

III-038 – CONTAMINAÇÃO DE SOLO SOB A INFLUÊNCIA DA DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

Gisele Adelita Matias⁽¹⁾

Engenheira Civil pela Universidade de Pernambuco. Mestre em Engenharia de Produção pela Universidade Federal de Pernambuco. Doutoranda em Engenharia Civil na UFPE.

Maurício Alves da Motta Sobrinho

Doutor em Engenharia de Processos pelo Institut National Polytechnique de Lorraine – França. Professor Associado da Universidade Federal de Pernambuco. Pesquisador 1D CNPq.

Yana Batista Brandão

Doutora em Engenharia Química pela Universidade Federal de Pernambuco. Professora Adjunta da Universidade Federal Rural de Pernambuco.

Endereço⁽¹⁾: Universidade Federal Rural de Pernambuco. Unidade Acadêmica do Cabo de Santo Agostinho. Rua Cento e Sessenta e Três, 300 – Garapu – Cabo de Santo Agostinho – PE – CEP: 54.518-430 – Brasil - Tel: (81) 3512-5810 – e-mail: gisele.matias@ufrpe.br

RESUMO

Os resíduos gerados por aglomerações urbanas e por processos produtivos constituem um grande problema ao meio ambiente. Ao serem dispostos no seu destino final, como aterros sanitários, sofrem uma série de processos físicos, químicos e biológicos durante sua decomposição e em função da sua natureza heterogênea podem causar diversos impactos ambientais. Neste sentido, o presente artigo tem por objetivo analisar o solo do Aterro Sanitário do Município de Altinho situado no estado de Pernambuco. O aterro faz parte de um consórcio público que recebe resíduos sólidos advindos de 22 municípios da região. Foram avaliados parâmetros como: granulometria, massa específica dos grãos, limite de liquidez, limite de plasticidade, teor de umidade, pH, acidez trocável, acidez potencial, matéria orgânica, condutividade, resistividade, sólidos totais dissolvidos e níveis de metais pesados presentes no solo, como cobre, zinco, cádmio e chumbo. Observou-se ao longo do período analisado que o pH elevou-se em todos os pontos, os valores da acidez trocável e acidez potencial reduziram. A matéria orgânica diminuiu, indicando a presença de um processo de degradação. Além disso, houve um acréscimo nos valores da condutividade e sólidos totais dissolvidos, sendo observado o inverso para resistividade. Em relação aos metais pesados, o cobre apresentou valores acima dos valores de prevenção estabelecidos pelo CONAMA em três pontos analisados em março de 2016 e o cádmio apresentou valores acima dos valores de investigação para todos os períodos, indicando uma alteração no solo. Para os demais metais as concentrações ficaram abaixo dos valores de prevenção. Além disso, foi observada uma correlação forte dos níveis de metais pesados com a matéria orgânica presente no solo.

PALAVRAS-CHAVE: Solo, Contaminação, Aterro Sanitário, Monitoramento, Metais Pesados.

INTRODUÇÃO

O crescimento da população aliado ao aumento do produto interno bruto (PIB) nas últimas décadas tem provocado um aumento na geração de resíduos sólidos urbanos. A disposição desses resíduos de forma inadequada tem gerado grandes problemas ambientais negativos, poluindo os três compartimentos ambientais (as águas superficiais e subterrâneas, o solo e o ar). Esta contaminação pode alterar características físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causando riscos à saúde humana, à fauna e à flora (MARQUES et al., 2012; ISLAM et al., 2018; YANG et al., 2018).

Devido à variabilidade de sua composição, recalcitrância e natureza heterogênea, os resíduos sólidos urbanos quando se decompõem geram subprodutos com elevada carga de compostos orgânicos e inorgânicos, sendo muito desses compostos tóxicos e alguns com efeitos ainda não identificados. Além disso, outros poluentes podem ser encontrados em menores concentrações (KJELDSEN et al., 2002; RIGOBELLO et al., 2015; ISKANDER et al., 2018; ZHAO et al., 2018).

Esses poluentes associados a fatores como condições meteorológicas, geologia, geomorfologia, condições de operação do aterro, topografia, entre outros, podem ser transportados para o solo e para as águas superficiais e subterrâneas modificando suas características físicas, químicas e biológicas, contaminando-os (VAVERKOVÁ *et al.*, 2018).

Em relação à presença de metais pesados no solo, este pode ser originado da própria natureza ou de transformações físicas e químicas sofridas pela rocha e/ou também pelo transporte de material alterado. Além disso, alguns metais ainda podem se apresentar no solo devido à ação antrópica, e a disposição de resíduos sólidos pode ser um desses agentes (KUMARASINGHE *et al.* 2018).

Embora o solo controle naturalmente a biodisponibilidade de metais, fatores que controlam a sua capacidade em retê-los são complexos, o que dificulta a possibilidade de previsão acerca do comportamento dos metais no solo, principalmente em longo prazo (OLIVEIRA; MATTIAZZO, 2001).

A matéria orgânica presente no solo é um dos fatores fundamentais na retenção de metais pesados, pois eles formam complexos com os compostos orgânicos, principalmente ácidos húmicos e fúlvicos, diminuindo a sua mobilidade e toxidez. Sendo assim, sua degradação pode aumentar a disponibilidade de metais pesados no meio ambiente. E, uma vez introduzido no solo, os metais podem permanecer por um longo período e sua presença pode inibir severamente a biodegradação de contaminantes, bem como inibir também a atividade de enzimas microbiadas e reduzir a diversidade da população da fauna e flora, podendo atingir os seres humanos (LEVY *et al.*, 2012; CHEN *et al.*, 2015; REN *et al.*, 2017).

