UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS

**POLUIÇÃO DE AQUÍFERO COSTEIRO DE
AREMBEPE-BA POR ÁCIDO SULFÚRICO E
COMPOSTOS INORGÂNICOS ORIUNDOS
DA PRODUÇÃO DE DIÓXIDO DE TITÂNIO**

Daniel Caminero Gomes

Orientador: Prof. Dr. Robert William Cleary

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Programa de Pós-Graduação em Recursos Minerais e Hidrogeologia

SÃO PAULO
1994

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS

**POLUIÇÃO DE AQUÍFERO COSTEIRO DE
AREMBEPE-BA POR ÁCIDO SULFÚRICO E
COMPOSTOS INORGÂNICOS ORIUNDOS
DA PRODUÇÃO DE DIÓXIDO DE TITÂNIO**

Daniel Caminero Gomes

Orientador: Prof. Dr. Robert William Cleary

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

COMISSÃO JULGADORA

	nome	ass.
Presidente:	Dr. U.Duarte
Examinadores:	Dr. N.Ellert
	Dr. L.R.Cottas

SÃO PAULO
1994

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS

DEDALUS - Acervo - IGC

30900005025

**POLUIÇÃO DE AQUÍFERO COSTEIRO DE
AREMBEPE-BA POR ÁCIDO SULFÚRICO E
COMPOSTOS INORGÂNICOS ORIUNDOS
DA PRODUÇÃO DE DIÓXIDO DE TITÂNIO**

Daniel Caminero Gomes

Orientador: Prof. Dr. Robert William Cleary

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Programa de Pós-Graduação em Recursos Minerais e Hidrogeologia

SÃO PAULO
1994

A meus pais, Jorge e Roma e
minha nova família, Pinky e
Marisol, pelo amor e
carinho.

Agradecimentos

Trabalhos na área de proteção ambiental envolvem a participação de uma equipe multidisciplinar de colaboradores. O autor expressa um agradecimento a todos e, em especial:

À Diretoria da TIBRÁS - Titânio do Brasil S.A., em especial ao Dr. Manoel Geraldo de Andrade e Dr. Axel Westerhaus, que permitiram a publicação dos dados desta pesquisa, empenhando-se firmemente na recuperação ambiental das áreas degradadas.

À Diretoria da CSD-GEOKLOCK, nas pessoas do Dr. Ernesto N. Moeri e Carlos F. Egli, pelo apoio, interesse e revisões técnicas.

Ao prof. Dr. Robert W. Cleary orientador deste trabalho, pelo incentivo e discussões sobre metodologias de estudo.

Ao prof. Dr. José Milton B. Mendes, pelo apoio e comentários.

Aos funcionários da TIBRÁS Ariosvaldo Bezerra, Júlio César P. Castro e Jurgen Fink, pelo apoio aos trabalhos de campo.

Aos Colegas e Amigos:

- . Marcelo Alarsa, cujo apoio foi fundamental para a realização deste trabalho, principalmente nos trabalhos de campo;
- . Maria Cristina Salvador, pelas discussões sobre o comportamento hidroquímico dos poluentes;
- . René Büchler, Lilian Poll e Márcia Weege, engenheiros responsáveis pelas obras de impermeabilização dos resíduos, pelo auxílio na redação do capítulo correspondente;
- . Michel Marrel, pelas discussões quanto às técnicas e dimensionamento da remediação das águas subterrâneas;
- . Marco A. Moura, pelas discussões sobre taxas de lixiviação dos resíduos;
- . Claudia S. Dias, pelo alto nível e incrível rapidez nos trabalhos de digitação do texto; e
- . Juscelino B. Mendonça e Dimas A. Fuentes, pela paciência e execução das ilustrações deste trabalho.

RESUMO

O objetivo central deste trabalho é avaliar o impacto às águas subterrâneas devido à disposição não-controlada de resíduos sólidos industriais em dunas recentes, assim como vazamentos de ácido sulfúrico acidentais ocorridos em indústria de Dióxido de Titânio, situada nas proximidades de Areembepe, município de Camaçari, BA. Adicionalmente, pretende descrever os processos envolvidos e as medidas de recuperação ambiental adotadas.

O local foi investigado através de trabalhos de geofísica (sondagens elétricas e caminhamento elétrico), seguidos de instalação de poços de monitoração e cinco campanhas de amostragem/análise química de águas, para compostos inorgânicos e parâmetros "in situ" (pH, temperatura, condutividade elétrica). Foram também realizados ensaios de bombeamento e permeabilidade para caracterização hidráulica do aquífero local.

Os resultados mostraram a presença de um aquífero principal pouco espesso formado por areias finas, cujas águas subterrâneas movem-se em dois sentidos principais: para o oceano (sudeste) e para o rio Capivara Grande, a noroeste. As velocidades de escoamento são relativamente altas, entre 60 e 690 m/ano.

A deposição dos resíduos nas dunas causou um expressivo impacto na qualidade das águas subterrâneas, principalmente devido aos íons sulfato, ferro solúvel e baixos valores de pH, migrando em direção ao rio Capivara Grande, principalmente. Os vazamentos e perdas de poluentes na área industrial contribuíram para a formação de uma extensa pluma de poluição em sentido ao oceano.

