

ANOMALIAS DE CARGABILIDADE EM ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES

César Augusto Moreira¹ e Antonio Celso de Oliveira Braga²

Recebido em 27 junho, 2008 / Aceito em 26 janeiro, 2009
Received on June 27, 2008 / Accepted on January 26, 2009

ABSTRACT. The application of geophysical methods in environmental studies, essentially in the characterization and monitoring of contaminated areas, is growing and promising. This paper presents the application of the Induced Polarization method (IP), through the electrical profiling technique, in the determination of the leachate plume originated in the type ditch landfill. In absence of monitoring wells or other direct techniques of investigation in landfill area, the geological characterization together with the application of geophysical techniques they constitute an alternative for preliminary characterization and monitoring leached materials. However, is vital the appropriate understanding of the physical parameter due to possible alterations in the geological environment resultants of the contaminants presents. The results suggest a reduction tendency in the chargeability values in the leachate sense flow, possibly due to the dissolution for attack acid to the metallic materials present in the residues and oxides and hydroxides of iron present abundantly in the soil.

Keywords: Induced Polarization, solids waste, chargeability, solubilization, leachate.

RESUMO. A aplicação dos métodos geofísicos em estudos ambientais, essencialmente na caracterização e monitoramento de áreas impactadas por contaminantes, é crescente e promissora. Este trabalho apresenta os resultados da aplicação do método de Polarização Induzida (PI), por meio da técnica de caminhamento elétrico, na determinação da área de percolação de material lixiviado proveniente de resíduos sólidos domiciliares, dispostos em aterro do tipo vala. Na ausência de poços de monitoramento ou outras técnicas diretas de investigação na área do aterro, a caracterização geológica em conjunto com a aplicação de técnicas geofísicas constituem uma alternativa para caracterização preliminar e monitoramento de materiais lixiviados. Entretanto, é vital a compreensão adequada do comportamento do parâmetro físico diante de possíveis alterações no ambiente geológico resultantes da presença de compostos contaminantes. Os resultados apontam uma tendência de redução nos valores de cargabilidade no sentido de fluxo do chorume, possivelmente devido à dissolução por ataque ácido aos materiais metálicos presentes nos resíduos e óxidos e hidróxidos de ferro presentes em abundância no solo.

Palavras-chave: Polarização Induzida, resíduos sólidos, cargabilidade, solubilização, lixiviação.

¹Pós-graduação em Geociências, IGCE, UNESP, Rio Claro, Av. 24A n° 1.515, Bela Vista, Caixa Postal 178, 13506-900 Rio Claro, SP, Brasil. Tel.: (19) 3526-2802
– E-mail: cesargeologia@yahoo.com.br

²Departamento de Geologia Aplicada, IGCE, UNESP, Rio Claro, Av. 24-A n° 1.515, Bela Vista, Caixa Postal 178, 13506-900 Rio Claro, SP, Brasil. Tel.: (19) 3526-2819
– E-mail: acobraga@rc.unesp.br

INTRODUÇÃO

A avaliação de contaminações geradas em aterro sanitários envolve uma análise ambiental integrada. Os aspectos fundamentais a serem analisados envolvem a caracterização hidrogeológica, pedológica e geológica.

O monitoramento de contaminantes eventualmente presentes no solo requer sua detecção, caracterização, monitoramento e prognóstico quanto à direção de fluxo e aos possíveis efeitos ao ecossistema.

Análises químicas em amostras de solo e água subterrânea são ferramentas tradicionalmente empregadas em estudos de áreas contaminadas, caracterizadas como formas diretas de investigação, necessárias para proposição e o estabelecimento de técnicas de tratamento e remediação. Entretanto, tais ferramentas apresentam caráter pontual, além de desconsiderar heterogeneidades intrínsecas ao ambiente geológico.

A aplicação de métodos geofísicos em estudos ambientais é crescente devido à demanda por novas técnicas de investigação ambiental, essencialmente para caracterização e o monitoramento de áreas contaminadas, devido à rapidez e custo relativamente menor quando comparados a outras técnicas de investigação. Tais métodos são caracterizados como formas indiretas de investigação, por meio de medidas em propriedades físicas dos materiais geológicos, como resistividade elétrica, carga-bilidade, susceptibilidade magnética, permissividade dielétrica, dentre outras.

A possibilidade de aquisição de dados em grande escala a um custo relativamente baixo por meio do instrumental geofísico, permite sua aplicação em estudos ambientais, preferencialmente integrados a técnicas diretas de investigação. Na ausência de dados diretos, os métodos geofísicos são uma alternativa no diagnóstico de áreas sob suspeita de contaminação devido a alterações em propriedades físicas do ambiente impactado.

