



REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

COBERTURA FINAL DE ATERROS SANITÁRIOS: UMA ABORDAGEM CONSERVACIONISTA AMBIENTAL

* Allan de Freitas Magalhães¹
Sofia Regina Lopes²
Bruno Lima Soares³
Josina Aparecida de Carvalho⁴
Gustavo Ferreira Simões⁵

FINAL COVERS FOR LANDFILLS: AN ENVIRONMENTAL CONSERVATIONIST APPROACH

Recibido el 21 de mayo de 2018; Aceptado el 6 de febrero de 2020

Abstract

The top layer is one of the most important compartment of the final cover in landfills, because, besides its geotechnical aspects concerning safety, it is directly associated with the functionality of the vegetation cover. In the present work we show that the material present in the top layer of the final cover of the investigated landfill has a heterogeneous character, presents an average depth of 28.9 cm with minor physico-chemical variations as a function of the position along the slope. Considering potentials for plant cover and maintenance, the substrate is alkaline, with low organic matter content, presenting borderline concentrations of heavy metals, significant variation in moisture content, and high average density, 1.6 g.dm⁻³. Adjustments in organic matter and density are the main attributes to be considered during the construction of the top layer of the final cover. Our results indicate that soils built in the final cover of landfills present particularities of behavior that justify the adoption of conservation practices during their construction and maintenance, highlighting adjustments in composition, compaction controlling and plant species suitability.

Keywords: solos construídos, áreas degradadas, aterros sanitários, camada de cobertura final, cobertura vegetal.

1 Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte - MG, Brasil.

2 Superintendência de Limpeza Urbana - SLU/Belo Horizonte, Brasil.

3 Departamento de Ciências Florestais, Universidade Federal de Lavras (UFLA), Lavras - MG, Brasil.

4 Departamento de Ciências do Solo, Universidade Federal de Lavras (UFLA), Lavras - MG, Brasil.

5 Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte - MG, Brasil.

* Autor correspondente: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte - MG, Brasil. Email: allanfmbh@gmail.com

Resumo

A camada superficial de solos de aterros de resíduos sólidos urbanos é um dos mais importantes compartimentos da cobertura final, pois, além de vincular aspecto geotécnico de segurança, está diretamente associada a funcionalidade da cobertura vegetal. No presente trabalho verificou-se que o material que compõe a última camada do aterro estudado tem caráter heterogêneo, apresenta profundidade média de 28.9 cm com variações físico-químicas pouco significativas em função da posição no talude. Considerando potencialidades para implantação e manutenção da cobertura vegetal, o substrato é alcalino, com baixo teor de MO, apresenta ainda concentrações limítrofes de metais pesados, variação significativa de umidade, e densidade média alta, 1.6 g.dm⁻³. Ajustes nos teores de MO e densidade são os principais atributos a serem considerados durante a construção da última camada. Os resultados indicam que, solos construídos em cobertura final de aterros sanitários, apresentam particularidades de comportamento que justificam a adoção de práticas conservacionistas durante a sua implantação e manutenção, destacando ajustes na composição, controle da compactação e adequação de espécies vegetais.

Palavras chave: solos construídos, áreas degradadas, aterros sanitários, camada de cobertura final, cobertura vegetal.

Introdução

O número crescente de aterros sanitários atualmente desativados, em desativação, ou em processo de remediação, aumenta a preocupação quanto ao uso futuro dessas áreas, a qual deve ser compensada pelos prejuízos sofridos durante sua operação (Hauser, 2009). Em se tratando da camada superficial, a implantação e manutenção torna-se um desafio constante, uma vez que, sua atividade envolve remoção, adição e/ou substituição de materiais de constituição complexa (Sére *et al.*, 2008).

A camada superficial de aterros sanitários (topsoil) é formada por materiais e procedimentos antrópicos, o qual se denominou solo construído (SÉRÉ *et al.*, 2008) ou technosoil (Lehmann., 2006), e passa a ter uma evolução pedológica atuando no ambiente de maneira distinta aos ambientes inalterados (Lehmann & Stahr., 2007). Entre as camadas de um aterro sanitário, a cobertura final está entre as mais importantes, sendo a que forma, protege e dá sustentabilidade à vegetação (Gill *et al.*, 1999). A legislação brasileira exige que a cobertura final dos aterros sanitários urbanos minimize o impacto ambiental das áreas adjacentes e faça parte do plano de encerramento de suas atividades, garantindo a estabilidade física, química e biológica, até que o local se encontre em condições de uso futuro (Koerner & Daniel, 1997).

A utilização de resíduos provenientes das atividades urbanas, tais como os resíduos de construção e demolição e os materiais resultantes da compostagem de resíduos orgânicos, na construção das camadas de cobertura final dos aterros sanitários são formas adequadas de aproveitamento desses resíduos e devem ser priorizadas, em substituição aos materiais naturais (Sére *et al.*, 2008). Os resíduos orgânicos podem ainda ser utilizados na fabricação de biofertilizantes e como condicionadores, visando a melhoria das características físicas (estrutura, retenção de água, densidade etc.), químicas (capacidade de troca de cátions, complexação de elementos tóxicos

etc.) e biológicas (atividade de respiração, biomassa etc.) do solo construído (KIM & Owens, 2010). Mas, a disposição atual destes materiais em aterros sanitários brasileiros ainda ignora o seu potencial produtivo, estando em dicotomia com conceitos modernos de sustentabilidade (Abichou *et al.*, 2015).