A acidificação do aquífero também levou à mobilização de íons que podem provocar efeitos tóxicos à flora local, como Alumínio e Manganês.

A poluição atingiu alguns poços rasos, inutilizando-os. Além disso, algumas lagoas sofreram intenso processo de acidificação, prejudicando a vida aquática.

Para mitigar este impacto, foram implantadas as seguintes medidas de remediação: impermeabilização dos resíduos com camadas de argila-bentonita compactadas, protegidas por solo argiloso não compactado e areias das dunas; implantação de poços de bombeamento das águas subterrâneas e bombeamento de uma lagoa inter-dunas. As águas bombeadas são enviadas a emissário submarino de 3 Km de distância da costa. Além disso, foi iniciado um trabalho de plantio de espécies nativas.

O pouco tempo de operação do sistema, ainda parcial, impede uma avaliação detalhada quanto à recuperação da área, entretanto, já houve uma melhoria de qualidade das águas subterrâneas a noroeste da área, provavelmente devido à impermeabilização dos resíduos. Por outro lado, foi constatado um aumento na poluição na área industrial, devido a novas perdas de ácido sulfúrico, as quais deveriam ser imediatamente reparadas.

ABSTRACT

The main objective of this work is to evaluate the impact to groundwater quality due to the ancient, uncontrolled disposal of inorganic industrial solid wastes onto sand dunes, together with accidental sulfuric acid leakages, occurred at a Titanium Dioxide plant, located at Areembepe, Camaçari County, State of Bahia, Brazil.

The region is partially supplied with groundwater wells, some of them being damaged by the contamination. Besides, some lagoons were intensively acidified, with consequent damages to aquatic life.

The study area was investigated by means of geophysical surveys (resistivity, electric soundings and profiles), followed by monitoring wells installation and five water sampling/chemical analysis campaigns, for inorganic compounds. In addition, pumping and slug tests were performed, in order to characterize the local aquifer hydraulic parameters.

Results have shown a sandy aquifer of small thickness, which waters migrate in two directions: towards the ocean (southeast) and the Capivara Grande river (northwest), at relatively high seepage velocities: 60 to 690 m/yr.

The leaching of the solid wastes had provoked high concentrations of sulfate, iron and low pH values, mainly in direction towards the Capivara Grande river, whereas the industrial pollution plume migrates in direction towards the ocean.

The aquifer acidification has also solubilized some metals that are phyto-toxic, like aluminium and managenese for instance.

The following remedial measures were taken:

- . solid wastes containment, with mineralogical clay-bentonite covering layers, protected by clayey soil and dune sands;
- . installation of pumping wells and pumping of a contaminated lagoon to a 3 Km lenth-outfall into the ocean; and
- . landscape recovery, using native species.

Due to the short time in operation, the remedial system cannot be evaluated in detail at the moment. However, some quality improvement was achieved at the northwest plume, probably due to the wastes covering system. On the other hand, the plume increased to southeast, due to recent H_2SO_4 leakages at the industrial area, which should be immediately repaired.

ÍNDICE

Pág.

AGRADECIMENTOS

RESUMO

ABSTRACT

1. INTRODUÇÃO	01
1.1. Descrição da Área de Estudo	01
1.2. Considerações Gerais sobre o Dióxido de Titânio ...	03
1.3. Histórico do Processo Poluidor	04
1.4. Objetivos	07
2. METODOLOGIA	08
2.1. Pesquisa Bibliográfica sobre Casos Similares	08
2.2. Geofísica	13
2.2.1. Sondagens Elétricas Verticais	13
2.2.2. Caminhamento Elétrico	14
2.3. Implantação de Poços de Monitoração e Poços de Bombeamento	16
2.3.1. Poços de Monitoração	16
2.3.2. Poços de Bombeamento e de Observação	19
2.4. Ensaios Hidrogeológicos	21
2.4.1. Medidas de nível d'Água e Ensaios de Permeabilidade	21
2.4.2. Ensaios de Bombeamento	23
2.5. Amostragem e Análise Química de Águas	24

3. APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	26
3.1. Hidrogeologia Regional	26
3.2. Hidrogeologia Local	31
3.2.1. Aquíferos e níveis semi-confinantes	31
3.2.2. Velocidade e sentido de fluxo	35
3.2.3. Parâmetros hidrodinâmicos	39
3.3. Geofísica	44
3.4. Impacto às Águas Subterrâneas	48
3.4.1. Resultados Analíticos	48
3.4.2. Distribuição Espacial e Evolução Temporal dos Principais Parâmetros	51
3.5. Balanço de Massa Preliminar	87
4. MEDIDAS DE RECUPERAÇÃO AMBIENTAL	92
4.1. Objetivos e Estratégia	92
4.2. Eliminação de Fontes de Contaminação	95
4.2.1. Impermeabilização dos Resíduos	95
4.2.2. Eliminação de Fontes Industriais	99
4.3. Recomposição da Paisagem	99
4.4. Bombeamento e Destino Final das Águas Contaminadas	100
4.4.1. Bombeamento da Lagoa Inter-dunas	100
4.4.2. Instalação de Poços de Bombeamento	101
4.4.3. Destino Final das Águas Bombeadas	105
4.5. Avaliação Preliminar das Medidas Adotadas	106
5. CONCLUSÕES	110
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	113

