



III-242 - APLICAÇÃO DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: UMA REVISÃO

Geraldo Antônio Reichert ⁽¹⁾

Engenheiro Civil pela UFRGS em 1988. Especialista em Recursos Hídricos pelo IPH da UFRGS em 1991. Especialista em Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos pela JICA (Japão) em 1995. Mestre em Saneamento Ambiental em 1999 e Doutorando em Saneamento Ambiental pelo IPH da UFRGS. Engenheiro do DMLU da Prefeitura de Porto Alegre desde 1991. Professor Substituto da UFRGS. Diretor da ABES / RS. Consultor da FNMA / MMA e da FINEP / Prosab 4 – Tema Resíduos Sólidos.

Endereço⁽¹⁾: Av. Vicente Monteggia, 2000 / 16 – Porto Alegre – RS - CEP: 90.160-001 - Brasil - Tel: (51) 3289.6999 - e-mail: gareichert@cpovo.net

RESUMO

A digestão anaeróbia (DA) com aproveitamento energético do biogás gerado tem sido utilizada há vários séculos para tratamento de resíduos líquidos e sólidos. Os primeiros relatos remontam ao século X a.C. na Assíria, onde o metano era utilizado para aquecimento das águas de banho; assim como na China e na Índia, os resíduos sólidos rurais eram utilizados para geração de energia. Nos últimos 15 anos, de modo especial na Europa, a DA assumiu papel importante entre os métodos de tratamento de resíduos sólidos urbanos (RSU), principalmente pela restrição imposta por uma Diretiva Européia para disposição de orgânicos em aterros; a demanda por energia renovável; e a busca se soluções sustentáveis para gerenciamento de RSU. De 2000 a 2004 a capacidade implantada de DA na Europa passou de 1.037.000 t/a para 2.553.000 t/a, um acréscimo de 150 % em apenas 4 anos. Os principais parâmetros de controle do processo da DA são: a composição dos resíduos, em especial os sólidos voláteis; a taxa de alimentação; pH; temperatura (sistemas mesofílicos e termofílicos); relação C/N; tempo de residência da massa no reator; a mistura no interior do reator. A DA é um processo de dois estágios: hidrólise/acetogênese e metanogênese. Em sistemas de escala real, as plantas podem adotar processos de estágio único ou processo multi-estágio. Embora nos processos multi-estágio teoricamente se consiga melhores eficiências e maior geração de biogás, na prática a grande maioria da plantas européias é do tipo simples estágio. Os sistemas podem ainda ser de baixo (TS < 15 %) ou de alto teor de sólidos (22 < TS < 40 %). O trabalho apresenta ainda uma descrição e comparação das principais tecnologias adotadas: Valorga, DRANCO, BTA, WASSA, Kompogas, Linde-KCA. Os principais fatores que conferem viabilidade econômica a os processos de DA são os custos de disposição em aterro sanitário; o preço da energia renovável; e a possibilidade de comercialização de créditos de carbono (e este somente em países em desenvolvimento, como no Brasil).

PALAVRAS-CHAVE: Digestão Anaeróbia, Biogás, Energia, Resíduos Sólidos Urbanos, Tecnologias.

INTRODUÇÃO

O tratamento dos resíduos sólidos urbanos – RSU –, sob um ponto de vista ambiental, continua sendo um desafio. A disposição final em aterro sanitário está sendo cada vez mais reservada àquela fração dos resíduos que já foram pré-tratados ou que não tenham alternativa de reutilização. Restrições ao aterramento de resíduos, como a normativa européia – Diretiva 1999/31/EC – (Europa, 1999) de 29 de abril de 1999, têm levado ao desenvolvimento de tecnologias para recuperação de certas frações e a produção de outros que possam ser aterrados com mais segurança. Estas tecnologias incluem a compostagem, a digestão anaeróbia, a pirólise e gaseificação em combinação com a coleta com separação na fonte e a triagem manual ou mecânica. Um dos tratamentos que mais tem evoluído nos últimos 15 anos, principalmente na Europa é a digestão anaeróbia (DA).

O objetivo do presente trabalho é apresentar uma revisão da literatura sobre o estado-da-arte da utilização da digestão anaeróbia controlada para tratamento de resíduos sólidos urbanos e geração de energia elétrica a partir do biogás gerado.



O ESTADO-DA-ARTE DA DIGESTÃO ANAERÓBIA (DA)

Histórico

Digestão anaeróbia (DA) é um processo de conversão de matéria orgânica em condições de ausência de oxigênio livre, e ocorre em dois estágios: primeiro ocorre a conversão de orgânicos complexos em materiais como ácidos voláteis; e depois a conversão destes ácidos orgânicos, gás carbônico e hidrogênio em produtos finais gasosos, o metano e o gás carbônico (Chernicharo, 1997). A digestão anaeróbia em si não é uma coisa nova. O processo de decomposição biológica natural que ocorre na DA tem sido utilizado durante anos pelo mundo afora. Por mais de 100 anos a DA tem sido utilizada para o tratamento de lodo de esgotos e durante as últimas 4 décadas muitas experiências foram feitas com a DA de resíduos líquidos, tais como resíduos rurais e esgotos industriais de altas concentrações.

O biogás foi utilizado para aquecer água de banho na Assíria no século X a.C. e na Pérsia durante o século XVI (www.biogasworks.com). Com o avanço da pesquisa científica, no século XVII, Jan Baptista Van Helmont associou a geração de um gás inflamável com o decaimento da matéria orgânica. Também Alessandro Volta, em 1776, mostrou que havia uma relação entre a quantidade de decaimento da matéria orgânica e a quantidade de gás inflamável produzido. Em 1808, “Sir” Humphry Davy demonstrou a produção de metano a partir da digestão anaeróbia de esterco bovino (Lusk, 1997 apud Verma, 2002).

A DA como processo de industrialização iniciou em Bombai, Índia, em 1859. Até 1920, a maior parte da DA ocorria em lagoas anaeróbias. Com o avanço do conhecimento do processo, foram desenvolvidos tanques fechados e equipamentos de aquecimento e de mistura para otimizar a DA. Com o desenvolvimento da microbiologia, os estudos de Buswell e outros (Lusk, 1997 apud Verma, 2002) permitiram identificar as bactérias anaeróbias e as condições para promover a produção de metano.

