

Sahar D. Kihneh
2016-10-

Avloppsteknik 3

Slamhantering



Svenskt Vatten

Svenskt Vatten påtar sig inget ansvar för eventuella felaktigheter, tryckfel eller felaktig användning av denna publikation

Copyright: Svenskt Vatten AB

Framsidesbild: Ann-Marie Halldin

Illustrationer: Ann-Marie Halldin

Grafisk form: Ordförrådet AB

Tryck: åtta.45 AB

Utgåva: 2, juni 2010

ISSN nr: 1654-5117

Förord

Du håller nu i din hand ett reviderat avloppskompendium. Serien består av tre kompendier:

Avloppsteknik 1 – Allmänt

Avloppsteknik 2 – Reningsprocessen

Avloppsteknik 3 – Slamhantering

Den första utgåvan kom våren 2007. Smärre ändringar har gjorts i denna utgåva.

Vi har i Avloppsteknik 3 lagt till ett avsnitt om slamcertifieringssystemet REVAQ.

Kompendierna används bl.a. på Svenskt Vattens utbildningar i avloppsteknik och på yrkeshögskoleutbildningar.

Vi vill tacka alla som har bidragit till revideringen av dessa kompendier.

Stockholm i juni 2010

Svenskt Vatten AB

Avloppsteknik – en serie i tre delar

1 Allmänt

- 1 En historisk återblick
- 2 Avloppsvattnets sammansättning och mängd
- 3 Samhällets krav på avloppsvattenhanteringen
- 4 Transport av avloppsvatten
- 5 Översikt reningsmetoder
- 6 Småskalig VA-teknik
- 7 Desinfektion av avloppsvatten
- 8 Avloppsvattnets inverkan på recipienten
- 9 Återanvändning av avloppsvatten
- 10 Råd vid anslutning av industri och annan yrkesmässig verksamhet

2 Reningsprocessen

- 11 Grovrening
- 12 Sedimentering
- 13 Flotation
- 14 Efterbehandling
- 15 Kemisk fällning
- 16 Biologisk rening – allmän bakgrund
- 17 Aktivslamanläggningar – suspenderad biomassa
- 18 Biologiska bäddar – biofilmsystem
- 19 Kväveavskiljning
- 20 Biologisk fosforreduktion

3 Slamhantering

- 21 Slam – mängder och egenskaper
- 22 Förtjockning
- 23 Stabilisering
- 24 Avvattning
- 25 Kompostering
- 26 Torkning och förbränning
- 27 Övriga slambehandlingsmetoder
- 28 Användning av slam

Innehåll – del 3

21 Slam – mängder och egenskaper	7
Inledning	7
Slamtyper	7
Slamtyper efter behandling.....	8
Slammängder	8
Slammets egenskaper.....	9
Slammets användning.....	15
22 Förtjockning	19
Behandlingsprincip	19
Dimensionering	21
Driftresultat	22
Drift och skötsel.....	23
Driftstörningar	26
23 Stabilisering	28
Behandlingsprinciper	28
Rötning.....	29
Slamluftning	39
Kalkning.....	42
Behandling i vassbäddar	43
24 Avvattnig	44
Behandlingsprinciper	44
Konditionering.....	45
Centrifugering	48
Filtrering	50
Vassbäddar.....	52
Driftresultat	53
Driftstörningar	54
25 Kompostering	55
Behandlingsprincip	55
Stabilisering och hygienisering	56
Utformning.....	56
Påverkande faktorer	61
Drift.....	63
26 Torkning och förbränning	66
Torkning	66
Förbränning	68

Innehåll – del 3

27 Övriga slambehandlingsmetoder	76
Inledning	76
Superkritisk oxidation	76
Inarbetning	77
28 Användning av slam	79
Introduktion	79
Slammets nyttovärde	79
Potentiella problem vid användning av slam.....	79
Användning.....	80
REVAQ – certifiering av slamproduktion	81
Måttenheter enligt SI-systemet	84
Författare.....	86

21 Slam – mängder och egenskaper

Inledning

Avloppsslam bildas som en restprodukt vid rening av avloppsvatten. I Sverige, liksom i övriga EU, definieras avloppsslam som ”Slam från avloppsreningsverk, flerkammarbrunnar eller liknande anordningar som behandlar avloppsvatten från hushåll eller tätorter, eller från andra reningsverk som behandlar avloppsvatten med liknande sammansättning” (Naturvårdsverkets föreskrifter SNFS 1994:2).

Enligt miljöbalken och lagen om allmänna vattentjänster är kommunerna skyldiga att samla upp och rena avloppsvatten från tätorter, så att vattnet kan släppas ut utan olägenheter. Kommunerna ska också se till att driften av hela avloppsanläggningen (inklusive slambehandling och ledningsnät) sker på sådant sätt att skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön förebyggs, hindras eller motverkas. Liksom i all yrkesmässig verksamhet ska bästa möjliga teknik användas. I den lagstadgade skyldigheten ingår också att hushålla med råvaror och energi samt att se till att slammets kvalitet blir så bra att det kan hanteras utan att skapa olägenheter för hälsa eller miljö.

Slamtyper

Rening av avloppsvatten syftar till att avlägsna föroreningar ur avloppsvattnet innan vattnet släpps ut i recipienten. De föroreningar som avskiljs vid reningen och förs vidare till slambehandling går ofta under den gemensamma benämningen råslam. Beroende på i vilket reningssteg slammet avskiljs skiljer man på följande typer av råslam:

Mekaniskt slam (primärslam)

utgörs av fasta partiklar som avskiljs vid mekanisk rening (sedimentering).

Biologiskt slam (bioslam)

utgörs av mikroorganismer som tillväxer och avskiljs vid biologiska reningsprocesser. Vid aktivslamanläggningar används även benämningen överskottsslam för det bioslam som avlägsnas.

Kemiskt slam (kemsлам)

utgörs av flockar som bildas vid kemiska fällningsprocesser. Beroende på vilket fällningsmedel som används, talar man om aluminium-, järn- eller kalkslam.

Blandslam

utgörs av blandningar av mekaniskt, biologiskt och/eller kemiskt slam. Blandslam kan antingen erhållas direkt vid en viss reningsprocess, t.ex. förfällning (mekaniskt-kemiskt blandslam) och simultanfällning (biologiskt-kemiskt blandslam) eller genom att olika slam blandas inför slambehandlingen.

Gallerrens och sand, som erhålls vid grovrening (förbehandling) i galler respektive sandfång, räknas normalt inte som slam.

Slamtyper efter behandling

Efter behandlingssteg som förändrar slammets innehåll av vatten talar man om

- *Förtjockat slam*
- *Avvattnat slam*
- *Torkat slam*

Efter behandlingssteg som förändrar slammets innehåll av organiska material talar man om följande slamprodukter:

- *Stabiliserat slam.* Erhålls efter aerob stabilisering (kompostering, slamluftning) eller anaerob stabilisering (rötning). Stabilisering kan också ske med kalk.
- *Aska.* Erhålls vid förbränning av slam. Förbränningen kan ske antingen genom monoförbränning av enbart slam, eller genom samförbränning tillsammans med avfalls- eller biobränslen.
- *Kompost.* Erhålls genom torr- eller våtkompostering av slam.

Efter behandlingssteg som förändrar slammets innehåll av sjukdomsalstrande organismer talar man om följande slamprodukter:

- *Hygieniserat slam* är ett slam som har behandlats för att inaktivera aktiva parasiter och patogener (sjukdomsalstrande organismer) eller minska antalet av dem under en specifik nivå.

Slammängder

Svenska allmänna avloppsreningsverk med över 2 000 anslutna personekvivalenter (pe) producerar varje år drygt en miljon m³ avloppsslam, motsvarande ca 230 000–240 000 ton räknat som torrsubstans (TS).

Majoriteten av de svenska reningsverken har en lägre anslutning än 2 000 pe. Dessa mindre verk behandlar dock endast en mycket liten del, ca 5 procent, av den totala mängden kommunalt avloppsvatten. Slammet från de mindre verken brukar transporteras till ett större reningsverk för vidare behandling (stabilisering, avvattning etc.).

De slammängder som bildas är beroende av avloppsvattnets sammansättning, reningsförfarandet och slambehandlingen. Vid biologisk behandling av avloppsvatten enligt aktivslammetoden bestäms i viss mån den bildade slamm mängden av slambelastningen. Vid kemisk rening erhålls olika slammängder beroende på vilken fällningskemikalie som används och den tillsatta mängden fällningskemikalie. I Tabell 1 redovisas ungefärliga värden för slamproduktionen vid kommunal avloppsvattenrening. Dessa värden grundar sig på i Tabell 2 redovisad slamproduktion per person och den till reningsverket inkommande avloppsvattenmängden utslagen per ansluten person; 400 liter per person och dygn (siffran inkluderar bl.a. tillskottsvatten, vatten för industriell förbrukning och vatten för allmän service).

Tabell 1 Ungefärlig slamproduktion per m³ avloppsvatten

Slamtyp	Slammängd, g SS/m ³	Volym, l/m ³
Primärslam	125	2
Bioslam		
slam från biobädd	60	2,5
överskottslam (aktivt slam)	90	4,5
Kemslam (efterfällning)		
aluminiumslam	60	4
järnslam	75	3,5
kalkslam	500	8

Stabilisering = Syftar till att reducera lukt och risk för smittspridning.

Aerob stabilisering = stabilisering med syre (vanligen luftsyre).

Anaerob stabilisering = stabilisering i syrefri miljö.

pe (personequivivalent) = en föroreningsmängd som motsvarar 70 g BOD₇/person och dygn.

Tillskottsvatten = dagvatten, takvatten, dränvatten (inläckande regn- och grundvatten) m.m., som utöver hushålls- och industri-spillvatten i varierande grad tillförs avloppsledningssystemet (kallas ibland även "ovidkommande vatten").

Tabell 2 Specifik slamproduktion per person

Slamtyp	Specifik slammängd		Spec volym
	g SS/p, d	kg SS/p, år	l/p, d
Primärslam	50	18	0,8
Bioslam ⁽¹⁾			
slam från biobädd	25	9	1
överskottslam (aktivt slam) ⁽²⁾	35	13	1,8
Kemslam			
Aluminiumsulfat: 125 g/m ³	25	9	1,7
Fe: 20 g/m ³	30	11	1,5
Ca(OH) ₂ : 400 g/m ³ ⁽³⁾	200	73	3,5

Fe = järn

Ca(OH)₂ = släckt kalk

¹ Försedimentering förutsätts.

² Slambelastning ca 0,3–0,5 kg BOD₇/kg SS, d, vilket motsvarar en slamålder på ca 5–3 dygn.

³ Vattnets sammansättning har stor inverkan på slamproduktionen.

Slammets egenskaper

Innehåll av fasta partiklar

Slam består av partiklar uppslammade i vatten. Andelen partiklar anges vanligen som torrsubstanshalt (TS). Detta är inte helt korrekt då torrsubstansen även innefattar i slamvattnet upplösta salter. Riktigare vore att ange andelen fasta partiklar som halt suspenderad substans (SS).

TS = SS + i vattnet upplösta ämnen

TS-halten anges vanligen i viktprocent med en decimals noggrannhet:

- 0,5 % = 5 000 g/ton \approx 5 000 g/m³
- 1,0 % = 10 000 g/ton \approx 10 000 g/m³
- 1,5 % = 15 000 g/ton \approx 15 000 g/m³

Vid den höga halt suspenderad substans som föreligger i slam (10 000 g/ton och högre) är emellertid mängden lösta ämnen som regel försumbar med hänsyn till den eftersträvade noggrannheten. I slamvatten är dock andelen partiklar låg (1 000 g/ton och lägre), varför den bör anges som halten suspenderad substans. Eftersom densiteten är nära 1 ton/m³ använder man ofta enheten g/m³ istället för g/ton.

Innehåll av vatten

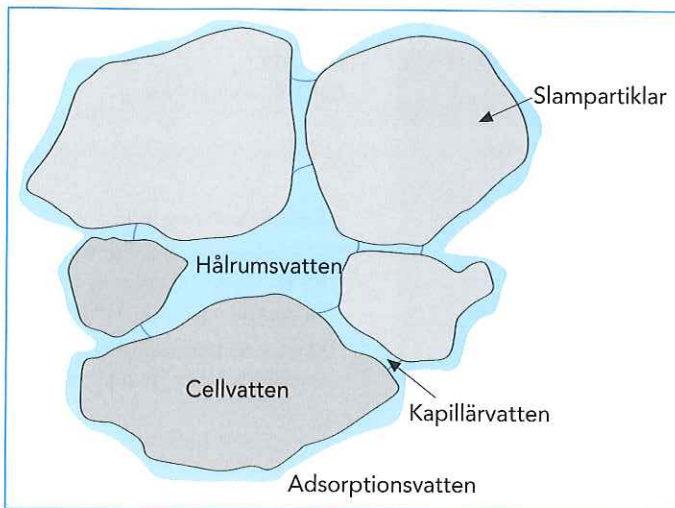
Hur mycket vatten ett slam innehåller beror bl.a. på torrsubstansens sammansättning, storleksfördelningen hos slampartiklarna och vilken metod som har använts för att avskilja slammet ur avloppsvattnet.

Vatteninnehåll i % = 100 – TS i %.

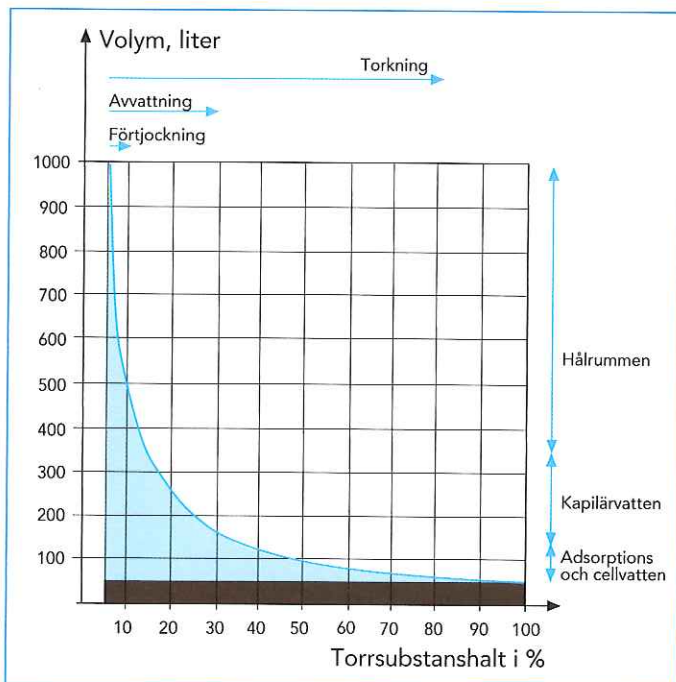
Slammets innehåll av vatten kan alltefter bindningen till slampartiklarna delas in i följande typer (Figur 1):

- Hålrumsvatten
- Kapillärsvatten
- Adsorptionsvatten
- Cellbundet vatten

Vattnets olika starka bindning till slampartiklarna fordrar varierande krafter för att slamvattnet ska kunna avlägsnas. Genom tyngdkraften kan endast hålrumsvatten avskiljas (*förtjockning*). För avskiljning av kapillärsvattnet fordras starkare krafter, som kan åstadkommas genom vakuumpump, tryckkraft eller centrifugalkraft (*mekanisk avvattning*). Resterande del av slamvattnet fordrar uppvärmning för att kunna avdrivas (*torkning*).



Figur 1
Vattnets bindning till slampartiklar



Figur 2
Volym hos rötslam som funktion av TS-halten

Figur 2 visar hur mycket volymen hos rotat primärslam varierar med vatteninnehållet och hur stor del av slamvattnet som kan avskiljas genom behandlingsmetoderna förtjockning, mekanisk avvattning respektive torkning.

Innehåll av organiskt material

I stort består slammets torrsubstans av organiskt och oorganiskt material (partiklar) i olika former. Förhållandet mellan dem varierar beroende på slamtyp. Genom glödning av torrsubstansen kan andelen organiskt material bestämmas som glödförlust, medan glödresten anger andelen oorganiskt material (aska). Det kalciumkarbonat (CaCO_3) som finns i slammet släpper ifrån sig koldioxid vid glödningen, och metoden ger således ett för högt mått på andelen organiskt material. Särskilt tydligt är detta när det gäller kalkat slam.

Det organiska innehållet i slam tjänar som föda åt de mikroorganismer som förekommer i slammet. En hög halt organiskt material innebär således att mikrobiella nedbrytningsprocesser lätt kommer igång. Dessa är aeroba så länge syrgas finns tillgänglig.

När tillgången på syrgas avtar, övergår nedbrytningen till anaeroba förlopp vid vilka illaluktande ämnen bildas. För att förhindra detta kan slammet stabiliseras med biologiska metoder, vilket innebär att det organiska innehållet bryts ner under kontrollerade former. Efter stabilisering ska kvarvarande halt organiskt material föreligga i sådan form att en fortsatt nedbrytning går ytterst långsamt.

Biologisk slamstabilisering kan genomföras aerobt (slamluftning eller kompostering) eller anaerobt (rötning). Genom förbränning av slammets organiska material erhålls oorganisk aska som restprodukt.

Stabilisering, torkning och förbränning beskrivs mer ingående i kapitel 23 och 26.

Innehåll av växtnäringsämnen

Eftersom mycket av näringen i den mat vi äter hamnar i avloppet, är avloppsslammet näringsrikt.

Varje år avskiljs drygt 6 500 ton fosfor och ca 9 000 ton kväve vid de svenska avloppsreningsverken. Fosfor är ett livsnödvärdigt näringsämne som inte kan ersättas av något annat ämne. Mineral som innehåller brytvärda mängder av fosfor är ändliga och icke förnybara naturresurser. Avloppsslam innehåller även andra makronäringsämnen som svavel och kalcium samt mikronäringsämnen (vissa metaller). SCB för, tillsammans med Naturvårdsverket, regelbunden statistik över halten av makronäringsämnena totalfosfor och totalkväve samt vissa metaller som också är mikronäringsämnen (koppar, zink etc.) i slam från svenska avloppsreningsverk >2 000 pe.

Forskare vid SLU har undersökt halten av 60 grundämnen i slam tagna år 2000 från 48 avloppsreningsverk i olika storlek runt om i Sverige (Naturvårdsverkets Rapport 5148). Utifrån SCB:s/Naturvårdsverkets statistik (fosfor och kväve) och SLU:s rapport kan följande ungefärliga "normalhalter" redovisas för vissa makronäringsämnena.

Makronäringsämnen = Näringsämnen som växter och djur behöver i stor mängd, t.ex. kväve, fosfor, kalium, kalcium och svavel.

Mikronäringsämnen = Näringsämnen som är viktiga för växters och djurs tillväxt, men som behövs i små mängder jämfört med makronäringsämnena (bor, kobolt, koppar, järn, mangan, molybden, zink).

Tabell 3 Växtnäringsämnena (makronäringsämnena) i slam

Ämnen	Ungefärlig medelhalt, % av TS
Fosfor (totalt)	2,8
Kväve	
totalkväve	3,6
ammoniumkväve	0,9
organiskt kväve	2,7
Kalcium	0,6–19
Magnesium	0,2–0,6
Kalium	0,07–1,2
Svavel	0,4–2,6

Innehåll av miljöfarliga ämnen

Förutom växtnäringsämnena och organiskt material innehåller avloppsslam föroreningar såsom tungmetaller och organiska svårnedbrytbara ämnen.

Vid tillverkning och användning av kemikalier och varor i samhället sprids olika miljöfarliga ämnen i miljön. Många av dessa ämnen hamnar på ett eller annat sätt i de kommunala avloppsreningsverkens slam och i slam från trekammarbrunnar.

De senaste 20–30 åren har punktutsläppen av många miljöfarliga ämnen minskat radikalt och i takt med minskade punktutsläpp har den diffusa spridningen ökat i betydelse. Föroreningar tillförs från anslutna hushåll och verksamheter, från ledningsmaterial, inläckande yt- och grundvatten, dagvatten m.m. Dessutom kan tungmetaller tillföras reningsverket via fällningskemikalier och svårnedbrytbara organiska polymerer vid förtjockning och avvattning av slam.

För att få användas i jord- eller skogsbruk måste slammet uppfylla vissa lagstadgade respektive rekommenderade kvalitetskrav.

Kvalitetskraven för att få användas för jordbruksändamål sätts av regeringen i form av lagstadgade gränsvärden, medan kvalitetskrav för produkter som ska användas i skogsbruk sätts av Skogsstyrelsen i form av rekommenderade riktvärden. I Tabell 4 visas nu gällande (2006) gräns- och riktvärden. Som en jämförelse visas i kolumnen längst till höger medelvärden för halten av respektive förorening i svenskt avloppsslam 2002.

När det gäller jordbruk har avloppsreningsverkens och lantbrukarnas branschorganisationer (Svenskt Vatten och LRF) tillsammans med Naturvårdsverket kommit överens om frivilliga riktvärden för tre organiska ämnen i slam för slam som ska användas för gödsling av mark med livsmedels- och fodergrödor.

Undersökningar gjorda av SLU och ITM, visar att avloppsslam kan innehålla relativt höga halter av betydligt fler tungmetaller än de som för närvarande regleras av lagstiftningen, t.ex. silver, guld och mer ovanliga metaller som lantan och indium.

Tabell 4 Gällande kvalitetskrav på slam för användning i jord- och skogsbruk.

Ämne	Användningsområde		Slamkvalitet, 2002
	Jordbruk ^{1,2} mg/kg TS	Skogsbruk ³ mg/kg TS (aska)	Riksgenomsnitt ^{4,5} mg/kg TS
Bly	100	300	31
Kadmium	2	30	1,3
Koppar	600	400	370
Krom	100	100	30
Kvicksilver	2,5	3	0,9
Nickel	50	70	17
Zink	800	7 000	550
Arsenik	–	30	4,7
Bor	–	500	61
Vanadin	–	70	6
Nonylfenol	50	–	17
PCB	0,4	–	0,1
PAH	3	2	1

¹ Förordning (1998:944),

² Naturvårdsverket Rapport 4418,

³ Skogsstyrelsen
Meddelande 2–2001,

⁴ SCB Mi 22 SM 0401)

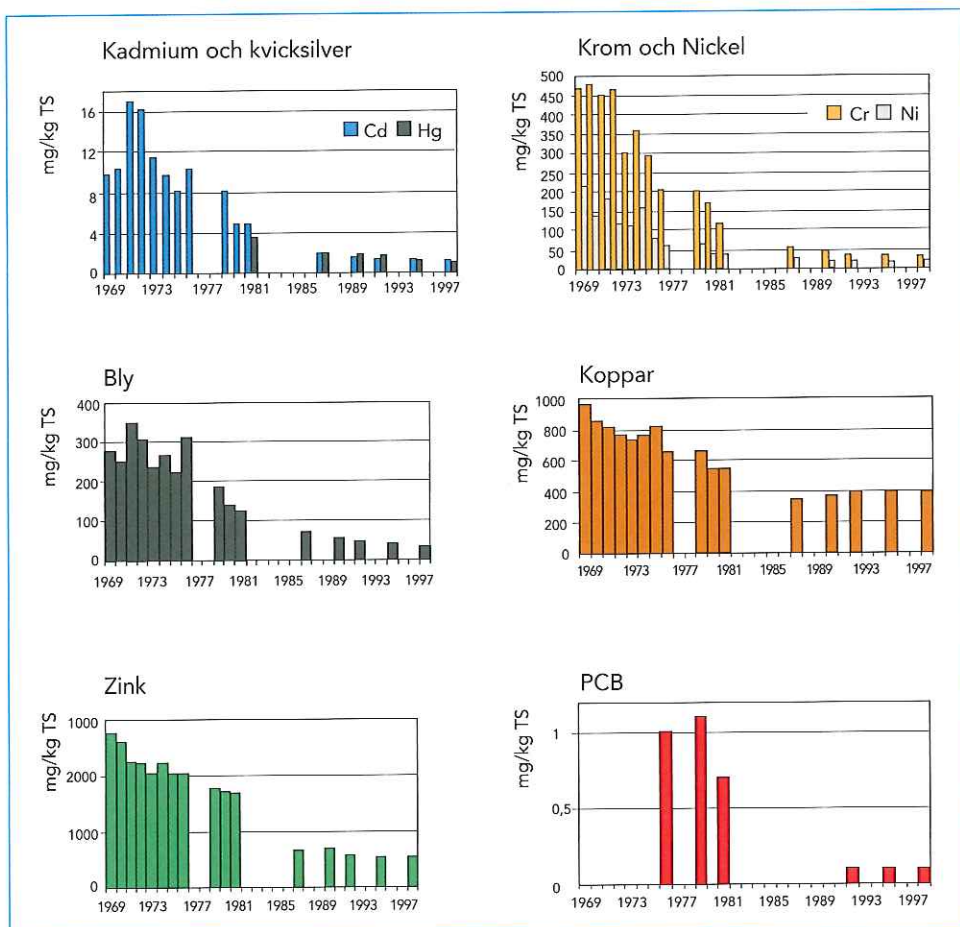
⁵ Naturvårdsverket Rapport 5148.

Enligt Skogsstyrelsen bör aska, som ska spridas i skog, i huvudsak härröra från förbränning av skogsbränslen, men viss inblandning av aska från andra bränslen är inget hinder. De värden som anges i Tabell 4 avser primärt halter i askprodukter som sprids i skogen, efter eventuell tillsats av växtnäringsämnen och bindemedel, men utan vatten. Riktvärdena är inte avsedda att tillämpas på andra restprodukter än askor. Några riktlinjer för kvaliteten på slam och andra gödsel- eller vitaliseringsprodukter som används i skogsbruk har inte angetts, men man kan förutsätta att åtminstone ovanstående riktvärden bör vara uppfyllda.

Det bör observeras att andra regler än de ovan nämnda indirekt kan innebära högre kvalitetskrav än de som anges i tabellen ovan. Såväl Naturvårdsverket som Skogsstyrelsen ställer även krav på högsta tillåtna respektive rekommenderad tillförsel av tungmetaller, uttryckta som g/ha under olika tidsrymder (per år för jordbruk respektive per skogsgeneration för kompensationsgödsling av skogsmark)

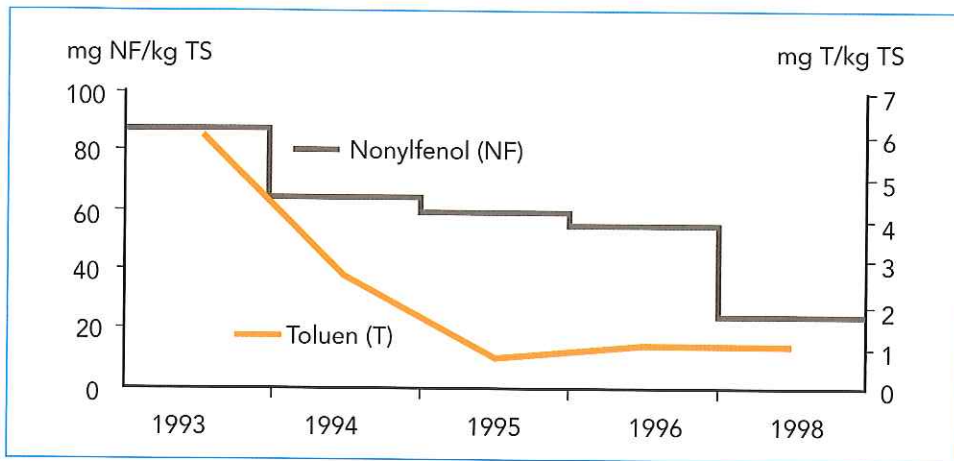
Den statistik som är tillgänglig för halten föroreningar i slam visar att medelhalten av de flesta uppmätta metaller i avloppsslam sjunker kontinuerligt år från år, vilket

framgår av nedanstående diagram. Anledningen till denna kvalitetsförbättring är dels att användningen av flera miljöfarliga ämnen har förbjudits eller minskat i samhället, dels att VA-verkens krav på anslutna industrier, biltvättar och andra verksamheter har ökat. Vidare har hanteringen av avfall i samhället förbättrats. De flesta VA-verk har klart uttalade anslutningspolicys med krav på att anslutna verksamheter ska minska sina utsläpp miljöfarliga ämnen till de kommunala avloppsreningsverken. Enligt VA-FORSK Rapport 2001-05: "Slamkvalitet och trender för slamhantering" har halten av de metaller som regleras i lagstiftningen med ett undantag minskat med 30–50 procent mellan åren 1987 och 1998. Undantaget är koppar, vars medelhalt har varit mer eller mindre oförändrad de senaste 20 åren. Anledningen till att kopparhalten inte har minskat under senare tid är att koppar är det vanligaste materialet i tappvattensystem för dricksvatten. Mätdata från enskilda avloppsreningsverk visar att halten av andra metaller, t.ex. silver, minskar kontinuerligt.



Figur 3 Metaller och PCB i slam 1969–1998

Sedan nyanvändningen av PCB förbjöds i Sverige år 1971 har halten i slam sjunkit med ca 90 %. Under perioden 1993–2000 har det dock inte skett någon ytterligare reduktion av PCB-halten i slam. Miljörapporter från 25 avloppsreningsverk vars anslutning är >100 000 pe (producerar knappt hälften av allt avloppsslam i Sverige), visar att halten nonylfenol och toluen (kontroll av toluen ingick i slamöverenskommelsen mellan 1994 och 1999) minskade med ca 70 respektive 80 % mellan åren 1993 och 1998. För PAH går det inte att utläsa någon trend eftersom halten hela tiden har legat nära eller under analysmetodens detektionsgräns.



Figur 4 Nonylfenol och toluen i slam

Vissa av de organiska ämnena, t.ex. en del alkoholer, som tillförs avloppsnätet kan brytas ned i reningsverkets biosteg och röt-kammare, andra drivs av till omgivande luft (t.ex. vissa flyktiga lösningsmedel). Organiska ämnen som är svårnedbrytbara, har låg löslighet i vatten samt är fettlösliga och bioackumulerbara (t.ex. PCB), binds till slammet. Undersökningar har visat att det i huvudsak är den typen av ämnen som "överlever" behandlingen i ett avloppsreningsverk. En del organiska ämnen, t.ex. komplexbildare och nonylfenol passerar till stor del opåverkade genom reningsverket och kan därigenom återfinnas i utgående avloppsvatten.

Bindning till slammet är den dominerande reduktionsmekanismen för huvuddelen av avloppsvattnets svårnedbrytbara organiska ämnen. Avskiljningsgrader på 80 till över 90 % är inte ovanliga. Slammets innehåll av organiska ämnen ger således en relativt god bild av avloppsvattnets sammansättning. Det bör påpekas att även hushållen svarar för betydande utsläpp av sådana ämnen, t.ex. genom att använda tvätt- och rengöringsmedel, kosmetika samt diverse kemiska produkter för hem och trädgård.

För de vanligaste tungmetallerna är avskiljningen till slammet betydande; 60–80 %. Nickel reduceras dock i markant mindre omfattning; ca 10–30 % (SNV PM 1942).

De svårnedbrytbara organiska ämnen som ingår i olika kemiska produkter som används inom industrin och i hushållen uppmärksammas alltmer. Ungefär 10 000 kemiska ämnen – de flesta organiska – är registrerade i Kemikalieinspektionens, (KemI:s) produktregister. Ungefär 1 000 av dem är "högvolykmkemikalier", som används praktiskt i större omfattning. Cirka 200 av dessa högvolykmkemikalier bedöms av KemI ha "särskilt farliga egenskaper".

All slam användning, och särskilt användningen i jordbruket, är opinionskänslig. En debatt om bromerade flamskyddsmedel i slam ledde år 1999 till att LRF rekommenderade sina medlemmar att inte längre använda kommunalt avloppsslam i jordbruket, utom för energiskogsodling. En litteraturgenomgång och riskvärdering utförd av Svenskt Vatten år 2000 visade dock att risken för att människor skulle få i sig skadliga mängder flamskyddsmedel genom att äta jordbruksprodukter (spannmål, grönsaker, kött, mjölk etc.) från slamgödslad mark eller genom att barn får i sig slamgödslad jord är mycket liten. Visserligen finns det mätbara halter av flera typer av bromerade flamskyddsmedel i slam, men de uppmätta nivåerna bedöms som mycket låga. När slam sprids på åkermark kommer ämnena till stor del att bindas hårt till jordpartiklarna och därmed stanna i marken. Det saknas för närvarande underlag för att fastställa om det sker någon mikrobiell nedbrytning av betydelse, men något läckage kommer sannolikt inte att ske. Den huvudsakliga avklingningen av halten bromerade flamskyddsmedel i naturen domineras sannolikt av nedbrytning orsakad av UV-ljus. Forskare vid IMM (Institutet för Miljömedicin vid Karolinska institutet), Livsmedelsverket och andra

Bioackumulerbara ämnen =
Ämnen som binds/ackumuleras i organismer eller till organiskt material på så sätt att de där återfinns i högre halt än i omgivande media.

instanser har kommit fram till liknande slutsatser när det gäller flera av de övriga miljögifter som kan förekomma i slam (dioxiner, PCB, ftalater, nonylfenoler etc.).