LISTA DE FIGURAS

	<i>Pág.</i>
1 <i>Localização da Área de Estudo</i>	<i>02</i>
2 <i>Fontes Potenciais de Contaminação das Águas e Solos ..</i>	<i>06</i>
3 <i>Localização das Investigações Geofísicas</i>	<i>15</i>
4 <i>Perfil Típico dos Poços de Monitoração</i>	<i>17</i>
5 <i>Localização dos Poços de Monitoração e Poços de Bombeamento</i>	<i>18</i>
6 <i>Perfil Típico dos Poços de Bombeamento</i>	<i>20</i>
7 <i>Localização da Bacia do Recôncavo</i>	<i>28</i>
8 <i>Mapa Geológico Regional</i>	<i>29</i>
9 <i>Dados Climatológicos - Região de Camaçari (1961 - 1990)</i>	<i>30</i>
10 <i>Localização das Seções Hidrogeológicas</i>	<i>33</i>
11 <i>Seção Hidrogeológica A - A'</i>	<i>34</i>
12 <i>Seção Hidrogeológica B - B'</i>	<i>34</i>
13 <i>Seção Hidrogeológica C - C'</i>	<i>34</i>
14 <i>Seção Hidrogeológica D - D'</i>	<i>34</i>
15 <i>Seção Hidrogeológica E - E'</i>	<i>34</i>

16	Mapa Potenciométrico - Agosto/1992	36
17	Mapa Potenciométrico - Agosto/1993	37
18	Teste de Bombeamento - PB01	42
19	Teste de Bombeamento - PO03	43
20	Isóbatas do Topo Rochoso Definidas pela Geofísica	46
21	Anomalias Geoelétricas Detectadas	47
22	Isoconcentrações de Sulfato - Agosto/1992	56
23	Isoconcentrações de Sulfato - Janeiro/1993.....	57
24	Isoconcentrações de Sulfato - Maio/1993	58
25	Isoconcentrações de Sulfato - Julho/1993	59
26	Isoconcentrações de Sulfato - Novembro/1993	60
27	Isovalores de pH - Agosto/1992	63
28	Isovalores de pH - Janeiro/1993	64
29	Isovalores de pH - Maio/1993	65
30	Isovalores de pH - Julho/1993	66
31	Isovalores de pH - Novembro/1993	67
32	Isoconcentrações de Ferro Solúvel - Agosto/1992	70
33	Isoconcentrações de Ferro Solúvel - Novembro/1993	71

34	<i>Isovalores de Condutividade Elétrica - Agosto/1992 ...</i>	73
35	<i>Isovalores de Condutividade Elétrica - Novembro/1993 .</i>	74
36	<i>Correlação entre Sulfato e Condutividade Elétrica</i>	75
37	<i>Isoconcentrações de Titânio - Agosto/1992</i>	78
38	<i>Isoconcentrações de Alumínio - Agosto/1992</i>	81
39	<i>Medidas de Remediação : Estratégia de Ação</i>	94
40	<i>Corte Esquemático dos Sistemas de Impermeabilização ..</i>	98
41	<i>Corte Esquemático do Poço - Dreno Horizontal</i>	102
42	<i>Localização do Poço - Dreno Horizontal</i>	103
43	<i>Evolução Temporal : PZ-25</i>	108
44	<i>Evolução Temporal : PZ-24</i>	109

LISTA DE TABELAS

	<i>Pág.</i>
1 <i>Quantificação dos Resíduos Depositados nas Dunas</i>	<i>05</i>
2 <i>Valores de Condutividade Hidráulica Obtidos</i>	<i>38</i>
3 <i>Parâmetros Hidrogeológicos Obtidos nos Testes de Bombeamento</i>	<i>41</i>
4 <i>Resultados das Sondagens Elétricas</i>	<i>45</i>
5 <i>Resultados da Primeira Campanha de Análises Químicas</i>	<i>49</i>
6 <i>Variação de pH, Condutividade Elétrica e Sulfato nas Amostras de Água</i>	<i>50</i>
7 <i>Composição Química dos Resíduos Dispostos nas Dunas</i>	<i>87</i>
8 <i>Total de Sulfato Contido as Águas Subterrâneas</i>	<i>88</i>
9 <i>Resumo das Características Produtivas dos Poços de Bombeamento</i>	<i>104</i>

1. INTRODUÇÃO

1.1. DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo escolhida situa-se em Arembepe, município de Camaçari, BA. O acesso é feito através de rodovia BA-099, a 23 Km ao Norte de Salvador.

Neste local, situa-se a fábrica da TIBRÁS - TITÂNIO DO BRASIL S.A., a aproximadamente 600 m do mar, junto a uma área de dunas semi-móveis, áreas alagadiças e várias lagoas (Figura 1). Os principais produtos fabricados são o Dióxido de Titânio (pigmento branco) e o Sulfato Ferroso (floculante). Este último antigamente um resíduo sólido descartado. Além destes produtos, a fábrica produz ácido sulfúrico para consumo interno.

