

MONITORAMENTO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS ADJACENTES AO ATERRO SANITÁRIO DE TAUBATÉ (SP) – PRIMEIROS RESULTADOS*

E. H. Parisot¹
N. Guiguer Jr.¹
A. C. Rebouças¹
D. Cabral Jr.²
U. Duarte¹

RESUMO

Foram instalados 36 poços de observação, de 2 a 5m de profundidade numa área de 20.000 m² a jusante do aterro sanitário de Taubaté a fim de se monitorar a qualidade das águas subterrâneas no local. Em 1984, primeiro ano do estudo, o nível de água nos poços foi medido mensalmente e foram coletadas e analisadas amostras de água de cada poço trimestralmente. Os resultados das análises químicas mostraram que a proximidade do depósito de lixo provoca o aumento da mineralização total da água subterrânea, e em particular das concentrações dos íons cloreto, sódio, bicarbonato, potássio, magnésio e amônio. Foram evidenciadas boas correlações lineares entre a condutividade e as concentrações de sólidos totais dissolvidos – de cloretos e de sódio. No ambiente hidrogeológico estudado, a condutividade, o sódio, o cloreto e o nitrogênio amoniacal constituem os indicadores da poluição pelo lixo.

ABSTRACT

36 observation wells, varying from 2 to 5 meters in depth to water, were installed over a 20,000 m² area downgradient from the Taubate sanitary landfill as part of a project to monitor groundwater quality at the site.

In 1984, the first year of the study, water levels in the wells were measured monthly and water quality samples were collected and analyzed every 3 months. The chemical analyses results showed an increase in the overall mineralization of the groundwater in the vicinity of the landfill, particularly for chloride, sodium bicarbonate, potassium, magnesium and ammonium ions. Good correlations were demonstrated between specific conductance and total dissolved solids (TDS), which consisted principally of chloride and sodium ions. For the geohydrologic environment studied, the best indicators of landfill pollution were: specific conductance, sodium, chloride and ammonium ions.

1. INTRODUÇÃO

A disposição dos resíduos industriais e domésticos em aterros sanitários pode trazer sérias conseqüências ambientais, em particular sobre a qualidade das águas subterrâneas adjacentes. A infiltração e percolação das águas pluviais através do aterro sanitário provoca a migração de uma série de compostos químicos orgânicos e inorgânicos através da zona não

saturada, podendo alguns desses compostos atingirem a zona saturada e portanto poluir o aquífero. Devido a isso, o monitoramento das águas subterrâneas na vizinhança dos aterros sanitários, fontes potenciais de poluição é da maior importância nos estudos ambientais. Em outros países, em particular nos Estados Unidos, numerosos aterros sanitários estão sendo monitorados e vários trabalhos foram publicados sobre o assunto. No Brasil, este tipo

* Trabalho financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, FAPESP Proc. nº 83/1424 – 1 e através do convênio FAPESP/DAEE – 84.

¹ Centro de Pesquisas de Águas Subterrâneas (CEPAS – IG-USP)

² Companhia de Tecnologia de Saneamento (CETESB) – regional de Taubaté

de trabalho ainda não foi realizado com a devida profundidade.

O presente estudo apresenta os primeiros resultados obtidos na área do aterro sanitário de Taubaté (SP), cidade de 170.000 habitantes, situada no Vale do Paraíba, no eixo Rio-São Paulo, região que apresenta uma das maiores taxas de urbanização e de industrialização do país. O objetivo e o escoamento das águas subterrâneas rasas na área. Os resultados obtidos nesse local poderão ajudar as municipalidades na escolha de áreas para implantação de futuros aterros sanitários em ambientes hidrogeologicamente semelhantes.

O aterro sanitário da cidade de Taubaté entrou em operação em 1979, em uma área na periferia do município, a 3 km do centro. Trata-se de uma área de aproximadamente 6 hectares, localizada a uma altitude de 600 m, numa região de topografia suave, na bacia sedimentar terciária de Taubaté cujos sedimentos são uma alternância de níveis arenosos e argilosos. O aterro situa-se na cabeceira de um vale onde nasce um córrego que desagua no rio Una, afluente do Rio Paraíba do Sul (Fig. 1). Além dos resíduos domésticos, o aterro recebeu resíduos de indústrias químicas e metalúrgicas da região de 1979 a 1983 a uma taxa de $700\text{m}^3/\text{ano}$. A disposição de resíduos industriais foi suspensa pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), devido a alta periculosidade dos compostos químicos. O lixo doméstico continua sendo depositado no local a uma taxa de $40.000\text{m}^3/\text{ano}$.

METODOLOGIA

Em 1979, no momento da implantação do aterro, foram instalados dois poços de monitoramento pela CETESB. Em março de 1984, no âmbito do presente estudo, foram instalados mais 34 poços numa área de 20.000m^2 a jusante do aterro (Fig. 2). Estes poços foram implantados para se determinar a influência do aterro sobre a qualidade química das águas subterrâneas do local, permitindo a coleta de amostras e a medição dos níveis do lençol freático.

