5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Solo

5.1.1. Caracterização Física

Nesta etapa foram realizados ensaios necessários ao experimento de percolação, sendo que o resumo dos valores dos parâmetros resultantes da caracterização física, são apresentados na Tabela 8 e, maiores detalhes sobre os procedimentos de ensaio podem ser encontrados em Nogueria (1995).

Tabela 8 – Propriedades físicas do solo apresentado

Propriedades	**Valor da Propriedade**
Massa Específica dos Sólidos ρ_s (g/cm^3)	2,86
Granulometria	
Argila (< 0,002 mm)	18,6 %
Silte (0,002 – 0,075 mm)	4,9 %
Areia Fina (0,075 – 0,42 mm)	42,0 %
Areia Média (0,42 – 2 mm)	32,0 %
Areia Grossa (> 2mm)	2,5 %
Umidade	9,15%

A massa específica dos grãos do solo é de 2,86 g/cm³. A umidade ótima obtida pelo ensaio foi de 9,15 % . O solo amostrado é classificado como arenoso apresentando 18% de argila, 4,9 % de silte; 42% de areia fina; 32% de areia média e 2,5% de areia grossa.

A curva granulométrica do solo está apresentada na Figura 33.

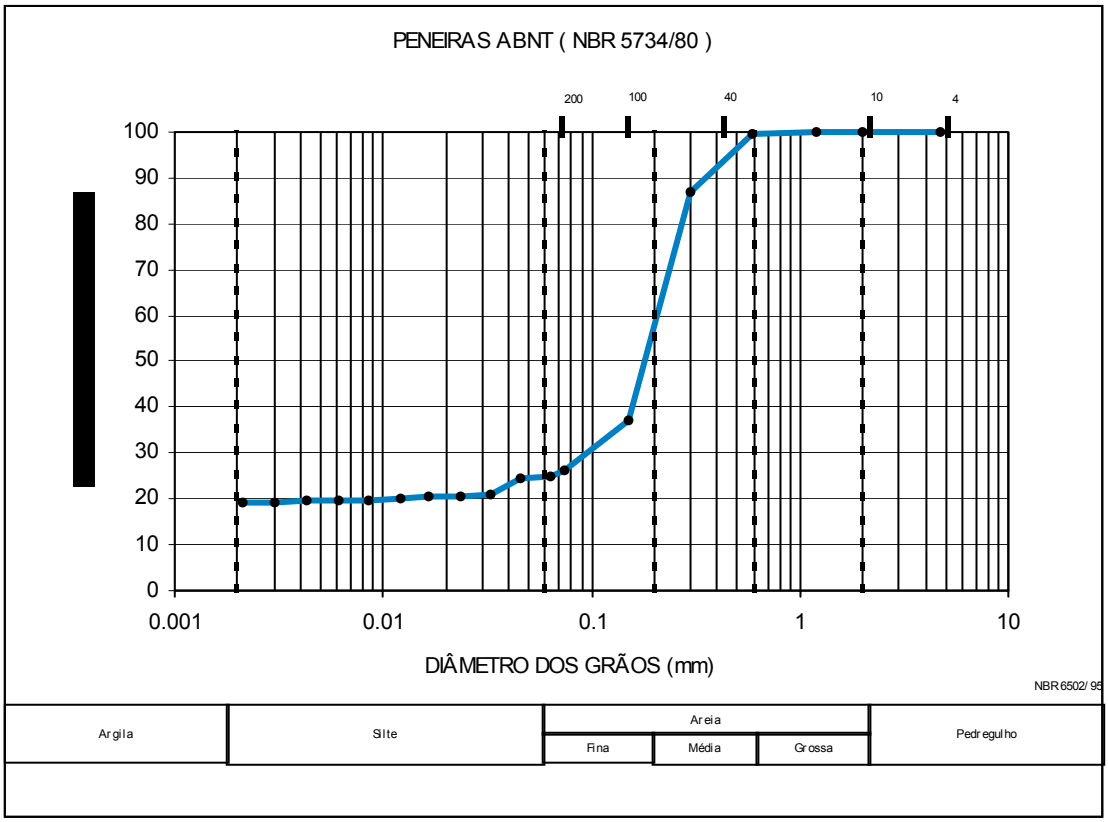


Figura 33 – Curva Granulométrica do solo amostrado

De acordo com a distribuição das partículas no solo (análise textural), isto é, determinadas as quantidades relativas das frações areia, silte e argila, obtidos em ensaios granulométricos, o solo recebe sua designação, sendo classificado em determinada classe textural. A textura do solo define a capacidade de se deixar atravessar pelos efluentes e exerce influência sobre a capacidade de carga do solo. Ela interfere de maneira direta no comportamento dos contaminantes no solo, determinando a capacidade do solo em retê-los.

A utilização do Diagrama Triangular para classificação do solo é a mais antiga técnica de classificação textural do solo. Neste triangulo eqüilátero dividido, encontram-se porcentagens de areia, silte e argila do solo e, em função da região em que se encontra o ponto de convergência dos valores de ocorrência, lê-se a denominação do solo. O triângulo eqüilátero mostrado na Figura 34 permite, de acordo com a distribuição granulométrica, classificar o solo coletado no Aterro Sanitário de São Carlos, como Arenoso.

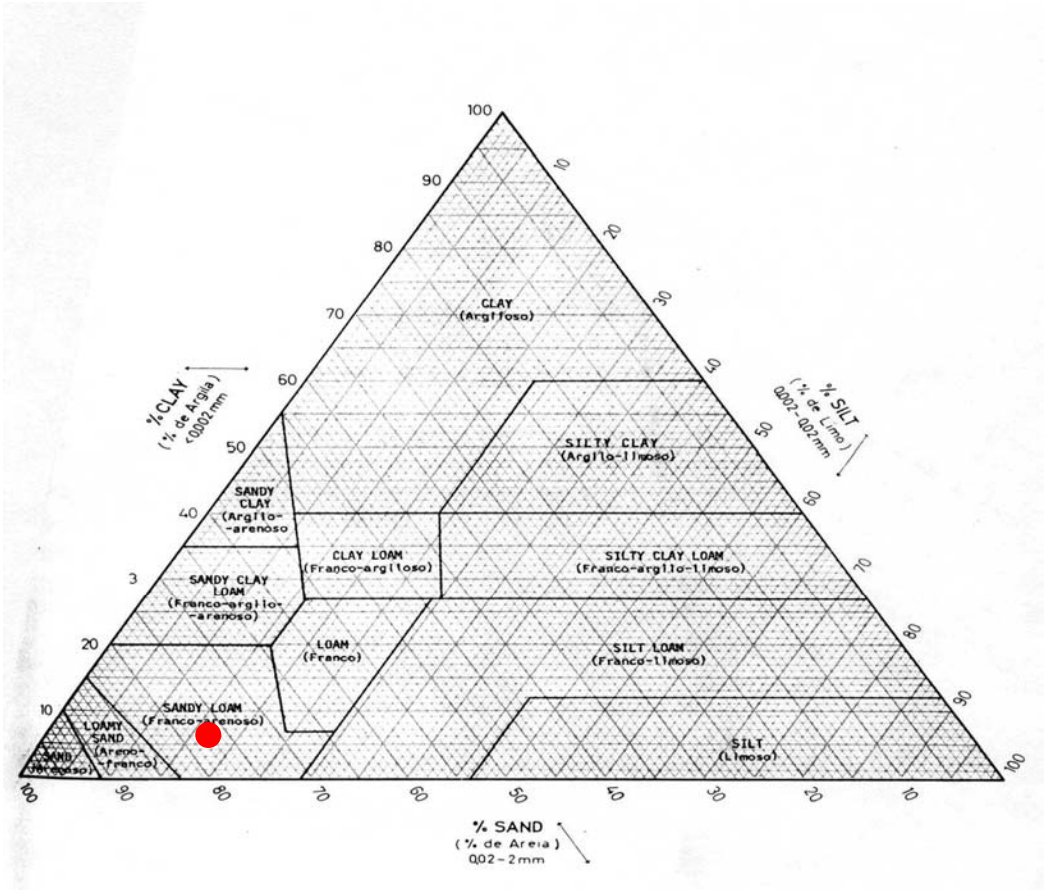


Figura 34 – Diagrama Triangular para definição da classe textural do solo, o qual classifica o solo amostrado como Franco Arenoso (Lemos e Santos, 1982).

Entretanto, deve-se levar em consideração que os diagramas triangulares não consideram a forma da curva granulométrica (importante nos solos grossos) e a plasticidade (importante nos solos finos), e uma boa classificação para a Mecânica dos solos deve considerar esses dois parâmetros citados. Assim, de acordo com o Sistema Unificado de Classificação dos Solos (SUCS), que se baseia nos limites de liquidez, de plasticidade e da granulometria (desenvolvida por Arthur Casagrande em 1948 e revidado por Howard em 1984) o solo amostrado pode ser classificado como “Grosso”, pois possue mais de 50% em peso dos grãos retidos na peneira de 0,075mm e designado pela letra S (areia).

O solo apresentado, segundo a Análise Granulométrica, mostrou-se extremamente arenoso (76,5% de areia, 4,9% de silte e 18,6% de argila), o que o torna inadequado para a utilização em áreas de aterros sanitários, pois nesse material os lixiviados percolam facilmente. De acordo com Sharma e Lewis (1994) e Rowe et al. (1995) este solo não apresenta características apropriadas que satisfaçam as exigências técnicas para o uso como liner em base de aterro. Como a classe textural do solo afeta significativamente a adsorção e conseqüentemente a mobilidade dos metais, este solo, denominado como Latossolo Vermelho Amarelo apresenta a menor capacidade de retenção dos metais.

Observa-se, portanto que o solo utilizado para os testes de percolação possui propriedades físicas desfavoráveis a sua utilização como base de aterros sanitários. Mas, apresenta características desejáveis para a utilização em Filtros de areia. Pois ao observar os critérios necessários para o dimensionamento de filtros de areia, depara-se com curva granulométrica semelhante a obtida neste estudo, recomendada por Paterniani e Pelegrini (2001).

O uso destes filtros é recomendado para o tratamento de água destinada ao consumo humano em locais que não possuam mão de obra especializada. Estes retêm material orgânico, devido a sua capacidade de coletar contaminantes ao longo da trajetória percorrida na camada de areia e possibilita acumular grandes quantidades de algas.

Assim, conforme observado por Brito et al. (2007) no estudo da filtração lenta para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários, o filtro de areia poderia ser utilizado como forma de tratamento de contaminantes presentes no lixiviado, tornando-se mais uma ferramenta para minimizar o potencial contaminante no lixiviado, de forma econômica e eficiente.

A partir dos parâmetros determinados em ensaios laboratoriais citados na Tabela 8, os demais foram calculados por relação massa/volume, como pode ser observado na Tabela 9.

Tabela 9 – Parâmetros físicos calculados do solo

Parâmetros	**Resultado**
Porosidade (n)	54 %
Índice de Vazios (e)	1,17
Volume de Poros (VP)	3,41 L
Grau de Saturação (Sr)	22,34 %
Massa Específica do Solo (ρ)	1,44 g/cm^3
Massa Específica Seca (ρ_d)	1,32 g/cm^3

Estes parâmetros acima determinados foram essenciais para definição da quantidade de solo a ser colocado em cada coluna para o experimento de percolação, fluxo diário de lixiviado, intervalo de coleta das amostras efluentes na coluna, entre outros parâmetros.

5.1.2. Caracterização Química

Os resultados da análise química do solo coletado *in situ* e o percolado somente com lixiviado (coluna S e coluna E) e lixiviado enriquecido com metais e acidificado (coluna C e coluna O) estão apresentados na Tabela 10. Os resultados de todas as análises podem ser observados, no Anexo 06, onde são apresentados na forma relatório.

Tabela 10 - Resultados da análise química do solo antes da percolação e no solo presente nas colunas C, O, S e E após a percolação.

Amostra	pH $CaCl_2$	M.O. ($g\ dm^{-3}$)	Cond Elétrica ($mS\ cm^{-1}$)	CTC ($mmolc\ kg^{-1}$)	Potencial Elétrico (mV)	Carga Líquida ($mmolc\ kg^{-1}$)
C	6,90	7,91	0,18	39,35	-150,71	-30,00
O	7,00	8,14	0,21	39,34	-133,27	-24,50
S	7,75	8,14	0,20	40,86	-88,65	-32,25
E	7,53	7,67	0,19	38,23	-122,04	-32,75
Solo *in situ*	4,30	6,51	0,004	37,72	-170,80	-16,00

O processo de troca iônica é influenciado pelo pH da solução. Para soluções ácidas tem-se uma alta concentração do íon H^+, que bloqueia a substituição por outros cátions, resultando em uma menor troca catiônica. Esta situação pode estar ocorrendo no solo *in situ*, pois o pH apresenta reação ácida, bloqueando a substituição por outros cátions.

Assim, o pH do solo torna-se um fator que deve ser considerado na capacidade de retenção de contaminantes. O valor de pH do solo *in situ* apresentado (pH = 4,3) é ácido, permitindo que os contaminantes presentes em percolados de aterro (principalmente os metais pesados) estejam mais disponíveis, devido à diminuição da adsorção destes nos colóides do solo e, também, por conferir menor estabilidade aos complexos que se formam entre metais e a fração húmica do solo.

Em pH ácido, a dessorção de alguns metais é favorecida, pois íons H^+ podem deslocar uma fração do metal adsorvido em forma não-trocável, sendo que a atividade destes metais em solução é altamente dependente do pH. Como o solo *in situ* apresentou-se com reação ácida, pode-se dizer que a dessorção de metais é favorecida, de forma que os elementos encontram-se em solução, podendo ser carregados por água de chuva infiltrada e percolada, encaminhados para corpos hídricos superficiais e /ou subterrâneos.

Segundo Raij (1991), a faixa de variação do pH dos solos é ampla (varia de 3 a 10). Sob condições muito ácidas, ocorre a solubilização do alumínio no solo. Em condições extremas, de solos com ácidos livres, orgânicos ou ácidos sulfúricos, pode ocorrer solubilização de ferro e manganês, além do alumínio.

Já o valor do pH dos solos analisados após a percolação com lixiviado sob condição natural (coluna S e coluna E) e sob condição acidificada e enriquecida de metais (coluna C e coluna O), apresentou grandes alterações após o contato com o lixiviado. Para a amostra natural o valor foi de 4,30, classificado como ácido; e após a percolação foi de 7,30 em média para as 4 colunas, um solo alcalino. Essa alteração do pH em todas as amostras pode ser explicada pela passagem do lixiviado, que apresenta um pH médio de 7,90, observando-se a tendência do solo possuir o mesmo valor de pH que o líxiviado. Esta mudança de pH é devida, em partes, à capacidade de troca catiônica do solo.

O teor de matéria orgânica também sofreu alterações: inicialmente de 6,51 g/dm^3, classificado como baixo, após o contato com o líquido passou para 8,0 g/dm^3 em média, ainda classificado como baixo. O solo *in situ* apresentou teor de matéria orgânica baixo, e após a percolação com lixiviado os solos presentes na coluna tiveram o valor de matéria orgânica aumentado em 22,9 %.

Conforme Raij (1991), a existência de matéria orgânica no solo demonstra a ação dos agentes biológicos, e com isso, passa a conter dois importantes elementos não existentes no material de origem do solo: carbono e nitrogênio. Em geral, os solos argilosos são mais ricos em matéria orgânica. Em condições de excesso de umidade, que impede a decomposição, pode haver acúmulo acentuado de água, formando-se os solos orgânicos.

A matéria orgânica agrega partículas minerais, confere ao solo condições favoráveis de porosidade e aumenta a retenção de água em solos, sendo responsável, em grande parte, pela capacidade de troca catiônica dos solos. As formas químicas potencialmente contaminantes do solo podem-se ligar nas cargas negativas da argila e da matéria orgânica presentes. O solo *in situ* apresentou baixo teor de matéria orgânica, o que representa que este tem um potencial fraco de retenção de contaminantes.

A Capacidade de Troca Catiônica (CTC) de um solo indica a possibilidade de redução das perdas de cátions por lixiviação e a inativação de compostos tóxicos. Segundo Tedesco et al (1995), a CTC pode variar desde valores próximos de zero (para solos arenosos) até a 200-300 mmolc. kg^{--1} (para solos férteis).

A CTC é um parâmetro importante na retenção dos poluentes orgânicos e outros íons menos móveis, indicando a capacidade de retenção do solo. Refere-se à maior ou menor capacidade que o solo possui em trocar cátions para neutralizar as cargas negativas, sendo função da textura, mineralogia e pH do solo. Ela pode ser alterada se houver variação do pH e, à medida que o material vai sendo saturado pela passagem de contaminante, seu valor vai diminuindo.

A CTC no solo *in situ* apresentou valor de 37,72 mmolc kg^{-1}, a qual foi modificada para o valor médio de 39,45 mmolc kg^{-1}, nos solos das colunas percolados com lixiviado. Com essa mudança dos valores da capacidade de troca catiônica verifica-se que ocorreu leve troca de cátions.

Apesar de pouco pronunciado, o pequeno aumento nos valores de matéria orgânica nos solos presentes nas colunas é suficiente para ocasionar aumento na capacidade de troca de cátions destes solos.

Assim, de acordo com os resultados da análise das propriedades químicas, o solo apresentou baixa CTC e SE, indicando baixa capacidade de reter metais pesados via troca catiônica, apresentando-se menos favorável à retenção de poluentes. Esta condição pode promover efeitos prejudiciais da presença de metais provenientes da destinação final de resíduos

sólidos, em solos com baixa CTC (menor que 50 mmoc kg^{-1}) e baixo conteúdo de argila, particularmente em solos com pH em torno de 4,0 (determinado em água), condições análogas ao estudo aqui desenvolvido.

Para tal, são indicados solos argilosos, capazes de atenuar o transporte de contaminantes devido às suas propriedades químicas, como elevada CTC e SE, além de alta capacidade tamponante. O uso de solos argilosos como impermeabilizante ou barreiras de atenuação está se tornando um material de escolha para composição de liners, que além do baixo custo, pode retardar a taxa de percolação e permitir a atenuação química dos contaminantes através de diversos processos de sorção.

Os resultados da CTC enquadram-se numa faixa de valores típicos de caulinita, refletindo a presença de desta e outros argilomonerais, já que sua CTC é relativamente baixa. Por isso, é observado no solo estudado, a presença de caulinita, mineral de argila de baixa CTC, que restringe a quantidade de metais a ser aplicado no solo, pois este terá menor capacidade de adsorve-los via troca catiônica.

A salinidade do solo é um parâmetro que representa a presença de sais no solo, sendo expresso pela condutividade elétrica do extrato obtido do conjunto solo mais água. Em um solo com alta salinidade, devido à característica hidrófila dos sais, a passagem do percolado pode romper a estrutura do solo, o que aumenta o poder contaminante do percolado e pode formar novos compostos ainda mais tóxicos. Quando o solo apresenta-se salino pode apresentar dispersão de colóides, que conduz a degradação de suas propriedades físicas. Esta degradação constitui impedimento ao movimento do ar e da água, dificultando o processo de infiltração e podendo ocasionar a formação de lençol freático superficial. Situações estas relatadas, que devem ser impedidas em um local de disposição de resíduos sólidos.

Assim, o solo *in situ* apresentado tem 0,004 mS/cm de condutividade elétrica, valor considerado adequado para ser empregado em áreas de disposição final de resíduos sólidos. Após a percolação de lixiviado, o solo presente nas colunas apresentou condutividade elétrica média de 0,19 mS/cm, valor que ainda encontra-se numa faixa considerada adequada por Guimarães (2000), o qual avalia características adequadas de solo para serem utilizados na em áreas para localização de aterros sanitários.

O potencial elétrico no solo é relacionado com a medida de energia livre (ΔG), que além de medir a força que guia determinada reação, também indica quão distante do equilíbrio está o estado inicial do sistema. Valores positivos de ΔG representam valores negativos para potencial elétrico do solo, como os que ocorrem aqui no solo *in situ* e os presentes nas colunas percoladas com lixiviados, os quais indicam que as formas sorvidas dos contaminantes são pouco estáveis. Em solos com carga permanente negativa, a sorção de contaminantes é diretamente proporcional ao teor de carbono orgânico e inversamente proporcional ao pH do solo.

Na faixa de pH do solo *in situ* os contaminantes comportam-se predominantemente como ânions orgânicos. Assim, o predomínio de cargas negativas neste solo representa que o pH da solução do solo superou o seu ponto de efeito salino nulo (PESN), onde as quantidades de cargas positivas se igualam as de cargas negativas. Neste solo, há maior repulsão entre os colóides do solo e as moléculas dos contaminantes, o que diminui sua sorção.

De forma geral, observou-se o predomínio de cargas permanentes negativas nos solos com o aumento do pH. Isto indica que, à medida que o pH aumentou, as moléculas dos contaminantes tenderam a permanecer na solução de equilíbrio. Em outras palavras, a sorção dos contaminantes diminuiu à medida que o pH do solo aumentou, promovido pela percolação de lixiviado. A elevação do pH promoveu diminuição do potencial elétrico superficial dos solos. Este comportamento é típico de solos tropicais, como o que ocorre na área do aterro sanitário usado para o ensaio de coluna, com quantidades apreciáveis de óxidos de ferro e de alumínio, e caulinita, que influenciam significativamente o balanço de cargas no solo. Quanto mais negativo o potencial elétrico do solo, maior a repulsão causada pelo aumento na percentagem de espécies aniônicas.

A carga líquida do solo também foi estimada através de duas metodologias. Na primeira delas , este parâmetro foi medido em solução de KCl e água, e, com os valores obtidos, foi calculado o ΔpH, o qual representa a distribuição de cargas elétricas no solo, de acordo com o indicado por Camargo et al. (1996) e somente para o solo *in situ*. Posteriormente, todas amostras de solo, in situ e percoladas com lixiviados, foram determinadas pela metodologia de Raij e Peech (1972).

Para ambas metodologias e todas as amostras analisadas, foram obtidos valores negativos para este parâmetro, o que pode indicar que o solo é mais favorável à adsorção de poluentes catiônicos, pois possui capacidade de retenção de cátions superior a de retenção de ânions.

Dematthê (1989) argumenta que valores de ΔpH positivos indicam o predomínio de cargas positivas no sistema solo/água. Tal fato se deve à grande quantidade de óxidos e hidróxidos de Fe e Al presentes no solo. Mas para valores de ΔpH negativos, nada se pode afirmar sobre a carga existente no solo, se é variável ou permanente, apenas que se está diante de uma partícula de solo com grande densidade de carga negativa. Desta forma, pode-se observar que o valor de ΔpH obtido para todas as amostras de solo são negativas, indicando um suave predomínio de cargas negativas.

O solo da área de disposição de resíduos sólidos do aterro sanitário de São Carlos é denominado como Latossolo Vermelho Amarelo, o qual se caracteriza pelo acentuado grau de intemperismo, predominando os minerais de argila 1:1 e óxidos de Fe e Al, o que lhes confere grande capacidade de adsorção aniônica. Assim, a presença de grupos -OH na superfície dos

óxidos e faces quebradas das partículas de caulinita faz com que a maioria das cargas seja dependente de pH, sendo, portanto, variáveis.

Os teores totais dos elementos no solo também foram determinados, auxiliando na mensuração da concentração destes elementos, antes de colocar o solo nas colunas experimentais para início do teste de percolação. Os valores obtidos foram comparados com valores orientadores para solos do Estado de São Paulo, conforme Tabela 11.

Tabela 11 – Comparação dos valores orientadores para solos do Estado de São Paulo versus solo *in situ* do aterro sanitário de São Carlos.

Substância	**Referência**	**Alerta**	**Solo *in situ***
Cd	< 0,5	3,0	5,4
Pb	17,0	100,0	3,5
Cu	35,0	60,0	6,1
Cr	40,0	75,0	1,8
Fe	-	-	17328,0
Mn	-	-	160,3
Ni	13,0	30,0	30,5
Zn	60,0	300,0	17,9

Fonte:CETESB (2001a)

Considerando a questão da proteção da qualidade do solo, a adoção de valores orientadores, denominados valores de referência de qualidade, de alerta e de intervenção, é necessária para subsidiar decisões e para o controle da poluição nas áreas já contaminadas e/ou suspeitas de contaminação. Esses valores foram estabelecidos com base em dados nacionais e na avaliação de risco à saúde humana observados na Tabela 11.

O solo *in situ,* que é a condição natural que este se ocorre em campo, apresentou teor de metais pesados abaixo dos valores de referência, com exceção do Cádmio e Níquel.

Na lista de valores de referência de qualidade não constam valores para Fe e Mn, pois estes metais são encontrados naturalmente nos solos tropicais em altas concentrações (conforme valores encontrados para o solo *in situ* do aterro).

Portanto, o solo da área de estudo possui baixo nível de concentração de metais, que por ser um Latossolo apresenta baixa capacidade de retenção dos metais.

Desta forma, testes de percolação em colunas foram utilizados neste estudo para avaliar a capacidade do solo apresentado em atenuar o transporte de contaminantes, especialmente os metais pesados, apesar de suas características desfavoráveis aos processos de retenção e atenuação dos contaminantes.

Assim, os valores médios dos resultados da análise dos teores totais dos elementos no solo *in situ* e o percolado somente com lixiviado (coluna S e coluna E) e lixiviado enriquecido com metais e acidificado (coluna C e coluna O) estão apresentados na Tabela 12 a seguir.

Tabela 12 – Teores Totais dos elementos presentes no solo in situ, e nas colunas C, O S e E percoladas com lixiviados.

Amostra	Teores Totais dos Elementos										
	Cu	Zn	Mn	Fe	Cd	Ni	K	Al	Mg	Ca	P
	mg kg $^{-1}$										
C	33,9	21,7	175,7	16490,0	7,6	23,6	1428,2	10653,2	525,0	1220,6	220,6
O	37,8	37,6	175,1	18328,5	11,4	27,8	1242,1	11308,0	342,7	438,0	217,8
S	18,1	96,7	217,0	18109,0	58,8	29,7	1227,1	13958,8	359,0	234,5	243,6
E	16,5	26,0	151,1	17532,5	14,2	25,4	1262,3	11847,5	592,2	1114,2	240,8
Solo *in situ*	6,1	17,9	160,3	17328,0	5,4	30,5	623,5	15505,0	207,0	218,0	209,1

O elemento cobre na amostra de solo *in situ* apresentou concentração de 6,1 mg kg^{-1} e após o contato com o lixíviado a concentração aumentou para 18,1 e 16,5 mg kg^{-1} na coluna S e E. O aumento foi mais representativo para o solo presente nas colunas C e O, as quais apresentaram concentração média de 33,9 e 37,8 mg kg^{-1}, respectivamente. A maior concentração de cobre no solo presente nas colunas C e O, deve-se ao lixiviado que foi enriquecido com o sal Cloreto de Cobre (10 mg/L) antes do início da percolação nas colunas. Estes valores de concentração de cobre no solo, após a percolação com o lixiviado natural e o enriquecido e acidificado, mostra que a concentração do metal no solo aumentou com a passagem do lixiviado, evidenciando retenção de cobre no solo.

O elemento Zinco na amostra de solo *in situ* apresentou concentração de 17,9 mg kg^{-1} e após o contato com o lixíviado a concentração aumentou para 96,7 e 26,0 mg kg^{-1} na coluna S e E. Para as colunas C e O, a concentração média deste elemento foi de 21,7 e 37,63 mg kg^{-1} respectivamente. Estes valores de concentração de zinco no solo, após a percolação com o lixiviado natural e o enriquecido e acidificado, mostra que a concentração do metal no solo aumentou com a passagem do lixiviado, evidenciando retenção de zinco no solo.

O manganês na amostra de solo *in situ* apresentou concentração de 160,3 mg kg^{-1} e após o contato com o lixíviado a concentração aumentou para 217,0 e 151,1 mg kg^{-1} na coluna S e E. Para as colunas C e O, a concentração média deste elemento foi de 175,7 e 175,1 mg kg^{-1} respectivamente. Observa-se que, apesar do lixiviado que percolou nas colunas C e O ter sido enriquecido com sal de cloreto de manganês (10 mg/L), estas colunas não apresentaram maior concentração de manganês retido em comparação ao solo presente nas colunas S e E. Estes valores de concentração de manganês no solo após a percolação com o lixiviado natural e o enriquecido e acidificado, mostra que a concentração do metal no solo aumentou sensivelmente com a passagem do lixiviado, evidenciando uma fraca retenção de manganês no solo.

O ferro na amostra de solo *in situ* apresentou concentração de 17328,0 mg kg^{-1} e, após o contato com o lixíviado, a concentração aumentou sensivelmente para 18109,0 e 17532,5 mg

kg^{-1} na coluna S e E. Para as colunas C e O, a concentração média deste elemento foi de 16490,0 e 18328,5 mg kg^{-1}, respectivamente. Estes valores de concentração de ferro no solo, após a percolação com o lixiviado natural e o enriquecido e acidificado, mostra que a concentração do metal no solo aumentou sensivelmente com a passagem do lixiviado, evidenciando uma fraca retenção de manganês no solo.

O elemento cádmio na amostra de solo *in situ* apresentou concentração de 5,4 mg kg^{-1} e após o contato com o lixíviado a concentração aumentou para 58,8 e 14,21 mg kg^{-1} na coluna S e E. O aumento foi menos representativo para o solo presente nas colunas C e O, as quais apresentaram concentração média de 7,6 e 11,4 mg kg^{-1}, respectivamente. Assim, observou-se uma menor concentração de cádmio no solo presente nas colunas C e O, apesar do lixiviado ter sido enriquecido com o sal Cloreto de Cádmio (10 mg/L) antes do início da percolação nas colunas. Estes valores de concentração de cádmio no solo após a percolação com o lixiviado natural e o enriquecido e acidificado, mostra que a concentração do metal no solo aumentou com a passagem do lixiviado, evidenciando retenção de cádmio no solo.

O valor do níquel praticamente não variou, observando uma diminuição na concentração deste elemento no solo das colunas C, O, S e E em comparação ao solo *in situ*, o que pode ser explicada pela possível ocorrência de lixiviação, reduzindo a concentração do metal.

O elemento potássio na amostra de solo *in situ* apresentou concentração de 623,5 mg kg^{-1} e após o contato com o lixíviado a concentração aumentou para 1227,1 e 1262,31 mg kg^{-1} na coluna S e E. O aumento foi pouco mais representativo para o solo presente nas colunas C e O, as quais apresentaram concentração média de 1428,2 e 1242,1 mg kg^{-1}, respectivamente. Estes valores de concentração de potássio no solo após a percolação com o lixiviado natural e o enriquecido e acidificado, mostra que a concentração do metal no solo aumentou com a passagem do lixiviado, evidenciando retenção de potássio no solo.

Observou-se a diminuição da concentração do elemento alumínio no solo das colunas C, O, S e E em comparação ao solo *in situ*, o que pode ser explicada pela possível ocorrência de lixiviação, reduzindo a concentração deste elemento. Assim, com a passagem do lixiviado, o alumínio esta sendo carregado junto a ele, o que poderá ser evidenciado nas análises do lixiviado percolado nas colunas coletados a cada 0,25 VP.

O magnésio na amostra de solo *in situ* apresentou concentração de 207,0 mg kg^{-1} e após o contato com o lixíviado a concentração aumentou para 359,0 e 592,2 mg kg^{-1} na coluna S e E. De maneira análoga, o solo presente nas colunas C e O, apresentaram concentração média de 525,0 e 342,7 mg kg^{-1}, respectivamente. Estes valores de concentração de magnésio no solo após a percolação com o lixiviado natural e o enriquecido e acidificado, mostra que a concentração do metal no solo aumentou com a passagem do lixiviado, evidenciando retenção de magnésio no solo.

O cálcio na amostra de solo *in situ* apresentou concentração de 218,0 mg kg^{-1} e após o contato com o lixíviado a concentração aumentou para 234,5 e 1114,2 mg kg^{-1} na coluna S e E. De maneira análoga, o solo presente nas colunas C e O, apresentaram concentração média de 1220,6 e 438,0 mg kg^{-1}, respectivamente. Estes valores de concentração de cálcio no solo após a percolação com o lixiviado natural e o enriquecido e acidificado, mostra que a concentração do metal no solo aumentou com a passagem do lixiviado, evidenciando retenção de cálcio no solo.

O valor do fósforo praticamente não variou, observando um sensível aumento na concentração deste elemento no solo das colunas C, O, S e E em comparação ao solo *in situ*, o que pode ser explicada pela possível ocorrência de lixiviação.

5.1.3. Caracterização Mineralógica

Os três pontos no entorno do aterro apresentados durante a caracterização por sondagem a trado foram analisados quanto a mineralogia e os resultados obtidos são apresentados a seguir. Estas análises foram feitas no Laboratório de Mineralogia de Solos - Labmim do Departamento de Ciência do Solo da Escola Superiror de Agrucultura "Luiz de Queiroz" - Universidade de São Paulo e podem ser observados em Anexo 05.

A preocupação em avaliar a mineralogia do solo da área de disposição de resíduos sólidos é que foi observado em diversos estudos que as características naturais dos minerais de argila desempenharam papel fundamental no comportamento da biodisponibilidade dos contaminantes.

Sendo assim, fez-se esta caracterização para observar, se a área apresenta características do solo que possam impedir a contaminação dos recursos hídricos.

A presença de argilominerais, com maior potencial de adsorção catiônica tende a estimular a diminuição da movimentação de contaminantes para a solução do solo. Este aspecto é de suma importância na interpretação dos mecanismos de biodisponibilidade de metais pesados, já que a mineralogia tem implicações na magnitude das cargas elétricas dos solos.

