



**Mark och Vattenteknik**

# Minskning av skumningsproblem och slammängd i rötammare

Bengt Hultman och Erik Levlín  
Mark och Vattenteknik, KTH

Projekt utfört som uppdrag och i samarbete  
med Käppalaförbundet, Lidingö

Juli 2003

TRITA-LWR.REPORT 3005  
ISSN 1650-8610  
ISRN KTH/LWR/REPORT 3005-SE  
ISBN 91-7283-634-2

## FÖRORD

Skumningsproblem i röt-kammare är ett vanligt problem vid reningverk. Vanligen orsakas problemet av mikroorganismer som bildas i aktivslamprocessen och som redan där bildar ett skum eller senare ger upphov till skumbildning i röt-kammaren. Möjligheter att minska skumningsproblem i röt-kammaren är att behandla överskottsslam så att flockstrukturen med filament förstörs och gasbubblor frigörs, att avdöda mikroorganismerna och att oxidera eller bryta ned hydrofoba ämnen som orsakar skum.

Ett flertal vägar finns för att behandla överskottsslammet så att skumproblem minskar i röt-kammaren inkluderande fysikaliska (t ex värmebehandling), mekaniska (t ex mekanisk omrörning och användning av ultraljud), kemiska (t ex tillsats av syra eller baser eller oxiderande ämnen som ozon) och biologiska (t ex användning av termofil teknik eller enzymer). Dessa metoder beskrivs i denna rapport med inriktning mot skumbekämpning. Metodernas sekundära effekter beskrivs dessutom t ex utlösning av organiskt material, ökad biogasproduktion, minskning av slammängd och inverkan på avvattningssegenskaper.

Rapporten har utarbetats av Bengt Hultman och Erik Levlin vid inst. för Mark- och vattenteknik vid KTH. Därtill har Akmal Shahzad medverkat till rapportens innehåll i samband med examensarbete och specialstudier av termisk behandling av slam. Ekonomiskt stöd för genomförandet av studien och värdefulla synpunkter från personal har erhållits av Käppalaförbundet med processchef Torsten Palmgren som handläggare.

Stockholm i juli 2003

Bengt Hultman

## INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING	1
Mekanismer för skumning i rötkammare	1
Metoder för att behandla överskottsslam före rötkammaren	1
Utvärdering av olika metoder	2
Kompletterande synpunkter på teknikval	3
I. MEKANISMER FÖR SKUMNING VID BIOLOGISK RENING OCH RÖTNING	5
A. MEKANISMER FÖR SKUMBILDNING	5
Allmän bakgrund	5
Skumbildning	5
B. SKUMBILDNING I AKTIVSLAMPROCESSEN	6
C. SKUMBILDNING I RÖTKAMMARE	8
II. BEHANDLING AV ÖVERSKOTTSSLAM FÖRE RÖTKAMMAREN	10
A. ALLMÄNNA PRINCIPER OCH EFFEKTER	10
Placering av slambehandling	10
Effekter	11
Metoder	11
B. ÅTGÄRDER MOT SKUMBILDNING GENOM FÖRBEHANDLING AV SLAM	12
Termisk förbehandling	12
Mekanisk förbehandling	14
Ozonbehandling	17
Tillsats av syror och baser	19
Ultraljudsbehandling	20
III. UTVÄRDERING AV OLIKA METODER FÖR MINSKNING AV SKUMBILDNING I RÖTKAMMARE	23
A. BERÄKNINGSSAMBAND OCH ANALYMETODER	23
B. SLAMSÖNDERDELNING BEROENDE PÅ ENERGITILLFÖRSEL	24
Nedbrytning av slamstrukturen	24
Sönderdelning av celler och avdödning av mikroorganismer	25
Nedbrytning av skumbildande ämnen	30
C. JÄMFÖRELSE AV OLIKA BEHANDLINGSÅTGÄRDER OCH EXEMPEL PÅ KOSTNADSUPPSKATTNINGAR	31
DISKUSSION	33
REFERENSER	37

## SAMMANFATTNING

Skumbildning i rötkammare är ett stort problem vid många avloppsverk. Vid Käppala reningsverk på Lidingö har tidvis detta problem lett till betydande olägenheter. På uppdrag av Käppalaförbundet har därför en utredning genomförts för att (1) bedöma mekanismer för skumning vid biologisk rening och rötning, (2) beskriva olika metoder för att behandla överskottsslam före rötkammaren och (3) utvärdera de olika metoderna för att minska skumbildningen i rötkammaren.

### Mekanismer för skumning i rötkammare

Skumbildning beror på att gasbubblor hårt binds vid slammet så att ett stabilt skum erhålles som inte på ett enkelt sätt kan avlägsnas genom t ex omröring. Bindningen gynnas av närvaro av hydrofoba (vattenavstötande) ytor på slammet och närvaro av ytaktiva ämnen och långkedjiga fettsyror. En bakterie, *Microtrix parvicella*, har speciellt kopplats till skumbildning i länder med kallare klimat och har bedömts vara en viktig orsak till skumbildning vid Käppalas reningsverk. Denna bakterie har förmågan att tillväxa både i en aktivslamprocess och i en rötkammare och den kan orsaka skumbildning både i aktivslamprocessen och i rötkammaren. Om skumbildning erhålles beror till stor del på hur hydrofob bakteriens yta är och graden av hur hydrofob den är beror på ett flertal omgivningsbetingelser och är ännu bristfälligt klarlagda. Som utgångspunkt har använts hypotesen att *Microtrix parvicella* (och liknande bakterier) i överskottsslammet i samband med tillförsel till rötkammaren tillväxer i rötkammaren och genomgår förändringar i ytegenskaper så att ett skum bildas.

### Metoder för att behandla överskottsslam före rötkammaren

Tre olika vägar för att behandla överskottsslam för att minska skumbildningen i rötkammare kan ha syftet att (1) bryta ned slamstrukturen hos filamentartade mikroorganismer så att flockstrukturen förstörs och gasbubblor frigörs, (2) oxidation/nedbrytning av hydrofoba ämnen så att vidhäftningen av gasbubblor minskar och (3) avdödning av mikroorganismer (t ex *Microtrix parvicella*). De metoder som främst utnyttjas bygger på mekanisk, kemisk, biologisk och termisk teknik. Effekten av de olika metoderna mäts t ex utifrån avvattningsegenskaper (förändringar i flockstruktur), frigöring av olika ämnen från slammet och därvid speciellt COD och syreupptagning (som mått för att beskriva avdödning av mikroorganismer). Allmänt sett gäller att låga insatser (låg mekaniskt tillförd energi, låga kemikalietillsatser, måttligt förhöjda temperaturer etc) främst påverkar slamstrukturen men har liten effekt på att avdöda mikroorganismer. För detta krävs betydligt ökade insatser. Mekaniska metoder gynnas generellt med hänsyn till energieffektivitet av ökade slamhalter medan kemiska metoder i mindre grad är beroende av slamhalten.

### Utvärdering av olika metoder

En betydande komplikation vid utvärdering av olika metoder för att behandla överskottsslam före röt-kammaren för att motverka skumbildningen är att behandlingen har ett stort antal sideeffekter (positiva eller negativa) som påverkar den fortsatta slamhanteringen. Dessa effekter kan i gynnsamma fall motivera en behandling av överskottsslam före röt-kammaren oberoende av om problem föreligger med skumbildning. Olika effekter inkluderar (förutom effekter på skumbildning):

- Minskning av slammängd
- Ökad biogasproduktion
- Ökad hygienisering
- Förändrade avvattningssegenskaper (ofta försämrade beroende på minskad flockstorlek men kan även förbättras speciellt vid termisk teknik)
- Förändrat behov av polymertillsats vid avvattning (ofta ökat beroende på minskad flockstorlek)
- Ökad halt av närsalter (speciellt ammonium) i rejektvatten efter avvattning av röt-slam
- Ökad processteknisk komplexitet
- Vissa risker med hänsyn till arbetarskydd (t ex vid användning av kemikalier som natriumhydroxid och framställning av ozon)
- Totalekonomiska effekter (positiva eller negativa) med hänsyn till de olika effekterna

Flera metoder för minskning av skumbildning i röt-kammare vid behandling av överskottsslam har en potential med hänsyn till totalekonomi vid ett avloppsverk. Studerade metoder har vanligen endast till viss del betraktat skumbildning som huvudsyfte (redovisas i litteraturen mer som en positiv sideeffekt) utan har istället studerat andra effekter av behandlingen (främst minskning av slammängd och ökning av biogasproduktion). För de olika metoderna för behandling av överskottsslam för bekämpning av skumbildning visar studien:

- Mekanisk teknik. Ett flertal metoder finns. En ökad slamhalt före det mekaniska steget är allmänt sett positiv och effekten av behandlingen är starkt beroende av indriven energi per mängd slam. Lägst effektivitet räknat per tillförd energi har enligt många litteraturuppgifter ultraljudsteknik som dock fortfarande bör ses som en intressant möjlighet (enkelhet att installera etc). Vissa möjligheter finns att för speciella metoder erhålla en positiv energibalans dvs att nödvändig energi för den mekaniska sönderdelningen är lägre än energivinster med hänsyn till ökad biogasproduktion. Mekanisk sönderdelning är därför intressant som allmän behandlingsteknik av överskottsslam före röt-kammare och som behandlingsmetod för bekämpning av slam i röt-kammare. Nackdelar kan bli att vara en alltför låg avdöningseffekt av skumbildande mikroorganismer och försämrade avvattningsförhållanden.
- Kemisk teknik. Vissa kemikalier löser upp eller oxiderar komponenter i cellväggar. Främst studerade kemikalier är natriumhydroxid och användning av ozon. Tillsats av natriumhydroxid kan medföra behov av neutralisering före tillförsel till röt-kammaren. Möjligheter att tillsätta natriumhydroxid och använd utlösta organiska ämnen som kolkälla för denitrifikation eller biologisk fosforreduktion kan vara av intresse samtidigt som en avdöning kan ske av skumbildande mikroorganismer. Ozon är en relativt energisnål teknik och metodik för ozonframställning är välkänd för andra

- applikationer (t ex desinfektion av dricksvatten). Tekniken är effektiv för skumbekämpning och för att minska slamproduktion och öka biogasproduktion. Vid användning av ozon för behandling av slam bör patentfrågor undersökas.
- Biologisk teknik. I detta fall avses främst användning av enzymer och speciell behandling av slam vid förhöjda temperaturer. Termofil rötning bedöms kunna leda till en betydelsefull minskning av skumbildningen.
  - Termisk teknik. Om hygienisering av slam blir ett framtida krav blir metoder som pastörisering intressant om inte en hygienisering sker senare av rötslammet (i detta fall behandlas primärslam och biologiskt slam lämpligen gemensamt före tillförsel till röt-kammaren).. Eftersom en långtgående avdödning sker av mikroorganismer innebär tekniken även att en avdödning sker av Microtrix parvicella. Termisk teknik som pastörisering leder förutom till hygienisering även till minskade skumningsproblem i röt-kammaren, en viss minskning av slamproduktionen, en viss ökning av biogasproduktionen och sannolikt till en förbättrad avvattning. Övriga processer av intresse är användning av temperaturer över hundra grader (i kombination med tryck) och utnyttjande av termofil rötning. För att minska slamproduktion och skumbildning är även termofil aerob behandling av intresse.
  - Ett flertal kombinationsprocesser av mekanisk, kemisk, biologisk och termisk teknik har i litteratur ansetts vara mer kostnadseffektiv än att bara använda en metod för behandling av överskottsslam. Detta leder till en mer komplex anläggning och är sannolikt främst av intresse om behandlingen har fler syften än enbart skumbekämpning.

#### Kompletterande synpunkter på teknikval

Olika vägar har undersökts för att minska skumbildning i röt-kammaren vid Käppala reningsverk. Utvärderingen har baserats på en omfattande litteraturstudie. Denna visar att ett stort antal vägar är intressanta och en stor svårighet ligger i att åtgärder mot skumbekämpning ofta medför sekundära effekter som kan ha en avgörande effekt på val av teknik. Inom projektet har det inte varit möjligt att detaljanalysa de olika metoderna. Därför blir föreslagna vägval delvis av "intuitiv" karaktär och även beroende av syftet med behandlingen:

- Med syfte att i första hand klara av skumbildningsproblem förefaller mekanisk behandling av överskottsslam vara den enklaste lösningen. Mekanisk teknik bör främst utvärderas efter investeringsbehov och energiförbrukning av olika utrustningar för att nå en viss effekt. För en given effekt av den mekaniska behandlingen (t ex avdödning av mikroorganismer mätt som skillnad i syreaktivitet före och efter behandling och utlösning av organiskt material) förefaller olika sidoeffekter som minskning av slammängd, ökning av biogasproduktion, utlösning av kväveföreningar, ökat polymerbehov och ändrade avvattningsegenskaper vara relativt likvärdiga. Ozonbehandling är ett intressant alternativ och ger liknande sidoeffekter som mekanisk behandling och bör därför jämföras med mekanisk behandling främst med hänsyn till investeringsbehov och energiförbrukning. Därtill bör eventuella patentfrågor kring användning av ozon bedömas.
- Om syftet med behandlingen är en kombinerad skumbekämpning och hygienisering får termisk teknik ett ökat intresse. Vid jämförelse med mekanisk teknik och ozonbehandling är energikällan värme och inte elenergi. Därtill ger vanligen termisk förbehandling ett slam med bättre avvattningsegenskaper än vid användning av

behandling med mekanisk teknik eller ozon. Termisk förbehandling före röt-kammaren kan göra termofil rötning mer gynnsam. Ytterligare en frågeställning kan vara om biogasen skall användas som energikälla för upphettning av slammet.

- Om syftet med behandlingen är att kombinera skumbekämpning med produktion av en kolkälla lämplig för denitrifikation och biologisk fosforreduktion kan tillsats av natriumhydroxid vara intressant. Om hydrolysatet efter natriumhydroxid-tillsats fälls med magnesiumsalter till magnesiumammoniumfosfat kan en delström erhållas med en hög halt av lättnedbrytbart organiskt material och med en låg ammoniumhalt. Därmed underlättas möjligheter att nå en hög kvävereduktion och att återvinna fosfor.
- Om utrustning för mekanisk sönderdelning av slam installeras kan det vara lämpligt att utvärdera (med laboratorieförsök) hur effektiv en kombination med oxidativ (t ex tillsats av väteperoxid och syra) eller termisk teknik kan vara för minskning av slamproduktion och avdödning av mikroorganismer.

# I. MEKANISMER FÖR SKUMNING VID BIOLOGISK RENING OCH RÖTNING

## A. MEKANISMER FÖR SKUMBILDNING

### Allmän bakgrund

Störningar på avloppsverk kan indelas i yttre och inre orsaker. Yttre orsaker kan bero på höga flöden, stora flödesvariationer, närvaro av giftämnen, tillförsel av ämnen som t ex gynnar skumbildning och filamentartade mikroorganismer. Nya kemikalier som lättnedbrytbara tensider, zeoliter, polykarboxylater och avfettningsmedel har nämnts som en tänkbar förklaring till ökade driftstörningar på kommunala avloppsverk.

Inre driftstörningar kan hänföras till dimensionering eller utformning av anläggningsdelar, stora pumpstillslag och haverier eller dålig funktion på maskinell utrustning. Till de inre driftstörningarna kan även fogas olämpliga driftsätt och ofullständig driftuppföljning som försvårar att motåtgärder mot driftstörningar sätts in i tid.

Skumbildning i röt-kammare är ett mycket komplext problem där effekten av yttre och inre orsaker är svåra att klarlägga. Detta gäller även kopplingen mellan skumbildning i aktivslam-processen och i röt-kammaren och rollen av *Microtrix parvicella*.

Flytslam- och skumbildning har som gemensam orsak att gasbubblor fästs vid slammet som därvid stiger till ytan och bildar ett flytslam- eller skumlager på ytan för luftnings- och sedimenteringsbassängen. Skillnaden beror bl a på den gas som fästes vid slammet och hur denna har bildats.

Flytslam kan erhållas vid denitrifikation vid vilken process nitrat överförs mikrobiellt till kvävgas. Bildade kvävgasbubblor kan fästas eller vara inneslutna i slamflockarna. Flytslambildning hör därför hemma i lågbelastade aktivslamprocesser med biologisk kvävereduktion. Det bildade flytslammet är relativt lätt att avlägsna med spritsning med vatten etc, dvs kvävgasbubblorna är inte hårt fästade vid slammet. Problem med flytslambildning ökar i takt med att biologisk kvävereduktion införs vid avloppsverken.

### Skumbildning

Vid skumbildning i aerob miljö är luft den gas som lyfter upp slammet till ytan i en aktivslamprocess. Skumbildning uppträder när ytaktiva ämnen, olja och långkedjiga fettsyror är närvarande i luftningsbassängen. De viktigaste skumbildande mikroorganismerna är *Nocardia* och *Microtrix parvicella* (Blackall m fl, 1991, Duchene, 1993, Eikelboom, 1993 och Foot m fl, 1993). Dessa anses konkurrera i samma ekologiska nisch och temperaturen är en viktig faktor för dominerande skumbildande mikroorganismer. I kallare klimat är *Microtrix parvicella* dominerande t ex i Sverige medan *Nocardia* dominerar i t ex Australien och USA. Även aktivslamprocessens utformning är av betydelse. *Nocardia* växer endast i aerob miljö varför införande av denitrifikationszoner kan vara en motåtgärd mot *Nocardia*. Däremot kan *Microtrix parvicella* tillväxa i syrerik, i nitratrik men syrefri och till och med i syre- och nitratfri miljö (Chacin m fl, 1994). Detta försvårar möjligheter att finna motåtgärder mot *Microtrix parvicella*. Om denna mikroorganism kommer in i röt-kammaren kan den åstadkomma skumning i denna (Niekerk m fl, 1987).



Cellväggar hos *Microtrix parvicella* har hydrofoba egenskaper, dvs de kan adsorbera fetter, nonjoniska detergentter etc. *Microtrix parvicella* växer bra på slamhydrolysat och det är möjligt att de kan utnyttja produkter från andra bakterier i skumskiktet. Av speciellt intresse med hänsyn till nya kemikalier är att *Microtrix parvicella* erfordrar långkedjiga fettsyror som kol- och energikälla. Tillförseln av långkedjiga fettsyror har ökat under senare år i och med införandet av nya kemikalier som lättnedbrytbara tensider.

Wanner (1993) har kopplat ökad skumbildning i avloppsverk i Tjeckoslovakien med ändrad sammansättning hos detergentter. Medan skumbildning i huvudsak inte förekom tidigare har skumbildning observerats i ökande omfattning. Kommersiella utländska tvättmedel hade därvid funnits på marknaden under ca två år. Wanner (1993) anger att en alternativ förklaring kan vara en ökad övergång från konsumtion av animaliskt fett till billigare vegetabiliskt fett. Denna övergång skedde under samma period.