Innehåll av smittämnen

Avloppsvatten innehåller avfallsprodukter från såväl friska och sjuka människor som symtomlösa smittbärare. Mikroorganismer, som bakterier, virus och parasiter, anrikas i det slam som avskiljs i reningsverket. De flesta mikroorganismerna är av tämligen ofarlig typ och karaktär, men om slammet inte hygieniseras tillräckligt finns det alltid en risk att också patogena organismer finns i slammet.

Slam kan hygieniseras genom att tillföras värme på olika sätt eller genom att höja pH-värdet till över 12. Vid termisk behandling måste temperaturen uppgå till minst 55°C i hela massan för att hygieniseringseffekten ska vara tillräcklig, d.v.s. för att slammet ska vara näst intill fritt från patogener. Uppgifter om vilken uppehållstid som behövs för en fullgod hygienisering varierar i litteraturen.

Värmen för hygienisering kan tillföras utifrån eller produceras genom mikroorganismernas egen aktivitet. Hygieniseringseffekten kan också förstärkas genom kemiska tillsatser.

Tänkbara processer är termofil rötning, pastörisering, torkning, kompostering, förbränning och kalkning.

Det finns relativt sparsamt med undersökningar om förekomsten av smittämnen i avloppsslam. En av dem som har genomförts under senare år gjordes 2001 av SVA (Sveriges Veterinärmedicinska Anstalt). SVA undersökte då förekomsten av bakterier från åtta svenska avloppsreningsverk under ett år.

Slam från dessa verk behandlades med mesofil respektive termofil rötning, kompostering, långtidslagring eller enbart förtjockning. Undersökningen visade att salmonellabakterier fanns i drygt hälften av de prov som togs ut av behandlat slam. 40 varianter av Salmonella påvisades. Däremot påvisades Salmonella inte i någon av de undersökta komposterna och endast vid ett tillfälle i termofilt rötat slam. I råslam och slam som behandlats med mesofil rötning var däremot ca två tredjedelar av proven positiva. SVA:s undersökningar kan dock inte ge svar på frågan om innehållet av salmonellabakterier sjunker efter slambehandling eller inte.

Det finns inga dokumenterade fall av att människor har smittats av smittämnen i kommunalt avloppsslam som har hanterats på det sätt som föreskrivs i de svenska reglerna. På grund av svårigheterna att med epidemiologiska studier fastställa sådana samband, är det enligt smittskyddsspecialister på SVA och SMI (Smittskyddsinstitutet) dock ingen garanti för att smittspridning inte kan ha skett via slam.

I dagsläget (2006) ställs inga formella krav på att halten smittämnen i avloppsslam ska reduceras (hygienisering). Någon form av hygieniseringskrav kommer dock troligen på sikt.

Slammets användning

Det sätt som avloppsslammet tas omhand på sedan det har lämnat avloppsreningsverket styr vilken slambehandling som behövs på verket. Innan vi går in på respektive behandlingsmetod ska vi därför kort redogöra för vilka användningsmöjligheter som kan finnas för slammet.

Utförligare information finns i VA-FORSK Rapport 2000–2. Vägledningar för olika typer av slamhantering har utarbetats i form av tekniska rapporter av det europeiska standardiseringsorganet CEN. De vägledningar som hittills har tagits fram handlar om användning i jordbruk, slamförbränning, samförbränning med hushållsavfall och återställning av förorenad mark samt kvittblivning genom deponering.

Patogen = sjukdomsalstrande (patogena organismer = sjukdomsalstrande bakterier, virus, parasiter etc.).

Antibiotisk = bakteriedödande.

Pastörisering = upphettning till minst 70°C.

Termofil behandling = Behandling, t.ex. rötning eller aerob stabilisering, vid minst 55°C.

Mesofil behandling = Behandling vid 30–37°C.

Nedan beskrivs kortfattat vilka användningsområden som är tekniskt, miljömässigt och juridiskt möjliga för avloppsslam. Möjligheterna att använda avloppsslam begränsas dock av konkurrens från andra, ofta mer etablerade och beprövade produkter. Vidare kan miljöopinioner, kommunens ekonomiska resurser samt allmänhetens, lantbrukarnas och livsmedelsindustrins inställning till avloppsslam påverka användningen.

I huvudsak är följande användningsområden aktuella för avloppsslam:

- Tillverkning av jordprodukter för grönytor m.m.
- Sluttäckning av kommunala och industriella avfallsdeponier
- Återställning av gruvområden, grustäkter m.m.
- Jordförbättring
- Energiutvinning genom förbränning
- Gödsling av åkermark (livsmedels- och fodergrödor, energigrödor)
- Gödsling och vitalisering av skogsmark

För dessa användningsområden utom användning på skogsmark är det främst stabiliserat och avvattat slam som används. Om slam ska användas på skogsmark bör det torkas först.

Torkat slam är lämpligt att använda för de flesta av ovan uppräknade användningsområden, men har hittills använts mest på försök vid jordtillverkning, förbränning och gödsling av åker- och skogsmark.

Jordtillverkning, jordförbättring, täckning av avfallsdeponier, förorenad mark mm.

Avloppsslammets innehåll av organiskt material gör att det kan utnyttjas som råvara vid tillverkning av jord samt för jordförbättring, återställning av deponier och förorenade områden, energiutvinning m.m. Mängden organiskt material (mäts oftast som glödningsförlust) uppgår till drygt hälften av mängden slam, d.v.s. i storleksordningen 160 000 ton TS per år.

Att använda avloppsslam som råvara vid tillverkning av anläggningsjord är ett område som ökar i takt med att möjligheterna att använda slammet på åkermark minskar. Efterfrågan från jordtillverkare, avfallsbolag och bolag inom bygg- och gruvnäringen har ökat markant. Från att tidigare ha varit av tämligen liten omfattning, ca 10 % av den svenska slamproduktionen under större delen av 1990-talet, användes ungefär en tredjedel av det svenska slammet för jordtillverkning och liknande under år 2000.

Avloppsslam kan användas som ersättning för torv och annat organiskt material som används vid konventionell tillverkning av anläggningsjord, odlingssubstrat för handelsträdgårdar eller blomkruksjord. Eftersom slammet ofta har högre halter av näringsämnen och vissa oönskade ämnen, är enbart slam normalt inte lämpligt som odlingssubstrat, utan det krävs att slammet först blandas ut med andra råvaror, t.ex. sand.

Lämplig behandling för slam som ska användas för jordtillverkning är t.ex. rötning, kompostering och inarbetning. Den färdiga jordprodukten kan användas som jord eller jordförbättringsmedel på golfbanor, parker, vägslänter och andra typer av grönytor.

Avloppsslam och jordprodukter baserade på avloppsslam används också i tätskikt, skyddsskikt och växtetableringsskikt vid sluttäckning/återställning av avfallsdeponier, grustäkter, gruvområden etc. Här kan det ersätta jungfruliga material såsom lera, bentonit, morän och matjord, vilka är bristvaror på många håll, särskilt i storstadsområden. För att förbättra slammets hållfasthetsegenskaper bör det blandas med annat material före användningen.

Energiutvinning genom förbränning

Torkat eller avvattnat avloppsslam kan användas som bränsle vid monoförbränning eller samförbränning med t.ex. avfallsbränslen eller biobränslen. Om slammet ska förbrännas tillsammans med biobränslen i ett värmeverk, måste värmeverket göra relativt stora nyinvesteringar i rökgasrenings- och mätutrustning och prövas om enligt miljöbalken som en avfallsförbränningsanläggning.

För närvarande (2006) har ett tiotal avfalls- och VA-bolag tillstånd att förbränna avloppsslam, men endast en slamförbränningsanläggning (i Mora) är i drift. I övrigt har slamförbränning mest skett i relativt kortvariga försök. Förbränning beskrivs mer ingående i kapitel 26.

Om den aska som bildas vid förbränningen uppfyller gällande kvalitetskrav (vilket kan uppnås vid monoförbränning eller samförbränning med biobränslen, men sällan eller aldrig med avfallsbränslen) kan den i princip användas som gödsel- eller vitaliseringsmedel. Detta användningsområde är dock inte bara beroende på kvalitetskrav, utan – liksom all gödsling med återvunna avfallsprodukter – även starkt beroende av jord- och skogsbrukets övriga krav, allmänhetens acceptans och jord- och skogsbruksföreträdarnas bedömning av opinions- och marknadsläget.

Gödsling (jordbruks- eller skogsmark)

Slammets innehåll av växtnäringssämnen, såväl makro- som mikronäringssämnen (spårämnen), gör att det kan användas som gödsel i jord- och skogsbruk, förutsatt att det uppfyller uppsatta kvalitetskrav.

Åkermark, och ibland även skogsmark, gödglas för att höja produktionen och/eller för att marken inte ska utarmas på de näringsämnen och/eller baskatjoner (kalcium, magnesium, kalium) som bortförs med skörd (avverkning), ytavrinning, ammoniakavgång till luft eller genom vittring och jorderosion.

Under större delen av 1970–90-talen har det enskilt största användningsområdet i Sverige varit att använda rötat och avvattnat avloppsslam för fosforgödsling av åkermark. På grund av livsmedelsindustrins starka motstånd mot slamgödsling och LRF:s senaste slambojkott 1999 minskade jordbruksanvändningen radikalt. År 2002 användes endast ca 12 % av den svenska slamproduktionen i jordbruket.

De slamtyper som i första hand är aktuella för gödsling av åkermark är slam som stabiliserats, vanligen genom rötning, och sedan avvattnats eller torkats. Genom att slam blandas ut med strukturmaterial vid kompostering, innehåller komposterat slam ofta för låg näringshalt för att vara intressant som gödselmedel. Däremot kan komposterat slam vara lämpligt att användas för att höja mullhalten i magra jordar.

Under 1990–2000-talen har slam provats för produktions- eller kompensationsgödsling av skogsmark. Torkat avloppsslam eller aska från slamförbränning (monoförbränning eller samförbränning med trädbränsle), som pelleteras eller granuleras, är lämpigast att använda i skogsbruket. Ett grundläggande krav är dock att slammet/askan har sådan kvalitet att det uppfyller Skogsstyrelsens krav.

Torkat slam, som innehåller både kväve och fosfor, är främst aktuellt för spridning på fastmark, medan aska, som innehåller fosfor men inte kväve, främst torde lämpa sig för spridning på torvmark. Aska från slamförbränning har högre fosforhalt än aska från förbränning av skogsbränslen eller andra biobränslen. Detta är en fördel vid skogsbruk på torvmark. Om slam monoförbränns får askan emellertid ofta så hög kopparhalt, och ibland även så hög kvicksilverhalt, att den överstiger Skogsstyrelsens riktvärden.

Industriråvara

Utöver ovan nämnda användningsområden kan slam användas som råvara i vissa industriella processer.

I Japan, där man använder förbränningsprocesser som inte bara bränner det organiska materialet utan också smälter det oorganiska materialet, har olika glasartade produkter tagits fram ur slam. Dessa produkter har bl.a. använts till framställning av kant- och gatsten samt prydnadsföremål. Om slaggen dessutom omkristalliseras erhålls produkter som torde ha goda egenskaper för att användas som olika typer av byggnadsmaterial.

Slam från avloppsreningsverk som använder fällningsmedel baserade på aluminium kan användas för framställning av blästersand.

Litteraturhänvisningar

Lithner, G. & Holm, K. 2003. Nya metaller och föroreningar i svensk miljö. Naturvårdsverket Rapport 5306.

22 Förtjockning

Behandlingsprincip

För att så långt som möjligt reducera volymen av det slam som skall behandlas inleder man som regel slambehandlingen med förtjockning. Fortsatt volymminskning kan sedan ske genom maskinell avvattnings.

Om slammet skall stabiliseras i röt-kammare är en föregående förtjockning av slammet till hög TS-halt (t.ex. 5–8 %) ytterst värdefull. Rötprocessen är nämligen mer avhängig av uppehållstiden än tillförd mängd organiskt material, och en högre TS-halt reducerar därför volymbehovet. Driftekoniskt medför förtjockningen att mindre vattenmängder behöver värmas upp. Av betydelse är också att en högre TS-halt reducerar mängden slamvatten, som ofta ger upphov till driftstörningar i vattenbehandlingsdelen. I slamvattnet finns dessutom närsaltkomponenter, som frigjorts vid de anaeroba processerna i röt-kammaren.

Även vid aerob slamstabilisering är slamförtjockning värdefull. Drift vid TS-halter över ca 3–4 % kan dock ge upphov till vissa driftproblem (lukt, skum). Dessutom ökar luftbehovet vid hög TS-halt.

Förtjockning av slam före mekanisk slamavvattnings medför högre kapacitet hos avvattnarna samtidigt som torrhalten i slamkakan ökar.

Förtjockning utförs vanligen genom sedimentering – ibland flotation, men även mekanisk förtjockning förekommer. Sedimenteringsförtjockare är av betydligt äldre datum än flotationsförtjockare. De senare har främst kommit till användning för slam som är svåra att förtjocka med sedimentering. Detta gäller främst överskottslam från aktivslamanläggningar, kemsam och aerobt stabiliserade slam.

Mekanisk slamförtjockning kan utföras med hjälp av centrifuger eller olika anordningar för silning (t.ex. dräneringsband, filterbehållare eller filtersäckar). Denna typ av förtjockning sker med eller utan tillsats av polymer och påminner mycket om slamavvattnings.

Mekanism

Slam består av partikelaggregat uppslammade i vatten. Förtjockning innebär att en viss del av vattnet avlägsnas i form av slamvatten, medan återstoden bildar ett tjockare slam. En uppdelning sker således i en klarvattenfas och en slamfas med förhöjd TS-halt.

Man brukar indela vattnet i slammet i cellvatten, adsorptionsvatten, kapillärsvatten samt hålrumsvatten (se Figur 1 i kapitel 21). Det sistnämnda utgör merparten. Så utgör exempelvis hålrumsvattnet ca 70 % av vatteninnehållet i ett 5-procentigt slam och ännu mer i ett tunnare slam. Det är en del av hålrumsvattnet som avlägsnas vid förtjockning (se Figur 2 i kapitel 21).

Utformning

Sedimenteringsförtjockare

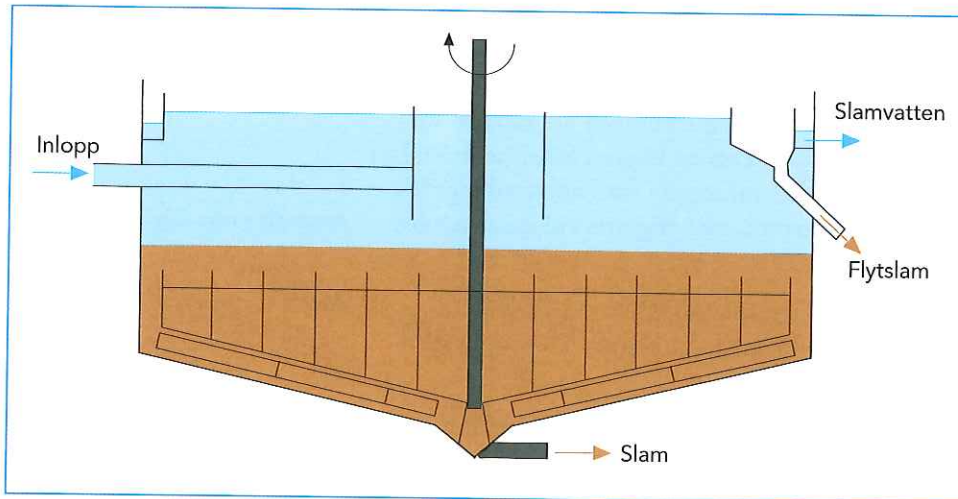
Den vanligaste typen av sedimenteringsförtjockare har mer eller mindre kontinuerlig beskickning. De s.k. slamkontrollkammare som förr var vanliga på många anläggningar, kan även användas i förtjockningssyfte. Dessa dimensioneras normalt för ett dygns slamproduktion. Klarfasen (slamvattnet) dras av från ytan genom flytande eller höj- och sänkbara skibord. Alternativt sker avdragnings av slamvattnet genom rör förlagda på olika nivåer.

Anaerob = utan tillgång till syre.

Aerob = i närvaro av syre.

Idag används huvudsakligen kontinuerlig förtjockning. Sådana förtjockare är som regel försedda med anordningar för långsam omrörning för att underlätta bildandet av större partikelaggregat och frigöring av gasbubblor. I Figur 5 visas en typisk sedimenteringsförtjockare av genomströmningstyp. Inkommande slam förs in i centrum av en cirkulär bassäng. Förtjockaren är försedd med en centrumdriven skrapanordning med snedställda skrapblad som transporterar slammet till en slamficka. På skrapanordningen är grindar fästa för långsam omrörning. Flytslam avlägsnas med en ytskrapa till en flytslamficka. Slamvattnet dras av över ett skibord vid bassängens periferi.

Periferi = omkrets



Figur 5 Sedimenteringsförtjockare

Vätskedjupet i en sedimenteringsförtjockare kan variera mellan 2,5–5,5 m. Förtjockningen kan drivas längre i en djup bassäng men risken för att slammet blir anaerobt (ruttnar) ökar samtidigt, med uppkomst av flytslam som följd, särskilt om primärslam och överskottslam blandas. Diametern överstiger vanligen inte 25 m för att alltför långa skraptransporter skall undvikas.

Den mekaniska utrustningen i en förtjockare har tre funktioner, nämligen att

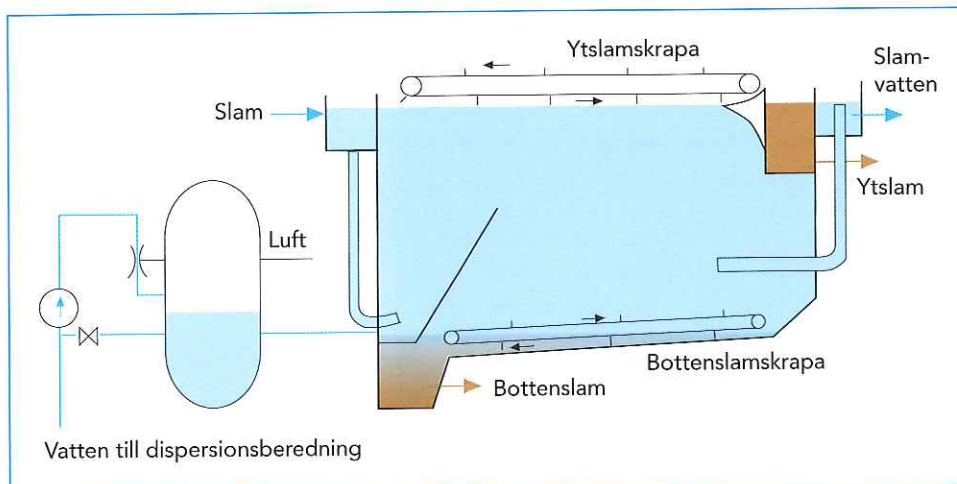
- genom långsam omrörning underlätta bildandet av större partikelaggregat samt frigöra gasblåsor
- förbättra sedimenteringen
- transportera förtjockat slam till slamfickan

Den långsamma omrörningen åstadkoms med grindomrörare försedda med stavar av rör eller vinkeljärn. Antalet skraparmar är vanligen två men även fyra armar förekommer. Periferihastigheten för skrapan varierar mellan olika anläggningar och hastigheter mellan 1 och 9 meter per minut finns rapporterade. Då flytslambildningen periodvis kan bli mycket besvärlig bör alltid en ytskrapa och avdrag för flytslam finnas.

Flotationsförtjockare

I flotationsförtjockare använder man sig av principen att göra slammet lättare än vatten. Luft löses i vatten under förhöjt tryck. Vid en efterföljande tryckreduktion kommer då den mängd löst luft, som svarar mot övermättnaden, att frigöras i form av ytterst små luftblåsor. Då dessa fäster vid slampartiklarna bildas aggregat som är lättare än det omgivande vattnet och därmed flyter upp till ytan.

I Figur 6 visas en flotationsanläggning för slamförtjockning. Den rektangulära planformen är vanligast på grund av större möjligheter att skrapa av slammet.



Figur 6 Flotationsförtjockare

Inkommande slam pumpas till en blandningsanordning där vattenluftdispersionen tillsätts. Dispersionsvatten bildas genom att vatten tryckförhöjs med en högtryckspump och därefter får passera en ejektor och vidare till en luftlösningstank. Tryckluft tillförs från en kompressor. Efter lösningstanken förs det tryckförhöjda vattnet till en tryckavlastningsanordning, varefter blandning sker med slammet i inloppet till flotationstanken. Luftblåsorna fastnar på slampartiklar och bildar aggregat som stiger till ytan. I rektangulära bassänger sker i regel avskrapningen motströms till inloppsändan (ena kortsidan) då merparten av slammet ansamlas där. Slamvattnet dras av vid bassängens andra kortsida. Anläggningarna bör förses med bottenskrapa och slamficka för borttagning av sedimenterat slam.

Vatten för dispersionsberedning bör helst tas från vattenbehandlingsdelen, antingen efter försedimentering eller utgående vatten från verket. Erforderlig dispersionsvattenmängd är beroende av tryckförhöjningen, slammets torrsubstanshalt och luftmättnadsgraden. Angivna mängder i befintliga anläggningar varierar mellan 50 och 300 % av inkommande slamflöde. Vid en tryckförhöjning till 5 atö, en luftmättnadsgrad av minst 80 % och en TS-halt i slammet mellan 0,6 och 1 % är ett dispersionsvattenflöde på ca 100 % rimligt.

Mer om flotation finns i det särskilda avsnittet om flotation.

Dimensionering

För dimensionering av förtjockare används TS-belastningen på förtjockarens yta uttryckt i kg TS/m², h, den hydrauliska belastningen uttryckt i m/h samt uppehållstiden. TS-belastningen har visat sig vara den viktigaste parametern.

Lämpliga TS-belastningar för sedimenterings- och flotationsförtjockare framgår av Tabell 5 och Tabell 6. Den hydrauliska belastningen ligger vanligen inom intervallet 0,1–0,2 m/h vid sedimenteringsförtjockning där aktivt slam eller kemslam ingår. Upphållstiden bör inte understiga 6 timmar, men bör inte heller vara så hög att flytslambildning riskeras. Upphållstiden bör vara kortare än 24 timmar. Den hydrauliska belastningen för flotationsförtjockare är beroende av det inkommande slammets torrsubstanshalt. Den bör dock ligga inom området 0,5–2 m/h med 1 m/h som normalvärde (inkl dispersionsvattnet).

Dimensioneringen görs i regel erfarenhetsmässigt. Har man tillgång till det aktuella slammet är dock försök i laboratoriekolonner värdefulla.

Dispersion = blandning av två komponenter, av vilka den ena bildar partiklar, blåsor eller droppar i den andra.

atö = övertryck över normalt atmosfärstryck (1 atm) 1. Atm är en gammal enhet för tryck som inte finns med i de moderna måttsystemen. Den moderna enheten för tryck är Pascal (Pa). Atm kan kopplas till enheten Pascal med omräkningsfaktorn 1 kp/cm² = 98,07 kPa.

TS-belastning, kg TS per m² bassängyta och timme = kg TS/m², h.

Hydraulisk belastning m³ avloppsvatten per m² bassängyta och timme = m³/m², h (m/h).

Tabell 5 TS-belastningar på sedimenteringsförtjockare

Slamtyp	TS-belastning, kg TS/m ² , h
Primärslam	4–6
Bioslam	
biobäddslam	1,5–2
överskottslam	0,8–1,2
Blandslam	
mekaniskt och biobäddslam	2–2,5
mekaniskt och aktivt slam	1–2
Kemslam (aluminiumsulfat, järn)	0,5–1
Kemslam (kalk)	1,5–2,5

Tabell 6 TS-belastningar på flotationsförtjockare

Slamtyp	TS-belastning, kg TS/m ² , h
Överskottslam ¹	
utan polymertillsats	2–4
med polymertillsats	3–5

¹ Inklusive eventuellt kemslam (Al, Fe)

Driftresultat

Vid förtjockning strävar man efter hög TS-halt i slamfasen samtidigt som resthalten suspenderad substans i slamvattnet bör vara så låg som möjligt.

TS-halten i några olika slam efter sedimenteringsförtjockning framgår av Tabell 7.

Tabell 7 Torrsubstanshalt i förtjockat slam efter sedimenteringsförtjockning (utan polymertillsats)

Slamtyp	TS-halt, %
Primärslam	5–8
Bioslam	
biobäddslam	3–5
överskottslam	2–3
Kemslam (aluminiumsulfat)	2–3
Kemslam (Järn)	2,5–3,5
Kemslam (Kalk)	6–10
Blandslam	
primärslam och biobäddsslam	4–7
primärslam och överskottslam	4–6

Halten suspenderad substans i slamvattnet växlar från anläggning till anläggning. Vissa verk redovisar endast 25–50 g/m³. Normalt ligger dock halten mellan 100 och 500 g/m³. För samma förtjockare kan stora variationer förekomma.

Rapporterade TS-halter i slam från flotationsförtjockning av överskottslam ligger inom intervallet 3,5–8,5 %. Ett realistiskt genomsnittsvärde är 4–5 % med begränsad polymertillsats (ca 1 kg/ton TS). Slamvattnets halt av suspenderad substans är normalt av samma storleksordning som vid sedimenteringsförtjockning. Kortslutningsströmmar kan dock ge upphov till periodvis hög halt av suspenderad substans.

Förtjockningscentrifuger ger vanligen en höjning av TS-halten med 2 till 4 procentenheter utan polymertillsats. Vid tillsats av polymer blir TS-halten ett par procentenheter högre. Avskiljningsgraden blir däremot betydligt sämre än för flotations- och sedimen-

Avskiljningsgraden = anger hur stor andel av TS mängden i inkommande slam som återfinns i det förtjockade slammet.

teringsförtjockare, ofta endast 75–85 %. Slamvattnets halt av suspenderad substans blir därför också hög och ligger normalt inom intervallet 1 000–3 000 mg/l. Polymeråtgången vid mekanisk slamförtjockning ligger i samma nivå som vid slutavvattning d.v.s. 2 till 4 kg polymer per ton TS.

Drift och skötsel

För att i en sedimenteringsförtjockare undvika problem med anaeroba nedbrytningsförlopp, som medför luktbesvär och gasbildning, bör det slam som pumpas till förtjockaren vara så färskt som möjligt. Uppehållstiden i förtjockaren får inte heller vara för lång.

Vid flotationsförtjockning föreligger ingen risk för anaerob nedbrytning av slammet på grund av den kontinuerliga lufttillförseln och den korta uppehållstiden.

Sedimenteringsförtjockare är temperaturberoende dels på grund av att den biologiska aktiviteten i slammet är temperaturberoende, dels på grund av att olika fysikaliska egenskaper hos slammet och vattnet är temperaturberoende. Optimal temperatur ligger mellan 14 och 18°C. Vid högre temperatur avtar förtjockningen kraftigt på grund av ökad biologisk aktivitet i slammet. Vid lägre temperatur försämras slammets sjunk-egenskaper.

Vid sedimenteringsförtjockning bör uttaget av förtjockat slam ske kontinuerligt med en hastighet avpassad efter tillförseln, så att slamnivån håller sig konstant på en lämplig nivå för aktuellt slam. Vid problem med gasbildning (flytslam) sänks lämpligen slamnivån. Om den utgående TS-halten är alltför låg kan istället en nivåhöjning övervägas.

Även tillförseln av slam till en flotationsförtjockare skall ske så ofta som möjligt. Lämpliga tillförselpumpar är diafragma- eller excenterskruvpumpar. Även avskrapningen av slammet bör ske ofta. Slamtäckets tjocklek bör ligga runt 0,5 m.

Vid de reningsverk där förtjockning av rötslam i en sedimenteringsförtjockare används, uppstår ofta vissa svårigheter med flytslambildning. Den tryckavlastning som uppkommer vid utträdet från röt-kammaren leder till bildning av gasbubblor, som kan ge en flotationseffekt i förtjockaren där rötningen även kan fortgå i långsam takt. Några timmars luftning före inträdet i förtjockaren, så att pH-värdet drivs upp över 8 (CO₂ avlägsnas) brukar hjälpa. Observera att även metangas avdrivs, vilket kan medföra explosionsrisk. Genom luftningen avstannar röttningsprocessen och rötgasbubblorna drivs bort. Ett annat sätt är att låta det rötade slammet passera ett avgasningstorn, där det får falla fritt mellan ett antal avsatser i en motriktad luftström.

Driftparametrar

Vid satsvis förtjockning är det främst uppehållstiden som avgör förtjockningsresultatet.

Vid kontinuerlig förtjockning är mängden torrsbstans som tillförs förtjockaren per tidsenhet den bestämmande faktorn för förtjockningsresultatet. Den anges som en viss TS belastning och beräknas på följande sätt:

$$\text{TS-belastning} = \frac{Q_s \cdot \text{TS}_i \cdot 10}{A} \text{ kg TS/m}^2, \text{ h}$$

där Q_s = inkommande slamflöde under pumpning, m³/h

TS_i = TS-halt i slammet, %

A = Förtjockarens yta, m²

Exempel

Slamflödet (Q_s) = 3 m³/h

Torrsubstanshalten i slammet (TS_i) = 1 %

Förtjockarens diameter = 5 m (radien = 2,5 m)

Förtjockarens yta (A) = 3,14 • 2,5² = 19,6 m²

$$\text{TS-belastning} = \frac{3 \cdot 1 \cdot 10}{19,6} = 1,5 \text{ kg TS/m}^2, \text{ h}$$

Den hydrauliska belastningen på förtjockaren är av avgörande betydelse för avskiljningsgraden. Hydraulisk belastning anges som ytbelastning och beräknas på följande sätt:

$$\text{Ytbelastning} = \frac{Q_s}{A} \text{ m/h}$$

där Q_s = inkommande slamflöde under pumpning, m³/h
 A = förtjockarens yta, m²

Exempel

Slamflödet (Q_s) = 3 m³/h (= pumpkapaciteten)

Förtjockarens diameter = 5 m (radien = 2,5 m)

Förtjockarens yta (A) = 3,14 • 2,5² = 19,6 m²

Ytbelastningen = 3 / 19,6 = 0,15 m/h

Avskiljningsgraden = anger hur stor andel av TS mängden i inkommande slam som återfinns i det förtjockade slammet.

Normaldrift

Vid satsvis förtjockning pumpas slam in i en dekanteringstank och får sedan stå och sedimentera ett antal timmar. Därefter dras slamvatten av från ytan med hjälp av en hög och sänkbar dekanteringsanordning. Detta pågår tills slam börjar följa med slamvattnet. Efter avslutad dekantering pumpas det förtjockade slammet vidare till fortsatt behandling och nytt slam pumpas in i dekanteringstanken. En slamkontrollkammare bör beskickas med så långa tidsintervall som möjligt. För att möjliggöra dekantering av slamvatten bör inpumpning av slam inte göras mer än två gånger per dygn (vid arbetstidens början och slut).

Vid kontinuerlig förtjockning avgår slamvatten via avdragsrännor i ytan, samtidigt som slam pumpas in i förtjockaren. En kontinuerlig förtjockare bör därför belastas regelbundet och så ofta som möjligt, genom att inpumpningen av slam fördelas under så lång tid som möjligt av dygnet. Tillförseln måste anpassas så att tillåten TS belastning och ytbelastning inte överskrids. TS belastningen är beroende av slammets egenskaper. Lämpliga värden återges i Tabell 8.

Vid flotationsförtjockning av överskottsslam från en aktivslamanläggning bör TS belastningen inte överstiga 5 kg TS/m², h.

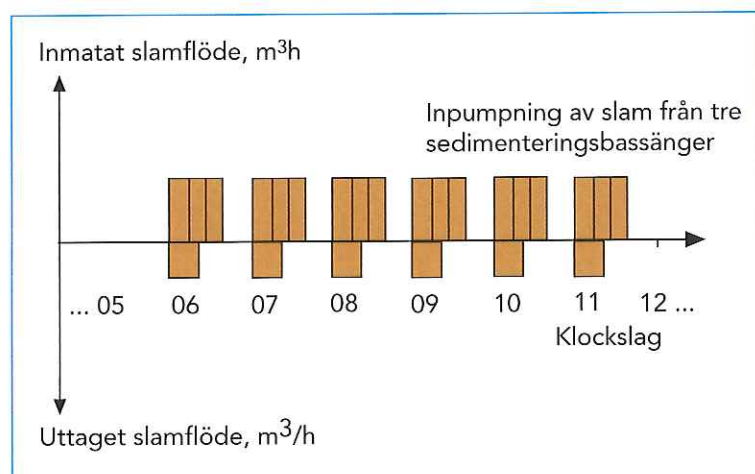
Den hydrauliska belastningen bör inte överskrida 0,15 m/h vid sedimenteringsförtjockning. Motsvarande värde vid flotationsförtjockning är ca 0,5–1 m/h.