Entre a fábrica e o mar, situa-se um condomínio de alto padrão (Condomínio Parque Interlagos), caracterizado por um sistema de canais artificiais interligados a uma lagoa. A oeste do terreno industrial, encontra-se o Bairro Areias, habitado por uma população de baixa renda. Ambos são abastecidos integralmente por águas subterrâneas.

Figura 1 - LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

1.2. CONSIDERAÇÕES GERAIS SOBRE O DIÓXIDO DE TITÂNIO

O dióxido de titânio (TiO_2) é o composto mais usado no mundo como pigmento branco para tintas de recobrimento de superfície (SHREVE e BRINK Jr, 1977). Isto se deve principalmente ao baixo custo por unidade de cobertura e excelente poder de cobertura.

O TiO_2 é fabricado a partir do método de lixiviação a ácido sulfúrico quente ("sulfatização"), onde o mineral de ilmenita moído é misturado com H_2SO_4 quente e a mistura agitada a vapor. Da solução resultante de sulfatos de titânio, sulfato ferroso e férrico (posteriormente reduzido a sulfato ferroso, por limalha ou sucata de Fe), o Fe é removido como sulfato ferroso cristalizado por resfriamento, cristalização e centrifugação.

A solução ácida de sulfato de titanila (TiOSO_4) é então concentrada e hidrolisada com soda cáustica, sendo o precipitado filtrado a vácuo (TiO_2 insolúvel), novamente suspenso em água e refiltrado, para remoção do restante do sulfato ferroso, o qual é atualmente vendido como floculante para tratamento de água (após secagem ou não).

A torta de filtração é então re-suspensa e calcinada a TiO_2 em fornos rotativos. Dependendo do produto a ser obtido, após a hidrólise, pode-se adicionar sementes (pequena quantidade) de rutilo ou anatásio, além de outros reagentes específicos (ácido fosfórico, ZnO , KCl , etc). Os efluentes, ricos em Fe^{2+} e H_2SO_4 , são enviados ao emissário submarino, com 6 Km de distância da costa, assim como os resíduos pastosos provenientes das etapas de filtração com filtros-prensa (lama industrial).

Além deste processo, na planta da TIBRÁS é produzido o ácido sulfúrico usado no processo, a partir de enxofre, cal hidratada e diatomita, restando após filtração uma lama rica em enxofre (borra de enxofre), atualmente enviada ao emissário submarino.

1.3. HISTÓRICO DO PROCESSO POLUIDOR

A fábrica da TIBRÁS foi instalada em 1971, tendo depositado seus resíduos industriais nas dunas semi-móveis próximas até 1982 (11 anos). Da mesma forma, resíduos domésticos foram co-dispostos nas dunas, em pequenas células até 1990.

Estes resíduos, com a infiltração das águas das chuvas, e lixiviação de compostos químicos, provocaram a contaminação de lagoas próximas, principalmente reduzindo o pH e produzindo altas concentrações de Fe^{2+} e sulfatos, com consequente deteiorização da paisagem. Além disso, processos erosivos causaram aparecimento de uma voçoroca de 17.300 m³, com transporte de resíduos diretamente para uma lagoa entre as dunas.

Além disso, alguns poços rasos tipo cacimba no Bairro Areias foram contaminados, obrigando a indústria a fornecer água tratada, através de uma adutora a partir de sua Estação de Tratamento de Águas (ETA), situada junto ao rio Capivara Grande.

O mapeamento feito com sondagens a trado mostrou que os principais tipos de resíduos dispostos, cuja localização encontra-se na Figura 2, são:

- borra de enxofre: proveniente da unidade de fabricação de H_2SO_4 , possui coloração cinza-esverdeada e forma nódulos centimétricos. É composta por 60 % de enxofre e 40 % de água e sílica.
- lama industrial: forma nódulos centimétricos de coloração cinza escura a preta, possuindo granulação argilosa e composição aproximada de 20 % de H_2SO_4 , 7 % de FeSO_4 , 6 % de TiOSO_4 (sulfato de Titanila), 30 % de ilmenita, 4 % de sílica e 33 % de água. Contém camadas centimétricas esparsas de enxofre nativo, com coloração típica amarela.

- limalha de ferro: possui coloração típica marrom-avermelhada, sendo composta por óxidos hidratados de Fe.
- resíduos domésticos: lixo doméstico resultante das atividades cotidiana da fábrica. Contém restos de madeira, resíduos de restaurante, papéis, plásticos, etc.

A Tabela 1 mostra as áreas, volumes e massas de resíduos dispostos no local.

TABELA 1 - QUANTIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS DEPOSITADOS NAS DUNAS
(PERÍODO : 1971 a 1982)

RESÍDUO	ÁREA (m ²)	VOLUME (m ³)	MASSA (t)
Doméstico	34.500	64.700	97.050
Industrial (Borra de enxofre e Lama)	52.700	39.500	63.000
Limalha de Fe	7.800	3.120	18.700
Total	95.000	107.320	178.750

Modificado de GEOKLOCK (1990)

Além dos resíduos sólidos, a própria fábrica apresenta várias fontes potenciais de contaminação das águas subterrâneas, mostradas na Figura 2, das quais destacam-se antigas perdas nos tanques e tubulações de ácido sulfúrico concentrado (número 1, na Figura 2) e pátio de enxofre (nº 4), usado temporariamente como depósito de borras de enxofre, além de pequenos locais de antiga estocagem de resíduos industriais (nºs 5 e 6).

