vending av haugene. Vanligvis må ettermodningen være like lang som ved platekompostering.

Av forskjellige reaktortyper kan nevnes

- Trommelreaktorer: Dano, Bühler, HKS, Chemostor og Vaa Biomiljø
- Rektangulære reaktorer: Metro-Waste (USA), LMC og Dansk Rodzone Teknik.
- BAV-reaktoren: Bekkelaget renseanlegg (nedlagt).

### **Driftserfaringer**

I Norge er det i dag i drift flere store frilandskomposteringsanlegg for slam, bl.a. i Drammen, Kristiansand, Vennesla og Nedre Eiker kommune. Det er to store komposteringsanlegg for slam med luftet plate: Isi (VEAS) og Overhalla (Midtre Namdal Avfallsselskap). Det finnes et reaktorkomposteringsanlegg i Sauland i Hjørtland kommune som drives av Vaa Biomiljø, og som behandler slam fra Tinn kommune, og erfaringene med reaktoren er bra (Bergersen, 1994). Den ferdige komposten selges som jordforbedringsmiddel til landbruket, parkvesen og hageeiere.

BAV-reaktoren på Bekkelaget renseanlegg i Oslo ble nedlagt i 1986 etter fem års drift. Grunnene til nedleggelsen var:

- Høye netto driftskostnader

- Kortslutningsstrømmer i reaktoren
- Betydelig slitasje og korrosjon på maskinelt utstyr
- Vanskeligheter med å holde jevn fuktighet i reaktoren.

Kompostering har mistet mye av sin popularitet i Norge i de siste årene, bl.a. pga. høye kostnader, stort arealbehov, driftsproblemer og myndighetenes manglende krav til stabilisering og hygienisering av kloakkslam. I andre land er imidlertid kompostering høyst aktuelt, f.eks. i USA og Nederland. Når SFT's nye regelverk for slam blir innført, vil antakelig også interessen for kompostering i Norge øke igjen, spesielt for slam fra renseanlegg mindre enn ca. 20.000 pe.

Erfaringer fra forsøk med kompostering av kalkfelt slam på Lindum fyllplass i Drammen i 1989 kan oppsummeres slik (Vråle, 1990):

- Slam blandet med sagflis eller bark i forhold 1:1 komposterer villig.
- Temperaturen har i den gunstigste perioden vært 50-65°C. (maks. 86°C).
- Strukturen på komposten var jordaktig.
- Det var ingen ubehagelig lukt ved vending.
- Tørrstoffinnholdet har økt fra 25% til ca. 50% TS i løpet av fem måneder.
- Det ble oppnådd ca. 50% vekt- og volumreduksjon.
- De hygieniske forholdene var bra både i råslam og kompost. Det ble imidlertid ikke tatt prøver av parasittegg.
- Komposten har vakt betydelig interesse bl.a. hos bøndene.

Ved kompostering på luftet plate er det viktig å konstruere platen slik at luftfordelingen blir god, at sigevannet ikke samles i luftrørene, og at vedlikehold ikke vanskeliggjøres. Midtre Namdal Avfallsselskap har gode erfaringer med sitt system, mens erfaringene fra Isi er mindre gode.

Luftingen av massen styres normalt av et tidsprogram basert på erfaringer fra driften av anlegget. De viktigste styringsparametre for kompostering på luftet plate kan være:

- Kombinasjon blås/sug
- Årstid/klimatiske forhold
- Hvor langt prosessen har kommet
- Temperaturutviklingen i massen
- Oksygeninnhold.

Erfaringsmessig er temperaturen den beste parameter å styre prosessen etter. Vanligvis skjer dette manuelt fordi avanserte styresystemer blir uhensiktsmessige og kostbare. Det bør ikke tilføres mer luft enn det som er nødvendig for å få aerobe forhold i slamblandingen. Ved for stor lufttilførsel øker temperaturtapet fra overflaten, og luktproblemene kan bli større.

Også ved reaktorkompostering gir styring av lufttilførselen basert på temperatur best resultat (Holmström, 1986) fordi:

- Måleteknikken er enkel og pålitelig
- En oppnår informasjon om flere parametre i reaktoren.

Isolering av komposten med f.eks. et 20 cm tykt lag med ferdig kompost vil gi en jevnere temperatur i hele komposthaugen. Erfaringsmessig utvikles det lukt ved kompostering av slam. Anlegget bør derfor ligge i god avstand fra folk, eller man bør ha en eller annen form



for luktfjerning ved reaktorkompostering eller kompostering på luftet plate. Ved å suge luften gjennom slamblandingen og blåse den gjennom et lag med ferdig kompost, kan luktelempene reduseres betraktelig (Magnussen, 1991a).

Tilsatsmateriale som ikke er blitt nedbrutt, vil kunne siktes/soldes ut av komposten slik at komposten får en mer anvendelig struktur, samtidig som en del av tilsatsmaterialet kan brukes om igjen. Tapet av treflis ved resirkulering i USA har vært i størrelsesorden 25-30% (EPA, 1979). VAV antyder et behov for tilsatsmateriale på fra 2 til 3,5 ganger volumet av slammet ved slam med tørrstoffinnhold fra 15 til 25% (Holmström, 1984). Lager for tilsatsmateriale bør utformes som betongbunkers med tak for å hindre oppbløting ved regnvær.

Sikting av ferdig kompost kan utføres både med vibrerende og roterende sikter. Sikting av regnvåt kompost vil gi problemer og bør derfor foretas etter opptørking på tørrværsdager. Kapasiteten på sikteanleggene bør derfor være stor.

## Endring av slamkvalitet og slammengde

Kvaliteten på ferdig kompost vil avhenge mye av hvordan komposteringen har foregått. Fri-landskompostering uten tilsatsmaterialer og/eller med få vendinger vil som regel gi en dårlig stabilisert og hygienisert kompost. Ved bruk av tilsatsmateriale, kontrollert lufting og styring etter temperatur i slamblandingen, vil man ha mye større forutsetninger for å kunne få en godt stabilisert og hygienisert kompost.

Godt omdannet kompost vil ha en jordlignende struktur og egne seg utmerket til jordforbedringsmiddel. Kompost vil være tørrere (som regel over 40% tørrstoff) og mer fiberrikt enn anaerobt stabilisert slam, og nitrogen vil for det meste være organisk bundet slik at faren for at nitrogen skal forsvinne til luft og vann blir liten. Tørrstoffmengden i selve slammet vil bli redusert tilsvarende som ved anaerob stabilisering (20-35%) samtidig som det skjer en uttørking av slammet, slik at volumet av komposten normalt blir mindre enn råslamvolumet på tross av tilsetningen av tilsatsmateriale. Godt omsatt kompost som etterpå er siktet, vil kunne selges direkte som jordforbedringsmiddel.

Vi har i tabell 3 satt opp næringsinnhold i kompostert kalkfelt slam fra Lindum fyllplass. Vi har ikke tilsvarende verdier fra kompost som ikke er tilsatt kalk.

**Tabell 3 Næringsinnhold i kompostert kalkfelt slam på Lindum fyllplass (Vråle, 1990)**

Anlegg	Middelverdier (% av tørrstoff)					
	Org. stoff	TKN/Tot N	NH <sub>4</sub> -N	Tot P	Ca	K
Lindum fyllplass	42	1,2	0,3	0,5	14	-

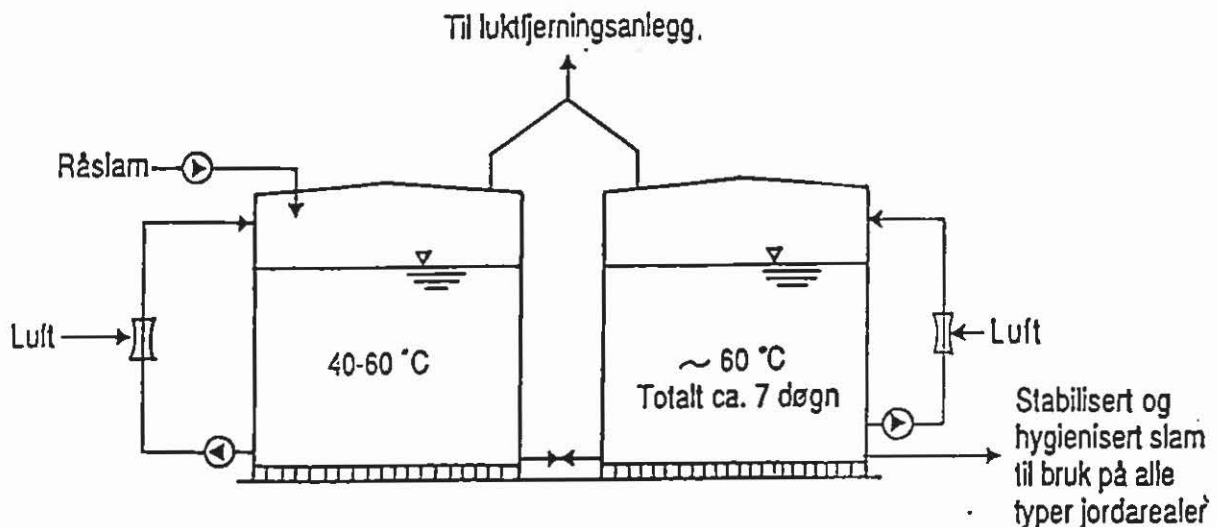
Både organisk stoff, nitrogen og fosfor vil være mye høyere i kompostert slam som ikke er kalkfelt, mens kalsium-innholdet vil være langt lavere.

## Våtkompostering (aerob, termofil stabilisering)

### Prosessbeskrivelse

Aerob, termofil stabilisering (eller våtkompostering som er et mer dekkende norsk ord) er basert på biologisk omsetning av organisk materiale i slammet under tilgang på oksygen. På samme måte som ved konvensjonell kompostering, utvikles det varme ved nedbrytning av organisk stoff, men siden slammet her behandles i væskeform (fortykket slam), kreves det spesiell utrustning for å opprettholde en høy temperatur i prosessen. Dette innebærer bl.a. bruk av lukkede, isolerte prosesstanker og spesielle luftesystemer som ikke gir for stor luftgjennomstrømning med tilhørende varmetap. Prosessen kan også drives med tilførsel av rent oksygen istedenfor med luft, men det alternativet har ikke fått noen særlig utbredelse pga. høye driftskostnader.

Figur 2 viser en prinsippskisse av et våtkomposteringsanlegg som vil gi både hygienisering og stabilisering av slammet.



Figur 2. Prinsippskisse av et våtkomposteringsanlegg:

Det finnes flere systemer for våtkompostering av kloakkslam på det internasjonale markedet, men det tyske Fuchs-systemet er helt dominerende i utbredelse med sine ca. 40 anlegg i drift i Tyskland (Leonhard & Hahn, 1990). De dimensjoneringskriterier som er angitt i tabell 4 nedenfor, tar derfor utgangspunkt i Fuchs-anlegg, men i tillegg er det tatt hensyn til de krav som finnes i SFT's forslag til nytt slamregelverk (SFT, 1991).

Tabell 4. Dimensjonering/utforming av våtkomposteringsanlegg.

Komponent/parameter	Anbefalt verdi/forslag til krav	Merknad
Antall prosessreaktorer	2 eller flere i serie, avhengig av anleggsstørrelse	SFT-krav
Reaktortype	Sylindrisk, Høyde/diameter=0,5-1.0	Fuchs
Hydraulisk oppholdstid	Minimum 7 døgn	SFT-krav
Temperatur/tid-kombinasjon	Min. 55°C i 10 timer eller min. 60°C i 4 timer i siste reaktor mellom hver innpumping av råslam	SFT-krav
Tørrstoffinnhold i råslam	4-6 % TS (40-60 kg/m <sup>3</sup> )	Fuchs
Min. innhold av organisk stoff i råslam	2,5 % FSS (25 kg/m <sup>3</sup> )	Fuchs
Lufttilførsel	4 m <sup>3</sup> /h pr. m <sup>3</sup> effektivt reaktorvolum	Fuchs
Installert effekt	85-105 W/m <sup>3</sup> effektivt reaktorvolum	Fuchs
Energibehov for oksygenering, omrøring og skumdemping	9-15 kWh/m <sup>3</sup> råslam	Fuchs
Potensiale for varmegjenvinning	20-30 kWh/m <sup>3</sup> råslam	Fuchs

## Driftserfaringer

Det vesentligste av fullskala driftserfaringer med våtkompostering stammer fra de tyske Fuchs-anleggene, som omfatter anlegg i størrelsesorden 5.000-80.000 pe (de fleste er < 25.000 pe) og hvor de eldste har vært i drift i mer enn 10 år. Anleggene behandler biologisk eller mekanisk/biologisk slam (Leonhard & Hahn, 1990).