Os furos para a construção dos poços foram executados com trado manual de 10 cm de diâmetro. Os poços (esquema na figura 3) são constituídos de tubos de PVC de 7,5 cm de diâmetro, com ranhuras verticais de 2 mm de espessura no último metro. O espaço anular, entre o tubo e o furo, foi preenchido com cascalho até a altura das ranhuras, servindo como pré-filtro, e, acima, com o próprio material retirado do furo. Em volta da boca, uma laje de concreto serve de selo. As profundidades dos

poços variam de 2 a 5 metros, dependendo do nível da água.

O controle do nível do lençol freático foi feito mensalmente usando-se um medidor de nível com sinal eletrosonoro.

A amostragem de água, a fim de caracterizar de maneira mais completa a química das águas subterrâneas no local, foi realizada a cada 3 meses em 1984, ano de implantação do estudo. O coletor de amostrar utilizado é constituído de um tubo de PVC de 5 cm de amostras por 60 cm de altura, com uma extremidade aberta e a outra com uma válvula, também de PVC, que permite a entrada de água. Na véspera de cada amostragem os poços eram esvaziados com o coletor para remover água estagnada.

Os seguintes compostos: HCO_3^- , Ca , SO_4 , NO_3^- , NH_4^+ , B , CN , Cr , P , O_2 consumido e C orgânico total foram analisados pela CETESB - Regional de Taubaté segundo os "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater". Mn , Fe , Pb , Si , Zn , Ni , Ag , Al , Ba , Ca , Cd , Cu , Mg foram analisados por espectrometria de emissão atômica com plasma de argônio induzido e Na e K por absorção atômica no CENA - Piracicaba.

CONTEXTO HIDROGEOLÓGICO

Geologia

A área é situada na bacia sedimentar de Taubaté cujos depósitos cenozóicos repousam discordantemente sobre o embasamento cristalino pré-cambriano. Os sedimentos são constituídos por camadas lenticulares de folhosos, argilitos, siltitos, arenitos e conglomerados. Enquanto na área urbana de Taubaté afloram os folhosos cinzas da formação Tremembé, unidade inferior do pacote sedimentar, na área de estudo do aterro sanitário afloram os sedimentos argilo-arenosos da Formação Caçapava, unidade superior (IPT, 1978). Segundo o mapa das isópacas dos sedimentos estabelecidos pelo DAEE (DAEE, 1977), os sedimentos apresentam 200 m de espessura na área de estudo.

A observação dos afloramentos ocorrentes na área de estudo mostra nitidamente a alternância de níveis sub-horizontais arenosos e argilosos, a maioria de espessura decimétrica. A coloração dos sedimentos, tanto argilosos como arenosos, é muito variada, branca, cinza, amarela, vermelha, roxa, em relação com os diversos estágios de hidratação de partículas limoníticas. A observação das amostras de alguns dos poços de observação perfurados mostrou a mesma alternância de sedimentos arenosos e argilosos. As análises granulométricas realizadas

sobre amostras coletadas quando se chegou no nível de água, no momento da perfuração dos poços, mostram que o sedimento pode variar de uma argila silto-arenosa a uma areia silto-argilosa.

Diagramas de difração de raios-X evidenciam que a fração argilosa tanto dos níveis argilosos como dos níveis arenosos, é constituída de caolinita, muscovita e óxidos de ferro. Todos os sedimentos do local são constituídos essencialmente de quartzo, muscovita, caolinita e óxidos de ferro. A litologia muda segundo a proporção quartzo/argila e segundo a granulometria dos grãos de quartzo.

Tendo em vista o caráter lenticular dos sedimentos, é difícil definir nitidamente um aquífero a nível regional, de fato são várias zonas aquíferas.

Testes de Permeabilidade

Tendo em vista a necessidade de não se produzir perturbações na qualidade da água monitorada, optou-se pela utilização do método "Slug-test". Este consiste na introdução de um cilindro dentro do poço que desloca um volume de água provocando a elevação do nível de água. O rebaixamento deste nível em função do tempo nos permite avaliar a permeabilidade média das camadas ao redor do filtro. Segundo o método proposto por HVORSLEV (1951), um poço com filtro de comprimento L, raio do furo r_s e $\frac{L}{r_s} > 8$, pode-se calcular a permeabi-

lidade pela seguinte equação:

$$K_h = \frac{r^2}{2LT_0} \ln \frac{mL}{r_s}$$

onde:

r = raio da tubulação do poço

L = comprimento do filtro

$m = \sqrt{K_h/K_v}$ relação de permeabilidade vertical e horizontal

r_s = raio do furo

T_0 = tempo de resposta básico correspondente a $\Delta H = 0,37 \cdot \Delta H_0$

K_h = coeficiente de permeabilidade horizontal

Em cada caso L foi tomado como o comprimento do pré-filtro de cascalho; r_s é o raio do furo = 0,076; m e r_c é o raio interno da tubulação de PVC utilizada = 0,038 m. A figura 4 ilustra o teste e mostra os resultados obtidos em um dos poços.

