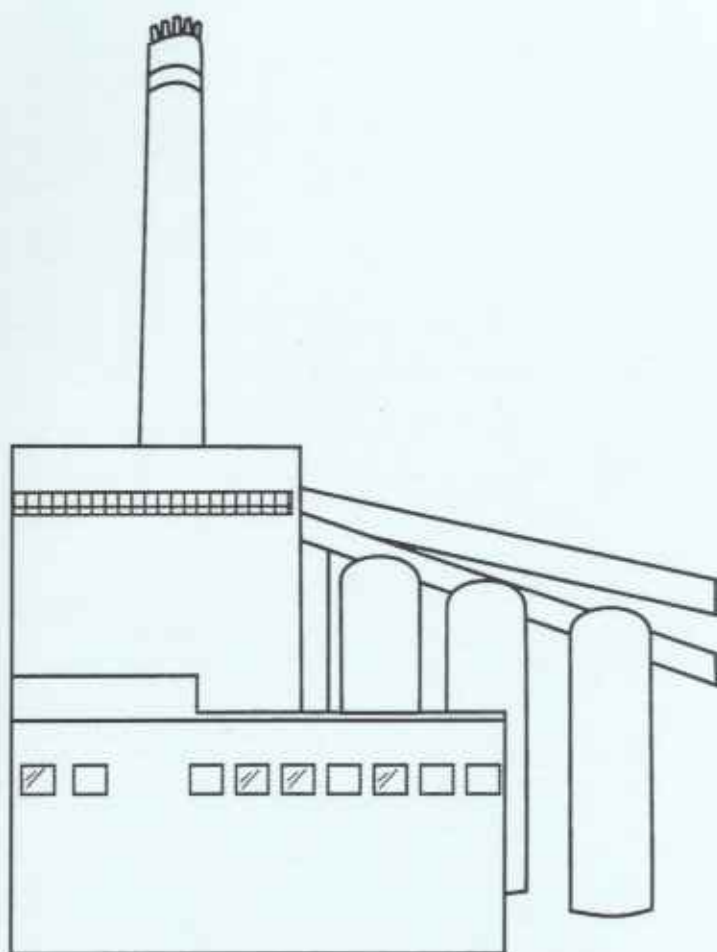


Slamförbränning

Katarina Starberg
Jan-Erik Haglund
Jan Hultgren



99 • 11

NORVAR

Utgiven av VAV AB i samarbete med NORVAR

VA-FORSK
RAPPORT
1999 • 11

 **VA-FORSK**

VAV

VA-FORSKs rapportserie

Rapportens titel:	Slamförbränning
Title of the report:	Sludge incineration
Rapportens beteckning Nr i VA-FORSK-serien:	1999-11
ISSN-nummer:	1102-5638
ISBN-nummer:	91-89182-25-1
Författare:	Katarina Starberg, Jan-Erik Haglund, Jan Hultgren, VAI VA-Projekt AB
Utgivare:	VAV AB
VA-FORSK projekt nr:	97-124
Projektets namn:	Slamförbränning - utredning
Projektets finansiering:	VA-FORSK, NORVAR
Rapporten beställs från:	AB Svensk Byggtjänst, Litteraturtjänst, 113 87, Stockholm, tfn 08-457 11 00
Rapportens omfattning Sidantal:	64
Format:	A4
Upplaga:	1500
Sökord:	Avloppsslam, slamförbränning, samförbränning, slamtorkning, miljöeffekter, miljökrav, kostnader, driftserfarenheter, fullskaleanläggningar
Keywords:	Municipal sewage sludge, sludge incineration, co-incineration, sludge drying, environmental impact, costs, operations, full scale plants
Sammandrag:	Rapporten beskriver tekniska, ekonomiska och miljömässiga aspekter vid separat slamförbränning, samförbränning och slamtorkning. Erfarenheter och kostnader har hämtats från anläggningar i Danmark (förbränning) och Norge (torkning) samt svenska provförbränningar.
Abstract:	The report describes technical, financial and environmental aspects of sludge incineration separately, co-incineration and sludge drying. Experiences and costs derive from works in Denmark (incineration), Norway (drying) and Swedish sludge incineration trials.
Målgrupper:	Avfallsförbränningsanläggningar Energibolag Konsulter VA-verk
Utgivningsår:	1999
Pris 1999:	200 kr, exkl moms

SAMMANFATTNING

Intresset för förbränning av avloppsslam har ökat på senare år av främst två anledningar, dels ökade krav på slamkvaliteten för slam som skall spridas på åkermark, dels genom införandet av den nya renhållningsförordningen som bl a innebär förbud mot deponering av organiskt avfall, inklusive slam, från och med år 2005.

Slam har ett energivärde av 20-22 MJ/kg organisk TS och är i det avseendet jämförbart med biobränslen. Vid förbränning av slammet reduceras slammängderna kraftigt och en återstod av aska och slagg bildas. Kostnader och miljöbelastningar relaterade till transport av slam reduceras följaktligen betydligt. Möjligheterna att utnyttja askornas innehåll av fosfor för jordbruksändamål är än så länge små.

Förbränning av avloppsslam har länge varit en vanlig metod för omhändertagande av slam i stora delar av Europa men har hittills inte utförts i full skala i Sverige. Av de nordiska länderna är det bara i Danmark som slamförbränning förekommer och ett flertal anläggningar finns där etablerade. I Norge har torkning av slammet blivit vanligt, främst genom hygieniseringskravet, och man är på så vis förberedd för eventuell framtida förbränning.

Förbränning av slammet kan ske separat eller tillsammans med biobränslen eller avfall. Samförbränning förutsätter först och främst att lämplig panna finns att tillgå och att den är utrustad med avancerad rökgasrening. Investeringar för mottagning, inblandning och beskickning av slammet krävs samt i vissa fall komplettering av rökgasreningen.

Slammet kan förbrännas torkat eller avvattnat. Vilken metod som är lämplig beror på förutsättningarna vid en given förbränningsanläggning och bestäms av energibalansen tillsammans med förbränningstekniska och ekonomiska faktorer samt lokala hänsynstaganden (såsom t ex transportavstånd).

Provförbränningar av slam i avfallspannor och i fastbränslepannor har skett under de senaste åren i Sverige. Inblandningsförhållandet har vid dessa försök uppgått till 10-20 % slam och 80-90% övrigt bränsle. Ur förbränningsteknisk synpunkt har provförbränningarna fungerat tillfredsställande och erfarenheterna av den praktiska hanteringen av slam har generellt varit goda.

Förbränning av slam medför ökad belastning på luftreningsutrustningen av främst NO_x och kvicksilver samt eventuellt andra tungmetaller. Adekvat rökgasrening är därför nödvändig. Efter mätningar som utförts i Sverige i samband med provförbränningar har man gjort bedömningen att utsläppen kan kontrolleras genom optimering av rökgasreningen och att förbränning av slam därför inte behöver innebära ökade utsläpp till luft. Tungmetaller fastläggs i rökgasreningsprodukterna som sedan omhändertas genom deponering. En viss ökning sker av mängden restprodukter som behöver deponeras, men metallhalterna i dessa är jämförbara eller mindre än i motsvarande restprodukter från avfallsförbränning.

SUMMARY

The interest in incineration of wastewater sludge has increased in recent years for two main reasons: the application of stricter regulations concerning sludge used as soil fertilizer and the introduction of new waste regulations prohibiting landfill of organic waste from the year 2005.

The heat value of wastewater sludge is approximately 20-22 MJ/kg VOC, which is comparable to the heat value of wood. Incineration greatly reduces the sludge amounts leaving a residue of ash. Costs and environmental effects related to the transportation of sludge are consequently reduced. At present, there is little possibility to use the phosphorous content of the ash as soil fertilizer.

Incineration of wastewater sludge has long been a common method for treating sludge in great part of Europe but has not been applied on a full scale basis in Sweden. Of the Nordic countries it is only in Denmark that sludge incineration is used and a number of plants are established. Drying of sludge is common in Norway, mainly due to regulatory demands for hygienisation of the sludge, which facilitates potential future incineration.

Incineration of sludge can take place separately or together with other fuels such as wood or household waste. Co-incineration requires a suitable furnace equipped with advanced flue gas cleaning. Certain investments for reception, mixing and feed of the sludge and in some cases modifications of the flue gas treatment are necessary.

The sludge can be incinerated dried or dewatered depending on the conditions at the incineration plant. Energy balances together with factors related to combustion techniques and economy as well as local requirements determine the choice of method.

Incineration trials of sludge in waste and wood fuel incineration plants have been carried out in Sweden in recent years. The sludge-to-fuel ratio was approximately 10-20% sludge and 80-90% fuel during these trials. Combustion process performance was satisfactory and the experiences from the practical handling of the sludge were good.

Incineration of sludge results in a higher load on the flue gas cleaning equipment, particularly NO_x and mercury, and possibly other heavy metals. Proper flue gas treatment is therefore necessary. Based on measurements from the Swedish sludge incineration trials it was assessed that the discharge levels could be controlled through optimization of the flue gas treatment and that incineration of sludge need not result in increased discharge levels to air. Heavy metals are bound to the flue gas cleaning products and placed in landfill. A certain increase occurs in the amount of cleaning products that requires landfilling. However, the metal concentration in the products is equal to or less than the metal concentration in the corresponding products from waste incineration.

FÖRORD

Ändringar i miljölagstiftningen har under senare år aktualiserat frågan om förbränning av avloppsslam som ett alternativ till deponering och spridning av slam på åkermark.

För att klarlägga förutsättningarna för slamförbränning i Sverige beslöt VAV via sin avloppskommitté (VAK) att tillsätta en övergripande utredning i ämnet. Projektet har samfinansierats med VA-Forsknmedel och anslag från NORVAR.

Rapporten belyser tekniska, ekonomiska och miljömässiga faktorer relaterade till separat slamförbränning, samförbränning av slam tillsammans med biobränslen och avfall samt torkning av slam. Erfarenheter och kostnader har hämtats från anläggningar i Danmark (förbränning) och Norge (torkning) samt svenska provförbränningar.

Katarina Starberg på VAI VA-Projekt AB har svarat för huvuddelen av utredningsarbetet i samarbete med sina kollegor Jan Hultgren och Jan-Erik Haglund. Arbetet har genomförts i nära samarbete med en referensgrupp bestående av följande personer:

Bengt Göran Hellström	Stockholm Vatten AB
Peter Balmér	GRYAAB
Steinar Nybruket	NORVAR
Arne Haarr	VEAS

Stockholm, april 1999

Katarina Starberg <i>VAI VA-Projekt AB</i>	Bengt Göran Hellström <i>VAVs Avloppskommitté</i>
---	--

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INTRODUKTION	1
1.1	ALLMÄNT	1
1.2	UTNYTTJANDE AV SLAMMETS ENERGIINNEHÅLL	2
1.2.1	Värmevärdet	2
1.2.2	Förbränningsteknik	2
1.3	REDUKTION AV SLAMMÄNGDER	3
2	METODER FÖR TORKNING	7
2.1	ALLMÄNT	7
2.2	TORKMETODER	7
2.2.1	Trumtork	8
2.2.2	Fluidiserande bäddtork	8
2.2.3	Etage-tork	9
2.2.4	Skivtork	10
2.2.5	Strömtork	10
3	FÖRBRÄNNINGSMETODER	12
3.1	SLAMFÖRBRÄNNING	12
3.1.1	Fluidiserande bäddugn	12
3.1.2	Rost	14
3.2	SAMFÖRBRÄNNING MED AVFALL OCH BIOBRÄNSLEN	15
3.2.1	Förbränning av slam tillsammans med avfall	15
3.2.2	Förbränning av slam tillsammans med biobränslen	16
3.3	ÖVRIGA METODER	17
3.3.1	Högtemperaturförbränning (slaggbildning)	17
3.3.2	Vätförbränning	19
3.3.3	Pyrolys	20
3.4	FÖRBRÄNNING AV AVFALL OCH BIOBRÄNSLEN	21
3.4.1	Avfallsförbränning i Sverige	21
3.4.2	Fastbränsleanläggningar	22
4	GASRENING	23
4.1	MILJÖKRAV	23
4.1.1	ENA-kraven	23
4.1.2	Föreskrifter för kommunala avfallsförbränningsanläggningar	24
4.1.3	Miljöavgifter	24
4.1.4	Villkor för avfallsförbränningsanläggningar	24
4.2	RENING AV RÖKGASERNA	25
4.2.1	Förreningar i rökgaserna	25
4.2.2	Reningsmetoder	26
4.2.3	Rökgaskondensering	31
4.3	RENING AV TÖRKGASER	32
4.3.1	Mängder	32
4.3.2	Förreningar i luft från torkningen	32
4.3.3	Reningsmetoder	32
5	ASKA OCH RESTPRODUKTER	35
5.1	DEPONERING AV ASKA OCH SLAGG	35
5.1.1	Miljökrav	35
5.1.2	Förreningar	35
5.1.3	Teknik	35

5.2	ANVÄNDNING AV FÖRBRÄNNINGSASKA	36
5.2.1	Nyttiggörande av fosfor	36
5.2.2	Övrig användning	36
5.3	ÖVRIGA RESTPRODUKTER FRÅN SLAMFÖRBRÄNNING	37
6	ÖVRIGT	38
6.1	LOKALISERING	38
6.2	HANTERING OCH LAGRING AV SLAM	39
6.3	TRANSPORTER	39
7	JÄMFÖRELSE AV ALTERNATIV FÖR SLAMHANTERING	40
7.1	ENERGIASPEKTER	41
7.2	EKONOMISKA ASPEKTER	42
7.3	MILJÖASPEKTER	42
8	DRIFTSERFARENHETER OCH KOSTNADER	43
8.1	TÖRKNING	43
8.1.1	<i>HIAS avløpsverket, Hamar</i>	<i>43</i>
8.1.2	<i>Sentralrenseanlegg Nord-Jæren – IVAR, Stavanger</i>	<i>44</i>
8.1.3	<i>Planerade anläggningar</i>	<i>44</i>
8.2	FÖRBRÄNNING	45
8.2.1	<i>Provförbränningar och utredningar</i>	<i>45</i>
8.2.2	<i>Fullskaleanläggningar</i>	<i>48</i>

1 INTRODUKTION

1.1 Allmänt

Förutsättningarna för avsättning för avloppsslam till jordbruket undergår för närvarande betydande förändringar. Naturvårdsverkets gränsvärden för tillförsel av metaller till åkermark via slamgödsling har skärpts på senare år och kommer att skärpas ytterligare från och med år 2000.

Livsmedelsindustrin antog nyligen en ny slampolicy som innebär att man i stort accepterar den sk slamöverenskommelsen¹ mellan Naturvårdsverket, VAV och LRF och kraven i gällande lagstiftning. Dock ställer man vissa ytterligare krav, bland annat ökade krav när det gäller hygieniska aspekter och krav på produktcertifiering (sk P-märkning av biomull). Vad gäller hygienisering är det även andra aktörer som börjar ställa större krav och arbetsgrupper för frågan har bildats i såväl Sverige och Nordiska Ministerrådet som inom EU.

Samtidigt som förutsättningarna för avsättning för slammet till jordbruket ändras försvåras alternativet att deponera slammet. Eftersom deponering innebär att näringsämnen, speciellt fosfor, ej återförs till jordbruket försöker Naturvårdsverket styra utvecklingen bort från deponering genom sin sk *Aktionsplan Avfall*².

Den nya renhållningsförordningen innebär stora begränsningar vad gäller deponering, bland annat att brännbart och organiskt material skall samlas in och behandlas separat. Brännbart material som inte kan återvinnas kommer ej att få deponeras från och med år 2002 utan skall i stället brännas. År 2005 blir det förbjudet att deponera organiskt avfall, inklusive avloppsslam. Dessutom planerar man att införa en deponiskatt av 250 kr/ton (troligtvis under år 1999). Syftet med de nya direktiven är att näringsinnehållet i det organiska materialet skall tas till vara genom biologisk behandling följt av spridning på åkermark.

Biologiska behandlingsmetoder som kompostering och rötning av slam tillsammans med avfall utgör möjliga alternativ till deponering. Etablering av dessa metoder förutsätter att hanteringen av inkommande avfall löses på ett sådant sätt att slutprodukten (komposten eller rötresten) ej förorenas och kan uppfylla de krav som ställs för avsättning till jordbruket. För närvarande pågår mycket aktivitet på området och ett flertal anläggningar för samrötning av flytande avfall och slam har uppförts. Dock återstår att lösa vissa praktiska frågor kring hanteringen av framför allt fasta organiska avfall såsom hushålls- och restaurangavfall.

Förbränning utgör mot bakgrund av ovanstående ett mycket intressant alternativ och de närmaste åren kan man alltså vänta sig ökad förbränning av brännbart material, eventuellt komposterbart organiskt avfall samt avloppsslam. Vid förbränning av slammet reduceras slammängderna under det att en återstod av aska och slagg bildas. Kostnader och miljöbelastningar relaterade till transport av slam reduceras följaktligen betydligt. Möjligheterna att utnyttja askornas innehåll av fosfor för jordbruksändamål är än så länge små.

Miljöeffekterna vid torkning, förbränning och deponering redovisas i denna rapport enbart i grundläggande drag då utsläppen kan variera betydligt med vald metod eller utrustning. De förväntade miljöeffekterna kommer också att variera beroende på var olika verksamheter lokaliseras. En rad kombinationer av olika omhändertaganden av slam kan även bli aktuella i framtiden.

¹ Handlingsprogram för slamöverenskommelsen: Naturvårdsverkets Rapport 4418

² Naturvårdsverkets Rapport 4601

1.2 Utnyttjande av slammets energinnehåll

1.2.1 Värmevärden

Det är endast det organiska innehållet i slammet som bidrar till dess värmevärde. Rötat slam innehåller en lägre halt organiskt material än orötat slam och följaktligen ett lägre värmevärde. Slammets halt av organiskt material varierar. Riktvärden redovisas i tabell 1:2.

Generellt används för kommunalt avloppsslam ett effektivt värmevärde av ca 20 MJ/kg organisk torrsubstans, vilket motsvarar 5,5 kWh/kg org. TS.

Ett orötat blandslam med en halt av 70 % organisk TS har således ett värmevärde av $0,70 \cdot 20 = 14$ MJ/kg TS.

På motsvarande sätt kan värmevärdet för ett rötat slam med 60 % organisk TS uppskattas till $0,60 \cdot 20 = 12$ MJ/kg TS.

Som jämförelse redovisas värmevärdet för några andra bränslen nedan.

Vid en förbränning av avloppsslam kommer slammet sannolikt att ersätta något annat bränsle för t ex fjärrvärmeändamål. Det är därför av intresse att jämföra värmevärdet i slam med andra typer av bränslen. I nedanstående tabell redovisas riktvärden för värmevärdet hos några vanliga bränslen. Räknat på organisk torrsubstanshalt är slammets värmevärde jämförbart med biobränslen.

Tabell 1:1 Värmeinnehåll i olika bränslen.

Bränsle	TS-halt ¹⁾	Effektivt värmevärde ²⁾ MJ/kg	Effektivt värmevärde MJ/kg org. TS
Osorterat hushållsavfall	35-50	10-11	30-40 ³⁾
Osorterat industriavfall		15	
Eldningsolja Eo 5		41	
Kol		26	
Ved	40-45	10	22-25

1) Större variationer kan förekomma

2) Källa: RVF

3) Beräknat på 75% organisk substans

1.2.2 Förbränningsteknik

Slammet kan förbrännas separat eller tillsammans med avfall eller biobränslen. Vid förbränning är det ekonomiskt önskvärt att slammets torrsubstanshalt är så hög att stödbränsle inte behöver tillsättas vid förbränningen. Vilken torrsubstanshalt som krävs för detta beror dels av bränslets värmeinnehåll men även på en rad förbränningstekniska faktorer såsom uppehållstid, omblandning och huruvida förbränningsluften förvärms. För slam är denna torrsubstanshalt jämförbar med motsvarande TS-halt för biobränslen och ligger omkring 35% organisk TS med variationer beroende hur förbränningsprocessen utformas. I praktiken

används ofta en högre halt för slamförbränning, vanligtvis minst ca 70% TS. Detta har sin grund dels i förbränningstekniska förhållanden, dels i det faktum att mellanlagring av slam förutsätter en viss TS-halt (>70%).

Om slammet förbränns med avfall eller bibränslen är kriterierna annorlunda. Avgörande för att möjliggöra förbränning (generellt) är att den totala blandningen av bränslen skall kunna upprätthålla förbränningen, dvs värmevärdet i bränslet måste vara tillräckligt för att upprätthålla förbränningstemperaturen i pannan. Om förbränningstemperaturen i pannan blir för låg får detta till följd att förbränningen ej kan upprätthållas, vilket innebär att stödbränsle måste tillsättas. Ofullständig förbränning kan även medföra miljöproblem i form av ökade utsläpp och dioxinbildning. Vilka krav som ställs vad gäller TS-halt på inkommande slam beror således i första hand på vilken typ av övriga bränslen som normalt förbränns i pannan, dvs slam/bränsle-blandningens resulterande TS-halt. Om ett mycket vått bränsle normalt används minskar generellt möjligheten att ta emot ett slam av låg TS-halt. Vid förbränning av mycket torra material finns det här större möjligheter att ta emot slam med högt vatteninnehåll.

Vid förbränning av mycket torra bränslen kan det dessutom av andra anledningar vara en fördel att öka vatteninnehållet. Temperaturen i pannan kan stundtals bli för hög och en ökad andel vatten hjälper till med avkylningen. Höga temperaturer kan bland annat leda till sintring i pannan med stora reparationskostnader som följd. Orsaken till förhöjda temperaturer är, vad gäller avfallsförbränning, att avfall idag har ett högre värmevärde än vid tidpunkten för många pannors uppförande. Detta innebär att pannorna inte är dimensionerade för de höga temperaturer som erhålls. Bibränslen har naturligt höga torrhalter och speciellt sommartid kan detta utgöra ett problem.