Acidentes no emissário submarino também representaram perdas para o subsolo, no passado.

TÍTULO: FONTES POTENCIAIS DE CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS E SOLOS			
DESENHO Nº	DESENHISTA	DATA	AUTOR
Figura 2	Juscelino	Fevereiro /94	D. Gomes
ESCALA			
Gráfica			

1.4. OBJETIVOS

Os principais objetivos desta dissertação são:

- avaliar o impacto ambiental causado às águas subterrâneas locais pela disposição inadequada dos resíduos inorgânicos no solo e demais fontes de contaminação de origem industrial;
- elaborar um modelo hidrogeológico conceitual da área;
- identificar os principais processos hidroquímicos envolvidos no transporte dos poluentes nas águas subterrâneas;
- implementar medidas concretas de remediação, para a recuperação ambiental do local.

2. METODOLOGIA

2.1. PESQUISA BIBLIOGRÁFICA SOBRE CASOS SIMILARES

A disposição inadequada de resíduos ácidos ricos em sulfatos e ferro está geralmente ligada a drenagens ácidas e rejeitos de mineração há pelo menos desde o final da década de 60. Em 1969 EMRICH & MERRITT (in TODD & McNULTY, 1976) encontraram concentrações elevadas de ferro e sulfato e baixo pH nas águas subterrâneas provocadas pela oxidação e lixiviação de rejeitos de carvão, na região dos Apalaches, nos E.U.A.

A presença de outros metais pesados, incluindo zinco, chumbo e cádmio em altas concentrações, também foi relacionada à lixiviação de antigos bota-foras de resíduos de mineração (MINK et.al., 1972, in TODD & McNULTY, 1976).

O processo de oxidação de sulfetos devido à ação de microorganismos, com conseqüente diminuição de pH e lixiviação de metais pesados para águas subterrâneas percolando rejeitos de mineração, foi descrito por GALBRAITH (1972, in TODD & McNULTY, 1976).

O delineamento preliminar de plumas de contaminação por drenagens ácidas de minas nas águas subterrâneas através de métodos geofísicos (eletroressistividade) foi obtido com sucesso por MERKD em 1972 (in TODD & McNULTY, 1976).

Mais recentemente, HELZ et. al. (1987) citam que a oxidação da pirita é a principal causa da acidez. Sob condições ácidas, destacam a importância da bactéria *Thiobacillus ferrooxidans* como catalisador na oxidação do Fe^{2+} para Fe^{3+} , etapa básica na oxidação da Pirita dos depósitos de rejeitos de carvão. Os mesmos autores detectaram a precipitação de melanterita ($\text{FeSO}_4 \cdot 7 \text{H}_2\text{O}$ - sulfato ferroso) e oxi-hidróxidos de Fe^{3+} em colunas de solos submetidas a efluentes com concentrações 0,2 M de SO_4^{2-} , 0,1 M Fe total e $\text{pH} < 2$. A mobilização de Al^{2+} , Be e Cu também foi detectada, sendo os seguintes fatores admitidos como retardadores da oxidação da Pirita: diminuição da temperatura, diminuição da pressão parcial de oxigênio e adição de calcário.

DAVIS & RUNNELLS (1987) relataram que o manejo inadequado de rejeitos de minerações e usinas de moagem de urânio também podem provocar lixiviados ácidos ricos em SO_4 , Al, Ca, Cl, Fe, Mn e Zn. Em ensaios de coluna, observaram que mesmo em solos com teores expressivos de calcita, o pH da solução percolante, apesar de um efeito-tampão inicial, continua baixo a longo prazo, devido ao recobrimento da calcita (cimentação) por precipitados amorfos de hidróxidos de Fe^{3+} , sendo o ânion SO_4^{2-} considerado o melhor indicador do front de poluição. A precipitação destes hidróxidos é tida como um fator de atenuação da contaminação, uma vez que outros metais pesados são adsorvidos nos mesmos. O íon sulfato pode sair da solução percolante como um precipitado do tipo AlOHSO_4 , porém com pequeno efeito sobre a concentração total, mostrando poucos efeitos de retardamento, enquanto o Fe mostrou um retardamento significativo controlado pelas condições de pH-Eh.

HERLIHY, A.T. et. al. (1988) indicaram que drenagens ácidas de minas, ricas em Fe, SO_4 e baixo pH, ao atingirem sedimentos de fundo do Lago Virgínia (EUA), sofrem redução pela atividade microbiológica, formando sulfetos voláteis ácidos, enxofre elementar (S^0) e pirita, sendo os dois primeiros os principais produtos a curto prazo (48 hs).

Conclusões semelhantes foram obtidas em 15 lagos em áreas de mineração de carvão nos EUA (WICKS et. al., 1991), onde foram encontrados sulfetos de Fe (FeS_2) e S^0 , sendo a redução do enxofre limitada pela quantidade de matéria orgânica. Também o Fe e Mn presentes em áreas precipitam como óxidos nas zonas oxidantes, assim como compostos de enxofre (TARUTIS Jr. et. al., 1992) permanecem reduzidos nas zonas redutoras com tendência à formação de sulfetos metálicos. Neste estudo, houve pouca redução de sulfatos por ação de bactérias, provavelmente devido à pequena quantidade de matéria orgânica passível de decomposição. Os autores concluem que as zonas pantanosas são eficientes na remoção de Fe e Mn, devido à precipitação em forma de óxido/hidróxido.