Tabell 8 Lämpliga TS belastningar vid sedimenteringsförtjockning

Slamtyp	TS-belastning, kg TS/m ² , h
Primärslam	4
Överskottsslam	1
Biobäddslam	1,5
Primärslam + bioslam	2
Kemslam	
aluminiumsulfat	0,6
järn	1
kalk	2,5

Uttag av förtjockat slam avpassas så att gränssytan mellan slamvatten och slam i förtjockaren hålls någorlunda konstant. Detta innebär att avdrag av slam skall göras regelbundet under viss tid med lämpliga tidsintervall som bestäms av slammängden. Exempel på ett driftschema visas i Figur 7. I sedimenteringsförtjockare sker slamavdraget genom pumpning. Vid flotationsförtjockning strävar man efter att hålla slamskiktet ca 0,5–1 m tjockt. Slamutmatningen sker med ytslamskrapa. Bottenskrapning görs 1–2 gånger per dygn eller oftare vid behov.

Mängden utpumpat slam kan styras med hjälp av antingen TS-mätare och/eller slamlod.



Figur 7
Exempel på driftschema vid kontinuerlig förtjockning

Vid sedimenteringsförtjockning får omrörarhastigheten inte vara för hög. Omrörarnas periferihastighet bör helst underskrida 0,1 m/s.

Vid flotationsförtjockning bör partikelfritt vatten användas till dispersionen. Kan exempelvis tas från utgående renat vatten. Mängden dispersionsvatten som erfordras uppgår till ca 100 % av inkommande slamflöde.

Beräkning av avskiljningsgrad

Till rutinkontrollen hör att kontrollera slamnivån i förtjockaren samt slamvattnets innehåll av avsättbara ämnen. Samtidigt skall pumpade slammängder bokföras.

För kontroll av avskiljningsgraden analyseras torrsubstanshalten i inkommande och förtjockat slam samt halten suspenderad substans i slamvattnet. Stor betydelse har den slammängd som avgår med slamvattnet. Denna medför en slamcirkulation mellan försedimentering och förtjockare som i ogynnsamma fall kan bli så stor att förtjockaren överbelastas.

Avskiljningsgraden beräknas på följande sätt:

$$\text{Avskiljningsgrad i \%} = \frac{\text{avskild TS-mängd}}{\text{inkommande TS-mängd}} \cdot 100$$

Exempel

Förtjockat slamflöde = 7,8 m³/d

TS-halten i förtjockat slam = 3 % = 30 kg/m³

Avskiljd slammängd = 7,8 • 30 = 234 kg TS/d

Inmatat slamflöde = 24 m³/d (3 m³/h under 48 • 10 min = 8 h)

TS-halten = 1 % = 10 kg/m³

Inmatad slammängd = 24 • 10 = 240 kg TS/d

$$\text{Avskiljningsgraden} = \frac{234}{240} \cdot 100 = 97,5 \%$$

Recirkulerat slamvattenflöde = 16,2 m³/d

Recirkulerad slammängd = 6 kg TS/d

Driftstörningar

Flytslam i en sedimenteringsförtjockare

Kontrollera:

- Slammets innehåll av olja eller fett
- Uppehållstiden – för lång uppehållstid i förtjockaren medför att anaerob nedbrytning kan ske med åtföljande gasbildning och flytslam
- Stabiliseringsgraden hos ett rötat slam – är stabiliseringen inte avslutad kan en fortsatt gasproduktion ge upphov till flotation av slammet

Låg TS halt i slammet

Kontrollera:

- Slammets sjunkegenskaper
- TS belastningen – för hög och ojämn belastning medför ett tunnare slam
- Slamuttaget – för stort uttag av slam ger ett tunt slam
- Slamnivån i förtjockaren – för låg nivå ger ett tunt slam

Luktproblem

Kontrollera:

- Uppehållstiden – för lång uppehållstid för slammet kan ge upphov till anaerob nedbrytning och luktproblem
- Glödförlusten hos ingående slam – hög glödförlust innebär att en föregående stabilisering inte är avslutad utan fortsätter anaerobt i förtjockaren
- Slamavsättningar på bassängkanterna

Slamflykt (låg avskiljningsgrad)

Kontrollera:

- Ytbelastningen – för hög belastning medför att slammet inte hinner avsätta sig i förtjockaren
- Slammets sjunkegenskaper
- Slamnivån i förtjockaren – för hög nivå medför risk för slamflykt
- Slammets uppehållstid

23 Stabilisering

Behandlingsprinciper

Slamstabilisering innebär att man minskar eller eliminerar riskerna för att slammet börjar jäsa och ger upphov till störande lukt.

Stabiliseringen sker vanligen genom biologiska processer i vätskefas, där den lätt sönderdelbara organiska substansen bryts ned. Då minskar slammängden och TS-mängden kan på så sätt reduceras med 25–40 %. Primärslam som innehåller hög halt lätt sönderdelbar substans reduceras mest, medan kemiskt slam minskar mycket litet i TS-mängd. I stabiliseringsprocesserna avdödas också patogena (sjukdomsalstrande) bakterier och virus mer eller mindre effektivt, beroende på vilken process som används och driftsättet.

Stabilisering kan också ske genom kompostering av avvattnat slam.

Dessa metoder föregås vanligen av mekanisk avvattning som behandlas i kapitel 24.

Genom avdödning av de bakterier och andra mikroorganismer som finns i slammet och orsakar att slammet kommer i jäsnings, kan man också uppnå luktfrihet. Sådan avdödning kan ske genom uppvärmning eller torkning av slammet eller genom kemikalietillsats, vanligen kalkning. I dessa fall sker ingen nedbrytning av slammets organiska innehåll, men man får en från hygienisk synpunkt tillfredsställande slutprodukt.

Torkning behandlas tillsammans med förbränning i kapitel 26, medan kalkning behandlas längre fram i detta kapitel.

Mekanism och driftbetingelser

Vid biologisk stabilisering sönderdelas organiskt material i slammet genom biologisk nedbrytning. Detta kan ske på flera sätt.

- Anaeroba processer som sker utan tillgång till syre (rötning).
- Aeroba processer som sker i närvaro av och med hjälp av syre (slamluftning, slamoxidation, kompostering som beskrivs i kapitlen 23–25).
- Stabilisering i vassbäddar (beskrivs i kapitel 24).

I de anaeroba processerna blir slutprodukterna utrotat slam (torrs substans), slamvatten och rötgas. Rötgasen består av koldioxid (CO_2) metangas (CH_4), samt mindre mängder svavelväte (H_2S), ammoniak (NH_3) m.m. Svavelväte bildar med närvarande järnföreningar järnsulfid som svartfärgar slammet.

I de aeroba processerna däremot bildas syrerika produkter som koldioxid, nitrat (NO_3^-), sulfat (SO_4^{2-}). Järnsulfid bildas inte, varför slammet förblir grått eller brunt.

Nedan uppräknade betingelser måste uppfyllas för att processerna skall fungera tillfredsställande. I stort sett gäller samma betingelser för såväl aeroba som anaeroba behandlingsprocesser, eftersom det i båda fallen är fråga om biologiska processer. Aeroba processer är dock mindre känsliga för varierande driftbetingelser än anaeroba.

- Konstant, relativt hög temperatur, för mesofila anaeroba processer ca 37°C ($35\text{--}40^\circ\text{C}$), för termofila anaeroba processer ca 55°C och för aeroba processer $>15^\circ\text{C}$.
- Konstant pH-värde, omkring neutralpunkten pH 7.
- Jämn tillförsel av näring (råslam).

- Kontinuerlig omblandning för att bakterierna ständigt skall få tillgång till ny näring.
- Vid aeroba processer krävs även tillgång till syre.

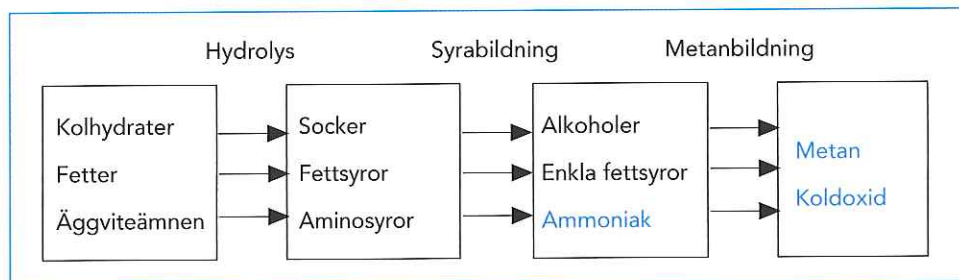
Dessutom gäller det att förhindra, att ämnen med giftverkan kommer med i råslammet. Det kan bl.a. gälla följande typer av ämnen:

- Starka syror och baser som förändrar pH-värdet.
- Metallsalter innehållande joner av silver, koppar, nickel, krom, kadmium m.fl. metaller. Svårnedbrytbara desinfektions- och konserveringsmedel.
- Mineraloljor och andra svårnedbrytbara oljor och fetter.

Rötning

Förlopp

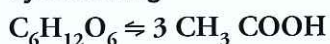
Nedbrytningen av organiskt material i en rötkammare sker i flera delsteg (Figur 8). Först sker en upplösning och nedbrytning av sammansatta organiska ämnen till enklare vattenlösliga föreningar genom inverkan av enzymer som avsöndras av bakterierna (hydrolys). Nedbrytningen fortsätter sedan med hjälp av bakterier till enkla fettsyror, t.ex. ättiksyra, och alkoholer (syrabildning). Det sista steget innebär bildning av metan och koldioxid med hjälp av metanbakterier (metanbildning).



Figur 8 Anaerob nedbrytning av organiskt material

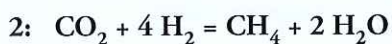
Reaktionsförloppen vid nedbrytningen är komplicerade, men schematiskt kan sönderdelningen av den enkla sockerarten glukos skrivas på följande sätt:

Syrabildning



Metanbildning

Skär på två sätt:



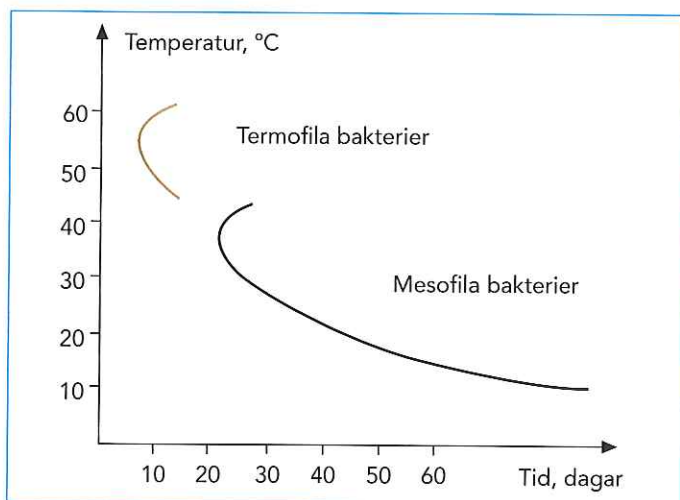
$C_6H_{12}O_6$ = glukos, sockerart
 $CH_3 COOH$ = ättiksyra, enkel fettsyra
 H_2O = vatten
 CO_2 = koldioxid
 CH_4 = metan
 H_2 = vätegas

Vid ättiksyrans sönderdelning uppkommer enligt reaktionsformeln ovan lika stora volymer koldioxid och metan, vilket tämligen väl svarar mot de verkliga förhållandena. Metan är emellertid svårslöslig i vatten under det att koldioxiden i viss mån är vattenlöslig. Koldioxiden omvandlas dessutom till stor del till bikarbonat vid närvaro av ammoniak, en slutprodukt vid sönderdelning av aminosyror. Eftersom en stor del av koldioxiden förblir löst i rötkammarens slamvatten, blir den avgående rötgasen förhållandevis rik på metan. Gasen består normalt av 65–70 % metan och 30–35 % koldioxid.

Vid igångkörning av rötkammare, men även vid störningar på rötprocessen vid full drift, kan svårigheter med s.k. sur rötning uppkomma, beroende på att syrabildningen

går snabbare än den fortsatta nedbrytningen till koldioxid och metan. Vid surrötningen (surjäsningen) ackumuleras ättiksyra och bikarbonathalt och pH sjunker. Härigenom hämmas omvandlingen till metan och gasproduktionen sjunker. Man kan då tvingas tillsätta pH-höjande kemikalier för att hålla pH-värdet omkring 7. Systemet blir sedan självreglerande. I de allra flesta fall kommer pH-värdet att ligga inom intervallet 6,8–7,2 i en väl fungerande rötkammare.

De mikroorganismer som deltar i de anaeroba reaktionsförloppen är starkt temperaturberoende. Normalt arbetar man med bakterier som har sin optimala verksamhet vid 37°C. Temperaturen inverkan på erforderlig rötningstid framgår av Figur 9. I övergången mellan mesofil och termofil rötning är temperaturberoendet fortfarande inte helt klarlagt. Mycket talar för att om en tillräckligt lång aklimatisering sker, så erhålls ingen försämring av rötningseffekten vid ca 40°C.



Figur 9
Rötningstid vid olika temperatur

Mesofila organismer = organismer som trivs vid måttlig temperatur, vanligen ca 20–40°C.

Termofila organismer = organismer som trivs vid hög temperatur, vanligen ca 40–80°C.

Rötkammare

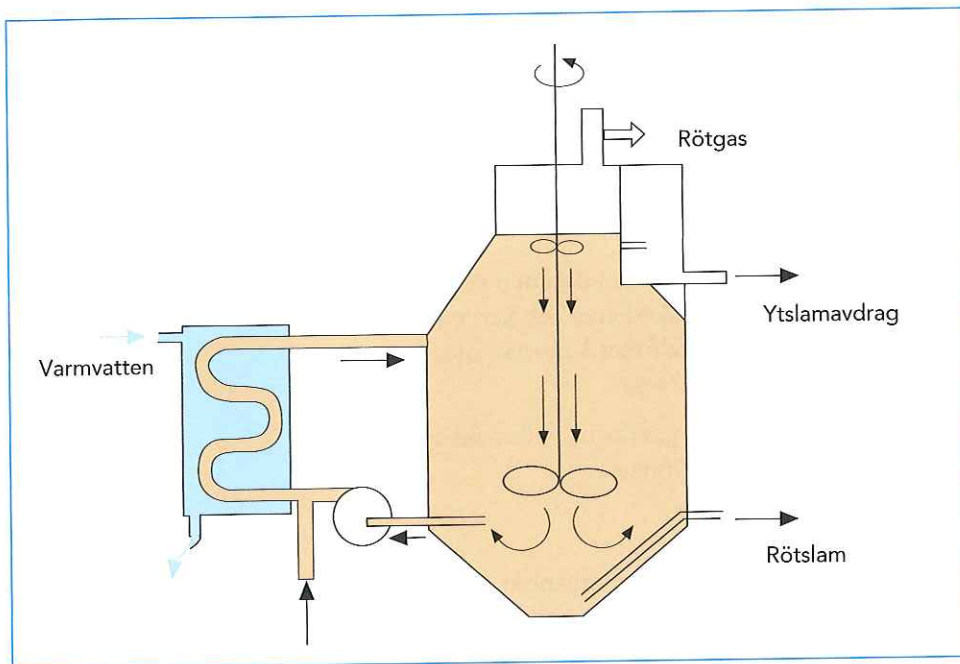
Utformningen av en rötkammare framgår av Figur 10. Den består i princip av en slutten tank i vilken slammet förvaras utan lufttillträde. För att hålla önskvärd temperatur i slammet, ca 37°C, fordras uppvärmning. Uppvärmningen sker vanligen genom att det utrotade slammets värmeinnehåll utnyttjas för att värma upp råslammet. Det kan ske i en slam/slam-värmeväxlare eller med en värmepump. För att hålla uppe temperaturen på slammet i rötkammaren cirkuleras detta genom en slam/vatten-värmeväxlare, där värme tillförs med varmvatten.

Denna metod är vanlig idag. En fördel är att utrustningen är placerad utanför rötkammaren. Tidigare skedde uppvärmning också via varmvatten, som cirkulerar i rör eller mantlar inne i rötkammaren eller med elektriska doppvärmare inne i rötkammaren.

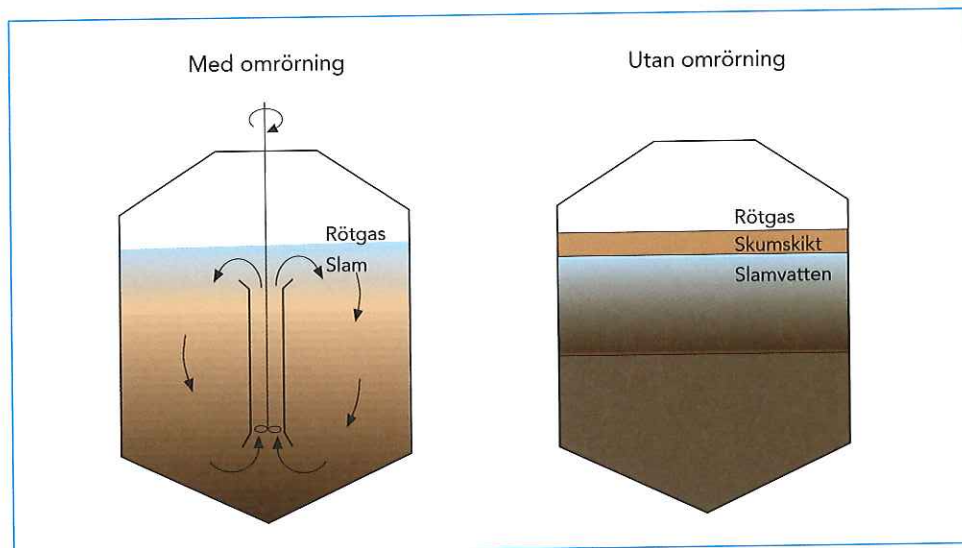
Vid uppvärmningen bör temperaturen hos de värmeavgivande ytorna inte ligga över ca 60°C för att slammet inte ska koagulera och bränna fast. Fastbränning var en nackdel med de elektriska doppvärmarna, som var vanliga tidigare.

För att upprätthålla jämn temperatur och jämnt pH-värde i hela slammassan i rötkammaren fordras omrörning. Sker ingen omblandning delar rötkammarinnehållet upp sig i flera skikt (Figur 11) och den effektiva rötvolymen minskar, med sämre processutbyte som följd. Hela den tillgängliga rötkammarvolymen bör därför blandas om väl, vilket medför att slamvatten inte kan tas ut. Det är bättre att istället förtjocka slammet väl före inpumpning till rötkammaren. Mekanisk förtjockning kan användas för att ge hög TS-halt. Hög TS-halt, mer än 6 %, på ingående slam kan förorsaka igensättning och höga mottryck i ledningar och i värmeväxlare. Förhöjd TS-halt, mer än 4 %, i rötkamrarna kräver kraftigare omrörning och kan medföra att flödes hastighet och värmeöverföringen i slam/vatten-värmeväxlaren blir för låg.

Koagulera = stelna



Figur 10 Rötkammare med totalomblandning



Figur 11 Rötkammare med och utan omrörning

Omblandning kan ske med följande metoder:

- Mekanisk omrörning med propellrar inuti rötkammaren
- Cirkulationspumpning med utanför rötkammaren liggande pump
- Rundpumpning inuti rötkammaren, ofta genom ett vertikalt rör i rötkammarens centrum
- Gasomrörning inuti rötkammaren (risker finns för läckage av gas)
- Själv-cirkulation inuti rötkammaren genom temperaturdifferenser mellan olika nivåer (omrörningen blir otillräcklig)

Dessutom kan man ha kombinationer av en eller flera av de nämnda metoderna.

En effektiv omrörning erhålls med propelleromrörare. Denna metod är den vanligaste omrörningsmetoden idag. Cirkulationspumpning genom en utanför rötkammaren placerad pump kan innebära risk för stora mängder flytslam om pumpkapaciteten

är för låg. Vid sådana anläggningar får man ofta ta bort flytslam från ytan genom manuella ingrepp, vilket är en stor olägenhet. Den cirkulation, som sker genom en yttre värmeväxlare för att tillföra värme till slammet bidrar också till omblandningen. Själv-cirkulation i röt-kammaren är inte tillfredsställande, eftersom metoden bygger på väsentliga temperaturdifferenser i olika delar av röt-kammaren, vilket inte är önskvärt för rötningsprocessen. Det är önskvärt ur processens synvinkel att omblandningen sker kontinuerligt.

Vid stora anläggningar (rötkammarvolym över 2 000 m³) kan man dela upp rötkammarvolymen i två volymer. Härigenom ökar man också driftsäkerheten och kan stänga av en röt-kammare för nödvändiga reparationer. För att få valfrihet kan man planera röt-kammarna så att man kan driva dem endera parallellt eller i serie.

Gasen som produceras i röt-kammaren samlas ofta upp i en gasklocka, vilket medger dels tryckutjämning dels utjämning av svängningar i förbrukningen.

Dimensionering

Driftresultatet vid rötning beror i första hand av belastningen med organiskt material (kg GF/m³, d), temperaturen och uppehållstiden. Dessa är i sin tur beroende av TS halt och sammansättning (glödförlust) hos det in-pumpade slammet.

Belastningen med organiskt material beräknas på följande sätt.

$$\text{Organisk belastning} = \frac{Q_s \cdot TS_i \cdot GF}{10 \cdot V} \text{ kg GF/m}^3, \text{ d}$$

där Q_s = inkommande slamflöde, m³/d

TS_i = TS halt i inkommande slam, %

GF = glödförlust hos inkommande slam, % av TS

V = röt-kammarvolym, m³

GF = glödförlust (egentligen: glödgningsförlust), utgör ett mått på mängden organiskt material.

TS = torrsubstans.

Exempel (mekaniskt, kemiskt och biologiskt slam)

Slamflödet (Q_s) = 33 m³/d

TS halten (TS_i) = 3,5 %

Glödförlusten (GF) = 60 %

Rötkammarvolymen (V) = 500 m³

$$\text{Organisk belastning} = \frac{33 \cdot 3,5 \cdot 60}{10 \cdot 500} = 1,4 \text{ kg GF/m}^3, \text{ d}$$

Temperaturen bör hållas på ca 37°C. En väl omrörd röt-kammare kan belastas med upp till 2–3 kg GF (organiskt material) per m³ och dygn.

En viktig dimensioneringsparameter för rötning är uppehållstiden. God förtjockning möjliggör att röt-kammarvolymen kan hållas liten. Den inmatade slamhalten bör dock inte överstiga 8–9 % TS. Vid högre slamhalt finns risk för giftverkan av främst ammoniumjoner eller ammoniakgas. Hög TS-halt försvårar dessutom mekanisk omrörning. Volymbehovet framgår av Tabell 9. Vid rötning i två seriekopplade röt-kammare bör anläggningen utformas så att de två reaktorerna kan drivas parallellt.

Tabell 9 Erforderliga uppehållstider

Driftsätt	Upphållstid vid 37°C (dygn)
Enstegsrötning	10 till 15
Tvåstegsrötning	10 +10

Driftresultat

Primärslam och slam från biobäddar är lättrotade och ger rötslam med hög TS-halt och slamvatten med låg halt suspenderad substans. Överskottslam från aktivslamanläggningar ger däremot en mycket svårfortjockad slutprodukt med låg TS-halt.

Gasproduktionen uppgår normalt till ca 15–20 l/pe, d vid rötning av primärslam och till 25–30 l/pe, d vid rötning av primär och bioslam.

Biogas- och energiproduktionen vid rötning av en blandning av primär- och överskottslam visas i nedanstående sammanställning.

1 kg nedbrutet organiskt material ger 0,9–1,0 m ³ biogas
1 kg tillfört organiskt material ger 0,5–0,75 m ³ biogas
1 kg slam-TS (mek + bio) ger ca 0,33 m ³ biogas
1 kg COD ger 350 l CH ₄
1 m ³ biogas ger totalenergin ca 6 kWh

Vid produktion av elenergi via gasmotor och generator blir den motsvarande elenergin 30–35 % av den totala energimängden.

Driftresultatet kan utvärderas med hjälp av förhållandet mellan utvunnen energi och tillförd energi, energifaktorn. Utvunnen energi erhålls genom summan av producerad mängd gas per dygn multiplicerat med gasens energiinnehåll. Tillförd energi erhålls genom energimätning på värmeväxlare samt omrörare och slampumpar till och från rötkammarna. En väl fungerande rötkammare ger en energifaktor på 5–10.

Utröttningsgrad

Nedbrytningen av den organiska substansen i slammet anges som slammets utröttningsgrad och kan beräknas med formeln:

$$\alpha = \left(1 - \frac{GR_i \cdot GF_u}{GR_u \cdot GF_i} \right) \cdot 100 \%$$

där α = utröttningsgrad i %

GR_i = råslammets glödrest, % av TS

GR_u = rötslammets glödrest, % av TS

GF_i = råslammets glödförlust, % av TS

GF_u = rötslammets glödförlust, % av TS

En stor fördel med ovanstående formel är att den inte innehåller några slamflöden, utan endast parametrar som kan bestämmas på laboratorium. I Figur 13 finns ett diagram där utröttningsgraden enkelt kan bestämmas med hjälp av denna formel. I en väl fungerande rötkammare bör en utröttningsgrad på 50 % kunna uppnås.

Under förutsättning att $Q_{in} = Q_{ut}$ är det bättre bestämma utröttningsgraden med formeln

$$\alpha = \left(1 - \frac{VS_{ut}}{VS_{in}}\right) \cdot 100 \%$$

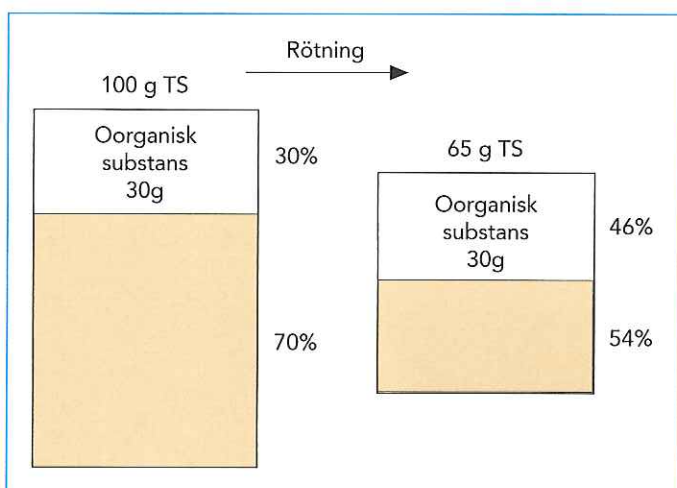
där VS_{ut} = rötslammets glödförlust, g/l

VS_{in} = råslammets glödförlust, g/l

I detta fallet har man ingen användning av Figur 13.

Om utröttningsgraden är 50 % innehåller det rötade slammets 50 % av den organiska substansen som fanns i råslammets. Av den del som bröts ned återfinns ca 80 % i rötgasen (som metan och koldioxid) och ca 20 % i slamvattnet (som lösta organiska föreningar).

Utröttningsgraden 50 % innebär alltså att slammets organiska innehåll minskat till hälften medan det oorganiska materialet kvarstår oförändrat. Totalt har då TS-mängden minskat med storleksordningen 30 % (Figur 12). Slam från anläggningar med kemisk fällning, t.ex. förfällning, innehåller en mindre andel oorganiskt material (55–60 %). Detta innebär att den procentuella minskningen av slammängden blir mindre och i storleksordningen 30 %.



Figur 12 Reduktion av slammängden vid rötning av ett mekaniskt-biologiskt slam

Drift och skötsel

Uppstart

Före igångkörning fylls röt-kammaren helt med försedimenterat eller biologiskt behandlat avloppsvatten. För att höja buffertkapaciteten i vattnet kan man sätta till ca 300 g natriumvätekarbonat (natriumbikarbonat) per m^3 vatten. Innan inpumpning av slam påbörjas värms vattnet till 30–35°C. Temperaturen hålls därefter så konstant som möjligt. Uppstarten sker snabbast om man börjar med att tillsätta ett väl utrötat slam som ympslam. Om ympslam inte finns på reningsverket kan slam hämtas från något annat reningsverk som har röt-kammare. Därefter påbörjas inpumpningen av små mängder råslam. Eventuellt tillförs mera ympslam under tiden, vilket påskyndar processen. När gasbildningen kommer igång ökas råslamtillförseln. Uppstarten följs med analyser t.ex. pH, alkalinitet och flyktiga syror.

Ympa = att tillföra verksamma mikroorganismer med rötslam från en röt-kammare som är i drift.

Råslam = ostabiliserat slam.

Ur driftkontrollsynpunkt är det främst följande parametrar som bör kontrolleras: Temperatur, pH, gasproduktion, gassammansättning, organiska syror och bikarbonatalkalinitet. För att kunna kontrollera sönderdelningsgraden bör man även utföra analyser av råslammets och rötslammets glödrest- och glödförlustinnehåll. Sönderdelningsgraden är dock inget bra mått på om slammet är tillräckligt väl stabiliserat. Det rötade slammets halt av organiska syror (uttryckt som ättiksyra, HAc) anses vara ett bättre mått. Ett stabilt slam bör ha ett värde betydligt under 300 mg HAc/l.

Begreppet alkalinitet behandlas mera längre fram i detta kapitel.

FS/TA < 0,30	Inom detta intervall ligger normal drift
0,30 < FS/TA < 0,50	En störning är under utveckling med förhöjda FS-halter som resultat
FS/TA > 0,50	En kraftig störning föreligger. Vid FS/TA > 1,0 upphör gasproduktionen

Den dagliga rutinen innefattar kontroll av temperatur, pH-värde och nivå samt bokföring av inpumpad råslammängd, gasproduktion, avtappad rötslamm mängd och omrörningstid. Alkaliniteten och mängden flyktiga syror analyseras en gång i veckan.

Fortlöpande kontroll av funktionen görs enklast genom att studera förhållandet mellan producerad gasmängd och tillförd mängd organiskt material.

I samband med slamtappning tas blandprov (5–7 stickprov under en tappningsperiod) för analys av TS-halt, glödrest och glödförlust i rå- och rötslam. Om rötslamvatten bräddas tas prov för kontroll av halten suspenderad substans på motsvarande sätt.

Med ledning av glödförlustvärdena beräknas utröttningsgraden. Detta görs enligt formel på föregående uppslag. Alternativt kan utröttningsgraden bestämmas med hjälp av diagrammet i Figur 13.

Det är viktigt för god funktion hos röt-kammaren att man håller konstant temperatur. Även obetydliga förändringar på någon grad kan förorsaka minskad bakterieverksamhet. Eventuella förändringar kompenseras genom ökad eller minskad värmeförsel.

Kontroll av pH-värdet i röt-kammaren tillhör daglig driftkontroll. Konstateras för lågt pH-värde kan kemikalier tillföras för pH-justering. Detta kan lämpligen göras i samband med råslamtillförsel samtidigt som omrörning sker av röt-kammarinnehållet. Helst bör natriumvätekarbonat väljas. Andra basiska ämnen (t.ex. kalk och lut) kan ge för högt pH-värde (vid överdosering) samt ett tillfälligt undertryck. Kalk är svårt att blanda in och det finns risk att kalken samlas på röt-kammarens botten. I en väl fungerande röt-kammare bör bikarbonatalkaliniteten överstiga ca 50 mekv/l. Samtidigt som man åtgärdar det låga pH-värdet måste man utreda orsaken till att pH sjunker.

En minskning av gasproduktionen och/eller en ökning av CO₂-halten är ett tecken på driftstörning.

Inpumpning av råslam i röt-kammaren bör ske så jämnt fördelat i tiden som möjligt. Drivs röt-kammaren med konstant nivå, vilket är att rekommendera, sker slamvattenavdrag via nivå-rör under inpumpning av råslam. Rötslamuttag sker från röt-kammarens botten eller från cirkulationskretsen.