Huruvida förbränningsanläggningen utnyttjar rökgaskondensering har betydelse för vilket vatteninnehåll som kan accepteras i inkommande bränsle. Rökgaskondensering innebär att vattenånga som bildas vid förbränningen kondenseras och dess värmeeinnehåll kan återvinnas med i praktiken försumbara förluster. Återvinning av värmen sker via fjärrvärmenätet (ofta som förvärmning av fjärrvärmereturen). Kondenseringen innebär ett bättre utnyttjande av energin. Energiförlusten är i princip skillnaden i temperatur på inkommande slamvatten och temperaturen på utgående kondensat, vilken är mycket liten jämfört med vattnets förångningsvärme. Om förbränningsanläggningen är utrustad med sådan värmeåtervinningsteknik kan ofta, under förutsättning att övriga värme- och förbränningstekniska faktorer så medger, ett slam av väsentligt lägre TS-halt accepteras jämfört med om rökgaskondensering inte finns installerad.

Vilka mängder slam som slutligen tas emot vid förbränningsanläggningen och vilken TS-halt och inblandningsförhållanden som används beror av en kombination av de faktorer som beskrivits ovan. Dessutom måste praktiska och lokala hänsyn tas vad gäller möjligheter till transport, hantering och beskickning av slammet.

Ett avvattnat slam har en TS-halt kring 20-30%. Om en högre TS-halt krävs måste slammet torkas. Detta sker med någon typ av slamtorkningsutrustning (se kapitel 2).

1.3 Reduktion av slammängder

Slammängderna som bildas vid ett kommunalt avloppsverk varierar och beror av avloppsvattnets sammansättning och av vilken reningsprocess som används. I tabell 1:2 nedan

redovisas ungefärliga riktvärden för hur mycket slam som bildas per person vid olika processsteg.

Tabell 1:2 *Specifik slammängd per person (riktvärden)*

Typ av slam	Slammängd		Halt organiskt material
	g TS ¹⁾ /p, d	kg TS/p, år	%
Primärslam	50-60	18-22	60-70
Bioslam ²⁾			
Biobädd	25-35	9-13	70-80
Överskottsslam från högbelastad ³⁾ aktivslamprocess	30-40	11-14	70-80
Överskottsslam från lägbelastad ⁴⁾ aktivslamprocess	25-30	9-11	70-80
Kernslam (exklusive medfälld susp)			
125 g AVR/m ³	15-17	5,5-6,5	30-40
Polyaluminiumklorid 140 g PAX/m ³	17-19	6-7	30-40
15 g Fe/m ³	17-19	6-7	30-40
400 g Ca(OH) ₂ /m ³	160-240	60-85	10-30
Rötat slam (blandslam) ⁵⁾	50-60	18-22	50-60

1) Mängd torrsubstans i slammet är här approximerad med mängd suspenderad substans, SS.

2) Försedimentering förutsätts

3) 0,3-0,5 kg BOD₇/kg SS, d

4) <0,125 kg BOD₇/kg SS, d

5) uröttningsgrad 40-50%; blandslam (primärslam + överskottsslam) med 65% organiskt material

Mängden slam som behöver deponeras reduceras kraftigt efter förbränningen: endast ca 7-10% av den ursprungliga mängden slam återstår.

Baserat på riktvärdena som angivits ovan kan reduktionen av slammängder vid olika ingående TS-halter uppskattas. Likaså kan slammets energiinnehåll överslagsmässigt beräknas.

Exempel på dessa beräkningar redovisas nedan, samt även beräkningar baserade på data från VEAS avloppsreningsverk i Oslo. Om man överväger att förbränna ett slam bör data avseende det aktuella slammet införskaffas.

Exempel 1.

För ett avloppsreningsverk av storleksordningen 20 000 personer där processstegen inkluderar förfällning (vid vilken bildas primärslam och kernslam) samt behandling i en högbelastad aktivslamprocess erhålls (enligt tabell 1:2):

$$\text{Total mängd torrsubstans} = 20\,000 \cdot (20 + 6 + 12) = 760\,000 \text{ kg TS/år}$$

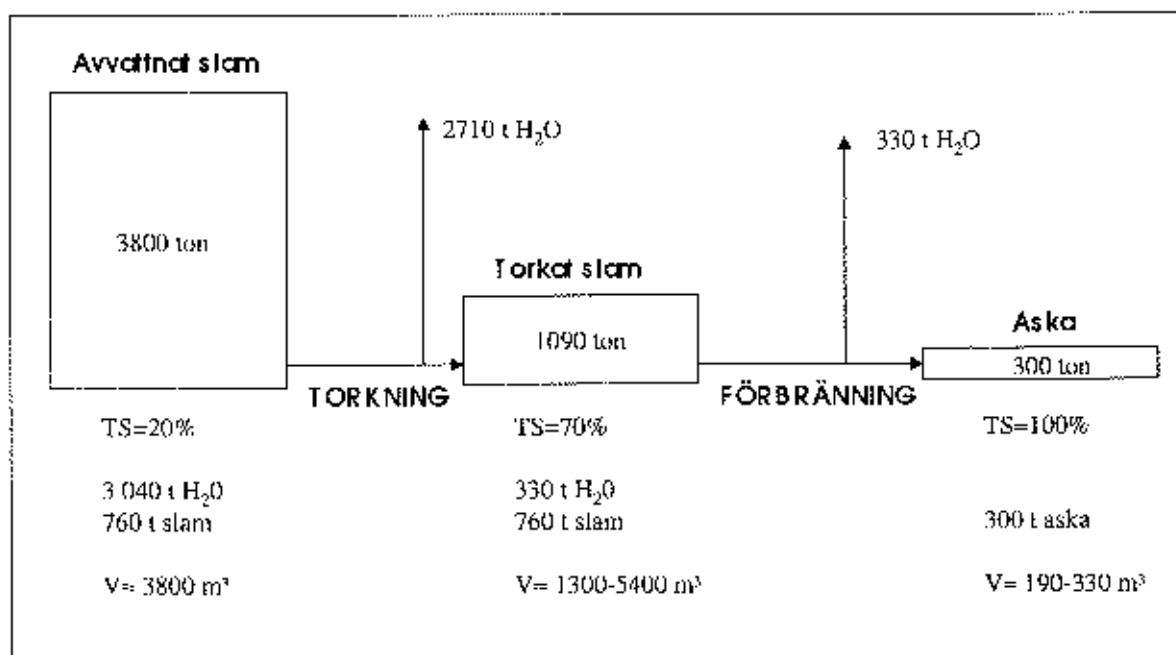
1. Slammets energiinnehåll

$$\text{Andel organiskt material i slammet} = 60\%$$

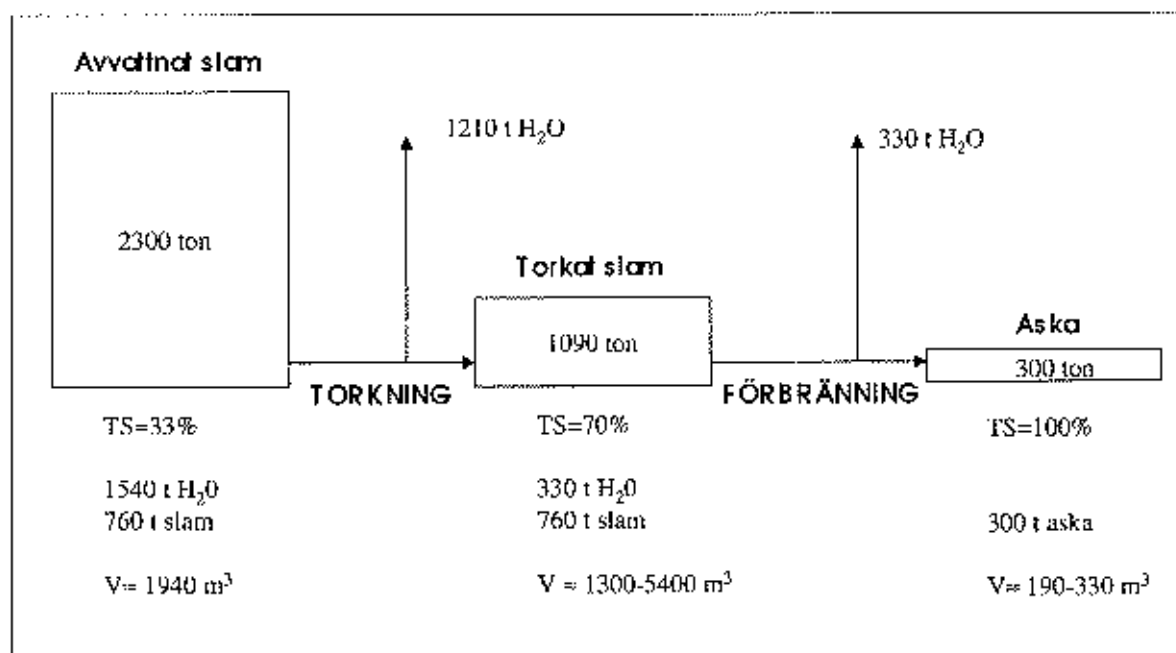
$$\text{Slammets energiinnehåll} = 760\,000 \cdot 0,60 \cdot 20 = 9,12 \cdot 10^6 \text{ MJ/år} = \frac{9,12 \cdot 10^6}{3,6} \text{ kWh/år} \approx 2\,500 \text{ MWh/år}$$

2. Reduktion av slammängderna

- a) Avvattning av slammet till 20% TS-halt $\Rightarrow 760 \text{ ton}/0.20 = 3\,800 \text{ ton}$ avvattnat slam/år.
Reduktion enligt nedanstående figur.



- b) Avvattning av slammet till TS = 33% $\Rightarrow 760 \text{ ton}/0.33 = 2300 \text{ ton}$ slam/år.
Reduktion enligt nedanstående figur.



Exempel II.

Vid VEAS avloppsreningsverk i Oslo består behandlingen av mekanisk rening, ett kemfällningsteg som är utformat som en förfällning, samt biologisk behandling i biofilter. Rötning av slammet föregås av hydrolys. Följande slammängder erhålls (månadsmedelvärden, 1998):

Typ av slam	Dosering PAX [g Al/m ³]	Slammängd [ton TS/år]	Andel organiskt material [%]
Primärslam + kernslam + bioslam	5	20 035	71
Rötat slam		12 927	50

1. Slammets energiinnehåll

a) orötat slam

Andel organiskt material i slammet = 71 %

Slammets värmeinnehåll:

$$20\,035 \cdot 10^3 \cdot 0,71 \cdot 20 = 2,85 \cdot 10^8 \text{ MJ/år} = \frac{2,85 \cdot 10^8}{3,6} \text{ kWh/år} = 7,9 \cdot 10^7 \text{ kWh/år} \approx \\ \approx 79\,000 \text{ MWh/år}$$

b) rötat slam

Andel organiskt material i slammet $\approx$ 50 %

Slammets värmeinnehåll:

$$12\,927 \cdot 10^3 \cdot 0,50 \cdot 20 = 1,29 \cdot 10^8 \text{ MJ/år} = \frac{1,29 \cdot 10^8}{3,6} \text{ kWh/år} = 3,6 \cdot 10^7 \text{ kWh/år} \approx \\ = 36\,000 \text{ MWh/år}$$

2. Reduktion av slammängderna (rötat slam)

Avvattnings av slammet till 27% TS-halt $\Rightarrow 12\,927 \text{ ton} / 0,27 = 47\,880 \text{ ton avvattnat slam/år}$.

Torkning till 70% $\Rightarrow 18\,470 \text{ ton torkat slam/år}$

Förbränning $\Rightarrow 6\,460 \text{ ton aska/år}$

2 METODER FÖR TORKNING

2.1 Allmänt

Om förbränningsprocessen kräver att det inkommande slammets TS-halt överstiger ca 30% måste avvattningen kompletteras med torkning. Torkning av slam är en energikrävande process som förutsätter tillgång till högvärdig energi i form av el, olja, gas eftersom relativt höga temperaturer erfordras. Torkningen äger vanligtvis rum vid reningsverket för att minska slamvolymerna och därigenom transportkostnaderna. Alternativt kan torkning ske i anslutning till en förbränningsanläggning.

2.2 Torkmetoder

När det gäller metoder för torkning av slam skiljer man främst på direkt och indirekt torkning. Vid *direkt* torkning har slammet kontakt med heta luftströmmar som avger det nödvändiga förångningsvärmes. Direkt torkning ger betydligt större gasvolymen att ta hand om än de indirekta torkarna. *Indirekt* torkning innebär att det värmebärande mediet (luft, ånga eller olja) och slammet är åtskilda av en värmeöverföringsyta.

Värme från samtliga torkprocesser kan i de allra flesta fall återvinnas till minst 50%, ofta högre, via kondensation av den avdrivna ångan. Värmeåtervinning vid de indirekta metoderna sker dock, med något undantag, vid en högre temperatur än vid direkta metoder.

Energiåtgången vid torkning motsvaras av den energi som åtgår för uppvärmning och förångning av slammets vatteninnehåll (4,2 kJ/kg H₂O, °C, respektive 2240 kJ/kg H₂O). Förluster och grad av energiåtervinning beror av vilken torkmetod som väljs. Vid 60% energiåtervinning, torkning från 27 till 90% TS och temperaturen 30 °C på inkommande slam uppskattas mycket grovt energiåtgången till i storleksordningen 0,4-0,5 kWh/kg avdrivet vatten. För energibalans se även kapitel 8.2.2.4, Århus Nord.

Då slammet torkas har det en tendens att klibba fast vid värmeytor i torken och resultera i dålig värmeöverföring. För att undvika detta återcirkuleras ofta en del av det torkade slammet till torkens inlopp där det blandas med avvattnat slam till en TS-halt som överstiger slammets sk limfas, omkring 45 % TS.

Vad gäller miljöpåverkan från torkning, se kap 4.

Tabell 2:1 Torkmetoder

DIREKTA TORKMETODER	INDIREKTA TORKMETODER
Bandtork	Etagetork
Fluidiserande bäddtork	Multicoil-tork
Trumtork	Skivtork
	Strömtork
	Tubulär tork
	Tunnfilmstork

Principerna för några vanliga torkmetoder redovisas nedan.

2.2.1 Trumtork

Trumtorkar består i huvudsak av ett horisontellt, cylindriskt skal av stål som ofta lutar något. Inkommande slam blandas med redan torkat slam till en TS-halt av ca 40-50% och matas in i den övre änden på torken tillsammans med heta gaser.

Slamblandningen och gaserna förs vid rotationen framåt till torkens utlopp. Olika utföranden av trumtorkar finns och det är vanligt att längsgående bafflar är monterade på insidan av torken. Dessa hämtar upp och släpper slammet under transportens gång, vilket ökar torkningshastigheten. Slammet får en temperatur av högst ca 85°C.

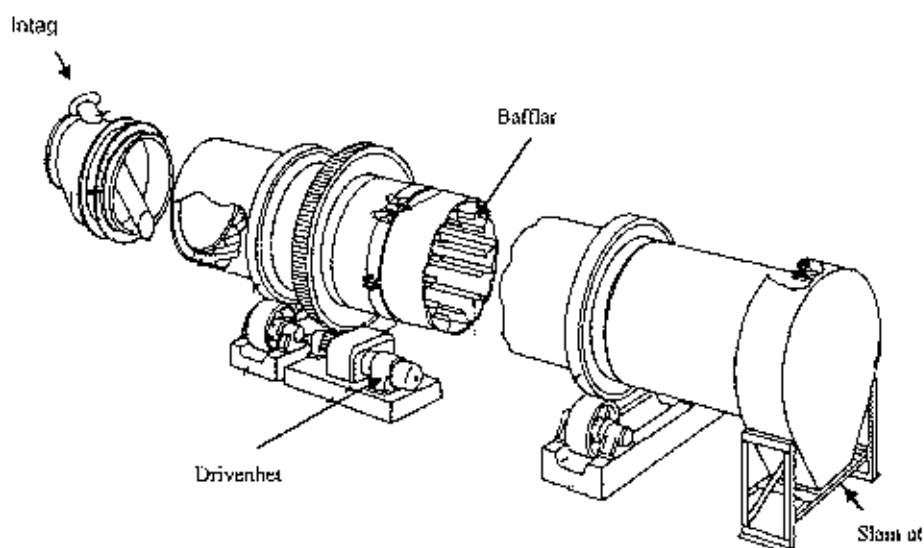


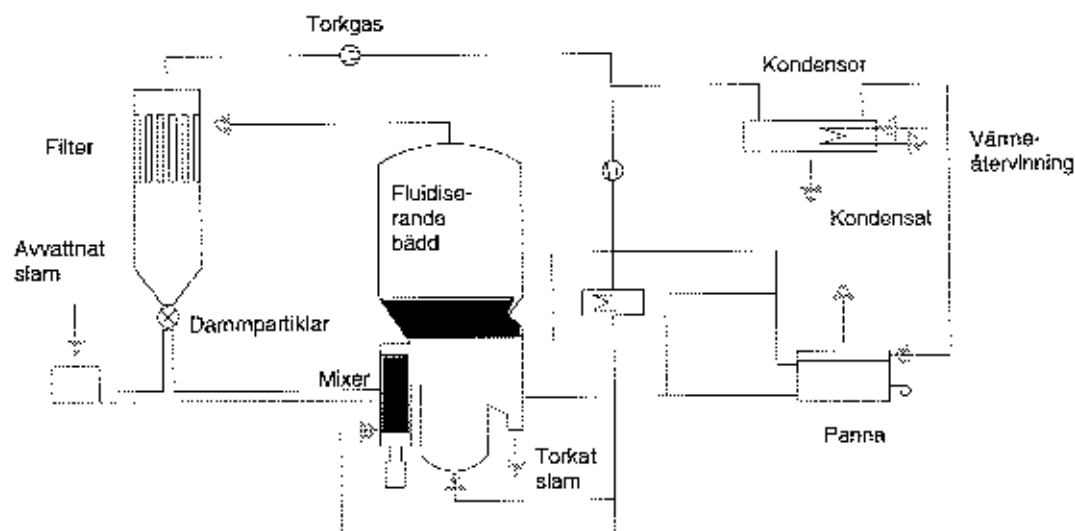
Fig. 2.1 Trumtork

2.2.2 Fluidiserande bäddtork

I en fluidiserande bäddtork sker torkningen i ett slutet system. Själva torkanläggningen består vanligtvis av två delar. Den första utgörs av en mixer, där slammet blandas med en viss mängd redan torkat slam och granuleras. Granulatet går sedan vidare till den fluidiserande bäddtorken som i huvudsak består av en vertikal kammare med en perforerad botten.

Varm luft eller överhettad vattenånga används både för att fluidisera bädden och för torkningen. Gasen värms upp indirekt med hetolja som cirkulerar i ett rörsystem monterat i bädden. Gasen blåses upp genom blandningen som fluidiserar, dvs slampartiklarna svävar var för sig i luften. Detta medför en hög grad av inblandning och värmeöverföring mellan den fasta fasen och gasfasen och ger en jämn torkning. Processen styrs via bäddtemperaturen och slammets temperatur överstiger vanligtvis inte 85°C.

Småpartiklar som följer med torkgaserna ut leds tillbaka till mixern där det blandas med nytt ingående slam. Huvuddelen av det torkade slammet tas ut i nedre delen av bädden.



Figur 2:2 System för fluidiserande bäddtork (Krüger/OTV)

2.2.3 Etagetork

Slammet matas här in i torkens övre del och formar ett tunt skikt på den översta av ett antal ringformiga skivor. Varje skiva består av ett antal segment separerade av slitsar. Skivorna roterar, och genom lämpligt placerade armar förs slammet ned genom slitsarna till nästa skiva. Efter att ha passerat alla skivorna tas sedan det torkade slammet ut längst ner.

Skivorna hettas upp av ett antal ångrör, och i mitten finns flera fläktar som suger in den heta luften över slammet och för bort den genom torkens övre del. Ett svagt undertryck appliceras därigenom på torken vilket förhindrar läckage av torkgaser till omgivningen.

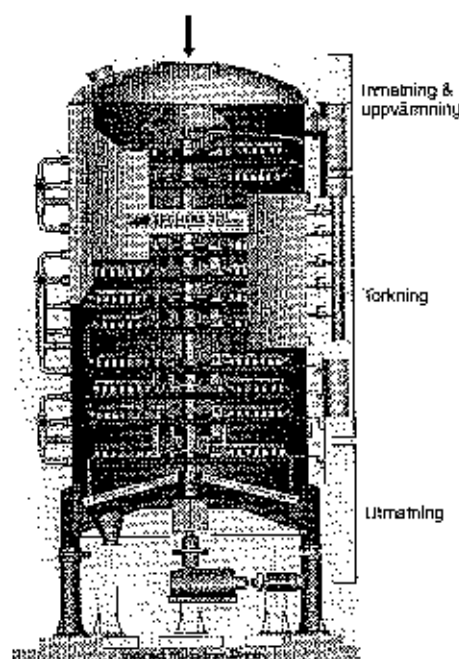


Fig. 2:3 Etagetork (Seghers)

2.2.4 Skivtork

Skivtorken utgörs av en ihålig rotor med fastmonterade ihåliga skivor som är omsluten av en fast horisontell behållare, en stator. Det värmande mediet, som kan vara ånga eller hetolja, leds in i rotorn (och i skivorna) och slammet matas in i torkens övre del.

Slammet som ska torkas kan vara av varierande torrsubstanshalt beroende på vilken slutlig torrhalt som önskas. Avvattnat slam blandas vanligtvis med redan torkat slam till lämplig TS-halt. Slammet matas därefter in kontinuerligt i torken och torkningen sker genom värmeöverföringen från rotorn. Vid rotationen finfördelar skivorna slammet och underlättar därigenom torkningsprocessen. Skrapor monterade mellan skivorna förhindrar att slammet fastnar på skivorna.