O sentido de deposição dos sedimentos, preferencialmente horizontal, caracteriza um meio anisotrópico, logo os coeficientes de permeabilidade horizontal e vertical não são iguais podendo atingir de valores de K_h/K_v de 10 nas camadas mais arenosas até 100 nas mais argilosas. Para os cálculos das permeabilidades foram adotados esses dois valores extremos e verificou-se que os mesmos não alteram significativamente os valores dos coeficientes.

A tabela abaixo apresenta os resultados obtidos.

Poço	L (m)	T_0 (s)	K_h (m/s) ($m = \sqrt{100}$)	K_h (m/s) ($m = \sqrt{10}$)
4	104	234	$1,5 \times 10^{-5}$	$1,1 \times 10^{-5}$
13	120	240	$1,1 \times 10^{-5}$	$8,3 \times 10^{-6}$
16	120	306	$1,0 \times 10^{-5}$	$7,7 \times 10^{-6}$
20	130	540	$5,7 \times 10^{-6}$	$4,2 \times 10^{-6}$

Estas permeabilidades, variando da ordem de 10^{-6} a 10^{-5} m/s, são características de sedimentos siltosos e, embora os sedimentos argilosos apresentem uma permeabilidade típica muito mais baixa, este tipo de teste age em toda a extensão do aquífero em contato com o filtro e, sendo os fluxos preferenciais nas camadas que apresentam coeficientes de permeabilidade mais altos, os valores nessas camadas vão predominar no teste.

Com esses valores pode-se fazer uma primeira estimativa da distância que um poluente

oriundo do aterro sanitário percorreria desde a implantação deste até hoje utilizando-se simente a lei de Darcy.

$$V = K \cdot \frac{\Delta H}{\Delta x} \text{ e } V_r = \frac{V}{n_{ef}}$$

V = velocidade de Darcy

$$\frac{\Delta H}{\Delta x} = \frac{\text{diferença de cargas hidráulicas}}{\text{distância}} = \text{gradiente}$$

V_r = velocidade real

n_{ef} = porosidade efetiva para fluxo

K = coeficiente de permeabilidade

Adotando-se um valor médio das permeabilidades encontradas = 8×10^{-6} m/s, um gradiente médio obtido através da superfície potenciométrica do local = 3% e uma porosidade efetiva para fluxo típico de 5%, temos:

$$V_r = \frac{8 \times 10^{-6}}{0,05} \times 0,03 =$$

$$4 \cdot 8 \cdot \times 10^{-6} \text{ m/s} = 150 \text{ m/ano}$$

Tomando um tempo de operação efetivo de 5 anos, o poluente teria percorrido $76 \times 5 = 750$ metros que não é um valor coerente com as concentrações dos elementos indicadores encontrados nos poços de observação, isto está ligado ao fato da mancha de poluição estar afundando, não sendo captada pelos poços de observação atuais, o que já foi comprovado por estudos geofísicos realizados na área, que serão objetos de uma futura publicação.

Comportamento do nível d'água

A área estudada pertence a uma região de clima mesotérmico com inverno seco e verão quente e úmido, com temperatura média anual de 20°C, pluviosidade média anual de 1 300 mm e potencial de evapotranspiração de 1 000 mm.

O nível de água se encontra entre 1 e 2 m da superfície na maioria dos poços. A figura 2 mostra como o nível de água acompanha nitidamente a topografia. As medidas mensais mostraram que, de um mês para outro, o nível de água pode apresentar variações de 0 até 30 cm; no ano, a variação máxima notada foi de 60 cm. Essas variações de pouca amplitude alteram pouco a configuração topográfica do nível de água apresentada na figura 2.

Foram selecionados 4 postos pluviométricos próximos a área em estudo. A partir dos dados destes postos foram calculados os valores médios de precipitação diária sobre o local estudado. Este cálculo foi feito através da média aritmética simples dos dados dos 4 postos pois as suas posições geográficas em relação à área não permitiram a utilização do método de THIESSEN ou das isoietas. A partir destas precipitações médias diárias foram calculados os totais acumulados de chuva nos 30 dias precedentes a cada campanha de medição do nível de água nos poços. Calculou-se também a média das variações dos níveis de água em todos os poços de uma medição do nível de água nos poços. Calculou-se também a média das variações dos níveis de água em todos os poços de

uma medição para outra. Esses dados, juntamente com os dados de chuva, estão plotados na figura 5 que mostra uma nítida correlação entre chuva e nível de água nos poços. Na mesma figura estão plotados as variações dos níveis de água nos poços do perfil AB da figura, onde verifica-se que os poços localizados na margem esquerda do córrego apresentam uma amplitude de variação de níveis maiores que os localizados na margem direita. Isto é explicado pela topografia que, apresentando menores gradientes no lado esquerdo proporciona uma velocidade de escoamento menor e propicia uma maior taxa de infiltração das águas pluviais.

CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DAS ÁGUAS

Apresentação dos resultados

A primeira amostragem da água dos poços de observação foi realizada um mês após a implantação, em abril de 1984. Os seguintes elementos foram analisados para cada amostra: Na, K, Ca, Mg, HCO₃, Cl, SO₄, NO₃, NO₂, NH₄, Si, Al, Fe, B, F, P, Cr, Mn, Fe, Pb, Zn, Ni, Ag, Ba, Cd, Cu, CN, fenóis, CO₂ livre, O₂ consumido e C orgânico.