Neste contexto, é evidente a relevância do monitoramento de áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos. Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi de avaliar alguns parâmetros físicos e químicos do solo de um aterro sanitário, inclusive os níveis de alguns metais pesados presentes no solo como cobre, zinco, cádmio e chumbo baseada na resolução nº 420 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2009), visando o acompanhamento e a identificação de uma possível contaminação.

MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo foi desenvolvido no Aterro Sanitário do Município de Altinho que está localizado na Mesorregião do Agreste do estado de Pernambuco e possui uma extensão territorial de aproximadamente 452,523 km², suas principais vias de acesso são a BR 232 e 104 via Caruaru/Agrestina e PE 149. Possui cerca de 22.353 habitantes, o clima predominante é o semiárido quente, a bacia hidrográfica é composta pelos rios Una e Ipojuca. O bioma é formado pela Caatinga e Mata Atlântica. A atividade econômica que se destaca na região é a agropecuária responsável por 58,8% do PIB do Município e possui Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) de 0,598 (IBGE, 2010).

O Aterro Sanitário entrou em operação em 2010 atendendo inicialmente dois municípios: Altinho e Agrestina. Posteriormente, devido a grande necessidade de atender outros municípios da região foi criado o consórcio público, Consórcio dos Municípios do Agreste e Mata Sul de Pernambuco (COMAGSUL), que passou a receber resíduos advindos de 22 municípios consorciados: Agrestina, Altinho, Ibirajuba, Lagoa dos Gatos, Lajedo, São Joaquim do Monte, Belém de Maria, Barra de Guabiraba, Bonito, Cachoeirinha, Camocim de São Félix, Catende, Cupira, Jaqueira, Jurema, Maraiial, Panelas, Quipapá, São Benedito do Sul, São João, Tacaimbó e Riacho das Almas. Porém, atualmente recebe resíduos dos municípios de Altinho, Agrestina, Belém de Maria, Bonito e Lagoa dos Gatos.

A amostragem do solo consistiu na coleta em 8 (oito) pontos distribuídos aleatoriamente na área do Aterro Sanitário do Município de Altinho (Figura 1) nos dias 12 de março de 2016, 20 de setembro de 2016 e 29 de março de 2017 com pontos de coordenadas listadas na Tabela 1. O objetivo destas coletas foi de acompanhar a evolução ao longo do tempo da condição do solo em relação à contaminação. O ponto identificado como “ponto 0” foi coletado em uma área sem influência do aterro sanitário. O solo retirado dessa área era utilizado na camada de cobertura do aterro. O perfil do solo amostrado tinha uma profundidade média de 0,20 m e foi acondicionado em embalagens plásticas devidamente identificadas.



Figura 1. Mapa das coordenadas dos pontos de coleta das amostras de solo no aterro.

Fonte: adaptado de GoogleMaps, 2018.

Tabela 1. Coordenadas dos pontos das amostras de solo coletadas.

Ponto	Lat	Long	Alt
0	8,477609 °S	36,007828 °W	464 m
1	8,477381 °S	36,008937 °W	466 m
2	8,477411 °S	36,008925 °W	463 m
3	8,476898 °S	36,008643 °W	465 m
4	8,475953 °S	36,008325 °W	462 m
5	8,475982 °S	36,008792 °W	462 m
6	8,476416 °S	36,009426 °W	450 m
7	8,476753 °S	36,009403 °W	461 m

Foi observado o índice pluviométrico acumulado durante oito dias anteriores à data da coleta em postos localizados na proximidade do aterro sanitário disponibilizado pela Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC) e apresentando o valor médio na Tabela 2. O índice pluviométrico é um dado importante, pois se trata do somatório da quantidade de água de chuva precipitada e reflete em parâmetros de qualidade nas análises do lixiviado e do solo. Nota-se a ocorrência de precipitações baixas, condizente com o clima semiárido da região que é caracterizado pelas elevadas temperaturas, baixas taxas de precipitação e elevadas taxas de evapotranspiração.

Tabela 2. Média do índice pluviométrico acumulado observado.

Data de coleta	Média do índice pluviométrico
12/03/2016	0,0mm
20/09/2016	0,5mm
29/03/2017	1,0mm

A caracterização do solo consistiu em análises físicas e químicas, seguindo as metodologias da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) para granulometria (NBR 7181/2016), massa específica dos grãos (NBR 6508/2016), limite de liquidez (NBR 6459/2016), limite de plasticidade (NBR 7180/2016), teor de umidade (NBR 6457/2016); e as metodologias da EMBRAPA (2017) para pH, acidez trocável, acidez potencial, matéria orgânica, condutividade elétrica, resistividade e sólidos totais dissolvidos (STD). Também foi analisada a presença dos metais pesados no solo: cobre, zinco, cádmio e chumbo, utilizando o Método 3051A (USEPA, 2007) para realizar a digestão ácida do solo e em seguida analisada por meio de Espectrometria de Absorção Atômica, utilizando o equipamento da marca Shimadzu modelo AA-6300 para leitura dos níveis de metais.

A análise de metais pesados foi baseada na resolução nº 420 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2009), a qual avalia a qualidade do solo quando há presença de substâncias químicas. Esta resolução está pautada em valores orientadores de referência de qualidade, de prevenção e de investigação, sendo os Valores de Referência de Qualidade (VRQ) a concentração de determinada substância que define a qualidade natural do solo. Já o Valor de Prevenção (VP) é o valor limite para que o solo seja capaz de sustentar suas funções principais (suporte e nutrição das plantas, meio para produção de alimentos, fonte de recursos minerais, habitat para pessoas, animais e outros organismos) e o Valor de Investigação (VI) trata do valor da concentração acima do qual existem potenciais riscos à saúde humana.