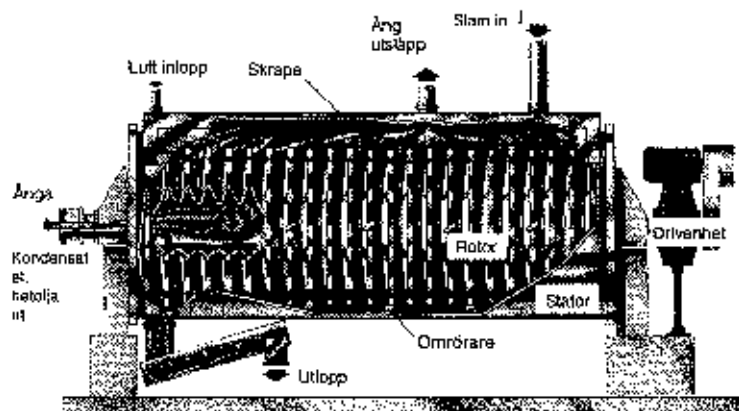


Fig. 2:4 Skivtork (Atlas-Stord)

2.2.5 Strömtork

Strömtorken är av pneumatisk typ och består av ett slutet trycksatt rörsystem med cirkulerande ånga genom vilket slammet transporteras. Torkningen sker stegvis och principen bygger på överhettning av den ånga som avgår från slammet. Överhettningen medför att ytterligare vatten i slammet förångas. Figuren nedan illustrerar principen.

Det avvattnade slammet matas först in i en mixer där det blandas under tryck med torkat återcirkulerat slam. Slammet pumpas sedan vidare till en venturisektion (5) där det blandas snabbt med den cirkulerande överhettade ångan och en del av vattnet i slammet förångas. Ång/slamblandningen får sedan passera en vertikal rörvärmeväxlare (2) där den hettas upp indirekt. Detta medför att den bildade ångan överhettas. I en efterföljande torkkanal förångas sedan en del av slammets vatteninnehåll på nytt. Mer transportånga bildas och mätas nästan innan den överhettas på nytt i nästa rörvärmeväxlare. Processen upprepas flera gånger tills rätt torrhalt uppnås. Slammets uppehållstid i torken är ca 10 sekunder. Värmediet i värmeväxlarna är primärånga, hetvatten eller olja.

Det torkade slammet separeras slutligen från transportångan i en cyklon. Produkten är mycket fluffig och kompakteras. Ångan recirkuleras via en fläkt. Överskottsånga från torkprocessen släpps kontinuerligt ut från systemet och kan tillgodogöras som processånga. Allt värme som behövs för torkningen tillförs transportångan indirekt via förvärmaren.

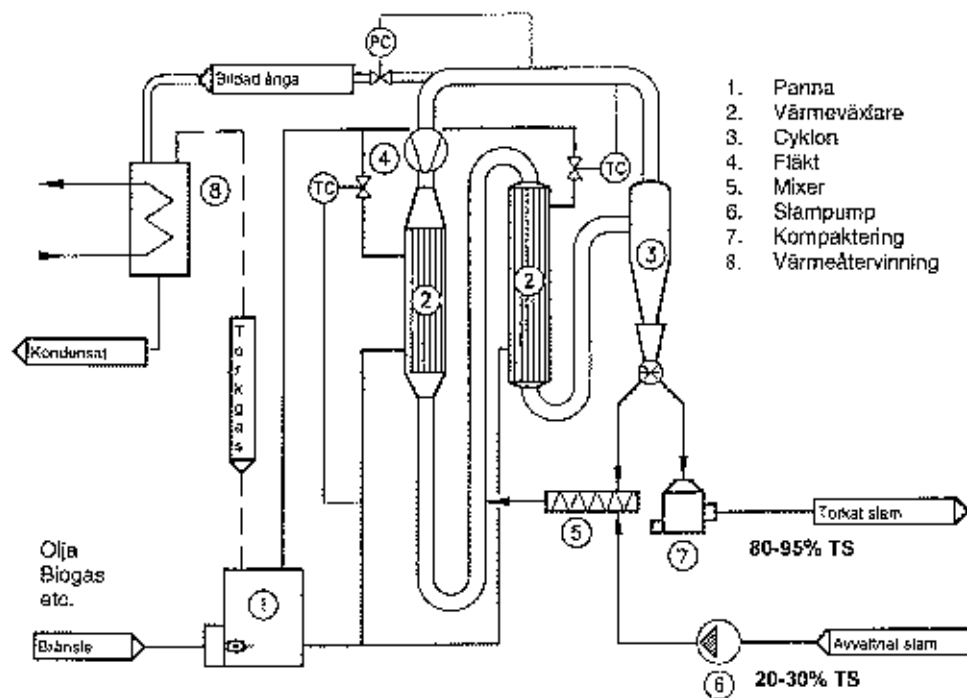


Fig. 2:5 Principen för strömtork (Stork Exergy)

3 FÖRBRÄNNINGSMETODER

3.1 Slamförbränning

Vid förbränning överförs allt organiskt material i slammet till koldioxid och enbart mineralämnena återstår i askan. Det mesta av slammets värmeinnehåll kan utnyttjas vid förbränning, bland annat genom rökgaskondensering. För förbränning av såväl slam som avfall och biobränslen används i huvudsak två typer av ugnar:

- Fluidiserande bäddugnar
- Rostar

Rostar är den vanligaste typen av förbränningsugn men nya förbränningsanläggningar som byggs idag är i princip uteslutande av fluidiserad bäddtyp.

Andra möjligheter är:

- Våtförbränning
- Förbränning vid hög temperatur, så kallad slaggsmältning
- Pyrolys

I efterföljande kapitel följer en kort beskrivning av dessa metoder.

3.1.1 Fluidiserande bäddugn

Fluidbäddar medger att finfördelat material kan förbrännas mycket effektivt vilket gör tekniken speciellt väl lämpad för förbränning av slam.

Ugnen består av en vanligtvis cylindrisk panna där luft som blåses in underifrån håller en bädd av sand fluidiserad. Detta innebär att sandkornen svävar var för sig i bädden. Den beter sig alltså som en vätska och är väl omblandad.

Vid förbränningen blåses det in förvärmad luft genom sanden och slammet matas in i eller ovanför bädden. Överskottsluft från torkningen kan även ledas till pannan för eliminering av lukt genom fullständig förbränning.

Normalt är slammet torkat och krossat innan det bränns. Genom fluidiseringen fördelas slammet jämnt över hela bädden och förbränningstemperaturen blir jämn (cirka 800-850°C). Det krossade slammet förbränns i kontakten med den varma luften och sanden

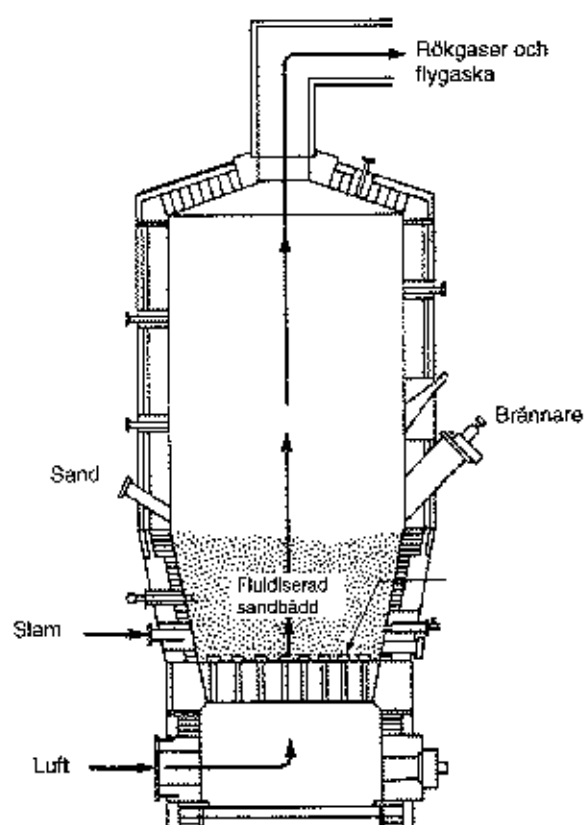


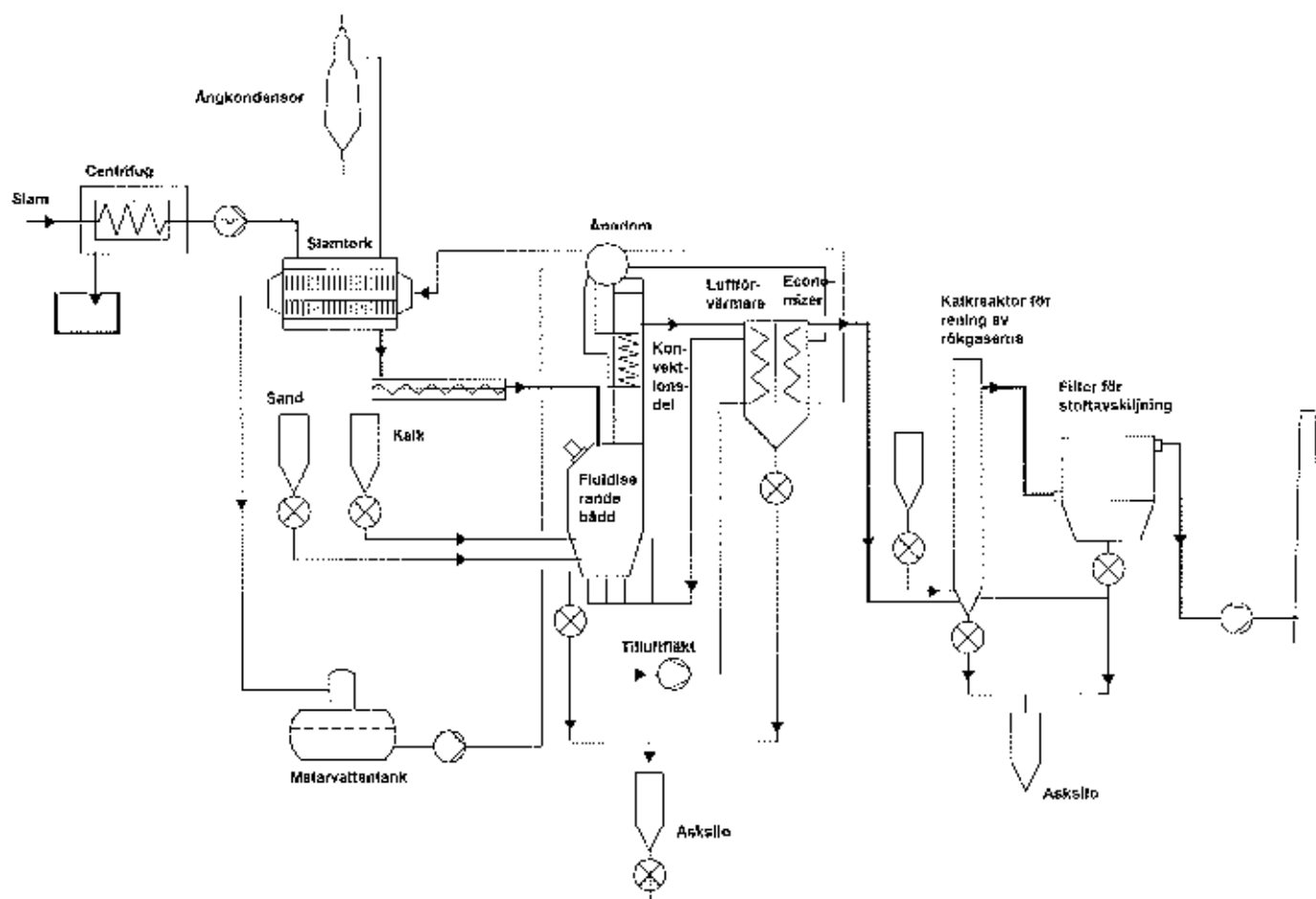
Fig. 3:1 Fluidiserad bäddugn.

och en jämn och stabil förbränning upprätthålls hela tiden i ugnen. I den fria luftzonen över sandbädden förbränns avgaserna fullständigt och snabbt innan de släpps ut i toppen på ugnen.

Två typer av fluidiserade bäddar är aktuella vid slamförbränning: den bubblande med hög partikelthet där luft blåses in underifrån, och den cirkulerande, snabbt fluidiserande bädden där luften blåses in tangentiellt och partikeltheten är betydligt lägre.

De bildande rökgaserna innehåller slammets hela värmeinnehåll. Genom kylning (rökgaskondensering) kan detta värme tas tillvara samtidigt som den efterföljande rökgasreningen förbättras. Stoftavskiljning sker normalt innan ett sådant kondensationsssteg. De heta utgående gaserna värmeväxlas ofta mot ingående förbränningsluft och vidare via en sk economizer för förvärmning av matarvatten.

Flygaskan utgör huvuddelen av bildad aska i en fluidiserad bäddugn och innehåller de föroreningar man vill ha kontroll över, såsom tungmetaller. Det kvarstår emellertid även en bottenaska som kan variera i mängd beroende på anläggningens utformning. Luftströmmen i den fluidiserande bädden dimensioneras vanligtvis så att mycket små partiklar ($<0,2$ mm) hamnar i flygaskan medan större partiklar blir kvar i bottenaskan.



Figur 3:2 Exempel på förbränningsanläggning med fluidiserande bäddugn och kringutrustning (Thyssen). Observera att den visade anläggningen inte inkluderar rökgaskondensering eller uttag av energi i form av t ex fjärrvärme.

Fördelarna med fluidiserande bäddar är:

- En stabil och effektiv förbränningsprocess oberoende av slammängder och slammets egenskaper.
- Inga utsläpp av illaluktande gaser.
- God kontroll över förbränningsprocessen vilket bland annat innebär att utsläpp av NO_x kan minimeras.
- Förbränningen kan lätt stoppas och startas.
- Relativt små mängder stödbränsle behövs.

3.1.2 Rost

Rostar finns i en mängd olika utföranden. Karakteristiskt för dem alla är att avfallet matas framåt med hjälp av ett antal rörliga rostelement. Genom rörelserna transporteras, fördelas och eventuellt omblandas avfallet under förbränningen.

Globalt sett är *etageugnen* den vanligaste typen av förbränningsugn men uppförs mycket sällan idag. Speciellt används den fortfarande i mycket stor omfattning för förbränning av avfall och riskavfall samt av slam som ger stora mängder aska. Det är emellertid svårt att uppnå fullständig förbränning i en etageugn och de allra flesta anläggningar av denna typ

kräver stödbränsle. Andra typer av rostar inkluderar sk *vipprost*, *återskjutningsrost* och *trappstegsrost*.

Etageugnen kan förenklat beskrivas som en stående cylinder med cirka 8-12 våningar. En vertikal, roterande axel är placerad centralt i ugnen. Från axeln utgår ett antal armar med tändar som rör om och "krattar" slammet.

Slammet tillförs uppiifrån och samtidigt som det förbränns förs det från mitten ut mot periferin och faller ned genom hål till nästa våning, där det sedan krattas i motsatt riktning. Förbränningsluften går uppåt i ugnen genom samma hål. Brännarna sitter vanligen på sidorna utmed väggarna.

Ugnen kan delas upp i fyra zoner. Den första utgör ett torkningssteg där den största vattenmängden avgår.

Merparten av förbränningen äger rum i den andra zonen. I den tredje zonen oxideras återstående kol till koldioxid, och i den fjärde zonen får askan svalna

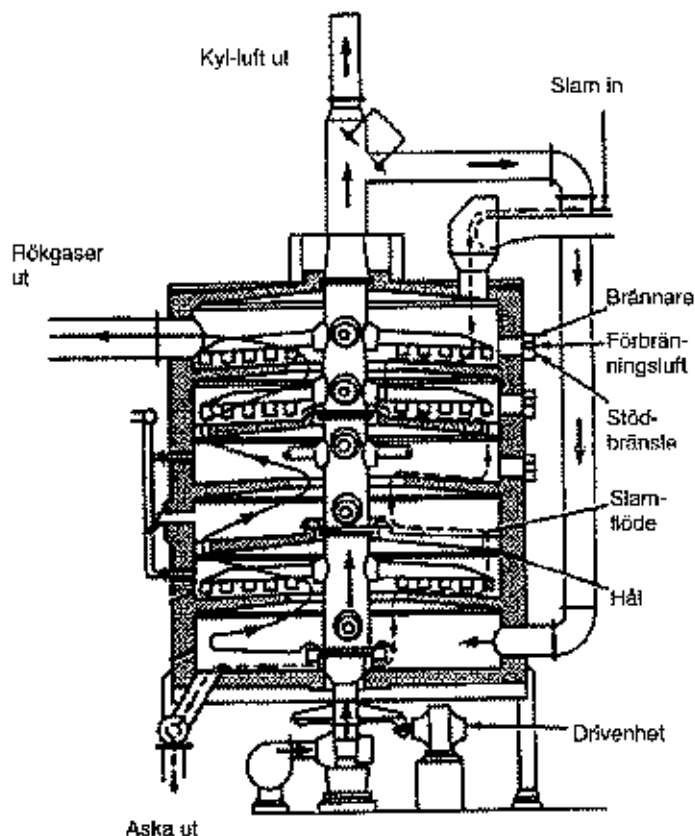


Fig 3.3 Etageugn

genom att möta ingående förbränningsluft.

I likhet med fluidiserade bäddar bildas både flygaska och bottenaska. Här utgör dock bottenaskan huvuddelen av askan.

3.2 Samförbränning med avfall och bibränslen

I Sverige finns det idag inte några förbränningsanläggningar för enbart slam till skillnad från övriga Europa där slamförbränning är en vanlig företeelse (bl a Tyskland och Holland). Slammet kan som diskuterats tidigare samförbrännas med bibränslen och avfall. Av praktiska skäl är sådan *samförbränning* kanske det mest intressanta förbränningsalternativet för slam eftersom befintliga anläggningar kan utnyttjas. Nyetablering av anläggningar kräver stora investeringar och tillståndsprövning är ofta en lång och komplicerad process.

Med all sannolikhet kommer alltså befintliga förbränningsanläggningar att utnyttjas för slamförbränning inom de närmaste åren. Det finns för närvarande 22 förbränningsanläggningar för energiproduktion ur avfall i Sverige (se vidare kapitel 3.4.4 samt appendix 2). Dessutom finns ett stort antal bibränslepannor av varierande storlek för fjärrvärme- och kraftvärmeproduktion.

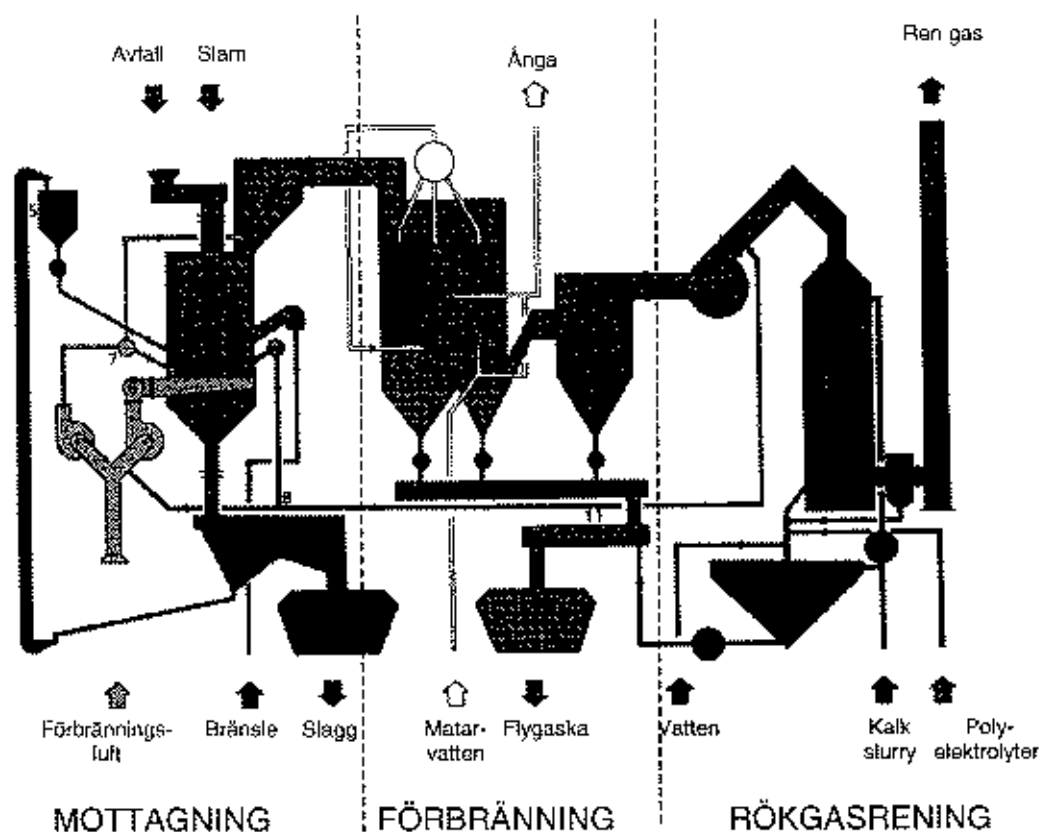
De krav som kommer att ställas på slammet vid samförbränning beror på förbränningsanläggningen och på vilken typ av bränsle som normalt används. Naturligtvis måste anläggningens rökgasreningssystem klara av den ökade belastning av NO_x och eventuella förhöjda halter av vissa tungmetaller i rökgaserna som förbränning av slammet ger upphov till.

För avfall och bibränslen såväl som för samförbränning används i huvudsak fluidiserande bäddugnar eller etageugnar. Principerna för dessa är beskrivna ovan.

3.2.1 Förbränning av slam tillsammans med avfall

Vid förbränning av slam tillsammans med avfall kan slammet vara torkat eller avvattnat beroende på förutsättningarna vid anläggningen (främst TS-halten på övrigt bränsle). Är anläggningen utrustad med rökgaskondensering ökar möjligheterna att blanda in ett slam av relativt låg TS-halt eftersom den energi som krävs för att förångas slamvattnet då kan återvinnas (ofta genom förvärmning av fjärrvärmereturen). Normalt är blandningens proportioner ca 5-10 % slam och 90-95 % avfall.

En mängd olika inblandningssystem förekommer beroende på slammets TS-halt och typen av förbränningspanna. Om torkat slam används skall detta vara ett granulat eller kompakterat till pellets eller briketter före förbränning. Detta underlättar hanteringen av slammet och reducerar risken för brandfara. Inmatning till pannan kan ske genom att det torkade, kompakterade slammet blandas med avfallet i anläggningens inmatningsficka. Avvattnat slam kan pumpas in direkt in till pannan eller matas in via skruvtransportörer och cellmatare. Slammet kan också spridas som ett lager ovanpå avfallet som transporteras in till pannan eller tömmas i en mottagningsficka och transporteras direkt in i eldstaden via matarskruvar. Det förekommer även att det krossade avfallet blandas med slam till en slurry som kan pumpas in till pannan (mindre vanligt).



