

Análise qualitativa do biogás e lixiviado em aterro sanitário brasileiro


Qualitative analysis of biogas and leachate in a Brazilian landfill





- **Data de entrada:**
24/03/2020
- **Data de aprovação:**
27/10/2020

Maria Josicleide Felipe Guedes^{1*} | Libânia da Silva Ribeiro² | Francisco Gleson dos Santos Moreira³ | Naiara Ângelo Gomes² | Rômulo de Medeiros Caribé² | Kellianny Oliveira Aires⁴ | Márcio Camargo de Melo² | Veruschka Escarião Dessoles Monteiro²

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2022.025>

ORCID ID

Guedes MJF  <https://orcid.org/0000-0002-1028-1040>
Ribeiro LS  <https://orcid.org/0000-0002-0236-6386>
Moreira FGS  <https://orcid.org/0000-0003-2964-2552>
Gomes NA  <https://orcid.org/0000-0001-6277-2522>

Caribé RM  <https://orcid.org/0000-0002-2507-8475>
Aires KO  <https://orcid.org/0000-0003-0565-6132>
Melo MC  <https://orcid.org/0000-0001-6215-8100>
Monteiro VED  <https://orcid.org/0000-0002-7714-5692>

Resumo

A qualidade do biogás está intrinsecamente associada ao processo biodegradativo e suas relações com o meio interno e externo à massa de resíduos sólidos urbanos (RSU). Assim, neste artigo foram analisadas a qualidade do biogás, quanto às concentrações de metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂) e oxigênio (O₂), e do lixiviado gerado em uma célula de RSU, com 62.359.400 kg de resíduos aterrados. A operação da célula durou 5 meses e o monitoramento se iniciou após seu fechamento. As concentrações dos gases e parâmetros analisados apresentaram valores típicos identificados em aterros brasileiros na fase metanogênica, porém com idades distintas. Concentrações de CH₄ e CO₂ superiores a 50 e 40%, respectivamente, foram verificadas no início do monitoramento. A elevada qualidade do biogás, em um curto intervalo de tempo, sugere que as condições locais, bem como o ambiente interno à massa de RSU, favoreceram o equilíbrio microbiano e a estabilidade do processo biodegradativo.

Palavras-chave: Biodegradação de resíduos sólidos urbanos. Subprodutos líquidos. Gases de aterro.

Abstract

The biogas quality is intrinsically associated with the biodegradative process and its relationship with the internal and external environment to the mass of municipal solid waste (MSW). Thus, in this article the biogas quality was analyzed, in terms of the methane (CH₄), carbon dioxide (CO₂) and oxygen (O₂) concentrations, and the leachate generated in a MSW cell, with 62,359,400 kg of landfilled waste. The operation of the cell lasted 5 months and the monitoring started after its closure. The gas concentrations and parameters analyzed showed typical values identified in Brazilian landfills in the methanogenic phase, but with different ages. CH₄ and CO₂ concentrations above 50 and 40% were verified at the beginning of the monitoring, respectively. The high biogas quality, in a short period of time, suggests that local conditions, as well as the internal environment of the MSW mass, favored the microbial balance and the stability of the biodegradative process.

Keywords: Biodegradation of municipal solid waste. Liquid by-products. Landfill gas.

¹ Universidade Federal Rural do Semi-Árido - Mossoró - Rio Grande do Norte - Brasil.

² Universidade Federal de Campina Grande - Campina Grande - Paraíba - Brasil.

³ Universidade Federal do Ceará - Fortaleza - Ceará - Brasil.

⁴ Secretaria de Estado da Saúde (SES) - Blumenau - Santa Catarina - Brasil.

* **Autora correspondente:** mjosicleide@ufersa.edu.br.

1 INTRODUÇÃO

Nos aterros sanitários, o processo de decomposição da fração biodegradável dos resíduos sólidos urbanos (RSU), sob condições anaeróbias, resulta na geração de biogás e líquidos lixiviados, os quais apresentam elevado potencial poluidor e tóxico (TCHOBANOGLOUS; THEISEN; VINIL, 1993; CHYNOWETH, 1996).

No caso específico do biogás gerado em aterros sanitários, quando na fase metanogênica, apresenta uma composição típica de 45-65% correspondente a metano (CH_4) e 34-45% de dióxido de carbono (CO_2), além de outros gases em traços, a exemplo do gás sulfídrico (H_2S) e monóxido de carbono (CO) (MEYNELL, 1983). Dentre esses gases, o CH_4 apresenta um elevado potencial energético, em virtude das ligações químicas existentes entre os átomos de hidrogênio e carbono. Quando reage com o oxigênio, o metano libera uma grande quantidade de calor, na forma de energia térmica, cujo potencial calorífico situa-se em torno de 35.600 KJ.m^{-3} (GANDOLLA; ACAIA; FISCHER, 1997), o que permite o seu aproveitamento, a exemplo de motores de combustão interna e da produção de eletricidade (GEWALD et al., 2012; SCHNEIDER; KIRAC; HUBLIN, 2012).

O aproveitamento do potencial energético do biogás gerado nos aterros sanitários é importante, uma vez que se configura como fonte de energia renovável. Além disso, as emissões de CH_4 e CO_2 devem ser controladas, visto que esses gases são considerados poluentes e apontados entre os principais gases do efeito estufa (ICLEI, 2009). Cabe ressaltar que o biogás apresenta ainda outras características bastante perigosas, uma vez que o metano é inflamável em atmosfera aberta e explosivo em atmosfera fechada, além de ser um gás asfíxiante, sozinho ou quando misturado com o ar (MURPHY et al., 2012; LASKRI; HAMDALOU; NEDJAH, 2015).

Em relação ao lixiviado, esse é um efluente aquoso gerado em consequência da percolação das águas

pluviais através dos resíduos, dos processos bioquímicos no maciço sanitário e da umidade dos próprios resíduos (BAUN; CHRISTENSEN, 2004; RENO et al., 2008; FOUL et al., 2009; NASCENTES et al., 2015). Sua composição é bastante variável, complexa e sempre difere de um aterro para outro, apresentando, na maioria das vezes, compostos tóxicos como: ácidos graxos voláteis, nitrogênio amoniacal e metais pesados dissolvidos em elevadas concentrações (OLLER; MALATO; SÁNCHEZ-PÉREZ, 2011), além de compostos orgânicos xenobióticos e uma diversidade de microrganismos (CHRISTENSEN et al., 1994).