A utilização da tecnologia da DA está atrelada diretamente ao custo e disponibilidade de energia. Nos países industrializados, o custo relativamente baixo da energia, fez com que até recentemente a compostagem aeróbia e o aterro sanitário fossem as tecnologias mais utilizadas. A digestão anaeróbia teve um desenvolvimento maior no campo dos resíduos rurais, com larga utilização na China e na Índia (para tratamento do resíduo e geração de energia). No Brasil, o processo tem sido utilizado nas grandes indústrias de produção de álcool da cana-de-açúcar. Já para resíduos sólidos, as experiências com a fração orgânica são muito menos extensivas. A primeira pesquisa em escala real de DA de resíduos sólidos urbanos (RSU) foi feita pela empresa “Ref-Com” nos EUA, que iniciou em 1978 e foi fechada em meados de 1980 (Braber, 1995).

Nos últimos 15 anos o estudo da DA de RSU foi retomada com mais intensidade, com grande número de plantas piloto e em escala sendo implantadas, principalmente na Europa. Na Europa, o grande crescimento na utilização da DA verificado nos recentes anos deve-se basicamente a dois fatores: os altos preços de energia e às restrições ambientais, especialmente ao controle e não permissão de matéria orgânica em aterros sanitários bem como as dificuldades para a implantação de novos aterros ou a expansão dos existentes. Na Suécia, 7 % da energia para aquecimento e geração de energia vem dos resíduos sólidos (Söderman, 2003).

Descrição geral do processo

De uma maneira geral, a DA pode ser descrita em quatro estágios: pré-tratamento, a digestão dos resíduos, a recuperação do biogás e o tratamento dos resíduos. A maioria dos sistemas requer pré-tratamento dos resíduos para se obter uma massa homogênea. Este pré-processamento envolve a separação ou triagem dos materiais não biodegradáveis seguido por uma trituração. A triagem tem por objetivo a remoção de materiais reaproveitáveis como vidros, metais, ou plásticos ou não desejáveis (o rejeito) como pedras, madeira, etc. (Be Baere, 1995; Braber, 2003).

Dentro do digestor, a massa é diluída para obter o conteúdo de sólidos desejado, e permanece no interior do reator por um determinado tempo de retenção. Para a diluição, pode ser utilizado água da torneira, lodo de esgoto, esgoto doméstico, ou a recirculação do líquido efluente do reator. Um trocador de calor é usualmente requerido para manter a temperatura desejada. O biogás obtido com a DA é purificado e armazenado em gasômetros. Em caso do efluente do digestor estar com umidade muito elevada, faz-se necessário um processo de secagem do mesmo, e o efluente líquido utilizado para recirculação ou enviado para tratamento. O biossólido resultando deve ser curado aerobiamente para obter um composto de qualidade.



23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

Análise da capacidade instalada

No final de 2004, uma capacidade de DA de 2.553.000 toneladas por ano era disponível na Europa para tratamento de resíduos orgânicos domiciliares. Isto representa um acréscimo de quase 150 % em apenas 4 anos comparado com o final de 2000, quando a capacidade era de 1.037.000 t/ano (De Baere, 2003).

A capacidade disponível no fim de 2004 se dá em 86 plantas de capacidade média por planta de 29.686 t/ano, contra 19.568 t/ano em 2000. A Alemanha conta com uma capacidade de digestão anaeróbia de 683.605 t/ano, num total de 37 plantas. No entanto, é a Espanha que tem a maior capacidade instalada, da ordem de 818.000 t/ano da FO (fração orgânica) dos RSU. Outros países que também utilizam esta tecnologia são Holanda, França, Bélgica, Itália e Suíça.

Parâmetros intervenientes e de controle da DA

Composição dos resíduos / sólidos voláteis (SV)

A composição dos resíduos sólidos urbanos (RSU), em especial os domésticos ou domiciliares (RSD), é extremamente diversificada e heterogênea; variando em função de fatores como nível sócio-econômico da população, época do ano e tipo de coleta existente.

Os sólidos voláteis (SV) em resíduos sólidos são o resultado da subtração dos sólidos totais e das cinzas obtidas após combustão completa dos resíduos. Os sólidos voláteis são subdivididos em sólidos voláteis biodegradáveis (SVB) e sólidos voláteis refratários (SVR). O conhecimento da fração de SVB ajuda na melhor definição da biodegradabilidade dos resíduos, da geração de biogás, da taxa de carga orgânica e da relação C/N. A lignina é um material complexo de difícil degradação por bactérias anaeróbias e constitui a fração SVR nos resíduos orgânicos municipais. Em geral, resíduos orgânicos de cozinha, com maior umidade, são mais propícios à degradação anaeróbia; e resíduos com alto teor de lignina e celulose, como resíduos de podas e jardinagem, são mais indicados para a degradação aeróbia (compostagem) (Mata-Alvarez *et al.*, 2003).

Sólidos totais (ST) / Taxa de carga orgânica (TCO) ou taxa de alimentação

Taxa de carga orgânica (TCO) é a medida da capacidade de conversão biológica de um sistema de DA. A unidade de medida é usualmente kg SV/m³ dia. Se alimentarmos um sistema acima da TCO sustentável poderá resultar em baixa produção de biogás devido ao acúmulo de substâncias inibitórias como ácidos graxos no interior do digestor. Nestes casos, deve-se reduzir a taxa de alimentação do sistema. A TCO é um parâmetro de controle particularmente importante em sistemas contínuos. Gallert *et al.* (2003) avaliando a DA de resíduos verdes coletados seletivamente utilizou, com sucesso, TCOs acima de 8,5 DQO/m³.d. Taxas mais elevadas também foram reportadas, de até 15 kg DQO/m³.d, sendo que nestes casos deve-se tomar cuidado para não ocorrer acidificação do reator.

pH

O valor do pH expressa a concentração de íons hidrogênio no meio. Em condições neutras, a água contém uma concentração de íons de hidrogênio de 10⁻⁷ e tem pH igual a 7. Soluções ácidas têm pH menor que 7; e soluções alcalinas, tem pH maior que 7. Bactérias anaeróbias, especialmente as metanogênicas, são sensíveis às condições ácidas do reator e podem ser inibidas. RISE-At (1998) descreve que o pH ótimo para a DA é entre 5,5 e 8,5. Durante a digestão, os dois processos de acidificação e metanogênese requerem valores diferentes de pH para controle dos seus processos. O tempo de retenção afeta o pH da massa em digestão.

Temperatura

Há basicamente duas faixas de temperatura que resultam em condições ótimas para a produção de biogás metano – as faixas mesofílica e termofílica. A faixa mesofílica está entre 20°C – 40°C e a temperatura ótima está entre 30°C – 35°C. A temperatura termofílica fica entre 50° – 60°C. Os sistemas mesofílicos são muito sensíveis à variação da temperatura ambiente, podendo parar a geração de biogás no período de inverno em climas mais frios (Singh e Anand, 1994). Bouallagui *et al.* (2004) reportam que a DA em processos termofílicos geram até 41 % mais de biogás que os processos mesofílicos e 144 % a mais que os processos psicofílicos.