O trabalho de Elis (1999) descreve as possibilidades de aplicação e as limitações dos métodos geofísicos elétricos no estudo de áreas de disposição de resíduos, e da consequente contaminação gerada. Os resultados indicam o método da eletrorresistividade como a ferramenta mais indicada aos objetivos propostos, principalmente devido à grande versatilidade, facilidade e rapidez na aquisição de dados em campo, enquanto que o parâmetro carga-bilidade demonstrou sensibilidade à presença de resíduos urbanos e ao chorume percolado no solo. A técnica de potencial espontâneo demonstrou ser bastante adequada ao estudo de alvos específicos, como atividade geoquímica resultante da degradação dos resíduos orgânicos e o fluxo em zonas fraturadas.

Com o objetivo de estimar a extensão e espessura de resíduos

e definir a profundidade do nível freático contaminado do aterro sanitário de Mallard North – Illinois (Estados Unidos), Carpenter et al. (1990) utilizam a técnica de sondagem elétrica vertical em arranjos Wenner e Schlumberger. Os resultados indicam o arranjo Schlumberger como o mais adequado ao estudo em áreas contaminadas, além de permitirem definir estratos de cobertura de resíduos (15 Ω .m a 30 Ω .m), estratos com resíduos insaturados (9 Ω .m a 19 Ω .m) e o nível saturado de acúmulo de chorume.

Na caracterização geoquímica e geofísica do aterro sanitário municipal de Camacchio (Itália), Abu-Zeid et al. (2004) utilizam os métodos de resistividade elétrica e polarização induzida, na tentativa de esclarecer a resposta IP geralmente observada em aterros e suas áreas adjacentes. As áreas adjacentes ao aterro com elevada permeabilidade apresentam baixa resistividade aparente pela presença de água rica em sais, concomitante a valores elevados de carga-bilidade, provavelmente devido ao efeito de polarização de membrana. Resultados obtidos sobre os intervalos com resíduos também indicam baixos valores de resistividade e elevados valores de carga-bilidade, neste caso associado à presença de metais sob processos de oxidação/redução, determinados nas análises químicas, sob a forma de elementos metálicos em solução e em suspensão na zona saturada.

A caracterização do aterro de East Anglia (Reino Unido) em termos de resistividade e carga-bilidade por Aristodemou & Thomas-Betts (2000), revelam aumento nos valores de carga-bilidade com o aumento da profundidade na área do aterro dentro da zona saturada, ao passo que tais intervalos foram caracterizados por valores de resistividade em torno de 0,3 Ω .m para a zona saturada e entre 0,3 Ω .m e 50 Ω .m com variação da profundidade. Ambos os parâmetros permitiram distinguir de forma clara, regiões afetadas por contaminantes.

No aterro sanitário de Bauru (Brasil), Lago et al. (2006) aplicam os métodos de resistividade elétrica e polarização induzida no estudo das relações espaciais entre a área de disposição de resíduos e o ambiente natural. Os resíduos contidos em valas apresentam baixa resistividade e elevados valores de carga-bilidade.

Em estudo comparativo entre eletrodos metálicos e eletrodos não polarizáveis de Pb/PbCl₂, Dahlin et al. (2002) realizaram leituras de resistividade e carga-bilidade por meio da técnica de caminhamento elétrico no aterro sanitário de Dalby (Suécia). Os resíduos contidos nos intervalos das valas são caracterizados por anomalias de baixa resistividade e elevada carga-bilidade.

Este trabalho aplica a método de Polarização Induzida, por meio da técnica de caminhamento elétrico, na determinação de uma pluma de contaminação proveniente de um aterro de resíduos sólidos domiciliares do tipo vala.

INTERAÇÃO ENTRE GEOLOGIA E CONTAMINANTES PROVENIENTES DE ATERROS

O chorume pode conter substâncias tóxicas e perigosas, sob a forma sólida, líquida ou gasosa e pode apresentar elevadas concentrações de cloreto, ferro e zinco. Os elementos com elevada mobilidade iônica geralmente apresentam altas concentrações em comparação aos elementos de baixa mobilidade iônica (Bagchi, 1987). O pH tende a aumentar com o tempo, pois formas ácidas iniciais tendem a estados neutralizados, com decréscimo da Demanda Química por Oxigênio (DQO) e Demanda Biológica por Oxigênio (DBO) (Tab. 1).

Tabela 1 – Mudanças típicas nas concentrações de chorume com a idade do resíduo (Farquhar, 1989; Birks & Eyles, 1997) (valores em mg/L).