Os aterros sanitários são obras de engenharia complexas. Dessa maneira, entender os processos físico-químicos e biológicos que ocorrem na massa de resíduos resulta em métodos mais eficientes, podendo redirecionar projetos de execução e operação dessas obras. A qualidade do biogás está intrinsecamente associada ao processo biodegradativo e suas relações com o meio interno e externo à massa de resíduos. Nesse contexto, analisou-se a qualidade do biogás, em termos das concentrações de CH_4 , CO_2 e O_2 , e do lixiviado gerado a partir da biodegradação dos resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário brasileiro.

2 METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

O município de Campina Grande, no estado da Paraíba, região Nordeste do Brasil (Fig. 1), possui uma população estimada de 407.472 habitantes (IBGE, 2018) e uma geração de resíduos em torno de $500.000 \text{ kg.dia}^{-1}$ de RSU (ECOSOLO, 2016). Esse município está inserido no semiárido brasileiro, região caracterizada por precipitação pluviométrica média anual inferior a 800 mm; índice de aridez de até 0,5 e risco de seca, de um ano para o outro, maior que 60%. Já em Campina Grande-PB, a precipitação média é de 748 mm.ano^{-1} e a evaporação é de $1.417 \text{ mm.ano}^{-1}$ (PARÁIBA, 2001), o que favorece um déficit hídrico ao longo de vários meses do ano.

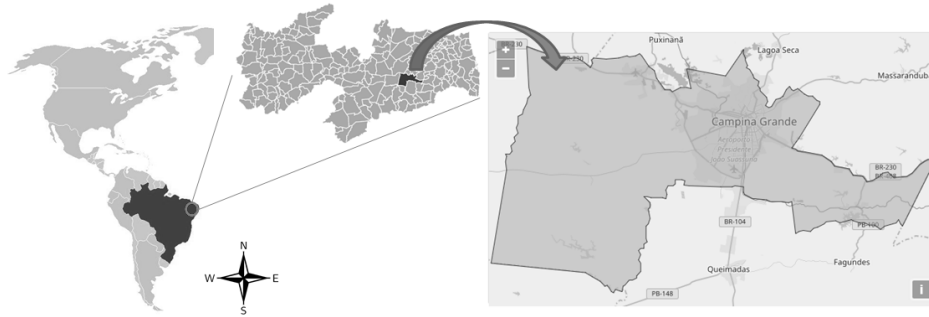


Figura 1 - Localização geográfica do município de Campina Grande
 Fonte: adaptado do IBGE (2018)

O município é considerado um dos principais polos industriais da região Nordeste e um dos maiores polos tecnológicos da América Latina, além de se destacar como centro universitário. Em contraponto a essa realidade, Campina Grande-PB, ao longo de sua história, apresentou um cenário desfavorável em relação à disposição final ambientalmente adequada dos RSU, sendo utilizados vazadouros a céu aberto ou lixões. Somente em julho de 2015 os resíduos passaram a ser destinados no Aterro Sanitário em Campina Grande (ASCG).

O Aterro Sanitário em Campina Grande (ASCG) está localizado a 10 km da área urbana desse município, sob coordenadas geográficas 7°16'38" latitude Sul e 36°00'51" a oeste de Greenwich. A operação do aterro foi iniciada no mês de julho do ano de 2015, sendo de responsabilidade de uma empresa privada. O ASCG ocupa uma área total de 640.000 m², sendo 400.000 m²

destinados à disposição de RSU. Foi dimensionado para uma capacidade inicial de 350.000 kg.dia⁻¹, resultando em uma vida útil projetada de 25 anos (ECOTERRA, 2010). Contudo, atualmente o aterro recebe cerca de 700.000 kg.dia⁻¹ de RSU provenientes de quinze municípios paraibanos: Campina Grande, Lagoa Seca, Puxinanã, Montadas, Itatuba, Santa Cecília, Boa Vista, Barra de Santana, Gado Bravo, Areia, Riachão do Bacamarte, Cubati, Esperança, Prata e Queimadas.

Nos 17 meses iniciais de operação do ASCG foi aterrada uma massa de resíduos de 259.754.000 kg, sendo 62.359.400 kg referentes à Célula 2, contemplada neste artigo (Fig. 2a e 2b). Do montante de RSU aterrados na Célula 2, mais de 95% dos resíduos foram provenientes do município de Campina Grande-PB, correspondendo a uma massa em torno de 60.000.000 kg, cujo percentual de material putrescível perfaz um total de 42,77% (ECOSAM, 2014).



Figura 2 - Célula 2 do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB: (a) início da operação, em dezembro de 2015 e (b) encerramento, em maio de 2016

Fonte: Acervo da pesquisa (2016)

Vale ressaltar que o conhecimento da fração orgânica dos RSU consiste em um dos fatores que influenciam a geração de biogás e lixiviado (THANH; MATSUI; FUJIWARA, 2010; BARR et al., 2013). Nesse contexto, o cenário apresentando se constitui em um indicativo favorável à geração desses subprodutos, devido ao elevado percentual de resíduos orgânicos.

Neste artigo foram utilizados os dados de monitoramento da Célula 2 do ASCG (Fig. 2a e 2b), com área de base de aproximadamente 106 x 117 m e altura em torno de 17 m. A impermeabilização da base é de solo compacto, de baixa permeabilidade à água, sem adição de manta geotêxtil. A camada de cobertura de solo compactado apresenta espessura variada, com média de 1,2 m no platô superior. A operação da Célula 2 teve início em dezembro de 2015 e término em maio de 2016.

2.2 Monitoramento do biogás e lixiviado no Aterro Sanitário em Campina Grande-PB

A análise da qualidade do biogás gerado no Aterro Sanitário em Campina Grande-PB foi realizada por meio da aferição das concentrações

de CH_4 , CO_2 e O_2 , em 9 (nove) drenos de gases localizados na Célula 2 do aterro. Já a qualidade do lixiviado foi determinada a partir da avaliação dos parâmetros físico-químicos: pH, alcalinidade total, nitrogênio amoniacal e metais, como indicativo do estágio de biodegradação dos resíduos e consequente influência na qualidade dos gases gerados.

2.2.1 Sistema de drenagem e monitoramento do biogás

O sistema de drenagem do biogás no ASCG é composto por 9 (nove) drenos verticais (DV), denominados de DV-01 a DV-09, distribuídos uniformemente ao longo da Célula 2. Esses drenos são compostos por manilhas de concreto dotadas de orifícios, para possibilitar a entrada do biogás ao longo de seu comprimento, com diâmetro interno de 0,28 m e externo de 0,37 m. Para proteger a tubulação de drenagem, as manilhas são revestidas por britas nº 3 (38 mm), amarradas por uma malha de ferro de 15 x 15 cm, com diâmetro variando entre 0,90 e 0,92 m. Cabe ressaltar que os drenos verticais de biogás das células do ASCG encontram-se abertos à atmosfera, conforme observa-se na Fig. 3a e 3b.



