

NORVAR

ARKIV

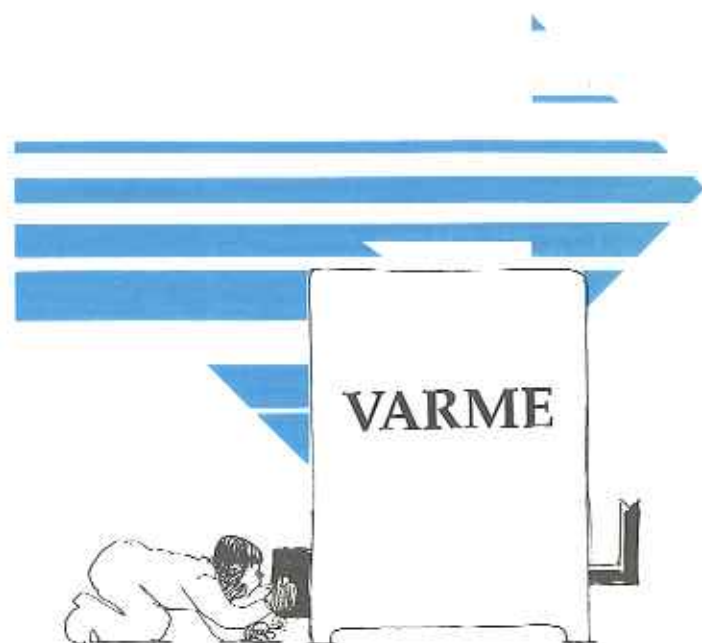
NORVAR

20 D
1991

Prosjektrapport

Prosjektet «Slambehandling og -disponering
ved større kloakkrenseanlegg». Delrapport

Termisk behandling av kloakkslam



Norske VAR-selskapers forening

NORVAR-rapport

Norske VAR-selskapers forening

Postadresse: 2312 OTTESTAD
Besøksadresse: HIAS, Sandvika (Ottestad)
Telefon: 065 76255

Rapportnummer:

20 D - 1991

Dato:

12. juli 1991

Antall sider (inkl. bilag)

120

Tilgjengelighet:

☒ Åpen

☐ Begrenset

Rapportens tittel:

Prosjektet "Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg" Delrapport. TERMISK BEHANDLING AV KLOAKKSLAM

Forfatter(e): Arbeidsgruppe bestående av Per Hallberg, Tor Arne Ulfeng, Olav Holdhus, Ernst Georg Hovland (sekretær)

Ekstrakt:

Prosjektet "Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg" har som mål å sammenstille dagens kunnskap og erfaringer om dette tema. Foreliggende rapport er en av i alt 5 rapporter fra prosjektet. Denne delrapporten beskriver kunnskap om tørking, forbrenning og termisk kondisjonering av slam. Det er blant annet gitt tekniske og økonomiske data for anlegg for henholdsvis 20.000, 70.000 og 450.000 personekvivalenter.

Emneord, norske: Kloakkslam
Tørking
Forbrenning

Emneord, engelske: Sewage Sludge
Sludge Drying
Sludge Incineration

Andre utgaver:

82-414-0026-8

FORORD

Etter forslag fra VEAS, inviterte NORVAR i 1989 forskjellige renseanlegg m. fl. til å delta i et prosjekt for å samordne aktiviteten på slamsiden.

Prosjektets mål har vært å sammenstille dagens erfaringer/kunnskap om slambehandling/-disponering i en teknisk/økonomisk utredning. For teknisk/økonomiske data har man konsenteret seg om 3 anleggsstørrelser; 20.000, 70.000 og 300.000/450.000 pe.

Arbeidet har tatt utgangspunkt i

- driftserfaringer
- diverse utredninger som er utført for prosjektdeltagerne
- forsøksresultater
- opplysninger fra diverse firma/anlegg
- spesialutredninger
- konkrete planer
- litteraturstudier.

Prosjektet har vært organisert som vist i figuren nedenfor.



Fig. 1 Organisering av NORVAR-prosjektet P13 E. Utredning om slambehandling/-disponering ved større kloakkrenseanlegg

Styringsgruppen har hatt følgende sammensetning:

- Svein Erik Moen, NORVAR (leder)
- Kjartan Reksten, O.V.A.
- Kjell Johnsen, S.I.A.
- Ernst Georg Hovland, I.V.A.R.
- Bjarne Paulsrud, Aquateam A/S (observatør for SFT's styringsgruppe)
- Olav Holdhus, VEAS (Prosjektleder/sekretær)

De 3 arbeidsgruppene har hatt følgende sammensetning:

Arbeidsgruppe for aerob/anerob behandling:

- Kjell Johnsen, S.I.A.
- Knut Lilleng, FOA
- Leif Sigvaldsen, Knarrdalstrand kloakkrenseanlegg

- Ingar Ness, O.V.A.
- Olav Holdhus, VEAS (sekretær)

Arbeidsgruppe for termisk behandling:

- Ernst Georg Hovland, I.V.A.R.(sekretær)
- Per Hallberg, O.V.A.
- Tor A. Ulfeng, RA-2
- Olav Holdhus, VEAS

Arbeidsgruppe for avvanning, kompostering, kalkbehandling:

- Kjell Åge Haugli, HIAS
- Kirsti Grundnes Berg, VEAS
- Gunnar Hall, RA-2
- Bjørn Christoffersen, Drammen kommune
- Lars Magnussen, Samfunnsteknikk A/S (sekretær)
- Olav Holdhus, VEAS

Prosjektet har hatt 22 deltagere. Prosjektdeltagerne har bidratt dels med egeninnsats, dels med å stille til disposisjon tidligere utredninger, dels med kontantstøtte til prosjektet. Dette er nærmere angitt i tabell 1.

Tabell 1.

PROSJEKTDELTAGERE PR. 20.6.91

a = bidrag i form av arbeidsinnsats
u = stilt utredninger til disposisjon
t = økonomisk tilskudd

FOA	(Fredrikstad-området)	
HIAS	(Hamar-regionen)	a,u
I.V.A.R.	(Stavanger-regionen)	a,u
KNARRDALSTRAND KLOAKKRENSSEANLEGG	(Porsgrunn/Skien)	a,u
O.V.A.	(Oslo vann- og avløpsverk)	a,u
RA-2	(Lillestrøm-området)	a,u
S.I.A.	(Sarpsborg-regionen)	a,u
VEAS	(Vestfjorden avløpselskap i Oslo-området)	a,u,t
TAU	(Tønsberg-regionen)	t
NIDAR-KRETSEN	(Årødal-regionen)	t
DRAMMEN KOMMUNE		a,u
GJØVIK KOMMUNE		t
SKIEN KOMMUNE		t
KONGSBERG KOMMUNE		u,t
RINGERIKE KOMMUNE		u,t
FYLKESMANNEN I HEDMARK		t
FYLKESMANNEN I AKERSHUS		t
ENVIRO TECH A/S		t
HYDROGAS A/S		t
BIKOM		t
AQUATEAM A/S		a,u
VA-MILJØTEKNIKK		a,u

Det vil bli utgitt følgende rapporter fra prosjektet:

- Aerob/anaerob behandling
- Tørring/forbrenning
- Kalking og kompostering
- Avvanning
- Samlerapport

Prosjektdeltagerne har vært invitert til 4 høringsmøter. Disse høringsmøtene var et viktig ledd i den kompetanseoppbygging prosjektdeltagerne fikk gjennom deltagelsen.

En stor del av arbeidet er konsentrert om slambehandling, men det er også beskrevet hvordan denne påvirker disponeringsmulighetene etter behandlingen. Rapportene beskriver også behov for videre arbeid på dette feltet.

Som et grunnlag for å diskutere aktivitet vedrørende miljøpåvirkning ved bruk av slam, har styringsgruppen engasjert Bjarne Paulsrud, Aquateam A/S, til å utarbeide et forprosjekt. Dette prosjektet gir en oversikt over hva som er gjort på dette feltet til i dag, samt hvilke fagmiljøer som arbeider på feltet.

Kostnadene for prosjektet ("verdiskapningen") er beregnet til ca. kr. 1,4 mill.

NORVAR har etablert en slamgruppe som skal videreføre arbeidet med slamspørsmålet.

Med dette vil vi takke alle som har bidratt til gjennomføringen av dette prosjektet for innsatsen.

Ottestad, 12. juli 1991

Svein Erik Moen

Innholdsregister

I. Tørrking av kloakkslam

	Side
1. Innledning	1
2. Bakgrunnsdata	1
3. Prinsipp	2
3.1. Direkte tørrking	2
3.2. Indirekte tørrking	3
3.3. Grad av tørrking	4
3.4. Produktbehandling	4
4. Prosess- og funksjonsbeskrivelse	4
4.1. Beskrivelse av ulike tørketyper	4
4.1.1. Trommeltørke, direktevirkende Swiss Combi trommeltørke	5
4.1.2. Stord Rotadisc	6
4.1.3. Multicoil	10
4.1.4. Sevar-tørken	12
4.1.5. Rørtørke, EXERGY-tørken	14
4.1.6. Hvirvelsjiktstørke ASEA BROWN BOVERI	16
4.2. Materialvalg	17
4.3. Mellomlager for slam	17
4.4. Doseringslinje/slamtilførsel	17
4.5. Igangkjøring/stopp	18
4.6. Transportutstyr for tørket slam	19
4.7. Nedkjøling av tørket slam	19
4.8. Behandling av tørket slam	19
4.9. Lagring og utlasting	19
4.10. Avgassrensing	20
5. Anleggsgodkjenning/sikkerhetsutstyr	22
6. Energimessige forhold	23
Energibehov, energikilde, varmegjenvinning	
7. Bygningsmessige forhold	28
8. Drift og vedlikehold	28
8.1. Driftsform	28
8.2. Rapporterte driftserfaringer	29
9. Miljømessige forhold	30
9.1. Arbeidsmiljø	30
9.2. Ytre miljø	30

10. Økonomi	30
11. Sluttdisponering	36
11.1.Egenskaper til tørket slam	36
11.2.Lagring av produkt	37
11.3.Transport	37
11.4.Anvendelsesmuligheter	37

II. Forbrenning av kloakkslam

1. Definisjon	39
2. Formål og utbredelse	39
3. Valg av forbrenning som behandlingsmetode	40
4. Forhold vedrørende dimensjonering	41
4.1. Dimensjoneringsparametre	41
4.2. Slamavvanning	41
4.3. Varierende slamkvalitet og slamtilførsel	42
4.4. Anleggets kapasitet	42
5. Forbehandling av slam før forbrenning	42
6. Prinsippløsninger	43
6.1. Generelt om forbrenning av slam	43
6.2. Samforbrenning	44
6.3. Slamtilførsel	48
6.4. Forbrenningstemperatur	48
6.5. Slaggseltemperatur	49
6.6. Lufttilskudd	49
6.7. Hvirvelsjiktsovn	50
6.8. Etasjeovn	53
6.9. Røkgassrensing	56
6.10.Askehåndtering	60
7. Sammenlikning av hvirvelsjiktsovn og etasjeovn	62
7.1. Ovnskapasitet	62
7.2. Askehåndtering	62
7.3. Sandtilførsel	62
7.4. Erosjon	62
7.5. Konstruksjon	62
7.6. Slaggdannelse	62
7.7. Fett og skum	62
7.8. Forbrenningsprosess	63
7.9. Utslipp	63
7.10.Vedlikehold	63
7.11.Krav til elektrisk energi	64
7.12.Drift og behov for arbeidskraft	64
7.13.Kjemikalietilsetning i slammet	64

8.	Energimessige forhold	65
8.1.	Brennverdi	65
8.2.	Energibehov	65
8.3.	Autoterm forbrenning og behov for støttebrensel	67
8.4.	Varmegjenvinning	70
8.5.	Energibalanse	71
9.	Bygningsvolum	75
10.	Driftserfaringer	75
10.1.	Avsatsene i etasjeovnen	75
10.2.	Førearmene, tennene og sentralaksel	75
10.3.	Røkgassvifter	76
10.4.	Omløpsspjeld	76
10.5.	Termoelement	76
10.6.	Bunnpartiet i hvirvelsjiktsovnen	77
10.7.	Korrosjon i avgassystem	77
10.8.	Slitasje og støvproblem i askehåndteringssyst	78
10.9.	Varmevekslere	78
10.10.	Utstyr for avgassrensing	78
10.11.	Slagg og klinker	78
10.12.	Brennere	79
10.13.	Ristgoods, fett og skum	79
11.	Miljømessige forhold	79
11.1.	Forurensningskomponenter	79
11.2.	Utslippskrav	80
12.	Økonomi	82
13.	Sluttdisponering	88

III. Andre termiske behandlingsmetoder

1.	Termisk kondisjonering og sterilisering	89
1.1.	Prosess og utbredelse	89
1.2.	Oppbygging av anlegg	89
1.3.	Forsøk ved Vestfjorden Avløpsselskap	90
1.4.	Økonomi	90
1.4.1.	Maskinkostnader	90
1.4.2.	Byggekostnader	90
1.4.3.	Energikostnader	90
1.4.4.	Personalkostnader	91
1.4.5.	Totale årskostnader	91
1.4.6.	Enhetskostnader	91
1.5.	Slamkvalitet	91
1.5.1.	Tungmetaller	91

1.5.2. Lukt og stabilitet	92
1.5.3. Smitte	92
1.5.4. Disponering i jordbruket	92
2. Våtoksidasjon	92
3. Pyrolyse	93
IV. Vedlegg	94
Vedlegg 1 Regnmodell for energibehov ved tørking av slam	94
Vedlegg 2 Regnmodell for energibalanse ved brenning av slam i hvirvelsjiktsovn	95
Vedlegg 3 Data for forbrenningsanlegg i Bruges i Belgia og Karlsruhe og Stuttgart i Tyskland	97
V. Litteratur	102

1. Innledning

Sammenliknet med andre land har slambehandlingen i Norge tradisjonelt vært enkel. Stort sett har behandlingen bestått i å avvanne råslam eventuelt kombinert med tilsetning av kondisjoneringsmiddel. Slamdistribusjon i jordbruket og deponering av slam har medført problemer, f.eks luktproblem. I framtida kan det forventes at slambehandlingen blir mer omfattende i Norge. Tørking av slammet etter utråtning og mekanisk avvanning er en aktuell prosesslinje. Slammengden blir redusert betraktelig, og slammet vil være stabilisert og hygienisert. Disse egenskapene vil være gunstige håndteringsmessig og bruksmessig. Tørket slam vil ha flere disponeringsalternativ enn bare avvannet slam.

Fram til i dag har tørking ofte blitt anvendt til fortørking av slammet før forbrenning. Imidlertid er det nå i Europa en økende interesse for tørking som sluttbehandling. Slammet tørkes til mer enn 85% tørrstoff.

2. Bakgrunnsdata

Det er flere parametre som er viktige når tørkemaskinen skal dimensjoneres:

- Slamproduksjon, gjennomsnitt og variasjon
- Tørrstoffinnhold i slammet etter mekanisk avvanning
- Temperatur i inngående slam til tørken
- Tørrstoffinnhold i sluttproduktet
- Driftsmåte (helkontinuerlig, diskontinuerlig drift mm.)
- Slammets forhistorie/type slam
- Framtidig slamproduksjon

Slammets kjemiske sammensetning kan også ha betydning for prosessvalg, design og sluttfordelingen av slammet:

- Innhold av uorganisk og organisk materiale
- Innhold av miljøgifter
- Fellingskemikalier
- Kondisjoneringsmiddel

Slam som er tilsatt kalk som kondisjoneringsmiddel har en løs og grynnet struktur som medfører at slammet vil være enkelt å tørke. Forsøk har vist at det ikke oppstår klebeprosess (HOLDHUS 1990).

Utråtnet, kjemisk felt slam vil være enklere å tørke enn kjemisk felt slam som ikke er utråtnet. Dette skyldes at nedbrytingen 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. Dette skyldes slammets egenskaper.

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

Opplysninger om industripåslipp vil være nyttige både når det gjelder belastning og variasjon i belastning. Ettersom tørking ofte vil kombineres med utråtningsprosess, vil f.eks. stor tilførsel av organisk materiale kunne gi stor biogassproduksjon som bidrar positivt til energibalansen. Likeledes vil sterkt varierende slamproduksjon f.eks. pga. varierende industribelastning ha betydning for dimensjoneringen av et tørkeanlegg.

Som vurderingsgrunnlag for valg av prosess vil aktuelle disponeringsmåter i regionen være av interesse for anleggseieren. F.eks. kan naturgitte og driftsmessige forhold i landbruket ha betydning. Likeledes vil forhold knyttet til avfallsdeponi være av interesse.

3. Prinsipp

Det finnes ulike tørketyper på markedet, f.eks. trommeltørke, skivetørke, rørtørke, fluidiserende tørke m.fl.

Tørkene kan være basert på direkte eller indirekte tørking. Ved direkte tørking er det direkte kontakt mellom varmemedium og slammet som skal tørkes. Ved indirekte tørking vil varmeoverføringen derimot skje via varmevekslere.

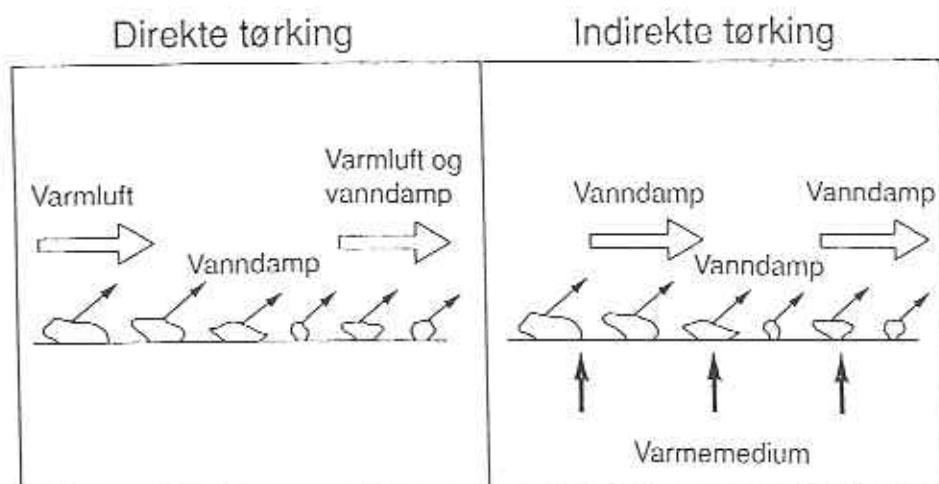
De eldre modellene av trommeltørker og skivetørker er svært energikrevende og i tillegg er det bare en mindre del av den tilførte energien som kan gjenvinnes. I nyere tørker kan derimot ca. 60- 80 % av energien gjenvinnes som varmtvann med høy temperatur.

3.1. Direkte tørking

Det vanligste prinsipp for direkte tørking har hittil vært tørking i roterende trommeltørker ved bruk av røkgass. Ankepunktet mot en slik prosess har vært luktproblemer og store avgassmengder som må renses. På enkelte anlegg har det også vært problemer med støv. En annen løsning baserer seg på at slammet føres fram på et transportbånd, mens hetluft med temperatur 100-130 °C strømmer gjennom slammet. Dette prinsippet benyttes blant annet av en tysk produsent (jfr. beskrivelse av SEVAR-tørken). Tørken er helt innelukket og det er små problemer med lukt og støv. Slammet kan tørkes til et TS-innhold varierende fra 60 til 95%. Det tørkede slammet kommer ut som granulat som er lett å håndtere.

Det finnes nye tørketyper på markedet som benytter overopphetet damp som varmemedium. Dette er delvis direkte

tørker, men når det gjelder varmeøkonomi og arbeidsmiljø er disse tørkene sammenliknbare med de indirekte tørkene. En type er en rørtørke, mens en annen baseres på hvirvelsjikt-prinsippet. Varmegjenvinningen i disse tørkene er svært god. Imidlertid finnes få referanseanlegg for tørking av kloakkslam med disse tørketypene. Et anlegg av hvirvelsjikt-typen er i drift i Frankrike.



Figur 1. Prinsipper for termisk tørking av slam (PAULSRUD 1990)

3.2. Indirekte tørking

Ved indirekte tørking benyttes damp eller hetolje som varmemedium. Energien overføres til slammet via varmeveksler. En tørke som er mye benyttet i næringsmiddelindustrien er skivetørken som blant annet leveres av Stord International i Bergen. Kværner Eureka i Oslo har en annen tørke som virker på omtrent samme måte.

Både Stord og Kværner har levert tørkeanlegg for kommunalt slam til anlegg på kontinentet.

I disse tørkene kan slammet tørkes enten til under 50% TS eller til mer enn ca. 70%. Ved tørking til over 70% TS må inngående slam blandes med tørket slam før det ledes inn i tørken.

Slam tørket til ca. 50% TS vil ofte være seigt og klebrig. Slam som tørkes til over 75% TS vil derimot være svært luftig og ha en lav romvekt. Dette kan gjøre det nødvendig å viderebehandle slammet i en briketterings-/pelletterings-/granuleringsprosess.

Også indirekte tørking kan gi luktproblemer, hvis det ikke er tatt hensyn til problematikken i anleggsutformingen.

3.3. Grad av tørking

Slam som er tørket til mellom 50 og 65% TS er svært klebrig, slik at det kan feste seg på heteplatene i tørken og brenne seg fast. Dette TS-intervallet bør derfor unngås.

Slammet begynner å bli seigt allerede ved 40% TS, slik at lagring og håndtering blir vanskelig. Ved forsøk i Hamburg har en også erfart at den biologiske aktiviteten i slammet har tatt seg opp og at en har fått sterk luktutvikling. Ved avkjøling ble slammet svært hardt og vanskelig å bryte opp (KROGSTAD 1989).

Ved anlegg i Karlsruhe og Stuttgart tørkes slammet i indirekte tørker til 40-45% TS. På disse anleggene går imidlertid slammet direkte til forbrenning i ovner plassert ved siden av tørkene. Tørkingen skjer kun for at slammet skal kunne forbrennes uten tilsats av støttebrensel.

3.4. Produktbehandling

Av hensyn til arbeidsmiljø, håndtering, transport og disponering bør det tørkede slammet ha en slik beskaffenhet at det ikke støver. Støvproblemet kan takles på forskjellige måter. Enkelte leverandører foreslår en løsning der det tørkede produktet siktes. Støvfraksjonen går i retur og blandes med inngående vått slam til tørken. Flere tørketyper forutsetter at en vesentlig del av det tørkede produktet går i retur for å unngå avsetninger i tørken.

En alternativ løsning er å installere en spesiell briketterings-/pelletterings-/granuleringsenhet for å gi det tørkede slammet ønsket struktur.

En tysk leverandør tilbyr en løsning hvor slammet gjennom en spesiell prosess får en spaghetti-liknende form før slammet føres inn i tørken.

Anlegget bør ikke avgi støv verken i rom eller til friluft. Om nødvendig bør transportutstyret ha undertrykksventilasjon.

Transporten av tørket slam bør også være skånsom for å hindre støvdannelse.

4. Prosess- og funksjonsbeskrivelse

4.1. Beskrivelse av ulike tørketyper

Enkelte tørketyper blir i det følgende mer utførlig beskrevet

enn andre. Dette betyr ikke at vi har nedvurdert enkelte tørker, men forklaringen er at tilgangen på detaljert informasjon har vært forskjellig.

4.1.1. Trommeltørke, direktevirkende

Fram til idag har roterende trommeltørke hatt stor anvendelse. Slammet tørkes direkte ved hjelp av røkgasser fra biogasskjel. Røkgassene kan enten ledes inn i samme ende som slammet tilføres (medstrømstørke) eller i motsatt ende (motstrømstørke). Motstrømstørke er fordelaktig energioekonomisk, men risikoen for overoppheting og brann er så stor at metoden ikke bør anvendes ved slamtørking.

Swiss Combi trommeltørke

Avvannet slam og resirkulert slam blandes i en skrueblander før slammet føres inn i tørken. Dette er nødvendig for å unngå at slammet avsettes i innløpssonen til tørken.

Slammet tørkes ved hjelp av energi fra varmdamp/luft.

Etterat slammet har passert tørken, blir det granulerte slammet skilt fra damp/luft-blandingen i en syklon med et integrert posefilter. Granulatet føres deretter via en skruetransportør til en vibrasjons-siktemaskin.

Siktemaskinen gir tre fraksjoner. Mellomfraksjonen som er sluttproduktet overføres til en tørrgranulat-silo, og nedkjøles ved hjelp av luft slik at en unngår kondensasjon i lagringssiloen.

Slammet som resirkuleres består av støv og den fineste og groveste fraksjonen fra siktingen. Den groveste fraksjonen passerer en oppmalingsenhet før slammet føres inn i skrueblanderen.

Som energikilde kan benyttes biogass eller olje som forbrennes i en kombinert olje/gass-brenner. Forbrenningsluften består av filtrert og forvarmet luft sammen med luft fra tørkeprosessen. I forbrenningskammeret er temperaturen 800 °C slik at luktstoffene fra tørkeprosessen destrueres. Eksosgassene kjøles ved hjelp av en varmeveksler som overfører termisk energi til damp/luft-blandingen som benyttes til å tørke slammet.

Etterat eksosgassene er nedkjølt gjennom varmevekslingen, kjøles gassene ytterligere ned ved varmeveksling med sekundærlufta. Ved utslipp til atmosfæren er temperaturen ca. 160 °C.

Damp/luft-blandingen som benyttes som energibærer ved tørkingen har en temperatur på ca. 450 °C ved inngangen til tørken.

Damp/luftblandingen som forlater tørken renses i en kombinert sykklon/posefilter-enhet, og føres deretter tilbake til varmeveksleren for gjenoppvarming.

Deler av damp/luftblandingen fra tørkeprosessen tappes av etter kondensering i en våtscrubber. Blandingen av kondensat og kjølevann (renset avløpsvann) med temperatur 85-90 °C varmeveksles og føres tilbake til innløpet til renseanlegget. Lufta som skilles fra i våtscrubberen, forbrennes i olje/gass-brenneren.

Tørken med transportsystem opereres med svakt undertrykk slik at problem med lukt og støv i arbeidsatmosfæren unngås.

Ventilasjonslufta går via et posefilter til forbrenning i olje/gass-brenneren.

4.1.2. Stord Rotadisc

Prosessen er basert på indirekte tørking.

Tørken består av en roterende del (rotor) plassert i en omsluttende stator (jfr. figur 2). Rotoren er belgformet og består av en rekke tallerkener montert på et sentrallrør. Rotoren er også tørkens hetelegeme med varmeavgivelse til produktet som ligger på utsiden av tallerkenene.

Tallerkenene er konstruert for f.eks damp eller hetolje på innsiden.

På tallerkenperiferien er det montert to skovler pr. tallerken, som regel en med positiv og en med nøytral virkning på slam-frammatingen. Skovlene roter opp slammet og medvirker til en viss grad til transporten fra innløp til utløp. Tørkens fyllingsgrad og oppholdstida kan delvis reguleres ved hjelp av antall positive skovler.

Tørken egner seg for tørking av vanskelige/klebrige produkter pga. skrapere som er fastmontert mellom de roterende tallerkenene. Disse sørger for en kontinuerlig rengjøring av tallerkenoverflatene.

Varmemedium:	Damp ved 7-8 bar
Temperatur inn:	Ca. 164 °C min.
Varmeforbruk:	1,3 -1,35 kg damp/kg vann avdampet
Temperatur avdamp:	Ca. 95 °C

Dampdomen som ligger langs med hele tørken, har avtagbare luker for inspeksjon, rengjøring og innstilling av transportskovlene. Annenhver luke har i tillegg et hånd-inspeksjonsspjeld for enkel overvåking av fyllingsgraden i tørken.

Ved utløpsenden er dampdomen utstyrt med en muffe for måling

av avdamp- undertrykk.

Ved tørkeutløpet finnes en temperaturtransmitter for måling av tørrstofftemperatur.

Tørken er utført med utenforliggende lagre. Lagrene er utstyrt med automatisk fettsmøring. Fettmengde og smøreintervall kan innstilles. Utskiftning av smørefett og rengjøring av lagre skjer to ganger årlig, eller etter ca. 4000 driftstimer.

Tørkefunksjon

Avvannet slam (20-25% TS) blandes med tørket slam (ca. 85% TS) som resirkuleres fra tørkens utløpsende. Blandeprosessen som foregår inne i tørken, gir et tørrstoffinnhold på ca. 70 %, hvorved slammets limfase (55-65% TS) unngås og tørkeprosessen forenkles.

Slammet tørkes samtidig som det transporteres gjennom tørken. Transporten forårsakes dels av nivåforskjellen mellom innløp og utløp, og dels av skovlene som er montert på tallerkentoppene.

Det ferdige tørkede slammet tas ut av tørken ved hjelp av en skruetransportør som er flenset under tørken i utløpsenden (utmatingsskruen). Ved hjelp av en resirkuleringsskrue blir det tørkede slammet transportert tilbake og løftet opp til tørkens innløpsende. En del av slammet blir ved hjelp av en skruetransportør tatt ut som ferdig produkt og levert til tørrstoffbehandlingsdelen. Det øvrige slammet blir ført tilbake til tørkens innløpsende, hvor det blir blandet med våtslam for å oppnå 70 % TS på inngående slam til tørken.

Tørken styres/reguleres ut fra tre parametre:

1. Amperbelastning på tørkens motor
2. Nivå i tørkens utløpsende (isotopmåling)
3. Temperaturen på slammet i tørken

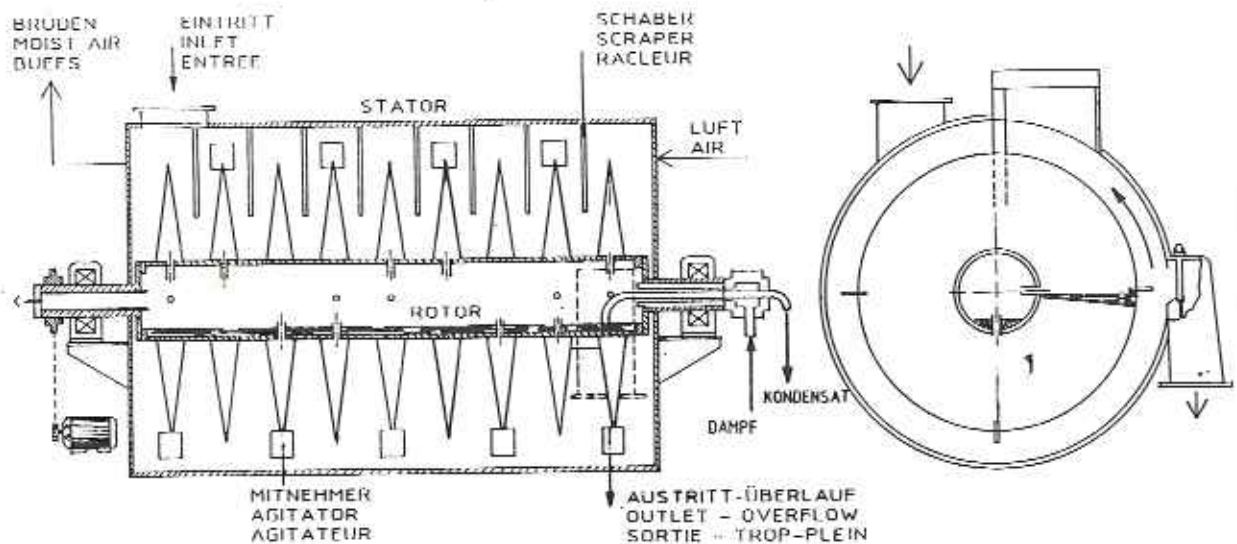
Ved å variere nivået i tørken, reguleres både oppholdstid og utnyttet heteflate. Temperaturen og således varmetilførselen reguleres ved å variere damptrykket i rotoren. Reguleringen skjer på grunnlag av empiriske data. På grunn av det store volumet i tørken, influeres tørkeprosessen lite av svingninger i tilført mengde og/eller TS-innhold i våtslam.

Friskdampen som benyttes som varmemedium kondenseres, og fjernes ved hjelp av et syfonsystem over en kondenspotte, og returneres til kjelens matetank.

Vannet som fordamper fra slammet under tørkeprosessen blir oppsamlet i tørkens dom som vanddamp, og fjernet derfra ved hjelp av et vifte-/avtrekkssystem. Det vil alltid være et svakt undertrykk i domen, 20-50 mm Vs. Det er nødvendig med en liten mengde luft som bærer av denne dampen.