A obrigatoriedade do atendimento referente à correta destinação de resíduos sólidos urbanos, que inclui os resíduos de construção e demolição, demanda de forma contínua a construção de novos aterros sanitários. Normalmente, estes locais são constituídos de materiais considerados sem “utilidade pública”. Esta inutilidade contribui para a disposição do resíduo às intempéries, que possivelmente o tornarão suscetíveis à erosão. A este ambiente inóspito justifica-se a necessidade de uma investigação mais minuciosa que pode ou não limitar o estabelecimento de espécies vegetais (Fuente *et al.*, 2014).

Atualmente, técnicas de revegetação em substratos degradados têm se tornado foco de discussão em eventos científicos. Profissionais com ideias divergentes, no que diz respeito à reabilitação ambiental de locais inóspitos, em especial aos aterros sanitários encerrados, utilizam espécies vegetais com fins paisagísticos subestimando significativamente a sua funcionalidade (Pywell *et al.*, 2003). Por outro lado, técnicas conservacionistas visando o mesmo objetivo tornam-se um novo desafio à comunidade científica. Assim, a análise e o monitoramento de materiais que compõem estas camadas superficiais poderá tornar-se uma importante ferramenta no que concerne a ampliação funcional de uma cobertura final (Abichou *et al.*, 2015).

Em um adequado planejamento, inicialmente faz-se necessário avaliar características do solo que efetivamente influenciam o estabelecimento de plantas, tais como, umidade, espessura e concentrações químicas (Chan *et al.*, 1991). Ao se tratar de substratos degradados de aterros sanitários, existem poucos trabalhos que discute a composição e características atuais desses materiais na manutenção de espécies vegetais (Rahman *et al.*, 2013) e a sua relação com as demais camadas do aterro. Neste aspecto, os objetivos do trabalho foram avaliar características físicas e químicas do solo que compõe a camada superficial de um aterro sanitário, evidenciando critérios técnicos de reparação, considerando-a parte conjuntural da cobertura final e estrutura de sustentação de uma cobertura vegetal.

Metodologia

O trabalho foi realizado em um Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos (Aterro Sanitário de Belo Horizonte, MG) (19°81'S e 43°95'O) (Figura 1a). De acordo com a classificação de Köppen para a região, o tipo climático é Cwb, definido como mesotérmico úmido com estação chuvosa de verão brando. Sendo a temperatura média anual fica em torno de 21.5°C, temperatura máxima de 32.3°C e mínima de 10°C. Os totais anuais de chuva são relativamente altos, 1.600 mm aproximadamente.