Neste sentido, o CONAMA determina que os Valores de Referência de Qualidade (VRQ) são estabelecidos pelos órgãos ambientais competentes de cada Estado. No caso do Estado de Pernambuco, o órgão responsável é a Agência Estadual do Meio Ambiente (que mantém a sigla “CPRH” proveniente da sua antiga denominação Companhia Pernambucana de Controle da Poluição Ambiental e de Administração de Recursos Hídricos), que estabeleceu os VRQs através da Instrução Normativa nº 7 de 07 de Julho de 2014 (CPRH, 2014). Já os VPs e VIs são estabelecidos pela própria resolução nº 420 (CONAMA, 2009). Por fim, os resultados encontrados para metais e matéria orgânica foram submetidos a uma análise estatística e de correlação de Pearson utilizando o programa Excel da Microsoft.

RESULTADOS

O solo utilizado na camada de cobertura do aterro, que também é o solo do entorno, apresenta-se predominantemente arenoso, sendo classificado segundo o Sistema Unificado de Classificação dos Solos (SUCS) como areia argilosa. Sua distribuição granulométrica é de 52% de areia, 31% de argila, 13% de silte e 4% de pedregulho.

O solo apresentou umidade higroscópica de 2,56%, massa específica de 2,67. 10³ kg/m³, limite de liquidez de 33%, limite de plasticidade de 15%, índice de plasticidade de 18% e índice de consistência de 1,64. De acordo com a classificação de Burmister (1949) o solo possui uma plasticidade mediana.

Os resultados para os parâmetros: pH, acidez trocável, acidez potencial, matéria orgânica, condutividade elétrica, resistividade e sólidos totais dissolvidos (STD) para as amostras de solo coletadas nos meses de março e setembro de 2016 e março de 2017 estão descritos nas Tabelas 3, 4 e 5.

Tabela 3. Resultado das análises das amostras de solo coletadas em março 2016.

Ponto	pH	Acidez Trocável (Al+3) (c.mol/dm ³)	Acidez Potencial (H+Al) (c.mol/dm ³)	Matéria Orgânica (g/kg)	Condutividade Elétrica (µS/cm)	Resistividade (MΩ)	STD (ppm)
0	6,72	0,90	3,19	6,14	0,115	7,397	0,07
1	6,79	7,55	6,16	11,40	0,223	3,796	0,12
2	7,39	4,33	5,69	7,53	0,253	4,563	0,12
3	6,76	6,55	6,60	15,33	0,225	4,032	0,13
4	7,20	3,43	7,26	10,00	0,285	3,246	0,16
5	7,16	0,37	5,94	10,52	0,423	2,428	0,23
6	7,14	0,90	3,91	13,96	0,470	2,365	0,25
7	7,22	0,63	6,66	9,57	0,267	2,933	0,15

Tabela 4. Resultado das análises das amostras de solo coletadas em setembro de 2016.

Ponto	pH	Acidez Trocável (Al+3) (c.mol/dm ³)	Acidez Potencial (H+Al) (c.mol/dm ³)	Matéria Orgânica (g/kg)	Condutividade Elétrica (µS/cm)	Resistividade (MΩ)	STD (ppm)
0	7,46	0,40	2,23	3,62	0,457	2,425	0,21
1	7,17	0,43	1,82	7,67	0,817	1,339	0,37
2	6,31	1,27	4,62	8,48	0,850	1,275	0,40
3	7,60	0,20	3,22	4,88	0,953	1,166	0,43
4	7,53	0,43	1,27	6,91	0,830	1,333	0,38
5	7,74	0,23	1,16	7,86	0,787	1,404	0,36
6	7,70	0,05	0,72	10,26	0,712	1,559	0,32
7	4,61	0,60	5,12	8,00	0,493	2,381	0,23

Tabela 5. Resultado das análises das amostras de solo coletadas em março de 2017.

Ponto	pH	Acidez Trocável (Al+3) (c.mol/dm ³)	Acidez Potencial (H+Al) (c.mol/dm ³)	Matéria Orgânica (g/kg)	Condutividade Elétrica (µS/cm)	Resistividade (MΩ)	STD (ppm)
0	7,23	0,37	0,66	1,31	0,203	4,349	0,16
1	7,58	0,33	1,16	4,91	0,785	1,328	0,39
2	8,59	0,18	0,17	5,43	0,295	0,485	0,34
3	7,33	0,15	0,93	6,91	0,435	1,069	0,21
4	7,82	0,00	0,33	9,07	0,210	3,310	0,12
5	7,75	0,23	0,66	8,55	0,170	4,990	0,30
6	7,76	0,03	0,17	8,65	0,150	6,023	0,08
7	7,26	0,43	1,32	2,98	0,445	2,071	0,22

Os resultados para avaliação dos níveis de metais pesados: cobre, zinco, cádmio e chumbo nas amostras de solo coletadas em março de 2016, setembro de 2016 e março de 2017 estão descritos nas Tabelas 6, 7 e 8.

Tabela 6. Níveis de metais pesados das amostras de solo coletadas em março de 2016.