Erfaringene fra de tyske anleggene viser at under normale driftsforhold (tilstrekkelig innhold av organisk stoff i råslammet og tilstrekkelig oppholdstid, se tabell 5) vil anleggene gi en tilfredsstillende hygienisering og stabilisering. Dette innebærer bl.a. at det behandlede slammet ikke inneholder *Salmonella* og at innholdet av Enterobakterier er mindre enn 1000/ml, som er det tyske kravet til et hygienisert slam.

Nedbrytningen av organisk stoff varierer mye fra anlegg til anlegg, men ligger stort sett i området 35-40% reduksjon, dvs. litt mindre enn ved et vel fungerende rånetankanlegg.

Driften av våtkomposteringsanlegg er svært enkel og i den tyske erfaringssammenstillingen (Leonhard & Hahn, 1990) har de fleste anleggene oppgitt et drifts- og vedlikeholdsbehov på 2-6 timer pr. uke. Anleggene kan utstyres for halvautomatisk drift, men de fleste operatørene foretrekker å gjøre endel manuelt (bl.a. start av ut- og innpumpingssyklusen).

For å få erfaringer med det tyske Fuchs-systemet anvendt på mekanisk-kjemisk slam og forøvrig under norske driftsforhold, er det nå bygget et fullskala demonstrasjonsanlegg på Vårnes renseanlegg i Stokke kommune i Vestfold. Anlegget er dimensjonert for ca. 10.000 pe, og det er gitt betydelig statlig finansiering til bygging og oppfølging av anlegget, som er satt i drift våren 1992. Driftserfaringer med anlegget så langt er meget gode (Nedland, 1994). Så lenge det er mer enn 2,5% flyktig tørrstoff i slammet som pumpes inn i våtkomposteringen, fungerer prosessen meget bra.

## Endring av slamkvalitet og slammengde

Slammet vil være stabilisert og hygienisert, og når det gjelder innholdet av organisk stoff, næringsstoffer og tungmetaller vil forholdene være omtrent de samme som for anaerobt stabilisert slam. Nitrogenet i slammet vil i stor grad foreligge som ammonium og som organisk bundet nitrogen, da den høye temperaturen i prosessen forhindrer at det skjer en nitrifikasjon.

Slammengdene vil bli redusert tilsvarende som for anaerobt stabilisert slam, dvs. at 35-50% av organisk stoff i slammet vil bli nedbrutt, og at tørrstoffinnholdet blir redusert med ca. 25-30%. På Vårnes renseanlegg ble det oppnådd en gjennomsnittlig reduksjon av organisk stoff på 43%, selv om prosessen ikke ble kjørt optimalt i forsøksperioden.

Når det gjelder fortykkingssegenskapene til våtkompostert slam, så viser de tyske erfaringene (EPA, 1990) med mekanisk-biologisk slam at man lett oppnår 6-9% TS-innhold etter fortykning når temperaturen i slammet har sunket til omgivelsestemperatur (< 25°C).

Ved avvanning på Vårnes renseanlegg brukes det mye polymer i avvanningen (gjennomsnittlig 11 kg pr. tonn TS), og tørrstoff i avvannet slam er gjennomsnittlig bare 22,6%. Imidlertid hadde man den første tiden tørrstoff i avvannet slam rundt 35%, før sentrifugen ble justert etter kommunens ønske (det oppsto problemer med pakking av tørrslampumpe). Gjenvinningsgraden i avvanningen var 97% i prøveperioden.

I tabell 5 er vist innholdet av næringsstoffer i våtkompostert slam fra Vårnes renseanlegg.

**Tabell 5 Næringsstoffer i våtkompostert slam fra Vårnes renseanlegg (Nedland, 1994)**

Anlegg	Middelverdier (% av tørrstoff)					
	Org. stoff	TKN/Tot N	NH <sub>4</sub> -N	Tot P	Ca	K
Vårnes	58	2,9	0,3	2,3	1,3	0,10

Våtkompostert slam fra Vårnes renseanlegg inneholder mye nitrogen og fosfor i forhold til resultater fra norske renseanlegg med anaerob stabilisering.

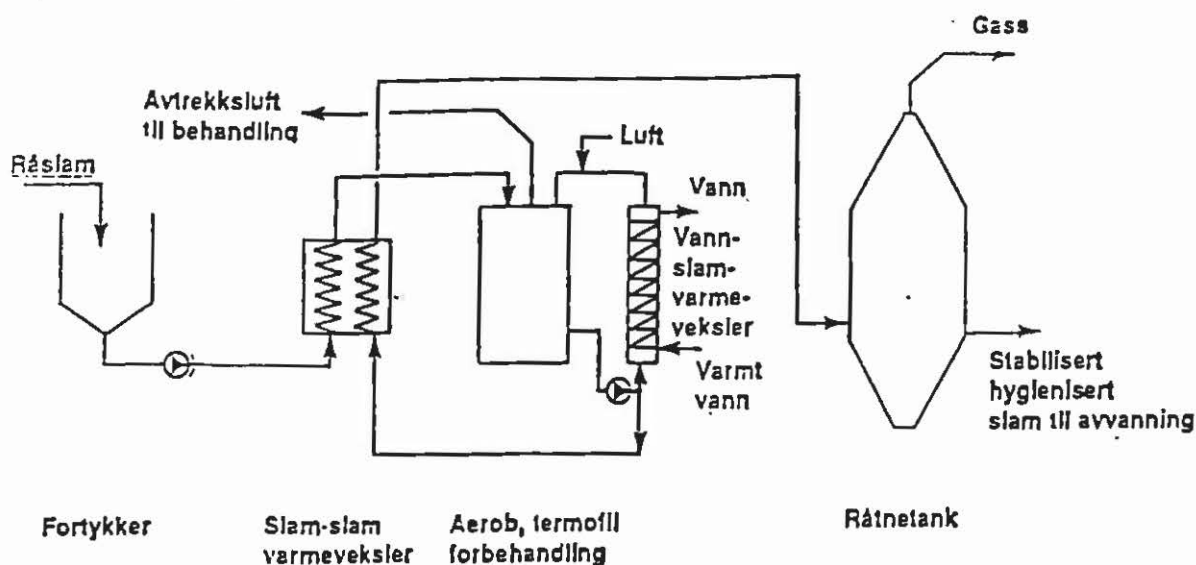
## Aerob, termofil forbehandling + anaerob stabilisering

### Prosessbeskrivelse

#### Aerob, termofil forbehandling

Den aerob, termofile forbehandlingen er i prinsippet samme prosess som våtkompostering (aerob, termofil stabilisering). Oppholdstiden er imidlertid vesentlig kortere fordi hensikten bare er å få en hygienisering av slammet og ingen vesentlig nedbrytning av organisk stoff, da dette skal skje i den etterfølgende anaerobe stabiliseringen.

For å få tilstrekkelig høye temperaturer i prosessen for hygienisering ( $> 55^{\circ}\text{C}$ ) må det tilføres varme i tillegg til den som utvikles i prosessen, og det benyttes ulike typer varmevekslere for dette. Figur 3 viser prinsippskisse av aerob, termofil forbehandling kombinert med etterfølgende anaerob stabilisering.



**Figur 3 Prinsippskisse av aerob, termofil forbehandling + anaerob stabilisering.**

På samme måte som med våtkompostering, finnes det flere systemer for aerob, termofil forbehandling på det internasjonale markedet. Det er imidlertid det sveitsiske UTB-systemet som er helt dominerende i utbredelse med over 70 anlegg i Sveits og Tyskland og også tre anlegg i drift i Norge (Alvim renseanlegg, Sarpsborg, Nordre Follo renseanlegg og Knarrdalstrand renseanlegg, Skien/Porsgrunn). Dessuten er det under planlegging et nytt anlegg på Kongsberg (Selikdalen). De dimensjoneringskriteriene som er angitt i tabell 6 nedenfor, tar derfor utgangspunkt i UTB-anlegget, men i tillegg er det tatt hensyn til de krav som finnes i SFT's forslag til nytt slamregelverk (SFT, 1991).

Tabell 6. Dimensjonering/utforming av aerob, termofil forbehandling

Komponent/parameter	Anbefalt verdi/forslag til krav	Merknad
Antall prosessreaktorer	1 + varmeveksler bestående av to konsentriske tanker	UTB
Reaktortype	Sylindrisk, Høyde/diameter = 2-5	UTB
Hydraulisk oppholdstid	12-24 timer	UTB
Temperatur/tid-kombinasjon	Min. 60°C i 4 timer mellom hver innpumping av råslam	SFT-krav
Tørreffinnhold i råslam	4-6% TS (med foravvanning: 8-10% TS)	UTB
Min. innhold av organisk stoff i råslam	2,5% FSS	UTB
Lufttilførsel	1 m <sup>3</sup> /h pr. m <sup>3</sup> effektivt reaktorvolum	UTB
Installert effekt	120-150 W/m <sup>3</sup> effektivt reaktorvolum	Jacob et.al., 1987
Energibehov for oksygenering og omrøring	3,5-12 kWh/m <sup>3</sup> råslam	Fuchs, 1984

For den etterfølgende anaerobe stabiliseringen er det vanlig å dimensjonere råtnetankene for ca. 12 døgn oppholdstid i stedet for 15 døgn. Grunnen til dette er at det skjer en slamhydrolyse allerede i den aerob, termofile forbehandlingen, og tiden som trengs for en tilfredsstillende stabilisering i råtnetanken, kan derfor reduseres.

### Anaerob stabilisering

Anaerob stabilisering innebærer en mikrobiell omsetning av organisk stoff i slammet uten tilgang på fritt oksygen. Prosessen skjer i en lukket tank hvor det organiske materialet først brytes ned til enklere organiske forbindelser som organiske syrer, alkoholer osv. Disse forbindelsene omvandles så videre til sluttproduktene metan, karbondioksid og vann. Nedbrytningen av organisk stoff fører til at mulighetene for mikrobiologisk aktivitet med luktvikling reduseres betydelig i behandlet slam (stabilisering). Slammet er tilfredsstillende stabilisert når ca. 40% av organisk materiale er nedbrutt (EPA, 1979)

Prosessen drives vanligvis i temperaturområdet 35-40°C (mesofil) ved at slammet tilføres varme. Prosessen kan også drives i temperaturområdet 45-65°C (termofil), og kan da også gi en hygienisering av slammet dersom temperaturen holdes over 55°C i minimum 10 timer (SFT, 1991). Det er imidlertid bygget få termofile anlegg i verden, og vi regner ikke metoden for særlig aktuell i Norge. Termofil anaerob stabilisering er mer ømfintlig for temperaturendringer, er mer energikrevende og gir et dårligere rejektivann ved mekanisk avvanning av utråtnet slam. Vi skal derfor her konsentrere oss om mesofil stabilisering.

### Råtnetanker

I "Retningslinjer for dimensjonering av avløpsrensaneanlegg. Revidert utgave" (SFT, 1983) er det gitt krav til hydraulisk oppholdstid og organisk belastning for anaerob stabilisering (se tabell 7). Normal oppholdstid ved moderne råtnetankanlegg er ca. 15 døgn, avhengig av intensiteten i behandlingen, forbehandling samt ønsket nedbrytningsgrad av organisk stoff.