Figur 3:4 Samförbränning av slam och avfall

Figur 3:4 visar hur en anläggning för samförbränning av slam och avfall kan vara uppbyggd.

Även vid samförbränning bildas såväl flygaska som bottenaska (slagg) vilket framgår av figuren. Proportionerna mellan flygaska och bottenaska varierar och beror bl a på avfallstypen samt vilka mängder avfall och slam som matas in i anläggningen.

3.2.2 Förbränning av slam tillsammans med bibränslen

På samma sätt som vid förbränning av slam tillsammans med avfall kan slammet vid samförbränning med bibränslen tas emot avvattnat eller torkat beroende på förutsättningarna vid anläggningen (se även kap.1). Vid dessa anläggningar kan det i många fall vara en fördel rent förbränningstekniskt att öka fukthalten i bränsleblandningen, speciellt sommartid med torrt bränsle. En höjning av vattenhalten i ingående material till pannan hjälper till att reglera temperaturen och en inblandning av avvattnat avloppsslam kan därför vara fördelaktigt. Fukten i slammet hjälper även till att binda damm då det ingående bränslet vid vissa tillfällen kan vara mycket torrt.

Slam och övrigt bränsle tas emot i separata mottagningscisterner och blandas därefter i lämpliga proportioner i matarskruvar för transport till pannan. Alternativt sprids det avvattnade slammet i ett lager ovanpå bränslet som förs med bandtransportörer till pannan.

Inblandningsförhållandet slam/bibränslen bestäms utifrån vatteninnehållet i bränslet men är även en funktion av förbränningsverkets energiåtervinningssystem. Vissa anläggningar kan vara utrustade med såväl rökaskondensering som återfuktningssystem där fuktig luft förs tillbaka till pannan för att kontrollera temperaturen.

En investering i rök-gaskondensering betalar sig mycket snabbt för bi-bränslepannor i storleksordningen 5-10 MW och större och är därför oftast motiverade oavsett eventuell slamtillförsel. Det är endast för små pannor (ca 2-3 MW och mindre) som rök-gaskondensering vanligtvis inte är lönsamt.

Bi-bränslets fukthalt är normalt ca 40-45% (men kan i vissa fall variera upp till 60% för vissa barkbränslen). Uppskattningsvis bedöms den normala fukthalten kunna ökas genom tillsats av slam till omkring 55% fukthalt utan att orsaka några problem vid förbränningen. För en panna av storleken 10 MW innebär detta, i mycket runda tal, att vattentillförseln ökas med ca 0,5 ton H_2O/h .

Vid provförbränning av slam tillsammans bi-bränsle som utfördes vid Igelstaverket i Södertälje var det möjligt att blanda in upp till 20% avvattnat slam (27 % TS) utan att störa förbränningsprocessen (se vidare kapitel 8). Fukthalten i pannan kontrollerades då till 55%.

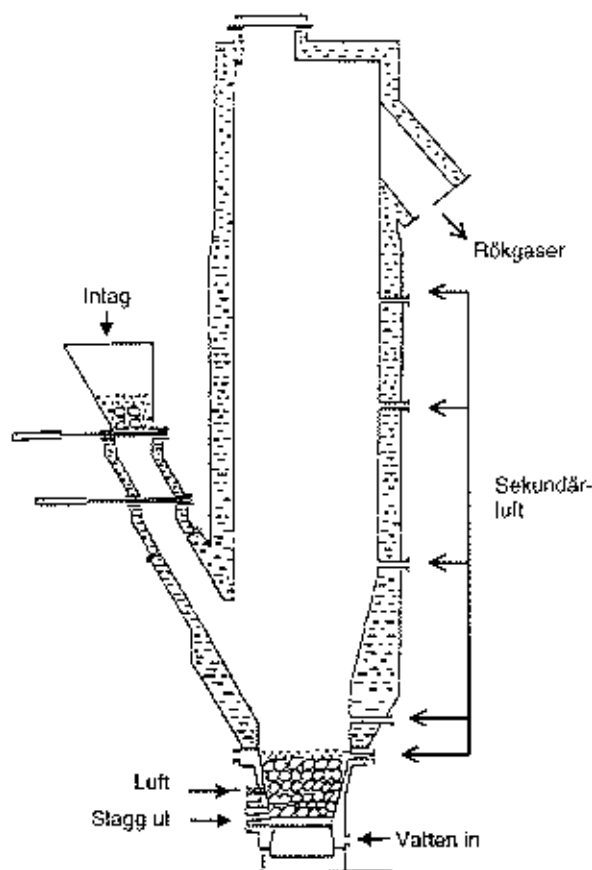
3.3 Övriga metoder

I detta avsnitt beskrivs metoder för oxidation av slammet som används i mindre utsträckning eller som ej är etablerade.

3.3.1 Högtemperaturförbränning (slaggbildning)

Högtemperaturförbränning innebär att man att hettar upp slammet till mellan 1200 och

1400°C. Då förbränns det organiska materialet medan det oorganiska smälter. Framförallt är det en ökad volymreduktion man eftersträvar med denna process. Slutprodukten har drygt dubbla specifika vikten jämfört med förbränningsaska.



Den traditionella slaggugnen består av en långsamt roterande, vertikal, cylindrisk panna i vilken slammet värms upp tillsammans med koks. Koksen blandas med torkat slam (ca 50% TS) och kalksten och transporteras in i ugnen genom ett sidointag.

Den nedre delen av ugnen utgörs av en koksbädd som bildar heta gaser som först torkar och sedan bränner slammet. Medan de brännbara komponenterna i slammet bränns smälter askan till slagg som tas ut i botten på pannan. Rök-gaserna samlas upp och renas.

Fig. 3.5 Slaggugn

Det japanska företaget TSK har utvecklat en speciell högtemperaturprocess för slam, som man benämnt Vortex Melting System (vortex = virvelström). Figur 3:6 illustrerar principen.

Reaktorn för denna process består egentligen av två kammare, en vertikal för-förbränningskammare och en cylindrisk huvudförbränningskammare som lutar något.

Finfördelat, torkat slam eller förbränningsaska med ett fuktinnehåll av högst 10% blåses in tangentiellt i förförbränningskammaren med upphettad luft. Detta skapar ett starkt virvelströmsflöde.

Materialet förs vidare in i huvudreaktorn där det oorganiska materialet smälter. Den bildade slaggen skiljs slutligen från avgaserna och samlas upp.

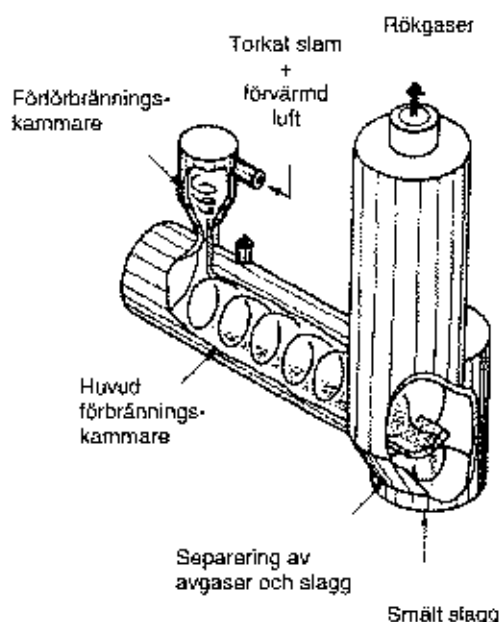


Fig. 3:6 Vortex Melting System (TSK)

Fördelarna med högtemperatursystem är:

- Slammet kan efter behandling återanvändas som byggmaterial eller fyllnadsmaterial (istället för makadam)
- Slammet får efter behandling en mer stabil form än det endast brända slammet. Tungmetaller som finns i slammet från början innesluts i den glasliknande slutprodukten (slaggen) som bildas vid förbränningen.
- Mycket små volymer slutprodukt erhålls. Jämfört med aska från andra förbränningsmetoder fås en tredjedel till hälften så stora volymer.
- Den högre temperaturen gör systemet mer kompakt och mindre utrymmeskrävande än konventionella förbränningsugnar.
- Små luftmängder samt förbränning och smältning uppdelad i flera steg gör att mycket små mängder kväveoxider bildas.
- Om slammet har ett högt värmeinnehåll är stödbränsle inte nödvändigt för smältningen.

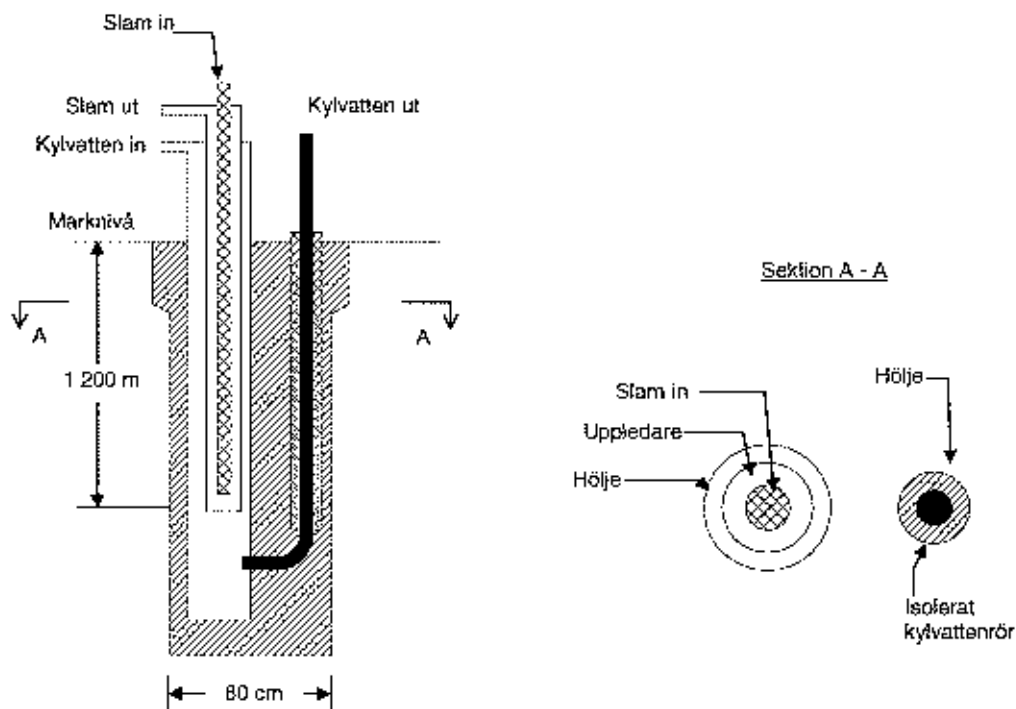
Rökgasreningen sker på samma sätt som rening av rökgaserna från konventionell förbränning. Den bildade slaggen används till framställning av byggnadsmaterial, kantsten och gatsten. En stor del av slaggen används också till framställning av konst- och prydnadsföremål. Endast en mindre del läggs idag på deponi. Föroreningarna i slaggen är väl inneslutna och är inte benägna att lakas ut i någon högre grad.

Det senaste ledet i utvecklingen av denna process är att man återupphetar slaggen efter avsvälning. På detta sätt ökas materialets hållfasthet och motsvarar ungefär marmor eller granit. Dessutom är materialet mer motståndskraftigt mot syraangrepp än dessa.

3.3.2 Våtförbränning

Vid våtförbränning oxideras den organiska delen av slammet genom att utsättas för högt tryck och temperatur under tillsats av syrgas.

Av de våtförbränningsprocesser som finns på marknaden är det i Europa endast den sk VerTech[®]-processen som finns i kommersiellt utförande för slamförbränning. I USA har våtförbränning skett med den sk Zimpro-processen. Principen för båda metoderna är i korthet att man under högt tryck och hög temperatur oxiderar de flyktiga organiska komponenterna i slammet till koldioxid och vatten. Det mindre flyktiga organiska ämnena oxideras inte helt utan överförs till lättnedbrytbara komponenter.



Figur 3:7 VerTech[®] våtförbränningsprocess

VerTech[®]-systemet omfattar två koncentriska, vertikala rör som går ned i en reaktor i marken till ca 1200 meters djup. Slam med en TS-halt av 4-5% leds ner i det inre röret samtidigt som syrgas tillförs. Allteftersom slammet transporteras nedåt ökar trycket och därmed även temperaturen. Temperaturen höjs ytterligare genom värmeväxling och genom den energi som frigörs vid den exotermiska oxidationen.

Maximal processtemperatur är 280 °C, vilket regleras genom värmeväxlingen. På 1200 meters djup vänder sedan det oxiderade slammet och transporteras upp till ytan genom det yttre röret. På vägen avger det en del av sin värme till det nedåtgående slammet. Oxidationsgraden är cirka 70-80% av det organiska materialet.

Efter att slammet återkommit till marknivån från reaktorn separeras och behandlas avgaserna, vätskefasen och den fasta återstoden. Slamvolymen efter efterföljande avvattning i

kammarfilterpressar är endast 4 % av tillförd volym. Det avvattnade slammet kan användas till markhyggnad eller som råvara för framställning av byggnadsmaterial.

Processvattnet som frigörs vid avvattningen innehåller återstående organiskt material, stora mängder kväve, samt lösta gaser och måste behandlas i ett biosteg.

Mängden avgaser uppgår till ca 10 % av motsvarande mängd avgaser från en konventionell förbränningsanläggning.

Fördelarna med processen är:

- avvattning krävs ej innan behandling
- det bildas inga rökgaser eller flygaska
- avgasmängden är liten och avgaserna innehåller inga tungmetaller, stoft, svavel- eller kväveoxider
- slammets avvattningsegenskaper förbättras

3.3.3 Pyrolysis

Pyrolysis är egentligen ingen förbränningsteknik utan innebär termisk sönderdelning av organiskt material vid underskott av syre. Större molekyler bryts ned eller "krackas" till mindre molekyler. I närvaro av syre skulle dessa oxideras. I stället bildas här, vid högre temperaturer, i huvudsak brännbara gaser såsom koldioxid, metan och vätgas. En fast återstod, slagg, av de ämnen som ej förgasats bildas.

De bildade gaserna kan utnyttjas för elproduktion eller som bränsle. Dock är energiinnehållet ganska lågt, endast en tredjedel av naturgasens. Bränngaserna innehåller en viss mängd tjära och oorganiska föroreningar, och måste renas innan förbränning.

Intresset för pyrolysis av avfall är för närvarande stort i bland annat Tyskland och Holland. Hittills finns i Europa endast mindre försöksanläggningar för slampyrolysis.

Figur 3:8 visar en försöksanläggning i Zeeland, Holland. Slam av ca 28 % TS-halt torkas i en skivtork till ca 95 % TS och briketteras. Briketterna förgasas sedan i en fastbäddsreaktor, och de bildade avgaserna förbränns. Olika typer av reaktorer kan användas för pyrolysen. I Italien görs försök med en cirkulerande fluidiserad bädd för pyrolysis av avfall.

Vid Subiaco WWTP i Perth i västra Australien har man nyligen uppfört och startat en fullskaleanläggning baserad på pyrolysteknik som man kallar "oil-from-sludge". Den är en variant av solids-to-oil (STO) processen som omfattar pyrolysis vid låg temperatur och alltså konverterar slam till olja, gas och kol. Den bildade kolen är stabil och innehåller huvuddelen av tungmetallerna i slammet.

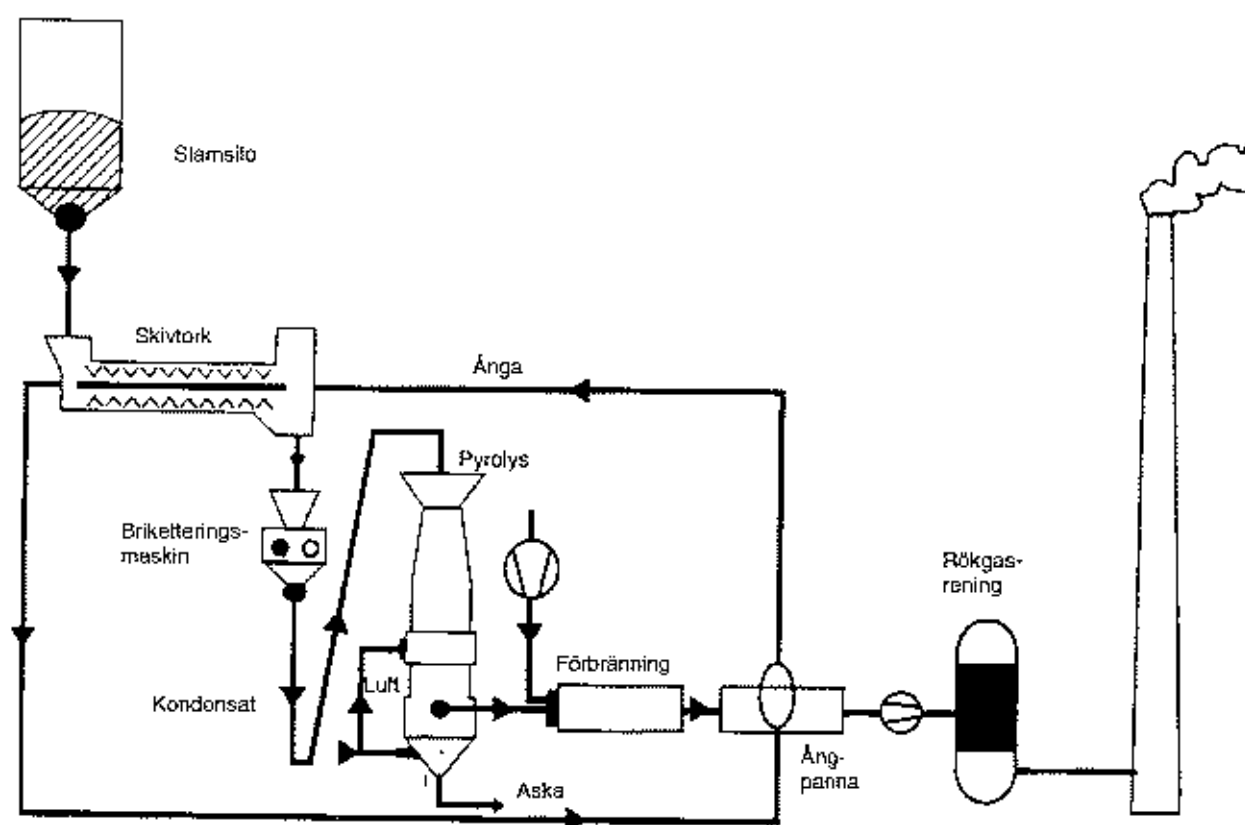


Fig 3:8 Förgasningsanläggning (Zeeland, Holland)

3.4 Förbränning av avfall och bibränslen

3.4.1 Avfallsförbränning i Sverige

I Sverige finns i dag 22 st förbränningsanläggningar för hushålls- och/eller industriavfall. Appendix 2 innehåller en förteckning över dessa. I en av anläggningarna (Igelsta, Södertälje) förbränns endast utsorterat industriavfall och bibränslen. Vid samtliga anläggningar utnyttjas energin i avfallet för fjärrvärmecändamål. Vid två anläggningar (Högdalen, Stockholm och Sävenäs, Göteborg) produceras dessutom el i begränsad omfattning.

Vid de 22 anläggningarna finns sammanlagt 44 ugnar, varav 9 utnyttjar fluidiserande bäddar och övriga olika typer av rostar. Pannornas effekt varierar mellan 1,2 och 58 MW och den installerade effekten är totalt 715 MW.

Den energi som produceras genom avfallsförbränningen täcker ca 10% av det nationella fjärrvärmebehovet.

Totalt förbränns ca 1,3 miljoner ton hushållsavfall årligen av en total mängd på ca 3,7 miljoner ton. Vid förbränningen bildas över 330 000 ton/år aska och slagg som deponeras (1997).

Vad gäller emissioner till luft från avfallsförbränning så har dessa minskat drastiskt de senaste två decennierna. Främst beror detta på en ökad kontroll av de avfallstyper som tas emot vid anläggningarna (farligt avfall sorteras bort i ökad utsträckning), men även processoptimering och införande av avancerad rökgasrening har bidragit. Genom de nya EU-direktiven kommer de svenska utsläppskraven att i vissa fall skärpas ytterligare.

Genom den nya miljölagstiftningen (deponiskatt och förbud mot deponering av brännbart avfall) kan avfallsförbränningen förväntas öka. Det finns för närvarande planer på utbyggnad och uppförande av nya anläggningar i hela landet.

3.4.2 Fastbränsleanläggningar

Vid sidan av avfallsförbränningen finns det i Sverige även ett stort antal anläggningar för förbränning av fastbränslen för fjärrvärme- och kraftvärmeproduktion. Inom fjärrvärmesektorn finns det ca 220 anläggningar.

Inom denna sektor har man på senare tid börjat intressera sig för förbränning av andra bränslen än biobränslen, vars tillgänglighet har börjat minska. Bland annat importeras stundtals bränslen för att upprätthålla kapaciteten och man har även börjat diskutera möjligheterna att anpassa vissa anläggningar för att ta emot hushållsavfall. Detta kan innebära att slam som bränsle kan utgöra ett intressant alternativ för energibolagen.

Om biobränsleanläggningarna skall ta emot avfall kommer de att ställas under samma miljökrav som avfallsförbränningsanläggningarna och förmodligen behöva kompletteras. En sådan utveckling skulle innebära ökade möjligheter att omhänderta de ökade föroreningshalter av vissa ämnen som förbränning av slam kan medföra.

4 GASRENING

4.1 Miljökrav

Utsläpp och annan miljöpåverkan från avfallsförbränningsanläggningar, vilka förbränningsanläggningar för slam närmast kan jämföras med, regleras dels genom generella föreskrifter och dels i individuella tillståndsbeslut enligt Miljöbalken.