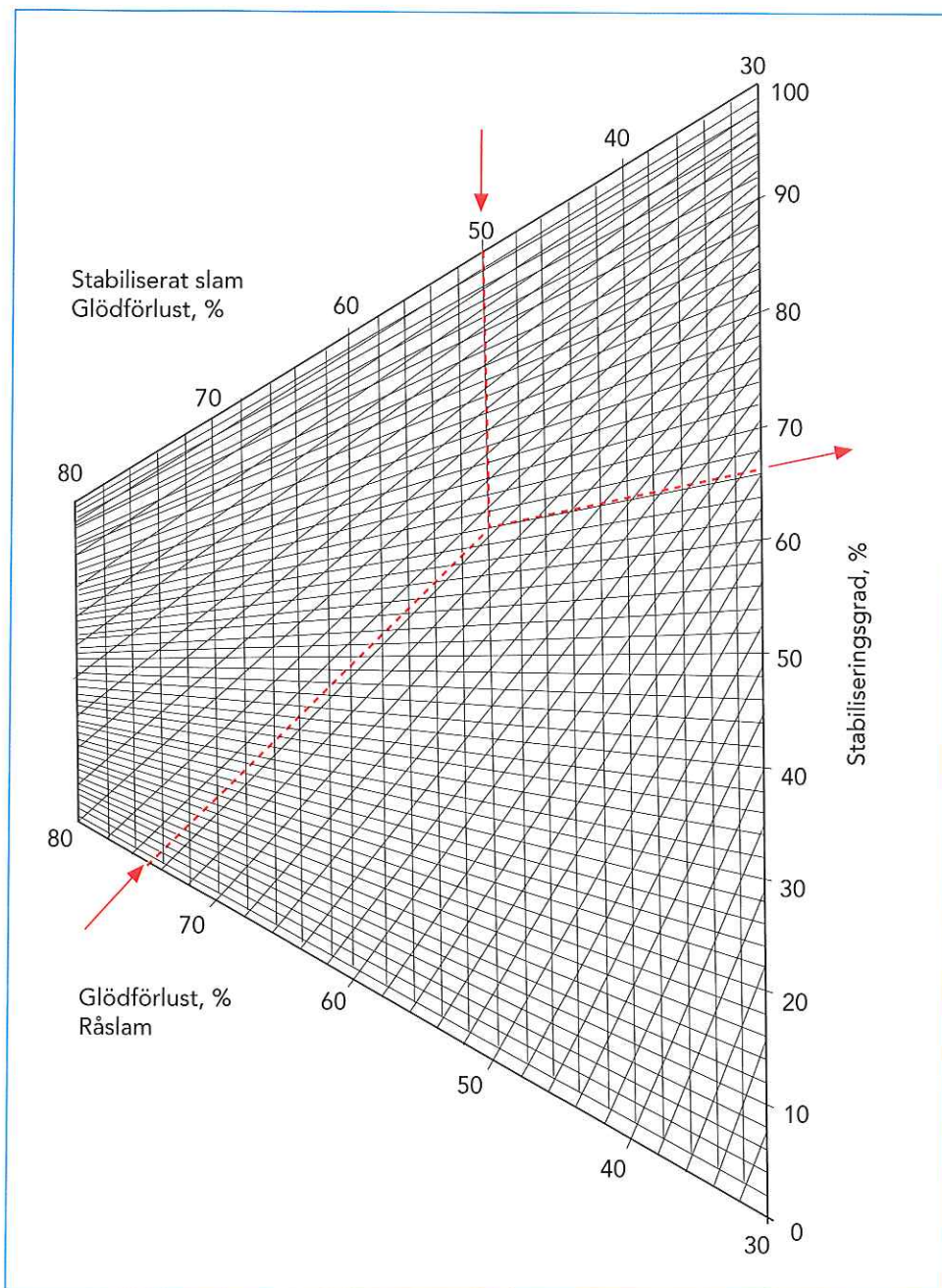
Vid intermittent inpumpning får inte mer än högst 10 % av röt-kammarinnehållet avtappas åt gången. Den volym slam som avtappas måste ersättas med rötgas alternativt råslam. Om röt-kammaren inte har gasklocka måste slamtappning ske utan större nivå-sänkningar, vilket innebär att slamtappning måste göras oftare och i samband med inpumpningen av råslam.

Bikarbonatalkalinitet = ett mått på slammets motståndskraft mot försurning. Enhet: mekv/l. En mekv/l = 61 mg/l HCO₃
HAc = Ättiksyra skrivet i en kemisk kortform.

FS = flyktiga syror
 TA = totalalkalinitet

mekv = milliekvivalenter

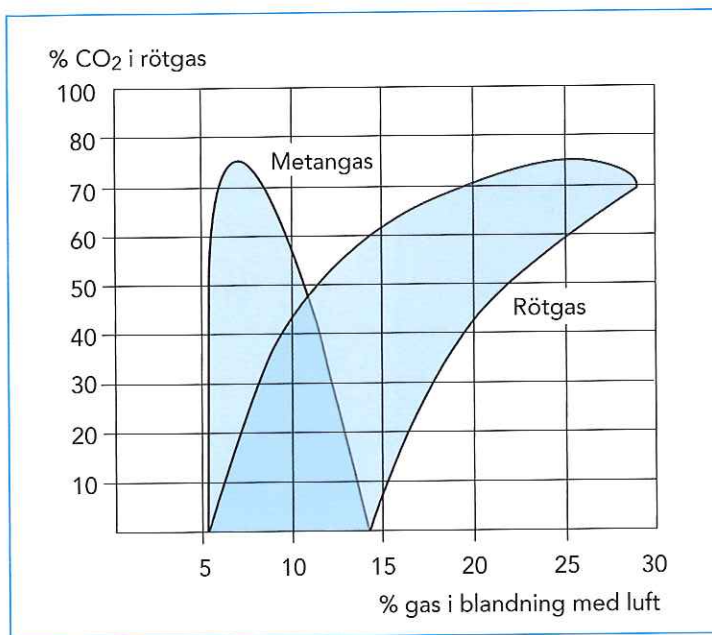
Intermittent = förlopp som äger rum med återkommande avbrott.



Figur 13 Diagram för beräkning av utröttningsgraden (stabiliseringsgraden) vid rötning

Flytslam kan bildas i rötkammaren då slam alltid innehåller en del komponenter som har benägenhet att bilda flytslam. Sådana komponenter är syntetiska fibrer, hår, gummidetaljer, plast, växtdelar, fett och oljor. I de fall omrörningen är svag i rötkammarens ytskikt bildar nämnda ämnen tillsammans med rötade slampartiklar ett successivt växande flytslamskikt. Innan detta tas bort bör man röra om kraftigt, varvid slampartiklarna sjunker mot botten och flytslammet kan tappas av. Detta skall inte föras till verkets inlopp eftersom det då senare bara bildar nytt flytslam. Helst bör flytslam från en försedimentering inte tillföras en rötkammare med dålig ytomrörning. Även trådformade bakterier, som blivit vanligare genom införandet av kväveavskiljning, kan bidra till skumning och flytslambildning i rötkammare.

Explosionsfara föreligger om rötgas kommer ut i luft. I Figur 14 visas det område där blandningen mellan rötgas och luft är explosiv. Luft får inte heller tränga in i rötkammaren då rötningsprocessen i så fall störs.



Figur 14
Explosivt område
för blandningar
av rötgas respek-
tive metangas
och luft

Alkalinitet

Alkalinitet är ett mått på mängden alkaliska ämnen (ämnen som kan reagera med vätejoner d.v.s. neutralisera starka syror). Sådana alkaliska ämnen är t.ex. (HCO_3^-) och (CO_3^{2-}) som tillhör karbonatgruppen samt OH^- . Det existerar hela tiden en balans mellan kolsyra (CO_2) och bikarbonatjoner (HCO_3^-). Balansen kan beskrivas med formeln



I formeln utgör mellanledet H_2CO_3 (den egentliga formeln för kolsyra) endast ett övergångssteg. Ämnet existerar inte som fritt ämne.

Definitionerna av alkalinitet är sedan gammalt knutna till kemiska titreringar med syra där man använde indikatorer som skiftade färg vid vissa pH-värden. Analys av alkalinitet beskrivs i Svensk standard SS-EN ISO 9963-1.

Aciditet är ett mått på mängden ämnen som kan reagera med hydroxyljoner (OH^-) d.v.s. neutralisera en stark bas.

Totalalkalinitet (AT) kallas också metylorangealkalinitet ("M-alkalinitet") och definieras som den alkalinitet som kan bestämmas med titrering med syra till det pH-värde där en metylorangeindikator slår om, d.v.s. pH ca 4,5. I definitionen ligger att alkaliniteten upphör att existera vid pH 4,5 och att ytterligare pH-sänkning ger fri mineralaciditet.

Ett annat viktigt mått på alkalinitet är *fenolftaleinalkalinitet* ("P-alkalinitet" = phenolftaleinalkalinitet, Ap) som kan bestämmas med titrering med syra till pH-värdet där en fenolftaleinindikator slår om, d.v.s. pH ca 8,3.

Totalalkaliniteten i en rötammare härrör normalt både från lösta bikarbonater och flyktiga syror i vattnet. De senare buffrar bara under pH 6,0 och är ej effektiva för pH-kontrollen vid den anaeroba behandlingen. *Bikarbonatalkaliniteten* kan därför definieras som totalalkaliniteten minus halten flyktiga syror. (Räkna i samma enheter, t.ex. mekv/l. I engelskspråkig litteratur anges alltid alkaliniteten som CaCO_3 i enheten mg/l).

Titra = bestämma halt av ämne genom att tillföra reagerande ämne i känd koncentration

När pH går över 8,3 försvinner fri CO_2 och bikarbonat (HCO_3^-) börjar övergå till karbonatjon (CO_3^{2-}) och vid pH 9,8–10 existerar all alkalinitet som kommer från kolsyra som karbonat. I området över 8,3 ("P-ändpunkten") kan man använda följande grupper av approximativa formler som man ofta ser i litteraturen.

Från pH 8,3 till 9,8–10 där P-alkaliniteten är mindre än $\frac{1}{2}$ M-alkaliniteten gäller approximativt:

$$\text{CO}_3^{2-} = 2 \cdot \text{P-alk}$$

$$\text{HCO}_3^- = \text{M-alk} - \text{CO}_3^{2-} = \text{M} - 2\text{P}$$

$$\text{OH}^- = \text{noll}$$

Över pH 9,8–10 där P-alkaliniteten överskrider $\frac{1}{2}$ M-alkaliniteten gäller approximativt:

$$\text{CO}_3^{2-} = 2(\text{M} - \text{P})$$

$$\text{OH}^- = 2\text{P} - \text{M}$$

$$\text{HCO}_3^- = \text{noll}$$

Det är viktigt att alltid ha tillräcklig buffertkapacitet för att hålla ett pH av ca 7 eftersom flyktiga syror alltid bildas under den anaeroba nedbrytningen. Bikarbonatalkaliniteten bör överstiga 50 mekv/l och inte sjunka under 20 mekv/l.

Ibland används kvoten mellan FS (halten flyktiga syror i mekv/l) och TA (totalalkaliniteten i mekv/l) som ett mått på processtabiliteten.

Driftstörningar

Surjäsning

En minskning av gasproduktionen och/eller en ökning av CO_2 -halten är ett tecken på driftstörning.

Kontrollera:

- Belastningen med organiskt material – stötbelastningar medför momentant hög syraproduktion
- Saltanrikning
- Tillförsel av giftämnen, exempelvis metallsalter eller mineraloljeprodukter
- Luftläckage (insug vid slamtappning)
- Temperaturen – vid låg temperatur ökar risken för surjäsning

Tänkbara åtgärder:

- Förhindra lufttillträde
- Tillsätt kalk eller annat alkali – erforderlig mängd beräknas med hänsyn till aciditeten (syrainnehållet) i slammet. Följande kemikalier kan användas:

Natriumhydroxid (NaOH) – generellt användbar

Släckt kalk ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) – bör inte användas när slammet innehåller hög halt oorganiskt material (glödrest >60 %)

Natriumkarbonat (Na_2CO_3) – bör inte användas vid låga pH värden ($\text{pH} < 5$) på grund av hög gasproduktion (CO_2) varvid skumningsproblem kan uppträda.

Natriumvätekarbonat (NaHCO_3) (Natriumvätekarbonat är detsamma som bikarbonat)

Hela alkalimängden bör tillsättas vid så få tillfällen som möjligt. Praktiskt sker tillsatsen antingen i slamkontrollschaktet eller på toppen av röt-kammaren (vid råslamledningens inlopp) samtidigt som röt-kammarinnehållet rörs om kraftigt.

Alkali = kemikalier med högt pH värde.

Skumning och flytslam

Kontrollera:

- Förekomst av fett och olja i slammet
- Förekomst av trådformiga bakterier i slammet

Tänkbara åtgärder:

- Intensifiera omrörningen
- Installera skumbrytarpropellrar ovanför vätskeytan
- Avlägsna flytslammet
- Åtgärder i biosteket för att förhindra uppkomst av trådformiga bakterier

Låg gasproduktion

En minskning av gasproduktionen och/eller en ökning av CO₂-halten är ett tecken på en begynnande driftstörning.

Kontrollera:

- Glödförlusten i råslammet – en låg glödförlust i råslammet ger låg gasproduktion
- Temperaturen – gasproduktionen minskar om temperaturen sjunker under 30°C
- pH värdet – gasproduktionen avtar om pH värdet sjunker för lågt
- Omrörningen
- Förekomst av giftämnen i slammet
- Organiska belastningen
- Uppehållstiden

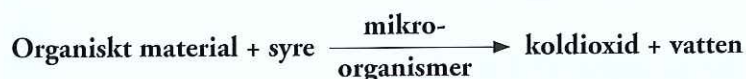
Slamluftning

Förlopp

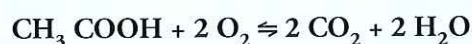
Aerob slamstabilisering användes tidigare vid mindre anläggningar, men byggs sällan idag. Metoden beskrivs därför kortfattat.

Vid aerob nedbrytning av organiskt material i slam blir slutprodukterna koldioxid och vatten. Vid nedbrytningen förbrukas syrgas. Förloppet är i princip detsamma som äger rum i luftningsbassängen vid en aktivslamprocess.

Nedbrytningsförloppet är komplicerat och liksom vid rötning sammansatt av ett antal delförlopp. Schematiskt kan det beskrivas med följande formel:



Aerob nedbrytning av ättiksyra kan då skrivas på följande sätt:



CH₃COOH = ättiksyra
O₂ = syre
CO₂ = koldioxid
H₂O = vatten

Vid aerob nedbrytning erhålls energifattiga slutprodukter. Samtidigt är värmeutvecklingen under nedbrytningsprocessen högre än vid rötning. Syreförbrukningen är till en början hög men sjunker allteftersom den organiska substansen bryts ner.

pH-värdet stiger vid konventionell aerob stabilisering till en början, för att sedan sjunka igen. Detta hänger samman med förändringar i ammoniakhalten. Den ammoniak som till en början frigörs vid nedbrytningen av organiskt material oxideras så småningom till nitrat (nitrifikation).

Den momentana syreförbrukningen (syretäringen) är olika hos olika slam som framgår av Tabell 10. För att ett slam skall anses stabilt bör syreförbrukningskurvan ha planat ut på nivån för aerobt stabiliserat slam.

Tabell 10 Syretäring hos olika slam

Slam	Syretäring, g O ₂ /kg GF, h
Primärslam	30–50
Överskottsslam	10–15
Långtidsluftat överskottsslam	5–10
Aerobt stabiliserat slam	0,5–5

Syretäring = syreförbrukning per viktsenhet organiskt material och tidsenhet, g O₂/kg GF.

h = timme

Totalt uppgår syreförbrukningen vid konventionell aerob stabilisering till 1,5–2 kg syre per kg organiskt material eller 1,3–1,5 kg O₂ per kg oxiderad organiskt material.

Slamluftsningssystem

Konventionell slamluftsning sker i bassänger av samma typ som vanliga luftsningssystem. Bassängerna bör vara överbyggda för att förhindra nedkylning vintertid. De värmeisolerar vanligen inte och man tillför normalt inte värme annat än möjligen till luften ovanför bassängen.

Omrörning och syretillförsel åstadkoms genom luftinblandning. Genom luftsningen skall slammet omblandas så kraftigt att slamavsättning inte sker i någon del av bassängen. Risken för igensättningar med trasor och liknande är dock betydande. Gallerrens, flytslam och liknande får inte tillföras.

En uppdelning av bassängvolymen i flera seriekopplade delsteg medger ett effektivare utnyttjande av bassängvolymen.

Dimensionering

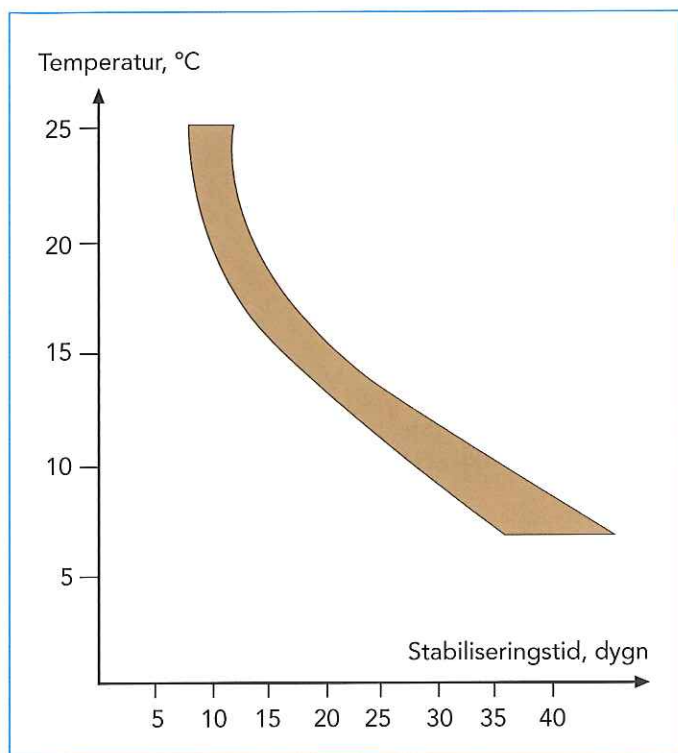
Normalt bör konventionella slamluftsningssystem dimensioneras för en minsta uppehållstid på 15 dygn vid en lägsta temperatur på 15°C i slammet. Vid lägre temperatur fordras längre uppehållstider. Temperaturens inverkan på uppehållstiden vid luftsning av primärslam har studerats i Norge av Eikum (Figur 15). Man har i Norge föreslagit att slammets medeluppehållstid skall vara minst 20 dygn. Vid stabilisering av biologiskt slam från aktivslamanläggningar kan slamåldern i anläggningen frånräknas från den rekommenderade tiden 20 dygn. Aktivt slam från anläggningar med låg slambelastning (hög slamålder), t.ex. långtidsluftare och kväveavskiljningsanläggningar, behöver oftast inte stabiliseras ytterligare.

Termofil aerob stabilisering kan ej rekommenderas då den ger upphov till kraftig lukt.

Driftresultat

Slamluftsning kan med fördel användas för stabilisering av aeroba slam t.ex. överskottsslam från aktivslamanläggningar. Av avgörande betydelse för stabiliseringsgraden är slamåldern, d.v.s. den sammanlagda tid under vilken slammet luftas.

Nedbrytningen av organiskt material i slammet är inte lika stor som vid rötning. Vanligen erhålls ca 30–40 % reduktion av organiskt material vilket innebär en minskning av den totala slammängden med ca 25–30 %.



Figur 15
Erforderlig stabiliseringstid för primärslam

Det bästa sättet att konstatera om slammet är stabilt är att mäta syretäringen, d.v.s. syreförbrukningen hos slammet per tidsenhet.

Drift och skötsel

Driftparametrar

De parametrar som påverkar driftresultatet är desamma som vid aktivslamluftning; slambelastning, slamålder och uppehållstid. Dessutom inverkar temperaturen, syrehalten och pH-värdet i luftningsbassängen på nedbrytningsförloppet.

Igångkörning

Fyll slamluftningsbassängen med avloppsvatten och starta luftningen. Efterhand matar man sedan in slam och drar av slamvatten. Anpassa luftmängden till den inmatade slammängden.

Normaldrift

Nedbrytningen av organiskt material vid slamluftning är starkt temperaturberoende. I Figur 15 visas erforderlig slamålder vid olika temperatur för att man skall få ett stabilt (luktfritt) slam.

En slamluftare kan drivas kontinuerligt eller intermittent. Vid kontinuerlig drift matas förtjockat slam in i slamluftningsbassängen samtidigt som avdrag görs av luftat slam till en efterföljande förtjockare. Inmatning av slam bör göras regelbundet och så ofta som möjligt. Luftningen drivs kontinuerligt.

Intermittent = förlopp som äger rum med återkommande avbrott.

Driftkontroll

Till den dagliga rutinen hör kontroll av beskickning, SS halt, temperatur, pH, syrehalt, slamvolym, slamhalt och utmatad SS mängd.

För bestämning av nedbrytningen analyseras glödförlust och glödrest i råslam och luftat slam. För bestämning av stabiliseringsgraden mäts syretäringen hos det luftade slammet (se Tabell 10). Dessutom bör slamåldern beräknas. Om ingen återföring sker

av slam från en efterföljande förtjockare får slamåldern samma värde som den hydrauliska uppehållstiden.

För kontroll av stabiliseringsgraden mäts syretäringen hos slammet efter luftning och slamåldern beräknas.

Normalt sker stabiliseringen vid pH-värden mellan 7,0–7,5. Vid långt driven process kan pH-värdet sjunka ner mot 6. Låga pH-värden på grund av nitrifikation kan ses som ett tecken på att stabiliseringen är effektiv.

Tillförseln av råslam bör om möjligt vara jämnt fördelad, även om processen inte är lika känslig för belastningsvariationer som rötning.

Om stora slammängder tillförs momentant, erfordras hög luftningskapacitet för att inte syrebrist skall uppkomma. Om tillförd syremängd är otillräcklig och nitrat inte finns, svartnar slammet med åtföljande risk för dålig lukt. Vid luktproblem bör man kontrollera lufttillförseln och syrehalten i bassängen.

Driftproblem som kan uppträda vid slamluftning är flytslambildning, skumning och dålig lukt. Särskilt vid hög drifttemperatur uppkommer ofta problem med lukt och kraftig skumbildning.

Större mängder flytslam skall normalt inte uppträda. Det kan tyda på för svag omblandning. Uppträder betydande mängd flytslam måste det tas bort ur processen och inte återföras till slamluftningen.

Skumning kan uppträda dels vid låg slamhalt i samband med uppstart av processen (vitt skum), dels vid höga slamåldrar. Alltför intensiv luftning kan också orsaka skumning.

Kalkning

Ett tillfälligt stabilt slam kan också erhållas genom att pH-värdet höjs så mycket att bakterier och virus avdödas eller inhiberas. Detta åstadkoms genom tillsats av kemikalier. Den enda från ekonomisk synpunkt realistiska kemikalien är kalk (CaO eller $\text{Ca}(\text{OH})_2$). Kalktillsatsen måste resultera i ett pH-värde >11 , annars finns risk för att bakterier överlever och börjar producera CO_2 och syror varvid pH sjunker.

pH-värdet bör överstiga 12 efter 14 dagars lagring vid 20°C . Den ungefärliga kalkmängd som erfordras för att uppnå detta framgår av Tabell 11.

Tabell 11 Kalkmängder för tillfällig stabilisering av slam

Slamtyp	Kalkmängd	
	kg $\text{Ca}(\text{OH})_2$ /ton TS	kg CaO /ton TS
Primärslam	100–150	70–120
Bioslam	300–500	200–400
Kemslam från efterfällning (Al)	400–600	300–450
Kemslam från efterfällning (Fe)	300–500	200–400

$\text{Ca}(\text{OH})_2$ = släckt kalk

CaO = bränd kalk

Al = aluminiumsalter

Fe = järnsalter

Kalken kan tillsättas slammet före eller efter avvattning. Om kalkinblandning sker före avvattning används släckt kalk (hydratkalk). Nackdelen med denna metod är att kalk åtgår även för att höja pH hos medföljande slamvatten. När det basiska slamvattnet återförs till reningsverket, försvåras kemisk fällning med aluminiumsulfat eller järnklorid p.g.a. pH-variationer.

Den normala metoden är att sätta till kalken till avvattnat slam i en blandare. Då används lämpligen osläckt (bränd) kalk. Då erhålls också en kraftig värmeutveckling vid släck-

ning av kalken vilket ökar bakterieavdödningen. Man bör inte räkna med att slammet blir luktfritt efter kalkning. En stark lukt uppkommer genom att ammoniak frigörs.

Fördelen med slamkalkning är att processen är enkel och att endast små investeringar krävs. Till skillnad från de biologiska stabiliseringsprocesserna minskar dock inte råslammängden utan ökar tvärtom, vilket försämrar slamhanteringsens totalekonomi och dessutom blir arbetsmiljön sämre. Driftkostnaden domineras också av kostnaden för kalkdosen. Dessutom är stabiliseringseffekten tillfällig. Efter en tids lagring har pH-värdet avtagit så mycket att bakteriella nedbrytningsprocesser kan påbörjas. Detta innebär att lagringstiden av kalkat slam är begränsad.

Avsättning av slam till jordbruk kan i områden med sura jordar gynnas av kalkinblandning.

Behandling i vassbäddar

Stabilisering i vassbäddar kan ofta vara den enda möjligheten att stabilisera slam vid små anläggningar, både av tekniska och ekonomiska skäl. Rötning är inte ekonomiskt försvarbart för anläggningar under 10 000 personer (under 25 000 personer om rötgasen skall tas tillvara) och kalkstabilisering kräver en siloanläggning och inblandningsanordningar för kalk.

Vassbäddar behandlas mera i detalj i kapitel 24.

Tabell 12 Jämförelse mellan olika stabiliseringmetoder
Förutsättning: slam från mekanisk-kemisk-biologisk behandling

	Rötning	Slamluftning	Kalkning
Belastning	2–3 kg VSS/m ³ , d	–	–
Behandlingstid	12–15 dygn	15–20 dygn	< 1 dygn
Temperatur	35–37°C	15–20°C	rumstemperatur
TS-halt in	3,5–4 %	3,5–4 % dock lägst >1,5–2,0%	3,5–4 %
TS-halt ut	2,5–2,8 %	2,7–3,1 % (d.v.s. lägre stabiliseringsgrad än rötning)	4,5–5,2 %
Säkerhetsfrågor	Explosionsrisk kräver säkerhetszon		
Arbetsmiljö		Aerosolbildning. Risk för skumning.	Risk för damning. Risk för ammoniaklukt vid höjning av pH.
Energiproduktion/åtgång	Energi produceras	Energi åtgår för luftningen	Energi åtgår vid kalkproduktionen
Utrustningskrav			Tät kalksilo och doseringsutrustning erfordras.
Användning av slutprodukter	Rötgasen som består av metan och koldioxid har ett energivärde och kan användas som fordonsbränsle eller för el- och värmeproduktion. Slammet kan användas i jord- och skogsbruket, vid produktion av energigrödor, på parkmark eller som täckningsmaterial.	Det stabiliserade slammet kan användas i jordbruket och som täckningsmaterial.	Kalkat slam kan användas i jordbruket.

24 Avvattning

Behandlingsprinciper

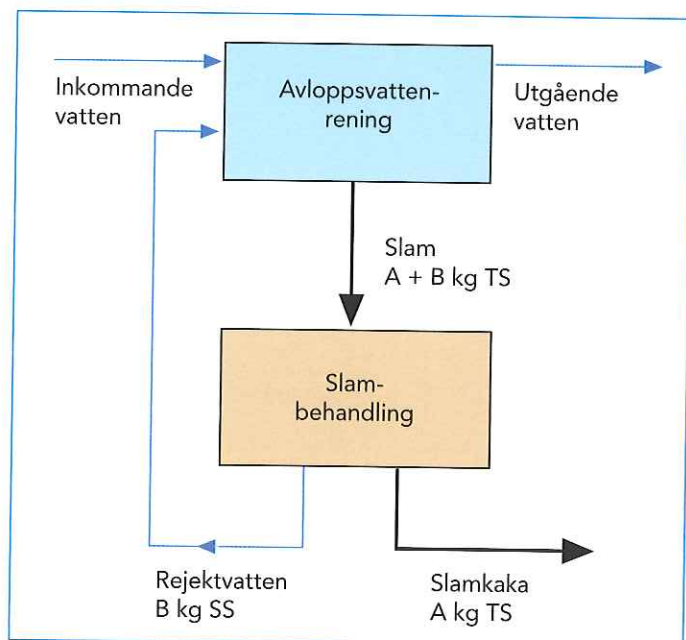
Efter förtjockning består slammet fortfarande till större delen av vatten. TS-halten är vanligen 2–5 %. För att ytterligare öka torrhalten krävs dels att slammets struktur förändras genom konditionering så att vattnet lättare avgår, dels att starka krafter anbringas för att pressa ut vattnet ur slammet.

För avvattning används oftast maskiner såsom centrifuger, skruvpressar, silbandspressar eller filterpressar. Dessutom utnyttjas tork- och vassbäddar där vattnet dels får dränera av (avvattning), dels avdunsta (torkning). I vassbäddarna sker även en biologisk nedbrytning av slammets organiska material, främst under sommarhalvåret.

Mekanism

Avsikten med avvattningen är att minska vatteninnehållet i slammet och därigenom minska dess volym. För att snabbt genomföra en långtgående mekanisk avvattning krävs starka krafter. Detta åstadkoms genom att slammet behandlas i maskinell avvattningsutrustning i form av centrifuger (ökad gravitationskraft), silbandspressar (tryckkraft). Det blir då möjligt att avskilja vatten från allt mindre hålrum i slammet.

Vid avvattningen uppdelas slammet i en koncentrerad slamfas (slamkakan) och en vattenfas (rejektvatten). Det är väsentligt att rejektvatten, som återförs till vattenbehandlingsdelen, har en låg halt suspenderad substans (SS). En hög halt suspenderad substans i rejektet medför att en stor mängd slam återförs till vattenbehandlingsdelen för att åter avskiljas och tillföras slambehandlingen. Den behandlade slammängden ökar på så sätt. Om det vid avloppsvattenreningen bildas A kg slam och B kg slam återförs med rejektvatten kommer avvattningsapparaturen att få motta A+B kg slam (Figur 16).



Figur 16
Slamflöden
i ett reningsverk

Längre fram i detta kapitel finns mer detaljerade beräkningar av avskiljningsgrad och materialflöden kring en avvattningsutrustning.

Konditionering

För att underlätta avvattningen och öka avskiljningsgraden vid mekanisk avvattningskonditioneras slammet vanligen före avvattningen. Slammets struktur ändras härigenom så att vattenavgången underlättas. Sådan konditionering kan ske genom endera av följande tre metoder:

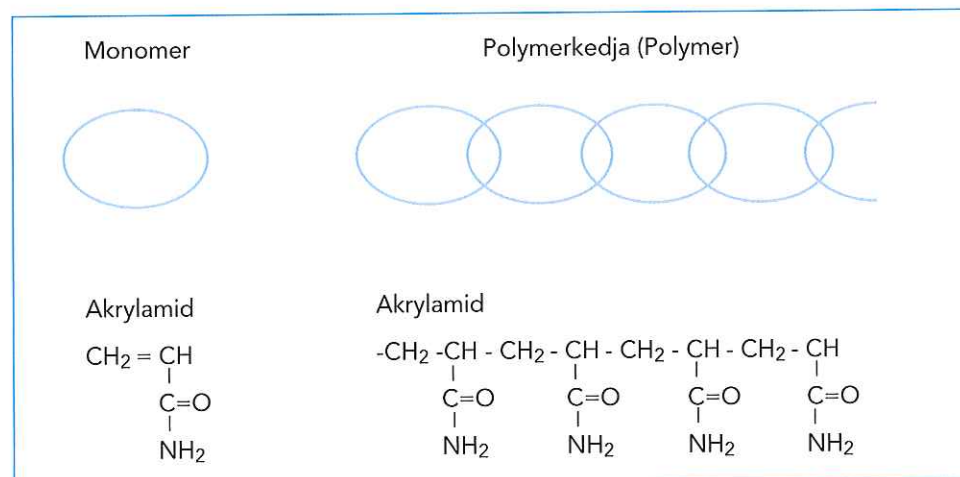
- kemikalietillsats
- uppvärmning
- frysning

I samband med maskinell avvattningsmetoden är kemikalietillsats den vanligaste konditioneringsmetoden. Även uppvärmning utnyttjas, dock inte i Sverige. Vid avvattningsmetoden i vassbädd och torkbädd utförs vanligen ingen konditionering.

Kemikalietillsats

Slam består av fasta partiklar uppslammade i vatten. Partikelstorleken är av stor betydelse vid avvattningen. Med minskande partikelstorlek ökar den sammanlagda partikelytan samt antalet kontaktpunkter mellan slampartiklarna. Detta innebär att ju mindre partikelstorlek desto större är andelen adsorptions- och kapillärsvatten, som är svårt att avlägsna. Konditioneringen syftar till att öka partikelstorleken genom sammanslagning av små partiklar till större partikelaggregat.

De kemikalier som kan komma ifråga för konditionering av slam är dels oorganiska flockningsmedel som aluminiumsalter eller en kombination av kalk och järnsalter, dels organiska polymerer. Dessa består av långa kedjor uppbyggda av monomerer (Figur 17).



Figur 17 Exempel på uppbyggnad av en polymer

De oorganiska flockningsmedlen används främst i samband med avvattningsmetoden av rötat primär- och bioslam på filterpressar.