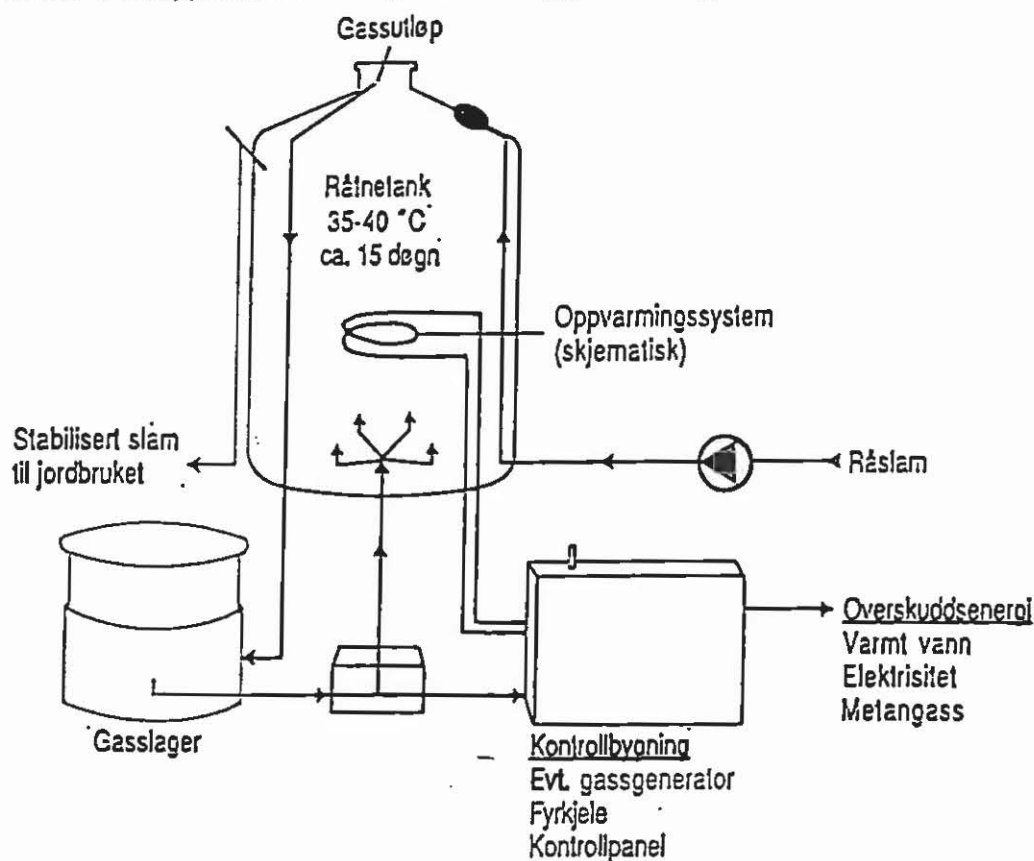


**Tabell 7 Dimensjonering av råtnetanker (SFT, 1983)**

Parameter	Lavt belastet anlegg	Høyt belastet anlegg
Volumbelastning (kg FSS/m <sup>3</sup> )	0,5-1,0	2,4-4,0
Oppholdstid (døgn)	20,00	10,00

Et råtnetankanlegg dimensjoneres vanligvis utfra maksimal slammengde i 7-8 sammenhengende døgn (EPA, 1979). I tillegg må man vektlegge lokale forhold og størrelse på buffervolum.

Råtnetankene er vanligvis bygget som sylindriske beholdere i stål eller betong og med utvendig isolasjon. Tankene kan utformes med kon bunn for å få en bedre oppsamling av bunnslam, og kon topp for å konsentrere flyteslammet. Konsentrering av flyteslammet gir god mulighet for fjerning av dette, men også større mulighet for skumproblemer. Det er viktig å legge vekt på uttaksmuligheter for bunnslam og skum på overflaten ved utformingen av tankene. Prinsippskisse av et råtnetankanlegg er vist i figur 4.



**Figur 4 Prinsippskisse av et råtnetankanlegg.**

## Driftserfaringer

Det vesentligste av fullskala driftserfaringer med aerob, termofil forbehandling stammer fra UTB-anlegg i Sveits og Tyskland. Dette omfatter anlegg i størrelsesorden 5.000-100.000 pe., og de eldste anleggene har vært i drift i 7-8 år (Leonhard & Hahn, 1990).

Det er bra driftserfaringer med aerob, termofil forbehandling på Alvim og Knarrdalsstrand renseanlegg, mens Nordre Follo renseanlegg har hatt en del problemer med at dimensjoneringen av anlegget er gjort ut fra at tørrstoffet i slammet skal være ca. 6%, og dette skaper problemer i den aerobe forbehandlingen.

Både sveitsiske erfaringer (Zwiefelhofer, 1985; Baier, 1989) og erfaringer fra Alvim (Magnussen, 1990) viser at nedbrytningen av organisk stoff i råtnetankene (stabiliseringen) ligger på 45-55%, og dette er bedre enn det som er vanlig dersom man ikke har en slik forbehandling. Lav organisk belastning på råtnetanken i forhold til dimensjonerende verdier kan også gi en bedre nedbrytning av organisk stoff enn vanlig.

Når det gjelder forbehandlingens innvirkning på gassproduksjonen fra råtnetankene, så finnes det svært motstridende erfaringer. Tyske undersøkelser (Dichtl & Siekmann, 1986; Jakob et.al., 1987) viser at man kan få en reduksjon i gassproduksjonen på 25-35%, og årsaken oppgis å være nedbrytningen av organisk stoff på ca. 10% (og da spesielt av energirike fettstoffer) som skjer i den aerobe, termofile forbehandlingen. Praktiske erfaringer fra Sveits (Baier, 1989) viser imidlertid at gassproduksjonen heller øker istedenfor å minke sammenlignet med råtnetankanlegg uten forbehandling. Driftsresultater fra Alvim renseanlegg i perioden sept. 1990 - mars 1991 viser at man har hatt en midlere gassproduksjon på ca. 1 Nm<sup>3</sup> gass/kg organisk stoff nedbrutt (Johnsen, 1991), og dette tilsvarer den spesifikke gassproduksjonen som man normalt har ved råtnetankanlegg uten noen forbehandling.

De hygieniske resultatene fra aerob, termofil forbehandling + anaerob stabilisering er stort sett gode og tilfredsstillende de krav som bl.a. finnes i Sveits og Tyskland. Foreløpige tall fra Alvim renseanlegg (Magnussen, 1990) tyder på at prosesskombinasjonen vil kunne tilfredsstille de foreslåtte norske krav til hygienisering.

## **Endring av slamkvalitet og slammengde**

Slammet vil være både stabilisert og hygienisert, men innholdet av organisk stoff, næringsstoffer og tungmetaller vil være omtrent det samme som om slammet bare hadde vært anaerobt stabilisert.

Ved anaerob stabilisering av slam er det vanlig å oppnå 35-50% nedbrytning av det organiske stoffet i slammet. Dette gir i størrelsesorden 25-30% reduksjon av totalt slam-tørrstoff, slik at slammengdene blir tilsvarende mindre. Avvanningsegenskapene for godt utråtnet slam er bedre enn for råslam, men ved bare delvis utråtning blir avvanningsegenskapene normalt dårligere enn for råslam (Holmström, 1984).

Plantenæringsstoffene i slammet tapes ikke ved anaerob stabilisering, men det finner sted en viss omforming av nitrogenforbindelser i slammet. Nitrogen i råslam er i stor grad organisk bundet. Ved anaerob stabilisering omdannes dette til fri ammonium, som er lettere tilgjengelig for plantevekst. Ammonium vil også lettere kunne forsvinne til luft eller vann, og en god del ammonium vil bli ført tilbake til renseanlegget med rejektivannet fra etterfølgende avvanning. I tabell 8 har vi satt opp innhold av næringsstoffer i slammet fra to renseanlegg med aerob, termofil forbehandling og anaerob stabilisering.



**Tabell 8** *Næringsstoffer i slam fra renseanlegg med aerob, termofil forbehandling og anaerob stabilisering*

Anlegg	Middelverdier (% av tørrstoff)					
	Org. stoff	TKN/Tot N	NH <sub>4</sub> -N	Tot P	Ca	K
Alvim, Sarpsborg	45	1,9	0,2	1,6	1,0	0,25
Nordre Follo	58	1,9	-	1,4	1,0	0,25

Det er stor forskjell i restmengden organisk stoff på disse to renseanleggene. Det er lavt nitrogeninnhold i forhold til råslam og våtkompostert slam, mens innholdet av kalium er høyere enn i slammet fra Vårnes renseanlegg.

Slammets jordforbedrende evne er for en stor del relatert til innholdet av organisk materiale. Dette blir redusert ved stabiliseringen, men det er så vidt vites ikke gjort undersøkelser som viser at stabilisert slam har mindre jordforbedrende evne enn lagret råslam.

Tungmetallinnholdet angitt pr. tonn tørrstoff vil bli høyere etter stabiliseringen, fordi en del av tørrstoffet forsvinner uten at tungmetallene reduseres. Dette kan ha en viss betydning for anlegg som har høyt innhold av tungmetall i slammet.

Utråtnet slam er ikke helt luktfritt. Godt utråtnet slam lukter kun på nært hold, og det er liten fare for lukt over lange avstander, slik man kan risikere ved spredning av råslam eller midlertidig stabilisert slam.

Når det gjelder fortykkings- og avvanningsegenskapene til slam som har passert aerob, termofil forbehandling og anaerob stabilisering, er det igjen motstridende erfaringer fra Sveits og Tyskland. Baier (1989) og Zwiefelhofer (1985) presenterer fullskala resultater fra sveitsiske anlegg som viser TS-konsentrasjoner etter fortykning på 9-13% og TS-innhold i slamkake på 35-45% etter avvanning i silbåndpresse. Tyske kilder (Dichtl, 1986; Eck-Düpont, 1986; Jacob et.al., 1987) støtter ikke disse resultatene, og man mener bl.a. at de gode sveitsiske resultatene heller skyldes bruk av jernklorid i avløpsbehandlingen (simultanfelling) enn effekten av den aerobe, termofile forbehandlingen. Erfaringene fra Alvim renseanlegg viser at avvanning i sentrifuger gir svært bra avvanningsresultater. Det er imidlertid registrert at bruk av jernklorid i den kjemiske fellingen gir mye bedre avvanningsresultater (høyere TS-innhold i slamkaken) enn ved bruk av PAX (polymerisert Al-forbindelse).

Faren for gjensmitte av slam som er ferdig hygienisert og stabilisert anses å være den samme som for pasteurisering + anaerob stabilisering.

## Pasteurisering + anaerob stabilisering

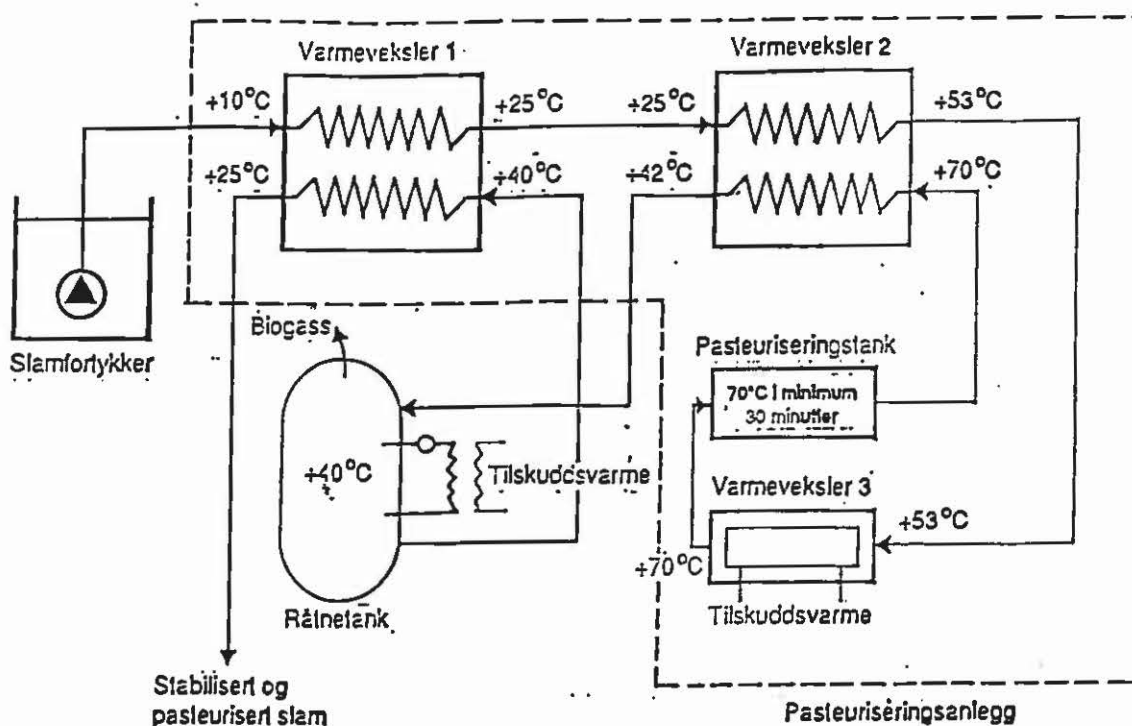
Tidligere har vi beskrevet anaerob stabilisering av slam. I dette kapitlet skal vi omtale pasteuriseringsprosessen og egenskaper til slam som både er pasteurisert og anaerobt stabilisert.