Como já descrito anteriormente a área do aterro sanitário, segundo IPT (2000) apresenta rochas areníticas da Formação Botucatu e, pode ser comprovada pelo levantamento geológico *in situ*. E, segundo informações da SMDSCT, há fortes indícios de que o aterro de São Carlos esteja localizado em área de afloramento do Sistema Aqüífero Guarani.

Os resultados da análise mineralógica do solo presente no local, reconfirmou todas as constatações anteriores, já que nas amostras foi observado a presença de quartzo, caulinita, goetita, hematita, gibsita e ilita. Assim sendo, Paraguassu (1968) constatou que os arenitos da Formação Botucatu são dominantemente quartzo – arenitos e subordinadamente bubarcóseos,

compostos principalmente de quartzo e caulinita e ilita, como os aqui encontrados no solo analisado.

Na área de estudo o solo é classificado como Latossolo, os quais apresentam grau de intemperismo elevado, com a mineralogia da fração argila dominada por minerais silicatados do tipo 1:1 e óxidos de ferro e alumínio e, ocasionalmente manganês. No solo analisado, predomina o mineral silicatado denominado de caulinita, e os óxidos de Fe predominante são a goetita e a hematita e, o único óxido de Al presente é a gibsita , os quais podem ser observados nos resultados das análises mineralógicas apresentadas nas Figuras 36, 37 e 38.

A caulinita é um mineral tipicamente formado em associação com perfis de intemperismo, em condições de boa drenagem e pH baixo, como no caso estudado. Já a ilita forma-se pelo desgaste de silicatos, principalmente feldspato e ou, a partir de um mineral precursor como a caulinita, desde que ocorra um suprimento de K adequado, condições que podem ser observada no ambiente de estudo.

Observa-se em estudos similares que na fração argila de alguns Latossolos, predomina a caulinita e, em outros, a gibbsita. Esta variação depende do estado de intemperização dos solos, quanto maior o grau de intemperização, maiores os teores de gibbsita. Assim podemos confirmar, pela concentração representativa de caulinia e traços de gibsita, que este solo, apresenta-se em grau moderado de intemperização.

Observamos nos difratogramas presentes nas Figuras 35, 36 e 37 a ocorrência dos óxidos de ferro, dentre os quais predominam a goetita e a hematita, minerais comuns em solos das regiões tropicais, conforme observado por Kampf e Curi (2000).

Os óxidos de Fe e Al são de elevada importância para a adsorção de elementos no solo, apresentando afinidades distintas quanto à adsorção de metais. Assim, podemos observar, que na área de estudo estes minerais oxídicos apresentam potencial para retenção de possíveis contaminantes que possam movimentar-se entre os poros do solo.

Pelos resultados de concentração de elementos no solo *in situ* e os percolados com lixiviados, observamos que foram retidos na seguinte ordem: Cu> Cd> Ca > Zn > Mg>K> Mn > P > Fe >Ni >Al. Esta ordem de retenção está de acordo com o encontrado por Meurer (2004), onde se observou que a goetita e a hematita , minerais presentes no solo aqui em estudo, podem adsorver especificamente metais na seguinte ordem de preferência: Cu > Cd > Ni > Mn. Na revisão feita por Uren (1992), a ordem de adsorção para solos com caulinita e óxidos de Fe, Al e Mn, é: Cu > Zn > Ni, como também aqui observado.

Observa-se que o níquel foi um dos elementos menos retidos pelo solo, que pode ser explicado pela presença de caulinita já que Mattigod et al. (1979) observou que solos com a presença deste mineral apresenta baixa capacidade de troca de cátions e baixa superfície específica não contribuindo para a adsorção do níquel no solo.

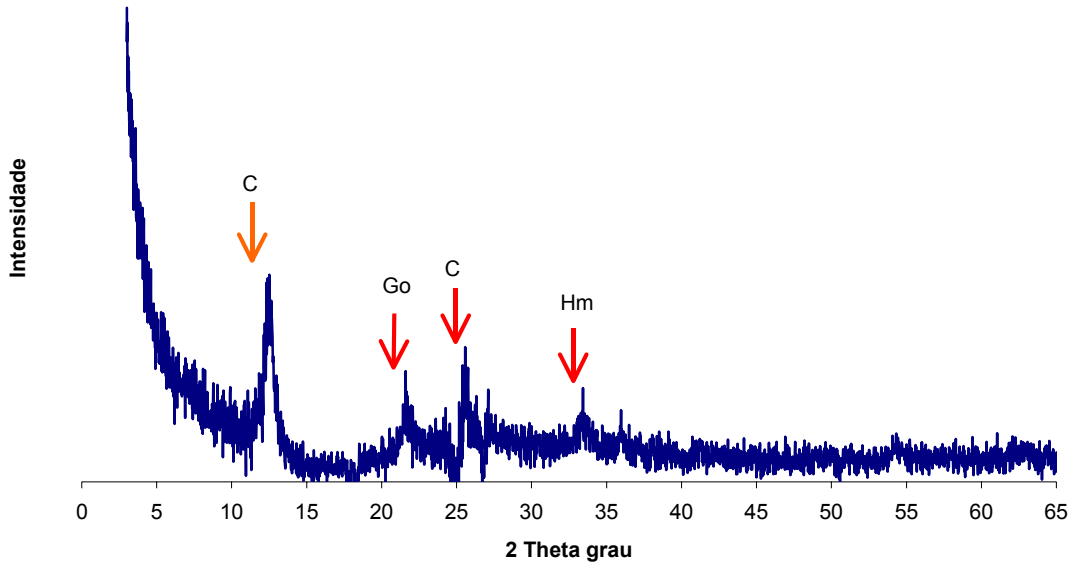


Figura 35 – Difratograma Diferencial de Raio X da Fração Argila no Ponto 1. Sendo Ct= Caulinita, Go = Goetita e Hm = Hematita

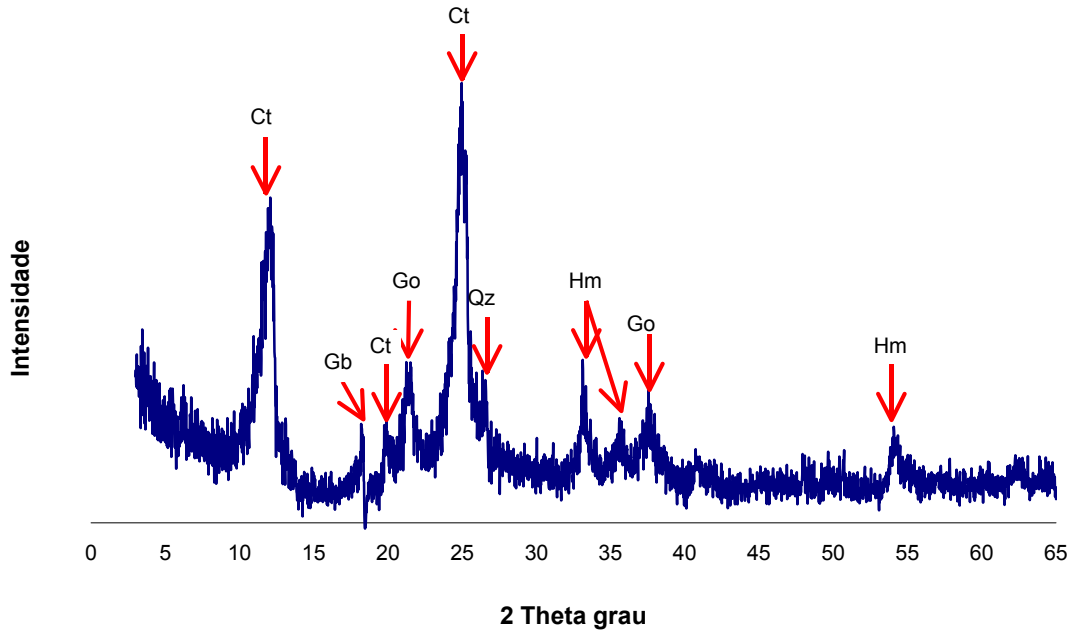


Figura 36 – Difratograma Diferencial de Raio X da Fração Argila no Ponto 2. Sendo Ct= Caulinita, Gb= Gibsita, Go = Goetita, Qz= Quarto e Hm = Hematita

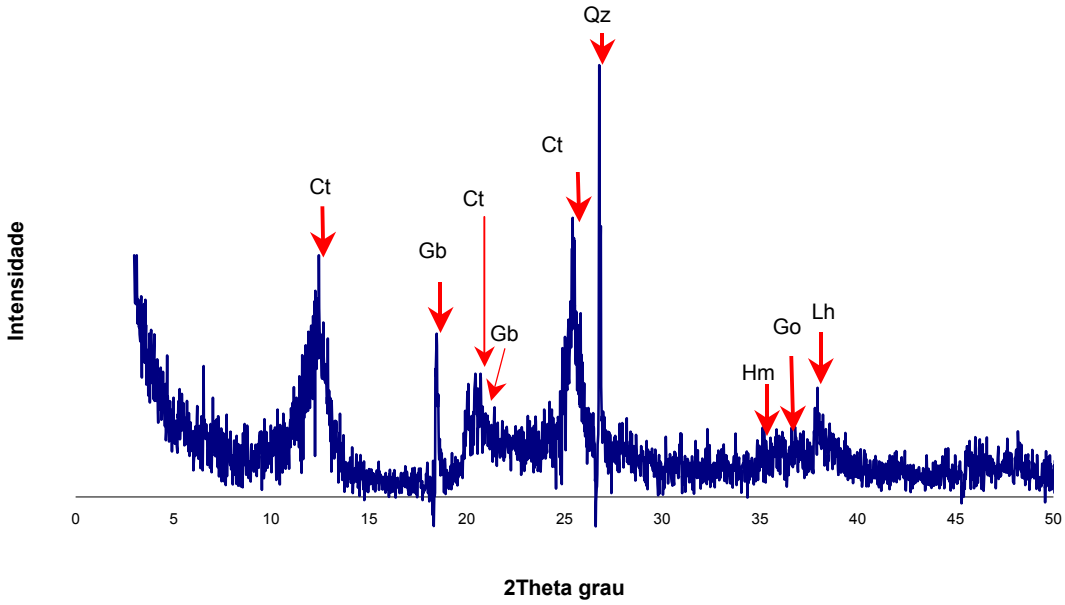


Figura 37 – Difratograma Diferencial de Raio X da Fração Argila no Ponto 3. Sendo Ct= Caulinita, Gb= Gibsita, Go = Goetita, Qz= Quarto, Hm = Hematita e L = Lithioforita ou anatase (óxido de manganês)

5.1.4. Caracterização Microbiológica

A atividade microbiana das amostras de solo percolado nas colunas de acrílico foi avaliada através da respiração dos microrganismos, medida pela quantidade de CO_2 formada em um período de 8 dias. Avaliou-se também a densidade microbiana através da metodologia de contagem de unidades formadoras de colônias (UFC) de bactérias, fungos e celulolíticas. Estes resultados podem observados, em Anexo 04, onde são apresentados na forma de relatório.

Para tal, o solo das colunas experimentais de acrílico percoladas com lixiviado acidificado e enriquecido com metais (C e O) e somente com lixiviado (S e E) foi amostrado no final da percolação, para ser avaliado quanto a atividade microbiana.

A atividade microbiana, medida pela respiração, foi significativamente nula nas amostras praticamente durante todo o período do experimento, conforme será observado nas Figura 38 a 41.

Vale ressaltar, que a ausência de atividade respiratória não representa a ausência de microorganismos. A ausência de estímulo para a atividade microbiana pode ter sido promovida pela falta de matéria energética presente no solo percolado com o lixiviado, sendo que este tem composição variada e, é formado por compostos químicos extremamente complexos e de difícil degradação.

Porém, em proporções adequadas, um substrato de fácil degradação pode servir de fonte de energia principal para os microrganismos e o de difícil degradação ser co-metabolizado (PHILIPPI, 2001). Assim, a falta ou inibição de certas enzimas fez com que microrganismos degradadores usassem para o crescimento um co-substrato encontrado na matéria orgânica endógena.

Os microrganismos ficaram incapacitados de realizar a degradação completa dos compostos, resultando na formação de produtos intermediários como observado também por Fournier et al., 1993 e Luchini e Andréa (2002). E, por falta de material facilmente metabolizável, a atividade microbiana foi paralisada.

Constata-se a importância da presença de microrganismos em solo contaminado, pois estes podem interferir na dispersão e na sorção dos poluentes, possibilitando a degradação ou a transformação de compostos orgânicos perigosos em compostos menos tóxicos ou não tóxicos. Isto ocorre porque os microrganismos degradam os compostos orgânicos, isto é, quebram as moléculas, para obter energia para as suas atividades vitais (PHILIPPI, 2001).

A inibição da atividade microbiológica pode ter ocorrido pelo excesso de compostos recalcitrantes e falta de matéria orgânica ou substrato de fácil degradação e assimilação, como fonte de energia e carbono para biomassa; falta de nutrientes, ou relação entre nutrientes desbalanceadas; Inibição por amônia, por compostos xenobióticos ou por salinidade elevada, conforme observado por Contrera (2008).

Procurando-se investigar o efeito da salinidade do lixiviado na atividade microbiológica Contrera (2008) fez análises de Na, Ca, K, Mg, Cl e condutividade em reator UASB inoculado com lodo. Assim, pode observar que elevadas concentrações de sódio contribuíram para inibição do consumo do substrato, resultando em baixa geração de gás. Pode-se fazer uma analogia com o ocorrido no teste executado, visto que o lixiviado utilizado para percolar nas colunas de solo apresentavam elevada concentração de sódio e salinidade.

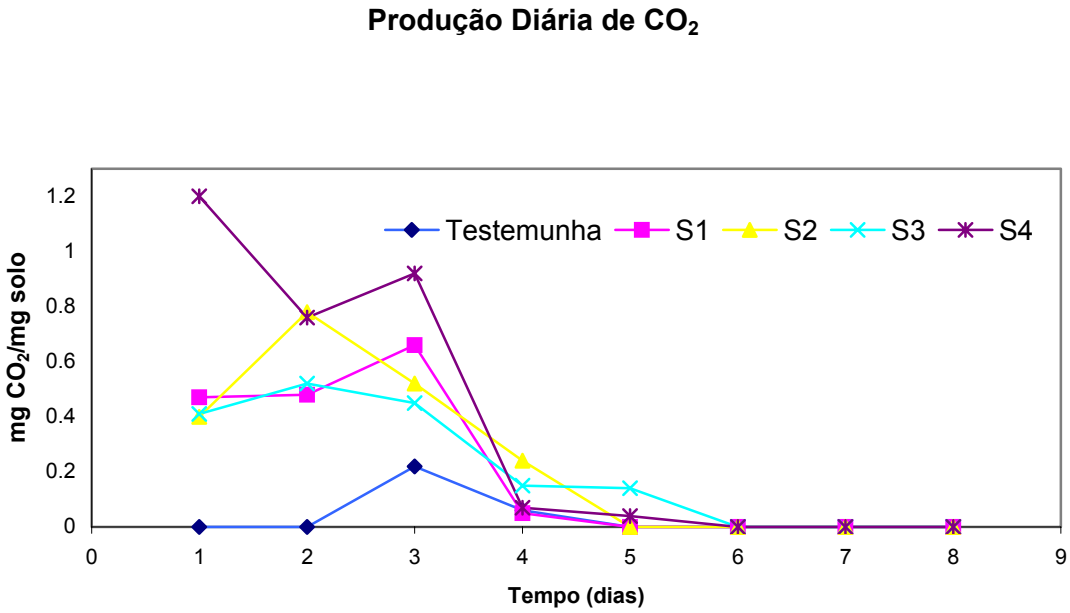


Figura 38 - Respiração microbiana em solo percolado com lixiviado na coluna S (mg de CO_2 g^{-1} de solo 8 $dias^{-1}$)

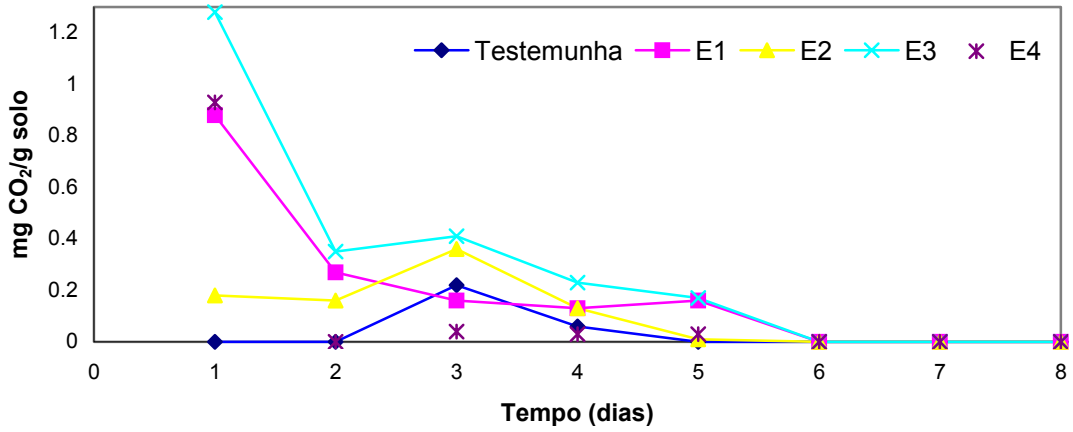


Figura 39 - Respiração microbiana em solo percolado com lixiviado na coluna E (mg de CO_2 g^{-1} de solo 8 $dias^{-1}$)

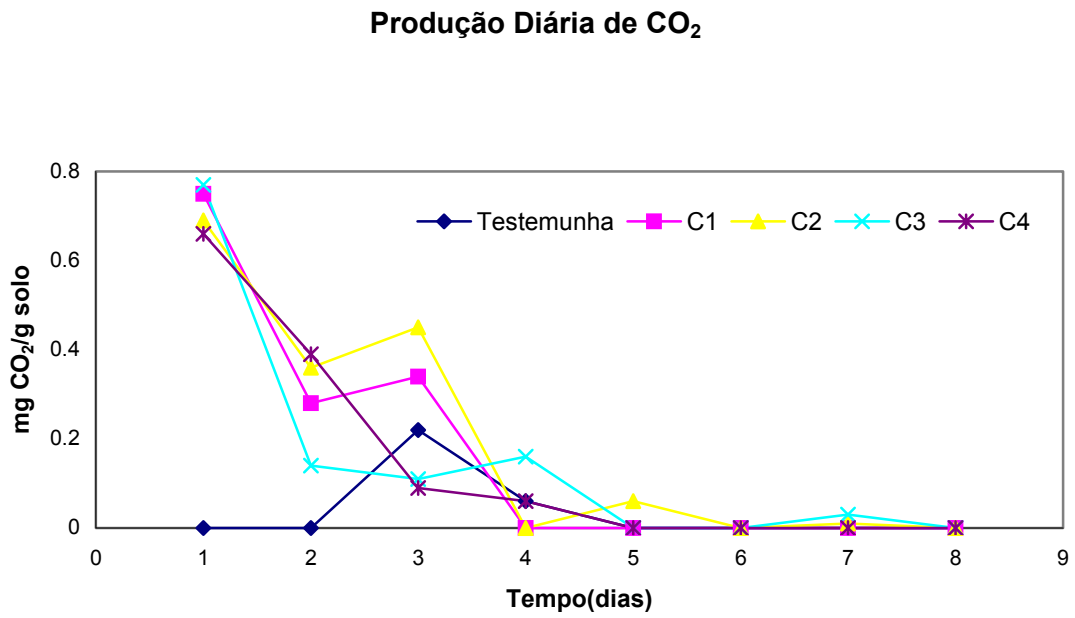


Figura 40 - Respiração microbiana em solo percolado com lixiviado acidificado e enriquecido com metais na coluna C (mg de CO_2 g^{-1} de solo 8 $dias^{-1}$)

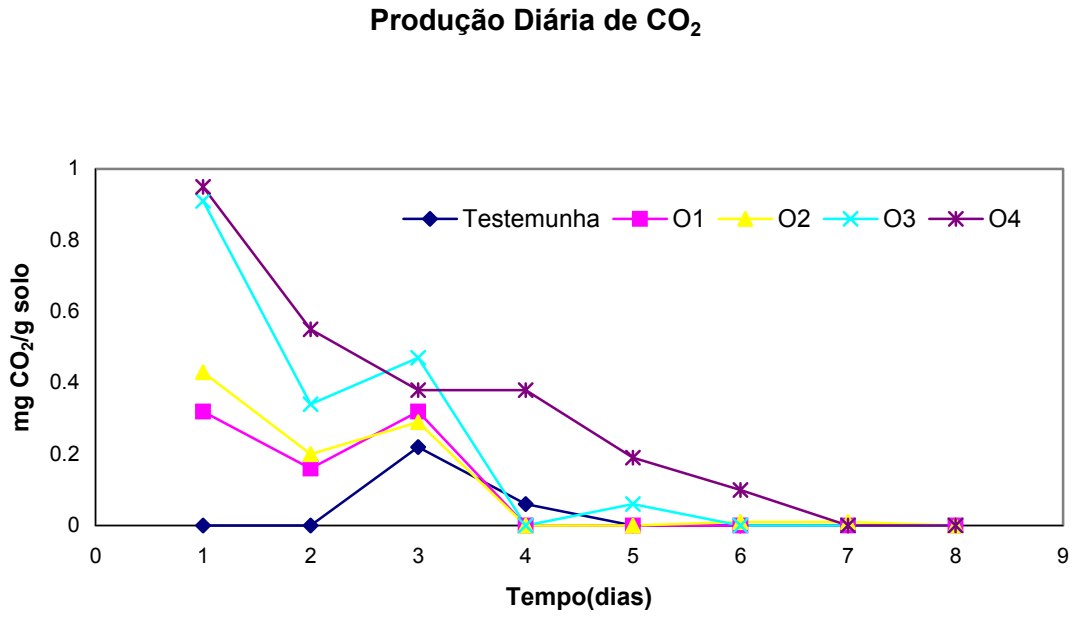


Figura 41 - Respiração microbiana em solo percolado com lixiviado acidificado e enriquecido com metais na coluna O (mg de CO_2 g^{-1} de solo 8 $dias^{-1}$)

Quanto à densidade microbiana, verificou-se que, tanto para bactérias como para fungos, o baixo número de UFCs pode ter ocorrido principalmente pela falta de material energético prontamente disponível para estes microorganismos. Possivelmente, os compostos

presentes no lixiviado são tão complexos, que os microrganismos não conseguem degradá-lo a uma forma disponível para sua utilização. Então ao final do experimento, não se observou maior densidade de bactérias e fungos nas amostras, talvez devido à ausência da quantidade de nutrientes exigidas por eles para seu crescimento.

Apesar da baixa detecção de unidades formadoras de colônia de bactérias e fungos nas amostras de solo, elas poderiam estar presentes, já que o método da contagem possui uma limitação de detecção de 10 UFC/100g de solo e, de acordo com Tortora et al., (2000), o meio de cultura utilizado pode não atender às exigências necessárias de todos os microrganismos existentes no solo interagindo aqui com lixiviado.

A presença de microrganismos celulíticos também foi baixa, mas teve uma maior representatividade, se comparada a bactérias e fungos. Estes apresentam potencial para a degradação da celulose, representando o processo de maior fonte de carbono para o solo e com importante função de reciclagem de nutrientes.

Sendo assim, é até esperado a presença destes organismos no solo analisado, visto que este foi percolado com lixiviado, oriundo do processo de degradação de resíduos sólidos urbanos, o qual, tem em sua constituição presença significativa de celulose.

Tabela 13 – Número de unidades formadoras de colônias (UFC x 10^2 g^{-1} solo) nas amostras de solo percolado com lixiviado.

Amostra	Fungos	Bactérias	Celulolíticas
Solo sem percolação	0,11	3,50	2,32 x 10^2
S_1	0,00	0,27	4,93 x 10^2
S_2	0,00	0,33	0,47 x 10^2
S_3	0,00	0,58	0,79 x 10^2
S_4	0,00	0,65	1,23 x 10^2
E_1	0,00	1,68	4,67 x 10^2
E_2	0,00	47,00	3,12 x 10^2
E_3	0,00	0,48	3,16 x 10^2
E_4	0,00	45,00	3,00 x 10^2

Tabela 14 – Número de unidades formadoras de colônias (UFC x 10^2 g^{-1} solo) nas amostras de solo percolado com lixiviado enriquecido com ácido e metais.

Amostra	Fungos	Bactérias	Celulolíticas
Solo sem percolação	0,11	3,50	2,32 x 10^2
C_1	0,00	226,00	9,07 x 10^2
C_2	0,00	46,00	0,30 x 10^2
C_3	0,00	1,03	0,29 x 10^2
C_4	0,00	4,60	0,05 x 10^2
O_1	0,00	5,10	2,08 x 10^2
O_2	0,00	3,20	1,49 x 10^2
O_3	0,00	3,20	2,10 x 10^2
O_4	0,00	0,00	0,14 x 10^2

5.2. Sondagem a trado para caracterização do solo *in situ*

Este procedimento permitiu identificar os horizontes do solo, as zonas de transição, obter informações estimadas das características dos materiais em subsolo, tais como, espessura, os sedimentos/solo, textura e elementos químicos presentes nas diferentes camadas.

Amostras coletadas durante o procedimento de sondagem a trado foram levadas para análises químicas no Laboratório de Solo, do Departamento de Ciências Agrárias, Faculdade de Zootecnia e Engenharia de Alimentos da Universidade de São Paulo (FZEA/USP), Câmpus de Pirassununga. Por este procedimento os resultados foram analisados para caracterizar o perfil do solo, quanto a sua composição química, procurando verificar a possível ocorrência da percolação de lixiviado. Estes resultados podem ser observados, em Anexo 01 e Anexo 02, onde são apresentados na forma relatório.

Ponto 1

Este ponto de sondagem perfurado localiza-se próximo das lagoas de contenção e estabilização de lixiviado. A seguir mostra-se o perfil de sondagem obtido.

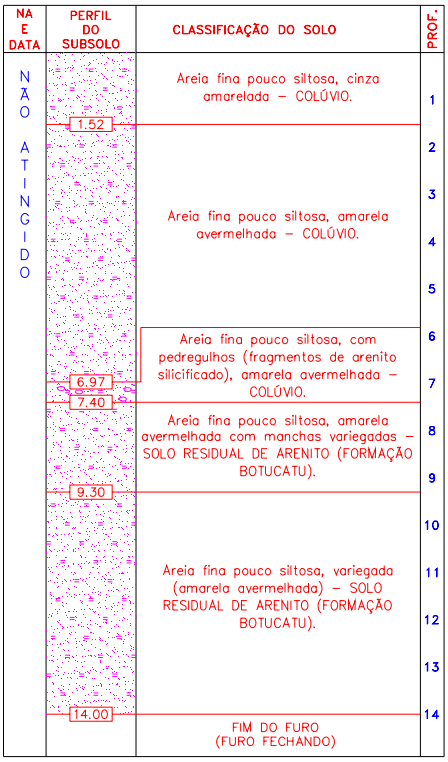


Figura 42 – Ponto 1: Perfil de sondagem

Tabela 15 – Resultados dos parâmetros analisados no ponto 1 em função da profundidade

PONTO 1					
Profundidade (m)		0 - 1,5	1,5 - 6,0	6,0 - 9,0	9,0 - 14,0
pH	$CaCl_2$	4,6	4,3	4,2	4,1
Matéria Orgânica	g/dm^3	14	10	10	10
P	mg/kg	3	2	2	2
S		9	6	7	6
K	$mmolc/dm^3$	0,5	0,5	0,6	1,0
Ca		6	3	3	4
Mg		3	3	3	3
H+Al		21	21	31	47
Al		10	17	25	3
CTC		30	27	38	55
SB		9	6	7	8
V	%	31	24	17	15
m		50	72	79	25
B	mg/kg	0,06	0,03	0,05	0,07
Cu		0,6	0,2	0,2	0,2
Fe		134	6	2	1
Mn		4,5	5,4	2,5	6,5
Zn		0,2	0,2	0,3	0,2

Na caracterização química do perfil, é possível observar que o solo apresenta-se ácido em todas as profundidades analisadas. O pH do solo observado em campo é típico de

Latossolos, confirmando as observações feitas por Mirando (2005), o qual relata que a classe de solos predominante na área de estudo é a dos Latossolos.

O teor de matéria orgânica é relativamente mais representativa na camada superior, a qual recebe maior influência antrópica e do ambiente, justificando esta concentração. Apresenta uma CTC baixa, a qual promoverá baixa capacidade de retenção de contaminantes. Mas os valores de CTC encontrados no perfil são valores típicos encontrados em Latossolos.

Os teores de elementos metais encontram-se em baixa concentração, inferiores aos limites estabelecidos valores orientadores para os solos do Estado de São Paulo.

Ponto 2

Este ponto de sondagem perfurado representa o local de onde os maquinários retiram solo para recobrimento dos resíduos sólidos dispostos nas células. Na Figura 43, mostra-se o perfil de sondagem obtido.

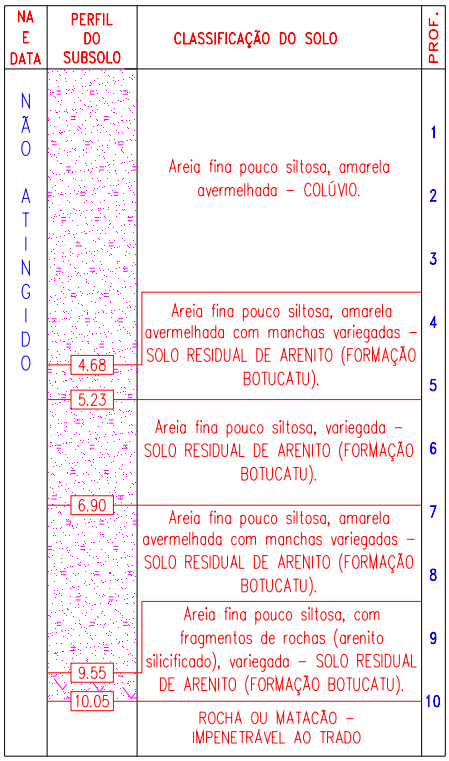


Figura 43 – Ponto 2: Perfil de sondagem

Tabela 16 – Resultados do parâmetros analisados no ponto 2 em função da profundidade

PONTO 2					
Profundidade (m)		0 - 3,0	3,0 – 5,0	5,0 – 7,0	7,0 – 10,0
pH	$CaCl_2$	4,8	4,4	4,1	4,1
Matéria Orgânica	g/dm^3	12	10	10	10
P	mg/kg	2	2	2	2
S		22	8	6	6
K	$mmolc/dm^3$	0,6	0,6	0,6	1,1
Ca		6	3	4	4
Mg		4	3	3	3
H+Al		24	24	36	44
Al		14	28	26	4
CTC		35	31	44	52
SB		11	7	8	8
V	%	31	22	17	16
m		58	81	77	35
B	mg/kg	0,03	0,05	0,04	0,06
Cu		0,6	0,2	0,2	0,2
Fe		7	3	3	2
Mn		1,6	3,5	2,9	7,1
Zn		0,2	0,2	0,2	0,2

Na caracterização química do perfil, é possível observar que o solo apresenta-se ácido em todas as profundidades analisadas. Observou-se que o pH nos primeiros três metros ficou em torno de 4,8, e nos metros seguintes analisados o pH ficou entre 4,4 e 4,1. Este pH do solo observado em campo é típico de Latossolos, confirmando as observações feitas por Mirando (2005), o qual relata que a classe de solos predominante na área de estudo é a dos Latossolos.

O teor de matéria orgânica é relativamente mais representativa na camada superior, a qual recebe maior influência antrópica e do ambiente, justificando esta concentração. Apresenta uma CTC baixa, a qual promoverá baixa capacidade de retenção de contaminantes.

Os teores de metais encontram-se em baixa concentração, inferiores aos limites estabelecidos valores orientadores para os solos do Estado de São Paulo.

Ponto 3

Este ponto de sondagem foi perfurado sobre a estrada ao redor do aterro, próximo de células de disposição de resíduos desativadas. Na Figura 44, mostra-se o perfil de sondagem obtido.

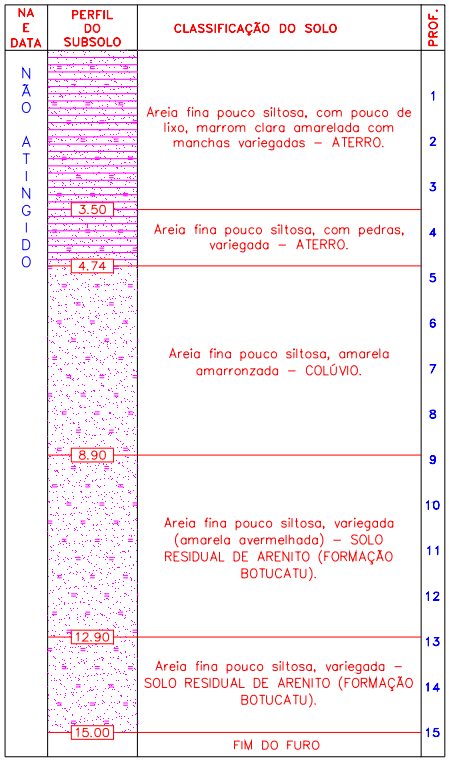


Figura 44 – Ponto 3: Perfil de sondagem

Tabela 17 – Resultados dos parâmetros analisados no ponto 3 em função da profundidade

PONTO 3					
Profundidade (m)		0 - 3,0	5,0 - 7,0	7,0 - 12,0	12,0 - 15,0
pH	$CaCl_2$	4,9	4,5	4,2	4,2
Matéria Orgânica	g/dm^3	11	10	10	10
P	mg/dm^3	9	2	2	2
S		11	7	7	7
K	$mmolc/dm^3$	0,8	0,6	0,6	1,8
Ca		10	5	4	4
Mg		5	3	2	2
H+Al		20	27	26	27
Al		17	16	17	10
CTC		36	36	33	35
SB		16	9	7	8
V	%	44	24	20	22
m		52	65	72	55
B	mg/dm^3	0,03	0,12	0,04	0,02
Cu		1,2	1,4	1,1	0,7
Fe		78	126	68	42
Mn		9,9	16,6	8,8	17,9
Zn		0,2	0,3	0,2	0,2

Observa-se que em todas as profundidades analisadas, o solo apresentou-se ácido, mas um pouco menos do que os dois perfis anteriormente analisados. Possivelmente o lixiviado que movimentou-se neste perfil permitiu o sensível aumento de pH do solo, já que era verificado sua presença pelo odor forte característico e pela coloração escurecida das amostras de solo

retiradas pela perfuratriz em cada metro perfurado. Este pH do solo observado em campo é típico de Latossolos, confirmando as observações feitas por Mirando (2005), o qual relata que a classe de solos predominante na área de estudo é a dos Latossolos.