Polymererna kan alltefter den elektriska ytladdningen indelas i

- katjonaktiva (positivt laddade)
- nonjonaktiva (neutrala, oladdade)
- anjonaktiva (negativt laddade)

Också partiklarna i slammet är elektriskt laddade på ytan. I primär- och bioslam är laddningen oftast negativ medan partiklarna i kemslam vanligen har positiv ytladdning.

De elektriska laddningarna av samma slag gör att partiklarna stöter bort varandra (repulsion). Men det finns också krafter som strävar att dra partiklarna till varandra

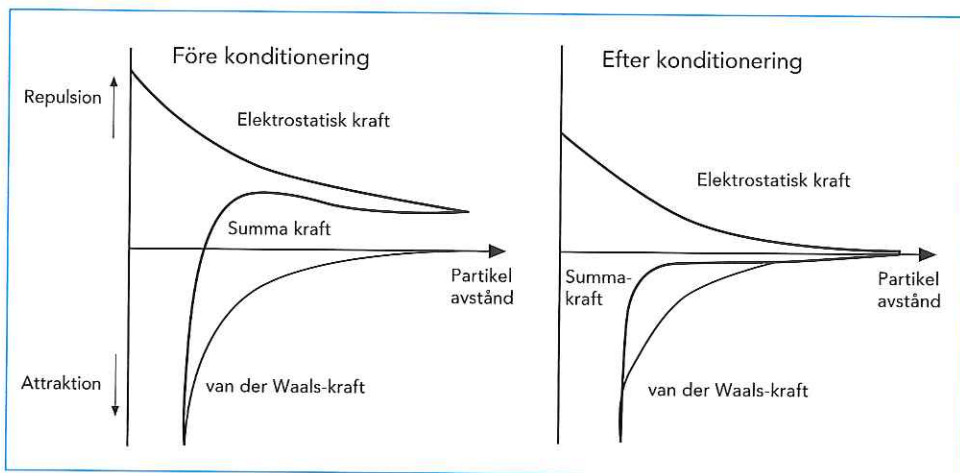
Adsorption = när ett fast ämne till sin yta upptar och binder ämnen från en gas eller vätska. Uppstår genom att det på ytan av ett fast ämne alltid finns attraktionskrafter som kan binda molekyler.

Polymer = "många merer"; långkedjiga organiska ämnen, ofta med förmåga att bilda bryggor och därmed underlätta flockning.

Monomer = ämnen som kan bilda långa kedjor, och ingå som byggsten i en polymer.

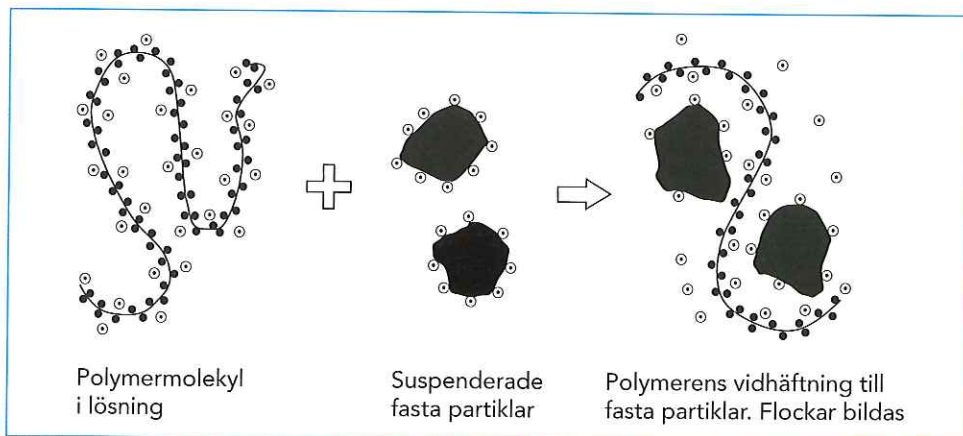
(attraktion), nämligen de s.k. van der Waals-krafterna som är starkare än de bortstötande krafterna när partiklarna är tillräckligt nära varandra (Figur 18). Genom omrörning kan man få partiklarna i en suspension att komma tillräckligt nära varandra och även kollidera. Därmed kan en naturlig flockbildning åstadkommas. De bildade flockarna är dock mycket svaga, och så snart man ökar omrörningen för mycket kommer flockarna att sönderfalla. Ett sätt att underlätta flockbildning är att minska partiklarnas laddning. Om laddningen minskar, minskas också partiklarnas naturliga rörelseförmåga. Genom försiktig och kontrollerad omrörning kan partiklarna återigen fås att flocka. Partiklarnas laddning kan ändras genom tillsats av oorganiska flockningsmedel som aluminiumsalter, järnsalter och kalk etc. Detta ger positivt laddade aluminium-, järn- och kalciumjoner, som attraheras av negativt laddade partiklar.

Suspension = uppslamning av fasta partiklar i vatten.



Figur 18 Krafter mellan partiklar

Vid polymertillsats sker en bryggbildning mellan slampartiklarna så att större partikelaggregat bildas. Detta har åskådliggjorts i Figur 19. Denna bryggbildning underlättas om polymeren är jonaktiv med motsatt laddning jämfört med slampartiklarna. Ytladdningarna hos slampartiklarna utjämnas då och förutsättningarna för bildning av större partikelaggregat ökar.



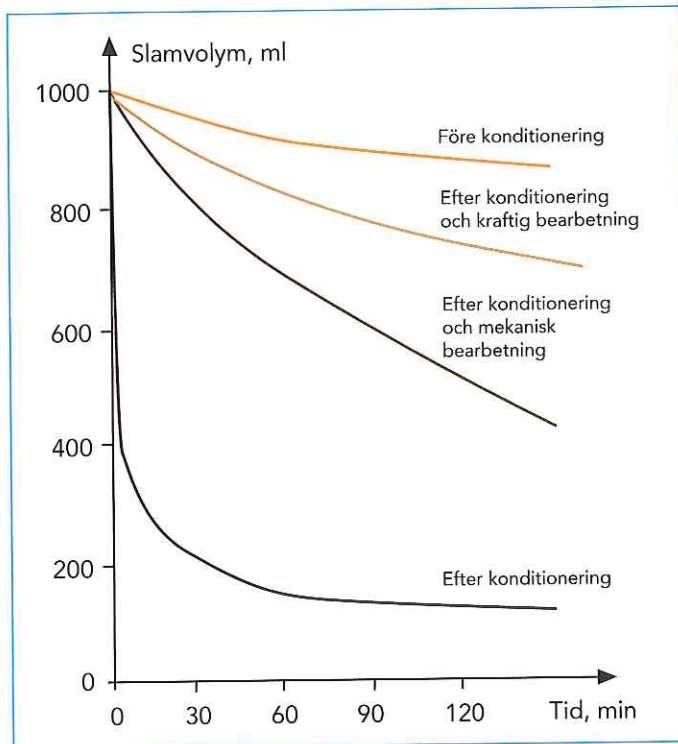
Figur 19 Bryggbildning

Vid avvattning av primär- och bioslam används således ofta katjonaktiva polymerer, medan anjonaktiva polymerer i allmänhet har större effekt på rena kemslam. Vid avvattning av en blandning mellan kemslam och bioslam kan polymerbehovet minska genom att slampartiklarna delvis neutraliserar varandras ytladdningar.

En polymertillsats har således en trefaldig verkan vid avvattning:

- Avskiljningsgraden ökar genom utflockning av mikropartiklar
- TS-halten i slamkakan ökar genom att partikelstorleken ökar och därmed andelen lättavvattnat hålrumsvatten
- Styrkan hos bildade flockar ökar genom bryggbildningen så att högre tryck kan anbringas utan att partiklarna sönderfaller

Inverkan av polymerkonditionering och mekanisk bearbetning (omrörning) på sjunkhastigheten hos ett slamprov framgår av Figur 20.



Figur 20
Sjunkhastighet
hos slam

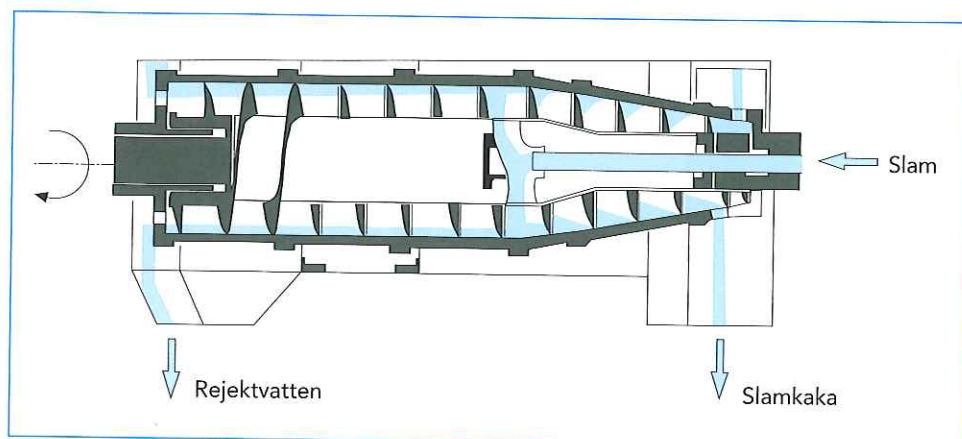
Polymerernas eventuella negativa miljöpåverkan då slam används på åkermark har diskuterats. Flockningsmedlet polyakrylamid som nu ofta används för avvattning av avloppsslam är biologiskt svårnedbrytbart. Det klassificeras inte som hälso- eller miljöfarligt. Däremot kan det innehålla spår av monomeren akrylamid (akrylamid är råvara vid tillverkning av polyakrylamid). Resthalten akrylamid i den polyakrylamid som används vid slamavvattning i Sverige är normalt mindre än 0,1 procent. Monomeren akrylamid är mutagen, giftig och cancerframkallande och klassificeras av KemI:s och EU:s regler som hälsofarlig, men inte miljöfarlig. Enligt KemI:s klassificeringslista finns det risk för allvarliga hälsoskador vid långvarig exponering av akrylamid, genom inandning, hudkontakt eller förtäring. Därför bör polymerhanteringen utformas så att personalen inte i onödan exponeras för polymerer.

Försök har visat att tillsatser av polyakrylamid, eller av avloppsslam som innehåller polyakrylamid, inte ger några påvisbara negativa effekter på markorganismernas respiration, biomassa eller nitrifikation.

Mot bakgrund av ovanstående innebär användning av polyakrylamid för avvattning av avloppsslam troligen mycket små risker för negativa effekter på miljön samt människors och djurs hälsa. Den lilla mängd akrylamid som kan finnas i polyakrylamid recirkuleras till reningsverket och bryts ned där.

Centrifugering

Den typ av centrifug som normalt används för slamavvattning är en s.k. dekantercentrifug (Figur 21), som förekommer i många olika fabrikat och utföranden. Dekantercentrifugen består av en cylindrisk-konisk trumma i vilken en skruvtransportör är monterad. Både trumman och transportören roterar med hög hastighet i samma riktning, men skruvtransportören med något lägre eller högre varvtal än trumman.



Figur 21 Dekantercentrifug i genomskärning

Slammet som skall avvattnas matas in i maskinens centrum genom ett inloppsrör. Av centrifugalkraften förs det omedelbart ut till trummans periferi. Eftersom de fasta partiklarna i slammet är tyngre än vattnet, avsätter de sig som ett lager runt trummans vägg medan vattnet bildar en ring närmare centrum. Vattendjupet i trumman bestäms av ett antal hål i rotorns stora gavel genom vilka vattenfasen (rejektvattnet) lämnar centrifugen. Det avvattnade slammet (slamkakan) transporteras av skruvtransportören till rotorns smalare del, där det matas ut av centrifugalkraften.

Kapaciteten hos en centrifug bestäms av trummans längd och diameter. Ju större dimensioner desto högre kapacitet. Driftvariablerna vid centrifugering kan indelas i maskinvariabler och processvariabler enligt Tabell 13.

Tabell 13 Driftvariabler vid centrifugering

Maskinvariabler	Processvariabler
Trumvarvtal	Belastning
Differensvarvtal	Polymertillsats
Val av - trumma - skruvtransportör	
Vätskedjup	

Ett högt varvtal hos trumman medför högre centrifugalkraft och därmed en effektivare avvattning, d.v.s. ett torrare slam. Avskiljningsgraden minskar emellertid med högre varvtal p.g.a. att en del av de bildade partikelaggregaten sönderfaller vid höga påkänningar och återfinns i rejecktattnet.

Ett högt differensvarvtal innebär en snabbare utmatning av slamkakan och därmed ett blötare slam samtidigt som avskiljningsgraden sannolikt ökar. Med moderna centrifuger kan differensvarvtalet automatiskt anpassas efter det avvattnade slammets konsistens (TS-halt).

Ett större vätskedjup i centrifugen innebär en effektivare avskiljning av fasta partiklar men samtidigt en lägre torrhalt i slamkakan.

En låg belastning ger ett bättre driftresultat genom att uppehållstiden i centrifugen blir längre. För polymertillsatsen finns i regel en optimal dosering, som ger bästa resultat. Även doseringspunkten för polymer har betydelse för avvattningsresultatet.

Avskiljningsgraden är förhållandet mellan vikten av fast material i det avvattnade slammet och vikten av fast material i det våta slammet före avvattningen. Fast material bestäms normalt som suspenderad substans (SS). I slam med mer än ungefär 10 000 g SS/m³ (1 % SS) används i praktiken TS-halten som ett mått på halten fast material. Avskiljningsgraden uttrycks vanligen i procent och beräknas på följande sätt.

SS = suspenderad substans, anger mängden fasta ämnen i ett prov.

TS-halten = mängden fasta (SS) och lösta ämnen i ett prov TS = SS + lösta ämnen, i slam med SS > 1 % kan mängden lösta ämnen försummas och TS blir då approximativt lika med SS.

$$\text{Avskiljningsgrad } i \% = \frac{\text{avskild slammängd}}{\text{tillförd slammängd}} \cdot 100 \% = \frac{Q_s \cdot TS_s}{Q_f \cdot TS_f} \cdot 100\%$$

där Q_s = mängd slamkaka, ton/h

Q_f = inmatat slamflöde, m³/h

TS_s = TS-halt i slamkakan, %

TS_f = TS-halt i inmatat slam, %

Detta förutsätter att den under en viss tid erhållna mängden slamkaka vägs. I praktiken är det vanligtvis lättare att mäta halterna av suspenderat material och torrsustans än de totala vikterna. Avskiljningsgraden kan då beräknas på följande sätt:

$$\text{Avskiljningsgrad} = \frac{TS_s (TS_f - SS_r)}{TS_f (TS_s - SS_r)} \cdot 100 \%$$

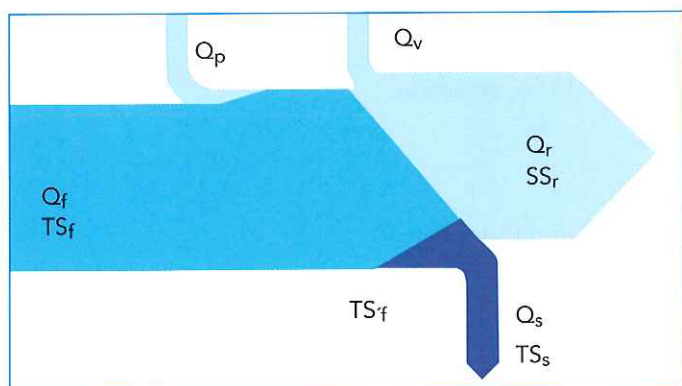
där TS_f = korrigerad TS-halt i inmatat slam, %

SS_r = SS-halt i rejektvattnet %

$$TS_f = TS_f \cdot \frac{Q_f}{Q_f + Q_p + Q_v} \%$$

där Q_p = polymerflöde, m³/h

Q_v = spolvattenflöde, m³/h



Figur 22 Flöden och TS-halter kring en avvattnare

Exempel

Inkommande slamflöde (Q_r) = 10 m³/h

TS-halten i inmatade slammet (TS_r) = 3,0 %

TS-halten i slamkakan (TS_s) = 15 %

SS-halten i rejektvattnet (SS_r) = 3 600 g/m³ = 0,36 %

Polymerflödet (Q_p) = 1 m³/h av 0,1 % styrka

Spolvattenflödet (Q_v) = 0 m³/h

$$TS_f = 3 \cdot \frac{10}{10 + 1} = 2,73 \%$$

$$\text{Avskiljningsgraden} = \frac{15,0 (2,73 - 0,36) \cdot 100}{2,73 (15,0 - 0,36)} = 89 \%$$

Uppföljning bör även ske av avvattnad slammängd, kemikalieförbrukning, energiförbrukning samt spritsvattenförbrukning och avvattnarens gångtid. Vid beräkning av förbrukad mängd konditioneringsmedel per kg TS skall den anges per avvattnad kg TS och inte per inmatad kg TS.

Figur 22 ger en bild av delströmmarna kring en avvattnare och ger en åskådlig bild av flöden och halter som bör beaktas i samband med en leverans- eller garantiutvärdering.

Filtrering

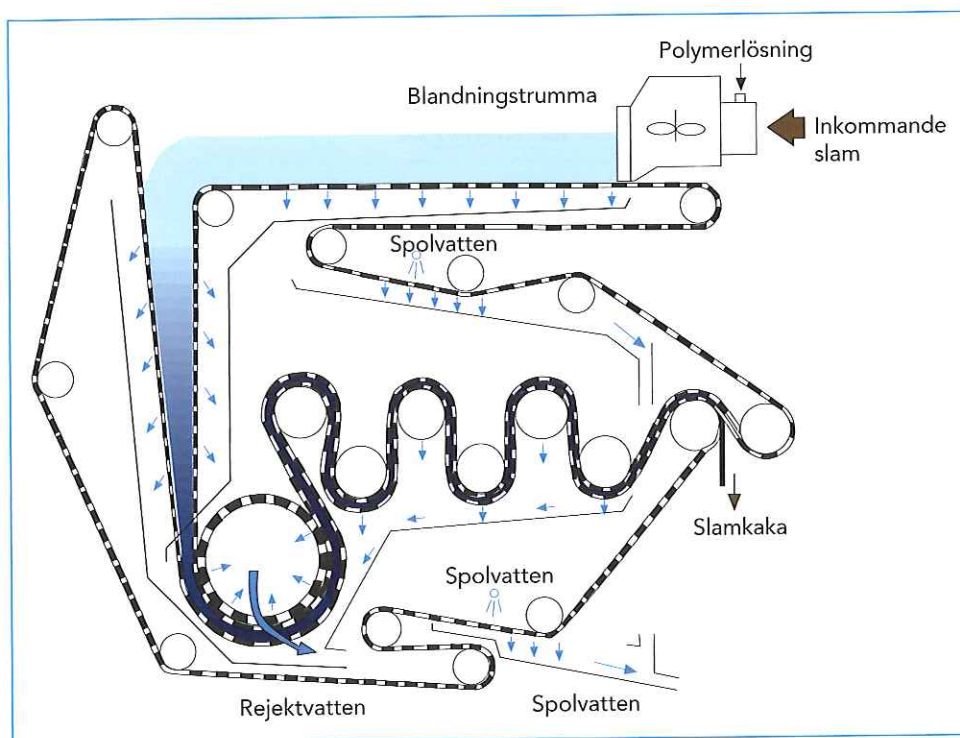
Vid filtrering avskiljs vatten genom ett medium (filtrerduk, silduk) som i princip endast släpper igenom vattenfasen. Slampartiklarna fångas upp av mediet och bildar en slamkaka genom vilken vattnet skall passera. För att uppnå en acceptabel torrhalt på rimlig tid måste vatten avlägsnas från slamkakan av en tryckskillnad. Detta kan ske genom att vattnet sugs ut ur slamkakan med undertryck eller pressas ut genom övertryck. På svenska reningsverk används ofta silbandspressar. På ett fåtal anläggningar används kammarfilterpressar.

För små reningsverk utan mekanisk avvattning blir ofta transportkostnaden hög för slam med låg TS-halt (2–4 %) in till ett centralt reningsverk. Många olika utrustningar som höjer TS-halten ytterligare har därför provats med varierande framgång.

En metod som verkar fungera i de flesta fall bygger på att en vägg i en behållare förses med silduk eller perforerad plåt. Om slam som konditionerats med polymer tillförs, passerar slamvatten igenom väggen. TS-halten kan härvid öka till 10–15 %, beroende på slammets egenskaper, polymerdos och behandlingstid.

Silbandspress

Silbandspressar finns i ett flertal fabrikat och utföranden, varav ett exempel visas i Figur 23. Kännetecknande är att slammet tillförs ett långsamt gående silband där det först får dränera och sedan pressas mellan två silband med ett efterhand ökande presstryck. Konditionering av slammet sker genom polymertillsats i en roterande blandningstrumma innan slammet tillförs silbandet. För att uppnå en effektiv avvattning fordras att den bildade slamkakan utsätts för skjuvning, vilket innebär att slampartiklarna bringas att glida mot varandra. Detta åstadkoms genom att silbanden bryts över valsar. Silbandspressarna är beroende av kontinuerlig renspolning av silbanden, vilket sker med vatten under högt tryck.



Figur 23 Silbandspress

Kapaciteten hos en silbandspress är beroende av silbandets bredd och effektiva längd. Driftvariablerna vid silbandspressar redovisas i Tabell 14.

Tabell 14 Driftvariabler vid silbandspressar

Maskinvariabler	Processvariabler
Blandningstrummans varvtal	Belastning
Bandhastighet	Polymertillsats
Presstryck	
Maskvidd	
Duktyp	

För blandningstrumman finns ett visst varvtal som ger bästa flockbildning. Detta varvtal är beroende av slammets egenskaper, polymerens egenskaper och tillsatt mängd polymer.

Bandhastigheten bestämmer uppehållstiden i silbandspressen. En hög bandhastighet medför en kort uppehållstid och en blötare slamkaka. Presstrycket påverkar både torrhalten hos slamkakan och halten suspenderad substans i rejecktattnet, d.v.s. avskiljningsgraden. Ju högre presstryck desto torrare slam och lägre avskiljningsgrad.

För att erhålla vattenavgång genom dränering används silband med relativt stor maskvidd. Själva filtreringen under pressfasen sker sedan genom den bildade slamkakan. Alltför stor maskvidd innebär dock att slampartiklar kan pressas ut med rejecktattnet. Av processvariablerna innebär en lägre belastning en längre uppehållstid och en torrare slamkaka medan konditioneringen främst påverkar rejecktattnets kvalitet.

Filterpress

Filterpressar är numera ovanliga i svenska avloppsreningsverk. Efter konditionering pumpas slammet in i en kammare mellan två filterplattor försedda med filtrerduk. Slam-

met avsätts i kamrarna, medan vattnet passerar ut genom filterduken och uppsamlas som rejektivatten. Slammkakorna som bildas i filterkamrarna avlägsnas genom att öppna pressen. Driften av en konventionell filterpress sker således satsvis och filtreringen pågår tills pumpen inte förmår att pressa mer vatten genom slammkakan, eller till den tidigare bestämda tidpunkt vid vilken filtreringen skall avbrytas.

Kapaciteten bestäms av den totala slamlagringskapaciteten hos filterpressen, d.v.s. den fria filterkamarvolymen och tiden för en filtercykel (filtrering och tömning).

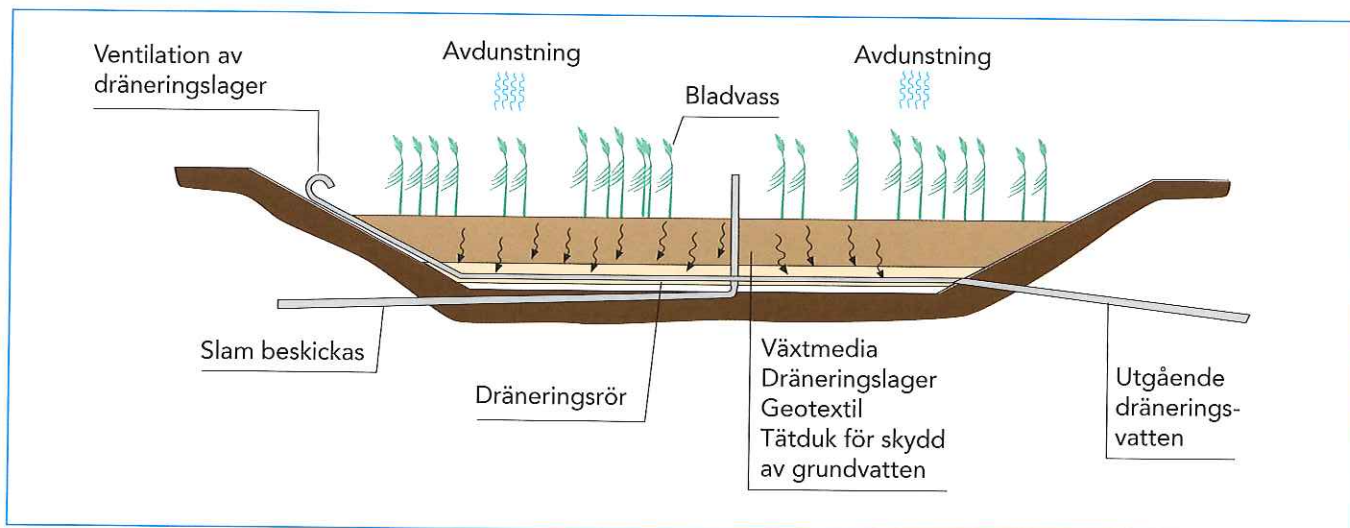
Driftvariabler är på maskinsidan den filterduk som används samt presstrycket och på processidan filtreringstiden samt typ och mängd av konditioneringsmedel. Ju högre presstryck och längre filtreringstid desto torrare slammkaka.

Under 1980-talet gjordes påtagliga förbättringar av tekniken för filterpressning. Luft eller vatten trycktes in mellan speciella filterplattor, som gav tunna slammkakor och tillsynsbehovet sänktes genom automatisering men avvattningsmetoden uppfattades ändå som besvärlig och i dag finns endast ett fåtal filterpressar i drift.

Vassbäddar

Stabilisering och avvattning av slam i vassbäddar är en metod, som utvecklades i Tyskland, Danmark och USA under 1980- och 1990-talen. Metoden kom fram sedan det upptäckts att vanliga slamtorkbäddar fungerade bättre när det började växa bladvass (*Phragmites australis*) på dem. Vassbäddarna kan ta emot större mängder slam än vanliga slamtorkbäddar. De ger också en aerob och ofta bättre behandling samt ett renare dräneringsvatten än slamtorkbäddar.

Vanligtvis är vassbäddarna uppbyggda med planterings- och dräneringslager, dräneringsrör och tätduk, se Figur 24. Dräneringsvattnet leds vanligtvis tillbaka till reningsverket.



Figur 24 Sektionskiss av vassbädd

Vassbäddar dimensioneras vanligen för 50–100 kg TS per m² och år. TS-mängden beror mestadels på i vilken grad som slammets har stabiliserats innan det behandlas i en vassbädd. Slam som beskickas bäddarna har oftast en TS-halt mellan 0,5 och 2,5 procent. Minst fyra bäddar behövs för att få en upptorkning mellan utpumpningarna. Beskickningen kan pågå i ca 10 år innan behandlingen måste brytas. Detta beror på att bladvassens upptorkningsförmåga inte fungerar på ett större slamdjup än 1,5 meter, vilket brukar uppnås efter ca 10 års drift.

Ett tiotal anläggningar har redovisat resultat från tömningar av vassbäddar. Redovisningarna visar på ett hanterbart slam, som liknar kompostjord. TS-halten är 50–70 procent. Till stor del all fosfor men även tungmetaller finns kvar i slammet medan större delen av det kväve som belastat bäddarna har reducerats.

Bäddarna kan tömmas tre gånger och har en förväntad livslängd på ca 30 år.

De främsta fördelarna med vassbäddar är minskad kemikalieförbrukning på reningsverket (polymerer kan helt utslutas) och renare dräneringsvatten som ger lägre belastning än rejektvatten från vanlig slamavvattning. Om slam behandlas i vassbäddar i stället för på konventionellt sätt, behövs inga centrifuger, ingen polymerberedning och rejektvattenbehandling, inga slamplattor eller annan liknande utrustning på reningsverken. Den utrustning som redan finns på verket kan dock behållas för att ha kvar möjligheten att producera ett slam om det finns ett behov för det för grönytor mm i kommunen under något år.

Driften av vassbäddar är säker och enkel, vilket innebär en bättre arbetsmiljö för personalen på reningsverket. Metodens nackdelar är det stora ytbehovet och de relativt stora arbetsinsatser som krävs vid driftstart av anläggningen. Eftersom relativt få vassbäddsanläggningar har tömts är kunskapsnivån för närvarande låg när det gäller slutanvändningen av det behandlade slammet.

För att behandla slam från ett avloppsreningsverk på 20 000 pe krävs en planterad yta på ca 9 000 m². Det totala ytbehovet inklusive vallar, försörjningsvägar mm. är ca 15 000 m² per anläggning. Driftkostnaderna utgörs av pumpkostnader, allmän tillsyn och slamtömning

Vassbäddar innebär en slambehandling med få transporter med mindre energiförbrukning jämfört med rötning och mekanisk avvattning. Fosfor finns kvar koncentrerat i bädden.

Erfarenheterna i Sverige visar att driftstartsskedet varierar. Det kan ta upp till 3 år innan anläggningen kan belastas året runt. För några bäddar har full belastning kunnat uppnås inom det första driftåret, för andra kan det ta upp till 3 år. Variationer beror oftast på driftstart och planteringstid på året, kvalitet och urval av olika typer av vassplantor, felaktiga beskickningar och dåliga väderförhållanden. Generellt kan även ses att personalen på reningsverken behöver mer utbildning och driftstöd under uppstartsskedet då skötseln av bäddarna skiljer sig från den övriga driften på verken.

Driftresultat

Vid bedömning av olika avvattningsutrustningar måste man ta hänsyn till flera olika faktorer. Från driftresultatsynpunkt är det främst följande faktorer som är av betydelse:

- Torrhalten i slamkakan
- Partikelhalten i rejektvattnet
- Avskiljningsgraden
- Kemikalieförbrukningen

I Tabell 15 visas vanliga driftresultat (torrhalt i slamkakan och halt suspenderad substans i rejektet) för centrifuger och silbandpressar vid avvattning av slam från mekanisk, biologisk och kemisk rening.

Tabell 15 Driftresultat vid avvattning av blandslam.

Avvattnare	Slamkaka, TS %	Rejektvatten, g SS/m ³
Centrifug	30–35	500–1 000
Silbandpress	25–30	300–800
Vassbädd	50–70	–

För samtliga utrustningar gäller att en tendens till högre TS-halt i slamkakan erhålls med högre TS-halt i inkommande slam.

Polymerförbrukningen varierar mellan 2–6 kg/ton TS motsvarande ca 100–450 g/m³. Här är tendensen att låga TS-halter i inkommande slam kräver högre polymerförbrukning.

Silbandpressar och centrifuger har under de senaste åren utvecklats betydligt. Bland annat har reglerutrustningen förbättrats och integrerats i överordnade styrsystem. Ansträngningar har även gjorts för att skapa ett slam med bättre avvattningsegenskaper genom effektivare biologisk stabilisering och homogenare sammansättning.

Tillverkarna av polymerer har utvecklat dessa bl.a. genom att öka molekylvikterna, vilket lett till att polymerlösningarna fått högre viskositet. Härigenom har ibland upplösningssvårigheter uppstått. Dessa har undvikits bl.a. genom att använda lägre koncentrationer på polymerlösningarna eller att förbättra upplösnings- och inblandningsförfarandet.

Driftstörningar

Låg avskiljningsgrad (hög halt suspenderad substans i rejekt)

Kontrollera:

- Polymerdosen – för mycket eller för litet polymer ger dålig effekt
- TS-halten i ingående slam – ändringar i denna kräver mer/mindre polymer
- Avvattningsegenskaperna med den använda polymeren
- Lagringstiden för slammet före avvattning – ändringar kan medföra förändrade avvattningsegenskaper
- Mekaniska utrustningen – sliten vira/rotor kan ge högre halt suspenderad substans i rejektet
- Sprintsivattenmängd och presstryck vid silbandpressar

Driftstopp på grund av igensättningar

Kontrollera:

- Slammets innehåll av mekaniska föroreningar, sten, grus, tändstickor, kapsyler, korkar m.m.

Tänkbar åtgärd:

- Sila slammet före avvattaren

Luktproblem vid torkbäddar

Tänkbara åtgärder:

- Kalkning – använd ca 1 kg släckt kalk per m²
- Klorkalkning

25 Kompostering

Behandlingsprincip

Kompostering är en naturlig nedbrytningsprocess av organiskt material. Under kontrollerade syrerika förhållanden omvandlas det komposterade materialet till en stabil slutprodukt.