Parâmetro	Idade do resíduo		
	0-5 anos	5-10 anos	10-20 anos
STD	10000-25000	5000-10000	2000-5000
pH	5-6	6-7	7-7.5
DOB	10000-25000	1000-4000	50-100
DOQ	15000-40000	10000-20000	1000-5000
N amoniacal	500-1500	300-500	50-200
P total	100-300	10-100	
Cloreto	1000-3000	500-2000	100-500
Sulfato	500-2000	200-1000	50-200
Cálcio	2000-4000	500-2000	300-500
Sódio + Potássio	2000-4000	500-1500	100-500
Magnésio + Ferro	500-1500	500-1000	100-500
Zinco + Alumínio	100-200	50-100	10-50
Alcalinidade	10000-15000	1000-6000	500-2000

A composição do material livixiado depende do tipo e da idade do resíduo depositado no aterro, taxa de infiltração de água e pH. Entretanto, a quantidade de gás e material livixiado produzido pode ser afetada pela profundidade de disposição do material, condições climáticas regionais, variações do nível freático, espessura do material de recobrimento e controle de entrada e saída de líquidos da área (Farquhar, 1989). É esperado que nas partes rasas do material ocorra rápida decomposição aeróbica enquanto que no corpo de resíduos em profundidade ocorra somente à decomposição parcial sob condições anaeróbicas.

Ao cruzar a base do aterro, íons metálicos em solução podem ser removidos por troca iônica, sorção ou precipitação direta no substrato, especialmente quando argiloso. Os elementos orgânicos livxiados que adentram no sistema aquífero anaeróbico – base do nível freático, são lentamente biodegradados, gerando ácidos que podem reagir com os materiais que estruturam o aquífero, com consequentes alterações no fluxo geoquímico do nível (Bennett & Siegel, 1987). Em ambientes redutores,

os elementos inorgânicos como ferro e manganês dissolvidos no chorume, podem ser dissolvidos na água subterrânea.

A quantidade de água subterrânea contaminada resultante da invasão de material livixiado depende da hidrogeologia da área e da capacidade de atenuação do substrato (Meju, 2000). Este processo pode ser efetivo por diluição e dispersão em água subterrânea em aquíferos de alta permeabilidade e com elevada condutividade hidráulica. No caso de aquíferos menos permeáveis ou de baixa condutividade hidráulica, a contaminação carregada com sais inorgânicos pode provocar mineralizações no aquífero (Meju, 2000).

A ação de processos que resultam em alterações no estado físico das rochas, essencialmente intemperismo químico em áreas de clima tropical, pode resultar em camadas espessas de solo. A composição química dos solos residuais depende, dentre outros fatores, dos constituintes minerais da rocha alterada. Solos originados de rochas basálticas em clima tropical são ricos em óxidos de ferro, como hematita, goetita e argilominerais (ABGE, 1998).

A redução de óxidos de ferro e manganês pode conduzir quantidades significativas destes elementos às águas subterrâneas sob a forma de espécies dissolvidas, resultando em áreas de enriquecimento. As concentrações de ferro e manganês no aquífero são governadas por processos de diluição, oxidação-redução, dissolução abiótica de elementos minerais, troca iônica, precipitação e complexação com carbono orgânico dissolvido (Christensen et al., 2001).

Elevadas concentrações de ferro e manganês dissolvidos na água subterrânea, originados dos sedimentos do aquífero são demonstradas no aterro Borden (Canadá) por Nicholson et al. (1983), no aterro Vejen (Dinamarca) por Lyngkilde & Christensen (1992) e Heron & Christensen (1995), e no aterro Grindsted (Dinamarca) por Bjerg et al. (1995).

CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDOS

O aterro de Cordeirópolis está localizado no km 4.5 da rodovia Cássio Freitas Levy, município de Cordeirópolis, Estado de São Paulo, Brasil (Fig. 1). O município possui aproximadamente 17.000 habitantes, com produção diária de 6 m³ de resíduos sólidos domiciliares e economia baseada na produção de revestimentos cerâmicos e cultivo de cana-de-açúcar.

A área de estudos é um aterro controlado de do tipo vala, para deposição apenas de resíduos sólidos domiciliares (Fig. 1). O sistema de operação consiste em valas com 5 m de profundidade, 4 m de largura e 80 m de comprimento, para deposição de resíduos diretamente sobre o solo e subsequente cobertura com uma camada de 1 m de solo. Apresenta 48.400 m² de área dis-

ponível, com início das atividades em novembro de 2001 e vida útil prevista para 20 anos.

A topografia da área é bastante plana, com declive médio de 1,5% sentido sudeste e altitude entre 660 m e 659 m. O aterro é cercado por fazendas de cultivo de cana-de-açúcar.