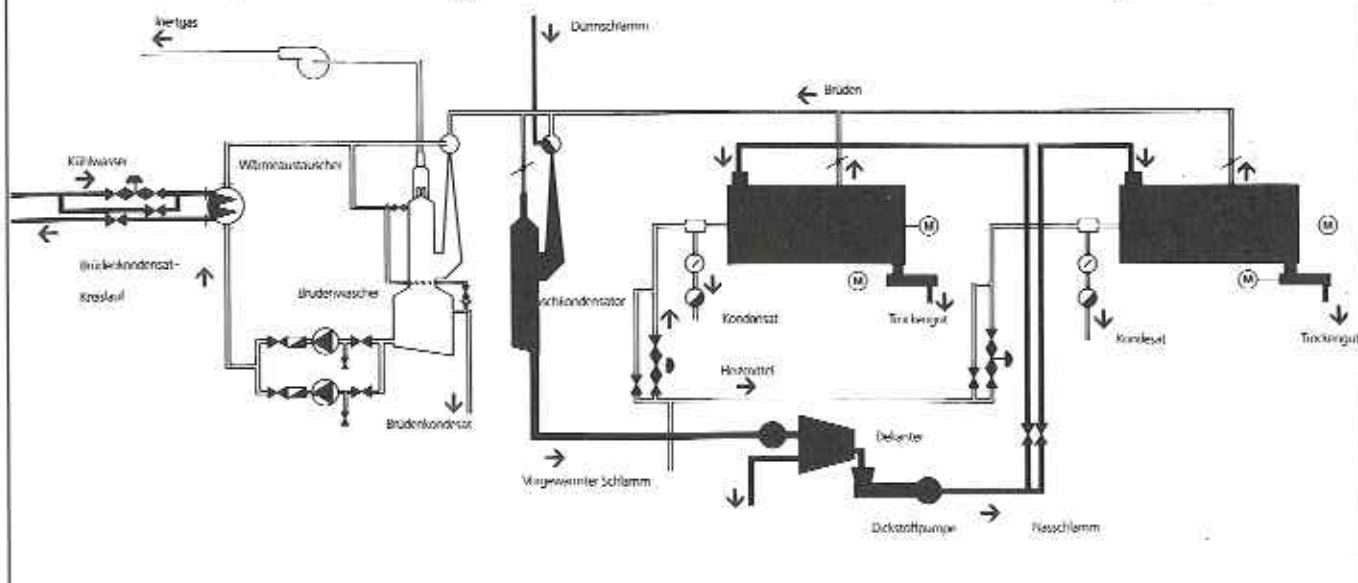
Damp-/luftblandingen går først gjennom en sykklon for utskilling av evt. støv som måtte følge med, for deretter å føres videre til avgassbehandling/varmegjenvinning. Syklonen er montert på resirkuleringsskruen slik at evt. støv som blir utskilt tilbakeføres i prosessen.

Figur 3 viser flytskjema for et tørkeanlegg med Rotadisc-tørke.

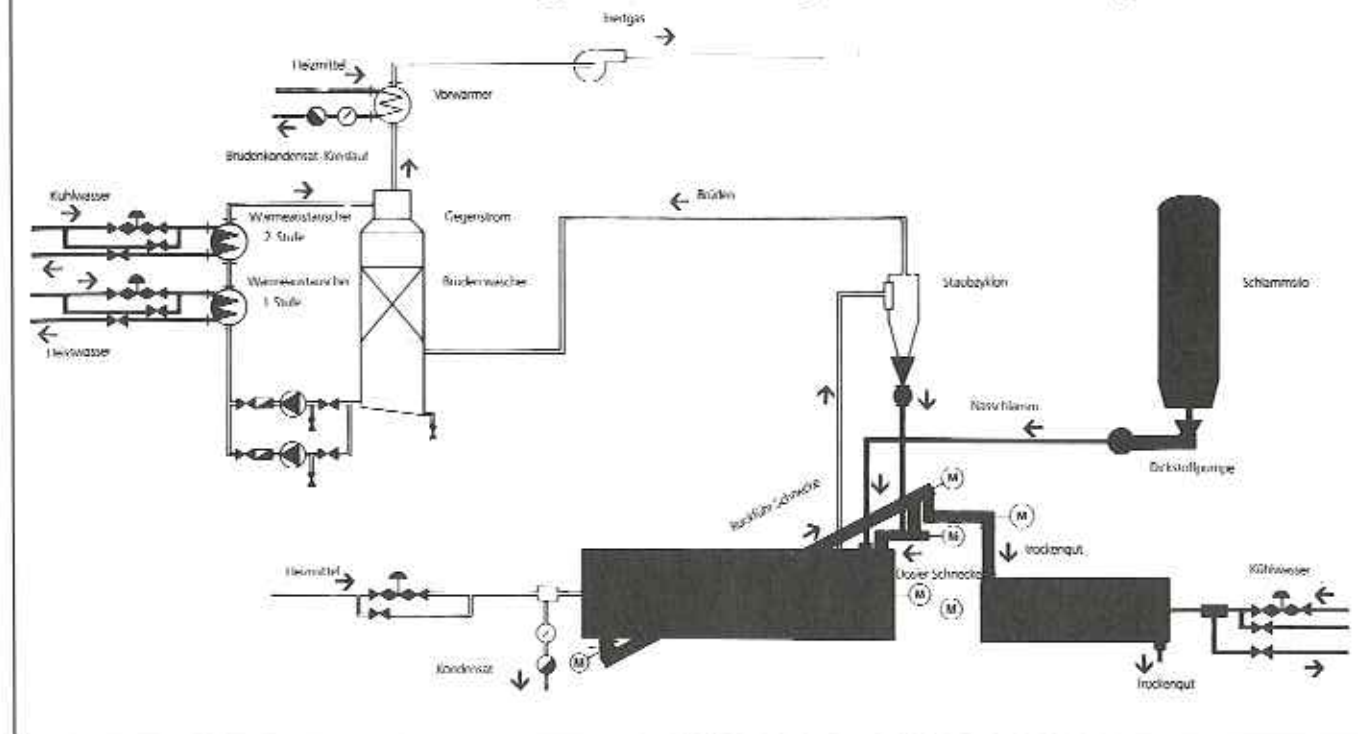


Figur 2. Rotadisc tørke

Teiltrocknung mit Dünnschlamm-Aufwärmung



Volltrocknung mit Trockengut-Rückführung



Figur 3. Flytskjema for tørkeanlegg, Rotadisc tørke

4.1.3. Multicoil

Multicoil-tørken kan operere med damptrykk opp til 20 bar. Det høye damptrykket gjør at man kan benytte en tørke med ca. 70% av heteflatearealet som ville vært nødvendig ved 10 bar damp og den samme fordampningskapasitet. Men kjelanlegg og damp-anlegg må dimensjoneres for høyere trykk.

I Multicoil-tørken kjøles det utgående varme slammet mot inngående tørkeluft internt i maskinen.

Tørken består av en mantel, rotor, driftsarrangement og resirkuleringsskrue (jfr. figur 4).

Tørkemantelen er fremstilt av karbonstål i bærende konstruksjoner. Deler i kontakt med produkt er laget av syrefast materiale.

Mantelen har inspeksjonsluker på motsatt side av utløpet og to bunnluker for tømming av produktet.

Tørken er utført med et justerbart spjeld for å sikre at duggpunktet til avgassen er på et akseptabelt nivå.

Taket består av innløpsdeksel, avgassdeksel og toppdeksler som kan fjernes for vertikal adgang til hele rotoren.

Avgassen forlater tørken gjennom flensen på utløpsdekslet.

Utløpskassen er utført med et justerbart vertikalt overløp slik at man manuelt kan heve/senke produktnivået i maskinen. Det tørkede produktet forlater utløpskassen vertikalt ned på transportskruen.

Sentralrøret er hult og fungerer som et felles reservoar for damp og kondensat for alle coilene. Friskdamp tilføres sentralrøret gjennom en roterende kobling hvor også kondensatet dreneres vekk.

Friskdamp og kondensat ledes til/fra tørken gjennom fleksible slanger.

Driftsarrangementet består av elektromotor, turbokobling, removerføring og gearkasse.

Turbokoblingen er av hydraulisk type som gir et jevnt startforløp og tar opp pulsasjoner. En innebygget mikrobryter hindrer overbelastning.

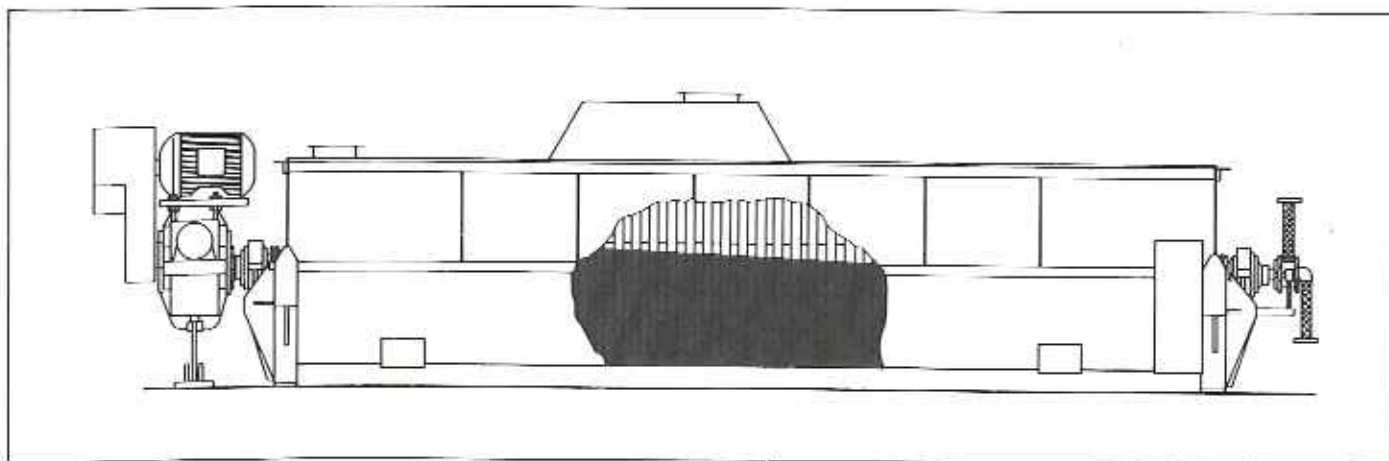
Removerføringen består av flere parallelle V-belter. Ved å bytte ut remskivene kan man endre Multicoil-rotorens turtall innen visse grenser.

Resirkulasjonsskruen transporterer tørt, varmt slam tilbake til innløpet hvor det blandes med det våte inngående slam.

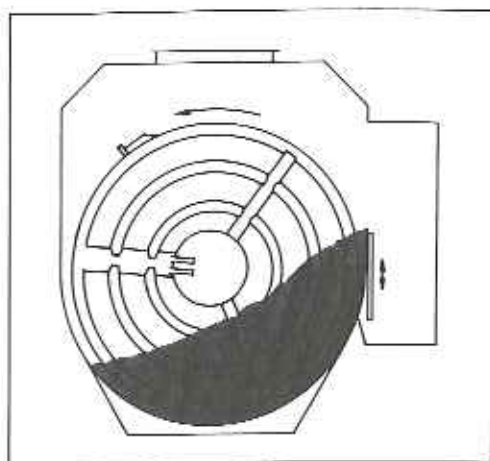
Returskruen mottar også støv utskilt i sykklonen gjennom en roterende slusemater.

Etter at slammet er tørket, blir det kjølt inne i tørken ved hjelp av motstrøms varmeveksling med luft. Utgående, tørket slam vil derved ha en temperatur på ca. 65 °C.

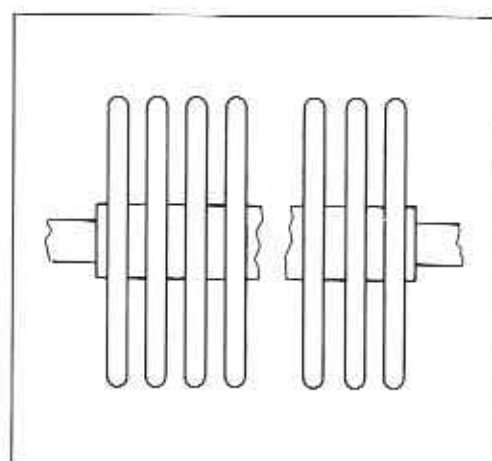
Oppholdstiden i tørken er av størrelsesorden en halv time.



Standard Multicoil for atmospheric operation, with driving arrangement and rotary joint for supply and discharge of energy medium.



Product level is controlled by an adjustable weir. The condensate discharge from the coils is shown.



When using a liquid as energy medium, current or counter current flows are possible.

Figur 4. Multicoil tørke

4.1.4. Sevar-tørken

SEVAR-tørken er en båndtørke med direkte tørking.

Ved innløpet til tørken presses det avvannede slammet til spaghetti-liknende enheter. For at dette skal være mulig må slammet ha en viss plastisitet. Omformingen av slammet medfører at overflatearealet til slammet øker betydelig. Dette gir god tørkeeffektivitet.

Slamtykkelsen på transportbåndet som fører slammet gjennom tørken er avhengig av TS-innholdet i det inngående slammet.

Tørken er bygget opp modulvis. Hver av kammermodulene som har en lengde på 2 meter, har en omluftsventilator som sirkulerer tørkeluften i tørkekammeret.

Tørkelufta har temperatur 80-130 °C.

Oppholdstiden ligger i området 50-80 minutter.

Tørkelufta filtrerer gjennom slammet som har spaghetti-form. På den måten fungerer slammet som et støvfilter. I følge leverandøren vil derfor avgasslufta være praktisk talt støvfri.

På grunn av den enkle oppbyggingen og de langsomt løpende delene oppnås i følge leverandøren en svært lang driftstid uten vesentlige reparasjoner. Reguleringen av anlegget er automatisert slik at servicetiden blir beskjeden. Anlegget er relativt enkelt å betjene og krever derfor ikke høyt kvalifisert driftspersonell.

Tørken har servicedører på begge sidene av kammermodulene.

Tørken har to temperaturfølere pr. kammer og en sikkerhetstemperaturvakt. Ved overskridelse av det innstilte temperaturnivået kobles varmetilførselen ut. Sprinkleranlegget koples inn hvis ikke varmetilførselen stopper ved den innstilte temperaturen. Pga. at prosessen opererer med lave temperaturer er det ikke andre aktuelle brannsteder.

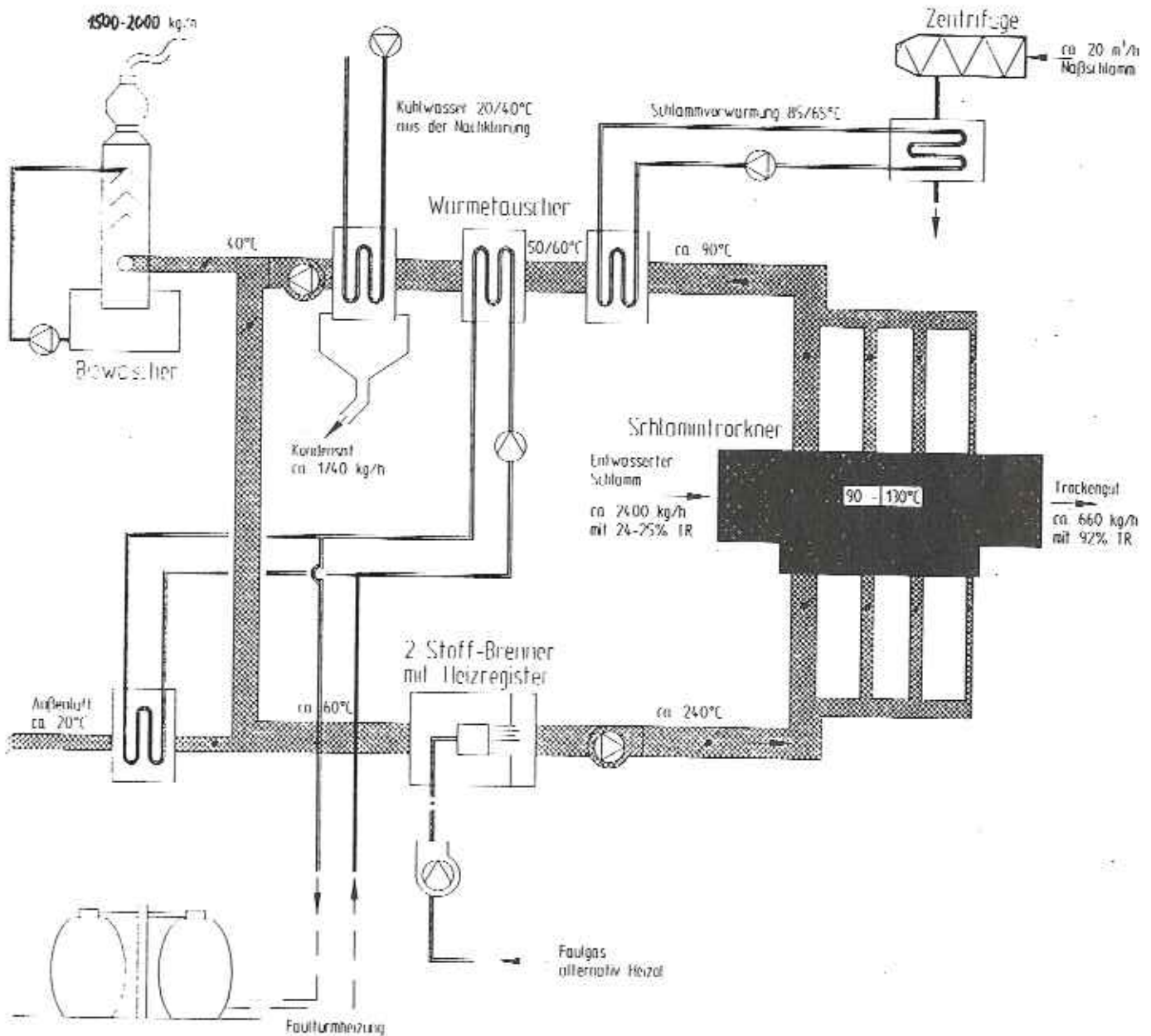
Anlegget behøver ikke eksplosjonsbeskyttelse i følge leverandøren.

Varmemedium:	Damp ved 6 bar
Temperatur inn:	160 °C.
Varmeforbruk:	1,65 kg damp/kg vann avdampet

Temperatur utgående tørket slam: 40-45 °C.

Tørken kan kjøres med høyere damptrykk og høyere temperatur.

Figur 5 viser flytskjema for et tørkeanlegg med Sevar-tørke.



Figur 5. Flytskjema for slamtørkeanlegg ved Abwasserverband Starnberger See. Sevar-tørke.

4.1.5. Rørtørke, EXERGY-tørken

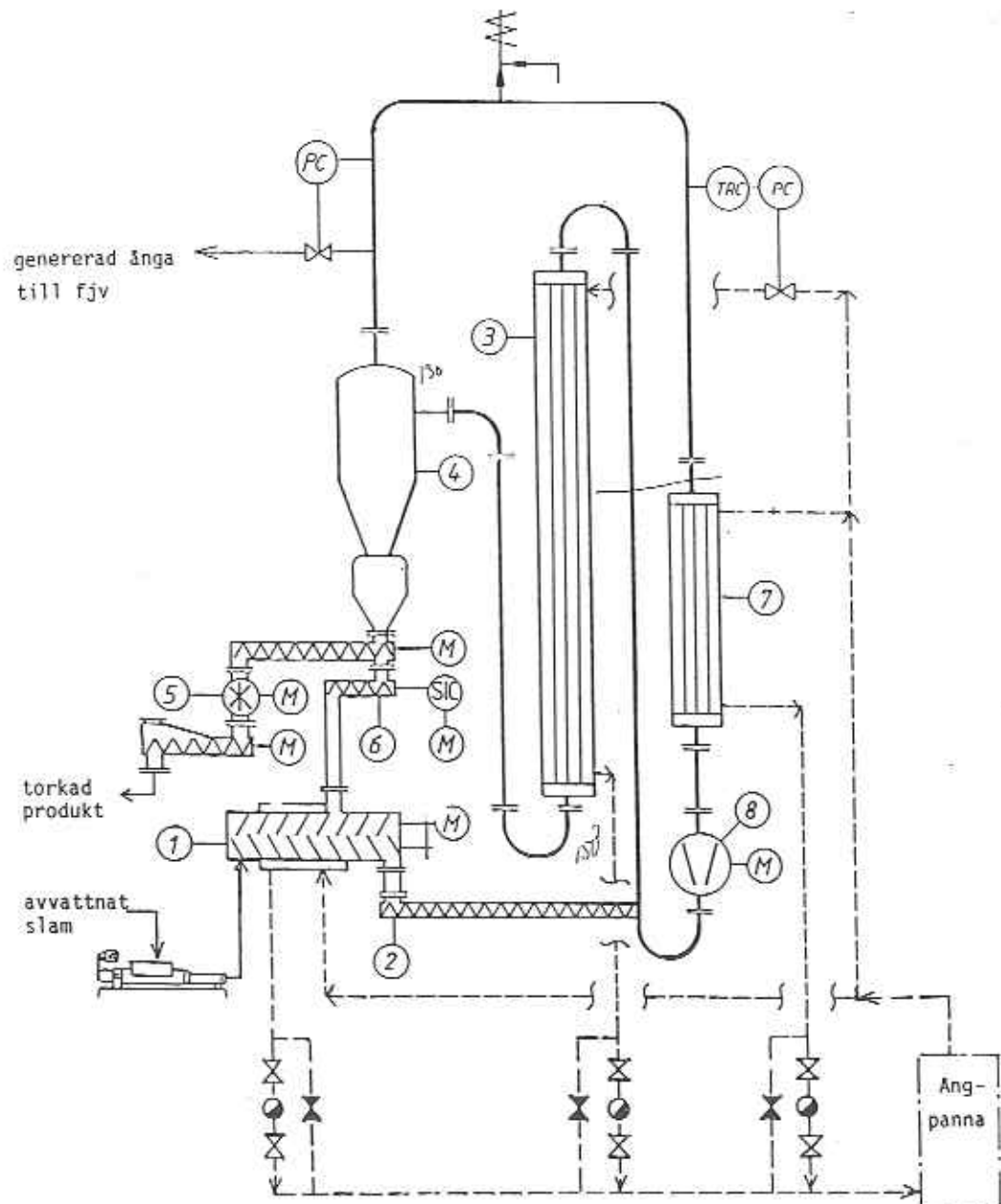
Prinsippet for EXERGY-tørken er vist i figur 6.

Ved hjelp av en pumpe føres slammet inn i en lukket, dobbeltakslet paddelblander hvor slammet varmes opp, fortørkes og blandes med tørt slam (pos. 1). Deretter skrues slammet inn i en spesiell innmatingsanordning (pos. 2) og rykkes med av strømmende overopphetet vanndamp inn i et tørkerør (pos. 3). Her skjer tørkingen, mens slammet foreligger i suspendert form. Energi til tørkingen tilføres ved hjelp av en rørvarmeveksler. Etter støvavskilling i syklonen (pos. 4) mates produktet ut av det trykksatte systemet ved hjelp av en cellemater (pos. 5).

Deler av det tørkede produktet føres ved hjelp av en skrue tilbake til blandeenheten for blanding med avvannet slam.

Vanndampen fra toppen av syklonen varmes opp på ny og resirkuleres. Overskuddsdamp tas ut via en ventil og kondenseres ved varmeveksling mot f.eks et fjernvarmenett.

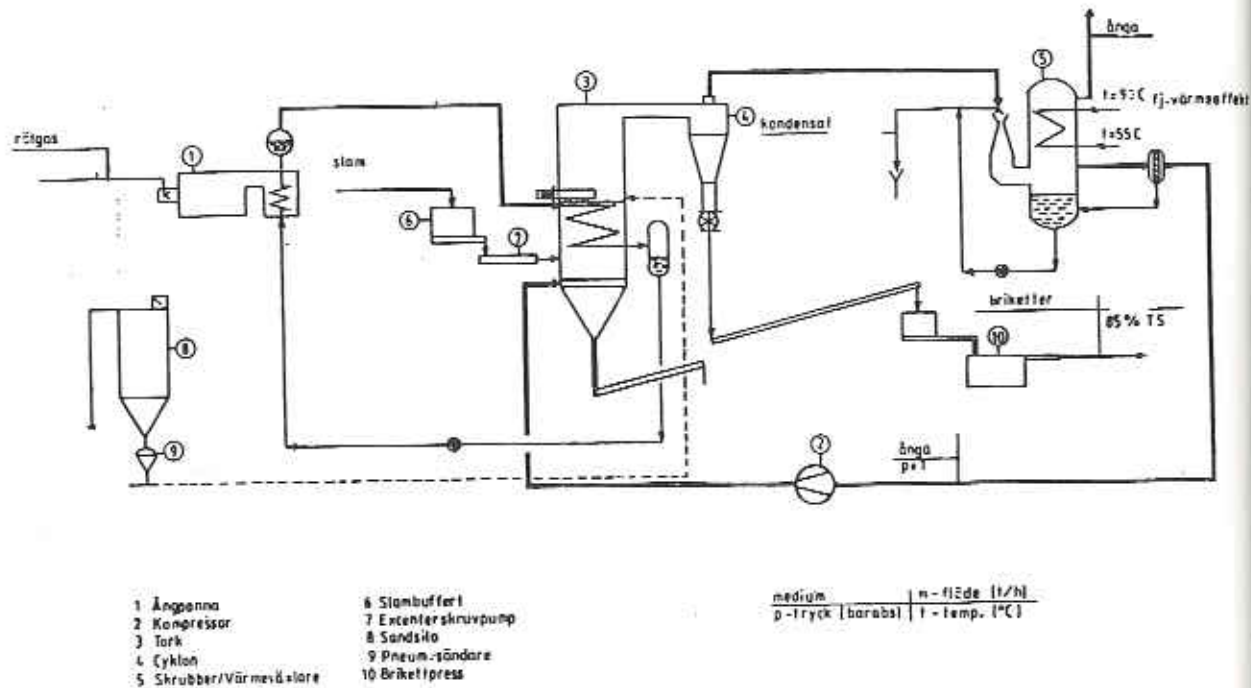
Systemet opereres med et damptrykk på 20 bar trykk. Alternativt kan det benyttes hetolje som varmemedium ved lavt trykk.



Figur 6. Flytskjema for slamtørke, EXERGY tørke

4.1.6. Hvirvelsjikttørke ASEA BROWN BOVERI

Prinsippskisse er vist i figur 7.



Figur 7. Flytskjema for slamtørkeanlegg, ASEA BROWN BOVERI tørke

Slammet føres inn i en doseringsenhet. Innmatingen til tørken kan styres mhp. tørkens kapasitet. Ved hjelp av en eksenterskruepumpe trykkes slammet inn i selve tørken. Tørkeprosessen foregår i et fluidiserende sandsjikt (hvirvelsjikt). Sandsjiktet fluidiseres ved hjelp av vanndamp. Dampen som resirkuleres påføres trykk ved hjelp av en kompressor.

Energi til tørkingen fås ved kondensasjon av vanndamp i et lukket system. Varmeoverføringen skjer via en varmeveksler som er plassert i sandsjiktet.

Sandsjiktet har flere formål:

- Holde varmeveksleroverflaten ren.
- Motta varme fra varmeveksleren.

-Gi effektiv omblending og jevn tørketemperatur.

Det tørkede produktet som har pulverform, overføres til en sykklon ved hjelp av overtrykk. Etter at pulveret er skilt fra i sykklonen, vaskes dampen i en våtskrubber.

Kondensatet resirkuleres i våtskrubberen for å vaske dampen fra tørken og sykklonen. Overskuddskondensatet pumpes ut.

Dampen fra scrubberen ledes gjennom en dråpeavskiller til en kompressor og resirkuleres.

Det tørkede pulveret føres til et mellomlager før brikettering. Brikettene ledes i rør til et egnet containersystem.

Sanden transporteres pneumatisk til tørken. Sand som tappes av fra tørken skrues ut til container.

4.2. Materialvalg

Generelt bør det velges materialer av høy kvalitet for å motvirke korrosjon og erosjon. Det synes å være god økonomi i å velge høykvalitet-materialer.

I tilfeller hvor det f.eks benyttes jernklorid og/eller sjøvann som fellingsmiddel, bør en legge særlig vekt på korrosjons-problematikken.

Effektivt sanduttak (jfr. sandfang) vil forebygge erosjon.

4.3. Mellomlager for slam

Mellom avvanningsenheten og slamtørken bør det være mellomlager for slam. Lagerets volum må tilpasses driften av avvanningsmaskinene. Mellomlageret skal blant annet utjevne plutselige og kortvarige forandringer i slamtilførselen fra avvanningsmaskinene. Dessuten må lageret tilpasses de kapasitetsvariasjonene som oppstår pga. tilfeldige variasjoner i slamkonsistens, kjemikalieeffekt og annet.

Ved dimensjoneringen må det også tas hensyn til tørkens mulighet for å tåle belastningsvariasjoner.

Mellomlageret bør utstyres med vekt eller nivåmåling. Målesignalet bør stoppe doseringen før doseringsutstyret tørrkjøres.

4.4. Doseringslinje/Våtslamtilførsel

Det finnes flere alternativ når det gjelder doseringsutstyr. Både eksenterskruepumpe og stempelpumpe kan benyttes, men det

synes som tørkeleverandørene anbefaler stempelpumpe. Eksenterskruepumpene er imidlertid billigere.

Ved valg av doseringsutstyr bør det også gjøres sikkerhetsmessige vurderinger. Det kan f.eks. være hensiktsmessig å installere to separate linjer for dosering av avvannet slam til tørken. På den måten kan tørkingen gå uavbrutt ved vedlikehold i en av linjene. Hver linje må ha kapasitet tilpasset tørkens kapasitet. Omkopling fra en linje til den andre linjen kan skje manuelt.

Et annet alternativ er å benytte en stempelpumpe med flere ventiler. Bruk av stempelventiler og en pumpe med 100% overkapasitet, sikrer full funksjon om ett av stemplene feiler. Men dette alternativet gir allikevel totalt sett mindre sikkerhet enn et doseringssystem bestående av to separate linjer.

4.5. Igangkjøring/stopp

Oppstartsrutinene vil som regel avhenge av hvor lang tid tørken har vært utav drift og dessuten av fyllingsgraden i tørken ved oppstart.

Tidsforbruk-verdiene som er angitt nedenfor gjelder oppstart av tørke under forutsetning av at vanndamp er tilgjengelig fra første stund av.

Oppstart med tom tørke er mest arbeids- og tidkrevende. Dette skyldes at slammet gjennomgår en limfase i området 55-65% TS. Pga. limfasen vil det bare kunne tørkes en liten del slam om gangen. Hvorvidt limfasen representerer et problem, vil også avhenge av slammets forhistorie. Erfaringer tyder på at problemet er mindre for utråtnet, kjemisk felt slam og kalk-kondisjonert slam enn for andre slamtyper.

For Rotadisc-tørken kan oppstart av tom tørke ta 8-16 timer. Hvis tørken fylles ca. 25% med et granulert materiale som

f.eks sagflis/hydratkalk/tørket slam, kan oppstartfasen forenkles og fullføres i løpet av 2-4 timer.

Hvis tørken har høyere fyllingsgrad enn 75%, er startprosedyren enda enklere og vil være unnagjort i løpet av ca. 30 minutter.

Stopp-prosedyren er avhengig hvor lang tid tørken skal være utav drift. Når tørken stoppes for så lang tid at slam i pumpe og tilførselsledning kan størkne, må pumpe og tilførselsledning tømmes for slam.

I Sevar-tørken benyttes en lavtemperatur-prosess som har enkle prosedyrer for start og stopp. Oppstartingsprosedyren tar

anslagsvis 15 minutter.

Tomkjøring av tørken er ikke nødvendig.

Oppstartprosedyren for en kald Multicoil-tørke tar ca. 1 time.

4.6. Transportutstyr for tørket slam

Transporten av tørket slam til pelleterings-/briketteringsmaskin eller til mellomlager bør være skånsom, for å motvirke brekkasje og støvutvikling. Det kan være hensiktsmessig at transportsystemet har undertrykksventilasjon. Støv som avskilles fra transportanlegget kan ledes tilbake til pelleterings-/briketteringsmaskinen eller til tørken.

Skruetransportør kan benyttes.

4.7. Nedkjøling av tørket slam

For å begrense faren for støveksplasjon ved den videre behandling/lagring kan det være nødvendig å avkjøle slammet etter tørking.

