

Influência de parâmetros físico-químicos na composição de constituintes tóxicos em lixiviado de aterro sanitário

Influence of physical-chemical parameters on the composition of toxic constituents in landfill leachate

Naiara Angelo Gomes¹, Márbara Vilar de Araújo Almeida²
Márcio Camargo de Melo³, Veruschka Escarião Dessoles Monteiro⁴
Rui de Oliveira⁵

¹ Laboratório de Geotecnia Ambiental – GGA – PPGECA/CTRN/UFCG, Campina Grande, PB, Brasil.
e-mail: naiaraangelocz@hotmail.com

² Laboratório de Geotecnia Ambiental – GGA – PPGRN/CTRN/UFCG, Campina Grande, PB, Brasil.
e-mail: marbara_vilar@hotmail.com

³ Laboratório de Geotecnia Ambiental – GGA – DEA/CTRN/UFCG, Campina Grande, PB, Brasil.
e-mail: melomc90@hotmail.com

⁴ Laboratório de Geotecnia Ambiental – GGA – DEC/CTRN/UFCG, Campina Grande, PB, Brasil.
e-mail: veruschkamonteiro@hotmail.com

⁵ Laboratório de Eficiência Energética e Conforto Ambiental – LEECA – DESA/CCT/UEPB, Campina Grande, PB, Brasil.

e-mail:ruideo@gmail.com

RESUMO

A caracterização de lixiviados gerados em aterros sanitários pode esclarecer os fenômenos de degradação que ocorrem no interior das células de resíduos e indicar indiretamente o seu potencial tóxico. Diante disso, objetivou-se avaliar a influência que parâmetros físico-químicos exercem em componentes tóxicos, como metais e nitrogênio amoniacal total (NAT), presentes no lixiviado gerado por uma célula, do Aterro Sanitário em Campina Grande, Paraíba. Para esta investigação foram realizados os ensaios de pH, ácidos graxos voláteis (AGV), alcalinidade total (AT), cloretos, demanda química de oxigênio (DQO), NAT e metais (Pb, Cr, Co, Ni, Fe e Mn). Os resultados evidenciaram que durante a fase de fermentação ácida ocorreu uma alta produção de AGV na massa de resíduos aterrada, que manteve os valores de pH abaixo da neutralidade e contribuiu para se ter elevadas concentrações de DQO, cloretos e uma maior toxicidade no lixiviado em relação aos metais analisados. Já em condições metanogênicas, percebeu-se um decaimento nos teores de AGV e, com isso, o pH tendeu a basicidade, tornando o meio mais alcalino, favorecendo assim, a precipitação dos metais estudados, porém, contribuindo para a obtenção de altos níveis de NAT. Pode-se concluir que entre os parâmetros analisados, o pH e os AGV, exerceram forte influência nos teores dos metais (Pb, Cr, Co, Ni, Fe e Mn) e NAT no decorrer dos 150 dias de avaliação.

Palavras-chave: Lixiviado, Monitoramento físico-químico, Toxicidade.

ABSTRACT

The characterization of leachate generated in landfills can clarify the degradation phenomena that occur inside the waste cells and indirectly indicate their toxic potential. The objective of this study was to evaluate the influence of physical and chemical parameters on toxic components, such as metals and total ammonia nitrogen (TAN), found in the leachate generated by a cell from the Sanitary Landfill in *Campina Grande, Paraíba*. pH, volatile fatty acids (VFA), total alkalinity (AT), chlorides, chemical oxygen demand (COD), TAN and metals (Pb, Cr, Co, Ni, Fe and Mn) were investigated. The results showed that during the acid fermentation phase a high production of VFA occurred in the landfilled waste mass, which maintained the values of pH below neutrality and contributed for high concentrations of COD, chlorides and a higher toxicity in the leachate compared with the analyzed metals. However, in the case of methanogenic conditions, a de-

crease in the VFA contents was observed and, with this, the pH tended to be basicity, making the medium more alkaline, favoring the precipitation of the studied metals, but contributing to the high levels of TAN. It is possible to conclude that pH and VFA had a strong influence on the metals (Pb, Cr, Co, Ni, Fe and Mn) and TAN during the 150 days of evaluation.

Keywords: Leachate, Physico-chemical monitoring, Toxicity.

1. INTRODUÇÃO

Os resíduos sólidos urbanos (RSU) ao serem depositados em células de aterros sanitários, sofrem naturalmente processos físicos, químicos e biológicos, gerando assim, subprodutos líquidos e gasosos, os quais podem apresentar características nocivas à saúde pública e ao meio ambiente. Entre os subprodutos gerados, o lixiviado merece especial atenção, pois esse líquido é muito tóxico (SILVA [36]) e possui uma composição variável e complexa, representada, na maioria das vezes, por quantidades substanciais de ácidos orgânicos dissolvidos, demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) (SAMADDER et al. [34]); altos teores de nitrogênio amoniacal total (NAT) (AZIZ et al.[7]); sais inorgânicos; metais pesados; e compostos orgânicos xenobióticos (CHRISTENSEN et al. [14]; KJELDSEN et al. [23]; OLLER, MALATO e SÁNCHEZ-PÉREZ [31]; TENGRUI et al.[44]).

Assim, devido os líquidos lixiviados serem compostos por quantidades significativas de substâncias danosas, sua disposição inadequada no meio ambiente, ou seja, sem um prévio tratamento, pode acarretar problemas de toxicidade em plantas, animais e seres humanos (BADERNA et al. [8]; BAUN et al. [9]; SILVA [37]).

Nesse contexto, avaliar parâmetros físico-químicos em lixiviados resultantes da biodegradação de RSU em aterros, tem se tornado frequente, principalmente, porque tais parâmetros explicam os fenômenos de degradação que ocorrem no interior das células de resíduos (RIBEIRO *et al.* [33]) e, com base na análise desses parâmetros no lixiviado, podem ser definidas as fases da digestão anaeróbia dos RSU e se ter um prévio conhecimento dos componentes tóxicos que constituem esse líquido.