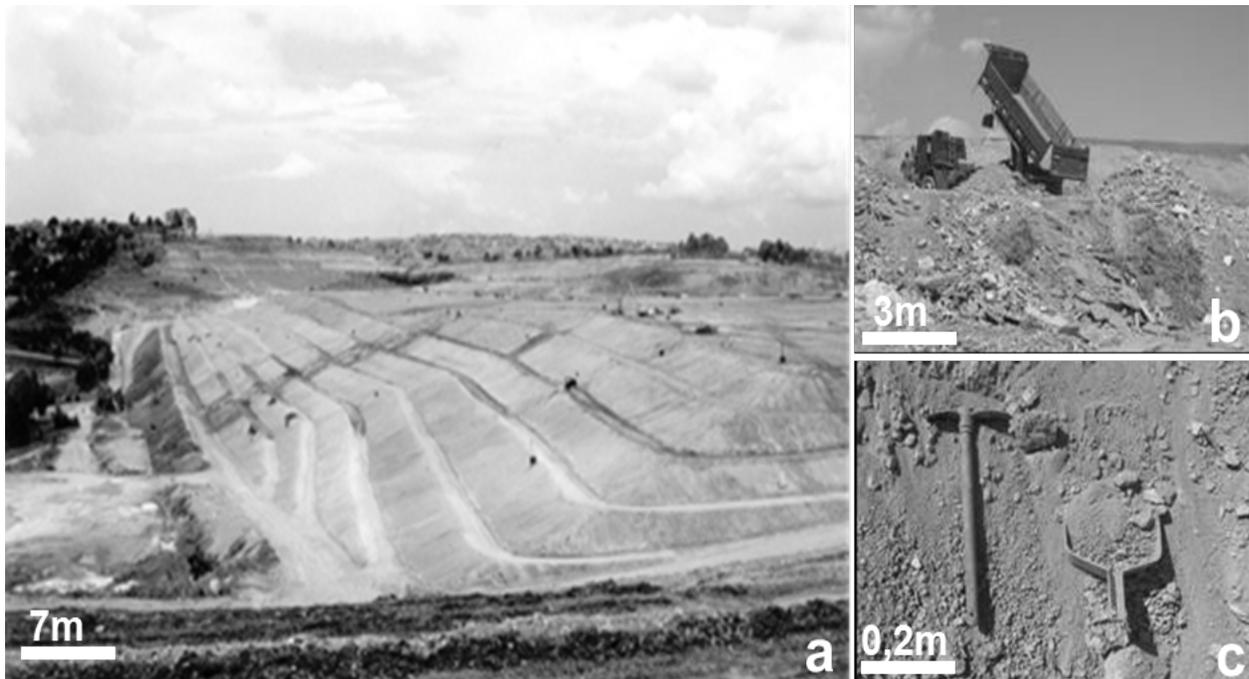


Figura 1. Camada de cobertura final do Aterro Sanitário de Belo Horizonte, MG, após encerramento de atividade de disposição de resíduos sólidos urbanos: Taludes de solos construídos na cobertura final de aterro sanitário (a); implantação e disposição do material na camada superficial da cobertura final do aterro (b) e aspecto geral de solo construído utilizado para implantação de cobertura vegetal (c).

No aterro sanitário, a construção da camada superficial é realizada a partir da disposição em células dos resíduos sólidos urbanos atingirem sua cota de segurança com posterior compactação com o material inerte (resíduo de construção civil) no intuito de diminuir a porosidade e impedir a perda por erosão hídrica (Figura 1b). A cobertura final compõe-se de solo natural e resíduos da construção e demolição disposto em camadas sobrepostas (20-30cm), não sendo realizada a sua mistura completa (Figura 1c).

No momento da realização do experimento, a atividade de construção da camada de cobertura estava encerrada há cinco anos e ainda não possuía cobertura vegetal. A utilização destes materiais se deve à grande parcela que representam na composição dos resíduos recebidos no aterro, fato comum aos aterros sanitários brasileiros, e estava em conformidade ao exigido em normas técnicas e legislação estadual (FEAM, 2006).

A determinação da espessura da camada de cobertura final foi realizada em 30 pontos amostrais utilizando sonda para perfuração com profundidade máxima de 120 cm. Em cada talude foram

realizadas cinco perfurações em pontos aleatórios na base e no topo, sendo posteriormente efetuada a medição ao limite correspondente à camada de resíduo.

A coleta do material consistiu na utilização de um cilindro de volume conhecido, em que foi inserido à superfície da cobertura do aterro (0-20cm). A amostragem sistemática foi realizada em seis taludes, retirando-se cinco amostras em duas posições (base e topo), totalizando 60 unidades amostrais. Os seguintes parâmetros físicos foram avaliados: teor de umidade (EMBRAPA, 1997), densidade (ρ), massa específica dos grãos (ρ_s) (NBR6508/84), distribuição granulométrica (NBR7181/84) e limites de consistência (limite de liquidez e limite de plasticidade) (NBR6459/84; NBR7180/88). Para a caracterização química do solo os principais parâmetros avaliados foram: pH em água, acidez potencial (H+Al), macro e micronutrientes (N, P, K, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+}), matéria orgânica (MO), carbono (C), Valor de saturação em base (V), Soma de bases trocáveis (SB), Capacidade de troca catiônica (T), Índice de saturação de alumínio (m) e Capacidade efetiva de troca de cátions (t), conforme procedimento da EMBRAPA (2002).

Para a determinação de metais pesados foram retiradas 12 amostras compostas em cada profundidade (0-20 e 40-60 cm), totalizando 24 unidades amostrais. Os elementos determinados foram: Cr, Cu, Hg, Ni, Pb e Zn (SW3051, EPA-USA, determinação por ICP-AES) (Andrade e Abreu, 2006).

As parcelas de cobertura vegetal do experimento foram cultivadas em locais distantes do sistema de drenagem interno do aterro sanitário, de forma que possíveis efeitos de interferências na sobrevivência das plantas como alta temperatura na parte aérea e gases no sistema radicular foram consideradas desprezíveis.

Análises estatísticas foram realizadas para caracterizar o material, e para efeito de comparação entre as posições no talude, realizou-se análise pareada pelo teste t-student (ZAR, 1998). Usando-se uma matriz de 23 atributos químicos (pH, MO, C, N, Al^{3+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K, P, t, v, m e SB) e físicos (Umidade, Densidade, IP, LP, LL, argila, silte, areia e pedregulho) foi construída uma Análise de Componente Principal (PCA) para detectar, por coeficiente de escores, possíveis relações de fatores que controlam a degradação em solos construídos da cobertura final dos aterros sanitários (Bitencourt *et al.*, 2015). As variáveis foram selecionadas em função de características básicas para sustentação e estabelecimento inicial de cobertura vegetal em substratos degradados (Pywell *et al.*, 2003).

Resultados e discussão

Considerando a composição do material observou-se que o pH variou de 4.9 a 8.2 com média de 7.5, baixa variabilidade (CV=9.5%), e diferenças não-significativas entre as posições do talude. Valores muito baixos também foram encontrados para o Al^{3+} , concentrações abaixo 0.02

cmol.carga.dm⁻³ e, portanto, elevando a alcalinidade do solo (Tabela 1). Este caráter alcalino normalmente pode estar associado aos aterros que utilizam resíduos de construção civil e demolição (Lehmann & STAHR, 2007), que normalmente apresentam pH entre 7.8 e 8.2 (Laueremann, 2008).

Tabela 1. Caracterização dos atributos químicos e físicos do solo construído em camada da cobertura final de aterro sanitário.