4.1.1 ENA-kraven

Generella rekommendationer för utsläpp till luft från svenska avfallsförbränningsanläggningar finns sedan 1987 då Naturvårdsverket och dåvarande Statens Energiverk redovisade den s.k. ENA-utredningen till riksdagen. De s.k. ENA-kraven har varit vägledande vid de individuella tillståndsprövningar som skett sedan 1987. I flera fall har dock tillståndsprövningarna resulterat i strängare utsläppsvillkor. "ENA-kraven" framgår av tabell 4.1

Tabell 4:1 Rekommendationer om maximala utsläpp till luft enligt ENA-utredningen

Ämne	mg/m ³ ¹⁾	Anmärkning
Stoft	20	Månadsmedelvärde
Väteklorid (HCl)	100	Månadsmedelvärde
Kolmonoxid (CO)	100 ²⁾	
Kviksilver (Hg)	0,08	I takt med att produktionskontrollåtgärder vidtas skall värdet sänkas ytterligare ned till 0,003 mg/m ³
Dioxiner		
- befintliga anläggningar	2,0 ng/m ³	Många befintliga anläggningar har krav lägre än 2,0 ng/m ³
- nya anläggningar	0,1 ng/m ³	

¹⁾ Normal torr gas (ntg) vid 10 % CO₂

²⁾ Temperaturen i eldstaden bör överstiga 800 C

Naturvårdsverket har i Allmänna Råd Slam från kommunala avloppsreningsverk (AR 90:13) angivit två huvudprinciper för ett långsiktigt omhändertagande av slam. Det ena huvudalternativet är någon form av användning på mark och det andra är förbränning. Deponering anges som det ur miljösynpunkt sämsta alternativet. Skälen som anges till att förbränning bedöms som mer fördelaktigt än deponering är bl a att miljöproblemen som uppkommer vid deponering undviks och att slammets innehåll av energi kan återvinnas vid förbränning.

För att förbränning skall vara miljömässigt acceptabelt anger naturvårdsverket att minst ENA-kraven för utsläpp skall tillämpas. Askor från slamförbränningen skall hanteras på samma sätt som andra förbränningsaskor, deponering inom barriär som förhindrar urlakning och som håller mycket lång tid.

I Norge är fokuserat lagstiftningen avseende utsläpp till luft främst på utsläpp av metangas och koldioxid.

4.1.2 Föreskrifter för kommunala avfallsförbränningsanläggningar

Med anledning av Sveriges medlemskap i EU har två EU-direktiv rörande kommunala avfallsförbränningsanläggningar börjat tillämpas i Sverige. Direktiven har gjorts bindande genom två föreskrifter meddelade av Naturvårdsverket³. I dessa föreskrifter är anläggningar för förbränning av avloppsslam undantagna. Sannolikt kommer detta undantag att tas bort i en kommande revidering av direktiven/föreskrifterna.

Direktiven är s.k. minimidirektiv vilket innebär att direktivens krav ej får underskridas. Varje medlemsland har dock rätt att meddela strängare krav. Generellt gäller att samtliga svenska avfallsförbränningsanläggningar har meddelats villkor, i individuella tillståndsprövningar enligt Miljöbalken, som är strängare än direktivens krav. Ett undantag från detta är direktivens villkor för väteklorid (HCl) som är strängare än de svenska kraven.

Inom EU pågår för närvarande diskussioner och utarbetande av nya direktiv för förbränning av avfall som är väsentligt strängare än de nuvarande.

4.1.3 Miljöavgifter

1992 infördes miljöavgifter för utsläpp av kväveoxid från förbränningsanläggningar för energiproduktion (el- och värmeproduktion). Från den 1 januari 1997 gäller avgiften för energianläggningar som producerar mer än 25 GWh per år. Avgiften är 40 kr/kg NO₂ och gäller oavsett vilket bränsle som används. Miljöavgiften betalas in till staten. Efter avdrag för "en myndighets verksamhet" skall avgifterna återbetalas. Återbetalningen fördelas bland de produktionsanläggningar vars kväveoxidutsläpp har varit lägre än genomsnittet under avgiftsåret. Detta innebär i praktiken att det enbart är de anläggningar med utsläpp över genomsnittet som betalar miljöavgifter.

Lagen om miljöavgifter innebär att avgift kan komma att behöva betalas om slam förbränns för energiproduktion och NO_x-utsläppen från förbränningsanläggningen överstiger riksgenomsnittet.

4.1.4 Villkor för avfallsförbränningsanläggningar

De allra flesta av avfallsförbränningsanläggningarna i Sverige har efter omprövningar erhållit nya villkor för utsläppen till luft under de senaste 5-10 åren.

I nedanstående tabell redovisas "ENA-kraven" och de strängaste villkor som meddelats i individuella tillståndsbeslut i Sverige. De angivna strängaste villkoren kan gälla en eller flera av de 22 avfallsförbrännings-anläggningarna.

De strängaste villkoren enligt tabellen kan sannolikt tas som riktmärken för de krav som skulle ställas ifall en ny slamförbränningsanläggning skulle byggas i dag. Det bör dock observeras att ännu strängare krav på slamförbränningsanläggningar tillämpas i vissa andra länder. I t ex Holland tillämpas strängare krav för utsläpp av stoft och väteklorid.

³ SNFS 1993:13 MS 69 och SNFS 1993:14 MS:69

Tabell 4.2 De strängaste villkoren för utsläpp till luft vid individuella tillståndsprövningar jämfört med "ENA-kraven" och EU-förslaget.

Förorening	"ENA-krav" ¹⁾ [mg/m ³]	Villkor enligt miljöskyddslagen ¹⁾	EU-förslag ⁵⁾ [mg/m ³]
Stoft	20	10 ³⁾	10
Väteklorid (HCl)	100	20 ³⁾	10
Kolmonoxid (CO)	100 ²⁾	90 ⁴⁾	50
Kvikksilver (Hg)	0,08	0,003 ³⁾	0,05
Svaveldioxid (SO ₂)	-	15 mg/MJ	50
Kväveoxider (NO _x)	-	45 mg/MJ	200
Dioxiner			
- befintliga anläggningar	2,0 ng/m ³	0,1 ng/Nm ³	
- nya anläggningar	0,1 ng/m ³	0,1 ng/Nm ³	0,1 ng/Nm ^{3 6)}

¹⁾ Normal torr gas (ntg) vid 10 % CO₂

²⁾ Temperaturen i eldstaden bör överstiga 800°C

³⁾ Månadsmedelvärde, riktvärde

⁴⁾ Dygnsmedelvärde, gränsvärde

⁵⁾ mg/Nm³ vid 11% O₂

⁶⁾ ng/Nm³ torr rök vid 11% O₂

4.2 Rening av rökgaserna

4.2.1 Föroreningar i rökgaserna

Rökgaserna från en förbränningsanläggning måste renas från

- stoft
- försurande gaser
- tungmetaller
- dioxiner
- illaluktande ämnen

Förbränning av slam och annat avfall ger i varierande omfattning upphov till utsläpp till luft av stoft, metaller, organiska föreningar, saltsyra, svavel- och kväveoxider samt koldioxid, kolmonoxid och metan.

Metallerna i utsläpp från förbränningsanläggningar är till största delen bundet i stoft. Det är främst *kvikksilver, bly och kadmium* som kan utgöra ett problem ur hälso- och miljösynpunkt. Utsläppt kvikksilver kan omvandlas till organiskt *metylkvikksilver* i sjöar och vattendrag och kan via upptaget hos fiskar överföras till människan och orsaka skador i centrala nervsystemet hos främst spädbarn. Bly kan också leda till skador på centrala nervsystemet liksom njurskador och skador på blodbildande organ. Kadmium kan ge upphov till skador på njurarna.

Vid förbränningen kan en rad ofullständigt nedbrutna organiska föreningar bildas. De allvarligaste hälso- och miljöproblemen är förknippade med flyktiga organiska föreningar (VOC), aromatiska kolväten (PAH) samt dioxiner.

VOC medverkar tillsammans med bl a kväveoxider till bildning av fotokemiska oxidanter (t ex ozon) som vid marknivå kan ge skador på växter och grödor och högre upp atmosfären kan bidra till växthuseffekten. VOC och fotokemiska oxidanter kan även ge upphov till hälsoeffekter hos människan.

Många föreningar i gruppen PAH är mutagena och kan ge upphov till bl a cancer.

Dioxiner är det populära namnet på två grupper av klorerade organiska ämnesgrupper, polyklorerade dibenso-p-dioxiner (PCDD) och dibensofuraner (PCDF). Av dioxinerna är 12 stycken särskilt giftiga. De är dessutom mycket stabila vilket lett till att utsläpp av dessa 12 föreningar betraktas som mycket allvarliga ur hälso- och miljösynpunkt.

Utsläpp av *saltsyra, svavel- och kväveföreningar* bidrar till försurning av mark och vatten. Kväveoxiderna har också en gödande effekt på mark och kust- och havsvatten.

Koldioxid är en av de sk växthusgaserna men förbränning av slam bidrar inte till en nettoökning av koldioxid då koldioxiden från slambeförbränningen i grunden härrör från organiskt material producerat av växter. Kolmonoxid bildas i stället för koldioxid vid ofullständig förbränning. Utsläpp kan leda till hälsoeffekter i och med att kolmonoxiden försämrar syreupptagningen hos människan. Indirekt kan kolmonoxid, bidra till växthuseffekten.

Generellt sett har mycket stora utsläppsminskningar av ovan nämnda föroreningar åstadkommit vid de svenska avfallsförbränningsanläggningarna sedan år 1985, dvs efter det att ENA-utredningen presenterades år 1986.

Utsläppsminskningarna har framförallt åstadkommit genom en förbättrad rökgasrening.

4.2.2 Reningsmetoder

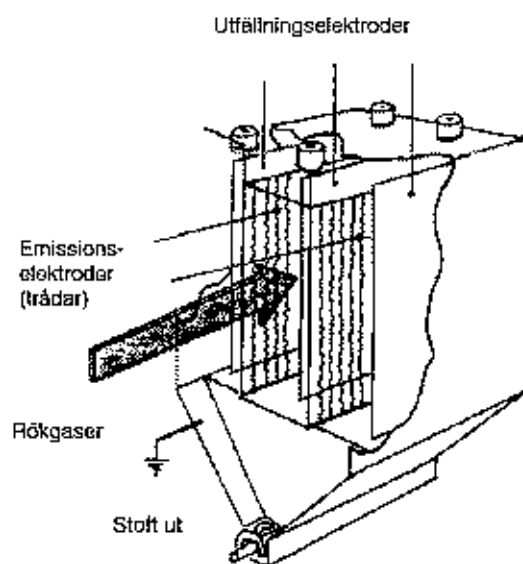
För att rena rökgaserna används vanligtvis en kombination av olika filter och skrubbar. Principen för dessa metoder beskrivs i korthet nedan. Efter avskiljning och/eller neutralisering fås restprodukter i fast fas och vätskefas som måste omhändertas och renas.

4.2.2.1 Stoftavskiljning

Elektrofilter är den vanligast förekommande typen av stoftavskiljare på större anläggningar.

Avskiljningsgraden är cirka 99,5 % eller högre, beroende på rökgasernas innehåll.

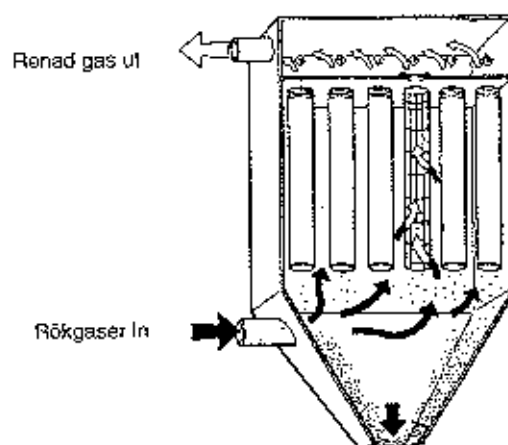
Principen är att gaserna passerar mellan ett antal utfällningselektroder och joniseras. De bildade jonerna börjar sedan vandra mot elektroderna och kolliderar på vägen med partiklar i gasströmmen. De laddade partiklarna vandrar sedan vidare mot utfällningselektroderna. Någon typ av slagverk slår på elektroderna med jämna mellanrum för att rensa bort lagret av partiklar som byggs upp.



Figur 4:1 Elektrofilter

Slangfilter är en typ av textilt spärrfilter som ger mycket höga avskiljningsgrader.

Filtret består av ett vävt eller filtliknande textilmaterial format som slangar för att ge en stor filteryta. Ett lager av stoft byggs upp på filtren då rökgaserna passerar och ökar avskiljningsgraden ytterligare.

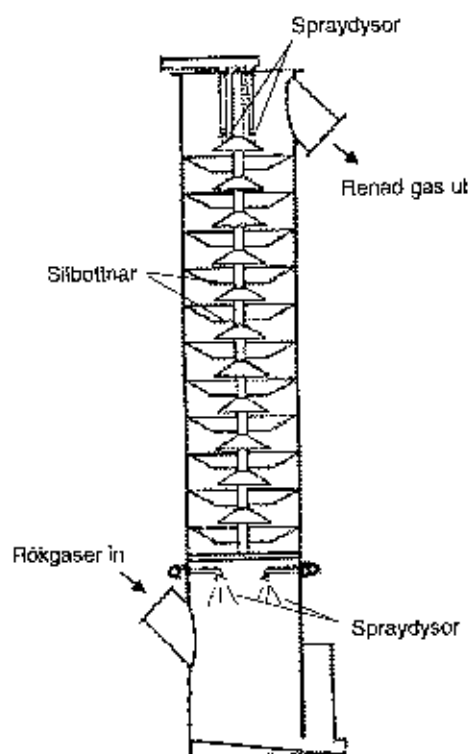


Figur 4:2 Slangfilter

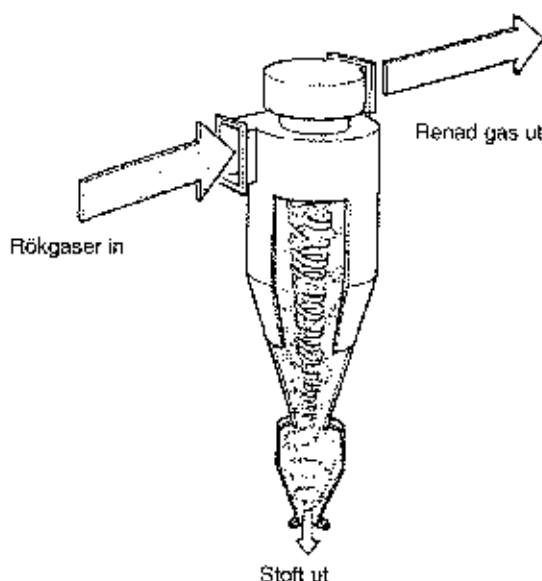
Våtskrubberteknik kan vara effektiv för stoftavskiljning, i synnerhet då gaserna innehåller en stor andel små partiklar. I skrubbersteget kan också stoftavskiljningen kombineras med rening av gaskomponenter. En mängd olika utföranden finns tillgängliga. Principen för dem alla är att gasen blandas med vatten eller annan vätska.

För att få en god kontaktyta tillförs vanligen vätskan som små droppar. Dessa fångar in partiklarna och löser upp gasformiga föroreningar. Gasen kan till exempel ledas in underifrån i en kolonn (eventuellt utrustad med silbottnar eller fylkroppar) där den sprayas motströms med vätskan.

Vätskefasen måste avskiljas och renas.



Figur 4:3 Våtskrubber



Cyklon är traditionellt sett en vanlig typ av mekanisk stoft-avskiljning. Partiklar avskiljs gravimetriskt vid luftströmmens virvelrörelse och tas ut i cyklonens nedre del. Avskiljningsgraden är dock begränsad till cirka 90 % och minskar avsevärt för partiklar under 5µm.

I takt med ökade krav på stoftutsläpp minskar användningen av cykloner.

Figur 4:4 *Cyklon*

4.2.2.2 Försurande gaser

Reningen av försurande komponenter (HCl, HF, SO_x, m fl) kan även ske enligt våta, våt-torra eller torra metoder.

Vätmetoder innebär att fukten i rökgasen kondenseras ut (se Rökgaskondensering, kap.4.4) eller att rökgasen tvättas med vatten i en skrubber. Främst är det försurande ämnen, stoft, kvicksilver och dioxiner som avskiljs. Ämnen med dålig löslighet i vatten, till exempel kväveoxider, stannar i gasfasen. Avskiljningen kan effektiviseras ytterligare genom tillsats av aktivt kol och en bas (natriumhydroxid eller släckt kalk).

Vid tvättning i en skrubber fås en direkt kylning av rökgaserna med vatten, som löser ut föroreningarna (se våtskrubberteknik, ovan).

Den förorenade vattenfas som uppkommer vid våtmetoder måste renas. Om inte kondensatet kan ledas till ett reningsverk sker behandlingen normalt genom att i ett första steg neutralisera vattnet. Därefter tillsätts fällningskemikalier för att avskilja metaller ur vattnet. Slutligen avskiljs kemflockarna, t ex genom sedimentering. Efter rening innehåller vattnet så låga halter av metaller att det kan släppas till recipienten.

Torra och våt/torra metoder innebär att de försurande gaserna behandlas med någon form av kalkbaserad sorbent. I en fluidiserad bädd kan adsorbenten tillsättas direkt till bädden. Ett annat sätt är att fukta och kyla gaserna och därefter tillsätta släckt kalk i en reaktor. Adsorptionsmedlet kan också blandas med vatten till en slurry som sprayas i fina droppar till rökgaserna i en reaktor. Slurryn torkar samtidigt som den reagerar med de sura komponenterna i gasen.

En nyare metod, sk *filsorption*, innebär att ett slangfilter utnyttjas för avskiljningen. Finkorniga additiv (till exempel kalkhydrat och aktivt kol) sätts till stoftkakan på filterslangarna och föroreningar i rökgaserna reagerar med additiven. Härigenom avskiljs lösta föroreningar och partiklar samtidigt.

4.2.2.3 Kväveoxider, NO_x

Kväveoxid har låg löslighet i vatten och kan därför inte avskiljas med skrubberteknik. För att minska kväveoxidhalten i utgående gaser är det i första hand förebyggande åtgärder som är aktuella. Driftoptimering, såsom sänkning av luftöverskottet, förbättrad processstyrning, och en jämn fördelning av luft och bränsle reducerar emissionerna. Om reningsåtgärder krävs används selektiv icke-katalytisk reduktion (SNCR) och selektiv katalytisk reduktion (SCR).

- SNCR är en termisk reduktion. Här upphettas gaserna till 900-1100°C tillsammans med ammoniak eller urea varvid kväveoxiderna reduceras.
- SCR innebär att reduktionen sker katalytiskt. Ammoniak tillsätts rökgaserna och blandningen får sedan passera en katalysator. Gasernas temperatur bör då vara 300-400°C. En reduktionsgrad på 90% kan erhållas. Katalysatorn kan installeras på olika ställen i rökgasreningskedjan, men placeras ofta sist då de orenade gaserna innehåller ämnen som kan förgifta katalysatorn.

4.2.2.4 Dioxiner

Dioxinutsläppen kan minskas genom att säkerställa goda förbränningsbetingelser såsom bland annat tillräcklig uppehållstid, hög temperatur och god turbulens. Dock är inte detta tillräckligt för att möta utsläppskraven (se kap 5). Destruktion av dioxin sker vid temperaturer över 500°C, men nybildning kan ske i avkylningszonen. Ytterligare åtgärder krävs därför.

Dioxin kan adsorberas på kol i ett aktivt kolfilter. Det förorenade kolet måste därefter omhändertas genom till exempel deponering. Vätskrubber eller adsorption med kalkslurry kan också användas (se ovan, rening av försurande gaser).

Försök har även pågått under flera år att oxidera dioxiner katalytiskt. I princip tillsätts då ytterligare ett lager katalysator i SCR-reaktorn för (se ovan, NO_x-reduktion).

4.2.2.5 Metaller

Flertalet metaller i avfallet förångas vid förbränningen och kondenserar sedan till stor del som metallföreningar vid avkylningen i pannan. Vid kondensationen binds metallerna på flygaskans partikeltytor. Metallavskiljningen är därför en direkt funktion av stoftavskiljningen.

Kvicksilver utgör dock ett undantag. Vid avkylningen oxideras merparten av kvicksilvret och föreligger troligtvis som kvicksilverklorid, HgCl_2 . Detta salt har högt ångtryck och förekommer i gasfasen även vid relativt låga temperaturer. God avskiljning av kvicksilver erhålls med våtskrubber eller adsorptionsmetoder enligt ovan. Även metalliskt kvicksilver kan avskiljas med dessa metoder genom tillsats av natriumsulfid. Det finns också metoder med separat aktivt kol för avskiljning av kvicksilver och dioxiner.

4.2.2.6 Lukt

Vid ofullständig förbränning uppkommer organiska, illaluktande ämnen. Bildning av sådana ämnen kan undvikas genom att säkerställa en tillräckligt hög förbränningstemperatur i pannan.

4.2.2.7 Jämförelse mellan avloppsslam och andra bränslen

Slammets innehåll av organiska ämnen; nonylfenol, toluen, PAH och PCB, förväntas att näst in till fullständigt brytas ned vid förbränningen. Det mest betydelsefulla innehållet av föroreningar att belysa är i stället slammets innehåll av metaller.

I nedanstående tabell görs en jämförelse av innehåll av tungmetaller i avloppsslam med uppgifter för några andra bränslen.

Tabell 4.3 Innehåll av metaller i olika typer av bränslen (RVF Avfallsförbränning Energi och Miljö, 1996 samt GRYAAB)

Bränsle	Kvicksilver $\mu\text{g}/\text{MJ}$	Bly $\mu\text{g}/\text{MJ}$	Kadmium $\mu\text{g}/\text{MJ}$
Slam	92 ¹⁾	3 900 ¹⁾	125 ¹⁾
Osoraterat hushållsavfall (1986)	210	90 000	510
Sorterat hushållsavfall (1992)	30-340	9 700-29 500	70-480
Osoraterat industriavfall (1986)	190	59 000	280
Sorterat industriavfall (1992)	3-160	2 200-93 000	22-470
Eldningsolja Eo 5	0,06	25	0,7
Kol	4	100-2 000	1-200
Torv	5	20-1 000	5-50
Ved	1	30-700	5-20

¹⁾ Baserat på uppgifter på slam från Ryaverket i Göteborg (1998).

Det effektiva värmevärdet för slammet har antagits till 12 MJ/kg TS.