Sabe-se que os principais compostos tóxicos presentes no lixiviado, e mais preocupantes do ponto de vista ambiental, são os metais pesados e o nitrogênio amoniacal total (NAT) na forma de amônia gasosa ou livre (NH₃). Em relação à amônia gasosa ou livre, quando em excesso no solo ou em corpos d'água, pode causar diversos impactos ambientais negativos, entre os quais destacam-se: contaminação e poluição da água (SCHIOPU e GAVRILESCU [35]), mortandade da fauna e flora presentes no solo e nos recursos hídricos, inibição do metabolismo de microrganismos, problemas de eutrofização nos corpos aquáticos (GOMES *et al.*[22]) e fitotoxicidade no solo (SILVA *et al.* [38]). Já os metais, por serem substâncias não biodegradáveis, podem permanecer no meio ambiente e entrar na cadeia trófica, causando, em seres humanos, doenças crônicas e agudas (MANAHAM, [26]).

Dessa forma, o desenvolvimento de pesquisas com a finalidade de avaliar a interferência de parâmetros físico-químicos na toxicidade de compostos como o NAT e metais pesados, é de suma relevância, uma vez que, tais estudos proporcionam um banco de dados que podem ser utilizados como subsídio técnico e científico para indicar tecnologias adequadas de tratamento para o lixiviado. Além disso, de acordo Tsarpali e Dailianis [45], com estes estudos pode-se também pressupor os potenciais impactos ambientais causados pelo lixiviado quando disposto inadequadamente no meio ambiente e, ainda, os possíveis efeitos adversos ocasionados sobre os seres humanos.

Diante disso, o objetivo deste trabalho foi avaliar a influência que os parâmetros: pH, ácidos graxos voláteis (AGV), alcalinidade total (AT), cloretos e demanda química de oxigênio (DQO), exercem em constituintes tóxicos, como metais (Pb, Cr, Co, Ni, Fe e Mn) e NAT, no lixiviado gerado em uma célula, nomeada de Célula 3 (C3), do Aterro Sanitário em Campina Grande (ASCG), Paraíba.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Campo experimental

O campo experimental para a realização desta pesquisa foi a Célula 3 (C3) do ASCG. O referido Aterro compreende uma área territorial de 64 ha, e encontra-se localizado no Distrito de Catolé de Boa Vista, Campina Grande, Paraíba (PB), Brasil, especificamente nas coordenadas UTM 829172 e 9194834. Esse Aterro Sanitário iniciou sua operação no mês de julho do ano de 2015, sendo operacionalizado pela empresa privada ECOSOLO – Gestão Ambiental de Resíduos Ltda, e foi projetado para ter uma vida útil de 25 anos, recebendo

do resíduos Classes IIA e IIB, segundo a classificação da NBR 10.004 (ABNT [5]). Na Figura 1, ilustra-se a planta baixa da C3 implantada no ASCG.

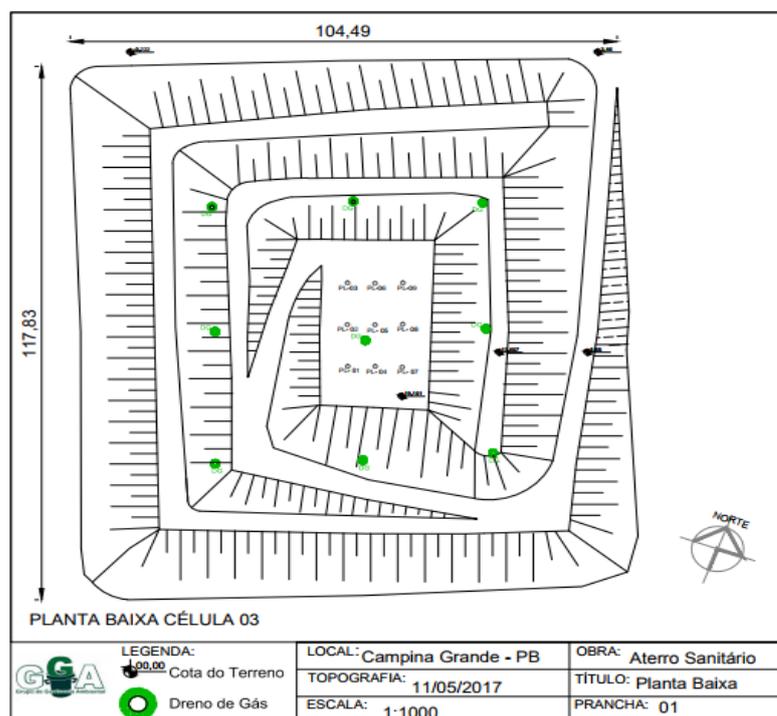


Figura 1: Planta baixa da Célula 3.
Fonte: Grupo de Geotecnia Ambiental (2017).

A C3 possui dimensões na sua base de 117x104 m correspondentes a largura e comprimento, respectivamente, e uma altura total de 24 m, e, ainda, constitui-se de 3 taludes ou patamares, sendo cada um com uma inclinação de 1:2 (vertical:horizontal), bermas intermediárias de 6 m e uma altura de 8 m. O preenchimento dessa célula ocorreu por meio do depósito de 500 toneladas de RSU por dia (tonRSU.dia⁻¹), sendo que, 95% destes resíduos foram oriundos do município de Campina Grande (PB) e os 5% restantes provieram das cidades de Lagoa Seca, Puxinanã, Montadas e Boa Vista, todas pertencentes ao estado da Paraíba. O depósito de RSU na C3 foi realizado durante os meses de maio a dezembro do ano de 2016.

Além disso, a C3 também é dotada de um conjunto de unidades operacionais que permitem proteger a saúde pública e o meio ambiente dos vetores gerados pela degradação biológica dos RSU aterrados nesse local. Entre estas unidades, destacam-se a camada de impermeabilização de base e o sistema de coleta, transporte e tratamento do líquido lixiviado.

A construção da camada de impermeabilização de base da C3 consistiu, inicialmente, na compactação do solo onde seria implantada a C3 e, em seguida, sobre o solo compactado, foi inserida uma camada de 0,25 m de uma mistura (proporção de 1:4) composta por bentonita e um solo arenoso adquirido nas intermediações do ASCG, classificado como SW (areia mal graduada), segundo o Sistema Unificado de Classificação de Solos (SUCS, [39]); vale ressaltar que, conforme a mistura (bentonita e solo arenoso) era colocada na da base da C3, a mesma era imediatamente compactada. Tal mistura apresentou coeficiente de permeabilidade a água, determinado *in situ*, igual a 4,61x10⁻⁹ m.s⁻¹, indicando ser adequado para compor camadas de base de aterros, conforme a NBR 13.896 (ABNT [6]).