### Prosessbeskrivelse

Pasteurisering vil si å utsette slammet for en temperatur på min. 70°C i minst 30 minutter. Ved pasteurisering før stabilisering oppnår man et slam som er både stabilisert og hygienisert. Tidligere forsøkte man å pasteurisere etter stabiliseringen ved en del sveitsiske anlegg, men dette ga oppblomstring av patogene bakterier i slammet ved etterfølgende lagring før bruk på jordarealer (Clements, 1983). Fra begynnelsen på åttitallet ble alle pasteuriseringsanlegg plassert foran stabiliseringstrinnet.

Oppvarmingen av slammet kan skje på forskjellige måter: ved varmevekslere hvor varmt vann eller slam overfører varme til kaldere slam, ved innblåsing av lavtrykks damp i slammet, eller ved hjelp av gassbrenner neddykket i slammet. I alle tilfeller benyttes gassen fra den anaerobe stabiliseringen som energikilde. Det er vanligst å benytte varmevekslere til pasteuriseringsanlegg. I de neste kapitlene vil vi derfor ta utgangspunkt i denne metoden.

For å få minst mulig energitap i prosessen varmer man vanligvis slammet opp i tre trinn. I første trinn varmes kaldt råslam opp til 25-30°C ved å varmeveksle det mot utrånnet slam fra råtnetanken. I neste trinn varmes det opp til 50-60°C ved å varmeveksle det mot ferdig pasteurisert slam, slik at det pasteuriserte slammet også blir avkjølt til ca. 40°C før det tilføres råtnetanken. I det tredje trinnet varmes slammet ytterligere opp til ca. 70°C ved å varmeveksle det med varmt vann (80-95°C) fra en fykjule som benytter biogassen som energikilde. Se figur 5.



Figur 5 Prinsippskisse av pasteuriseringsanlegg med tre varmevekslingstrinn.

Tidligere benyttet man varmt vann i varmevekslerne som transportmedium for varmen som skulle overføres fra varmt til kaldt slam. Man måtte da ha to varmevekslere for hvert varmevekslingstrinn: én som overførte varme fra varmt slam til vann, og én som overførte varmen videre fra det varme vannet til kaldt slam. Utviklingen på varmevekslersiden har imidlertid nå kommet så langt at flere firmaer tilbyr platevarmevekslere med overføring av varme direkte fra slam til slam (slam-slam-varmevekslere). Dette gjør varmevekslingen enklere og reduserer varmetap. Som siste varmevekslertrinn brukes normalt en rørvarmeveksler der slammet pumpes i rør gjennom et varmt vannbad.

Ved store anlegg (>ca. 100.000 pe) benytter man normalt helkontinuerlig drift av pasteuriseringsanlegget. På mindre anlegg produseres det ikke nok slam til at man kan pumpe det gjennom pasteuriseringen kontinuerlig. Ettersom rånetankene helst skal mates jevnt over hele døgnet, vil det ikke være bra å kjøre pasteuriseringen bare en del av døgnet, og la den stå resten av døgnet. Dessuten er man redd for at slammet skal brenne seg fast på de varmeste varmevekslerne dersom det blir stående stille der. Ved diskontinuerlig innpumping av slam må man derfor rundpumpe slammet over de to varmeste varmevekslerne når det ikke pumpes nytt slam inn i systemet. Dette er gjort på Enga renseanlegg i Sandefjord (ca. 50 000 pe.), mens man på FREVAR-anlegget i Fredrikstad har helkontinuerlig mating av anlegget.

## Driftsresultater

FREVAR-anlegget har nå hatt pasteuriseringsanlegget i drift siden 1990. Til å begynne med hadde man problemer med at fiber i slammet festet seg rundt omrørerne i pasteuriseringstankene. Det er derfor viktig å ha en slamsil eller en maserator foran anlegget, slik at partikkelstørrelsen i slammet ikke er større enn 5 mm. Dette blir forøvrig mest sannsynlig et krav i SFT's nye slamregelverk (SFT, 1991). Dessuten bør man forsøke å unngå røreverk hvor fibre kan henge seg fast.

Det har ikke vært problemer med begroing/fastbrenning av slam i varmevekslerne ved FREVAR-anlegget. Vasking med varmt vann (ca. 85°C) en gang i året har vært tilstrekkelig til å holde varmevekslerne rene så langt.

Det er viktig at varmevekslerne har et relativt stort gjennomstrømningsareal for å unngå tiltetting. Mulighetene for å kunne komme til og rengjøre inni varmevekslerne bør det også legges vekt på ved valg av varmevekslertyper.

Erfaringer fra tyske renseanlegg tilsier også at slam-slam-varmevekslerne fungerer bra (Stoch, 1990; Sieber, 1990). Etter ett års drift på disse anleggene med temperaturer over 60°C, har man ikke hatt problemer med belegg inne i varmevekslerne. Også på disse anleggene har det vært tilstrekkelig å vaske varmevekslerne årlig med varmt vann.

På Sandefjord renseanlegg har man meget gode erfaringer med slam-slam-varmevekslere. Man har bare prøvewasket varmevekslerne én gang i løpet av de to og et halvt åener anlegget har vært i drift.

Ved flere varmevekslere etter hverandre må man normalt bruke slampumper i serie for å unngå for høyt trykk i varmevekslerne. Ved flere pumper i serie er det viktig at pumpene er samkjørte. Ved FREVAR har man hatt problemer med mekanisk samkjøring av slampumpene. I Sandefjord har man valgt frekvensstyring av pumpene, og dette har gått uten problemer.

## Endring av slamkvalitet og slammengde

Slamkvaliteten vil være lik kvaliteten til anaerob stabilisert slam mhp. næringsstoffer, organisk stoff og tungmetaller, men ved pasteuriseringen blir slammet også hygienisert. Det er litt motstridende opplysninger om hvorvidt pasteuriseringen medfører et slam med bedre fortykkings- og avvanningsegenskaper enn et tilsvarende slam som bare er anaerobt stabilisert (Pfeiffer, 1990). Erfaringene fra FREVAR og Sandefjord er at slammet avvanner meget bra i sentrifuger. Innholdet av næringsstoffer i slammet fra FREVAR og Enga er vist i tabell 9.

**Tabell 9 Næringsstoffer i slam som er pasteurisert og anaerobt stabilisert.**

Anlegg	Middelverdier (% av tørrstoff)					
	Org. stoff	TKN/Tot N	NH <sub>4</sub> -N	Tot P	Ca	K
FREVAR	44	1,8	0,20	1,8	-	0,20
Sandefjord	53	2,8	0,38	2,0	1,2	0,20

Det er omtrent like mye næringsstoffer i dette slammet som i slam som er aerobt, termofilt forbehandlet og anaerobt stabilisert. Det er større forskjeller mellom analyseresultatene fra forskjellige laboratorier enn mellom forskjellige typer termisk hygienisering.

For at hygienisert slam ikke skal gjensmittes ved avvanning eller lagring i silo, må man være nøye med renhold av tanker, siloer og avvanningsutstyr. Utstyret må vaskes etter at det har vært ikke hygienisert slam i det, før det tilføres nytt hygienisert slam. I Fredrikstad tok det nesten et år før utgående slam overholdt kravene til hygienisert slam pga. gjensmitting av slammet etter stabilisering.

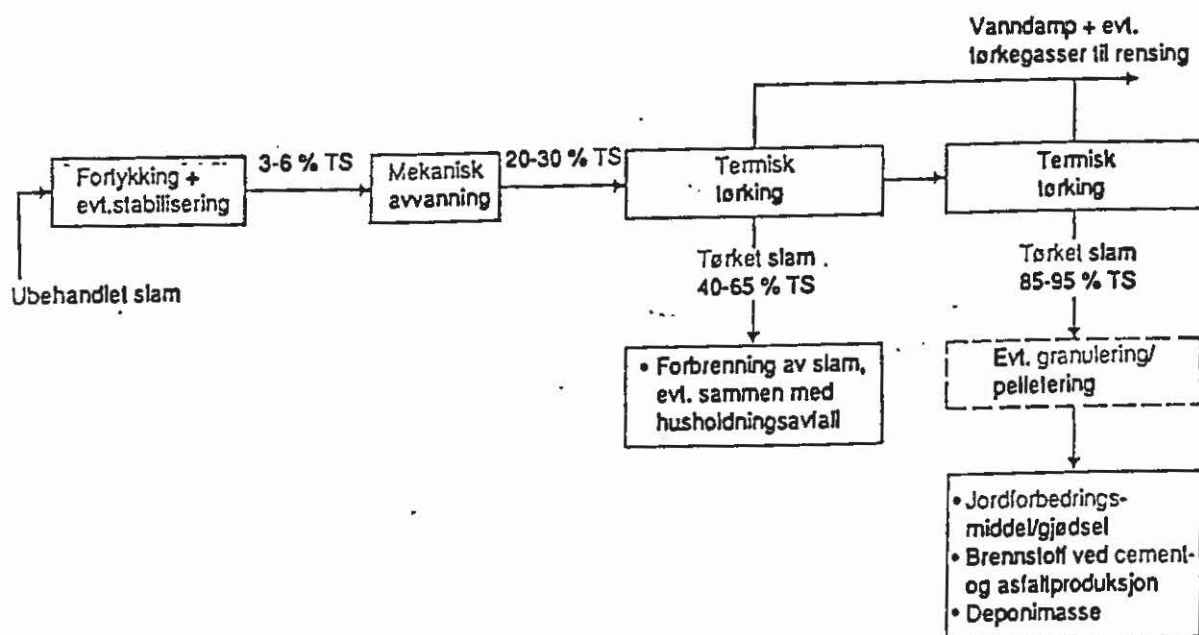
Ved anaerob stabilisering av slam er det vanlig å oppnå 35-50% nedbrytning av det organiske stoffet i slammet. Dette gir i størrelsesorden 25-30% reduksjon av totalt slam-tørrstoff, slik at slammengdene blir tilsvarende mindre. Avvanningsegenskapene for godt utrånnet slam er bedre enn for råslam, men ved bare delvis utrånning blir avvanningsegenskapene normalt dårligere enn for råslam (Holmström, 1984).

## Termisk tørking av slam

Ved kombinasjonen anaerob stabilisering og termisk tørking får vi et slam som både er stabilisert, hygienisert, og med høyt tørrstoffinnhold (over 85% tørrstoff). Ved en anaerob stabilisering av slamm vil man også få biogass som kan brukes som energikilde for tørkeprosessen. Vi skal her beskrive prosessen termisk tørking, og egenskapene til slam som både er anaerobt stabilisert og termisk tørket.

### Prosessbeskrivelse

Ved termisk tørking fordampes mesteparten av det vannet som er igjen i slamm etter avvanning med maskinelt avvanningsutstyr. Vanligvis drives tørkeprosessen så langt at man oppnår 85-95% TS-innhold i slamm, men tørkingen kan også avsluttes ved et TS-innhold på 40-65% dersom slamm etterpå skal forbrennes (se figur 6). Ved lagring av tørket slam bør tørrstoffet i slamm være over 85% for å få god lagringsstabilitet.