Av tabellen framgår att slammet i otorkad form som bränsle betraktat innehåller höga halter av kvicksilver, bly och kadmium. Vid förbränningen frigörs tungmetallerna och bildar bl a metallklorider. Metallkloriderna är ofta lösliga i vatten och kondenserar på par

tiklar när rökgaserna kyls. Detta innebär att metallerna kommer att anrikas i produkterna från rökgasreningen i högre grad än i den bottenaska som bildas.

Även innehållet av klor varierar mellan olika bränslen. Klor omvandlas vid förbränning huvudsakligen till saltsyra (HCl). Klor kan också bidra till bildningen av andra klorerade

föreningar, t ex dioxiner. Den mängd dioxin som kan bildas kan uppgå till i storleksordningen en tiondels miljondel av bildad mängd saltsyra.

Mängden klor i osorterat hushållsavfall varierar mellan ca 4-7 kg per ton avfall. Klorinnehållet i kol, eldningsolja och skogsbränsle är betydligt lägre, 0,5 resp. 0,05 kg per ton bränsle. Utifrån analys av aska från Stockholmsslamm kan klormängden i slammet (25 % TS) uppskattas till 1 kg/ton slam (Cl-innehåll i askan < 0,01 %). Jämfört med osorterat hushållsavfall bildas således mindre saltsyra och risken för dioxinbildning är väsentligt lägre.

4.2.2.8 Utsläpp till luft från slamförbränning

Bildningen av NO_x vid förbränningsprocesser är komplicerad och beror främst av förbränningsteknik och parametrar såsom mängden förbränningsluft och syreöverskott vid förbränningen samt fukt- och ammoniumhalten i bränslet. Tyska undersökningar visar till exempel att förbränning av ett avvattnat slam (20-25% TS) ger väsentligt lägre NO_x -bildning jämfört med förbränning av stenkol och brunskole. Medan förbränning av ett torkat slam leder till väsentligt högre bildning av NO_x än dessa bränslen. Med en lämpligt utformad förbränning och rökgasrening kan förbränning av torkat slam genomföras så att utsläppen av NO_x kan hållas låga. Det finns således ingen direkt koppling mellan slammets innehåll av kväve och den mängd NO_x som släpps ut vid förbränningen.

Slammet ersätter i praktiken något annat bränsle. Således skulle förbränning av slam inte komma att leda till en nettoökning av utsläppen till luft av föroreningar såsom stoft, SO_x och NO_x förutsatt att erforderliga förbränningstekniska åtgärder vidtas.

Som beskrivits ovan kan slammet innehålla högre halter av vissa metaller än andra bränslen (biobränslen, hushållsavfall). Detta innebär dock nödvändigtvis inte att slamförbränning leder till högre utsläpp. Däremot kan det innebära att extra reningsåtgärder måste vidtas såsom högre dosering av de kemikalier som används för reningen (t ex kalk). Den mängd metaller som ej släpps ut via luft kommer huvudsakligen att hamna i förbränningsresterna och rökgasreningsprodukterna.

Vid samförbränning av slam och avfall är andelen slam relativt liten (ca 10-20%). Slammets föroreningsinnehåll har därför begränsad påverkan på föroreningshalterna i luft och aska.

Utsläppen till luft kan alltså hållas konstanta, men mängden restprodukter som behöver deponeras kan komma att öka. Reningsgraden för de flesta metaller är, med gängse reningsteknik, > 99,9 %. Det enda undantaget är kvicksilver där reningen kan optimeras till ca 97-98 %.

4.2.3 Rökgaskondensering

Huvudsyftet med rökgaskondensering är att återvinna energi ur rökgaserna genom att kondensera vatteninnehållet. De heta rökgaserna kyls i en kondensor och små vattendroppar bildas. En positiv bieffekt är då att man även erhåller en reningseffekt. Gasformiga föroreningar löser sig i de bildade vattendropparna och övergår på så vis i kondensatet som samlas upp och omhändertas.

Rökgaskondensering används speciellt vid våta och väterika bränslen, och tillämpas i praktiken endast i fjärrvärmesammanhang, där relativt låga temperaturer används. Rökgaskondensering höjer pannans verkningsgrad med ca 15-20% och en mycket hög andel av värmets kan återvinnas (nära 100%).

4.3 Rening av torkgaser

4.3.1 Mängder

Flödet av torkgaser som uppkommer i samband med torkningen beror av vilken torkningsteknik som tillämpas, indirekt eller direkt torkning. Vid indirekt torkning blir luftvolymerna väsentligt lägre. Hur stort flöde som sedan kommer att släppas ut till omgivningsluften beror t ex på i vilken omfattning torkgaserna återcirkuleras till torken och/eller om den behandlade torkgasen används som tillskottsluft vid uppvärmningen av torkanläggningen.

4.3.2 Föroreningar i luft från torkningen

Vid torkning av slam förångas vatten och flyktiga ämnen från slammet, inklusive nitrösa gaser. Dessutom innehåller torkgaserna finpartikulära slamrester. Torkgaserna måste därför renas från

- stoft
- illaluktande ämnen

Förutom dessa två problem diskuteras det även huruvida det finns risk för att slammets innehåll av kvicksilver drivs av vid torkning.

Om effektiv reningsteknik utnyttjas bedöms utsläppen till luft från torkningen som små och kommer ej att ge upphov till några påtagliga omgivnings- eller miljöproblem.

Det avdrivna vatten som kondenseras efter torkningen av slam måste också tas om hand och behandlas. Kondensatet innehåller framförallt höga halter av kväve. Vid analyser gjorda vid SYVAB (fullskala Himmerfjärdsverket) och Stork Exergy (pilotkörning Ryaverket) uppmättes 1240 resp 1460 mg/l totalkväve. Dessa värden överensstämmer med utländska erfarenheter som visar på variationer kring 500-2000 mg/l, med normalvärde ca 1000 mg/l). Kondensatet kan normalt ledas till ett kommunalt reningsverk utrustat med kväverening för behandling.

Om skrubber används uppkommer även ett förorenat skrubbevatten. Detta är mindre förorenat än kondensvattnet (N-tot = 22 mg/l enligt analys vid Himmerfjärdsverket) och kan utan problem behandlas vid ett kommunalt reningsverk.

4.3.3 Reningsmetoder

4.3.3.1 Stoft

De små slampartiklar som förs ut i torkgaserna avskiljs t ex med en cyklon och återförs till torken genom att blandas med inkommande vått slam.

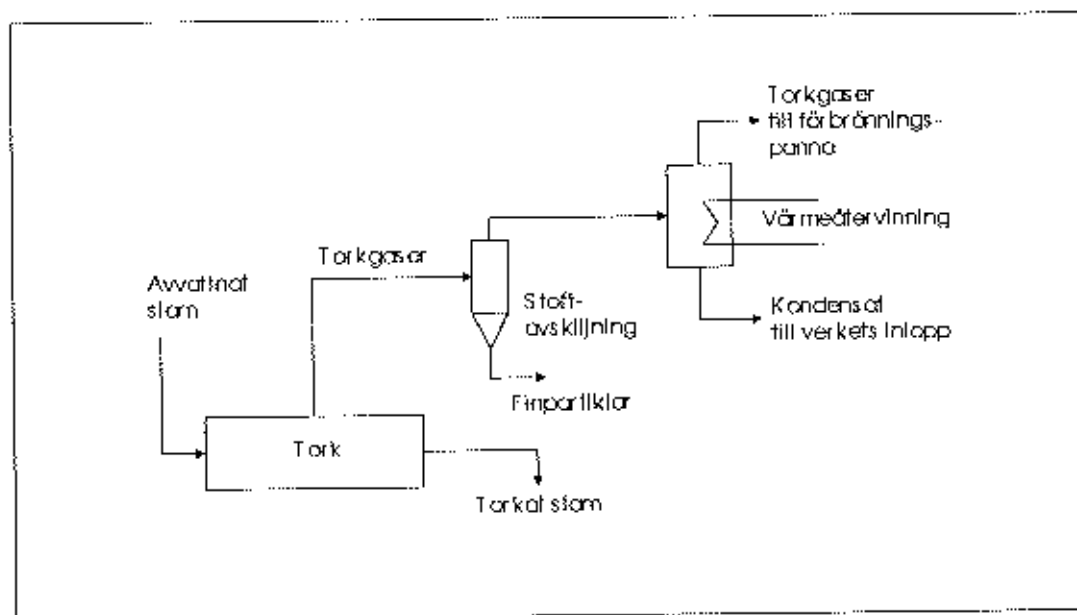
4.3.3.2 Lukt

De flyktiga ämnena som drivs av vid torkningsprocessen utgörs bland annat av nitrösa gaser och oorganiska och organiska föreningar och är mycket illaluktande.

Effektivaste sättet att eliminera luktproblemen är att förbränna torkgaserna i en lämplig panna efter kondensation av vatteninnehållet i gaserna. Kondenseringen placeras efter

stoffavskiljningen och sker antingen som direkt kondensation via våtskrubber eller indirekt i en värmeväxlare.

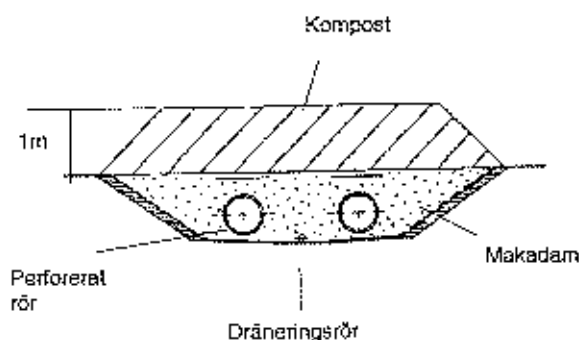
Vid kondenseringen löser sig de kondenserbara föroreningarna och kondensatet leds till reningsverkets inlopp för behandling. De icke-kondenserbara föroreningarna kan sedan till exempel ledas till pannan som används för uppvärmning av torken eller till förbränningspannan om torken är placerad vid ett värmeverk.



Figur 4:5 Principskiss för rening av torkgaser

Alternativt kan torkgaserna behandlas med någon typ av luftreningsutrustning, t ex scrubbar, kompostfilter eller med aktivt kolfilter. Aktivt kol är dock mindre lämpligt för fuktiga gaser.

Ett kompostfilter är ett biologiskt aktivt filter där filtermassan består av jord, kompost eller bark. Då de förorenade gaserna får passera filtret absorberas de illaluktande organiska ämnena. Mikroorganismerna i filtret bryter sedan ned dessa ämnen genom oxidation om kontakttiden är tillräckligt lång. Kompostfilter lämpar sig väl för fuktig luft (såsom torkgas) och är ekonomiska då större mängder måttligt förorenad luft skall renas.

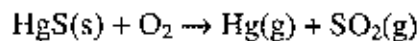


Figur 4:6 Kompostfilter

4.3.3.3 Kvicksilver

Metalliskt kvicksilver oxideras tämligen lätt, speciellt vid förhöjd temperatur. Det är alltså tänkbart att metalliskt kvicksilver i slammet kan drivas av i form av kvicksilveroxid under torkningsprocessen.

Det är inte känt i vilken form eventuellt kvicksilver föreligger i slammet och någon speciering av kvicksilver i slam har vad man känner till ej utförts. De svenska undersökningar och pilotförsök som gjorts tyder inte på att kvicksilver drivs av (bl a pilotförsök vid Ryaverket i Göteborg 1992-93 samt laborieförsök vid Stockholm Vatten 1998.) Om slammet är rötat är det troligt att kvicksilvret föreligger som kvicksilversulfid, som är en synnerligen stabil form. Vid upphettning till 250°C kan följande reaktion ske:



Eftersom slammets temperatur vanligtvis inte överskrider 100°C är det osannolikt att avdrivning sker i någon signifikant utsträckning.

5 ASKA OCH RESTPRODUKTER

Vid förbränning uppstår i förbränningspannan dels en bottenaska (slagg), dels en flygaska, dvs stoft som följer med rökgaserna. Dessa askor måste sannolikt deponeras.

5.1 Deponering av aska och slagg

5.1.1 Miljökrav

Deponering av askor och slagg från förbränning av hushållsavfall och slam regleras genom individuella tillståndsbeslut. Det finns inga generella krav relaterade till föroreningshalten i askorna. Däremot föreskrivs en speciell typ av deponering, sk monodeponering (se nedan).

I framtiden förväntas en skärpning av lagstiftningen som rör deponering. Naturvårdsverket har lagt fram ett förslag till Allmänna Råd (rapport 4610) där olika typer av deponier definieras och klassificeras med avseende på avfallsegenskaper, lokaliseringskrav och emissionsbegränsningar. Rapporten baseras på EU-direktiv och indelningen i deponiklasser har främst betydelse för det långsiktiga läckaget av föroreningar från en deponi. Enligt förslaget kommer askornas föroreningsinnehåll och stabilitet avgöra i vilken deponiklass de får deponeras.

5.1.2 Föroreningar

Vid deponering av aska och slagg kan organiska ämnen, kväveföreningar och metaller utlakas till vatten. På lång sikt är det speciellt risken för urlakning av tungmetaller och toxiska svårnedbrytbara organiska ämnen som utgör det största miljöproblemet. Risken är beroende av restprodukternas sammansättning och egenskaper som bl a varierar med bränslets sammansättning och den teknik som använts vid förbränning och rökgasrening.

Restprodukterna från slamförbränning kommer att innehålla betydande mängder metaller. Metallinnehållet i askor från samförbränning är jämförbart med metallinnehållet i askor från förbränning av hushållsavfall. Inblandning av slam med hushållsavfallet kommer alltså inte att innebära någon förändring med avseende på mängden metaller i askan. Det bör påpekas att dessa metaller även vid en direkt deponering av slam kommer att hamna i deponin, men i detta fall vidtas inga särskilda skyddsåtgärder för att minska urlakningen av metaller.

Hur mycket slagg respektive aska som bildas beror på vilken typ av förbränningsprocess som används. I en fluidiserande bäddugn är huvuddelen av askan flygaska som följer med rökgaserna och endast en mindre del utgörs av slagg. I en rost är förhållandet det motsatta. Metaller är i huvudsak partikelbundna och metallhalten i flygaskan är således till stor del en funktion av vilken förbränningsprocess som används.

5.1.3 Teknik

Den gängse tekniken för deponering av förbränningsaskor är i dag *monodeponering* som innebär att askan deponeras på ett särskilt avskilt område på en kommunal deponi. Omfattande skyddsåtgärder i form av botten tätning och täckning vidtas för att minska vattentransporten genom askan och därmed urlakningen av miljöfarliga ämnen. Deponin och skyddsåtgärderna måste vara synnerligen beständiga för att undvika förorenings spridning i ett mycket lång tidsperspektiv.

Askor och rökgasreningsprodukter från förbränning av biobränslen deponeras vid ett stort antal kommunala avfallsanläggningar i landet. Risken för urlakning av metaller och salter är de faktorer som är viktigast att ta hänsyn till. Vid en avfallsanläggning förbehandlas rökgasreningsprodukterna genom att de blandas med cement och gjuts till block vilket fördröjer urlakningen av skadliga ämnen.

Sannolikt kommer denna teknik att bli mer vanligt förekommande framöver. Eventuellt lakvatten från deponeringen samlas upp i upplagens gemensamma lakvattensystem för olika avfallsslag, men även separat omhändertagande av lakvatten förekommer.

Flygaskan och övriga rökgasreningsprodukter kan även blandas med vatten och specialcement och gutas in (solidifieras) på deponin.

Skillnaden mellan de två deponeringsförfarandena är att urlakningstakten för metaller väsentligt minskas vid ingjutning i cement vilket kommer att resultera i lägre utsläpp per tidsenhet.

5.2 Användning av förbränningsaska

5.2.1 Nyttiggörande av fosfor

Slammets innehåll av fosfor återfinns efter förbränning i askan och avgår alltså inte i form av gasformiga föreningar. Teoretiskt skulle askans fosforinnehåll därför kunna utnyttjas genom spridning på åkermark.

Efterforskning i litteraturen om tekniker för att utvinna/omhänderta fosfor ur restprodukterna från förbränning har ej givit något stort resultat. Möjligheterna att med befintlig teknik utnyttja förbränningsresternas innehåll av fosfor är i dagsläget osäkra. Eventuellt skulle det kunna vara möjligt att utveckla en ny teknik där fosfor utvinns ur askan på kemisk väg. Studier på detta område har nyligen genomförts vid Stockholm Vatten där försök gjordes att laka ut fosfor ur förbränningsaska.⁴ Man fann bland annat att metaller utlakades samtidigt med fosfor och att kvoten metaller/fosfor i lakvattnet var flera gånger högre för vissa metaller än för dessa metaller i rötslam godkänt för jordbruksanvändning.

5.2.2 Övrig användning

Restprodukter från förbränningsprocesser kan användas som utfyllnad i vägbankar eller i andra markarbeten samt som utfyllnad i betong. Använder man askan på detta vis måste man emellertid vara observant på risken för ett eventuellt utläckage av tungmetaller och andra besvärliga ämnen med tiden.

Askan kan också vidarebehandlas till olika former av förädlade produkter. Denna teknik har utvecklats långt i Japan. I avsnitt 3.3.1 beskrivs den förbränningsprocess som inte bara bränner det organiska materialet utan också smälter det oorganiska. Produkten blir glaslik och har använts till framställning av prydnadsföremål för såväl utomhus- som inomhusbruk. Man har också tillverkat kant- och gatsten av slaggen.

Om slaggen dessutom omkristalliserar erhålls produkter som har förträffliga egenskaper. De kan användas som olika typer av byggnadsmaterial.

⁴ Levlin et al, Stockholm Vatten Rapport nr 54 nov 1998.

5.3 Övriga restprodukter från slamförbränning

Både vid förbränning och torkning kan det bildas förorenade kondensat som måste renas innan utsläpp. Vid förbränning bildas detta kondensat endast om rök-gaskondensering tillämpas. Flödet av kondensat vid förbränning av slam beror av mängden slam som förbränns. Kondensatet innehåller en rad olika föroreningar och måste behandlas.

Som beskrivits tidigare kan även kondensatet från torkningen renas genom att återföras och behandlas vid avloppsverket.

6 ÖVRIGT

6.1 Lokalisering

De befintliga förbränningsanläggningarna har en mycket varierande lokalisering i förhållande till de städer de försörjer med fjärrvärme. Ofta skapar lokaliserings- och tillståndsförfrågningar för avfallsförbränningsanläggningar stor uppmärksamhet, oro och protester bland ideella organisationer och allmänhet. De största kontroverserna har rört förbränningsanläggningar belägna nära stadskärnor och bostadsområden.

I Sverige saknas generella regler eller krav för lokaliseringar av s.k. miljöstörande verksamheter. Principen är att varje lokalisering prövas för sig enligt olika speciallagstiftningar, t ex Plan- och Bygglagen (PBL) för bygglov och Miljöbalken genom den lokaliseringsprövning som ingår i varje tillståndsprövning.

En enskild kommun kan dock sätta upp regler och begränsningar för olika typer av lokaliseringar inom den egna kommunen. Kommunerna har enligt PBL ett planmonopol för markanvändningen i den egna kommunen. Enligt PBL skall en kommun upprätta **översikts- och detaljplaner** för markanvändningen inom den egna kommunen. I planerna kan kommunerna ange hur marken inom olika områden skall användas i framtiden, t ex för bostäder eller industrier etc.

De kommunala planerna skall godkännas av länsstyrelsen. Etablering av olika verksamheter får ej strida mot dessa planer. Tillstånd enligt Miljöbalken får ej heller lämnas om lokaliseringen strider mot detalj- eller översiktsplan. Samtliga kommuner i Stockholms län har under 1991-92 antagit översiktsplaner.

För Stockholmsregionen har också Stockholms läns landsting i samråd med kommuner, länsstyrelse etc upprättat en regionplan (1992) som ger uttryck för den samlade viljeinriktningen om markanvändningen i Stockholms län.

Riktlinjer för bl a skyddsavstånd till bostäder vid etablering av miljöstörande verksamheter här lämnats av Naturvårdsverket, Räddningsverket och Socialstyrelsen i Allmänna Råd "Bättre plats för arbete. Planering av arbetsområden med hänsyn till miljö, hälsa och säkerhet" (Boverket Allmänna Råd 1995:5). Som riktlinje i de Allmänna Råden anges ett skyddsavstånd mellan avfallsförbränningsanläggningar och bostäder på 500 m.

Vid tillståndsprövning enligt Miljöbalken gäller att den bästa lokaliseringen skall väljas för en miljöstörande verksamhet, förutsatt att detta inte leder till oskäligen kostnader. Villkoren för verksamheten skall baseras på vad som är miljömässigt motiverat, tekniskt möjligt och ekonomiskt rimligt. Normalt ställs strängare utsläppsvillkor om lokaliseringen är mindre lämplig, t ex för utsläpp till luft i eller nära en tätort.

Vid bedömningen av vilka skyddsåtgärder som kan anses ekonomiskt rimliga görs en jämförelse med de skyddsåtgärder och kostnader som andra företag eller verksamheter inom samma bransch varit tvungna att acceptera. När det gäller val av tekniska åtgärder skall alla tekniker som tillämpas någonstans i världen beaktas, således ej enbart tekniker som för närvarande tillämpas i Sverige.

6.2 Hantering och lagring av slam

Slammets form och volym efter torkning beror på slamkvaliteten och vilken torkmetod som används. I vissa torkar erhålls automatiskt ett granulat med relativt hög volymvikt medan andra torkar ger ett mera fluffigt material med låg volymvikt. Bulkdensiteten varierar mellan 200-800 kg/m³. Torkat slam av den senare typen ger upphov till problem genom att det dammar. Dammet utgör en brandfara, medför att slammet blir svårt att hantera och orsakar en dålig arbetsmiljö.

Speciellt kan ett lätt och fluffigt material medföra svårigheter vid inmatning i förbränningspannan. För att underlätta hanteringen och öka säkerheten bör ett sådant slam komprimeras efter torkning i pelleterings- eller briketteringsmaskiner. Volymen reduceras väsentligt vid kompakteringen och bulkdensiteten för pellets och briketter är omkring 600-800 kg/m³.