I ett samarbetsprojekt mellan Käppala, Stockholm Vatten och SYVAB har skumningsproblem i Sverige studerats genom mikroskopering och identifiering av filament vid ca 20 avloppsverk i Sverige (Rothman m fl, 1995). Tretton av de kontaktade avloppsverken drevs med kvävereduktion. Av dessa hade elva ofta slamsvällning (dvs slamindex över 150 ml/g) och åtta hade någon gång haft skumbildning i det biologiska steget. Av de nio verk som inte drevs med kvävereduktion hade tre haft problem med slamsvällning. *Microtrix parvicella* förekom i ett antal slam främst i anläggningar med kvävereduktion men fanns även i ett fall i en aktivslamprocess som inte drevs med kvävereduktion.

## B. SKUMBILDNING I AKTIVSLAMPROCESSEN

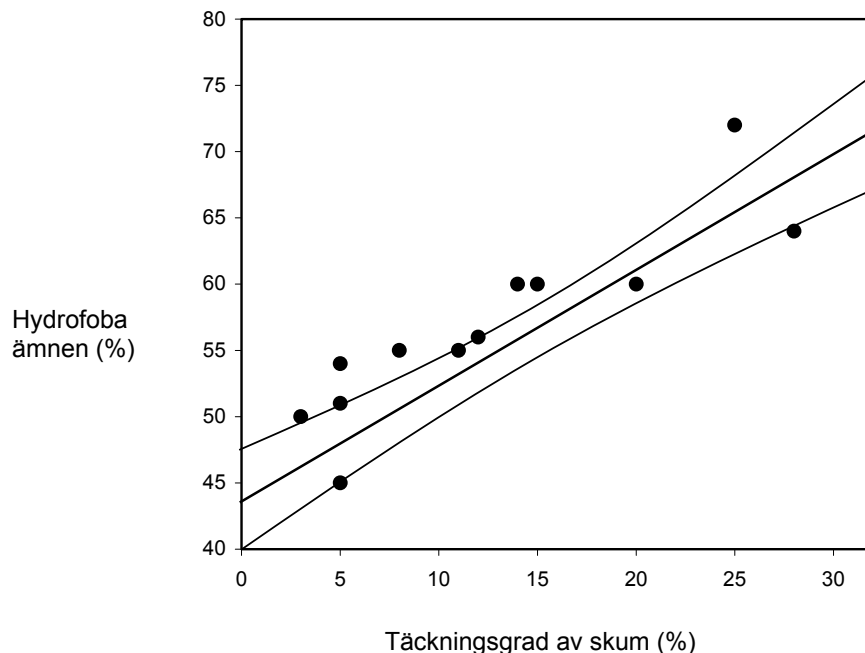
Exempel på skumbildande mikroorganismer har sammanställts av Madoni m fl (2000) (se tabell 1).

Tabell 1. Dominanta filamentartade mikroorganismer i aktivslamprocessen med skumningsproblem (Madoni m fl, 2000). GALO = *Gardona amarae* liknande organismer t ex *Nocardia*.

Land	Rankning			Referens
	1	2	3	
Australien	<i>M. parvicella</i>	GALO	Typ 0092	Seviour m fl, 1990
Tjeckien	<i>M. parvicella</i>	GALO	<i>N. Limicola</i>	Wanner m fl, 1998
Frankrike	<i>M. parvicella</i>	Typ 0675	GALO	Pujol m fl, 1991
Sydafrika	Typ 0092	<i>M. parvicella</i>	GALO	Blackbeard m fl, 1988
Nederländerna	<i>M. parvicella</i>	GALO	<i>N. Limicola</i>	Eikelboom, 1991
UK	<i>M. parvicella</i>	<i>N. Limicola</i>	GALO	Foot, 1992
Italien	<i>M. parvicella</i>	GALO	Typ 0675	Madoni m fl, 2000

I samma avloppsverk kan *Microtrix* förekomma vintertid, medan *Nocardia* dominerar skumbildningen sommartid (Madoni och Davoli, 1997). Ytegenskaper hos aktivt slam beror bl a på de extracellulära polymerer (ECP) som kan extraheras från aktivt slam. De polymerer som hänger samman med skumbildande slam har inte närmare studerats.

Tillväxtbetingelser kan påverka de skumbildande egenskaperna hos t ex *Microtrix* (Kocianova m fl, 1992). Ett samband erhöles mellan grad av hydrofoba ämnen och skumbildning (se figur 1). Under vissa betingelser finns *Microtrix* i aktivslamprocessen utan att skumbildning erhålls medan förändringar i tillväxtbetingelser kan leda till snabb bildning av skum. Detta kan även vara förklaring till att *Microtrix* ibland inte leder till skumbildning i aktivslamprocessen men senare i rötammaren där processbetingelserna är andra än i aktivslamsteget.



Figur 1. Samband mellan täckningsgrad av skum i luftningsbassängen och andel hydrofoba ämnen i slammets ytskikt (Kocianova m fl, 1992).

Sodell och Seviour (1996) har visat att *Nocardia pinensis* växer mycket snabbare på hydrofoba ämnen som olivolja jämfört med tillväxthastigheten på enklare hydrofila ämnen som glukos.

Knoop och Kunst (1998) identifierar följande faktorer som gynnsamma för tillväxt av *Microtrix parvicella* i en aktivslamprocess:

- Låg slambelastning eller hög slamålder
- Alternierande tillgänglighet av syre och nitrat som elektronacceptorer
- Låg temperatur
- Tillgänglighet av långkedjiga fettsyror

Tillsats av aluminiumsalter som aluminiumklorid eller polymeriserad aluminiumklorid (PAX-18) kan minska förekomst av filamentartade mikroorganismer. En enda pulsdosering av 30 mg PAX-Al/g MLSS skadade filamentartade mikroorganismer. Vid låga pH-värden kan aluminiumjoner hämma aktiviteten hos enzymer som påverkar tillväxten av filamentartade bakterier (Kebebein m fl, 2002).

### C. SKUMBILDNING I RÖTKAMMARE

Två olika typer av skum bildas i rötkammare. Den ena typen är stabilt och kan lätt återskapas vid skakning av slam eller slamfasen och förekommer då rötningsprocessen är i obalans eller om ytaktiva ämnen finns i slammet. Den andra typen består av flytslam som bundit gas som producerats vid rötningen (Rothman m fl, 1995). Olika slamtyper och motåtgärder visas i tabell 2.

Tabell 2. Kännetecken på olika typer av skum samt förslag på åtgärder (Rothman m fl, 1995).

Skumtyp	Orsak	Kännetecken	Åtgärd
Stabilt skum	Instabil rötningsprocess	pH sjunker	Jämnare slaminpumpning
		Dålig gasproduktion	Förbättra omblandningen
		BA/TA*-kvoten ändras	Höj pH med buffert
	Utrötningsgraden sjunker		
Instabilt skum (flytslam)	Ytaktiva ämnen	Skumbildande slam	Skumdämpare
	Fett, hår, trasor m m	Rötning stabil	
		Skummets utseende	Spritsvatten
Instabilt skum (flytslam)	Filamentbildande bakterier	Filamentbildande bakterier i skum	Toppomrörare
			Spritsvatten
	GF-halt hög i skummet	Toppomrörare	
		Förändra driften i biosteget	

\*Kvot mellan bikarbonatalkalinitet (pH 5,75) och total alkalinitet (pH 4,0)

Skumbildning har rapporterats i aktivslamprocessen i Bromma, Henriksdal och Himmerfjärdens reningsverk och i dessa anläggningar har observerats förekomst av *Microtrix parvicella* (Dillner Westlund m fl, 1996). Denna organism har även funnits i skumfasen på ytan i rötkamrarna. I tabell 3 visas analysdata från skum och slamfasen i rötkammare på Henriksdals reningsverk.

Tabell 3. Sammanställning av analysdata från skum och slamfasen i rötkammare på Henriksdals reningsverk (Rothman m fl, 1995).

	Skum	Slam	Referens <sup>A</sup>
pH		7,3	7,2
BA <sup>B</sup>	(g/l)	3,2	3,4
TA <sup>C</sup>	(g/l)	3,3	3,5
BA/TA-kvot	(%)	97	97
TS <sup>D</sup>	(%) 6,0	2,2	2,4
GF <sup>E</sup>	(%) 70	60	55
Filamenthalt	Hög	Låg	Låg

<sup>A</sup> Referens: Normala halter för Henriksdal, <sup>B</sup> BA: Bikarbonatalkalinitet, titreras med HCl till pH 5,75,

<sup>C</sup> TA: Total alkalinitet, titreras med HCl till pH 4,0, <sup>D</sup> TS: Torrsubstans, <sup>E</sup> GF: Glödförlust

Dillner Westlund m fl (1998) identifierade följande åtgärder för att motverka problem orsakad av skumbildning i röt-kammare:

- **Ökad slambelastning.** Tillväxt av filamentbakterier som *Microthrix parvicella* gynnas av hög slamålder, varför mängden filamentbakterier kan reduceras genom ökad slambelastning i aktivslamprocessen.
- **Separat stabilisering av överskottsslam.** Skumning orsakad av filamentbakterier från aktivslamprocessen kan motverkas om överskottsslammet stabiliseras på annat sätt än i röt-kammaren.
- **Minskad slamnivå i röt-kammaren.** En enkel åtgärd för att förhindra att skumbildningen blockerar gasflödet från reaktorn är att minska slamnivån i röt-kammaren.
- **Antiskumbildningskemikalie.** Polyaluminiumsolt kan användas som antiskumbildningskemikalie. Det är viktigt att en god inblandning av antiskumbildningskemikalien erhålls.
- **Toppblandare.** Det skum som bildas kan förstöras genom att en blandare installeras i skumfasen strax ovanför slamnivån.
- **Värmebehandling av slam före rötning.** Dillner Westlund m fl (1998) studerade temperaturens inverkan på skumbildning genom att mäta bl a ATP-innehållet i slam som värmebehandlats vid olika temperaturer från 20 till 70 °C och fann att upphettning av slam till 70 °C kan förhindra skumning.

Föreslagna åtgärder illustrerar principiella möjligheter. Ökad slambelastning (minskad slamålder) minskar möjligheten för de långsamt växande skumbildande mikroorganismerna att få en dominerande roll. Separat uttag av skum från luftnings- eller sedimenteringsbassäng är en annan väg att minska skumningsproblemen. Med hjälp av lämpliga selektorer (oxiska eller anoxiska) finns även möjligheter att minska tillväxten av *Microthrix* eller *Nocardia* (Madoni och Davoli, 1997).

Separat stabilisering av överskottsslam innebär stora nyinvesteringar. Minskad slamnivå, antiskumbildningskemikalie och toppblandare är olika sätt att förbättra röt-kammardriften i befintliga röt-kammare.

En väg som bör kunna garantera låg skumbildning i en röt-kammare är användning av ett separat behandlingssteg före röt-kammaren. I detta steg kan skumbildande mikroorganismer avdödas eller ändra struktur och ämnen avlägsnas som åstadkommer skum. Dillner Westlund m fl (1998) föreslår värmebehandling av slam före röt-kammaren och detta är en av många möjligheter för att minska skumningsproblem

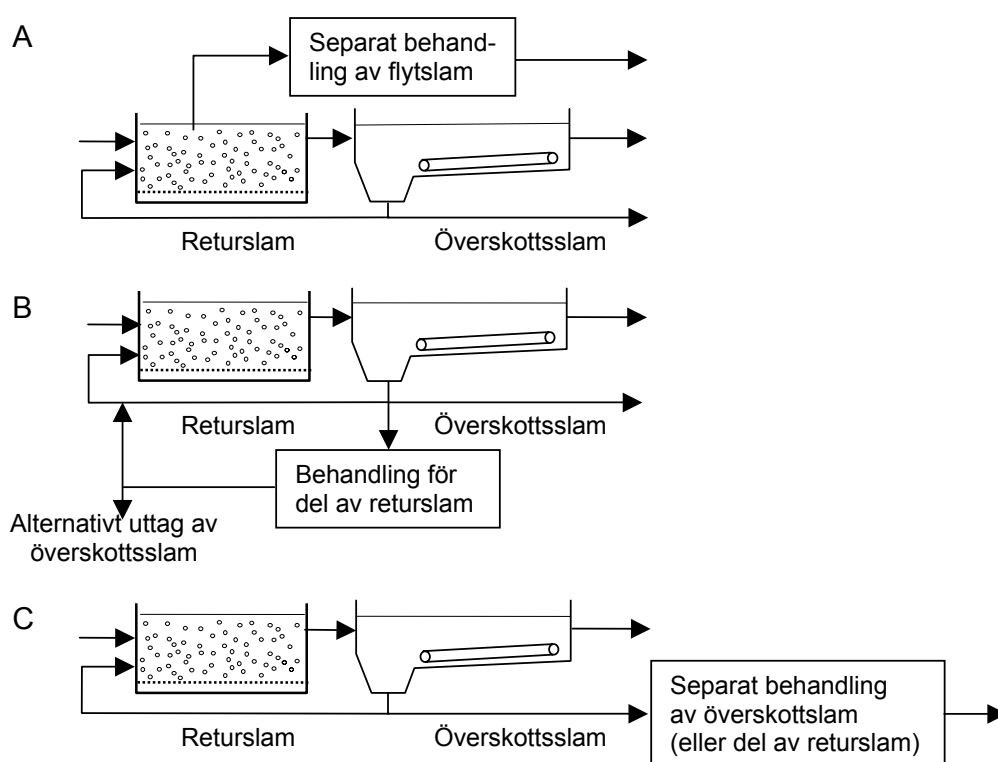
## II. BEHANDLING AV ÖVERSKOTTSSLAM FÖRE RÖTKAMMAREN

### A. ALLMÄNNA PRINCIPER OCH EFFEKTER

#### Placering av slambehandling

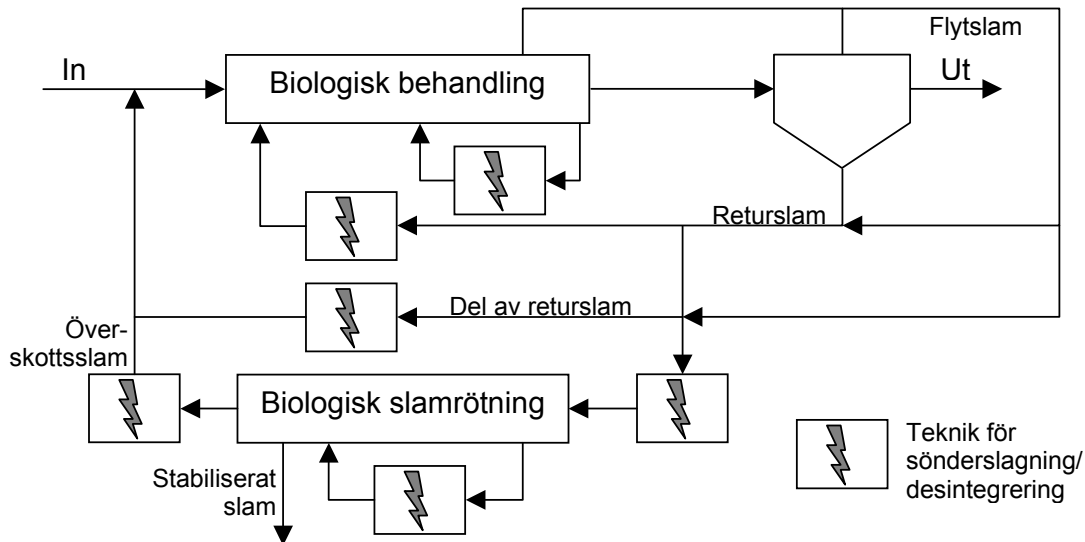
De olika vägar som främst föreslagits för att speciellt behandla biologiskt slam före rötkammaren illustreras i figur 2 och utgörs av:

- Separat behandling av flytslam, vilket kan vara lämpligt för att minska skumbildningsproblem i aktivslamprocessen och i rötkammaren och om lämpliga anordningar finns för att avlägsna flytslam
- Separat behandling av del av returslamflödet
- Separat behandling av hela eller del av överskottsslamflödet



Figur 2. Olika möjligheter att behandla slam från aktivslamsteget före tillförsel till rötkammare. Separat behandlat flytslam eller överskottsslam kan återföras till aktivslamsteget och utgöra kolkälla för biologisk fosforreduktion eller denitrifikation och minska tillförd slammängd till rötkammaren.

I figur 3 redovisas olika ställen där sönderslagning/desintegrering av slam kan göras vid biologisk avlopps- och slamhantering.



Figur 3. Olika placeringar vid biologisk avlopps- och slamhantering av utrustning för sönderslagning/desintegrering av slam (Ødegaard, 2003 och Chimochowicz-Rybicka, 2003).

### Effekter

Effekter vid behandling av slam från aktivslamsteget före tillförsel till rötchkammare är bl a:

- Avdödning av mikroorganismer inkl. filamentartade organismer
- Utlösning av COD från slammet och där COD kan karakteriseras t ex som lättnedbrytbart, nedbrytbart och svårnedbrytbart material och hur det kan användas som kolkälla för denitrifikation, biologisk fosforreduktion (återföring till aktivslamsteget) eller för biogasproduktion (i rötchkammare)
- Minskad slamproduktion mätt som torrsubstans eller glödförlust
- Ändrad partikelstorleksfördelning och dess effekt på avvattning och polymerbehov
- Speciella effekter på nedbrytning av ämnen som kan åstadkomma skumbildning

### Metoder

De metoder som främst kan utnyttjas för behandling av biologiskt slam kan indelas i:

- Termisk energi:
  - Låg temperatur (frysning och upptining)
  - Förhöjd temperatur upp till ca 100 °C inkluderande pastörisering och mikrovågsteknik
  - Förhöjd temperatur upp till ca 200 °C innan olika svårnedbrytbara organiska ämnen bildas
- Kemikalier
  - Syra och baser för upplösning av olika komponenter i slam
  - Oxiderande kemikalier som ozon, väteperoxid och hypoklorit
- Mekanisk energi
  - Högt tryck
  - Mekanisk omrörning
  - Ultraljud
- Biologisk teknik
  - Användning av högre mikroorganismer
  - Användning av enzymer
  - Användning av förhöjd temperatur vid biologisk nedbrytning (termofila betingelser)
- Övrig teknik, t ex elektriska pulser (Kopplow m fl, 2003)

## B. ÅTGÄRDER MOT SKUMBILDNING GENOM FÖRBEHANDLING AV SLAM

### Termisk förbehandling

Termisk hydrolysis som slambehandling har märkbart förbättrat den anaeroba rötningen. Det är bland lyckosamma metoder använda i full skala på de senaste åren. Haug m.fl. (1978) studerade värmebehandling av slam vid lägre temperaturer för att utröna om det kunde kombineras med några av avvattningsbarhetens fördelar med förbättrad rötning. Cambi AS, ett norskt företag, som har en framgångsrik teknik för termisk hydrolysis, utnyttjade ett processsystem för att bemästra det viktigaste problemen med slambehandling.