Aproveitando este conceito, NORTON (1993) identifica as áreas pantanosas artificialmente construídas como um meio eficiente e barato de tratamento dos efluentes de drenagens ácidas de minas, mostrando que seu uso é cada vez mais popular nos EUA e apresenta tendências de crescimento na Europa. Segundo este autor, o principal efeito de oxidação de pirita se deve ao fato do enxofre produzir 3 vezes o seu peso em ácido sulfúrico. Os mecanismos purificadores das áreas pantanosas apontados são: oxidação e precipitação de óxidos de Fe, Mn e outros metais (zona oxidante), redução de sulfatos a sulfetos nos sedimentos de fundo (catalisados por bactérias) e consumo pelas plantas.

Aplicações de calcário, impermeabilização dos resíduos e bombeamento/tratamento das águas subterrâneas também foram sugeridos (TODD & McNULTY, 1976).

Outra importante fonte de acidificação de solos e aquíferos se deve às deposições ácidas controladas pela chuva/ventos. Esta fonte difere dos depósitos de resíduos ácidos a céu aberto, no sentido de que a fonte, neste caso é difusa, atingindo grandes áreas, com sua sedimentação produzindo o acúmulo de sulfatos e íons H^+ , não ocorrendo a oxidação de sulfetos nos solos. Esta fonte é importante na área estudada, uma vez que a fábrica emite pelas chaminés até 204 ton/ano de SO_2 , estando em curso um sistema de oxidação úmida dos efluentes gasosos, que irá reduzir as emissões em até 85 % (FINK, 1993).

As deposições ácidas são particularmente importantes em áreas industriais, especialmente na Escandinávia e outros países europeus, Canadá e os E.U.A. (JACKS, 1986). O mesmo autor aponta a capacidade - tampão dos solos como uma barreira temporária importante na proteção das águas subterrâneas, uma vez que os íons H^+ da água são trocados por íons Ca^{++} e outros metais trocáveis do solo, tornando-o ácido, porém neutralizando as soluções percolantes. Entretanto, quando os solos já são naturalmente ácidos, como é típico em zonas úmidas devido à ação da vegetação que remove cátions trocáveis (nutrientes), este mecanismo purificador desaparece e todo efluente com eletrólitos solúveis provocará soluções percolantes ácidas.

Os íons sulfato são considerados os responsáveis primários pela acidificação de ecossistemas aquáticos, podendo os nitratos também contribuir significativamente (ENVIRONMENT CANADÁ, 1986). Os principais impactos apontados são o declínio de florestas, mortandade de peixes, acidificação de águas subterrâneas a longo prazo e problemas respiratórios em crianças.

O aumento da mobilidade de Al, Cd e Zn de solos, com consequente lixiviação e poluição de cursos d'água, também foi relacionado à redução de pH devido à deposição ácida, assim como outros metais pesados como Hg e Pb (KONSTEN et. al., 1993), dependendo da região industrial. Estes autores consideram a acidificação dos solos uma verdadeira bomba-relógio, devido ao efeito-tampão do solo, citando que os impactos devido à acidificação dos solos tornou-se evidente há cerca de 10 - 20 anos, enquanto que as deposições ácidas ocorrem na Europa há pelo menos 200 anos.

Alguns métodos para minimização dos impactos têm sido propostos, tais como controle artificial de pH (aplicação de CaCO_3 , principalmente) dos solos ácidos, de rios e lagos. Por exemplo, estudo feito na Suécia mostrou resultados promissores, com elevação de alcalinidade das águas de um aquífero freático arenoso delgado (3 - 4 m de espessura), utilizando doses de 5 a 10 toneladas de CaCO_3 /ha (JACKS & NOORSTRÖM, 1986). Os mesmos autores recomendam o uso desta técnica em áreas de situação hidrogeológica simples (lençol freático aflorante, zona saturada pouco espessa, alta permeabilidade, etc).

Finalmente, a infiltração de efluentes líquidos da indústria alcooleira (vinhaça), em áreas de sacrifício (lagoas de infiltração), também produz efeitos de acidificação nas águas subterrâneas, com consequente aumento de metais, como ferro, alumínio, manganês e magnésio, solubilizados pela redução de pH e trocas iônicas ocorridas na zona não-saturada (HASSUDA, 1989).

2.2. GEOFÍSICA

Para localizar a nível preliminar, alterações químicas nas águas subterrâneas, devido à fontes de poluição, foi realizado um levantamento geofísico, usando-se o método da eletrorresistividade, com arranjos de eletrodos do tipo SCHLUMBERGER. A geofísica serviu também para uma primeira identificação da geometria do aquífero. Esta etapa inicial foi fundamental na locação dos poços de monitoração.