4.8. Behandling av tørket slam

Sluttproduktet bør ha en struktur som er egnet for lagring, transport og håndtering. Produktet bør være akseptabelt støvfritt. For å oppnå at slammet har disse egenskapene kan det være nødvendig å etterbehandle slammet som kommer ut av tørken.

Ved hjelp av briketterings-/granulerings-/pelleteringsutstyr kan slammet gis den ønskede strukturen. Utstyret er relativt kostbart, og denne enheten kan driftsmessig være et kritisk punkt i tørkeprosessen.

Gjennom brikettering komprimeres slammet og det kan oppnås en volumvekt på ca. 800 kg/m³. Dermed oppnås både en stor vekt- og volumreduksjon ved å tørke slammet.

En alternativ løsning er å sikte det tørkede slammet i ulike fraksjoner og ta ut den fraksjonen som har tilfredsstillende kornstørrelse. De andre fraksjonene inkludert støvfraksjonen kjøres i retur til tørken. En sveitsisk leverandør av trommeltørke benytter denne løsningen.

4.9. Lagring og utlasting

Tørket slam kan føres direkte til containere for utkjøring eller slammet kan lagres i egen silo.

Hvis det benyttes silo, bør plasseringen være slik at lastebiler kan kjøre innunder siloene og laste direkte. Lagringsvolumet bør tilpasses driften ved renseanlegget.

Transporten av tørket slam til siloen kan skje f.eks. ved bruk av redler eller ved at slammet blåses med trykkluft. Dersom slammet blåses, bør siloen utstyres med avtrekk påmontert støvfilter.

I tilfelle slammet transporteres direkte til container, kan det være mest hensiktsmessig å benytte transportbånd.

Lagring av tørket slam i haug under åpen himmel kan være problematisk pga. nedbør og vind.

4.10. Avgassrensing

Avgassluften fra tørken vil lukte vondt og inneholde støvpartikler. Det er derfor nødvendig å rense fordampningsluften før utslipp.

Støvet kan skilles ut i en syklon eller ved bruk av filter. Videre kan fordampningsluften renses i et vasketårn samtidig som en del av varmeenergien gjenvinnes som varmt vann.

Kondensatet fra vasketårnet er forurensset og ledes derfor tilbake til renseanlegget. Tabell 1 viser sammensetning til kondensasjonsvannet fra Müra-anlegget (mekanisk-biologisk) i Biel i Sveits.

Luft fra vasketårnet kan f.eks. forbrennes i en kjel, men i såfall er det viktig med effektiv utskilling av fuktighet før lufta føres inn i kjelen.

En alternativ løsning er å la avgassene passere et kullfilter før utslipp til atmosfæren.

Ved Alvim renseanlegg er det utført forsøk med å føre avgasslufta fra den aerobe slamreaktoren tilbake til sandfanget. Resultatene så langt er lovende. Dette kan også være en aktuell løsning for avgasslufta fra tørkeanlegg.

Tabell 1. Sammensetning til kondensasjonsvannet fra slamtørken ved Müra-anlegget i Biel, Sveits. Prøvetaking 18. oktober 1989.

pH	8.9	
TS	0.04	%
BOD ₅	5.5	mg/l
COD	40.5	mg/l
Ammonium	19.7	mg N/l
Kjeldahl-nitrogen	27,9	mg N/l
Total fosfor	7.1	mg P/l

Tørkeforsøk med utråtnet slam som Stord International har utført i Tyskland viste at den ikke-kondenserbare konsentrasjonen av NH_3 i avgassen lå i størrelsesorden 1100-2300 mg/ Nm^3 (KROGSTAD 1989). Samtidig ble det hevdet at konsentrasjonen av NH_3 teoretisk kan reduseres med 75%, hvis avgassen tilslutt ledes gjennom et vasketårn med friskt vann.

Analyser på kondensat fra SEVAR-tørken har vist et ammoniuminnhold på ca. 190 mg/l ved tørketemperatur på 150 °C, mens COD-verdien var av størrelsesorden 250 mg/l.

JAKOB (1989) refererer en del COD-verdier i kondensat. Verdiene ligger i området 1000-2000 mg/l.

Nedenfor gis en beskrivelse av enkelte systemer for avgassrensing som tørkeleverandører tilbyr.

En sveitsisk leverandør baserer avgassrensingen på en kombinert syklon/posefilterenhet og et vasketårn. De groveste støvpartiklene skilles fra i syklonen, mens de finere partiklene avskilles i posefilteret. Posefilteret rengjøres ved bruk av pulserende trykkluft. Partiklene som skilles fra føres til siktemaskinen som mottar det tørkede slammet fra tørken. Støvet vil dernest bli ført tilbake til innløpet til tørken og blandet med avvannet, inngående slam.

I kondenseren (vasketårnet) benyttes rensset avløpsvann som kjølemedium. Fordampningsluften føres inn motstrøms dusjen av prosessvann. Forbruket av kjølemedium er av størrelsesorden 10 m³ pr. tonn vann fordampet.

Stord International kan også tilby en løsning med syklon og vasketårn. Tørkeavgassen som hovedsakelig består av mettet avdamp pluss luft og noe støv, blir ført til en syklon for utskilling av grovere støvpartikler. Derfra føres avgassen til et vasketårn hvor dampen i tørkeavgassen kondenseres og luft og kondensat kjøles ned.

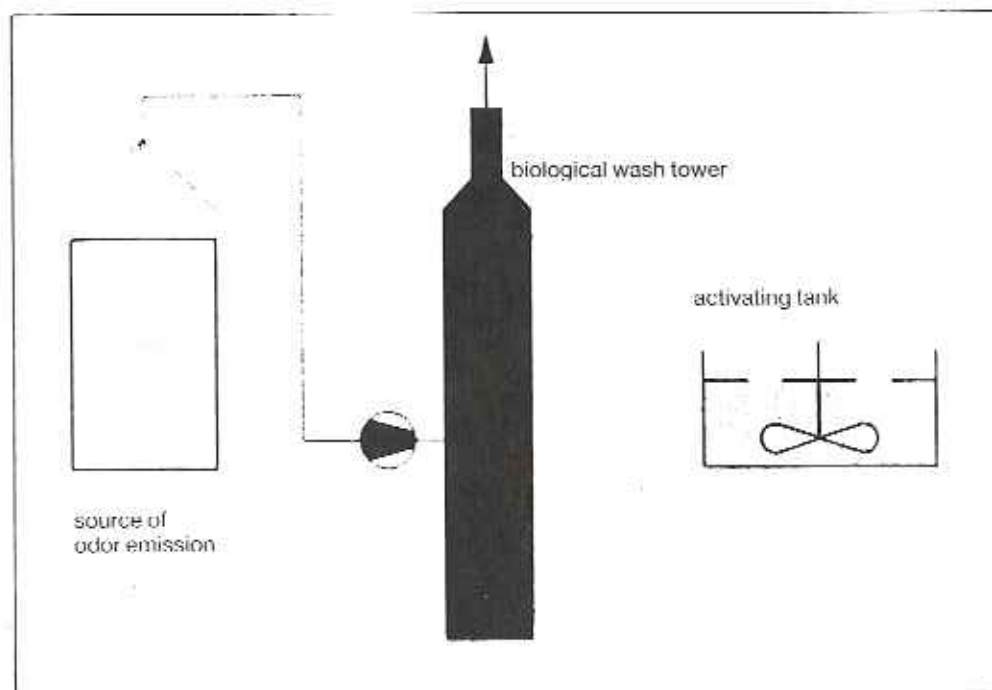
Videre skjer også en absorpsjonsprosess av uønskede gasser (f.eks nitrogenforbindelser). Absorpsjonsprosessen og kondenseringen foregår ved at uren avdamp blir ført inn nær bunnen av tårnet og ut på toppen. På veien opp kommer avgassene i kontakt med en stor, fuktet overflate i form av et platesystem. Videre føres avgassene gjennom en dusj av sirkulasjonsvann. Kondensatet pluss sirkulasjonsvannet blir pumpet via en vann/vann varmeveksler for å utnytte kondenseringsenergien.

Det nedkjølte sirkulasjonsvannet (som også inneholder kondensatet) går på ny i retur til vasketårnet. På grunn av kontinuerlig kondensering av avgass, får en stadig overskudd i mengde sirkulasjonsvann. Dette overskuddsvannet (=kondensatet) blir automatisk tatt ut etter varmeveksler og pumpet i retur til rejektivannsledningen fra avvanningsmaskinene.

Den rensede luften som forlater vasketårnet blir blandet med

kjøleluft fra syklonen i pelleteringsanlegget. Blandluften passerer så vifteanlegget før den blir varmet opp i luftforvarmeren. Ventilasjonsanlegget kan inneholde et kullfilter for å fjerne luktstoffer i avgassene før utslipp.

Den tyske tørkeprodusenten SEVAR tilbyr et luktfjerningsanlegg som består av en biologisk luftvasker. Som absorpsjonsmedium kan det f.eks benyttes kloakkslam.



Figur 8. Biologisk vasketårn for avgassrensing

5. Anleggsgodkjenning/sikkerhetsutstyr

Tørkeanlegg med tilhørende siloer og utrustning skal godkjennes av relevante norske myndigheter. Godkjenningen vil omfatte temperaturnivå og mulighet for eksplosjon og brannfare på grunn av støv og gass i lagertanker og utstyr for ferdigtørket slam.

Både det kommunale brannvesen, arbeidstilsynet, kjelinspeksjonen og også Direktoratet for brann og eksplosjonsvern (DBE), hvis det er biogassanlegg, er aktuelle myndigheter i godkjenningsprosedyren.

I dag eksisterer ikke spesifikke retningslinjer eller krav for tørkeanlegg. Hvert anlegg vil bli vurdert særskilt på bakgrunn av opplysninger fra leverandør og byggherre. Aktuelle sikkerhetsanordninger kan være avlastningsflater, sprinkleranlegg i tørke og syklon og brannseksjonering.

6. Energimessige forhold

Tørking av slam krever tilgang på høyverdig energi som gass, olje etc. ettersom tørkeprosessen forutsetter betydelig høyere temperaturer enn 100 °C.

Energibehovet ved tørkeprosessen vil teoretisk bestå av følgende poster:

- Energi til å varme opp vannet i inngående slam.
- Energi til å fordampe vannet.
- Energi til å varme opp tørrstoffet i slammet.

I tillegg vil det være et strålingsvarmetap og forbruk av elektrisk energi til motorer mm.

Fordampningsvarmen for vann er 2260 kJ/kg, mens varmekapasiteten er 4,2 kJ/kg*K. Varmekapasiteten til slamtørrstoffet er av størrelsesorden 1,2 kJ/kg*K.

I totalregnskapet vil fordampningsvarmen utgjøre den største posten, ca. 75% av energibehovet. Strålingstapet kan være av størrelsesorden 1-5%.

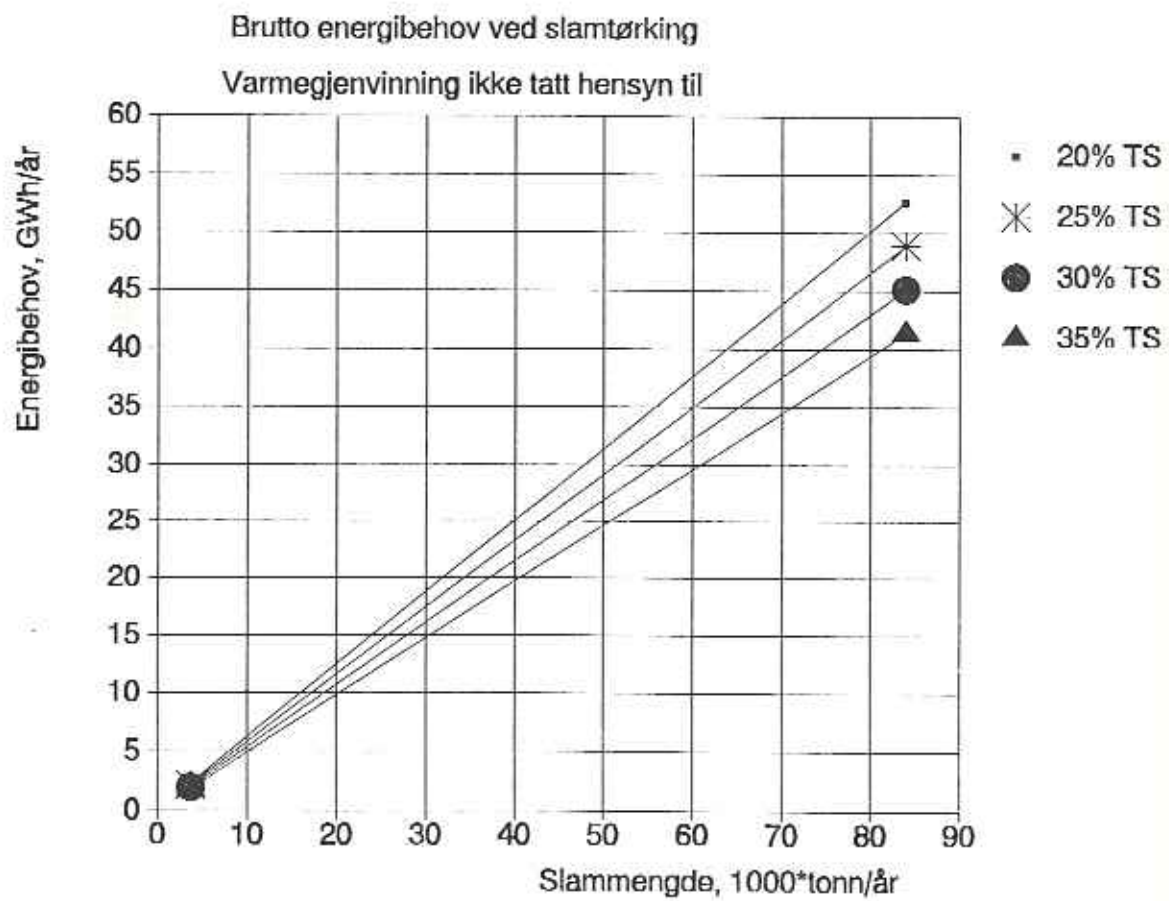
Figur 9 viser energibehovet ved slamtørking som funksjon av slammengde og tørrstoffinnhold. Vi skal merke oss at det er brutto energibehov som er angitt. Behovet for el.energi til drift av motorer mm. er ikke inkludert. Ved varmegjenvinning kan 50-80 % av tilført energi gjenvinnes i form av varmt vann.

Modellen som ligger til grunn for figur 9 er beskrevet i vedlegg 1.

Stord International (1990) har beregnet energibehovet for ulike anleggsstørrelser og ulik TS i inngående slam til tørken. Tabell 2 viser resultatene.

Verdiene i tabell 2 viser god overensstemmelse med verdiene i figur 9.

Av tabell 2 ser vi at behovet for elektrisk energi sammenliknet med behovet for varmeenergi øker med avtakende anleggsstørrelse.



Figur 9. Energibehovet ved slamtørking som funksjon av TS i inngående slam.

Tabell 2 Brutto energibehov for ulike tørkeanlegg ved tørking til 85% TS.

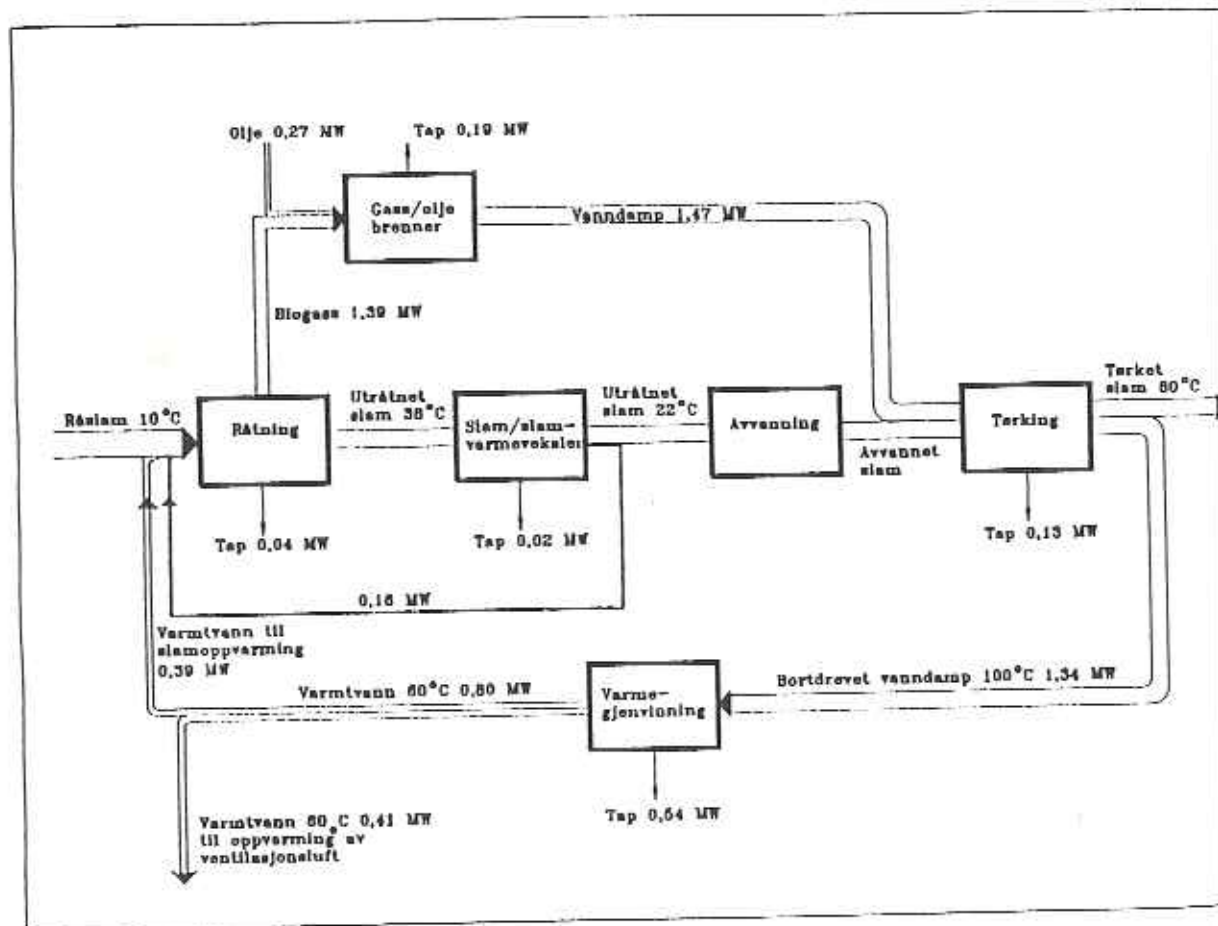
Anleggs- størrelse		TS i inngående slam %	El.- energi GWh/år	Varmeenergi (olje) GWh/år
Slam- tørrstoff tonn/år	Antall personer tilknyttet			
21.000	450.000	20	3.8	62.9
"	"	27	3.1	41.6
"	"	35	2.8	28.3
3.270	70.000	20	1.2	9.8
"	"	27	1.1	6.5
"	"	35	1.1	4.4
930	20.000	20	0.7	2.7
"	"	27	0.4	1.8
"	"	35	0.3	1.2

For å kunne oppnå god **energiøkonomi** er det viktig med en grundig vurdering av energibehov, energiforsyning og varmegjenvinning i prosjekteringsfasen. Det er av vesentlig betydning å vurdere energisituasjonen for renseanlegget som helhet. F.eks kan gjenvunnet energi fra tørkeprosessen benyttes til andre oppvarmingsformål. Videre er det en nær sammenheng mellom mekanisk avvanningsprosess og tørkeprosess når det gjelder energisituasjon og totaløkonomi.

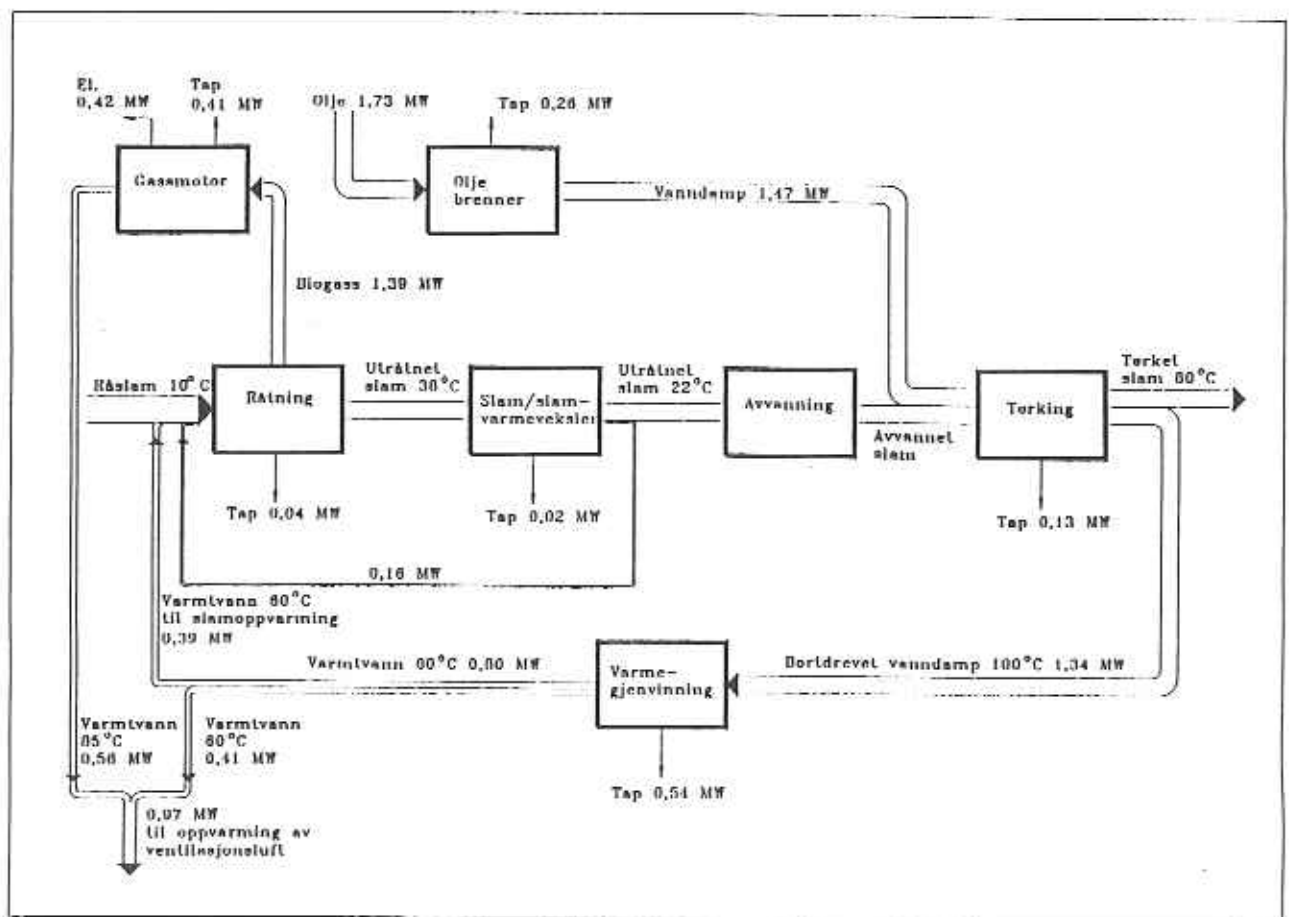
Hvis slamtørkingen lokaliseres på renseanlegget, vil det ofte være fornuftig å kombinere tørking med biogassanlegg. Tilgang på egenprodusert energi vil i mange tilfeller være en forutsetning for å velge tørking som en del av slambehandlingen.

Figur 10 og 11 er hentet fra forprosjektet for biogass- og tørkeanlegg ved Sentralrenseanlegg Nord-Jæren (K-KONSULT 1989). Figurene viser energibalansen for biogass- og tørkeanlegget ved alternativ utnyttelse av biogassen. Energiforbruket i tørkeprosessen er det samme i de to tilfellene, men energiforsyningen er forskjellig. I det ene tilfellet brennes biogassen i en gassbrenner for produksjon av vanndamp som benyttes i slamtørken. I det andre alternativet benyttes biogassen i en gassmotor for produksjon av elektrisitet. Vanndampen som benyttes i tørken produseres ved hjelp av en oljebrenner.

Vi merker oss at gassmotoren har betydelig større varmetap enn gassbrenneren.



Figur 10. Energibalanse for biogass- og tørkeanlegg med forbrenning av gassen i gassbrenner.
Sentralrenseanlegg Nord-Jøren (BERDAL-STRØMME 1990)



Figur 11. Energibalansen for biogass- og tørkeanlegg ved bruk av gassen til el.produksjon. Sentralrenseanlegg Nord-Jæren (BERDAL-STRØMME 1990)

7. Bygningsmessige forhold

Som nevnt tidligere under pkt. 5 eksisterer det ikke spesielle brann- og eksplosjonsforskrifter for slamtørkeanlegg.

Aktuelle bygningsmessige sikkerhetsanordninger kan være krav om avlastningsflater.

Nødvendig bygningsareal og -volum er avhengig av tørketype. Stord International har på oppdrag for Vestfjorden Avløpsselskap bl.a. beregnet nødvendig bygningsareal og -volum for ulike anleggsstørrelser. Resultatene er vist i tabell 3.

Tabell 3 Bygningsareal og nødvendig takhøyde for ulike anleggsstørrelser ved tørking til 85 % TS.

Anleggs- størrelse		TS i inngående slam	Areal	Høyde
Slam- tørrstoff tonn/år	Antall personer tilknyttet	%	m ²	m
21.000	450.000	20	380	8.5
"	"	27	280	8.0
"	"	35	270	8.5
3.270	70.000	20	130	6.8
"	"	27	130	6.8
"	"	35	120	6.8
930	20.000	20	120	6.8
"	"	27	120	6.8
"	"	35	120	6.8

8. Drift og vedlikehold

8.1. Driftsform

Tørking av slam er en relativt omfattende prosess med komplisert maskineri. Alle leverandørene som gav inn anbud på tørkeanlegg på Sentralrenseanlegg Nord-Jæren forutsatte i

utgangspunktet drift med tilsyn. Tørkeanlegg i Europa kjøres generelt med tilsyn. Vi kjenner ikke til tørkeanlegg som kjøres helautomatisk uten tilsyn, men driftsformen er teknisk mulig. Den beste driftsøkonomien oppnås trolig ved helkontinuerlig drift. Særlig gjelder dette tilfeller hvor

biogass benyttes som energikilde. Stor lagerkapasitet for biogass vil kreve relativt store investeringer.

Oppstart av kalde tørker kan ta forholdsvis lang tid, kanskje flere timer.

Slamtørken vil kreve avansert styrings- og overvåkingsutstyr uansett driftsform.

8.2. Rapporterte driftserfaringer

Fett i slammet kan føre til koksdannelse på varme overflater.

Ved slambehandlingsanlegget i Bamberg hvor slammet fortørkes før forbrenning, har kalktilsetning til avvannet slam (ca.10%) vist seg å ha flere fordeler. Problemene knyttet til korrosjon og erosjon ble mindre. I tillegg ble kalkbehovet ved røkgassbehandlingen redusert (REIMANN 1989).

NÜMM (1989) omtaler anlegget i Plüderhausen-Urbach. Anlegget er dimensjonert for 40.000 PE og tørken er av typen trommeltørke. Sluttproduktet med ca. 90% tørrstoffinnhold har granulatform uten at spesielle tiltak er iverksatt. Slammet siktes og en del resirkuleres, slik at inngående slam til tørken har TS ca. 50%.

Anlegget kjøres kun på dagtid. En person betjener anlegget. Oppstartingstiden er 20-30 minutter. Varmetilførselen reguleres ved hjelp av temperaturen på utgående materiale fra tørken.

Tidligere medførte fiberstoffer i slammet problemer ved siktingen av det tørkede slammet. Problemet ble løst ved å installere finrist ved innløpet til renseanlegget (NÜMM 1989).

Innledningsvis var erosjonsproblemet betydelig. Spesielt utsatte steder i transportsystemet ble overflatebehandlet med en smelte av en lavabergart, og erosjonsproblemet er sterkt redusert nå.

Det er ikke registrert lukt- og støvproblem.

Blandingsforholdet mellom avvannet slam og resirkulert slam

har innvirkning på støvdannelsen og størrelsen på granulatene. Hvis blandingen er for tørr, kan det forventes økt støvdannelse og mindre kornstørrelse på granulat.

Blandingsforholdet har også betydning for energiforbruket ved tørkingen. En åpen og smuldrende struktur på slammet som skal tørkes gir bedre energitutnyttelse.

I en rapport fra EPA (1979) framgår det at erosjon og korrosjon har vært problem på flere anlegg. Særlig har bruken

av jernklorid som kondisjoneringsmiddel medført korrosjonsproblem i tørkeutstyret.

9. Miljømessige forhold

9.1. Arbeidsmiljø

Tørking av slam kan medføre støvproblemer inne i bygget dersom det ikke tas spesielle forholdsregler mot dette. Tørkeanlegg, transportsystem og eventuelt pelleteringsanlegg bør være et lukket system med undertrykksventilasjon. Luktproblemet vil sannsynligvis også være under kontroll ved nevnte tiltak.

Videre bør det også legges vekt på lydisolering for å redusere støynivået.

Etter nedkjøling av slammet vil faren for brann og støveksplasjon være liten.

Stord International har utført forsøk med tørket slam for bestemmelse av tenntemperatur som støvsky og som støvavsetning på en varm overflate (SOLBERG 1989). Som støvsky kan slam (60 my) antennes ved berøring av en varm overflate med temperatur over 450 °C. Selvantennelsen i et 15 mm tykt støvsjikt skjer på et underlag med temperatur 230-240 °C.

9.2. Ytre miljø

Med de tiltak som er nevnt under punkt 4.10. "Avgassrensing" antas hensynet til det ytre miljø å være tilstrekkelig ivarettatt. Avdampningslufta fra tørken inneholder emner som kan lukte vondt, men det meste kan fjernes f.eks i et vasketårn hvor en stor del av dampen kondenseres til vann som pumpes tilbake til renseanlegget. Det som ikke kondenseres vil enten bli ført tilbake til gassbrenneren hvor alle luktstoffer vil forbrennes, eller via et kullfilter før utslipp gjennom skorstein. Dette vil fjerne eventuelle luktstoffer slik at det ikke blir luktproblemer i området ved anlegget.

Ved lave utetemperaturer kan en muligens få et synlig utslipp av vanndamp fra skorsteinen.

10. Økonomi

Stord International har på oppdrag fra Vestfjorden Avløpsselskap utarbeidet et rapport om tørking av kloakkslam. Rapporten inneholder bl.a energibehov og kostnadstall for ulike anleggsstørrelser. Investeringene omfatter kjelanlegg, tørke, utstyr for avgassrensing og varmegjenvinning, pelleteringsanlegg og instrumentering. Kostnadstallene fra Stord International er bearbeidet og presentert i tabellene 4-6.

Beregningen av kapitalkostnader i tabell 5 er basert på 7% realrente og 15 og 30 års avskrivningstid for henholdsvis tekniske installasjoner og bygninger.

Alternativt kan kapitalkostnadene beregnes ved å benytte markedsrente på f.eks 12%. Dette gir betydelige høyere kapitalkostnader enn når det benyttes realrente. Effekten av de to beregningsmetodene er vist i figur 12.

Energikostnadene er store. I den forbindelse skal vi merke oss at tilførsel av varmeenergi er basert på innkjøpt olje. Dermed blir energikostnadene svært store og helt dominerende i oppsettet for årskostnader. I praksis vil det trolig være økonomisk fornuftig å utråtne slammet og benytte biogassen som energikilde ved tørkingen. I tillegg til energigevinsten fås også et sluttprodukt som er både stabilisert og hygienisert.

Behandlingskostnadene er svært høye for anleggsstørrelsen 20.000 p. Dette skyldes til en viss grad dårlig utnyttelse av tørkekapasiteten ettersom anlegget må kjøres diskontinuerlig.

Tabell 4. Investeringskostnader for ulike anleggstørrelser og TS i inngående slam til tørken. Tørking til 85 % TS.

