

## VI-191 - ACV DE DOIS SISTEMAS SIMPLIFICADOS DE TRATAMENTO DE ESGOTO: UASB+SAC E UASB+FBP

**Katia Gonçalves Gutierrez<sup>(1)</sup>**

Engenheira Agrícola e Ambiental. Doutora em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela UFMG. Pesquisadora do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG.

**Matheus Augusto de Oliveira Fernandes**

Graduando em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Minas Gerais

**Carlos Augusto de Lemos Chernicharo**

Engenheiro Civil e Sanitarista. Doutor em Engenharia Ambiental pela Universidade de Newcastle upon Tyne – UK, Professor Associado do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG.

**Endereço<sup>(1)</sup>:** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Av. Antônio Carlos, 6.627 - Campus Pampulha, Escola de Engenharia bloco 1 sala 4400, 31310-490 Belo Horizonte, Brasil. e-mail: [katiaggutierrez@hotmail.com](mailto:katiaggutierrez@hotmail.com)

### RESUMO

Em municípios de até 50.000 habitantes e em condomínios residenciais, os sistemas de tratamento de esgoto doméstico (STED) de pequeno porte e/ou descentralizados têm se tornado uma opção interessante por serem alternativas acessíveis em locais desprovidos de redes coletoras de esgoto. Nesse sentido, os sistemas simplificados despontam como uma alternativa bastante promissora para a realidade nacional, com os sistemas combinados anaeróbio/aeróbios se destacando pela grande aplicabilidade e produção de lodo de excesso relativamente menor quando comparado com sistemas exclusivamente aeróbios. Soma-se ainda, a produção de biogás que pode ser usado para produção de energia, além de baixos custos de implantação e de operação, manutenção simples e boa eficiência. Este trabalho seguiu princípios das normas da série ABNT NBR ISO 14.040 e 14.044 e apresenta o desempenho ambiental, por meio da avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV) dos STED UASB+SAC e UASB+FBP, em função do gerenciamento dos subprodutos gerados, com queima do biogás em *flare* e aterramento do lodo e com uso do biogás em caldeira e do lodo como biofertilizante. Utilizou-se o software SimaPro e os métodos ReCiPe e CED (demanda acumulada de energia), tendo sido o *m<sup>3</sup> de esgoto* adotado como unidade funcional. Pelos resultados obtidos é possível inferir que a rota *flare+aterro* teve piores resultados comparativamente à rota *caldeira+biofertilizante*, independentemente do STED adotado, com exceção dos impactos depleção de camada de ozônio, ecotoxicidade aquática e eutrofização. A rota *caldeira+biofertilizante* apresentou exclusivamente impactos ambientais positivos para toxicidade humana (TH) e ecotoxicidade terrestre (ET) e também para a CED, em ambos os STED. O STED com menor produção de lodo, UASB+SAC obteve melhores resultados nos impactos ambientais que se relacionam à emissão de gases à atmosfera pelo consumo de materiais fósseis (combustível) ou pela queima do biogás: TH, ET e CED. A qualidade do efluente afetou exclusivamente o impacto ambiental eutrofização de água doce, evidenciando a carência de inclusão de novos aspectos ambientais para legitimização das avaliações de impacto ambiental relacionados aos STED. A destinação do lodo como biofertilizante se mostrou uma boa alternativa em termos de redução nos potenciais dos STED. Todavia, os resultados apontam a necessidade de se pensar métodos alternativos de tratamento do lodo, já que foi bastante marcante a contribuição negativa da cal virgem em diversos dos impactos ambientais analisados.

**PALAVRAS-CHAVE:** Avaliação de Ciclo de Vida, Sistemas de Tratamento de Esgoto Doméstico, Reator UASB, Filtro Biológico Percolador, Sistema de Alagados Construídos.

### INTRODUÇÃO

Dados da pesquisa nacional de saneamento básico (IBGE, 2010) apontam que, aproximadamente 80% dos 5.564 municípios brasileiros tem população inferior a 50.000 habitantes e apenas 27,2% destes dispõem de sistemas de tratamento de esgoto doméstico (STED). Nestes municípios e em condomínios residenciais, os STED de pequeno porte e/ou descentralizados têm se tornado uma opção sustentável por serem alternativas acessíveis em locais desprovidos de redes coletoras de esgoto.

Nesse sentido, os sistemas simplificados despontam como uma alternativa bastante promissora para a realidade nacional, com os sistemas combinados anaeróbio/aeróbios se destacando pela grande aplicabilidade e produção de lodo de excesso relativamente menor quando comparado com sistemas exclusivamente aeróbios (CHERNICHARO, 2001). Soma-se ainda, a produção de biogás que pode ser usado para geração de energia (ROSA, 2013), além de baixos custos de implantação e de operação, manutenção simples e boa eficiência.

Dentre as diversas alternativas disponíveis de sistemas combinados, duas têm sido frequentemente consideradas por pesquisadores, relacionadas ao uso do reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo ou UASB (ALMEIDA, 2012; CANO *et al.*, 2011; CALIJURI *et al.*, 2009; DORNELAS, 2008; CHERNICHARO, 2006; CHERNICHARO *et al.*, 2001; SOUSA *et al.*, 2000): os sistemas de alagados construídos (SAC), sistemas que buscam recriar, na medida do possível, a estrutura e função dos ecossistemas alagados naturais, atuando como filtros "da natureza" (ITRC, 2003) e os filtros biológicos percoladores (FBP) que são constituídos com meio suporte de material grosseiro, tal como pedras, ripas ou material plástico, sobre o qual o esgoto é aplicado continuamente (PONTES, 2003).