2.2.1. Sondagens Elétricas Verticais

Foram executadas 14 sondagens elétricas verticais (SEV), onde os eletrodos de corrente (A-B) são simétrica e gradativamente distanciados a partir de um ponto central, sendo as leituras de resistividade aparente feitas em profundidades, que aumentam na medida em que se distanciam os eletrodos A-B. O objetivo principal foi o de avaliar as principais camadas geoelétricas, correlacionando-as à geologia local.

Foram feitas leituras até a profundidades de aproximadamente 24 m. Os dados foram interpretados através de ábacos de resistividade aparente e programa de computador SONDEL (CSD-Colombi Smutz Dorthé - Suíça).

2.2.2. Caminhamento Elétrico

Objetivando detectar anomalias relacionadas às plumas de poluição nas águas subterrâneas, uma vez que as águas ricas em íons apresentam baixas resistividades, foi realizada uma campanha de caminhamento elétrico de 16 quilômetros, com leituras de resistividade aparente a cada 40 - 60 m.

Neste caso, os eletrodos são mantidos em posições fixas entre si (mesma distância), investigando-se uma mesma profundidade, aproximadamente. Neste caso adotam-se a profundidade média de 15 m.

A Figura 3 mostra a localização das sondagens elétricas e linhas de caminhamento elétrico.

2.3. IMPLANTAÇÃO DE POÇOS DE MONITORAÇÃO E POÇOS DE BOMBEAMENTO

2.3.1. Poços de Monitoração

Foram instalados 37 poços de monitoração em duas fases distintas (julho/92 e julho/93), além de 2 poços antigos já existentes (SP04 e SP06), remanescentes de uma rede instalada em agosto de 1991, infelizmente desativada.

O perfil típico destes poços encontra-se na Figura 4 e suas localizações na Figura 5.

Basicamente são confeccionados em tubos de PVC rígido (JS Classe 15) de 60 mm de diâmetro interno, com filtros ranhurados de 1,5 m, envoltos em manta de poliéster não tecido (com condutividade hidráulica de 10^{-1} cm/s), para evitar a entrada de finos facilitando a amostragem futura. Este procedimento foi necessário, devido ao caráter não-consolidado dos sedimentos locais e granulometria fina.

As sondagens foram feitas no sistema percussivo em 100-150 mm de diâmetro. Não foram usadas lamas de perfuração, para evitar a adsorção de metais e outros cátions (FOSTER & GOMES, 1989). Para evitar o desmoronamento da perfuração, foi usado revestimento temporário.

O espaço anelar entre a sondagem e o tubo de PVC foi preenchido com areia grossa quartzosa (2 - 3 mm) quando possível, e bentonita (pó), visando selar o intervalo de amostragem e evitar a entrada d'água da superfície. Na parte superior dos piezômetros foi construída uma lage de concreto para proteção sanitária e confeccionada uma tampa lacrada em aço-carbono, pintada com tinta epóxi para evitar a corrosão atmosférica.

Os piezômetros foram desenvolvidos com amostradores tipo caçamba (agitação/remoção), até a remoção dos finos presentes.

Figura 4 - PERFIL TÍPICO DOS POÇOS DE MONITORAÇÃO

2.3.2. Poços de Bombeamento e de Observação

Foram instalados 6 poços para bombeamento das águas subterrâneas, como parte do sistema de remediação global da área.

Estes poços foram confeccionados em PVC Geomecânico nervurado com diâmetro nominal de 150 mm, com filtros ranhurados de abertura 0,75 mm e espessura de parede 12 mm. A Figura 6 mostra o perfil típico (vide localização na Figura 5).

As sondagens, do tipo rotativo destrutivo, foram iniciadas com diâmetro 500 mm (tubo de boca para sustentação) e terminadas em 310 mm, sendo o espaço anelar preenchido com pré-filtro selecionado (1 - 2 mm) até 3 - 4 m acima do filtro. O espaço restante foi preenchido com bentonita e cimento.

Os filtros foram posicionados nas frações arenosas inferiores, variando de 4 a 12 m de espessura.

Os 4 últimos metros dos poços de bombeamento foram revestidos, já que encontravam-se junto ao antigo solo de alteração muito argiloso do Embasamento Cristalino pré-Cambriano. Este trecho serviu de local para instalação das bombas submersas (câmara de bombeamento), evitando, assim, problemas de cavitação, comuns, quando as bombas situam-se no trecho de filtros.

Devido ao uso de lama bentonítica durante as perfurações, o desenvolvimento dos poços foi feito imediatamente após o término das sondagens, que duraram 1 dia, através de "air-lift" e sobre-bombeamento com bombas submersas, até o desaparecimento dos finos, prevenindo desta forma, a deposição de bentonita nas paredes do furo.

Foram, ainda, instalados 3 poços de observação, para fins de medição de nível em ensaios de bombeamento (PO-01, PO-02 e PO-03), com desenho semelhante aos poços de monitoração.

Figura 6 - PERFIL TÍPICO DOS POÇOS DE BOMBEAMENTO

2.4. ENSAIOS HIDROGEOLÓGICOS

2.4.1. Medidas de Carga Hidráulica e Ensaios de Permeabilidade

Após a instalação dos poços de monitoração, foi feito o nivelamento topográfico dos mesmos pelo processo taqueométrico, com a implantação de poligonal fechada, nivelada analiticamente em relação ao nível médio do mar.