Ponto	Concentrações de metais pesados (mg/kg)			
	Cobre (Cu)	Zinco (Zn)	Cádmio (Cd)	Chumbo (Pb)
0	45,78	40,73	5,37	8,20
1	44,51	40,94	5,81	10,21
2	36,95	33,82	5,10	9,41
3	94,79	77,38	6,03	17,45
4	56,06	58,70	5,36	8,61
5	63,53	50,02	5,52	9,81
6	70,41	73,75	6,03	15,84
7	45,27	62,39	5,94	9,01

Tabela 7. Níveis de metais pesados das amostras de solo coletadas em setembro de 2016.

Ponto	Concentrações de metais pesados (mg/kg)			
	Cobre (Cu)	Zinco (Zn)	Cádmio (Cd)	Chumbo (Pb)
0	29,39	16,20	4,66	n.d.
1	28,11	31,23	5,17	7,00
2	37,71	37,21	5,01	11,42
3	34,40	31,38	4,31	n.d.
4	30,83	45,29	4,61	7,00
5	32,28	41,49	4,81	6,59
6	48,08	37,90	5,59	12,22
7	37,63	38,24	5,12	8,61

Tabela 8. Níveis de metais pesados nas amostras de solo coletadas em março de 2017.

Ponto	Concentrações de metais pesados (mg/kg)			
	Cobre (Cu)	Zinco (Zn)	Cádmio (Cd)	Chumbo (Pb)
0	28,11	15,30	4,30	n.d.
1	21,83	18,62	4,46	5,39
2	26,67	31,02	4,46	6,60
3	37,97	58,17	4,92	7,40
4	40,86	47,43	5,79	7,80
5	47,31	40,97	4,95	8,60
6	31,34	34,79	4,96	5,79
7	37,54	31,47	4,70	2,97

DISCUSSÃO

Um dos fatores mais importantes na avaliação da disponibilidade de nutrientes do solo é a acidez. Esta foi avaliada através do parâmetro pH (acidez ativa), a acidez trocável (Al^{+3}) e a acidez potencial ($Al^{+3} + H^+$). No que diz respeito ao pH, Silva *et al.* (2012) afirmam que o pH do lixiviado tende a ser ácido no início, mas ao longo do tempo, com o avanço da decomposição dos resíduos, passa para faixa alcalina, o mesmo sendo verificado no solo.

Como pode ser observado nas Tabelas 3, 4 e 5, os pontos 1, 3, 4, 5, e 6 ao longo dos meses houve uma elevação no valor do pH, o que indica que há um processo de degradação. Corroborando com Moreira *et al.* (2009) quando afirmam que o pH geralmente aumenta com o tempo, pois formas ácidas iniciais tendem a estados neutralizados, com o decréscimo da demanda de oxigênio químico e biológico.

Nos pontos 2 e 7 houve uma queda do pH em setembro de 2016, e é justificada devido a variação espacial que geralmente ocorre no momento da coleta. Já que o sistema de captação das coordenadas de localização mais comum e que foi utilizado, o Global Positioning System (GPS), pode apresentar fontes de erros relacionados aos satélites, propagação do sinal, receptor/antena e estação, sendo assim, diminuindo sua precisão no tempo.

Em relação à acidez trocável e acidez potencial pode ser observado uma redução em seu valor ao longo do tempo o que corrobora com os valores observados para o pH, resultados inversos foram obtidos no estudo de Almeida *et al.* (2015).

Além disso, pode-se inferir que, apesar de Zambrosi *et al.* (2007) afirmarem que com o aumento da degradação dos resíduos haver um aumento da liberação de Al^{+3} complexado pela matéria orgânica, o fato de ser observada a redução da acidez e diminuição da toxidez por Al^{+3} é explicado pela ação contínua de decomposição dos resíduos no solo que liberam ácidos orgânicos de baixo peso molecular que formam complexos com o Al^{+3} , neutralizando-o. Estes complexos Al-ácidos orgânicos são menos tóxicos que as formas iônicas do Al^{+3} (HUE *et al.*, 1986; CORRÊA *et al.*, 2008).

Quanto à matéria orgânica observou-se nos pontos 1, 2, 6 e 7 uma redução ao longo dos meses analisados, que se deve a degradação dos resíduos transformando a matéria orgânica existente em biogás e contaminantes recalcitrantes, que juntamente com a água contida nos próprios resíduos e a água em forma de precipitação levam esses contaminantes para camadas mais profundas do solo. Já nos pontos 3, 4 e 5 no mês de março de 2016 houve um aumento da matéria orgânica, e conseqüentemente do carbono orgânico total, que está associado à variação espacial na coleta.

Em relação à condutividade, resistividade e sólidos totais dissolvidos, nota-se que do mês de março de 2016 para setembro de 2016 a condutividade aumentou, enquanto que a resistividade baixou. Já do mês de setembro de 2016 para março de 2017 a condutividade diminuiu, enquanto que a resistividade aumentou, e comparando o período inicial (março 2016) e o período final (março 2017) de medição houve um pequeno incremento nos valores da condutividade e um decréscimo para os valores da resistividade. O aumento da condutividade elétrica está associado à liberação de íons por dissolução de minerais, pelo ataque de ácidos orgânicos resultantes do processo de biodegradação (MOREIRA; DOURADO, 2007; ABBAS *et al.*, 2018).

Nos resultados apresentados observa-se que assim como aconteceu com a condutividade, os valores dos STD elevou-se de março de 2016 para setembro de 2016 e diminuiu de setembro de 2016 para março de 2017, o que justifica o comportamento da condutividade, já que os STD podem conter elevada carga iônica o que aumenta a condutividade elétrica, consequentemente diminuindo a resistividade.