Figura 3 - Drenos verticais de gases no Aterro Sanitário em Campina Grande: (a) detalhe dos drenos e (b) medição de concentração dos gases

Fonte: Acervo da pesquisa (2016)

O monitoramento do biogás foi realizado mensalmente nos DV de gases da Célula 2, entre os meses de maio de 2016 a fevereiro de 2017. A

medição das concentrações de CH_4 , CO_2 e O_2 foram realizadas com o aporte do equipamento portátil Dräger, modelo X-am 7000 (Fig. 3b). Sa-

lianta-se que as medições foram realizadas com os drenos abertos à atmosfera, sendo utilizada uma mangueira flexível, adaptável ao Dräger, com comprimento suficiente para atingir pontos de profundidade intermediária dos drenos. Essa medida foi tomada a fim de monitorar o biogás com uma menor interferência do ar atmosférico.

2.2.2 Sistema de drenagem e monitoramento do lixiviado

Na Célula 2 do ASCG, a drenagem dos líquidos lixiviados é constituída de drenos principais,

drenos coletores e drenos secundários, que em conjunto são denominados espinha de peixe (Fig. 4a). A execução desse sistema consiste na abertura de valas, colocação de um selo de bentonita, revestimento das valas com material geotêxtil, tubulação para drenagem do lixiviado e, por fim, uma camada de brita nº 1 (24 mm) (Fig. 4b). O lixiviado gerado na Célula 2 é encaminhado à Lagoa de Tratamento de Lixiviado (LTL) (Fig. 5a), projetada para receber uma vazão de $0,08 \text{ L.s}^{-1}$.



Figura 4 - Sistema de drenagem no Aterro Sanitário em Campina Grande: (a) disposição dos drenos, (b) abertura de valas com a adição de selo de bentonita, colocação de manta geotêxtil, tubulação e camada de brita
Fonte: Acervo da pesquisa (2016)

O monitoramento do lixiviado, na Célula 2 do ASCG, foi realizado por meio da coleta em um

poço de visita localizado na saída dessa célula (Fig. 5b).

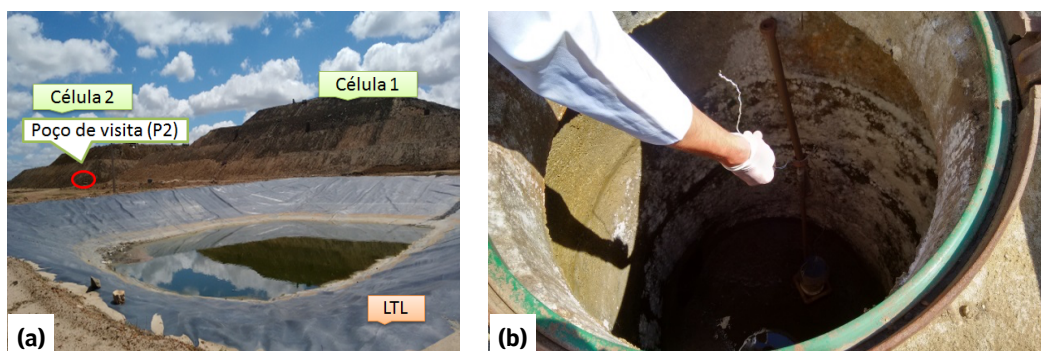


Figura 5 - Disposição e coleta do lixiviado no Aterro Sanitário em Campina Grande: (a) Lagoa de Tratamento de Lixiviado (LTL) e (b) poço de visita na Célula 2

Fonte: Acervo da pesquisa (2016)

Após a coleta no poço de visita da Célula 2, o lixiviado foi armazenado e preservado, segundo orientações da CETESB (2011) e encaminhado ao Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA), pertencente ao Departamento de Engenharia Civil da UFCG, para a realização de sua caracterização físico-química e de metais. As análises físico-químicas englobaram os parâmetros de pH, alcalinidade total, demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal (APHA; AWWA; WEF, 2012). Os metais incluídos neste estudo foram: ferro (Fe), zinco (Zn), manganês (Mn), chumbo (Pb), cromo (Cr), com a determinação realiza-

da por meio de espectrofotometria de absorção atômica (APHA; AWWA; WEF, 2012).

Inicialmente, a frequência do monitoramento foi mensal, entre maio e setembro de 2016, compreendendo um período de 120 dias. Não havendo variações significativas dos parâmetros analisados, aumentou-se o intervalo de monitoramento, conforme apresentado no Quadro 1. Em relação às análises de metais, foram realizadas duas campanhas de monitoramento, nos meses de maio e setembro de 2016 (0 e 120 dias, respectivamente).

Quadro 1 - Campanhas de monitoramento dos parâmetros físico-químicos e de metais no lixiviado coletado na Célula 2 do Aterro Sanitário em Campina Grande

Parâmetros	Método	Campanhas de monitoramento (dias)*						
		0	30	60	90	120	210	270
pH	APHA; AWWA; WEF (2012)	X	X	X	X	X	X	X
Alcalinidade total		X	X	X	X	X	X	X
Demanda química de oxigênio		X	X	X	X	X	X	X
Nitrogênio amoniacal		X	X	X	X	X	X	X
Metais		X				X		

*Início do monitoramento após a execução da camada de cobertura final de solo compactado, em maio de 2016 (0 dia) e final em fevereiro de 2017 (270 dias).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Análise das concentrações de CH₄, CO₂ e O₂ na Célula 2 do Aterro Sanitário em Campina Grande

Na Fig. 6 estão apresentadas as concentrações médias de CH₄, CO₂ e O₂ referentes ao monito-

ramento dos 9 (nove) drenos da Célula 2, entre o período de maio de 2016 a fevereiro de 2017 (período de 240 dias), com as respectivas profundidades dos drenos.