Relação Carbono Nitrogênio (C/N)

A relação C/N representa a relação entre as quantidades de carbono e de nitrogênio presentes na matéria orgânica. O valor ótimo para relação C/N está entre 20 e 30. Relação C/N alta é uma indicação do rápido consumo de nitrogênio pelas bactérias metanogênicas que resulta numa baixa produção de biogás.

Tempo de retenção (ou de residência ou de detenção hidráulica) (TDH)

O tempo de retenção requerido para a ocorrência completa das reações de DA nos reatores varia com as diferentes tecnologias, temperaturas do processo, e composição dos resíduos. O tempo de retenção para tratamento de resíduos em processos mesofílicos varia de 10 a 40 dias. Na faixa termofílica são requeridas menores TDH. Reatores de alta taxa de sólidos operando em condições termofílicas têm TDH de 14 dias.

Mistura

O objetivo da mistura no interior do reator é colocar em contato o resíduo fresco com os microrganismos presentes na massa já digerida. O tipo de equipamento e o nível de mistura dependem do tipo de reator e do teor de sólidos contidos no reator.

Tipos de sistemas de DA

Basicamente os métodos ou tipos de sistemas utilizados para tratar anaerobiamente os RSU podem ser classificados nas seguintes categorias: estágio único; múltiplo estágio; e batelada. Estas categorias podem ser ainda classificadas com base no teor de sólidos totais (ST) contidos na massa do reator. Sistemas com baixo teor de sólidos (BTS) tem menos de 15% de ST, médio teor de sólidos quando TS estiver entre 15 e 20 %, e alto teor de sólidos (ATS) quando TS estiver na faixa de 22 a 40%.

A principal desvantagem dos sistemas BTS é o grande volume de água utilizado, resultando num grande volume do reator e altos custos de tratamento do efluente. Sistemas com ATS requerem menores volumes de reator por unidade de processamento, mas em contrapartida requerem equipamentos mais caros (bombas, etc.). Reatores ATS são mais robustos e têm altas taxas de carga orgânica (TCO).

Processos de estágio único

Processos de estágio único utilizam somente um reator para as fases de acidogênese e metanogênese. Eles podem ser tanto tipo BTS quanto ATS, dependendo do teor de sólidos contidos no reator. As principais vantagens e desvantagens dos sistemas úmidos e secos de estágio único são apresentadas nas tabelas 1 e 2.

Tabela 1 – Vantagens e desvantagens de sistemas úmidos de estágio único

Critério	Vantagens	Desvantagens
Técnico	– Inspirado em processos conhecidos	– Curto-circuito – Formação de espumas – Abrasão devido à areia – Pré-tratamento mais complicado
Biológico	– Diluição de substâncias inibidoras com água fresca	– Sensibilidade a cargas de choque e inibição – Perda de SV com os plásticos e inertes
Econômico & Ambiental	– Equipamento para lidar com lodos é mais barato (compensado pelo volume maior dos reatores)	– Alto consumo de água – Maior consumo de energia para aquecer um volume maior

Fonte: Vandevivere, et al. (2002)



Tabela 2 – Vantagens e desvantagens de sistemas secos de estágio único

Critério	Vantagens	Desvantagens
Técnico	<ul style="list-style-type: none"> – Sem partes móveis no interior do reator – Robusto (não necessita remoção de plásticos e inertes) – Não tem curto-circuito 	<ul style="list-style-type: none"> – Resíduos muito úmidos (TS<20%) não podem ser tratados sozinhos
Biológico	<ul style="list-style-type: none"> – Menor perda de SV no pré-tratamento – Maior TCO (mais biomassa) – Menos suscetível à inibição 	<ul style="list-style-type: none"> – Pequena capacidade de diluição com água de substâncias inibidoras
Econômico & Ambiental	<ul style="list-style-type: none"> – Pré-tratamento mais barato e reatores menores – Completa higienização – Utilização de pequeno volume de água – Requer menos aquecimento 	<ul style="list-style-type: none"> – Necessidade de equipamentos mais robustos e caros para o manejo da massa em digestão (compensado por reatores menores e mais simples)

Fonte: Vandevivere, *et al.* (2002)

Processos multi-estágio

A introdução dos processos multi-estágio de DA teve como objetivo melhorar a digestão separando os reatores de acordo com os diferentes estágios da DA, possibilitando a flexibilidade necessária para otimizar cada uma das reações. Tipicamente, dois reatores são utilizados, o primeiro para hidrólise/liquefação e acetogênese e o segundo para a metanogênese. No primeiro reator, o tempo de retenção é limitado pela taxa de hidrólise da celulose; e no segundo pela taxa de crescimento das bactérias, Verma (2002). As vantagens e desvantagens dos sistemas multi-estágio podem ser vistas na tabela 3.

Tabela 3 – Vantagens e desvantagens de sistemas multi-estágio

Critério	Vantagens	Desvantagens
Técnico	<ul style="list-style-type: none"> – Flexibilidade de projeto 	<ul style="list-style-type: none"> – São complexos
Biológico	<ul style="list-style-type: none"> – Mais viável para resíduos com baixo teor de celulose, como resíduo de cozinha – Única tecnologia viável para C/N < 20 	<ul style="list-style-type: none"> – Menor produção de biogás
Econômico & Ambiental	<ul style="list-style-type: none"> – Menor quantidade de metais pesados no composto 	<ul style="list-style-type: none"> – Maior investimento

Fonte: Vandevivere, *et al.* (2002)

Processos em batelada

Reatores em bateladas são alimentados, submetidos às reações/digestão, sendo então esvaziados e carregados novamente. Sistemas em batelada têm a vantagem de serem tecnicamente simples, baratos e robustos. Entretanto, requerem uma área de implantação maior comparado a sistemas de estágio único ATS uma vez que são muito menores e suas TCOs são duas vezes menores (Vandervivere, 1999 apud Verma, 2002). Outra desvantagem é a sedimentação de material no fundo do reator inibindo a digestão e o risco de explosão quando da descarga do reator.

Processos estágio único versus multi-estágio

Segundo muitos pesquisadores, a esperada vantagem da separação dos estágios para digestão de RSU não foi verificada na prática nas plantas em escala real. Segundo De Baere (2003), mais de 92% da capacidade da DA é realizado em processos de estágio único, em que a metanogênese e a hidrólise/acidogênese ocorrem no mesmo reator.