Todavia, independentemente do porte, a escolha entre tecnologias de tratamento de esgoto é uma decisão desafiadora, pois diversas variáveis podem interferir em seu custo de implantação e, principalmente, em sua sustentabilidade ambiental. Dessa forma, a avaliação de ciclo de vida (ACV) tem sido apresentada como uma metodologia de apoio eficiente aos tomadores de decisão, por permitir experimentações técnicas em busca da redução de impactos ambientais, já sendo utilizada desde a década de 1990 e tendo sido apontada como um importante instrumento no atendimento às demandas contemporâneas mais urgentes do saneamento em termos de avaliação de seus impactos ambientais.

O presente trabalho busca avaliar o desempenho ambiental, por meio da <sup>1</sup>avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV), de dois sistemas simplificados de tratamento de esgoto doméstico, em função do gerenciamento dos subprodutos gerados. Para tal, considerou-se duas diferentes rotas de disposição, incidindo em quatro combinações de tratamento/disposição:

- UASB+SAC com queima do biogás em *flare* e aterramento do lodo;
- UASB+SAC com uso do biogás em caldeira e do lodo como biofertilizante;
- UASB+FBP com queima do biogás em *flare* e aterramento do lodo e
- UASB+FBP com uso do biogás em caldeira e do lodo como biofertilizante.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Objetivo e escopo do trabalho

Este trabalho avaliou os impactos ambientais potenciais relacionados ao tratamento de esgoto doméstico, incluindo aqueles referentes ao gerenciamento dos subprodutos gerados, lodo e biogás, não sendo consideradas nas análises as etapas de coleta e transporte do esgoto, implantação e descomissionamento dos STED e equipamentos.

Foram adotados princípios das normas da série ABNT NBR ISO 14.040 e 14.044 para gestão ambiental e avaliação do ciclo de vida – princípios e estrutura (ABNT, 2009a) e requisitos e orientações (ABNT, 2009b). O software SimaPro que tem sido frequentemente utilizado em pesquisas de ACV em STED foi adotado. Para as avaliações do impacto do ciclo de vida (AICV), o método escolhido foi o ReCiPe para: mudanças climáticas, depleção da camada de ozônio, acidificação terrestre, eutrofização de água doce, toxicidade humana, formação de oxidantes fotoquímicos, e ecotoxicidade de água doce. O método CED, ou demanda acumulada de energia, foi usado para avaliação do impacto de mesmo nome.

A unidade funcional escolhida, ou a base para a comparação entre tratamentos e respectivas rotas, foi o metro cúbico de esgoto doméstico a ser tratado. Todas as emissões, materiais e consumo de energia foram então referidas a esta unidade funcional, que será tratada no texto como *m<sup>3</sup> de esgoto*.

<sup>1</sup>Num contexto de avaliação de ciclo de vida (ACV), a análise de impacto pode servir a dois objetivos (SETAC, 1993): tornar os dados de inventário mais relevantes pelo aumento do conhecimento acerca dos potenciais impactos ambientais; e, facilitar a agregação e interpretação dos dados de inventário em formas que sejam mais manejáveis e significativas para a tomada de decisão.

## Inventário de ciclo de vida (ICV)

A construção dos inventários de ciclo de vida (ICV) seguiu princípios da série de normas ISO 14.040 e foi desenvolvido em planilhas (Excel), a partir de aspectos ambientais relativos aos sistemas. A Figura 1 traz o escopo da AICV, onde são contempladas as entradas e saídas principais dos sistemas, incluindo os subprodutos.

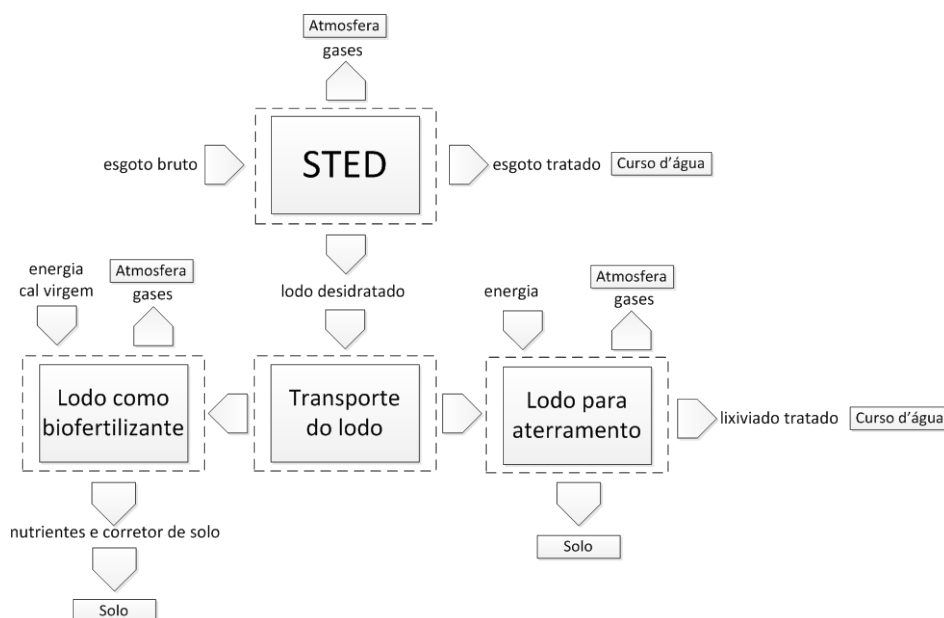


Figura 1: Escopo dos sistemas de tratamento

As emissões relacionadas ao transporte são contempladas em todas as esferas ambientais dentro do inventário correspondente que está disponível no banco de dados utilizado, o Ecoinvent.