O substrato é constituído por solo argiloso com 10 m de espessura, sotoposto por um corpo de diabásio com 15 m de espessura. Abaixo deste ocorrem arenitos finos e siltitos pertencentes a Formação Tatuí. Ensaio de peneiramento e análise granulométrica conjunta, com de minerais magnéticos, revelam a concentração de 60% de minerais metálicos no solo, essencialmente óxidos de ferro sob a forma de lâminas lateríticas milimétricas, glóbulos de goetitas e cristais parcialmente alterados de magnetita.

Nível freático está localizado a uma profundidade média de 50m, com sentido de fluxo para sudeste. Distante 500 m do aterro neste mesmo sentido, ocorre um córrego na cota 600 m. Não existem poços de monitoramento instalados na área ou quaisquer outros sistemas de monitoramento ambiental.

MÉTODO

A polarização induzida é um fenômeno de geração de campo elétrico induzido pelo fluxo de corrente elétrica em subsolo de forma periódica e pulsante, observada como defasagem de voltagem em matérias terrestres (Sumner, 1978). A curva de decaimento transiente representa um retorno ao estado original de repouso conseqüente do distúrbio devido à aplicação de uma corrente elétrica. Durante o tempo de aplicação desta corrente, uma fração desta energia é armazenada no meio geológico. Este estoque pode ocorrer sob a forma de energia mecânica, elétrica ou química, dentre as quais a energia química se mostra a mais importante na ocorrência deste fenômeno em solos e rochas. Esta energia armazenada resulta de variações da mobilidade de íons em meio poroso/fraturado ou da variação entre condutividade iônica e eletrônica em presença de minerais metálicos.

Os parâmetros de medidas de polarização induzida no domínio do tempo são determinados pela característica da forma da curva do potencial transiente, que podem ser a percentagem de polarização induzida, integral tempo-transiente e cargabilidade (Telford et al., 1990). A cargabilidade é definida pelo potencial transiente variável entre dois pontos da curva de decaimento transiente, normalizada pelo potencial primário, definido como (Eq. 1):

$$M = \frac{1}{V_c} \int_{t_2}^{t_1} V_t dt \quad (1)$$

O parâmetro cargabilidade quando no domínio do tempo, pode ser medido em milissegundos (ms).

A aquisição de dados aplicou a técnica de caminhamento elétrico, por meio do arranjo Dipolo-dipolo com 5 m de distância entre eletrodos e 8 níveis de investigação em profundidade. Foram utilizados 50 mA de corrente de transmissão, tempo de decaimento de 10 ms, janela única de leitura com 100 ms de intervalo, 2 s de tempo de aquisição e quatro de ciclos de aquisição.

Este trabalho utilizou o resistivímetro Terrameter SAS 4000, fabricado pela ABEM (Suécia). Este equipamento é calibrado para medidas de cargabilidade por meio de ciclos periódicos de corrente alternada e de baixa frequência, procedimento que permite a filtragem de ruídos durante a aquisição de dados. Foram utilizados eletrodos não-polarizáveis de Pb-PbCl₂ do tipo Petiau (Petiau, 2000), caracterizados por elevada estabilidade ao longo do tempo.

Foram realizadas 4 linhas de aquisição de dados (Fig. 1). As linhas 1 e 2 cruzam as valas de resíduos, enquanto que a linha 3 está localizada na lateral externa do aterro. Foi realizada uma linha de referência para posterior comparação com as demais linhas, a montante do fluxo d'água subterrânea, para determinação da cargabilidade natural do ambiente e subsequente comparação com os resultados que eventualmente sejam influenciados por contaminantes provenientes da degradação de resíduos do aterro.

RESULTADOS

Os dados foram processados no programa RES2DINV (Loke & Barker, 1996), e são apresentados sob a forma de modelo de inversão em seções com distância e profundidade. Os valores de cargabilidade estão reunidos em intervalos, definidos na linha de referência e calibrados por descrições dos horizontes de solo expostos ao longo da rodovia de acesso à área (Fig. 2).

Tais exposições apresentam solo vermelho-escuro, produto de alteração do corpo de diabásio subjacente, ausente de estruturas de transportes ou demais elementos. O intervalo entre 0,001 ms e 0,1 ms é a zonas com acúmulo de argila. O intervalo entre 0,1 ms e 1 ms apresenta solo areno-argiloso com material orgânica (A/B horizonte). O intervalo entre 1 ms e 10 ms define um horizonte silto-argiloso estruturado e com fraturas verticais (B horizonte). O intervalo entre 10 ms e 100 ms representa solo silto-argiloso com fragmentos de rocha parcialmente alterados (horizonte C). Acima de 100 ms e abaixo de 8 m de profundidade ocorre o predomínio de fragmentos de rocha parcialmente alterados envoltos em matriz silto-argilosa (horizonte R).