Processos mesofílicos versus termofílicos

A maioria das plantas de tratamento anaeróbio de lodos e efluentes industriais eram mesofílicas (35 a 40°C). Isto era devido aos altos custos de aquecimento e à operação mais instável dos sistemas termofílicos (50 a 60°C). No entanto, atualmente a capacidade de tratamento de plantas termofílicas na Europa é 604.000 t/ano em 34 plantas, o que equivale a 40% das plantas em operação (De Baere, 2003).



Processos úmidos versus secos

Os primeiros sistemas utilizados foram de BTS ou úmidos. Já em 1993 a capacidade instalada de sistemas de ATS superou os de BTS. Na Holanda foram construídas algumas grandes plantas com sistema de BTS (úmidos) em 2002 e 2003. Atualmente, da capacidade total instalada na Europa, 54% são de sistemas secos (ATS) e 46% de sistemas úmidos (BTS) (De Baere, 2003).

VANTAGENS E DESVANTAGENS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA

Principais vantagens da DA

Como principais vantagens da DA podemos citar (Braber, 1995):

- ♦ aumento da vida útil dos aterros sanitários;
- ♦ retirada da fração orgânica dos RSU, que é a fração que resulta em odores desagradáveis e geração de lixiviados de alta carga nos aterros sanitários;
- ♦ permite a coleta de todo o biogás gerado (em aterros o índice de recuperação é de 30 a 40 %);
- ♦ minimização da emissão de gases que aumentam o efeito estufa (CH_4 é 23 vezes maior que o CO_2);
- ♦ geração de produtos valorizáveis: biogás (energia e calor) e composto.

Problemas específicos

Os principais problemas são (Braber, 1995):

- ♦ a natureza (composição) dos resíduos pode variar dependendo da localização (zona de geração) e da estação do ano;
- ♦ mistura ineficiente de RSU e lodo de esgoto pode afetar a eficiência do processo;
- ♦ podem ocorrer obstruções de canalização por pedaços maiores de resíduos, principalmente em sistemas contínuos.

TECNOLOGIAS MAIS UTILIZADAS

Passaremos a seguir a descrição dos principais sistemas (tecnologias) e processos comerciais utilizados para digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos (Nichols, 2004; Murphy e McKeogh, 2004; Tchobanoglous *et al.*, 1993; De Baere, 2003; Singh, 2002; RISE-AT, 1998; CITEL, 2004).

Tecnologia Valorga

A tecnologia Valorga foi inicialmente desenvolvida na França e mais tarde pela Steinmuller Valorga Sarl, uma subsidiária da companhia alemã Steinmuller Rompf Wassertechnik GmbH. Inicialmente desenvolvida para tratar somente resíduo orgânico, foi adaptada para tratamento de RSU separados na fonte.

O processo da planta Valorga (Figura 1) consiste de seis unidades: unidade de recebimento e processamento do resíduo, DA, cura do composto, utilização do biogás, tratamento efluentes gasosos, e uma unidade opcional de tratamento de esgotos (quando o efluente não é tratado em ETE municipal). A planta inclui balança para pesagem dos caminhões, local fechado para descarga com tratamento do ar, separador eletromagnético e triagem para retirada de outros materiais, e triturador para redução do tamanho das partículas. Depois disso, o resíduo é alimentado continuamente à unidade de DA.

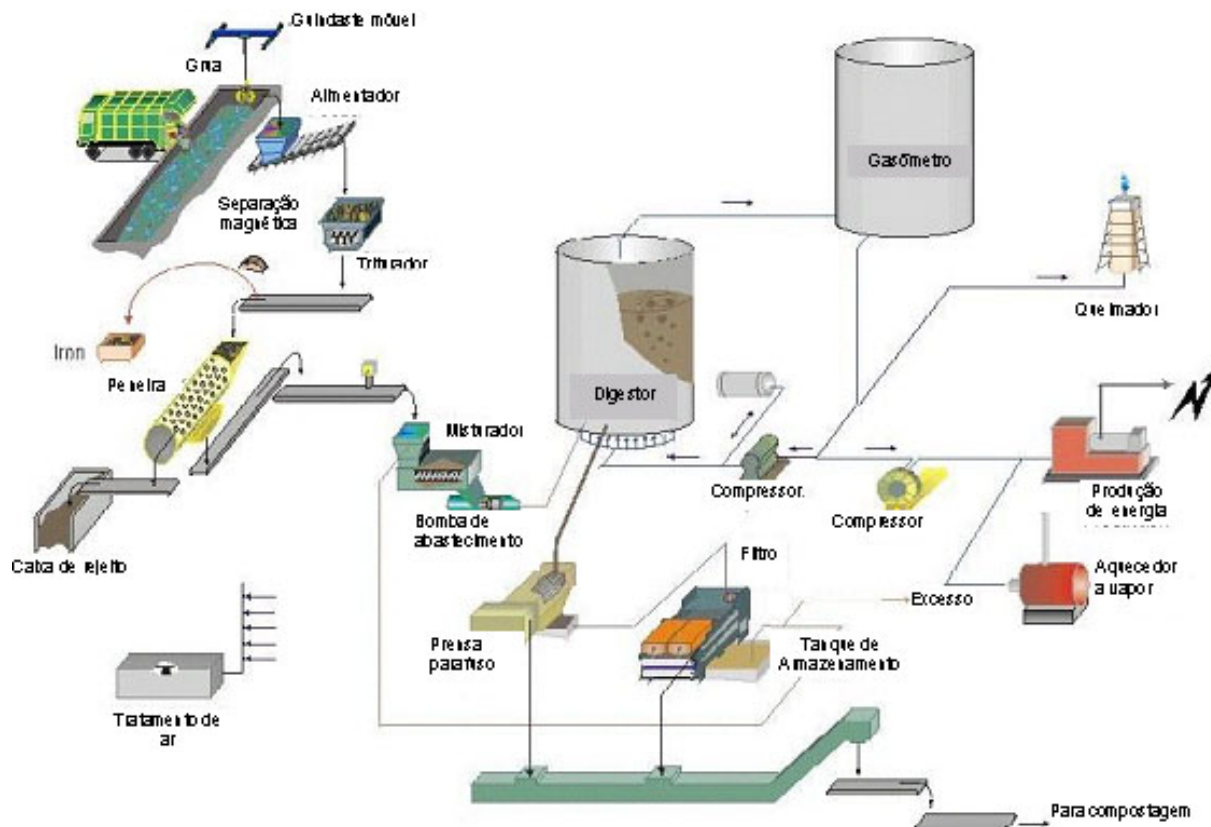


Figura 1 – Diagrama do processo Valorga (Fonte: Techfina, 2004)

Na unidade de DA (digestor ou reator) os resíduos são misturados com o lixiviado recirculado numa massa com cerca de 20 a 35 % de teor de sólidos, dependendo do tipo de resíduo. Portanto, o uso de água é mínimo. O digestor pode operar tanto da fase mesofílica quanto na termofílica.