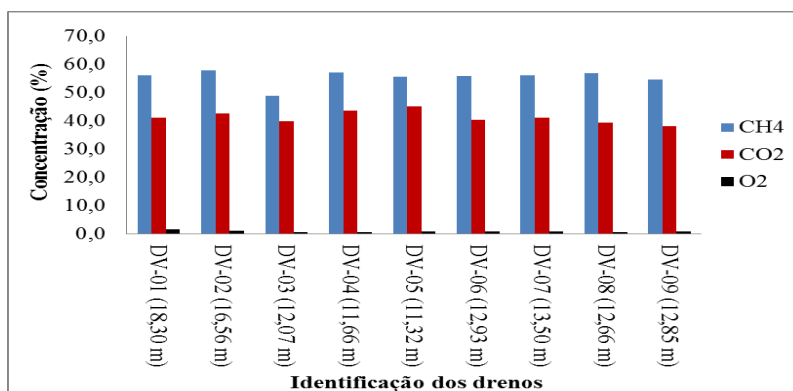


Figura 6 - Concentrações médias de CH₄, CO₂ e O₂ nos drenos verticais da Célula 2 no Aterro Sanitário em Campina Grande
Fonte: Dados da pesquisa (2016)

As concentrações de CH_4 nos drenos verticais (DV), oscilaram de 48,8 a 57,9%, com média de 54,4% e coeficiente de variação de 3,0%. Em relação ao CO_2 , as concentrações oscilaram de 38,1 a 45,1%, com média de 41,2% e coeficien-

te de variação de 4,1% (Tabela 1). Por meio das concentrações médias, verifica-se uma baixa variabilidade nas concentrações monitoradas na Célula 2, indicando uma boa eficiência no sistema de drenagem.

Tabela 1 - Dados qualitativos do biogás da Célula 2 no Aterro Sanitário em Campina Grande

Concentração (%)	Metano (CH_4)	Dióxido de carbono (CO_2)	Oxigênio (O_2)
Máxima	57,9	45,1	1,4
Mínima	48,8	38,1	0,6
Média	55,4	41,2	0,8
Desvio Padrão	1,6	1,7	0,2
Coefficiente de Variância	3,0	4,1	19,9

Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Em relação ao O_2 nos DV, obteve-se uma média de 0,8%, indicando baixas concentrações desse gás, o que aponta para um ambiente favorável à anaerobiose (Tabela 1). Ressalta-se que a dispersão elevada nas concentrações de O_2 , quando comparada ao CH_4 e CO_2 , deve-se aos baixos valores monitorados nos drenos de gases.

Os valores médios obtidos para as concentrações de CH_4 , CO_2 e O_2 na Célula 2 são indicativos com a fase metanogênica de biodegradação dos resíduos. Em condições anaeróbias, o CH_4 e o CO_2 são os principais gases gerados durante a biodegradação de RSU. Normalmente, a soma das concentrações desses gases, representa, em volume, mais de 95% do biogás. A geração de CO_2 e CH_4 e a proporção entre eles dependem do equilíbrio dinâmico entre os diversos grupos microbianos que atuam na degradação dos resíduos e de diversos parâmetros físicos e químicos. Além disso, a formação de metano é considerada a etapa final do processo de bioconversão da matéria orgânica sob condições anaeróbias (MEYNELL, 1983; TCHOBANOGLOUS; THEISEN; VINIL, 1993; CHYNOWETH, 1996).

A distribuição de percentuais típicos de gases de aterro sanitário localizado nos Estados Unidos,

apresentadas por Merz e Stone (1970) indica que concentrações de CH_4 na ordem de 40% foram verificadas após 12 (doze) meses de monitoramento. Concentrações superiores a 50% foram verificadas no ASCG desde o início do monitoramento, em maio de 2016, período no qual os resíduos mais antigos da Célula 2 tinham aproximadamente 5 (cinco) meses de aterramento. Tal cenário pode ser considerado um indicativo favorável das condições hidrometeorológicas locais à biodegradação dos resíduos sólidos urbanos.

Dentro desse contexto, as variações sofridas no interior do maciço sanitário, por influência do ambiente externo ao ASCG, são menos impactantes do que em locais de clima temperado, nos quais as variações de temperatura são significativamente maiores em relação às verificadas no município de Campina Grande-PB, situada no semiárido nordestino. Por não haver grandes oscilações de temperatura, as bactérias ficam menos vulneráveis, o que torna o ambiente interno mais estável e não inibe a biodegradação dos resíduos.

Vale salientar que nos resultados obtidos em monitoramento de aterros sanitários no Brasil, a exemplo do Aterro Sanitário de Içara - SC,

que iniciou sua operação em 2005 com previsão de fechamento no ano de 2025, foram verificados valores médios de concentração de CH_4 na ordem de 46,9%, CO_2 de 37,8% e O_2 de 4,1%, todas medidas em drenos verticais centrais deste aterro (DIAS, 2009). Já nos resultados apresentados em Maciel (2009), referentes a uma célula experimental no Aterro Controlado da Muribeca – PE, instalado em 1985 e encerramento das atividades no ano de 2009, constataram-se concentrações médias de CH_4 de 54,4%, CO_2 de 40,7% e O_2 de 1,2%, medidas na rede de drenagem de biogás. A contribuição diária de resíduos nos aterros citados compreende aproximadamente 233.000 e 133.000 $\text{kg}\cdot\text{dia}^{-1}$, com frações de material biodegradável de 66,3 e 58,4%, respectivamente. Na célula experimental no Aterro da Muribeca-PE, a concentração de CH_4 atingiu concentração na ordem de 50% logo após a conclusão da célula experimental, que recebeu resíduos durante 105 dias (3,5 meses).

3.2 Análises físico-químicas e de metais no lixiviado gerado na Célula 2 do Aterro Sanitário em Campina Grande

A avaliação do processo biodegradativo dos RSU foi realizada a partir de parâmetros físico-químicos (pH, alcalinidade total, nitrogênio amoniacal) e de metais no lixiviado gerado na Célula 2. Tal avaliação apresenta-se como indicativo do estágio de biodegradação dos resíduos e sua consequente influência na qualidade dos gases gerados.

pH

Segundo Tchobanoglous, Theisen e Vinil (1993), o pH é importante para avaliar o estágio de biodegradação dos RSU, uma vez que suas variações podem acelerar ou inibir o processo degradativo nos resíduos. Esse parâmetro pode ser influenciado diretamente por meio dos produtos formados nas diferentes etapas da geração de gases de aterros. Na Fig. 7 encontra-se ilustrada a evolução temporal do pH do lixiviado gerado na Célula 2 do aterro. No período analisado, os valores de pH se mantiveram entre 7,6 e 7,9.