Por se tratar de um estudo genérico e comparativo, os dados de caracterização do afluente a ser tratado pelos sistemas foram baseados em contribuições *per capita* usuais, como é demonstrado na Tabela 11. A produção de esgoto adotada foi de 150 L/hab.dia.

Tabela 1 – Características adotadas para o afluente (esgoto bruto)

Poluentes	Contribuição <i>per capita</i> (g/hab.dia)	Concentração (mg/L)
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	50	333
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	100	667
Sólidos Suspensos Totais (SST)	45	300
Nitrogênio total (NT)	8	53
Fósforo Total (PT)	1	6,7

## Caracterização qualitativa e quantitativa das emissões (e produções) dos STED, incluindo as rotas de gerenciamento do lodo e biogás

Partiu-se da premissa de que os consumos energéticos dos STED são equivalentes. Dessa forma, foi possível assumir-se que não haverá consumo energético para operação dos STED e que o efluente será lançado em curso d'água próximo, não sendo atribuído, também, gasto energético para este fim.

## Emissões líquidas

As eficiências individuais dos sistemas e a caracterização do efluente final são apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2 - Caracterização esperada do efluente após tratamento nos STED

Poluente	Concentração afluente adotada (mg/L)	(*)Eficiências de remoção adotadas (%)			Concentração efluente esperada (mg/L)		
		UASB	UASB+SAC	UASB+FBP	UASB	UASB+SAC	UASB+FBP
DBO	333	70	92	90	100	27	33
DQO	667	65	88	86	233	80	93
SST	300	73	97	92	83	9	24
NT	53	-	30	20	-	37	43
PT	6,7	-	40	20	-	4	5

Fonte: (\*)adaptadas de OLIVEIRA, (2006) e VON SPERLING (2014) - Quadro 4.14, página 357

Estudos como o de Oliveira (2006) demonstram que o desempenho das tecnologias de tratamento de esgoto é bastante variado, sendo influenciado, inclusive, por condições operacionais, o que subsidiou a inferência de que a qualidade do efluente produzido nos sistemas seja similar e comparável, apesar das diferenças esperadas entre estes.

### Emissões gasosas

#### a) Gases gerados no reator UASB

As emissões dos reatores foram referenciadas ao metano, na forma de emissão direta ou fugas e, também em relação à sua queima. A produção *teórica* desse gás foi estimada em 61,48g CH<sub>4</sub>/m<sup>3</sup> de esgoto, e a produção *real*, com potencial de queima em 35,33 g CH<sub>4</sub>/m<sup>3</sup> de esgoto (adotado).

#### b) Queima do biogás gerado no reator UASB

A estimativa de produção de gases pela queima do biogás foi tratada a partir de fatores de emissão, que são função da quantidade de metano ou da massa de resíduo (lodo) e são apresentados na Tabela 3. As eficiências de queima consideradas foram de 50% para *flare* (UNFCCC, s.d.) e 85% para caldeira (ROSA, 2013).

Tabela 3 - Emissões atmosféricas pela queima do biogás do reator UASB

	Fator de emissão		Emissão atmosférica			
	Flare	Caldeira	Flare		Caldeira	
Gases	g/Nm <sub>3</sub> CH <sub>4</sub>		g/m <sup>3</sup> de esgoto			
CH <sub>4</sub> (direta)	NA		17,67		5,30	
NO <sub>x</sub>	0,63		2,03x10 <sup>-2</sup>		3,45 x10 <sup>-2</sup>	
CO	0,74		2,37x10 <sup>-2</sup>		4,02 x10 <sup>-2</sup>	
			UASB+SAC	UASB+FBP	UASB+SAC	UASB+FBP
	g/ton <sub>residuo</sub>		g/m <sup>3</sup> de esgoto			
SO <sub>x</sub> (como SO <sub>2</sub> )	80		2,16 x10 <sup>-1</sup>	4,32x10 <sup>-1</sup>	2,16x10 <sup>-1</sup>	4,32x10 <sup>-1</sup>

Fonte: BEYLOT et al. (2013)

#### c) Gases gerados e emitidos pelo SAC (sistema de alagados construídos)

As taxas de emissão de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) e metano (CH<sub>4</sub>) reportadas por Fuchs *et al.* (2011), para SAC, foram adaptadas para a realidade desta pesquisa, chegando-se aos valores de 29,1 g CH<sub>4</sub>/ m<sup>3</sup> de esgoto e 0,29 gN<sub>2</sub>O/m<sup>3</sup> de esgoto.

#### d) Gases gerados e emitidos pelo FBP (filtro biológico percolador)

As emissões de gases relacionadas ao FBP foram adaptadas às advindas de um STED do tipo SAC vertical (FUCHS, 2011) pela semelhança entre os sistemas e a ausência de dados específicos ao FBP. Assim, estimou-se emissão da ordem de 2,68 g CH<sub>4</sub>/ m<sup>3</sup> de esgoto e de 0,23 g N<sub>2</sub>O/m<sup>3</sup> de esgoto no FBP.

#### e) Calor produzido pela queima do biogás

O calor produzido foi considerado em função do poder calorífico inferior (PCI) do biogás, considerada 25,1 MJ/m<sup>3</sup> de biogás (LOBATO, 2012). O calor perdido na queima (50% para o flare e 15% para a caldeira) foi

contabilizado como ônus do tratamento. Para a caldeira, foi considerada, ainda, uma perda técnica de 30% na contabilização líquida do calor produzido antes desse ser creditado aos sistemas.