Estudos realizados por Fachin *et al.* (2006) chegaram a valores que podem classificar o potencial de contaminação de áreas baseadas na condutividade elétrica (Tabela 9). Desta forma, a partir dos baixos valores obtidos para a condutividade no aterro sanitário de Altinho, este pode ser classificado como uma área não contaminada.

Tabela 9. Classificação de área baseada na condutividade elétrica aparente.

Classificação	Condutividade Aparente (mS/m)
Área não contaminada	< 20
Área suspeita de contaminação	20 – 40
Área potencialmente contaminada	> 40

Fonte: Fachin *et al.* (2006).

No que diz respeito à presença de metais no solo, teores elevados podem ter origem da própria natureza ou serem originados de transformações físicas e químicas sofridas pela rocha e também pelo transporte de material alterado. Porém, outros metais podem se apresentar no solo devido à ação antrópica, que é o caso da deposição de resíduos sólidos e efluentes. Nas amostras de solo coletadas foi analisada a presença dos metais: cobre, zinco, cádmio, chumbo e ferro.

Para avaliar os níveis de concentração dos metais pesados no solo compararam-se os resultados obtidos das amostras (Tabelas 6, 7 e 8) aos valores orientadores estabelecidos pelo CONAMA (2009) e CPRH (2014) apresentados na Tabela 10.

Tabela 10. Valores orientadores para concentração de metais no solo.

Metais Pesados	Valores de Referência de Qualidade (mg/kg)	Valores de Prevenção (mg/kg)	Valores de Investigação (mg/kg)
Cobre (Cu)	5,0	60	200,0
Zinco (Zn)	35	300	450
Cádmio (Cd)	0,5	1,3	3,0
Chumbo (Pb)	13	72	180

Fonte: CPRH (2014) e CONAMA (2009).

Observa-se que o Cobre (Cu) em todas as amostras analisadas apresenta concentração acima do Valor de Referência de Qualidade e os pontos 3, 5 e 6 de março de 2016 apresentaram valores superiores ao Valor de Prevenção, indicando uma alteração na qualidade do solo. No entanto, esses valores ficaram abaixo do Valor de Investigação estabelecido pelo CONAMA, que é de 200 mg/kg. Desta forma, não é possível afirmar que haja uma contaminação pelo metal Cobre.

Em relação ao Zinco foi observado que em alguns pontos os valores obtidos ficaram acima do VRQ, porém todos os pontos ficaram com valores bem abaixo do valor estabelecido para o Valor de Prevenção.

Para o Cádmio observa-se que as concentrações obtidas para as amostras em todos os pontos de coleta estão acima dos VRQ, VP e VI estabelecidos pela normativa brasileira. Indicando que há uma alteração na qualidade do solo. Caracterizando uma situação de risco para o meio ambiente e para saúde humana.

Por fim, o Chumbo apresentou-se acima do Valor de Referência de Qualidade apenas nos pontos 3 e 6 em março de 2016. Contudo, os valores foram inferiores aos Valores de Prevenção.

Para averiguar a correlação existente entre a matéria orgânica (M.O.) e o nível dos metais pesados presente no solo foi utilizado regressão linear (Figuras 2, 3 e 4) e uma análise baseada no coeficiente de correlação de Pearson, onde foi possível observar a intensidade da correlação linear entre as duas variáveis (Tabela 11).

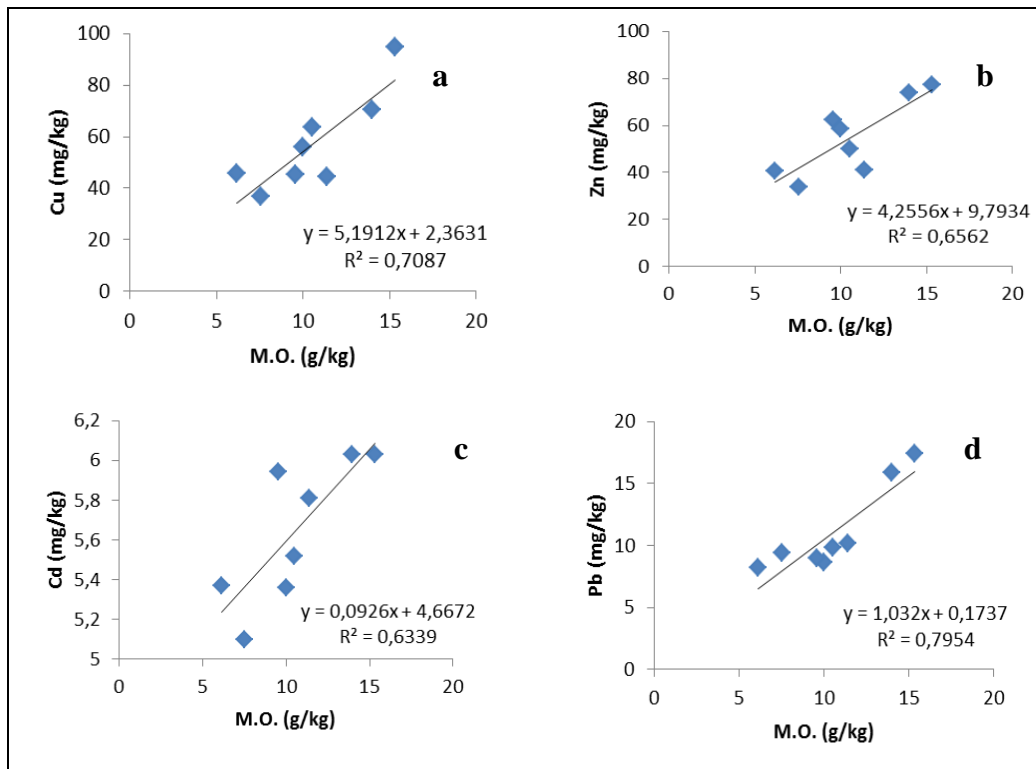


Figura 2. Correlação entre M.O. e metais (a) Cobre, (b) Zinco, (c) Cádmi e (d) Chumbo em março de 2016.