O reator Valorga é um cilindro vertical de concreto com cerca de 20 m de altura e 10 m de diâmetro interno (Figura 2). Há uma parede vertical interna em toda a extensão vertical e a 2/3 do diâmetro do reator. Esta repartição interna minimiza a formação de curto-circuito e assegura fluxo contínuo em toda extensão do reator. Os orifícios para alimentação e retirada da massa digerida ficam localizados nos dois lados desta parede. A mistura material em digestão é feita pela injeção de biogás à alta pressão através de orifícios na base do reator. Não há partes mecânicas e a manutenção se resume à limpeza periódica dos orifícios da base do digestor.

Após a digestão o material digerido passa por um filtro-prensa para retirada do excesso de umidade. O lixiviado é usado na recirculação e o excesso tratado (*in situ* ou em uma ETE), e a parte sólida é enviada à planta de compostagem, onde permanece por duas semanas. O biogás gerado é utilizado para geração de eletricidade e vapor ou é injetado na rede de gás da cidade.



Figura 2 – Reator/digestor Valorga (Fonte: Singh, 2002)

Na tabela 4 são apresentadas as principais características das plantas Valorga e na tabela 5 é mostrada uma síntese das principais plantas em operação.

Tabela 4 – Principais características das plantas com tecnologia Valorga

Característica	Valor
Reator úmido ou seco, e teor de sólidos (%)	Seco, TS = 25 a 35%
Número de estágios	Único
Tempo de retenção (TDH)	18 a 25 dias (média 21 d)
Tipo de reator	Vertical bipartido, alimentação pela base
Produção de biogás (Nm ³ /t RSU)	80 a 160 (220 a 270 m ³ /t SV)
Uso de biogás produzido na própria planta (%)	–
Sistema de mistura do resíduo no interior do reator	Recirculação biogás aquecido e a alta pressão pela base do reator
Temperatura	Mesofílica (40°C) ou Termofílica (55°C)



Tabela 5 – Principais plantas Valorga em operação

Planta / Local	Ano de início	Tipo de resíduo	Capacidade (t/ano)	Volume do digestor (m³)	Produção de gás (Nm³/t res.)	Uso final do biogás
Amiens, França	1998	RSU	85.000	3 x 2.400	140 - 160	Vapor alta pressão
	1996	RSU		1 x 3.500		
Tilburg, Holanda	1994	Res. orgânico + papel	52.000	2 x 3.300	80 - 85	Injetado na rede de gás
Hannover, Alemanha	2002	RSU + lodo de esgoto	100.000 + 25.000	3 x 4.200	90	Calor e eletricidade
Varennes-Jarcy, França	2001	RSU + res. orgânicos	100.000	2 x 4.200 1 x 4.500	110 - 120	Eletricidade
Cadiz, Espanha	2000	RSU	215.000	4 x 4.000	145	Calor e eletricidade
Bassano, Itália	2002	RSU + res. orgânico + lodo de esgoto	44.200 + 8.200 + 3.000	3 x 2.400	129	Calor e eletricidade
Barcelona (Eco II), Espanha	2003	RSU	120.000	3 x 4.500	114	Calor e eletricidade
La Corunã, Espanha	2001	RSU	182.500	4 x 4.500	130 - 150	Calor e eletricidade

Tecnologia DRANCO

O processo DRANCO (Figura 3) é um sistema de DA com estágio único e alto teor de sólidos (seco). Pode tratar os mais diferentes tipos de resíduos. Opera numa temperatura de 50 a 58°C com tempo de retenção de 20 dias. A alimentação é feita continuamente pelo topo do reator e o material digerido é retirado pelo fundo, também continuamente. Também tem sistema de retirada do excesso de água e compostagem final por um período de duas semanas.

O processo de mistura ocorre pela descida por gravidade da massa de resíduos pelo reator, e pela recirculação de massa sólida. O lixiviado é recirculado para ajustar a concentração de sólidos nos resíduos alimentados. O composto produzido tem o nome comercial de “humotex”. A produção de biogás é da ordem de 100 a 200 m³ por tonelada de resíduo e é utilizado como calor e eletricidade. Cerca de 50% do biogás é utilizado na própria planta, sendo o restante vendido.

Na tabela 6 são apresentadas as principais características das plantas DRANCO e na tabela 7 é mostrada uma síntese das principais plantas em operação.

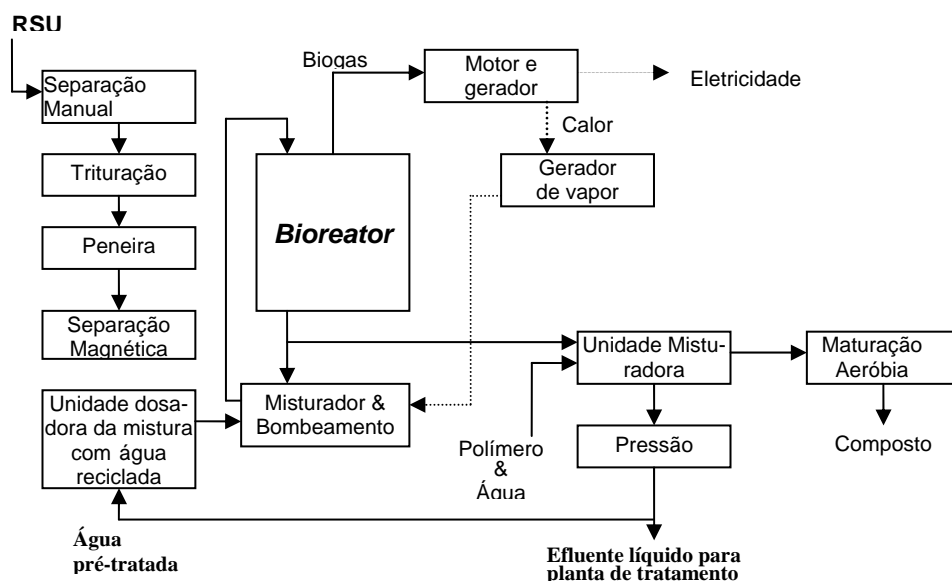


Figura 3 – Diagrama do processo DRANCO (Fonte: RISE-AT, 1998)