Dada a produção líquida de biogás, 0,13 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> de esgoto e o PCI, os valores de calor perdido para o flare e caldeira foram, respectivamente, 1,60 MJ/m<sup>3</sup> de esgoto e 0,82 MJ/m<sup>3</sup> de esgoto. Para a caldeira, o calor útil foi de 1,90 MJ/m<sup>3</sup> de esgoto. Não foi considerado calor útil para o flare, já que não se apreciou uso para este.

## Emissões sólidas (lodo)

### a) Lodo líquido

A produção de lodo dos STED foi baseada em produções médias (VON SPERLING, 2014): i) UASB+FBP - 5,4 kg de lodo/m<sup>3</sup> de esgoto e ii) UASB+SAC - 2,7 kg de lodo/m<sup>3</sup> de esgoto. Em se tratando do sistema UASB+SAC, foi considerada apenas geração de lodo no reator UASB.

### b) Lodo desidratado

Considerou-se que o lodo foi desidratado em um sistema natural (em leitos de secagem, sem consumo de energia), com aumento de sólidos totais de 3% para 35% no sistema UASB+FBP e de 4% para 35% no sistema UASB+SAC.

### b.1) Biofertilizante

Foi considerado *biofertilizante* a mistura do lodo desidratado com a adição de 50% de cal virgem, em relação ao peso do lodo seco (ANDREOLI *et al.*, 2013). Este biofertilizante contabilizou créditos como fertilizante do solo, em termos de NPK e corretor de pH de solo, como calcário evitado (Tabela 4).

Tabela 4 – Consumo de cal virgem e produção do biofertilizante

Tipo de STED	Lodo desidratado (65% de umidade)	(*) Cal virgem ou calcário (equivalente)	(**) Biofertilizante (lodo 70% + cal virgem)
	kg/m <sup>3</sup> de esgoto		
UASB+FBP	3,62	0,63	4,51
UASB+SAC	1,83	0,32	2,28

Nota: (\*) a cal virgem equivale a 50% do peso seco do lodo; (\*\*) A massa de lodo desidratada foi corrigida para a umidade de 70% a fim de alinhar-se os dados aos de Nascimento (2014). Todavia, o cálculo de cal virgem foi feito em função do lodo a 65%.

Considerando a digestão anaeróbia do lodo e a adição da cal, a forma química dos nutrientes contabilizados em termos de NPK na AICV foram: ureia amônia nitrato (N), fosfato amônia nitrato (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) e potássio nitrato (K<sub>2</sub>O). Na Tabela 5 são listadas as concentrações adotadas e as respectivas produções de cada um dos nutrientes por STED.

Tabela 5 - Créditos de nutrientes (NPK) ao sistema

Nutrientes produzidos pelo sistema (g/m <sup>3</sup> de esgoto)			
Tipo de STED	N	P	K
UASB+FBP	37,46	29,78	23,92
UASB+SAC	18,92	15,05	12,08

Fonte: NASCIMENTO, 2014

Nota: os créditos de NPK ao sistema foram estimados considerando-se as seguintes concentrações de nutrientes no lodo caleadado (<sup>2</sup>70% de umidade)(em dag/kg): N (N<sub>total</sub>) = 0,83; P (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) = 0,66; K (K<sub>2</sub>O) = 0,53

Para a aplicação do biofertilizante em solo agrícola foi considerado o uso de um equipamento específico, o caleador. O consumo de combustível adotado para o caleador foi determinado em função da taxa de aplicação do biofertilizante e do fator de consumo de combustível do mesmo. As emissões diretas para a atmosfera relacionadas à aplicação do biofertilizante foram calculadas em função de fatores de emissão para motores diesel (caleador).

<sup>2</sup>A massa de lodo desidratada foi corrigida para a umidade de 70% a fim de alinhar-se os dados aos de Nascimento (2014). Todavia, o cálculo de cal virgem foi feito em função do lodo a 65%.



## b.2) Aterro Sanitário

A Tabela 6 apresenta as emissões diretas à atmosfera durante o aterramento do lodo, em função da composição do biogás. Esta composição é derivada das faixas de composição de biogás de aterro apresentada em Tchobanoglous (1993).

**Tabela 6 - Gases oriundos do aterramento do lodo**

<sup>(*)</sup> Gases	CH <sub>4</sub>	N <sub>2</sub>	NH <sub>3</sub>	CO	SO <sub>2</sub>
Tipo de STED	kg/m <sup>3</sup> de esgoto				
UASB+FBP	43,81	1,59	0,4	0,08	0,4
UASB+SAC	22,13	0,8	0,2	0,04	0,2

Nota: <sup>(\*)</sup> o CO<sub>2</sub> representa aproximadamente 42% da composição do biogás, todavia não foi contemplado visto ser um gás de origem biogênica (IPCC, 2006); Em V/V: N<sub>2</sub>, 2%; NH<sub>3</sub>, 0,5%; CO, 0,1% e SO<sub>2</sub>, 0,5%.

As emissões para a água correspondentes ao lodo aterrado referem-se ao lixiviado produzido no aterro após tratamento em sistema australiano de lagoas (composto de uma lagoa anaeróbia, com altura de cinco metros e seguido de lagoa facultativa, com altura de dois metros), que é comumente utilizado no país. Para o cálculo de volume de lixiviado, optou-se por desconsiderar variações em volume durante o tratamento do lixiviado, já que as emissões relacionadas à produção e tratamento do lodo do sistema de lagoas não foram contempladas devido à ausência de dados específicos. Para emissões atmosféricas do tratamento em lagoas, foram considerados dados do Painel Internacional de Mudanças Climáticas (IPCC, 2006) em termos de emissão de metano, que são função da massa de DBO removida.