Uma análise comparativa das seções revela o predomínio de baixos valores de cargabilidade da linha 1 para a linha 3, no intervalo referente às valas de resíduos (Figs. 3, 4 e 5). Na linha 1 predominam valores de cargabilidade entre 10 ms e 100 ms, com ocorrências localizadas de valores abaixo de 10 ms (Fig. 3).

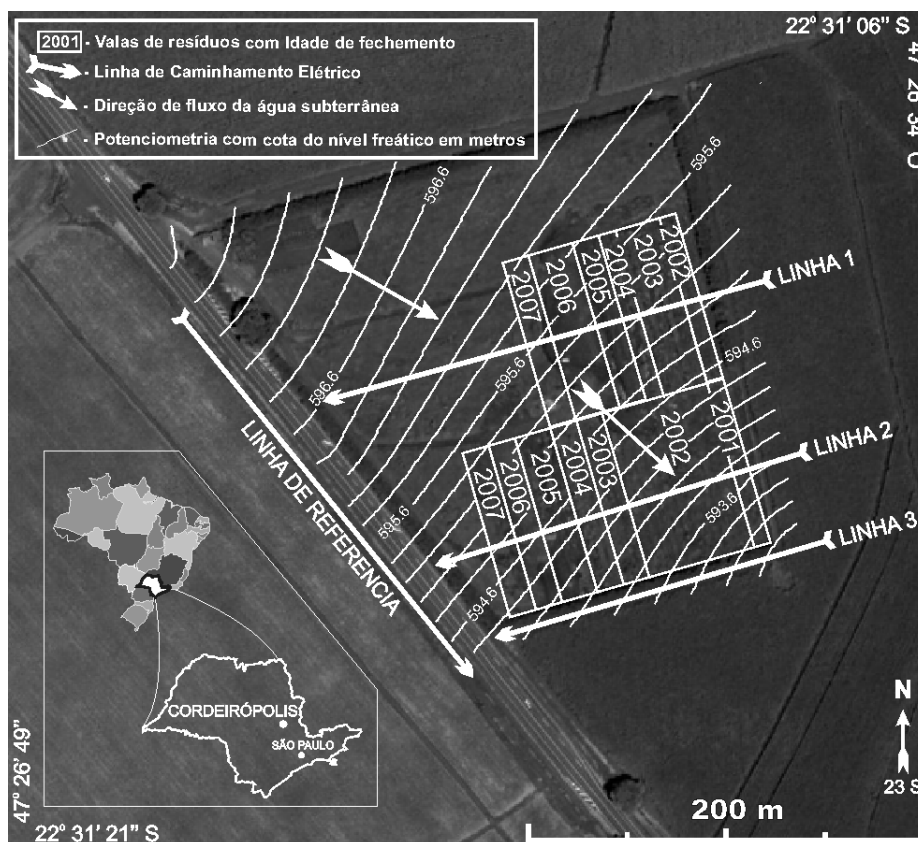


Figura 1 – Área de estudos.

A linha 2 apresenta áreas relativamente mais amplas de ocorrência de valores abaixo de 10 ms (Fig. 4). Na linha 3 predominam valores abaixo de 10 ms (Fig. 5).

Aparentemente há uma relação entre a redução nos valores de cargabilidade, gradiente topográfico e sentido de fluxo d'água subterrânea, visto que a linha 1 está posicionada a montante, enquanto que a linha 3 está á jusante do fluxo subterrâneo (Fig. 1). Os intervalos com valas de resíduos delimitados nas seções foram acrescidos após o processamento dos dados, visto não ser possível identificá-los apenas a partir das anomalias observadas.

O líquido lixiviado proveniente de decomposição dos resíduos sólidos das valas cruzadas pela linha 1 flui no sentido das valas da linha 2. Ao cruzar as valas da linha 2, este líquido recebe uma nova carga de líquido lixiviado, que resulta no aumento das concentrações de contaminantes e no realce das condições geoquímicas que caracterizam este material (Tab. 1).

A grande quantidade de óxidos e hidróxidos de ferro disseminados no perfil de solo provavelmente determina o padrão de cargabilidade para o ambiente natural (Fig. 2). Neste sentido, a ocorrência das médias de cargabilidade mais baixas na linha 3 pode indicar a interação do líquido lixiviado proveniente das

de resíduos com os materiais do ambiente natural, visto esta linha está locada fora do aterro (Fig. 1).

Esta queda progressiva nos valores médios de cargabilidade pode estar associada ao ataque do líquido ácido aos constituintes geológicos, principalmente os óxidos e hidróxidos de ferro, com consequente dissolução mineral e solubilização. Desta forma, a progressiva dissolução dos minerais responsáveis pelos elevados valores de cargabilidade do ambiente natural resulta no relativo predomínio de valores de baixa cargabilidade.