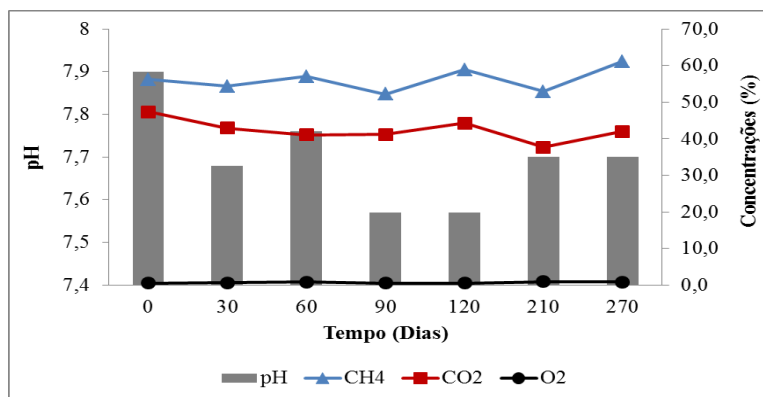


Figura 7 - Evolução temporal do pH na Célula 2 do Aterro Sanitário em Campina Grande
Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Valores de pH na faixa de 6,8 a 8,0 são típicos da fase metanogênica de biodegradação, na qual um grupo de microrganismos anaeróbios, denominado de arqueas metanogênicas, atua na conversão

do ácido acético (CH_3COOH) e gás hidrogênio (H_2), formados na fase ácida, em CH_4 e CO_2 , implicando em um aumento do pH, dentro do aterro (TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VINIL, 1993). O pH duran-

te o monitoramento esteve dentro da faixa considerada adequada para o desenvolvimento das arqueas metanogênicas, criando, nesse período, condições favoráveis para a geração de biogás. De acordo com Chernicharo (2000), valores de pH abaixo de 6,0 e acima de 8,3 devem ser evitados, uma vez que podem inibir a atividade das arqueas metanogênicas. No estudo desenvolvido por Alcântara (2007) com células experimentais foram identificados valores de pH em torno de 6,0, para as fases aeróbia e anóxica; entre 6,0 e 7,0 para a fase ácida; e uma faixa de variação entre 7,0 e 8,0 na fase metanogênica.

Os resultados obtidos neste monitoramento condizem com estudos em aterros sanitários apresentados por Tchobanoglous, Theisen e Vinil (1993). Cabe ressaltar que essa faixa de pH foi verificada após 5 (cinco) meses de aterramento dos resíduos, que correspondeu a concentrações médias de 55,4% de CH_4 (Tabela 1), constituindo-se num indicativo positivo da taxa de geração de gases nessa localidade, inserida no semiárido paraibano. Salienta-se que essas concentrações significativas de CH_4 , podem ser aproveitadas como fonte de energia renovável.

Alcalinidade total

O parâmetro alcalinidade, segundo Chernicharo (1997), é responsável pela neutralização dos ácidos formados durante o processo biodegradativo e pelo efeito tampão no pH. O monitoramento da alcalinidade em aterros sanitários deve-se à necessidade do sistema de manter o pH dentro da faixa requerida pela biota metanogênica, uma vez que a digestão de substratos complexos resulta na produção de ácidos orgânicos que precisam ser tamponados (VEEKEN et al., 2000). Os valores obtidos para esse parâmetro no monitoramento da Célula 2 do ASCG estão ilustrados na Fig. 8.

De acordo com a Fig. 8, a alcalinidade total do lixiviado variou entre 7.200 e 16.000 $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$, o que justifica os altos valores de pH. Por meio de estudos realizados em reatores anaeróbios para tratamento de lixiviado, provenientes de um aterro sanitário localizado na Ásia, Inanc, Calli e Saatci (2000) observaram-se elevados níveis de alcalinidade, os quais situaram-se em uma faixa de 6.900 a 11.750 $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$, para resíduos com idade de 42 meses. Esses valores são compatíveis com os obtidos neste artigo, para resíduos com idade entre 5 e 14 meses.

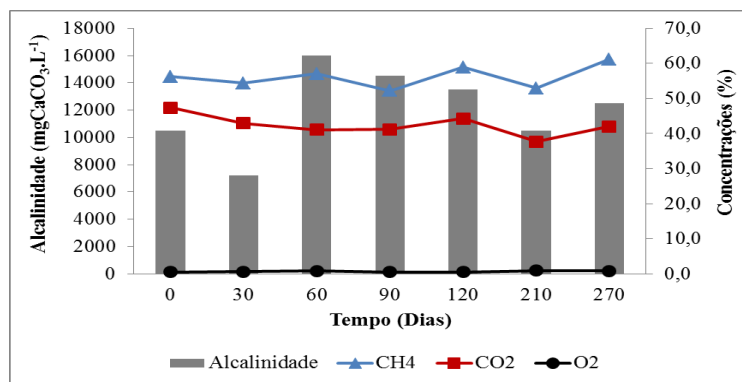


Figura 8 - Concentrações de alcalinidade total na Célula 2 do Aterro Sanitário em Campina Grande
Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Souto (2009) cita que concentrações de alcalinidade total em lixiviados variando entre 125 a 20.200 mgCaCO₃·L⁻¹ são típicas de aterros sanitários com RSU na fase metanogênica de degradação, o que corrobora os valores identificados no ASCG.

As altas concentrações de alcalinidade total, obtidas neste estudo, são propícias a um incremento nos valores de pH, favorecendo a neutralidade do meio bem como o desenvolvimento das arqueas metanogênicas, as quais necessitam de tais condições para a realização da síntese de subprodutos oriundos das fases anteriores da biodegradação, resultando, assim, na geração de biogás. Neste sentido, os aterros sanitários funcionam como grandes biorreatores, que biodegradam os RSU, sem, contudo, serem afetados pelos subprodutos oriundos do

processo degradativo, isso porque o seu funcionamento é autorregulado.

Nitrogênio amoniacal total

Quimicamente o nitrogênio amoniacal total (NAT) é composto por duas formas de amônia: a ionizada e não tóxica, denominada de íon amônio (NH₄⁺), e a não ionizada e muito tóxica, conhecida por amônia gasosa ou livre (NH₃) (VON SPERLING, 2005). As concentrações de nitrogênio amoniacal total são importantes indicadores da toxicidade do meio e, conseqüentemente, estão associadas à inibição ou não do processo biodegradativo e conseqüente geração de gás. Na Fig. 9 é apresentada a evolução temporal do comportamento do nitrogênio amoniacal total obtido para o lixiviado gerado na Célula 2.