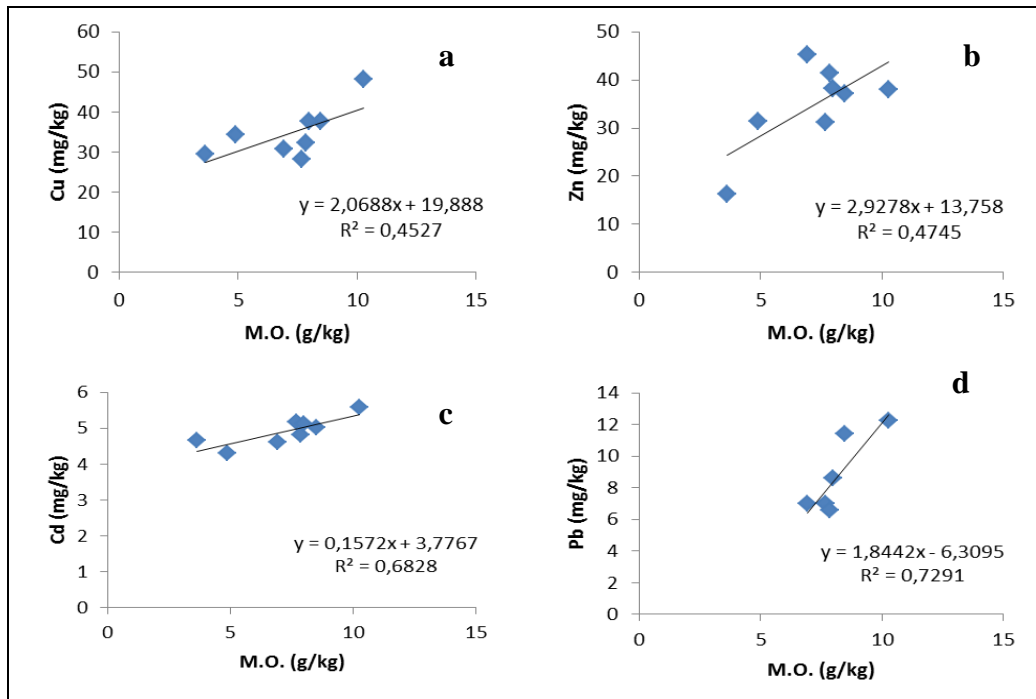


Figura 3. Correlação entre M.O. e metais (a) Cobre, (b) Zinco, (c) Cádmi e (d) Chumbo em setembro de 2016.

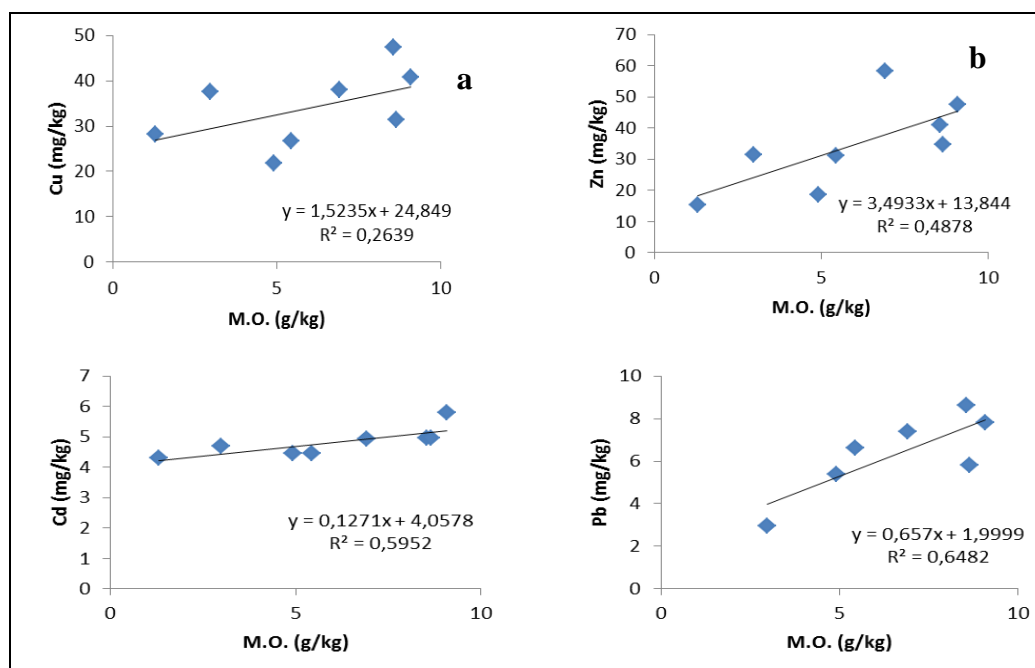


Figura 4. Correlação entre M.O. e metais (a) Cobre, (b) Zinco, (c) Cádmio e (d) Chumbo em março de 2017.

Tabela 11. Matriz de correlação de Pearson.