Destaca-se que o sistema de drenagem de lixiviado instalado sobre a camada impermeabilizante foi do tipo “espinha de peixe”. Durante a realização deste estudo, este sistema conduziu por gravidade uma vazão de lixiviado entre 1,45x10⁻⁵ e 2,7x10⁻⁵ m³.s⁻¹, para um poço de visita de concreto pré-moldado e, logo depois, para a lagoa de tratamento de lixiviado (LTL).

2.2 Caracterização do lixiviado gerado pela Célula 3

O lixiviado *in natura* caracterizado nesta pesquisa foi coletado em um poço de visita de concreto pré-moldado (Poço 3), que recebia todo o líquido efluente resultante da biodegradação dos RSU aterrados na C3 do ASCG. Cabe ressaltar que, as coletas de lixiviado foram realizadas com uma periodicidade quinze-

nal, entre os meses de junho e novembro do ano de 2016, totalizando 150 dias. No que diz respeito aos procedimentos referentes à coleta, preservação e transporte das amostras, estes foram efetuados de acordo com as recomendações da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB [17]).

Logo após as coletas, as amostras de lixiviado *in natura* foram transportadas para o Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA), da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Campus I, para a realização de sua caracterização, que consistiu na execução dos seguintes ensaios físico-químicos: pH, AGV, AT, cloretos, DQO, chumbo (Pb), cromo (Cr), cobalto (Co), níquel (Ni), ferro (Fe), manganês (Mn) e NAT, conforme os métodos preconizados pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA [3]).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Potencial hidrogeniônico (pH)

A variação do pH para o lixiviado gerado pela C3, ao longo do tempo de monitoramento, encontra-se apresentada na Figura 2. Com base nesta Figura, verifica-se que o pH do lixiviado, variou entre 5,5 e 8,4. Valores similares aos obtidos nesta pesquisa foram também verificados em estudos realizados por Garcez [21] e Silva *et al.* [38], ao analisarem o processo de biodegradação dos RSU da cidade de Campina Grande (PB) em uma célula experimental que simulava uma célula real de aterro sanitário.

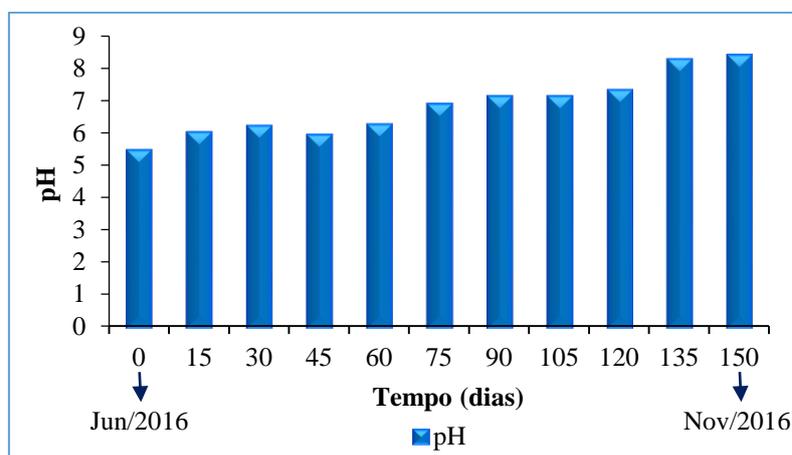


Figura 2: Comportamento do pH ao longo do tempo.

Nota-se que, em $0 \leq t \leq 60$ dias, os valores de pH do lixiviado oscilaram numa faixa de 5,5 a 6,3. Este período evidencia que a massa de RSU depositada na C3, encontra-se na fase ácida de degradação, segundo Tchobanoglous *et al.* [43]. Os baixos valores de pH determinados para o lixiviado durante a fase de fermentação ácida, são decorrentes das quantidades relevantes de ácidos orgânicos e dióxido de carbono (CO_2) produzidas por microrganismos acidófilos no interior da massa de RSU (MELO [27]; NAVEEN *et al.* [29]).

Após os primeiros 60 dias de avaliação, ou seja, a partir de $75 \leq t \leq 150$ dias, o pH assumiu valores entre 6,9 e 8,4, indicando que os RSU aterrados na C3 transitaram para a fase metanogênica de degradação, conforme Tchobanoglous *et al.* [43]. Essa elevação do pH no lixiviado analisado para valores entre a neutralidade e a basicidade, ocorreu em virtude dos microrganismos metanogênicos terem metabolizado os ácidos orgânicos produzidos na fase de fermentação ácida (AIRES [1]).

Durante a fase ácida de degradação, geralmente, ocorre uma alta produção de AGV na massa de RSU aterrada, contribuindo para a redução do pH do meio e, corroborando para uma maior solubilização de íons metálicos (XIE *et al.* [46]). Na Figura 3, ilustram-se as concentrações dos metais chumbo (Pb), cromo (Cr), cobalto (Co), níquel (Ni), ferro (Fe) e manganês (Mn) durante o mesmo período de avaliação do pH.

Percebe-se na Figura 3, que os maiores teores de metais foram mensurados quando o pH do lixiviado encontrava-se ácido, ou seja, no período de $0 \leq t \leq 60$ dias. Dessa forma, a toxicidade do lixiviado nesse período, dar-se-á devido aos altos níveis de metais pesados, em especial do Cr, Fe e Mn, presentes em sua composição. Em um estudo desenvolvido por Silva *et al.* [38], foi verificado que o extrato líquido dos

RSU da cidade de Campina Grande (PB), em condições de pH ácido, causou fitotoxicidade a sementes de tomate e repolho.