Alguns destes elementos apresentam concentrações abaixo do limite de detecção em todas as amostras, são eles: NO₂ < 0,03 mg/l, Cr < 0,01 mg/l, Pb < 0,05 mg/l, Zn < 0,02 mg/l, Ag < 0,02 mg/l, Cd < 0,02 mg/l, Cu < 0,02 mg/l, CN < 0,07 mg/l e fenóis < 0,05 mg/l. F, B e P apresentam concentrações abaixo do limite de detecção, respectivamente 0,32 mg/l, 0,02 mg/l e 0,012 mg/l na maioria das amostras, nas outras amostras, as concentrações são muito baixas e pouco significativas. A tabela 1 apresenta os resultados relativos aos outros elementos analisados.

O pH e a condutividade foram medidos em cada amostra logo depois da coleta.

O pH pode variar de 3,6 a 7,1 não mostrando nenhuma correlação com a localização do poço amostrado em relação ao aterro sanitário. Devido a esses valores de pH sempre abaixo de 8,3, as amostras nunca contém íons carbonatos.

A condutividade varia de 37 a 2 500 $\mu\text{mho/cm}$. A condutividade permite avaliar a mineralização total da água (ou os sólidos totais dissolvidos STD) sendo em geral linearmente correlacionadas. No caso das águas estudadas, esta correlação é alta com o fator de correlação de Pearson de 0,99, sendo verificada a seguinte equação: $\text{STD} = 0,5 \times C - 3,3$ onde STD é a soma das concentrações em mg/l