As características apresentadas pela linha 3 indicam a provável ocorrência dos processos referidos acima e que, por consequência, o líquido lixiviado proveniente das valas de resíduos ultrapassa os limites do aterro, com impacto de áreas em redor.

CONCLUSÕES

O método de Polarização Induzida apresenta algumas limitações em relação ao método de Resistividade Elétrica, quando aplicados em estudos para caracterização de áreas contaminadas.

O parâmetro físico resistividade elétrica é diretamente susceptível a alterações provocadas pela presença de contaminantes no ambiente geológico. A redução nos valores de resistivi-

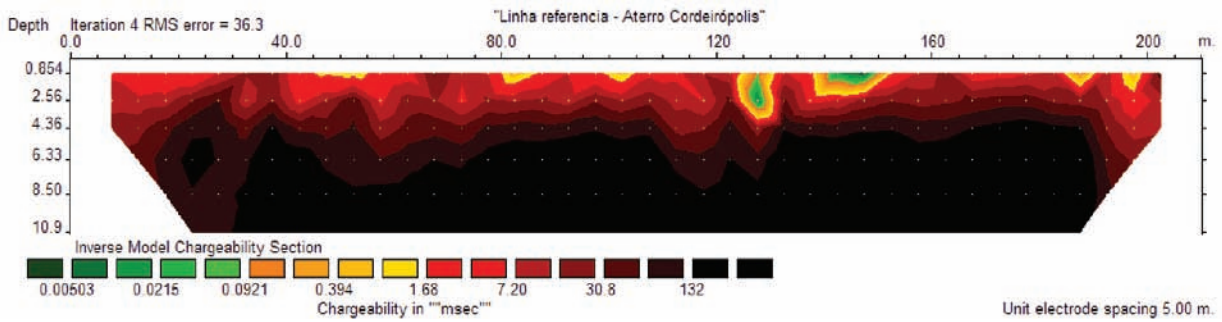


Figura 2 – Linha de referência.

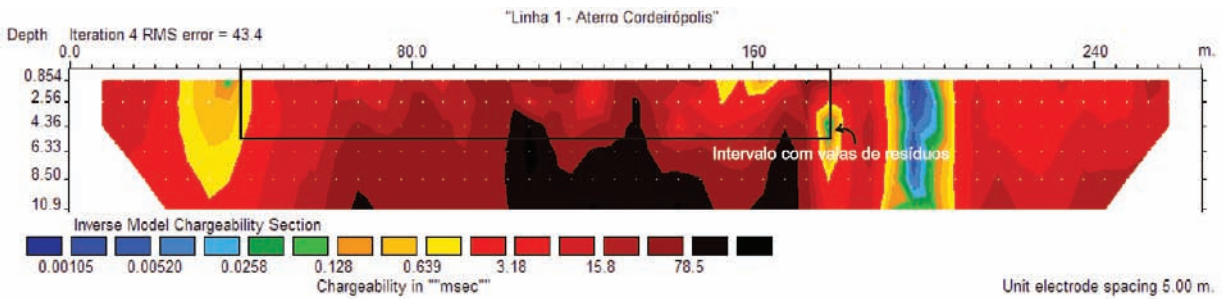


Figura 3 – Linha 1.

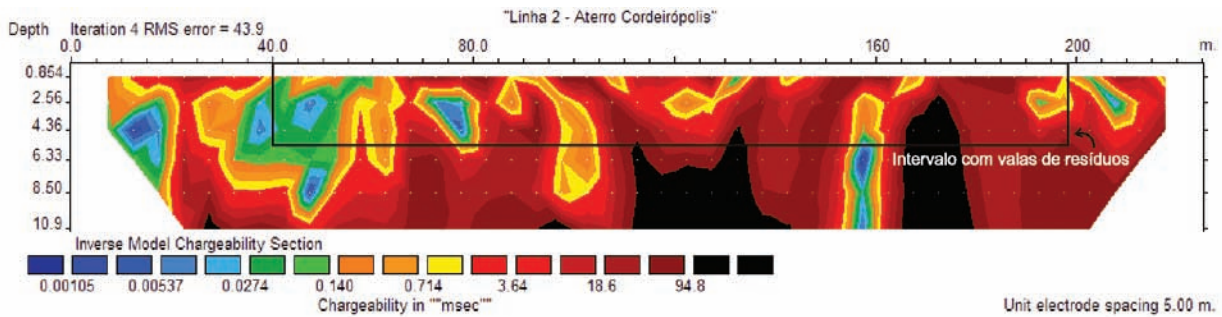


Figura 4 – Linha 2.