Lagring av slam medför två typer av risker. Om slammet har för hög fukthalt finns det risk att den biologiska processerna fortsätter, dvs slammet fortsätter att rötas i lagringstankarna. Metangasen som därvid bildas kan antändas och orsaka explosion. Är slammet för torrt å andra sidan finns det risk för självantändning och dammexplosioner. För att minimera riskerna då slammet skall mellanlagras innan förbränning bör det först kylas ned till rumstemperatur. Vid omkring 70% TS upphör i praktiken den mikrobiella aktiviteten i slammet som alltså bör torkas till minst denna torrsubstanshalt. Det är vanligt att slammet torkas till ca 85-90% TS för att skapa en säkerhetsmarginal. Högre torrhalter ökar riskerna för dammexplosion. Speciell uppmärksamhet krävs vid säsongslagring av slammet.

6.3 Transporter

Transporter av slam sker vanligtvis med lastbilar. Föroreningsutsläppet från transporterna är direkt beroende av transportavståndet och det totala transportarbetet. Om lastbilarna går tomma från mottagaren tillbaka till reningsverken tillkommer utsläpp även från dessa transporter. Dessa utsläpp bedöms dock ej vara lika stora. Vid förbränning tillkommer även utsläpp från transporter av aska och rökgasreningsprodukter till deponi.

Förbrukningen av diesel för tunga lastbilar (30 tons last) uppgår till ca 4,8 l per mil. Utsläppen av luftföroreningar från tunga lastbilar uppgår till ca 1,5 g kolväten (HC), 4,6 g koloxid och 15,6 g NO_x per kilometer⁵

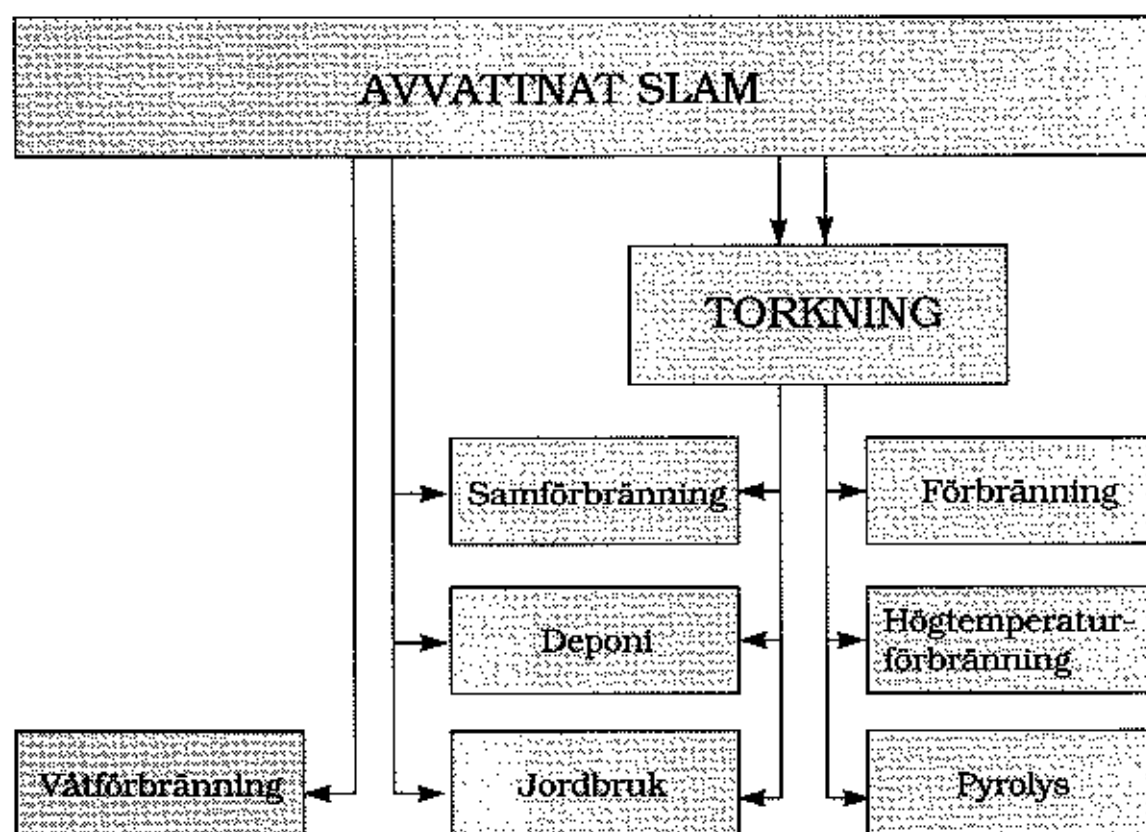
Reduktion av slammängderna i alla former medför naturligtvis betydande minskningar av utsläppen.

⁵ Naturvårdsverket Rapport 3285

7 JÄMFÖRELSE AV ALTERNATIV FÖR SLAMHANTERING

En utvärdering av samförbränning som ett alternativ för slambehandling måste väga förbränning gentemot andra möjligheter. Det mest lämpliga alternativet för omhändertagande av slam beror till mycket stor del på de lokala förutsättningarna och någon generell analys kan inte upprättas. Varje kommun måste utifrån ett helhetsperspektiv bedöma de olika möjligheter som står till buds. Faktorer som avstånd till deponier och förbränningsanläggningar, miljökonsekvenser och möjligheter till optimering vad gäller energiutnyttjande måste övervägas och tas med i den slutliga bedömningen.

Vissa gemensamma betingelser kan dock identifieras såsom de olika (teoretiskt) möjliga alternativen för omhändertagande av slam. Dessa finns illustrerade i figur 7:1, nedan.



Figur 7:1 Alternativ för slamhantering

Rent tekniskt kan det avvattnade slammet gå direkt ut på deponi eller spridas på åkermark. Vissa behandlingsmetoder, som t ex vätförbränning och i vissa fall samförbränning, medger direkt behandling utan föregående torkning. Torkas slammet över en viss TS-halt blir det självförbrännande och något stödbränsle krävs ej för förbränningen. Torkning medför även reducerade transportkostnader.

Investering i nya anläggningar för förbränning eller alternativa metoder som våtförbränning eller pyrolys medför mycket stora investeringar. Som diskuterats tidigare är det sannolikt också svårt att finna lämplig plats för en anläggning och att få tillstånd att bygga den.

Om man ämnar förbränna slammet sker det enklast genom samförbränning med avfall. Existerande anläggningar kan då utnyttjas. Torkning är ej nödvändigtvis ett krav vid samförbränning vilket innebär att investeringskostnader för ny torkningsapparat kan i dessa fall undvikas.

Vid samförbränning blir valet av förbränningsmetod till stor del en lokaliseringsfråga. Transportkostnader för slam är höga och det är en stor fördel att utnyttja närliggande anläggningar i så stor utsträckning som möjligt. Kostnaderna för transporter kan reduceras kraftigt genom torkning av slammet.

Även alternativet deponering av avvattnat slam är mycket kostsamt, men också här kan torkning av slammet sänka kostnaderna.

De faktorer som ingår i en bedömning av olika behandlingsalternativ inkluderar

- Energiaspekter
- Ekonomiska aspekter
- Miljöaspekter

7.1 Energiaspekter

Den energi som kan nyttiggöras ur slammet måste vägas mot de utgifter som förbränning innebär, dvs kostnader för förbehandling, transport, etc., enligt ovan.

Energibalanser som upprättas för olika alternativen innebär analys av:

- det kalorimetriska och effektiva energiinnehållet i slammet vid olika behandlingsstadier
- energibehov för torkning
- återvinning av värmeenergi från torknings- och förbränningsprocesserna
- värmeförluster
- behov av elektrisk energi
- behov av energi för transport av slammet.
- tillgängliga energikällor

Några riktvärden som kan användas vid beräkningarna finns i tabell 7:1 nedan.

Tabell 7:1 Riktvärden för energibalanser

Drivmedel (diesel)	4,8 l/mil
Energiinnehåll, diesel	41 MJ/l (11,5 MWh)
Verkningsgrad för värmepåvärmare vid tork- och förbränningsanläggningar	85%
Effektbehov för el vid torkanläggningar	0,017 kW/ton TS
Effektbehov för el vid förbränningsanläggning (fluidiserande bädd)	0,023 kW/ton TS
Effektbehov för el vid förbränning vid hög temperatur	0,027 kW/ton TS

7.2 Ekonomiska aspekter

Faktorer som bör tas med i den ekonomiska bedömningen omfattar:

- Transportkostnader för - avvattnat slam
 - torkat slam
 - aska och slagg
- Deponiavgifter för - slam
 - aska och slagg
- Avgifter till förbränningsanläggningen samt kostnader för ombyggnation.
- Investeringskostnaden för torkanläggningar, inklusive eventuell reningsutrustning.
- Kostnader för torkning till lämplig TS-halt.

7.3 Miljöaspekter

Miljöpåverkan är intimt förknippad med kostnader och energibalanser. De kan därför ej betraktas separat utan måste ingå i en helhetsbedömning. Till exempel medför krav på utsläpp till luft och vatten kostnader för reningsutrustning. Rökgaskondensering medför förutom rening av utgående luft även ett bättre energitnyttjande.

Omhändertagande av restprodukter i fast fas, vätskefas och gasfas från alla processteg måste beaktas (se tidigare avsnitt för miljökonsekvenser, krav och reningsteknik).

8 DRIFTSERFARENHETER OCH KOSTNADER

I syfte att ge en uppfattning om kostnaderna för slamförbränning sammanfattas i efterföljande kapitel driftserfarenheter vid svenska provförbränningar samt några fullskalanläggningar.

8.1 Torkning

I Norge har flera torkanläggningar varit i drift sedan ett antal år och ytterligare några är under byggnation. Det är dels norska krav på hygienisering av slammet som har drivit fram denna utveckling, dels ökade avgifter för deponering. Hygienisering av slammet kan erhållas på olika sätt, varav torkning utgör en metod.

Vad beträffar deponering så uppgår avgiften för organiskt avfall för närvarande till 300 kr/ton i Norge. Utöver denna avgift tillkommer en deponiskatt av 380 kr/ton. Biopellets (t ex torkat slam) som skall användas som täckmassa på deponier får dock deponeras helt utan kostnad. Beroende på kommun får olika mängder torkat slam avsättas på detta sätt. I bästa fall kan kommunen alltså deponera allt slam utan kostnad genom att torka det, i andra kommuner endast en del av slammet. I alla händelser medför torkningen en reduktion av slammängderna och därmed av kostnaderna för deponering.

Erfarenheter från några torkanläggningar redovisas i korthet nedan.

8.1.1 HIAS avløpsverket, Hamar

Vid HIAS används sedan 1996 en *Kværner Eureka Multi-Coil tork* med en kapacitet på 400 kg H₂O/h. Den främsta anledningen för torkningen är att reducera deponeringskostnaderna.

Slammet hydrolyseras med Cambi-metoden, rötas och avvattnas innan det matas in till torken med excenterskruvpumpar. Ca 8 ton TS/dygn torkas från ca 27 till 80% TS. Den relativt låga TS-halten gör att dammproblemen minskar. Anläggningen körs 24h/dygn, men är bemannad endast dagtid och körs under delar av året beroende på avsättningsmöjligheterna för slammet i jordbruket. Frånluften från torken behandlas genom att ledas tillbaka till luftningsbassängerna.

Vid idrifttagningen uppstod en hel del problem som har lösts efterhand och anläggningen fungerar nu tillfredsställande. Man planerar att komplettera anläggningen med en pelleteringsmaskin för att ytterligare minska dammproduktionen.

Energiåtgången är ca 300 kW/h och slammängderna reduceras från 4500 ton/år (27% TS) till 1500 ton/år (80% TS). Kostnaderna för torkningen redovisas nedan.

Tabell 8:1 Kostnader för torkning HIAS-Avløpsverket

	Årlig kostnad [Nkr]
Bemannning (1 operatör)	280 000
Underhåll	120 000
Nedskrivning (investering 2,5 milj/15 år)	167 000

8.1.2 Sentralrenseanlegg Nord-Jæren – IVAR, Stavanger

Vid IVAR anvendes sedan 1994 en *Stord-Rotadisc skivtork* med efterföljande pelleteringsmaskin. Det slam som torkas är rötat och avvattat och har en TS-halt av 33 %. Årsproduktionen av slam är 2700 ton TS/år. Slammet är en blandning av primärslam och externt slam från den biologiska fosforavskiljningen vid närliggande Vik Renseanlegg. Anläggningen körs diskontinuerligt ca 65 h/vecka och producerar omkring 10-15 ton pellets per dygn med en torrsubstanshalt av ca 85%.

Erfarenheterna av torkanläggningen visar på en stabil och tillfredsställande drift efter det att inledande problem med lukt och stoft i utgående gaser åtgärdats. De problem som främst erfarits har varit knutna till slitage i pelleteringsanläggningen som orsakat frekventa byten av kugghjul och lager. Vid utvärdering tycker man sig ha märkt att slitaget ökar med ökande TS-halt i utgående slam samt vid ökande polymerinnehåll i slammet.

Kostnaderna för slambehandlingen vid IVAR med och utan torkning redovisas nedan:

Tabell 8:2 Kostnader vid Sentralrenseanlegg Nord-Jæren – IVAR

	Med torkning [Nkr]	Utan torkning [Nkr]
Bemannig	1 900 000	900 000
Kemikalier	370 000	370 000
El	470 000	420 000
Ånga/värme	420 000	30 000
Underhåll	1 200 000	650 000
Summa	4 280 000	2 370 000
Slamtransporter	143 000	323 000
Deponering (1999)	0	4 660 000
Summa	4 423 000	7 353 000
Kapitalkostnader	5 504 900	4 358 800
Summa	9 927 900	11 711 800

8.1.3 Planerade anläggningar

Förutom de torkanläggningar som nämnts ovan är följande under byggnation eller i drifttagningskedet:

Sentralrenseanlegg Gardemoen, Ullensaker kommun.

Anläggningen planeras för behandling av 14-16 ton TS/dygn och är kommer att tas i drift inom en nära framtid. Kapaciteten planeras till 1000 kg H₂O/h och torkning skall ske från 35 till 95% TS. Investeringskostnaderna för torkanläggningen uppgår till 11,3 miljoner Nkr.

Rambekk renseanlegg, Gjøvik kommun.

Här projekteras en anläggning för 12 ton TS/dygn. Kapaciteten är 1400 kg H₂O/h och slammet skall torkas till 95% TS. Driftsättning planeras i maj 1999. Investeringskostnaderna för torkningen uppskattas till 11,35 miljoner Nkr.

Søndre Follo Renseanlegg

Pilotförsök har utförts sedan november 1998 med en *Kværner Eureka Multi-Coil tork* (fullskalcanläggning). Inkommande slam har en TS-halt av 25%. Det avvattnade slammet innehåller mer fibrer än man förutsett vilket gör att bildningen av granuler försvåras och det torkade slammet dammar. Man håller för närvarande på att försöka lösa dessa problem.

Finansiering av torkanläggningen kommer delvis att ske via statliga forskningsbidrag. Totalkostnaderna för torkningen är i nuläget inte exakt fastlagda men uppskattas till storleksordningen 11-12 miljoner vid en kapacitet av 315 kg TS/h.

8.2 Förbränning

8.2.1 Provförbränningar och utredningar

8.2.1.1 Uvärdering av behandlingsalternativ för slam

Vid Stockholm Vatten genomfördes under våren 1997 en utvärdering av olika behandlingsalternativ för slammet från de tre avloppsreningsverken Henriksdal, Bromma och Loudden. Olika slamförbränningsmetoder ingick då som alternativ till bland annat spridning av slam på åkermark⁶.

8.2.1.2 Provförbränning av slam vid Högdalenverket

I november 1997 utförde Stockholm Vatten i samarbete med SYVAB och Birka Teknik & Miljö en provförbränning av slam tillsammans med avfall vid Högdalenverket i Stockholm⁷.

Provförbränningen ägde rum i en sk trappstegsrost utan rökaskondensering. Under provförbränningen förbrändes totalt ca 200 ton slam under en period av 88 timmar. Torkat slam (granulat) från Himmerfjärdsverket med en TS-halt av 70% användes och blandades med hushållsavfall i en mottagningsbunker. Inblandningsförhållandet var ca 10% slam och 90% avfall. Provförbränningen föregicks av en referensförbränning för att erhålla jämförelsedata.

Provförbränningen fungerade ur förbränningsteknisk synpunkt utan problem, och slammet gav ej upphov till damm eller lukt. Halten oförbränt material i rökgasreningsprodukten var i stort sett lika vid referens- och provförbränningen.

Vid provförbränningen ökade halterna av svavelföreningar i rågasen, vilket förklaras av att slammet innehåller ca 10 ggr mer svavel än hushållsavfall. Som tabell 8:3 visar ökade utsläppen till luft av HCl, SO₂, och NO_x jämfört med referensförbränningen. Halterna låg nära de gällande tillåtna utsläppsvärdena.

⁶ Stockholm Vatten R nr 10 april 97, "Förstudie angående slamförbränning vid Stockholm Vatten"

⁷ Stockholm Vatten R nr 9 mars 1998, "Provförbränning av rötslam i Högdalenverket".

Tabell 8:3 Emissioner vid provförbränningen i Högdalenverket

	Enhet	Referensförbränning enbart hushållsavfall	Prov med rötslam 10% slam
<i>Rågas</i>			
NO	mg/Nm ³	30.8	32.2
NH ₃ -slip ¹⁾	mg/Nm ³	15	12.4
<i>Rengas</i>			
NO	mg/Nm ³	29.6	32
NO _x	mg/Nm ³	47.2	51.2
HCl	mg/Nm ³	40.7	50.1
SO ₂	mg/Nm ³	53.3	195.7
NH ₃ -slip	mg/Nm ³	2.3	3.3
CO	ppm	24.7	24.7

¹⁾ Överskott av ammoniak från det urea eller ammoniak som tillsätts vid förbränningen för att reducera halten kväveoxider (SNCR-metoden, se kap. 4.2.2.3)

Tabell 8:4 och 8:5 nedan redovisar hur metallinnehållet förändrades under provförbränningen i rökgasreningsprodukten och i slaggen.

Tabell 8:4 Metallinnehåll i den samlade rökgasreningsprodukten (från samtliga pannor vid verket) vid referens- och provförbränning

Metall	Referensförbränning enbart hushållsavfall [mg/kg TS]	Provförbränning 10 % slam [mg/kg TS]
Hg	40	34
Cd	300	220
Cr	370	310
Ni	80	60
Zn	1 500 ¹⁾	15 000 ¹⁾
Pb	960	2 600
Cu	482	520

¹⁾ se koncentrationer nedan

Tabell 8:5 Metallinnehåll i slagg vid referens- och provförbränning

Metall	Referensförbränning enbart hushållsavfall [mg/kg TS]	Provförbränning 10 % slam [mg/kg TS]
Hg	<=0,05	<0,05
Cd	<3	<3
Cr	540	420
Ni	70	460
Zn	1 600	1 200
Pb	1 100	1 100
Cu	1 300	3 700

Som framgår av ovanstående tabeller var innehållet av samtliga metaller, utom zink, bly och koppar, lägre vid provförbränningen jämfört med förbränning av enbart hushållsavfall. Den största skillnaden gäller zink. Uppmätt halt av zink vid referensförbränningen är dock mycket lågt jämfört med tidigare uppmätta värden, normalt ligger haltarna på ca 9 000 - 11 400 mg Zn/kg TS.

Innehållet av järn, kisel, fosfor och klor i rökgasreningsprodukten var i stort sett lika vid referens- och provförbränningen. Slaggmängden var oförändrad vid provförbränningen jämfört med referensförbränningen. Innehållet av metaller vid referens- resp provförbränning redovisas i tabell 8.4 och 8.5. Halterna SO₂ och HCl i utsläppsluften ökade.

Sammantaget gjordes bedömningen att utsläppskraven kan klaras genom en optimering av rökgasreningen och att en 10% inblandning av slam ej bör innebära några väsentliga förändringar avseende utsläpp jämfört med enbart hushållsavfall.

8.2.1.3 Provförbränning vid Igelstaverket

I maj 1998 utförde Stockholm Vatten i samarbete med Söderenergi AB provförbränning av slam tillsammans biobränslen vid Igelstaverket i Södertälje.

Provförbränningen skedde i en fluidiserande (bubblande) bädd försedd med rökgaskondensering. Avvattnat slam från Henriksdals reningsverk blandades med returflis och transporterades in till pannan via bandtransportörer. Totalt förbrändes 240 ton slam med en TS-halt av 27%. Inblandningsförhållandet varierades mellan 10 och 30% slam. Inblandning av upp till 20% slam fungerade utan några förbränningstekniska problem. Vid högre andel slam sänktes temperaturen i pannan.

Ett ökat innehåll kvicksilver registrerades i flygaskan och avsvavlingsprodukterna. I övrigt var innehållet av de flesta metaller i restprodukterna relativt lika eller lägre än vid förbränning av endast flis. Vidare erhöles en viss förhöjning av NO_x-utsläppen. Sammantaget gjordes bedömningen att förbränning av slam kan ske utan några försämrade miljöeffekter jämfört med förbränning av enbart flis under förutsättning att förbränningsprocessen och rökgasreningen optimeras.

Samförbränning vid Igelstaverket i full skala förutsätter att den befintliga anläggningen kompletteras med utrustning för mottagning och inblandning. En sådan tillbyggnad för 20 000 ton avvattnat slam/år bedöms kosta mellan 5 och 10 miljoner kronor beroende på utformning.

8.2.1.4 Provförbränning vid Tekniska Verken i Linköping

Försök med samförbränning av slam och avfall genomfördes under en vecka hösten 1996. 150 ton avvattnat rötslam med 22% TS blandades och förbrändes tillsammans med 3000 ton avfall (dvs ett inblandningsförhållande av ca 5% slam). Man erfor inte några förbränningstekniska problem och analyser av rökgaser och aska visade inte några avvikelser gentemot förbränning av enbart avfall. Ytterligare en provförbränning gjordes på våren 1997 med slam från Helsingborgs reningsverk av en högre TS-halt: 52%. 5% slam blandades med avfall och förbrändes. Ej heller denna gång uppstod några förbränningstekniska problem.