O teor de matéria orgânica é relativamente mais representativa na camada superior, a qual recebe maior influência antrópica e do ambiente, justificando esta concentração. Mas, no geral a concentração de matéria orgânica no perfil analisado é baixo. O lixiviado é caracterizado por apresentar elevado teor de matéria orgânica, mas possivelmente por este solo apresentar característica arenosa e baixa CTC, ele não conseguiu reter o material orgânico presente no lixiviado.

Apresenta uma CTC baixa, a qual promoverá baixa capacidade de retenção de contaminantes. Mas os valores de CTC encontrados no perfil são valores típicos encontrados em Latossolos.

Os teores de elementos metais encontram-se em baixa concentração, inferiores aos limites estabelecidos valores orientadores para os solos do Estado de São Paulo. Mas se compararmos os valores dos elementos metais encontrados neste perfil 3, são superiores aos encontrados nos perfis anteriores. Possivelmente, porque este solo ficou em contato com o lixiviado, apresentando maior concentração de elementos no perfil.

Assim, pelos resultados obtidos, o perfil do subsolo pode ser individualizado em dois horizontes, segundo sua origem genética:

Solo residual de Arenito:

Constituídos por areias finas, pouco siltosas com coloração predominatemente amarela a amarela avermelhada, estando sotopostas a camada de solo coluviar, atingindo uma profundidade máxima de 15 metros. Apresentam grãos foscos, arredondados, resultantes da interação *in situ* dos arenitos eólicos da Formação Botucatu.

Solo Coluviar:

Constituídos por areias finas, pouco siltosas, amarelas avermelhadas a amarelas arredondadas. Na perfuração observou-se que na passagem para solos residuais, são encontrados pedregulhos constituídos por fragmentos de arenito silicificado, confirmando o caráter de solo transportado (colúvio) para essa unidade. A similaridade textural com os solos residuais sobre os quais esses sedimentos estão assentados, indica esses solos como fonte única dos materiais que originaram esses colúvios.

5.3. Determinação da condutividade hidráulica in situ

Os resultados dos ensaios encontram valores médios de coeficiente de condutividade hidráulica na ordem de 10^{-6} a 10^{-5} m/s, os quais podem ser observados, em Anexo 02, onde são apresentados na forma de relatório. São valores elevados, que podem ser explicados pela presença em grande representatividade da granulometria da fração areia proveniente das rochas da Formação Botucatu.

Comparando os valores dos coeficientes de condutividade hidráulica obtidos no ensaio com valores limites para as camadas de liners e cobertura, observa-se que estes não são indicados como camadas de impermeabilização de base em fundação e cobertura de aterro sanitários.

Os solos que devem ser utilizados em base de aterros sanitários devem apresentar condutividade hidráulica inferior a 10^{-9} m/s, porcentagem de finos superior a 30% e pH maior ou igual a 7,0, segundo a CETESB (1993). Recomendação esta que excluiria o solo do local de estudo como base de sustentação de aterros sanitários.

Assim, segundo valores estabelecidos pelos órgãos ambientais, os valores de condutividade hidráulica encontrados na área estão acima dos limites recomendados para construção de aterros sanitários.

5.4. Caracterização geológica in situ

A observação da geologia local foi baseada nos furos de sondagens executados na área do aterro sanitário juntamente com a observação de campo onde se constatou a presença de afloramentos rochosos situados dentro da área. Estas observações são apresentadas na forma de relatório em Anexo 02.

Vários estudos mostram que a Formação Botucatu caracteriza-se por apresentar arenitos depositados em ambientes desérticos, pouco litificados, esculturando formas de relevo ruiniforme, pontiagudos, recobertos por capas laterísticas que mantêm a sua modelação. Na área do empreendimento estudada observou-se algumas destas características relatadas por Schneider (1974), constatando-se na Figura 45.

Figura 45 – Formação geológica presente na área do Sanitário de São Carlos

De acordo com IPT (2000) e com as observações em campo, ocorrem na área as seguintes rochas: arenitos conglomeráticos recentes (Cenozóico) com camada de espessura máxima de 15 metros, representando as coberturas da Serra de São Carlos e similares, sobrepostos aos arenitos da formação Botucatu. E, como pode ser observado *in situ* esta Formação é constituída por um pacote homogêneo de arenitos avermelhados, com areia média a grossa e muito fina.

Figura 46 – Estratificação típica da Formação Botucatu

Foi possível observar no aterro sanitário de São Carlos a ocorrência, em alguns pontos, de blocos de rocha pouco alterada da Formação Botucatu, conforme também observado Muro (2000). Essa formação geológica é constituída por arenitos de origem eólica, possuindo as seguintes características: silicificados, coloração amarelada a cinza claro; granulometria fina a média, grãos arredondados e bem selecionados. Estas características são identificadas como

características típicas, pertencentes à Formação Botucatu, e puderam ser vistas, conforme Figura 47 observada em campo.

Figura 47– Detalhamento da estratificação típica

Observa-se que na área ocorrem arenitos inconsolidados retrabalhados da Formação Botucatu e da Cobertura da Serra de São Carlos. Aguiar (1989), Nishyiama (1991) e Muro (2000) relataram que estes materiais apresentam as seguintes características: textura predominantemente arenosa (60 a 80% de areia fina, 5 a 25% de areia média e 10% da fração argila), espessura entre 5 e 10 metros, massa específica seca máxima de 1,86 a 1,97 g/cm^3, umidade ótima variando de 9,7 a 10,7% e CTC variando entre 12,9 à 31,1 cmol/Kg de argila.

Figura 48 – Amostra obtida em campo do arenito Botucatu

As observações em campo permitiram constatar que na área afloram rochas arenosas do aqüífero Botucatu, encobertas, nas partes das planícies fluviais e colinas amplas, por arenitos conglomeráticos das coberturas da Serra de São Carlos. Observações estas que também foram constatadas pelo IPT (2000).

Figura 49 – Estratificação típica da Formação Botucatu mostrada em outro ponto do aterro

Figura 50 – Depósitos de material do arenito Botucatu

Estruturas marcantes nesta unidade são estratificações cruzadas de médio e grande porte, atingindo até 15 m de altura, representando paleodunas de um ambiente essencialmente desértico, constantemente retrabalhadas pela sua instabilidade, observado na Figura 51.

Figura 51 – Afloramento do arenito Botucatu com detalhe de estratificação cruzada de grande porte

Assim, em função das características aqui relatadas feitas durantes as observações em campo, nota-se que esta área apresenta elevada vulnerabilidade quanto a contaminação do aqüífero, a qual foi comprovada também, em escala de planejamento (1:1.000.000) pelos estudos efetuados por IG/CETESB/DAEE (1997), através da publicação do "Mapeamento da vulnerabilidade e Risco de Poluição das águas Subterrâneas no Estado de São Paulo".

5.5. Monitoramento da qualidade da água

Durante o desenvolvimento do estudo apresentado, acompanhou-se a coleta da água superficial e subterrânea para monitoramento da qualidade, feita por empresa contratada pela VEGA Engenharia Ambiental Ltda.

Este monitoramento foi feito periodicamente, e poderá ser observado, em Anexo 03, onde os resultados das análises são apresentados na forma de Relatório técnico elaborado pela TCA-Empresa de Apoio Tecnológico, Consultoria Ambiental e Comércio Ltda.

Estes se referem à Coleta e Análise da água subterrânea dos poços de monitoramento e de águas superficiais em seu entorno, datadas de 22/09/2006, 27/03/2007 e 19/09/2007 (Anexo 03 – "Monitoramento das águas no Aterro Sanitário de São Carlos").

Por uma interpretação dos resultados obtidos, constata-se que alguns parâmetros apresentaram concentrações fora do intervalo ou superiores ao limite estabelecido pelas legislações vigentes. A presença de gado sobre a pastagem presente pode estar contribuindo para o aumento da carga orgânica, coliformes e nutrientes na água.

Observam-se alterações na qualidade da água, sendo que alguns parâmetros apresentaram variação significativa no poço a montante e nos poços a jusante, como pH, Cor, Condutividade Elétrica, Fósforo Total, Coliformes, DQO, DBO, Nitrogênio Amoniacal, Nitrogênio Total e Carbono Orgânico Total.

A maioria das amostras de água subterrânea apresentaram pH ácido, condição esta observada também por Lopes (2007) e não recomendada pela Resolução 396/2008. Mas é uma característica natural das águas subterrâneas da região. Podem ter sido influenciadas pelo pH do solo e pelas águas do Sitema Aqüífero Guarani, que é ácida na sua porção livre (CETESB, 2004).

Outro parâmetro que chamou a atenção foi o Cloreto, cujas concentrações encontraram-se acima do limite máximo de 250 mg/L, recomendado pela Resolução 396/2008. Por sua mobilidade, este parâmetro é um indicador de pluma de contaminação, já que a infiltração de percolado, geralmente, ocorre na forma de pluma, com migração descendente na direção da água subterrânea. Dentre os principais grupos de contaminantes indicadores destacam-se os cloretos, nitratos e metais pesados por indicarem fontes de contaminação (IPT, 1995).

Observa-se também que os valores de Coliformes Totais e Fecais foram elevados, visto que a Resolução 396/2008 prevê a ausência destes.

Observam-se concentrações elevadas de Ferro na maioria dos poços de monitoramento, cujos resultados podem ter sido influenciados pelo solo da área, já que Latossolos possuem elevados teores de óxidos de Ferro e Alumínio (ALLEONI e CAMARGO, 1995). Fato este que pode ser constatado na análise mineralógica do solo, observado no item 5.4 Mineralogia, que contêm presença significativa de óxidos de ferro e alumínio. Almeida (2005) encontrou teores elevados de Ferro no solo apresentado no aterro sanitário. E, amostras de solo do município de São Carlos em diferentes profundidades apresentaram teores mais elevados de Ferro (SILVA et al., 2004).

Assim, estes resultados mostram que substâncias estão sendo carreadas para o córrego devido ao escoamento superficial, apresentando indícios de poluição e contaminação, já que a maioria dos parâmetros apresentou concentração superior às estabelecidas Resolução nº 396, de 03 de Abril de 2008 a qual dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas Estes resultados foram também observados por Lopes (2007) durante o monitoramento da qualidade da águas do Aterro Sanitário de São Carlos.

O aterro não pode ser considerado como fonte única de contaminação, pois este apresenta-se rodeado por pastos e demais empreendimentos que contribuem para o aumento da carga orgânica, coliformes e nutrientes na água.

Provavelmente, as alterações ocorrida nos parâmetros analisados pode ser resultante de fontes difusas de poluição presentes próximas ao Córrego do Galdino, como o próprio aterro, a pastagem com gado e as culturas de cana de açúcar, os quais podem estar interferindo na qualidade das águas.

5.6. Ensaio de coluna de percolação de lixiviado

5.6.1. Caracterização da água para saturação do solo nas colunas

No ensaio de colunas, após a montagem e preenchidas com solo e, antes de entrar em contato com as soluções contaminantes, estas foram saturadas com água, coletada do poço localizado no Centro de Recursos Hídricos e Ecologia a Aplicada (CRHEA) isenta de contaminantes para propiciar o equilíbrio entre a água e o solo, prevenindo interferências de reações geoquímicas, sem relevância para o estudo, procedimento recomendado por Tuxen et al. (2000). A água coletada foi analisada e os valores dos parâmetros analisados antes do início da percolação nas colunas são apresentados na Tabela 18, onde observa-se que a água é isenta de contaminantes.

Tabela 18 – Composição da água coletada do poço de uso regular do CRHEA antes do início da percolação nas colunas experimentais

Parâmetros	**Água do poço**
Turbidez (uT)	0,28
pH	7,5
Eh (mV)	215
CE (µS/cm)	45,2
Dureza (mg/L)	-
Alcalinidade ($CaCO_3$) (mg/L)	34,7
COT (mg/L)	-
OD (mg/L)	7,8
DQO (mg/L)	17,1
DBO (mg/L)	-
Fosfato (mg/L)	-
Sulfato (mg/L)	-
Cl (mg/L)	0,3
Nitrato (mg/L)	-
Nitrito (mg/L)	-
Na (mg/L)	1,5
K (mg/L)	3,5
Mg (mg/L)	0,3
Fe (mg/L)	-
Mn (mg/L)	-
Zn (mg/L)	-
Pb (mg/L)	-
Cu (mg/L)	-
Cd (mg/L)	-
Cr (mg/L)	-
Ni (mg/L)	-
Sólidos Totais (mg/L)	-
Sólidos Totais Fixos (mg/L)	-
Sólidos Totais Voláteis (mg/L)	-

5.6.2. Caracterização do lixiviado para percolação nas colunas

A caracterização do lixiviado coletado no aterro sanitário de São Carlos antes e depois da acidificação e enriquecimento com soluções salinas de Cr, Pb, Cu, Mn, Zn e Cd pode ser observada na Tabela 19 a seguir:

Tabela 19 – Caracterização do lixiviado percolado antes e depois da acidificação e enriquecimento com soluções salinas de Cr, Pb, Cu, Mn, Zn e Cd

Parâmetros	**ANTES**	**DEPOIS**
pH	8,5	7,1
Eh (mV)	105,5	144,0
CE (mS/cm)	24,0	25,0
Turbidez	167,5	186,0
DQO (mg/L)	4100,0	4482,5
Cloreto (mg/L)	3510, 0	3680,0
K (mg/L)	1754,0	1672,0
Na (mg/L)	1892,0	1873,0
Cd (mg/L)	0,096	13,30
Cr (mg/L_	0,51	12,20
Cu (mg/L)	0,11	11,00
Fe (mg/L)	4,13	5,00
Mn (mg/L)	0,16	12,12
Ni (mg/L)	0,46	0,60
Zn (mg/L)	1,66	7,86
Pb (mg/L)	0,20	2,60

Verifica-se que foi promovido leve acidificação ao lixiviado com o adicionamento 1,5 mL/L de HNO_3 , mas o potencial tamponante do lixiviado tende a aumentar os valores de pH para faixas alcalinas.

Como foram aplicadas soluções enriquecidas com Cromo, Chumbo, Cobre, Manganês, Cádmio (10 mg/L) e Zinco (20 mg/L), observa-se que o lixiviado após a adição destas substâncias, apresentou a concentração das mesmas mais elevadas.

5.6.3. Parâmetros Físico-Químicos do lixiviado efluente das colunas

Durante o período de monitoramento, as amostras foram coletadas a cada 0,25 VP, nas coluna C, O, S e E. Como as colunas C e O foram percoladas com lixiviado enriquecido de metais e acidificado e as colunas S e E somente com lixiviado, optou-se por fazer média dos resultados obtidos entre colunas C e O e as colunas S e E para serem apresentados nas Figuras a seguir.

Os parâmetros físico-químicos foram avaliados com base nas curvas de variação da Condutividade Elétrica (CE), Potencial Hidrogeniônico (pH), Potencial Elétrico ou Redox (Eh), Turbidez e Demanda Química de Oxigênio (DQO), em função do número de volume de poros (ou de vazios) percolados (VP). As curvas para cada ensaio estão representadas nas Figuras 54 à 58 a seguir.

5.6.3.1. Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A **DQO** é utilizada para determinar o equivalente em oxigênio da matéria orgânica contida em uma amostra capaz de sofrer oxidação por um forte agente oxidante, sendo utilizada para medir o teor de matéria orgânica nas amostras e equivale ao oxigênio necessário à oxidação da matéria orgânica.

O lixiviado foi caracterizado antes de iniciar a sua inserção nas colunas. Assim, o lixiviado que entrou nas colunas C e O apresentou uma DQO média de 4482 mg/L. E, o lixiviado que entrou nas colunas S e E apresentou DQO média de 4100 mg/L.

Observa-se que o valor médio da saída em todos efluentes coletados das colunas foram menores que os de entrada nas colunas, observando-se que parte da matéria orgânica ficou retida no solo.

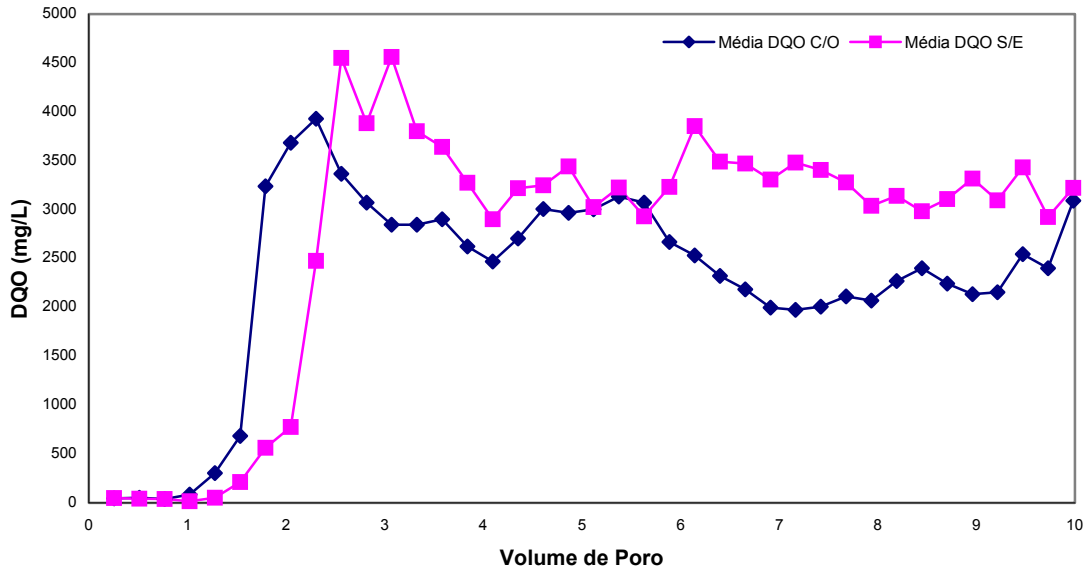


Figura 52 – Curvas de variação da Demanda Química de Oxigênio (DQO) em função do número de Vazios Percolados (VP) para as Colunas C,O e S,E.

No início da percolação de lixiviado, observa-se que as primeiras amostras coletadas nas colunas, apresentaram valor de DQO muito abaixo do presente na entrada. Este fato deve-se a percolação das colunas com água isenta de contaminantes, para propiciar o equilíbrio entre a água e o solo, prevenindo interferências de reações geoquímicas, sem relevância para o estudo. Assim, pode-se observar pela Figura 52 que a partir de 2,0 VP percolados é que o lixiviado deixou de ter influência da água presente nos poros do solo, já que esta diluía o lixiviado que estava percolando pelas colunas e, somente após 2,0 VP percolados é que a água foi retirada dos vazios.

Nas colunas C e O, em 2,3 VP percolado, foi observado que a DQO quase retomou seus altos valores iniciais. Nas demais coletas, observou que os valores da DQO foi decaindo, de forma que os valores permaneceram aproximadamente constante o final da percolação, em 10,0 VP. Assim, os valores observados durante todas as coletas dos efluentes a cada 0,25 VP foram inferiores ao valor de DQO do lixiviado que estava entrando nas colunas C e O.

Analogamente, nas colunas S e E, em 2,5 VP e em 3,07 VP percolado, foi observado que a DQO quase retomou seus altos valores iniciais. Nas demais coletas, os valores da DQO foi decaindo, de forma que os valores permaneceram aproximadamente constante o final da percolação, em 10 VP. Assim, os valores observados durante todas as coletas dos efluentes a cada 0,25 VP foram inferiores ao valor de DQO do lixiviado que estava entrando nas colunas S e E.

Nas colunas C e O, observou-se uma tendência de diminuição da DQO durante os 10,0 VP percolados superior as colunas S e E.

Sendo a DQO um parâmetro químico que expressa o teor de matéria orgânica, verifica-se que o solo presente nas colunas reteve a matéria orgânica presente no lixiviado. Na coleta dos efluentes a cada 0,25 VP, essa carga orgânica foi reduzida, cerca de 11% para as colunas S e E e 49% para as colunas C e O.

Com base nos valores de DQO encontrados nos efluentes das colunas, observa-se que os valores de DQO da saída diminuíram em relação à entrada das colunas, o que mostra que o solo atua como um pré-filtro, minimizando a quantidade de matéria orgânica que pode atingir o lençol freático.

5.6.3.2. Potencial Hidrogeniônico

O lixiviado coletado na caixa de acúmulo do aterro sanitário de São Carlos possuía um valor de pH de 8,5, o que lhe confere uma característica alcalina, indicando a presença de substâncias tamponantes e ausência de ácido carbônico. Pohland e Gold (1986) apud Schalch (1992) mostram, em estudo realizado em aterros experimentais, a tendência do comportamento do pH durante as fases de estabilização da matéria orgânica. Com base nesse estudo, pode-se dizer que o lixiviado coletado para o experimento de teste de percolação em colunas estava em fase de fermentação metanogênica.

Este alto valor é relatado por Palmisano e Barlaz (1996) como característico de lixiviado de resíduos em fase metanogênica de degradação. Na metanogênese, ocorre aumento na concentrações de bactérias metanogênicas que degradam os ácidos graxos livre e de cadeia carbônica curta originados na acidogênese, promovendo a formação de metano e conseqüente elevação de pH e alcalinidade do percolado (CHIAN e DeWALLE, 1976).

Parte do lixiviado foi acidificado antes do início da percolação nas colunas C e O, a qual foi feita com o objetivo de reduzir o pH, para evitar a precipitação dos metais pesados no início do contato do lixiviado no solo e, aumentar a mobilidade destes nas colunas, já que o pH afeta a capacidade de complexação de metais em água e pode determinar quando estará precipitado ou dissolvido.

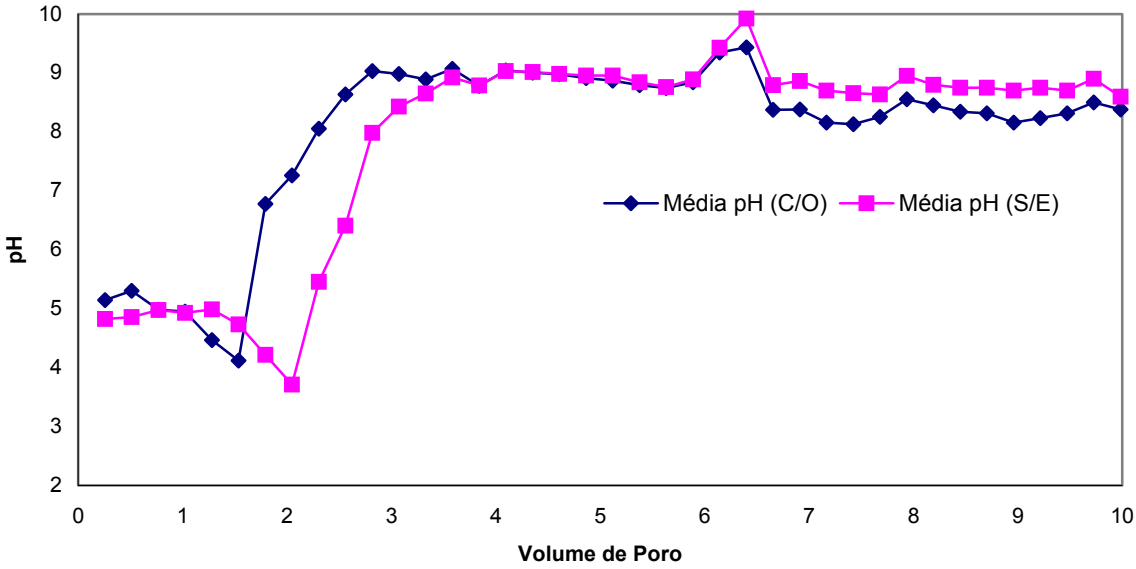


Figura 53 – Curvas de variação do Potencial Hidrogeniônico (pH) em função do número de Vazios Percolados (VP) para as Colunas C,O e S,E.

Observou-se queda acentuada do valor de pH até aproximadamente 2,0 VP nas colunas e, que posteriormente este valor retomou o de coleta. Essa queda ocorreu devido ao processo de acidificação do solo em contato com a lixiviado.

As curvas de variação de pH versus VP observadas na Figura 53 permitem constatar uma tendência inicial progressiva de redução do pH durante a percolação com lixiviado. Isto pode acontecer devido ao efeito de substituição do próton H^+, ligado a hidroxilas expostas nas superfícies das partículas do solo por cátions em solução, tornando-o com característica mais ácida. Esse efeito confirma a influência efetiva da troca iônica como processo dominante. Assim a característica ácida do solo presente nas colunas foi fator relevante para acidificação inicial do lixiviado nos primeiros 2,0 VP percolados nas colunas C, O, S e E.

Comportamento análogo foi obtido por Hamada et al. (2004) em testes de percolação onde verificaram durante os ensaios de colunas alimentadas com lixiviado alcalino, a acidificação dos efluentes. Esta pode ter ocorrido devido à solubilização dos minerais presentes no solo, que também era de característica ácida, ou devido à perda de bases do solo, arrastadas pela água e pelo lixiviado durante a infiltração. Mas por outro lado, segundo Agnelli (1997), a característica ácida do solo é o fator relevante para a acidificação do efluente.

A partir de 2,0 VP percolado nas colunas, observou que os lixiviados efluentes tiveram seu pH aumentado. Provavelmente porque o lixiviado trocou com o solo todo o hidrogênio que ele tinha adsorvido nas superfícies de suas partículas, e passou a trocar bases, de forma que este

processo pode ser visto na Tabela 10 já anteriormente discutida, onde o solo, após a percolação com lixiviado, de característica ácida, passou a alcalino. Ou seja, estes resultados evidenciam uma a reação com do solo com o lixiviado.

5.6.3.3. Condutividade Elétrica (CE)

A CE oferece informações sobre a concentração salina das soluções, ou seja, é um indicador da capacidade de uma solução em conduzir corrente elétrica, sendo dependente do número, valência, mobilidade e tipos de íons presentes e, da temperatura.

Durante o experimento foi possível acompanhar as variações das concentrações eletrolíticas nas soluções efluentes das colunas C, O S e E percoladas com lixiviado. Através da Figura 54, observou-se que a acidificação e o enriquecimento do lixiviado com metais não interferiu no comportamento da CE durante os volumes de poros percolados com lixiviado. Pois as curvas do comportamento da CE em função do VP para o lixiviado acidificado e enriquecido de metais e o lixiviado não enriquecido apresentaram o mesmo comportamento.

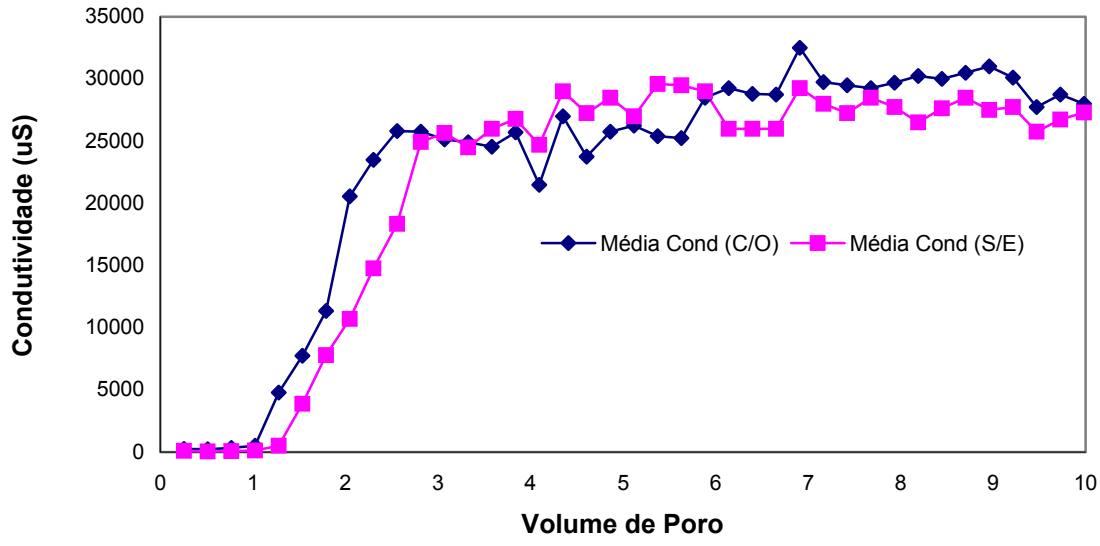


Figura 54 – Curvas de variação da Condutividade Elétrica (CE) em função do número de Vazios Percolados (VP) para as Colunas C,O e S,E.

Os valores de CE encontrados durante as análises dos efluentes, variaram de 0,11 à 32,0 mS/cm para as colunas percoladas com lixiviados enriquecidos e acidificados e, 0,25 à 29,60 mS/cm para as colunas percoladas com lixiviado em condições de coleta. Para todos resultados

nas colunas, observa-se que são valores altos e típicos da elevada concentração de contaminantes em lixiviados de aterros.

Na Figura 56 observa-se uma brusca elevação do valor de CE entre a partir de 1,0 VP percolados em todas as colunas. Após 1,0 VP os valores começaram a apresentar sensível diminuição até tornarem-se praticamente constantes. Esse aumento significativo do valor da CE após 1,0 até 3,0 VP percolados deve-se a percolação das colunas com água isenta de contaminantes no início do ensaio, quando o lixiviado deixou de ter influência da água presente nos poros do solo, já que esta diluía o lixiviado que estava percolando pelas colunas e, somente após 1,0 VP percolados é que a água foi retirada dos vazios.

5.6.3.4. Potencial Elétrico (Eh)

O Potencial Elétrico (Eh) é um parâmetro físico-químico que é indicativo da condição de oxidação-redução e ácido-base do sistema, controlando a mobilidade de alguns elementos no ambiente, dentre eles a maioria dos metais pesados. Nas reações com transferência de elétrons, a capacidade do redutor em doar elétrons é devido ao potencial padrão de redução $E_{025°C}$, visto que sistemas redox com o $E_{025°C}$ relativamente negativo tendem a doar elétrons para o sistema redox com $E_{025°C}$ positivo.

Na Figura 55 verifica-se que no início da percolação os efluentes coletados nas colunas apresentavam valores de Eh elevados e positivos, indicando que no ambiente ocorriam reações doadoras de elétrons, ou seja, reações de oxidação. A partir de 1,0 VP percolados, o Eh dos efluentes coletados em todas as colunas diminuíram, indicando uma tendência a ocorrência de reações aceptoras de elétrons (ou reações de redução).

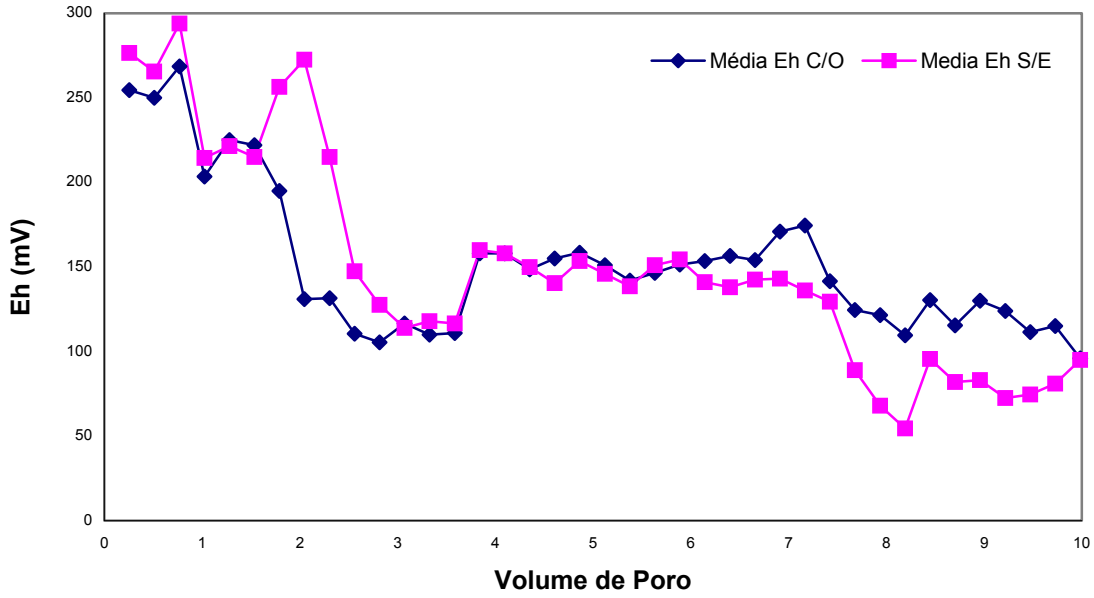


Figura 55 – Curvas de variação do Potencial Elétrico (EH) em função do número de Vazios Percolados (VP) para as Colunas C,O e S,E.