Atributos do solo ^a	Mín - Máx	Média ± Sd	CV%	p-value ^b
pH (H ₂ O)	4.90 - 8.20	7.58 ± 0.72	9.55	ns
Matéria Orgânica (dag.kg ⁻¹)	1.06 - 6.30	2.02 ± 1.03	50.83	*
C (dag.kg ⁻¹)	0.62 - 3.65	1.18 ± 0.59	50.17	*
N (dag.kg ⁻¹)	0.06 - 0.28	0.11 ± 0.04	40.20	ns
Al ³⁺ (cmol.carga.dm ⁻³)	0.01 - 0.02	0.01 ± 0.00	32.49	*
Ca (cmol.carga.dm ⁻³)	1.55 - 7.78	3.81 ± 1.29	33.77	ns
Mg (cmol.carga.dm ⁻³)	0.25 - 1.71	0.74 ± 0.33	44.33	ns
P (mg.dm ⁻³)	0.10 - 8.40	3.37 ± 2.88	85.38	ns
K (mg.dm ⁻³)	37.00 - 266.00	118.03 ± 59.33	50.26	ns
Cr (mg.kg ⁻¹)	17.10 - 69.10	38.71 ± 14.12	36.47	ns
Cu (mg.kg ⁻¹)	10.10 - 29.00	16.18 ± 5.35	33.07	ns
Ni (mg.kg ⁻¹)	9.20 - 26.00	14.93 ± 4.31	28.85	ns
Pb (mg.kg ⁻¹)	62.60 - 105.70	79.67 ± 12.37	15.53	ns
Zn (mg.kg ⁻¹)	43.00 - 79.80	65.97 ± 11.68	17.70	ns
Hg (mg.kg ⁻¹)	20.00 - 107.80	67.27 ± 34.68	51.55	ns
SB (cmol.carga.dm ⁻³)	2.71 - 9.53	4.86 ± 1.53	31.47	*
T (cmol.carga.dm ⁻³)	3.62 - 10.45	5.69 ± 1.49	26.11	*
t (cmol.carga.dm ⁻³)	2.72 - 9.54	4.87 ± 1.52	31.18	*
m (%)	0.11 - 0.52	0.26 ± 0.11	42.84	ns
V (%)	66.35 - 91.51	84.32 ± 6.05	7.17	ns
Umidade (%)	0.50 - 15.60	7.11 ± 4.16	58.59	ns
ρ (g.cm ⁻³)	1.25 - 1.92	1.577 ± 0.03	2.02	
ρ _s (g.cm ⁻³)	2.48 - 2.66	2.60 ± 0.03	1.34	**
LL (%)	29.00 - 43.00	36.79 ± 3.00	8.15	ns
LP (%)	15.00 - 32.00	32.82 ± 3.63	15.23	ns
IP (%)	10.00 - 19.00	12.97 ± 2.17	16.75	ns
Pedregulho (%)	1.60 - 14.80	6.33 ± 3.06	48.41	ns
Areia (%)	36.20 - 55.20	45.11 ± 3.50	7.76	ns
Silte (%)	21.80 - 41.60	29.22 ± 4.53	15.50	ns
Argila (%)	10.30 - 24.80	19.34 ± 3.47	17.92	*
Espessura (cm)	20.45 - 38.23	28.98 ± 3.25	11.21	-

^apH: em água; SB: Soma de bases; T: Capacidade de troca catiônica à pH 7.0; t: Capacidade efetiva de troca de cátions; m: Índice de saturação de alumínio; V: Saturação de bases; ρ_s: Densidade aparente; LL: Limite de liquidez; LP: Limite de plasticidade; IP: Índice de plasticidade. Média ± Sd. ns: não significativo; ^bdiferença significativa p<0.05 pelo teste t-student.

O valor médio de MO foi de 2.02 dag.kg⁻¹, considerado de baixo teor (EMBRAPA, 1999). A variação entre as posições no talude é significativa ($p=0.0380$), e as maiores contribuições estão nos teores de carbono (1.18 dag.kg⁻¹), comparado aos teores de N (0.11 dag.kg⁻¹). Nos macronutrientes, Ca²⁺, Mg²⁺, P e K, o solo apresentou concentração média de 3.81 cmol.carga.dm⁻³, 0.74 cmol.carga.dm⁻³, 3.37 mg.dm⁻³ e 118.03 mg.dm⁻³, respectivamente, e não variaram significativamente entre as posições do talude (Tabela 1). Embora a correção química não seja necessária, este comportamento não é comum aos demais aterros (Kim & Owens, 2010), e quando há esta elevação, normalmente estão associados às rochas calcárias e feldspatos (Barros *et al.*, 2011).