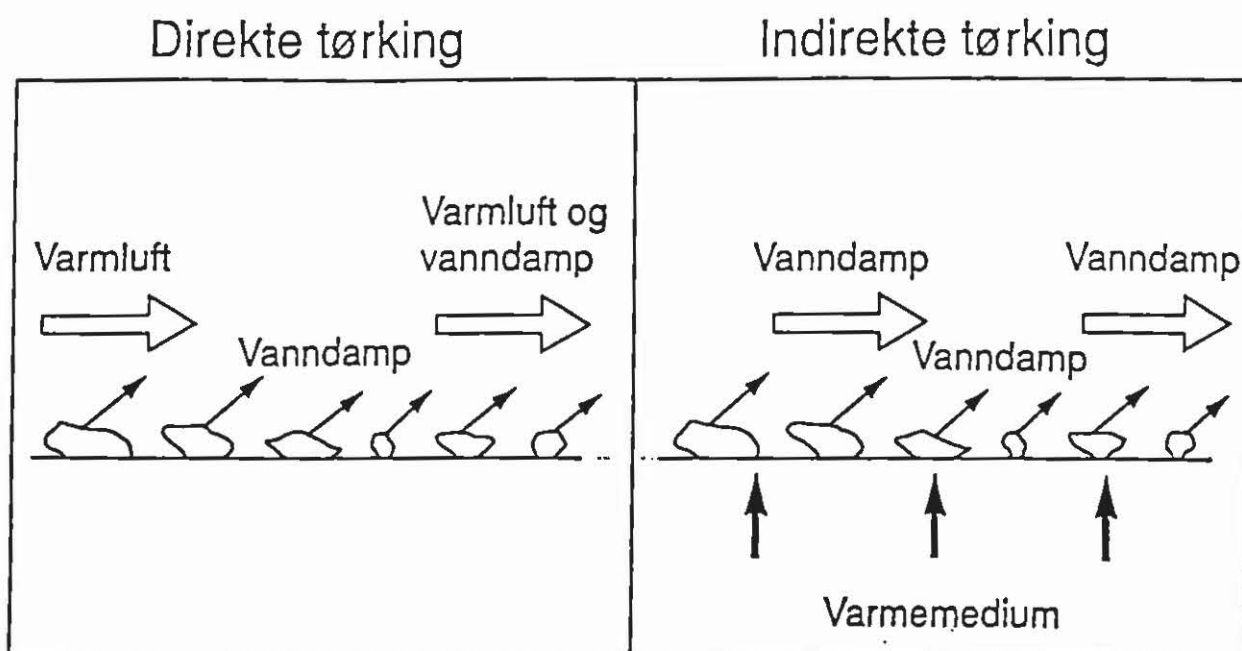
Figur 6 Hovedelementene i et anlegg for termisk tørking av slam.

Tørket slam (85-95% TS) vil foreligge som en relativt inhomogen masse bestående av alt fra finkornig pulver til større klumper ved direkte tørking, og som et finpartikulært pulver ved indirekte tørking, dersom det ikke benyttes utstyr for å pelletere eller granulere slamm. Ved nye tørkeanlegg er slikt utstyr tatt i bruk når det ferdige slamproduktet skal brukes som jordforbedringsmiddel/gjødsel på jordarealer. I enkelte tørkeanlegg sikter man det tørkede slamm, og resirkulerer det fineste og groveste materialet til prosessen.

Det finnes en rekke fabrikat av tørkeutstyr for kloakkslam på det internasjonale markedet, men prinsipielt kan disse deles inn i to hovedgrupper (se figur 7):

- direkte tørking (konveksjonstørking)
- indirekte tørking (kontaktørking).





Figur 7 Prinsipper for termisk tørking av slam.

Ved direkte tørking føres varm luft, vanndamp eller forbrenningsgasser direkte i kontakt med slammet, og en stor del av slammets vanninnhold vil fordampe. I lukkede systemer som arbeider med damp som tørkemedium, vil overskuddsdampen fra slammet bli kondensert ut, mens i åpne systemer vil tørkemediet (damp eller forbrenningsgasser) forlate tørken sammen med partikler (støv) og illeluktende gasser fra det tørkede slammet. Direkte tørking av slam medfører derfor en relativt omfattende rensing av gassene for å kunne tilfredsstille vanlige standarder for utslipp til atmosfæren. Vanlige typer av direkte tørker er roterende trommeltørker (f.eks. Swiss Combi), virvelsjikts ("fluidized bed") tørker (f.eks. Asea Brown Boveri) og båndtørker (f.eks. SEVAR-tørken).

Indirekte tørking er karakterisert ved at varmemediet (damp, evt. termo-olje) og slammet holdes adskilt ved hjelp av en metalloverflate (kfr. varmevekslere). Dette innebærer at mengden forurensede avgasser (damp) fra tørkeprosessen blir liten sammenlignet med den direkte tørkingen, og både gassrensing og varmegjenvinning kan gjøres enklere. Det største problemet med indirekte tørking er kanskje det avvannede slammets tendens til å klebe seg fast på varmeoverflaten i den første delen av tørkeprosessen (størst problem ved slam med TS-innhold mellom 50 og 65%). Dette problemet har noen fabrikanter løst ved å resirkulere en andel av ferdig tørket slam til innløpet av tørkeenheten. Vanlige typer av indirekte tørker er skivetørker (f.eks. Stord Rotadisc-tørker), tynnsjiktstørker og rørtørker (f.eks. Kværner Eureka's Multicoil-tørker). Hovland (1991) har beskrevet de forskjellige tørkeprosessene mer i detalj.

Ved valg av prosess skal man være oppmerksom på at enkelte av prosessene er laget for å kjøres helkontinuerlig, og har svært lang igangkjøringstid (opptil 8 timer), mens andre prosesser egner seg bedre til intermittert drift (ca. 1/2 times igangkjøringstid).

Slammet vil gå gjennom flere faser i tørkingen (Siefert 1991). Disse er vist i tabell 10.

**Tabell 10** Slammet vil gå gjennom flere faser i tørkingen (Siefert 1991)

Tørrstoffinnhold	Konsistens
Under ca. 40%	Pastalignende
Mellom ca. 50 og 60%	"Klabbete", limaktig
Over ca. 60%	Tørt, kornete
Over ca. 90%	Biologisk stabilt under lagring, men tilbøyelig til selvantennelse og vannopptak (hygroskopisk).

## Driftserfaringer

En del tørkeanlegg for kommunalt slam har periodevis vært i drift i Sverige siden begynnelsen av 1970-tallet (Hökervall, 1972), men forøvrig er metoden lite utbredt i Skandinavia. Erfaringene med de svenske anleggene var relativt negative, bl.a. pga. dårlige arbeidsmiljøforhold (støv og lukt) og høye energikostnader. Nyere erfaringer fra bl.a. Tyskland (Reimann, 1989), Sveits (Conradin og Wiesmann, 1990; Grüter, Matter og Dehlmann, 1990), Frankrike (Levasseur, 1987), og USA (Wolstenholme, 1990; Bush, 1990) viser imidlertid at det har skjedd en betydelig teknologiutvikling, spesielt når det gjelder energiutnyttelse/varmegjenvinning og tiltak for å bedre arbeidsmiljø (helt lukkede prosesser) og det ytre miljø (gass/luftrensing). De tekniske løsningene for tørking av slam synes derfor nå å ha nådd et tilfredsstillende nivå ut fra et driftsmessig syn.

På Sentralrenseanlegg Nord-Jæren er det installert et tørkeanlegg fra Stord International. Dette anlegget har hatt en del barnesykdommer som nå er rettet. Luktjerningsmetoden på anlegget var ikke bra nok. Det ble derfor installert et to-trinns absorpsjonsanlegg foran det opprinnelige kullfilteret, og dette fungerer nå bra. Det har også vært problemer med innkjøringen av pelleteringsanlegget, og med kapasiteten på tørken. Disse problemene er nå overvunnet, og anlegget går nå jevnt og trutt med tørrstoffkapasitet godt over det forventede (Tornes, 1994).

EPA (1979) påpeker at korrosjon og erosjon av utstyret har vært et problem ved flere anlegg. Særlig har bruken av jernklorid som kondisjoneringsmiddel medført korrosjonsproblemer i tørkeutstyr. Bruk av ca. 10% kalk til avvannet slam har redusert problemene med erosjon og korrosjon i Bamberg (Reimann, 1989). Slam som er tilsatt kalk som kondisjoneringsmiddel, får en løs og grynet struktur som medfører at slammet vil være enkelt å tørke. Forsøk har vist at det ikke oppstår klebep problemer ved slikt slam (Holdhus, 1990).

Fett i slammet kan føre til koksdannelse på varme overflater (Hovland, 1991). Lukt- og støvproblemet kan vanligvis løses ved at tørkeanlegg, transportsystem og eventuelt pelleteringsanlegg bygges som et lukket system med undertrykksventilasjon. Det bør også legges vekt på lydisolasjon for å redusere støynivået, og det tørkede slammet bør avkjøles for å redusere faren for brann og støveksplasjon.

Utråtnet, kjemisk slam vil være lettere å tørke enn kjemisk slam som ikke er utråtnet. Dette skyldes at nedbrytningen av organiske forbindelser ved utråtningen gir et mer porøst slam etter avvanning (Utvik, 1990). Biologisk slam vil trolig være den mest problematiske slamtypen mhp. tørking.

Avvanningsmetodikken vil også ha betydning for tørkeprosessen. Utråtnet, kjemisk slam som er avvannet i silbåndpresse vil ha en bedre struktur mhp. tørking enn tilsvarende slam som er avvannet i sentrifuge (Hovland, 1991).

Tørket slam bør lagres under tak for å hindre at det suger til seg vann. Det bør også være skjermet mot vind.

## Endring av slamkvalitet og slammengde

Anaerobt stabilisert, tørket slam skal ha et tørrstoffinnhold på over 85%, og vil dermed være støvtørt. Hvis slammene ikke er siktet, vil det inneholde både støv og grove partikler. Siktet eller granulert/pelletert slam vil være lettere å håndtere og støvfritt. Dette er sannsynligvis også den slamkvaliteten som vil egne seg best, dersom det blir aktuelt å bruke slam i skogbruket (Øyen, 1991). I tabell 11 har vi satt opp normalverdier for næringsstoffer i slammene fra Sentralrenseanlegg Nord-Jæren basert på 25 ukeblandprøver fra 1994

**Tabell 11** *Næringsstoffer i slam fra renseanlegg med anaerob stabilisering og termisk tørking.*

Anlegg	Middelverd i TS (%)	Middelverdier (% av tørrstoff)					
		Org. stoff	TKN	NH <sub>4</sub> -N	Tot P	Ca	K
SNJ	87,9	44,7	2,0	-	1,9	1,1	0,15

Tørket slam vil med sin støvtørre konsistens være enkelt å spre på jordbruks- eller grøntarealer. Det kan spres i små mengder pr. arealenhet, og enkelt og lett tilgjengelig spredeutstyr kan benyttes. Ett tonn tørket slam vil bare oppta mellom en tredel og en firedel av den plassen vanlig avvannet slam opptar, slik at det vil kreve mye mindre lagrings- eller deponeringsvolum enn annet slam. Det vil også kunne forbrennes direkte uten tilleggsbrensel (nødvendig tørrstoff for å oppnå dette er ca. 40-65%).



## Langtidslagring av slam

Langtidslagring av slam er bare aktuelt for mindre slammengder, da det både er arealkrevende og innebærer betydelig risiko for luktsjenanse. Ved lagring av avvannet råslam i hauger utendørs vil det gradvis skje en omsetning av organisk materiale, og patogene organismer vil dø ut. Hvor lang tid det tar før slammet er stabilisert og hygienisert, avhenger bl.a. av slamtype og klima på stedet. Etter 3-4 års lagring vil man normalt ha et slam som kan sammenlignes med slamkompost både når det gjelder lukt, hygiene og konsistens/struktur. Eventuelle parasittegg kan imidlertid fortsatt være infektive.