I denna process är avvattnat slam förvämt och utspätt med uppvärmt vatten och återvunnen ånga. Sedan pumpas det in i en reaktortank av rostfritt stål för termisk hydrolysis vid högt tryck (5-10 bar) och temperatur (150-175°C). Hydrolysen löser upp COD i slammet och komplext organiskt material, som proteiner, lipider och cellulosa-fibrer, omvandlas till enklare ämnen som är rötningsbara. Detta maximerar biogasproduktionen medan slamvolymen minimeras. Liksom andra processer, utvärderades termisk förbehandling på basis av COD-nedbrytning för att studera biologisk nedbrytbarhet av organiskt material i slammet. Medel COD-nedbrytningen vid Hammar avloppsreningsverk (HIAS) var år 1997 52 % och 1998 59 %. VSS-reduktionen var ca 56 %.

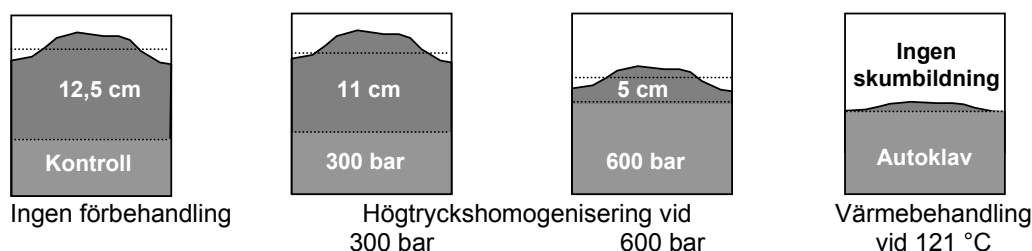
Biogasproduktionen förbättrades märkbart. HIAS har 150 000 personekvivalenter, och biogasproduktionen var år 1998 ca 2770 m<sup>3</sup> per dag. Även metaninnehållet i biogasen ökade, vilket kan ses som en indikator på en bättre anaerob rötning. Termisk behandling leder till koagulation av proteiner och frigör intercellulärt bundet vatten. Avvattningsbarheten förbättrades och TS-koncentrationer på 40 - 60 % kan erhållas utan tillsats av polymerer. Dåliga avvattningssegenskaper observerade i andra processer, t ex ozonbehandling, kan bemästras med termisk förbehandling.

Termisk förbehandling är även en framgångsrik sönderdelningsmetod för att motverka skumning, som orsakar driftsproblem i röt-kammare. Mikroskopisk examination indikerar att filamentstrukturen kan förstöras, men syreupptagningstest visar på överlevnad och återaktivering av filamenta organismer efter en viss luftningstid (Dunnebeil m.fl, 2001). Experimenten genomfördes med moderat nedbrytning (125 °C och 70 min). Dessa experiment kunde inte erhålla total nedbrytning av filamenta mikroorganismer, men att tillväxten av skumningsbildande bakterier motverkades signifikant. Termofil rötning minskar skumbildningen (Dohányos m fl, 2003).

Termisk hydrolysis erbjuder en lovande potential att öka nedbrytning av organiskt material, öka biogasproduktionen, erhålla tillräcklig desinfektion, eliminera skumning och förbättra avvattningssegenskaperna hos slammet. Ytterligare forskning i detta område omfattar optimering av energibehov med användning av lägre temperaturer. Flera modifikationer kan användas för att optimera processen. Hög energikonsumtion kan kompenseras av användning av ångan två gånger genom förvärmning av slammet med ånga från högtryckstanken. Användning av tryckskillnader för att transportera slammet vid högre tryck löser problemet med att pumpa slammet vid högt tryck. Kapitalkostnader och driftskostnader är dock fortfarande de viktigaste hindren för användning av termisk förbehandling.

Försök med mekanisk och termisk förbehandling av slam före rötning och effekten på skumning i röt-kammaren har studerats av Barjenbruch m fl (2000). För mekanisk

sönderdelning av slammet användes en högtryckshomogenisering med en högtryckspump och en speciellt utformad ventil. Tre studier genomfördes; två med homogenisering vid 300 bars tryck och 600 bars tryck samt med värmebehandling vid 121 °C. Därefter rötades slammet i en testreaktor varvid gasproduktion och skumbildning noterades. Med upphettning erhöles ingen skumbildning i reaktorn, medan homogenisering gav en reducerad skumbildning jämfört med obehandlat slam (se figur 4). Gasproduktionen var med värmebehandling 20 % större och med homogenisering 18 % större än för obehandlat slam. Studier av det behandlade slammet visade att både värmebehandling och homogenisering bröt ned de filamenta strukturerna, medan värmebehandlingen även bröt ned hydrofoba organiska ämnen. Genom nedbrytning av de filamenta strukturerna kommer intercellulärt organiskt material ut i lösning, vilket underlättar nedbrytning vid rötningen och därmed ökar biogasproduktionen.

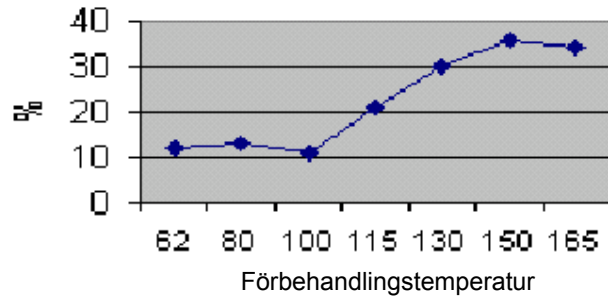


Figur 4. Skumbildning i cm vid rötning beroende på val av förbehandlingsmetod (Kopplow).

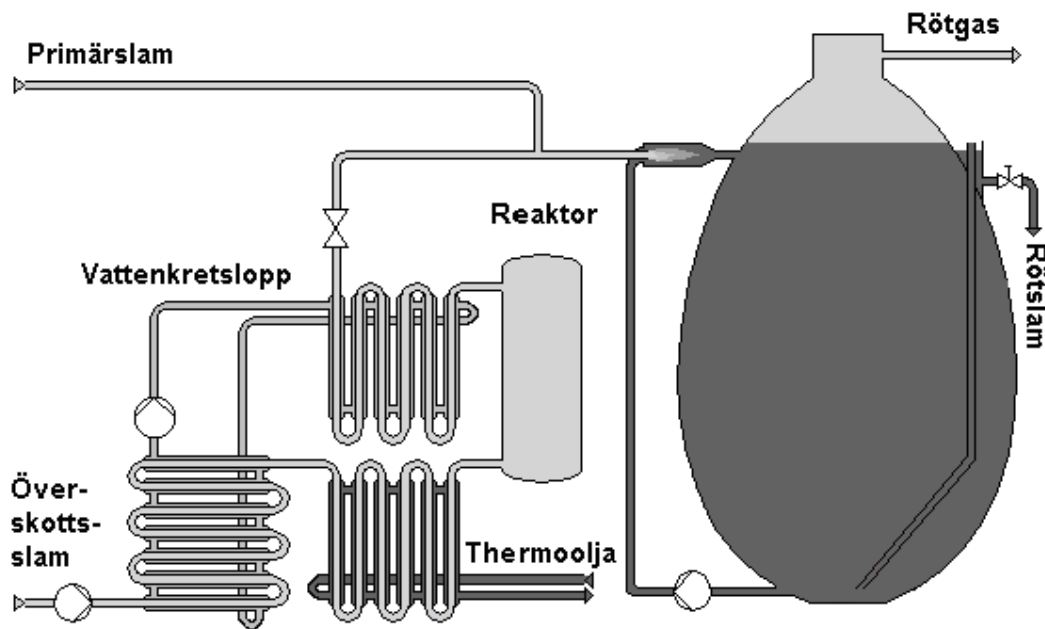
I processen Bio THELYS utnyttjas termisk hydrolysis vid en temperatur på 150 – 185 °C, ett tryck på 10 – 15 bar och en hydraulisk uppehållstid på 30 – 60 minuter. Det behandlade slammet tillförs sedan ett anaerobt eller aerobt biologiskt steg. En slamminkning på upp till 70 % kan erhållas (Chauzy m fl, 2003).

Den procentuella ökning av biogasproduktionen genom värmebehandling av slam före rötning visas av figur 5 (Panter, 1998). 35 % ökning av biogasproduktionen kan erhållas genom värmebehandling vid 150 °C. För att motverka skumbildning krävs att de hydrofoba ämnena elimineras, vilket enligt Dillner Westlund m fl (1998) sker vid temperaturer över 70 °C, vilket ger 10 % ökning av biogasproduktionen. För att eliminera skumbildning behöver dock enbart överskottslammet från aktivslamprocessen värmebehandlas, vilket kan utföras i en process utformad enligt figur 6. En ökning av biogasproduktionen kan dock erhållas om primärslammet och det värmebehandlade överskottslammet homogeniseras mekaniskt, så att intercellulärt material går ut i lösning. Pastörering (30 min vid 70 °C) av slam före röttkammare ökade nedbrytningen av organiskt material från 28 % till 32 % (Chimochoicz-Rybicka, 2003).





Figur 5. Procentuell ökning av biogasproduktionen genom värmebehandling av slam före rötning (Panter, 1998).



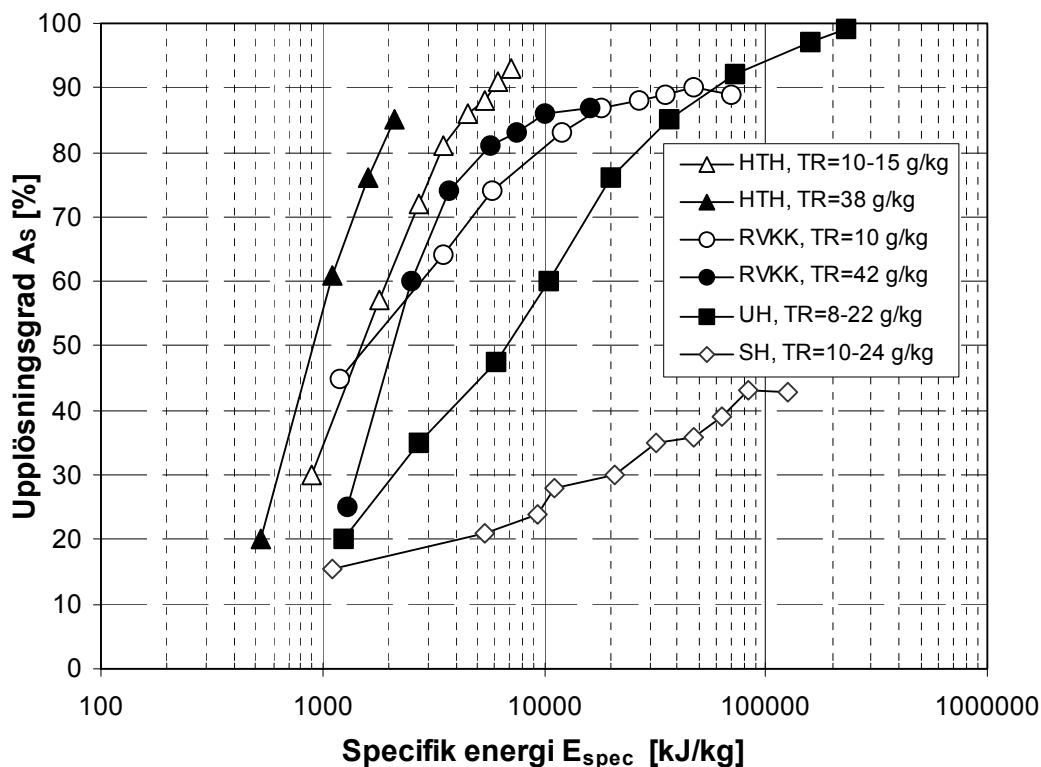
Figur 6. Rötchamrre med värmebehandling av överskottsslam från aktivslamprocessen före rötchamrren (Dünnebeil m fl, 2002, LIMUS Umwelttechnik gmbh).

### Mekanisk förbehandling

Många undersökningar har utförts angående inverkan av mekanisk förbehandling av slam på anaerob rötning. Mekanisk sönderdelning är en gammal metod som används för att förstöra cellväggar och filamentstrukturer, vilket frigör organiskt material. Detta organiska innehåll är lättnedbrytbart och hjälper till med att öka biogasproduktionen och reducerar rötningstiden. I motsats till andra slambehandlingstekniker, har flera modifieringar gjorts på mekanisk förbehandling som; högtryckshomogenisering, ultraljudshomogenisering, rörverkshomogenisering, mekanisk jetstråleteknik etc. Bland dessa förbehandlingstekniker har ultraljud på de sista åren fått en stor uppmärksamhet, och betraktas därför som ett separat ämne.

Högtryckshomogenisering, kulkvarnsmalning och ultraljudshomogenisering är lämpliga metoder för mekanisk behandling av slam (Kopp m fl, 1997, Dichtl m fl, 1997). Mekanisk behandling bryter ned slammets flockstruktur och mikroorganismernas cellväggar, vilket ökar nedbrytningsgraden och minskar uppehållstiden i röttningsprocessen. En ökad nedbryt-

ningsgrad ger mer biogas och mindre volym rötat slam. En mindre partikelstruktur innebär dock att mer polymerer behövs för avvattningen. Energivinsten genom ökad biogasproduktion är lika stor som den energi som behövs för den mekaniska behandlingen. Högtryckshomogenisering visade sig vara energimässigt mest effektiv medan ultraljudshomogenisering krävde störst energiförbrukning för att erhålla samma nedbrytningsgrad (se figur 7).



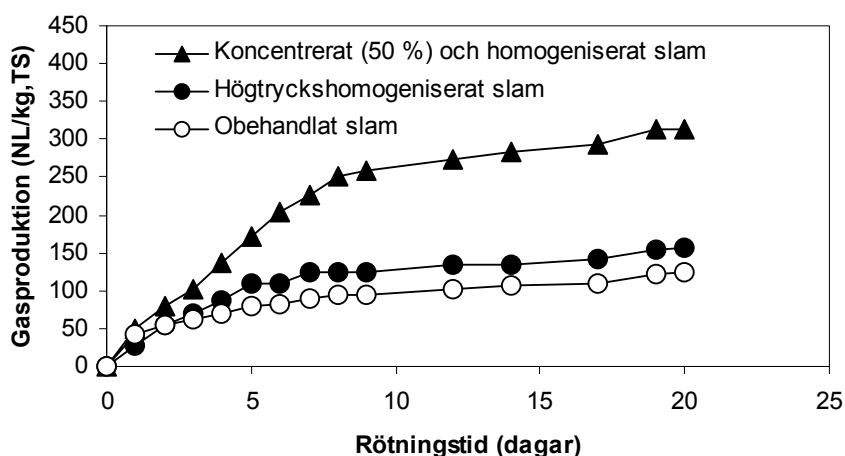
Figur 7. Upplösningsgrad för organiskt material mot specifik energi för olika mekaniska slambehandlingsmetoder; HTH är Högtryckshomogenisator, RVKK är Rörverkskulkvarn, UH är Ultraljudshomogenisator och SH är Skjuvspalthomogenisator (Dichtl m fl, 1997).

Behandling av slam med kulkvarn (Baier och Schmidheiny, 1997) och med ultraljud (Thiem m fl, 1997, Chiu m fl, 1997) att organiska ämnen i slammet går i lösning, vilket ger en högre produktion av biogas. Mekanisk slambehandling kan även kombineras med avvattningsprocessen (Dohányos m fl, 1997). Ett speciellt stötkugghjul monteras i centrifugen där slammet lämnar centrifugen, varvid de organiska ämnen som frigörs vid den mekaniska behandlingen lämnar centrifugen med det avvattnade slammet.

Mekanisk behandling som ger cellsönderdelning leder till en markant ökning i gasproduktion och i nedbrytningsgrad, medan behandling med metoder som ger flocksönderdelning, ger en liten påverkan på rötningsprocessen (Müller, 1998). Cellsönderdelning åstadkommes med högenergisönderdelning, vilket förstör bakterier och andra typer av mikroorganismer som har motståndskraftiga cellväggar. Flocksönderdelning som åstadkommes med lågenergisönderdelning kan endast förstöra flockar som utgörs av organismer bundna till varandra med biopolymerer.

Rörverkskulkvarn, högtryckshomogenisering, ultraljudssändare, mekanisk jetstråleteknik, högpresterande pulsteknik och centrifugteknik är under utveckling i avsikt att förbättra deras användbarhet för slambehandling. Effekten av dessa metoder jämförs på basis av specifik energitillförsel och sönderdelningsgrad i form av COD utlösning i kapitel III B. Ultraljudshomogenisering ger en högre sönderdelningsgrad dock vid en högre specifik energikonsumtion än för de andra metoderna. Högtryckshomogenisering och rörverkskulkvarn var bland de bästa metoderna med en acceptabel sönderdelningsgrad och lägst energikonsumtion. För att studera inverkan av mekanisk förbehandling på filamenta strukturer, kan de experimentella resultaten från ultraljudsbehandling användas för att förutsäga effekten av de många metoderna. Eftersom sönderdelningsgrad inte är så hög som vid ultraljudsbehandling, bedöms nedbrytningen av filament som normal.

Högtryckshomogenisering visar sig ha en stor inverkan på den anaeroba rötningsgraden, och gav en reduktion av VSS på upp till 40 % vid en rötningstid på 2 till 6 dagar. Frigörelse av proteiner och kolhydrater stimulerades av processen och som har ett linjärt beroende till COD-frigörelse (Engelhart m.fl., 2000). Energiutbytet i form av biogasproduktion vid högtryckshomogenisering (se figur 8) studerades av Onyeche m.fl. (2001). Koncentrering av slamm till 50 % följt av högtryckshomogenisering gav det största gasutbytet.



Figur 8. Gasproduktion som funktion av rötningstid för slam högtryckshomogeniserat vid 500 bar och obehandlat slam (Onyeche m.fl., 2001).

Den viktigaste nackdelen med mekanisk förbehandling är ett högt energibehov för att erhålla en hög sönderdelningsgrad. Utöver energikonsumtion finns andra faktorer som investeringskostnad eller anpassning av maskinen för befintlig anläggning och processutformning vid det specifika reningsverket. Andra faktorer som observerats i laboratorieskala var nötning av maskinkomponenter som slitage och utnötning av kvarnbädden i kulkvarnen, erosion av homogeniseringsventiler etc. Biogasproduktionen ökade inte signifikant jämfört med andra behandlingsmetoder.

Mekanisk förbehandling kan således bryta ner mikroorganismer och förbättra den anaeroba rötningen. Jämförelse av experiment med olika sönderdelningsutrustning, visade sig högtryckshomogenisering och rörverkskulkvarn vara fördelaktiga i form av specifik energikonsumtion. Andra fördelar är reduktion av slammängd och rötningstid. Det finns ett stort

behov att optimera energikonsumtion och biogasproduktion för att erhålla bättre effekt för framtida applikationer.