Tabela 6 – Principais características das plantas com tecnologia DRANCO

Característica	Valor
Reator úmido ou seco, e teor de sólidos (%)	Seco, TS = 20 a 50%
Número de estágios	Único
Tempo de retenção (TDH)	13 a 30 dias
Tipo de reator	Vertical, alimentação pelo topo
Produção de biogás (Nm ³ /t RSU)	100 a 200
Uso de biogás produzido na própria planta (%)	–
Sistema de mistura do resíduo no interior do reator	Recirculação da massa sólido em digestão
Temperatura	Termofílica

Tabela 7 – Principais plantas DRANCO em operação

Planta / Local	Ano de início	Tipo de resíduo	Capacidade (t/ano)
Brecht, Bélgica	1992	RSU + papel	12.000
Salzburg, Áustria	1993	RSU + lodo de esgoto	13.500
Kaiserslautern, Alemanha	1998	Res. orgânico	20.000
Brecht, Bélgica	1998	Res. orgânicos	35.000

Tecnologia BTA

O processo BTA foi desenvolvido nos anos 1980 pela empresa Biotechnische Abfallverwertung GmbH de Munique, Alemanha. É um sistema multi-estágio úmido (BTS) para tratamento de RSU que podem ser compostados ou reciclados.

O processo combina sofisticado processo de pré-tratamento e tecnologias de separação em ambiente fechado e altamente automatizado. As duas principais etapas do processo BTA são a “hidroliquefação” (hydropulping), um processo que remove contaminantes (plástico, vidro e metais) e homogeneiza os resíduos, produzindo uma massa orgânica em suspensão que flui através de um “sistema hidrodinâmico de remoção de materiais grosseiros” (hydrodynamic de-gritting system) para remoção de quaisquer cacos de vidro, pequenas pedras ou areia ainda presentes (Figura 4). Nas tabelas 8 e 9 são apresentadas mais informações do sistema BTA.

Tabela 8 – Principais características das plantas com tecnologia BTA

Característica	Valor
Reator úmido ou seco, e teor de sólidos (%)	Úmido
Número de estágios	Único e Dois Estágios
Tempo de retenção (TDH)	–
Tipo de reator	Vertical
Produção de biogás (Nm ³ /t RSU)	80 a 120
Uso de biogás produzido na própria planta (%)	–
Sistema de mistura do resíduo no interior do reator	Recirculação do líquido



Tabela 9 – Principais plantas BTA em operação

Planta / Local	Ano de início	Tipo de resíduo	Capacidade (t/ano)
Villacidro, Itália	2002	RSU + Lodo de esgoto	45.000
Newmarket, Canadá	2000	RSU + lodo de esgoto	150.000
Toronto, Canadá	2002	RSU	40.000
Munique, Alemanha	1997	Res. orgânicos	20.000
Elsinore, Dinamarca	1991	Res. orgânicos	20.000

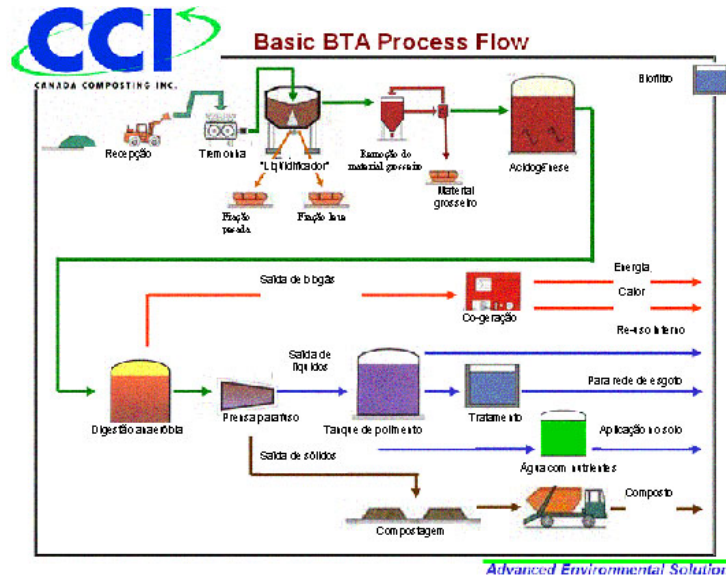


Figura 4 – Diagrama do processo BTA (Fonte: Canada Composting)

Tecnologia WAASA

O processo WAASA foi desenvolvido pela empresa CITEC (Finlândia). Inicialmente projetado para ser um sistema úmido, mesofílico e estágio único, atualmente esta tecnologia pode operar tanto em condições mesofílicas quanto termofílicas.

O sistema tem sido testado para vários tipos de resíduos, incluindo a mistura de RSU separados mecanicamente com biossólidos, e opera numa faixa de 10 a 15 % de teor de sólidos. O reator vertical consiste de tanque simples, embora tenha sido dividido internamente para criar uma câmara de pré-digestão. (O fabricante refere-se a isto como sendo “reatores gêmeos” de dois estágios, prevenindo o ocorrência de curto-circuito). Na figura 5 pode-se notar o topo destes reatores.



Figura 5 – Vista do topo do reator/digestor WAASA (Fonte: CITEC, 2004)

A mistura é feita através de injeção de biogás pela base do reator. As principais características desta tecnologia estão na tabela 10; e algumas plantas que utilizam digestor WAASA constam na tabela 11.

Tabela 10 – Principais características das plantas com tecnologia WAASA

Característica	Valor
Reator úmido ou seco, e teor de sólidos (%)	Úmido, TS = 10 a 15%
Número de estágios	Único
Tempo de retenção (TDH)	20 d (mesofílico) e 10 d (termofílico)
Tipo de reator	Vertical
Produção de biogás (Nm ³ /t RSU)	100 a 150
Uso de biogás produzido na própria planta (%)	20 a 30%
Sistema de mistura do resíduo no interior do reator	Recirculação de biogás pela base
Temperatura	Mesofílico e Termofílica
Redução de volume / redução de massa	60% / 50 a 60%

Tabela 11 – Principais plantas WAASA em operação

Planta / Local	Ano de início	Tipo de resíduo	Capacidade (t/ano)	Volume do digestor (m ³)	Produção de gás (Nm ³ /t res.)	Uso final do biogás
Vagron/Groningen, Holanda	2000	RSU	92.000	4 x 2.750	100 – 150	–
Vaasa, Finlândia		RSU	15.000			

Tecnologia Kompogas

A companhia suíça Kompogas foi estabelecida no final de 1980, com a primeira planta sendo instalada em Rümlang, Suíça, no ano de 1991, com apoio do governo suíço e do Cantonado de Zurique.