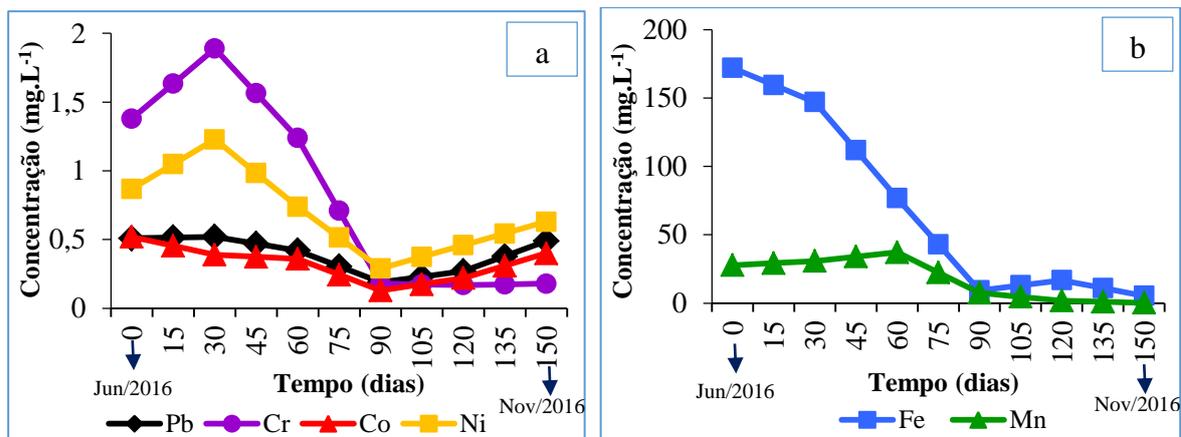


Figura 3: Evolução temporal dos teores de metais: a) Chumbo, Cromo, Cobalto, Níquel; b) Ferro e Manganês.

Já em condições em que o pH encontra-se entre a neutralidade e a basicidade, os metais pesados tendem a precipitar na massa de RSU aterrada (MONTEIRO [28]) e suas concentrações no lixiviado reduzem; fato este que pode ser observado nas Figuras 3a e 3b. Desse modo, quando os RSU estão na fase metanogênica de degradação, ocorre um predomínio no lixiviado de componentes como a AT e o NAT, em função da elevação do pH do meio. Sendo assim, quando o pH apresenta valores acima da neutralidade, o meio tende a tornar-se alcalino e, dessa forma, a amônia livre, que é a forma tóxica do NAT, tem o seu potencial de toxicidade aumentado, o qual pode inibir o processo de digestão anaeróbia e causar sérios problemas de toxicidade à saúde pública e ao meio ambiente.

3.2 Ácidos graxos voláteis (AGV)

A evolução temporal das concentrações de AGV para o lixiviado analisado encontra-se ilustrada na Figura 4. Analisando a Figura 4, verifica-se que, ao longo do monitoramento os teores de AGV oscilaram entre 6.900 a 1.800 mgH_{AC}.L⁻¹, indicando uma redução de aproximadamente 74%.

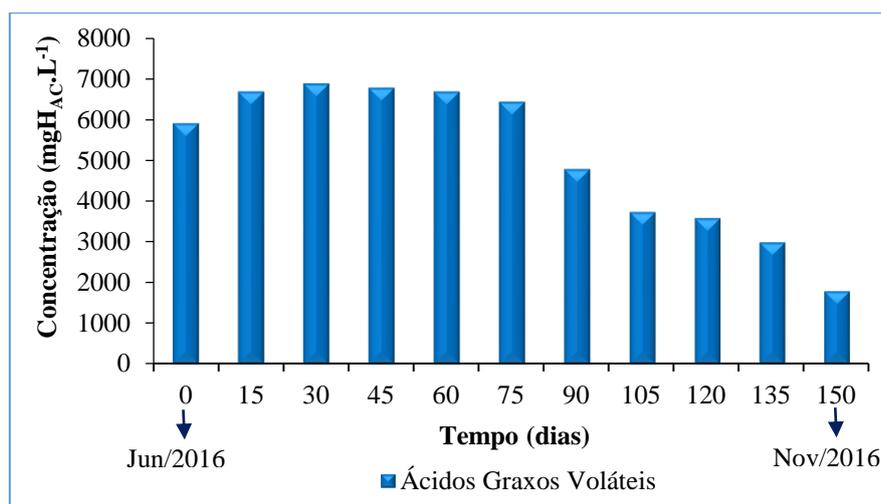


Figura 4: Evolução temporal dos ácidos graxos voláteis.

De modo geral, percebe-se um comportamento decrescente nas concentrações de AGV no lixiviado, onde em $0 \leq t \leq 75$ dias, obteve-se os maiores teores, e após $t=90$ dias, as concentrações de AGV tiveram uma queda acentuada. Tal comportamento é típico da evolução natural do processo de biodegradação dos RSU aterrados na C3. Segundo Aires [1], no início do processo de degradação da fração orgânica dos RSU em aterros, há uma tendência dos AGV se acumularem no interior da massa de resíduos, devido à ação de

bactérias hidrolíticas fermentativas degradarem os resíduos orgânicos de fácil degradação. Com o passar do tempo, os ácidos produzidos inicialmente são convertidos em gases, como metano e dióxido de carbono, por um grupo de microrganismos, denominados de arqueas, que se instalam na massa de resíduos aterrada numa taxa de crescimento menor que as fermentativas (RIBEIRO *et al.* [33]).

Sendo assim, a acumulação de AGV no decorrer do processo de biodegradação dos RSU leva à redução do pH (AKUZAWA *et al.* [2]) e, com isso, as atividades metanogênicas no interior do aterro podem ser inibidas (YE *et al.* [47]). Além disso, com a diminuição do pH, a maioria dos metais tóxicos se solubilizam com facilidade (Figura 3), elevando, dessa forma, o potencial de toxidez no lixiviado, enquanto que a toxicidade devido a amônia tende a reduzir, isso porque, em pH ácido predomina a forma iônica ou não tóxica do NAT (CAMPOS *et al.* [11]).

3.3 Alcalinidade total (AT)

A evolução das concentrações de AT para o lixiviado gerado pela biodegradação dos RSU depositados na C3, no decorrer do tempo, encontra-se ilustrada na Figura 5. Verifica-se que as concentrações de AT variaram numa faixa entre 8.273 e 15.000 mgCaCO₃.L⁻¹, ao longo do monitoramento. Valores similares aos obtidos neste estudo, foram também constatados por Budi *et al.* [10] e Naveen *et al.* [29], ao investigarem os lixiviados provenientes de aterros de RSU da Malásia e Índia, respectivamente.