### Ozonbehandling

Inom VA-området har ozon främst utnyttjats inom vattenrening som oxidationsmedel av tvåvärt järn och mangan, avlägsnande av ämnen som orsakar lukt och smak, avlägsnande av mikroorganiska föroreningar och framför allt för desinfektion. Industrin har utnyttjat ozon för att bryta ned organiskt material till mindre farliga ämnen. Inom avloppstekniken har ozon haft en begränsad roll. Potentiella områden för behandling av avloppsvatten är bl a :

- Desinfektion av avloppsvatten för fortsatt användning (industri, bevattning etc)
- Nedbrytning av mikroorganiska ämnen före tillförsel till recipienten (endokrina ämnen, medicinrester, restprodukter från hushåll och industri etc)
- Partiell oxidation av organiska ämnen och desinfektion före filter som slutsteg för att bl a förstärka denitrifikation i filtersteget och minska halten svårnedbrytbar COD i utgående avloppsvatten

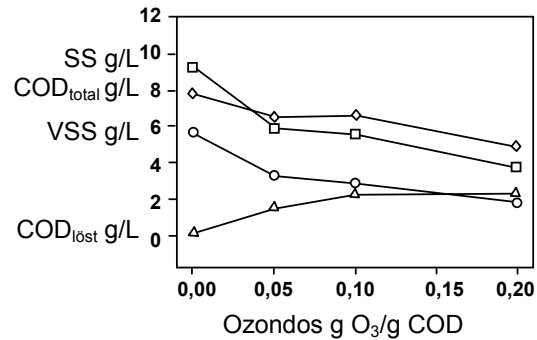
Ozon reagerar med slamkomponenter både med en direkt och en indirekt reaktionsmekanism vilka sker samtidigt. Den indirekta baseras på kortlivade hydroxylradikaler vilka inte reagerar specifikt. Den direkta reaktionshastigheten är långsammare och beror på strukturen på slamkomponenten (Scheminski m fl, 2000).

För slamhantering är olika potentiella tillämpningar bl a:

- Avdödning av mikroorganismer (desinfektion) och minskning av andelen filamentartade och skumbildande mikroorganismer i aktivslamprocessen eller i rötammaren (Boeler och Sigrist, 2003)
- Nedbrytning av miljöfarliga ämnen i slammet och ökning av dess biologiskt nedbrytbara andel
- Minskning av bildad slamproduktion och möjligheter att öka biogasproduktionen i rötammaren (Salhi n fl, 2003)
- Avlägsnande av lukt från slammet (Farroq och Akhlaque, 1982)

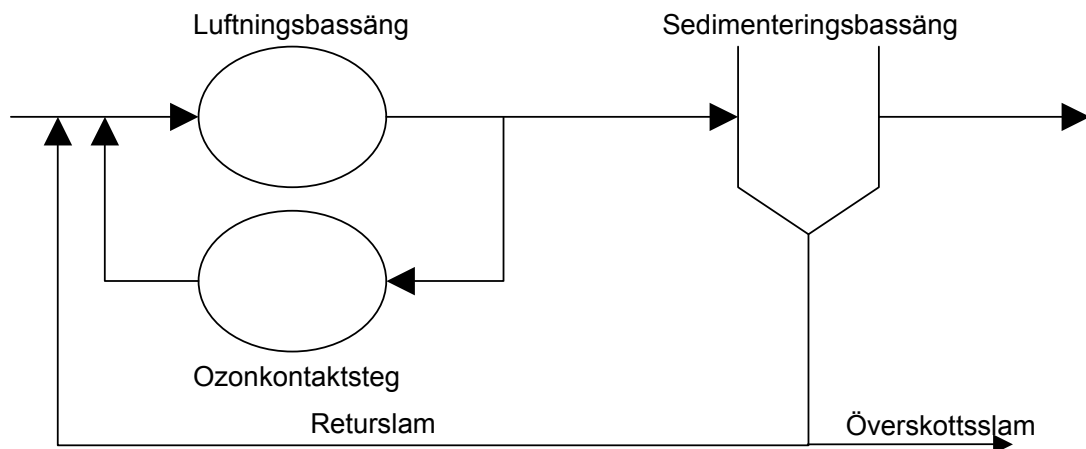
Slam kan nedbrytas med hjälp av olika oxiderande ämnen som väteperoxid och ozon. Mest studerat är användning av ozon. Ozon kan utnyttjas för att minska slamsvällning i aktivslamprocessen genom att dosera ozon i små mängder t ex under 30 minuter var tredje dag. Vid ökande doser kan slamproduktionen av överskottsslam minska med 40-60 % . Vid oxidation med ozon bryts cellväggar ned och cytoplasma löses upp i slamvattnet.

Försök utförda av Weemaes m fl (2000) visade att mängden biogas ökade med 80 % vid en behandling med 0,1 g O<sub>3</sub>/g COD och 50 % med 0,05 g O<sub>3</sub>/g COD. En högre ozonhalt hade inte lika positiv effekt på biogasbildningen. Ozonbehandlingen medförde att mängden lösta organiska ämnen ökade men den totala mängden organiska ämnen minskade (se figur 9). Dessutom bildades organiska syror som sänkte pH-nivån i det ozonbehandlade slammet.

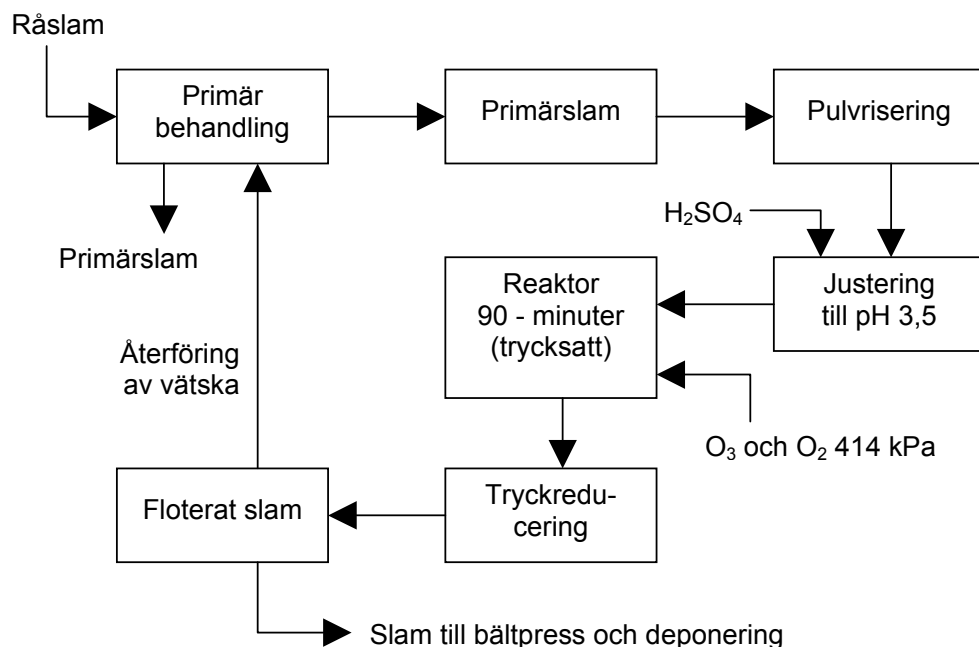


Figur 9. Effekten av ozonbehandling på suspenderade ämnen, VSS och SS, samt organiska ämnen COD total och löst (Weemaes m fl, 2000).

Ozontillsats kan användas för att behandla en delström av returslammet för att minska bildad överskottsslammängd (se figur 10) eller som förbehandlingssteg för överskottsslam tillfört till rötkammaren. Vanliga doser är 0,05-0,2 g ozon/g organiskt slam och med möjligheter att öka biogasproduktionen med en faktor på ca 1,5-2. En anläggning för ozonbehandling av slam i full skala (se figur 11) togs i drift vid reningsverket i West New York 1981 och senare ytterligare en anläggning i New Jersey (Rice, 1993). I processen kombineras ozonbehandling med tillsats av svavelsyra. Ozon kan även användas för att behandla rötslam, varvid behandlat slam kan recirkuleras tillbaka till rötkammaren (Goel m fl, 2003).



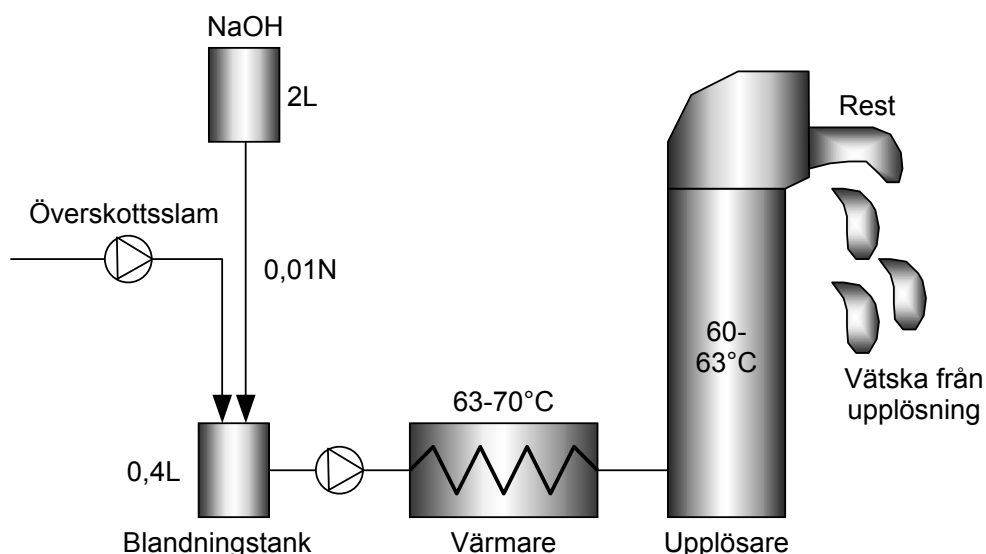
Figur 10. System för minskning av överskottsslamproduktion.



Figur 11. Processchema för West New York, New Jersey avloppsverk inkluderande oxyzo-syntesprocessen (Rice, 1993).

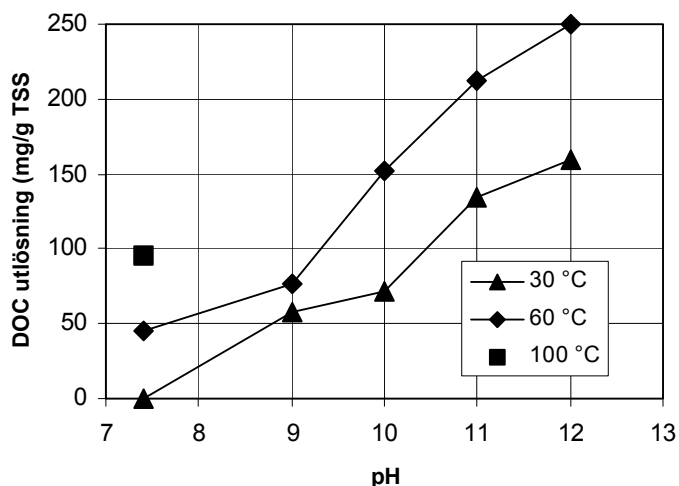
#### Tillsats av syror och baser

Syror och baser kan lösa ut komponenter ur slam. Tillsats av syror och baser används ofta i kombination med andra slambehandlingsmetoder som i figur 10 där slammet behandlas genom tillsats av ozon och svavelsyra. Syror är mest effektiva för att lösa ut oorganiskt material ur slam medan baser som natriumhydroxid kan lösa ut en betydande del av slammets organiska innehåll, ca 30 - 40%. Speciellt effektivt är att som i figur 12 utnyttja NaOH, natriumhydroxid vid förhöjd temperatur.



Figur 12. System för upplösning av slam med hjälp av NaOH och värme.

Bas i kombination med värme för utlösning av organiskt material har studerats av Rocher m fl (2000). Utlösningen genomfördes vid 30°C, 60°C och 100°C samt tillsats av NaOH till pH-värde 12. Figur 13 visar att bastillsatsen gav en större utlösning än enbart uppvärmning till 100°C.

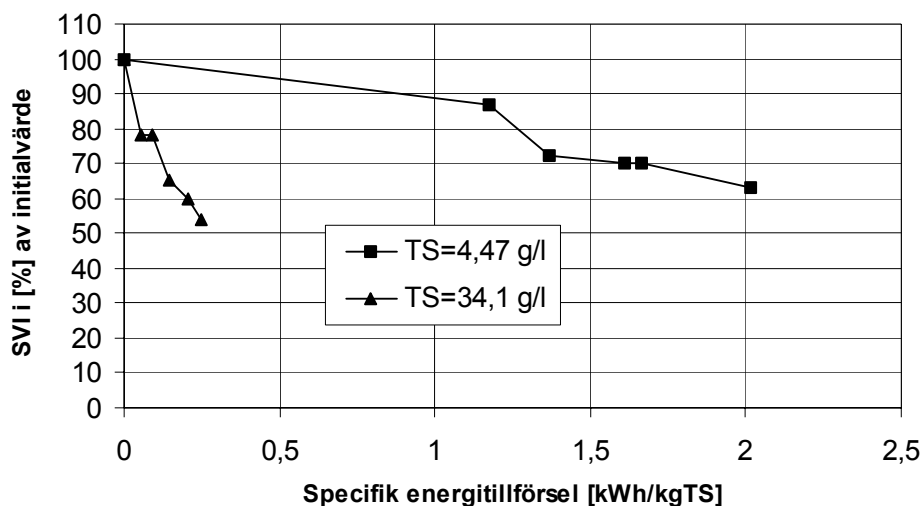


Figur 13. Upplösning av organiskt material med värme och NaOH (Rocher m fl, 2000).

Vid Bayer AG reningsverk vid fabriken i Dormagen, Tyskland, används hydrolys med NaOH för att öka nedbrytningsgraden av överskottslam (Burghardt m fl, 1997). Slammet värms med ånga till 95°C varefter lutlösning med 25 % NaOH tillsätts. Vid behandlingen erhöles en utlösning av 55 % - 65 % av det organiska materialet i slammet. Det behandlade överskottslammet blandades med primärsлам, och kunde efter konditionering med kalkmjölk och järnklorid avvattnas med kammarfilterpress till 43 % TS.

### Ultraljudsbehandling

På senare årtionden har experiment med ultraljudsbehandling av slam visat att lågfrekvent ultraljudsbehandling kan användas för disintegration av partikulärt organiskt material och för att främja en efterföljande anaerob rötningsprocess. Lågfrekvent ultraljud kan användas för att bekämpa filamentbakterier (Wünsch m.fl., 2002). Ultraljud skapar kavitationsbubblor som när de kollapsar ger lokalt höga hydromekaniska spänningar. Dessa spänningar kan bryta ner filamentnätverken i skumbildande slam, och även frigöra i nätverken bundna gasbubblor. Effekten av ultraljudsbehandling på upp till 18 Wh/l utvärderades genom mikroskopisk examination av flockstrukturerna och sedimentationsförsök där slamvolymindex (SVI) bestämdes. Filamentslam kännetecknas av SVI-värde högre 150 ml/g, och ultraljudsbehandlingen gav ca 40 % reduktion av SVI (Figur 14).



Figur 14. Slamvolymindex (SVI) vid olika specifik energitillförsel (Wünsch m.fl., 2002).

Försök med ultraljudsbehandling utförda vid Augsburgs avloppsreningsverk i Tyskland, visar på en 25 % ökning av den biologiska nedbrytningen och biogasproduktionen jämfört med konventionell behandling (Eder och Günthert, 2002). Vid en högre energitillförsel erhålls en sönderdelning av cellstrukturerna varvid intercellulärt organiskt material går i lösning. Organisk nedbrytning, ökning av gasutbyte, organisk nedbrytningsgrad och MLVSS med hänvisning till behandlingstid visas tabell 4. Under upplösningen observerades en ökad ammoniumkoncentration, vilket indikerar en större nedbrytning i rötningsprocessen.

Tabell 4. Resultat från 5 försök med rötning av ultraljudsbehandlat slam (Eder och Günthert, 2002).

	Ultraljuds- behand- lingstid	Ökning av organisk nedbrytning	Organisk nedbryt- ningsgrad	Ökning av gasutbyte	Gasutbyte	MLVSS %
Försök I Rötning 14 dagar Ultraljud 1000 W	0 min	—	44 %	—	29 l/dag	58,0 %
	10 min	8 %	47 %	7 %	32 l/dag	57,0 %
	15 min	10 %	48 %	11 %	33 l/dag	56,5 %
Försök II Rötning 31 dagar Ultraljud 800 W	0 min	—	42 %	—	27 l/dag	59,5 %
	10 min	14 %	47 %	13 %	31 l/dag	57,0 %
	15 min	14 %	47 %	16 %	32 l/dag	57,0 %
Försök III Rötning 19 dagar Ultraljud 1000 W	0 min	—	45 %	—	31 l/dag	60,0 %
	10 min	14 %	51 %	9 %	33 l/dag	58,5 %
	15 min	15 %	51 %	13 %	35 l/dag	58,0 %
Försök IV Rötning 96 dagar Ultraljud 500 W	0 min	—	36 %	—	23 l/dag	61,0 %
	10 min	12 %	40 %	18 %	28 l/dag	60,0 %
	15 min	15 %	41 %	24 %	29 l/dag	59,0 %
Försök V Rötning 30 dagar Ultraljud 600 W	0 min	—	35 %	—	23 l/dag	64,4 %
	15 min	18 %	41 %	16 %	27 l/dag	62,1 %
	25 min	18 %	41 %	20 %	28 l/dag	62,3 %

En kostnadsanalys (tabell 5) av ultraljudsbehandling av slam före anaerob rötning har presenterats av Nickel (2002). Med befintlig röttkammare är syftet att erhålla ekonomiska fördelar genom reduktion av biomassa, ökning av gasproduktion samt reduktion av skumbildning. Ett kommunalt avloppsreningsverk dimensionerat för 75 000 personekvivalenter används som exempel i beräkningarna. Vid antagande att anaerob rötning ger en



nedbrytningsgrad på 40 % och rötning av ultraljudbehandlat slam en 48 % nedbrytning av VSS, ger detta en ca 20 % förbättring av processen, vilket betyder en ytterligare reduktion av 158 ton torrsbstans i slutprodukten.

Tabell 5. Kostnads- nyttoanalys för tillägg av ultraljudsenhet till befintlig slambehandling.