TABELA 1 - RESULTADOS DAS ANÁLISES QUÍMICAS DAS ÁGUAS DOS POÇOS DE OBSERVAÇÃO (ABRIL/84) EM mg/l

Nº	pH	Cond. (µmho/cm)	Na	K	Ca	Mg	NH ₄	Cl	HCO ₃	SO ₄	NO ₃	Si	Al	Fe	Mn	Ba	TOC	O ₂ Cons.	STD
00	3,6	780	17,71	88,50	3,64	4,02	10,000	235,0	0,0	4,0	0,10	1,50	0,81	29,09	1,51	0,43	1,5	11,0	151,4
01	5,0	90	1,38	1,60	4,64	1,08	0,26	23,1	0,0	1,0	0,05	2,49	0,35	3,22	0,37	0,11	3,4	3,0	32,1
02	4,9	850	74,39	18,25	18,17	7,05	4,09	249,0	0,0	1,0	0,05	2,47	1,18	33,51	1,86	0,87	10,8	14,0	371,8
03	5,5	750	61,00	2,21	19,91	4,60	3,39	233,0	4,9	1,0	0,10	1,95	0,59	71,84	0,59	0,34	9,2	5,0	317,0
04	6,9	184,25	64,00	54,11	21,72	10,16	34,20	160,0	6,0	0,27	2,98	0,39	0,61	0,82	0,27	44,2	21,0	842,5	
05	6,6	2500	329,50	158,00	31,91	40,86	38,60	498,0	188,5	5,0	0,63	2,01	0,67	53,71	5,50	0,95	101,0	37,0	1291,3
06	6,1	350	26,37	1,96	11,09	6,35	0,32	77,0	16,5	1,0	0,10	4,20	0,24	8,02	1,98	0,27	8,6	6,0	139,6
07	6,1	570	44,73	4,10	20,33	11,65	1,67	150,3	33,5	4,0	0,10	4,53	0,28	30,83	4,02	0,67	17,7	14,0	270,0
08	7,0	1380	137,50	2,74	25,59	32,54	46,94	284,0	138,0	6,0	0,84	4,62	0,43	5,32	2,65	0,88	84,0	36,0	674,6
09	6,4	900	69,40	8,34	18,49	43,03	5,56	206,0	60,4	3,0	0,10	3,24	0,34	28,66	2,12	1,44	46,0	17,0	411,2
10	6,5	250	16,42	13,36	8,17	2,83	24,6	44,5	2,0	0,10	3,57	0,38	23,38	2,74	0,20	30,2	13,0	120,9	
11	6,5	160	1,96	19,87	6,23	2,95	1,0	47,6	23,0	0,80	6,99	1,10	0,53	0,96	0,20	10,3	6,0	105,3	
12	5,8	50	4,68	1,23	3,48	3,02	1,22	3,0	9,8	2,0	0,31	5,07	0,18	4,63	0,33	0,11	6,9	1,0	28,7
13	6,2	260	17,02	3,06	11,19	9,20	2,19	35,0	47,0	13,0	1,24	3,29	0,28	13,93	1,01	0,35	3,0	3,0	138,9
14	6,4	310	24,81	3,06	7,13	10,75	2,57	49,0	42,7	4,0	0,10	2,73	0,50	31,57	6,36	0,34	14,3	14,0	144,0
15	6,3	290	23,48	2,27	6,11	6,85	2,44	50,0	65,3	6,0	0,10	3,46	0,39	26,53	4,05	0,21	13,0	3,0	162,4
16	6,4	250	19,93	2,09	10,60	8,37	2,44	30,2	29,3	72,0	0,13	1,27	0,23	31,00	1,11	0,15	13,5	4,0	175,1
17	6,4	115	1,30	3,49	9,45	1,64	2,44	3,2	24,4	2,0	0,10	3,58	0,35	78,23	1,97	0,67	13,5	3,0	251,9
18	6,0	65	1,24	2,21	2,76	1,91	2,70	10,0	6,1	2,0	0,31	5,19	0,40	0,51	0,06	0,10	4,0	1,0	28,1
19	5,2	165	12,97	3,61	4,53	2,05	1,21	43,0	0,6	2,0	0,40	3,07	0,71	3,56	1,86	0,31	3,4	2,0	68,4
20	6,2	37	0,88	0,99	0,76	0,21	2,70	0,9	6,1	2,0	0,49	4,08	0,43	1,24	1,28	0,03	3,1	1,0	13,0
21	5,8	571	2,39	2,50	3,30	0,62	28,8	5,5	2,0	0,22	3,26	0,61	1,22	1,00	0,38	4,0	1,0	49,0	
22	5,8	125	10,69	0,93	6,14	0,70	0,69	26,0	4,3	2,0	0,22	2,19	0,26	3,40	0,83	0,11	4,6	1,0	51,7
23	6,4	450	33,63	19,25	16,94	6,18	16,20	57,0	93,9	24,0	0,40	5,80	0,25	16,15	2,03	0,33	25,3	11,0	267,5
24	6,3	550	53,56	6,12	8,20	7,49	8,87	114,0	98,8	14,0	0,31	1,74	0,36	39,97	2,17	0,33	30,7	11,0	311,5
25	6,3	200	14,53	2,33	11,60	4,98	1,41	28,0	19,5	3,0	0,13	3,16	0,34	4,25	0,98	0,17	3,8	2,0	100,9
26	6,1	95	6,54	1,54	3,09	3,54	1,54	14,0	10,3	4,0	0,31	3,22	0,17	3,98	0,32	0,15	3,4	2,0	33,1
27	7,1	340	3,19	2,73	56,29	5,79	0,75	7,0	101,3	4,0	0,18	8,21	0,19	0,49	1,84	0,27	4,6	1,0	111,8
28	5,4	44	1,08	0,80	1,07	0,99	1,54	3,0	26,8	8,0	0,30	4,56	0,42	0,06	0,02	0,05	2,1	4,0	11,8
29	6,1	127	3,22	2,96	11,67	3,63	0,90	5,0	26,8	8,0	0,10	4,40	0,47	3,02	0,26	0,11	7,5	3,0	62,0
30	6,1	107	3,50	2,37	7,13	2,96	0,94	7,0	15,9	2,0	0,10	3,71	0,19	1,03	0,33	0,11	2,8	1,0	44,0
31	6,3	174	9,65	1,41	12,80	4,46	1,07	16,0	26,8	7,0	0,10	2,41	0,21	9,03	0,35	0,14	4,6	1,0	79,2
32	6,2	137	7,68	1,84	10,71	2,73	1,09	19,0	24,4	4,0	0,10	3,04	0,26	7,23	0,30	0,10	4,6	1,0	71,4
33	6,4	54	2,01	0,74	4,79	0,70	1,00	2,0	11,6	5,0	0,10	4,85	0,31	8,19	0,29	0,03	4,0	1,0	27,8
34	4,8	87	3,01	2,07	1,32	3,14	1,12	20,0	0,0	4,0	0,10	3,97	0,89	0,80	0,51	0,37	1,5	1,0	34,7
35	6,5	100	3,60	2,76	13,64	1,91	1,27	9,0	25,6	6,0	0,10	3,86	0,29	3,70	0,39	0,07	4,6	1,0	60,8

dos íons maiores (Na, K, Ca, Mg, NH_4 , Cl, HCO_3 , SO_4 , NO_3) e C a condutividade medida em $\mu\text{mho/cm}$ (Fig. 6).

As condutividades medidas mostram uma nítida correlação com a localização do ponto de amostragem. A Figura 7 onde foram representadas as curvas de isovalores de condutividade mostra que as águas que têm os valores mais altos, portanto mais mineralizadas correspondem aos poços mais próximos da frente do lixo. A Figura 7 comparada com a Figura 2 mostra também uma correlação com o sentido de escoamento da água subterrânea: a mineralização é mais alta nas zonas topograficamente mais baixas.

Em locais mais distantes do aterro sanitário, mas no mesmo ambiente litológico, as águas, tanto superficiais como subterrâneas são muito pouco mineralizadas. Na Figura 1, nota-se um córrego paralelo àquele localizado no nosso local de estudo; a amostragem da sua água evidenciou uma água de 7 a 8 $\mu\text{mho/cm}$ uma nascente apresenta uma condutividade de 15 $\mu\text{mho/cm}$ o poço raso da fazenda Porto Feliz tem uma condutividade de 15 $\mu\text{mho/cm}$.