Os metais pesados não apresentaram variação significativa entre as profundidades (0-20 e 40-60 cm), e as maiores concentrações no solo foram encontradas em Pb (105.7mg.kg⁻¹; CV=15.53%), nas camadas superficiais, enquanto Hg (67.2 mg.kg⁻¹), Ni (14.9 mg.kg⁻¹), Cr (17.1 mg.kg⁻¹), Cu (16.1 mg.kg⁻¹) e Zn (65.9 mg.kg⁻¹), com exceção do mercúrio, estão em concentrações toleráveis nas camadas subsuperficiais (40-60 cm). Assim, maior atenção deverá ser dada ao elemento Pb, pois, além de limitar a atividade biológica e crescimento de plantas (Kabata-Pendias, 2011), os valores encontrados extrapolam limites de prevenção para as áreas adjacentes (CONAMA, 2009). Contudo, esta disponibilidade no solo não depende somente de si, mas de um conjunto de características inerentes, além da resposta da planta (Simão e Siqueira, 2001). Mesmo assim, é indispensável a necessidade de estabelecer mecanismos tamponantes, dentre eles o ajuste do pH (Kabata-Pendias, 2011), e a adição de compostos orgânicos.

Nas condições normais de fertilidade, foram observados valores de médio-alto em teores de bases trocáveis (V=84.3%; SB=4.86 cmol.carga.dm⁻³) e ao mesmo tempo, médio-baixo à capacidade de troca (m=4.87 cmol.carga.dm⁻³; T=5.69 cmol.carga.dm⁻³), estes atributos reafirmam a predominância de materiais provenientes da construção civil. Isto implica em riscos ao ambiente, pois partículas deste material, somado ao baixo teor orgânico, poderá favorecer a solubilização de metais, aumentando o risco de lixiviação (BARROS *et al.*, 2011).

O valor médio de umidade foi de 7.1%, com variação entre 0.5% e 15.6% (CV=58.59%), o que também não variou significativamente entre a posição no talude (Tabela 1). Esta oscilação pode estar associada ao baixo teor de MO, pois a sua presença implica na manutenção da umidade, e com a queima de gases eleva-se a taxa evaporativa na camada superficial. Segundo Blainski *et al* (2008), solos de baixo potencial em umidade, somado à estruturação desfavorável podem interferir na penetração de raízes.

A concentração de gases, como metano, gás carbônico e oxigênio pode sobrecarregar a estabilidade de microrganismos (Bronick & Lal, 2005) e, conseqüentemente a manutenção do sistema radicular das plantas (Kim & Lee, 2005). Assim, recomenda-se uma revisão sobre o significado da espessura da camada que conserva efetivamente a umidade do sistema radicular, e neste caso, considerando espécie de pequeno porte, com raízes de no máximo 30 cm em

comprimento. E referente a esta camada superficial, em detrimento aos demais compartimentos subjacentes, vislumbra-se a definição efetiva da área de influência térmica e de concentrações de gases, sendo esta última a profundidade limite.

Vários são os atributos do solo que influenciam o sistema de enraizamento em cobertura final de aterros sanitários, entre os principais, a sua densidade (Gill *et al.*, 1999). Normalmente, o sistema radicular cresce preferencialmente em substratos que possui densidade de 1.1 a 1.5 g.cm⁻³, crescem moderadamente em substratos com densidade abaixo de 1.7 g.cm⁻³, e pobremente crescem em densidades acima deste valor (Dias, 1998). Considerando-se a menor profundidade (0-20cm), observou-se que a densidade do solo variou de 1.25 a 1.92 g.cm⁻³, sendo a média de 1.57 g.cm⁻³. Este valor, considerado médio-alto, é devido ao decorrente tráfego de maquinário e de pessoas durante a sua construção e manutenção. Isto limita a infiltração de água no meio e, conseqüentemente, nos primeiros estágios de crescimento, altera a taxa de respiração e sobrevivência da raiz (Alvarenga *et al.*, 2008).

A maior contribuição granulométrica foi atribuída à textura arenosa (36.20 - 55.20%; CV=7.76%). O teor de argila variou de 10.3% a 24.8%, com significativa diferença entre as posições do talude ($p=0.0496$; CV=17.92%) (Tabela 1). Além disso, 65% das amostras apresentam textura areno-argilosa, típico de materiais provenientes de construção civil.

O Índice de plasticidade (IP) variou de 10 a 19%, enquanto o limite de liquidez (LL) foi de 36.79% e o limite de plasticidade foi de 32.82% (Tabela 1). As maiores variações entre os pontos amostrais foram encontradas no limite de plasticidade (15.23%), comparado ao limite de liquidez (CV=8.15%) (Tabela 1). Apesar de ser arenoso, o material pode ser considerado de baixa resistência à erosão, sendo assim recomendável maiores cuidados referente à reposição de suas camadas superficiais após intensos períodos de precipitação. Além da descarga de sedimento nos efluentes líquidos urbanos, esta perda de material na superfície aumenta a exposição das raízes, que são sensíveis às intempéries.

Os dados obtidos na PCA mostram que as duas primeiras componentes principais somam 76% da variação total. A primeira componente explica 60.9% da variância, negativamente correlacionada com as características físicas (Areia e Silte) e químicas (Al³⁺ e m), e positivamente correlacionada com pedregulho, densidade, umidade, limite de plasticidade e limite de liquidez, MO, N, Ca²⁺, K, P, Mg, V e SB (Figura 2). Considerando os principais atributos indicadores de acidez dos solos, sob o ponto de vista químico, o aumento do pH está mais positivamente correlacionado com a saturação em base ($r=0.85$), e cuja contribuição foi negativamente correlacionado ao Al³⁺ ($r=0.66$), se comparado à presença de MO ($r=0.17$). Mesmo nos locais de baixo teor em MO, sua presença tem um papel importante na composição química destes solos, sobretudo em bases trocáveis como Ca²⁺ e P (Figura 1).