Slamlagring må foregå i god avstand fra bebyggelse og allmenn ferdsel (SFT, 1982). Veiledende avstand til bebyggelse er for råslam minimum 500 m, og for stabilisert slam 200 m. Ved lokalisering av slamlager må det vurderes om topografi, vegetasjon og vindretning er slik at det likevel kan oppstå luktproblemer.

Slamlagerplassen skal ikke lokaliseres til områder med ras- eller flomfare, og det skal være forsvarlig avsperrert for mennesker og dyr. Vannmengden som tilføres deponiet skal begrenses mest mulig og bare omfatte den nedbør som faller på selve deponiet. Grunnen under slamlageret må ha en viss kapasitet for infiltrasjon kombinert med god, naturlig renseevne.

Fyllingshøyde skal ikke være større enn 1-2 m. For et slamlager skal det foreligge en klargjøringsplan. Det skal også utarbeides en driftsplan og driftsinstruks.

## Metoder basert på hydrolyse av slammet

Det er planer om hydrolyse av slammet både på VEAS (Vestfjorden avløpsselskap) og på HIAS (Hamarregionens interkommunale avløpsselskap). I begge tilfeller ønsker man å ha hydrolysen som et tillegg til anaerob stabilisering av slammet. På VEAS ønsker man å klarlegge hvorvidt det kan være lønnsomt å bruke hydrolysert slam som karbonkilde ved etterdenitrifikasjonen av avløpsvannet på renseanlegget, istedenfor å kjøpe metanol til dette formålet. Foreløpig er det ikke tatt noen bestemmelse om man skal bygge et hydrolyseanlegg for deler av slammet fra anlegget.

På HIAS har man hatt et forsøksanlegg for Cambi-metoden, en norskutviklet metode for behandling av slammet. I mai 1994 gikk styret i HIAS inn for å bygge et fullskalaanlegg med denne slambehandlingsmetoden. Man vet likevel ikke ennå hvilke kostnader som er forbundet med metoden, slik at erfaringer fra fullskalaanlegget på HIAS etter hvert vil kunne gi verdifull kunnskap om denne metoden er konkurransedyktig med andre slambehandlingsmetoder.

Cambi-prosessen starter med at avvannet råslam gjøres pumpbart i en blandetank. Deretter ledes massen til en termisk reaktor hvor massen hydrolyseres og steriliseres ved høy temperatur (180-240°C) og høyt trykk. Deretter ledes væsken til anaerob stabilisering for produksjon av biogass. Nødvendig oppholdstid i råtnetankene kan reduseres kraftig ved prosessen. Ved denne prosessen er det også mulig å gjenvinne fellingskjemikalier og ta ut tungmetaller, dersom dette er av interesse. På HIAS vil man gjenvinne fellingskjemikalier, men man satser her ikke på gjenvinning av tungmetaller, da dette mest sannsynlig vil bli en kostbar prosess. Det vil også være mulig å bruke deler av slammet som karbonkilde ved denitrifikasjon av avløpsvannet (nitrogenrensing). Væsken som blir igjen etter utråtning kan også brukes som gjødselprodukt eller som flytende brensel. På HIAS tørker man slammet etter utråtningen, og dette vil bli brukt til toppdekke på fyllplassen.

Denne prosessen vil kunne bidra til en mer fleksibel slambehandling, der ikke slammet etterpå nødvendigvis må brukes som jordforbedringsmiddel. Imidlertid er ikke prosessen ferdig testet ennå, og vi vet lite om hvilke kostnader som er forbundet med prosessen. Metoden bør derfor ikke benyttes på andre renseanlegg før det foreligger driftserfaringer fra fullskalaanlegget på HIAS.

## **Vedlegg 2.**

**Slammengder i Østfold  
i 1993 og stipulert for år 2003.**

and the elderly. The purpose of this study was to explore the experiences of elderly people with dementia and their families in the context of long-term care.

The study was conducted in a long-term care facility in a large city in the United States. The participants were 15 elderly people with dementia and their family members. The data were collected through semi-structured interviews and focus groups.

The findings of the study indicate that elderly people with dementia and their families experience a range of challenges in the context of long-term care. These challenges include issues related to the quality of care, the social environment, and the financial burden of care.

The study also identified several factors that influence the experiences of elderly people with dementia and their families. These factors include the severity of the dementia, the social support available, and the financial resources of the family.

The implications of the study suggest that long-term care facilities should take steps to address the challenges experienced by elderly people with dementia and their families. These steps include improving the quality of care, creating a more supportive social environment, and providing financial assistance.

The study also highlights the need for further research on the experiences of elderly people with dementia and their families in the context of long-term care. This research should focus on identifying the specific needs of these individuals and families and developing interventions to address these needs.

In conclusion, the study provides valuable insights into the experiences of elderly people with dementia and their families in the context of long-term care. These insights can be used to inform the development of policies and practices that improve the quality of care and support for these individuals and families.

The study was supported by a grant from the National Institute on Aging. The authors would like to thank the participants and the staff of the long-term care facility for their cooperation and assistance during the study.

The authors have no conflicts of interest to disclose. The authors would like to thank the participants and the staff of the long-term care facility for their cooperation and assistance during the study.

## Forutsetninger for beregningene i etterfølgende tabeller

I tabell 1 har vi regnet ut stipulert tonn tørrstoff fra befolkningen tilknyttet de enkelte renseanleggene. Dette har vi beregnet ved å ta antall tilknyttede personer multiplisert med virkningsgrad på ledningsnettet og spesifikk slamproduksjon for renseanlegget basert på erfaringsverdier. Virkningsgraden på ledningsnettet er tatt fra årsrapporter for avløpssektoren for kommunene. Erfaringsverdiene for spesifikk slamproduksjon er:

• Mekanisk-kjemisk renseanlegg, jern og aluminiumsfelling	100 g tørrstoff pr. pe'd
• Mekanisk-kjemisk renseanlegg, kalkfelling	250 g tørrstoff pr. pe'd
• Etterfellingsanlegg >500 pe	100 g tørrstoff pr. pe'd
• Etterfellingsanlegg <500 pe	70 g tørrstoff pr. pe'd
• Simultanfellingsanlegg	70 g tørrstoff pr. pe'd
• Slamavskillere, biologiske renseanlegg	50 g tørrstoff pr. pe'd

Vi skiller mellom store og små etterfellingsanlegg da små etterfellingsanlegg har vist seg å gi omtrent de samme slammengdene som simultanfellingsanlegg.

I tabell 2 har vi sett på septikslammengdene i de enkelte kommunene. Kommuner som leverer septikslammet til et felles renseanlegg er satt opp sammen. Antall personer som ikke er tilknyttet renseanleggene er hentet fra årsrapporten for utslippskontroll i Østfold fra 1993. Vi har antatt at disse har slamavskillere. Antall personer er multiplisert med spesifikk slamproduksjon for slamavskillere for å finne tørrstoffmengdene fra denne type bebyggelse. Antall m<sup>3</sup> septikslam fra sredit bebyggelse har vi beregnet fra antall renseanordninger for enkelthus. Vi har lagt sammen antall slamavskillere, minirensanlegg, infiltrasjonsanlegg, sandfilteranlegg og tette tanker, da vi regner med at alle disse anleggstypene har så noenlunde samme tømmemengde pr. år (dette kan variere en del, men for denne planen mener vi dette er nøyaktig nok). Separate løsninger for helårsbebyggelse og rensinnretninger for fritidbebyggelse har vi regnet tømmes hvert annet år, mens de andre tømmes årlig.

Vi har regnet et gjennomsnittlig tømmevolum på 3,2 m<sup>3</sup> pr. slamavskiller, men ut fra septikslammengdene som er samlet inn, er nok dette noe for lavt anslag i en del kommuner (leveranser til AHSA, Mysen, Remmendalen, Kambo og Alvim renseanlegg). I Rakkestad synes det ikke som om alt septikslammet er kjørt til Bodal, men dette kan skyldes ombyggingen av anlegget i 1993. Det kan synes som om noe slam fra en kommune tømmes i en annen kommune, men de totale slammengdene er omtrent som forventet. Slammet som mottas på FREVAR, går for det meste til slamlagune på fyllplassen, og dette er ikke registrert her.

I tabell 3 har vi satt opp hvilke uavvannede slammengder som blir kjørt fra mindre renseanlegg til større anlegg med slamavvanning. I flere kommuner kjøres uavvannet slam fra mindre anlegg til større renseanlegg for å spare penger til avvanningsmaskiner. Her har vi hentet stipulerte tørrstoffmengder for disse anleggene fra tabell 1. Vi har ikke fått oppgitt hvor mye slam de mindre renseanleggene har kjørt bort i 1993, slik at vi ikke har kunnet kontrollere verdiene i tabell 3 mot dette.

På Kambo og Marker renseanlegg har man ikke skilt ut slammengdene fra andre renseanlegg fra septikslammengdene. Det er heller ikke oppgitt tørrstoffinnhold i slammet fra de små renseanleggene. For slammet tilført AHSA og Remmendalen renseanlegg har vi antatt at dette stort sett er fortykket og inneholder ca. 4% tørrstoff. Slammet tilført Rakkestad og Alvim renseanlegg har vi antatt ikke er fortykket, og anslått tørrstoffprosenten til 2. Det er likevel store uoverensstemmelser mellom stipulert og målt slammengde fra mindre renseanlegg ved alle anleggene som mottar slikt slam. Det kan synes som om noe

slam fra renseanleggene som skulle levere slammet til AHSA eller Remmendalen, isteden leverer slammet til andre renseanlegg (Kambo/Alvim).

I tabell 4 har vi beregnet oss frem til sannsynlige tørrstoffmengder i slammet fra renseanleggene. Dette har vi gjort ved å sammenligne tørrstoffet i de målte slammengdene fra renseanleggene med stipulerte tørrstoffmengder fra befolkningen tilknyttet renseanlegget (tabell 1) pluss eventuelt tørrstoffet i septikslam tilført renseanlegget (tabell 2) pluss eventuelt tørrstoffet fra mindre renseanlegg (tabell 3). De aller fleste renseanleggene med slamavvanning har god overensstemmelse mellom slammengder og stipulert tilknytning. De som ikke har god overensstemmelse er:

- Ringvold (altfor lite slam, kan tørrstoffprosenten ha vært høyere enn 14,5?)
- Bodal (altfor lite slam, på grunn av ombygging av renseanlegget)
- Rømskog (altfor lite slam)
- Svinndal (altfor mye slam, er tilknytningen høyere?)
- FREVAR (noe for mye slam, som skyldes slam fra industrianlegget)
- Hestvold (noe for mye slam)

I tabell 5 har vi satt opp de beregnede tørrstoffmengdene fra anlegg med slamavvanning i 1993 og år 2003. Verdiene for år 2003 er stipulert ut fra forventet befolkningsvekst, forbedring av ledningsnett og ny tilknytning til ledningsnett. Det ventes ikke økning i befolkningen i denne tiårsperioden. Vi regner med 5% høyere virkningsgrad på ledningsnett for anlegg som har lavere virkningsgrad enn 95%, og at all tettbebyggelse vil bli tilknyttet ledningsnett innen år 2003. Vi regner med samme spesifikke slamproduksjon for anleggene i 2003 som i 1993, bortsett fra Fuglevik, Alvim, Remmendalen og FREVAR som vi regner med vil måtte få nitrogenrensetrinn, og 20% mer slam. Vi vet ikke om nitrogenrensing vil gi mer eller mindre slam før rensemetode er valgt, men ved å regne 20% mer slam har vi iallfall ikke tatt for lite i. Vi har listet opp tørrstoff og slammengder i år 2003 med dagens slambehandling (råslam), og med alt slammet stabilisert og hygienisert.

Det som vi forventer vil skje til år 2003 når det gjelder bygging av nye anlegg, er:

- Prestebakke i Halden vil få simultantfellingsanlegg for 150 pe.
- Skjærhalden i Hvaler vil få mekanisk-kjemisk anlegg for 700 pe.
- Utgård i Hvaler vil få mekanisk-kjemisk anlegg med avvanning for 1.189 pe.