Assim, através das Figuras 53 e 55 foi possível comparar os parâmetros pH e Eh, ocorridos ao longo da percolação nas colunas experimentais e constatar uma tendência oposta dos dois parâmetros. A tendência elevatória de um dos índices relaciona-se com a redução do outro e vice-versa, sugerindo que um está correlacionado ao outro. Essa constatação é confirmada pelos estudos de Bourg e Loch (1995), os quais afirmam que os processos redox podem induzir forte acidificação ou alcalinização do solo e de outros sistemas aquáticos. Desta forma, componentes oxidantes tendem a induzir a acidez (diminuir o pH) e componentes redutores induzem a elevação da alcalinidade, conforme aqui observado.

5.6.3.5. Turbidez

A **Turbidez** é um parâmetro que representa o grau de interferência com a passagem da luz através da água, conferindo aparência turva à mesma. Para medida de comparação, sabe-se que uma ligeira nebulosidade pode ser notada quando seu valor é próximo de 10 UNT (unidade de turbidez). Quando a Turbidez é igual a 500 UNT é porque a água está praticamente opaca.

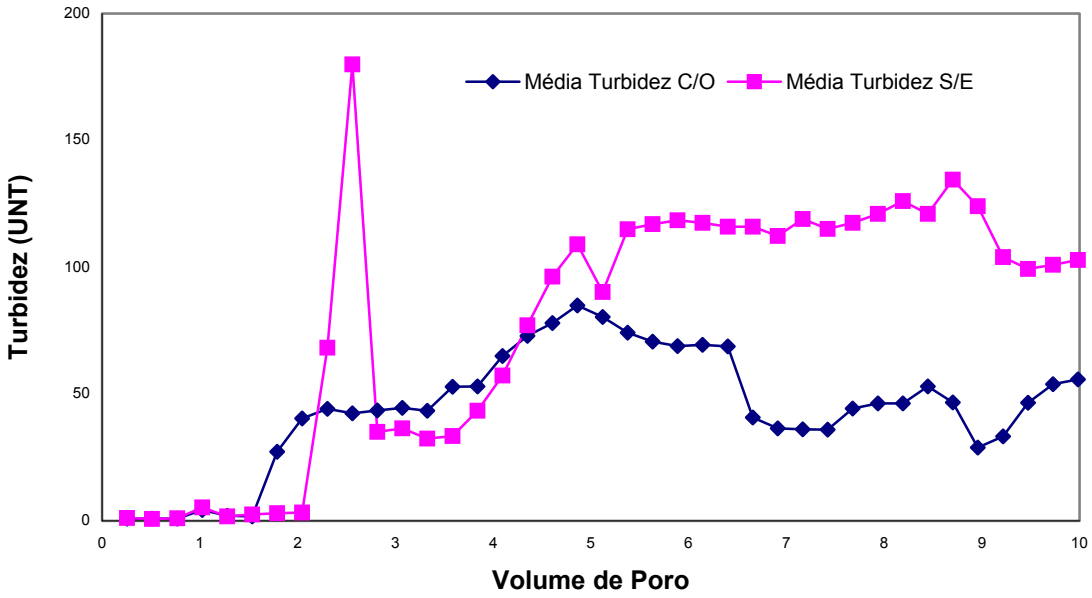


Figura 56 – Curvas de variação da Turbidez em função do número de Vazios Percolados (VP) para as Colunas C,O e S,E.

Assim, o lixiviado coletado para o ensaio de colunas apresentou 165,0 UNT e, após a acidificação e enriquecimento 186,0 UNT, ou seja, opacos e de cor escura.

Mas ao entrar nas colunas, o lixiviado teve o valor de turbidez aumentado, o qual deve-se ao arrastamento de partículas durante o processo de percolação do lixiviado pelos poros vazios do solo.

Para as colunas S e E percoladas com lixiviado sob condições de coletas, observou-se que em 2,0 VP percolados, ocorreu um pico de Turbidez nos efluentes coletados. Sendo que na coleta seguinte observou uma queda significativa, a qual permaneceu praticamente constante até 4,8 VP percolados. E, a partir de 5,2 VP percolados, os valores de turbidez apresentaram-se constantes.

Para as colunas C e O percoladas com lixiviado acidificado e enriquecido com metais pesados, observou-se que a partir de 1,5 VP percolados, uma tendência suave de aumento dos valores de turbidez nos efluentes coletados até 6,4 VP. Sendo que nas coletas seguintes observou uma sensível queda no valor de turbidez. E, a partir de 6,6 VP percolados, os valores de turbidez apresentaram-se constantes.

Através da Figura 56, observou-se que a acidificação e o enriquecimento do lixiviado com metais pode ter interferido no comportamento da Turbidez durante os volumes de poros percolados com lixiviado. Pois as curvas do comportamento da Turbidez em função do VP para o lixiviado acidificado e enriquecido de metais e o lixiviado em condições de coleta não apresetam mesmo comportamento.

Estes elevados valores de Turbidez apresentados nas colunas representam a baixa capacidade filtrante do solo. O lixiviado entrou na coluna de solo com coloração escura e com Turbidez elevada e foi coletado com coloração clara e com Turbidez baixa até 5,0 VP percolado para as colunas C, O, S e E. A partir de 5,0 VP, os efluentes coletados apresentaram alterações significativas na cor, acarretando um aumento no valor da Turbidez. Essa variação fornece indícios que ocorreu saturação do meio percolante, reduzindo a capacidade depurativa do solo, ou seja, a capacidade filtrante diminuiu.

De forma geral, foi observado nessas curvas de variações dos parâmetros DQO, pH, CE, Eh, e Turbidez versus volume de poros percolados com lixiviado, que o solo funcionou como filtro, com capacidade para depurar e imobilizar impurezas nele depositadas, apesar de suas características físico-químicas não favoráveis à atenuação dos contaminantes. Também foi constatado que essa capacidade é limitada, podendo ocorrer alteração da qualidade do solo devido ao efeito acumulativo da deposição dos poluentes ocorrida ao longo da percolação com o lixiviado.

Portanto, os resultados encontrados neste estudo mostram que, apesar das características físicas e químicas desfavoráveis, o solo amostrado tem potencial para uso em base de aterros sanitários de pequeno porte, desde que seja misturado com argila. Resultados semelhantes foram encontrados por Hamada et al. (2004), os quais avaliaram o transporte de líquido e atenuação da carga orgânica do lixiviado de aterro sanitário em solo arenoso fino com diferentes graus de compactação. Contudo, devido a textura arenosa, o solo apresentou baixa capacidade de retenção de contaminantes, característica que pode ser melhorada através da mistura de uma certa quantidade de argila, conforme indicado pelos autores.

5.6.4. Curvas características de transporte de contaminantes

Foram traçadas Curvas Características de Transporte dos pontos de concentrações relativas (Ce/Co) dos contaminantes presentes no lixiviado – **Zn**, **Pb**, **Cd**, **Ni**, **Fe**, **Mn**, **Cu**, **Cr**, **Na**, **K**, **Ca**, **Mg**, **Cl** e **Al** – versus o volume de poros (ou vazios) percolados (VP).

Para melhor visualização dos resultados, as curvas características de transporte para as colunas C e O, S e E foram apresentadas em grupos, as quais comparam as colunas C e O, com as S e E, como serão apresentados nas Figuras 58 à 71.

Para a avaliação do comportamento destes elementos, as curvas foram confrontadas com a evolução do pH. Este parâmetro determina a forma com que o elemento químico se apresentará e, também, os processos atuantes sobre esses elementos, determinando sua retenção ou dessorção no meio. Assim, valores elevados de pH fazem com que predominem mecanismos de precipitação; eles ficam menos disponíveis, o que resulta na formação de precipitados.

A Figura 57 mostra um diagrama de solubilidade de hidróxidos em água a 25ºC, que relaciona a concentração dos íons metálicos com o pH. Observa-se que, quanto mais baixa a concentração do íon, maior deverá ser o valor do pH para a sua completa remoção do lixiviado. Como o lixiviado utilizado neste estudo apresentou reação alcalina durante os 10,0 VP percolados, espera-se baixa concentrações de alguns elementos. Constata-se que a precipitação do magnésio se inicia em valores de pH próximos a 9,0, tornando-se significativa na faixa entre 10,0 e 10,5. Pode-se verificar também, que os íons de cálcio só precipitam na forma de hidróxido em faixas mais alcalinas e em concentrações mais elevadas. Portanto, esses íons irão permanecer em solução na forma de sulfato.

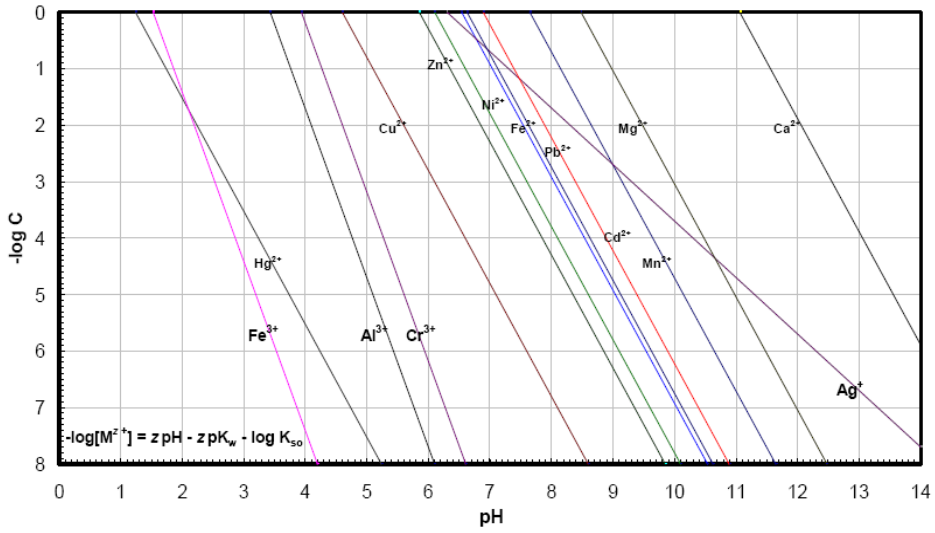


Figura 57 – Diagrama de solubilidade de hidróxidos em água a 25ºC

A concentração de íons metálicos em solução dependerá do pH, uma vez que este parâmetro também controla a dissolução/precipitação de metais na forma de óxidos-hidróxidos, carbonatos, e fosfatos. Assim, os óxidos de Fe e Mn, que desempenham importante papel na retenção de metais em solos, dissolvem em pH menor que 6,0 liberando metais adsorvidos para solução. Este processo pouco ocorreu neste estudo, sendo observado nos primeiros VP percolados para as colunas C, O, S e E, já que o pH do lixiviado percolante no solo das colunas permaneceu em reação alcalina.

Assim, a variação do pH durante os 10,0 VP percolados ficou na faixa de 4,12 à 9,93, enquadrando-se desde a faixa ácida até a alcalina. Mas observou-se que a faixa alcalina permaneceu presente no lixiviado por mais tempo. Portanto, o processo de troca de cátions (dessorção e dissolução) tornou-se menos importante e, provavelmente, os mecanismos de precipitação predominaram neste sistema.

A solubilidade dos metais pesados foi influenciada pelo pH do lixiviado, o qual variou durante o processo de percolação, mas manteve-se alcalino e permitiu que os metais permanecessem em menor concentração em solução. A interação dos mecanismos de controle da capacidade de assimilação dos metais pelo solo envolveu a combinação de certa mobilização por lixiviação e imobilização, particularmente devido às condições alcalinas.

Observa-se que, de acordo com as curvas características de transporte para Pb, Zn, Cd, Fe, Cu e Cr para as colunas C e O, após 10,0 VP percolados com lixiviado acidificado e enriquecido com metais, as amostras efluentes não apresentaram a metade de sua concentração na solução afluente. Ou seja, os metais nos efluentes amostrados a cada 0,25 VP apresentaram-se com concentração muito baixa, o que sugere uma possível retenção destes elementos no solo.

O Ni, Mn, Ca e Mg, no solo das colunas C e O, após 10,0 VP percolados com lixiviado acidificado e enriquecido com metais, nas amostras efluentes apresentaram baixa concentração se comparada com a concentração no lixiviado afluente.

Mas, o Na, K, Cl e Al apresentaram no solo das colunas C e O após 10 VP percolados, concentração acima do lixiviado afluente. Estes elementos apresentam como característica intrínsica a baixa retenção nas partículas sólidas do solo e, assim, a reação do lixiviado alcalino com o solo ácido promoveu a lixiviação destes elementos, fazendo com que se apresentassem em maior concentração no efluente lixiviado. A presença destes nos efluentes lixiviados amostrados a cada 0,25 VP foi mais significativa, sugerindo que estes elementos são pouco reativos e o solo não foi capaz de retê-los.

No solo das colunas S e E, nos quais o lixiviado não foi acidificado e enriquecido de metais o comportamento foi diferente. Nestas o Pb, Zn, Cd, Fe, Ca e Mg apresentaram-se em baixa concentração nas amostras efluente retiradas a cada 0,25 VP, sugerindo uma possível retenção destes no solo. As amostras efluentes apresentaram concentração mais representativa

de Ni e Mn nas colunas S e E após 10,0 VP percolados com lixiviado, resultando em valores que superam o presente no lixiviado afluente.

Mas, o Cu, Cr, Na, K, Cl e Al apresentaram nas colunas S e E após 10 VP percolados, concentração acima do lixiviado afluente, evidenciando nesta condição menor retenção nas partículas sólidas do solo, pois a reação do lixiviado alcalino com o solo ácido promoveu a lixiviação destes elementos, fazendo com que se apresentassem em maior concentração no efluente lixiviado. Ou seja, a presença destes nos efluentes lixiviados amostrados a cada 0,25 VP foi mais significativa, sugerindo que estes elementos são pouco reativos e o solo não foi capaz de retê-los.

Portanto, durante a percolação com o lixiviado nas colunas C, O, S e E, observou-se certa liberação dos metais no início da percolação. Estes foram encontrados nos efluentes amostrados, de forma que esta liberação é dependente do pH e, pode ser atribuída à dessorção e à acidificação produzida pelas reações de hidrólise. A solubilidade dos metais tendeu a aumentar nesse período com a diminuição do pH, os quais foram dessorvidos das superfícies dos óxidos e hidróxidos de Fe e Al, possivelmente presentes no material arenoso.

A presença de vários ligantes no lixiviado pode ter interferido na adsorção dos metais pesados no solo devido à formação de complexos solúveis, o que dificulta a previsão do transporte de contaminantes. Desta forma, verifica-se a complexidade dos parâmetros envolvidos no processo de atenuação dos contaminantes pelo solo, percolado com lixiviado.

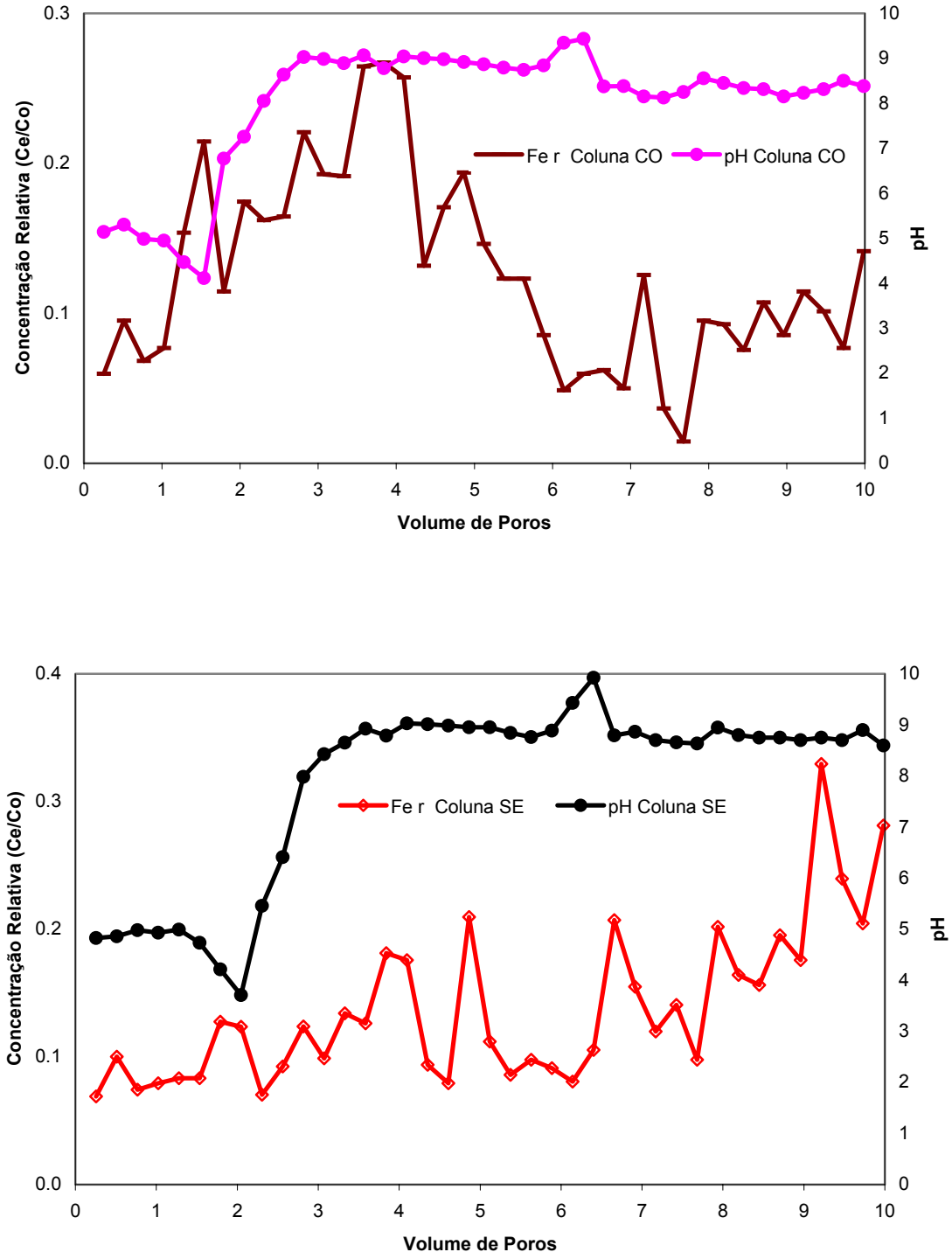


Figura 58 – Curvas de transporte para Fe versus número de Vazios Percolados (VP) versus pH do lixiviado efluente nas Colunas C/O e S/E

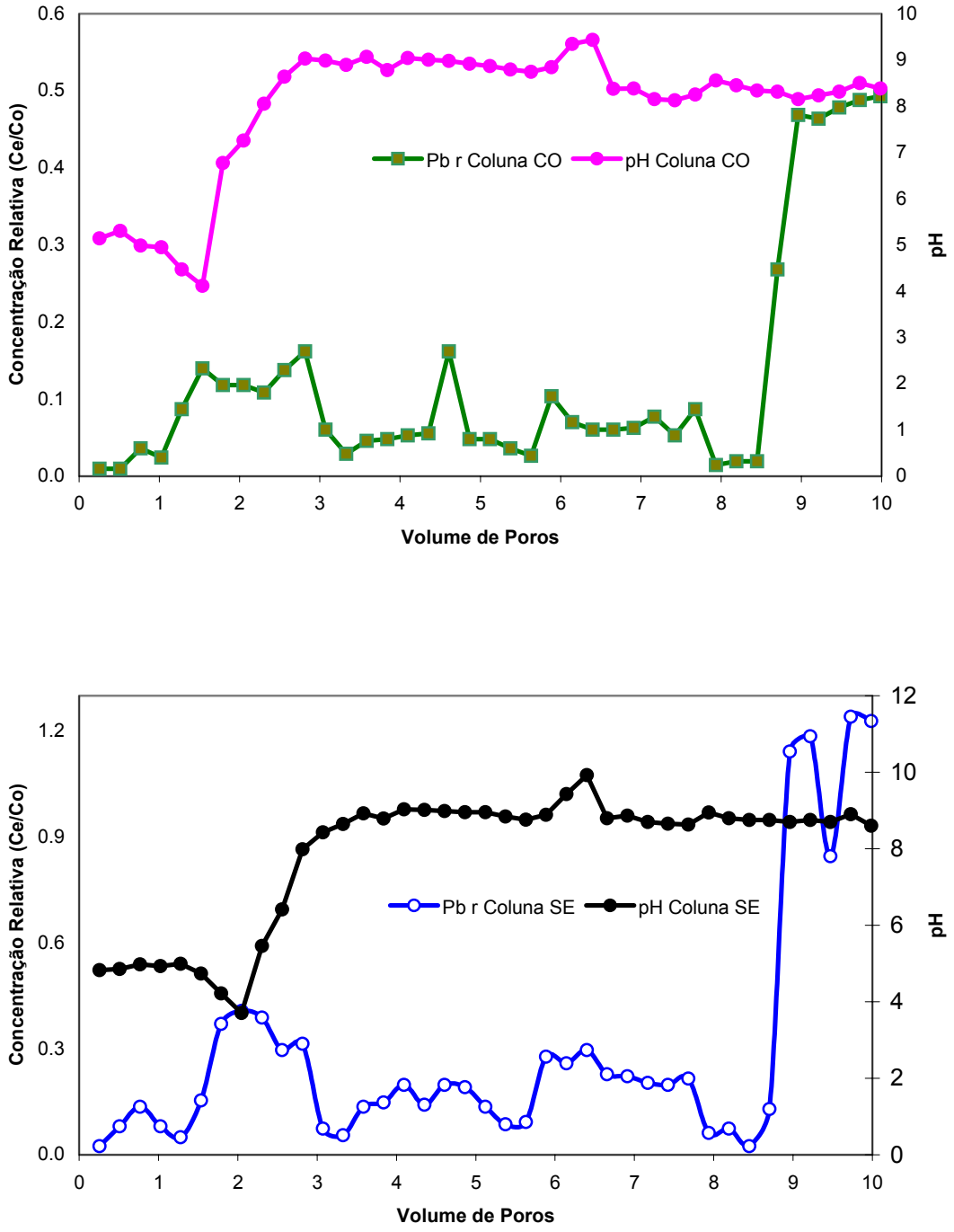


Figura 59 – Curvas de transporte para Pb versus número de Vazios Percolados (VP) versus pH do lixiviado efluente nas Colunas C/O e S/E

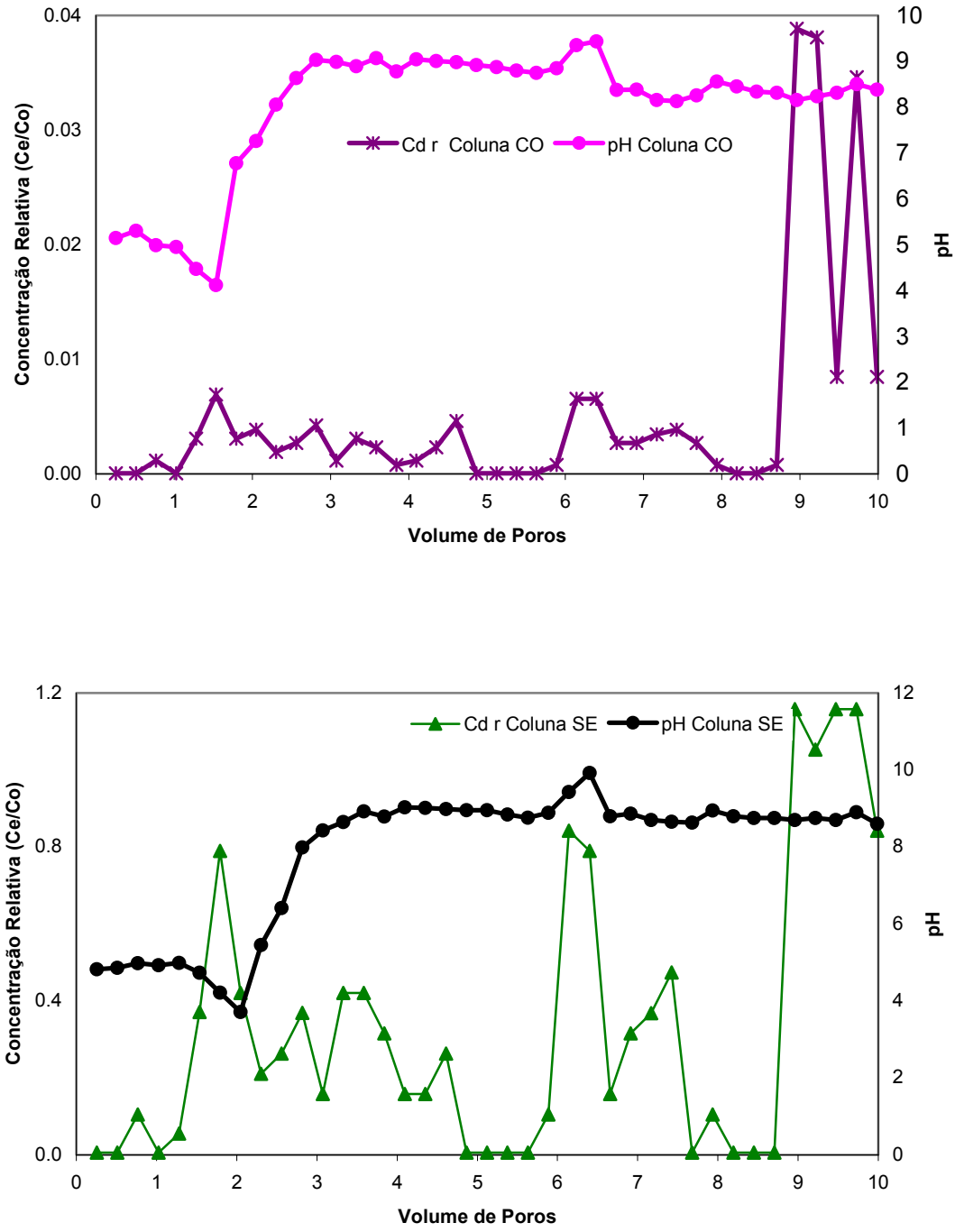


Figura 60 – Curvas de transporte para Cd versus número de Vazios Percolados (VP) versus pH do lixiviado efluente nas Colunas C/O e S/E

Verifica-se que a curva característica de transporte para o **Fe** observada na Figura 58 tendeu a dessorção para as colunas analisadas, em trechos oscilatórios das curvas. Este mecanismo coincidiu com o aumento do valor de pH do lixiviado percolante, o que pode ter favorecido a retenção por precipitação do elemento na solução. Foi observado a predominância de baixa mobilidade deste elemento no lixiviado percolante, mostrando-se reativo. Mas, de certa forma é possível verificar sua retenção pelo material sólido do solo. De maneira geral, o **Fe** foi atenuado, visto que o lixiviado afluente nas colunas C e O apresentava uma concentração de 4,1 mg/L e, ao longo dos 10,0 VP percolados, as concentrações apresentaram máximos de 1,59 mg/L, que é uma concentração menor que a inicial, e, valores baixos como 0,02 mg/L. Já nas colunas S e E, comportamento análogo pode ser verificado, pois o lixiviado afluente nestas colunas apresentava uma concentração de 3,84 mg/L e, ao longo dos 10,0 VP percolados, as concentrações apresentaram máximos de 1,63 mg/L, que é uma concentração menor que a inicial, e, valores baixos como 0,14 mg/L.

As curvas características de transporte para **Pb** apresentadas na Figura 59 mostram que este elemento foi atenuado pelo solo presente nas colunas C, O, S e E, ou seja, foi precipitado e/ou sorvido nos 10,0 VP percolados. Este fato pode ser comprovado pela comparação entre o lixiviado afluente e as amostras efluentes. Nas colunas C e O, o lixiviado que entrou nas colunas apresentava uma concentração de 2,04 mg/L. As amostras efluentes coletadas a cada 0,25 VP apresentavam concentrações médias de 0,25 mg/L. Nas colunas S e E, o lixiviado que entrou nas colunas apresentava uma concentração de 0,81 mg/L. As amostras efluentes coletadas a cada 0,25 VP apresentavam concentrações média de 0,24 mg/L. Estas concentrações efluentes refletem atenuação deste metal pelo solo, conforme item **5.6.5** visto a seguir, apresentando os perfis de metais retidos pelo solo.

Para **Cd**, as curvas características de transporte apresentadas na Figura 60 mostram que este elemento foi fortemente atenuado pelo solo presente nas colunas C, O, S e E, ou seja, foram precipitados e sorvidos durante os 10,0 VP percolados. Este fato pode ser comprovado pela comparação entre o lixiviado afluente e as amostras efluentes. Nas colunas C e O, o lixiviado que entrou nas colunas apresentava uma concentração de 13 mg/L. As amostras efluentes coletadas a cada 0,25 VP apresentavam concentrações médias de 0,07 mg/L. Nas colunas S e E, o lixiviado que entrou nas colunas apresentava uma concentração de 0,095 mg/L. As amostras efluentes coletadas a cada 0,25 VP apresentavam concentrações entre 0,03 mg/L. Essas concentrações efluentes refletem atenuação deste metal pelo solo, conforme item **5.6.5** visto a seguir, apresentando os perfis de metais retidos pelo solo.

Observa-se que para ambos metais as concentrações afluentes e efluentes são baixas, sendo que nas efluentes foi verificado uma maior concentração de **Pb** do que de **Cd.** Para as colunas C e O, o **Pb** foi 50,2% retido e/ou precipitado e, o **Cd** foi retido e/ou precipitado em 99%. Já para as colunas S e E, o **Pb** foi 25,9% e o **Cd** 15,6% , com retenções muito inferiores a

ocorrida nas colunas C e O. Ou seja o **Pb** e o **Cd** foram preferencialmente adsorvido pelo material sólido do solo sob condições de enriquecimento do lixiviado com elementos já citados. Esta retenção também foi verificada por Oliveira (2002), que em ensaios de percolação mostrou que o **Pb** e o **Cd** estavam presentes em baixas concentrações nos efluentes coletados, o que realça a capacidade de retenção do metal pelo material sólido utilizado na pesquisa.

Os elementos **Ni, Na, K, Cl** e **Al** apresentaram comportamentos semelhantes e correlacionados, os quais podem ser verificados nas curvas características de transporte das Figuras 61 à 65 mostradas a seguir. As curvas são típicas de elementos que estão sendo lixiviados. O lixiviado efluente apresentou baixa reatividade com o solo, visto que a concentração destes elementos na maioria dos 10,0 VP percolados são superiores ao afluente. Ou seja, a concentração destes elementos na saída foi maior do que na entrada, o que pode ser explicado pela lixiviação. O transporte advectivo e uniforme pode estar acontecendo, segundo Oliveira (2002), onde estes elementos estão sendo deslocados com o lixiviado percolante.

Os teores desses elementos **(Ni, Na, K, Cl** e **Al)** nos efluentes coletados são constantemente elevados indicando a abundância destes íons no lixiviado, provavelmente devido à elevada solubilidade apresentada pela maioria dos sais que os contém, facilitando o processo de solubilização e/ou de lixiviação neste sistema conforme observado também por Leprovost[1], 1975 apud Oliveira et al. (2004).

Os elementos **Ni, Na, K** e **Cl** apresentaram baixo potencial de atenuação semelhantes, revelado pela proximidade de suas curvas. O **Cl** foi mais atenuado que o **Ni** e este mais que **Na**. De forma que o comportamento entre **Na** e **K** foram análogos, devido a reação alcalina do lixiviado, fazendo com que apresentassem potencial de retenção semelhantes. A retenção foi promovida na seguinte ordem : **Cl** > **Ni** > **Na** ≥ **K**. Este fato também foi verificado durante a percolação com lixiviado em estudo realizado por Christensen et al. (2001), o qual mostrou que o **K** tem alta afinidade por troca iônica e **Na** menos afinidade com este processo, em ambientes ácidos. Já em ambientes alcalinos não é possível verificar a preferenciabilidade de retenção entre **K** e **Na**.

[1] LEPROVOST, A. Química analítica dos minerais. Rio de Janeiro. Editora Livros Técnicos e Científicos. 393 p., 1975.