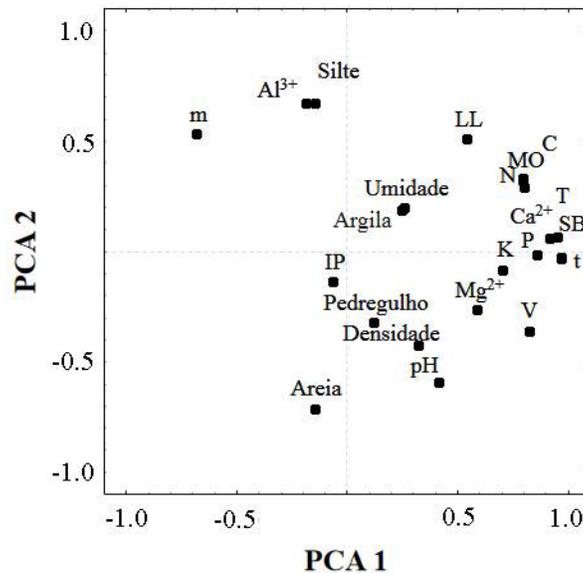


Figura 2. Biplot (eixo 1 e 2) de ordenação PCA dos caracteres químicos e físicos de substrato degradado de aterro sanitário. (SB: Soma de bases; T: Capacidade de troca catiônica à pH 7.0; t: Capacidade efetiva de troca de cátions; m: Índice de saturação de alumínio; V: Saturação de bases; LL: Limite de liquidez; Autovalores: PCA 1 = 82.2%; PCA 2 = 7.8%).

A segunda componente explica 15.5% da variância, e está positivamente correlacionado com pH, V, P, Mg^{2+} , Densidade e Pedregulho. Embora não houve uma tendência de agrupamentos entre os parâmetros físicos, na análise multivariada pode-se evidenciar que a umidade de solos construídos de aterros sanitários está mais associada a densidade do material ($r=0.24$), ou seja, ao formato com que as partículas estão organizadas, do que outros componentes indicadores, como argila ($r=0.10$) e/ou MO ($r=0.04$). Isto confirma o quanto o manejo destes solos, em especial ao grau de compactação, pode ser um fator decisivo na manutenção da umidade para as raízes e atividades bioquímicas. Além disso, importante lembrar que, segundo OLIVEIRA *et al.* (2007), avaliando o estabelecimento de plantas em substratos estéreis, a densidade, a umidade, a MO e a textura do solo são fatores determinantes da resistência mecânica de raízes. Por conseguinte, o aumento na qualidade de solos construídos de aterros sanitários visando a rápida ativação biológica das camadas superficiais pode estar relacionado à disponibilidade de nutrientes (Saarela, 2003) e de propágulos na superfície (Funk *et al.*, 2008), que retroalimentam o sistema. Neste aspecto, a redução nas atividades operacionais de manutenção, o uso de espécies vegetais mais rústicas (Parsons *et al.*, 1998), ou espécies perenes com sistema radicular superficial parece ser uma opção.

Valores altos no coeficiente de variação evidencia, em parte, a heterogeneidade na composição desses materiais, isto é comum para solo recém-construído que não atingiu estabilidade (Kwit &

Collings, 2008). Além disso, as maiores texturas, como pedregulho e areia, não só configuram a composição textural como também vinculam-se à densidade do material. Neste aspecto, sugere-se que, para as camadas mais superficiais (0-30 cm), exija-se maiores critérios no que tange a homogeneidade do material, sobretudo durante a construção e manutenção na espessura da camada superficial.

A espessura da camada de cobertura final variou de 20.45 - 38.23 cm, com CV=11.21%. Os menores valores estão possivelmente relacionados ao arraste de sedimento em períodos intensos de precipitação, pois, a área de estudo não dispõe de camada de proteção com vegetação. A espessura média da cobertura final foi de 28.98 cm e as maiores espessuras devem-se às constantes atividades de reposição. Isto pode ser um fator importante na medida em que espécies vegetais ruderais desenvolvem significativa ramificação nos primeiros 20 cm (Robinson & Handel, 1995). Neste aspecto, para manter a integridade geotécnica das camadas inferiores dos aterros sanitários atuais, reafirma-se que se utilizem plantas que desenvolvam sistema radicular em no máximo 30 cm. Assim, acrescenta-se também que o uso de espécies arbóreas não seja recomendado (Rawlinson *et al.*, 2004), e priorize espécies herbáceas e/ou arbustivas (De Mei & Di Mauro, 2006). Para tanto, é necessário reforçar a preferência de espécies nativas da região, as quais passaram por um processo de seleção ao longo de milhares de anos e, portanto, podem se adequar mais facilmente a estes substratos (Shah *et al.*, 2017; Rhman *et al.*, 2013). E manter uma diversidade mínima de espécies possibilita melhor ciclagem de nutrientes (Van Der Veken *et al.*, 2004), além de redução da perda de água via evapotranspiração (Link *et al.*, 1994). A análise multivariada de componentes principais pôde descrever propriedades físicas e químicas em relação aos processos de degradação de solos construídos de aterros. E ainda reforça a importância do manejo de construção e manutenção da cobertura final, sobretudo no papel que a densidade e a MO exercem nas pequenas profundidades (0-30cm). Contudo, valores detalhados de atributos evidencia a potencialidade do uso de solos construídos de aterros sanitários, caracterizando-o em função do processo de reelaboração de suas camadas superficiais.