Esses resultados evidenciam nitidamente a influência do lixo (através da degradação e solubilização dos seus compostos) sobre a mineralização total das águas subterrâneas adjacentes. Com o objetivo de definir quais são os elementos químicos responsáveis para esse aumento de mineralização, foram estudados, em primeiro lugar, os íons maiores que caracterizam a composição química da água.

A plotagem dos pontos representativos das amostras de águas no diagrama de Piper (Fig. 8) evidencia que as águas mais mineralizadas são cloretadas sódicas enquanto as águas menos mineralizadas são bicarbonatadas cálcicas. Portanto, os íons sódio e cloreto constituem os principais responsáveis pelo aumento de sólidos totais dissolvidos nas águas mais próximas do lixo. As figuras 9 e 10 ilustram este fato, as curvas de isoconcentração de Cl e Na evidenciam também a correlação que existe com o sentido de escoamento: os íons são mais concentrados nas zonas baixas. A condutividade (parâmetro que permite avaliar a mineralização total da água) e a concentração de cloreto se mostraram altamente correlacionáveis através de uma reta apresentando um fator de correlação de Pearson de 0,97. Essa reta tem a equação: $\text{Cl} = 0,22 \times \text{C} - 7,78$ (Cl expresso em mg/l e C em $\mu\text{mho/cm}$), o que é ilustrado na Figura 11. Entre a condutividade (em $\mu\text{mho/cm}$) e a concentração de sódio (em mg/l) o fator de correlação é de 0,97 cm a equação: $\text{Na} = 0,12 \times \text{C} - 13,9$ (Fig. 12).

Foi verificado também um aumento nas concentrações dos íons bicarbonato, potássio e magnésio com a mineralização total, apresentando os fatores de correlação com a condutividade, respectivamente: 0,78, 0,80 e 0,82 mas não permitem estabelecer uma reta tão nítida como no caso do sódio e do cloreto.

As concentrações de cálcio não apresentam variações significativas. A maioria das amostras apresenta concentrações baixas de sulfatos e de nitratos, sendo que esses elementos também não apresentam correlações com a mineralização total.

O íon amônio NH_4 apresenta concentrações altas (até 47 mg/l) para um íon que normalmente não faz parte dos íons maiores da água. A Figura 13 mostra sua correlação com a distância do ponto de amostragem ao lixo e com o sentido de escoamento da água subterrânea, o coeficiente de correlação linear com a condutividade é de 0,87.

As concentrações de silício, de alumínio e de manganês apresentam pouca variação, respectivamente de 1 a 9 mg/l de 0,1 a 1,2 mg/l , e de 0,02 a 6,36 mg/l , e não apresentam correlação com o ponto de amostragem.

As concentrações de ferro (total) são altas (até 72 mg/l), mas apresentam um baixo coeficiente de correlação com a condutividade.

O bário, apesar das suas baixas concentrações, pode ser correlacionado com a condutividade.

O carbono orgânico e o oxigênio consumido são outros dois parâmetros cuja concentração aumenta com a mineralização total (Figs. 14 e 15).

Os resultados analíticos, portanto, mostraram que a proximidade do depósito de lixo provoca o aumento da mineralização da água subterrânea, e em particular das concentrações de cloreto, sódio, bicarbonato, potássio, magnésio e amônio. Os principais responsáveis pelo aumento da mineralização da água são o cloreto e o sódio, visto que a água de bicarbonato cálcica passa a ser cloretada sódica.

Foram realizadas também amostragens dos poços de observação em julho e novembro de 1984 e foram analisados os mesmos elementos químicos. Os resultados apresentaram poucas variações em relação à primeira amostragem. Foi feita uma tentativa de se correlacionar essas variações com as variações de nível de água mas não foram significativas. Apesar dessas variações quantitativas de pouca amplitude, todas as correlações e tendências evidenciadas nos resultados da primeira amostragem também são válidas para as amostragens seguintes, por isso não foram apresentados os resultados neste trabalho.

Discussão dos resultados

A dissolução dos compostos inorgânicos do lixo e a degradação biológica dos seus compostos orgânicos são os principais processos responsáveis pela introdução de elementos químicos no ciclo hidrológico. Ocorrem também reações de absorção, de troca iônica, lixiviação dos sedimentos e geração de gases.

A degradação dos compostos orgânicos em meio redutor leva à formação de CH_4 , CO_2 e NH_4 . Esse processo é responsável pelas fortes concentrações dos íons amônio e bicarbonato (formado a partir do CO_2) encontrados nas águas (BAEDECKER & APGAR, 1984). O aumento das concentrações de carbono orgânico total e do oxigênio consumido também é diretamente correlacionável com a degradação da matéria orgânica do lixo.

Sais muito solúveis tais como sais de sulfatos e cloretos contidos no lixo são rapidamente dissolvidos pela infiltração de água no aterro, e, os elementos muito solúveis Cl, Na, K, Ca e Mg são lixiviados até o aquífero. As baixas concentrações de sulfatos, observadas no nosso estudo e também na maioria dos estudos realizados no assunto, podem ser correlacionadas com a redução dos sulfatos em sulfetos ou com a capacidade de troca de íons das argilas que poderiam portanto adsorver os íons sulfatos (APGAR & LANGMUIR, 1971).