Vi har også regnet ut mengdene avvannet slam i 1993 og år 2003 ut fra de tørrstoffprosentene som er oppgitt for slammet i 1993 (råslam år 2003), og vi har regnet ut tørrstoff og mengder avvannet slam på bakgrunn av sannsynlige slambehandlingsmetoder i år 2003.

Tabell 1. Stipulert tørrstoffmengde fra renseanleggene i Østfold.

Kommune	Renseanlegg	Rensemet	Tilknyttet pe	Virkn.grad (%)	Stip. tonn TS renseanlegg
Aremark	Skotsberg	Etterfelling	650	80	13,3
	Bjørkebekk	Biologisk	90	90	1,5
Askim, Spydeberg	AHSA	Mek.kjem.	14507	82	434,2
	Solbergfoss	Sim.felling	50	75	1,0
Eidsberg	Mysen	Mek.kjem.	6700	85	207,9
Fredrikstad	FREVAR	Mek.kjem.	55290	80	1614,5
Halden	Remmendaler	Mek.kjem.	22480	80	656,4
	Sponvika	Mek.kjem.	450	95	15,6
	Kornsjø	Etterfelling	190	90	4,4
	Prestebakke	Ingen	125	95	0,0
	Bakke	Sim.felling	144	95	3,5
	Østerbo	Etterfelling	150	90	3,4
	Brække	Sim.felling	15	100	0,4
Hobøl	Tomter	Etterfelling	1100	85	34,1
	Elvestad	Etterfelling	250	95	6,1
	Ringvold	Etterfelling	700	95	24,3
Hvaler	Utgård	Ingen	1189	95	0,0
	Skjærhalden	Ingen	681	85	0,0
Marker	Bommen	Etterfelling	1600	85	49,6
	Grensens	Biologisk	52	95	0,9
	Langnes	Mek.kjem.	20	100	0,7
Moss, Våler, Vestby	Kambo	Mek.kjem.	9087	90	298,5
Moss, Rygge	Fuglevik	Mek.kjem.	28704	82	859,1
Rakkestad	Bodal	Etterfelling	3865	80	112,9
	Kirkeng	Sim.felling	415	90	9,5
	Østbygda	Sim.felling	85	95	2,1
	Rømskog	Rømskog	Sim.felling	340	95
Råde	Hestvold	Mek.kjem.	4871	80	142,2
Sarpsborg	Alvím	Mek.kjem.	43152	80	1260,0
	Kolstad	Sim.felling	70	95	1,7
	Jelsnes	Sim.felling	265	95	6,4
	Brunsbysdalen	Sim.felling	280	80	5,7
	Isefoss	Mek.kjem.	820	85	25,4
	Løkkevika	Sim.felling	80	95	1,9
	Stenbekk	Mek.kjem.	50	100	1,8
	Høk	Biologisk	200	90	3,3
	Skiptvet	Hoel	Biologisk	1420	90
Spydeberg	Mørk	Mek.kjem.	40	100	1,5
	Mariaholm	Biologisk	40	100	0,7
	Neset	Sim.felling	65	100	1,7
Trøgstad	Skjønhaug	Mek.kjem.	2585	90	84,9
Våler	Svinndal	Etterfelling	321	90	7,4
	Grepperød	Sim.felling	35	100	0,9
	Våler batteri	Sim.felling	180	100	4,6
<b>Sum Østfold</b>			<b>203403</b>		<b>5935,6</b>



Tabell 2. Septiktanker og septikslammengder i Østfold i 1993.

Kommune	Renseanlegg	Tettbeb.	Spredt bebyggelse		Stip. tonn TS septik	Målt m3 septik	Målt tonn TS septik
		Ant. pe ikke tilkn	Fast bosetn m3 slam	Fritidsbeb m3 slam			
Aremark	Skotsberg	0					
	Bjørkebekk	0					
Askim, Hobbøl, Spydeberg, Skiptvet	AHSA	119	5010	448	118,7	8821	176,4
	Solbergfoss	0					
Eidsberg, Rømskog	Mysen	335	2992	32	67,0	4562	91,2
Fredrikstad, Hvaler	FREVAR	1106	8034	736	230,1	111	2,2
Halden, Aremark	Rømmendaler	3467	4646	664	176,2	13063	261,3
	Sponvika	180					
	Kornsjø	10					
	Prestebakke	25					
	Bakke	29					
	Østerbo	0					
	Brekke	0					
Hobbøl	Tomter	55					
	Elvestad	188					
	Ringvold	105					
Hvaler	Utgård	0					
	Skjærhalden	19					
Marker	Bommen	80	1990	240	46,1	2722	54,4
	Grensen	0					
	Langnes	0					
Moss, Våler, Rygge, Råde, Vestby	Kambo	73	4368	1488	213,9	11342	226,8
	Fuglevik	4449					
Rakkestad	Bodal	232	3691	0	78,8	2865	57,3
	Kirkeng	42					
	Østbygda	0					
Rømskog	Rømskog	20					
Råde	Hestvold	779					
Sarpsborg	Alvim	4366	2150	813	141,8	13500	270,0
	Kolstad	0					
	Jelsnes	32					
	Brunsbaldalen	42					
	Isefoss	82					
	Løkkevika	0					
	Stenbekk	0					
	Høk	0					
Skiptvet	Hoel	57					
Spydeberg	Mørk	0					
	Mariaholm	0					
	Nesset	0					
Trøgstad	Skjønhaug	0	2674	50	54,5	2423	48,5
Våler	Svinndal	3					
	Grepperød	0					
	Våler batteri	0					
<b>Sum Østfold</b>		<b>15895</b>	<b>35555</b>	<b>4470</b>	<b>1127,0</b>	<b>59409</b>	<b>1188,2</b>



Tabell 3. Slammengder fra andre renseanlegg i Østfold i 1993.

Kommune	Renseanlegg	Stip. tonn T	Målt m3	Målt tonn TS	Stip./målt	Brukt tonn TS	Merknad
		andre r.a.	andre r.a.	andre r.a.	andre r.a.	andre r.a.	
Aremark	Skotsberg						
	Bjørkebekk						Til Remmendalen
Askim, Spydeberg	AHSA	45,0	380	15,2	3,0	15,2	
	Solbergfoss						Til AHSA
Eidsberg	Mysen						
Frørikstad	FREVAR						
Halden	Remmendaler	28,8	344	13,8	2,1	13,8	
	Sponvika						Til Remmendalen
	Kornsjø						Til Remmendalen
	Prestebakke						Til Remmendalen
	Bakke						Til Remmendalen
	Østerbo						Til Remmendalen
	Brekke						Til Remmendalen
	Tomter						Til AHSA
Hobøl	Elvestad						Til AHSA
	Ringvold						
Hvaler	Utgård						Til FREVAR
	Skjærhalden						Til FREVAR
Marker	Bommen	1,6	0	0,0		1,6	
	Grensen						Til Bommen
	Langnes						Til Bommen
Moss, Våler, Vestby	Kambo	5,5	0	0,0		5,5	
Moss, Rygge	Fuglevik						
Rakkestad	Bodal	11,6	644	12,9	0,9	12,9	
	Kirkeng						Til Bodal
	Østbygda						Til Bodal
Rømskog	Rømskog						Til lagune
Råde	Hestvold						
Sarpsborg	Alvim	20,9	2194	43,9	0,5	43,9	
	Kolstad						Til Alvim
	Jelsnes						Til Alvim
	Brunsbydalen						Til Alvim
	Isefoss						
	Løkkevika						Til Alvim
	Stenbekk						Til Alvim
	Høk						Til Alvim
Skiptvet	Hoel						
Spydeberg	Mærk						Til AHSA
	Mariaholm						Til AHSA
	Neset						Til AHSA
Trøgstad	Skjønhaug						
Våler	Svinndal						
	Grepperød						Til Kambo
	Våler batteri						Til Kambo
<b>Sum Østfold</b>		<b>113,4</b>	<b>3562</b>	<b>85,7</b>		<b>92,8</b>	

Tabell 4. Slammengder fra renseanleggene i Østfold i 1993.

Kommune	Renseanlegg	Målt m <sup>3</sup>	TS (%)	Målt tonn TS	Stip./målt	Brukt tonn TS tot.	Merknad
		avv. slam					
Aremark	Skotsberg	73	19,2	14,0	0,9	14,0	
	Bjørkebekk						Til Rømmendalen
Askim, Spydeberg	AHSA	2582	22,3	576,0	1,1	576,0	
	Solbergfoss						Til AHSA
Eidsberg	Mysen	1492	18,5	276,0	1,1	276,0	
Fredrikstad	FREVAR	6024	25,0	1506,0	0,7	1506,0	
Halden	Rømmendalen	2946	26,0	767,0	1,2	767,0	
	Sponvika						Til Rømmendalen
	Kornsjø						Til Rømmendalen
	Prestebakke						Til Rømmendalen
	Bakke						Til Rømmendalen
	Østerbo						Til Rømmendalen
	Brekke						Til Rømmendalen
Hobøl	Tomter						Til AHSA
	Elvestad						Til AHSA
Hvaler	Ringvold	93	14,5	13,5	1,8	13,5	
	Utgård						
Marker	Skjærhalden						
	Bommen	364	24,5	89,0	1,2	89,0	
	Grensen						Til Bommen
	Langnes						Til Bommen
Moss, Våler, Vestby	Kambo	2148	25,4	546,0	1,0	546,0	
Moss, Rygge	Fuglevik	2930	26,8	785,0	0,8	785,0	
Rakkestad	Bodal	220	25,9	57,0	2,2	170,9	
	Kirkeng						Til Bodal
	Østbygda						Til Bodal
Rømskog	Rømskog	126	2,0	2,5	3,3	8,3	Lagune
Råde	Hestvold	936	21,8	204,0	0,7	204,0	
Sarpsborg	Alvim	3955	32,1	1270,0	0,9	1270,0	
	Kolstad						Til Alvim
	Jelsnes						Til Alvim
	Brunsbjødalen						Til Alvim
	Isefoss	93	24,7	23,0	1,1	23,0	
	Løkkevika						Til Alvim
	Stenbekk						Til Alvim
	Høk						Til Alvim
Skiptvet	Hoel	145	19,3	28,0	0,8	28,0	
Spydeberg	Mørk						Til AHSA
	Mariaholm						Til AHSA
	Nesset						Til AHSA
Trøgstad	Skjønhaug	654	21,3	139,0	1,0	139,0	
Våler	Svinndal	82,5	14,5	12,0	0,6	12,0	
	Grepperød						Til Kambo
	Våler batteri						Til Kambo
<b>Sum Østfold</b>		<b>24864</b>	<b>25,4</b>	<b>6308,0</b>	<b>1,1</b>	<b>6427,6</b>	

Tabell 5. Slammengder i Østfold i 1993 og forventet i år 2003.