Para produzir energia a partir de resíduos de jardinagem e resíduos orgânicos separados na fonte, os contaminantes com alto teor de sólidos são removidos antes de entrarem no sistema de digestão seco, estágio único e termofílico. A alimentação é feita diariamente em reatores cilíndricos; o sistema de digestão continua ocorre horizontalmente (Figura 6), ajudado pela lenta rotação e a ação intermitente de saliências (ranhuras) no interior do reator (que também servem para homogeneizar, desgastar, e suspender novamente materiais mais pesados). O sistema requer cuidadoso ajuste de teor de sólidos em torno de 23 a 28 % dentro do reator. Com teor de sólidos mais baixos, materiais pesados como areia e cacos de vidro pode descer e acumular no interior do reator; valores elevados de sólidos pode causar excessiva resistência ao fluxo horizontal.

O tempo de retenção é em torno de 15 a 20 dias. Durante este tempo ocorre a eliminação de germes e sementes de ervas daninhas. Por questões construtivas, o volume do reator Kompogas é limitado a capacidades de



23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

15.000 a 25.000 t/ano, sendo os reatores instalados em paralelo para atingir a capacidade instalada. Outras características, ver tabela 12.

Tabela 12 – Principais características das plantas com tecnologia Kompogas

Característica	Valor
Reator úmido ou seco, e teor de sólidos (%)	Seco, TS = 23 a 28%
Número de estágios	Único
Tempo de retenção (TDH)	15 a 20 dias
Tipo de reator	Cilindro horizontal com rotação
Produção de biogás (Nm ³ /t RSU)	130
Uso de biogás produzido na própria planta (%)	–
Sistema de mistura do resíduo no interior do reator	Rotação do cilindro
Temperatura	Mesofílica e Termofílica



Figura 6 – Reator/digestor horizontal Kompogas

Tecnologia Linde-KCA

Este processo tem tecnologia da empresa austríaca Austrian Energy & Environment e é de propriedade da alemã Linde-KCA-Dresden GmbH.

O primeiro DA deste tipo foi construído em 1985 baseado na digestão úmida. O processo úmido de dois estágios tem um tanque onde se realiza a hidrólise e uma opção de aeração intermediária, seguida de unidade de metanização (Figura 7). Uma das características do processo é a remoção automática de contaminantes (materiais pesados e materiais leves), na etapa de pré-tratamento combinando um mecanismo de dissolução dos resíduos e um peneira rotativa em plano inclinado, e um reator com retro-alimentação projetado para a recirculação de biogás pela base através de um tubo seco, por onde pode ser injetado também calor (vapor).

A digestão seca (ATS) pode tanto ser mesofílica quanto termofílica e acontece num reator retangular de concreto, de fluxo contínuo horizontal. O ajuste da concentração de ácidos é feito ao longo do processo de digestão. No interior do digestor há uma série de agitadores colocados transversalmente; e na base há uma esteira para a retirada e transporte da massa digerida. Podem ser utilizados resíduos com teor de sólidos de 15 a 45 %, com uma produção de 100 m³ de biogás por tonelada de resíduos.



Figura 7 – Planta de DA úmida Linde-KCA (Fonte: Linde-KCA-Dresden, 2004)

Comparação entre as tecnologias avaliadas

Na tabela 13 é apresentado um resumo comparativo das principais características das tecnologias anteriormente discutidas (Valorga, DRANCO, BTA, WAASA, Kompogas e Linde-KCA). Além destas, outras tecnologias de digestão anaeróbia também são citadas: Biocel, Wabio, HSAD, BTZ, HIMET e Bioscan (Chhabria, 2004; Tchobanoglous *et al.*, 1997). Pode-se verificar que embora haja sistemas úmidos, a maior parte é do tipo sistema seco. Em relação ao número de estágios vê-se uma nítida supremacia dos reatores estágio único em relação aos multi-estágio.

Tabela 13 – Comparação entre as principais tecnologias comerciais de DA

Característica	Valorga	DRANCO	BTA	WAASA	Kompogas	Linde-KCA
Reator úmido ou seco, e teor de sólidos (%)	Seco TS = 25 a 35%	Seco TS = 20 a 50 %	Úmido	Úmido TS = 10 a 15%	Seco TS = 23 a 28%	Seco / Úmido 15 a 45%
Número de estágios	Único	Único	Único 2 Estágios	Único	Único	Único 2 Estágios
Tempo de retenção (TDH)	18 a 25 dias	15 a 30 dias	–	20 d (meso) 10d (termo)	15 a 20 dias	–
Tipo de reator	Vertical bi-partido	Vertical	Vertical	Vertical	Cilindro horizontal com rotação	Seco: horizontal Úmido: vertical
Produção de biogás (Nm ³ /t RSU)	80 a 160 220 a 270 m ³ /t SV	100 a 200	80 -120	100 a 150	130	100
Uso de biogás produzido na própria planta (%)	–	–	–	20 a 30%	–	–
Sistema de mistura dos resíduos no interior do reator	Recirculação do biogás aquecido e a lata pressão pela base do reator	Recirculação do material sólido em digestão	Recirculação do líquido	Recirculação do biogás pela base	Rotação do cilindro	–
Outras informações	Sem partes mecânicas internas	Alimentação pelo topo Bombeamento material alto TS	–	Redução de Volume: 60% Redução de massa: 50 a 60	–	–

CONSIDERAÇÕES FINAIS E CONCLUSÕES

Na tabela 4 é apresentado um resumo comparativo das principais características das tecnologias comerciais de digestão anaeróbia que estão sendo utilizadas na Europa. Pode-se verificar que embora haja sistemas úmidos, a maior parte das plantas implantadas é do tipo sistema seco. Deve-se ressaltar que embora os sistemas sejam ditos “secos”, eles ainda trabalham com teor de sólidos (TS) na faixa 20 a 30 %, ou seja, com umidade de 70 a



23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

80 %. Como a umidade natural dos resíduos gira em torno de 50 %, há a necessidade de adição de líquidos. A exceção é a tecnologia que DRANCO, que possui plantas com TS de 50 %, ou seja, sem necessidade de adição de umidade.

Em relação ao número de estágios vê-se uma nítida supremacia dos reatores estágio único em relação aos multi-estágio. Neste caso a operação deve ser mais cuidadosa, uma vez que os dois principais processos (hidrólise/acetogênese e metagênese) ocorrem no mesmo reator. Isto implica em na necessidade de um cuidado maior com a definição das taxas de alimentação (TCO).

O tempo médio de retenção da biomassa no interior do reator para todas as tecnologias avaliadas é da ordem de 3 semanas; e a produção média de biogás é de 120 Nm³/t de resíduo alimentado (com variação de 80 a 200 Nm³/t).