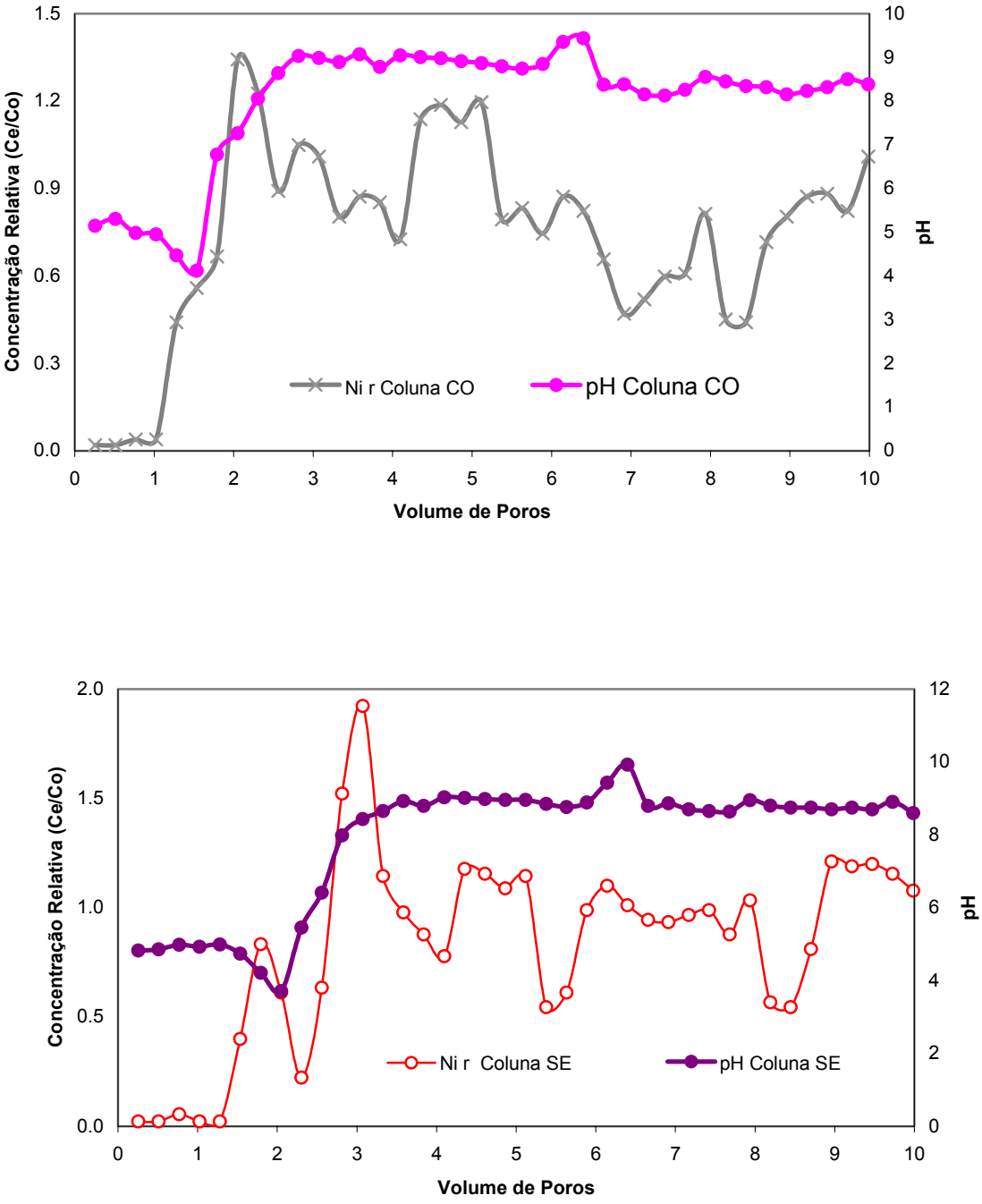


Figura 61 – Curvas de transporte para Ni versus número de Vazios Percolados (VP) versus pH do lixiviado efluente nas Colunas C/O e S/E

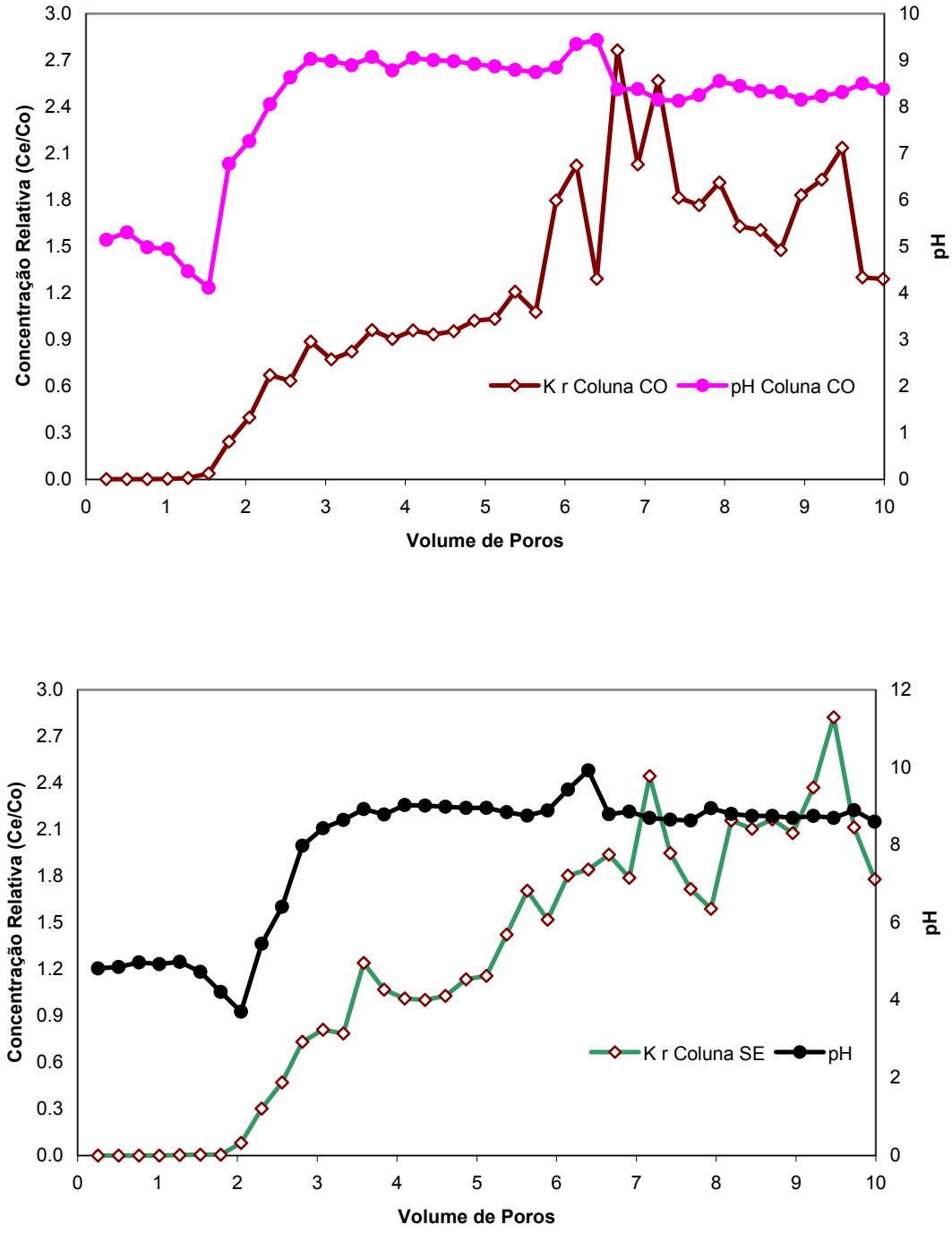


Figura 62 – Curvas de transporte para K versus número de Vazios Percolados (VP) versus pH do lixiviado efluente nas Colunas C/O e S/E

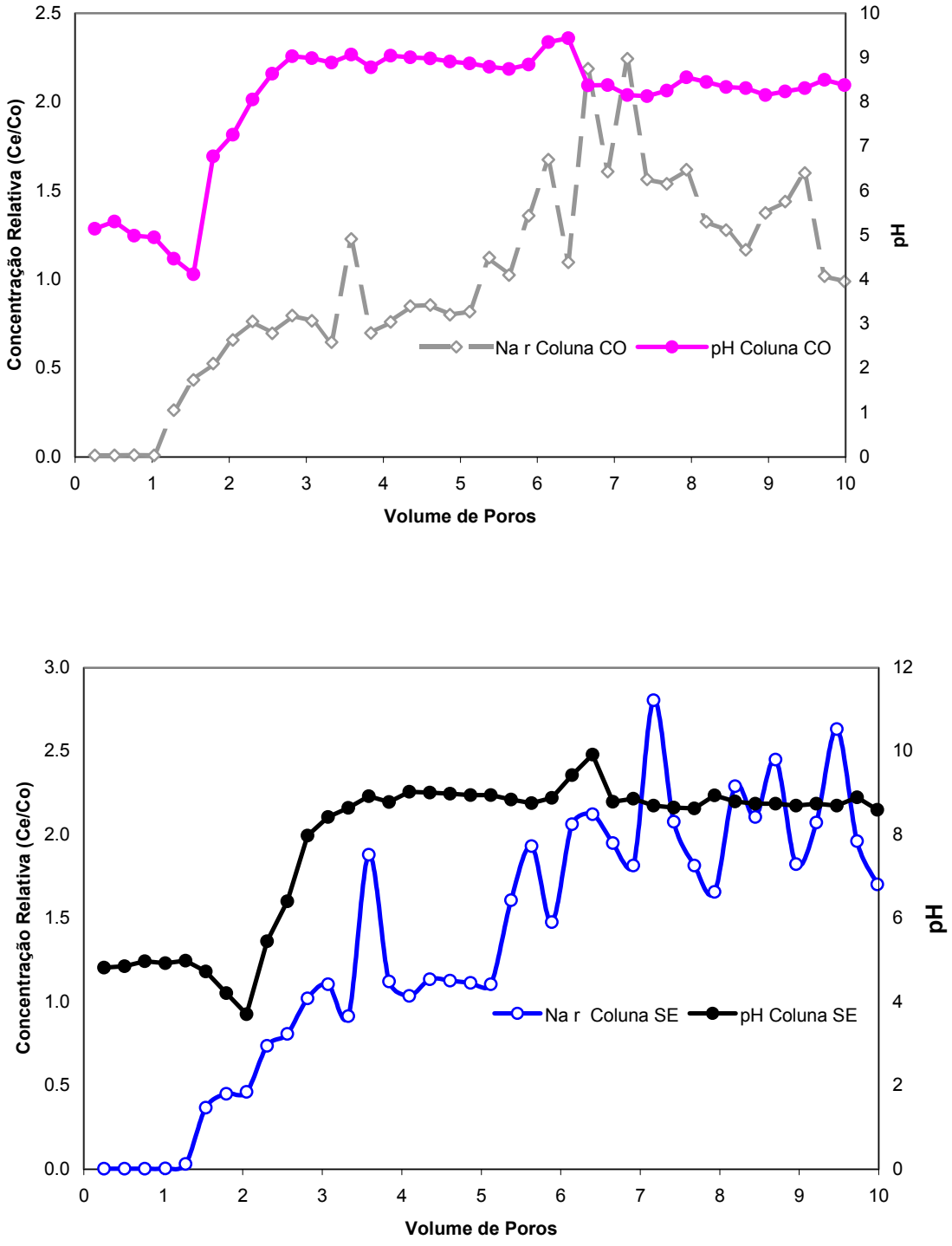


Figura 63 – Curvas de transporte para Na versus número de Vazios Percolados (VP) versus pH do lixiviado efluente nas Colunas C/O e S/E

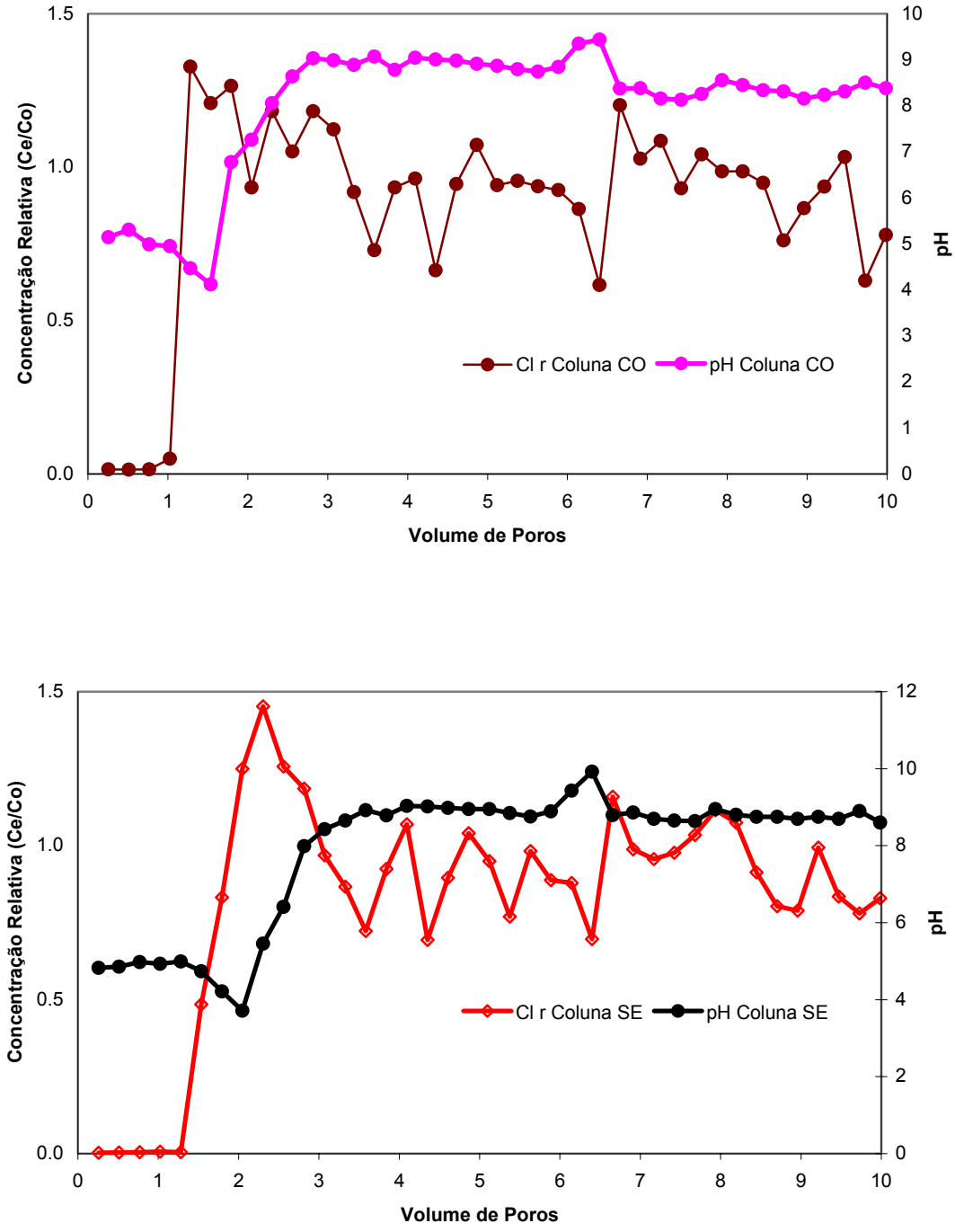


Figura 64 – Curvas de transporte para Cl versus número de Vazios Percolados (VP) versus pH do lixiviado efluente nas Colunas C/O e S/E

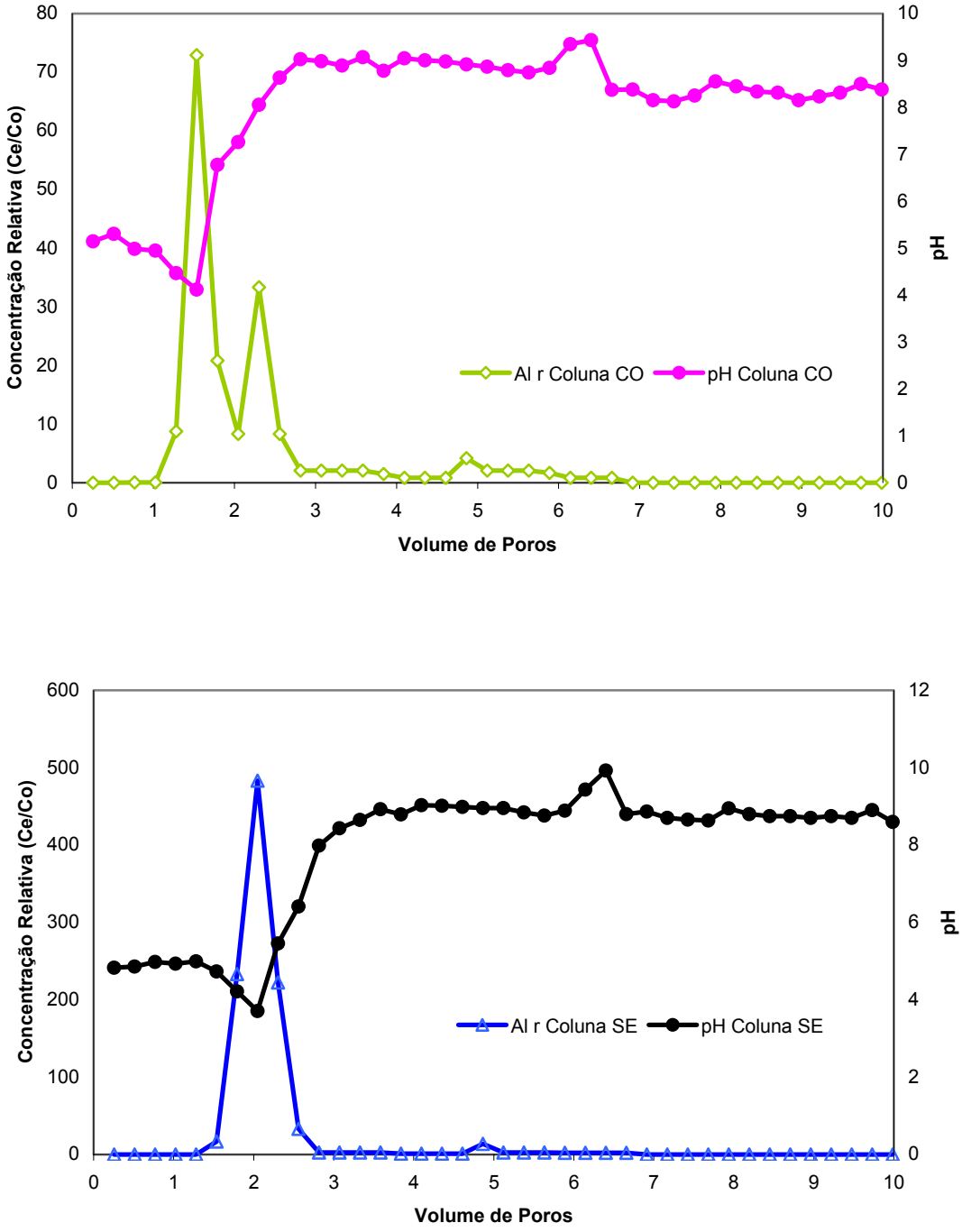


Figura 65 – Curvas de transporte para Al versus número de Vazios Percolados (VP) versus pH do lixiviado efluente nas Colunas C/O e S/E

As curvas apresentadas nas Figura 61 à 65 mostram um predomínio do mecanismo de dessorção, o que pode estar ocorrendo devido à substituição de íons por outros de capacidade de troca superior, fato que não permite definir qual elemento estaria sendo preferencialmente

trocado, devido à complexidade de composição do lixiviado percolante. Assim, estes elementos estão sendo pouco atenuados e as curvas aqui apresentadas condizem com o que realmente ocorre, segundo os autores já citados, tendo em vista a complexidade dos parâmetros envolvidos.

Conforme Figura 61, o **Ni** foi constantemente observado nas amostras efluentes em concentrações superiores aos valores de entrada. A concentração inicial deste elemento no lixiviado afluente era de 0,51 mg/L para as colunas C e O. No decorrer da percolação e coleta das amostras efluentes este elemento apresentou concentrações variadas de 0,01 mg/L à 0,75 mg/L, mostrando que foi lixiviado no solo presente nas colunas. E para as colunas S e E, comportamento semelhante pode ser observado, onde a concentração inicial no lixiviado afluente era de 0,41 mg/L para as colunas S e E. No decorrer da percolação e coleta das amostras efluentes, este elemento apresentou concentrações de 0,01 mg/L à 0,83 mg/L, mostrando que foi lixiviado no solo presente nas colunas.

O **K** foi constantemente observado nas amostras efluentes em concentrações superiores aos valores de entrada a partir de 1,53 VP para as colunas C e O, e 2,03 VP para as colunas S e E, conforme Figura 62. A concentração inicial deste elemento no lixiviado afluente era de 2115 mg/L para as colunas C e O. No decorrer da percolação e coleta das amostras efluentes, este elemento apresentou concentrações de 1,1 mg/L à 7260 mg/L, mostrando que foi lixiviado no solo presente nas colunas. E para as colunas S e E, comportamento semelhante pode ser observado, onde a concentração inicial no lixiviado afluente era de 1754 mg/L para as colunas S e E. No decorrer da percolação e coleta das amostras efluentes, este elemento apresentou concentrações variadas de 0,40 mg/L à 6490 mg/L, mostrando que foi lixiviado no solo presente nas colunas. Pois em concentrações elevadas como as observadas neste estudo, confere ao **K** alta mobilidade, permitindo sua movimentação na forma de sais e lixiviação através do solo.

A baixa retenção do **K** nas colunas de solos poderia ser atribuída à fraca energia de ligação do íon $\mathbf{K}^+$ com as superfícies minerais, o pH elevado do lixiviado permite a presença de grande quantidade de cargas positivas em torno da superfície dos minerais, o que dificulta a aproximação do **K** a essas superfícies, diminuindo assim a energia de ligação deste com as partículas sólidas do solo, aumentando sua concentração no lixiviado efluente.

Na Figura 63, observa-se que o **Na** também foi constantemente observado nas amostras efluentes em concentrações superiores aos valores de entrada a partir de 1,53 VP para as colunas C e O, e 2,03 VP para as colunas S e E. Ou seja, a concentração inicial deste elemento no lixiviado afluente era de 2813 mg/L para as colunas C e O. No decorrer da percolação e coleta das amostras efluentes este elemento apresentou concentrações variadas de 1,1 mg/L à 7798 mg/L, mostrando que foi lixiviado no solo presente nas colunas. E para as colunas S e E, comportamento semelhante pode ser observado, onde a concentração inicial no lixiviado afluente era de 1892 mg/L para as colunas S e E. No decorrer da percolação e coleta das

amostras efluentes, este elemento apresentou concentrações variadas de 5,4 mg/L à 6445 mg/L, mostrando que foi lixiviado no solo presente nas colunas.

Observa-se pelas curvas na Figura 63, que o **Na** passou a ser liberado no lixiviado quando ocorreu um aumento de pH desta solução, pois em pH baixos o **Na** mostrou-se reativo, apresentando-se em baixa concentração nos efluentes lixiviados coletados a cada 0, 25 VP. Portanto, em concentrações elevadas como as observadas neste estudo, confere ao **Na** alta mobilidade, permitindo sua movimentação na forma de sais e lixiviação através do solo.

O **Cl** tem pouca afinidade com os minerais e muita afinidade com a água, o que o torna um indicador de contaminação, pois não é facilmente adsorvido pelo solo e é difícil de se decompor. Observando-se as curvas de distribuição deste elemento na Figura 64, verifica-se que este elemento apresentou comportamento durante os 10,0 VP percolados com lixiviado de alta mobilidade, ou seja, o elemento não apresentou reatividade com o solo presente nas colunas, podendo estar ligado à molécula da água presente no lixiviado percolante, onde a concentração afluente foi praticamente superior em todas amostras efluentes coletadas nos 10,0 VP percolados.

Observou-se que o teor de **Al** esteve acima da concentração afluente do lixiviado entre 1,0 e 3,0 VP nas amostras efluentes coletadas que podem ser verificadas na Figura 65. Observa-se que a partir de 3,0 VP a concentração relativa para **Al** foi nula. Mas isso não quer dizer que nas amostras efluentes coletadas não havia **Al**, mas sim que a metodologia utilizada para detecção de **Al**, não foi suficiente para tal. Possivelmente este elemento foi liberado dos minerais de argila como os óxidos e hidróxidos de alumínio presentes neste solo.

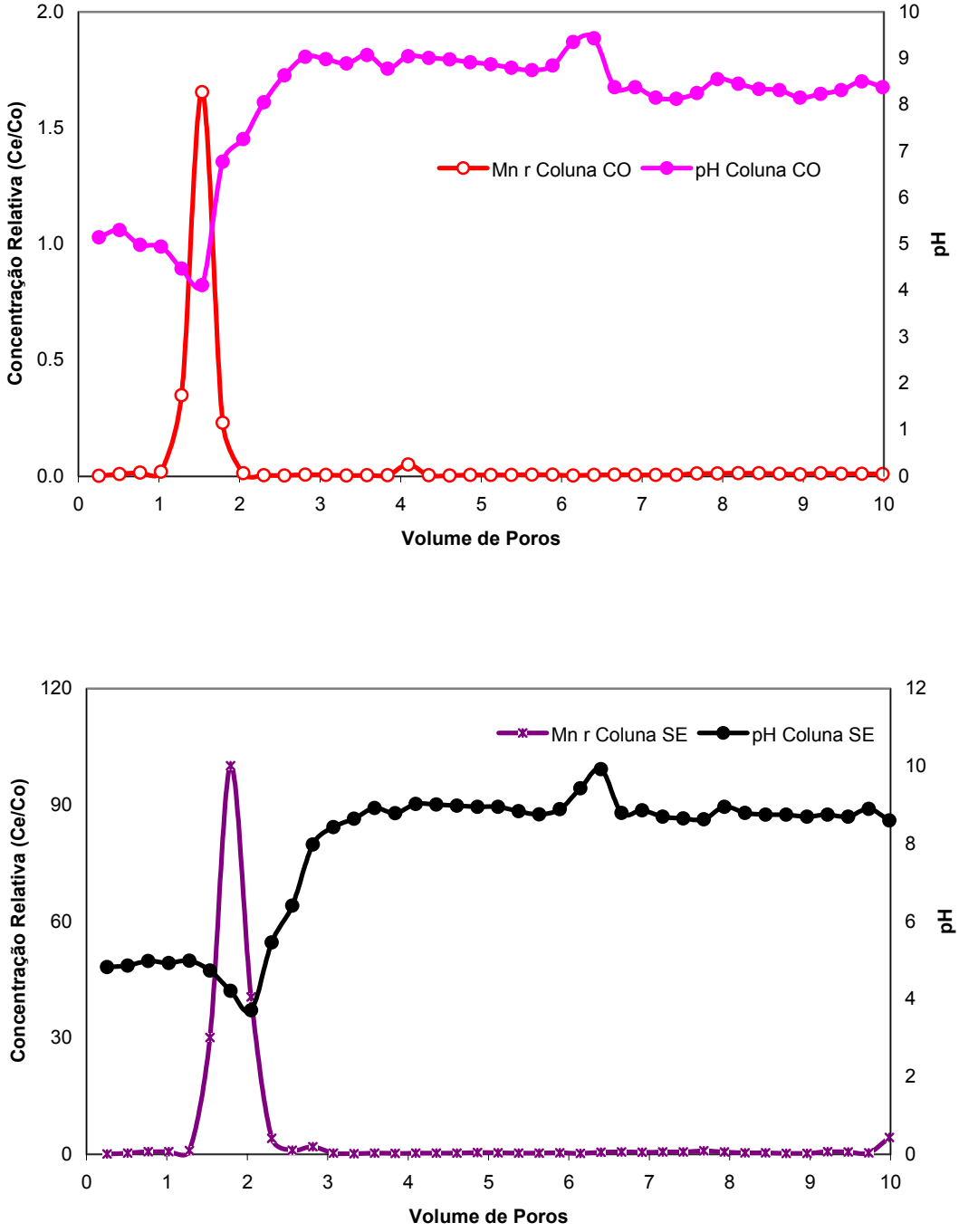


Figura 66 – Curvas de transporte para Mn versus número de Vazios Percolados (VP) versus pH do lixiviado efluente nas Colunas C/O e S/E

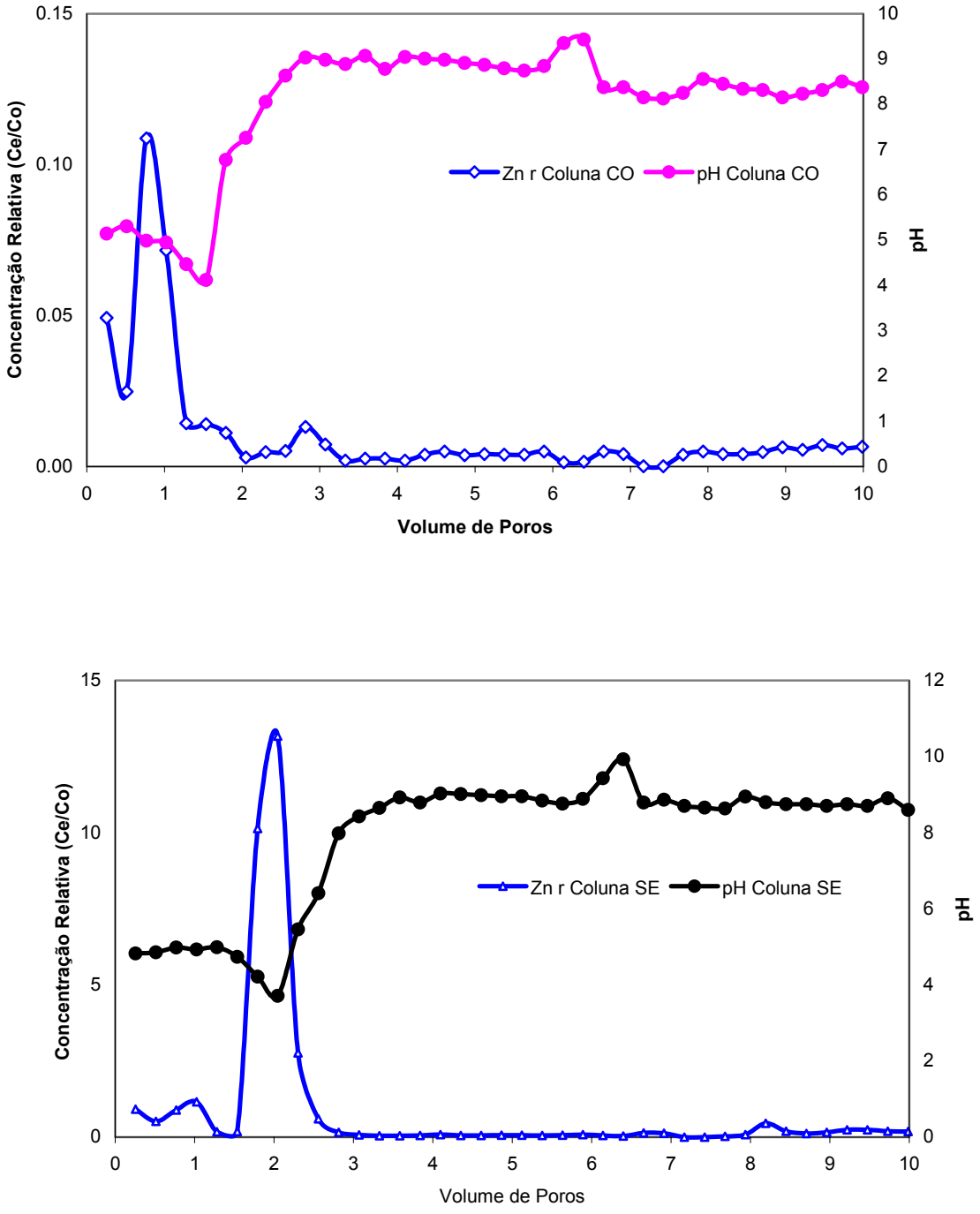


Figura 67 – Curvas de transporte para Zn versus número de Vazios Percolados (VP) versus pH do lixiviado efluente nas Colunas C/O e S/E

As curvas de transporte para **Mn** e **Zn** observadas nas Figuras 66 e 67 são semelhantes e representam a atenuação destes elementos pelo solo. A atenuação é comprovada pela concentração dos elementos no lixiviado afluente comparada aos efluentes.

Conforme Figura 66 observamos que o **Mn** foi liberado na solução efluente entre 1,02 VP e 2,04 VP para as colunas C e O, onde foi verificado os menores valores de pH, e a reação do lixiviado efluente apresentava-se ácida. A partir de 2,04 VP verificou-se que o **Mn** passou a ser retido no solo destas colunas, já que o lixiviado afluente apresentava 12,2 mg/L de **Mn** e, os efluentes coletados durante os 10,0 VP percolados apresentou apenas um pico de 12,8 mg/L e os demais valores muito abaixo dos da entrada. Este fato realça a capacidade de retenção do metal pelo solo presente nas colunas. E, para as colunas S e E, o **Mn** foi liberado na solução efluente entre 1,28 e 2,56 VP, onde também foi verificado os menores valores de pH. A partir de 2,56 VP o **Mn** passou a ser retido no solo das colunas S e E, pois o lixiviado efluente apresentava concentrações inferiores ao afluente.

Já o **Zn**, conforme Figura 67 foi liberado na solução efluente a partir de 1,28 VP no lixiviado efluente para as colunas C e O, onde foi verificado o menor valor de pH, e a reação do lixiviado efluente apresentava-se ácida. A partir de 1,56 VP verificou-se que o **Zn** passou a ser retido no solo das colunas C e O, já que o lixiviado que entrou nestas colunas apresentava 25,2 mg/L de **Zn**. Os efluentes coletados durante os 10,0 VP percolados apresentou valores mínimos como 0,04, e máximos de 1,87 mg/L de **Zn**, que estão muito abaixo dos da entrada. Este fato realça a capacidade de retenção do metal pelo solo presente nas colunas. E, para as colunas S e E, o **Zn** foi liberado na solução efluente entre 1,79 e 2,56 VP, onde também foi verificado os menores valores de pH. A partir de 2,56 VP o **Zn** passou a ser retido no solo das colunas S e E, pois o lixiviado efluente apresentava concentrações inferiores ao afluente.