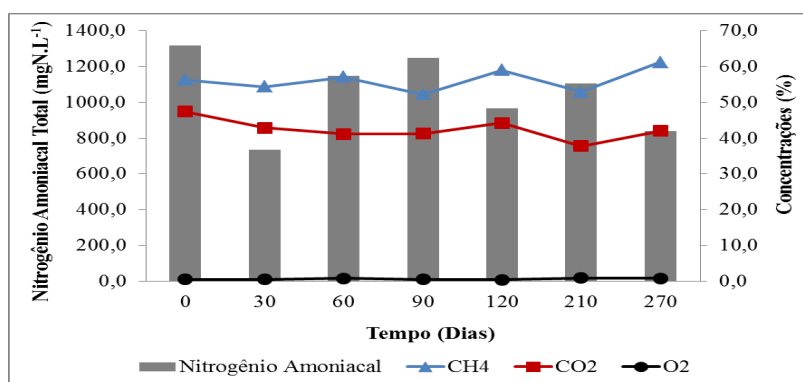


Figura 9 - Comportamento do nitrogênio amoniacal total do lixiviado na Célula 2 do Aterro Sanitário em Campina Grande. Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Verifica-se que as concentrações de nitrogênio amoniacal total variaram entre 733 e 1.317 mgN.L⁻¹. Esses teores estão acima do esperado para aterros sanitários com uma vida útil inferior a dois anos (TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VINIL, 1993), como é o caso do ASCG. No entanto, resultados semelhantes aos obtidos foram encontrados por Souto e Povinelli (2007) ao analisarem as concentrações de NAT em lixiviados de diferentes aterros sanitários brasilei-

ros, onde foram observados valores em uma faixa máxima de 0,4 a 3.000 mgN.L⁻¹, sendo a faixa mais provável entre 0,4 e 1.800 mgN.L⁻¹.

As concentrações de nitrogênio amoniacal total consideradas tóxicas e inibitórias para a geração de biogás em aterros divergem na literatura científica. Tais divergências são atribuídas, principalmente, às variações de parâmetros como pH e temperatura do processo de biodegradação

dos RSU (SILVA et al., 2015). Então, a uma temperatura de 25°C e um pH em torno da neutralidade, praticamente todo o NAT apresenta-se na forma ionizada; já quando o pH se encontra em torno de 9,2, cerca de 50% do NAT está na forma de amônia livre e 50% na forma de íon amônio. Em pH superior a 11, há uma predominância do NAT na forma livre ou gasosa (VON SPERLING, 2005; CAMPOS et al., 2010).

A amônia livre e o íon amônio são os compostos mais importantes na inibição do processo de digestão anaeróbia, visto que, dependendo de suas concentrações, principalmente da amônia livre, podem apresentar toxicidade às populações microbianas, em especial, as arqueas metanogênicas (YENIGÜN; DEMIREL, 2013; EL-SALAM; ABU-ZUID, 2015).

Sendo assim, conforme os valores de pH (Fig. 7), constata-se que no lixiviado analisado prevaleceu o NAT na forma ionizada (NH_4^+), ou seja, a sua forma não tóxica. Portanto, apesar dos elevados teores de nitrogênio amoniacal total obtidos, pode-se inferir que estes não interferiram na geração de CH_4 na Célula 2 (Fig. 9), porque suas concentrações foram inferiores àquelas consideradas inibitórias para a geração de biogás no processo de digestão anaeróbia de RSU, segundo Westerholm et al. (2011). As concentrações de NAT no efluente durante todo o período de monitoramento, porém, foram tóxicas para o meio ambiente, visto que encontraram-se em desacordo com o valor máximo permitido, que é 20 mgN.L^{-1} , estabelecido na Resolução n° 430 (CONAMA, 2011).

As altas concentrações de alcalinidade total no lixiviado da Célula 2, atingindo um máximo de 16.000 $\text{mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$ são justificadas não apenas pela neutralidade do pH, como também pelos

elevados valores de NAT, uma vez que, nesses resíduos líquidos, há um incremento de nitrogênio, na forma de bicarbonato de amônio (CONTRERA, 2008), corroborando, desta forma, as elevadas concentrações de biogás observadas na Célula 2.

Metais

Os metais pesados apresentam-se como tóxicos ao processo de digestão anaeróbia dos RSU, mesmo em baixas concentrações, constituindo-se, portanto, como agentes inibidores de tal processo (LAWRENCE; MCCARTY, 1965). Entretanto, Maciel (2003) indica que esses elementos apresentam baixo potencial de inibição na geração de gases em aterros sanitários.

Visando analisar tal influência, foram realizadas campanhas de monitoramento das concentrações de 5 (cinco) metais, sendo estes: ferro (Fe), zinco (Zn), manganês (Mn), chumbo (Pb) e cromo (Cr), no lixiviado gerado na Célula 2, conforme Tabela 2.

De uma maneira geral, foram verificados baixos teores dos metais analisados no lixiviado da Célula 2, conforme apresentado na Tabela 2. Comparando os valores de metais obtidos para o lixiviado nos meses de maio e setembro de 2016, percebe-se que houve uma redução nas concentrações desses metais, exceto para o manganês. Essas reduções podem estar associadas, dentre outros aspectos: i) à evolução do pH no interior da Célula 2; ii) às características meteorológicas da região de Campina Grande-PB; e iii) à idade de disposição dos RSU, a qual foi entre 5 e 9 meses (correspondente a 0 e 120 dias do monitoramento), quando das duas campanhas de monitoramento dos metais, respectivamente (GHOSH; GUPTA; THAKUR, 2015).

Tabela 2 - Caracterização das concentrações de metais no lixiviado da Célula 2 do Aterro Sanitário em Campina Grande

Indicadores	Método utilizado	Resultados (mg.L ⁻¹)		VMP ¹	Valores típicos em aterros (mg.L ⁻¹) ²
		mai/16	set/16		
Ferro	Absorção Atômica	3,52	1,81	15,0	0,08 – 5.500
Zinco		0,17	0,079	N.R	0,03 – 150
Manganês		0,11	0,19	1,0	0,01 – 1.400
Chumbo		0,16	0,12	0,5	0,0005 – 2
Cromo		<0,10	0,046	N.R	0,005 – 1,5

¹VMP – Valores Máximos Permissíveis, de acordo com a Resolução CONAMA no 430/2011; N.R – Não Referenciado; ²Kjeldsen et al. (2002) e Baun e Christensen (2004). Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Assim, com base no exposto, as concentrações de metais em lixiviado de aterros sanitários podem variar de acordo com a fase de decomposição dos RSU, sendo maiores durante a fase de fermentação ácida, quando o pH é ácido e esses elementos estão mais solúveis; e menores nas últimas fases de estabilização, quando o pH do meio tende à basicidade e favorece a precipitação e a complexação dos metais na massa de resíduos (ERSES; ONAY, 2003; RIGUETTI et al., 2015). Dessa maneira, os baixos teores dos metais Fe, Zn, Mn, Pb e Cr verificados no lixiviado são típicos da evolução do processo biodegradativo dos RSU aterrados na Célula 2, no qual a basicidade do meio (Fig. 7) contribuiu para a precipitação e consequente redução das concentrações dos metais avaliados, como observado na Tabela 2 (TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VINIL, 1993; LINS et al., 2011).