<b>Initial investering och besparing räknat på årsbasis</b>	<b>SEK</b>
120 m <sup>3</sup> /d, 30 kW ultraljudsreaktor (livslängd 10 år)	- 270 000
Driftskostnad (0,675 SEK/kWh eller 0,1875 SEK/MJ <sup>A</sup> )	- 180 000
Reduktion av torrsbstans (158 ton x 4500 SEK/ton <sup>B</sup> )	711 000
Ökad biogasproduktion (110600 m <sup>3</sup> x 10 kWh/m <sup>3C</sup> x 0,32 <sup>D</sup> x 0,9 SEK/kWh <sup>E</sup> )	318 600
Total fördel av processen	579 600

<sup>A</sup> 1 kWh = 3,6 MJ, <sup>B</sup>Kostnad för slamförbränning, <sup>C</sup>Kalorivärde, <sup>D</sup>Utbytesfaktor,

<sup>E</sup> Energi från biobränsle betalas 0,1 euro/kWh i Tyskland (Nickel, 2002) = 0,9 SEK/kWh (250 SEK/kJ).

Behandlingstiden med ultraljud varierar mellan 60 till 90 sekunder, medan för den anaeroba rötningen är en tid på 8 dagar ideal med avseende på biogasproduktion och VSS-reduktion. Exemplet visar att förbehandling av slam med ultraljud har en stor potential för ekonomisk optimering av processen, minskning av slamvolymerna, reduktion av filamenta bakterier och ökad biogasproduktion.

### III UTVÄRDERING AV OLIKA METODER FÖR MINSKNING AV SKUMBILDNING I RÖTKAMMARE

#### A. BERÄKNINGSSAMBAND OCH ANALYSMETODER

De tre principiella vägarna att minska skumningsproblem i röt-kammare på grund av Microtrix parvicella är:

- Nedbrytning av slamstrukturen så att flockstrukturen med filament förstörs och gasbubblor frigörs
- Avdödning av bakterier (inkl Microtrix parvicella)
- Oxidation eller nedbrytning av hydrofoba ämnen eller andra ämnen som orsakar skumbildning

Effektiviteten av sönderdelning av slam mäts ofta med hjälp av COD-analyser eller med syreaktivitet. Graden av sönderdelning,  $D_{iCOD}$ , utifrån COD-analyser på löst prov kan skrivas (COD, alkalisk uppslutning svarar approximativt mot fullständig uppslutning):

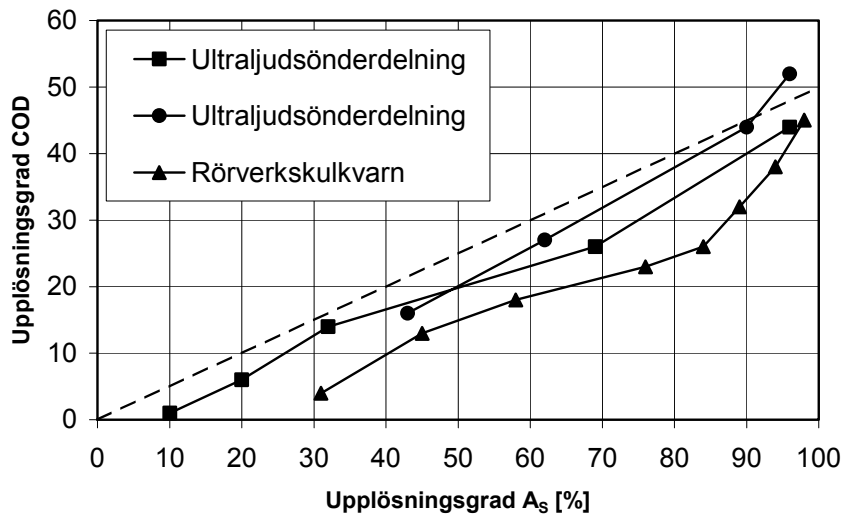
$$D_{iCOD} = \frac{\text{COD, behandlat prov} - \text{COD, obehandlat prov}}{\text{COD, alkalisk uppslutning} - \text{COD, obehandlat prov}}$$

Med hjälp av syreaktivitetsmätningar,  $DD_{O_2}$ , kan andelen kvarvarande levande syreförbrukande mikroorganismer bestämmas:

$$D_{O_2} = \left( 1 - \frac{\text{syreupptagningshastighet för behandlat prov}}{\text{syreupptagningshastighet för obehandlat prov}} \right) \times 100\%$$

När  $D_{O_2}$  är 100 är syreaktiviteten noll i provet och mikroorganismerna avdödade.

Dessa metoder testades i laboratorieskala med varierande driftsparametrar. Samband mellan sönderdelningsgrad mätt med COD-analyser och syreupptagningshastighet illustreras i figur 15 vid olika mekaniska sönderdelningsmetoder.



Figur 15. Jämförelse av sönderdelningsgrad mätt med COD-analys och med syreupptagning (Lehne m fl, 1998).

Vid sönderdelning av slam frigörs organiskt material som kan användas som kolkälla för att förbättra närsaltreduktionen eller öka biogasproduktionen i en röt-kammare.

Energivärdet,  $G$ , för slam kan approximativt skrivas:

$$G = 14000 \text{ kJ/kg COD}$$

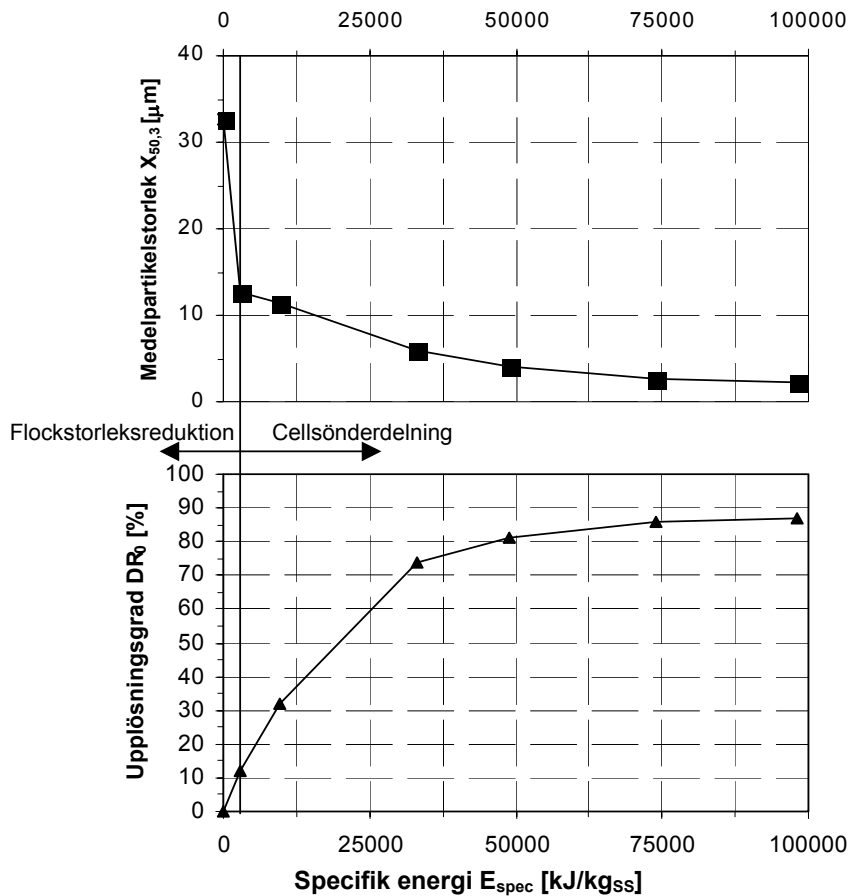
Typiska energivärden för slam är 23300 - 27900 kJ/kg VSS för primärslam, 20700 - 24400 för aktivt slam och 22100 - 24400 för rötat primärslam (Minnini, 2001). Värmevärdet för metangas uppgår till ca 22000 kJ/m<sup>3</sup> (Hopkowitz, 2000).

Den insats som erfordras för att behandla slam före röt-kammaren kan sedan jämföras med det ökade energiinnehållet på grund av den ökade biogasproduktionen. En 20 %-ig ökad nedbrytning av aktivt slam skulle kunna svara för en ökad energiproduktion på ca 4500 kJ per kg tillförd VSS till röt-kammaren.

## B. SLAMSÖNDERDELNING BEROENDE PÅ ENERGITILLFÖRSEL

### Nedbrytning av slamstrukturen

Relativt låg tillförd energi vid mekanisk sönderdelning av slam erfordras för att minska slammets partikelstorlek. En betydande reduktion av medelpartikelstorleken sker innan slammets syreförbrukningshastighet börjar att avta, dvs att cellerna börjar att sönderdelas (se figur 16).



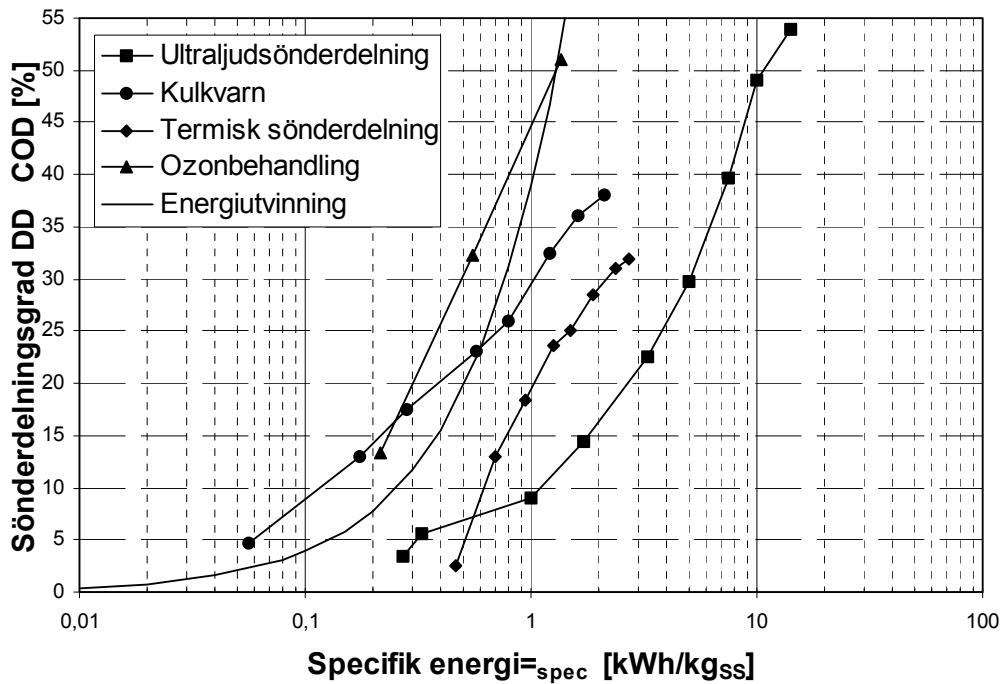
Figur 16. Flockstorlek och grad av sönderdelning som funktion av specifik energitillförsel (Stünkmann och Müller, 2002).

En relativt låg insats av energi under t ex 5000 kJ/kg SS kan verksamt påverka flockstrukturen och därmed skumbildning. Däremot sker ingen avdödning av mikroorganismer i betydelsefull omfattning och därför kan t ex Microtrix parvicella från röt-kammaren åter tillföras avloppsverket via rejektvattentillförsel. Den minskande partikelstorleken kan leda till ett ökat polymerbehov vid avvattning av slammet.

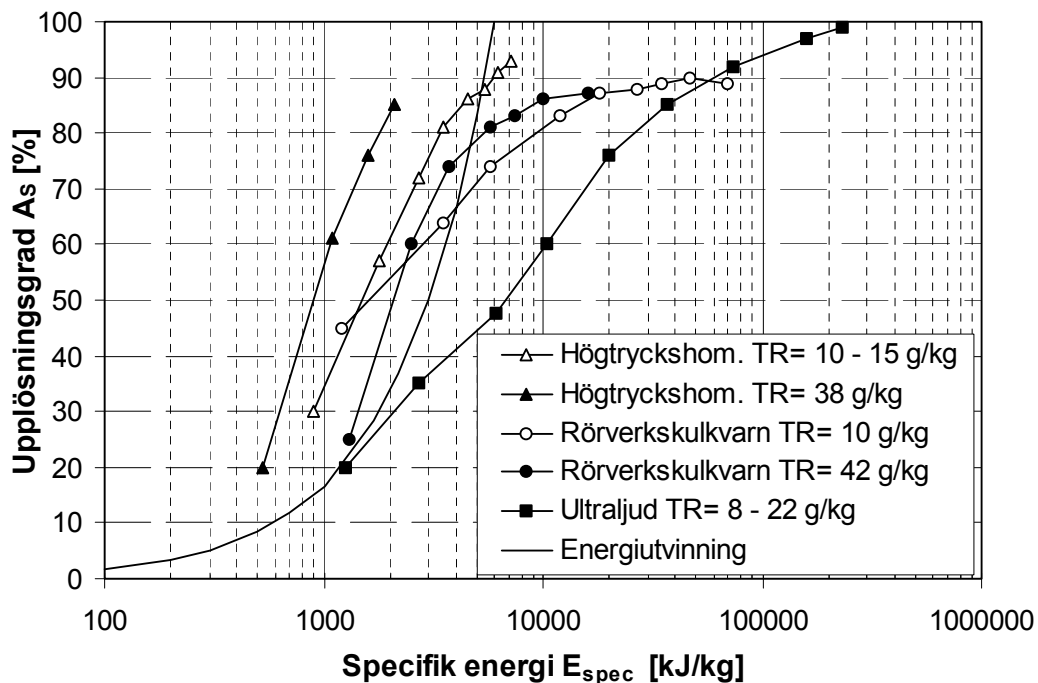
#### Sönderdelning av celler och avdödning av mikroorganismer

En ökad energitillförsel leder till en allt ökad cellsönderdelning och frigöring av olika cellkomponenter. Denna energi kan kompenseras av att utlöst COD kan öka produktionen av biogas.

För att utvärdera effekten av rörverkskulkvarn och högtryckshomogenisering jämfördes resultaten med ozon och termiska förbehandlingsmetoder. Sönderdelningsgrad mot specifik energikonsumtion för ultraljud, kulkvarn, värmebehandling och ozon visas i figur 17 och för högtryckshomogenisering, rörverkskulkvarn och ultraljud i figur 18. Ozon och rörverkskulkvarn visade lägst energikonsumtion vid hög sönderdelningsgrad. Onyeche och Schäfer (2003) uppger att ett nettotillskott kan erhållas för energibalansen vid användning av högtryckshomogenisering.



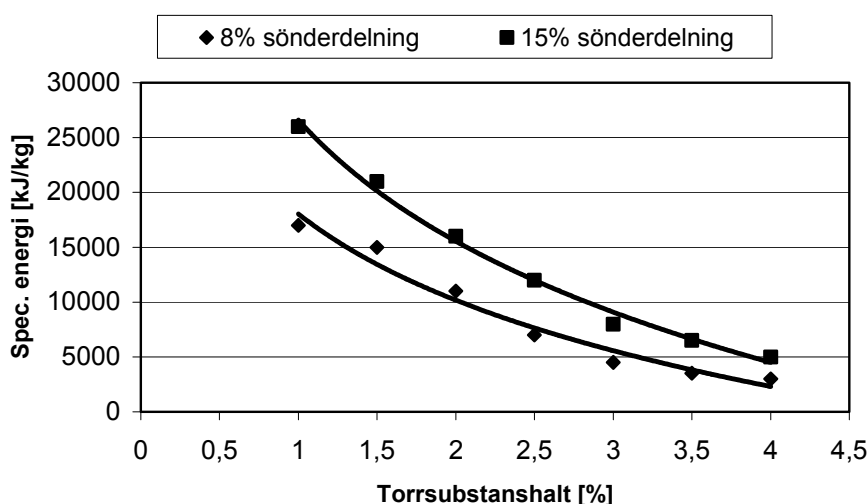
Figur 17. Sönderdelningsgrad för slam som funktion av tillförd specifik energi med olika metoder (Müller, 2002).



Figur 18. Sönderdelningsgrad för slam som funktion av tillförd specifik energi med olika metoder (Osswald och Gunthert, 1998).

Den energi som kan utvinnas som funktion av insatt energi kan överslagsmässigt uppskattas på följande sätt: 1 kg slam antas ha COD värdet 1 kg. Med energivärdet för 1 kg COD på 14.000 kJ eller  $14 \times 0.278 = 3.9$  kWh. En sönderdelningsgrad av COD på 50 % och en fullständig nedbrytning av denna COD skulle alstra ca 7000 kJ eller 2 kWh. Om sönderdelningsgraden istället mäts som syreupptagningshastighet och om denna är 0,4 ggr sönderdelningsgrad mätt med COD analys skulle en sönderdelningsgrad i syreenheter på 50% svara mot en högsta energiproduktion på 2800 kJ eller 0,78 kWh. En jämförelse av dessa data med sönderdelningsgrad för slam med olika metoder visar att i huvudsak homogenisering med högt tryck skulle ge en energivinst. Vid energibalanser är det viktigt att skilja på elenergi och termisk energi.

Den specifika energimängd som krävs för sönderdelning av slam minskar vanligen med slamhalten. För att erhålla en positiv energibalans för energibehovet vid sönderdelning av slam före röt-kammaren i jämförelse med energiutvinningen från metangas bör en så hög halt av tillfört slam utnyttjas till röt-kammaren. Vid en kemikalietillsats som direkt reagerar med slammet (t ex ozontillsats) är slamhaltsberoendet relativt litet. Ett exempel på beroendet av slamhalten inverkan på specifikt energibehov vid användning av ultraljud för en konstant sönderdelningsgrad redovisas i figur 19.



Figur 19. Inverkan av torrsubstanshalten på specifikt energibehov vid en konstant sönderdelningsgrad vid användning av ultraljud.

Olika sönderdelningsgrader av slam med olika metoder visas i tabell 6. För att erhålla en långtgående avdödning av bakterier krävs en mycket hög energitillförsel vid användning av mekanisk sönderdelning. Värme ev i kombination med tillsats av natriumhydroxid är därvid betydligt mer effektiv. Detta illustreras av tabell 7 och 8.

Tabell 6: Förbättring av anaerobisk rötning som förbehandling.