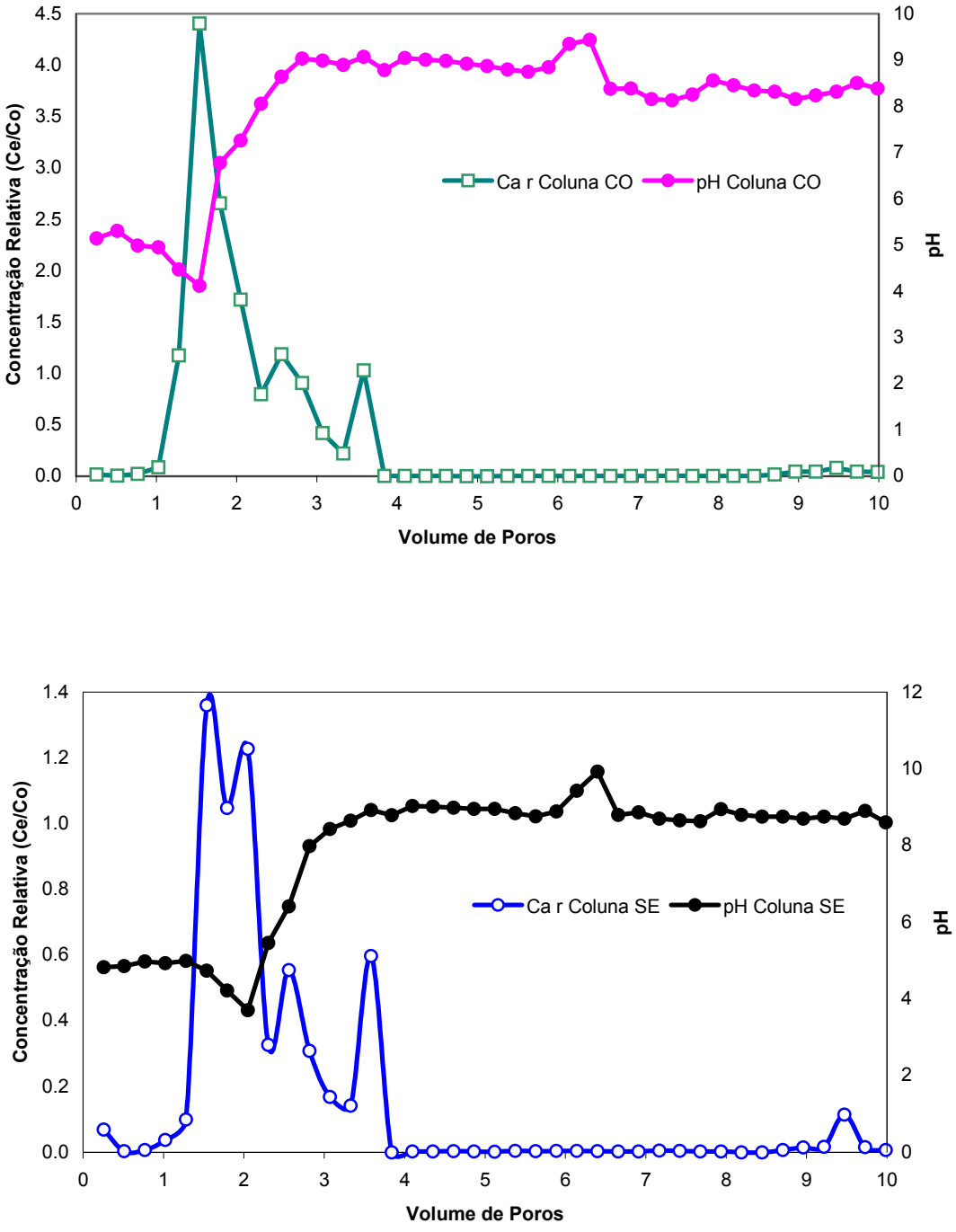


Figura 68 – Curvas de transporte para Ca versus número de Vazios Percolados (VP) versus pH do lixiviado efluente nas Colunas C/O e S/E

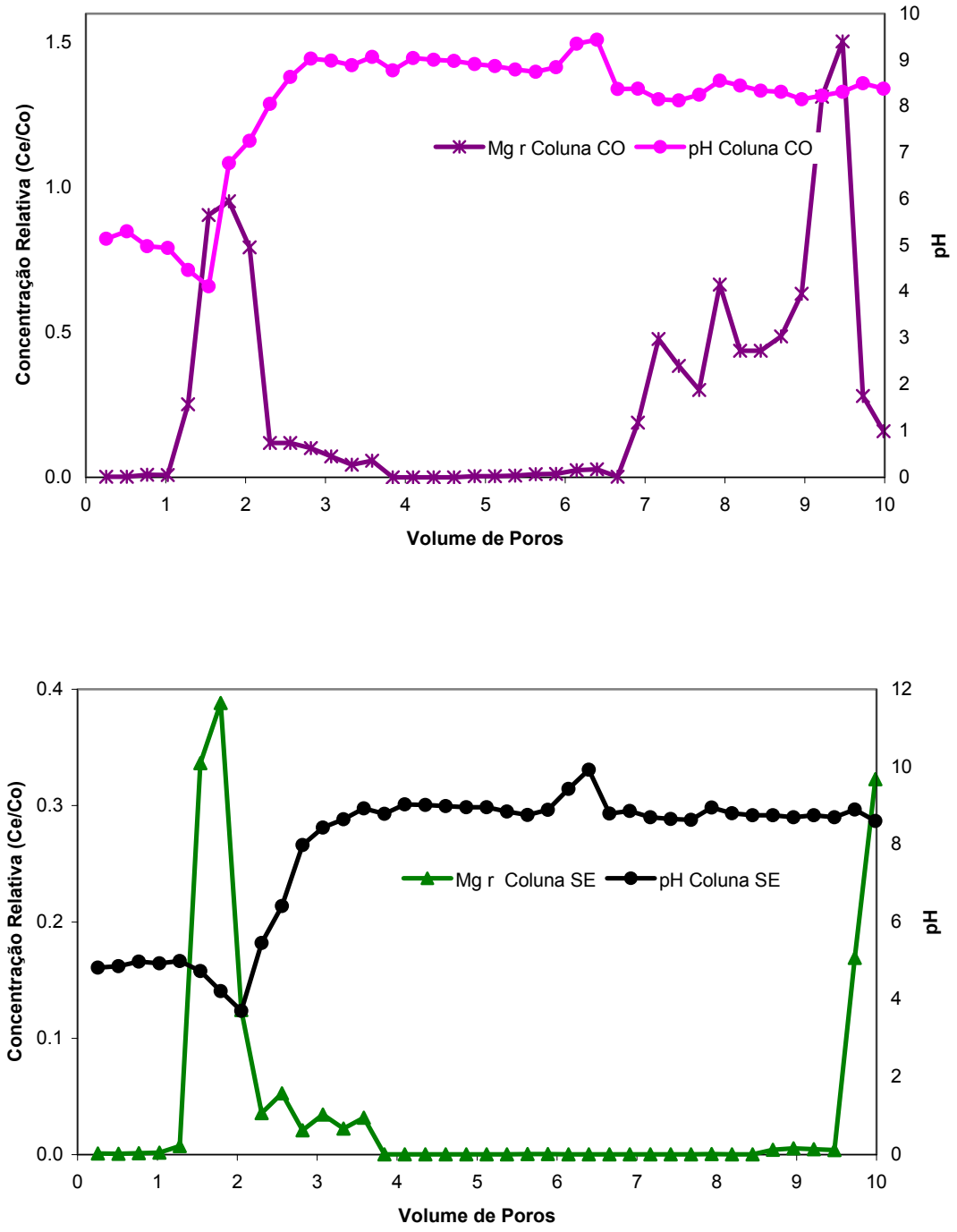


Figura 69 – Curvas de transporte para Mg versus número de Vazios Percolados (VP) versus pH do lixiviado efluente nas Colunas C/O e S/E

O **Ca** e o **Mg** apresentaram comportamento semelhantes, conforme observado nas Figuras 68 e 69 respectivamente.

Na Figura 68, o **Ca** foi liberado na solução efluente entre 1,02 e 3,84 VP no lixiviado efluente das colunas C e O, onde neste intervalo foi verificado baixos valores de pH. A partir de 3,84 VP verificou-se que o **Ca** passou a ser retido no solo das colunas C e O, já que o lixiviado que entrou nestas colunas apresentava 160 mg/L de **Ca** e, os efluentes coletados durante os 10,0 VP percolados apresentou valores médios de 61,41 mg/L de **Ca**, que é abaixo do valor da entrada. Este fato realça a capacidade de retenção deste elemento pelo solo presente nas colunas. E, para as colunas S e E, o **Ca** foi liberado na solução efluente entre 1,28 e 3,84 VP. A partir de 3,84 VP o **Ca** passou a ser retido no solo das colunas S e E, pois o lixiviado efluente apresentava concentrações inferiores ao afluente.

E, conforme Figura 69, verifica-se que o **Mg** foi liberado na solução efluente entre 1,02 e 2,30 VP no lixiviado efluente das colunas C e O, onde neste intervalo foi verificado o menor valor de pH. A partir de 2,30 VP verificou-se que o **Mg** passou a ser retido no solo das colunas C e O, já que o lixiviado que entrou nestas colunas apresentava 126 mg/L de **Mg** e, os efluentes coletados durante os 10,0 VP percolados apresentaram valores médios de 34,88 mg/L de **Mg**, que é abaixo do valor da entrada. A partir de 6,65 VP o **Mg** voltou a ser liberado no lixiviado efluente.

Para as colunas S e E, o **Mg** foi liberado na solução efluente entre 1,28 e 2,30 VP. A partir de 2,30 VP o **Mg** passou a ser retido no solo das colunas S e E, pois o lixiviado efluente apresentav'a concentrações inferiores ao afluente. Este fato realça a capacidade de retenção deste elemento pelo solo presente nas colunas S e E.

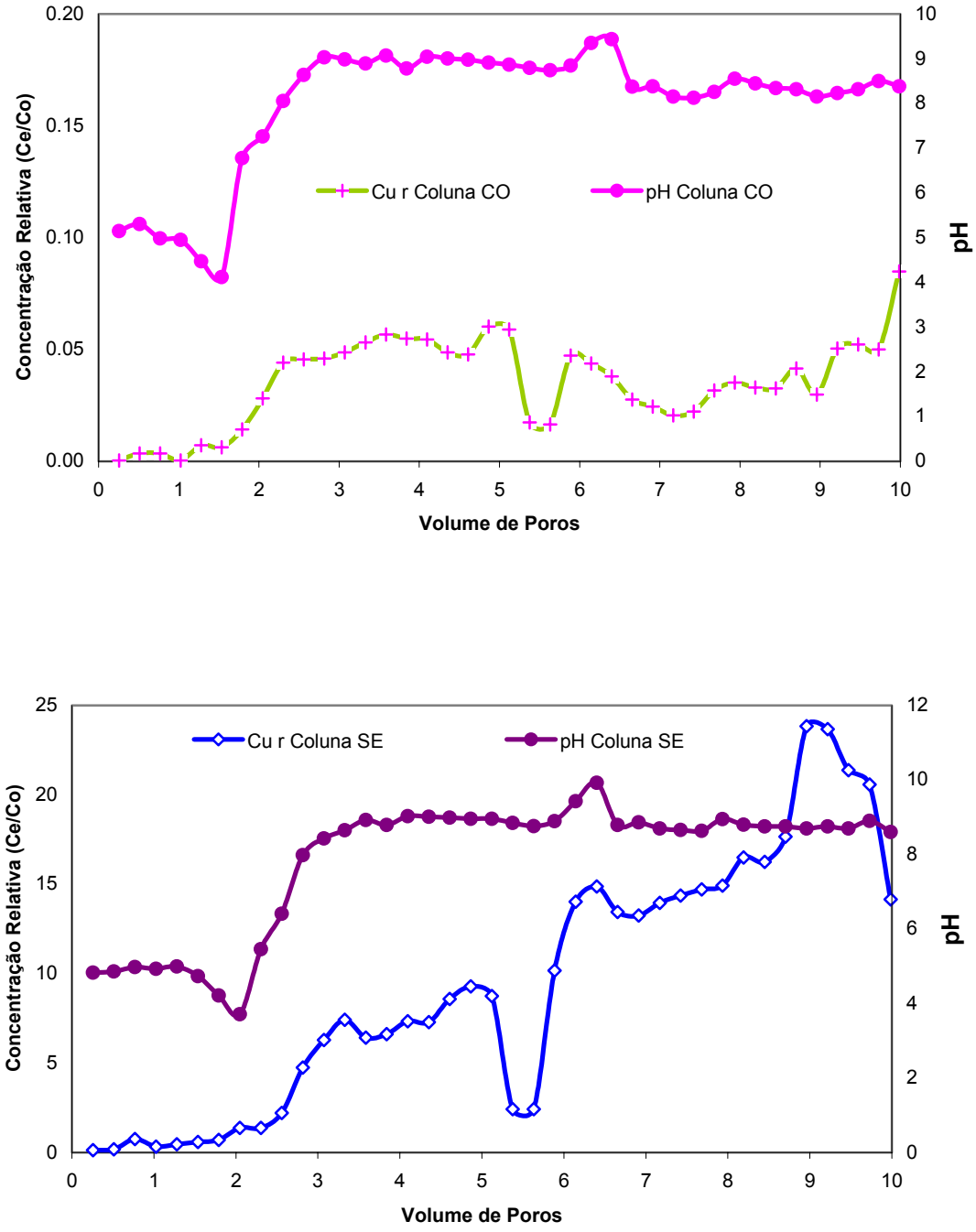


Figura 70 – Curvas de transporte para Cu versus número de Vazios Percolados (VP) versus pH do lixiviado efluente nas Colunas C/O e S/E

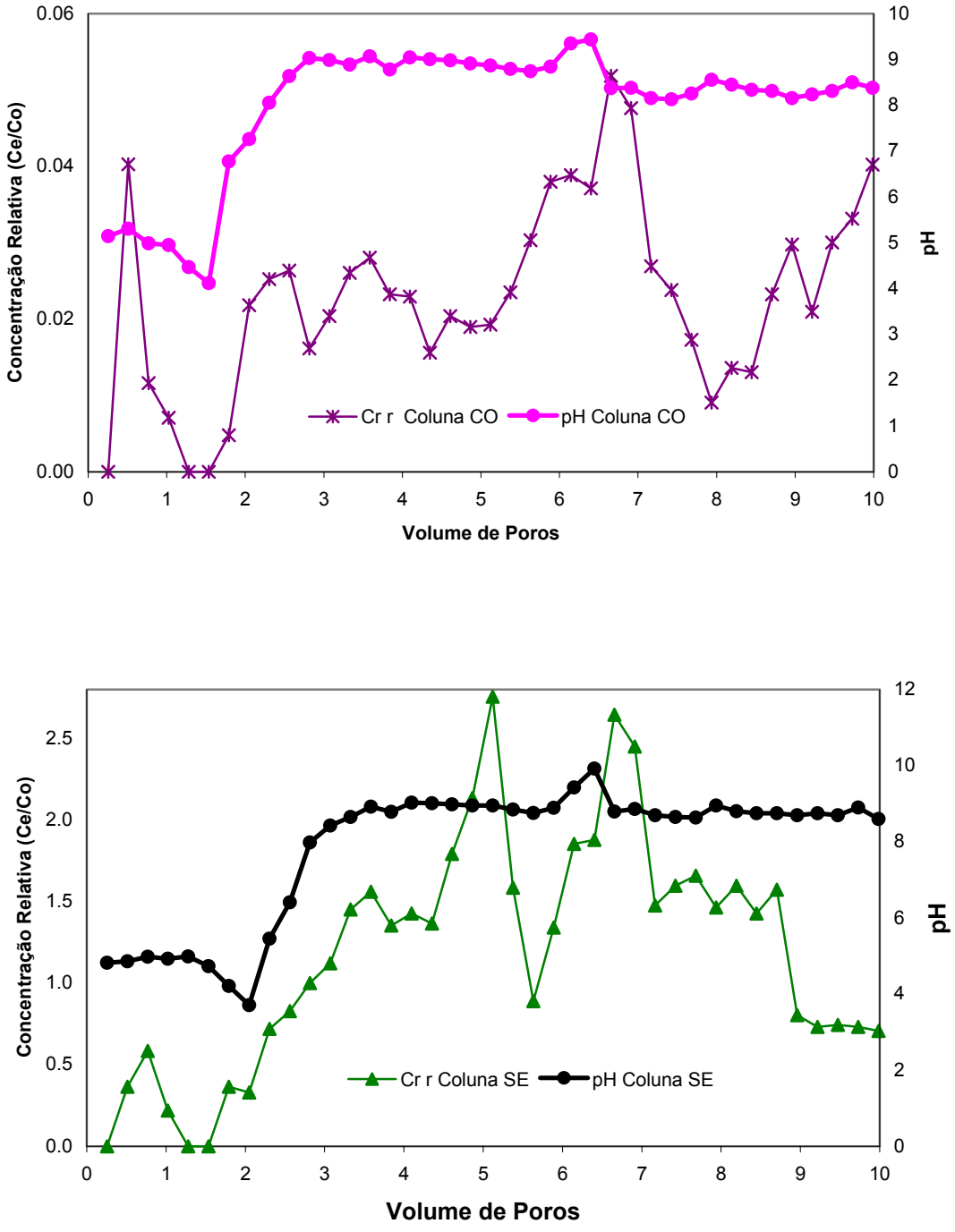


Figura 71 – Curvas de transporte para Cr versus número de Vazios Percolados (VP) versus pH do lixiviado efluente nas Colunas C/O e S/E

O **Cu** teve comportamento peculiar nas curvas características de transporte observadas na Figura 70 durante os 10,0 VP percolados com lixiviado, mostrando típica dessorção deste elemento. Alker et al. (1995) descrevem que os principais mecanismos de atenuação deste elemento em aterros sanitários são a absorção, troca iônica e precipitação. Para este estudo pode-se dizer que o principal mecanismo foi a precipitação, devido ao caráter alcalino do lixiviado durante os últimos 7,0 VP percolados.

Segundo Yong et al. (1992) sob pH alcalino o mecanismo de precipitação predomina, que é um método comum na remoção de metais pesados. Os metais pesados precipitam sob a forma de hidróxidos pelo aumento do pH à uma solubilidade mínima. Assim, observou que o aumento do pH no lixiviado percolante para as colunas C, O, S e E ao longo dos 10,0 VP percolados fez com que aumentasse a presença de **Cu** nos lixiviados efluentes, refletindo a remoção deste elemento.

O **Cr** apresentou dessorção nas curvas características de transporte durante os 10,0 VP percolados com lixiviado. A especiação química deste elemento é dependente do pH. Em ambientes de reação alcalina como o aqui em estudo, o cromo precipita completamente e sua solubilidade decresce. Assim, observou que o aumento do pH no lixiviado percolante para as colunas C, O, S e E ao longo dos 10,0 VP percolados fez com que aumentasse a presença de **Cr** nos lixiviados efluentes, refletindo a remoção deste elemento.

De maneira geral, as características de retenção diferem nos metais e entre os tipos de solo, pois a preferência de adsorção das espécies metálicas não é igual para os diferentes tipos de solo. É necessário entender os mecanismos de adsorção envolvidos na retenção de metais pesados e o papel dos vários constituintes, tanto no solo quanto no lixiviado contaminante, o que se torna uma tarefa difícil, uma vez que o lixiviado tem composição muito complexa e variada.

5.6.5. Perfil de retenção de contaminantes inorgânicos pelo solo presente nas colunas

Após a percolação de 10,0 VP com lixiviado nas colunas experimentais preenchidas com solo estas foram desmontadas e amostradas, das quais retiraram-se solo na forma de fatias, igualmente espaçadas ao longo das colunas.

Foram analisadas quanto ao conteúdo de metais em aparelho de Espectrometria de Absorção Atômica após digestão ácida com HCl 0,1M (CETESB, 1994).

Os resultados destas análises podem ser observados nas Figuras 72 à 74, onde apresentam-se os perfis de concentração dos metais investigados.

Comparando-se os resultados observados nas Figuras 72, 73 e 74, com os teores no solo antes de sua colocação nas colunas, nota-se que após a finalização do ensaio, quando as colunas foram desmontadas e amostradas, as concentrações obtidas de Cu foram superiores em até 335 vezes, de Cd em 325 vezes e, Zn em até 154 vezes. A concentração de Ca encontrada foi de 244 vezes a mais que no solo *in si*tu, de Mg em até 119 vezes, e K 106 vezes. Os menos representativos foram o Fe, o qual representou 10 vezes a mais que o solo em condições de campo, o P com 10 vezes superior e o Mn em até 12 vezes a condição *in siu*.

Mas foi possível neste estudo observar elementos cujas concentrações foram diminuídas após a percolação com lixiviado, que são o Ni e o Al, os quais apresentaram respectivamente 12,7 e 22,9 vezes menores do que a condição *in situ*. Estes elementos possivelmente não ficaram retidos nas superfícies das partículas minerais, e foram facilmente removidos com a passagem do lixiviado pelos poros do solo.

Esses valores de metais retidos podem estar evidenciando a capacidade deste solo em reter contaminantes, apesar de suas características físico-químicas não favoráveis a tal processo. Assim, os metais preferencialmente sorvidos pelo solo foram Cu, Cd, Zn, Ca, Mg e K.

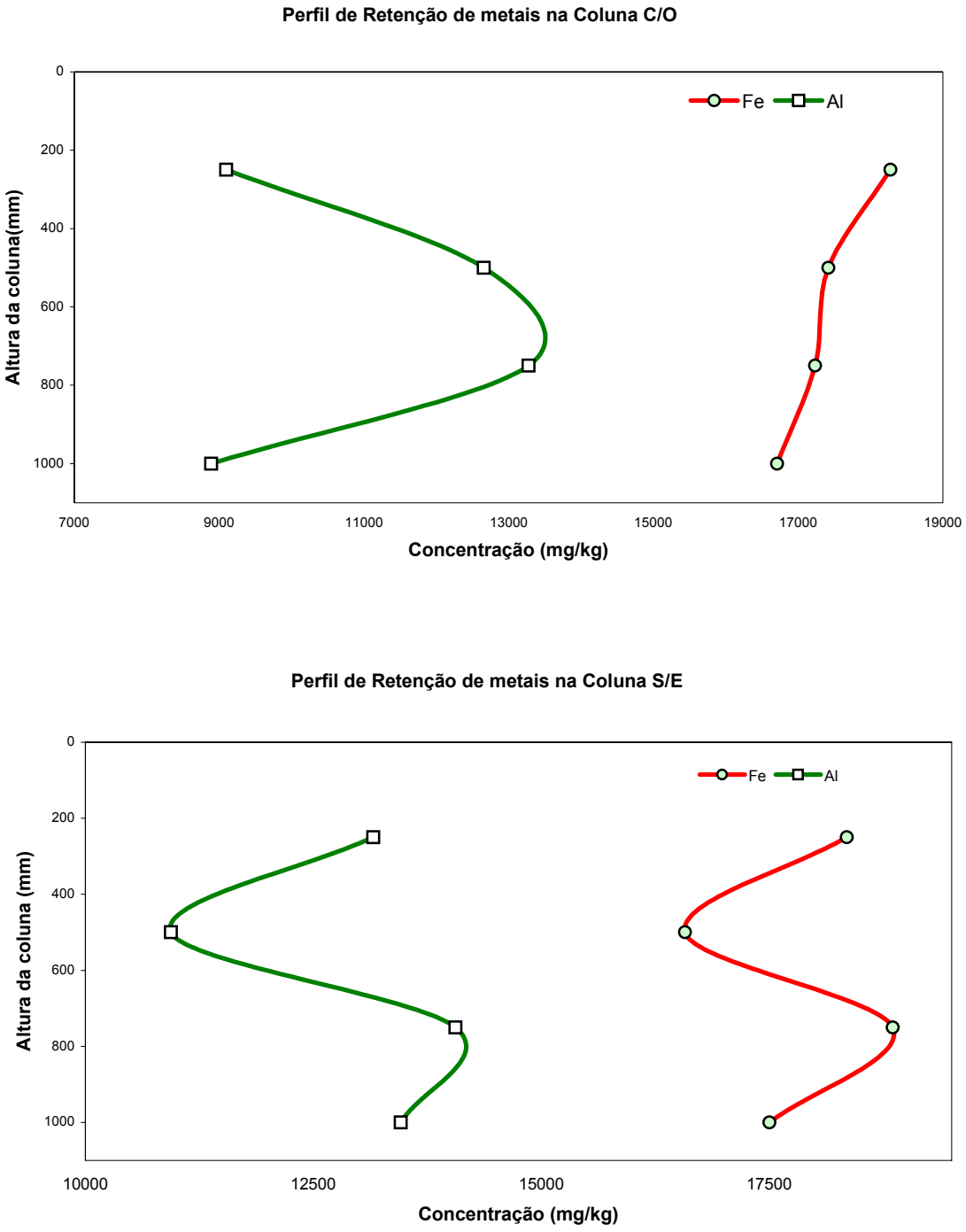
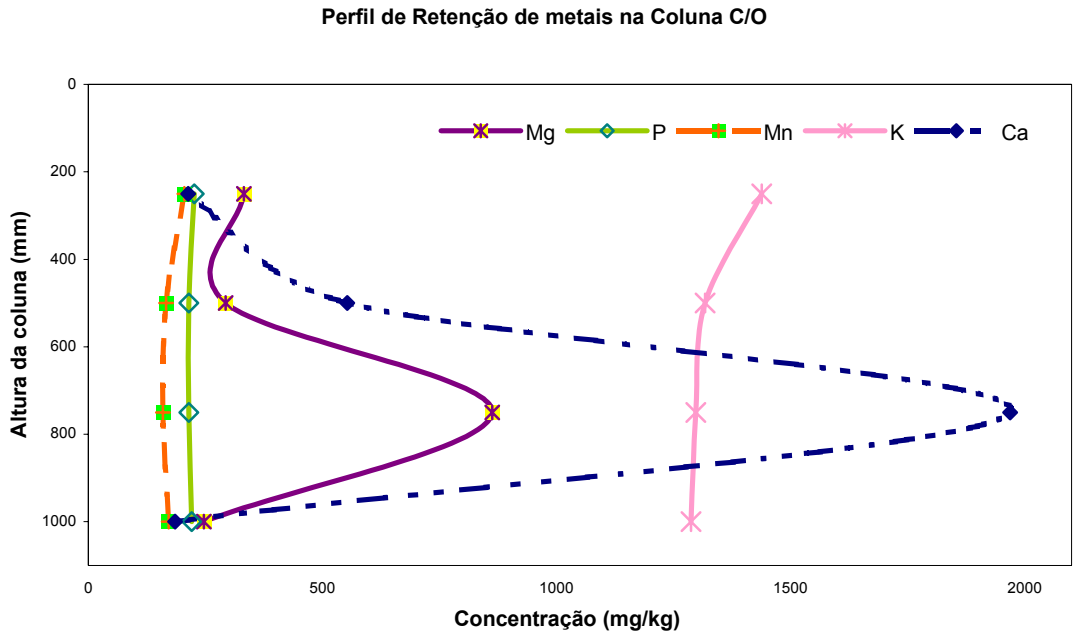


Figura 72 – Perfil de retenção de Fe e Al após 10,0 Volumes de Poros percolados com lixiviado nas colunas.



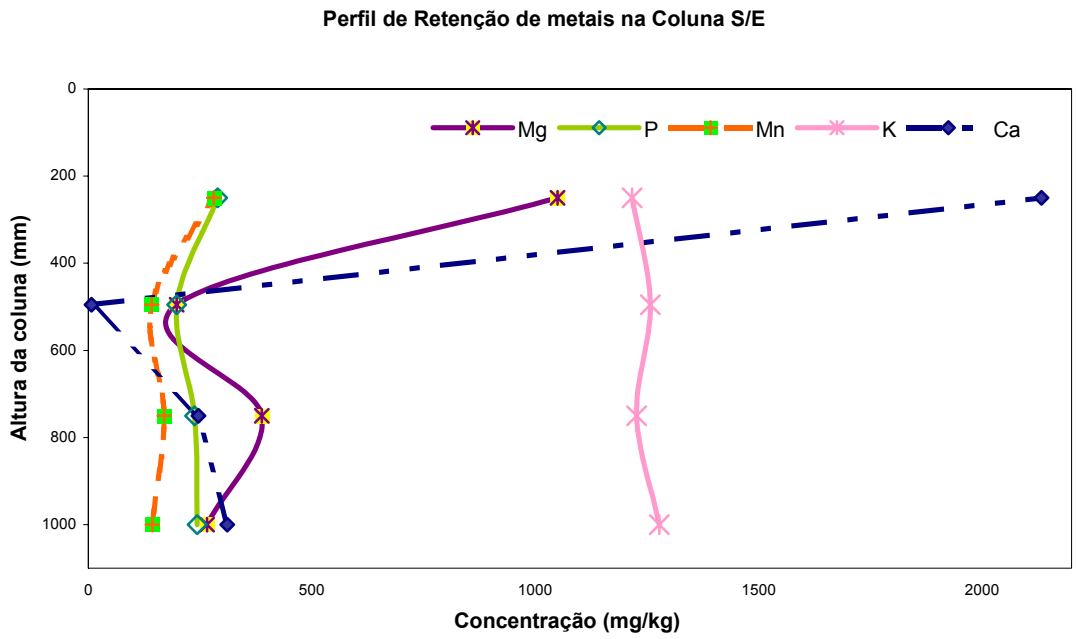
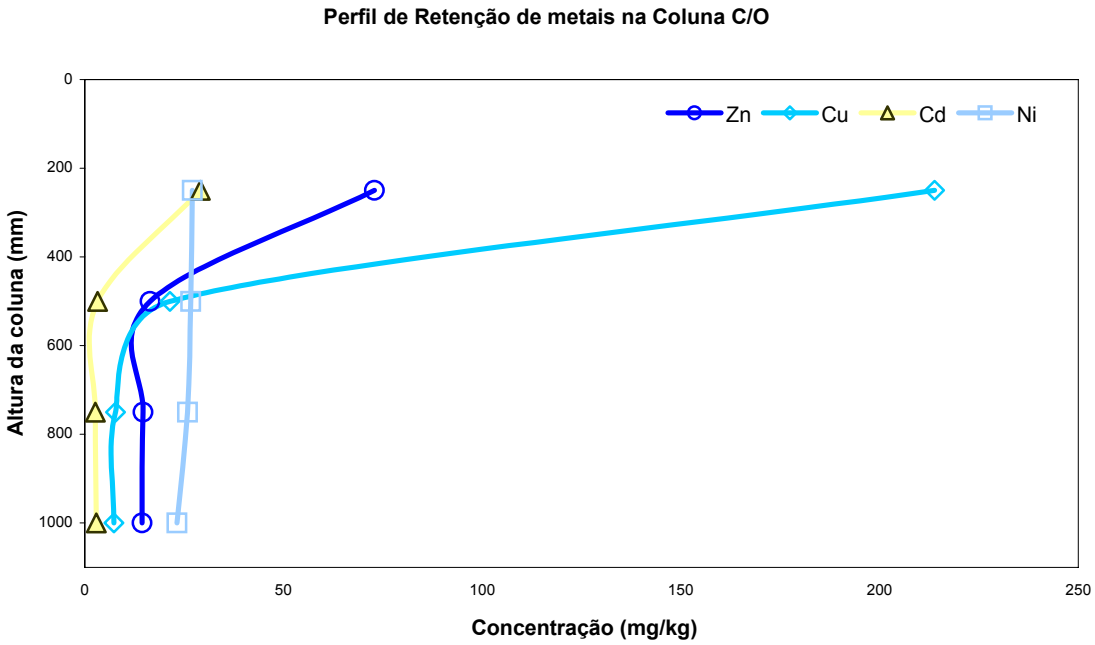


Figura 73 – Perfil de retenção de Mg, P, Mn, K e Ca após 10,0 Volumes de Poros percolados com lixiviado nas colunas.



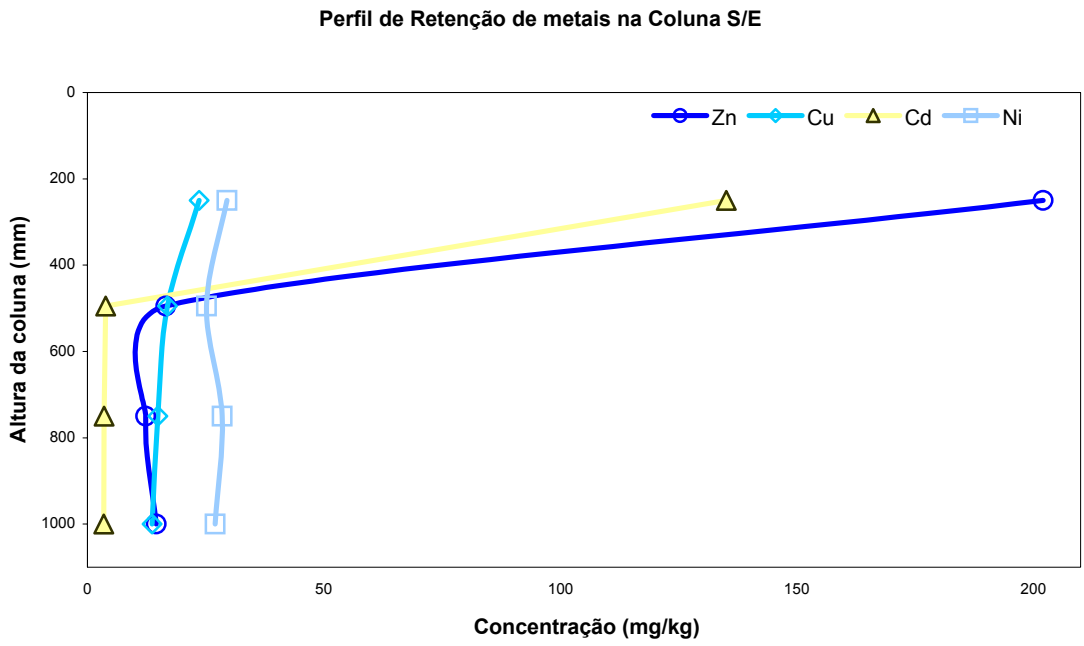


Figura 74 – Perfil de retenção de Zn, Cu, Cd e Ni após 10,0 Volumes de Poros percolados com lixiviado nas colunas.

Na Figura 72 observa-se o perfil de retenção para ferro e alumínio no solo percolado com lixiviado para as colunas C, O, S e E.

É possível observar que a frente de contaminação está em direção à parte superior das colunas para o ferro, por onde as amostras efluentes foram coletadas. Este comportamento é observado nas colunas C e O. Já nas colunas S e E observou que houve uma retenção na parte superior e também na parte inferior da coluna por onde houve a inserção do lixiviado.