Junto com a dissolução dos sais contidos no lixo, o processo de troca iônica das argilas do solo também pode ser responsável pelas concentrações de Na, K, Mg e Ca nas águas.

Segundo BAEDECKER & APGAR (1984), a principal fonte de cátions na água seria a sua troca com os íons amônio produzidos pela degradação orgânica.

As altas concentrações de ferro podem ser devidas à dissolução de compostos metálicos do lixo e também à dissolução dos óxidos férricos dos sedimentos.

Os resultados não mostraram concentrações significativas de elementos metálicos tóxicos tais como Cr, Hg, Cd, Pb. Segundo CHERRY *et al.* (1984), esse fato é ligado à complexação desses elementos pelos compostos orgânicos, e também à sua absorção pelos óxidos de ferro e manganês dos sedimentos.

CONCLUSÕES

Exceto para o cloreto e o nitrogênio amoniacal, as concentrações dos elementos inorgâ-

nicos dissolvidos analisados se encontram dentro dos padrões de potabilidade. Isso não significa que a água seja boa para o consumo pois os altos teores de carbono orgânico total encontrados evidenciam a contaminação da água por compostos orgânicos. De fato, é reconhecido que são os compostos orgânicos dissolvidos nas águas adjacentes aos aterros sanitários, que representam a maior periculosidade à saúde (CHERRY *et al.*, 1984). Segundo CLARK & PISKIN (1977) um bom parâmetro indicador deve apresentar as seguintes características: deve ser encontrado no lixo, deve ser móvel na água, deve ser pouco sensível aos processos de troca iônica e outras reações químicas no solo para se manter em solução, as suas concentrações nas águas do "background" devem ser baixas, e deve ser facilmente analisada. No caso estudado pelos autores citadas, o boro, ferro, amônia, e os sólidos totais dissolvidos se destacaram como melhores indicadores.

Os resultados mostraram que o sódio, cloreto, a condutividade (diretamente correlacionada com os sólidos totais dissolvidos), e o amônio são os melhores indicadores no nosso local de estudo. Os resultados mostraram também que a influência do aterro sanitário sobre as águas subterrâneas superficiais, após 5 anos de uso, atinge 200m de distância, na superfície, depois dessa distância os parâmetros indicadores apresentam baixas concentrações.

A pesquisa ainda está em andamento e pretendemos complementar essa caracterização química, estudando em particular o comportamento dos elementos em profundidade, através de piezômetros multiníveis que permitirão também o estudo da rede de fluxo local.

Esses resultados podem ser grande utilidade para a implantação de futuros aterros sanitários no Vale do Paraíba em locais que apresentam as mesmas características litológicas.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a colaboração do DAEE - Bacia do Paraíba e Litoral nas pessoas do seu Diretor Eng^o Joaquim Rodrigues dos Santos, do Eng^o Romeu Haik e do geólogo Edilson de Paula Andrade. Agradecimentos especiais também para os geólogos Seiju Hassuda e Sueli Yoshinaga do CEPAS, pela ajuda nos trabalhos de campo, e ao Prof. Robert W. Cleary pelos seus valiosos conselhos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APGAR, M.A. & LANGMUIR D. (1971) - *Ground-Water Pollution Potential of a Landfill Above the Water Table* - Groundwater, 9(6): 76-96.
- BAEDECKER, M.J. & APGAR, M.A. (1984) - *Hydrogeochemical Studies at a Landfill in Delaware* - in "Ground-water Contamination", *Studies in Geophysics, National Academy Press*, Washington, p. 127-138.
- CHERRY, J.A.; GILLHAM, R.W.; BARKER, J.F. (1984) - *Contaminants in Groundwater: Chemical Processes* - in "Groundwater Contamination", *Studies in Geophysics, National Academy Press*, Washington, p. 46-64.
- CLARK, T.P. & PISKIN, R. (1977) - *Chemical Quality and Indicator Parameters for Monitoring Landfill Leachate* in Illinois Environ. Geol., 1: 329-339.
- DAEE/SOMA (1977) - *Estudo de águas subterrâneas, região administrativa 3, São José dos Campos* - vol. 4, mapas.
- HVORSLEV, M.J. (1951) - *Time Lag and Soil Permeability in Groundwater Observations* - Bulletin nº 36 - *Waterways Experiment Station Corps of Engineers* - U.S. Army, Vicksburg, Miss., 50 p.
- IPT (1978) - *Geologia da região administrativa 3 (Vale do Paraíba) e parte da região administrativa 2 (Litoral) do Estado de São Paulo* - Publicação IPT nº 1.106, São Paulo, 78 p.

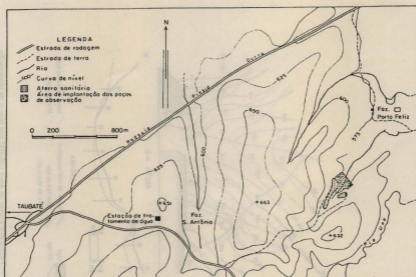


Figura 1 - Localização da área de estudo.