Sönderdelningsmetod	Ökad grad av sönderdelning (%)
Lysat-Centrifug	10 - 15
Skjuvspalthomogenisator och ultraljud	ca 30
Omrörd kulkvarn	ca 20
Termisk (170 °C)	30 - 40

Tabell 7: Effektiviteten av olika desinfektionsmetoder för slam (Havelaar 1983)

		<b>Effekt mot biologisk förökning</b>					
<b>Typ av process</b>	<b>Avdödningsfaktor</b>	<b>Bakterier</b>	<b>Virus</b>	<b>Parasitägg</b>	<b>Sporer</b>	<b>Produktstabilitet</b>	<b>Anmärkningar</b>
Pastörisering	Värme 30 min 70 °C	god	varierande	god	dålig	efter-pastörisering: dålig för-pastörisering: god	Måste kombineras med stabilisering
Bestrålning	Jonisering 300 krad	god	dålig	god/medel	dålig	varierande	Måste kombineras med stabilisering
Aerob termofil stabilisering							
Syre	Värme: 60-80 °C	god	god/varierande	god	dålig	varierande	Effekt beror på omblandings- egenskaper och in- & utpumpning
Luft	Värme: 40-60 °C	dålig/god	dålig/varierande	dålig/god	dålig		
Kompostering							
Sträng komp.	Värme: 40-60 °C	dålig/god	dålig/varierande	dålig/god	dålig	god	Sträng komp.: effekt beror på vändning & klimat
Bioreaktorer	Värme: 50-80 °C	god	dålig/god	god	medel		
Kalkbehandling							
Släckt kalk	pH upp till 12	god	medel/god	varierande	inga data	god om pH>10	Vissa parasitägg (ex Taenia) kan bli förstörda vid högt pH
Osläckt kalk	pH upp till 12 & temp upp till 80 °C	god	god	god			

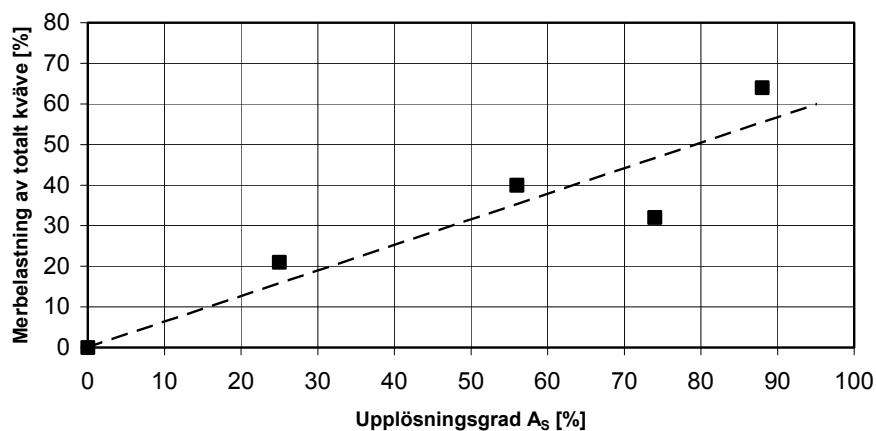
Tabell 8: Experimentella resultat.

Behandling	CST (s)	Total Coli. (10 <sup>6</sup> MPN/ml)	Hetero. Bakt. (10 <sup>7</sup> CFU/ml)	Löst COD i vattenfas (mg/l)	d <sub>f</sub> (um)
Ref. Slam	197	11	10	210	31
Ultraljud (0,1 kWh/l(0,36 MJ/l), 30 min)	190	10,8	8,7	280	24
Ultraljud (0,3 kWh/l(1MJ/l), 30 min)	540	0,12	2,2	2300	14
Kulkvarn (1000 min <sup>-1</sup> , 10 min)	370	4	5,8	610	25
Pastörisering (70°C, 30 min)	210	< 0,01	< 0,01	2790	34
Frysning/upptining (-20°C, 24 h)	25	0,4	1,7	720	140
pH 3 (2h)	110	1,4	2,6	190	55
pH 11 (2h)	320	0,11	0,8	2020	29

Ett flertal sekundära effekter erhålles vid slamsönderdelning som utlösning av närsalter och ökat polymerbehov. Detta visas i tabell 9. Inverkan av upplösningsgrad på erhållen TS-halt vid avvattning och på polymerbehovet illustreras av figur 21, och på merbelastning av totalt kväve i figur 20.

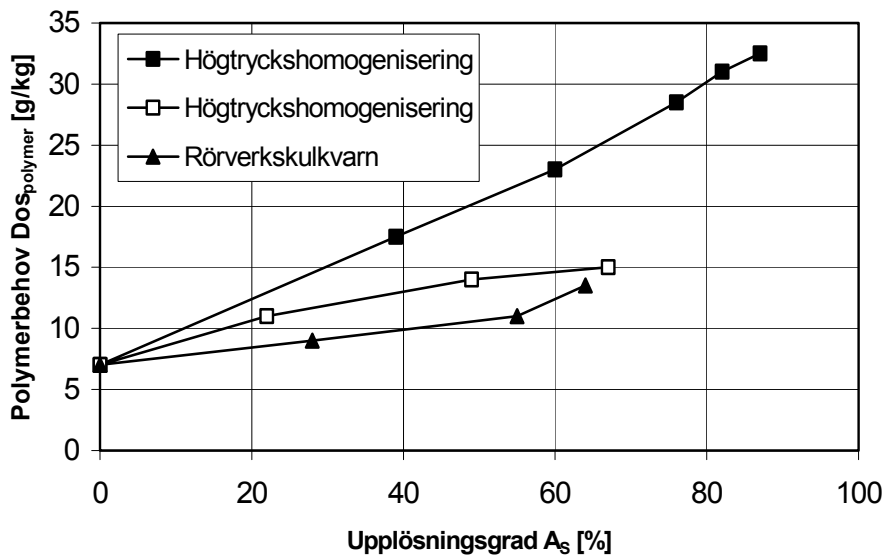
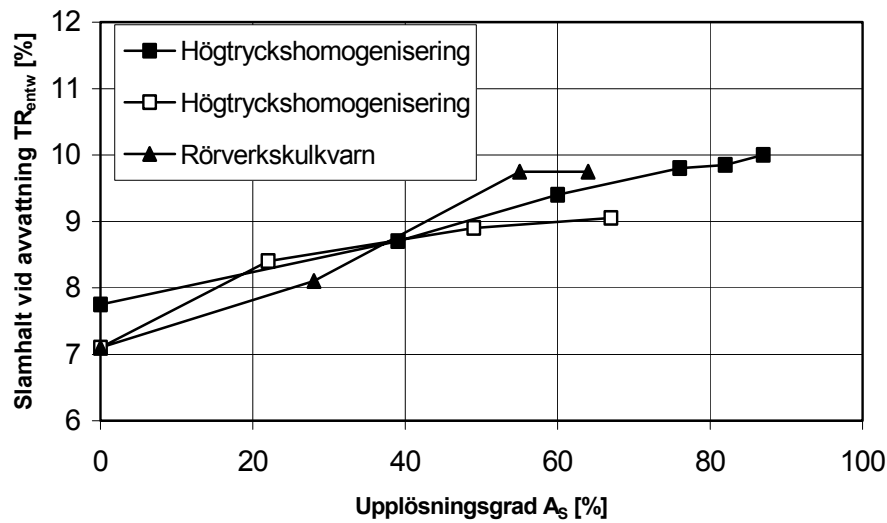
Tabell 9. Sekundära effekter av desintegration i förhållande till rötning

	Obehandlat	Desintegrerat	Medelvärde/ relativt värde +/-%
Sönderdelningsgrad A <sub>o</sub> (%)	0	43-57	53%
Rötningstid (d)	13-21	13-20	17d
Nedbrytningsgrad n <sub>VSS</sub> (%)	28-34	33-49	19%
Polymer behov (g/kg)	5,0-6,5	6,7-9,0	42%
TDS efter avvattning (g/kg)	5,8-15,4	6,1-14,5	-6%
TKN (mg/l)	156-680	204-822	28%
COD <sub>filtr</sub> (mg/l)	35-253	46-283	38%
PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	24-251	20-208	-9%



Figur 20. Merbelastning av totalt kväve som funktion av upplösningsgraden.





Figur 21. Inverkan av upplösningsgrad på erhållen torrsubstanshalt vid avvattning och på polymerbehov vid laboratoriebehov (Kopp och Dichtl, 1998).

#### Nedbrytning av skumbildande ämnen

Förutom nedbrytning av flockstruktur och avdödning av mikroorganismer kan en behandling av slammet före röt-kammaren påverka nedbrytning av skumbildande ämnen. Detta gäller främst termisk behandling och tillsats av natriumhydroxid och ozon.

## C. JÄMFÖRELSE AV OLIKA BEHANDLINGSÅTGÄRDER OCH EXEMPEL PÅ KOSTNADSUPPSKATTNINGAR

En jämförelse mellan olika behandlingar på olika slamegenskaper redovisas i tabell 10, nuvarande erfarenheter av mekanisk sönderslagning i tabell 11 och på kostnader i tabell 12.

Tabell 10. Jämförelse av behandlingar för olika slamegenskaper (Lee och Miller, 2002)

	Mekanisk förbehandling	Kemisk förbehandling ozon	Termisk förbehandling (låg temp), syra/bas	Termisk förbehandling (låg temp), pastörisering	Frysning/upptining
Hastighet för nedbrytning av slam	++	+	+	+	○
Grad av slamnedbrytning	+				○
Mängd flockningsmedel	-	--	-	○	○
Inverkan på avvattningresultatet	○	○	+	+	++
Bakteriedesinfektion	+	+	+	++	+
Koncentration av C, N Och P i slamkoncentrat	-	-	-	-	-
Koncentration av svårnedbrytbara ämnen	○	+	-	-	○
Bildning av lukt	○	○	-	--	○
Kapitalkostnader	Medel	Medel	Låg	Hög	Låg eller medel <sup>2</sup>
Drift & underhållskostnader	Medel till hög	Medel till hög	Medel	Hög eller låg <sup>1</sup>	Låg eller medel <sup>2</sup>

++ = anmärkningsbart förbättrad, + = förbättrad, -- = anmärkningsbart försämrad, - = försämrad.

<sup>1</sup> Drift- och underhållskostnaden kan bli lägre ifall gratis avfallsströmmar är tillgängliga.

<sup>2</sup> Kostnaden kan bli låg om naturlig frysning är tillgänglig.

Tabell 11. Erfarenheter av de mest etablerade mekaniska sönderdelningsmetoderna (ATV, 2001).

	Malning med kulkvarn	Sönderslagning med ultraljud	Högtrycks-homogenisator
Driftserfarenhet			
Lab	++	++	++
Pilot-plant	++	++	++
Full skala	+	+	-
Långtidsdrift	-	-	--
Driftsstabilitet	+/-	++	--
Teknisk "state of the art"	+	+	--

++ Mycket god, + god, - begränsad, -- mycket begränsad

Företag som kan leverera utrustning för sönderslagning av slam och ultraljud är bl a Sonico (Atkins Consultants och Purac Ltd) (Hogan 2003) och UltraSonus, som bla a studerat tekniken vid Krutuddens reningsverk i Östhammar.

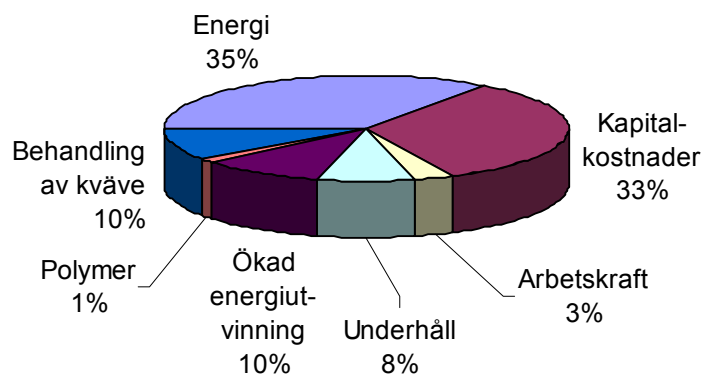
Tabell 12. Kostnader och för- och nackdelar för olika sönderdelningsmetoder för slam (Weemaes m fl, 2002)

<b>Metod</b>	<b>% cellsönderdelning</b>	<b>Beräknad kostnad (euro per ton TDS)</b>	<b>Fördel</b>	<b>Nackdel</b>
Seber kolloidkvarn	50	Ej tillgänglig	Relativt enkel	Energikrävande
Kulkvarn omskakning	90	414-2500	Hög effektivitet, relativt enkel	Energiintensiv
Högt tryck, homogenisering	85	42-146	Hög effektivitet, låg energinivå	Komplicerad
Hydrodynamisk kavitation	75	3		Liten information och erfarenhet
Ultraljud	100	8330		Energiintensiv
Krepro	55	224	Kretslopp av avfallsprodukter, flexibel process	Korrosions- och luktproblem
Cambi	30	190		Relativt låg avkastning, beroende av slamtyp
Termokemiska behandlingar	15-60	Ej tillgänglig	Relativt enkel	Korrosion, lukt, neutralisation
Biologiskt	5-50	Ej tillgänglig	Enkel drift, låg kostnad	Mycket låg avkastning, luktproblem
Vertech	95	450	Hög desintegrations-effektivitet, behövs ej högtryckspumpar	Korrosion, läckage, blockering i trumma
Loprox (speciell oxidationsmetod)	90	800	Hög desintegrations-effektivitet,	Lågt pH, korrosion, hög kostnad

Beräkningar baserade på driftkostnader med 0.075 euro/kWh eller 20,8 euro/kJ

Total kostnader = driftkostnader + kapitalinvestering

Müller m fl (2003) har genomfört en kostnadsanalys av mekanisk sönderdelning vid ett avloppsverk med 250,000 p e och med antagande om en sönderdelning på 20 % och ett energibehov på 0,3 kWh/ton TS. Investeringskostnaderna uppskattades till 650,000 Euro. Fördelning av kostnader på olika poster redovisas i figur 22. Investerings- och energikostnaderna svarar approximativt för varsin tredjedel och övriga kostnader för kvarvarande tredjedel. Totala årliga kostnaden uppgick till 252,000 Euro. Denna kostnad kompenseras av ökad produktion av elektricitet och minskade slamdeponeringskostnader.

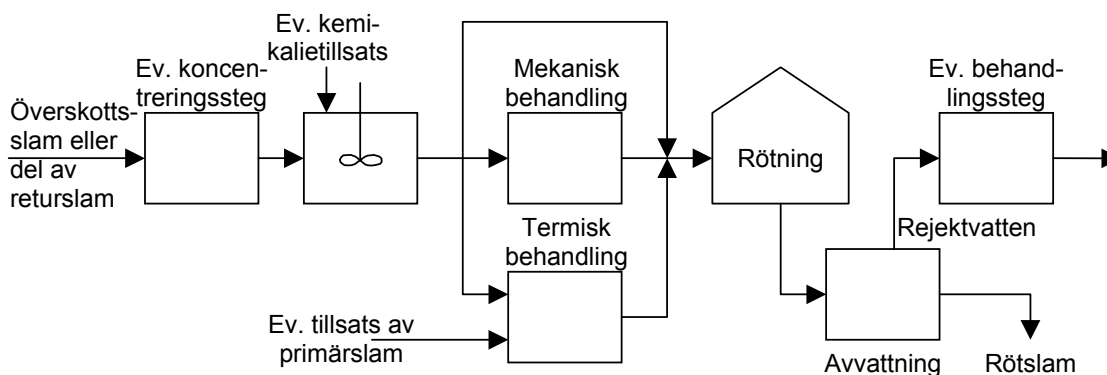


Figur 22. Kostnadsfördelning vid mekanisk sönderdelning av slam (Müller m fl, 2003).

## DISKUSSION

Ett system för behandling av överskottsslam följt av rötning illustreras av figur 22. Olika delfaktorer som behöver bedömas vid val av system är bl a:

- Eventuell uppkoncentrerings av överskottsslammet eller del av överskottsslammet för att effektivisera efterföljande behandling. Energiförbrukningen vid fysikaliska (t ex värmebehandling) och mekaniska behandlingsmetoder minskar betydligt per ton behandlat slam med slamhalten (jfr figur 17, 18 och 20). Med en uppkoncentreringssteg kan även behov av röt-kammarvolym minskas.
- Möjligheter till pH-justering före fortsatt behandling. Tillsats av natriumhydroxid till ett pH-värde omkring 10 förstärker fortsatt behandling t ex med termisk eller mekanisk teknik. Tillsats av alkaliska ämnen före röt-kammaren underlättar även nitrifiering av rejektivatten från avvattnings av rötslam.
- Förändrade driftförhållanden i röt-kammaren med minskad skumbildning och ökad biogasproduktion.
- Möjligheter till omändring av röt-kammar-driften till termofil teknik för att minska skumningstendenser, minska volymbehovet och öka hygieniseringen. Kombinationen av termisk förbehandling och termofil rötning kan vara av speciellt intresse.
- Effekter av eventuella krav på hygienisering och eventuell sambehandling av primär- och överskottsslam.
- Effekter på avvattnings med erhållen TS-halt och erforderligt polymerbehov.
- Effekter på rejektivattens sammansättning (t ex ökad ammoniumhalt) och på eventuell separat rejektivattensbehandling.



Figur 22. Exempel på systemuppbyggnad vid behandling av överskottsslam för skumbekämpning i röt-kammare (eventuell kemikalietillsats kan alternativt ske efter mekanisk och termisk behandling).

De kemikalier som främst är aktuella för att minska skumbildning i röt-kammare är ozon och natriumhydroxid. Ozon har fördelen att själva kemikalien inte ökar saltheten och bryter ned cellväggar så att cytoplasma löses upp. Utlösning av organiskt material och ökning av biogas är vid lägre doseringar (under ca 0,1 g O<sub>3</sub>/g SS) approximativt proportionell mot dosen. Ozon kan effektivt bekämpa slamsvällning och skumbildning. Energiförbrukning vid ozonproduk-

tion är ca 54-72 MJ eller 15-20 kWh/kg O<sub>3</sub> (Katz, 1980) och Boeler och Sigrist (2003) anger värdet 20 kWh/kg O<sub>3</sub>. Ondeo Degremont har utvecklat processen "Biolysis" som minskar slamproduktionen med upp till 80 %. Två varianter har utvecklats en med ozon (Biolysis O) och bygger på fysikalisk-kemisk inverkan och en med användning av enzymer och är en helt biologisk process (Biolysis E) (Delons, 2002, Mene och Lebrun och Déléris m fl, 2003). Ozons relativt låga energiförbrukning i förhållande till effektivitet (jfr figur 16) och att ozonframställning är välkänd gör att teknologin bör bedömas som intressant. Enligt Delons (2002 och Déléris m fl, 2003) medför inte Biolysis-processen någon total ökning av kostnaderna för avloppsvattenbehandling. Ozonbehandling före röt-kammare ger en lägre slamproduktion men försämrar rötslammets avvattningssegenskaper mätt som CST (Weemaes m fl, 2000). Vid en ozondos 0,4 g O<sub>3</sub>/g TS erhöles en hygenisering motsvarande bioslam klass A även om andra patogener än indikatororganismerna kan överleva (Ahn m fl, 2003).

Dahi (1975) har visat att ultraljud kan betydligt minska erforderlig ozondos för desinfektion av mikroorganismer i avloppsvatten. Effekten av ultraljudets synergistiska effekt på ozontillsatsen ansågs dels bero på att ultraljudet bryter ned ozonet och förstärker dess aktivitet av fria radikaler dels att överföringen gas-vätska förbättrades och därmed utnyttjandet av tillförd ozon. Ytterligare skäl kan vara att ultraljudet bryter ned mikroorganismflockar och därmed underlättar kontakt mellan ozon och mikroorganism. Ett patent har erhållits av Thieblin m fl (2002) vid Societe Degremont för kombinationen mekanisk omröring och ozonbehandling både som teknik för behandling av en delström av returslammet och som försteg före anaerob eller aerob stabilisering av slam. Mekaniska energin anges i intervallet 10 – 20,000 kJ per kg torrsbstans av behandlat slam. Omröringen avser före, efter eller i samband med ozontillsatsen. Före installation av ozonteknik för behandling av slam före röt-kammaren bör därför patentfrågan närmare bedömas.