Já para o alumínio é possível observar que a frente de contaminação está em direção à parte mediana das colunas C e O, entre 500 e 750 milímetros. Já nas colunas S e E observou que houve uma retenção na parte superior e também na parte inferior da coluna por onde houve a inserção do lixiviado.

Na Figura 73 observa-se o perfil de retenção para magnésio, fósforo, manganês, potássio e cálcio no solo percolado com lixiviado para as colunas C, O, S e E.

O cálcio e o magnésio foram os elementos que apresentaram significativa retenção pelo solo presente nas colunas C, O, S e E. Já o fósforo, o manganês e o potássio é possível observar para todas as colunas que estes foram retidos de forma homogênea por todo o perfil.

Assim, é possível observar nas colunas S e E que a frente de contaminação está em direção à parte superior das colunas para o cálcio, por onde as amostras efluentes foram coletadas. Já nas colunas C e O observou que houve uma retenção na parte inferior da coluna por onde houve a inserção do lixiviado.

Já para o magnésio é possível observar que a frente de contaminação está em direção à parte mediana das colunas C e O, nos 500 milímetros. Já nas colunas S e E observou que houve uma retenção representativa nos 750 milímetros.

Na Figura 74 observa-se o perfil de retenção para zinco, cobre, cádmio e níquel no solo percolado com lixiviado para as colunas C, O, S e E.

Todos estes elementos citados apresentaram comportamento semelhante na retenção pelo solo presente nas colunas C, O, S e E. Estes foram retidos em maior concentração na parte superior da coluna, apresentando frente de contaminação em direção à parte superior, por onde as amostras efluentes foram coletadas, apresentando alta mobilidade.

O formato das curvas de retenção obtidas para os elementos (Fe, Al, Mg, P, Mn, K, Ca, Zn, Cu, Cd e Ni) foram semelhantes às formas apresentadas por Oliveira et al., (2004) na investigação do acúmulo de metais em solo imediatamente abaixo de uma célula de aterro de resíduos sólidos e por Cassiano (2004) ao verificar o perfil de retenção de metais por material sólido do Aqüífero Guarani percolado com lixiviado alcalino.

A análise geral dos perfis de concentração dos metais pesados apresentados permite verificar uma ampla faixa de variação nas concentrações destes elementos, porém suas distribuições em função da profundidade são semelhantes nas colunas analisadas. Ou seja, o Fe, Al, Mg, P, Mn, K, Ca, Zn, Cu, Cd e Ni foram retidos principalmente na parte superior das

colunas, por onde as amostras efluentes do lixiviado foram coletadas, de forma que estes apresentam alta mobilidade durante a movimentação no perfil do solo.

Também observou que o Fe, Mg e Ca apresentaram concentrações com maior relevância na porção mediana do solo nas colunas C, O, S e E. O Mn, P, K e Ni não apresentaram expressivo enriquecimento, mantendo-se em concentrações constantes no solo das colunas analisadas.

O comportamento dos perfis de retenção para Ni e, em menor proporção para K, P e Mn, indica que no início do teste de percolação pode ter ocorrido a mobilização destes metais, fazendo com que estes permanecessem em solução por mais tempo e se deslocassem para as porções superiores das colunas.

Assim, o comportamento destes metais indicam possibilidade de deslocamento na pluma de contaminação, visto que a disponibilidade dos metais pesados está diretamente associada aos diferentes valores de pH do solo. Ambientes ácidos, como o solo estudado, favorecem a mobilidade destes metais, por apresentarem solubilidade mais elevada.

Assim, o pH ácido do solo e alcalino do lixiviado percolado nas colunas pode ter favorecido a ocorrência de reações de hidrólise, mantendo a maioria dos metais presentes na forma hidrolisada.

Observa-se também que houve um aumento significativo na concentração de alguns elementos no efluente coletado a cada 0,25 VP. Este aumento da concentração pode ser devido às reações de hidrólise do lixiviado com esses elementos adsorvidos às superfícies dos minerais e, também, ao pH ácido do solo, que possivelmente reagiu com o pH alcalino do lixiviado. Ao entrar na coluna, este pode ter sofrido reações de neutralização, promovendo possíveis precipitações dos elementos.

Elliot et al. (1986) e Fahhar e Pickering (1977) apud Oliveira et al., (2004) verificaram, utilizando teste de percolação em colunas, que o mecanismo de sorção preferencial dos metais pesados estava relacionado ao fenômeno de hidratação, o que geraria espécies mais facilmente sorvidas devido à afinidade com os grupamentos polares, presentes nas estruturas dos argilo minerais e isto é aqui evidenciado pelo valor do pH do solo que apresentava-se numa faixa de 4,3, o que pode ter facilitado a hidratação dos metais e, conseqüentemente, maior retenção. Portanto o processo de retenção dos metais pelo solo em estudo pode estar relacionado com fenômenos de adsorção e de troca catiônica.

Esses resultados de distribuição nos teores de metais estão de acordo com os encontrados por Cassiano (2004). No referido trabalho, o preenchimento das colunas foi feito com material sólido do Aqüífero Guarani. Essa semelhança pode ser explicada pelas semelhanças das características físicas e mineralógicas do material sólido de preenchimento das colunas em ambos experimentos.

O solo amostrado nas colunas após os 10,0 VP percolados com chorume, apresentou teores máximos de metais sorvidos: Fe = 19488,0 mg/kg; Al = 17265,0 mg/kg; Ca = 3916,0 mg/kg; K= 1488,6 mg/kg; Mg = 1428,0 mg/kg; Mn = 413,9 mg/kg; Zn = 342,0 mg/kg; P = 266,7 mg/kg; Cd = 223,6 mg/kg; Cu = 119,8 mg/kg e Ni == 32 mg/kg. Os elementos mais adsorvido pelo solo foram Cu, Cd, Ca, Zn, Mg e K, apresentando maior acumulo pelo solo em termos quantitativos, alcançando valores elevados.

Foi verificado que, o Ca, K, Cu, Fe e Mn foram os metais mais abundantes nos efluentes, bem como os mais abundantes no solo. A partir dessa análise, torna-se evidente a relação entre a concentração do metal sorvido no solo e sua concentração no percolado, conforme já observado também por Hamada et al. (2004).

Esse comportamento pode ser explicado devido à relativa facilidade de troca que alguns cátions apresentam, sendo que estão sujeitos à troca de íons por adsorção aos minerais presentes no solo, em maior ou menor grau, em função da valência e dos raios iônicos dos elementos envolvidos.

É importante salientar que, no teste de percolação aqui desenvolvido, o solo estava em suspensão, ou seja, a superfície exposta para a ocorrência das reações de sorção era a maior possível, sendo máximas as oportunidades de interação solo-contaminante. Em uma amostra de solo natural (condições de campo), parte da superfície das partículas está em contato com partículas da solução contaminante, diminuindo a superfície disponível para a sorção.

Portanto, não foi possível distinguir e definir os mecanismos responsáveis pela retenção de metais, como adsorção, precipitação ou complexação. Foram analisadas as condições físico-químicas do ambiente de ocorrência das reações e, através das análises dos parâmetros físico-químicos, procurou-se verificar a tendência da ocorrência de determinados mecanismos de retenção dos metais.

No entanto, considerando os valores médios da concentração de metais retidos no solo, através dos perfis de retenção gerados nas Figura 72 à 74 obtidos após 10,0 VP percolados com lixiviado, verificou-se retenção dos metais pelo solo, o que confirma os valores reduzidos nos efluentes coletados. Ou seja, o afluente apresentava uma certa concentração de metais, a cada 0,25 VP percolados as amostras efluentes coletadas apresentaram concentrações reduzidas, pois esse excedente não estavam mais sendo observados nos efluentes, mas sim retidos no solo.

No presente estudo foi observado que o solo tem capacidade de retenção de metais, porém faz-se necessário um estudo com percolação por períodos mais longos *in situ*, pois os resultados experimentais, mesmo mostrando tendência na retenção de elementos e substâncias potencialmente poluentes presentes nos lixiviados, não são totalmente conclusivos, reforçando a necessidade de incrementar estudos dessa natureza no desenvolvimento de projetos para o monitoramento de aterros de disposição final de resíduos sólidos urbanos.

6. CONCLUSÕES

- Pelos valores obtidos de CTC, pH, Superfície Específica e pela classe textural arenosa, observou-se que esse solo possui deficiência capacidade de retenção de contaminantes;

- Os parâmetros DQO, pH, Condutividade Elétrica, Potencial Redox e Turbidez avaliados em função do volume de poros percolados com lixiviado mostraram que inicialmente o solo do aterro funcionou como filtro, tendo capacidade de depuração e imobilização das impurezas nele depositadas apesar de suas características físico-químicas não favoráveis à atenuação dos contaminantes; mas constatou-se também que essa capacidade de filtragem é limitada, podendo haver alteração na qualidade do solo devido ao efeito acumulativo da deposição dos poluentes ocorrida ao longo da percolação com o lixiviado;

- O lixiviado do aterro sanitário de São Carlos apresentou elevados teores de DQO, Condutividade Elétrica, Turbidez, Eh e também elevados valores de pH, o que o enquadra na fase alcalina de estabilização da matéria orgânica;

- O pH permaneceu na faixa alcalina no lixiviado a partir dos 2,0 VP. Nesta condição, o processo de troca de cátions (dessorção e dissolução) tornou-se menos importante e provavelmente os mecanismos de precipitação predominaram nesse sistema;

- O solo reteve 48,9% de matéria orgânica nas colunas C e O, e 22,9% de matéria orgânica nas colunas S e E .

- Pelos resultados obtidos através da sondagem a trado, o perfil do subsolo pode ser individualizado em dois horizontes segundo sua origem genética em solo Coluviar e solo residual de Arenito eólicos da Formação Botucatu;

- Com relação ao coeficiente de condutividade hidráulica, o solo apresentou um valor muito acima do recomendado pelos órgãos ambientais. Em virtude disso, a área do Aterro Sanitário de São Carlos não poderia ser utilizada como camada de impermeabilização das laterais e do fundo de aterro sanitário, pois a passagem do lixiviado ocorre com maior facilidade em áreas que apresentam solo com elevada condutividade hidráulica. Nota-se que é de extrema importância que no local a ser implantado um aterro sanitário exista um depósito natural de solo com baixa permeabilidade ($k < 10^{-7}$ cm/s) para isolar os resíduos sólidos e o lixiviado tanto na base como nas laterais do aterro, atuando como barreira e evitando a contaminação do subsolo;

- Pela observação *in situ*, constata-se que a área de disposição de resíduos sólidos de São Carlos esta situado sobre rochas da Formação Botucatu. Neste local é possível observar afloramentos que são constituídos por arenitos de granulação fina, avermelhada, com grãos de quartzo foscos e bem selecionados, mostrando estratificações cruzadas de grande porte tangenciais na base que os identificam por estas características típicas, como pertencentes à Formação Botucatu.

- A mineralogia do solo presente no local é composta de quartzo, caulinita, goetita, hematita, gibsita e ilita.

- Observou ausência de atividade microbiológica no solo apresentado do local e no solo percolado com lixiviado.

- Os microrganismos ficaram incapacitados de realizar a degradação completa dos compostos por falta de material facilmente metabolizável.

- Os elementos Ni, Na, K e Cl apresentaram-se pouco reativos e com alta mobilidade, pois foram os preferencialmente percolados com o lixiviado, observados nas curvas características de transporte de contaminantes;

- O solo amostrado nas colunas após os 10,0 VP percolados com chorume, apresentou teores máximos de metais sorvidos: Fe = 19488,0 mg/kg; Al = 17265,0 mg/kg; Ca = 3916,0 mg/kg; K= 1488,6 mg/kg; Mg = 1428,0 mg/kg; Mn = 413,9 mg/kg; Zn = 342,0 mg/kg; P = 266,7 mg/kg; Cd = 223,6 mg/kg; Cu = 119,8 mg/kg e Ni == 32 mg/kg.

- Os elementos mais adsorvido pelo solo foram Cu, Cd, Ca, Zn, Mg e K, apresentando maior acumulo pelo solo em termos quantitativos, alcançando valores elevados. A preferência de sorção apresentada pelos solos nas colunas: Cu > Cd > Ca > Zn > Mg > K > Mn > P > Fe > Ni > Al. Cujos valores retidos no solo das colunas podem estar evidenciando a capacidade deste solo em reter contaminantes;

- Foi verificado que, o Ca, K, Cu, Fe e Mn foram os metais mais abundantes nos efluentes, bem como os mais abundantes no solo. A partir dessa análise, torna-se evidente a relação entre a concentração do metal sorvido no solo e sua concentração no percolado.

-Não foi possível distinguir e definir com precisão os mecanismos responsáveis pela retenção de metais devido à complexidade dos parâmetros envolvidos no desenvolvimento do teste de percolação em colunas e, também, devido à composição muito variada do lixiviado, o que torna difícil o controle de todos os parâmetros envolvidos.

- As características de retenção diferem entre os metais e entre os tipos de solo, pois a preferência de adsorção entre as espécies metálicas não é igual para os diferentes tipos de solo. É necessário entender os mecanismos de adsorção envolvidos na retenção de metais pesados e o papel dos vários constituintes, tanto no solo quanto no lixiviado contaminante, o que se torna uma tarefa difícil, uma vez que o lixiviado tem composição muito complexa e variada.

-No presente estudo foi observado que o solo tem capacidade de retenção de metais, porém faz-se necessário um estudo com percolação por períodos mais longos *in situ*, pois os resultados experimentais, mesmo mostrando tendência na retenção de elementos e substâncias potencialmente poluentes presentes nos lixiviados, não são totalmente conclusivos, reforçando a necessidade de incrementar estudos dessa natureza no desenvolvimento de projetos para o monitoramento de aterros de disposição final de resíduos sólidos urbanos.

- As informações disponíveis dos processos de atenuação pelo solo têm sido incrementadas nos últimos anos, mas os números de atenuações documentadas por material de característica arenosa são pouco e a diversidade dos processos de atenuação ainda não é bem entendida. Portanto, há necessidade de se incrementar esses dados, pois aparentemente os processos de atenuação de plumas de contaminantes de lixiviado pode significar natural remediação, limitando os efeitos prejudiciais da presença de lixiviado em águas subterrâneas.

7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Em decorrência do aprendizado obtido com os ensaios efetuados, sugere-se a continuidade dos estudos de contaminação nos solos de aterros sanitários, abrangendo os seguintes aspectos: uso de artifícios matemáticos para obtenção de balanço de massa dos metais retidos no solo, realização de estudos de contaminação em baixas taxas de fluxo e aprofundamento na investigação de possíveis reações de sorção quando da contaminação dos solos pelos percolados de aterro;

- Há uma certa limitação para o emprego dos resultados obtidos que, embora relevantes, devem ser avaliados com cautela quando se vislumbra o emprego deste tipo de solo sob condições de campo. O estudo foi realizado em condições de laboratório e a alimentação de água e lixiviado nas colunas foi controlada de maneira uniforme, situação difícil de ocorrer em campo. Portanto, os resultados merecem estudos complementares, inclusive sob condições de campo;

- Para avaliar o transporte de contaminantes, além dos parâmetros determinados em laboratório, faz-se necessário um estudo em escala de campo para conhecer o comportamento destes contaminantes *in situ*.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, R. C. (2000). Compressibilidade de Maciços Sanitários, Dissertação de Mestrado, Escola Politécnica, USP.

AGNELLI, N. (1997). Comportamento de um solo colapsível inundado com líquidos de diferentes composições químicas. São Carlos, 205p. Tese (Doutorado em Geotecnia) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

AGUIAR, M. R. M. P. de; NOVAES, A. C.; GUARINO, A. W. S. Remoção de metais pesados de efluentes industriais por aluminossilicatos. Química Nova, v.25, n.6b, p.1145-1154, 2002.

AGUIAR, R. L. (1989). Mapeamento geotécnico da área de expansão urbana de São Carlos - SP. (Dissertação de Mestrado). EESC-USP. 197 p.

ALCÂNTARA, M. A. K. de; CAMARGO, O. A. Isotermas de adsorção de Freundlich para crômio (III) em Latossolos. Scientia Agricola, v.58, n.3, p.567-572, 2001.

ALLEN, H. E.; YANQING, L; TORO, D. M. Di (2002). Ecotoxicity of Ni in soil. Center for the Study of Metals in the Environment, Department of Civil and Environmental Engineering, University of Delaware, Newark, DE 19716 USA.

ALLEONI, L.R.F.; CAMARGO, O.A.. Iron and aluminium oxides and the mineralogy of iron free clay fraction of acric oxisols. Sci. agric. (Piracicaba, Braz.), Piracicaba, v. 52, n. 3, Dec. 1995 . Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttextepid=S0103-90161995000300002elng=enenrm=iso>. Acesso em: 18 Jan. 2009. doi: 10.1590/S0103-90161995000300002.

ALLOWAY, B.J. Heavy metals in soils. New York: John Wiley, 1990. 339p.

ALMEIDA, T. L. de. Estudo da atenuação dos contaminantes de lixiviados no solo. São Carlos. 126p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 2005.

AMARAL SOBRINHO, N. M. B. Interação dos metais pesados de resíduos siderúrgicos com solo Podzólico Vermelho-Amarelo. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, p.163, 1993. (Tese de Doutorado)

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENTAL FEDERATION (1998). Standard methods for the examination of water and wasterwater. 20th ed. Washington, APHA.

ANDRADE, D.S.; MIYAZAWA, M.; HAMAKAWA, P.J. Microrganismos amonificadores e nitrificadores. In: HUNGRIA, M.; ARAUJO, R.S. (Eds.). Manual de métodos empregados em estudos de microbiologia agrícola. Brasília: Embrapa-SPI, 1994. p.355-367.

APHA; AWWA; WPCF (2005) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st edition. Washington. American Public Health Association, American Water Woks Association, Water Environment Federation . Washington-DC, USA.

ARAUJO, W.S. et al. Relação entre adsorção de metais pesados e atributos químicos e físicos de classes de solo do Brasil. R Bras de Ci Solo, v.26, p.17-27, 2002.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CIMENTO PORTLAND - ABCP (1992). Ensaios em Permeabilidade em solos. São Paulo, SP.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (1980). NBR 6484 – ***Poços de Monitoramento e amostragem***. Projeto de Norma: PN – 1:603. 06.003. Rio de Janeiro.

_____ (1982) NBR 6508: solo: grãos de solo que passam na peneira de 4,8 MM – determinação da massa específica. Rio de Janeiro, 1982.

_____ (1984). NBR 6459: solo: determinação do limite de liquidez. Rio de Janeiro.

_____ (1984). NBR 7180: solo: determinação do limite de plasticidade. Rio de Janeiro.

_____ (1984a) NBR 7181 – ***Solo - Análise Granulométrica***. Rio de Janeiro: 13 p.

_____ (1984b). NBR 6508 – ***Solos: determinação de massa específica***. Rio de Janeiro.

_____ (1985). NBR 8849 – ***Apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos***. Procedimento. ABNT 2:09. 38-074/83. Rio de Janeiro, 9p.

_____ (1986). NBR 0007: amostragem de resíduos: procedimento. Rio de Janeiro.

_____ (1986a). NBR 6457 – ***Solos: preparação para ensaios de compactação e caracterização***. Rio de Janeiro.

_____ (1986b). NBR 7182 – ***Solos: ensaios de compactação***. Rio de Janeiro.

_____ (1986c). NBR 9603 – ***Sondagem a trado***. Rio de Janeiro.

_____ (1986d). NBR 6484 – ***Solos: preparação para ensaios de compactação e caracterização***. Rio de Janeiro.

_____ (1992). NBR 8419 – ***Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos***. Procedimento. Projeto NB-843/1983. Rio de Janeiro, 7p.

_____ (1997a). NBR 13.896 – ***Aterros de resíduos não perigosos – Critérios para projeto, implantação e operação***: Procedimento. Projeto 01:603. 06-006/1993. Rio de Janeiro, 12p.

_____ (1997b). NBR 13.895 – ***Construção de poços de monitoramento e amostragem***: ***Procedimento***. Projeto 01:603. 06-003/1993. Rio de Janeiro, 21p.

_____ (2000). NBR 14545. Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos a carga variável. Rio de Janeiro.

_____ (2004). NBR 10004 – ***Resíduos sólidos - classificação***. Rio de Janeiro.

_____ (2004). NBR 10005 – ***Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos***. Rio de Janeiro.

_____ (2004). NBR 10006 - ***Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos***. Rio de Janeiro.

_____ (2004). NBR 10007 – ***Amostragem de resíduos sólidos***. Rio de Janeiro.

BARBOSA. M.C., DE PAULA, E. H., ALMEIDA, M. S. S. (1994) - Determinação de Parâmetros de Sorção e Difusão Pura em um Solo Arenoso de Jacarepaguá, RJ. Anais do 4o Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental – REGEO'99, eds. T.M. de Campos e Vidal, D. E., São José dos Campos, p. 352-361.

BASTA, N.T.; TABATABAI, M.A. Effect of cropping systems on adsorption of metals by soils: II. Effect of pH. Soil Science, Baltimor, v.156, p.195-204, 1992.

BEAR, J. (1972). Dynamics of fluids in porous media. New York: American Elsevier.

BEAR, J. (1979). Hydraulics of groundwater. New York: McGraw-Hill. Book Company, 1979. 569p.

BENSON, C. H., HARDIANTO, F. S. , MOTAN, E. S., 1994. Representative Specimen Size for Hydraulic Conductivity Assessment of Compacted Soil Liners, Hydraulic Conductivity and Waste Contaminant Transport in Soil, ASTM, Philadelphia.

BEWICK, D. The mobility of pesticides in soil – studies to prevent groundwater contamination. In: BORNER, H. Pesticides in ground and surface water. Heidelberg: Springer-Verlag, 1994. p.61.

BIDONE, F.R.A. e POVINELLI, J. (1999) Conceitos básicos de resíduos sólidos. São Carlos, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 109p.

BOFF, F. E. (1999). Avaliação do comportamento de uma mistura compactada de solos lateríticos frente a soluções de Cu++, K+ e Cl^- em colunas de percolação. São Carlos, 190p. Dissertação de Mestrado em Geotecnia, EESC, USP.

BOLAN, N.S.; NAIDU, R.; SYERS, J.K.; TILLMAN, R.W. Surface charge and solute interactions in soils. Advances in Agronomy, v.67, p.87-140, 1999.

BORGES, A. F.; CAMPOS, T. M. P. de; NOBRE, M. M. M. Desenvolvimento de um sistema de permeâmetros para ensaios de transporte de contaminantes em laboratório. Solos e Rochas: revista latino-americana de Geotecnia. (ABMS/ABGE) São Paulo, v. 20, n. 3, p. 191-207, dez. 1997.

BORGES, A.F.; Avaliação dos mecanismos de transporte de hexaclorociclohexano (HCH) no solo da Cidade dos Meninos, Duque de Caxias, RJ; Dissertação de Mestrado, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil; 1996.

BOSCOV, M.E.G. (1997): Contribuição ao Projeto de Sistemas de Contenção de Resíduos Perigosos Utilizando Solos Lateríticos. Tese de Doutorado, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo - SP.

BOURG, A .C .M.; LOCH, J .P .G. Mobilization of Heavy Metals as affected by pH and Redox conditions. In: SOLOMONS, W; STIGLIANI, W. M. Biogeodynamics of Pollutants in Soils and Sediments – Risk Assessment of Delayed and Non-Linear Responses. Berlin, Springer, 1995. p. 87 – 100.

BOWEN, H. J. M. Environmental chemistry of the elements. London: Academic Press, 1979.
BRADL, H.B. Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. Journal of Colloid and Interface Science, v.277, p.1-18, 2004.

BRADL, H.B. Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. J. Colloid Interface Sci., 277:1-18, 2004.

BRITO, N.N.; ZAMORA, P.P.; NETO, A.L.O.; DE BATTISTI, A.; PATERNIANI, J.E.S.; PELEGRINI, R.T. (2004). Biorremediação e Controle Ambiental. IV Fórum de Estudos Contábeis, Faculdades Integradas Claretianas, Rio Claro, SP. Disponível em: www.ceset.unicamp.br/lte/artigos/4fec02_2004. Pesquisado em: maio 2007.

BUCHTER, B.; DAVIDOFF, B., AMACHER, M. C.; HINZ, C.; ISKANDAR, I. K.; SELIM, H. M. Correlation of Freundlich Kd and n retention parameters with soils and elements. Soil Science, v.148, n.5, p.370-379, 1989.

CAETANO-CHANG, M. R. WU, F.T. (2003). A composição faciológica das formações Pirambóia e Botucatu no centro-leste paulista e a delimitação do contato entre as unidades. São Paulo, UNESP, Geociências, v. 22, N. Especial, p. 33-39, 2003.

CALÇAS, D.A.N.Q.P. (2001): Atenuação da Carga Orgânica do Chorume de Aterro Sanitário em Solos Arenosos Compactados. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Engenharia de Bauru, Universidade Estadual Paulista.

CAMARGO, O.A. de; ALLEONI, L.R.F.; CASAGRANDE, J.C.(2001) Reações dos micronutrientes e elementos tóxicos. In: FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P. da; van RAIJ, B.; ABREU, C.A. de (Ed.). Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura. Jaboticabal: CNPq/FAPESP/ POTAFOS. cap. 5, p. 89-124.

CAMARGO, O.A. de; ROVERS, H.; VALADARES, J.M.A.S.(1989) Adsorção de níquel em Latossolos paulistas. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.13, p.125-129.

CAMARGO, O.A.; MONIZ, A.C.; JORGE, J.A.; VALADARES, J.M.A.S. (1996). Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agronômico de Campinas. Campinas: IAC, Boletim Técnico, 106. 1996. 94p.

CANTARELLA, H.; CORRÊA, L.; PRIMAVESI, A.C.; FREITAS, A.R.; SILVA, A.G. Ammonia losses by volatilization from coastcross pasture fertilized with two nitrogen sources. In: INTERNATIONAL GRASSLAND CONGRESS, 19., 2001, São Pedro. Proceedings. Piracicaba: FEALQ, 2001. p.190-192.

CAPUTO, Homero Pinto. Mecânica dos Solos e suas aplicações. 6. ed. rev. Rio de Janeiro: LTC, 1988. 1 v.

CARVALHO, M. F., Comportamento Mecânico de resíduos sólidos urbanos. EESC-USP, 1999. 300 p. Tese (Doutorado em Geotecnia). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo.

CASSIANO, A. M. (2004). Implicações Ambientais dos processos de atenuação de chorume em Aquífero. Relatório Científico apresentado a FAPESP. 10 p.

CETESB (1997). Relatório de Qualidade das Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo. Série Relatórios. 106 p. São Paulo.

CETESB (2000): II Seminário Internacional Sobre Qualidade de Solos e Águas Subterrâneas: Propostas de Valores Orientativos para o Estado de São Paulo. Anais. São Paulo, 2000.

CETESB (2001). Relatório de qualidade das águas subterrâneas nos Estado de São Paulo 1998 - 2000. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 96p. (Série relatórios).

CETESB (2001a): Relatório de Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterâneas no Estado de São Paulo / Dorothy C.P. Casarini [el al]. São Paulo, 73p.

CETESB (2001b). Estabelecimento e valores de referência de qualidade e valores de intervenção para solos e águas subterrânea no estado de São Paulo. São Paulo, 92p. 2001. (Relatório Final. Série Documentos Ambientais).

CETESB (2001c). Manual de gerenciamento de áreas contaminadas. Projeto GTZ. 2ed. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 389p. 2001c.

CETESB (2003). Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 2002. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 273p.

CETESB (2004) Relatório de qualidade das águas subterrâneas no Estado de São Paulo 2001 – 2003. Série Relatórios. São Paulo.

CETESB (2005). Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares. Diretoria de Controle de Poluição Ambiental. Relatório Síntese. v.1, jan.

CETESB (2007). Inventário estadual de resíduos sólidos domiciliares. Relatório de 2006. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 98p. (Série relatórios). 2007.

CETESB (2007b). Procedimento para amostragem de água subterrânea. Cód: S704V01. 02/02/2007. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2p. 2007d.

CHANG, T.W.; WANG, M.K.; LIN, C., 2002. Adsorption of cooper in the different sorbent/water ratios of soil systems. Water, Air, and Soil Pollution, v.138, p.199-209.

CHIAN, E.S.K., DeWALLE, F.B., Characterization and Treatment of Leachate Generated form Landfills. Symp. ASChE Symposium Series. Vol 71, pp 319-327, 1975.

CHIOU et al. (1983). Partition equilibriums of nonionic organic compounds between soil organic matter and water. Environ. Sci. Technol., 1983, 17 (4), pp 227–231 DOI: 10.1021/es00110a009 Publication Date: April 1983.

CHRISTENSEN, T. H. (1992). Attenuation of Leachate Pollutants in Groundwater. In: CHRISTENSEN, T. H.; COSSU, R.; STEGMANN, R. (eds.) Landfilling of waste: leachate. E. e F. N. Spon, London. p. 441-484.

CHRISTENSEN, T. H.; KJELSEN, P.; BJERG, P. L.; JENSEN, D. L.; CHRISTENSEN, J. B.; BAUN, A.; ALBRECHTSEN, H-J.; HERON, G. (2001). Biogeochemistry of landfill leachate plumes. Applied Geochemistry, v. 16, p. 659-718.

CLARETO, C. R. (1997) Tratamento dos lixiviados gerados em aterros sanitários utilizando reator anaeróbio compartimentado. São Carlos, 1997. 119p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

COLMANETTI, J. P. Comportamento de filtros geotêxteis em sistemas de drenagem para resíduos sólidos municipais. 2000. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2000.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB (1993). Resíduos Sólidos Industriais. Atlas/ São Paulo.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 20, 1986. Classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Ministério do Meio Ambiente.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, 2005. Classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Ministério do Meio Ambiente.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 396, 2008. Classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Ministério do Meio Ambiente.

CONTRERA, R. C. Tratamento de lixiviados de aterros sanitários em sistema de reatores anaeróbios e aeróbios operados em bateladas seqüenciais. 2008. Tese. Doutorado em Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo.2008.

CONTRERA, R. C.; ZAIAT, M. ; SCHALCH, V. . Remoção de metais em um reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF) tratando lixiviados de aterros sanitários. In: XII Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2006, Porto. Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto : SILUBESA, 2006. v. 6. p. 1-15.

COUTINHO, L.M. (1978). O Conceito de Cerrado. Revista Brasileira Botânica. vol 1, p. 17-24.

CUNHA, R.C.de A.; O.A. de CAMARGO; KINJO, T. Aplicação de três isotermas na adsorção de zinco em Oxissolos, Alfissolos e Ultissolos. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.18, p.18-15, 1994.

DANIEL, D. E. et al., 1985, Fixed-Wall vs. Flexible-Wall Permeameters, Hydraulic Barriers in Soil and Rock, Special Technical Publications 867, ASTM, Philadelphia.

DANIEL, D. E.; SHACKELFORD, C. D. Containment of Landfill Leachate with Clay Liners. In: CHISTENSEN, T. H.; COSSU, R.; STEGMANN, R. Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact. London: Academic Press, 1989.

DAVIES, M.P.; CAMPANELLA, R.G. (1995): Piezocone Technology: Downhole Geophysics for the Geoenvironmental Characterization of Soil, Proceedings of SAGEEP 95, Florida.

DEMATTÊ, J. O. I. (1989). Crso de Gênese e Classificação de solos. Centro Acadêmico Luiz de Queiroz (ESALQ). Piracicaba.

DEPARTAMENTO ESTADUAL DE ÄGUAS E ENERGIA ELÉTRICA (DAAE). Regionalização hidrológica do Estado de São Paulo, São Paulo, 1997.

DIAS, N.M.P.; ALLEONI, L.R.F.; CASAGRANDE, J.C.; CAMARGO, O.A. Adsorção de cádmio em dois Latossolos ácricos e um Nitossolo. Revista Brasileira de Ciência de Solo, v.25, p.297-304, 2001a.

DIAS, N.M.P.; ALLEONI, L.R.F.; CASAGRANDE, J.C.; CAMARGO, O.A. Isotermas de adsorção de cádmio em solos ácricos. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.5, n.2, p.229-234, 2001b.

DOMENICO, P. A., F. W. SCHWARTZ. (1991). Physical and chemical hydrogeology. Wiley.

EKLUND, A. G. A laboratory comparison of the effects of water and waste leachate on the performance of soil liners. Hydraulic Barriers in Soil and Rock, ASTM STP 874, A. I. Johnson, R.K. Frobel, N.J. Cavalli, and C. B. Pettersson. Eds., American Society for Testing and Materials, Philadelphia, 1985, pp.188-202.

ELBACHÁ, A. T. (1989) - Estudo da Influência de Alguns Parâmetros no Transporte de Massa em Solos Argilosos. Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Civil - PUC-Rio. 178 pp.

ELEUTÉRIO, L. Diagnóstico da situação ambiental da cabeceira da Bacia do rio Doce, MG, no âmbito das contaminações por metais pesados em sedimentos de fundo. Ouro Preto, 1977. 137p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Minas, Universidade Federal de Ouro Preto.

ELSBURY, B. R. et al., 1988, Field and Laboratory Testing of a Compacted Soil Liner, Report to U.S.E.P.A., Ohio.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (2004). Disponível em <http://www.cnpma.EMBRAPA.br/projetos/index.php3?sec=guara>.Acesso em 11/nov/2004.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. Manual de métodos de análises de solo. 2.ed. Rio de janeiro, 1997. 212p.

EZAKI, S.; HYPOLITO, R. Avaliação da disponibilidade de íons de metais pesados associados a solos de dois aterros sanitários da região metropolitana de São Paulo – SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23, 2005, Campo Grande. Anais... Campo Grande: ABES, 2005.