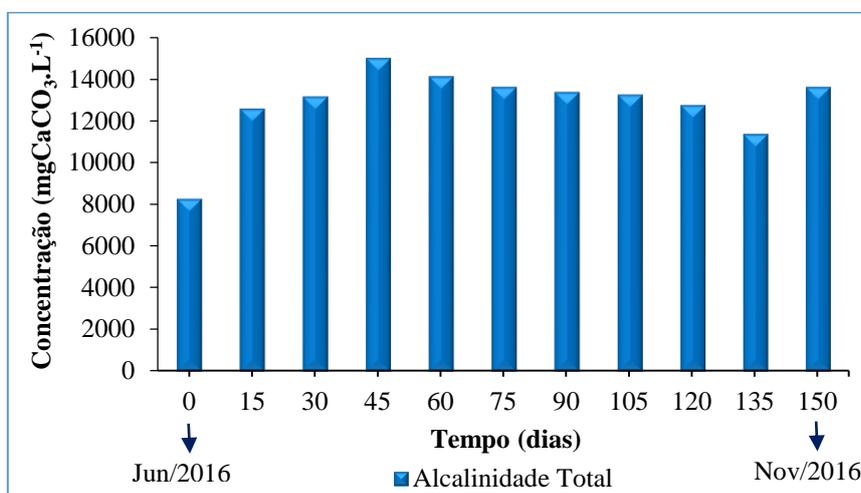


Figura 5: Comportamento da alcalinidade total com o decorrer do tempo.

De maneira geral, verifica-se que a AT não teve um comportamento bem definido, porém apresentou as menores concentrações durante o período inicial de monitoramento ($0 \leq t \leq 30$ dias), quando o pH encontrava-se com baixos valores (Figura 2), em razão das quantidades significativas de AGV produzidas; e os maiores teores quando o pH apresentou valores acima da neutralidade, em decorrência do consumo desses ácidos pelos microrganismos metanogênicos, tornando, dessa forma, o meio mais básico.

Observa-se ainda na Figura 5, que as concentrações de AT obtidas para o lixiviado, durante praticamente todo o período de monitoramento, foram superiores à faixa máxima (750 a 11.400 mgCaCO₃.L⁻¹) encontrada em aterros sanitários brasileiros, segundo Souto e Povinelli [41]. No entanto, estas elevadas concentrações de AT são decorrentes das quantidades significativas de bicarbonato de amônio gerados pela decomposição bioquímica da fração orgânica presente na massa de RSU aterrada (MAHAPATRA, CHANAKYA e RAMACHANDRA [25]; NAVEEN *et al.* [29]).

A influência do parâmetro AT na toxicidade de lixiviados gerados em aterros sanitários, ocorre em função de sua capacidade de tamponamento e seu efeito no NAT (SŁOMCZYŃSKA E SŁOMCZYŃSKI [40]). Diante disso, à medida que o pH do meio eleva-se para valores superiores a 7, o meio torna-se básico, favorecendo, assim, o potencial tóxico da amônia (CLÉMENT e MERLIN [15]).

Na Figura 6, encontram-se ilustrados os níveis de NAT aferidos no lixiviado para o mesmo período de avaliação do parâmetro AT. O NAT é composto pelo somatório do íon amônio (NH₄⁺) e a amônia livre (NH₃), sendo esta última considerada muito tóxica.

Analisando a Figura 6 conjuntamente com a Figura 2, verifica-se que, conforme o pH do lixiviado aumentou para valores entre a neutralidade e a basicidade (em $75 \leq t \leq 150$ dias), as concentrações de AT também aumentaram (Figura 5), uma vez que, também ocorreu uma elevação nos teores de NAT. Contudo,

pode-se constatar que, provavelmente, as concentrações de AT, apesar de elevadas, não influenciaram o potencial tóxico do lixiviado em relação à amônia livre, isso porque, de acordo com Campos *et al.* [11] e com base no pH determinado para o lixiviado, nesse período de tempo, praticamente todo o NAT estava na forma de NH_4^+ , a qual é não tóxica.

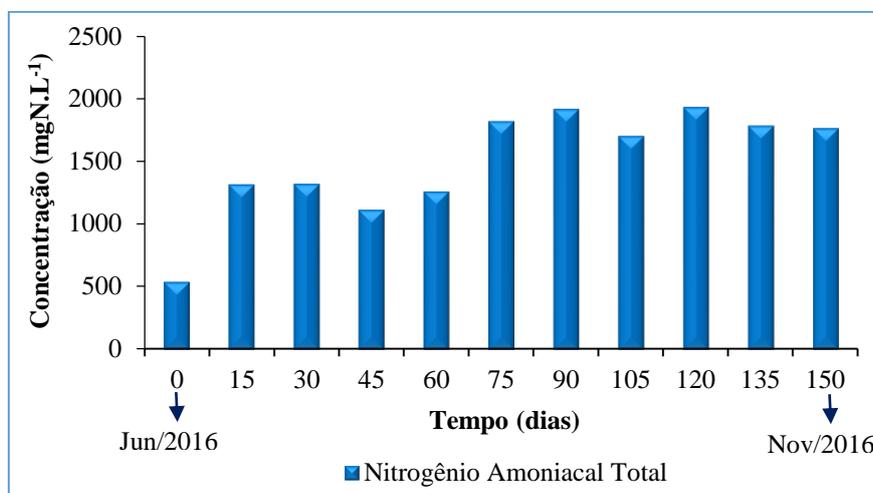


Figura 6: Comportamento temporal dos teores de nitrogênio amoniacal total.

Entretanto, ao passo que a AT do meio aumenta, acontece a precipitação e uma maior agregação de muitos elementos metálicos na massa de resíduos aterrada, ocasionando uma diminuição de suas concentrações no lixiviado (Figura 3) e, assim, tornando-o menos tóxico em relação aos metais (ARAÚJO *et al.* [4]).

A Resolução CONAMA n. 430 não estabelece valores de referência para o parâmetro alcalinidade total quando se trata do lançamento no meio ambiente de efluentes originados do processo de biodegradação de RSU em aterros (CONAMA [18]), contudo, cabe destacar que o lixiviado ao ser lançado no ambiente com elevadas concentrações de AT pode acarretar impactos adversos nos corpos receptores.

3.4 Cloretos

Na Figura 7, apresentam-se as concentrações de cloretos para o lixiviado gerado pela C3, ao longo do tempo. Observa-se nesta Figura que, os teores de cloretos oscilaram numa faixa de 6.598 a 2.699 mg.L^{-1} , porém com uma tendência ao aumento durante o período de monitoramento. Resultados semelhantes aos obtidos nesta pesquisa foram verificados por Coelho *et al.* [16] e Souto e Povinelli [41].