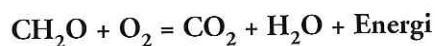
Slam kan komposteras i blandning med hushållsavfall eller annat torrt organiskt material, t.ex. bark, spån eller trädgårdsavfall. Om slammet avvattnas till hög torrhalt (40–45 % TS) kan det komposteras utan inblandning av ”främmande” material, under förutsättning att slammets pH-värde möjliggör en hög mikrobiell aktivitet. En riktigt genomförd kompostering är ett alternativ till stabilisering genom rötning. Stabilisering med kompostering ger en minskad slamvolym och ökad torrhalt. Andra anledningar till att kompostera slam är att man därigenom kan tillverka jordförbättringsprodukter för grönytor samt använda slammet vid återställning av täkter, deponier m.m.

Beroende på torrhalten kan kompostering ske på två olika sätt: torrkompostering vid 35–65 % torrhalt, i reaktorer eller i strängar eller högar, och våtkompostering vid 2–12 % torrhalt i reaktorer syresatta med blåsmaskiner eller med annan mekanisk syresättning.

Våtkompostering sker vid 55–65°C i en eller flera slutna, isolerade reaktorer i serie där materialet syresätts. Ofta sker värmeväxling mellan inkommande och utgående slam. Anläggningar för våtkompostering är vanligtvis utrustade med frånluftbehandling.

Nedanstående text behandlar enbart torr kompostering.

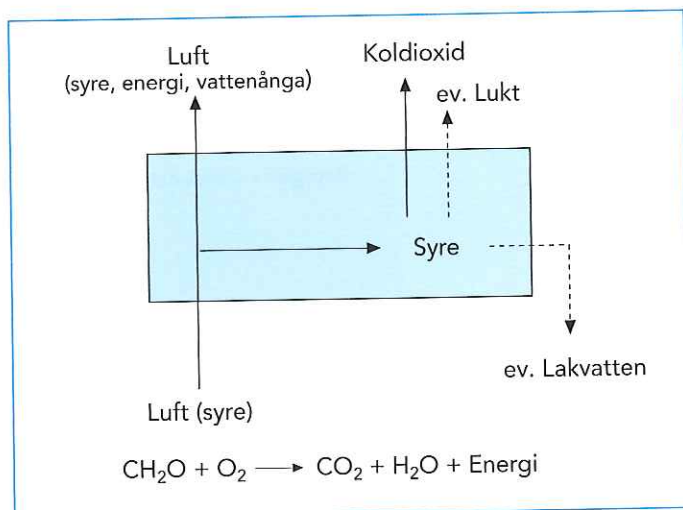
Kompostering innebär att organiskt material bryts ned av mikroorganismer, bakterier och svampar, då fritt syre finns tillgängligt (aerobi). Under processen bildas koldioxid, vatten och energi.



Den utvecklade energin ger en temperaturhöjning som är en av fördelarna med kompostering eftersom detta kan leda till hygienisering av kompostmaterialet om processen styrs på ett riktigt sätt. En långtgående kompostering ger en slutprodukt i form av en relativt stabil humus.

Se Figur 25 för en översiktlig beskrivning av komposteringsprocessen.

Humus = sammanfattande benämning på mörkfärgade stora organiska föreningar i marken.



Figur 25
Översiktlig skiss
av komposterings-
processen

Stabilisering och hygienisering

Ett rimligt mål för komposteringsprocessen är en nedbrytning av organiskt material med ca 40–50 %. Detta kan lätt uppnås vid rätt styrning av processen. Därmed undviks också eventuell spontan rötning (sker vid syrefria, d.v.s. anaeroba förhållanden) av ”kompostprodukten” efter spridning på mark. Eftersom reduktion av organiskt material med max ca 50 % uppnås i processanläggningar för rötning, kan man räkna med att en kontrollerad stabilisering av 40–50 % eliminerar den spontana rötningen i naturen. Denna spontana rötning ger upphov till produktion av växthusgasen metan. Metan har ca 20 gånger så stor effekt på klimatet som koldioxid per viktsenhet.

För att få en stabil produkt med jämn kvalitet i hela kompostmassan och erhålla en stabiliseringsgrad, nedbrytning av organiskt material på 40–50 %, krävs en styrd luftad process under minst 7 veckor med en vändningsfrekvens på ca 2–3 gånger per dag i början, och 1–2 gånger per vecka i slutet av perioden. Vid luftning med självdrag bör vändning ske under minst 10 veckor för ostabiliserat slam.

Hur länge materialet behöver komposteras beror på om slammet är rötat eller inte och vilken stabiliseringsgrad som eftersträvas hos den färdiga komposten. Den stabiliseringsgrad som erfordras beror i sin tur på vad komposten ska användas till. En kompost som ska användas till jordförbättring eller tillverkning av anläggningsjord bör komposteras i ca 4–5 veckor om slammet är rötat före komposteringen, eller minst i 7–9 veckor om slammet inte är rötat.

En kompostprodukt med hög stabiliseringsgrad kan t.ex. användas för tillverkning av odlingsjord, planteringssubstrat m.m.

Vid lägre stabilisering finns mera av kvävet kvar i komposten än vid högre stabiliseringsgrad, vilket är av intresse vid användning som gödningsmedel. En slutprodukt med något lägre stabiliseringsgrad än ovan angivet skulle därför kunna användas för gödning vid åkerbruk etc. Man bör dock ställa krav på stabiliseringsgrad även vid denna användning av slammet.

De tider och övriga påverkande faktorer som anges i nedanstående avsnitt gäller under förutsättning att komposteringen drivs för att få en stabiliseringsgrad på 40–50 % eller mera. Om ambitionen är mera blygsam än så kan naturligtvis tiderna förkortas.

Slam kan innehålla en avsevärd mängd patogena bakterier, virus, parasiter och parasitagg av olika slag. För att minska denna mängd till en acceptabel nivå krävs hygienisering.

Det finns för närvarande inga juridiskt bindande hygieniseringskrav vid kompostering av slam, men väntas komma på sikt. Såväl Europeiska Kommissionen som den svenska regeringen förbereder nya regler för slam användning på mark. Dessa kommer troligen att innehålla krav på att slam som ska användas för gödning av allmänna grönytor och vissa typer av jordbruksgrödor ska hygieniseras före spridning.

Enligt gällande Europenorm, tillika svensk standard, SS-EN 12832 är ett hygieniserat slam ett ”slam som har behandlats för att inaktivera eller minska antalet aktiva parasiter och patogener under en specifik nivå”.

Patogen = sjukdomsalstrande

Utformning

Kompostering kan genomföras enligt två huvudprinciper: öppen och sluten kompostering med kombinationer av dessa. Den intensiva förkomposteringen, där den största risken för att luktproblem ska uppstå, bör utformas som sluten kompostering medan den efterföljande komposteringen kan utformas som en öppen kompostering.

Nedan följer några exempel på utformning av kompostering:

- Förkompostering som sluten kompostering och efterkompostering i öppna strängar med mognad i öppna högar
- Både för- och efterkompostering som sluten kompostering med mognad i öppna högar
- För- och efterkompostering som öppen kompostering i strängar med mognad i öppna högar

Tiden för förkompostering är vanligen ca 3–4 veckor medan tiden för efterkompostering är ca 4–6 veckor. Tiden för mognad är ca 4–8 veckor. Den totala tiden för kompostering och mognad tills man får en färdig produkt är vanligen ca 11–15 veckor eller ca 2,5–4 månader.

Vid förkomposteringen behöver luft tillsättas eftersom syre förbrukas vid oxidationen av det organiska materialet. Dessutom behövs luft för att leda bort värmeenergi i form av vattenånga, annars blir temperaturen så hög att mikroorganismerna hämmas.

Motståndet/tryckfallet i en kompost får inte vara olika i olika delar av komposten, för då luftas och syresätts inte hela kompostmassan. Tryckfallet beror förutom på materialets porvolym även på vattenhalten.

Tryckfallet kan dock inte hållas exakt lika överallt i komposten under hela komposteringsförloppet så till slut sker viss luftkanalbildning. Detta luftkanalsystem måste brytas med 3–4 veckors mellanrum genom vändning. Vid detta tillfälle kontrollerar man även torrhalten så att den är ca 45–50 %. Vattentillförsel sker då vid behov. Befuktning sker även i vissa anläggningar under tiden som kompostering sker.

Om luften börjar ta lättaste vägen genom en komposthög och ”luftkanalbildning” sker kommer detta förlopp att accelerera, dels eftersom kompostmassan runt området där luften går torkar ut och minskar tryckfallet, dels eftersom det i området där luften inte längre går kommer att bli anaeroba förhållanden som medför att vattnet inte leds bort med frånluften. Detta gör att tryckfallet i detta område ökar.

Kompostering av redan stabiliserat slam

Ostabiliserat slam bör både för- och efterkomposteras, medan det för redan (med t.ex. rötning) stabiliserat slam (40–50 % nedbrytningsgrad) kan vara tillräckligt med efterkompostering. En enkel öppen efterkompostering med självdrag och vändning ca en gång per vecka räcker i sistnämnda fall för att erhålla hygienisering eftersom luftomsättningen då är så låg att värmeenergin blir kvar i komposten.

Både stabiliserat och ostabiliserat slam bör avvattnas till en torrhalt på minst 35 % innan kompostering, eftersom det annars går åt orimligt mycket strukturmaterial för att höja torrhalten (TS-halten) innan kompostering. Vid kompostering av ostabiliserat slam erhålls en volymreduktion och TS-höjning av slammet medan man vid kompostering av stabiliserat slam endast kan räkna med en mindre volymreduktion och TS-höjning. Där är det primära att få en humusrik produkt.

Samkompostering av slam och hushållsavfall

För att kunna kompostera slam, måste det avvattnas till en torrhalt på minst 35 %. Med de flesta typer av avvattningsutrustning är detta inte möjligt. Slammet måste därför blandas med något torrt organiskt material, t.ex. hushållsavfall, bark, flisat trädgårdsavfall eller sågspån som också fungerar som strukturmaterial.

Ju bättre avvattnat slammet är desto mer slam kan blandas in i samma mängd hushållsavfall (alternativt organiskt strukturmaterial).

Om slam ska samkomposteras med hushållsavfall måste avfallet först genomgå en sortering, varvid grovt gods, speciellt föroreningar av olika slag, tas bort. Avfallet krossas

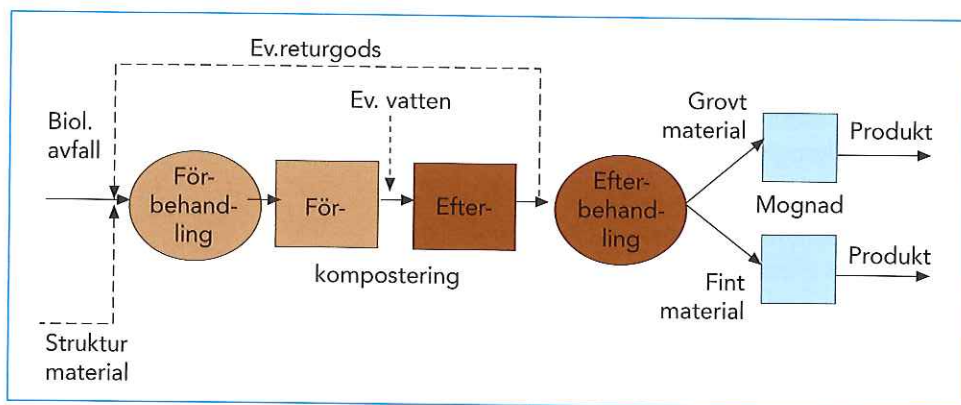
därefter och siktas eventuellt. Hur långt utsorteringen, krossningen och siktningen drivs, beror på den kvalitet man önskar på slutprodukten. Hushållsavfallet källsorteras i de flesta fall i Sverige idag vilket förenklar förbehandlingen.

Efter det att avfallet krossats blandas slam in med hjälp av en roterande trumma eller annan blandningsanordning. Avfallet, med eventuellt inblandat slam, komposteras därefter.

Efter kompostering sker en efterbehandling, vilken ofta består av en siktning så att slutprodukter med olika kornstorlek fås. En delström av den grova fraktionen kan ledas tillbaka till komposteringen, så kallat retur gods. Den fyller då samma syfte som tillsats av strukturmaterial. Dessutom ger det en ympning av mikroorganismer vilket startar komposteringsprocessen snabbare.

Vid samkompostering av slam och hushållsavfall kan en komposteringsprocess utformas med en förkompostering följt av efterkompostering. Därefter kan siktning ske. Det sista steget består av mognad i en öppen hög där komposteringsprocessen klingar av och temperaturen i materialet antar omgivningstemperatur.

I Figur 26 visas ett exempel på hur komposteringsprocessen kan utformas enligt ovanstående beskrivning.



Figur 26 Exempel på utformning av komposteringsprocessen

Om öppen och sluten kompostering

Vid öppen kompostering läggs komposten i en sträng eller limpa och luftas, och/eller vänds av en speciell strängläggningssmaskin. Denna metod hänvisas till som strängkompostering i fortsättningen.

Vid strängkompostering kan inte frånluften behandlas om man inte suger ut frånluften från strängarna och renar denna luft separat. Detta är en anledning till att man föredrar att suga luften snarare än att blåsa luften genom komposten.

Sluten kompostering kan ske som reaktorkompostering i en byggd reaktor eller som duktäckt kompostering med duk ovanpå en hög eller en byggd box i betong eller trä.

Frånluften från sluten kompostering – och strängkompostering där tvångsluftning sker med sugning av luften genom komposten – kan recirkuleras, värmeväxlas, kylas, befuktas etc. beroende på hur processen styrs. Frånluftbehandling kan ske med biologiska filter (t.ex. kompostfilter) eller med skrubber. Reaktorkompostering har nästan alltid frånluftbehandling. Duktäckt kompostering behöver inte någon frånluftbehandling, se nedan.

Nackdelen med strängkompostering är att man inte har samma kontrollmöjligheter av luktproblem som vid reaktorkompostering.

Det är dock värt att betona att det är mycket svårt att få absolut luktfria förhållanden från en komposteringsanläggning oavsett utformning. Det måste beaktas både vid val av utformning och vid val av plats för etablering av kompostering.

Utformning av strängkompostering (öppen)

Vid en öppen kompostering i strängar läggs avfallet upp i ca 1,5–2 m höga strängar.

Öppen kompostering i strängar kan utformas på tre sätt:

- Strängar som vänds med en speciell strängvändare. För att erhålla tillräckligt med syre i strängarna vänds dessa två eller för det mesta tre eller flera gånger per dygn under de första veckorna. I slutet, ungefär från sjunde veckan, behöver inte komposten vändas oftare än en gång per vecka.
- Luftade (tvångsluftade) strängar, varvid en blåsmaskin eller fläkt suger eller blåser luft genom kompostmassan. Luftbehovet brukar ligga i intervallet 1–3 m³ luft/m³ avfall och timme.
- Både strängvändning och luftning. Frekvensen av strängvändning är en gång per vecka under hela komposteringstiden.



Foto Lars Fredriksson,
Västmanlands Läns Tidning

Figur 27 Strängkompostering

Kompostering i det fria påverkas av klimatfaktorer som temperatur och nederbörd. Den negativa inverkan är dock väsentligt mindre än vad man skulle kunna tro. Regn tränger normalt inte ned i komposten, utan rinner av längs sidorna. Regnväder kan dock orsaka nedkylning av komposten, speciellt i kombination med kraftig vind. Yttertemperaturen har tämligen liten betydelse för komposteringens förlopp då materialet har mycket goda isolerande egenskaper. Snö torde, liksom regn, inte orsaka några problem vid kompostering. Om man emellertid vänder snötäckta strängar, kan avsevärda vattenmängder komma in i strängarna och materialets vattenhalt höjas, vilket kan ha negativ inverkan.

Utformning av slutna kompostering

Vid slutna kompostering sker komposteringens snabba initialförlopp (förkompostering) i en reaktor eller under en speciell duk. Den produkt som erhålls efter en sådan snabbkompostering kan användas direkt, men det är ingen stabil produkt och normalt sker därför en efterkompostering, endera med strängar i det fria eller som slutna kompostering. Det finns ett stort antal typer av slutna kompostering.

Nedan redovisas några exempel på sluten kompostering:

- Kanal- eller tunnelkompostering
- Tornkompostering
- Roterande trumma
- Duktäckt kompostering

Kanal- eller tunnelkompostering sker inomhus i kanaler inuti en sluten hall. Kompoststrängarna luftas. De kan också omblandas/vändas mekaniskt.

Vid *tornkompostering* fylls avfallet från toppen i ett torn med luftinblåsning i botten. Innehållet i tornet sjunker nedåt allteftersom färdig kompost tas ut i botten.

En *roterande trumma* består av en långsträckt horisontell trumma med varierande mått; från små enheter med några meters längd till stora enheter med 4–5 meters diameter och en längd av upp till 70 meter eller mera. Trumman har några graders lutning mot horisontalplanet. Det avfall som matas in i trummans övre del transporteras sakta genom trumman. För att få tillräcklig syretillförsel blåses luft in i trummans nedre del. Kompostering i roterande trumma sker vanligen under 1–7 dygn, varför inte hela förkomposteringsförloppet hinner passera innan materialet matas ut ur trumman. Trumkompostering utgör därför vid detta driftsätt enbart en blandning och uppstart av komposteringen.

Duktäckt kompostering är en form av sluten kompostering som innebär att ett speciellt membran installeras ovanpå komposten där en del av vattenångan kondenserar på innersidan duken. Luktämnen löser sig i detta vatten, varför ingen frånluftbehandling behövs, till skillnad från övriga metoder, som används vid förkompostering, se Figur 28.



Figur 28

Duktäckt kompostering med lufttillförsel via luftarrör i botten. Luftmängden regleras med hjälp av syremätare.

Foto VAFAB, Västerås

Om man komposterar hushållsavfall och/eller tidigare ostabiliserat slam och vill kontrollera processen, samt undvika lukt och produktion av metan, måste komposten luftas, oftast med hjälp av blåsmaskin eller fläkt. Detta gäller oavsett utformning (sträng- eller sluten kompostering).

Vid kompostering av tidigare stabiliserat slam (t.ex. efter rötning) och strukturmateriel är risken för metangasbildning mycket liten. Därför räcker det med öppen kompostering för att få hygienisering och en produkt i form av humus.

Påverkande faktorer

Faktorer som påverkar komposteringsprocessen är främst:

- Tillgången på syre
- TS-halt
- Temperaturen
- Hämmande kemiska föreningar
- pH-värdet
- Tillgången på mineralämnen
- Behov av tillsatsmaterial
- Tiden

Syretillgången

Den absolut viktigaste förutsättningen för kompostering är tillgång på syre. Finns inget syre närvarande, blir nedbrytningen anaerob. Vid anaerob nedbrytning är värmeutvecklingen mycket liten jämfört med aerob nedbrytning. Det sker således ingen temperaturstegring och hygienisering sker inte. Då nedbrytningen blir anaerob, kan också illaluktande produkter som svavelväte, ammoniak och olika organiska syror bildas. Dessutom bildas växthusgasen metan.

En anaerob process i delar av komposten medför dessutom att lakvatten kan uppstå, vilket inte uppstår då komposten styrs riktigt och aeroba förhållanden upprätthålls. Om delar av komposten blir anaeroba kan detta även leda till att slutprodukten inte är lika stabil som vid aeroba förhållanden. Närvaro av syre är således en absolut förutsättning för att komposteringsförloppet skall förlöpa på rätt sätt. I själva verket bör inte en process som är delvis anaerob kallas kompostering.

Syre kan tillföras genom att luftsyre från den omgivande luften tränger in i komposten, men denna tillförsel är i allmänhet otillräcklig. För att upprätthålla aeroba betingelser i hela komposten, måste den vändas mycket ofta eller luft tillföras genom att blåsa eller suga luft med fläktar. Att suga luft genom komposten har fördelen gentemot att blåsa genom luften att frånluften kan behandlas för att minska lukten.

För att kompostering ska få tillräcklig syretillförsel enbart med diffusion och vändning krävs att materialet som ska komposteras redan är rötat eller, om det är orötat, har en volymvikt, densitet, av mindre än 350 kg/m^3 . Vändning en gång per vecka är normalt i detta fall. Sker kompostering utan aktiv luftning vid normala förhållanden (orötat slam med volymvikt större än 350 kg/m^3) måste komposten vändas minst två gånger per dygn under de första veckorna. För att uppnå 40–50 % stabiliseringsgrad måste vändning ske under 10 veckor med avtagande intensitet mot slutet. För att få tillräcklig syretillförsel med vändning måste vändning ske så ofta att luftning vanligen är ett bättre, mera rationellt alternativ.

TS-halt

Vid komposteringen är torrhalten (eller omvänt vattenhalten) hos kompostmaterialet av stor betydelse. För att kompostering skall kunna ske, får materialets torrhalt inte

vara för låg. Om torrhalten är för låg, blir den komposterande massan alltför kompakt och syre kan inte nå alla dess delar. Den lägsta torrhalt som kan tolereras, varierar beroende på det material som skall komposteras. Man kan t.ex. acceptera en låg torrhalt i ett luckert material, medan ett kompakt material kanske aldrig kan fås att kompostera om torrhalten är låg.

Om torrhalten i materialet understiger 35 % är det mycket svårt att erhålla en framgångsrik kompostering. Torrhalten bör helst vara 40 % vid start av komposteringen. Torrhalten kan höjas med t.ex. trädgårdsavfall, bark och sågspån.

Torrhalten får inte heller bli för hög, för då kan aktiviteten hos mikroorganismerna hämmas. Om torrhalten stiger upp mot 80 % upphör praktiskt taget all mikrobiell aktivitet. Den maximala torrhalten bör hållas vid ca 65 %. För att få en långtgående nedbrytning måste vatten oftast tillföras processen efter en viss tid eftersom vattnet följer med frånluften som vattenånga.

Temperatur

När nedbrytningen kommer igång avges värme. Genom att materialet lagts upp i en hög, kommer materialet i sig att utgöra en isolering mot omgivningen och den värmeenergi som utvecklas förloras inte utan värmer upp materialet. Då temperaturen stiger, stiger också nedbrytningshastigheten. Detta innebär i sin tur att det bildas ännu mera värme, som värmer upp det komposterande materialet, vilket ytterligare ökar nedbrytningshastigheten. På detta sätt kan det uppstå hög temperatur. Mikroorganismerna kan på detta sätt göra att temperaturen blir så hög att deras egen aktivitet hämmas. På grund av mikroorganismernas minskade aktivitet kommer då temperaturen att sjunka tills mikroorganismerna har ”återhämtat sig”, varvid aktiviteten och därmed temperaturen åter ökar.

Det optimala temperaturintervallet med avseende på nedbrytningshastighet är ca 60°C under den intensiva förkomposteringen. Vid efterkomposteringen är temperaturen betydligt lägre och den kan uppgå till ca 45°C i slutet av processen.

En alltför låg temperatur eller en sjunkande temperatur är en indikation på att allt organiskt material som mikroorganismerna kan bryta ned har omsatts och att komposteringen är avslutad. Det kan också vara en indikation på att torrhalten blivit för hög, eller att syret i den komposterande massan är slut och att komposteringen och värmeutvecklingen därför avstannat eller att temperaturen har varit så hög att mikroorganismernas aktivitet har hämmats av detta.

Vid mycket lättkomposterade material och då man har god syretillförsel kan det även inträffa att temperaturen blir alltför hög, om inte värmeenergin leds bort med frånluften i tillräckligt hög grad. Komposten kan i extrema fall självantända.

Om temperaturen skulle bli för hög vid kompostering med luftning från fläktar eller blåsmaskiner åtgärdas detta genom att öka luftningen.

Om temperaturen skulle bli alltför hög vid kompostering utan luftning kan man försöka kyla komposten genom upprepad vändning. Ett annat sätt är att lägga upp materialet i lägre strängar. Kontaktytan mot omgivningen blir då större med åtföljande större avkylning.

Om en alltför låg temperatur beror på dålig syretillgång förbättrar man detta genom att öka luftningen eller på annat sätt tillföra syre till komposten.

Hämmande kemiska föreningar

Mikroorganismernas aktivitet kan hämmas av kemiska föreningar, dels sådana som finns i slammet, dels sådana som bildas under komposteringsprocessen. Exempel på hämmande ämnen i slammet är tungmetaller i hög koncentration.

Koldioxid är ett ämne som bildas naturligt under komposteringsprocessen. Vid otillräcklig luftning kan koldioxidhalten öka i porvolymen så mycket att processen hämmas. Vid 6 volymprocent koldioxidhalt i frånluften har maximal hämning uppmätts. Men vid otillräcklig luftning orsakar den därav följande höga temperaturen hämning innan koldioxid når en halt som hämmar processen.

pH-värde

Under komposteringens början sker nedbrytningen mycket snabbt. Därför kan det lätt hända att förhållandena blir delvis anaeroba med bildning av organiska syror som följd om inte syresättningen är tillräcklig. Bildandet av de organiska syrorna kan medföra att pH-värdet blir alltför lågt för att komposteringen skall fortgå på bästa sätt. I sådana fall bör man öka luftningen. Mikroorganismernas ämnesomsättning är optimal vid pH-värde kring 7. Under komposteringen stiger pH för att i slutprodukten ha stabiliserats på svagt basisk nivå, d.v.s. pH större än 7.

Mineralämnen

Då en del mycket ensartade material, t.ex. bark, skall komposteras kan man behöva blanda in mineralämnen (eller näringsämnen), framför allt kväve och fosfor. Då man komposterar slam, antingen enbart eller i blandning med något annat material, är tillgången på mineralämnen så god att sådana inte behöver tillföras.

Kvoten mellan kol och kväve i det material som ska komposteras bör vara 20–30:1.

Slam har en betydligt lägre kvot mellan kol och kväve. Kolrikt material behöver därför tillsättas. Sådant material kan utgöras av flisat trädgårdsavfall, bark eller sågspån.

När komposteringen är slutförd bör kol:kväveförhållandet ha minskat till lägre än 18:1 för att kompostprodukten inte ska ta upp kväve om den ska läggas på marken.

Tillsatsmaterial

Strukturmaterial tillsätts vid slamkompostering eftersom slammet har så liten porvolym att luften annars lätt leds lättaste vägen och man får kanalbildning. Det leder till att delar av komposten blir anaeroba och att man får problem med bland annat lukt.

Blandning och homogenisering av slam och strukturmaterial sker i en förbehandling. Strukturmaterial kan bestå av till exempel flisat trädgårdsavfall, bark eller sågspån. Dessa material kan dessutom behöva tillsättas för att få en optimal balans mellan näringsämnena kol och kväve, samt för att höja torrhalten på det material som ska komposteras.

Drift

Styrning av komposteringsprocessen

En kompostering bör drivas med tvångsluftning, dels för att få jämn och tillräcklig syrehalt i kompostering, dels för att föra bort den av mikroorganismerna bildade energin och koldioxiden från komposten med frånluften.

Problem med lukt, lakvatten och metanavgång från syrefria zoner kan uppstå under den första delen av komposteringen (förkomposteringen). För att undvika att sådana problem uppstår måste förkomposteringen styras noggrannare än den efterföljande efterkomposteringen. Styrningen sker ofta mot temperaturen. Luftbehovet för att leda bort den bildade energin överstiger luftbehovet för att alltid ha syresatta förhållanden. Därför behöver inte styrning ske mot syre. Däremot kan syremätning i flera punkter av komposten vara ett sätt att kontrollera processen då man har processtörningar.

Jämförelse mellan olika metoder

Strängkompostering är en enkel och driftsäker process. Nackdelarna är att den är utrymmeskrävande samt arbets- och maskintensiv, vilket ger en hög kostnad per ton slam. Delar av kompostmassan hamnar nära ytan, där temperaturen är låg. En väl utförd sluten (reaktor- eller duktäckt) kompostering ger därför normalt en färdig produkt med högre och jämnare kvalitet än strängkompostering.

Reaktor- och duktäckt kompostering kräver större investeringar än strängkompostering men möjligheterna att styra processen och att undvika luktproblem är mycket större än vid strängkompostering. Duktäckt kompostering är något enklare tekniskt än reaktorkompostering men ger även den en bra slutprodukt samtidigt som frånluften renas i kondensatet under duken.

Kompostering av slam med hushållsavfall har medfört stora driftproblem. I korthet har följande nackdelar visat sig vid drift i full skala:

- Den maskinella utrustningen har inte kunnat förbehandla hushållsavfallet i tillräckligt hög grad
- Slutprodukten innehåller komponenter (glas, plast m.m.) som försvårar avsättningen
- Luktproblem uppstår lätt kring anläggningen. Orsaken är ofta syrefria zoner i komposten
- Behandlingskostnaden blir hög

Som hygieniska olägenheter kan också nämnas att öppen kompostering av färskt hushållsavfall ofta attraherar mäsor och råttor. När komposteringen och värmeutvecklingen kommit igång, tycks materialet däremot vara mindre attraktivt.

Litteraturhänvisningar

- Albihn, A., Sahlström, L., Bagge, E., Aspan, A., Engvall, A. & Gunnarsson, A., oktober 2001. Slutrapport till Jordbruksverket avseende Hygienstudie på slam från svenska reningsverk – finns en risk för smittspridning till lantbruket? SVA:s (Statens Veterinärmedicinska Anstalts) hemsida: www.sva.se/pdf/rapport/sjv0110.pdf
- Hellström, T., Book, K., Rennerfelt, J. & Willers, H., 2001. Underlag för gränsvärdeslista. VA-Forsk rapport 2001–03.
- Levlin, E., Tideström, H., Kapilashrami, S., Stark, K. & Hultman, B. Slamkvalitet och trender för slamhantering. VA-Forsk rapport 2001/2*05.
- Lind, A., Börjesson, P. & Olsson, S., 2000. Bioenergi och kretslopp stad/land – en samsyn. Naturvårdsverket/Boverket, beställningsnummer hos Naturvårdsverket: 5099.
- Naturvårdsverket, 2002. Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp. Naturvårdsverket rapport 5214.
- Nilsson, A.C., 1997. Institutet för Miljömedicin (IMM). Organiska miljöföroreningar i slam. Bidrag till människors exponering för vissa östrogenstörande substanser. Naturvårdsverket rapport 4673.
- Naturvårdsverket, 1993. Branschfakta – Förbränningsanläggningar för energiproduktion. Naturvårdsverket Informerar. SNV 9518-8/93-10.
- Palm, O., 1993. Renare slam. Åtgärder för kommunala avloppsreningsverk. Naturvårdsverket rapport 4251.
- Statistiska Centralbyrån, 2000. Statistiska meddelanden – Utsläpp till vatten och slamproduktion. Mi 22 SM 0101 (2001).
http://www.scb.se/sm/Mi22SM0101_tabeller.asp

SIS-CEN 12832, 2000. Karaktärisering av slam – Utnyttjande och bortskaffande av slam – Vokabulär. Svensk standard. SIS Förlag.

SIS-CEN/CR: 13097, 13767, 13768, 13983 och 308044. Characterisation of sludges. Fem tekniska rapporter med handledningar på engelska om användning och kvittblivning av avloppsslam (jordbruk, slamförbränning, samförbränning med hushållsavfall, återställning av förorenad mark respektive deponering). SIS Förla, 2001–2003.

Starberg, K., Haglund, H. & Hultgren, J., 1999. Slamförbränning. VA-Forsk rapport 1999*11.

Stenström, T.A., 1996. Sjukdomsframkallande mikroorganismer i avloppssystem. Riskvärdering av traditionella och alternativa avloppslösningar. Naturvårdsverket rapport 4683. Naturvårdsverket, Smittskyddsinstitutet och Socialstyrelsen.

Svenskt Vatten. Råd vid anslutning av industri och annan verksamhet. Remissutgåva, ersätter M20.

Tideström, H., Starberg, K., Ohlsson, T., Camper, P.A. & Ek, P., 2000. Användningsmöjligheter för avloppsslam. VA-Forsk rapport 2000*2.

Tideström, H., 1996. Överenskommelsen om slam användningen i jordbruket mellan LRF, VAV och Naturvårdsverket. Uppföljning av de första åren: 1994, 1996. Naturvårdsverket rapport 4665.

Wannholt, L. Biologisk behandling av hushållsavfall i slutna anläggningar i Europa – Huvudrapport. RVF Rapport 98:7.

VAV P 42, 1981. Rötning av kommunalt slam.

VAV P61, 1986. Styrning av slambehandlingsprocesser.

26 Torkning och förbränning

Torkning

Vid förbränning av avvattnat slam är dess energiinnehåll så lågt att stödbränsle måste tillsättas. Vid ren slamförbränning måste därför slammet torkas före förbränningen, gärna i direkt anslutning till förbränningsanläggningen. Det värme som erhålls vid förbränningen kan då återvinnas och användas för att torka inkommande slam.