Kommune	Renseanlegg	1993		2003				Merknader
		Tonn TS	m3 avv. slam	Tonn TS råslam	m3 avv. råslam*	Tonn TS stabilisert	m3 avv. stabilisert	
Aremark	Skotsberg	14	73	15	78	12	34	Langtidslagring
	Bjørkebekk							Til Remmendale
Askim, Spydeberg	AHSA	576	2582	656	2941	479	1916	Kompostering
	Solbergfoss							Til AHSA
Eidsberg	Mysen	276	1492	266	1437	194	776	Til AHSA
Fredrikstad, Hvaler	Øra	1506	6024	3278	8784	2196	8784	Anaerob stab.
Halden	Remmendale	767	2946	870	3343	635	2541	Kompostering
	Sponvika							Til Remmendale
	Kornsjø							Til Remmendale
	Prestebakke							Til Remmendale
	Bakke							Til Remmendale
	Østerbo							Til Remmendale
	Brekke							Til Remmendale
Hobøl	Tomter							Til AHSA
	Elvestad							Til AHSA
	Ringvold	14	93	16	107	11	45	Til AHSA
Marker	Bommen	89	364	83	339	60	242	Kompostering
	Grensen							Til Bommen
	Langnes							Til Bommen
Moss, Våler, Vestby	Kambo	546	2148	523	2058	350	1308	Anaerob stab.
Moss, Rygge	Fuglevik	785	2930	1723	4309	1160	4328	Anaerob stab.
Rakkestad	Bodal	171	659	333	861	223	861	Anaerob stab.
	Kirkeng							Til Bodal
	Østbygda							Til Bodal
Rømskog	Rømskog	8	0	9	0	6	26	Kompostering
Råde	Hestvold	204	936	251	1154	184	734	Kompostering
Sarpsborg	Alvim	1270	3955	2171	4529	1454	4529	Anaerob stab.
	Kolstad							Til Alvim
	Jelsnes							Til Alvim
	Brunsbjødalen							Til Alvim
	Isefoss	23	93	0	0	0	0	Til Alvim
	Løkkevika							Til Alvim
	Stenbekk							Til Alvim
	Høk							Til Alvim
Skiptvet	Hoel	28	145	31	159	22	90	Til AHSA
Spydeberg	Mørk							Til AHSA
	Mariaholm							Til AHSA
	Neset							Til AHSA
Trøgstad	Skjønhaug	139	654	150	706	110	438	Kompostering
Våler	Svinndal	12	83	8	54	0	0	Til Fuglevik
	Grepperød							Til Kambo
	Våler batteri							Til Kambo
<b>Sum Østfold</b>		<b>6428</b>	<b>25177</b>	<b>10382</b>	<b>30858</b>	<b>7097</b>	<b>26652</b>	
<b>Indre Østfold</b>		<b>1130</b>	<b>5330</b>	<b>1210</b>	<b>5689</b>	<b>883</b>	<b>3533</b>	<b>Kompostering</b>
<b>MOVAR</b>		<b>1547</b>	<b>6097</b>	<b>2505</b>	<b>7574</b>	<b>1694</b>	<b>6371</b>	<b>Anaerob stab.</b>
<b>Rakkestad</b>		<b>171</b>	<b>659</b>	<b>333</b>	<b>861</b>	<b>223</b>	<b>861</b>	<b>Anaerob stab.</b>
<b>Sarpsborg</b>		<b>1293</b>	<b>4048</b>	<b>2171</b>	<b>4529</b>	<b>1454</b>	<b>4529</b>	<b>Anaerob stab.</b>
<b>Fredrikstad, Hvaler</b>		<b>1506</b>	<b>6024</b>	<b>3278</b>	<b>8784</b>	<b>2196</b>	<b>8784</b>	<b>Anaerob stab.</b>
<b>Halden, Aremark</b>		<b>781</b>	<b>3019</b>	<b>885</b>	<b>3421</b>	<b>647</b>	<b>2575</b>	<b>Kompostering</b>



## **Vedlegg 3.**

**Nyttestoffer og tungmetaller  
i slammet fra Østfold  
i 1991 - 1993.**

The first part of the paper discusses the importance of the  
 research and the objectives of the study. It also outlines the  
 methodology used in the study, including the data sources and  
 the statistical techniques employed.

### CONCLUSIONS

The results of the study indicate that there is a significant  
 relationship between the variables studied. The findings suggest  
 that the model proposed is a good fit for the data.

The study has several limitations, including the use of a  
 cross-sectional design and the reliance on self-reported data.  
 Future research should aim to address these limitations by  
 using longitudinal data and more objective measures.

**Tungmetaller i slam fra renseanlegg med avvanning fra 1991 til 1993. Alle verdier i mg/kg TS.**

Renseanlegg		Kadmium	Bly	Kvikksølv	Nikkel	Sink	Kobber	Krom	Overskridelser	% overskr.
Grense jordbruk		4	100	5	80	1500	1000	125		
Grense grøntareal		10	300	7	100	3000	1500	200		
Bommen	Middel	1,7	62,7	2,3	10,9	687,0	231,6	15,1		
	Maks.	2,2	128,0	7,7	15,5	1176,0	353,0	22,2	1 Pb, 2 Hg	42,9
Hestvold	Middel	0,9	18,1	1,1	7,7	312,5	93,9	7,8		
	Maks.	1,0	20,1	3,2	9,8	373,2	110,3	12,7		
Isefoss	Middel	0,8	21,6	0,4	8,3	284,6	84,1	18,2		
	Maks.	1,3	29,8	0,6	10,1	339,0	98,9	24,5		
Ringvold	Middel	1,2	26,8	0,6	10,7	420,6	195,5	9,9		
	Maks.	1,7	43,2	1,0	16,9	530,0	270,0	14,1		
Rørskog	Middel	0,8	4,0	0,6	3,2	282,0	272,6	3,3		
	Maks.	1,5	8,7	1,0	6,5	924,6	470,1	8,7		
Skiptvedt	Middel	1,7	37,9	2,8	15,5	370,6	223,4	11,4		
	Maks.	2,1	55,9	3,8	22,2	454,7	358,6	15,1		
Skjønhaug	Middel	0,9	20,7	1,2	6,2	311,0	115,8	12,8		
	Maks.	1,3	41,0	1,7	8,5	402,7	147,0	17,8		
Skotsberg	Middel	1,2	24,2	3,1	9,9	473,7	254,0	18,9		
	Maks.	1,9	38,1	5,1	15,8	843,4	401,1	29,5	1 Hg	16,7
Svinndal	Middel	1,4	26,4	0,4	17,7	422,5	161,4	10,8		
	Maks.	2,2	51,6	0,7	21,9	480,0	204,5	17,7		
FREVAR	Middel	2,1	44,3	1,1	23,5	423,3	106,3	18,2		
	Maks.	5,6	71,5	1,7	68,5	635,3	135,5	56,1	2 Cd	5,6
Alvim	Middel	1,3	47,7	3,7	27,7	515,9	160,0	24,0		
	Maks.	2,0	103,8	30,2	100,4	736,4	289,1	55,3	1 Pb, 4 Hg, 1 Ni	13,9
AHSA	Middel	1,0	28,5	1,0	16,2	327,2	139,4	24,1		
	Maks.	1,7	97,5	3,3	36,5	413,6	260,5	53,2		
Remmendalen	Middel	1,2	98,6	1,5	7,8	452,4	400,4	19,4		
	Maks.	2,6	1420,0	12,0	14,5	888,6	574,6	31,3	3 Pb, 1 Hg	8,3
Fuglevik	Middel	0,9	33,4	0,8	24,0	319,5	132,6	23,8		
	Maks.	2,0	60,0	1,3	46,4	420,0	178,0	54,6		
Kambo	Middel	1,1	30,1	1,8	17,9	430,8	179,6	11,1		
	Maks.	1,7	61,3	4,4	139,0	1070,0	730,0	25,1	1 Ni	4,8
Mysen	Middel	1,1	26,7	2,1	12,1	377,7	116,7	16,8		
	Maks.	1,5	45,1	11,4	19,3	528,5	163,7	26,4	1 Hg	5,6
Rakkestad	Middel	1,1	22,5	1,3	11,6	441,2	109,2	10,6		
	Maks.	1,7	41,5	2,4	25,2	860,0	183,6	14,8		
Alle	Middel	1,6	86,4	3,5	23,7	517,2	234,0	21,8		
	Maks.	5,6	1420,0	30,2	139,0	1176,0	730,0	56,1		

*Midlere innhold av næringsstoffer i avvannet slam fra perioden 1991 til 1993.*

Renseanlegg	Tørrestoff (%)	Organisk stoff (% AV TS)	Total nitrogen (% AV TS)	Ammonium-N (% AV TS)	Total fosfor (% AV TS)	Kalium (% AV TS)	Kalsium (% AV TS)
Bommen	24,1	63,4	3,3	0,86	1,6	0,19	0,84
Hestvold	29,1	66,1	2,9	0,52	1,6	0,15	0,73
Isefoss	23,5	61,9	2,5	0,45	1,6	0,17	0,36
Ringvold	13,9	54,8	4,2	0,37	2,0	0,26	0,66
Rømskog	0,7	36,1	1,7	0,15	0,5	0,10	0,26
Skiptvedt	21,2	67,0	4,3	0,52	1,5	0,29	0,87
Skjønhaug	20,4	60,7	2,7	0,44	1,4	0,11	0,98
Skotsberg	22,9	58,6	3,5	0,78	1,7	0,18	0,38
Svinndal	14,3	53,5	3,7	0,12	3,9	0,45	0,44
FREVAR	27,6	41,6	1,9	0,31	1,7	0,27	0,75
Alvim	31,3	45,8	1,9	0,25	1,5	0,21	0,74
AHSA	23,1	51,4	2,1	0,31	1,2	0,25	2,43
Rømmendaler	25,2	58,4	2,4	0,25	1,3	0,14	0,70
Fuglevik	26,8	41,2	1,9	0,20	1,3	0,15	1,01
Kambo	23,3	69,2	2,5	0,29	1,2	0,09	1,07
Mysen	19,1	62,3	2,9	0,52	1,7	0,17	0,61
Rakkestad	21,7	58,1	3,7	1,01	1,1	0,28	0,58
Middel	21,6	55,9	2,8	0,43	1,6	0,20	0,79



## Generelle forutsetninger

I kostnadene er tatt med det utstyr som er nødvendig for å kunne drive slambehandlingsprosessene. I kommuner/områder som har flere renseanlegg med avanningsutstyr er slambehandlingsanlegget lagt til det største renseanlegget. Det er regnet en transportkostnad på kr 70 pr. m<sup>3</sup> avvannet slam som skal transporteres til dette anlegget.

Det er ellers brukt følgende generelle forutsetninger:

- Lånerente 7% p.a.
- Midlere avskrivningstid investeringer: 20 år
- Pris pr. årsverk til drift av anlegg: kr 250.000,- for slambehandling utenom tørking, kr 300.000,- for tørking
- Vedlikeholdskostnader: 2% av investeringskostnadene
- Transportkostnader (20 km): kr 70,-/m<sup>3</sup> avvannet slam
- Arbeid på mellomlager + videretransport: kr 50,-/m<sup>3</sup> avvannet slam
- Strømkostnader: kr 0,40 pr. kWh
- Verdi av biogass regnet etter brutto produksjon: kr 0,25 pr. kWh
- Verdi av gjenvunnet energi ved tørking og forbrenning: kr 0,25 pr. kWh
- Kostnad for olje til støttebrensel ved tørking/forbrenning: kr 2.000,- pr. tonn.
- Energipris for slamoppvarming ved bruk av gass: kr 0,25 pr. kWh.
- Mengde slam til mellomlager i forhold til det som benyttes direkte: 0%
- Arealbehov for mellomlagring ved ett års lagring: 2 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> slam
- Tørrstoffinnhold i avvannet slam ved ulik behandling før avvanning:
  - Ingen behandling (råslam): 23%
  - Anaerob stabilisering: 26%
  - Våtkompostert slam: 26%
  - Pasteurisering/aerob, termofil forbehandling + anaerob stabilisering: 28%
  - Tørrstoffinnhold i kalkbehandlet slam: 37%

## Spesielle forutsetninger for enkeltprosesser

### Anaerob stabilisering

- Andel organisk stoff i slam: 60%.
- Organisk stoff som nedbrytes: 40%.
- Gassproduksjon: 1,0 Nm<sup>3</sup>/kg nedbrutt organisk stoff.
- Energi i gassen: 6,0 kWh/Nm<sup>3</sup>.
- Dersom anlegget mottar avvannet slam fra mindre renseanlegg, koster mottaksanlegget 1,5 mill. kr i investering og kr 70.000,- pr. år i drift.

### Anaerob stabilisering + tørking

- Etter tørking skal slammet ha minimum 85% TS.

### Frilandskompostering

- Innblanding av bark i forholdet 1:1: kr 50,- pr. m<sup>3</sup> slam inkl. arbeid.
- Transport 20 km fra renseanlegg til komposteringsareal.
- Arealbehov ved frilandskompostering: 3,3 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> slam.

### Kalkbehandling

- 600 kg kalk pr. tonn TS. Kalkpris kr 1.000,- pr. m<sup>3</sup>.
- Isolering av silo for avvannet slam er tatt med.