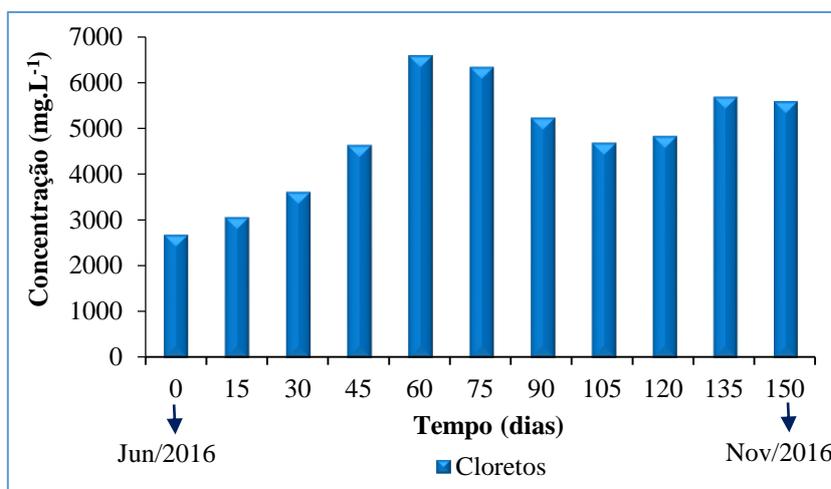


Figura 7: Concentrações de cloretos com o decorrer do tempo.

De maneira geral, verifica-se que nos primeiros 60 dias de monitoramento as concentrações de cloretos tenderam ao crescimento e, logo depois, a partir de $t=75$ dias, estes teores tiveram um decaimento até

$t=120$ dias, acompanhado de um leve aumento em $t=135$ e $t=150$ dias. Tal comportamento encontrado no lixiviado pode estar associado à alta solubilidade e facilidade de lixiviação dos íons cloretos e, ainda, devido a massa de resíduos orgânicos (RO) ser recente (OLIVEIRA *et al.* [30]), uma vez que, diariamente foram depositados cerca de 500 tonRSU frescos na C3, e, deste total, 43% corresponderam aos RO de fácil degradação (PMGIRS [32]).

Os íons cloretos não constituem um problema de toxicidade para os microrganismos atuantes no processo de degradação biológica de RSU em aterros sanitários. Contudo, os sais de cloreto podem contribuir para a redução do potencial tóxico do lixiviado, visto que, ao se combinarem com cátions metálicos, como prata, mercúrio e chumbo, ocasionam efeito antagonístico, formando complexos estáveis e reduzindo, assim, a concentração desses metais na forma solúvel e, conseqüentemente, seus teores no lixiviado (CHERNICHARO [13]; LANGE e AMARAL [24]).

A Resolução n. 430 do CONAMA não especifica um valor máximo permissível para o parâmetro cloretos quando se faz referência ao lançamento de lixiviados de aterros sanitários no meio ambiente (CONAMA [18]). Todavia, este parâmetro pode ser utilizado para avaliar a contaminação do lançamento de lixiviado, seja *in natura* ou tratado inadequadamente, em recursos hídricos localizados internamente ou em áreas circunvizinhas aos aterros sanitários (TATSI e ZOUBOULIS [42]).

3.5 Demanda química de oxigênio (DQO)

Na Figura 8, ilustram-se as concentrações de DQO para o lixiviado gerado pela C3, ao longo dos 150 dias de monitoramento.

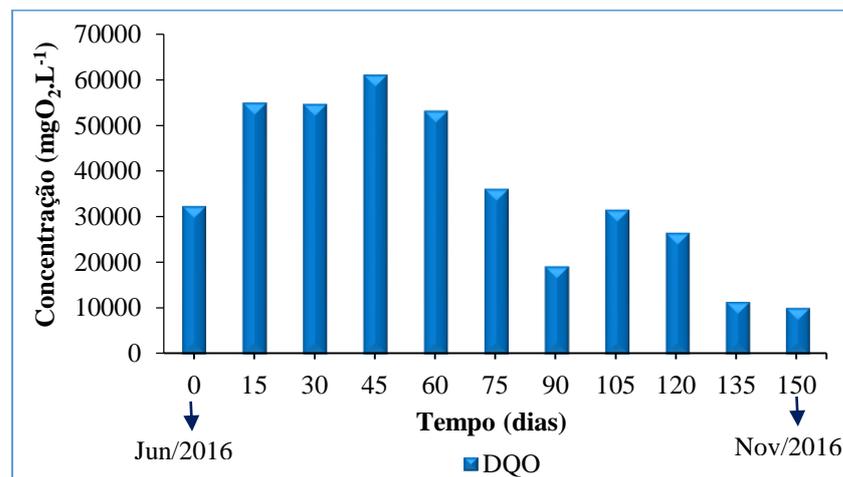


Figura 8: Concentrações de DQO com o passar do tempo.

Com base na Figura 8, observa-se que as concentrações de DQO no lixiviado variaram numa faixa de 61.089 a 10.219 mgO₂.L⁻¹ no decorrer do tempo, o que correspondeu a uma redução de aproximadamente 83%. Comportamento semelhante ao encontrado neste estudo foi constatado por Ribeiro *et al.* [33], ao analisarem o processo de bioestabilização de RSU da cidade de Campina Grande (PB) em um biorreator que simulava uma célula de aterro sanitário.

Durante o período de avaliação inicial, em $0 \leq t \leq 60$ dias, verifica-se os maiores teores de DQO no lixiviado, enquanto que, em $75 \leq t \leq 150$ dias, as concentrações deste parâmetro reduziram significativamente. Resultados iguais aos obtidos eram esperados, uma vez que, no início do monitoramento, foram produzidas quantidades consideráveis de AGV, que é um dos principais contribuintes da DQO em lixiviados (BUDI *et al.* [10]; EL-FADEL *et al.* [20]); com o decorrer do tempo, o processo de digestão anaeróbia de RSU em aterros evolui e, com isso, os valores de DQO reduzem (CONTRERA *et al.* [19]).

A DQO não influenciou as concentrações dos constituintes tóxicos avaliados (metais e NAT). Na Resolução CONAMA n. 430, também não é especificado um limite legal para este parâmetro, quando se trata do lançamento de lixiviados de aterros sanitários em corpos receptores (CONAMA [18]). Porém, recomenda-se que quanto menor for a DQO no lixiviado, menor será os impactos negativos ocasionados nos cursos d'água ou no solo, caso esse efluente seja lançado nesses ambientes (CATAPRETA [12]).