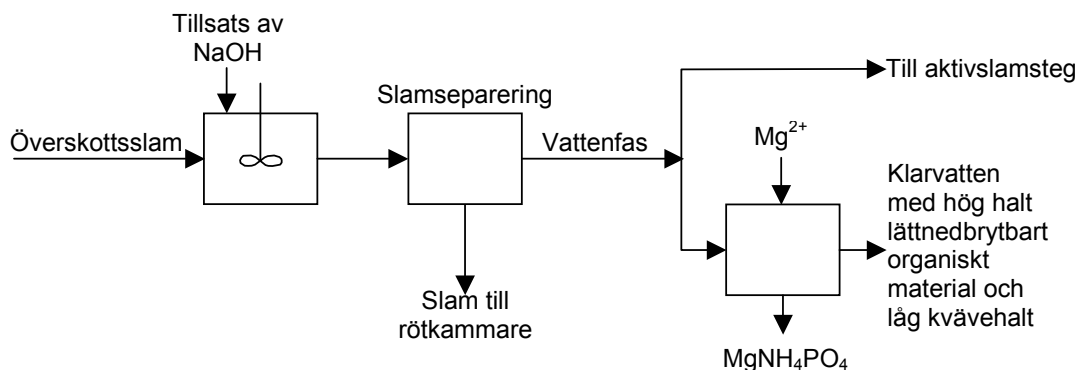
En teknik som skulle kunna svara mot liknande funktion som i patentet kan vara användning av mekanisk teknik som ultraljud i kombination men oxiderande teknik, t ex tillsats av väteperoxid vid sura betingelser (Fentons reagens).

Natriumhydroxid reagerar med föreningar i cellmembran och överför dessa till detergent som löser fetter i yttre cellmembranet så att cellerna sönderfaller. Erforderlig dos för överskottsslam som nitrifierats är även för höga pH-värden (upp till ca 12) främst beroende av reaktioner med slammet och i mindre grad med lösta ämnen som kan reagera med natriumhydroxiden (vätekarbonat, ammonium etc) eller för att nå ett givet pH-värde. Vid behandling av rötslam från Henriksdals avloppsverk uppgick erforderlig dos natriumhydroxid till ca 70 g/g SS och 100-120 g/g SS för att nå ett pH-värde på 10 respektive 12. Minskningen av VSS-halten uppgick till 16% vid pH 10 och 27% vid pH 12 vid en initialhalt av VSS på 18,5 g/l. Löst fosforhalt var därvid 95 mg P/l vid pH 10 och 143 mg P/l vid pH 12 och dosen av natriumhydroxid uppgick till 0,040 mol/l vid pH 10 och 0,069 mol/l vid pH 12 (Stark, 2002).

Med hänsyn till salthaltens påverkan av röt-kammardriften bör tillsatsen av natriumhydroxid understiga ca 0,3 mol/l om slammet neutraliseras före tillförseln till röt-kammaren (Scheminski m fl., 2000). I röt-kammaren produceras approximativt lika mängder (räknat i mekv) av alkalinitet (vätekarbonat) och ammonium vid nedbrytning av proteiner. Vid tillsats av natriumhydroxid överförs vätekarbonat till karbonat och ammonium till ammoniak. Dessa föreningar behöver neutraliseras i röt-kammaren och detta kan delvis göras av vätekarbonat producerad vid ytterligare nedbrytning av proteiner i slam. Sannolikt behöver dock en betydande del av tillsatt natriumhydroxid neutraliseras före tillförsel av överskottsslam till röt-kammaren. Tillsats av natriumhydroxid följt av neutralisering av slammet leder därför till

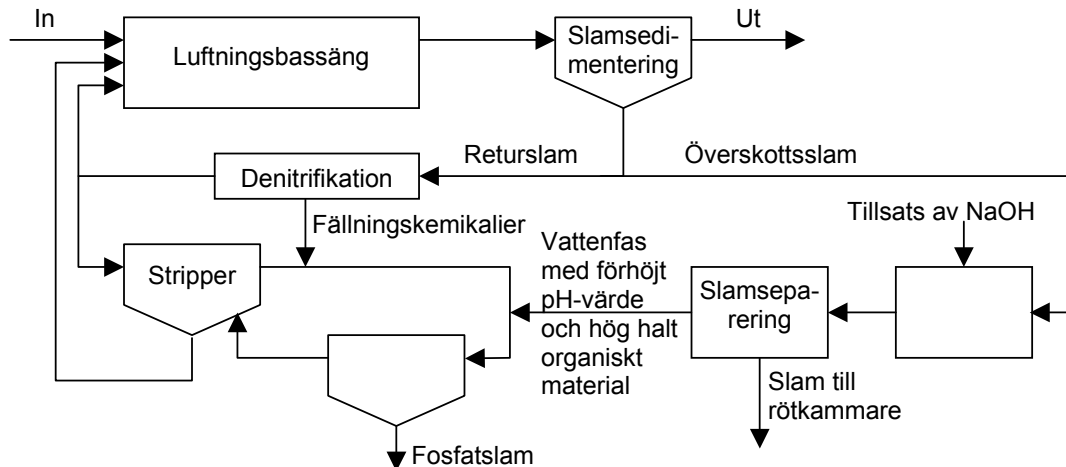
relativt höga kemikalieförbrukningar. En möjlig teknik kan vara att behandla en delström av överskottsslammet med natriumhydroxid och en delström med syra (t ex saltsyra). Detta leder dock till en mer komplext behandlingssystem.

Natriumhydroxid har sannolikt en mer kostnadseffektiv användning om tillsatsen sker före förtjockningen av överskottsslammet (se figur 23). En viktig fråga blir härvid hur natriumhydroxid tillsatsen påverkar slammets förtjockningsegenskaper. Slammet till röt-kammaren kommer att ge en lägre biogasproduktion eftersom utlöst organiskt material inte tillförs röt-kammaren. Återföring av utlöst organiskt material till aktivslamsteget kan dock utnyttjas för att gynna biologisk fosforreduktion. För att underlätta kvävereduktion och fosforåtervinning kan magnesiumammoniumfosfat utfällas ut klarvattnet med hjälp av tillsats av ett magnesiumsalt. Vid utfällning av magnesiumammoniumfosfatet erhålles en ström med koncentrerat organiskt material som t ex kan vara lämplig som tillsats före ett filter eller fluidiserad bädd med denitrifikation.



Figur 23. Tillsats av natriumhydroxid före förtjockning av överskottsslam och separat behandling av erhållet klarvatten.

Ett system med kombinerad behandling av överskottsslam och en variant med PhoStrip processen (från Winkler, 1981) illustreras av figur 23. Vattenfasen efter separering av överskottsslammet har ett förhöjt pH-värde (vilket underlättar utfällning av kalcium- eller magnesiumfosfat) och en hög halt av lättnedbrytbara organiska ämnen (vilket underlättar fosfatfrigörelsen i ”strippern”).



Figur 23. System med kombinerad behandling av överskottsslam och en variant med PhoStrip processen.

Kato m fl (2002 och 2003) beskriver ett system för behandling av simultanfällt överskottsslam med natriumhydroxid tillsats till pH 12. Använd fällningskemikalie var polyaluminiumklorid (som även kan användas för skumbekämpning i en aktivslamprocess). Vid natriumhydroxid tillsatsen löses fosfat- och aluminatjon ut och fosfatet fälls ut med kalciumklorid så att apatit bildas och fällningskemikalien återvinns efter pH-justering. Slammängden kunde minskas med 80% på grund av utlösning av organiskt material och upplösning av aluminat.

Effekten av mekanisk sönderdelningsteknik ökar med tillförd energi och slamhalten till det mekaniska sönderdelningssteget. Mekanisk sönderdelningsteknik påverkar inte kemiskt cellväggar som ozon eller natriumhydroxid. Genom att cellerna kan sprängas eller malas sönder kan en viss avdödning ske av mikroorganismer vid hög energitillförsel. Vid lägre energitillförsel sker en förändring av flockstrukturen så att flockstorleken blir mindre och skumbildningen minskas. Vanligen medför den minskade flockstorleken att polymerbehovet ökar vid avvattningen av slammet, trots att en viss minskning skett av slammängden. Återväxt av mikroorganismer efter mekanisk sönderdelning och eventuella inympningseffekter av *Microtrix parvicella* är dåligt utredda. En betydande variation föreligger mellan energibehov för att nå en viss effekt för sönderdelningen (jfr figur 17), varvid den mest energikrävande för en viss effekt förefaller att vara användning av ultraljud. Ultraljud i kombination med UV-strålning, värme och olika kemiska desinfektionsämnen (t ex ozon) har en synergistisk effekt på avdödning av mikroorganismer (Dahi, 1976).

Termisk teknik (inkluderande pastörisering) och med efterföljande stabilisering i en röt-kammare kan effektivt avdöda mikroorganismer. Utlösningen av organiskt material och därmed sammanhängande möjlighet att öka biogasproduktionen och minska slamproduktionen ökar med temperatur och behandlingstid. Skumbekämpning med behandling av överskottsslam med termisk teknik är därför gynnsam. Termisk behandling har speciellt intresse om slammet behöver hygieniseras och därvid kan det vara aktuellt att behandla överskottsslammet tillsammans med övrigt slam från försedimentering och filter. Nielsen och Petersen (2000) beskriver erfarenheter av pastörisering och termofil rötning i Danmark. Åtta fullskaleanläggningar med termofil rötning är i drift i Danmark och fem är under konstruktion (2000).

## REFERENSER

- Ahn, K.-H., Maeng, S.K., Hong, J.-S. och Lim, B.-R. (2003). Effects of ozonation on disinfection and microbial activity in waste activated sludge for land application. Proc. International Water Association (IWA) Specialist Conference, BIOSOLIDS 2003 Wastewater Sludge as a Resource 23-25 June, 2003, Norwegian University of Science and Technology (NTNU), Trondheim, Norway, ISBN: 82-7598-056-9, 207-213.
- Arakawa K., Katsu Y., Kobayashi T. och Tanaka T. (2002) Study on sludge reduction and other factors by use of ozonation in activated sludge treatment. Enviro 2002 & IWA 3rd World Water Congress, CD-ROM, AWA Bookshop PO Box 388, Artarman NSW 1570 Australia, Paper e21425a.
- ATV (2001). Verfahrensvergleich und Ergebnisse der mechanischen Klärschlammintegration, work report ATV-DVWK-working group AK-1.6 Klärschlammintegration, part 2, Korrespondenz Abwasser, 47, 4, 570-576.
- Baier U. och Schmidheiny P. (1997) Enhanced anaerobic degradation of mechanically disintegrated sludge Water Sci. Tech. 36, 11, 137-143.
- Baier U. och Schmidheiny P. (1998) Zerkleinerung von organischen Reststoffen sowie Klärschlämmen und deren anaerobes Abbauverhalten. Müller J., Dichtl N. och Schwedes J. (Eds.) Klärschlammintegration. Inst. für Siedlungswasserwirtschaft Techn. Univ. Braunschweig, Heft 61, 149-163.
- Barjenbruch M., Hoffman H., Kopplow O. och Tränckner J. (2000) Minimizing of foaming in digesters by pre-treatment of the surplus-sludge, Water Sci. Tech. 42, 9, 235-241.
- Blackall L. L., Harbers A. E., Greenfield P. F. och Hayward A. C. (1991) Foaming in activated sludge plants: A survey in Queensland, Australia and an evaluation of some control strategies. Water Res., 25, 3, 313-317.
- Blackbeard J.R., Gabb D.M.D., Ekama G.A. och Marais GvR. (1988) Identification of filamentous organisms in nutrient removal activated sludge plants in South Africa. Water SA 14, 29-33.
- Boeler, M. och Siegrist, H. (2003). Partial ozonation of activated sludge to reduce excess sludge, improve denitrification and control scumming and bulking. Proc. International Water Association (IWA) Specialist Conference, BIOSOLIDS 2003 Wastewater Sludge as a Resource 23-25 June, 2003, Norwegian University of Science and Technology (NTNU), Trondheim, Norway, ISBN: 82-7598-056-9, 47-54.
- Chacin E., Kocianova E. och Forster C.F. (1994) Foam formation, anaerobiosis and *Microthrix parvicella*. J. IWEM, 8, October, 534-537.
- Chauzy, J., Crétenot, D., Patria, L., Fernandes, P., Sauvegrain, P. och Lévassieur, J.P. (2003). Bio THELYS: A new sludge reduction process. Proc. International Water Association (IWA) Specialist Conference, BIOSOLIDS 2003 Wastewater Sludge as a Resource 23-25 June, 2003, Norwegian University of Science and Technology (NTNU), Trondheim, Norway, ISBN: 82-7598-056-9, 473-479.
- Cimochowicz-Rybicka, M., Zeglin-Kurbiel, K. och Zymon, W. (2003). Trends in intensification of the anaerobic digestion process at modern wastewater treatment plants. Proceedings of Polish-Swedish seminar, Gdansk, March 23-25, 2003, Joint Polish-Swedish Reports, !0, TRITA-LWR.REPORT 3004, ISBN 91-7283-471-4, 57-66.
- Chiu Y.-C., Chang C.-N., Lin J.-G. och Huang S.-J. (1997) Alkaline and ultrasonic pretreatment of sludge before anaerobic digestion Water Sci. Tech. 36, 11, 155-162.
- Choi H.-B. (1998) Rupture of sewage sludge by mechanical jet and effects on anaerobic digestion. Müller J., Dichtl N. och Schwedes J. (Eds.) Klärschlammintegration. Inst. für Siedlungswasserwirtschaft Techn. Univ. Braunschweig, Heft 61, 165-178.



- Clark P.B. och Nujjoo I. (2000) Ultrasonic sludge pretreatment for enhanced sludge digestion, *J. CIWEM*, 14, February, 66-71.
- Dahi, E. (1975). Physicochemical aspects of disinfection of water by means of ultrasound and ozone. *Wat. Res.*, 10, 677-684.
- Déléris, S., Larose, A., Geaugey, V. och Lebrun, T. (2003). Innovative strategies for the reduction of sludge production in activated sludge plant: BIOLYSIS O and BIOLYSIS E. Proc. International Water Association (IWA) Specialist Conference, BIOSOLIDS 2003 Wastewater Sludge as a Resource 23-25 June, 2003, Norwegian University of Science and Technology (NTNU), Trondheim, Norway, ISBN: 82-7598-056-9, 55-61.
- Delons, L. (2002). Sludge reduced up to 80% at source. *Water & Wastewater International*, 17, 2, 23.
- Dichtl N., Englmann E., Günthert F.W., Müller J. och Osswald M. (1997) Desintegration von Klärschlamm - ein aktueller Überblick, *Korrespondenz Abwasser*, 44, 10, 1726-1739.
- Dillner Westlund Å., Hagland E. och Rothman M. (1996) Bulking and foaming caused by *Microthrix parvicella* at three large sewage treatment plants in the greater Stockholm area. *Water Sci. Tech.*, 34, 5-6, 281-287.
- Dillner Westlund Å., Hagland E. och Rothman M. (1998) Operational aspects on foaming in digesters caused by *microthrix parvicella*, *Water Sci. Tech.*, 38, 8-9, 29-34.
- Dohányos M., Zábranská J. och Jeníček P. (1997) Enhancement of sludge anaerobic digestion by using of a special thickening centrifuge. *Water Sci. Tech.* 36, 11, 145-153.
- Dohányos, M., Zábranská, J., Kutil, J. och Jeníček, P. (2003). Improvement of anaerobic digestion of sludge. Proc. International Water Association (IWA) Specialist Conference, BIOSOLIDS 2003 Wastewater Sludge as a Resource 23-25 June, 2003, Norwegian University of Science and Technology (NTNU), Trondheim, Norway, ISBN: 82-7598-056-9, 129-136.
- Duchene P. (1993). Biological foams: the cause-effect relationship, test results and combat strategy. In First international specialized conference on microorganisms in activated sludge and biofilm processes. 231-243. Paris.
- Dünnebeil A., Elbing G., Engel G., Heinzmann B. och Sieker C. (2002) Thermal and thermal/chemical disintegration of sewage sludge. *Enviro 2002 & IWA 3rd World Water Congress*, CD-ROM, AWA Bookshop PO Box 388, Artarman NSW 1570 Australia, Paper e20886a.
- Eder B. och Günthert F.W. (2002) Practical experience of sewage sludge disintegration by ultrasound, *Techn. Univ. Hamburg-Harburg Reports on Sanitary Engineering* 35, 173-187.
- Eikelboom D.H. (1991) Scum formation in carrousel treatment plants. In Proceedings of the IAWPRC Specialized Seminar on Interactions of Wastewater, Biomass and Reactor configurations in Biological Treatment Plants, August 21-23, Copenhagen, Denmark.
- Eikelboom D.H. (1993) The *Microthrix parvicella* puzzle. In First international specialized conference on microorganisms in activated sludge and biofilm processes. 267-275. Paris.
- Engelhart M. och Dichtl N. (1998) Kombination von Aufschluß der Schlammbiomasse und Immobilisierung der anaeroben abbauenden Mikroorganismen bei der Schlamfäulung. Müller J., Dichtl N. och Schwedes J. (Eds.) *Klärschlamm-desintegration*. Inst. für Siedlungswasserwirtschaft Techn. Univ. Braunschweig, Heft 61, 113-130.
- Engelhart M., Krüger M., Kopp J. och Dichtl N. (2000) Effects of disintegration on anaerobic degradation of sewage excess sludge in downflow stationary fixed film digester. *Water Sci. Tech.*, 41, 3, 171-179.
- Erdinçler A. och Vesilind P.A. (2002) Effect of sludge cell disruption on the water distribution in waste activated sludge. *Enviro 2002 & IWA 3rd World Water Congress*, CD-ROM, AWA Bookshop PO Box 388, Artarman NSW 1570 Australia, Paper e21214a.