Em relação à fase de operação do aterro, as emissões são relacionadas exclusivamente ao espalhamento e compactação do resíduo (1,02 L diesel/ t lodo) e o recobrimento do mesmo (0,1 L diesel/t lodo). A partir do PCI do diesel, determinou-se o consumo energético referente à operação do aterro em 1,56x10<sup>-2</sup> e 7,90x10<sup>-3</sup> kWh/ m<sup>3</sup> de esgoto para UASB+FBP e UASB+SAC, respectivamente. Na Tabela 7 são apresentadas as emissões da fase de operação do aterro para os STED, em função da queima de combustível do caminhão basculante e do trator de esteira utilizados no aterramento e recobrimento do lodo (resíduo).

**Tabela 7 - Gases emitidos durante a operação do aterro sanitário**

Gases	CO	NO <sub>x</sub>	material particulado
<sup>(*)</sup> Fator de emissão (g/kWh)	0,830	1,800	0,018
Tipo de STED	g/m <sup>3</sup> de esgoto		
UASB+FBP	1,30x10 <sup>-2</sup>	2,82x10 <sup>-2</sup>	2,82x10 <sup>-4</sup>
UASB+SAC	6,56x10 <sup>-3</sup>	1,42x10 <sup>-2</sup>	1,42x10 <sup>-4</sup>

Fonte: <sup>(\*)</sup>BRASIL (2011)

A Tabela 8 apresenta as emissões relacionadas à queima do biogás em flare (50% de eficiência) e também à perda direta do metano.

**Tabela 8 - Emissões atmosféricas da queima do biogás do aterro sanitário em flare**

Gases	<sup>(*)</sup> Fator de emissão (g/Nm <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> )	Emissão atmosférica (g/m <sup>3</sup> de esgoto)	
		UASB+SAC	UASB+FBP
CH <sub>4</sub> (direta)	NA	5,030	9,956
NO <sub>x</sub>	0,63	0,006	0,011
CO	0,74	0,007	0,013
Material particulado	0,24	0,002	0,004
g/ton <sub>resíduo</sub>		g/m <sup>3</sup> de esgoto	
SO <sub>x</sub> (como SO <sub>2</sub> )	80	0,146	0,290

Fonte: <sup>(\*)</sup>BEYLOT et al. (2013)

Para o transporte do lodo foi considerado o uso exclusivo de caminhões (3,5 toneladas de capacidade de carga) e estipulada que a distância a partir dos STED para destinação do lodo fosse de 10 quilômetros, no caso da viagem até o aterro sanitário, e 20 quilômetros, quando se tratando da disposição em solo agrícola.

As emissões relacionadas ao transporte foram reportadas dentro do <sup>3</sup>software em função da unidade *tkm* - que inclui a quantidade transportada e a distância percorrida, ida e volta (em quilômetros), conforme apresentado na Tabela 9.

**Tabela 9 - Transporte: (\*)tkm necessários à disposição do lodo**

Tipo de STED	<i>tkm</i> - aterro sanitário	<i>tkm</i> - solo agrícola
UASB+FBP	0,07	0,18
UASB+SAC	0,04	0,09

(\*) unidade para transporte que inclui a quantidade transportada (em toneladas) e a distância percorrida, ida e volta (em quilômetros)

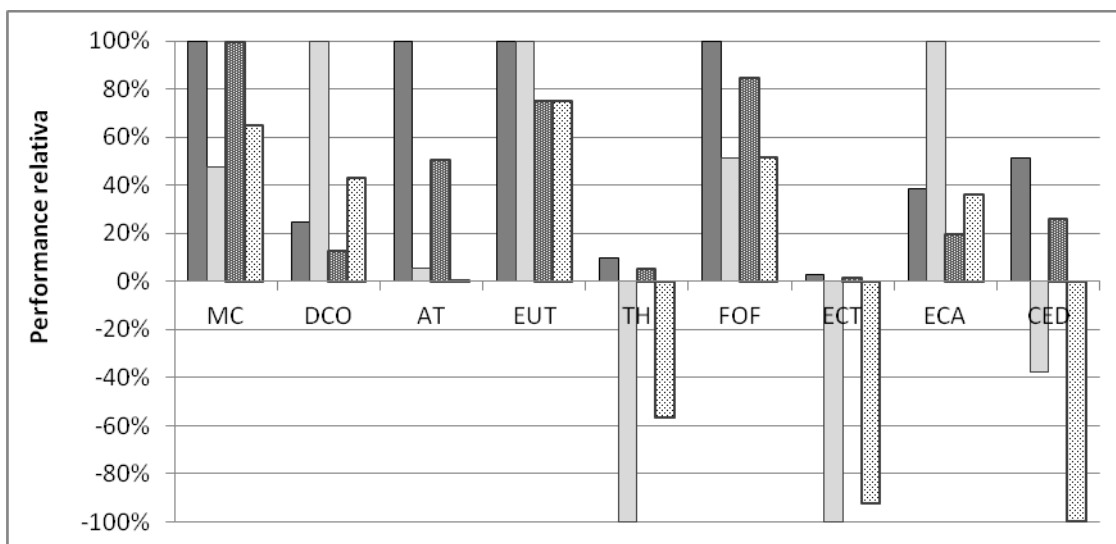
### Avaliação do impacto de ciclo de vida

As principais atividades e emissões relacionadas à operação dos STED e às respectivas rotas de disposição dos subprodutos gerados durante o tratamento foram divididas e tratadas nos itens anteriores. As emissões quantificadas e usadas na construção dos inventários de ciclo de vida de cada um destes processos foram determinadas em função de suas saídas (emissões diretas) para o ambiente.