Além disso, observa-se também na Tabela 2 que os elementos Fe, Zn, Mn, Pb e Cr, durante o período avaliado, não apresentaram teores em desacordo com o padrão legal de lançamento de efluente no meio ambiente, explícito na Resolução nº 430 (CONAMA, 2011) e, ainda, encontraram-se dentro das faixas de concentrações frequentemente determinadas em aterros sanitários, segundo Kjeldsen et al. (2002) e Baun e Christensen (2004).

Os metais pesados, para os grupos microbianos, podem afetar sua biodegradação, mas quando o pH está na fase básica, a disponibilidade desses

metais para bactérias metanogênicas, principalmente, é menor, resultando em menor toxicidade. Assim, pode-se dizer que os metais para o grupo arquea apresentam pouca toxicidade em meios básicos e, por isso, não influenciaram na geração do biogás na fase metanogênica.

Com base nas características do lixiviado gerado no processo de biodegradação da Célula 2, nota-se que alguns parâmetros, a exemplo do NAT, apresentaram teores elevados, porém outros, como os metais (Fe, Zn, Mn, Pb e Cr), denotaram baixas concentrações, devido à evolução do processo de biodegradação dos RSU, que naturalmente eleva o pH do meio. Contudo, destaca-se que esse lixiviado está na sua forma *in natura* e não será lançado em corpos hídricos da região. Ressalta-se que o tratamento do lixiviado no ASCG é feito por meio do emprego de evaporação, em função das condições meteorológicas favoráveis da região, associado ao fato do baixo volume de lixiviado gerado.

4 CONCLUSÕES

A qualidade do biogás e do lixiviado gerado no Aterro Sanitário de Campina Grande-PB, para o período monitorado, é indicativa da fase metanogênica de biodegradação dos resíduos sólidos urbanos. Os resultados obtidos para as concentrações de metano, dióxido de carbono e oxigênio, bem como para os parâmetros físico-químicos analisados para o lixiviado, apresentaram valores típicos encontrados tanto em aterros

brasileiros como em outras localidades para a referida fase, porém com idades distintas.

As condições meteorológicas locais permitem uma estabilidade no processo biodegradativo, e consequentemente no que se refere à caracterização qualitativa do biogás e dos lixiviados gerados.

5 AGRADECIMENTOS

À ECOSOLO – Gestão Ambiental de Resíduos Ltda.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

7 REFERÊNCIAS

ALCÂNTARA, P. B. **Avaliação da influência da composição de resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Pernambuco, 2007.

APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington: APHA, 2012, 1496 p.

BARR, S.; GUILBERT, S.; METCALFE, A.; RILEY, M.; ROBINSON, G. M.; TUDOR, T. L. Beyond recycling: an integrated approach for understanding municipal waste management. **Applied Geography**, v. 39, p. 67-77, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2012.11.006>

BAUN, D. L.; CHRISTENSEN, T. H. Speciation of heavy metals in landfill leachate: a review. **Waste Management & Research**, v. 22, n. 1, p. 3-23, 2004. <https://doi.org/10.1177/0734242X04042146>

CAMPOS, D. C.; LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; RAMOS, P. C. A. Stripping de amônia de lixiviado de aterro sanitário em reatores de fluxo pistonado. **TECNO-LÓGICA**, v. 14, n. 2, p. 52-60, 2010. <https://doi.org/10.17058/tecnolog.v14i2.1497>

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Guia de coleta e preservação de amostras de água**. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011, 326 p.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios**. 1 ed. Belo Horizonte: UFMG, 2000.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: UFMG, v. 5, 1997, 246 p.

CHRISTENSEN, T. H.; KJELDSEN, P.; ALBRECHTSEN, H. J.; HERON, G.; NIELSEN, P. H.; BJERG, P. L.; HOLM, P. E. Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 24, n. 2, p. 119-202, 1994. <https://doi.org/10.1080/10643389409388463>

CHYNOWETH, D. P. Environmental impact of biomethanogenesis. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 42, n. 1-2, p. 3-18, 1996. <https://doi.org/10.1007/BF00394039>

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 430, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 16 de mai. 2011.

CONTRERA, R. C. **Estudo da tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários em sistemas de reatores anaeróbio e aeróbio operados em batelada sequencial**. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos Universidade de São Paulo, São Carlos, São Paulo, 2008.

DIAS, V. C. F. **Estudo das emissões de biogás nos aterros sanitários de Içara e Tijuquinhas**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina, 2009.

ECOSAM - CONSULTORIA EM SANEAMENTO AMBIENTAL Ltda. **Plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos do município de Campina Grande-PB: diagnóstico da situação atual do resíduos sólidos urbanos**. 2014.

ECOSOLO - GESTÃO AMBIENTAL DE RESÍDUOS Ltda. **Dados do monitoramento do Aterro Sanitário de Campina Grande**. 2016. (Documento impresso).

ECOTERRA AMBIENTAL. **Projeto de implantação de um aterro sanitário para resíduos sólidos no município de Campina Grande - PB: Estudo de Impacto Ambiental/Relatório de Impacto Ambiental (EIA/RIMA)**. 2010.

EL-SALAM, M. M. A.; ABU-ZUID, G. I. Impact of landfill leachate on the groundwater quality: a case study in Egypt. **Journal of Advanced Research**, v. 6, n. 4, p. 579-586, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jare.2014.02.003>

ERSES, A. S.; ONAY, T. T. In situ heavy metal attenuation in landfills under methanogenic conditions. **Journal of Hazardous Materials**, v. 99, n. 2, p. 159-175, 2003. [https://doi.org/10.1016/s0304-3894\(02\)00354-0](https://doi.org/10.1016/s0304-3894(02)00354-0)

FOUL, A.; AZIZ, H. A.; ISA, M. H.; HUNG, Y-T. Primary treatment of anaerobic landfill leachate using activated carbon and limestone: batch and column studies. **International Journal of Environment and Waste Management**, v. 44, n. 4, p. 282-298, 2009. <https://doi.org/10.1504/IJEW.2009.027397>

GANDOLLA, M.; ACAIA, C.; FISCHER, C. Formazione, captazione e sfruttamento di biogas in discariche. In: Seminario di

Aggiornamento, Collana Ambiente, C.I.P.A., Milão, Itália, 1997. **Anais...**

GEWALD, D.; SIOKOS, K.; KARELLAS, S.; SPLIETHOFF, H. Waste heat recovery from a landfill gas-fired power plant. **Renewable Sustainable Energy Reviews**, v. 16, n. 4, p. 1779-1789, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.01.036>

GHOSH, P.; GUPTA, A.; THAKUR, I. S. Combined chemical and toxicological evaluation of leachate from municipal solid waste landfill sites of Delhi, India. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 12, p. 9148-9158, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4077-7>

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades**. 2010. Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br>>. Acesso em: ago. 2018.