Anleggs- størrelse	TS %	Bygg	Kjel- anlegg	Tørke	Avgassrensing /Varmegjenvinning	Pelletering m/silo	Elektro	TOTALT	
Tonn TS/år	Antall personer tilknyttet								
21.000	450.000	20	6.0	2.8	14.7	1.2	4.4	3.9	33.0
"	"	27	4.3	2.0	12.6	1.1	4.4	3.9	28.3
"	"	35	4.2	1.5	8.3	0.94	4.4	2.8	22.1
3.270	70.000	20	1.7	0.76	5.7	0.67	3.3	2.8	14.9
"	"	27	1.7	0.76	5.3	0.64	3.3	2.8	14.5
"	"	35	1.4	0.58	5.0	0.62	3.3	2.8	14.0
930	20.000	20	1.4	0.58	5.0	0.62	3.3	2.8	14.0
"	"	27	1.4	0.58	5.0	0.62	3.3	2.8	14.0
"	"	35	1.4	0.58	5.0	0.62	3.3	2.8	14.0

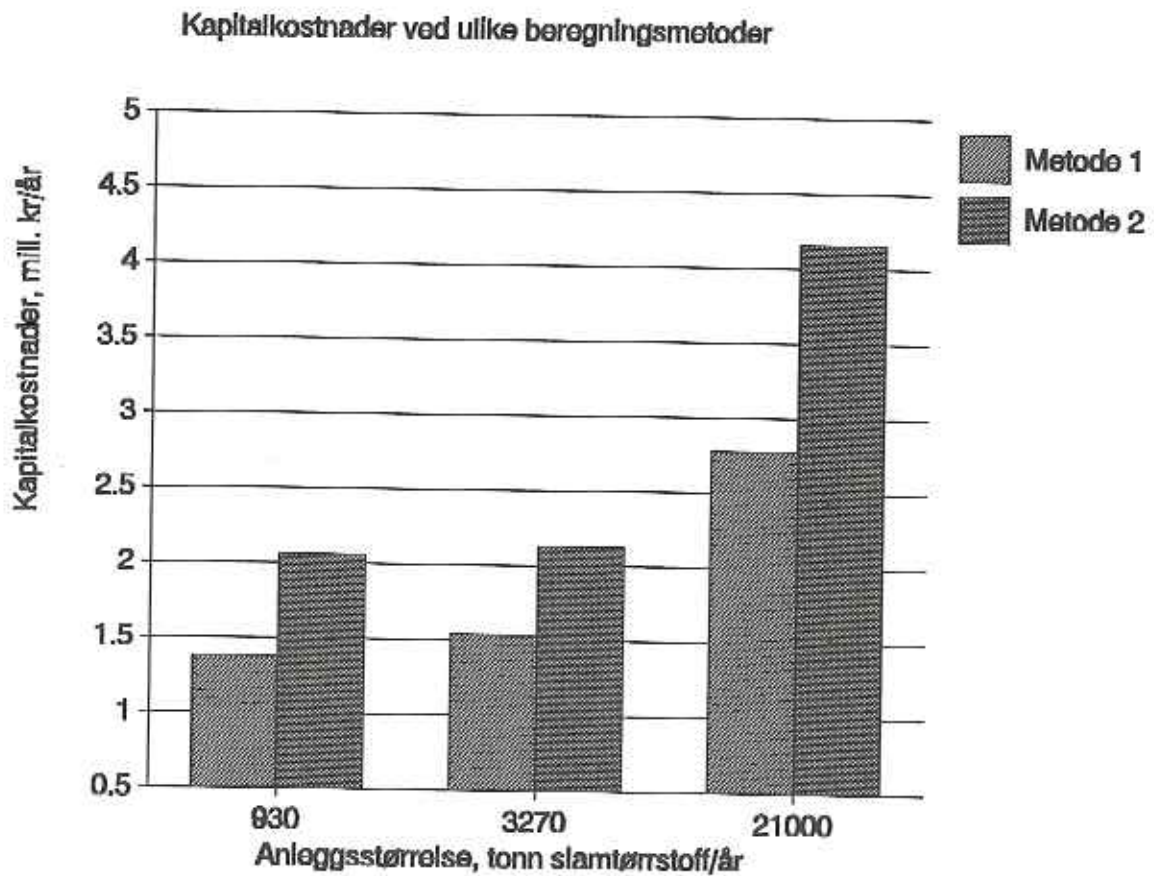
Tabell 5. Årskostnader og verdi på gjenvunnet energi for ulike anleggstørrelser, millioner kroner.
Tøking til 85 % TS.

Anleggstørrelse, tonn TS/år TS	21.000			3.270			930		
	20%	27%	35%	20%	27%	35%	20%	27%	35%
<u>Kapitalkostnader:</u> ¹⁾									
bygg installasjoner	0.48 2.97	0.32 2.46	0.32 1.97	0.13 1.36	0.13 1.41	0.11 1.27	0.11 1.27	0.11 1.27	0.11 1.27
<u>Driftskostnader:</u>									
Varmeenergi	²⁾ 14.6	9.6	6.6	2.2	1.5	1.1	0.7	0.44	0.3
El.energi	²⁾ 1.3	1.1	1.0	0.43	0.38	0.38	0.23	0.15	0.11
Personal	³⁾ 1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	0.9	0.6	0.6
Vedlikehold	⁴⁾ 0.6	0.5	0.4	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3
<u>Sum</u>	21.5	15.5	11.8	5.9	5.2	4.7	3.5	2.9	2.7
Verdi gjenvunnet energi	⁵⁾ 3.8	2.5	1.7	0.6	0.4	0.3	0.15	0.1	0.07

- 1) Det er benyttet 7% realrente ved beregning av kapitalkostnader. Avskrivningstid 30 og 15 år for henholdsvis bygninger og tekniske installasjoner.
- 2) 2000 kr/tonn olje. El.energi 0.35 kr/kWh
- 3) Personalkostnader 300.000 kr/årsverk. Forutsatt 5 skiftsordning for anleggstørrelsene 450.000 p og 70.000 p. For anleggstørrelsen 20.000 p med 20% TS på inngående slam 3 skiftsordning, og 2 skiftsordning for de to sist alternativene.
- 4) Vedlikehold utgjør 1% og 2% av investeringene for henholdsvis bygninger og tekniske installasjoner.
- 5) Verdi satt til 0.10 kr/kWh.

Tabell 6. Behandlingskostnader for ulike anleggstørrelser og TS i inngående slam til tørken.
Tørking til 85 % TS.

Anleggstørrelse	Slammengde til tørke	TS	Årsmengde	Behandlingskostnader uten fradrag for gjenvunnet energi	Behandlingskostnader med fradrag for gjenvunnet energi
	kg slam/time	%	tonn TS/år	kr/tonn TS	kr/tonn TS
21.000	450.000	20	21.000	1.000	850
"	"	27	21.000	750	600
"	"	35	21.000	555	500
3.270	70.000	20	3.270	1.800	1.600
"	"	27	3.270	1.600	1.450
"	"	35	3.270	1.450	1.350
930	20.000	20	930	3.800	3.600
"	"	27	930	3.100	3.000
"	"	35	930	2.900	2.800



Metode 1: 7% realrente. 15 og 30 års avskrivningstid for henholdsvis tekniske installasjoner og bygninger.

Metode 2: 12 % rente. 15 års avskrivningstid for både tekniske installasjoner og bygninger.

Figur 12. Kapitalkostnader ved ulike beregningsmetoder.

11. Sluttddisponering

11.1. Egenskaper til tørket slam

Tørking av kloakkslam har flere effekter med hensyn på slamdisponering.

Mindre slammengder medfører reduserte transport- og deponeringskostnader.

Ved tørking oppnås et hygienisert slam som er positivt mhp. slamhandtering og -anvendelse, men slammet er ikke sterilt. Hygieniseringsgraden er avhengig av tørketemperatur og behandlingstid. God hygieniseringseffekt er dessuten avhengig av at hele slammassen utsettes for høy temperatur. Kortslutningsstrømmer må unngås.

Hvis tørrstoffinnholdet i slammet er over 85%, forhindres biologiske nedbrytingsprosesser (BALMER 1988). Ved tilføring av fuktighet vil imidlertid den biologiske aktiviteten ta seg opp igjen og forårsake luktproblem, dersom slammet ikke er aerobt eller anaerobt stabilisert forut for tørkingen.

I forslaget til nye slamforskrifter er det krav om at tørket slam skal ha et tørrstoffinnhold på minst 85% for å oppfylle vilkårene.

Ved utråtning av slam reduseres slammets innhold av organisk materiale. Dette betyr at tungmetall-konsentrasjonen øker, selv om totalmengden av tungmetaller forblir den samme. Tørket slam som er utråtnet vil således ha høyere tungmetall-konsentrasjon enn tørket slam som ikke er utråtnet.

Innholdet av visse organiske miljøgifter kan derimot avta ved utråtningen av slammet.

Totalinnholdet av fosfor i slammet antas å være temmelig konstant uavhengig av slambehandling. Derimot vil tørkeprosessen medføre nitrogentap og på den måten redusere innholdet av nitrogen i sluttproduktet.

Slamtørking gir også mulighet til å forbrenne slammet i et varmekraftverk. Tørket slam vil energimessig være et bedre brensel enn husholdningsavfall. Brennverdien i utråtnet og tørket slam vil være lavere enn for tørket slam som ikke er utråtnet.

I forbindelse med slamtørking vil slambehandlingen oftest også inkludere et utråttingsanlegg. Et slam som er utråtnet og tørket vil derfor være hygienisert, stabilisert og letthåndterlig hvis det er pelletert, brikettet eller granulert. Slik sett blir slammet bedre egnet for anvendelse i jordbruket.

WIITENSCHLÄGER (1989) vurderte egenskapene til tørket slam i forhold til organiske handelsgjødselslag. Tørket slam hadde

høyere innhold av tungtnedbrytbart organisk materiale. Dette er gunstig i tilfeller med ensidig drift og en ønsker å tilføre dyrkingsjorda organisk materiale. Dessuten var forholdet mellom karbon og nitrogen i tørket kloakkslam gunstigere mhp. å redusere nitrat-tapet utenom vekstsesongen.

Tørket kloakkslam måtte tilsettes kalium for å bli et fullverdig gjødselslag.

Erfaringer fra andre land viser at tørket slam kan spres med kunstgjødselspredere.

Tørket slam som er pelletert vil ha god spredbarhet.

DENTLER (1989) hevder at tørket kloakkslam først blir hydrofobt ved tørrstoffinnhold høyere enn 95%.

I SEVAR-tørken ekstrueres det avvannede slammet før det føres inn i tørken. Sluttproduktet har pelletsform, lengde 10-30 mm og diameter 4-6 mm. Volumvekten vil ligge i området 0,5-0,6 tonn/m³.

NÜMM (1989) rapporterte at tørket slam med 90% TS hadde volumvekt ca. 0,7 tonn/m³.

Sluttproduktet fra tørken til Swiss Combi (sluttbehandlingen består av sikting) har partikkeldiameter 2-4 mm og volumvekt ca. 0,8 tonn/m³ ved 90% TS.

11.2. Lagring av produkt

Lagring og utlasting av tørket slam er omtalt i punkt 4.9. Her skal bare nevnes at tørket slam bør lagres tørt. Tilførsel av fuktighet kan medføre at den mikrobiologiske aktiviteten tar seg opp igjen. Hvis slammet utsettes for nedbør, kan dette også bidra til at slamstrukturen endres over tid. Lagring under åpen himmel bør derfor unngås.

11.3. Transport

Tørket slam som består av større partikler med en fast konsistens, kan transporteres i åpen lastebil. Inneholder derimot slammet mye støv, vil det trolig være nødvendig at transporten foregår lukket, eller at slammet er fuktet på forhånd.

11.4 Anvendelsesmuligheter

Utråtnet og tørket slam vil normalt være hygienisert, stabilisert og lett å håndtere. Slammet vil derfor potensielt ha mange anvendelsesmuligheter. Innholdet av miljøgifter kan være en begrensende faktor. Nedenfor er gitt en oppstilling av

mulige anvendelser av tørket slam:

- gjødsel og jordforbedringsmiddel i jordbruket
- gjødsel i skogbruket
- gjødsel og jordforbedringsmiddel ved leplanting
- gjødsel ved energiskog-produksjon
- gjødsel på fjellbeite
- gjødsel og jordforbedringsmiddel i grønt anlegg
- gjødsel og jordforbedringsmiddel i veiskjæringer
- til markbygging
- dekkmasse på fyllplass
- fyllstoff i andre produkter
- i støyskjermer
- deponi
- forbrenning

II. FORBRENNING AV KLOAKKSLAM

1. Definisjon

Forbrenning av slam er en oksydasjonsprosess hvor slammets organiske bestanddeler overføres til uorganiske forbindelser (f.eks. CO_2).

2. Formål og utbredelse

Forbrenning har som formål å redusere slammengden som skal deponeres. Dessuten elimineres luktproblem fra deponi. Tungmetallene som foreligger i asken vil være lite mobile. Ved forbrenning kan en også redusere eller destruere endel toksiske stoffer. I tillegg er det mulig å utnytte energien fra forbrenningen.

For å redusere utslippene av forurensningskomponenter til luft ved forbrenningen kreves omfattende røkgassrensing.

Tabell 7 viser slamproduksjon og omfanget av ulike disponeringsmåter i Europa, Amerika og Japan (SPINOSA ET.AL. 1989). Det er ikke angitt hvilke år dataene refererer seg fra.

Country	Production (10 ³ tDM/y)			Disposal methods (%)								
	Ref.1	Ref.2	(*)	Agriculture		Landfill		Incineration				
	Ref.1	Ref.2	(*)	Ref.1	Ref.2	Ref.1	Ref.2	Ref.1	Ref.2	(*)		
Austria	150	-	-	47	-	-	-	20	-	-		
Belgium	57	29	33	-	27	100	51	-	22	32		
Denmark	156	150	-	32	45	27	45	41	10	-		
Finland	130	-	-	41	-	37	-	-	-	-		
France	510	850	-	24	27	45	53	31	20	-		
Germany	1690	2100	-	32	32	55	59	10	9	-		
Greece	3	15	-	-	3	10	97	-	-	-		
Ireland	21	24	24	5	29	57	18	-	-	-		
Italy	600	800	-	30	34	50	55	20	11	15		
Luxembourg	11	15	-	90	81	10	18	-	-	-		
Netherlands	258	202	217	58	64	27	27	1	3	3		
Norway	70	-	-	40	-	40	-	-	-	-		
Spain	45	201	213	60	62	20	10	-	-	1		
Sweden	250	-	200	60	-	30	-	-	-	-		
Switzerland	170	-	210	71	-	-	-	29	-	20		
Un. Kingdom	1210	1018	1020	45	46	15	9	4	3	4		
Canada	287	-	-	42	-	18	-	40	-	-		
Japan	1000	-	-	10	-	38	-	44	-	-		
U.S.A.	7000	-	-	42	-	15	-	27	-	-		

(*) Direct information by Authors.

Tabell 7. Slambehandling og -disponering i Europa, Amerika og Japan (SPINOSA ET.AL. 1989)

3. Valg av forbrenning som behandlingsmetode

Det er ulike forhold som medvirker til at forbrenning velges som slambehandlingsmetode.

De fleste anlegg som forbrenner slammet har problemer med å finne forsvarlige disponeringsalternativ. Innholdet av uønskede stoffer i avvannet slam kan være så høyt at f.eks. anvendelse i jordbruket og på grøntarealer er uaktuelt.

I flere land er tilgjengelige arealer for deponering av problemslam svært begrenset. I slike tilfeller er det særlig aktuelt å vurdere metoder for å redusere slammengdene.

Forbrenning kan også være en aktuell slambehandlingsmetode i tilfeller der det er stor geografisk avstand mellom stedet hvor renseanlegget finnes og aktuelle deponerings-steder.

Slamforbrenning kan gi store mengder med spillvarme som kan utnyttes lokalt på renseanlegget eller sendes ut på fjernvarmenett.

I et tett bebodd område som Japan forbrennes en stor andel av slammet (jfr. tabell 7).

Forbrenningsanlegg kan behandle nær sagt alle typer slam. Anleggsstørrelse, økonomi og miljømessige forhold vil være sentrale faktorer ved vurdering av forbrenningsanlegg som behandlingsmetode. Fordelene og ulempene ved slamforbrenning kan oppsummeres å være:

Fordeler:

- lave transport- og deponeringskostnader som følge av stor volum- og vektreduksjon.
- destruksjon/reduksjon av innholdet av toksiske organiske forbindelser.
- muligheter for å utnytte spillvarme

Ulemper:

- vanligvis høye kapital- og driftskostnader sammenliknet med f.eks. mekanisk avvanning av slam og anvendelse i jordbruket. Dette vil særlig være tilfelle hvis det legges liten vekt på energieffektiv drift og varmegjenvinning
- høye krav til vedlikehold pga. høye temperaturer
- krav til høytkvalifisert driftspersonale
- miljøkrav kan være svært omfattende

Ettersom slamforbrenning ofte medfører høye kapital- og driftskostnader, vil aktualiteten til denne behandlingsmetoden være svært avhengig av mulighetene for å benytte slam f.eks. i landbruket eller å deponere slam i fylling. Det er ikke mulig generelt å angi nedre grense for hvilken anleggsstørrelse som kan forsvare forbrenningsanlegg økonomisk. Hvis det ikke er mulig å benytte slam i landbruket eller det er stor avstand til fyllplass, kan slamforbrenning være et aktuelt alternativ selv når avløpsrenseanlegget er lite. Slammets sammensetning, hvorvidt slammet er et problemslam, kan også aktualisere slamforbrenning ved små anlegg.

Men det er også en rekke andre parametre som kan ha betydning for hva som er konkurransedyktig anleggsstørrelse:

- mulighetene for å anvende spillvarme på renseanlegget eller i nærområdet forøvrig
- hvorvidt forbrenningsprosessen kan løse luktproblemer som oppstår i andre prosesser på anlegget
- tilgangen på biogass som støttebrensel
- tilgangen på høytkvalifisert driftspersonale. Finnes driftskompetansen allerede på anlegget?

4. Forhold vedrørende dimensjonering

4.1. Dimensjoneringsparametre

Både slamproduksjon og slamkvalitet er viktige data når et forbrenningsanlegg skal dimensjoneres. Når det gjelder slamkvalitet er følgende parametre sentrale:

- tørrstoff-innhold
- andelen av organisk materiale i tørrstoffet
- brennverdi til det organiske materialet
- innhold av kjemikalier som krever ekstra varme ved forbrenningen

I mange tilfeller kan det være vanskelig å framskaffe måledata for disse parametrene, og slike tilfeller må sannsynlige verdier benyttes.

4.2. Slamavvanning

Tørrstoffinnholdet i inngående slam til forbrennings-anlegget eller til tørken er viktig mhp. å oppnå autoterm ¹⁾ forbrenning. Likeledes vil inngående mengde slam ha stor betydning for nødvendig øvnskapasitet. Det vil ofte være lønnsomt å investere i avvanningsutstyr som gir høy TS.

1) At forbrenningsprosessen er autoterm, betyr at prosessen er selvforsynt med energi.

Anvendelse av polyelektrolytter i stedet for mer tradisjonelle kondisjoneringsmidler som kalk og jernforbindelser, har gitt et slam med høyere brennverdi (LOWE 1988).

God energiøkonomi og effektiv utnyttelse av spillvarmen forutsetter at hele renseanlegget og slambehandlingsanlegget vurderes samlet. Jevn slamtilførsel og stabil TS på inngående slam til forbrenningsovn gjør det enklere å optimalisere forbrenningsprosessen, noe som i neste omgang påvirker driftsøkonomien.

4.3. Varierende slamkvalitet og slamtilførsel

Variasjoner i slamtilførsel, brennverdi og tørrstoff-innhold kan forårsake ustabile forhold i etasjeovnen og vansker med operere hvirvelsjiktsovn med lavt oksygenoverskudd.

Behovet for forbrenningsluft er direkte relatert til innholdet av brennbart materiale i slammet. Sammentreff av uheldige omstendigheter (økt TS i inngående slam, økt innhold av brennbart materiale) kan i ekstreme tilfeller få store konsekvenser. Økt behov for forbrenningsluft og stor varmeutvikling kan forårsake svært høye temperaturer i ovnen.

Variasjoner i slamkvalitet og -tilførsel medfører styringsproblemer, som dernest påvirker driftsøkonomien og kanskje også utslippsmengdene.

For å utjevne døgnvariasjoner i slamproduksjon og slamegenskaper kan det være hensiktsmessig å ha et bufferlager før/etter den mekaniske avvanningen.

4.4. Anleggets kapasitet

Erfaringene viser at forbrenningsanleggene ofte er overdimensjonerte (EPA 1985). Overkapasiteten kan medføre at forbrenningsanlegget må kjøres diskontinuerlig, mens kontinuerlig drift er energimessig best.

5. Forbehandling av slam før forbrenning

Målsettingen ved forbrenning av slam bør være at slammet forbrenner uten behov for tilskuddsenergi, det vil si at forbrenningsprosessen er autoterm.

Det er viktig å tilstrebe høye tørrstoffverdier (det vil si lavt vanninnhold) i slammet før forbrenning, enten ved god avvanning eller i kombinasjon avvanning/tørking. Gjenvunnet energi fra røkgassene kan f.eks. benyttes til å tørke slammet eller til oppvarming av slammet før mekanisk avvanning i sentrifuge for å oppnå høyere TS-innhold.

I tillegg til tørrstoffinnholdet har også innholdet av

organisk materiale betydning for forbrenningen. Dess høyere innholdet er, dess høyere blir brennverdien. Dette betyr videre at slammet kan forbrennes autotermt ved lavere TS enn et slam med lavere innhold av organisk materiale. Således krever et mekanisk/kjemisk felt slam høyere TS-innhold enn et biologisk slam for å oppnå autoterm forbrenning.

Sammensetningen til det organiske slammet har også betydning for brennverdien. Høyt innhold av fett gir høy brennverdi. Imidlertid kan fett skape problemer ved forbrenning i etasjeovn.

Bruk av jernklorid som kondisjoneringsmiddel kan medføre slaggdannelse og korrosjonsproblem (MININNI 1989). Det er mulig at jernklorid benyttet som fellingskjemikalium kan medføre liknende problemer.

Med hensyn på energiøkonomi er det ønskelig å forbrenne råslam framfor utråtnet slam. Men når råslam forbrennes, kan en forvente større variasjoner i slamegenskapene. Samtidig kan det også være større risiko for luktproblemer enn i tilfellet med utråtnet slam (BALMER 1989).

Det finnes eksempel på at slam fra biologisk anlegg brennes autotermt i hvirvelsjiktsovn ved 30% TS. Andelen av organisk materiale i slammet var ca. 60%. Anlegget mottok prosessvann fra flere næringsmiddel-bedrifter (HOLDHUS 1990).

Ved tørking av slammet med varmeenergi fra røkgassene ble autoterm forbrenning oppnådd ved 24% TS på avvannet slam (TIZE 1989). På anlegget i Belgia ble tørket aktivslam brent i hvirvelsjiktsovn.

6. Prinsipløsninger

6.1. Generelt om forbrenning av slam

Den mest radikale løsningen når det gjelder å redusere slammengdene er å forbrenne slammet. Ved forbrenningen destrueres det organiske materialet. For å unngå luftforurensninger kreves en omfattende røkgassrensing.

Riktig temperatur, god turbulens og tilstrekkelig oppholdstid er viktige forutsetninger for å oppnå optimal forbrenning.

Slam kan forbrennes separat eller sammen med annet avfall (jfr. punkt 6.2.).

Forbrenning av slam kan foregå i etasjeovner eller i hvirvelsjiktsovner. Etasjeovnen er den vanligst forekommende ovnstypen. I etasjeovnen er det imidlertid vanskelig å oppnå en fullstendig forbrenning, og av den grunn krever de fleste etasjeovnene støttebrensel. De fleste slamforbrenningsanlegg som er blitt bygget i Europa den senere tid har vært

hvirvelsjiktsovner.

I tillegg til etasjeovn og hvirvelsjiktsovn finnes også andre ovnstyper (roterovn, ristovn), men disse er lite omtalt i litteratur vedr. forbrenning av kloakkslam.

Hvis man skal oppnå en fullstendig forbrenning av det organiske materialet, og holde utslippet av karbonmonoksyd på et lavt nivå, kreves en forbrenningstemperatur på ca 850 °C.

Forbrenning er en flertrinns oksydasjonsprosess som omfatter tørking, forgassing og forbrenning ved tilgang på luft. Tørke- og forbrenningsprosessen kan foregå separat eller i samme anleggsenhet.

Tørke- og forbrenningstrinnet er i prinsippet lik for etasjeovn og hvirvelsjiktsovn. Prosessen består av fire trinn:

- oppvarming til 100 °C. Fordamping av vann som omgir faste stoffer.
- fra 100 °C til 180 °C. Fordampning av kjemisk bundet vann.
- fra 180 °C til 250-400 °C. Flyktige gasser antennes.
- fra 400 °C til 750-1000 °C. Forkoksede faste stoffer forbrennes.

6.2. Samforbrenning

Med samforbrenning menes forbrenning av kloakkslam sammen med husholdningsavfall.

Samforbrenning er teknisk sett fullt mulig, men en separat slamforbrenning har store fordeler driftsmessig ettersom kloakkslam er et atskillig mer homogent materiale enn husholdningsavfallet (KARLSSON 1989).

I følge REIMANN (1989) var det 9 anlegg med samforbrenning i Tyskland i 1988.

Samforbrenning kan være fordelaktig økonomisk og energimessig. Kostbart utstyr kan i enkelte tilfeller utnyttes bedre ved samforbrenning. Dessuten kan blandingen av slam og husholdningsavfall, i et rett blandingsforhold, forbrennes autotermt. CHRISTMANN (1987) har vurdert samforbrenningsproblematikken inngående.

I samforbrennings-konseptet som er vist i figur 13 tørkes slammet og males opp før forbrenning i en ristovn. Det er varme fra røkgassene som benyttes til tørkingen. Slammet tørkes opp til 87% TS. Oppmalingen gjør at slammet for større overflate, slik at forbrenningen blir effektiv. Slammet blåses inn i ovnen.

Et annet konsept er basert på at mekanisk avvannet slam blir intensivt blandet med husholdningsavfall i en homogeniseringstrummel, og deretter brent i en ristovn. Slamandelen utgjør ca. 20 vektprosent. Denne type anlegg finnes i Göppingen i Tyskland.

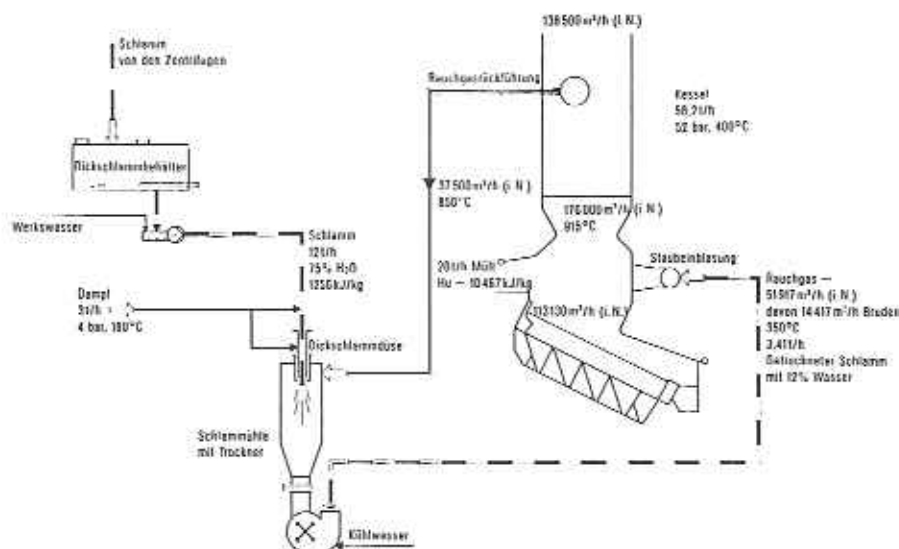
CHRISTMANN skriver også at ristgjennomfall kan være et problem. Dessuten kan tørket slam, avhengig av kornstørrelse, oppkonsentreres i det nedre brennsjiktet og havne i asken bare delvis utbrent.

Samforbrenning øker risikoen for slaggdannelse og støvavleiringer.

Slam som har relativt høyt vanninnhold kan også forstyrre forbrenningsprosessen.

Erosjon i innvendige konstruksjoner kan bli et mer omfattende problem.

Innenfor en region vil mengdeforholdet mellom avvannet kloakkslam, forutsatt at avløpsvannet renses høggradig, og husholdningsavfall være av en størrelsesorden som gjør autoterm forbrenning mulig (REIMANN 1989).



Figur 13. Eksempel på samforbrenningsanlegg (CHRISTMANN 1987)

I Wien er det utført forsøk med samforbrenning på pilotanlegg med hvirvelsjiktsovn. Resultatene viste at skadestoffene i stor grad ble bundet i asken fra kloakkslammet (LANGER 1988).

MININNI (1989) omtaler noen av problemene knyttet til samforbrenning. Når husholdningsavfall tilsettes til kloakkslammet ved forbrenning i etasjeovn, kan harde bestanddeler som glass og metaller forårsake skader på installasjonene, særlig på førearmene og tennene.

Europeiske erfaringer indikerer at den beste løsningen er å tilføre kloakkslam til øverste avsats i etasjeovnen og utsortert husholdningsavfall til avsatsen(e) hvor forbrenningen skjer i etasjeovnen (MININNI 1989).

Når det i tillegg også er problemer knyttet til eksplosjoner og brann, er det mindre interesse for å sortere avfall for å frambringe støttebrensel til slamforbrenning (MININNI 1989).

Et annet alternativ er å foreta samforbrenning i en ristovn. Slammet tørkes til 50-90% TS og tilføres som pellets eller i pulverform til husholdningsavfallet i ovnen.

I Marktoberdorf i Tyskland har det vært et kombinert forbrenningsanlegg i drift fra 1976. Garantert timeskapasitet er 2 tonn husholdningsavfall og 1 tonn slam med 18% TS.

Anlegget er vist i figur 14. Slammet tørkes og forbrennes i en etasjeovn ved hjelp av varmeenergien i røkgassene fra ristovnen hvor husholdningsavfallet forbrennes. Avgassene fra etasjeovnen forbrennes i ristovnen. Anlegget har felles røkgassrenseutstyr (PAULI 1989).

Når det benyttes etasjeovn ved samforbrenning, er det viktig at oppkuttet husholdningsavfall blandes med slammet før blandingen tilføres øverste avsats. Enhetsstørrelsen på husholdningsavfallet må vanligvis være mindre enn ca. 7,5 cm.

Hvis slammet tilføres øverste avsats og husholdningsavfallet en lavere avsats, kan luktproblemer oppstå hvis temperaturen til røkgassen er under 760 °C. Lite tilfredsstillende resultater ble oppnådd i forsøk der mekanisk avvannet slam i form av filterkaker ble tilført ovnen.

Samforbrenning i hvirvelsjiktsovn kan fungere bra. Men det er viktig at husholdningsavfallet er oppkuttet til en uniform størrelse, størrelsesområde 2,5 - 4,5 cm (SPINOSA 1989). Det forutsettes også at metallbiter og glass etc. er sortert fra husholdningsavfallet.

Ved samforbrenning krever utslipps-problematikken ekstra oppmerksomhet. Innholdet av SO₂ og HF i røkgassene vil ofte være større enn ved separat forbrenning av husholdningsavfall (CHRISTMANN 1987). Hvis slammet blir tørket før forbrenning, vil vanligvis partikkelinnholdet i avgassene øke. (SPINOSA 1989).