Para a escolha dos métodos de avaliação de impactos tomou-se como base a análise das questões ambientais para o ciclo de vida estudado: tratamento de esgoto doméstico e gerenciamento de seus subprodutos. Na sequência, tais questões foram correlacionadas com as categorias de impacto ambiental existentes nos métodos de AICV disponíveis no software SimaPro, e dessa forma, escolhidos os métodos que melhor se adequaram ao perfil ambiental dos STED.

## RESULTADOS

A Figura 2 apresenta os impactos ambientais potenciais relacionados aos STED, considerando as diferentes rotas de gerenciamento para o lodo e o biogás.



**Figura 2: Impactos ambientais relacionados aos STED em função das rotas de gerenciamento dos subprodutos lodo e biogás**

Legenda: ■ UASB+FBP - flare+aterro    □ UASB+FBP - caldeira+biofertilizante  
▨ UASB+SAC - flare+aterro    ▩ UASB+SAC - caldeira+biofertilizante

<sup>3</sup> Quando tratando do transporte no software SimaPro, também as contribuições relacionadas à manutenção e operação da via de passagem são consideradas, além daquelas relacionadas ao veículo e ao combustível.

Impacto	Sigla	Unidade referência
Mudanças climáticas	MC	kg de CO <sub>2</sub> eq.
Depleção da camada de ozônio	DCO	kg de CFC-11eq.
Acidificação terrestre	AT	kg de SO <sub>2</sub> eq.
Eutrofização de água doce	EUT	kg de P eq.
Toxicidade humana	TH	kg de 1,4-DB eq.
Formação de oxidantes fotoquímicos	FOF	kg de NMVOC eq.
Ecotoxicidade terrestre	ECT	kg de 1,4-DB eq.
Ecotoxicidade de água doce	ECA	kg de 1,4-DB eq.
Demanda acumulada de energia	CED	MJ eq.

No geral, é possível inferir que a rota *flare+aterro* (colunas 1 e 3) causa maiores impactos (piores resultados) comparativamente à rota *caldeira+biofertilizante* (colunas 2 e 4), independentemente do sistema de tratamento de esgoto adotado, com exceção dos impactos depleção de camada de ozônio, ecotoxicidade aquática e eutrofização. A rota *caldeira+biofertilizante* apresenta exclusivamente impactos ambientais positivos para toxicidade humana e ecotoxicidade terrestre e também para a CED, em ambos os STED.

Avaliando os impactos ambientais de forma individual, tem-se que:

- Em se tratando do impacto ***mudanças climáticas***, melhores resultados são encontrados em sistemas com menores produções de lodo, dada a grande emissão relacionada ao aterramento e também à produção da cal virgem, no cenário em que este lodo é higienizado para uso como biofertilizante.
- Em se tratando de ***depleção da camada de ozônio (DCO)***, na rota *flare+aterro*, a totalidade das emissões se refere ao aterramento do lodo, sendo 91,5% destas relacionadas ao transporte do lodo e o restante à operação do aterro, independentemente do STED avaliado. Já na rota *caldeira+biofertilizante*, este impacto é diretamente influenciado pela higienização do lodo, para produção de biofertilizante. De forma geral, percebe-se que, apesar do ganho em se usar a rota *caldeira+biofertilizante* em termos de minimização dos impactos referentes à DCO, outras formas de higienização deveriam ser avaliadas, visto à expressiva contribuição da cal virgem utilizada sob esses resultados.
- ***Acidificação terrestre:*** A rota *flare+aterro* tem o aterramento do lodo respondendo por aproximadamente 81% deste impacto, independente do STED avaliado, seguido do flare do reator UASB (19%). As fugas de biogás representam aproximadamente 72% do impacto causado pelo aterro em UASB+FBP e em UASB+SAC. Em se tratando da rota *caldeira+biofertilizante*, comparativamente, os efeitos foram bastante inferiores à rota *flare+aterro*. Para UASB+FBP, a caldeira foi responsável pela maior parte do impacto, 68%, frente ao biofertilizante, com 32%. Já para o UASB+SAC, o biofertilizante é responsável por aproximadamente 85% do potencial de AT, contra 15% da caldeira.
- A rota de gerenciamento dos subprodutos não influenciou o impacto ***eutrofização de água doce***. Comparativamente, o sistema UASB+SAC apresentou menor potencial para este impacto por apresentar melhor eficiência no tratamento do esgoto.
- ***Toxicidade humana:*** Na rota *flare+aterro*, todo o potencial atribuído a este impacto, que é negativo, relaciona-se ao aterramento do lodo, sendo aproximadamente 73% relativos ao aterramento (transporte do lodo e operação do aterro) e o restante (27%) ao biogás produzido, para ambos os STED. Já para a rota *caldeira+biofertilizante*, os impactos são positivos em ambos os STED. Em UASB+FBP, 87% deste impacto relaciona-se ao biofertilizante e 13% à caldeira (energia equivalente produzida) e, em UASB+SAC, a proporção é de 77% e 23%, respectivamente. Para ambos, a contribuição da ureia equivalente no biofertilizante é de aproximadamente 87%. Estes resultados podem indicar, que em se tratando de investimentos em STED simplificados para aproveitamento de subprodutos, esforços para a produção sustentável de biofertilizante podem ser mais viáveis ambientalmente que para a produção de energia, pelo menos em se tratando de impactos relativos à toxicidade humana.
- Em ***formação de oxidantes fotoquímicos (FOF)***, o potencial na rota *flare+aterro*, distribui-se em 65% para o aterro, 18% para as emissões diretas do UASB e 16% para o flare do UASB - em UASB+FBP. Para UASB+SAC, o impacto do aterramento do lodo é proporcionalmente inferior à relação de lodo produzido pelo STED. O SAC representa 23%, as emissões do UASB, 21% e o flare do UASB, 17%. Para o UASB+FBP, na rota *caldeira+biofertilizante*, 66% do potencial de impacto (que é negativo) é atribuído ao biofertilizante, apesar de serem considerados os bônus da produção do