8.2.2 Fullskaleanläggningar

8.2.2.1 Avedøre Spildevandscenter, Danmark

Avloppsreningsverket i Avedøre, Danmark tar emot vatten från tiotalet kommuner om totalt ca 350 000 pe. Mängden avloppsvatten uppgår till ca 23 Mm³/år.

Vid verket har man sedan länge använt förbränning för slambehandling. Man har nu beslutat byta ut den befintliga anläggningen för att kunna möta såväl de nya EU-kraven på luftemissioner som ett ökat kapacitetsbehov. Tillstånd erhöles i början på 1997.

I huvudsak består den befintliga anläggningen av en etagecugn med en enkel skrubber som avgastvätt. Slammet förbränns direkt efter rötning och centrifugering. Systemet medger inga garantier att temperaturen uppgår till 850°C (vilket är ett krav idag) och värmen från avgaserna utnyttjas ej. Skrubhervattnet har befunnits ha en negativ påverkan på biosteget men återförs likafullt till inkommande vatten.

Tabell 8:6 Emissioner vid Avedøre slamförbränningsanläggning samt utsläppskrav.

Parameter	Uppmätta värden (Jan 1996) [ppm]	Nuvarande krav [ppm]	EU-förslag [ppm]
Stoft	56	40	10
SO ₂	284	300	50
HCl	11	65	10
HF	0,12	2	1
NO _x (NO ₂ -ekv)	188	-	200
CO	1.866	100	50
TOC	212	20	10
Pb	1,14	1	-
Cd+Hg	0,15	0,2	-
Hg	0,022	-	0,05
Cd	0,127	-	0,05
Ni+As	0,06	1	-
Cd + Ti	-	-	0,05
Pb+Cr+Cu+Mn	1,19	5	-
Sb, As, Pb, Co, Cr, Mn, V, Sn, Ni	-	-	0,5
PAH (sum)	0,75	-	-
Dioxin (Nord. ekv)	1,51	-	-
Dioxin (Intern. ekv)	1,55	-	0,1

Som framgår av tabell 8:6 klarar den befintliga anläggningen för närvarande ej vare sig de danska utsläppskraven eller de föreslagna EU-kraven.

Den nya anläggningen syftar till att åtgärda dessa problem och omfattar följande delar:

- avvattning till 22% TS (samma som befintlig avvattning)
- torkning (indirekt skivtork) till 35% TS-halt
- förbränning i fluidiserad bädd

- rökgasrening:
 - elektrofilter
 - två skrubbrar (neutral + basisk)
 - textfilter (för dioxin + Hg)
 - kondensation

Vid den teknisk/ekonomiska utvärderingen som genomfördes beaktades följande alternativ:

1. Samförbränning med avfall vid närliggande kraftvärmeverk
2. Fortsatt slamförbränning vid verket
 - a. Uppgradering av befintlig förbränningspanna
 - b. Investering i nytt förbränningssystem

Samförbränning var ej möjligt på grund av kapacitetsbrist vid kraftvärmeverket. Alternativet att komplettera den befintliga anläggningen med efterförbränning och rökgasrening visade sig bli mer kostsamt än en ny panna. Investeringskostnaderna för den nya anläggningen beräknades uppgå till totalt 130 M Dkr.

Den totala kostnaden efter ombyggnaden av Avedøre reningsverk beräknas uppgå till 2950 Dkr/ton TS (drift- och kapitalkostnader). Denna kostnad inkluderar även en förbränningsskatt på 260 Dkr/ton TS. Kostnaden för rökgasreningen beräknas utgöra cirka hälften av den totala driftskostnaden.

Kostnaderna för den nuvarande anläggningen uppgår till 1570 Dkr/ton TS (endast drift + 220 Dkr skatt; anläggningen är helt avskriven).

8.2.2.2 I/S Vestforbrænding, Glostrup, Danmark

Vid I/S Vestforbrænding bedrivs samförbränning numera permanent efter försöksdrift i omgångar under ett års tid. Avvattnat rötslam från Mølleåens renseanlæg i Lundetofte med en TS-halt av mellan 28 och 31% förbränns tillsammans med hushållsavfall i en rost. Inmatning sker med en patenterad metod som innebär att slammet trycks ut i ett lager ovanpå avfallet och någon egentlig blandning sker ej. Fördelen är att slammet torkas snabbt och att det ej klibbar fast på rostytorna.

Vid provförbränningarna förbrändes mellan 500 och 1200 kg slam/h, motsvarande ca 10% av det totala bränsleflödet. Avfallets beskaffenhet visade sig ha stor betydelse för inblandningsförhållandet. Då avfallet var lätt och fluffigt kunde mer slam matas in jämfört med då avfallet var tyngre och mer kompakt (mer svårförbränt). Efter provförbränningarna konstaterades att cirka 1000 kg avloppsslam/h med en TS-halt av ca 30% kan förbrännas tillsammans med 10 ton avfall vid en normal energiproduktion på 22 MW.

Vad gäller miljöeffekter och slaggkvalitet håller sig dessa inom de normala variationerna och slaggen uppfyller krav för återanvändning (främst avseende tungmetallhalten). Halten oförbränt i slaggen förändrades ej.

Lokala luktproblem i initialskedet löstes genom förbättring av slutna system vid lossningsplatsen. Olägenheter för driftspersonalen under provförbränningarna omfattade i huvudsak extra insatser för styrning och övervakning och berodde främst på anläggningens karaktär av försöksverksamhet.

Sammantaget bedömdes försöksanläggningen fungera så tillfredsställande att man beslöt att fortsätta driften efter försöksperiodens utgång och efter förbättringar av bl a styrning och övervakning samt mottagning av slammet har anläggningen nu permanentats. Dessutom planeras en utvidgning så att flera av I/S Vestförbrännings anläggningar kan förses med slam för förbränning.

Investeringskostnaderna för mottagning och inmatning av 17-18 000 ton avvattnat slam/år var 12 miljoner Dkr. Årliga driftskostnader uppgår till ca 550 000 Dkr, varav 360 000 Dkr är underhåll och 104 000 Dkr kostnaden för el.

8.2.2.3 Århus Nord, Danmark

Vid förbränningsanläggningen Århus Nord har man tagit emot slam för förbränning tillsammans med avfall sedan 1978. Slammets härrör från fyra närliggande kommuner och tas emot avvattnat in till en bufferttank vid anläggningen. Därefter pumpas slammet till en torkanläggning innan förbränning. Torkanläggningen är placerad direkt ovanför pannan och beskickning av pannan sker genom att slammet matas in med hjälp av skruvtransportörer och får falla ned till bädden. Utgående luft från förbränningen håller omkring 200°C efter avkyllning och används för torkningen.

Anläggningen är dimensionerad så att den kan behandla 1,5-2,5 ton slam/h. TS-halten på inkommande slam är 25-35% och efter torkning 60-70%. Energibalanser som utfördes i samband med uppförandet av anläggningen visade att den energi som krävs för torkningen av slammet balanseras av den energi som kan utvinnas vid förbränningen vid en TS-halt på inkommande avvattnat slam av 20% TS. Är slammet avvattnat till en något högre torrsustanshalt innan torkningen fås en liten nettovinst i energi, har det avvattnade slammet en lägre TS-halt erhålls en liten förlust. Beräkningarna baserades på medelvärden på torrsustanshalten på slam från de fyra kommunerna och redovisas nedan.

<i>Energibalans för torkning av slam vid Århus Nord:</i>	
TS= 22%. Slammets energinnehåll=14,4 MJ/kg TS	
Energiförbrukning:	
Uppvärmning från 15°C till 100°C:	$4,19 \text{ kJ/kg} \cdot 85 = 356 \text{ kJ/kg}$
Förångning av vattnet:	2257 kJ/kg
Totalt:	2613 kJ/kg
För att erhålla 1 kg torrsustans till förbränning måste torkas	
	$\frac{0,78}{0,22} \cdot 1 + 1 = 4,54 \text{ kg slam av 78% TS-halt}$
3,5 kg vatten måste alltså förångas.	
För att värma upp och förånga 3,5 kg vatten åtgår $2613 \text{ kJ/kg} \times 3,5 \text{ kg} = 9\,250 \text{ kJ}$	
Eftersom 1 kg torkat slam innehåller 14 400 kJ blir överskottet $14\,400 - 9\,250 = 5\,150 \text{ kJ/kg}$.	
Nettoenerginnehållet i slammet blir alltså 5,15 MJ/kg vilket kan utnyttjas vid förbränningen.	

I Danmark betraktas slam som ej används i jordbruket som avfall och är därför belagt med avfallsavgifter. Avgifterna varierar beroende på om slammet torkas innan förbränning, om det förbränns vid en avfallsförbränningsanläggning eller vid egen anläggning. Olika faktorer för avgifterna appliceras såsom tabell 8:7 redovisar.

Tabell 8:7 Kostnader inklusive avfallsavgifter vid olika behandlingsmetoder av slam (1997).

	Faktor	Avgift [DKr]	Slammängd [kg]	Avgift per prod ton slam ²⁾ [DKr]	Transporter [DKr]	Behandlings- omkostnader [DKr]	Totalt [DKr]
Deponi	1	335	1000	335	40	168	543
Förbränning, avvattnat slam, TS 20%	1	210 ¹⁾	1000	210	40	110	360
Förbränning, torkat slam, TS 80%	3	210	280 ³⁾	176	11	31	218
Förbränning, torkat slam, TS 90%	3	210	250	158	10	27,5	195
Egen förbränning, avvattnat slam, TS 25%	4	210	1000	210	0	-	-
Jordbruk, 20-25% TS	1	0	1000	0	50	70	120

1) Justerades 1999 från 210 till 280 DKr/ton slam.

2) Slutlig avgift fås genom att faktorn multipliceras med avgiften samt slammängden i ton (här: $3 \cdot 210 \cdot \frac{280}{1000}$).

3) Baserat på torkning till 80% TS av 1000 ton avvattnat slam med en TS-halt på 22,5%.

Tabell 8:8 nedan redovisar en jämförelse av kostnaderna för olika behandlingsalternativ av slammet.

Tabell 8:8 Kostnader för olika behandlingsalternativ (DKr/ton avvattnat slam av 20% TS, 1997).

	Århus Nord förbränning	Pindstrup, central torkning	Deponi Viby	Deponi Marselis- borg	Torkning, egen anl. Marselis- borg	Lantbruk Fgå	Lantbruk Åby
Reningsverk							
Kapacitet	15 000 ton/år	10 000 ton /år					
Transport från reningsverk	32		58	53	12	40	-
Behandlings- kostnader	133	125	173	173	38	-	-
Statlig avgift	210	210	335	335	140		
Torkning					300		
Hyra upplag						35	
Distribution						120	130
Analys- kostnader						7	7
Totalt, kr/ton avvattnat slam (20% TS)	375	335	566	561	490	202	137

1997 förbrändes totalt 37 200 ton avvattnat slam. De totala avgifterna för varje kommun (enligt ovanstående) redovisas i tabell 8:9 nedan.

Tabell 8:9 Årliga förbränningsavgifter för slam (DKr, 1997).

Kommun	Slamproduktion (20% TS)	Årliga avgifter (DKr)
Viby	6 000	3 396 000
Marselisborg	17 200	6 859 200
Åby	7 000	959 000
Egå	7 000	1 414 000
Totalt	37 200	12 628 200

8.2.2.4 Apeldoorn, Stuttgart och München

I Apeldoorn, Holland finns en VerTech® våtförbränningsanläggning (f.n. den enda i sitt slag i Europa). Slammets avvattnas efter våtförbränningen med hjälp av kammarfilterpressar. I Stuttgart och München, Tyskland finns slamförbränningsanläggningar av fluidiserande bäddtyp. De är i princip utformade på samma sätt och inkluderar följande steg:

- Avvattning i centrifuger till 22-25% TS
- Torkning i skivtorkar till 45-50% TS.
- Förbränning i fluidiserande bäddugnar i vilka mängden torrs substans reduceras till ca 50% av inkommande mängd.

Värme återvinns från såväl torkarna som förbränningsugnarna. Värmen utnyttjas till förvärmning av slammets före avvattningen för en påstådd förbättrad avvattning och minskad polymerförbrukning. Värme återvunnen från förbränningen tillförs torkarna som enda värmekälla. Förbränningsgaserna får sedan passera både elektrofilter och skrubbers. Anläggningen i München är dessutom utrustad med ett extra efterrenningssteg och avfuktning. Tabell 8:10 sammanfattar anläggningsdata och kostnader för de tre anläggningarna:

Tabell 8:10 Anläggningsdata och kostnader (1996)

	Apeldoorn	Stuttgart ¹⁾	München
Dimensionerande TS (ton/år)	30 000	35 000	30 000
Reduktion av TS (%)	60	50	50
Drifttagning (år)	1992	1992	1997
Anläggn. kostnad (MSEK)	320	180	585
Årskostnad (kr/ton TS)	2 900	2 000	4 500
drift	1 500	1 300	2 000
kapital	1 400	700	2500

1) I kostnaderna för anläggningen i Stuttgart ingår inte kostnaden för centrifuger då dessa redan finns och ej heller kostnader för byggnader.

Anläggningen i München är kraftigt överdimensionerad. Man har byggt den i två linjer med nästan 100%-iga reserver och en av de två linjerna är egentligen tillräcklig. Det extra rökgasrenningssteget bidrar även till den höga kostnaden.

REFERENSER

- Balmér, P., *Ny slambehandling vid Ryaverket*, Göteborgs-regionens Ryaverksaktiebolag, 1988.
- RVP, *Avfallsförbränning Energi och Miljö*, 1996.
- RVF, *Samförbränning av avfall och rötslam*, Rapport 98:12, oktober 1998
- EPA Seminar Publication, *Municipal Wastewater Sludge Combustion Technology*, 625/4-85/015.
- Design of Municipal Wastewater Treatment Plants*, WEF Manual of Practice No. 8, 1992.
- Stand der Mono-Klärschlammverbrennung in Deutschland*, Korrespondenz Abwasser 44(1997) nr 3.
- Dr. Born - Dr. Ermel, *Thermische Klärschlammbehandlung – aber wie?*, Wasser & Boden nr 4/94.
- Vater, W., *Müll – Handbuch*, Berlin 1993 Erich Schmidt Verlag Lieferung 1/93 nr 3420 (Klärschlammverbrennung).
- Schnieper, A. och Carlsson, K., *Luzern 2000-avfallsförbränningsanläggning med ny typ av rökgasrening*, ABB Tidning 6/97.
- Haglund, J.-E., m fl, *Förstudie angående slamförbränning vid Stockholm Vatten*, RUST VA-Projekt AB/Stockholm Vatten AB, Rapport nr. 10, Stockholm, april 1997.
- Ohman, K., m fl, *Utredning angående slamtorkning vid Stockholm Vatten*, VAI VA-Projekt AB/Stockholm Vatten AB, Rapport nr. 12, Stockholm, mars 1998.
- Älvesand, L., *Provförbränning av rötslam vid Högdalenverket*, KTH/Stockholm Vatten AB, Rapport nr. 9, Stockholm, mars 1998.
- Haglund, J.-E., m fl, *Utredning angående samförbränning av slam vid Högdalen verket och Igelstaverket*, VAI VA-Projekt AB/Stockholm Vatten AB, Rapport nr. 18, Stockholm, juli 1998.
- Haglund, J.-E., m fl, *Provförbränning av slam vid Igelstaverket*, VAI VA-Projekt AB/Stockholm Vatten AB, Rapport nr. 44, Stockholm, oktober 1998.
- Naturvårdsverket, *Aktionsplan Avfall*, Rapport 4601, 1996
- Naturvårdsverket, *Användning av slam i jordbruket*, Rapport nr 4418, 1995.
- Naturvårdsverket, *Slam från kommunala avloppsreningsverk*, Allmänna Råd 90:13, 19990.
- Statens naturvårdsverks författningssamling, Miljöskydd, SNFS 1994:2 MS:72.
- Levlin, E., m fl, *Fosforutvinning ur aska*, KTH/Stockholm Vatten AB, Rapport nr. 54, november 1998.
- NO_x- und N₂O-Emissionen bei der Verbrennung von Klärschlammen*, Korrespondenz Abwasser nr 7, 1996.
- Olsen, E., *Samforbraending af spildevandsslam på I/S Vestforbraending*, Stads- og havneingeniøren nr. 5, 1998.
- Bridle T., et al, *Converting organics in sludge to oil*, World Water and Environmental Engineering, Jan, 1999.

KÄLLOR

- Jon Austlid, Rambekk renseanlegg, Gjøvik, Norge.
- Erik Dangaard, Århus kommunale værker, Affaldskontoret, Århus, Danmark.
- Tor Fjærgård, HLAS-avløpsverket, Hamar, Norge.
- Arild Norum, Søndre Follo renseanlegg, Søndre, Norge.
- Jens Prismo, Avedøre Spildevandscenter, Avedøre.

John Sørensen, Stadsingeniørens Kontor, Miljøafdelingen, Århus, Danmark.

Oddvar Tornes, Sentralrenseanlegget for Nord-Jacren – IVAR, Stavanger, Norge.

Ingar Tranum, Sentralrenseanlegg Gardermoen, Ullensaker, Norge.

Anderz Wahlström, Svenska von Roll AB, Täby.

Mats Westermark, Vattenfall Utveckling AB, Stockholm.

Per Wulff, I/S Vestforbraending, Glostrup, Danmark.

Informationsmaterial från följande företag:

Företag	Adress	Telefon	Fax
Stockholm Energi	Tegeluddsvägen 1 115 77 Stockholm	08 671 70 00	
Birka Service AB (Drift Högdalenverket)	Kvicksundsvägen 16 124 59 Bandhagen	08 749 75 00	08 647 90 31
Söderenergi AB Igelstaverket	Box 7074 152 07 Södertälje	08 550 224 00	
VerTech Treatment Systems b.v.s	Stadhoudersmolenweg 42 NL-7317 AX Apeldoorn	+31 55 5790 156	+31 55 5790 153
KVU Kottenbauer Verfahrens- und Umwelttechnik	Harpolinger Strasse 17 D-79730 Murg	+49 7763 9229 0	+49 7763 5056
Atlas Industries A/S	Baltorpvej 160 DK-27 50 Ballerup	+45 4489 0200	+45 4489 0400
Thyssen	Christstrasse 9 D-44789 Bochum	+49 234 317 789	+49 234 317 499
Tsukishima Kikai Co Ltd	17-15 Tsukuda 2 Chome, Chuo-Ku Tokyo 104, Japan	+81 3 5560 6536	+81 3 3536 0573
Krupp Uhde	Altendorfer Strasse 120 D-451 43 Essen	+49 231 547 2382	+49 231 547 3382
I Krüger AB	Kungsgatan 12 411 19 Göteborg	031 711 8020	031 711 0870
Stork Engineering AB	Stampgatan 38 411 01 Göteborg	031 80 54 65	031 80 25 07
Lurgi Umwelt GmbH	Lurgialle 5 D-60295 Frankfurt am Main	+49 69 5808 3878	+49 69 5808 2757

LITTERATURTIPS

(se <http://www.iawq.org.uk/bookshop/sludbks.htm> för information om förläggare, etc.)

Brown, A, P Evemy & G L Ferrero, *Energy Recovery Through Waste Combustion*

Brunner, Calvin R, *Incineration Systems: Selection and Design*

Carberry, Judith B & Andrew J Englands, *Sludge Characteristics and Behavior*

Dept of the Environment (UK), *Landfilling Wastes*

Lue-Hing, Cecil, David R Zenz & Richard Kuchenrither, *Municipal Sewage Sludge Management: Processing, Utilization and Disposal*

Matthews, Peter (Ed.), *A Global Atlas of Wastewater Sludge and Biosolids Use and Disposal*

US Environment Protection Agency, *Process Design Manual for Sludge Treatment and Disposal*

AVFALLSFÖRBRÄNNINGSANLÄGGNINGAR I SVERIGE

	Anläggning	Effekt [MW]	Driftstart [år]	Förbränningstyp/ fabrikat	Kapacitet [ton /h]	Total mängd tillfört [1000 ton/år]
1	AB Avesta Energi	14	1980	Vipprost	5,8	25,5
2	Bollnäs kommun, Värmeverket	10	1983	Fluidiserad bädd	4,5	17,5
3	Borlänge Energi AB	18	1981	rost/Kohlsua	5,5	29
4	Vattenfall Drevviken Värme AB, Bollnäs	10	1984	rost/Kablitz	2,5	12,5
5	AB Eksjö Energiverk	19	1979	hubblande fluidiserad bädd	8	5,5
6	GRAAB, Göteborg, Sävenäs	149	1972, -94, -95	rost/von Roll	57	275
7	Halmstad, Kommunal Renhålln., Kristinehed	22	1984	rost/Martin	10	70,5
8	Karlskoga kommun, Värmeverket	12	1986	rost/Kohlsua	5	37,5
9	Karlstad, Tekniska Verket Hedenverket	17	1986	rost/Kohlsua	7	47,5
10	Kiruna Renhållnings AB	5	1985	rost/Vølund	2,2	25
11	Köping, WMR AB Norsaverket	24	1972	rost/Bruzaholm	10	35
12	Landskrona, Tekniska Verken	1,2	1983	hubblande fluidiserad bädd		3,5
13	Lidköpings Värmeverk AB	30	1985	hubblande fluidiserad bädd	12	55,5
14	Linköping, Tekniska Verken	75	1983, 1984	rost/von Roll	31	202
15	Malmö, SYSAV AB	60	1973	snedrost/Martin	25,2	203
16	Mora, WMI Sellbergs AB	6,5	1981	rost/Bruun & Sörensen	3,2	19
17	Stockholm Energi AB; Högdalenverket	100	1959, -69 -85	rost/VKW, M-W	37	250
18	Sundsvall Energi AB, Korstaverket	20	1984	cirkulerande fluidiserad bädd	8	20,5
19	Södertälje, Igelstaverket					
20	Umeå Energi AB, Ålidhem	38	1970, 1985	rost/von Roll, K+K Ofenbau	16	89
21	Uppsala Energi AB	65	1965, 1971, 1982-83	planrost/W&E snedrost/ Bruun & Sörensen, Vølund	31	237
22	Västervik Värmeverk AB	20	1983	hubblande fluidiserad bädd	6	14,3

Källa: RVF Statistik (1996)