Metais	março 2016	setembro 2016	março 2017
Cu	0,842	0,673	0,514
Zn	0,810	0,689	0,698
Cd	0,796	0,826	0,771
Pb	0,892	0,854	0,805

A partir da Tabela 11 é possível verificar maiores correlações entre os metais e a M.O. nas amostras de março de 2016. Para as amostras coletadas em setembro de 2016 e março de 2017 houve maiores correlações entre os metais Cádmio e Chumbo e a M.O. e menores correlações para os metais Cobre e Zinco e a M.O. Porém, de uma forma geral, obteve-se boas correlações entre os metais analisados e a M.O., indicando a influência da matéria orgânica na retenção dos metais no solo, devido sua elevada reatividade que permite interagir com íons e moléculas em uma extensa faixa de pH, formando complexos com os metais pesados (SILVA *et al.*, 2008). Além disso, outro fator importante nessa retenção são os argilominerais presentes na fração argilosa do solo, uma vez que os metais possuem maior ou menor facilidade de adsorção por determinado argilomineral (DUBE *et al.*, 2001; SUN *et al.*, 2018).

CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que ao longo do período analisado o pH elevou-se em todos os pontos. Já em relação à acidez trocável e acidez potencial foi observado uma redução em seus valores, corroborando com os valores observados para o pH. Já a matéria orgânica total diminuiu, indicando a presença de um processo de degradação.

Houve um acréscimo na condutividade, sendo observado o contrário para a resistividade. O mesmo comportamento da condutividade foi observado para os Sólidos Totais Dissolvidos (STD).

Em relação aos níveis de metais pesados, o cádmio apresentou valores acima de 3,0 mg/kg, estando acima dos valores de investigação estabelecidos pelo CONAMA, indicando uma alteração na qualidade do solo. Para os demais metais analisados encontraram-se concentrações abaixo dos valores de prevenção, com exceção do cobre em três pontos no mês de março de 2016, que apresentou valor máximo de 94,79 mg/kg. Além disso, baseado nos estudos estatísticos através do coeficiente de correlação de Pearson, observou-se que a matéria

orgânica exerce influência na retenção de metais pesados no solo. Alguns metais, como o cádmio e o chumbo, apresentam uma relação mais forte que outros metais analisados, como o cobre e o zinco.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao CNPq e a FACEPE pelo apoio financeiro a esta pesquisa, assim como ao Grupo de Resíduos Sólidos (GRS-UFPE) e ao consórcio gestor do Aterro Sanitário de Altinho, pelo acesso à realização das coletas e disponibilização das informações. Agradecem ainda ao Laboratório de Análises Mineraias Solo e Água (LAMSA – UFPE) e ao CENAPESQ – UFRPE pelas análises realizadas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 6457: Amostras de Solo – Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Rio de Janeiro, 2016.
2. ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 6459: Solo – Determinação do limite de liquidez. Método de ensaio. Rio de Janeiro, 2016.
3. ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 6508: Grãos de solos que passam na peneira de 4,8mm – Determinação da massa específica. Método de ensaio. Rio de Janeiro, 2016.
4. ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 7180: Solo – Determinação do limite de plasticidade. Método de ensaio. Rio de Janeiro, 2016.
5. ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 7181: Solo – Análise granulométrica. Método de ensaio. Rio de Janeiro, 2016.
6. ABBAS, A.; JARDANI, A.; MACHOUR, N.; DUPONT, J. *Geophysical and geochemical characterisation of a site impacted by hydrocarbon contamination undergoing biodegradation. Near Surface Geophysics*. v.16, p.1-17, 2018.
7. ALMEIDA, A. B.; NASCIMENTO, C. W.; BARROS, F. M. R. *Potencial acidity estimated by the SMP buffer solution method in soils of Paraíba, Brazil*. Revista Brasileira de Ciência do Solo. v.39, p.767-773, 2015.
8. BURMISTER, D. M. *Principles and techniques of soil identification. Proceedings. Annual Highway Research Board Meeting, National Research Council, Washington, D.C.* v.29, p.402-434, 1949.
9. CHEN, W.; HABIBUL, N.; LIU, X.; SHENG, G.; YU, H. *FTIR and synchronous fluorescence heterospectral two-dimensional correlation analyses on the binding characteristics of copper onto dissolved organic matter. Environmental Science & Technology*. v.49, p.2052-2058, 2015.
10. CONAMA. Resolução nº 420, de 28 de Dezembro de 2009. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF. Publicado no DOU nº 249, de 30 de dez 2009. p.81-84.
11. CORRÊA, M. M.; ANDRADE, F. V.; MENDONÇA, E. S.; SCHAEFER, C. E. G. R.; PEREIRA, T. T. C.; ALMEIDA, C. C. Ácidos orgânicos de baixo peso molecular e ácidos húmicos e alterações em algumas propriedades físicas e químicas de latossolo, plintossolo e neossolo quartzarênico. Revista Brasileira de Ciência do Solo. v.32, p.121-131, 2008.
12. CPRH. Instrução Normativa nº 7, de 07 de Julho de 2014. Diário Oficial do Estado de Pernambuco, Poder Executivo, Recife, PE. Publicado no DOE nº 244, de 31 dez. 2014, p.13.
13. DUBE, A. ZBYTTNIEWSKI, R. KOWALKOWSKI, T. CUKROWSKA, E. BUSZEWSKI, B. *Adsorption and migration of heavy metals in soil. Polish Journal of Environmental Studies*. v.10, n.1, p.1-10, 2001.
14. EMBRAPA. Manual de métodos de análise de solos. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. 3.ed. rev. ampl. Brasília, 2017.
15. FACHIN, S. J. S.; HUBER, F.; SHIRAIWA, S.; BORGES, W. R.; MIGLIORINI, R. B. Aplicações de métodos geofísicos para identificar áreas contaminadas por resíduos de um curtume. Revista Brasileira de Geofísica. v.24, p.129-138, 2006.
16. HUE, N. V.; CRADDOCK, G. R.; ADAMS, F. *Effect of organic acids on aluminum toxicity in subsoils. Soil Science Society of America Journal*. v.50, p.28-34, 1986.
17. IBGE. Censo demográfico. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, 2010. CD-Rom.
18. ISKANDER, S.; NOVAK, J. T.; HE, Z. *Enhancing forward osmosis water recovery from landfill leachate by desalinating brine and recovering ammonia in a microbial desalination cell. Bioresource Technology*. v.255, p.76-82, 2018.