NPK e calcário equivalentes. Ainda na rota *caldeira+biofertilizante*, para o sistema UASB+SAC, os impactos encontram-se divididos praticamente de forma igualitária entre as emissões do SAC, emissões do UASB e biofertilizante. Destaca-se que a caldeira minimizou o potencial de FOF em aproximadamente 7,5% em função dos créditos relacionados à energia equivalente produzida.

- Em se tratando de UASB+FBP e UASB+SAC na rota *flare+aterro*, o impacto **ecotoxicidade terrestre** tem o aterramento participando integralmente de seu potencial de impacto. A rota *caldeira+biofertilizante* apresenta-se apenas em termos de impactos positivos em relação à ET. No sistema UASB+FBP, os maiores ganhos são relacionados à caldeira (aproximadamente 85%) e também à ureia (15%). O que ressalta a importância da energia em relação a este impacto (UASB+FBP). Para o sistema UASB+SAC, novamente o efeito da produção de calor pela caldeira se tornou mais representativo em função da menor produção de biofertilizante (menor produção de lodo), comparativamente ao UASB + FBP, sendo 92% do crédito da rota.
- Em se tratando de UASB+FBP e UASB+SAC na rota *flare+aterro*, a **ecotoxicidade aquática** repete TH e ET, com o aterramento respondendo por 100% do potencial de impacto. Para *caldeira+biofertilizante*, no sistema UASB+FBP, o biofertilizante (em termos de N e P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) reduzem em aproximadamente 57% o potencial relacionado, mas ainda não são suficientes para que o impacto seja anulado, principalmente pelo uso da cal virgem na higienização do lodo (65%) e o transporte e destinação deste lodo (35%). Para UASB+SAC, a energia correspondente à caldeira conseguiu minimizar em aproximadamente 33% o impacto total na ECA. A contribuição do biofertilizante não se destacou na minimização da ECA, pois as contribuições relacionadas à cal virgem foram aproximadamente 150% maiores que o benefício advindo pelo uso do mesmo.
- Tanto em UASB+FBP como em UASB+SAC na rota *flare+aterro*, o potencial de impacto da **CED** é atribuído integralmente ao aterramento do lodo, com mais de 60% do impacto sendo atribuído ao transporte do lodo (do STED ao aterro). Em *caldeira+biofertilizante*, os ganhos relativos à caldeira superam o impacto da produção do biofertilizante (negativo) em aproximadamente 31%, garantindo um potencial positivo ao impacto CED pela caldeira nos dois STED analisados.

A Figura 3 apresenta os impactos ambientais relacionados à produção de cal virgem e calcário (considerando uma massa equivalente). Pela análise da mesma é possível perceber que a inclusão da massa de calcário equivalente à cal virgem, respeitando a diferença entre o poder reativo neutralizante dos mesmos, como um produto evitado aos sistemas que adotam a rota *caldeira+biofertilizante* não é suficiente para anular os efeitos negativos advindos da produção da cal virgem, dadas as expressivas diferenças nos potenciais de impacto entre os dois produtos.

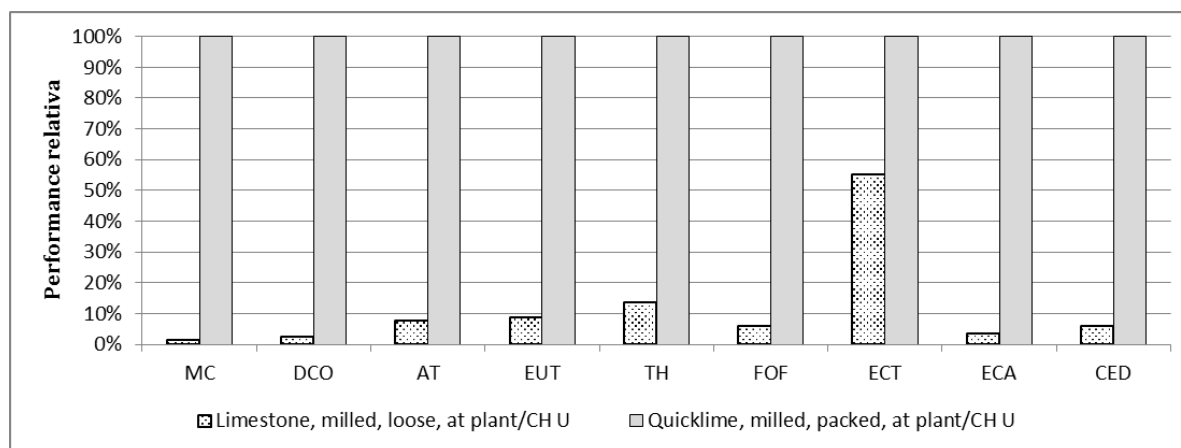


Figura 3: Impactos ambientais relacionados ao calcário (limestone) e à cal virgem (quicklime) - considerando massas de produto equivalentes

## CONCLUSÕES

- O STED com menor produção de lodo, UASB+SAC obteve melhores resultados nos impactos ambientais que se relacionam à emissão de gases à atmosfera pelo consumo de materiais fósseis (combustível) ou pela queima do biogás: toxicidade humana, ecotoxicidade terrestre e demanda acumulada de energia.
- A qualidade do efluente afeta exclusivamente o impacto ambiental eutrofização de água doce, evidenciando a carência de inclusão de novos aspectos ambientais para legitimização das avaliações de impacto ambiental relacionados aos sistemas de tratamento de esgoto doméstico.
- A destinação do lodo como biofertilizante se mostrou uma boa alternativa em termos de redução nos potenciais dos STED. Todavia, há de se pensar métodos alternativos de tratamento deste lodo, já que foi bastante marcante a contribuição negativa da cal virgem em diversos dos impactos ambientais analisados.