ICLEI-BRASIL - **Governos Locais pela Sustentabilidade. Manual para aproveitamento do biogás: Volume 1 – Aterros sanitários**. Secretariado para América Latina e Caribe (LACS), São Paulo, 2009.

INANC, B.; CALLI, B.; SAATCI, A. Characterization and anaerobic treatment of the sanitary landfill leachate in Istanbul. **Water Science & Technology**, v. 41, n. 3, p. 223-230, 2000. <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0075>

KJELDSEN, P.; BARLAZ, M.A.; ROOKER, A.P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v.32, n.4, p. 297-336, 2002. <https://doi.org/10.1080/10643380290813462>

LASKRI, N.; HAMDAOUI, O.; NEDJAH, N. Experimental factors affecting the production of biogas during anaerobic digestion of biodegradable waste. **International Journal of Environmental Science and Development**, v. 6, n. 6, p. 451-454, 2015. [10.7763/IJESD.2015.V6.635](https://doi.org/10.7763/IJESD.2015.V6.635)

LAWRENCE, A. W; MCCARTY, P. L. The role of sulfide in preventing heavy metal toxicity in anaerobic treatment. **Journal (Water Pollution Control Federation)**, v. 37, n. 3, p. 392-406, 1965.

LINS, E. A. M.; LINS, C. M. M. S.; JUCÁ, J. F. T.; ALVES, M. C. M.; PALHA, M. L. A. P. Estudo das características do lixiviado do aterro da Muribeca antes e após o encerramento. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais Eletrônicos da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre: 2011. **Anais...**

MACIEL, F. J. **Estudo da geração, percolação e emissão de gases pela camada de cobertura do Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca/PE**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Pernambuco, 2003.

MACIEL, F. J. **Geração de biogás e energia em aterro experimental de resíduos sólidos urbanos**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Pernambuco, 2009.

MERZ, R. C., STONE, R. **Special Studies of a Sanitary Landfill**. U.S. Washington: Department of Health Education and Welfare, 1970.

MEYNELL, P. J. Cleaning landfill gas. See Anon., **Landfill Gas** – Oxford, 11 pp., 1983.

MURPHY, M. M.; WESTMAN, E. C.; LANNACCHIONE, A.; BARCZAK, T. M. Relationship between radiated seismic energy and explosive pressure for controlled methane and coal dust explosions in an underground mine. **Tunnelling and Underground Space Technology**, v. 28, p.278-286, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.tust.2011.12.002>

NASCENTES, A. L.; NASCIMENTO, M. M. P.; COSTA B. F.; CAMPOS, J. C.; FERREIRA, J. A. Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico: aspectos operacionais e microbiológicos. **Revista Eletrônica TECCEN**, v.8, n.1, p. 5-12, 2015. <https://doi.org/10.21727/teccen.v8i1.222>

OLLER, I.; MALATO, S.; SÁNCHEZ-PÉREZ, J.A. Combination of advanced oxidation processes and biological treatments for wastewater decontamination – a review. **Science of the Total Environment**, v. 409, n. 20, p. 4141-4166, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.08.061>

PARAÍBA. Pro-Água: Semi-Árido. **Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba: Relatório Final de Diagnóstico: Tomo I**. SEMARH: 2001.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.077>

RIGUETTI, P. F.; CARDOSO, C. A. L.; CAVALHEIRO, A. A.; LENZI, E.; FIORUCCI, A. R.; SILVA, M.S. Manganês, zinco, cádmio, chumbo, mercúrio e crômio no chorume de aterro sanitário em Dourados, MS, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v.10, n.1, p.153-163, 2015. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1538>

SCHNEIDER, D. R.; KIRAC, M.; HUBLIN, A. Cost-effectiveness of GHG emission reduction measures and energy recovery from municipal waste in Croatia. **Energy**, v. 48, n. 1, p. 203-211, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2012.02.008>

SILVA, A. S.; RIBEIRO, L. S.; PAIVA, W.; MELO, M. C.; MONTEIRO, V. E. D. Avaliação do potencial tóxico dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-PB. **Revista Matéria**, v. 20, n. 4, p. 840-851, 2015. <https://doi.org/10.1590/S1517-707620150004.0091>.

SOUTO, G. D. B. **Lixiviado de Aterros Sanitários Brasileiros: estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”)**. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, São Paulo, 2009.

SOUTO, G. D. B.; POVINELLI, J. Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil. In: 24o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. In: 24o Congresso Brasileiro de

Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte, p. 2-7, 2007.
Anais...

TCHOBANOGLOUS, G.; THEISEN, H.; VINIL, S. **Integrated solid waste management: engineering principles and management issues**. 1 ed. New York: Irwin MacGraw-Hill, 1993.

THANH, N. P.; MATSUI, Y.; FUJIWARA, T. Household solid waste generation and characteristic in a Mekong Delta city, Vietna. **Journal of Environmental Management**, v. 91, n. 11, p. 2307-2321, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.06.016>

VEEKEN, A.; KALYUZHNYI, S.; SCHARFF, H.; HAMELERS, B. Effect of pH and VFA on hydrolysis of organic solid waste. **Journal of**

Environmental Engineering, v. 126, n. 12, p. 1076-1081, 2000. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2000\)126:12\(1076\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2000)126:12(1076))

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005, 452 p.

WESTERHOLM, M.; MÜLLER, B.; ARTHURSON, V.; SCHNÜRER, A. Changes in the acetogenic population in a mesophilic anaerobic digester in response to increasing ammonia concentration. **Microbes and Environments**, v. 26, n. 4, p. 347-353, 2011. <https://doi.org/10.1264/jsme2.me11123>

YENIGÜN, O.; DEMIREL, B. Ammonia inhibition in anaerobic digestion: a review. **Process Biochemistry**, v. 48, n. 5-6, p. 901-911, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2013.04.012>