Genom mekanisk avvattnings av avloppsslam kan en torrsbstans mellan 15 och 35 % TS (normalt 20–25 %) erhållas. Den kvarvarande vattenfasen är så hårt bunden till slammet att högre TS-halt endast kan erhållas genom termisk behandling, d.v.s. torkning.

Behandlingsprinciper

Vid torkning av slam tillförs värme så att vatten bundet till slammet drivs av. Torrhalten drivs upp från ca 25 % till 90 % TS. Det innebär att 1 000 ton avvattnat slam reduceras till 280 ton, vilket motsvarar en viktminskning med ca 70 %. Detta innebär betydligt färre transporter och därmed lägre transportkostnader för det torkade slammet.

Man brukar skilja på direkt och indirekt torkning. Vid direkt torkning är slammet i kontakt med det värmebärande mediet (t.ex. varma förbränningsavgaser eller ånga). Vid indirekt torkning används samma princip som vid värmeväxling, d.v.s. en värmeledande vägg skiljer slammet från t.ex. trycksatt vattenånga eller olja. Indirekt torkning är vanligast vid torkning av slam och kräver normalt mindre nettoenergi än direkt torkning. Högvärdig energi i form av olja, el, gas krävs, eftersom relativt hög temperatur erfordras. Detta gäller inte vid frys- och soltorkning.

I det fall torken ligger i anslutning till en förbränningsanläggning utnyttjas ofta rökgaserna som värmemedium.

Utformning

Det finns en rad olika utformningar av torkutrustning, både för direkt och indirekt torkning. Nedan beskrivs några olika torktyper:

Trumtork

Trumtorken är den vanligaste direkta torken för avloppsslam. Principen är enkel. Torken består av en långsamt roterande, horisontell cylinder som lutar något. Slammet matas in via en doseringskruv i övre änden på torken tillsammans med varm luft. Innan inmatning blandas en del av det torkade slammet med avvattnat slam till ca 60 % TS. På så vis erhålls större slamagglomerat samtidigt som man undviker att slammet fastnar i torken.

Varm luft (260–450°C beroende av torktyp) leds in i torken medströms och blandas med slammet under transporten till utloppet. Slammet torkas vid rotationen och tas ut i den lägre änden på trumman. Slammets temperatur överstiger aldrig 85°C. Ett granulär (partikelstorlek ca 1–4 mm) erhålls automatiskt genom att slammet rullas runt i den roterande trumman, vilket medför att dammproduktionen blir låg.

Agglomerat = klumpar

Granulat = små korn.

Etagetork/Flerstegstork

En indirekt flerstegstork utgörs av ett antal plan (etage) inneslutna i ett cirkulärt hölje. På varje plan finns en rörlig arm som skrapar ner slammet till nästa plan. Med hjälp av armens rörelse bildas runda, hårda pellets som i genomsnitt får cirkulera 5–7 gånger genom torken. Nytt slam matas in i toppen som möter den recirkulerande strömmen av pellets, vilket innebär att det blöta slammet lägger sig som ett nytt lager runt de torkade pelletarna, som i sin tur får torka. Pellets växer till som en pärla i ett ostron, vilket

ger runda, hårda och dammfria pellets inom ett smalt storleksintervall, vilket underlättar spridning av produkten inom främst skogsbruket. Leverantören uppger att en total avdödning av patogener erhålls under torkningsprocessen. Energibehovet i etagetorken uppges till ca 850–900 kWh/ton förångat vatten.

Tvästegstork

Idag finns en patenterad tvåstegstork med integrerad värmeåtervinning på marknaden. Energiåtervinningen innebär att energibehovet minskas med upp till ca 30–50 % jämfört med konventionella torkar till 650–700 kWh/ton vatten.

I första steget förtorkas slammet till ca 40 % i en horisontell tunnskiktsförångare, där slammet fördelas till en tunn slamfilm med hjälp av en rotor. Slammet pumpas genom den cylindriska förångaren till en ”chopper” där slammet pressas ut till strängar med 6 till 8 mm tjocklek. Därifrån förs slamsträngarna vidare till en bandtork, som består av minst två över varandra, långsamt löpande perforerade stålband, på vilket torkas till önskad torrhalt med varmluft. Metoden är skonsam, varför slamsträngarna förblir dammfria. Vid behov hackas de till mindre storlek i slutet av bandtorken. Den normala storleken är 6 mm tjock och 4–12 mm lång. Torkningen sker i ett slutet system, vilket ger minimala luktproblem. Leverantören uppger att en analys av utgående luft gav resultat av ca 250–500 GE (= luktenheter) vilket motsvarar värdena hos kompostjord.

Kondensatet leds till ett reningsverk. På grund av den skonsamma torkningen vid låg temperatur erhålls ett kondensat med låg kvävehalt, motsvarande 50–100 mg/l, vilket kan jämföras med 500–1 500 mg/l från konventionella torkar.

Drift

Med dagens slamtorkar kan det torkade slammet erhållas som hårda och dammfria pellets, vilket förenklar vidare hantering, t.ex. spridning inom jordbruk eller skogsbruk. Det torkade slammet luktar inte och flera leverantörer av torkutrustning garanterar att en patogenfri produkt erhålls. Att produkten har ett lågt damminnehåll är viktigt vid lagring av torkat slam, eftersom risk för dammexplosioner annars föreligger. Det har även hänt olyckor när orötat torkat slam har blivit fuktigt under lagring. Röttningsprocesser har då tagit fart i slamlagret, vilket har gett sådana temperaturökningar, att det torkade slammet har självantänd.

Vid torkningsprocessen frigörs flyktiga organiska ämnen och nitrösa gaser som är mycket illaluktande och kan vara hälsovådliga. För att minimera utsläpp av dessa gaser sker torkningen ofta i undertryck varefter gaserna kondenseras. Vid hög temperatur förgasas en större andel av kväveföreningar i slammet under torkningen, vilket ger ett mycket kväverikt kondensat, som måste behandlas separat innan det leds till avloppsreningsverket. Kvävehalten kan ofta ligga mellan 500 och 1 500 mg/l. Genom att torka slammet vid en lägre temperatur (<100°C) erhålls ett renare kondensat, eftersom kvävet då i större omfattning stannar kvar i slammet. Detta är intressant om slammet ska användas som gödningsmedel.

Torkning av slam är ur energisynpunkt en dyr behandling. Energibehovet för att avlägsna ett ton vatten genom torkning ligger vanligen mellan 800 och 1 500 kWh per ton förångat vatten. På marknaden finns nyare torkare i två steg med värmeåtervinning, där energiförbrukningen ligger kring 650–700 kWh per ton förångat vatten.

Behovet av att torka slam beror dock på slutanvändningen av slammet. Vid torkning erhålls en lätthanterlig, lukt- och patogenfri produkt med betydligt mindre volym än det avvattnade slammet, men energiförbrukningen och därmed kostnaderna i samband med torkning måste vägas mot fördelarna vid spridning av slam inom jordbruk, jordtillverkning etc.

Arbetsmiljöaspekter på slamhantering berörs inte här. Vi hänvisar till Svenskt Vattens skyddshandbok för arbete vid avloppsreningsverk.

Förbränning

Ursprungligen brändes avfall för att minska dess volym, d.v.s. som en ren kvittblivning. Numera utnyttjas nästan alltid energiinnehållet för produktion av värme eller elektricitet. Nya krav enligt miljöbalken, såsom förbud mot deponering av brännbart avfall från år 2002 samt förbud mot deponering av organiskt avfall, t.ex. avloppsslam, från 2005 ställer höga krav på hanteringen av olika typer av avfall samtidigt som kraven på återanvändning av material samt återföring av näringsämnen till kretsloppet, är större än någonsin tidigare. Samhället vill återföra näringsämnen till kretsloppet, men motståndet mot att sprida avloppsslam på våra åkrar kvarstår, vilket innebär att nya tekniker och användningsområden undersöks, bland annat fosforåtervinning ur avloppsslam före eller efter förbränning. De fosforåtervinningstekniker som hittills har prövats medför dock en rejält ökad energi- och kemikalieförbrukning. Detta ger en negativ påverkan på andra miljömål t.ex. klimatmålet. Ett accepterat alternativ är att nyttja slam för gödning av skog och energigrödor.

Behandlingsprinciper

Förbränningsprocessen kan indelas i fyra olika faser: torkning, förgasning, förbränning av flyktiga beståndsdelar samt förbränning av koksåterstoden.

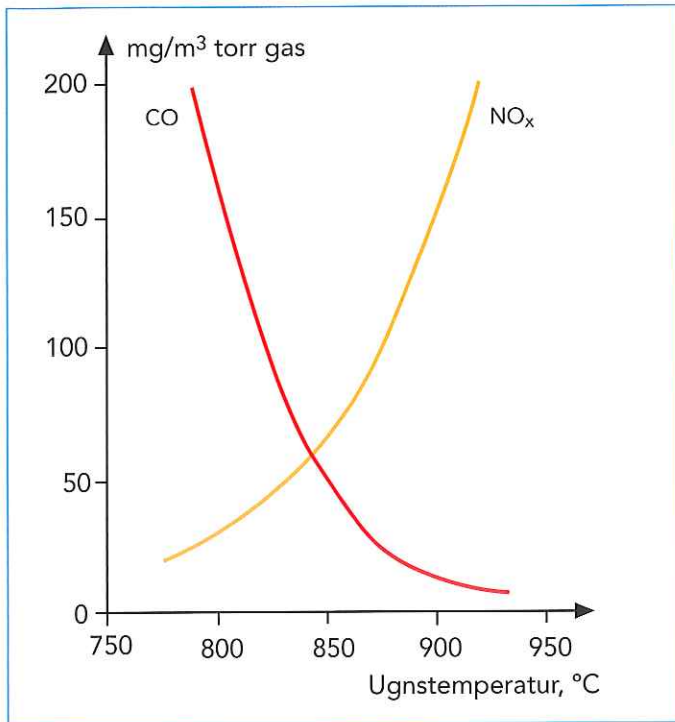
Det finns olika typer av förbränningspannor, men de vanligaste typerna är av rosttyp eller fluidiserad bädd. De två ugnstyperna beskrivs under rubriken ”Utformning”.

Förbränningsprocessen innebär att bränslets beståndsdelar oxideras med syre samt behandlas termiskt. Kol och väte oxideras till koldioxid och vatten medan svavel och kväve bildar svaveloxider (SO_2 och SO_3) respektive kvävoxider (NO_x varav ca 95 % NO och ca 5 % NO_2) och i vissa fall även lustgas (N_2O). Klor omvandlas till saltsyra. Vid förbränningen sker även reduktionsprocesser, som kan utnyttjas för reduktion av kväveoxider till ofarlig kvävgas (N_2). Oorganiska beståndsdelar kommer också att omvandlas; alkalimetaller (natrium och kalium) förgasas delvis och kan bilda beläggningar på värmväxlarytor och karbonater kalcinerar, d.v.s. kalcium- och magnesiumkarbonater omvandlas till oxider. Vilka komponenter som förgasas beror på både temperatur och gasatmosfär. Metallerna i slammet kommer, beroende av flyktighet, att återfinnas i bäddaskan, flygaskan eller som rökemissioner, men de flyktigaste metallerna är i första hand kvicksilver samt i viss mån kadmium och zink. I närvaro av klor kan koppar katalysera dioxinbildning.

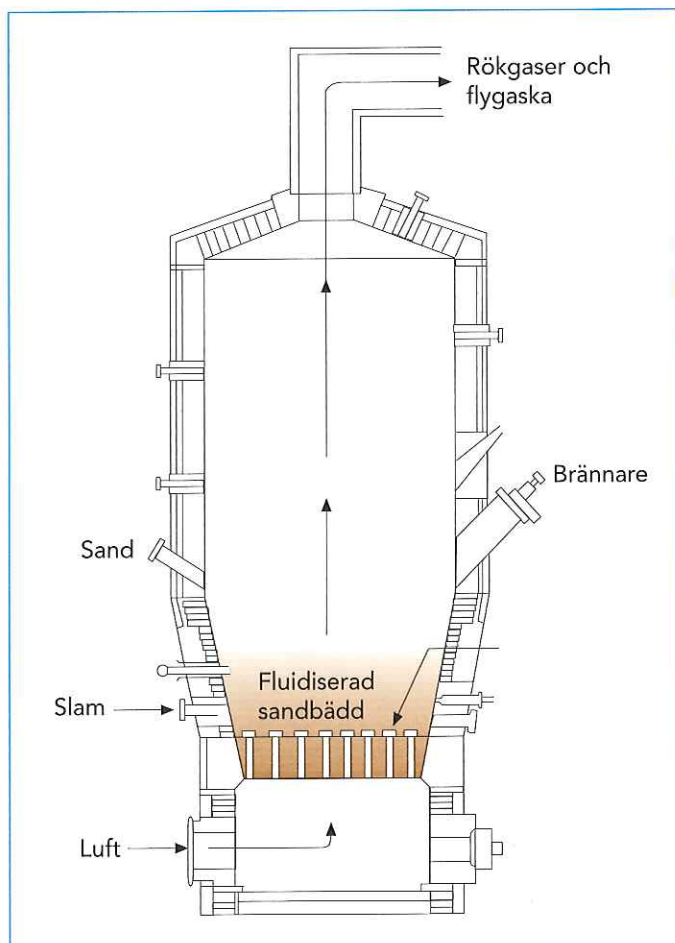
I förbränningsssammanhang brukar man tala om ”de tre T:na”, d.v.s. temperatur, turbulens och tid. För att erhålla en god förbränning och minimera emissioner av oförbränt material krävs att temperaturen är tillräckligt hög, att omblandningen i pannan är effektiv och att uppehållstiden för gaserna är tillräckligt lång. För hög temperatur och förbränning i syreöverskott leder till höga emissioner av kväveoxider, och för att minimera dessa blandas luften och bränslet (slammet) i flera steg på ett kontrollerat sätt, ofta med rökgasåterföring. Ofullständig förbränning kan t.ex. erhållas om bränslets fuktinnehåll är för högt eller med för stor alternativt för liten lufttillförsel. Vid för stor lufttillförsel erhålls en kylande effekt och för lite luft ger dålig syretillförsel. Ofullständig förbränning innebär energiförlust samt utsläpp av ohälsosamma kemiska föreningar. Ojämn lufttillförsel till förbränningen innebär ofta att både för höga och för låga förbränningstemperatur erhålls samtidigt men i olika delar av eldstaden.

Emissioner av oförbränt (kolmonoxid och kolväten) orsakas av för låg förbränningstemperatur, för kort uppehållstid eller för dålig omblandning mellan bränsle och luft. I Figur 29 kan man se att halterna CO och NO_x är låga kring 850°C . Denna drifttemperatur är även lämplig för destruktion av organiska ämnen, som inte ska finnas i avgaserna från ugnen. Närvaro av halogener (t.ex. klor) reducerar koncentrationen av radikaler, vilket bland annat kan resultera i högre emissioner av oförbränt material. Vid

dålig utbränning kan dioxiner bildas vid nedkylning av rökgaserna. Dioxiner kondenserar i stor utsträckning på partiklar varför det är viktigt med en god partikelavskiljning vid rökgasreningen.



Figur 29
Förbränningstemperaturens inverkan på rökgasens halt av CO och NO_x



Figur 30
Fluidiserad bädd

Utformning av förbränningsugnar

Fluidiserad bädd

Det finns olika typer av fluidiserade bäddar, såsom bubblande och cirkulerande. Förbränningen sker i en bädd av inert material bestående av sand, aska och eventuellt kalk som hålls fluidiserande genom att förbränningsluft blåses in underifrån. I bubblande bäddar är lufthastigheten så hög att bädden börjar bubbla som en kokande vätska. Det finkorniga bäddmaterialet börjar lyfta högt över bäddens yta och faller ned i stora sjok. I cirkulerande bäddar är lufthastigheten ännu högre, vilket medför att en del av bäddmaterialet följer med förbränningsgaserna, varefter det avskiljs i en cyklon innan det återförs till bädden. Fördelarna med fluidiserade bäddar är att en mycket jämn temperatur och därmed jämn förbränning kan hållas tack vare den goda turbulensen. Inga kalla och varma zoner erhålls, vilket annars riskerar att medföra hög NO_x -halt samt oförbränt material. Bäddmaterialet kan också väljas kemiskt aktivt, t.ex. kalk för absorption av svavel. Värmeöverföringen till rör blir också mycket god i den fluidiserade bädden, vilket medför att värmeväxlande ytor och därmed hela pannan kan göras mindre.

Inert = reaktionströg, d.v.s. sådant material som inte påverkas.

Rostpanna

I en rostpanna eller en rostugn vilar och förbränns avfallet på en s.k. rost bestående av ett antal parallella stavar. Rosten är rörlig och kan vara utformad på olika sätt, t.ex. som en trapprost, vipprost eller återskjutningsrost. Syftet med den rörliga rosten är att få en god omblandning och omrörning så att alla delar av bränslet får tillfälle att torka, antändas och komma i kontakt med förbränningsluften. Ett relativt jämntjockt bränsleskikt hålls, så att bränslet brinner upp snabbt men ändå i jämn takt. Man är noga med att undvika s.k. genombränning, vilket innebär att det bildas "hål" i bränslebädden där mycket luft kan passera igenom och förbli överksam i förbränningen. Ugnsrummet ovanför rosten har ofta ett ganska lågt tak som återstrålar värme ned mot bränslet så att temperaturen hålls uppe. Tak och sidor kan vara täckta med keramik för att möjliggöra extra hög yttemperatur och stark återstrålning mot bränslet. Keramiken är också mottståndskraftig mot korrosion från eventuellt smält aska. För att undvika asksmälta kan väggarna vara vatten- eller luftkylda.

Aska

Aska bildas av mineralerna i bränslet. Slagg är aska som delvis smält och sintrat ihop till större klumpar. Askans smältpunkt kan variera mycket mellan olika bränslen. Smältande aska kan få rörliga delar i en rostpanna att kladda ihop eller bilda hopsintrade klumpar med sanden i fluidiserade bäddar. Flygande partiklar med låg smältpunkt kan vara mycket korrosiva och sätter sig på väggar och tuber i värmepannor och ångpannor och kan ge tjocka beläggningar som hindrar värmeupptagningen. En del askpartiklar dras med genom eldstaden och bildar flygaska. Vid förbränning i rostpanna utgör flygaskan oftast bara 10–20 % av den totala askmängden, men partiklarna är små med stor yta. Detta gör att många ämnen som befinner sig i gasform i eldstaden kondenserar lätt på flygaskepartiklar när rökgaserna kyls ned och en anrikning av tungmetaller samt tjärsubstanser sker i flygaska. Vid deponering av flygaska är urlakningen större än för bottenaska. Vid förbränning i fluidiserade bäddar återfinns en större andel av askan som flygaska.

Rökgasrening

Vid förbränning krävs olika typer av rökgasrening för att minska utsläpp till luft. Rökgasreningen startar redan i eldstaden. För att minska mängden oförbrända ämnen i rökgaserna och därmed minska risken för dioxinbildning bör förbränningsgaserna hålla 800–850°C under minst två sekunder och vid en syrehalt av minst 6 %. Generellt kan nämnas att vid förbränning av klorrika bränslen (>1 % klor), t.ex. PVC ska förbränningstemperaturen höjas till 1 100°C under minst två sekunder.

Rökgasrening kan ske torrt eller vått eller genom en kombination av dessa. Ofta rensas först rökgaserna från stoft i grovcyklorer och elektrofilter innan de leds in i en kondenseringsanläggning. Huvudsyftet vid rökgaskondensering är att återvinna energi ur rökgaserna genom att kondensera vatteninnehållet. Detta förfarande är speciellt vanligt vid våta bränslen och tillämpas i fjärrvärmesammanhang, där relativt låg temperatur används. Rökgaskondenseringen höjer pannans verkningsgrad med 15–20 % och en mycket hög andel av värmets kan återvinnas (nära 100 %). Vid rökgaskondenseringen erhålls samtidigt en reningseffekt, då gasformiga föroreningar löser sig i de vattendroppar som bildas. Rökgaserna tvättas därefter i en skrubber. Vid skrubbbning får rökgaserna möta en finfördelad vattenström (spritsvatten). Genom tillsats av ett lämpligt basiskt ämne till skrubbevattnet (t.ex. kalk) kan sura gaser som saltsyra och svaveldioxid avlägsnas. Ibland har man ytterligare ett torrt reningsssteg med slangfilter eller textila spärrfilter där dosering av kalk och aktivt kol kan ske.

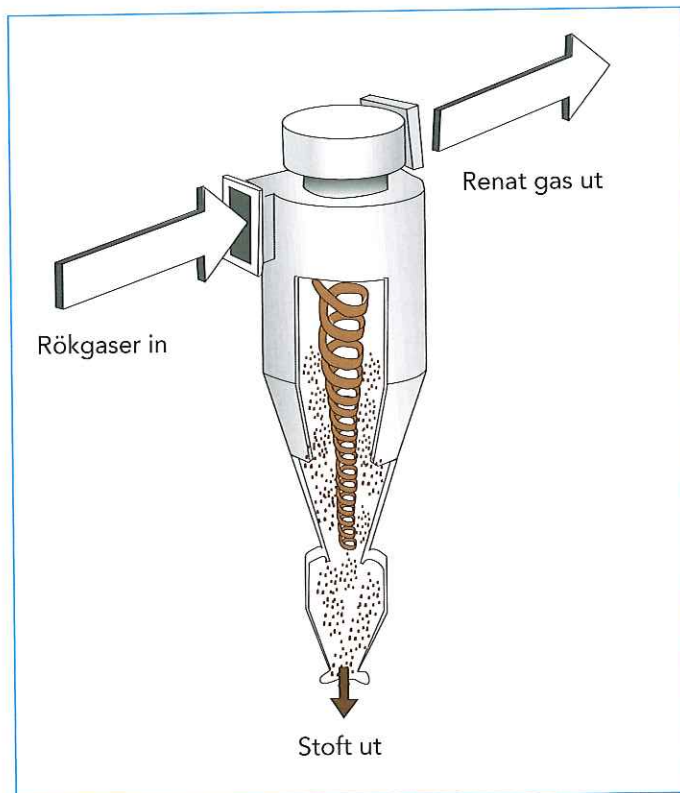
Partikelbundna tungmetaller avskiljs vid stoftavskiljningen.

Kondensatet behandlas ofta genom neutralisering med kalk, fällning och sedimentering av tungmetaller samt sandfiltrering. Slammet från kondensatreningen blandas sedan med elektrofilterstoft eller aska före deponering.

Nedan beskrivs principen för olika rökgasreningsssteg:

Cyklon

I en cyklon avskiljs större partiklar gravimetriskt enligt Figur 31.



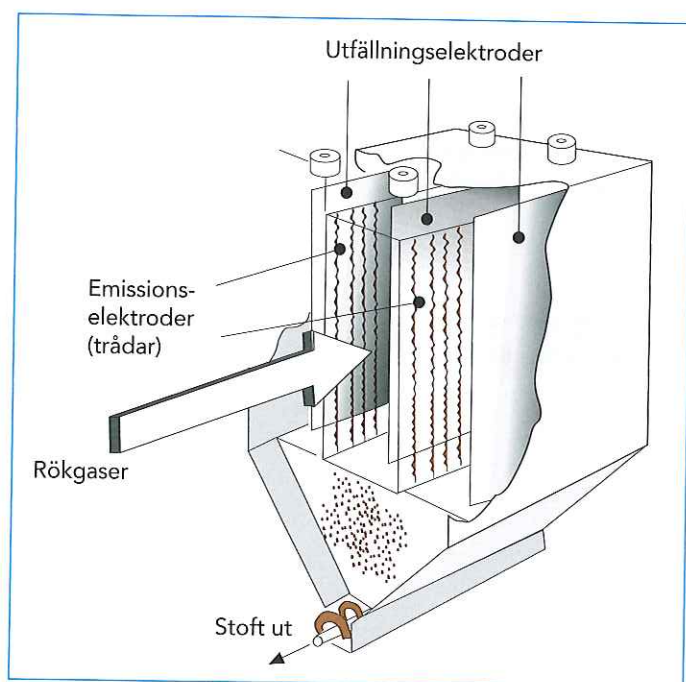
Figur 31
Princip för
cyklonavskiljare

Elfilter

Elfilter ger en hög avskiljningsgrad, ofta över 99,5 %. Rökgaserna passerar genom ett elektriskt fält (mellan utfällnings- och emissionselektroder). Gasen joniseras och de positiva jonerna attraheras omedelbart av laddningselektroderna, medan de negativa jonerna vandrar mot utfällningselektroderna. På sin väg mot utfällningselektroderna kolliderar jonerna med partiklarna i rökgasen, varefter de laddade partiklarna vandrar

mot utfällningselektroden. Med lämpligt intervall slår ett slagverk på utfällningselektroden för att rensa bort det lager av partiklar som byggs upp på dem.

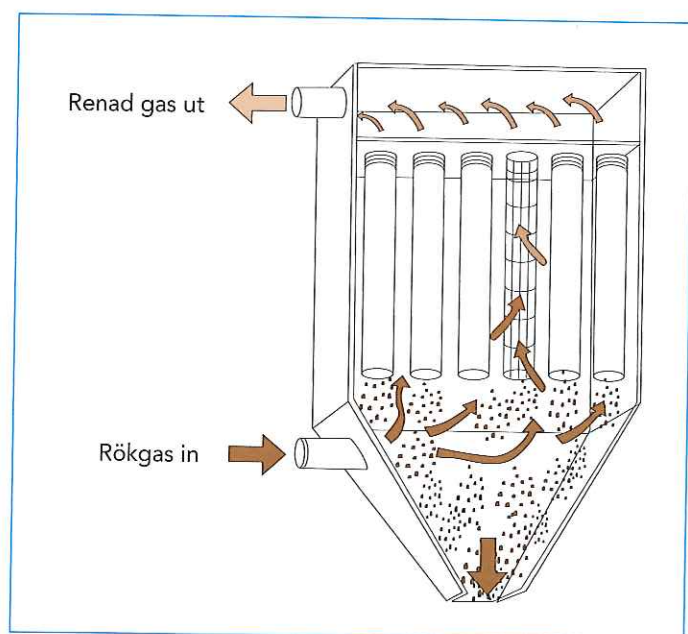
Faktorer som påverkar avskiljningsgraden i elfiltret är t.ex. spänningsförhållandena i filtret, askans egenskaper (partikelstorlek och resistivitet) samt rökgasernas sammansättning. Se Figur 32.



Figur 32
Elfiltret

Slangfilter

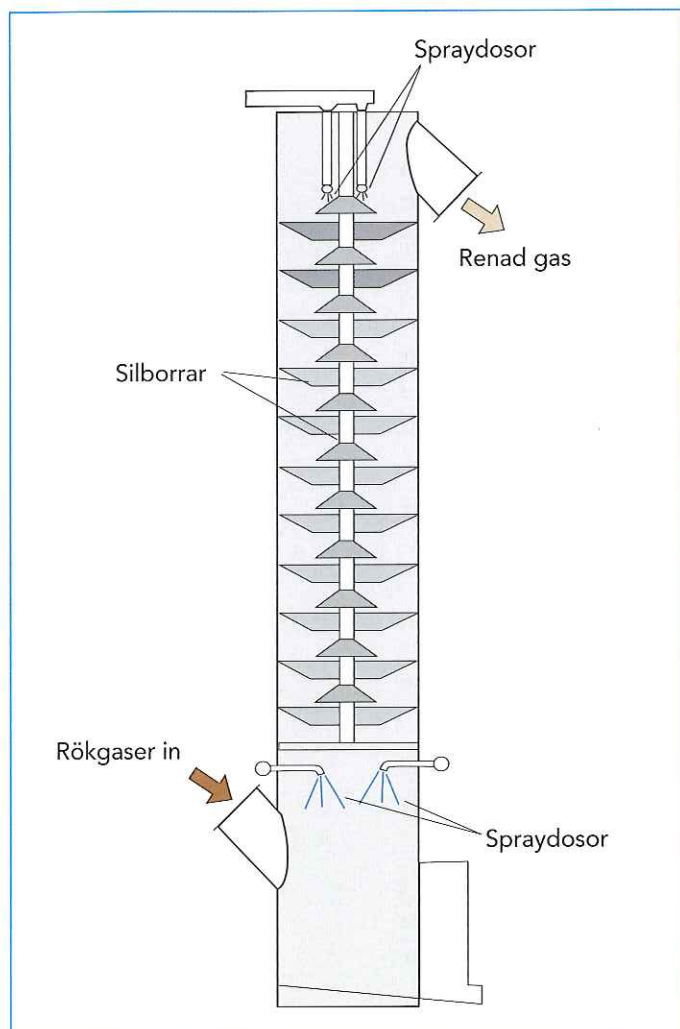
Slangfilter eller textila spärrfilter ger mycket hög avskiljningsgrad och är till skillnad från elfiltret mindre känsliga för stoftkoncentration och askans egenskaper. Som namnet säger är filtermaterialet format som slangar, där en stoftkaka, som är viktig för filtreringsprocessen, byggs upp på filterytan. Rökgaserna kan passera från utsidan in genom slangarna eller motsatt väg beroende på fabrikat. Slangarna rensas med jämna mellanrum med hjälp av tryckpulser. Principen för slangfilter ses i Figur 33.



Figur 33
Slangfilter

Skrubber

En våtskrubber kan vara en effektiv stoftavskiljare, i synnerhet då gaserna innehåller en stor andel små partiklar. En mängd olika utföranden finns tillgängliga. Principen är att gasen blandas med vatten eller annan vätska. För att få god kontaktyta tillförs vanligen vätskan som små droppar med hjälp av spraydosor. Vattendropparna fångar in partiklar och löser gasformiga föroreningar. Gasen kan till exempel ledas in underifrån i en kolumn där den sprayas motströms mot vätskan. Skrubbervattnet behandlas därefter.



Figur 34
Våtskrubber

Reduktion av kväveoxider

Kväveoxider har låg löslighet i vatten och kan därför inte avskiljas med skrubberteknik. För att minska kväveoxidhalten i utgående gaser är det i första hand förebyggande åtgärder som är aktuella. Driftoptimeringar, såsom sänkning av luftöverskottet för att hålla en jämn temperatur i hela pannan samt återföring av rökgasen till förbränningsluften är åtgärder som kan bidra.

Om reningsåtgärder krävs används selektiv ickekatalytisk reduktion (SNCR) och selektiv katalytisk reduktion (SCR):

- SNCR innebär att ammoniak eller urea sprutas in i eldstaden. Bildade kväveoxider reagerar då med ammoniaken/urean och syre under bildning av kvävgas och vatten. En förutsättning för att denna reaktion ska ske är att temperaturen i eldstaden kan hållas inom 850–1 000°C under tillräckligt lång tid.

- SCR innebär vidare att reaktionen sker katalytiskt. Katalysatorn, som består av en bärare (titandioxid) samt en aktiv komponent (t.ex. vanadinpentoxid), sänker aktiveringsenergin för reaktionen mellan kväveoxider och ammoniak, vilket innebär att reaktionerna sker redan vid ca 300–400°C.

Drift

Vid förbränning av slam är behovet av stödbränsle beroende av slammets värmevärde och TS-halt. Andelen brännbart material i slam beror på slamtyp samt driftsättet vid reningsverket. Värmevärdet för en blandning av primär- och överskottsslam brukar ligga inom intervallet 13–21 MJ/kg TS. Biologiskt stabiliserat slam (rötat eller luftat) har lägre andel organiskt material och lägre värmevärde (8–12 MJ/kg TS). Om kemsлам ingår, blir värmevärdet lägre.

Generellt kan sägas att torknings- och förbränningsprocessen vid slamförbränning kan göras självförsörjande på energi, d.v.s. förbränningsvärmets som erhålls räcker för att torka slammet före förbränningen. Stödbränsle behövs då endast vid uppstart av anläggningen. Vid optimalt energiutnyttjande erhålls också viss överskottsvärme i form av lågvärldig energi, som kan utnyttjas till fjärrvärme.

Vid samförbränning av slam med annat energirikt avfall kan även mekaniskt avvattnat slam förbrännas utan föregående torkning. Mängden avvattnat slam som kan tas in i pannan begränsas dock av vatteninnehållet i slammet eftersom det kyler pannan, med emissioner av oförbränt material som följd.

Driftserfarenheter visar att en andel motsvarande ca 10–20 % slam av inkommande flöde till pannan går bra utan att emissionsmängderna påverkas. Dock innehåller slammet hög halt kväve

Fluidiserad bädd

Vid förbränning i en fluidiserad bädd är det viktigt att bränslet är homogeniserat före förbränningen.

Bränslet tillförs ovanifrån till bädden eller skruvas in under bäddytan med skruvmatare. Temperaturen i bädden ligger normalt kring 800–850°C. Högre temperatur innebär risk för slagbildning som kan ge klumpbildning i bädden.