Conclusão

O solo que compõe a camada superficial de cobertura final de aterro sanitário estudado tem aspecto heterogêneo, alcalino e de baixo teor de MO. Os metais pesados não variam entre profundidades, e a alta concentração encontrada em Pb nas camadas de 0-20cm pode comprometer a atividade biótica e a manutenção de plantas. A baixa fertilidade destes solos não está associada somente a presença de bases trocáveis, mas ao conjunto de atributos, como pH, MO e umidade, que inviabilizam o estabelecimento de cobertura vegetal.

O sistema de manejo utilizado para a construção e manutenção desta camada pode interferir na densidade do solo, e está diretamente relacionado às maiores texturas, inviabilizando assim o desenvolvimento do sistema radicular. Maiores ajustes referente à composição, uso de

maquinário na construção e manutenção da última cobertura, e plantas que desenvolvem sistema radicular de no máximo 30 cm em profundidade podem representar uma solução.

Agradecimentos

Os autores expressam seus agradecimentos à DEFLOR Bioengenharia pelo suporte financeiro, à Superintendência Municipal de Limpeza Urbana de Belo Horizonte pelo apoio estrutural na condução dos experimentos, à CAPES - Coordenação para o Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, à FAPEMIG - Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais e ao CNPq - Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pelo contínuo apoio financeiro.

Referências bibliográficas

- Abichou, T., Kormi, T., Yuan, L., Johnson, T., Francisco, E. (2015) Modelling the effects of vegetation on methane oxidation and emissions through soil landfill final covers across different climates. *Waste Management*, **36**, 230-240.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. (1984) NBR 6459: *Determinação do Limite de Liquidez*. Rio de Janeiro, 6 pp.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. (1984) NBR 6508: *Solo: Grãos de Solo que Passam na Peneira de 4,8 mm: Determinação da Massa Específica*. Rio de Janeiro, 8 pp.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. (1988) NBR 7180: *Determinação do Limite de Plasticidade*. Rio de Janeiro, 3 pp.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. (1988) NBR 7181: *Análise Granulométrica: Terminologia*. Rio de Janeiro, 13 pp.
- Alvarenga, P., Gonçalves, A.P., Fernandes, R.M., Varentes, A., Vallini, G., Duarte, E.; Cunha-Queda, A.C. (2008) Evaluation of composts and liming materials in the phytostabilization of a mine soil using perennial ryegrass. *Science Total Environmental*, **406**, 1-2, 43-56.
- Andrade, J.C., Abreu, M.F. (2006) *Análise química de resíduos sólidos para monitoramento e estudos agroambientais*. Campinas: IAC, 178 pp.
- CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente. (2009) *Resolução nº 420*. Acesso em: 17 dez. 2016, disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/index.cfm>.
- Barros, Y.J., Melo, V.F., Kummer, L., Souza, L.C.P., Azevedo, J.C. (2011) Physical and chemical soil quality indicators in lead mining and metallurgy area. *Semina*, **32**, 4, 1385-1404.
- Bitencourt, D.G.B., Pinto, L. F.S., Pauletto, E.A., Tavares Silva, M., Garcia, G.F. (2015) Geração de drenagem ácida e de contaminação por metais pesados em perfis de solos construídos em área de mineração de carvão. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, **39**, 1821-1834.
- Blaiski, E., Tormena, C.A., Fidałski, J., Guimarães, R.M.L. (2008) Quantifying soil physical degradation through the soil penetration resistance curve. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, **32**, 975-983.
- Bronick, C.J., LAL, R. (2005) Soil structure and management: a review. *Geoderma*, **124**, 3-22.
- Chan, Y. S. G., Wong, M.H., Whitton, B.A. (1991) Effects of landfill gas on subtropical woody plants. *Environmental Management*. **15**, 411-431.
- De Mei, M., Di Mauro, M. (2006) Study of some characteristic mediterranean vegetation species best suited for renaturalization of terminal-phase municipal solid waste (msw) landfills in Puglia (Southern Italy). *Acta Oecologia*, **30**, 78-87.
- Dias, L.E. (1998) *Caracterização de substratos para fins de recuperação de áreas degradadas*. In: DIAS, L.E.; Mello, J.W.V. *Recuperação de Áreas Degradadas, Viçosa, MG*, 1-7.

- EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. (2002) *Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes*. Rio de Janeiro, RJ. 2ed. 370 pp.
- EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. (1997) *Manual de métodos de análise de solo*. Rio de Janeiro, RJ. 5ed. 212 pp.
- EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. (1999) *Recomendações para uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais*. Viçosa, MG, 5a aproximação, 359 pp.
- FEAM, Fundação Estadual do Meio Ambiente. (2006) *Orientações básicas para a operação de aterro sanitário*. Belo Horizonte, MG, 36 pp.
- Fuente, C. De LA., Pardo, T., Albuquerque, J.A., Martinez-Alcalá, I., Bernal, M.P., Clement, R. (2014) Assessment of native shrubs for stabilization of a trace elements-polluted soil as the final phase of a restoration process. *Ecosystems and Environment*, **196**, 103-111.
- Funk, J. L., Cleveland, E. E., Suding, K. N., Zavaleta, E. S. (2008) Restoration through reassembly: Plant traits and invasion resistance. *Trends in Ecology & Evolution*, **23**, 695-703.
- Gill, M., Hauser, V. L., Horin, J. D., Weand, B. L., Casagrande, D. J. (1999) *Landfill Remediation Project Manager's Handbook*. The Air Force Center for Environmental Excellence (AFCEE). Brooks AFB, TX, Virginia, 148 pp.
- Hauser, V.L. (2009) *Evapotranspiration covers for landfills and waste sites*. New York, 203 pp.
- Kabata-Pendias, A. (2011) *Trace elements in soils and plants*. 4ed. Boca Raton: CRC Press, 365 pp.
- Kim, K., Owens, G. (2010) Potential for enhanced phytoremediation of landfills using biosolids - a review. *Journal of Environmental Management*, **91**, 791-797.
- Kim, K.D., Lee, E.J. (2005) Potential tree species for use in the restoration of unsanitary landfills. *Environmental Management*, **36**(1), 1-14.
- Koerner, R. M., Daniel, D. E. (1997) *Final covers for solid waste landfills and abandoned dumps*. 1 ed. Virginia: ASCE Press, 256 pp.
- Kwit, C.; Collings, B. (2008) Native grasses as a management alternative on vegetated closure caps. *Environmental Management*, **41**, 929-936.
- Lauermann, A. (2008) *Caracterização química dos efluentes gerados pelo aterro controlado de Santa Maria e retenção de chumbo e zinco por um Argissolo da depressão central do Rio Grande do Sul*, Tese de Mestrado, Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, Departamento de Ciências de Solo, Universidade Federal de Santa Maria, 72 pp.
- Lehmann, A. (2006) Technosols and other proposals on urban soils for the WRB (World Reference Base for Soil Resources). *International Agrophysics*, **20**, 129-134.
- Lehmann, A.; Stahr, K. Nature and significance of anthropogenic urban soils. *Journal of Soils Sediments*, **7**(4), 247-260 pp.
- Link, S.O., Waugh, W.J., Downs, J.L. (1994) *The role of plants in isolation barrier systems*. In: Gee, G.W., Wing, N.R. In-situ remediation: scientific basis for current and future technologies. Richland: Batelle Press, 561-592.
- Oliveira, G.C., Severiano, E.C., Mello, C.R. Penetration resistance dynamics of a dark red latosol of microregion of Goiania, State of Goias, Brazil. *Revista Brasileira Engenharia Agrícola e Ambiental*, **1**, 265-270.
- Parsons, W.F.J., Ehrenfeld, J.G.; Hangel, S.N. (1998) Vertical growth and mycorrhizal infection of woody plant roots as potential limits to the restoration of woodlands on landfills. *Restoration Ecology*, **6**(3), 280-289.
- Pywell, R.F., Bullock, J.M., Hopkins, A., Walker, K.J., Sparks, T.H., Burke, M.J. W. (2003) Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. *Journal of Applied Ecology*, **39**, 294-310. 2003.
- Rahman, M. L.; Tarrant, S.; McCollin, D.; Ollerton, J. Plant community composition and attributes reveal conservation implications for newly created grassland on capped landfill sites. *Journal for Nature Conservation*, **21**, 198-205.
- Rawlinson, H., Dickinson, N., Nollan, P.; Putwain, P. (2004) Woodland establishment on closed old-style landfill sites in N.W., England. *Forest Ecology and Management*, **202**, 265-280.

- Robinson, G.R., Handel, S.N. (1995) Woody plant roots fail to penetrate a clay-linked landfill: management implications. *Environmental management*, **19**(1), 57-64.
- Saarela, J. (2003) Pilot investigations of surface parts of three closed landfills and factors affecting them. *Environmental Monitoring and Assessment*, **84**, 183-192.
- Sére, G., Schwatz, C., Ouyard, S., Sauvage, C., Renat, T, J.C., Morei, J.L. (2008) Soil construction: a step for ecological reclamation of derelict lands. *Journal Soils Sediments*, **8**, 130-136.
- Shah, B.D., Mehta, M.J., Khapre, A. (2017) Phyto cover for sanitary landfill sites: a brief review. *Journal of Engineering Research and Application*, **7**(3), 65-70.
- Simão, J.B.P., Siqueira, J.O. (2001) Solos contaminados por metais pesados: características, implicações e remediação. *Informe Agropecuário*, **22**, 18-26.
- Van Der Veken, S., Verheyen, K., Hermy, M. (2004) Plant species loss in an urban area (Turnhout, Belgium) from 1880 to 1999 and its environmental determinants. *Flora*, **199**, 516-523.
- Zar, J.H. (1998) *Biostatistical analysis*. 4 ed. New Jersey, Prentice-Hall, 939 pp.