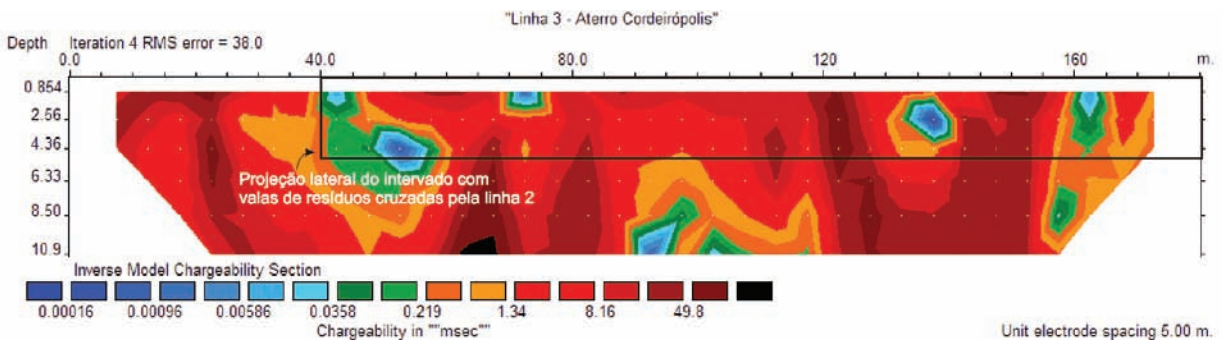


Figura 5 – Linha 3.

dade em áreas contaminadas por compostos inorgânicos, como no caso de aterros sanitários ou lixões, é resultado direto da elevada carga de Sólidos Totais Dissolvidos (STD) que caracteriza o líquido proveniente da decomposição de resíduos sólidos. Esta característica permite a relação direta entre intervalos de baixa resistividade elétrica com elevados teores de contaminação, possibilitando nestes casos a definição de áreas prioritárias para instalação de poços de monitoramento e remediação.

Anomalias de cargabilidade detectadas em áreas de disposição de resíduos sólidos podem indicar zonas enriquecidas em elementos metálicos oriundos do chorume por saturação e precipitação, além de materiais metálicos presentes nos resíduos. Neste contexto, o parâmetro cargabilidade pode refletir indiretamente a ocorrência de compostos contaminantes.

Nas seções das linhas 1 e 2 não definem de forma clara os intervalos em que ocorrem as valas de resíduos. As valas cruzadas por estas linhas são preenchidas por resíduos sólidos domiciliares provenientes da mesma fonte, ou seja, o município de Cordeirópolis, além de apresentarem datas de fechamento semelhantes. Portanto, períodos distintos de decomposição de matéria orgânica ou diferenças associadas aos tipos de resíduos não justificam os valores obtidos.

Os resultados permitem apenas associar a redução nos valores de cargabilidade com o fluxo de líquidos lixiviados, proveniente da decomposição de resíduos orgânicos enterrados a montante do sentido de fluxo d'água subterrânea. O decréscimo constante de cargabilidade neste sentido ultrapassa os limites do aterro, podendo ser indicativo de contaminação além dos limites da área.

O contraste de cargabilidade entre a linha 3 e a linha de referência, ambas realizadas fora do aterro, indicam a influência da percolação do líquido lixiviado proveniente do aterro no intervalo de solo investigado pela linha 3. A relativa queda nos valores de cargabilidade desta linha, quando comparada à linha de referência, pode indicar a dissolução de óxidos e hidróxidos de ferro presentes em grande quantidade no ambiente natural.

Estes minerais apresentam elevada polarização, segundo demonstra o fenômeno de polarização metálica. Desta forma, o consumo de materiais de elevada polarização pelo ataque ácido e consequente dissolução e solubilização, resulta na relativa indisponibilidade destes materiais e zonas de baixa polarização.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi realizado com suporte financeiro da CAPES. Os autores agradecem aos técnicos Francisco Manoel Garcia Barrera, Carlos Aparecido Moreira e Fabíola Coutinho Servidoni pelo auxílio durante a aquisição de dados.