4. CONCLUSÕES

- A oscilação do pH no lixiviado foi responsável por vários processos, incluindo a definição das fases de degradação anaeróbia; a dissolução e a precipitação de espécies metálicas; e a variabilidade do potencial de toxicidade do NAT;
- O parâmetro AT no decorrer do monitoramento apresentou um comportamento crescente, que contribuiu para tornar o meio alcalino e, com isso, provavelmente, precipitar os metais pesados analisados na massa de RSU depositada na C3, reduzindo seus níveis no lixiviado;
- Os teores de cloreto tenderam ao crescimento com o decorrer do tempo, e apesar das elevadas concentrações determinadas no lixiviado, destaca-se que, estes íons não causam problemas de toxicidade no processo de degradação da matéria orgânica em aterros sanitários; além disso, os cloretos apresentam efeito antagônico em cátions como o chumbo, o que provavelmente, pode ter contribuído para a redução de seus teores no lixiviado gerado pela C3.
- O comportamento da DQO foi resultante, principalmente, da variabilidade das concentrações dos AGV durante as fases ácida e metanogênica de degradação dos RSU aterrados na C3; ressalta-se que, os teores deste parâmetro não influenciaram na variação dos constituintes tóxicos, metais e NAT, na massa de resíduos aterrada na C3 e no lixiviado analisado.

5. BIBLIOGRAFIA

- [1] AIRES, K. O., Monitoramento das concentrações de gases em uma célula experimental de resíduos sólidos urbanos na cidade de Campina Grande–PB, Dissertação M.Sc., CTRN/UFCG, Campina Grande, PB, Brasil 2013.
- [2] AKUZAWA, M., HORI, T., HARUTA, S., *et al.*, “Distinctive responses of metabolically active microbiota to acidification in a thermophilic anaerobic digester”, *Microbial ecology*, v. 61, n. 3, pp. 595-605, 2011.
- [3] APHA. AWWA. WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater, 22 ed., Washington, APHA, 2012.
- [4] ARAÚJO, W. S., AMARAL SOBRINHO, N. M. B., MAZUR, N., *et al.*, “Relação entre absorção de metais pesados e atributos químicos e físicos de classes de solo do Brasil”, *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, v. 26, n. 1, pp. 17- 27, 2002.
- [5] Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). *NBR 10004: resíduos sólidos: classificação*, Rio de Janeiro, 2004.
- [6] _____. *NBR 13.896: aterros de resíduos não perigosos: critérios para projeto, implantação e operação*, Rio de Janeiro, 1997.
- [7] AZIZ, S. Q., AZIZ, H. A., YUSOFF, M. S., *et al.*, “Leachate characterization in semiaerobic and anaerobic sanitary landfills: a comparative study”, *Journal of Environmental Management*, v. 91, n. 12, pp. 2608-2614, 2010.
- [8] BADERNA, D., MAGGIONI, S., BORIANI, E., *et al.*, “A combined approach to investigate the toxicity of an industrial landfill’s leachate: chemical analyses, risk assessment and in vitro assays”, *Environmental research*, v. 111, n. 4, pp. 603-613, 2011.
- [9] BAUN, A., LEDIN, A., REITZEL, L. A., *et al.*, “Xenobiotic organic compounds in leachates from ten Danish MSW landfills: chemical analysis and toxicity tests”, *Water research*, v. 38, n. 18, pp. 3845-3858, 2004.
- [10] BUDI, S., SULIASIH, B. A., OTHMAN, M. S., *et al.*, “Toxicity identification evaluation of landfill leachate using fish, prawn and seed plant”, *Waste Management*, v. 55, pp. 231-237, 2016.
- [11] CAMPOS, D. C., LEITE V. D., LOPES, W. S., *et al.*, “Stripping de amônia de lixiviado de aterro sanitário em reatores de fluxo pistonado”, *TECNO-LÓGICA*, v. 14, n. 2, 2010, pp. 52-60.
- [12] CATAPRETA, C. A. A., Comportamento de um aterro sanitário experimental: avaliação da influência do projeto, construção e operação, Tese de D.Sc., UFMG, Belo Horizonte, MG, Brasil, 2008.
- [13] CHERNICHARO, C. A. L., Princípio do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios, 5 ed, Minas Gerais, Desa/EEUFMG, 1997.