Huvuddelen av det obrännbara innehållet i bränslet blir flygaska vid förbränning i fluidiserad bädd. Tungmetallföreningar som finns i och på askpartiklarna blir inte lika hårt bundna som vid rosteldning, eftersom temperaturen i den fluidiserade bädden har varit jämn och askpartiklarna inte har sintrat ihop.

Den fluidiserade bädden är känsligare för hög fuktighet i bränslet eftersom det inte finns samma möjlighet att torka bränslet före förgasning och antändning som i en rostpanna. Torkning sker i samma delar av pannan där förbränningen startar och detta kan sänka temperaturen i hela anläggningen.

Den jämna temperaturen samt goda omblandningen i fluidbädden innebär låg halt oförbränt material i rökgaserna och minskad risk för dioxiner. Även NO_x-bildningen kan hållas låg under dessa förutsättningar. Vid kväveavskiljning erhålls god reduktion av bildade kväveoxider genom tillsats av ammoniak eller urea direkt i eldstaden. Svavel kan absorberas i bädden genom tillsats av kalk. Fluidbädden ger dock mycket stofrika rökgaser varför filteranläggningar behövs. Även kalktillsats bör ske för att ta upp bildad saltsyra efter rökgaskondenseringen.

Rost

En rosteldningsanläggning är robust och kan byggas så att helt obehandlat avfall kan brännas, men det är en fördel om avfallet krossas eller att stora föremål kan krossas eller sorteras ut. Då erhålls ett jämnare bränsleskikt, vilket underlättar lufttillförseln till

alla delar. Under passagen genom rosten torkas, förgasas samt brinner bränslet. För att upprätthålla temperaturen kan förbränningsluften vara förvärmad.

Rosteldning innebär att ca 80 % av det obrännbara innehållet i bränslet bildar slagg och bottenaska. Här återfinns främst tungmetaller med hög kokpunkt, såsom bly, tenn och krom, medan lättare, mer flyktiga metaller såsom kadmium och kvicksilver återfinns i rökgaserna och flygaskan. Flygaskan och rökgasreningstesterna kan tas ut i separata strömmar, beroende på hur man senare vill behandla eller deponera dessa restprodukter.

Gränsvärden för utsläpp till luft vid avfallsförbränning

Utsläpp till luft och vatten från avfallsförbränningsanläggningar regleras av föreskrifter från Naturvårdsverket, vilka baseras på EU:s direktiv om förbränning av avfall (2000/76/EG). Utsläppskraven för utsläpp till luft är uttryckta som dygnsmedelvärden och olika korttidsmedelvärden. Nedan redovisas gränsvärden för vissa ämnen, formulerade som dygnsmedelvärden.

Tabell 16 Gränsvärden för utsläpp till luft vid avfallsförbränning (dygnsmedelvärden)

Parameter	Utsläppskrav (dygnsmedelvärde normerat till 11 % O ₂)
Stoft	10 mg/m ³
Organiska ämnen i gas- och ångform (TOC)	10 mg/m ³
Väteklorid (saltsyra, HCl)	10 mg/m ³
Vätefluorid (HF)	1 mg/m ³
Svaveldioxid (SO ₂)	50 mg/m ³
NO _x (Kvävemonoxid och kvävedioxid omräknat till kvävedioxid). <i>Gäller befintliga anläggningar med kapacitet > 6 ton/h samt nya anläggningar.</i>	200 mg/m ³
NO _x (Kvävemonoxid och kvävedioxid omräknat till kvävedioxid). <i>Gäller befintliga anläggningar med kapacitet på högst 6 ton/h.</i>	400 mg/m ³
Kolmonoxid (CO)	50 mg/m ³

Naturvårdsverkets föreskrifter om avfallsförbränning, NFS 2002:28.

Kraven gäller för nya anläggningar fr.o.m. den 3 januari 2003 och för befintliga anläggningar fr.o.m. den 28 december 2005.

27 Övriga slambehandlingsmetoder

Inledning

Avsnittet innehåller endast exempel på slambehandlingsmetoder som kan förekomma. Andra metoder kan väntas komma fram och de metoder som nämns här kan ha blivit etablerade eller helt försvunnit ur diskussionen.

Superkritisk oxidation

Behandlingsprinciper

Superkritisk vätioxidation (SCWO) av slam bygger på vattens förmåga att lösa organiskt material under superkritiska förhållanden, d.v.s. över 374°C och 221 bar. Alla ämnen och föreningar är i ett tillstånd mellan gas och vätska vid sin kritiska punkt. Vid superkritiska förhållanden har vatten en densitet som motsvarar vätskeform, medan viskositeten och diffusiviteten mer påminner om gas. Vid den kritiska punkten är lösligheten för alla organiska föreningar i det närmaste 100 %. Detta innebär att vid injicering av syrgas oxideras alla organiska föreningar mycket snabbt, medan oorganiska föreningar förblir olösliga. På mindre än en minut bryts allt organiskt material ned till koldioxid, vatten, kvävgas samt fosfater, medan den oorganiska fasen övergår till fast form vid sitt högsta oxidationstal och sedermera utgör den kvarvarande askan. Ingen NO_x bildas och processen har visat sig förstöra både dioxiner och PCB. Spår av ättiksyra samt lustgas kan återstå efter oxidationen.

Reaktionstiden för total destruktion ligger mellan 30–90 s och är direkt beroende av reaktionstemperaturen. Processens höga tryck och temperatur kräver dyra specialmaterial i anläggningskonstruktionen, men den korta reaktionstiden gör att anläggningen blir mycket kompakt. Reaktionskolonnen är utformad som ett 60 m lång rör med en diameter på ca 10 mm.

Viskositet = mått på hur trögflytande ett ämne är

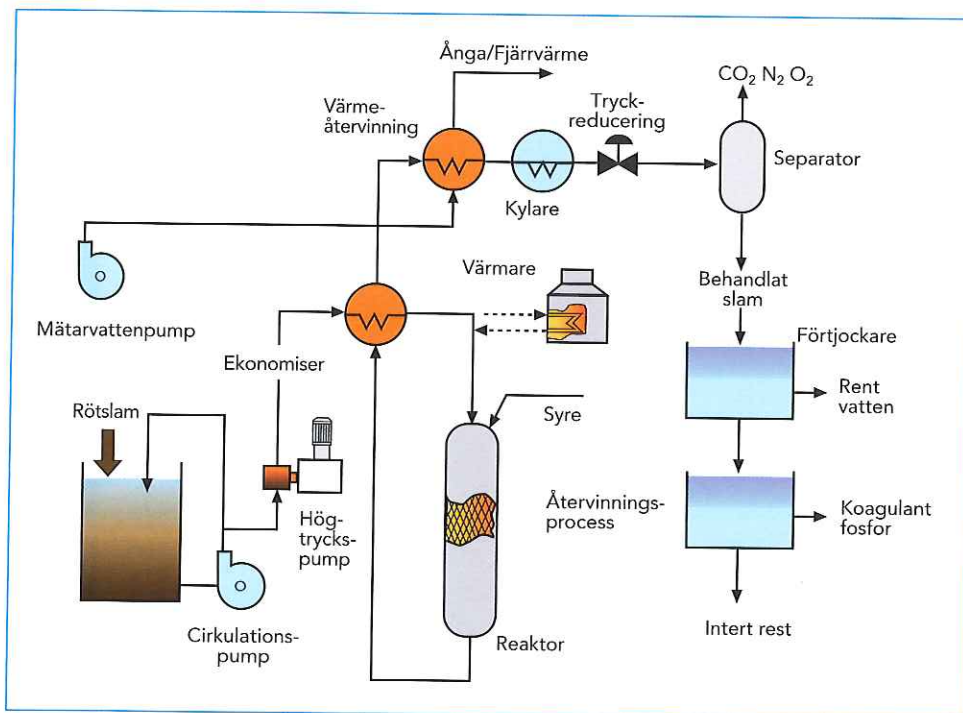


Bild från Chematur Engineering AB

Figur 35 Superkritisk oxidation (Aqua Reci-processen)

Då reaktionen är som en förbränningsprocess, beror energibehovet för uppvärmning på bränslet. Om mängden organiskt kol är tillräckligt hög, behövs inget stödbränsle mer än vid uppstart. Den dominerande driftkostnaden för behandlingen är syrgasförbrukningen.

En mindre anläggning för superkritisk oxidation enligt den s.k. Aqua Critox-metoden finns i Karlskoga. Försök genomfördes 2002 med återvinning av fosfor och fällningskemikalie ur slam efter den superkritiska oxidationen. Den oorganiska slamresten avvattnas och lakas med lut. Natriumfosfat erhålls, som faller ut som struvit eller som kalcium- eller magnesiumfosfat med hjälp av ammoniak och kalcium/magnesium. Därefter lakas slamresten med saltsyra under bildning av järnklorid. Järnkloriden måste därefter renas från tungmetallerna i slammet.

Inarbetning

Behandlingsprincip

Inarbetning innebär att stora mängder slam (100–200 ton TS/år) nedbrukas i matjorden på en begränsad markyta under 3–7 år. Slammets organiska material bryts ned under i huvudsak aeroba förhållanden. Omkring 50 procent av det organiska materialet mineraliseras på tre år om fånggröda används. Efter avslutad inarbetning schaktas de övre trettio centimetrarna bort för att till exempel användas som anläggningsjord.

Den markyta där slammet ska inarbetas dräneras och besås med en fånggröda för att förhindra att växtnäringssämnen, främst kväve, läcker till yt- och grundvatten. Dräneringsvattnet och ytligt grundvatten, som får kraftigt höjd halt av framför allt nitrat och klorider, samlas upp och leds till ett avloppsreningsverk för behandling.

Miljöpåverkan av inarbetning har undersökts vid försök i Oxie åren 1991–1996 utanför Malmö och i Halmstad i mitten av 1990-talet. Rätt utförd innebär inarbetning inga större risker för negativa effekter. De flesta undersökta metaller och miljöfarliga svårnedbrytbara organiska ämnen binds mycket hårt i matjordskiktet och rör sig inte vidare nedåt i markprofilen. Vid långvarig inarbetning av slam med kraftigt förhöjd halt av koppar och zink, kan halten av dessa metaller öka i den underliggande alven. Merparten av tillförd nonylfenol, toluen och di-2-etylhexylftalat (DEHP), och ungefär hälften av slammets PAH, har visat sig mineraliseras på sex år. Det fanns också indikationer på att en del av den tillförda PCB kan ha brutits ned. Enligt de lysimeterförsök som utfördes parallellt med Oxieförsöken finns det en risk för kväveurlakning när inarbetningsjord används som anläggningsjord. Urlakningen av fosfor är dock mycket liten. Kväveurlakningen kan dock begränsas genom att hålla ytan besädd.

Det är praktiskt och tekniskt möjligt att sprida mycket stora mängder slam, 700 ton TS per hektar under 3 år, utan att markbärigheten avsevärt försämras. Hur mycket som kan inarbetas i det enskilda fallet beror på halten metaller i marken, halten metaller och svårnedbrytbara organiska ämnen i slammet samt på vad den färdiga produkten ska användas till.

Nödvändiga investeringar för en inarbetningsanläggning är slammellanlager, markinköp, ledningsnät och inköp av gräsfrön. Driftkostnaderna utgörs av kostnader för slamtransporter, slamspridning, inarbetning och för bortförsel av den färdiga produkten. Mer information om inarbetningsmetoden finns i Naturvårdsverket Rapport 4823.

Fånggröda = gröda som sås med särskild uppgift att uppta markens överskott av lättlöslig växtnäring, t.ex. kväveföreningar.

Alv = den undre mekaniskt opåverkade delen av en kulturjordmån.

Lysimeter = instrument som används för att mäta avdunstningen från mark och vegetation samt vattnets vertikala rörelse i marken.

Litteraturhänvisningar

- Albihn, A., Sahlström, L., Bagge, E., Aspan, A., Engvall, A. & Gunnarsson, A., oktober 2001. Slutrapport till Jordbruksverket avseende Hygienstudie på slam från svenska reningsverk – finns en risk för smittspridning till lantbruket? SVA:s (Statens Veterinärmedicinska Anstalts) hemsida: www.sva.se/pdf/rapport/sjv0110.pdf
- Hellström, T., Book, K., Rennerfelt, J. & Willers, H., 2001. Underlag för gränsvärdeslista. VA-Forsk rapport 2001–03.
- Levlin, E., Tideström, H., Kapilashrami, S., Stark, K. & Hultman, B. Slamkvalitet och trender för slamhantering. VA-Forsk rapport 2001/2*05.
- Lind, A., Börjesson, P. & Olsson, S., 2000. Bioenergi och kretslopp stad/land – en samsyn. Naturvårdsverket/Boverket, beställningsnummer hos Naturvårdsverket: 5099.
- Naturvårdsverket, 2002. Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp. Naturvårdsverket rapport 5214.
- Nilsson, A.C., 1997. Institutet för Miljömedicin (IMM). Organiska miljöföroreningar i slam. Bidrag till människors exponering för vissa östrogenstörande substanser. Naturvårdsverket rapport 4673.
- Naturvårdsverket, 1993. Branschfakta – Förbränningsanläggningar för energiproduktion. Naturvårdsverket Informerar. SNV 9518-8/93-10.
- Palm, O., 1993. Renare slam. Åtgärder för kommunala avloppsreningsverk. Naturvårdsverket rapport 4251.
- Statistiska Centralbyrån, 2000. Statistiska meddelanden – Utsläpp till vatten och slamproduktion. Mi 22 SM 0101 (2001).
http://www.scb.se/sm/Mi22SM0101_tabeller.asp
- SIS-CEN 12832, 2000. Karaktärisering av slam – Utnyttjande och bortskaffande av slam – Vokabulär. Svensk standard. SIS Förlag.
- SIS-CEN/CR: 13097, 13767, 13768, 13983 och 308044. Characterisation of sludges. Fem tekniska rapporter med handledningar på engelska om användning och kvittblivning av avloppsslam (jordbruk, slamförbränning, samförbränning med hushållsavfall, återställning av förorenad mark respektive deponering). SIS Förla, 2001–2003.
- Starberg, K., Haglund, H. & Hultgren, J., 1999. Slamförbränning. VA-Forsk rapport 1999*11.
- Stenström, T.A., 1996. Sjukdomsframkallande mikroorganismer i avloppssystem. Riskvärdering av traditionella och alternativa avloppslösningar. Naturvårdsverket rapport 4683. Naturvårdsverket, Smittskyddsinstitutet och Socialstyrelsen.
- Svenskt Vatten. Råd vid anslutning av industri och annan verksamhet. Remissutgåva, ersätter M20.
- Tideström, H., Starberg, K., Ohlsson, T., Camper, P.A. & Ek, P., 2000. Användningsmöjligheter för avloppsslam. VA-Forsk rapport 2000*2.
- Tideström, H., 1996. Överenskommelsen om slam användningen i jordbruket mellan LRF, VAV och Naturvårdsverket. Uppföljning av de första åren: 1994, 1996. Naturvårdsverket rapport 4665.
- Wannholt, L. Biologisk behandling av hushållsavfall i slutna anläggningar i Europa – Huvudrapport. RVF Rapport 98:7.
- VAV P 42, 1981. Rötning av kommunalt slam.
- VAV P61, 1986. Styrning av slambehandlingsprocesser.

28 Användning av slam

Introduktion

Nästan allt material som avskiljs vid avloppsvattenrening överförs till slam. Enda undantaget är det organiska material som oxideras till koldioxid i den biologiska reningen och det kväve som avgår som kvävgas till luften vid kväveavskiljningen. Vid slambehandlingen minskar man volymen genom förtjockning och avvattning. Om slambehandlingen inkluderar stabiliseringen (rötning eller aerob stabilisering) så minskar även mängden slam som torrsubstans. Stabiliserar man slam genom att tillsätta bränd eller släckt kalk ökar slammängderna avsevärt. Vid ett reningsverk som huvudsakligast behandlar avloppsvatten från hushåll och där slammet stabiliseras biologiskt är slammängden, räknat som torrsubstans, drygt 20 kg per ansluten person och år. Om slammet avvattnas till ca 25 % TS blir den slammängd som lämnar reningsverket ca 90 kg per ansluten person och år.

Under många år har slammet betraktats som en restprodukt som det gällt att bli kvitt på billigast möjliga sätt. Möjligheterna till enkel kvittblivning har minskat och kommer med all sannolikhet att minska än mer. Deponering av organiskt avfall, exempelvis slam, är förbjudet sedan 2005. Det finns därför behov av en ny syn på slammet där vi ser det som en produkt med väl dokumenterade egenskaper som skall få en sådan användning att slammets nyttovärde maximeras. Riksdagen antog 2006 under miljömålet "God bebyggd miljö" som ett delmål att 60 % av fosfor i avlopp skall återföras till produktiv mark senast år 2015. Skall detta mål kunna nås blir det nödvändigt att använda en stor del av slammet på produktiv mark

Slammets nyttovärde

Slam innehåller växtnäringsämnen. Innehållet av fosfor är ca 3 % och kväveinnehållet ca 4 %. Huvuddelen av kväveinnehållet är organiskt bundet och därför inte lätt-tillgängligt för växter. Kväveinnehållet är också lågt relativt fosforinnehållet sett utifrån växternas behov. Slammet innehåller även organiskt material som kan ha en positiv inverkan på markens bördighet. Då den mängd slam som tillåts spridas är liten, anses dock detta bidrag vara av underordnad betydelse.

Potentiella problem vid användning av slam

Vid avloppsvattenreningen överförs en del av avloppsvattnets innehåll av bakterier, virus, parasiter och andra sjukdomsalstrare till slammet. Metoder finns för att reducera mängden av dessa.

Vid avloppsvattenreningen avskiljs även tungmetaller och olika organiska föreningar som används i hushåll och verksamheter. Koncentrationen av dessa ämnen i slammet är så låg att det så gott som aldrig utgör någon risk för akuta problem vid användning av slam. Vid upprepad användning av slam på samma mark under många år kan det leda till en anrikning av oönskade ämnen. Detta kan leda till störningar t.ex. på markmikroorganismerna, vilket i sin tur kan påverka markens bördighet. En ökning av markens innehåll av den skadliga metallen kadmium måste också undvikas eftersom denna metall relativt lätt tas upp av grödan och därför kan påverka hälsa hos människor och djur. Det är därför av vikt att man genom kontroll av industrier och andra verksamheter ständigt strävar efter att minimera innehållet av skadliga ämnen. Det nationella miljömålet "Giftfri miljö" understryker ytterligare vikten av denna strävan.

Det finns också problem av mer praktisk natur i samband med användning av slam. Lukt är kanske det vanligast klagomålet från kringboende i samband med slam användning. Det är därför bra om slammet är väl stabiliserat innan det lämnar reningsverket. Ett annat vanligt klagomål är spill av slam på gator och vägar. Sådana onödiga klagomål skall givetvis undvikas genom goda rutiner för alla transporter oavsett om dessa sker i egen regi eller på entreprenad.

Stabilisering av slam = Syftar till att reducera lukt och risk för smittspridning.

Användning

På produktiv mark

Det finns många års erfarenhet av användning av slam på jordbruksmark. Erfarenheterna är genomgående goda och man har i många fall dokumenterat positiva effekter utöver det som kan tillskrivas näringsämnena i slammet. Användning på produktiv mark har en stor fördel i att näringsämnena i slammet nyttiggörs istället för att som i andra fall kunna utgöra en miljörisk. En annan fördel är att inga rester uppstår som vid destruktion.

Användningen av slam har ifrågasatts. Det sakligt baserade ifrågasättandet har grundats på den ökning, om än mycket liten, av innehållet i jord av många metaller som slam användning medför. Det har även förekommit diverse larm om farliga ämnen i slam som vid närmare granskning visat sig mindre väl grundade. Sammantaget har detta dock medfört vitt spridd tveksamhet gentemot slam hos lantbrukare. Livsmedelsindustrin som är köpare av lantbrukets produkter är angelägna om att kvaliteten på produkterna inte ifrågasätts. Även om slammets näringsinnehåll kan vara ett värdefullt tillskott för den enskilde lantbrukaren så är värdet av slammets näringsämnen försumbart, relativt livsmedelsprodukternas värde i konsumentledet. Livsmedelsindustrin ställer höga krav på sina leverantörer bl.a. är full spårbarhet ett vanligt krav.

Slutsatsen av detta är att om lantbruket och livsmedelsindustrin skall acceptera slam så måste det vara en kvalitetsprodukt med väl dokumenterad sammansättning och där full spårbarhet föreligger inom ramen för ett kvalitets- eller miljöledningssystem. Eftersom livsmedelsindustrin är ytterst mån om inte bara produkternas verkliga kvalitet utan även om dess upplevda kvalitet så kan nya "larm" göra att användning av slam på åkermark troligen alltid kommer att ha ett osäkerhetsmoment. Det måste därför alltid finnas något alternativ till jordbruksanvändning som kan tillgripas om avsättningen till jordbruk minskar eller försvinner helt.

All användning på produktiv mark skall baseras på grödans behov. På djurgårdar har man i allmänhet tillräckligt med näring i form av stallgödsel, så det är enbart på spannmålgårdar som det finns behov av slammets näringsämnen. De praktiska möjligheterna att använda slam är främst efter skörd på sensommaren och på hösten. På våren är det ofta svårt att komma ut på fälten med tung slamspridningsutrustning. Även regniga höstar kan detta vara ett problem. Detta innebär att vid användning av slam i jordbruk så måste det finnas goda lagringsmöjligheter.

Vid produktion av energigrödor gäller samma omsorg om markens långsiktiga bördighet, men produktens upplevda kvalitet är mindre utsatt. Det finns exempel på kommuner som framgångsrikt samarbetat med lantbrukare som tar emot slam som växtnäring vid odling av energigrödor och där sedan kommunens värmeverk garanterat avsättningen av energigrödan.

Användning av slam på jordbruksmark regleras av den svenska lagstiftningen. Det är självfallet av stor vikt att bestämmelserna följs noga. Förutom att detta är en skyldighet så kan försummelse innebära att förtroendet för slam som en kvalitetsprodukt riskeras om förordningens krav inte följs.

Användning på icke produktiv mark

Det finns stora grönområden som inte används för biologisk produktion. Golfbanor, idrottsanläggningar, parker, grönytor i anslutning till vägar och andra trafikplaneringar är exempel på detta. Villaträdgårdar utgör sammanlagt stora arealer. Även på dessa ytor behövs näring och material för förbättring av markegenskaper. I samband med olika slags anläggningsarbeten behövs avsevärda kvantiteter anläggningsjord. I Sverige finns det stora arealer med deponier för kommunalt och industriellt avfall som skall avslutas under kommande år. Här finns avsättningsmöjligheter för slam åtminstone till det vegetationsskikt som avslutar deponien.

Det finns således stora möjligheter att finna avsättning för slam. Inom jordbruket finns oftast lämplig utrustning för spridning och inarbetning av slam och avvattnat slam kan hanteras i den konsistens det lämnar reningsverket. Möjligheterna att använda avvattnat slam direkt är sämre vid urbana grönytor. En produkt som är vidareförädlad t.ex. genom kompostering eller genom blandning och bearbetning med annat material är ofta lättare att avsätta.

Vid användning på urbana grönytor blir det ofta relativt stora kvantiteter per ytenhet som är aktuella att lägga ut. Vid jordbruksanvändning avpassas slamgivan till grödans behov och då blir, även om man lägger ut en flerårsgiva, tjockleken på det utlagda slammet inte mer än ett par millimeter. När man skall bygga upp ett "matjordslager" i samband med anläggningsarbeten blir tjockleken väsentligt större. Det finns därför en potentiell risk för läckage av näringsämnen och detta måste beaktas. Det är framförallt kväve som kan läcka; fosfor i slammet är i allmänhet fast bunden.

REVAQ – certifiering av slamproduktion

REVAQ är ett system för certifiering av slamproduktion som ställer högre krav på både processen och kvaliteten på slammet än dagens lagkrav, såväl nationella som på EU-nivå.

Syftet med certifieringssystemet är att säkra

- att växtnäring från avloppsfraktioner produceras på ett ansvarsfullt sätt och att kvaliteten uppfyller fastställda krav
- att certifieringssystemet erbjuder alla aktörer en öppen och transparent information om hur slammet producerats och om dess sammansättning
- att vara såväl en nationell som lokal drivkraft för en fortlöpande förbättring av kvaliteten på det till reningsverken inkommande avloppsvattnet och därmed på växtnäringen i slammet. En allt bättre kvalitet på avloppsvattnet in till reningsverken kommer också att ha stor betydelse för den framtida miljöbelastningen på våra sjöar, vattendrag och kustområden.

Certifieringen innebär att ett oberoende certifieringsorgan kontrollerar att reningsverket, dess produktion och produkt uppfyller kraven i REVAQ-reglerna. Efter kontrollen får reningsverket ett certifikat, vilket bl.a. innebär att de får använda certifieringsmärket i form av en REVAQ-logga på det godkända slammet.

Vid certifiering av slamproduktion ligger fokus på att

- verksamheten genomförs på ett strukturerat och systematiskt sätt
- spårbarhet och hög kvalitet uppnås i den praktiska hanteringen
- systematiskt förbättringsarbete bedrivs
- slammet uppfyller specificerade krav gällande t.ex. hygienisering
- relevant redovisning av sammansättningen i slammet ges

Det långsiktiga målet är att innehållet av metaller och oönskade organiska ämnen i inkommande avloppsvatten inte skall överstiga det i klosettvalet. Långsiktigt bör halter av ej essentiella metaller i jordbruksmarken inte öka, utan det ska vara balans mellan bort- och tillförel. Som första delmål bör ackumulerings hastigheten av dessa metaller, senast år 2025, inte överstiga 0,2 % per år, dvs. halterna i åkermarken ska inte fördubblas i högre takt än 500 år.

Det finns ett av regeringen fastställt nationellt miljömål gällande återföring av växtnäring som säger att: Senast år 2015 ska minst 60 procent av fosforföreningarna i avlopp återföras till produktiv mark, varav minst hälften bör återföras till åkermark. Alla har ett ansvar för att verka för att miljömålen kan nås. Svenskt Vatten kan konstatera att om 60 % fosfor i avlopp ska kunna utnyttjas som växtnäring till år 2015 så måste växtnäringen i avlopp återföras i form av slam. (Detta utesluter givetvis inte att andra former för återföring t.ex. med källsorterad urin också bidrar till målet.)

En närmare beskrivning av certifieringssystemet och organisationen kring systemet finns i särskild PM utgiven av Svenskt Vatten. Till certifieringsreglerna finns också vägledande kommentarer. Aktuell version av certifieringsreglerna, kommentarerna och ovan nämnda PM kan laddas ned från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se.

Måttenheter enligt SI-systemet

Grundenheter

Längd	meter, m
Massa	kilogram, kg
Tid	sekund, s
Elektrisk strömstyrka	ampere, A
Temperatur	kelvin, K

Härledda enheter

Kraft	newton, N (kg m/s^2)
Tryck	pascal, Pa (N/m^2)
Energi	joule, J (Nm)
Effekt	watt, W (J/s)
Elektrisk spänning	volt, V (W/A)

Längdmått

Undvik sorter inom parentes

1 m = (10 dm)	(1 dm) = 0,1 m
1 m = (100 cm)	(1 cm) = 0,01 m
1 m = 1 000 mm	1 mm = 0,001 m
1 mm = 1 000 μm	1 μm = 0,001 mm

μm = mikrometer

Ytmått

Undvik sorter inom parentes

1 m^2 = (100 dm^2)	(1 dm^2) = 0,01 m^2
1 m^2 = (10 000 cm^2)	(1 cm^2) = 0,0001 m^2
1 m^2 = (1 000 000 mm^2)	1 mm^2 = 0,000001 m^2
(1 a) = 100 m^2	
(1 ha) = 10 000 m^2	

a = ar

ha = hektar

Volymmått

1 m^3 = 1 000 dm^3	1 dm^3 = 0,001 m^3
1 m^3 = 1 000 l	1 l = 0,001 m^3
1 dm^3 = 1 000 cm^3	1 cm^3 = 0,001 dm^3
1 dm^3 = 1 000 ml	1 ml = 0,001 dm^3
1 l = 1 dm^3	
1 ml = 1 cm^3	

l = liter

Måttenheter enligt SI-systemet

Massa

Undvik sorter inom parentes

1 t = 1 000 kg	1 kg = 0,001 t
1 kg = (10 hg)	(1 hg) = 0,1 kg
1 kg = 1 000 g	1 g = 0,001 kg
1 g = 1 000 mg	1 mg = 0,001 g
1 mg = 1 000 µg	1 µg = 0,001 mg
1 µg = 1 000 ng	1 ng = 0,001 µg

t = ton
µg = mikrogram
ng = nanogram

Kraft

Undvik sorter inom parentes

1 N = (0,102 kp)	(1 kp) = 9,81 N
------------------	-----------------

kp = kilopond

Tryck

Undvik sorter inom parentes

1 Pa = 0,00001 bar	1 bar = 100 000 Pa = 100 kPa
1 Pa = (0,0000102 kp/cm ²)	(1 kp/cm ²) = 98 070 Pa = 98,07 kPa
1 Pa = (0,0075 mm Hg)	(1 mm Hg) = 133,3 Pa
1 Pa = (0,102 mm vp)	(1 mm vp) = 9,81 Pa

vp = vattenpelare

Temperatur

1 K = 1 °C

°C = grader Celsius

Nollpunkter:

0 K = -273,15 °C	0 °C = 273,15 K
------------------	-----------------

Halt (koncentration)

1 g/m ³ = 1 mg/l	1 mg/l = 1 g/m ³
1 g/m ³ = 0,001 kg/m ³	1 kg/m ³ = 1 000 g/m ³

Densitet (täthet)

1 kg/m ³ = 0,001 kg/dm ³	1 kg/dm ³ = 1 000 kg/m ³
1 kg/m ³ = 0,001 g/cm ³	1 g/cm ³ = 1 000 kg/m ³

Torrsubstans (TS)

1 % TS ≈ 10 kg/m ³	1 kg/m ³ ≈ 0,1 % TS
-------------------------------	--------------------------------

Författare

Avloppsteknik 1 – Allmänt

	Kapitel	Författare/Reviderare
1	En historisk återblick	Birgitta Olofsson
2	Avloppsvattnets sammansättning och mängd	Anders Finnson, Birgitta Olofsson, Peter Balmér och Ulf Nyberg
3	Samhällets krav på avloppsvattenhanteringen	Birgitta Olofsson, Germund Persson och Bo Rutberg
4	Transport av avloppsvatten	Birgitta Olofsson
5	Översikt reningsmetoder	Peter Balmér
6	Småskalig VA-teknik	Ola Palm
7	Desinfektion av avloppsvatten	Mats Engdahl
8	Avloppsvattnets inverkan på recipienten	Peter Balmér
9	Återanvändning av avloppsvatten	Peter Balmér
10	Råd vid anslutning av industri och annan verksamhet	Jan Rennerfelt, Torsten Palmgren, Lars Nordén och Bo Rutberg

Avloppsteknik 2 – Vattenreningsprocessen

	Kapitel	Författare/Reviderare
11	Grovrening	Peter Balmér, Maria Rothman, Ulf Nyberg och Ann Mattsson
12	Sedimentering	Peter Balmér
13	Flotation	Peter Balmér
14	Efterbehandling	Peter Balmér
15	Kemisk fällning	Fredrik Arthursson
16	Biologisk rening – allmän bakgrund	Ola Fredriksson
17	Aktivslamanläggningar – suspenderad biomassa	Ola Fredriksson och Sara Hallin
18	Biologiska bäddar – biofilmsystem	Ola Fredriksson
19	Kväveavskiljning	Ola Fredriksson
20	Biologisk fosforreduktion	Ola Fredriksson

Avloppsteknik 3 - Slamhantering

	Kapitel	Författare/Reviderare
21	Slam – mängder och egenskaper	Henrik Tideström, Jan Erik Lind och Lars Ulmgren
22	Förtjockning	Anders Hilmer och Karl-Erik Norrman
23	Stabilisering	Jan Rennerfelt, Folke Jacobsson och Jan Erik Lind
24	Avvattning	Jan Erik Lind och Karl-Erik Norrman
25	Kompostering	Peter Ek
26	Torkning och förbränning	Anette Seger
27	Övriga slambehandlingsmetoder	Anette Seger och Henrik Tideström
28	Användning av slam	Peter Balmér

Några kapitel är helt nyskrivna medan andra är revideringar av kapitel i den förra versionen av avloppskompendierna. Vi vill framföra vårt varma tack till alla författare som bidragit till den förra versionen. Dessa är: Peter Balmér, Rolf Bergström, Jan Garberg, Jan-Erik Haglund, Jörgen Hanaeus, Bertil Hawerman, Anders Hilmer, Bengt Hultman, Erik Isgård, Folke Jacobsson, Jan Erik Lind, Fred Nyberg, Jan Rennerfelt, Gunnar Svensson, Lasse Thureson och Lars Ulmgren