FADIGAS, F. de S.; AMARAL-SOBRINHO, N.M.B.do; MAZUR, N.; ANJOS, L.H.C.dos; FREIXO, A.A. Concentrações naturais de metais pesados em algumas classes de solos brasileiros. Bragantia, v.61, n.2, p.151-159, 2002.

FERGUSON, J. E. The heavy elements: chemistry, environmental impact and health effects. Oxford: Pergamon Press, 1989. 614 p.
FETTER, C. W. (1994). "Applied Hydrogeology," 3rd./Ed. Macmillan College Publ. Co., New York. 691p.

FIGUEIREDO, B. R. Minerais e ambiente. Campinas, ABDR, 2000. p. 117 – 125.

FILSAN ENGENHARIA E SERVIÇOS SA. Estudo de impacto ambiental: aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos da Fazenda Guaporé. Prefeitura Municipal de São Carlos, São Carlos, 1989.

FILSAN ENGENHARIA E SERVIÇOS SA. Projeto executivo: aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos da Fazenda Guaporé. Prefeitura Municipal de São Carlos, São Carlos, 1989.

FIPAI. Ensaios dos percolados do aterro sanitário da cidade de São Carlos. EESC-USP, São Carlos, 2001.

FONTOURA, S. A. B.; DE CAMPOS e T. M. P.; NOBRE, M. M. M. (1987) – Migração de poluentes através de meios porosos. In: Simpósio sobre Barragens de Rejeitos e Disposição de Resíduos Industriais e de Mineração. Novembro. p.39– 60.

FORD, R.G.; SCHEINOST, A.C.; SPARKS, D.L. Frontiers in metal sorption/precipitation mechanisms on soil mineral surfaces. Advances in Agronomy, v.74 , p.41-62, 2001.

FOSTER, S.; HIRATA, R. (1993). Determinação do risco de contaminação das águas subterrâneas: um método baseado em dados existentes. Instituto Geológico (Boletim 10), São Paulo.

FOURNIER, J. C.; HORMATALLAH, A.; COLLU, T.; FRONCEK, B. Labelling of microbial biomass with radioactive substrates as a means to estimate pesticide effects in soil. The Science of Total Environment, v. 123/124, p. 325 – 332, 1993.

FREEZE, R.A. e CHERRY, J.A. (1979): Groundwater. Editora Prentice Hall, Inc. Englewood Cliffs, New Jersey, USA.

FREIRE, M.B.G.dos S.; RUIZ, H.A.; RIBEIRO, M.R.; FERREIRA, P.A.; ALVAREZ V., V.H.; FREIRE, F.J. Condutividade hidráulica de solos de Pernambuco em resposta à condutividade elétrica e RAS da água de irrigação, Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 7, n. 1, 45-52, 2003.

FREITAS, A.L.S. (1996). Caracterização do aqüífero Botucatu na região do Lixão de São Carlos – SP. 113p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

FRESCA, F. R. C. (2007) Estudo da geração dos resíduos sólidos domiciliares no Minicípio de São Carlos-SP, a partir da caracterização física. Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, São Carlos-SP, 2007.

GARCÍA-SÁNCHEZ, A.; ALASTUEY, A.; QUEROL, X. Heavy metal adsorption by different minerals: application to the remediation of polluted soils. The Science of the Total Environment, v.242, p.179-188, 1999.

GAUDETTE, H., MULLER, G., STOFFERS, P. (1974). An inexpensive titration method for the determeination of organic carbon in recent sediments. Journal of Sedimentary Petrology, V. 44(1), p. 249-253
GENTIL, V. Corrosão. Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos, 3a ed., 1996, 338 p.

GILLMAN, G.P. & UEHARA, G. Charge characteristics of soils with variable charge minerais: II. Experimental. Soil Sei. Soe. Am. J., Madison, 44: 252-255, 1980.

GOLDBERG, S. Adsorption models incorporated into chemical equilibrium models. Soil Science Society of America Special Publication, n.42, p.75-93, 1995.

GOMES, L. P. (1989). Estudo da caracterização física e da biodegrabilidade dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários. Dissertação de mestrado – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. São Carlos/SP: 1989.

GOMES, L. P.; COELHO, O. W.; ERBA, D. A.; VERONEZ, M. (2003). Critérios de seleção de áreas para disposição final de resíduos sólidos. In: Cleverson Vitório Andreoli (coord.). Resíduos Sólidos do Saneamento: Processamento, Reciclagem e Disposição final. PROSAB 2. Capítulo 6. p.145-63.

GOMES, L. P.; MARTINS, F. B. Projeto, Implantação e Operação de Aterros Sustentáveis de Resíduos Sólidos Urbanos para Municípios de Pequeno Porte. In: CASTILHOS JUNIOR, A. B. et al. (Org.). Resíduos Sólidos Urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte. Rio de Janeiro: RiMa/ABES, 2003.

GUERRA, A.J.T.; CUNHA, S.B. (2003). Geomorfologia e meio ambiente. 4.ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil.

GUIMARÃES. L.T. (2000). Utilização do Sistema de Informação (SIG) para Identificação de Áreas Potenciais para Disposição de Resíduos na Bacia do Paquequer, Município de Teresópolis – RJ. Dissertação (mestrado). Universidade Federal do Rio de Janeiro. (2000).

HAMADA, J. Influência da compactação de um solo arenoso na infiltração e retenção de carga orgânica de chorume. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 9, n. 3, p. 180-186, jul-set. 2004. Disponível em: http://www.abes-dn.org.br/publicacoes/engenharia/resaonline. Acesso em: novembro de 2005.

HARTER, R.D. Effect of soil pH on adsorption of lead, copper, zinc and nickel. Soil Sci. Soc. Am. J., 47:47-51, 1983.

HARTER. R.D.; NAIDU, R. An assessment of environmental and solution parameter impact on trace-metal sorption by soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 65:597-612, 2001.
HINZ, C. Description of sorption data with isotherm equations. Geoderma, v.99, p.225-243, 2001.

HUHEEY, J. E.; KEITER, E. A.; KEITE, R. L. Inorganic chemistry, principles of structure and reactivity. 4. ed. Harper Collins College Publishers, 1993. 964 p.

IBGE (2002). Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2002. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Brasil. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/27032002pnsb.shtm>. Acesso em: 31 jan. 2006.

IG/CETESB/DAEE. Mapa de Vulnerabilidade e Risco de Poluição das Águas Subterrâneas do Estado de São Paulo. Relatório Técnico. IG/CETESB/DAEE, São Paulo, 2 v. 1993.

INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL – IBAM. Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos. Rio de Janeiro: IBAM, 2001.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍTICA – IBGE. (2005). Estimativas da população. Disponível em: http://ibge.gov.br/ Acesso em 20.12.2005.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS (IPT) (2000). Relatório zero da bacia hidrográfica Tietê-Jacaré. CEBH-TJ, Araraquara, 2000.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS (IPT) (2000): Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado. Coordenação: Maria Luiza Otero D'Almeida, André Vilhena – 2.ed. São Paulo.

IPT - INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO (1981). Mapa geológico do Estado de São Paulo; escala 1:500.000. v1 (texto) e v2 (mapa). Governo do estado de São Paulo. Secretaria da Indústria, Comércio, Ciência e Tecnologia.

IWAI, C. K.; HAMADA, J.; CASTILHO FILHO, G. S. Remoção da DQO do chorume através da percolação em solos empregados como material de cobertura de aterros sanitários. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23, 2005, Campo Grande. Anais... Campo Grande: ABES, 2005.

JACKSON, M.L. Soil chemical analysis:advanced course. Madison, University of Wisconsin, 1969. 894p.

JOHNSON, L. F.; CURL, E. A.; BOND, J. H.; FRIBOURG, H. A. Methods for Studying Soil Microflora-Plant Disease Relationships. Minneapolis, Burgess Publishing Company, 1960. 178p.

JORDÃO, C.P.; ALVES, N.M.; PEREIRA, J.L.; BELLATO, C.R. Adsorção de íons Cu2+ em Latossolo Vermelho-Amarelo Húmico. Química Nova, v.23, n.1, p.5-11, 2000.

JUCÁ, J. F. T. Disposição Final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOTECNIA AMBIENTAL, 5, 2003, Porto Alegre. Anais… Porto Alegre: ABMS, 2003.

KABATA-PENDIAS, A. Agricultural problems related to excessive trace metal contents of soils. In: SOLOMONS, W. at al. Heavy metals: problems and solutions. Berlim, Springer, 1995. p. 3 - 18.

KÄMPF, N. & CURI, N. Óxidos de ferro: Indicadores de atributos e ambientes pedogenênicos e geoquímicos. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H. & SCHAEFER, C.E.G.R., eds. Tópicos em ciência do solo. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. p.107-138.

KJELDSEN, P.; CHRISTENSEN, T.H. (1984). Soil attenuation of acid phase landfill leachate. Waste Manage Res., n. 2, p. 247 – 253.

KNOP, A. (2004) Estudo dos fenômenos de transporte em solos. Relatório redigido para a disciplina Novos Materiais Geotécnicos, curso de doutoramento PPGEC/UFRGS. 19p.

KNOP, A. (2005) Comportamento de liners atacados quimicamente. Exame de Qualificacao de doutorado PPGEC/UFRGS, 145p.

KOVÁCS, W.D.; R.D. HOLTZ (1981). An Introduction to Geotechnical Engineering. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, NJ.

LaGREGA, M.D., BUCKINGHAM, P.L.; EVANS, J.C. (1994). Stabilisation and solidification. Hazardous Waste Management, McGraw-Hill, pp. 641-704.

LANGE, L. C. et al. Estudo do transporte de contaminantes em meios porosos aplicado a aterros de disposição de resíduos sólidos urbanos. In: CASTILHOS JUNIOR, A. B. et al. (Org.). Alternativas de disposição de resíduos sólidos urbanos para pequenas comunidades. Rio de Janeiro: RiMa/ABES, 2002.

LEE, S.Z.; ALLEN, H.E.; HUANG, C.P.; SPARKS, D.L.; SANDERS, P.F.; PEIJNENBURG, W.J.G.M. Predicting soil-water partition coefficients for cadmium. Environmental Science and Technology, v.30, 3418-3424, 1996.

LEITE, A.L. (2001): Migração de Contaminantes Inorgânicos em Alguns Solos Tropicais, com Ênfase na Sorção e Difusão Molecular. Tese de Doutorado, EESC-USP, São Carlos/SP, 254p.

LEITE, Cibele M. B.; BERNARDES, Ricardo S.; OLIVEIRA, Sebastião A. de. Walkley-Black method for organic matter determination in soils contaminated by leachate. Rev. bras. eng. agríc. ambient., Campina Grande, v. 8, n. 1, 2004.

LEITE,J.C.; ZUQUETTE, L.V.;PARAGUASSÚ, A.B. (1997). Desenvolvimento de equipamentos para percolação de soluções em colunas de solos compactados usados em barreiras de proteção ambiental. Revista Brasileira de Geociências. V.17, n° 2.

LEMOS, R.C.; SANTOS, R.D. Manual de descrição e coleta de solos no campo. 2.ed. Campinas: SBCS/Embrapa-SNLCS, 1982. 46p.

LIBARDI, P. L. (1995). Dinâmica da água no solo, Edição do Autor, Piracicaba. 497p.

LIMA, J. D. de (2003). Gestão de resíduos sólidos urbanos no Brasil. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Paraíba: Inspira Comunicação e Design, 267p.

LINDSAY, W.L.; NORVELL, W.A. (1978). Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. Soil Science Society of America Journal, Madison, v.42, n.3, p.421 - 428.

LOPES, A.A. (2007). Estudo da gestão integrada dos resíduos sólidos urbanos na bacia Tietê-Jacaré (UGRHI-13). Tese (Doutorado Engenharia Ambiental). Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. São Carlos, 2007.

LUCHINI, L. C.; ANDRÉA, M. M. Dinâmica de Agrotóxicos no Ambiente. In: Ministério do Meio Ambiente. Programa de Defesa Ambiental Rural. Jaguariúna, SP: IBAMA, 2002. Cap. 2, p.27-42.

MALAVOLTA, E. Fertilizantes e seu impacto ambiental : micronutrientes e metais pesados, mitos, mistificação e fatos. São Paulo, Produquímica, 1994. 153p.

MANAHAN, S. E. (1993). Fundamentals of environmental chemistry. Boca Raton [Fla.]: Lewis Publishers, 844 p.

MATOS, A. T. et al. Mobility of heavy metals as related to soil chemical and mineralogical characteristics of Brazilian soils. Environmental Pollution, Oxford, v.111, p.429-435, 2001.

MATOS, A.T. Fatores de retardamento e coeficientes de dispersão-difusão de zinco, cádmio, cobre e chumbo em solos do município de Viçosa. Viçosa : UFV, 1995. 110 p. Tese de Doutorado.

MATOS, A.T.; FONTES, M. P. F.; JORDÃO, C.P.; COSTA, L.M. Mobilidade e formas de retenção de metais pesados em Latossolo Vermelho-Amarelo. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Campinas, v.20, p. 379-386, 1996.

MATOS, T. F. L. -Diagnóstico dos resíduos poliméricos presentes nos resíduos sólidos domiciliares gerados em São Carlos/SP. Dissertação de mestrado – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. São Carlos/SP: 2006.

MATTIAZZO, M. E.; GLÓRIA, N. A. Parâmetros para a adição a solos de resíduos contendo metais. I: Estudos com soluções. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS DO SOLO. 25, Viçosa. MG, 1995. Resumos expandidos...viçosa:SBCS, 1995. p.2315- 17

MATTIAZZO, M.E.; BARRETO, M.C.V.; RODELLA, A.A. Organic matter kinetics mineralization in soils amended with four different organic wastes. In: CONGRESS MONDIAL DE SCIENCE DU SOL, 16., Montpellier, 1998. Actes… Montpellier: ISSS, 1998.

MATTIAZZO, M.E.; BERTON, R.S.; CRUZ, M.C.P. Disponibilidade e avaliação de metais pesados potencialmente tóxicos. In: FERREIRA, M.E. (Ed.). Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura. Jaboticabal: CNPq; Fapesp; Potafos, 2001. 599p.

MATTIAZZO-PREZZOTO, M.E. Comportamento de cobre, cádmio, crômio, níquel e zinco adicionados a solos de clima tropical em diferentes valores de pH. Piracicaba, 1995. 197p. Tese (Livre-Docência) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.

MATTIGOD, S.V.; GIBALI, A.; PAGE, A.L. Effect of ionic strength and ion pair formation on the adsorption of nickel by kaolinite. Clays and Clay Minerals, Lawrence, 27:411-6,1979.

McBRIDE, M.B.; SAUVÉ, S. e HENDERSHOT, W. Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. Eur. J. Soil Sci., 48:337-346, 1997.

MESQUITA, M. G. B. F. Caracterização estatística da condutividade hidráulica saturada do solo. 2001. 110 f. Tese (Doutorado) Escola Superior de Agricultura de Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2001.

MESQUITA, M. G. B. F.; MORAES, S. O. A dependência entre a condutividade hidráulica saturada e atributos físicos do solo. Ciência Rural, Santa Maria, v. 34, n. 3, p. 963-969, maio/jun. 2004. Microbiology 127:231-236.

MEURER. E. J.; RHEINHEIMER, R. D.; BISSANI, C. A. Fenômenos de sorção em solos. In:MEURER. E. J. Fundamentos de química do solo. 2 ed. Porto Alegre: Gênesis, 2004, cap. 5, p. 131-171.

MIRANDA, E. E. - Coord. (2005). Sistema de gestão territorial para a ABAG/RP.

MITCHELL, J.K. (1993): Fundamentals of Soil Behavior. John Wiley e Sons, New York, EUA.

MONCADA, M.P.H. (2004). Estudo em laboratório de características de colapso e transporte de solutos associadas à infiltração de licor cáustico em um solo laterítico. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Programa de Pós- Graduação em Engenharia Civil do Departamento de Engenharia Civil da PUCRJ. Rio de Janeiro, 190p

MONTEIRO, V. E. D.; SANTOS, E. A.; JUCÁ, J. F. T. Estudos para o dimensionamento de uma cortina de argila para contenção de contaminantes. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19, 1997, Foz do Iguaçu. Anais... Foz do Iguaçu: ABES, 1997. p. 1721-1729

MORERA, M. T.; ECHEVERRÍA, J. C.; MAZKIARÁN, C.; GARRIDO, J. J. Isotherms and sequential extraction procedures for evaluating sorption and distribution of heavy metals in soils. Environmental Pollution, v.113, p.135-144, 2001.

MSAKY, J.J.; CALVET, R., 1990, Adsorption behavior of copper and zinc in soils - Influence of pH on adsorption characteristics. Soil Science, v.150, n.2, p.513-521.

MURO, M.D. (2000) Carta de zoneamento para seleção de áreas frente à instalação de aterros sanitários no município de São Carlos -SP. Escala 1:50.000. (Dissertação de Mestrado) 168 p. EESC-USP. São Carlos.

NAIDU, R.; BOLAN, N.S.; KOOKANA, R.S.; K.G., TILLER Ionic strength and pH effects on surface charge of Cd sorption characteristics of soils. Journal of Soil Science, v.45, p.419-429, 1994.

NASCENTES, C.R. (2003): Coeficiente de Dispersão Hidrodinâmica e Fator de Retardamento de Metais Pesados em Solo Residual Compactado. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG, 117 p.

NASCIMENTO, M. C. B. do (2001). Seleção de sítios visando à implantação de aterros sanitários com base em critérios geológicos, geomorfológicos e hidrológicos. São Paulo. Dissertação (Mestrado). Instituto de Geociências, 137p.

NEVES, M. Estudo da permeabilidade do solo colapsível da região de São Carlos. 1987. 138 f. Dissertação (Mestrado) Universidade de São Paulo, São Carlos, 1987.

NISHYIAMA, L. (1991). Mapeamento geotécnico preliminar da quadrícula de São Carlos - SP. (Dissertação de Mestrado). 178 p EESC-USP.

NOGUEIRA, J.B. (1995). Ensaios de laboratório em mecânica dos solos. São Carlos: EESC/USP.

OLIVEIRA, F.C.; MATTIAZZO, M.E.; MARCIANO, C.R.; MORAES, S.O. Lixiviação de nitrato em um Latossolo Amarelo Distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. Scientia Agricola, Piracicaba, v.58, n.1, p.171-180, 2001.

OLIVEIRA, J.B. (1999). Solos do Estado de São Paulo: descrição das classes registradas no mapa pedológico. Boletim Científico do IAC – Instituto Agronômico, Campinas, n. 45. 112p, 1999.

OLIVEIRA, S. (2001). Determinação de alguns parâmetros indicadores de poluição por efluente líquido de um aterro sanitário. 84p. Tese (Doutorado) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu. 2001.

OTERO D´ALMEIDA, M. L.; VILHENA, A. (coord.) (2000). Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado. 2ed. São Paulo: IPT/CEMPRE.

PALMISIANO, A. C.; BARLAZ, M. A. Microbiology of solid waste. New York: CRC Press, 1996. 224p.

PARAGUASSU, A. B. 1968 Contribuição ao estudo da Formação Botucatu: sedimentos aquosos, estruturas sedimentares e silicificação. Tese de doutorado apresentada a E. E. S. C. da Universidade de São Paulo, São Carlos, 131p.

PATERNIANI, J. E. S.; PELEGRINI, R. T. (2001). Filtração lenta no tratamento de percolado de aterro sanitário. Pesquisa e Tecnologia MINERVA. Minerva, 4(1): 85-93.

PEJÓN, O. J. (1992). Mapeamento geotécnico regional da Folha de Piracicaba (Esc. 1: 100.000): estudos de aspectos metodológicos, de caracterização e de apresentação de atributos. São Carlos. Tese de Doutoramento em Geotecnia, EESC, SP.

PEREIRA, M.G.; VALLADARES, G.S.; SOUZA, J.M.P.F.; PÉREZ, D.V. & DOS ANJOS, L.H.C. Estimativa da acidez potencial pelo método do pH SMP em solos do Estado do Rio de Janeiro. R. Bras. Ci. Solo, 22:159-162, 1998.

PHILIPPI, A. L. Biodiversidade e dispersão de genes catabólicos de microorganismos degradadores de compostos xenobióticos no solo. 2001. Tese (Doutorado) - Instituto de Ciências Biomédicas, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2001.

PINTO, C. D. S. (2000). Curso Básico de Mecânica dos Solos em 16 aulas, oficina de textos, São Paulo. 247p.

POMBO, L.; SALGADO, V.; VOLKWEISS, S.; KLAMT, E. Adsorção de níquel por dois solos: terra bruna estruturada similar e podzólicovermelho-amarelo. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.24, p.593-598, 1989.

PRAMER, D.; SCHMIDT, E.L. Experimental Soil Microbiology. Burgess Publishing. Minneapolis, Minnesota. 1964. 107p.

PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO CARLOS – Secretaria de Desenvolvimento Sustentável, Ciência e Tecnologia – Departamento de Política Ambiental. Comunicação pessoal. 2007.

PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO CARLOS, SECRETARIA MUNICIPAL DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL, CIÊNCIA E TECNOLOGIA (2007a). Relatório Ambiental Preliminar do Projeto de Ampliação do Aterro Sanitário Municipal de São Carlos – SP . São Carlos , SP. Maio/2007.

PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO CARLOS, SECRETARIA MUNICIPAL DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL, CIÊNCIA E TECNOLOGIA (2007b). Departamento de Política Ambiental. Comunicação pessoal. 2007.

PRIM, E. C. C. et al. Aterros Sanitários: Estudo dos mecanismos de retenção de líquidos percolados em solos argilosos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22, 2003, Joinville. Anais... Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003.

QIAN, X.; KOERNER, R.M.; GRAY, D.H. Geotechnical Aspects of Landfill Design and Construction. 2002.

QUAGGIO, J.A.; RAIJ, B. van. Determinação do pH em cloreto de cálcio e da acidez total. In: RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H. & QUAGGIO, J.A., eds. Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas, Instituto Agronômico, 2001. p.181-188.

QUAGGIO, J.A.; RAIJ, B. Van; MALAVOLTA, E. Alternative use of the SMP-buffer solution to determine lime requirement of soils. Comm. Soil Sci. Plant Anal., 16:245-260, 1985.

QUASIM, S.R. e CHIANG, W. (1994): Sanitary Landfill Leachate – Generation, Control and Treatment. Technomic Publishing Co., Inc. p. 323, ISBN 1-56676- 129-8.

QUINÁGLIA, G. A. Estabelecimento de um protocolo analítico de preparação de amostras de solo para determinação de metais e sua aplicação em um estudo de caso. São Paulo, 2001. 164p. (Dissertação) – Faculdade de Saúde Publica, Universidade de São Paulo.

RAIJ, B. van e PEECH, M. Electrochemical properties of some Oxisols and Alfisols of the tropics. Soil Sei. Soe. Am. Proc., Madison, 36: 587-593, 1972.

RAIJ, B. van. Determinação do ponto de carga zero em solos. Bragantia, Campinas, 32(18): 337-347, 1973.

RAIJ, B. van; CAMARGO, O.A. de. Nitrate elution from soil columns of three Oxisols and one Alfisol. In: INTERNATIONAL CONGRESS OF SOIL SCIENCE, 10., 1974, Moscow. Transactions... Moscow: Nauka Publ. House, 1974. v.2, p.385-391.

RAIJ, B. van; QUAGGIO, J.A.; CANTARELLA, H.; FERREIRA, M.E.; LOPES, A.S. e BATAGLIA, O.C. Análise química do solo para fins de fertilidade. Campinas, Fundação Cargill, 1991. 170p.

RESENDE, M.; CURI, N.; REZENDE, S.B.; CORRÊA, G.F. Pedologia: base para distinção de ambientes. 2.ed. rev. e ampl. Viçosa: Núcleo de Estudo de Planejamento e Uso da Terra/Universidade Federal de Viçosa, 1997. 367p.

RESITEC TECNOLOGIA EM RESÍDUOS LTDA (2001). Projeto básico – ampliação do aterro sanitário municipal. Prefeitura Municipal de São Carlos, S.P., 2001.

RITTER, E. et al. Avaliação da Permeabilidade da barreira de proteção da fundação do aterro sanitário de Piraí. In: SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6, 2002, Vitória. Anais...Rio de Janeiro: ABES, 2002.

RODRIGUES, C. L.; TAIOLI, F. Retenção de metais pesados no solo de cobertura do lixão de Ilhabela – SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22, 2003, Joinville. Anais... Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003.

ROGERS, D. S.; TIBBEN-LEMBKE, R. S. (1998). Going Backwards: Reverse Logistics Trends and Practices. University of Nevada, Reno, Center for Logistics Management. Reverse Logistics Executive Council. Cap.4, 101-136p.

ROWE, R.K.; R.M. QUIGLY; J. R. BOOKER. Systems for Waste Disposal facilities. J. Geotechnol. Eng. pp: 60 – 67.

SALMINEN, R.; TARVAINEN, T. The problem of defining geochemical baselines. A case study of selected elements and geological materials in Finland. Journal of Geochemical Exploration, v.60, p.91-98, 1997.

SANCHEZ, L. E. (2001). Desengenharia: O Passivo Ambiental na Desativação de Empreendimentos Industriais. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 254p.

SANTOS, R.V. dos.; MURAOKA, T. Interações salinidade e fertilidade do solo. In: GHEYI, H.R.; QUEIROZ, J.E.; MEDEIROS, J.F. DE. ed. Manejo e Controle da Salinidade na Agricultura Irrigada. Campina Grande: UFPB/SBEA, 1997. cap. 9, p.288-317.

SÃO PAULO (1976). Decreto nº 8.468, de 8 de setembro de 1976. Aprova o Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a Prevenção e o Controle da Poluição do Meio Ambiente.

SÃO PAULO (1997). Mapeamento da vulnerabilidade e risco de poluição das águas subterrâneas no Estado de São Paulo. HIRATA, R. C. A.; BASTOS, C. R. de A.; ROCHA, G. A. (coord.). São Paulo: Instituto Geológico: CETESB - Série Documentos, v.1, 144p.

SÃO PAULO (2004). São Paulo em números. Site Oficial do Governo do Estado de São Paulo. Disponível em: <http://www.saopaulo.sp.gov.br/invista/numeros/index.htm>. Acesso em: 24 abr. 2004.

SCHALCH, V. (1984) Produção e características do chorume em processo de decomposição de lixo urbano. São Carlos. 103p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

SCHALCH, V. (1992) Análise Comparativa do comportamento de dois aterros sanitários semelhantes e correlações dos parâmetros do processo de digestão anaeróbia. São Carlos. 220p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

SCHALCH, V.; LEITE, W. C. DE A.; FERNANDES JUNIOR, J. L.; CASTRO, M. C. A. A. (2000). Gerenciamento de Resíduos Sólidos. (Apostila). Disciplina Gerenciamento de Resíduos Sólidos, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

SCHINNER, F.; ÖBLINGER, R; KANDELER,E.; MARGESIN, R. Methods in Soil Biology. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 1996. p. 20 –26.

SCHNEIDER, R.L.; MUHLMANN, H.E.; MEDEIROS, R.A.; DAEMON R.F.; NOGUEIRA, A. A. 1974. Revisão estratigráfica da Bacia do Paraná. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 28, Porto Alegre. Anais... Porto Alegre, SBG. V.1, p.41-65.

SEADE. Perfil Municipal. Fundação SEADE, São Paulo.2008 (www.seade.gov.br)

SHEPPARD, M.I.; SHEPPARD, S.C. A solute transport model evaluated on two experimental systems. Ecological Modeling, v.37, p.191-206, 1987.

SILVA, A. C. (2002) - Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado. (Tese) Universidade Federal do Rio de Janeiro - COPPE, 79 p .

SILVA, S. R., S. O. PROCÓPIO, T. F. N. QUEIROZ e L. E. DIAS. 2004. Caracterização de rejeito de mineração de ouro para avaliação de solubilização de metais pesados e arsênio e revegetação local. Rev. Bras. Ci. Solo, 28 (1): 189-196.

SILVEIRA, A. L., LOUZADA, J. A., e Beltrame, L. (1993). Infiltração e armazenamento no solo. In "Hidrologia: ciência e aplicação", Vol. 1. Tucci, C. E. M., Porto Alegre.

SILVEIRA, M.L.A.; ALLEONI, L.R.F. Copper adsorption in tropical Oxisols. Brazilian Archives of Biology and Technology, v.46, n.4, p.529-536, 2002.

SINGH, B.R.(1997). Soil Pollution and Contamination. In: METHODS for assessment of soil degradation. Boca Raton, CRC, 1997. p. 297 – 299.

SODRÉ, F.F.; LENZI, E; COSTA, A.C.S. da Utilização de modelos físico-químicos de adsorção no estudo do comportamento do cobre em solos argilosos. Química Nova, v.24, n.3, p.324-330, 2001.

SPARKS, D.L. Environmental soil chemistry. San Diego: Academic Press, p.23-51, 1995.

SPOSITO G. (2007). The Chemistry of Soils, second ed. Oxford University Press, New York

STEPHENS, D. B. Vadose Zone Hydrology. Lewis Publishers, 1996.

TCHOBANOGLOUS, G., THEISEN, H., VIGIL, S. A. (1993) Integrated solid waste management: Engineering principles and management issues. E.U.A., McGraw-Hill.

TEDESCO, M. J., GIANELLO, C., BISSANI, C. A., BOHNEN, H. & VOLKWEISS, S. J. Análises de solo, plantas e outros materiais. 2. ed. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p. (Boletim técnico, 5).

TEMMINGHOFF, E.J.M.; VAND DER ZEE, S.E.A.T.M.; DE HAAN, F.A.M. Speciation and calcium competition effects on cadmium sorption by sand soil at various pHs. European Journal of Soil Science, v.46, p.649-655, 1995.

THORNTON, S.F.; TELLAM, J.H.; LERNER, D.N. (2000). Attenuation of landfill leachate by UK triassic sandstone aquifer materials: 1. Fate of inorganic pollutants in laboratoty columns. Journal of Contaminant Hydrology, Amsterdam, n.43, n.3/4, p.327-354, May.

TORTORA, G. J. FUNKE, B. R., CASE, C. L. Microbiologia. Porto Alegre: Artmed, 2000.

TRESOLDI, M.; CONSONI, A J. (1998). Disposição de resíduos. In "ABGE: Geologia de Engenharia", Oliveira, A M.S. e Brito, S. N. A (Eds), CNPq / Fapesp, São Paulo, pp. 343-360.

TRESSOLDI, M. (1991). Contribuição e caracterização de maciços rochosos fraturados visando a proposição de modelos para fins hidrogeológicos e hidrogeotécnicos. 168p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 1991.

TRESSOLDI, M. (2002). Proposições para investigação de parâmetros controladores da contaminação do subsolo e das águas subterrâneas. 241p. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo São Paulo, 2002.

TUXEN, N.; TÜCHSEN, P. L.; KIRSTEN, R.; ALBRECHTSEN, H.; BJERG, P. L. (2000). Fate of seven pesticides in an aerobic aquifer studied in column experiments. Chemosphere, 41, 1485-1494.

UNESCO (2004). Disponibilidade da Água na Terra. Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura. Disponível em: <http://www.castelobranco.br/redepea/noticia200211221159.php>.

UREN, N.C. Forms, reactions, and availability of nickel in soils. Adv. Agron., 48:141-203, 1992.

USEPA, Environmental Protection Agency (1992) – Technical Resource Document: Batchtype Procedures for Estimating Soil Adsorption of Chemicals, EPA/530-SW-87-006-F. Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington. 100p.

USEPA, Environmental Protection Agency (1999-a) – Understanding Variation in Partition Coefficient, Kd, Values – Volume I - The model, methods of Measurement and Application of Chemical Reaction Codes.

VEGA ENGENHARIA AMBIENTAL S/A. Comunicação pessoal. 2007.

VIEIRA, L.S. (1975). Manual da ciência do solo. São Paulo: Agronômica Ceres.

VM Engenharia de Recursos Hídricos (2007). Projeto executivo para Ampliação do Aterro Sanitário.

VOYUTSKY, S. (1978) Colloid Chemistry; Mir Pub., Moscou, Russian, p 186.

WALKLEY, A. Y BLACK, I.A. (1974). A critical examination of rapid method for determining organic carbon in soils. Soil. Science. 63,251-254.

WALKLEY, A.; BLACK, I.A. An examination of the Degtjareff method for determination soil organic matter, and proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Science, Baltimore, v. 37, p. 29 – 38, 1934.

WHO (1996) - World Health Organization. Trace elements in human nutrition and health. Geneva: 1996.

WONG, M.T.F.; HUGHES, R.; ROWELL, D.L. Retarded leaching of nitrate in acid soils from the tropics: measurement of the effective anion exchange capacity. Journal of Soil Science, Oxford, v.41, n.4, p.655-663, 1990.

YIACOUMI, S. TIEN, C., (1994). A model of organic solute uptake from aqueous solutions by soils. Water Resources Research, 30, 2, 571- 580.

YONG, R. N.; MOHAMED, A. M. O.; WARKENTIN, B. P. (1992). Principles of Contaminant Transport in Soils (Developments in Geotechnical Engineering, 73). Elsevier, Amsterdan. 327p.

YONG, R. N.; YAACOB, W. Z. W.; BENTLEY, S. P.; HARRIS, C.; TAN, B. K. (2001). Partitioning of heavy metals on soil samples from column tests. Engineering Geology, v. 60, p. 307-322.

ZHANG, X.P.; DENG, W.; YANG, X.M. The background concentrations of 13 soil trace ABGE (2002): Geologia de Engenharia. ABGE – Associação Brasileira de Geologia de Engenharia, 586p. ISBN 85-7270-002-1.

ZUQUETTE, L.V. - Análise e proposta metodológica sobre cartografia geotécnica para condições brasileiras, Tese de Doutorado, 3 volumes, EESCUSP, São Carlos, 1987.