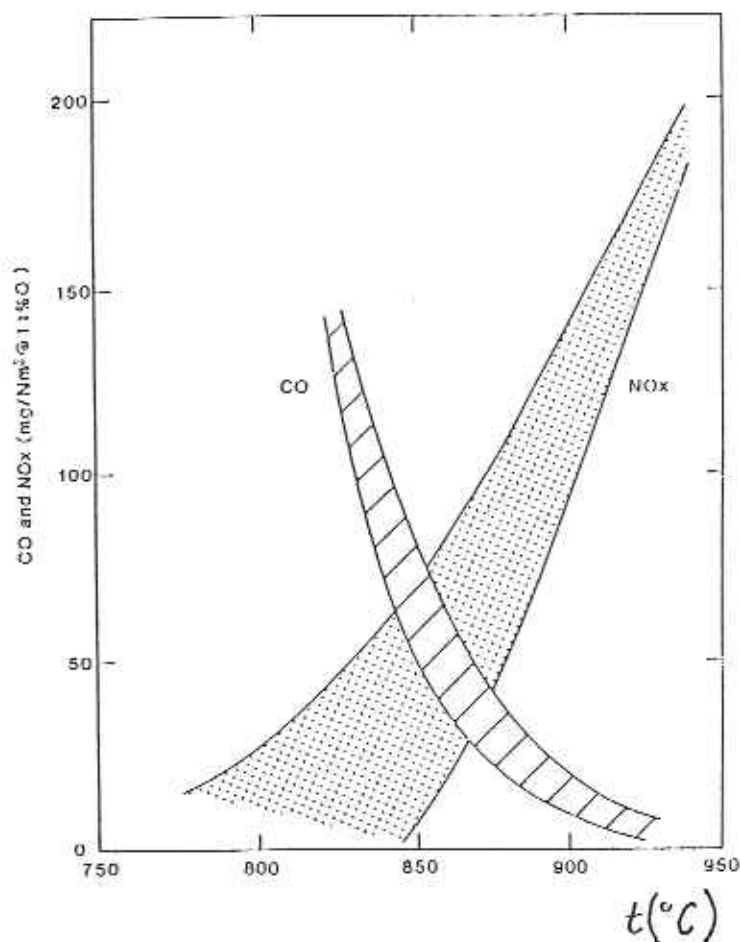
6.3. Slamtilførsel

I et anlegg som består av flere forbrenningsovner kan det være hensiktsmessig å benytte separat tilførselslinje (f.eks transportbelte) til hver av ovnene, for å oppnå jevn slamtilførsel til ovnene. Foran transportbeltet bør det dessuten være et buffervolum for avvannet slam.

6.4. Forbrenningstemperatur

Med tanke på minimalt utslipp av både CO og NO_x er optimal forbrenningstemperatur omlag 850 °C.

Ved stigende temperatur øker innholdet av NO_x i røkgassene, mens CO avtar. Dette er illustrert i figur 15.



Figur 15 Innholdet av CO og NO_x i røkgassene som funksjon av forbrenningstemperatur i hvirvelsjiktsovn (FROST 1989)

6.5. Slaggsmeltepunkt

Dersom slaggsmeltepunktet til slammet er for lavt, dvs. lavere enn den aktuelle forbrenningstemperaturen, kan det medføre problemer med beleggdannelse i ovn og kanaler.

Slaggsmeltepunktet for kommunalt slam ligger oftest i området over 1000 °C. Dette medfører at det ikke vil bli noen problem med slaggdannelse ved forbrenning i hvirvelsjiktsovn (Norsk Energi 1990).

I rapport fra EPA 1985 står imidlertid at slagg- og klinkerdannelse skjer ved forbrenningstemperaturer over ca. 900 °C.

6.6. Lufttilskudd

All forbrenning krever lufttilskudd. Lufttilskuddet er avhengig av den oksygenmengden som skal til for å "bære" forbrenningen.

Forbrenningsanlegg krever overskudd av luft i forhold til teoretisk behov. Luftoverskuddet øker sannsynligheten for kontakt mellom oksygenet i lufta og brennstoffet. Hvis luftoverskuddet er utilstrekkelig, vil bare en del av karbonet forbrennes. I slike situasjoner vil det dannes karbonmonoksyd, sot og hydrokarboner som lukter ubehagelig.

Hvor stort luftoverskudd som kreves for å oppnå fullstendig forbrenning, vil være avhengig av ovnstypen, slammets egenskaper og fordelingen av røkgassene. Av driftsøkonomiske årsaker er det ønskelig å minimalisere overskuddet for å redusere energibehovet, men samtidig oppnå fullstendig forbrenning. Det er nødvendig med energi til drift av luftblåsemaskinene. Dessuten vil det gå med tilleggsenergi for å heve temperaturen til forbrenningsproduktene og overskudds-lufta til den aktuelle temperaturen i forbrenningssonen.

Forbrenning i hvirvelsjiktsovn kan foregå med omlag 20% luftoverskudd (NORSK ENERGI 1990).

FROST 1989 hevder derimot at det er nødvendig med omlag 40% luftoverskudd for å oppnå et lavt utslipp av produkter som dannes ved ufullstendig forbrenning.

Etasjeovnene krever et større luftoverskudd, vanligvis over 100 %, for å holde temperaturen på den varmeste avsatsen på et nivå slik at klinkerdannelse unngås, og for å unngå termiske spenninger. Imidlertid er det nå en tendens til å redusere luftoverskuddet, faktisk ned mot 50%. (SPINOSA 1989)

6.7. Hvirvelsjiktsovn

Hvirvelsjiktsovnene er vist skjematisk i figurene 16 og 17.

Ovnene består av et sylindrisk kammer av stål som er belagt med et ildfast materiale. I bunnen av ovnen er det et sandsjikt og en plate med åpninger for den fluidiserende lufta som bringes inn. Videre vil det også være støttebrennere knyttet til ovnen.

Diameteren til hvirvelsjiktsovnene varierer normalt i området 3 til 8 meter. Sandsjiktet er omlag 70-80 cm når det er i ro.

Lufta som skal fluidisere sandsjiktet tilføres med et overtrykk på 0.2-0.4 bar.

Avvannet slam kan enten pumpes inn i sandsjiktet eller tilføres ved hjelp av en skruetransportør. Tilførsel av kloakkslam via toppen av ovnen anbefales ikke.

Når sandsjiktet fluidiseres, ekspanderer sjiktet til omtrent det dobbelte av hvilevolumet. Pga. hvirvelbevegelsen blandes slammet raskt i sandsjiktet. Vannet fordamper, og forbrenningsprosessen skjer hurtig.

Hvis det er påkrevd for å opprettholde temperaturen i sandsjiktet, eller for å varme opp den fluidiserende lufta, kan støttebrensel tilføres sandsjiktet. Støttebrennerne kan plasseres enten over eller under sandsjiktet. Enkelte installasjoner har innretninger for kontroll og styring av ovnstemperaturen. Det kan være et vandusj-system plassert i frisonen over sandsjiktet, eller det kan være et varme-fjerningsanlegg i selve sandsjiktet.

Både tørkingen og forbrenningen foregår primært i hvirvelsjiktet. Før tilførsel av slam må temperaturen i sjiktet være minst 700 °C. Forbrenningstemperaturen holdes i området 750-820 °C. Gass-oppholdstiden er av størrelsesorden 5 til 10 sekunder.

Frisonen over hvirvelsjiktet skal blant annet motvirke at sandpartikler føres ut av ovnen. Allikevel vil en del sandpartikler forsvinne ut. På 300 driftstimer kan svinnet utgjøre ca. 5% av det opprinnelige sandvolumet. Påfyll av sand kan skje enten direkte i sandsjiktet eller i frisonen over.

Forbrenning av gasser og slamtørrstoff vil også foregå i frisonen. Derfor må volumet til frisonen og oppholdstiden være tilstrekkelig til at det oppnås fullstendig forbrenning.

Forbrenningen som skjer i frisonen forårsaker at temperaturen er høyere i frisonen enn i hvirvelsjiktet. Styring av prosessen innebærer at temperaturstigningen måles. Normal temperaturstigning kan være 100 °C, men stigningen kan også være større. Imidlertid er det viktig at ovnstemperaturen ikke

overstiger ca. 870 °C.

Andelen av forbrenningen som foregår i frisonen kan være opp til 5%. Hvis andelen blir større, kan dette medføre utslipp av uforbrent organisk materiale.

Forutsetningene for å oppnå en effektiv destruksjon av organiske forbindelser som kan forårsake lukt, er:

1. Forbrenningen som foregår i hvirvelsjiktet må være 90-98% fullstendig.
2. Oppholdstiden må være 5-10 sekunder med tilstrekkelig volum i frisonen.
3. Temperaturen må holdes innenfor området 760-870 °C.

Når hvirvelsjiktsovnene opereres under slike betingelser, vil utslippet av uforbrente hydrokarboner være minimalt og strenge utslippskrav kan oppfylles uten etterforbrenningstrinn.

For å kompensere for utilstrekkelig blanding i forbrenningssonen og sikre tilgang på nok oksygen, dimensjoneres hvirvelsjiktsovnene vanligvis med en tilførselskapasitet på 30-45 % luftoverskudd.

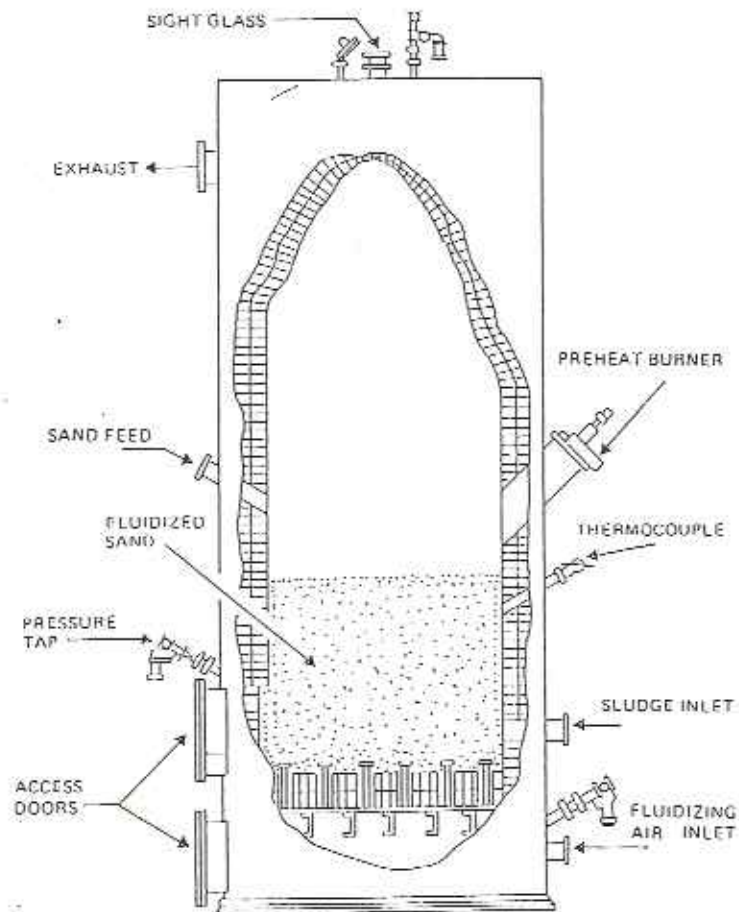
Hvis forbrenningsluften tilføres uten forvarming, vil vindboksen under hvirvelsjiktet kunne ha utførelse i metall. Metallplaten, som utgjør avgrensningen mellom hvirvelsjiktet og vindboksen, er luftavkjølt. Konstruksjonen skal tåle temperaturer opp til omlag 550 °C. Konstruksjoner som skal tåle høyere temperaturer vil pga. ekspansjonsproblematikken medføre betydelig større kostnader.

Til å forvarme forbrenningslufta kan det installeres brenner i vindboksen eller varmevekslingsutstyr for gjenvinning av varme fra røkgassene. Dette krever at vindboksen er utført i ildfast steinmateriale.

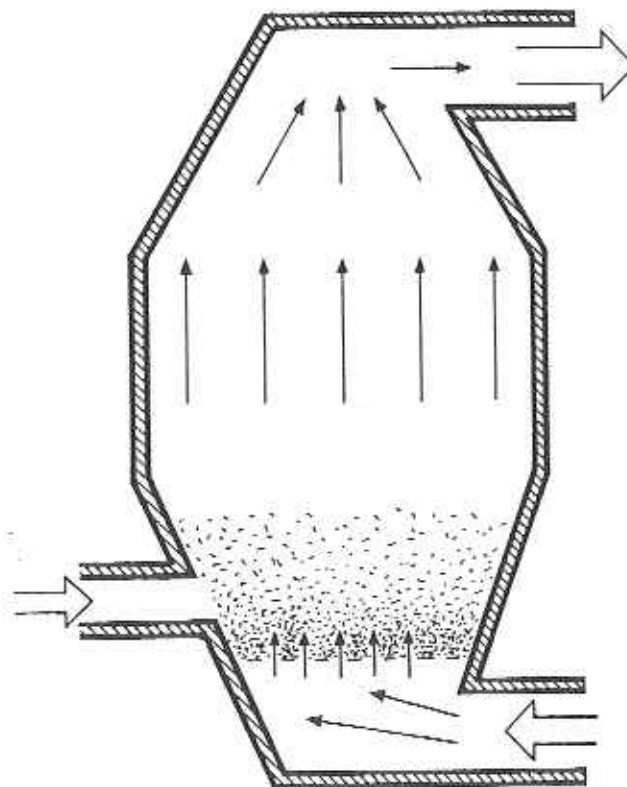
Hvirvelsjiktet har stor varmekapasitet og vil på den måten dempe temperatursvingninger som forårsakes av kortvarige variasjoner mhp. slamkvalitet og tilførselsrate. Den store varmekapasiteten bidrar også til at oppstartingstiden etter kortvarig driftsstopp, f.eks. over natten, er kort. Demping av temperatursvingninger motvirker dessuten sprekkdannelse.

Asken som blir igjen etter forbrenningen er svært finfordelt, og følger derfor med røkgassene ut av ovnen og tas ut som flyveaske i varmeveksler og filter. Røkgassene kan renses i flere trinn. Første trinn kan være et elektrofilter. Deretter kan røkgassene ledes inn i en scrubber der gassen vaskes.

Gjennom et pneumatisk transportsystem overføres asken til en lagringssilo. Når asken tas ut av siloen, kan det være hensiktsmessig å tilføre noe vann for å unngå støvproblem.



Figur 16
Hvirvelsjiktsovn



Figur 17.
Hvirvelsjiktsovn

6.8. Etasjeovn

Oppbygningen til etasjeovnen er vist i figur 18.

Ovnen består av en stålsylinder med en rekke horisontale avsatser som er bygget opp av ildfast steinmateriale. Diameteren til ovnen kan variere i størrelsesorden 1,5 meter til 9 meter. Antallet etasjer (avsatser) kan være fra 4 til 14. Det er vanligvis to inspeksjonsluker for hver etasje. Senterakselen som roterer, er hul og utført i støpejern. Akselen er videre bygget opp seksjonsvis. Akselen er vanligvis isolert med ildfast støpemasse. Isoleringen gjør at akselen kan tåle ordinær driftstemperatur på ca. 450 °C og temperatur på opp til 600 °C over kortere tid. Omdreiningshastigheten kan varieres mellom 1/2 og 2 omdreininger pr. minutt.

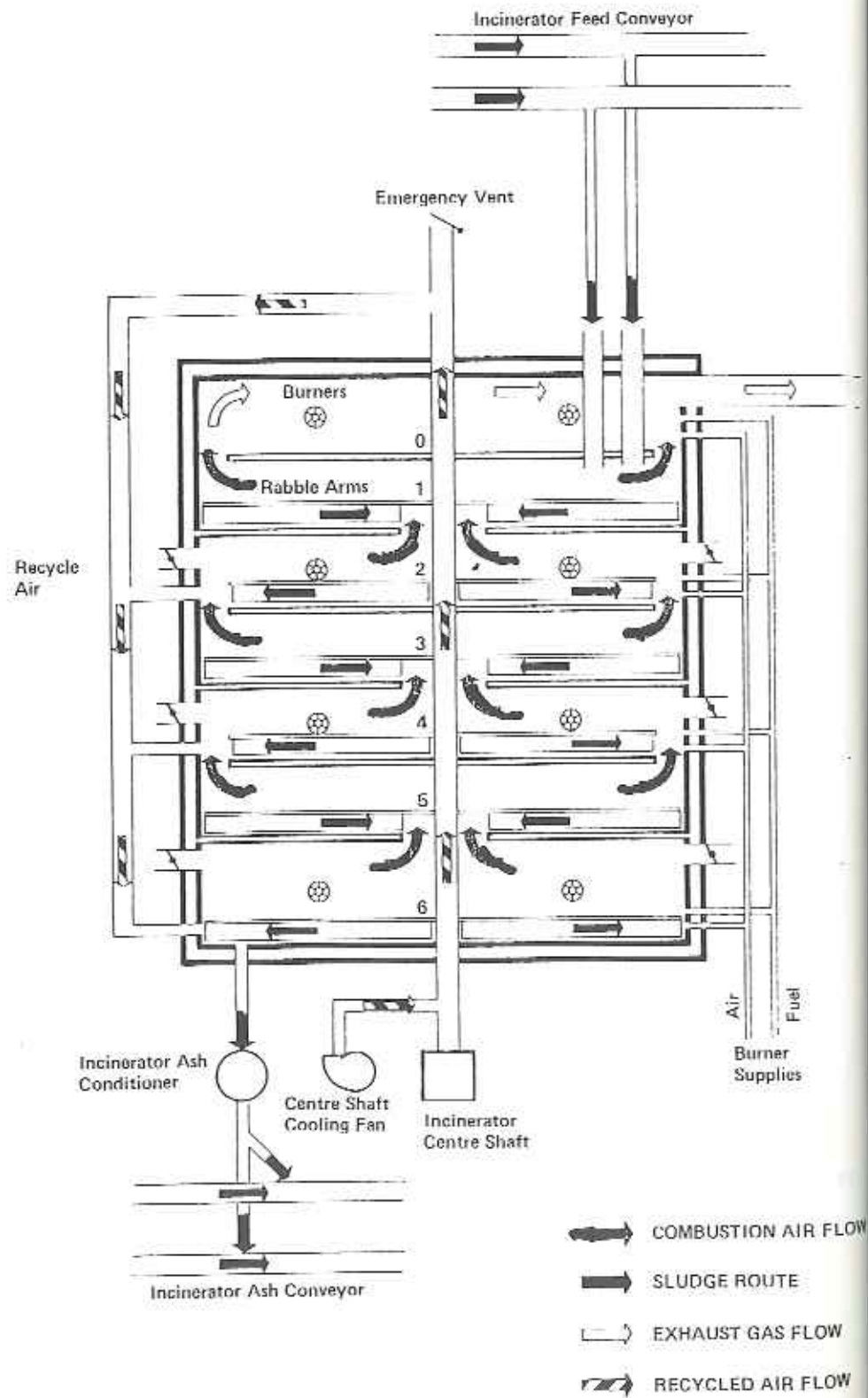
Avvannet slam mates inn i ovnen på den øverste avsatsen og føres nedover i ovnen fra avsats til avsats. De roterende armene som er festet til senterakselen, skyver slammet med seg slik at slammet faller ned på neste avsats. Armene er utstyrt med tenner eller ploger. Asken tas ut i bunnen av ovnen, mens røkgassene har utløp i toppen.

Luft til forbrenning og til kjøling av senterakselen og armene tilføres ved hjelp av en vifte. Kjølelufta føres inn i hulrommet i akselen og videre ut i armene. Etterpå føres den oppvarmede kjølelufta ned til nederste avsats og benyttes som forbrenningsluft. Hvis det ikke er behov for all kjølelufta til forbrenningen, føres deler av lufta ut av forbrenningsovnen via en ventil i senterakselen. Lufta som ikke er forurenset kan brukes direkte til oppvarmingsformål.

Ovnen kan også være utstyrt med en luftblåsemaskin som gir hjelpeluft til sonen hvor forbrenningen skjer.

Tørking av slammet, forbrenning av de flyktige forbindelsene, fullstendig forbrenning av fiksert karbon og nedkjøling av asken foregår i forskjellige soner i ovnen. Dette er illustrert i figur 19. Tørkesonen er lokalisert til de øverste etasjene. Varme forbrenningsgasser kommer i kontakt motstrøms med det inngående slammet som dermed varmes opp og avgir vanddamp. I den andre sonen, i de midterste etasjene i ovnen, forbrennes mesteparten av de flyktige organiske forbindelsene i slammet og deler av det fikserte karbonet. Temperaturen ligger i området 760 til 930 °C.

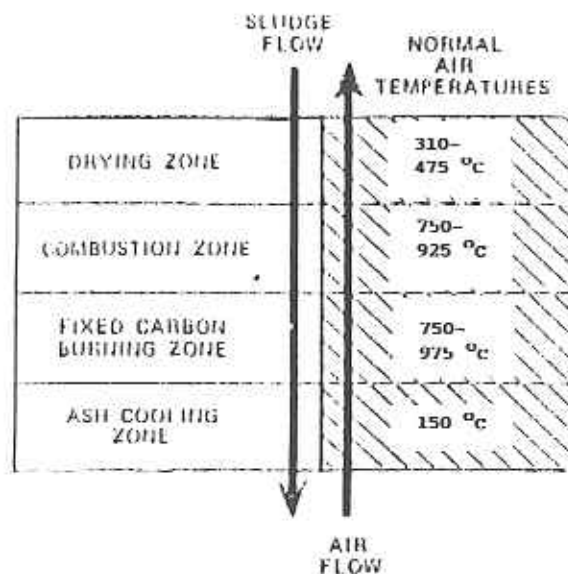
I den tredje sonen forbrennes den resterende delen av det fikserte karbonet. Til slutt avkjøles asken ved hjelp av kjølelufta fra senterakselen. Prosess-sekvensen er alltid den samme, men antallet etasjer (avsatser) som er involvert i hver sone er avhengig av slammets egenskaper og utformingen til ovnen og brennersystemet. I noen tilfeller kan det være slik at tørkingen og forbrenningen skjer i samme sone. Røkgassene som forlater ovnen vil normalt ha en temperatur i området 300-500 °C uten etterforbrenning. I enkelte tilfeller vil utslippskravene kreve etterforbrenning av røkgassene før



Figur 18. Etasjeovn ved Coleshill Incineration Plant, England.

utslipp. Da kreves at temperaturen er omlag 800 °C eller høyere. Formålet med etterforbrenningen er å oppnå fullstendig forbrenning av hydrokarbonene og å destruere forbindelser som lukter. Etterforbrennings-enheten kan enten være plassert øverst inne i selve ovnen eller utenfor ovnen.

Det vil ofte være behov for støttebrensel. Brennere kan plasseres i forskjellige etasjer i ovnen og styres uavhengig av hverandre for å oppnå optimal forbrenningstemperatur.



Figur 19. Forbrenningsprosessen i etasjeovn (EPA 1985)

6.9. Røkgassrensing

De restproduktene som oppstår ved forbrenningen er røkgasser og aske. Røkgassene vil inneholde partikulært materiale og ulike gasser (f.eks CO , NO_x , SO_2 , HCl , flyktige tungmetaller).

For å tilfredsstille utslippskravene er det nødvendig med omfattende rensing av røkgassene.

Partikler kan fjernes enten ved våtbehandling (scrubber) eller ved tørrbehandling (elektrofiltre, bagfilter, sykkloner). Renseeffekten for de ulike systemene varierer, men det er teknisk mulig å rense ned til en støvkonsentrasjon på 10 mg/N i utslippslufta. Innenfor slamforbrenning er venturi-scrubberen mye benyttet. Dette skyldes at slam-flyveasken er klebrig og kan skape problemer i de andre renseinnretningene.

Oppbygningen til et scrubbersystem er vist i figur 20.

Røkgassene fra ovnen passerer først en seksjon hvor det skjer en kjøling ved hjelp av finfordelt vann. Deretter bråkjøles røkgassene i en seksjon der vann strømmer over overflatene og danner en vannlås. Etterpå passerer røkgassene en venturi-innretning hvor strømningshastigheten øker. Dette fremmer dråpedannelsen. I separatoren skilles vann- og gassfasen. Den siste avfuktingen av gassfasen skjer i dråpeutskilleren. Røkgass og damp passerer til slutt en vifte før utslipp via skorstein.

Scrubbervannet kan resirkuleres eller føres tilbake til innløpet i renseanlegget slik det ofte er tilfelle når det benyttes etasjeovn. Scrubbervannet fra en hvirvelsjiktsovn vil inneholde asken fra forbrenningen og må derfor vanligvis etterbehandles.

En sammenstilling av aktuelt renseutstyr er gitt i tabell 8 (SPINOSA 1989).

SO_2 og HCl -utslippene kan kontrolleres ved å benytte alkaliske løsninger, f.eks sjøvann. Utslippskonsentrasjonene av SO_2 og HCl kan således reduseres til henholdsvis 15 og 7,5 mg/Nm₃ (SPINOSA 1989).

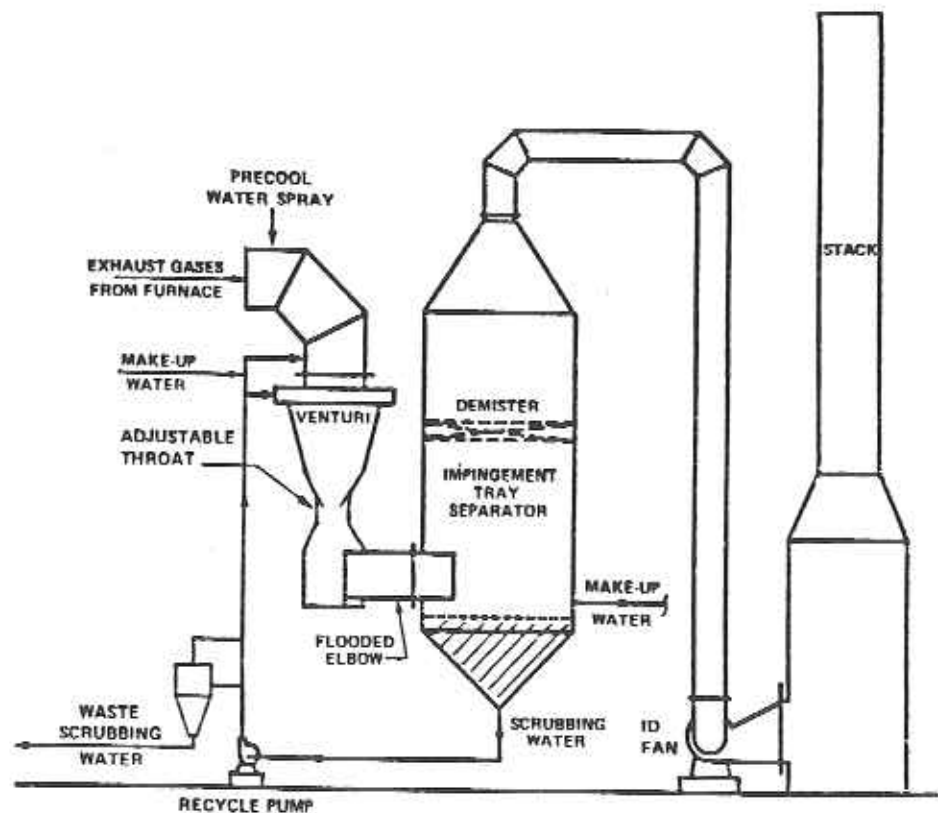
Elektrofiltre har liten eller ingen renseseffekt mhp. gasser.

NO_x kan ikke kontrolleres ved hjelp av de konvensjonelle metodene, men kan fjernes i en prosess hvor NO_x omdannes til N_2 .

Utslipp av organiske forbindelser og gasser som lukter kan reduseres ved etterforbrenning. Denne behandlingen er særlig aktuell når det benyttes etasjeovn. For hvirvelsjiktsovn er etterforbrenning vanligvis unødvendig pga. høy forbrenningstemperatur og effektiv utbrenning.

Tungmetaller vil i høy grad være bundet til støvpartikler,

særlig de minste støvpartiklene. Derfor er det viktig å legge stor vekt på effektiv partikkelfjerning ved rensing av røkgassene. Imidlertid vil de mest flyktige metallforbindelsene delvis foreligge i gassform. Dette gjelder f.eks kvikksølv, kadmium og bly. Ved nedkjøling av røkgassene vil elementene anrikes på de minste partiklene, som er vanskeligst å fjerne ved partikkel-fjerningen. Kvikksølv som er det mest flyktige elementet vil i vesentlig grad foreligge i dampform ved normal skorsteintemperatur. En aktuell metode for å redusere utslippet av kvikksølv, er å underkjøle røkgassene og foreta syrevasking, før gjenoppvarming og utslipp til atmosfæren (FROST 1989).



Figur 20. Eksempel på scrubber-system
(EPA 1985)

Det er dokumentert at kvikksølv utskilles fra røkgassene ved de metoder som benyttes for å fjerne sure gasser, særlig HCl. (NIELSEN 1988). Tre faktorer synes å være viktige. Temperaturen skal være lav, under ca. 180 °C. Kvikksølv i den nedkjølte gassen skal ha tilstrekkelig tid til å sette seg på en adsorbent, som kan være flyveasken i røkgassen. Til slutt må adsorbenten fjernes i en effektiv partikkel-utskiller.

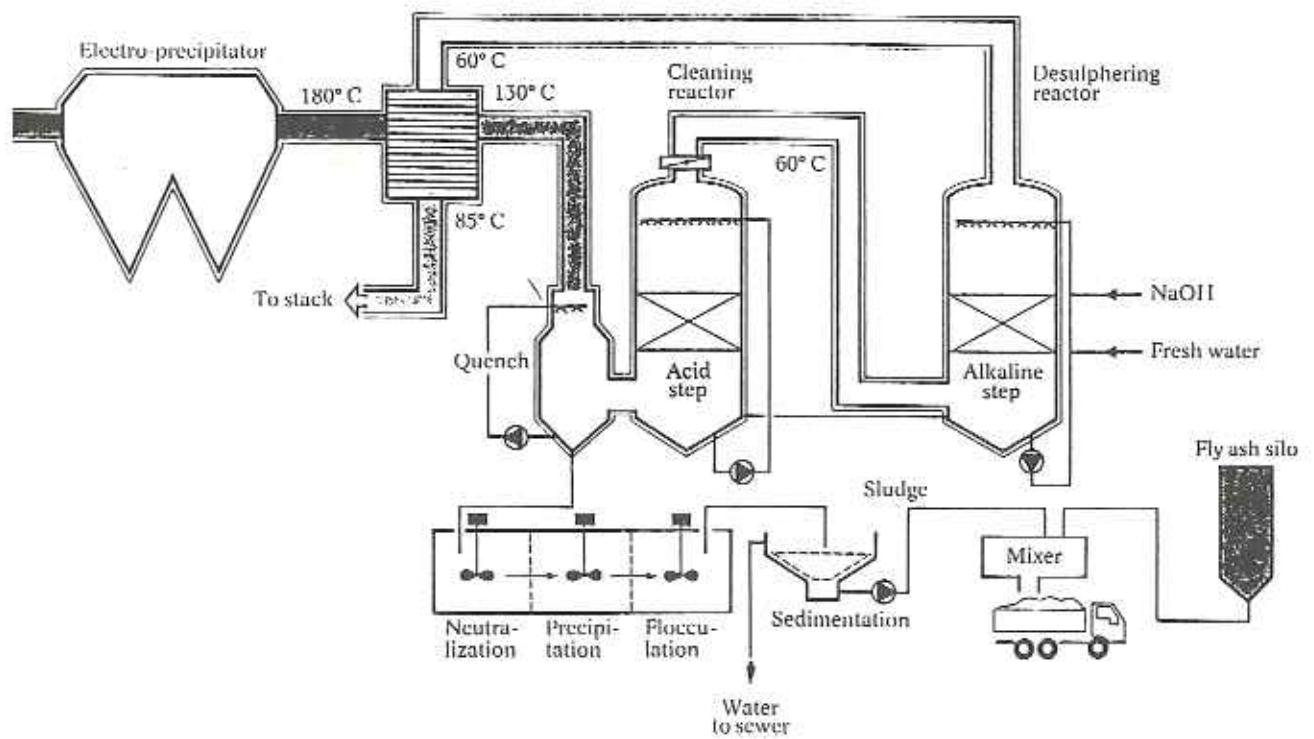
Kvikksølv kan også fjernes ved vasking med aminløsning (TIZE 1989).

Forøvrig er røkgassrensing utførlig omtalt av DALAGER (1987).

Figur 21 viser hvordan et røkgass-rensesystem kan være utformet.