REFERÊNCIAS

- ABGE – Associação Brasileira de Geologia de Engenharia e Ambiental. 1998. Geologia de Engenharia, São Paulo, 587 p.
- ABU-ZEID N, BIANCHINI G, SANTARATO G & VACCARO C. 2004. Geochemical characterisation and geophysical mapping of Landfill leachates: the Marozzo canal case study (NE Italy). *Environmental Geology*, 45: 439–447.
- ARISTODEMOU E & THOMAS-BETTS A. 2000. DC resistivity and induced polarisation investigations at a waste disposal site and its environments. *Journal of Applied Geophysics*, 44: 275–302.
- BAGCHI A. 1987. Natural attenuation mechanisms of landfill leachate and effects of various factors on the mechanism. *Waste Management Research*, 5: 453–464.
- BENNETT P & SIEGEL DI. 1987. Increased solubility of quartz in water due to complexing by organic compounds. *Nature*, 326: 684–686.
- BIRKS J & EYLES CH. 1997. Leachate from landfills along the Niagara Escarpment. In: EYLES N (Ed.). *Environmental Geology of Urban Areas*. Geological Association of Canada. Canada. p. 347–363.
- BJERG PL, RÜGGE K, PEDERSEN JK & CHRISTENSEN TH. 1995. Distribution of redox-sensitive groundwater quality parameters downgradient of a landfill (Grindsted, Denmark). *Environmental Science & Technology*, 29: 1387–1394.
- CARPENTER PJ, KAUFMANN RS & PRICE B. 1990. Use of Resistivity Soundings to Determine Landfill Structure, *Ground Water*, 28: 569–575.
- CHRISTENSEN TH, KJELDSEN P, BJERG PL, JENSEN DL, CHRISTENSEN JB, BAUN A, ALBRECHTSEN HJ & HERON G. 2001. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*, 16: 659–718.
- DAHLIN T, LEROUX V & NISSEN J. 2002. Measuring techniques in induced polarisation imaging, *Journal of Applied Geophysics*, 50(3): 279–298.
- ELIS VR. 1999. Avaliação da aplicabilidade de métodos elétricos de prospecção geofísica no estudo de áreas utilizadas para disposição de resíduos. 264f. Tese de Doutorado, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.
- FARQUHAR GJ. 1989. Leachate: production and characterization. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 16: 317–325.
- HERON G & CHRISTENSEN TH. 1995. Impact of sediment-bound iron on redox buffering in a landfill leachate polluted aquifer (Vejen, Denmark). *Environmental Science & Technology*, 29(1): 187–192.
- LAGO AL, ELIS VR & GIACHETI HL. 2006. Aplicação integrada de métodos geofísicos em uma área de disposição de resíduos sólidos urbanos em Bauru – SP. *Revista Brasileira de Geofísica*, 24(3): 357–374.
- LYNGKILDE J & CHRISTENSEN TH. 1992. Redox zones of a landfill leachate pollution plume (Vejen, Denmark). *Journal Contaminant Hydrogeology*, 10: 273–289.

- LOKE MH & BARKER RD. 1996. Rapid least-squares inversion of apparent resistivity pseudosections by a quasi-Newton method. *Geophysical Prospecting*, 44: 131–152.
- MEJU MA. 2000. Geoelectrical investigation of old/abandoned, covered landfill sites in urban areas: model development with a genetic diagnosis approach. *Journal of Applied Geophysics*, 44: 115–150.
- NICHOLSON RV, CHERRY JA & REARDON EJ. 1983. Migration of contaminants in groundwater at a landfill: A case study 6. *Hidrogeochemistry. Journal of Hydrogeology*, 63: 161–176.
- PETIAU G. 2000. Second generation of Lead-Lead Chloride Electrodes for Geophysical applications. *Pure and Applied Geophysics*, 157: 357–382.
- SUMNER JS. 1978. Principles of induced polarization for geophysical exploration. Elsevier Scientific, Amsterdam, 277 pp.
- TELFORD WM, GELDART LP & SHERIFF RE. 1990. *Applied Geophysics*. 2ª ed., New York, Cambridge University Press, 774 pp.

NOTAS SOBRE OS AUTORES

César Augusto Moreira. Bacharel em Geologia pelo Instituto de Geociências e Ciências Exatas (IGCE) da Universidade Estadual Paulista (UNESP) em 2003. Atualmente é aluno do programa de Pós-Graduação em Geociências e Meio Ambiente do Instituto de Geociências e Ciências Exatas – UNESP – Campus de Rio Claro.

Antonio Celso de Oliveira Braga. Bacharel em Geologia pela Universidade Estadual Paulista-UNESP/Campus de Rio Claro (1978). Doutorado em Geociências pela Universidade Estadual Paulista-UNESP/Campus de Rio Claro (1997). Trabalhou no Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo-IPT (1978 a 1995). Desde 1998 é Professor Doutor do Departamento de Geologia Aplicada-IGCE/UNESP – Rio Claro, atuando com geofísica aplicada à hidrogeologia e estudos ambientais, envolvendo os métodos geoeletricos. De 2002 a 2004, foi vice-coordenador do Programa de Pós-Graduação em Geociências. Área de concentração em Geociências e Meio Ambiente – IGCE/UNESP.