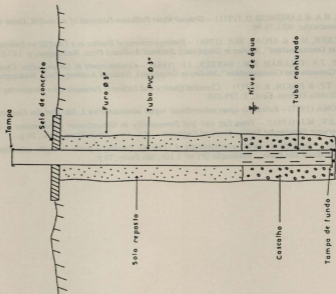


Figura 3 — Esquema de um poço de observação.

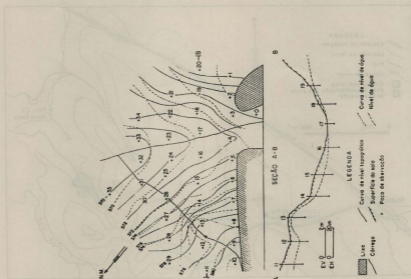


Figura 2 — Topografia e nível de água (04/84) nos poços de observação.

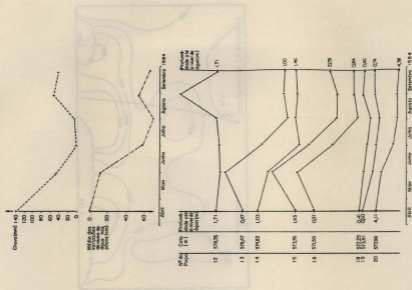


Figura 5 - Correlação entre a chuva e os níveis de água nos poços de observação.

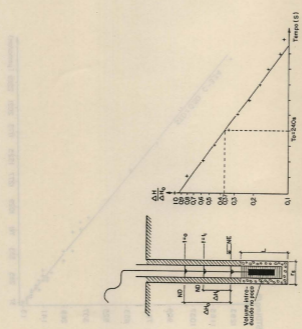


Figura 4 - Obtenção de coeficientes de permeabilidade através do método "Slug test".

Figura 7 - Curvas de isovalores de condutividade.

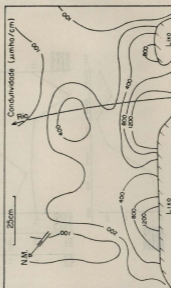


Figura 7 - Curvas de isovalores de condutividade.

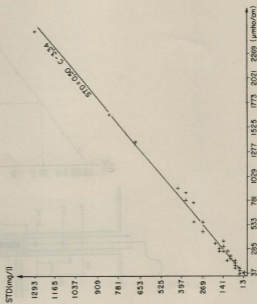


Figura 6 - Correlação entre os sólidos totais dissolvidos (mg/l) e condutividade (µmho/cm).

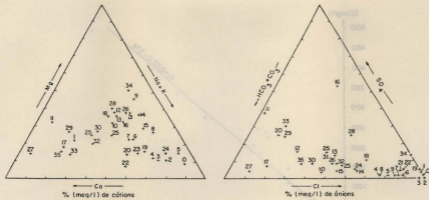


Figura 8 - Composição química das águas dos poços de observação.

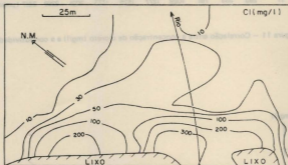


Figura 9 - Curvas de isoconcentração de cloreto (mg/l).

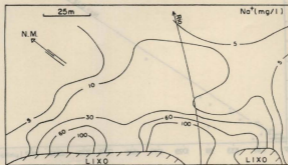


Figura 10 - Curvas de isoconcentração de sódio (mg/l).

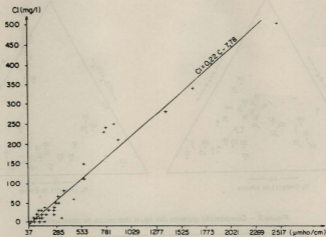


Figura 11 – Correlação entre a concentração de cloreto (mg/l) e a condutividade.

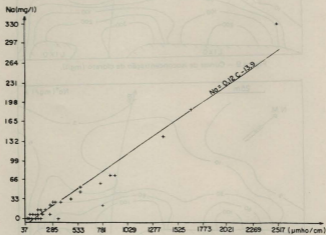


Figura 12 – Correlação entre a concentração de sódio (mg/l) e a condutividade.

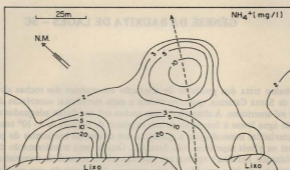


Figura 13 - Curvas de isoconcentração de amônio (mg/l).

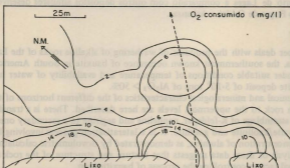


Figura 14 - Curvas de isoconcentração de oxigênio consumido (mg/l).

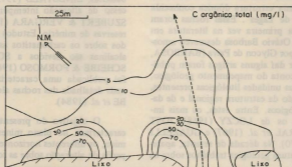


Figura 15 - Curvas de isoconcentração de carbono orgânico total (mg/l).