Equipment	Energy requirement	Performance	Reliability
<u>Dry equipment</u>			
- General	Low	No removal of gas. pollutants	Possible dust handl. problems
- Electrostatic precipitator		High efficiency of removal of small particles; some gas attenuation required	Requires frequent maintenance for combined incineration
- Bag filter		Very efficient; gas attenuation required	Problems of blinding; rotting problems with bag failure; maintenance unpleasant
- Cyclone		Less efficient at smaller particle sizes	Little maintenance
<u>Wet equipment</u>			
- General	High	Removes some gas. pollutants and reduces water cont.	Problem of small part. separation from liquid effluent
- High energy venturi scrubber		High efficiency	Little maintenance
- Medium energy venturi scrubber	Generally low	Lower efficiency for small particles	
- Cyclonic scrubber		Lower efficiency for smaller part.	
- Flooded plate scrubber	Generally low	Similar to venturi but lower eff. for smaller particles	Little maintenance

Tabell 8. Sammenlikning av røkgass-renseutstyr (SPINOSA 1989)

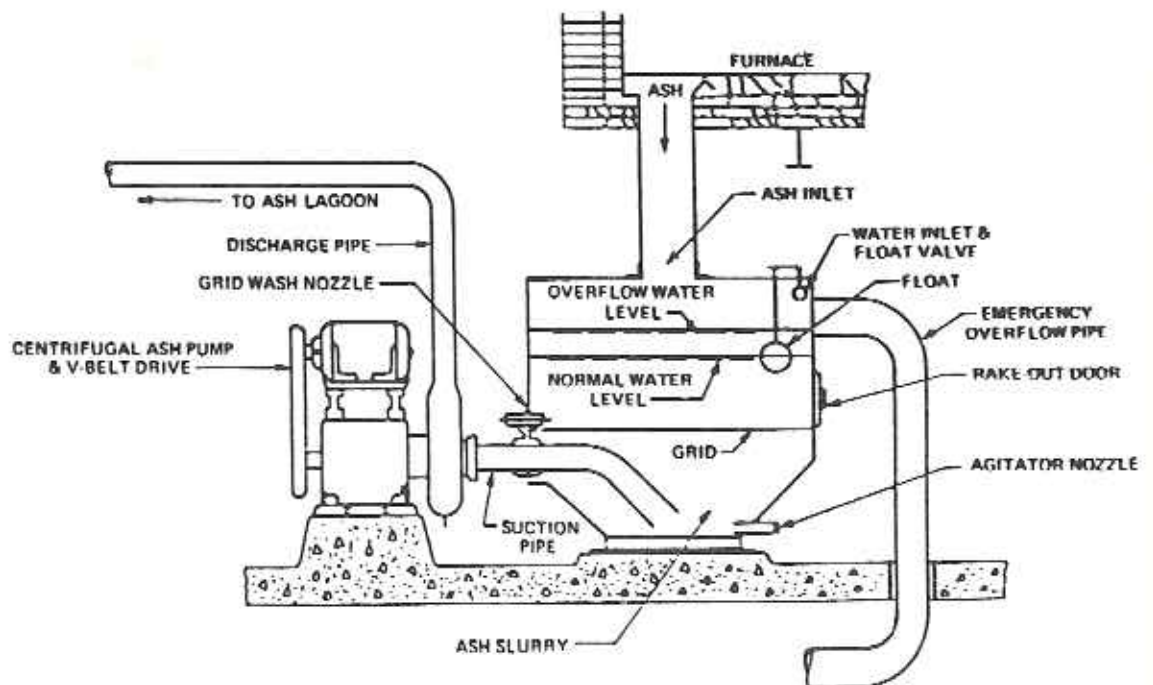


Figur 21. Eksempel på røkgass-rensesystem

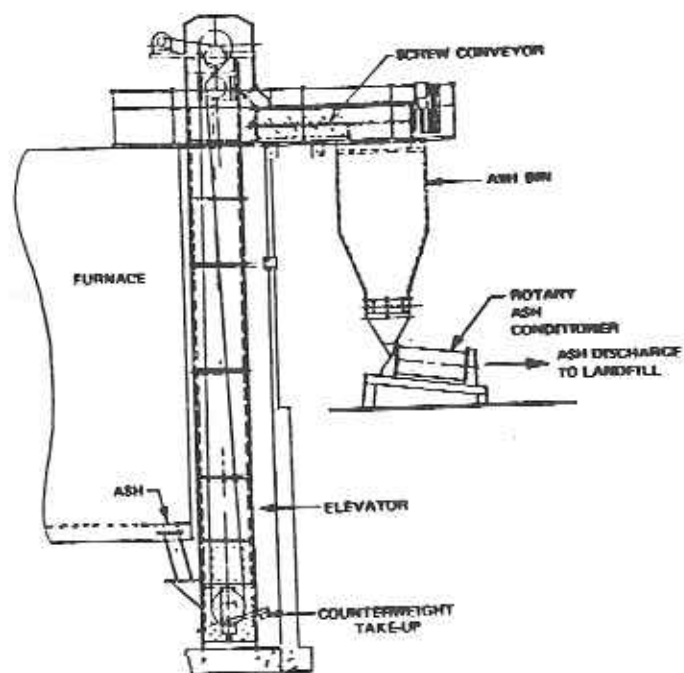
6.10. Askehåndtering

Askehåndteringen kan skje hydraulisk eller mekanisk. Figur 22 viser hvordan det hydrauliske pumpesystemet kan være bygget opp. Asken som skal pumpes må være våt.

Det mekaniske systemet som er illustrert i figur 23 består i hovedsak av en løfteanordning, skruetransportør, en lagertank og et system for å fukte opp den tørre asken før utkjøring.



Figur 22. Eksempel på hydraulisk system for askehåndtering (EPA 1985)



Figur 23. Eksempel på mekanisk system for askehåndtering
(EPA 1985)

7. Sammenlikning hvirvelsjiktsovn og etasjeovn

7.1. Ovnskapasitet

Hvirvelsjiktsovnen er tilgjengelig i mindre enheter enn etasjeovnen.

7.2. Askehåndtering

Asken fra etasjeovnen kan håndteres i tørr tilstand. Det betyr lavere transport og deponeringskostnader sammenliknet med hvirvelsjiktsovn som gir en våt aske.

7.3. Sandtilførsel

Hvirvelsjiktsovnen har behov for et suppleringsystem for sand.

7.4. Erosjon

Etasjeovnen vil sannsynligvis gi mindre erosjon i røkgasssystemet enn hvirvelsjiktsovnen.

7.5. Konstruksjon

Hvirvelsjiktsovnen forutsetter gasstett konstruksjon. Etasjeovnen opereres under negativt trykk og må utformes slik at luftinnlekking minimaliseres. Dette er nødvendig for å oppnå høy energieffektivitet. Men i motsetning til hvirvelsjiktsovnen er det ikke nødvendig at konstruksjonen er gasstett.

7.6. Slaggdannelse

Driftsproblemer knyttet til slaggdannelse håndteres lettest i en etasjeovn, ettersom det er enklere å komme til i denne ovnstypen. Å fjerne slag i hvirvelsjiktsovnen vil medføre lengre driftsstans.

7.7. Fett og skum

Hvirvelsjiktsovnen er bedre egnet til å ta hånd om fett og skum. Disse bestanddelene forbrennes effektivt i hvirvelsjiktet og kan utnyttes som støttebrensel.

7.8. Forbrenningsprosess

Hvirvelsjiktsovnene har en enklere forbrenningsprosess og er derfor enklere styringsmessig enn etasjeovnene (EPA 1985). Dessuten er det lettere å oppnå homogene temperaturforhold i hvirvelsjiktsovnene.

7.9. Utslipp

Det forutsettes at både hvirvelsjiktsovnene og etasjeovnene kan tilfredsstille strenge utslippskrav. Optimalisering av forbrenningsprosessen er viktig for å minimalisere utslippene.

Under normale forhold opereres hvirvelsjiktsovnene i temperaturområdet 750-820 °C. Ved disse betingelser oppnås effektiv forbrenning av hydrokarboner og luktdannende forbindelser. Dessuten vil partikkelinnholdet i røkgassene være lite.

Pga. lavere temperatur er forholdene annerledes for etasjeovnene. For å oppnå høy grad av utbrenning av hydrokarboner og luktdannende forbindelser, og dermed oppfylle utslippskravene, kan det være nødvendig å installere et etterforbrenningstrinn. Eksisterende teknologi mhp. etterforbrenning medfører et betydelig behov for støttebrensel, som i neste omgang forårsaker økte driftskostnader.

7.10. Vedlikehold

Både førearmene i etasjeovnene og luftfordelingssystemet i hvirvelsjiktsovnene er bestandig, og vil ved normalt vedlikehold ha en levetid på mange år. Men slitasje og temperaturvariasjon er et større problem for førearmene i etasjeovnene enn for luftfordelingssystemet (dysene) i hvirvelsjiktsovnene.

Avsatsene i etasjeovnene og det ildfaste materiale i vindkassen i hvirvelsjiktsovnene utsettes for sykliske temperatursvingninger som kan forårsake skader. Problemet kan antas å være størst i etasjeovnene ettersom frekvensen for temperatursvingninger er større.

Hvis det benyttes samme askehåndteringssystem for de to ovnstypene, vil det generelt ikke være forskjell mhp. vedlikeholdsomfang. Tørr håndtering ved bruk av etasjeovn vil medføre et betydelig vedlikehold.

Røkgassene fra hvirvelsjiktsovnene vil inneholde både aske og sandpartikler. Pga. erosjon og korrosjon kan det påregnes større vedlikehold av røkgasssystemet for hvirvelsjiktsovnene enn for etasjeovnene.

Derimot kan røkgassviften i etasjeovnene medføre et betydelig vedlikeholdsomfang.

7.11. Krav til elektrisk energi

Under normale omstendigheter vil det ikke være noen forskjell på behovet for elektrisk energi for de to ovns-typene.

De viktigste installasjonene i etasjeovnen som krever elektrisk energi er luftblåserne for støttebrensel-systemet, røkgassvifter og ovnens drivmekanisme.

Når det gjelder hvirvelsjiktsovnen er el.behovet først og fremst knyttet til brennerne og luftsystemet som skaper fluidiserende forhold.

7.12. Drift og behov for arbeidskraft

Begge ovnstypene krever kontinuerlig tilsyn.

Kravene om faglig dyktighet er høye og tilnærmet de samme for de to ovnstypene.

Hvirvelsjiktsovnen har fordeler ved diskontinuerlig drift, ettersom nedkjøring/oppstart etter kortere tids stopp kan gjøres mer energiøkonomisk enn for etasjeovnen. Dette betyr at hvirvelsjiktsovnen har driftsøkonomiske fordeler hvis det legges opp til ett eller to skift pr. døgn.

Behovet for vedlikeholds-personell kan antas å være det samme for de to ovnstypene.

7.13. Kjemikalietilsetning i slammet

Kjemikaliebruk er vanlig på et avløpsrenseanlegg. Det kan være tilsetning av kalk, metallsalter og polymer i renseprosessen eller ved slamkondisjoneringen. Brenning av slam som inneholder tilsetninger av metallsalter kan forårsake slaggdannelse. I enkelte tilfeller har det skjedd tilstopping i røkgassutløpet fra hvirvelsjiktsovnen ved forbrenning av slam inneholdende jernforbindelser.

Likeledes har det vært tilfeller av klinkerdannelse i etasjeovnen ved forbrenning av slam inneholdende polymere forbindelser.

For begge ovnstypene vil drifts- og vedlikeholdskostnadene øke ved brenning av slam som inneholder kalk- og metallsalt-tilsetninger. Energiforbruket øker og korrosjonsproblemet kan bli betydelig. Askemengden blir større og mer slag g dannes. Hvis kalsinerings-temperaturen nås (ca. 900 °C), vil prosessen som kalken gjennomgår øke energibehovet. Ved høye temperaturer vil kloridene fra jernklorid påskynde korrosjonsprosessen.

8. Energimessige forhold

8.1. Brennverdi

Det primære brennbare materiale i slam er fiksert karbon, hydrogen og svovel. Svovelets bidrag til slammets brennverdi kan vanligvis neglisjeres.

Materiale som har et høyt innhold av flyktige forbindelser, slik som f.eks fett og skum, har høye brennverdier. Kjemisk felte forbindelser med høyt innhold av uorganisk materiale har derimot ikke høye brennverdier, og vil vanligvis kreve støttebrensel ved forbrenning.

I litteraturen oppgis brennverdier i området 21 - 23 MJ/kg organisk materiale. Den reelle brennverdien i slam slik det foreligger ved forbrenningen, er avhengig av tørrstoffinnholdet og andelen av organisk materiale. En må f.eks. regne med at biologisk slam har en høyere brennverdi pr. kg slamtørrstoff enn mekanisk/kjemisk slam.

Teoretisk effektiv brennverdi/kg slam = $23 \text{ MJ/kg} \cdot \text{andel tørrstoff} \cdot \text{andel av organisk materiale i tørrstoffet}$.

Mekanisk/kjemisk felt slam med 25% tørrstoff og 60% organisk materiale vil således ha effektiv brennverdi ca. 3.5 MJ/kg avvannet slam. I tabell 9 er vist brennverdier for ulike slamtyper. I enkelte av tilfellene viser brennverdiene relativ stor variasjon for samme slamtype. I tillegg til feilkilder ved prøveuttak og analyse kan variasjonen skyldes at slammets andel av uorganisk materiale (f.eks sandpartikler) varierer over året pga. nedbørforhold og tilførsel av overvann.

8.2. Energibehov

Energibehovet ved forbrenning av slam består av følgende poster:

1. Energi til oppvarming av forbrenningsluft
2. Energi til oppvarming av slamtørrstoffet
3. Energi til oppvarming av vannet i slammet
4. Energi til fordampning av vannet i slammet
5. Energi til oppvarming av vann som produseres ved forbrenningen
6. Strålingsvarmetapet i ovnen.

Figur 24 viser et eksempel på fordelingen av energibehovet på ulike poster for slam med 30% TS og forbrenning med 20% luftoverskudd. Til beregningene er benyttet en regnemodell for forbrenning av slam i hvirvelsjiktsovn. Modellen og forutsetningene for figur 24 finnes i vedlegg 2.

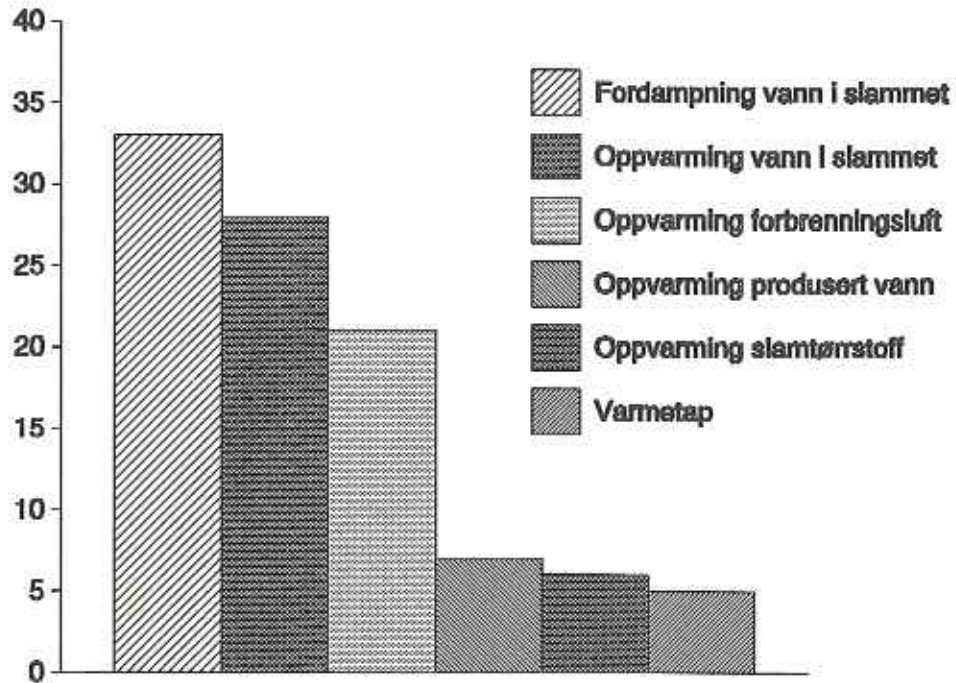
Av figuren ser vi at energi til oppvarming av

forbrenningslufta og fordampning av vannet i slammet er de største energipostene. Til sammen utgjør de to postene ca. 60% av energibehovet med de gitte forutsetningene.

Anlegg/referanse	Slamtype	Brennverdi
VEAS	Mek./kjemisk tilsatt 26% kalk på tørrstoffbasis	5.6
VEAS	Mek./kjemisk tilsatt 26% kalk på tørrstoffbasis	8.6
VEAS	Mek./kjemisk tilsatt 26% kalk på tørrstoffbasis og tørket før brennverdi-bestemmelse	10.0
VEAS	Mek./kjemisk, utråtnet. Tilsatt 23% kalk på tørrstoffbasis	8.9
VEAS	Mek./kjemisk, termisk behandlet (180 °C, 30 min.)	12.4
VEAS	Mek./kjemisk, utråtnet og termisk behandlet	11.2
Bekkelaget	Mek./kjemisk, utråtnet	7.9
Bekkelaget	Mek./kjemisk, utråtnet	7.1
RA-2	Mek./kjemisk	16.5
RA-2	Mek./kjemisk, tilsatt 20% kalk på tørrstoffbasis	12.1
HIAS	Mek./kjemisk/biologisk	16.4
HIAS	Mek./kjemisk/biologisk	17.1
REIMANN 1989	Biologisk	13.8-20.7
REIMANN 1989	Biologisk, utråtnet	10.4-12.7
REIMANN 1989	Husholdningsavfall	9.5-14.0
HALLBERG 1990	Mekanisk	18.4-20.9
HALLBERG 1990	Biologisk	18.8-20.9
Ørebro	Blandslam	20.1

Tabell 9 Brennverdi for slam , MJ/kg slamtørrstoff

Andel av energibehov, %



Figur 24 Relativt energibehov ved brenning av slam i
hvirvelsjiktsovn

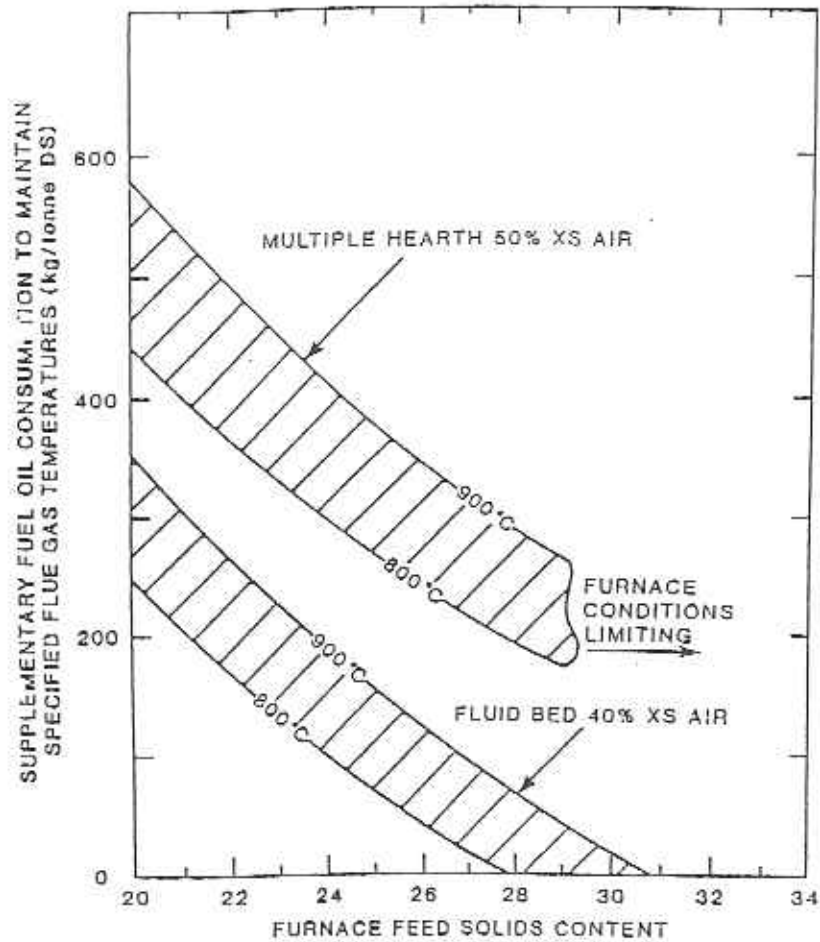
8.3. Autoterm forbrenning og behov for støttebrensel

Varmen som avgis ved forbrenningen av slammet kan i noen tilfeller være tilstrekkelig til å varme opp inngående luft og slammets bestanddeler til den temperatur som røkgassene og asken har, og dessuten kompensere for varmetapet fra forbrenningsanlegget. I slike tilfeller vil det ikke være behov for støttebrensel, og en betegner forbrenningsprosessen som **autoterm**.

Figur 25 illustrerer behovet for støttebrensel som funksjon av forbrenningstemperatur og tørrstoffinnhold i en gitt slamtype ved forbrenning i etasjeovn og hvirvelsjiktsovn. Figuren viser at etasjeovnen har større energibehov enn hvirvelsjiktsovnen ved forbrenningstemperaturer i området 800-900 °C.

Det er flere forhold som har betydning for å oppnå autoterm forbrenning og god energiøkonomi:

- utråtning av slammet reduserer brennverdien
- hvis det allerede finnes utråtningsanlegg, vil det være et positivt energibidrag å benytte biogassen som støttebrensel
- oppnå høy TS på inngående slam til forbrenningsovn.
- bruk av organiske polyelektrolytter som kondisjoneringsmiddel gir et pluss til brennverdien, mens uorganiske kondisjoneringsmidler, f.eks jernforbindelser og kalk, gir et negativt bidrag
- optimalisere tilførselen av forbrenningsluft. God styring av tilførselen. Optimal forbrenningstemperatur.
- optimal røkgass-temperatur
- optimal forvarming av forbrenningslufta
- tørking av slammet ved å benytte varmeenergien i røkgassene vil ofte være lønnsomt
- forbrenne fett som har høy brennverdi
- tilpasning av ovnskapasiteten til slamproduksjonen, for å unngå diskontinuerlig drift. Det har vist seg at overdimensjonerte forbrenningsanlegg forekommer relativt ofte. Overdimensjonering medfører økte behandlingskostnader.
- mulighetene for utnyttelse/salg av gjenvunnet energi



Figur 25. Behovet for støttebrensel ved brenning av slam i hvirvelsjiktsovn og etasjeovn ved høye forbrennings-temperaturer (PAULI 1989)

8.4. Varmegjenvinning

Erfaringene viser at anleggseierne i mange tilfeller har lagt liten vekt på å oppnå autoterm forbrenning. Etterhvert har denne holdningen endret seg, og i dag tilstrebes god energioekonomi ved forbrenningen. Effektiv varmegjenvinning og varmeutnyttelse er nødvendig for å oppnå god driftsøkonomi.

Ut fra beregninger som NORSK ENERGI (1990) har gjort for Vestfjorden Avløpsselskap finnes at gjenvunnet varmeenergi utgjør omlag 40% av tilført energi til forbrenningen (el.energi, olje og energi i slammet). I forhold til tilført el.energi og energi i olje utgjør totalt gjenvunnet energi ca. 200-300%.

Energien som gjenvinnes fra røkgassene kan benyttes på ulike måter. Elektrisitet kan produseres, men virkningsgraden er lav. Derfor er det mer aktuelt å benytte varmeenergien fra røkgassene til forvarming av forbrenningsluften. Videre kan røkgassene avkjøles ytterligere ved varmeveksling f.eks. i en hetoljevarmeveksler. Hetoljen kan eksempelvis benyttes til å tørke slammet før forbrenning, og til gjenoppvarming av røkgassene før utslipp til atmosfæren. Sistnevnte tiltak kan være nødvendig for å unngå kondensdannelse ved utløpet av skorsteinen.

Erfaringer viser at det god økonomi i å utnytte varmeenergien i røkgassene til forvarming av forbrenningsluften og til tørking av slammet.

Det er selvsagt også mulig å benytte varmen energien i røkgassene til fjernvarmeproduksjon eller til å dekke internt oppvarmingsbehov (bygninger, slamoppvarming før avvanning mm).

Tabell 10 viser varmegjenvinning og -utnyttelse for forbrenningsanlegg i Bruges i Belgia og Karlsruhe og Stuttgart i Tyskland.

Plant	Heat Recovery Equipment		Heat Applications
	1st Stage	2nd Stage	
Bruges	Air Preheater (Gas to Gas HX)	Thermal Oil Heat Exchanger	1. Combustion Air 2. Dryer
Karlsruhe	Heat Recovery Steam Generator with 2 Stages		1. Combustion Air 2. Dryer 3. Steam for Cogen- eration in TG 4. Buildings
Stuttgart	Heat Recovery Steam Generator	Hot Water Heater	1. Combustion Air 2. Dryer 3. Digester Sludge & Building 4. Buildings 5. Sludge Input to Centrifuge 6. Gas Scrubber Regeneration

**Tabell 10 Varmegjenvinning og -utnyttelse ved
forbrenningsanlegg i Bruges, Karlsruhe og Stuttgart
(FEINDLER 1989)**

8.5. Energibalanse

Ved effektiv varmegjenvinning og -utnyttelse kan slamforbrenning gi netto energiproduksjon.

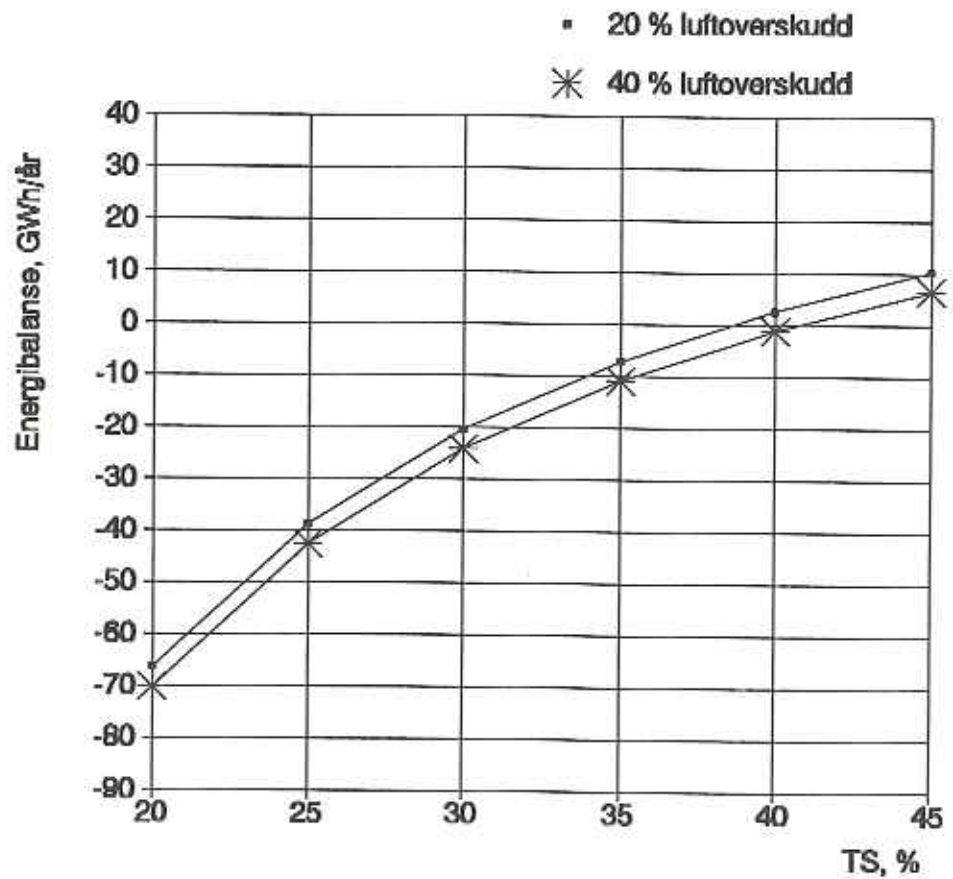
Figur 26 viser energibalanse ved forbrenning av slam i hvirvelsjiktsovn som funksjon av tørrstoffinnhold. Regnemodellen i vedlegg 2 er benyttet som grunnlag for figuren. Viktige forutsetninger er:

- Forvarming av forbrenningslufta ved varmeveksling med røkgassene.
- Luftoverskuddstall 1.2 (20% luftoverskudd)
- Forbrenningstemperatur 850 °C.
- Slammengde 21.000 tonn TS pr. år (tilsvarende 450.000 p)
- Innhold av organisk materiale 60 %
- Brennverdi 12.6 MJ/kg tørrstoff

Vi ser at prosessen under de gitte forutsetningene blir autoterm ved ca. 38% TS .

Tabell 11 viser energisituasjonen for 3 forbrenningsanlegg; Bruges i Belgia og Karlsruhe og Stuttgart i Tyskland. Slammet tørkes ved de tre anleggene. Ytterligere informasjon om anleggene er gitt i vedlegg 3 i tabellene 19-22 (FEINDLER 1989) .

Figur 27 viser oppbygningen til forbrenningsanlegget i Stuttgart.



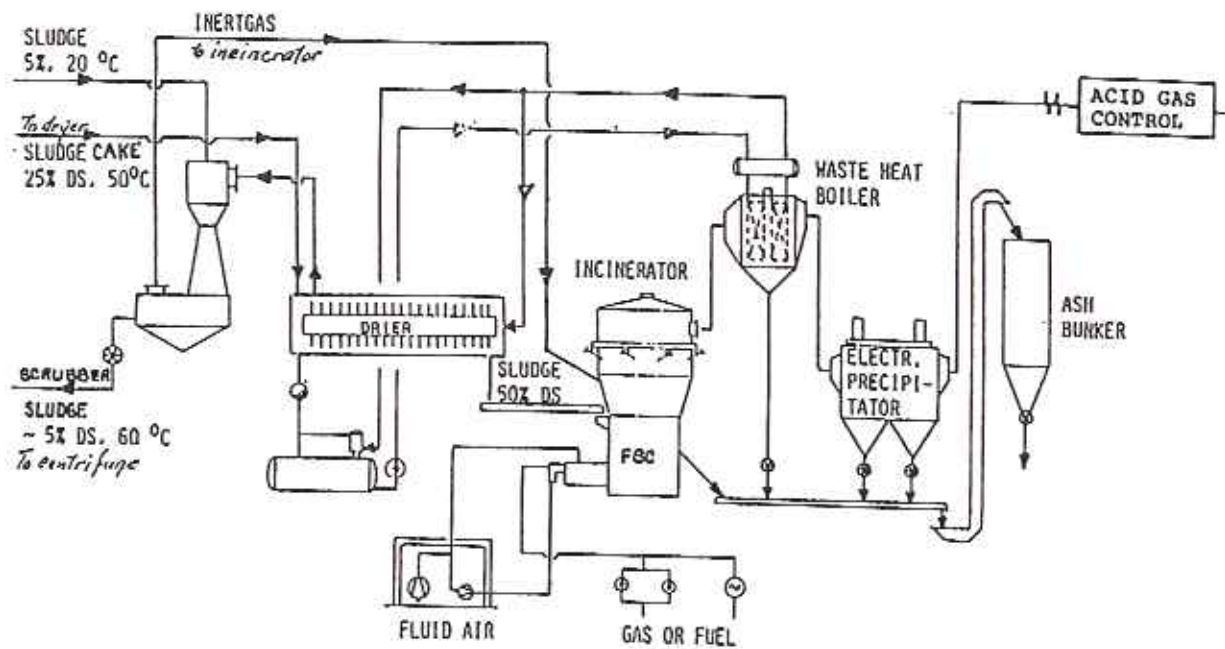
Figur 26. Energibalanse ved forbrenning av slam i hvirvelsjiktsovn som funksjon av TS-innhold og luftoverskudd. Årlig tørrstoffmengde 21.000 tonn.

Plant (Operating Year)	ENERGY DEBITS			ENERGY CREDITS			END RESULTS	
	Specific Electric Consumption	Specific(4) Oil Consumption	Specific Primary Energy Consumption	Credit for Buildings Heat	Credit(5) for Pipeline Gas Delivery	Credit for Electrical Generation	Specific Primary Energy Production	Primary Energy: Surplus (+) Deficit (-)
	KWh/DST	gal/DST	KWh/DST	gal/DST	KWh/DST	KWh/ST	KWh/DST	KWh/DST
Bruges (1988)	-250(781)	- 1.1(52)	- 833	N.A.	N.A.	N.A.	0	-883
Karlsruhe (1988)	-303(947)	-11.9(485)(6)	-1,432	+ 20 (866)	N.A.	+69(7) (216)	+1,082	-350
Stuttgart (1987)	-153(478)	- 0.6(25)	- 503	+0.2 (9)	+905(8)	N.A.	+ 914	+411

Notes:

- (1) It is assumed that the energy released by combustion of sludge solids equals the sum of (1) latent heat of vaporization required to evaporate chemical and free water, (2) sensible heat in flue gases, and (3) heat losses from buildings and equipment. Therefore no entries are made in these categories, i.e. no credit is taken for sludge combustion.
- (2) For the conversion of electrical energy to primary energy, an overall efficiency of 32% is used for electrical power generation and distribution.
- (3) ^denotes units of primary energy which for convenience are expressed in KWh/DST.
- (4) For #2 fuel oil, the higher heating value was taken at 19,350 Btu/Lb or 139,500 Btu/gal. For converting thermal energy to electrical energy, the equivalency of 1Kwh=3,414 Btu was used.
- (5) For purified digester gas, the higher heating value was set to 960 Btu/scf.
- (6) Because of irregularities with an overloaded dryer and problems with filter presses, more oil than usual was burnt.
- (7) Because of an overloaded dryer, not enough steam was available for turbine.
- (8) It is assumed that all sludge heating for anaerobic digestion and thermal conditioning is accomplished with return centrate from the centrifuges.