- [14] CHRISTENSEN, T. H., KJELDSEN, P., BJERG, P. L., *et al.*, “Biogeochemistry of landfill leachate plumes”, *Applied geochemistry*, v. 16, n. 7, pp. 659-718, 2001.
- [15] CLÉMENT, B., MERLIN, G., “The contribution of ammonia and alkalinity to landfill leachate toxicity to duckweed”, *Science of the Total Environment*, v. 170, n. 1-2, p. 71-79, 1995.
- [16] COELHO, H. M. G., LANGE, L. C., SIMÕES, G. F., *et al.*, “Avaliação do desempenho de camadas de cobertura intermediárias e finais em células experimentais de disposição de resíduos sólidos urbanos”, In: *23 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, pp. 1-10, Campo Grande, Set. 2005.
- [17] COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB), Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos, 1 ed., São Paulo, CETESB, 2011.
- [18] CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA), Resolução n. 430, de 13 de maio de 2011, *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, 16 de maio 2011, <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acessado em fevereiro de 2017.
- [19] CONTRERA, R. C., CRUZ, S. K. C., MORITA, D. M., *et al.*, “First-order kinetics of landfill leachate treatment in a pilot-scale anaerobic sequence batch biofilm reactor”, *Journal of environmental management*, v. 145, pp. 385-393, 2014.
- [20] EL-FADEL, M., BOU-ZEID, E., CHAHINE, W., ALAYLI, B., “Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content”, *Waste management*, v. 22, n. 3, pp. 269-282, 2002.
- [21] GARCEZ, L. R., Estudo dos componentes tóxicos em um biorreator de resíduos sólidos urbanos da Cidade de Campina Grande – PB, Dissertação de M.Sc., CTRN/UFPG, Campina Grande, PB, Brasil, 2009.
- [22] GOMES, L. P., LANGE, L. C., JUCÁ, J. F. T., *et al.*, “Processos e monitoramento da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos”, In: CASTILHOS Jr. A. B. (Org.) *Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d’água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários*, ABES, Rio de Janeiro, 2006, pp. 65-107.
- [23] KJELDSEN, P., BARLAZ, M. A., ROOKER, A. P., *et al.*, “Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review” *Critical reviews in environmental science and technology*, v. 32, n. 4, pp. 297-336, 2002.
- [24] LANGE, L. C., AMARAL, M. C. S., “Geração e características do lixiviado”. In: GOMES, L. P (ed), *Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras*, 1 ed., Cap 2, Rio de Janeiro, ABES, 2009.
- [25] MAHAPATRA, D. M., CHANAKYA, H. N., RAMACHANDRA, T. V., “Role of macrophytes in sewage fed urban lake”, *Institute of Integrated Omics and Applied Biotechnology*, v. 2, n. 8, pp. 1-9, 2011.
- [26] MANAHAM, S. E. Toxicological Chemistry, 2. ed, New York, Lewis Publisher, 1992.
- [27] MELO, M. C., Uma análise de recalques associada a biodegradação no aterro de resíduos sólidos da Muribeca, Dissertação de M.Sc., UFPE, Recife, PE, Brasil, 2003.
- [28] MONTEIRO, V. E. D., Análises física, químicas e biológicas no estudo do comportamento do Aterro da Muribeca, Tese de D.Sc., UFPE, Recife, PE, 2003.
- [29] NAVEEN, B. P., MAHAPATRA, D. M., SITHARAM, T. G., *et al.*, “Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate”, *Environmental Pollution*, v. 220, pp. 1-12, 2017.
- [30] OLIVEIRA, E. C., NOGUCHI, H. S., GUEDES, D. A. S., *et al.*, “Caracterização físico-química de lixiviado produzido em um aterro em escala experimental”, In: *XIV Encontro Nacional de Estudantes de Engenharia Ambiental*, pp. 843-852, Brasília, Jul. a Ago. 2016.
- [31] OLLER, I., MALATO, S., SÁNCHEZ-PÉREZ, J. A., “Combination of advanced oxidation processes and biological treatments for waste watered contamination: a review”, *Science of the total environment*, v. 409, n. 20, pp. 4141-4166, 2011.
- [32] PLANO MUNICIPAL DE GESTÃO INTEGRADA DE RESÍDUOS SÓLIDOS (PMGIRS), Plano Municipal de Gestão Integrada dos Resíduos Sólidos do Município de Campina Grande – PB: diagnóstico da situação atual dos serviços de limpeza urbana e manejo resíduos sólidos, SESUMA, <http://sesuma.org.br/wp-content/uploads/2015/04/Diagnostico-ANEXO-I-VF.pdf>. Acessado em fevereiro de 2017.
- [33] RIBEIRO, L. S., SILVA, A. D. S., ALVES, F. D. S., *et al.*, “Monitoramento físico-químico de um

biorreator com resíduos sólidos urbanos em escala piloto na cidade de Campina Grande (PB)”, *Engenharia Sanitária e Ambiental (Online)*, v. 21, n. 1, pp. 1-9, 2016.

[34] SAMADDER, S. R., PRABHAKAR, R., KHAN, D., *et al.*, “Analysis of the contaminants released from municipal solid waste landfill site: a case study”, *Science of The Total Environment*, v. 580, pp. 593-601, 2016.

[35] SCHIOPU, A. M., GAVRILESCU, M., “Options for the treatment and management of municipal landfill leachate: common and specific issues”, *CLEAN – Soil, Air, Water*, v. 38, n. 12, p. 1101-1110, 2010.

[36] SILVA, A. S., *Análise do efeito de componentes tóxicos em resíduos sólidos urbanos*, Tese de D.Sc, UFCG, Campina Grande, PB, Brasil, 2016.

[37] SILVA, A. S., *Avaliação da toxicidade dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-PB*, Dissertação de M.Sc., CTRN/UFCG, Campina Grande, PB, Brasil, 2012.

[38] SILVA, A. S., RIBEIRO, L. S., PAIVA, W., *et al.*, “Avaliação do potencial tóxico dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-PB”, *Revista Matéria*, Rio de Janeiro, v. 20, n. 4, pp. 840-851, 2015.

[39] SISTEMA UNIFICADO DE CLASSIFICAÇÃO DE SOLOS (SUCS). *ASTM D2487-11: standard practice for classification of soils for engineering purposes*, United States, 2011.

[40] SŁOMCZYŃSKA, B., SŁOMCZYŃSKI, T., “Physico-chemical and toxicological characteristics of leachates from MSW landfills”, *Polish Journal of Environmental Studies*, v. 13, n. 6, pp. 627-637, 2004.

[41] SOUTO, G. D. B., POVINELLI, J., “Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil”, In: *24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, pp. 1-7, Belo Horizonte, Set. 2007.

[42] TATSI, A. A., ZOUBOULIS, A. I., “A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Greece)”, *Advances in Environmental Research*, v. 6, n. 3, pp. 207-219, 2002.

[43] TCHOBANOGLOUS, G., THEISEN, H., VIGIL, S., *Integrated solid waste management: engineering principle sand management issues*, McGraw-Hill Science/Engineering/Math, New York, 1993.

[44] TENGRUI, L., AL-HARBAWI, A. F., BO, L. M., *et al.*, “Characteristics of nitrogen removal from old landfill leachate by sequencing batch biofilm reactor”, *American journal of applied sciences*, v. 4, n. 4, pp. 211-214, 2007.

[45] TSARPALI, V., DAILIANIS, S., “Investigation of landfill leachate toxic potency: an integrated approach with the use of stress indices in tissues of mussels”, *Aquatic toxicology*, v. 124, pp. 58-65, 2012.

[46] XIE, S., MA, Y., STRONG, P. J., *et al.*, “Fluctuation of dissolved heavy metal concentrations in the leachate from anaerobic digestion of municipal solid waste in commercial scale landfill bioreactors: the effect of pH and associated mechanisms”, *Journal of hazardous materials*, v. 299, pp. 577-583, 2015.

[47] YE, J., LI, D., SUN, Y., *et al.*, “Improved biogas production from rice straw by co-digestion with kitchen waste and pig manure”, *Waste Management*, v. 33, n. 12, pp. 2653-2658, 2013.