Há quatro tipos de básicos mistura: recirculação do líquido (em sistemas úmidos); a recirculação da massa sólida; a recirculação do biogás pela base; e a rotação em cilindro horizontal. A forma de mistura e a consequente aceleração e otimização do processo de degradação anaeróbia que cada tecnologia adota, é o que difere de maneira fundamental estas tecnologias.

Considerando a geração de RSU no Brasil, tem-se um potencial de geração de energia a partir destes resíduos de 50 TWh, equivalente a 17 % da demanda nacional de energia (Oliveira e Rosa, 2003).

O crescimento da implantação de plantas de DA na Europa nos últimos 5 anos é resultado da necessidade do tratamento dos resíduos orgânicos antes da disposição em aterros. Além disso, a demanda por energia renovável que é gerada nestas plantas, aliada a vários outros benefícios ambientais, irão também estimular o mercado da digestão anaeróbia. Embora as unidades de DA requeiram um custo de investimento até 20 % superior às plantas de compostagem na Europa, Mata-Alvarez *et al.* (1992) afirmam que com a valorização da energia renovável a DA pode se tornar mais viável que a compostagem convencional.

Além dos custos de implantação, os principais fatores que influem na viabilidade econômica da DA de RSU são os custos de disposição final em aterros sanitários, o valor da energia renovável, e no caso do Brasil ou dos países em desenvolvimento, a possibilidade de comercialização de créditos de carbono (Mata-Alvarez *et al.*, 1992; Reichert e Silveira, 2005).

As tecnologias descritas neste trabalho são aplicáveis para média e grande escala. Mas é possível aplicar a tecnologia de forma sustentável para pequenas comunidades. Hessami *et al.* (1996) descrevem um reator anaeróbio desenvolvido para uma comunidade de 500 pessoas. Com um volume de 9,0 m³, com capacidade para 260 kg/d (resíduo orgânico com densidade de 900 kg/m³). A produção de biogás esperada é de 8,0 m³/d com um poder calorífico de 20 MJ/m³ e geração de energia de 160 MJ/d (ou 45 kWh/d).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. BIOGASWORKS. 2004. <http://www.biogasworks.com>. Acessado em abril de 2004.
2. BOUALLAGUI H.; HAOUARI O.; TOUHAMI Y.; BEN CHEIKH R.; MAROUANI L.; HAMDY M. 2004. Effect of temperature on the performance of an anaerobic tubular reactor treating fruit and vegetable waste. *Process Biochemistry*, p.1-6.
3. BRABER K. 1995. Anaerobic digestion of municipal solid waste: a modern waste disposal option on the verge of breakthrough. *Biomass and Bioenergy*, V.9, n.1-5, p.365-376.
4. CANADA COMPOSTING. 2004. <http://www.canadacomposting.com/processflow.htm>. Acessado em 25/02/2004.
5. CHERNICHARO, C.A.L. 1997. *Reatores anaeróbios*. Belo Horizonte: DESA-UFMG. 245 p.
6. CITEC. 2004. <http://www.citec.fi/Default.aspx?id=297913>. Acessado em abril de 2004.
7. CHHABABRIA, N.D. 2004. Wabio anaerobic digestion process to produce energy from garbage. UNDP. <http://www.undp.org.in/programe/GEF/september/page16-20.htm>. Acessado em 23/04/2004.
8. DE BAERE L. 2003. State-of-the-art of anaerobic digestion of municipal solid waste. In: NINTH INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, 2003, Cagliari, Italy. Proceedings. CISA p.1-9.
9. EUROPA, 1999. Council Directive 1999/31/EC on the landfill of waste. EC, 29 de abril de 1999.



23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

10. GALLERT C.; HENNING A.; WINTER J. 2003. Scale-up of anaerobic digestion of the biowaste fraction from domestic wastes. *Water Research*, V.37, p.1433–1441.
11. HESSAMI M.-A.; CHRISTENSEN S.; GANI R. 1996. Anaerobic digestion of household organic waste to produce biogas. *Renewable Energy*, V.9, n.1-4, p.954-957.
12. LINDE-KCA-DRESDEN GMBH. 2004. <http://62.27.58.13/en/en.jsp>. Acessado em abril de 2004.
13. MATA-ALVAREZ J.; CECCHI F.; LLABRÉS P.; PAVAN P. 1992. Anaerobic digestion of the Barcelona central food market organic wastes. Plans design and feasibility study. *Bioresource Technology*, England, V.42, p.33–42.
14. MATA-ALVAREZ J.; MACÉ S.; LLABRÉS P. 2000. Anaerobic digestion of organic solid waste. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology*, V.74, p.3–6.
15. MURPHY J.D.; MCKEOGH E. 2004. Technical, economic and environmental analysis of energy production from municipal solid waste. *Renewable Energy*, V.29, n.7, p.1043–1057.
16. NICHOLS, C.E. 2004. Overview of anaerobic digestion technologies in Europe. *BioCycle*, V.45, n.1, p.47–51.
17. OLIVEIRA L.B.; ROSA L.P. 2003. Brazilian waste potential: energy, environmental, social and economic benefits. *Energy Policy*, V.31, p.1481–1491.
18. REICHERT, G.A. E SILVEIRA, D.A. 2005. Estudo de viabilidade da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos com geração de energia. In: 23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2005, Campo Grande, Brasil. *Artigos Técnicos*, ABES.
19. RISA-AT. 1998. Review of current status of anaerobic digestion technology for treatment of municipal solid waste. Regional Information Service Center for South East Asian on Appropriate Technology. Chiang Mai, Thailand, 22 p.
20. SINGH R.; ANAND R.C. 1994. Comparative performances of Indian small solid-state and conventional anaerobic digesters. *Bioresource Technology*, V.47, p.235–238.
21. SINGH, R. 2002. The 1,5 million ton success – biomethanation of MSW by the Valorga process. *Bioenergy News*, V.6, n.4, India.
22. SÖDERMAN M.L. 2003. Recovering energy from waste in Sweden – a systems engineering study. *Resources, Conservation and Recycling*, V.38, p.89–121.
23. TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. A. 1993. *Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues*. New York: McGraw-Hill Inc, 978 p..
24. TECHFINA. 2004. http://techfina.ch/e-sch_metha.html. Acessado em abril de 2004.
25. VANDEVIVERE P.; DE BAERE L.; VERSTRAETE W. 2002. Types of anaerobic digesters for solid wastes. In: **Biomethanization of the organic fraction of municipal solid waste**. IWA. 336p.
26. VERMA S. 2002. Anaerobic digestion of biodegradable organics in municipal solid wastes. Columbia University – Department of Earth & Environmental Engineering. 50p. Dissertação (Mestrado).