19. ISLAM, A.; ALI, S. M.; AFZAAL, M.; IQBAL, S.; ZAIDI, S. N. F. *Landfill sites selection through analytical hierarchy process for twin cities of Islamabad and Rawalpindi, Pakistan. Environmental Earth Sciences.* v.77:72, 2018.
20. KJELDEN, 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, p.297-336, 2002.
21. KUMARASINGHE, U.; SAKAMOTO, Y.; SAITO, T.; NAGAMORI, M.; KALPAGE, C.S.; HERATH, G. B.; MOWJOOD, M. I. M.; KAWAMOTO, K. *Effectiveness of permeable reactive barrier (PRB) on heavy metal trap in aquifer at solid waste dumpsite: a simulation study. International Journal of Geomate.* v.15, ed.51, p.225-232, 2018.
22. LEVY, J.; ZHANG, H.; DAVISON, W.; GALCERAN, J.; PUY, J. *Kinetic signatures of metal in the presence of Suwannee River fulvic acid. Environmental Science & Technology.* v.46, p.3335-3342, 2012.
23. MARQUES, R. F. P. V.; SILVA, A. M.; RODRIGUES, L. S.; COELHO, G. *Impacts of urban solid waste disposal on the quality of surface water in three cities of Minas Gerais – Brazil. Ciência e Agrotecnologia.* v.36, p.684-692, 2012.
24. MOREIRA, C. A.; DOURADO, J. C. Monitoramento da atenuação natural de pluma de contaminação pelo método de radar de penetração no solo (GPR). *Revista Brasileira de Geofísica.* v.25, p.389-398, 2007.
25. MOREIRA, C. A.; BRAGA, A. C. O.; FRIES, M. Degradação de resíduos e alterações na resistividade elétrica, pH e Eh. *Revista Brasileira de Geofísica.* v.23, p. 283-293, 2009.
26. OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E. Mobilidade de metais pesados em um latossolo amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. *Scientia Agricola.* v.58, p.807-812, 2001.
27. REN, J.; FAN, W.; WANG, X.; MA, Q.; LI, X.; XU, Z.; WEI, C. *Influences of size-fractionated humic acids on arsenite and arsenate complexation and toxicity to Daphnia magna. Water Research.* v.108, p.68-77, 2017.
28. RIGOBELLO, E. S.; SCANDELA, A. P. J.; CORSO, B. L.; TAVARES, C. R. G. Identificação de compostos orgânicos em lixiviado de aterro sanitário municipal por cromatografia gasosa acoplada a espectrometria de massas. *Revista Química Nova.* v.38, p.794-800, 2015.
29. SILVA, L. S.; CAMARGO, F. A. O.; CERETTA, C. A. Composição da fase sólida orgânica do solo. In: MEURER, E. J. *Fundamentos de química do solo.* 3ª ed. Reimpressão. Editora UFRGS. p.63-90, Porto Alegre, 2008.
30. SILVA, C.; SCHOENHALS, M.; CORNELLI, V. M.; ARANTES, E. J. Diagnóstico da contaminação do solo e aplicação do índice de qualidade de aterros de resíduos da CETESB na área de disposição de resíduos sólidos urbanos de Peabirú – PR. *Revista Engenharia Ambiental.* v.9, p.252-270, 2012.
31. SUN, W.; ZHANG, X.; SUN, X.; SUN, Y.; GEN, Y. *Predicting nickel concentration in soil using reflectance spectroscopy associated with organic matter and clay minerals. Geoderma.* v.327, p.25-35, 2018.
32. USEPA. Method 3051A. *Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. Environmental Protection Agency,* 2007.
33. VAVERKOVÁ, M. D.; ADAMCOVÁ, D.; RADZIEMSKA, M. VOBERKOVÁ, S.; MAZUR, Z.; ZLOCH, J. *Assessment and evaluation of heavy metals removal from landfill leachate by Pleurotus ostreatus. Waste and Biomass Valorization.* v.9, p.503-511, 2018.
34. YANG, H.; MA, M.; THOMPSON, J. R.; FLOWER, R. J. *Waste management, informal recycling, environmental pollution and public health. Journal of Epidemiology and Community Health.* v.72, p.237-243, 2018.
35. ZAMBROSI, F. C. B.; ALLEONI, L. R. F.; CAIRES, E. F. Teores de alumínio trocável e não trocável após calagem e gessagem em latossolo sob sistema plantio direto. *Revista Bragantia.* v.66, p.487-495, 2007.
36. ZHAO, R.; FENG, J.; XIAOLE, Y.; LIU, J.; FU, W.; BERENDONK, T. U.; ZHANG, T.; LI, X.; LI, B. *Antibiotic resistome in landfill leachate from different cities of China deciphered by metagenomic analysis. Water Research.* v.134, p.126-139, 2018.