Tabell 11. Energibalanse for forbrenningsanleggene i Bruges, Karlsruhe og Stuttgart (FEINDLER 1989) (DST = tonn TS)



Figur 27. Forbrenningsanlægget i Stuttgart i Tyskland
(FEINDLER 1989)

9. Bygningsvolum

Norsk Energi har på oppdrag fra Vestfjorden Avløpsselskap vurdert energimessige, økonomiske og bygningsmessige forhold ved slamforbrenning i hvirvelsjiktsovn. Areal- og høydekrav for ulike anleggsstørrelser er vist i tabell 12.

Tabell 12. Bygningsareal og nødvendig takhøyde ved ovn og gassrenseanlegg

Anleggsstørrelse		Bygnings- areal	Nødvendig takhøyde ved ovn og gassrenseanlegg
Slamtørrstoff fra fortykker tonn/år	Antall personer tilknyttet		
21.000	450.000	20m x 40m	10m
3.270	70.000	12m x 20m	8m
930	20.000	10m x 18m	7m

10. Driftserfaringer

I dette kapitlet legges mest vekt på erfaringer fra en stor driftsundersøkelse på etasjeovner og hvirvelsjiktsovner i USA (EPA 1986). Det er rimelig grunn til å anta at en stor del av driftserfaringene/driftsproblemene også er relevante for slamforbrenningsanlegg i Europa.

10.1. Avsatsene (etasjene) i etasjeovnen

Den vanligste skadeårsaken er raske temperaturendringer. Temperatursvingninger mellom 700 og 980 °C kan være mer uheldig enn kontrollerte nedkjøringer. Under vanlig drift skal avsatsene ha levetid lenger enn 10 år selv med mange nedkjøringer (flere ganger pr. uke). Men det forutsettes at avkjølingen skjer med en hastighet mindre enn 50 °C pr. time.

10.2. Førearmene, tennene og sentralaksel.

Overoppheting kan forårsake problemer og skader. Derfor er det viktig at kjølesystemet fungerer. For å unngå overoppheting er det også av vesentlig betydning at slamtilførselsraten kan styres og holdes innenfor et relativt snevert variasjonsområde.

Klorider i slammet kan forårsake korrosjonsskader på tennene på førearmene. Dette problemet er særlig aktuelt hvis det benyttes jernklorid som fellingsskjemikalium eller som kondisjoneringsmiddel.

Sentralakselen kan være utsatt for sprekkdannelse i isolasjonsmaterialet.

10.3. Røkgassvifter

Problemer knyttet til røkgassviftene er vibrasjoner og støydannelse.

Avsetninger av tjære, sot, fett mm. kan forårsake ubalanse og vibrasjoner.

Avsetninger som er brennbare kan antennes og forårsake brann i viften. Hvis vanntilførselen til scrubberen skulle forsvinne, er det viktig at bypass-anordningen åpner for å beskytte scrubber og vifte mot høye temperaturer. Godt renhold av viftesystemet vil også forebygge brann.

Hvis ikke viften er dimensjonert riktig og kjøres optimalt, kan støynivået bli høyt.

En underdimensjonert vifte har i mange tilfeller medført redusert forbrenningskapasitet.

10.4. Omløpsspjeld

Lekkasjeproblemer knyttet til omløpssystemet har forekommet ofte i etasjeovnen. Ubehandlete avgasser kan lekke ut. I andre tilfeller når det er stor lufttrekk i ovnen, kan det trekkes inn luft gjennom omløpsspjeldet. Resultatet blir økt belastning på scrubberen og røkgassviften.

Foruten solid utførelse av spjeld og kopling til ovnen, er det også viktig med jevnlig tilsyn for å kunne håndtere problemet.

Overoppheting av ventilaksel/-lager kan også forekomme. For å forebygge slike problemer bør aksel/lager atskilles fra omløpspipen ved hjelp av et varmeisolerende materiale.

10.5. Termoelement

Termoelementene i etasjeovnene har vært et ømt punkt. Elementene har blitt ødelagt av slam som faller fra en avsats ned til en annen. Ved hjelp av beskyttelsestiltak og riktig materialvalg er problemet blitt løst.

For hvirvelsjiktsovnene har problemet aldri vært stort. Termoelementene er plassert i frisonen over hvirvelsjiktet og er dermed mindre utsatt for fysiske påkjenninger.

10.6. Bunnpartiet i hvirvelsjiktsovn

Raske temperaturendringer/-svingninger har i del tilfeller medført skader i det ildfaste materialet i bunnpartiet i hvirvelsjiktsovn. Problemet kan forebygges ved å holde et stabilt temperaturnivå og la nedkjøling ved stopp og oppvarming skje langsomt.

Dessuten har ovnsutførelsen blitt endret. Ved å forvarme den fluidiserende lufta i et eget kammer, kan temperaturgradienter reduseres og temperatursjokk forebygges.

Ved oppstart kan lufta forvarmes ved hjelp av en brenner som er installert i kammeret. Når temperaturen i sandsjiktet har ønsket verdi, tennes brenneren(e) i selve ovnen, mens forbrenneren kjøres ned langsomt, slik at temperaturen i forvarmingskammeret gradvis blir lik temperaturen i sandsjiktet.

10.7. Korrosjon i avgassystem

Klorider og svovel i slammet forvandles til korrosive forbindelser i forbrenningsprosessen.

Kloridene vil reagere med vanndamp og danne saltsyre som er korrosiv både i tørr tilstand og i væskeform.

Her skal vi merke oss at jernklorid benyttet som fellingskjemikalium eller kondisjoneringsmiddel, vil bidra til dannelsen av saltsyre.

Til forskjell fra saltsyre er svoveldioksydene kun korrosive sammen med vann. Den mest kritiske situasjonen oppstår når temperaturen blir lavere enn duggpunktet slik at kondensasjon skjer. Dermed dannes svært sure oppløsninger. Når temperaturen stiger igjen eller partialtrykket til vann avtar f.eks i røkgasskanalen, fordamper vannet. Konsentrert syre blir tilbake på stålet. Ved gjentak av denne syklusen kan korrosjonen bli betydelig.

Hvirvelsjiktsovn opereres ved overtrykk i forhold til omgivelsene. Duggpunktet avtar med stigende trykk. Dermed kan forholdene være slik at kondensasjonsprosessen først skjer i på utsugsida, i utsugingskanalen.

Problemet er mindre omfattende i etasjeovnen pga. undertrykk og innlekking av luft som fortynner syrekonsentrasjonen ved metalloverflaten.

Pga. temperaturforholdene er varmevekslere utsatt for korrosjon. Forebyggende tiltak foruten vektlegging på materialvalg, er å holde høyt vanndamptrykk og høy temperatur.

Forøvrig vil effektiv avvanning virke forebyggende ved at en større andel av kloridene følger med rejektivannet. Likeledes

vil problemet være markant mindre når det ikke benyttes jernklorid som fellingsmiddel eller kondisjoneringsmiddel. Likeledes er det viktig å unngå soner hvor det periodevis er fuktig og tørt miljø.

10.8.Slitasje og støvproblem i askehåndteringssystem

Det er rapportert om problemer både for mekanisk og hydraulisk askehåndteringssystem.

Asken virker slitende. Derfor er det viktig å velge materiale med tilstrekkelig slitestyrke f.eks. i transportinnretningene.

Støvproblem kan unngås ved å holde systemet lukket og benytte undertrykksventilasjon.

Når det benyttes hydraulisk askehåndtering, foreligger asken som en slurry. Aske-slurrien utsetter pumper og rør for slitasje. Også i dette tilfelle er det viktig å benytte materiale med stor slitestyrke.

10.9.Varmevekslere

Støvpartiklene i forbrenningsavgassene kan forårsake erosjon i varmevekslere. For å motvirke erosjon er det nødvendig å holde gasshastigheten under en viss verdi. Maksimal gasshastighet er lavere jo mer partikler det er i avgassene (EPA 1985). Materialtykkelsen og -kvaliteten er også viktig i denne sammenheng.

Uforbrent karbon i avgassene kan føre til sotavsetninger i varmevekslerne. Dermed reduseres varmeoverførings-effektiviteten. Sotdannelsen kan fjernes ved rengjøring med steam eller ved hjelp av trykkluft.

Varmevekslerne kan også være utsatt for kondensasjon og korrosjon i perioder hvor kjelene er ut av drift. Et aktuelt tiltak er å ha et oppvarmingssystem.

10.10.Utstyr for avgassrensing

Korrosjon og abrasjon er potensielle problem. Konstruksjonsmessige tiltak og riktig materialvalg kan forebygge problemene.

10.11.Slagg og klinker

Klinker er klumper som dannes i forbrenningssonen i etasjeovnen, og som i neste omgang havner i avkjølingssonen. Slagg, som kan dannes både i etasjeovnen og hvirvelsjiktsovn, er akkumulering av smeltet materiale på overflater, åpningene i avsatsene i etasjeovnen og på

førearmene etc. Slagg- og klinkerdannelse har medført betydelige driftsproblemer, og økte vedlikeholdskostnadene.

Dannelse av slagg og klinker skjer ved temperaturer over ca. 900 °C.

Kontroll med luftinnlekking og oksygentilførsel er viktige tiltak for å motvirke slagg- og klinkerdannelse.

10.12. Brennere

Karbonavsetninger omkring brennerne indikerer at brennere ikke er optimalt justert. Dessuten kan feilinnstilte brennere forårsake slagg- og klinkerdannelse. Luftoverskuddet i etasjeovnen må være tilstrekkelig stort til å hindre slaggdannelse omkring brennerne.

10.13. Ristgods, fett og skum.

Ristgods, fett og skum har medført driftsproblemer med etasjeovnene. Hvirvelsjiktsovnen er bedre egnet til å ta hånd om fett, olje og annet materiale med høye brennverdier.

11. Miljømessige forhold

11.1. Forurensningskomponenter

Svoveldioksydkonsentrasjonen i røkgassene som forlater ovnen er avhengig av svovelinnholdet i slammet. Innholdet av karbonmonoksyd og uforbrent organisk materiale avtar med stigende forbrenningstemperatur. Samtidig vil innholdet av nitrogenoksyder stige med stigende forbrenningstemperatur. Dermed finnes en optimal forbrenningstemperatur hvor både innholdet av nitrogenoksyder og karbonmonoksyd er lavt. Dette er vist i figur 15.

Tungmetaller som avdampes ved forbrenningen finnes igjen i røkgassene. I slam er det først og fremst kvikksølv og kadmium som kan fordampes. For å kunne oppfylle strenge utslippskrav, er det derfor viktig at tungmetallinnholdet i slammet er lavt.

Emisjonen av flyktige tungmetaller vil øke med stigende forbrenningstemperatur.

Metallene som ikke avdampes havner i asken. Dette vil gjelde storparten av tungmetallene i slammet. Omfattende studier viser at metallene som finnes i asken er tungtløselige. Når det gjelder krom, er forholdene litt spesielle. Under forbrenningen overføre krom til en mer løselig form (seksverdig krom) som også er mer miljøskadelig (HALLBERG 1990).

Under forbrenningen vil de fleste toksiske organiske stoffer reduseres eller destrueres. Effektiv destruksjon oppnås ved lang oppholdstid, høy temperatur og god turbulens under forbrenningen.

Dioksiner har også blitt diskutert i forbindelse med avfallsforbrenningsanlegg. Den rådende teori er at dioksiner dannes på ufullstendig utbrente askepartikler, når askepartiklene passerer gjennom soner med temperaturer på 250-300 °C under tilstedeværelse av en klorkilde (MILJØSTYRELSEN 1989).

Det er påvist at forbrenningsforholdene har innvirkning på emisjonen av dioksiner. Dette skyldes trolig at gode forbrenningsbetingelser reduserer mengden av utgangsmateriale for dioksinsyntesen. Lavere belastning og lavere luftoverskudd gav en redusert dioksinemisjon. Dessuten viste de danske undersøkelsene som omfattet forbrenningsanlegg for husholdningsavfall, at dioksinemisjonen økte med avtakende forbrenningstemperatur, stigende røkgasstemperatur og høyere konsentrasjon av karbonmonoksyd. Det ble funnet en positiv korrelasjon mellom konsentrasjonen av hydrogenklorid (HCl) og dioksinemisjon.

Samforbrenning av kloakkslam og husholdningsavfall synes ikke å påvirke dioksinemisjonen vesentlig.

Videre ble det i den danske undersøkelsen påvist en viss utskillelse av dioksiner ved røkgassrensing med elektrofilter. Avsuring med kalk øker utskillelsen av dioksiner.

ROBEL ET.AL. 1989 omtaler dioksin-problematikken for slamforbrenningsanlegg. Analyseresultatene viser at dioksin-innholdet i røkgassene er lite, og normalt lavere enn grenseverdiene. I enkelte av undersøkelsene har dioksin ikke blitt påvist i det hele tatt. Men det understrekes at analyse materialet er lite.

11.2. Utslippskrav

Utslippskravene er knyttet til konsentrasjoner i røkgassene, det vil si mengde pr. m³ røkgass som slippes ut. Det eksisterer ikke spesifikke utslippskrav for slamforbrenningsanlegg, men en kan anta at kravene vil bli tilsvarende som for avfallsforbrenningsanlegg. Grenseverdiene for avfallsforbrenningsanlegg er vist i tabell 13. Tabellen viser også tyske utslippskrav.

Vi merker oss at de tyske utslippskravene er strengere enn de norske for parametrene HCl og SO₂. Hvis de norske utslippsnormene skal tilpasses EF-kravene, som trolig vil tilsvare de tyske kravene, betyr det at kravene må skjerpes.

Markedet tilbyr renseutstyr som har tilstrekkelig renseeffekt til at utslippskravene kan overholdes. Imidlertid er

kostnadene store. Gassrensing kan utgjøre omkring 30% av de totale behandlingskostnadene (ROBEL ET.AL. 1989).

Figur 21 viser hvordan oppbyggingen til et gassrenseanlegg kan være.

Røkgassutslippets virkning i miljøet, vil ikke bare være avhengig av konsentrasjonsnivået, men også av utslippsmengden av den enkelte forurensningskomponenten. F.eks. vil tungmetaller akkumuleres i jordsmonn og biologisk materiale. Lave utslippskonsentrasjoner over lang tid vil således kunne ha negativ miljøeffekt.

Tabell 14 viser beregnede årlige utslippsmengder fra Ryaverket i Gøteborg ved eventuell forbrenning av slammet. Slamproduksjon i avløpsrenseanlegget utgjør ca. 30.000 tonn TS årlig.

Tabell 13 Norske og tyske utslippskrav til forbrenningsanlegg.

<u>Parameter</u>	<u>Grenseverdi</u>			
	<u>Norske</u>		<u>Tyske (TA Luft 86)</u>	
Støv	30	mg/Nm ³	30	mg/Nm ³
HF (fluorsyre)	2	"		
HCl (saltsyre)	100	"	50	"
SO ₂ (svoveldioksyd)	300	"	100	"
Hg (kvikksølv)	0,1	"		
Cd (kadmium)	0,1	"		
Hg + Cd + Tl ¹⁾			0,2	"
CO (karbonmonoksyd)	100	"	100	"
Dioksiner	≤2	ng/Nm ³		

- 1) I de tyske kravene benyttes gruppeinndeling av tungmetallene. Kadmium, kvikksølv og thallium utgjør en gruppe som samlet har grenseverdien 0,2 mg/Nm³.

Tabell 14. Utslipp til luft ved eventuell forbrenning av slam ved Ryaverket, Gøteborg (BALMER 1988)

<u>Komponent</u>	<u>Utslipp</u>
Nitrogenoksyder, NO _x	10 tonn/år
Svoveloksyd, SO ₂	1-20 "
Saltsyre, HCl	3-6 "
Karbonmonoksyd, CO	10 "
Kvikksølv, Hg	4-14 kg/år
Kadmium, Cd	2-14 "

12. Økonomi

Slamforbrenning er tradisjonelt blitt ansett å være en kostbar slambehandlingsmetode sammenliknet med f.eks deponering eller anvendelse av slam i jordbruket.

NORSK ENERGI (1990) har beregnet investeringskostnader og årskostnader for ulike anleggsstørrelser. Utgangspunktet er forbrenning i hvirvelsjiktsovn. Tabellene 15-17 bygger på rapporten fra Norsk Energi. De viktigste forutsetningene er angitt i tabellene.

Anleggene er dimensjonert med 20% reservekapasitet og 20% luftoverskudd.

Energilinntektene gjelder salg av gjenvunnet varmeenergi til en pris av 0,10 kr/kWh.

Figur 29 viser kapitalkostnadene ved ulike anleggsstørrelser når ulike beregningsmetoder benyttet. For metode 1 er benyttet annuitetsberegning med 7% realrente og henholdsvis 15 og 30 års avskrivningstid for tekniske installasjoner og bygninger. I det andre tilfellet er det regnet med 12% rente og 15 års avskrivningstid for både tekniske installasjoner og bygninger. Vi ser at kapitalkostnadene blir svært forskjellige i de to tilfellene.

I sin utredning for I.V.A.R. kalkulerte K-KONSULT (1989) investeringskostnadene for forbrenningsanlegg til 70 millioner kroner. Konseptet var basert på tørking samt forbrenning i hvirvelsjiktsovn. Årskapasiteten var forutsatt å være 10.000 tonn slamtørrstoff. Behandlingskostnadene ble beregnet til 1450 kr/tonn TS.

FEINDLER (1989) analyserte kapital- og driftskostnadene på to europeiske forbrenningsanlegg med tørking og hvirvelsjikts-ovn. Resultatet for anlegget i Stuttgart er vist i tabell 18.

Behandlingskostnadene var 284 dollar/tonn TS for anlegget i Bruges og 147 dollar/tonn TS for anlegget i Stuttgart. Anleggene i Bruges og Stuttgart behandlet henholdsvis 6.400 og 29.800 tonn TS pr. år.

Ut fra opplysninger i Ryaverk-utredningen kan behandlingskostnadene for forbrenning av slam beregnes til ca. 800 kr/tonn tørrstoff fra slamfortykker. (Anleggsstørrelsen tilsvarer omlag 30.000 tonn slamtørrstoff pr. år.)

Anleggsstørrelse		Investeringer (millioner kroner)				TOTALT
Slam- tørrstoff tonn TS/år	Antall personer tilknyttet	Bygg	Ovn/kjel	Gassrense- anlegg	Prosjekt- ering mm.	
26.250	450.000	12	38	15	10	75
4.100	70.000	5	9	8	4	26
1.070	20.000	2.5	4	5	1.5	13

De totale investeringene ved forbrenning av utrånnet slam for tilsvarende anleggsstørrelser som ovenfor, er beregnet til:

450.000 personer tilknyttet	61 millioner kr.
70.000 personer tilknyttet	22 "
20.000 personer tilknyttet	11 "

Tabell 15

Investeringer for forbrenningsanlegg med hvirvelsjiktsovn. Slammet tilsatt 25% kalk på tørrstoffbasis. 35% TS i slammet som forbrennes.

Anleggsstørrelse tonn TS/år	26.250	4.100	1.160
<u>Kapitalkostnader:</u>			
Bygg	1.8	0.7	0.3
Installasjoner	5.8	1.7	1.0
<u>Driftskostnader:</u>			
Varmeenergi	2.2	0.3	0.1
El.energi	2.7	0.3	0.12
Kjemikalier	1.3	0.2	0.06
Personal	1.5	0.9	0.9
Vedlikehold	1.5	0.5	0.3
<u>Sum</u>	16.8	4.6	2.8
Verdi gjenvunnet energi	4.6	0.7	0.2

Verdi på gjenvunnet energi satt til 0,10 kr/kWh.

Det er benyttet 7% realrente ved beregning av kapitalkostnader.
Avskrivningstida 30 og 15 år for henholdsvis bygninger og installasjoner.

Varmeenergi gjelder olje som støttebrensel. 2000 kr/tonn olje.

El.energi. Regnet med 300 kWh/ tonn TS.

Kjemikaliekostnad gjelder gassrensing. Antatt 50 kr/tonn TS.

Personalkostnader 300.000 kr/årsverk. Regnet med 5 skiftsordning for
det største anlegget og 3 skift for de to andre anleggstørrelsene.
Bemannning 1 person pr. skift.

Vedlikehold utgjør 2% av investeringene.

Tabell 16

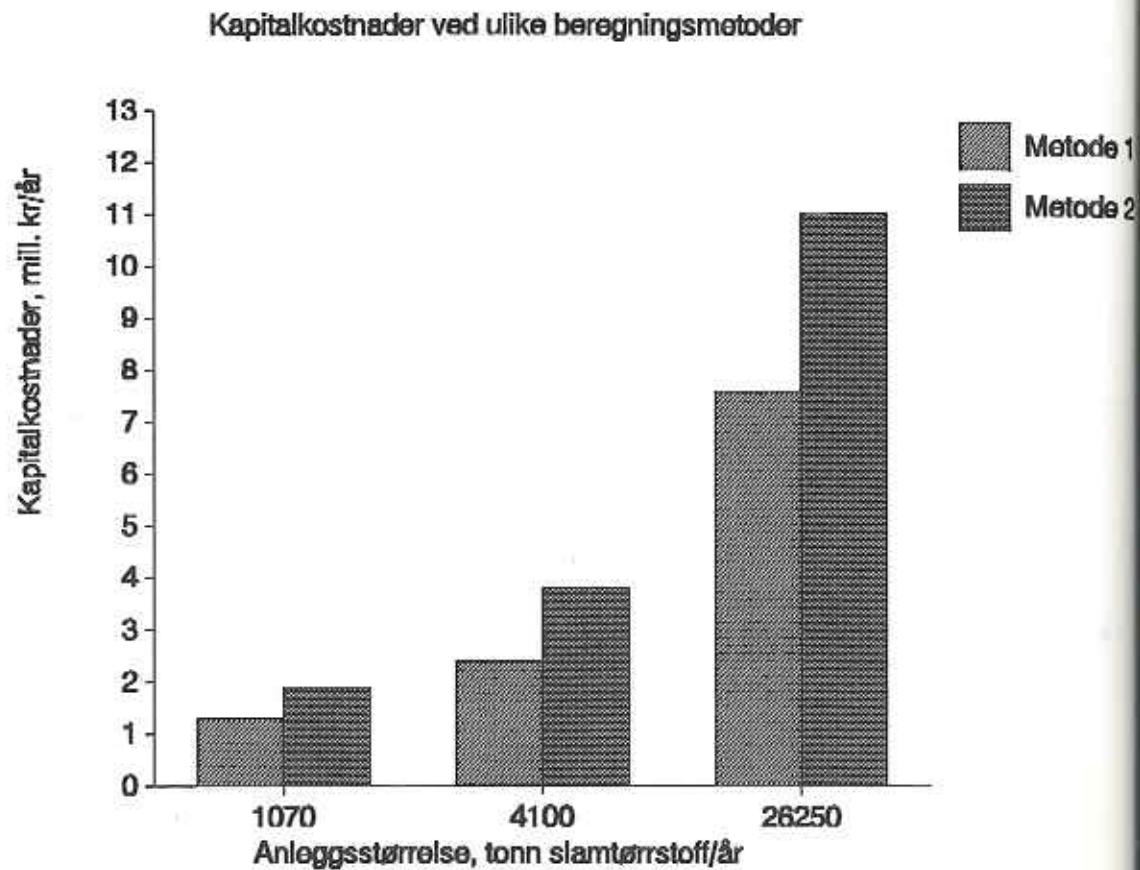
Årskostnader og energiinntekter for forbrenningsanlegg med
hvirvelsjiktsovn. Slammet tilsatt 25% kalk på tørrstoffbasis.
35% TS i slammet som forbrennes. Alle kostnader i millioner
kroner.

Anleggsstørrelse		Behandlingskostnader uten energisalg	Behandlingskostnader med energisalg
Slam- tørrestoff tonn TS/år	Antall personer tilknyttet	kr/tonn TS	kr/tonn TS
26.250	450.000	640	460
4.100	70.000	1.100	950
1.070	20.000	2.400	2.250

Behandlingskostnadene er angitt pr. tonn tørrestoff fra slamfortykker.

Tabell 17

Behandlingskostnader for forbrenningsanlegg med
hvirvelsjiktsovn. Slammet tilsatt 25% kalk på tørrestoffbasis.
35% TS i slammet som forbrennes



Metode 1: 7% realrente. 15 og 30 års avskrivningstid for henholdsvis tekniske installasjoner og bygninger

Metode 2: 12% rente. 15 års avskrivningstid for både tekniske installasjoner og bygninger

Figur 29 Kapitalkostnader ved ulike beregningsmetoder

Cost Component	Amount	Actual Condition		Adjusted Condition(3)	
		Specific Cost	Fractional Cost	Specific Cost	Fractional Cost
	\$US	\$/DST	%	\$/DST	%
1. Electricity (4) (Dewatering & Incineration)	307,058	13.08	8.2	13.08	7.7
2. Chemicals (Thermal Conditioning & Polyelectrolytes)	442,930	18.86	11.8	18.86	11.1
3. Maintenance & Repairs	546,414	23.27	14.6	23.27	13.7
4. Miscellaneous	9,181	0.39	0.2	0.39	0.2
5. Ash Transport & Disposal (>120 miles)	726,324	30.93	19.4	30.93	18.1
6. Fuel Oil (5)	20,061	0.85	0.5	0.85	0.5
7. Labor (Civil Service @ n=36)	1,044,516	44.48	27.8	44.48	26.1
Subtotal (1-7)	3,096,484	131.86	82.5	131.86	77.4
. Capital Svc	656,400 ⁽⁶⁾	27.95 ⁽⁶⁾	17.5 ⁽⁶⁾	38.56 ⁽⁷⁾	22.6 ⁽⁷⁾
Total (1-8)	3,752,884	159.81	100.0	170.42	100.0
9. Credit for Space Htg.		0.15		0.15	
0. Credit for Pipeline Gas (8)		12.87		11.67	
Net Costs		146.79		158.60	

Notes:

- (1) Systems utilization factor is 0.95.
- (2) Monetary conversion rate was averaged over a 3-year period to 1DM = 0.4588\$.
- (3) Adjusted for new financing conditions.
- (4) Electricity was priced at 0.1827 DM/kWh.
- (5) Fuel oil was priced at 0.3227 DM/l.
- (6) Capital service was calculated for principal and interest based on n=20 and i=0.090 for a construction price of DM12.95 million.
- (7) Capital service was recalculated for conditions of private ownership based on n=10 and i=0.085.
- (7) Pipeline revenues are net of electric purchases for gas cleaning system.

Tabell 18. Behandlingskostnader for forbrenningsanlegget i Stuttgart (FEINDLER 1989)

13. Sluttdisponering

Askemengden ved slamforbrenning kan utgjøre 25-40 vektprosent av tørrstoffmengden som tilføres ovnen.

Sigevannsproblematikken ved deponering av aske er i hovedsak tilsvarende som ved deponering av husholdningsavfall (SPINOSA 1989).

Tungmetallene i asken vil normalt være tungtløselige.

Det finnes eksempler på at asken benyttes ved murstein- og sementproduksjon. Dessuten finnes det metodikk for å ekstrahere f.eks fosfor fra asken og benytte fosforet som gjødselstoff (ROBEL ET.AL. 1989).

III. ANDRE TERMISKE BEHANDLINGSMETODER

1. Termisk kondisjonering og sterilisering (Etter HOLDHUS 1990)

1.1. Prosess og utbredelse

Fortykket slam ledes til en autoklav for behandling under høy temperatur og høyt trykk. Temperaturområdet kan være 180-240 °C og behandlingstiden 15-40 minutter. Under prosessen knuses de fleste cellestrukturer. Slam som er behandlet på denne måten er lett å avvanne, og er dessuten sterilt.

I Mellom-Europa og delvis Storbritannia har metoden hatt en viss utbredelse som kondisjoneringsmetode. Etterhvert er metoden blitt erstattet med andre kondisjoneringsmetoder.

Behandlingsmetoden nyttes nå på utråtnet slam ved et nyanlagt behandlingsanlegg utenfor Marseilles. Renset rejektivann etter avvanning i kammerfilterpresse nyttes som prosessvann i nærliggende industri. Avvannet slam med høy TS nyttes til humusoppbygging av skogbrannskadet utmark. Gass fra utråtningen er tilstrekkelig for at hele anlegget er i energibalanse.

Hovedgrunnen til at behandlingsmåten omtales, er muligheten for kombinerings med nitrogenrensing etter mekanisk/kjemisk felling. Rejektivann etter avvanning av termisk kondisjonert slam viser et høyt innhold av løst karbon. Rejektivannet har vist seg egnet som karbonkilde ved denitrifikasjon.

1.2. Oppbygging av anlegg

Ovennevnte anlegg ved Marseilles består i prinsippet av:

1. Reaktor
2. Varmevekslere
3. Innmatingsenhet
4. Bufferlager
5. Fyrkjel

Hoveddelen av reaktoren består av konsentriske rør for varmeveksling mellom inn- og utgående slam. Ved anlegget i Marseilles er rørlengden omlag 750 meter. Etter varmeveksling ledes slammet til en trykktank som tilføres varme fra fyrkjel. Hele prosessen foregår ved metningstrykk for vanddamp.

Det legges spesiell vekt på effektiv varmegjenvinning for å redusere energiforbruket. Dette betinger bestemte krav til at TS-innholdet i slammet ikke må være for høyt. Samtidig bør gjennomstrømningshastigheten tilpasses slik at fastbrenning på innvendige flater unngås.

Temperaturen i utgående slam er omlag 40 °C. Det forutsettes vesentlig vektlegging på luktdempende tiltak. Sålenge behandlingen foregår i lukkede rom er muligheten for luktulempen liten. I de tilfeller varmt, behandlet slam

eksponeres for romluft vil luktutviklingen være intens og gjennomtrengende.

Reaktoren bør helst gå kontinuerlig pga. stort energibehov ved oppstartning. Det tilrås syrevask av reaktoren hver 6. måned eller etter 2000 driftstimer. Det vil også være påkrevd med full demontering med jevne mellomrom.

1.3. Forsøk ved Vestfjorden Avløpsselskap (VEAS)

Høsten 1989 ble det gjennomført en rekke forsøk med termisk behandling i laboratorie-autoklav ved omlag 180-190 °C i 30-90 minutter. Etter denne behandlingen ble slammet avvannet i modell av kammerfilterpresse.

I gjennomsnitt ble det oppnådd 56% TS i avvanningsforsøkene uten kondisjonering.

I litteraturen oppgis 30-50% TS som oppnåelig ved avvanning etter denne prosessen.

Filtratvannets TOC-innhold ble på det meste målt til 15000 mg/liter. Beregninger på grunnlag av kjemiske analyseresultater og tørrstoffmålinger viser at 10-12% av tørrstoffet i fortykkerslammet følger filtratvannet og/eller avdunster under avvanning (HOLDHUS 1990).

1.4. Økonomi

VEAS har vurdert de økonomiske sidene ved behandlingsmetoden.

1.4.1. Maskinkostnader

Et termisk reaktoranlegg er i investering stipulert til 13-14 millioner kroner (1990-kroner). I tillegg kommer montasjekostnader, fyrkjele, aggregater m.v. Teknisk avskrivningstid for reaktor er satt til 10-12 år, alt etter slammets innhold av slitende partikler. Antatt totalinvestering er 18 mill. kroner med 12 års avskrivningstid.

1.4.2. Byggekostnader

Et innsprengt rom for termisk reaktor ved VEAS vil beløpe seg til omlag 1.5 mill. kroner inkludert adkomst, VVS, elektro m.v. Avskrivningstid settes til 40 år.