- Farooq S. och Akhlaque S. (1982) Oxidation of biological sludges with ozone. *J. Environ. Sc. & Health*, 5, 609-637.
- Foot R.J. (1992) Effects of process control parameters on the composition and stability of activated sludge. *J. Inst. Water Environ. Management* 6, 215-228.
- Foot R. J., Robinson M. S. och Forster C. F. (1993) Systematic activated sludge bulking and foam control. In *First international specialized conference on microorganisms in activated sludge and biofilm processes*. 179-186. Paris.
- Goel, R., Komatsu, K., Yasui, H. och Harada, H. (2003). Process performance and change in sludge characteristics during anaerobic digestion of sewage sludge with ozonation. *Proc. International Water Association (IWA) Specialist Conference, BIOSOLIDS 2003 Wastewater Sludge as a Resource 23-25 June, 2003*, Norwegian University of Science and Technology (NTNU), Trondheim, Norway, ISBN: 82-7598-056-9, 153-160.
- Goel R., Tokutomi T. och Yasui H. (2002) Anaerobic digestion of excess activated sludge with ozone pretreatment. *Enviro 2002 & IWA 3rd World Water Congress, CD-ROM, AWA Bookshop PO Box 388, Artarman NSW 1570 Australia, Paper e21393a*.
- Grüning H. (1998) Einfluß des Aufschlusses von Faulschlamm auf das Restgaspotential. Müller J., Dichtl N. och Schwedes J. (Eds.) *Klärschlammintegration. Inst. für Siedlungswasserwirtschaft Techn. Univ. Braunschweig, Heft 61*, 179-191.
- Haug R.T. (1978) Sludge processing to optimise digestibility and energy production. *Regional wastewater solids management program, Whittier, California USA*.
- Hogan F. (2003) Ultrasound enhances sludge digestion. *Water & Wastewater International* 18, 4, 35.
- Hopkowitz M. (2000) Energy management at WWTP with biogas utilisation. *Proceedings of a Polish-Swedish seminar, Cracow, May 29, 2000. Joint Polish-Swedish Reports, No 7, Div. of Water Resources Engineering, KTH, ISBN 91-7170-584-8, 43-48*.
- Jahnke S. (1998) Desintegration mit Hochdruckhomogenisatoren. Müller J., Dichtl N. och Schwedes J. (Eds.) *Klärschlammintegration. Inst. für Siedlungswasserwirtschaft Techn. Univ. Braunschweig, Heft 61*, 31-47.
- Jean D.S., Chang B.-V., Liao G.S., Tsou G.W. och Lee D.J. (2000) Reduction of microbial density level in sewage sludge through pH adjustment and ultrasonic treatment. *Water Sci. Tech.*, 42, 9, 97-102.
- Jomaa S. och Shanableh A. (2002) Combined sludge treatment and production of useful organic by-products using hydrothermal oxidation. *Enviro 2002 & IWA 3rd World Water Congress, CD-ROM, AWA Bookshop PO Box 388, Artarman NSW 1570 Australia, Paper e20396a*.
- Kato K., Momonoi K., Saito M. och Tashiro Y. (2002) Evaluation of phosphorus and flocculant recovery method with alkali treatment from the sludge. *Enviro 2002 & IWA 3rd World Water Congress, CD-ROM, AWA Bookshop PO Box 388, Artarman NSW 1570 Australia, Paper e21339a*.
- Kato, K., Momonoi, K., Saito, M. och Tashiro, Y. (2003). Phosphorus and coagulant recovery by alkaline sludge treatment. *Proc. International Water Association (IWA) Specialist Conference, BIOSOLIDS 2003 Wastewater Sludge as a Resource 23-25 June, 2003*, Norwegian University of Science and Technology (NTNU), Trondheim, Norway, ISBN: 82-7598-056-9, 271-279.
- Kebebein, J., Hoffmann, E. Och Hahn, H.H. (2002) Effects of chemical agents on filamentous growth and activated sludge properties. In H.H. Hahn, E. Hoffmann and H. Odegaard (Eds.). *Chemical Water and Wastewater Treatment VII*, 273-284, IWA Publishing, ISBN 1 84339 009 4.

- Kepp U., Machenbach I. Weisz N. och Solheim O.E. (2000) Enhanced stabilization of sewage sludge through thermal hydrolysis – Three years of experience with full scale plant. *Water Sci. Tech.* 42, 9, 89-96.
- Knoop, S. och Kunst, S. (1998) Influence of temperature and sludge loading on activated sludge settling, especially *Microtrix parvicella*. *Water Sci. Tech.*, 37, 4/5, 27-35.
- Kobayashi T., Arakawa K. och Tanaka T. (2002) Application of membrane separation technology to the sludge reduction by ozonation. *Enviro 2002 & IWA 3rd World Water Congress*, CD-ROM, AWA Bookshop PO Box 388, Artarman NSW 1570 Australia, Paper e21425a.
- Kocianova E., Foot R.J. och Forster C.F. (1992) Physicochemical aspect of activated sludge in relation to stable foam formation. *J. IWEM*. June, 342-350.
- Kopp J. och Dichtl N. (1998) Konditionierungs- und Entwässerungsverhalten von aufgeschlossenen und gefaulten Schlämmen. Müller J., Dichtl N. och Schwedes J. (Eds.) *Klärschlamm-Desintegration*. Inst. für Siedlungswasserwirtschaft Techn. Univ. Braunschweig, Heft 61, 215-227.
- Kopp J., Müller J., Dichtl N. och Schwedes J. (1997) Anaerobic digestion and dewatering characteristics of mechanically disintegrated excess sludge *Water Sci. Tech.* 36, 11, 129-136.
- Kopplow O. Untersuchungen zur Verminderung des Schäumens in Faulbehältern durch Vorbehandlung des Überschussschlammes.  
<http://www.auf.uni-rostock.de/ktsw/kopplow/msource/desintegration.htm>
- Kopplow, O., Barjenbruch, M. och Heinz, V. (2003). Sludge pre-treatment with pulsed electric fields. *Proc. International Water Association (IWA) Specialist Conference, BIOSOLIDS 2003 Wastewater Sludge as a Resource 23-25 June, 2003, Norwegian University of Science and Technology (NTNU), Trondheim, Norway, ISBN: 82-7598-056-9, 553-559.*
- Kunz P.M. och Wörne D. (1998) Nachweis der biologischen Verfügbarkeit von Klärschlamm nach Desintegration mittels Rührwerkskugelmühle im Rahmen einer gezeilten Denitrifikation. Müller J., Dichtl N. och Schwedes J. (Eds.) *Klärschlamm-Desintegration*. Inst. für Siedlungswasserwirtschaft Techn. Univ. Braunschweig, Heft 61, 209-214.
- Lehne GH., Müller J. och Schwedes J. (2000) Mechanical disintegration of sewage sludge, *IWA 1<sup>st</sup> World Water Congress, Conference Preprint Book 4*, 125-132.
- Lehne GH., Müller J., Schwedes J., Battenberg S. och Näveke R. (1998). Beurteilung des Aufschlußerfolges und Vergleich verschiedener Verfahren des Klärschlammaufschlusses. Müller J., Dichtl N. och Schwedes J. (Eds.) *Klärschlamm-Desintegration*. Inst. für Siedlungswasserwirtschaft Techn. Univ. Braunschweig, Heft 61, ISSN 0934-9731, 83-96.
- LIMUS Umwelttechnik gmbh, Thermal cell disintegration of surplus sludge  
<http://www.limus.de/ezellauf.htm>
- Madoni P. och Davoli D. (1997) Testing the control of filamentous microorganisms responsible for foaming in full-scale activated sludge plant running with initial aerobic or anoxic contact zones. *Bioresource Tech.*, 60, 43-49.
- Madoni P., Davoli D. och Gibin G. (2000) Survey of filamentous microorganisms from bulking and foaming activated-sludge plants in Italy. *Water Res.*, 34, 6, 1767-1772.
- Mene and Lebrun. *Biolysis: Cutting edge technology for the reduction of sludge quantities in activated sludge plants*. Ondeo Degrémont Ltd.
- Mininni G. (2001) Incineration with energy recovery. Spinosa L. och Vesilind P.A. (Eds.) *Sludge into biosolids. Processing, disposal and utilization* IWA Publishing, ISBN 900222 06 6, 101-129.
- Mues A. (1998) Verfahrenstechnik und Kosten des Ultraschalleinsatzes auf Kläranlagen. Müller J., Dichtl N. och Schwedes J. (Eds.) *Klärschlamm-Desintegration*. Inst. für Siedlungswasserwirtschaft Techn. Univ. Braunschweig, Heft 61, ISSN 0934-9731, 271-280.

- Müller J. (1998) Einsatzmöglichkeiten und Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen des Klärschlammaufschlusses als Verfahrensschritt der anaeroben Schlammstabilisierung. Müller J., Dichtl N. und Schwedes J. (Eds.) Klärschlammintegration. Inst. für Siedlungswasserwirtschaft Techn. Univ. Braunschweig, Heft 61, ISSN 0934-9731, 281-294.
- Müller J.A. (2000) Pre-treatment processes for recycling and reuse of sewage sludge. *Water Sci. Tech.*, 42, 9, 167-174.
- Müller J.A. (2002) Sludge pre-treatment processes - Results and applications. *Enviro 2002 & IWA 3rd World Water Congress*, CD-ROM, AWA Bookshop PO Box 388, Artarman NSW 1570 Australia, Paper e21094a.
- Müller J. und Dichtl N. (1998) Belastung der Schlamwässer und Möglichkeiten der Gewinnung von Wertstoffen. Müller J., Dichtl N. und Schwedes J. (Eds.) Klärschlammintegration. Inst. für Siedlungswasserwirtschaft Techn. Univ. Braunschweig, Heft 61, ISSN 0934-9731, 229-243.
- Müller J. und Schwedes J. (1998) Grundlagen und Wirkungen der Klärschlammzerkleinerung. Müller J., Dichtl N. und Schwedes J. (Eds.) Klärschlammintegration. Inst. für Siedlungswasserwirtschaft Techn. Univ. Braunschweig, Heft 61, ISSN 0934-9731, 1-18.
- Müller, J.A., Winter, A. und Strükmann, G. (2003). Investigation and assessment of sludge pre-treatment processes. *Proc. International Water Association (IWA) Specialist Conference, BIOSOLIDS 2003 Wastewater Sludge as a Resource 23-25 June, 2003*, Norwegian University of Science and Technology (NTNU), Trondheim, Norway, ISBN: 82-7598-056-9, 137-144.
- Nickel K. (2002) Ultrasonic disintegration of biosolids – benefits, consequences and new strategies, *Techn. Univ. Hamburg-Harburg Reports on Sanitary Engineering* 35, 189-199.
- Nickel K., Tiehm A. und Neis U. (1998) Pilotversuche zur Beschleunigung des anaeroben Abbaus von Klärschlamm durch Ultraschall. Müller J., Dichtl N. und Schwedes J. (Eds.) Klärschlammintegration. Inst. für Siedlungswasserwirtschaft Techn. Univ. Braunschweig, Heft 61, ISSN 0934-9731, 97-111.
- Nielsen, B. und Petersen, G. (2000). Thermophilic anaerobic digestion and pasteurization. Practical experience from Danish wastewater treatment plants. *Wat. Sci. Tech.*, 42, 9, 65-72.
- Niekerk A. van, Kawahigashi J., Reichlin D., Malea A. und Jenkins D. (1987). Foaming in anaerobic digesters - A survey and laboratory investigation. *J. WPCF*, 59, 5, 249-253.
- Onyeche T.I., Schläfer O. und Sievers M. (2002) Improved energy recovery from waste sludge. *Enviro 2002 & IWA 3rd World Water Congress*, CD-ROM, AWA Bookshop PO Box 388, Artarman NSW 1570 Australia, Paper e20374b
- Onyeche, T.I. und Schäfer, S. (2003). Energy production and savings from sewage sludge treatment. *Proc. International Water Association (IWA) Specialist Conference, BIOSOLIDS 2003 Wastewater Sludge as a Resource 23-25 June 2003*, Norwegian University of Science and Technology (NTNU), Trondheim, Norway, ISBN:82-7598-056-9, 517-522.
- Osswald M. und Günthert F.W. (1998) Ergebnisse des Einsatzes von Ultraschallgeräten auf Kläranlagen. Müller J., Dichtl N. und Schwedes J. (Eds.) Klärschlammintegration. Inst. für Siedlungswasserwirtschaft Techn. Univ. Braunschweig, Heft 61, ISSN 0934-9731, 253-269.
- Otte-Witte R. (1998) Verbesserung der Schlammfäulung durch die Eindickung mit der Lysatzentrifuge. Müller J., Dichtl N. und Schwedes J. (Eds.) Klärschlammintegration. Inst. für Siedlungswasserwirtschaft Techn. Univ. Braunschweig, Heft 61, ISSN 0934-9731, 245-251.

- Panter K. (1998) Cambi Thermal Hydrolysis - Getting the Bugs out of Digestion and Dewatering 3<sup>rd</sup> European Biosolids and Organic Residuals Conference, November 1998, Wakefield, England <http://www.cambi.com/publications/sludge/IQPC3/iqpc3.htm>
- Park J.K. och Hong S.-M. (2002) Generation of environmentally safe sludge using microwaves. Enviro 2002 & IWA 3rd World Water Congress, CD-ROM, AWA Bookshop PO Box 388, Artarman NSW 1570 Australia, Paper e20698a.
- Pujol R., Duchene Ph, Schetrite S. and Canler J. P. (1991) Biological foams in activated-sludge plants: characterization and situation. *Water Res.* 25, 1399-1404.
- Rice, R.G. (1993) Current status of ozone for municipal wastewater treatment. *IAWQ Yearbook*, 1993-94, 33-39.
- Rocher M., Roux G., Goma G., Pilas Begue A., Louvel L. och Rols J.L. (2000) Excess sludge reduction in activated sludge process by intergrating biomass alkaline heat treatment. *IWA 1<sup>st</sup> World Water Congress, Conference Preprint Book 4*, 211-218.
- Rothman M., Hagland E., Bergman L. och Dillner Westlund Å. (1995) Skumning i röt-kammare. Ny teknik inom avloppsvattenrening, Seminarium i Lund, 11-12 okt.
- Salhi, M., Déléris, S., Debellefontaine, H., Ginestet, P. och Etienne, P. (2003). More insights into understanding of reduction of excess sludge production by ozone. *Proc. International Water Association (IWA) Specialist Conference, BIOSOLIDS 2003 Wastewater Sludge as a Resource 23-25 June, 2003, Norwegian University of Science and Technology (NTNU), Trondheim, Norway, ISBN 82-7598-056-9*, 39-46.
- Scheminski A., Krull R. och Hempel D.C. (1998) Mehrstufige Prozeßführung der Klärschlammstabilisierung mit mechanischem Aufschluß und Behandlung durch Ozon. Müller J., Dichtl N. och Schwedes J. (Eds.) *Klärschlammdesintegration. Inst. für Siedlungswasserwirtschaft Techn. Univ. Braunschweig, Heft 61, ISSN 0934-9731*, 193-208.
- Scheminski A., Krull R. och Hempel D.C. (2000) Oxidative treatment of digested sewage sludge with ozone, *Water Sci. Tech.* 42, 175-178.
- Schneider D. (1998) Technik des Ultraschallaufschlusses von Klärschlämmen. Müller J., Dichtl N. och Schwedes J. (Eds.) *Klärschlammdesintegration. Inst. für Siedlungswasserwirtschaft Techn. Univ. Braunschweig, Heft 61, ISSN 0934-9731*, 49-73.
- Seiler K. och Pöpel H. (1998) Halbtechnische Versuche zur einstufigen Schlaumfäulung nach mechanischem Aufschluß. Müller J., Dichtl N. och Schwedes J. (Eds.) *Klärschlammdesintegration. Inst. für Siedlungswasserwirtschaft Techn. Univ. Braunschweig, Heft 61, ISSN 0934-9731*, 131-147.
- Seviour E. M., Williams C. J., Seviour R. J., Soddell J. A. and Lindrea K. C. (1990) A survey of filamentous bacterial populations from foaming activated-sludge plants in eastern states of Australia. *Water Res.* 24, 493-498.
- Sodell, J. och Seviour, R. (1996) Growth of an activated sludge foam-forming bacterium, *Nocardia pinensis*, on hydrophobic substrates. *Water Sci. Tech.*, 43, 5/5, 113-118.
- Stark, K. (2002). Phosphorus release from sewage sludge by use of acids and bases. Department of Land and Water Resources Engineering, KTH, TRITA-AMI LIC 2005, ISSN 1650-8629. (licentiatavhandling).
- Stehr N. och Müller J. (1998) Gestaltung von Rührwerkskugelmöhlen für den Klärschlamm-aufschluß. Müller J., Dichtl N. och Schwedes J. (Eds.) *Klärschlammdesintegration. Inst. für Siedlungswasserwirtschaft Techn. Univ. Braunschweig, Heft 61, ISSN 0934-9731*, 19-29.
- Stümkemann G.W. och Müller J.A. (2002) Reduction of sewage sludge production by using mechanical disintegration. *Enviro 2002 & IWA 3rd World Water Congress, CD-ROM, AWA Bookshop PO Box 388, Artarman NSW 1570 Australia, Paper e21095a*.
- Thieblin, E., Pujol, R. och Haubry, A. (2002). Method and device for purifying waste water comprising an additional sludge treatment by use of ozonation. *US 6,337,020 B1*, Jan. 8, 2002.

- Thiem A., Nickel K. och Neis U. (1997) The use of ultrasound to accelerate the anaerobic digestion of sewage sludge. *Water Sci. Tech.* 36, 11, 121-128.
- Wanner J. (1993). The implementation of bulking control in the design of activated sludge systems. In First international specialized conference on microorganisms in activated sludge and biofilm processes. 159-168. Paris.
- Wanner J., Ruzickova I., Jetmarova P., Krhutkova O. and Paraniakova J. (1998) A national survey of activated sludge separation problems in the Czech Republic: filaments, floc characteristics and activated sludge metabolic properties. *Water Sci. Tech.* 37, 4, 271-279.
- Weemaes M., Grootaerd H., Simoens F. och Verstraete W. (2000) Anaerobic digestion of ozonized biosolids. *Water Res.*, 34, 8, 2330-2336.
- Weise T.H.G.G. och Jung M. (1998) Klärschlammbehandlung mit der Hochleistungspulstechnik. Müller J., Dichtl N. och Schwedes J. (Eds.) Klärschlammintegration. Inst. für Siedlungswasserwirtschaft Techn. Univ. Braunschweig, Heft 61, ISSN 0934-9731, 75-82.
- Winkler, M. (1981). Biological treatment of wastewater. Ellis Horwood Publishers, 266.
- Wünsch B., Heine W. och Neis U. (2002) Combatting bulking sludge with ultrasound, *Techn. Univ. Hamburg-Harburg Reports on Sanitary Engineering* 35, 201-212.
- Yeom L.T., Lee K.R., Lee Y.H., Ahn K.H. och Lee S.H. (2002). Effects of ozone treatment on the biodegradability of sludge from municipal wastewater treatment plants. *Water Sci. Tech.* 46, 4-5, 421-425.
- Ødegaard, H. (2003). Sludge minimization technologies – an overview. Proc. International Water Association (IWA) Specialist Conference, BIOSOLIDS 2003 Wastewater Sludge as a Resource 23-25 June, 2003, Norwegian University of Science and Technology (NTNU), Trondheim, Norway, ISBN: 82-7598-056-9, 31-38.