## AGRADECIMENTOS

Os autores contaram com o apoio da FINEP, CAPES e FAPEMIG no desenvolvimento deste trabalho.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALMEIDA, P. G. S. **Remoção de matéria orgânica e nitrogênio em filtros biológicos percoladores aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB**. 2012. 221 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia, Belo Horizonte, 2012
2. ANDREOLI, C. V.; PEGORINI, E. S.; GONÇALVES, D. F. Processo de implementação da reciclagem agrícola de bio-sólidos em Curitiba, Paraná. In: Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental – Porto Alegre/RS. 2013.
3. BEYLOT, A.; VILLENEUVE, J.; BELLENFANT, G. Life Cycle Assessment of landfill biogas management: sensitivity to diffuse and combustion air emissions. **Waste management (New York, N.Y.)**, v. 33, n. 2, p. 401–11, fev. 2013
4. BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **1º Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2011. Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/estruturas/163/\\_publicacao/163\\_publicacao27072011055200.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/163/_publicacao/163_publicacao27072011055200.pdf)> Acesso em: 10 de julho de 2014.
5. CALIJURI, M. et al. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/wetlands construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. **Eng. sanit. ambient.**, v. 14, n. 3, p. 421–430, 2009.
6. CANO, V.; GOMES, B. G. L. A.; NOLASCO, M. A. Avaliação da Eficiência Inicial de Wetlands Construídos no Pós-Tratamento de Reator UASB. In: INTERNATIONAL WORKSHOP ADVANCES IN CLEANER PRODUCTION, 3., 2011. São Paulo. Anais... São Paulo, 2011, p. 1-9.
7. CHERNICHARO, C.A.L. (coordenador) **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. 1.ed. Belo Horizonte: FINEP/PROSAB, 2001. 544p
8. CHERNICHARO, C. A. L. Post-Treatment Options for the Anaerobic Treatment of Domestic Wastewater. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 5, n. 1, p. 73–92, fev. 2006.
9. DORNELAS, F.L. **Avaliação do Desempenho de Wetlands Horizontais Subsuperficiais como Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores UASB**. 2008. 101f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.
10. FUCHS, V. J.; MIHELIC, J. R.; GIERKE, J. S. Life cycle assessment of vertical and horizontal flow constructed wetlands for wastewater treatment considering nitrogen and carbon greenhouse gas emissions. **Water Research**, v. 45, n. 5, p. 2073–81, fev. 2011.
11. IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. EGGLESTON, H.S.; BUENDIA, L.; MIWA, K.; NGARA, T.; TANABE, K. (Eds.). Published: IGES, Japan. 2006.
12. ITRC – Interstate Technology and Regulatory Council. **Technical and regulatory guidance document for constructed treatment wetlands**. New Jersey: ITRC, 2003. 199 p.

13. LOBATO, L. C. S.; CHERNICHARO, C.A L.; SOUZA, C. L. Estimates of methane loss and energy recovery potential in anaerobic reactors treating domestic wastewater. **Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research**, v. 66, n. 12, p. 2745–53, jan. 2012.
14. NASCIMENTO, A. L.; SAMPAIO, R. A.; ZUBA JUNIOR, G. R.; FERNANDES, L. A.; CRUZ, S. F.; CARNEIRO, J. P.; BARBOSA, C. F.; LIMA, N. N. Atributos químicos do solo adubado com lodo de esgoto estabilizado por diferentes processos e cultivado com girassol. **Bioscience Journal**, v. 30, n. 1, p. 146–153, 2014.
15. OLIVEIRA, S. M. A. C. **Análise de desempenho e confiabilidade de estações de tratamento de esgotos**. 2006. 231 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental e Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos, Belo Horizonte, 2006.
16. PONTES, P.P. **Reatores UASB aplicados ao tratamento combinado de esgotos sanitários e lodo excedente de filtro biológico percolador**. 2003. 198 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2003
17. ROSA, A.. P. **Aproveitamento de biogás e lodo excedente de reatores UASB como fonte de energia renovável em estações de tratamento de esgoto**. 2013. 172f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, 2013.
18. SETAC - SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY, 1993 Guidelines for Life-cycle Assessment: A "Code of Practice. In: *SETAC WORKSHOP*, Sesimbra, Portugal. Brussels: SETAC, 1993.
19. SOUSA, J.; VAN HAANDEL, A.; COSENTINO, P. R. S.; GUIMARÃES, A. V. A. Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas "wetlands" construídos. **Rev. bras. eng. agríc. ambient.**, v.4, n.1, p.87-91, 2000. Campina Grande, PB.
20. TCHOBANOGLOUS, G., THIESEN, H., VIGIL, S. A. Integrated solid waste management - engineering principles and management issues. **New York: McGraw-Hill International Editions**. 978 p, 1993.
21. UNFCCC - *UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE*. **Methodological "Tool to determine project emissions from flaring gases containing methane"**. [s.l.] [s.d]. 14p.
22. VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. 472 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.1).