1.4.3. Energikostnader

Hvis ikke energimessige forhold tillegges betydelig vekt, kan energikostnadene for oppvarming bli høye.

De energimessige sidene er ikke helt klarlagt. Det forutsettes at brenning av utråtningsgass vil bidra med et vesentlig varmetilskudd. Foreløpig antar en et nødvendig innkjøp av energi til omlag 4-5 mill. kroner pr. år.

1.4.4. Personalkostnader

Anlegget i Marseilles kjøres kontinuerlig. Kontinuerlig drift av anlegget betinger etter all sannsynlighet skiftordning. Hvis det forutsettes en 5-skiftsordning, blir årskostnadene omlag 3.3 mill. kroner.

1.4.5. Totale årskostnader

Det forutsettes en samfunnsøkonomisk rente (realrente) på 7%. Annuitet beregnes ut fra nåverdi.

Kapitalkostnader:

Mill. kroner

Installasjoner	2.26
Bygninger	0.11

Driftskostnader:

Personal	3.26
Energi	4.5

Totalt	<u>10.1</u>
--------	-------------

1.4.6. Enhetskostnader

Ut fra nåværende rensemetode blir enhetskostnadene pr. tonn tørrstoff i fortykkerslam (21.000 tonn/år) 450-500 kroner for intern behandling i anlegget.

Det forventes at transportkostnadene for slam ut fra anlegget kan reduseres med omlag 50%, dvs. med omlag 3 millioner kroner.

1.5. Slamkvalitet

1.5.1. Tungmetaller

En behandling med utråtning og termisk behandling reduserer innholdet av tørrstoff. Dette betyr at innholdet av tungmetaller pr. kg slamtørrstoff øker.

1.5.2. Lukt og stabilitet

En forventer ikke at utråtnet og termisk behandlet slam vil gi vesentlig luktulempere. Luktutviklingspotensialet er i hovedsak knyttet til de lettest omsettelige delene i den organiske fraksjonen i slammet. I utråtningen går det meste av disse stoffene tapt. Ved den termisk behandlingen vil mye av det gjenværende organiske materialet knuses. Imidlertid vil en god del løst organisk materiale følge rejektvannet ved avvanning. En antar at luktulempene vil være beskjedne.

Ved lagring av termisk behandlet slam i lukket beholder ved romtemperatur har en kun registrert beskjeden luktutvikling. Det ble registrert muggdannelse på overflaten av slammet etter en tids lagring.

Ettersom slammet vil være sterilt etter behandlingen, betinger luktutviklingen kontaminering fra omgivelsene.

Hvorvidt oppfukting under lagring vil medføre luktutvikling er ikke tilstrekkelig klarlagt.

1.5.3. Smitte

Slam behandlet etter denne prosessen er sterilt. Hvorvidt slamkvaliteten ligger tilrette for kontaminering fra omgivelsene, vites ikke.

1.5.4. Disponering i jordbruket

Ut fra et fåtall analyser fra forsøk ved VEAS tyder mye på at nitrogeninnholdet i avvannet slam målt på tørrstoffbasis vil avta merkbart. Nitrogenet vil hovedsakelig være organisk bundet.

Innholdet av fosfor kan forventes å øke noe på tørrstoffbasis.

Innholdet av organisk materiale vil antagelig ligge mellom 50-60% av tørrstofffraksjonen. Ut fra synsinntrykk vil mye av dette være bundet i fiber. En antar at det organiske materialet vil ha effekt som jordforbedringsmiddel.

Ettersom tørrstoffinnholdet vil være høyt, dvs. 50-60%, antar en at slammet vil være enkelt å håndtere f.eks ved opplasting og spredning. Det bør forutsettes en viss knusing av klumper etter avvanning i kammerfilterpresse.

2. Våtoksidasjon

Våtoksidasjon er en gammel metode hvor fortykket slam utsettes for temperaturer på 250-300 °C og trykk på 50-200 bar. Ved tilsetning av luft eller oksygen vil det skje en kjemisk oksidasjon av organisk materiale (PAULSRUD 1990).

En relativt ny teknikk innebærer at man benytter to borehull (1200-1600 m ned i jorden), hvor slammet pumpes ned i det ene røret og får stige opp igjen i det andre. Dermed oppnås høyt trykk (ca. 100 bar), og ved tilførsel av oksygen skjer en oksidasjon ved ca. 250 °C.

3. Pyrolyse (Etter HOLDHUS 1990)

Etter tørking varmes slam til 400-500 °C uten lufttilgang. Ved pyrolysen dannes olje, gass og tjære. Oljen som dannes har egenskaper som dieselolje.

Tjære og gass samt noe olje benyttes som energikilde for prosessen.

I Toronto i Canada drives et forsøksanlegg. Et tilsvarende anlegg drives i Australia.

Metoden betraktes som interessant.

IV. VEDLEGG

VEDLEGG 1

Regnemodell for energibehov ved tørking av slam

Parametre:

Slammengde	A tonn/år
Tørrstoffinnhold, inngående slam	B %
Temperatur, inngående slam	C °C
Temperatur, utgående slam fra tørke	D °C
Tørrstoffinnhold, utgående slam fra tørke	E %

Konstanter:

Fordampningsvarme vann	2260 kJ/kg
Varmekapasitet vann	4.2 kJ/kg*K
Varmekapasitet tørt slam	1.2 kJ/kg*K

Energiposter:

1. Energi til oppvarming av slamtørrstoffet, GWh/år

$$(A \cdot B / 100) \cdot 10^{-6} \cdot 1.2 \cdot (D - C) \cdot 0.278$$

2. Energi for oppvarming av vann, GWh/år

$$(A \cdot (100 - B) / 100) \cdot 10^{-6} \cdot 4.2 \cdot (100 - C) \cdot 0.278$$

3. Energi til fordampning av vann, GWh/år

$$(\text{Vann før} - \text{vann etter}) \cdot 10^{-6} \cdot 2260 \cdot 0.278$$

$$(A \cdot (100 - B) / 100 - ((A \cdot B / 100) / E \cdot (100 - E)) \cdot 10^{-6} \cdot 2260 \cdot 0.278$$

4. Strålingsvarmetap, GWh/år

Varmetapet kan utgjøre 1-5% av summen av postene 1-3.

VEDLEGG 2

**Energibalanse ved brenning av slam i
hvirvelsjiktsovn**

Forutsatt kontinuerlig drift.

Parametre:

Forbrenningstemperatur:	850 °C
Slammengde:	A kg/time
Tørrstoffinnhold:	B %
Innhold av organisk mat. i tørrstoffet:	C %
Brennverdi organisk materiale:	D MJ/kg
Slamtemperatur:	E °C
Lufttemperatur:	F °C
Luftfuktighet:	G kg/kg tørr luft
Luftoverskuddstall:	H

Varmekapasiteter:

Tørr luft:	1.07 kJ/kg*K
Vanndamp:	2.1 "
Tørt slam:	1.2 "
Vann:	4.2 "

Vannfordampning: 2253 kJ/kg

Luftbehov ved forbrenning:

$0.3225 \text{ kg/MJ} * \text{luftoverskuddstall}$

Energiposter:

1. Energi til oppvarming av tørr luft, MJ/time

$$(A*B/100*C/100*D) * 10^{-3} * 0.3225 * H * 1.07 * (850-F)$$

2. Energi til oppvarming av vann i luft, MJ/time

$$(A*B/100*C/100*D) * 10^{-3} * 0.3225 * H * G * 2.1 * (850-F)$$

3. Energi til oppvarming av tørt slam

$$A * B/100 * 1.2 * (850-20) * 10^{-3}$$

4. Energi til oppvarming av vann i slam, MJ/time

Oppvarming til 100 °C:

$$(A*(100-B)/100) * 4.2 * (100-E) * 10^{-3}$$

Oppvarming av vanndamp:

$$(A * (100 - B) / 100) * 2.1 * (850 - 100) * 10^{-3}$$

5. Fordampningsvarme:

$$(A * (100 - B) / 100) * 2253 * 10^{-3}$$

6. Energi til oppvarming av vann produsert ved forbrenningen, MJ/time

Erfaringsverdi: ca. 8% av summen av energipostene 1-4.

7. Stålingsvarmetap, MJ/time

3% av summen av energipostene 1-5

8. Energi i slam, MJ/time

$$A * B / 100 * C / 100 * D$$

9. Energibalanse

Post 7 - (summen av postene 1-7)

VEDLEGG 3

Data for forbrenningsanlegg i Bruges i Belgia og Karlsruhe og Stuttgart i Tyskland (FEIDLER 1989)

Plant	Population Equivalent	Wastewater Treatment Design Capacity(1)		Sludge Type		Sludge Incineration (2)	
		gal/h	mgd	Source	Process	Design Capacity	Operating Capacity
Name/Location	P.E.					dlb/h;dstph/DSTPD	dstph
Bruges, B	305,000	521,000	12.5	Mixed	Undigested(3)	5,870 or 2.865 or 69	1.598 SS only
Karlsruhe, FRG	635,000	1,400,000	35.7	Mixed	Undigested	5,378 or 2.689 or 65	1.232 SS plus SSG
Stuttgart, FRG	1,200,000	2,050,000	60.4	Mixed	Primary Digested (4) Secondary Undigested	6,660 or 3.330 or 80	2.822 SS plus SSG

- Notes: (1) Design dry weather flow
 (2) dlb/h = dry lb of solids per hour
 dstph = dry short tons of solids per hour; SS - Sewage Sludge
 DSTPD = dry short tons of solids per day; SSG - Screenings, Scum & Grease
 (3) 30% from primary and 70% from secondary treatment
 (4) Only primary sludge is anaerobically digested. Thus 66% of the mixture is anaerobically digested primary sludge while 34% are excess waste activated sludge (WAS).

Tabell 19 Anleggsopplysninger

Plant	Sludge Conditioning	Mechanical Dewatering	Thermal Drying	Combustion	
		Equipment Arrangement	Equipment & Capacity	Equipment	Design Capacities
Bruges	Polymer	2 Centrifuges 2xKHD S4-1 @40m ³ /h	Single Tray Dryer Seghers w 67m ² or 721 ft ²	Single FBC	5,730 dLb/h 2.865 dsLph 69 DSTD ₇
Karlsruhe	Polymer & FeCl ₃	5 Plate & Frame Presses-130 plates @ 1.2mx1.2m ea Ritterhaus & Belcher (1)	Single Disc Dryer Stord Bartz-TST-20H w 77m ² or 830 ft ²	Single FBC	5,380 dLb/h 2.689 dsLph 65 DSTD ₇
Stuttgart	Thermal & Polymer	3 Centrifuges KHD S4-1 w poly- electrolites @40m ³ /h ea	Three Disc Dryers (2 running 1 reserve) Stord Bartz-TST-70R 3x1.100 dsLph w 240m ² ea or 2,580 ft ² ea	Single FBC (Single MHF (2))	6,610 dLb/h 3.306 dsLph (3.860 dsLph max) 79 DSTD ₇

Notes: (1) Being replaced with 3 centrifuges KHD SC4-01 @45m³/h.
(2) The MHF serves as a back-up unit, but it will be replaced by a second FBC which is on order.

Tabell 20 Slambehandling

Plant	Thickener Outlet %TS	Mechanical Dewatering Egt. Outlet %TS	Dryer Inlet %TS	Dryer Outlet %TS	FBC Inlet %TS	Wastewater Origins	
						Residential %	Industrial %
Bruges	4.0-6.0	23-28	50-70(1)	80-95	30-33(1)	62	38
Karlsruhe	3.0-3.5	28-30	28-30(2)	40-42(3)	40-42(4)	50	50
Stuttgart	4.0-5.0	22-28(2)	22-28	45-50(3)	42-50(4)	50	50

Notes: (1) Involves dry product recycling; rate is adjustable.
(2) With sludge preheating
(3) No recycling of dry product
(4) Includes screenings, grease and scum

Tabell 21 Tørrstoffinnhold i slammet

Plant (Operating Year)	Dry Solids Throughput	Organic Solids(1)	Inorganic Solids(1)	Ash Production	Bulk Density	Ash Rate
	DSTPY	%	%	STPY	Lb/ft	ST/ST
Bruges (1988)	6,392 (6,140) (2)	65.0 (9,720) (3)	35.0	≈1,917	53.0	≈0.300
Karlsruhe (1988)	12,404(4) (6,500) (2)	70.1 (9,268) (3)	29.9	≈3,818	37.4 dry 49.9 wet	≈0.308
Stuttgart (1986)	29,805(4) (5) (4,290) (2)	48.6 (8,834) (3)	51.5	≈8,853	43.7	0.297

Notes: (1) Numbers inside parentheses are lower heating values in Btu/dLb of solids.
 (2) Btu/Lb of total dry solids
 (3) Btu/Lb of dry organics
 (4) Includes screenings, grease and scum.
 (5) Mixed, primary digested.....57.2% by dry wt
 and secondary undigested....25.8%
 screenings, scum, etc. included....16.9%

Tabell 22 Aske og slammengde og -sammensetning

Plant	Primary Particulate Control Device	Acid Gas Control Device(s)	Stack Height
Bruges	2-Field ESP	None	197
Karlsruhe	2-Field ESP	2 Sequential Wet Scrubbers	115-164(1)
Stuttgart	2-Field ESP (existing)	Spray Dryer(2) Wet Scrubber(2) Regenerative HX(2)	328 ft

Notes: (1) New stack under construction with two separate flues.
 (2) New construction for TAL86 compliance.

Tabell 23 Gassrensutstyr

Contaminant	Limit TA Luft 74 (wet)	Actually Measured (wet)	Limit TA Luft 86 (dry)	New Installation (dry)	Bruges Measured (wet)	Karlsruhe
C, Total	-	N.A. (2)	20	N.A.	N.A.	<1
CO	1,000	95	100	100	21	45
HCl	100	40 (3)	50	10	21	13
HF	5	8 (4)	2	1	2	1
HM Class I (Cd, Hg, Tl)	20	0.505	0.2	0.2	N.A.	0.2
HM Class II (As, Co, Ni)	50		1.0	1.0	N.A.	0.3
HM Class III (5) (Cr, Cu, Mn, Sb, Sn)	75		5.0	5.0	N.A.	N.A.
NOx	-	170	500	N.A.	140	227
Particulate	100	61	30	20	50	N.A.
SO ₂	-	527 (6)	100	70	170	1,033

- Notes: (1) Norm conditions are: 1 atm & 0°C corrected to 11% O₂, except that TA Luft 74 used wet gas and TA Luft 86 uses dry gas conditions.
 (2) N.A.=not available
 (3) Expressed as Cl⁻
 (4) Expressed as F⁻
 (5) Not a complete listing
 (6) Estimate for wet gas, dry gas will raise value to ≈1,000 mg/Nm³

Tabell 24 Utslippsdata

Cost Component	Amount	Actual Condition		Adjusted Condition(3)	
		Specific Cost	Fractional Cost	Specific Cost	Fractional Cost
	\$US	\$/DST	%	\$/DST	%
1. Electricity (4) (Dewatering & Incineration)	307,058	13.08	8.2	13.08	7.7
2. Chemicals (Thermal Conditioning & Poly-electrolytes)	442,930	18.86	11.8	18.86	11.1
3. Maintenance & Repairs	546,414	23.27	14.6	23.27	13.7
4. Miscellaneous	9,181	0.39	0.2	0.39	0.2
5. Ash Transport & Disposal (>120 miles)	726,324	30.93	19.4	30.93	18.1
6. Fuel Oil (5)	20,061	0.85	0.5	0.85	0.5
7. Labor (Civil Service @ n=36)	1,044,516	44.48	27.8	44.48	26.1
Subtotal (1-7)	3,096,484	131.86	82.5	131.86	77.4
8. Capital Svc	656,400 ⁽⁴⁾	27.95 ⁽⁶⁾	17.5 ⁽⁶⁾	38.56 ⁽⁷⁾	22.6 ⁽⁷⁾
Total (1-8)	3,752,884	159.81	100.0	170.42	100.0
9. Credit for Space Htg.		0.15		0.15	
10. Credit for Pipeline Gas (8)		12.87		11.67	
Net Costs		146.79		158.60	

- Notes: (1) True systems availability not known because of intermittent operation (≈ 4.5 days/week). Utilization is only 0.457.
- (2) Due to sludge shortage, the system could only be partially loaded.
- (3) For the period 1986-88, the monetary exchange rate was put at: $\text{₡} = 1\text{BF} \approx \0.0255 .
- (4) Site costs are excluded.
- (5) Adjusted for increased performance in future. The operator will shoot for a UF=0.913, a LF=0.750 and a PCP=0.685.
- (6) Electricity cost was assumed at $\text{kWh} = \$6.47$.
- (7) Fuel cost was assumed at 1 gal $\approx \$0.75$.
- (8) 10 men for 6,392 DSTPY and 18 men for 20,443 DSTPY.
- (9) For 1986-88, the capital cost was assumed at $\text{BF}272.70 \times 10^6$ with $i=0.085$ and $n=10$ years.

Tabell 25 Kostnadstall for forbrenningsanlegget i Bruges

V. LITTERATUR

Balmer, P. 1988:

NY SLAMBEHANDLING VID RYAVERKET

Göteborgsregionens Ryaverksaktiebolag - GRYAAB

Balmer, P. 1989:

CONSLUSIONS

Sammendrag på seminar om termisk slambehandling.

Artikkel i boka "Thermal Treatment of Sludges". Redigert av F.Colin, P.J. Newman og L. Spinosa
E. GUYOT SA, 25 rue Ransfort, 1080 Brussels

Balmer. P. et.al 1990:

MANAGING CHANGE IN AN ENVIRONMENTALLY CONSCIOUS SOCIETY: A CASE STUDY , GOTHENBURG

Foredrag på "Sludge Management Conference" i Los Angeles 1990.

Bäuerle, H. G. et.al 1988

DIE KONTAKTTROCKNUNG VON KOMMUNALE KLÄRSCHLÄMMEN

Revised version of a paper held at an internal meeting of the Specialist Comission "Drying Technology" within the VDI-Gesellschaft Verfahrenstechnik und Chemieingenieurwesen in Göttingen on 17/18.3.1988

Beckmann, G. 1989

DAMPFWIRBELTROCKNUNG

Tilleggshefte til Müll und Abfall, hefte 28 1989.
Gjengivelse av foredrag på seminaret "Klärschlamm Entsorgung", VDI-Bildungswerk, Düsseldorf 1989.

Beker, D. 1988:

ENVIRONMENTAL ASPECTS OF LANDFILLING SLUDGE

Artikkel i "Sewage Sludge Treatment and Use: New Developments, Technological Aspects and Environmental Effects". Elsevier Science Publishers LTD
ISBN 1-85166-418-1.

Berdal-Strømme 1989:

SLAMBEHANDLING VED SENTRALRENSEANLEGG NORS-JEREN

Forprosjekt utført på oppdrag for I.V.A.R.

Christensen, S. et.al 1989:

PILOT PROJECT FOR THE DRYING AND INCINERATION OF SEWAGE SLUDGE

Artikkel i boka "Thermal Treatment of Sludges". Redigert av
F.Colin, P.J. Newman og L. Spinosa
E. GUYOT SA, 25 rue Ransfort, 1080 Brussels

Clark, L. W. 1987:

**SLUDGE PREDRYING USING BED SAND FROM A FLUIDIZED BED
INCINERATOR**

Prepared for presentation at the National AICHE Meeting,
November 15-20, 1987 Thermal Conversion of Municipal Sludge

Conradin, F. 1990:

THE SLUDGE DISPOSAL OF THE CITY OF ZÜRICH

Foredrag på "Sludge Management Conference" i Los Angeles 1990.

Cristiania, S. 1989:

SEWAGE SLUDGES THERMAL DRYING

Artikkel i boka "Thermal Treatment of Sludges". Redigert av
F.Colin, P.J. Newman og L. Spinosa
E. GUYOT SA, 25 rue Ransfort, 1080 Brussels

Christmann, A. 1987:

KOMBINIERTE MÜLL-KLÄRSCHLAMM-VERBRENNUNG

Phoenix International 5/1987 side 26-33

Dalager, S. 1987:

UDSKILLELSE AF SURE GASSER FRA RØGGASS FRA AFFALDSFORBRÆNDING

Miljø & Teknologi, Nr 1 1987

Dentler, A. 1989:

SULZER ESCHER WYSS WIRBELSCHICHTVERFAHREN

Tilleggshefte til Müll und Abfall, hefte 28 1989.
Gjengivelse av foredrag på seminaret "Klärschlammentsorgung",
VDI-Bildungswerk, Düsseldorf 1989.

EPA 1976:

A REVIEW OF TECHNIQUES FOR INCINERATION OF SEWAGE SLUDGE WITH SOLIDS WASTES

Report 600/2-76-288, Washington DC, December

EPA 1979:

PROCESS DESIGN MANUAL FOR SLUDGE TREATMENT AND DISPOSAL

EPA 625/1 - 79 - 011
September 1979

EPA 1985:

MULTIPLE-HEARTH AND FLUID BED INCINERATORS DESIGN AND OPERATIONAL CONSIDERATIONS

EPA 430/9-85-002
September 1985

Feindler, K. B. 1989:

THERMAL SLUDGE PROCESSING WITH FLUID BED COMBUSTION PAVES THE WAY FOR ENERGY RECOVERY: STUDY OF EUROPEAN TECHNOLOGY

HMCRI-1989 Sludge Management Conference, New Orleans, LA
31. mai - 2. juni 1989

Frost, R. C. 1989:

DEVELOPMENTS IN SEWAGE SLUDGE INCINERATION

Artikkel i boka "Thermal Treatment of Sludges". Redigert av
F.Colin, P.J. Newman og L. Spinosa
E. GUYOT SA, 25 rue Ransfort, 1080 Brussels

Grüter, H. et.al 1990:

DRYING OF SEWAGE SLUDGE AN IMPORTANT STEP IN WASTE DISPOSAL

Foredrag på "Sludge Management Conference" i Los Angeles 1990.

Hallberg, P. A. 1990:

PERSONLIG MEDDELELSE

Heinrich, J. et.al:

DER HAMBURGER FAULSCHLAMM WIRD GETROCKNET

Henvisning mangler

Hohnecker, H.G. 1989:

TROCKNUNG VON SCHLÄMMEN MIT HILFE VON TROMMELTROCKNERN-GRUNDLAGE UND STAND DER ENTWICKLUNG

Fra seminaret "Aufbereitung, Verwertung und Entsorgung von Klärschlämmen" September 1989

Arrangert av Technische Akademie Wuppertal

Holdhus O. 1990:

**PERSONLIG MEDDELELSE FRA MEDARBEIDER PÅ VESTFJORDEN
AVLØPSSKAP**

Jakob, J. 1989:

**AUSWIRKUNG DER SCHLAMMBEHANDLUNGSMAßNAHME AUF DIE
ABWASSERREINIGUNG**

Fra seminaret "Aufbereitung, Verwertung und Entsorgung von Klärschlämmen" September 1989

Arrangert av Technische Akademie Wuppertal

Karlsson, B. 1989:

SLAMBEHANDLINGSALTERNATIV FOR SENTRALRENSSEANLEGG NORD-JÆREN

Oppdrag for I.V.A.R.

Klein, J. et.al 1989:

BF-VERFAHREN ZUR KLÄRSCHLAMMTROCKNUNG UND -VERBENNUNG

Tilleggshefte til Müll und Abfall, hefte 28 1989.
Gjengivelse av foredrag på seminaret "Klärschlammentsorgung",
VDI-Bildungswerk, Düsseldorf 1989.

Köhlhoff, D. 1989:

**DEPONIERUNG VON SCHLÄMMEN - GRUNDLAGE UND STANDE DER
TECHNISCHEN ENTWICKLUNG**

Fra seminaret "Aufbereitung, Verwertung und Entsorgung von
Klärschlämmen" September 1989
Arrangert av Technische Akademie Wuppertal

Krogstad, H. P. 1989:

PERSONLIG MEDDELELSE FRA MEDARBEIDER I STORD INTERNATIONAL

Kruize, R.R. 1989:

**SLUDGE TREATMENT IN AMSTERDAM - ECONOMICAL, TECHNICAL AND
ENVIRONMENTAL EXPERIENCES**

Artikkel i "Sewage Sludge Treatment and Use: New Developments,
Technological Aspects and Environmental Effects". Elsevier
Science Publishers LTD
ISBN 1-85166-418-1.

Lang, Th.A. et.al. 1989:

INCINERATION OF SEWAGE SLUDGE IN CEMENTS KILNS

Artikkel i boka "Thermal Treatment of Sludges". Redigert av
F.Colin, P.J. Newman og L. Spinosa
E. GUYOT SA, 25 rue Ransfort, 1080 Brussels

Langer, K. 1989:

WIRBELSCHICHTOFEN

Tilleggshefte til Müll und Abfall, hefte 28 1989.
Gjengivelse av foredrag på seminaret "Klärschlammentsorgung",
VDI-Bildungswerk, Düsseldorf 1989.

Lehrmann, F. 1989:

BUEHLER-MIAG SCHLAMMTROCKNUNGSVERFAHREN

Tilleggshefte til Müll und Abfall, hefte 28 1989.
Gjengivelse av foredrag på seminaret "Klärschlammentsorgung",
VDI-Bildungswerk, Düsseldorf 1989.

Lowe P. 1988:

INCINERATION OF SEWAGE SLUDGE - A REAPPRAISAL

J.IWEM, 1988, 2, August

Norsk Energi 1990:

BRENNING AV SLAM I VIRVELSKIKTSOVN

Oppdrag for Vestfjorden Avløpsselskap

Forfatter Birgit Hammerseng

Manzel, J. 1989:

SEVAR-TROCKNUNGSVERFAHREN MIT DÜNNBETT

Tilleggshefte til Müll und Abfall, hefte 28 1989.
Gjengivelse av foredrag på seminaret "Klärschlammentsorgung",
VDI-Bildungswerk, Düsseldorf 1989.

Märtens, H. 1989

ALFELDER MODELL - KLÄRSCHLAMMGRANULAT/ASPHALT

Tilleggshefte til Müll und Abfall, hefte 28 1989.
Gjengivelse av foredrag på seminaret "Klärschlammentsorgung",
VDI-Bildungswerk, Düsseldorf 1989.

Miljøstyrelsen 1989:

DIOXINEMISSION VED AFFALDSFORBRENDING

En undersøkelse af emissionen fra danske forbrændingsanlegg

Miljøprojekt nr. 117 1989

Mininni, G. et.al 1989:

ENERGY SAVINGS IN SEWAGE SLUDGE INCINERATION

Artikkel i boka "Thermal Treatment of Sludges". Redigert av
F.Colin, P.J. Newman og L. Spinoso
E. GUYOT SA, 25 rue Ransfort, 1080 Brussels

Nielsen, P. R. 1988:

INCINERATION OF MUNICIPAL WASTE

Miljø & Teknologi, Nr.3 1988

Nümm, Hanstheo 1989:

PRAKTISCHER BETRIEB EINER KLÄRSCHLAMMTROCKNUNGSANLAGE

Fra seminaret "Aufbereitung, Verwertung und Entsorgung
von Klärschlämmen" September 1989
Arrangert av Technische Akademie Wuppertal

Otte-Witte, R. 1988:

**INFLUENCE ON THE MECHANICAL PROPERTIES OF SEWAGE SLUDGE FOR
DISPOSAL TO LANDFILL**

Artikkel i "Sewage Sludge Treatment and Use: New Developments,
Technological Aspects and Environmental Effects". Elsevier
Science Publishers LTD
ISBN 1-85166-418-1.

Pauli, B. 1989:

**ETAGENOFEN KOMBINIERT MIT MÜLLVERBRENNUNG BEI GEMEINSAMER
RAUCHGASREINUNG (MKVA MARKTOBERDORF)**

Tilleggshefte til Müll und Abfall, hefte 28 1989.
Gjengivelse av foredrag på seminaret "Klärschlammentsorgung",
VDI-Bildungswerk, Düsseldorf 1989.

Paulsrud, B. 1990:

SLAMBEHANDLINGSTEKNOLOGI

Metoder for reduksjon av miljøgifter i slam og for tilpassing
av slamkvalitet til bruk av slam utenom jordbruket

Aquateam - Norsk vannteknologisk senter A/S, august 1990

Reimann, D.O. 1989:

KLÄRSCHLAMMAUFSTREUVERFAHREN DIREKT IN DEN MÜLLBUNKER DES MHKW BAMBERG

Fra seminaret "Aufbereitung, Verwertung und Entsorgung von Klärschlämmen" September 1989
Arrangert av Technische Akademie Wuppertal

Reimann, D.O. 1989:

KLÄRSCHLAMMSITUATION

Tilleggshefte til Müll und Abfall, hefte 28 1989.
Gjengivelse av foredrag på seminaret "Klärschlammentsorgung",
VDI-Bildungswerk, Düsseldorf 1989.

Reimann, D.O. 1989:

HEIZWERT UND SCHWERMETALL AUS KLÄRSCHLAMM

Tilleggshefte til Müll und Abfall, hefte 28 1989.
Gjengivelse av foredrag på seminaret "Klärschlammentsorgung",
VDI-Bildungswerk, Düsseldorf 1989.

Ricchieri, E. et.al 1989:

EXPERIMENTAL EXPERIENCE IN THE INCINERATION OF NON-DIGESTED SLUDGE

Artikkel i boka "Thermal Treatment of Sludges". Redigert av
F.Colin, P.J. Newman og L. Spinosa
E. GUYOT SA, 25 rue Ransfort, 1080 Brussels

Robel, W. et.al 1989:

ENVIRONMENTAL ASPECTS OF SLUDGE INCINERATION (OVERVIEW)

Artikkel i "Sewage Sludge Treatment and Use: New Developments, Technological Aspects and Environmental Effects". Elsevier
Science Publishers LTD
ISBN 1-85166-418-1.

SFT-rapport nr. 65:

ERFARINGER FRA FORBRENNINGSANLEGG FOR KOMMUNALT AVFALL

Solberg, P. 1989:

PERSONLIG MEDDELELSE FRA MEDARBEIDER I STORD INTERNATIONAL

Spinosa, L. et.al 1989:

TECHNICAL REQUIREMENTS AND POSSIBILITIES OF INCINERATION

Artikkel i "Sewage Sludge Treatment and Use: New Developments, Technological Aspects and Environmental Effects". Elsevier Science Publishers LTD
ISBN 1-85166-418-1.

Stord International 1990:

KOSTNADSOVERSLAG FOR SLAMTØRKEANLEGG

Oppdrag for Vestfjorden Avløpsselskap

Forfatter Per Solberg

Strauch, D. 1989:

IMPROVEMENT OF THE QUALITY OF SEWAGE SLUDGE -MICROBIOLOGICAL ASPECTS

Artikkel i "Sewage Sludge Treatment and Use: New Developments, Technological Aspects and Environmental Effects". Elsevier Science Publishers LTD
ISBN 1-85166-418-1.

Thomas, G. 1989:

ETAGENWIRBLER AM BEISPIEL SEVA FRANKFURT

Tilleggshefte til Müll und Abfall, hefte 28 1989.
Gjengivelse av foredrag på seminaret "Klärschlammentsorgung", VDI-Bildungswerk, Düsseldorf 1989.

Tize, R. 1989:

AUTOTHERMAL INCINERATION OF WASTEWATER SLUDGE

Artikkel i boka "Thermal Treatment of Sludges". Redigert av F.Colin, P.J. Newman og L. Spinosa
E. GUYOT SA, 25 rue Ransfort, 1080 Brussels

Utvik, Å. 1990:

PERSONLIG MEDDELELSE FRA MEDARBEIDER I STORD INTERNATIONAL

Wefels, F. 1989:

**ZEITGEMÄßE MASSNAHMEN BEI DER LANDWIRTSCHAFTLICHEN VERWERTUNG
VON KLÄRSCHLÄMMEN**

Fra seminaret "Aufbereitung, Verwertung und Entsorgung von
Klärschlämmen" September 1989

Arrangert av Technische Akademie Wuppertal

Wiitenschläger, H. 1989:

**VERWERTUNG THERMISCH GETROCKNETER KLÄRSCHLÄMME - MARKTCHANCEN
IM WEIBAU**

Fra seminaret "Aufbereitung, Verwertung und Entsorgung von
Klärschlämmen" September 1989

Arrangert av Technische Akademie Wuppertal

Wolstenholme, P. 1990:

**A COMPACTION-GRANULATION PROCESS TURNS MUNICIPAL SLUDGE INTO A
VALUABLE FERTILIZER COMPONENT**

Foredrag på "Sludge Management Conference" i Los Angeles 1990.