O nível d'água foi medido antes de cada etapa de amostragem, através de medidor elétrico GRAB & WILDI, com precisão de 0,5 cm, sendo posteriormente calculada a carga hidráulica, pela diferença entre a cota do poço de monitoração e a distância ao nível d'água, servindo de base para a confecção dos mapas potenciométricos, para a determinação do sentido do fluxo subterrâneo.

Os ensaios de permeabilidade foram feitos através de dois métodos:

- Ensaio a carga variável ("Bail Test"): mede-se a recuperação do nível d'água após remoção de um determinado volume d'água do poço. Seguiu a metodologia descrita por HVORSLEV (1951, in FREEZE & CHERRY, 1979), onde:

$$K = \frac{r^2 \ln (L/R)}{2 L T_o}, \quad (1)$$

onde :

- K = condutividade hidráulica (m/s)
- r = raio do poço de monitoração
- R = raio do poço de monitoração no trecho ensaiado (m)
- L = comprimento do filtro (m)
- T_o = tempo para recuperação de 67 % do nível d'água original (s)

O valor T_0 é obtido graficamente a partir de curvas $H-h/H-H_0$ x Tempo (min) em papel monolog, onde:

H = carga hidráulica original (m)

H_0 = nível d'água após bombeamento (m)

h = nível d'água a um dado tempo (t)

t = intervalo de tempo para execução das leituras de nível

As medições foram feitas a cada minuto, até a estabilização do nível d'água.

- Vazão constante : em poços com recuperação muito rápida, adotam-se a metodologia de HOLTING (1984), onde:

$$K = \frac{Q}{h \cdot s}, \text{ onde :} \quad (2)$$

Q = vazão bombeada

s = rebaixamento (n.d. estável)

$h = l + s/2$, sendo l o comprimento do filtro

O bombeamento foi feito até a estabilização do nível dinâmico (n.d.), através de bombas submersas portáteis.

2.4.2. Ensaio de Bombeamento

Foram realizados dois tipos de ensaios:

- **ensaio de aquífero:** visam determinar parâmetros hidráulicos do aquífero, principalmente transmissividade (T) e coeficiente de armazenamento (S). Foram realizados dois ensaios deste tipo, com vazões constantes de bombeamento nos poços de bombeamento PB-01 e PB-05 e medição de nível nos poços de observação próximos (respectivamente PO-01 e 02 e PO-03 e PZ-15), assim como nos próprios poços de bombeamento. As leituras foram feitas a cada minuto até 10 min, passando a cada 2 min (até 20 min), 5 min (até 100 min), 20 min (até 5 hs) e a cada hora, até o fim dos testes, de 48 hs para o PB-01 e 24 hs para o PB-05. A recuperação do nível também foi medida, em intervalos de 1 min.
- **ensaio de poço:** realizados em quatro poços, para verificar a vazão ótima (PB-01, 04, 05 e 06). Foram estipuladas três vazões de teste, medindo-se os respectivos níveis dinâmicos. A interpretação foi feita através de gráficos $s \times Q$. Os poços PB-02 e 03 apresentaram vazões muito pequenas e, por isso não foram feitos os ensaios.

2.5. AMOSTRAGEM E ANÁLISE QUÍMICA DE ÁGUAS

Foram feitas 5 campanhas de coleta e análise química de águas subterrâneas e superficiais: agosto de 1992; janeiro, maio, julho e novembro de 1993, através da seguinte metodologia:

- Remoção da água estagnada e medição de nível nos poços de monitoração: previamente às amostragens foi feita a leitura do nível d'água e removidos 3 vezes o volume d'água existente nos poços de monitoração, visando permitir a entrada de águas representativas do aquífero, sem os efeitos de estagnação (FOSTER & GOMES, 1989), utilizando-se bombas submersas tipo WHALES Supersub 88/89, feitas em plástico ABS e hélice de aço inoxidável.
- Coleta, preservação e armazenamento: a coleta foi feita através de amostrador tipo caçamba em aço inoxidável 314, com válvula de teflon, previamente limpo com detergente não-fosfatado e água destilada e seco em estufa por 24 hs. As amostras de água superficial foram tomadas em pontos e profundidades distintas, formando amostras compostas das regiões de interesse. A transferência aos frascos de coleta foi feita procurando evitar ao máximo a turbulência e contato com o ar para evitar a precipitação de metais.

A preservação das amostras foi feita de acordo aos parâmetros analisados.

Para os metais pesados, as amostras eram primeiramente filtrados em membrana (0,45 μ m), depois acidificadas quando necessário (HNO_3 ou HCl) a $\text{pH} < 2$ e preservadas em gelo (4°C) até o envio aos laboratórios. Amostras para determinação de Carbono Orgânico Dissolvido também foram acidificadas (H_2SO_4 até $\text{pH} < 2$) e refrigeradas. As amostras para sulfeto foram conservadas com adição de 1 ml de acetato de Zn (pH 6 a 9), as para N-NO_3 foram acidificadas (H_2SO_4 , $\text{pH} < 2$), assim como para óleos e graxas (frasco de vidro HCl , $\text{pH} < 2$). Amostras para sulfato, nitrito e cloreto foram apenas refrigeradas, seguindo recomendações de CETESB (1988).

A primeira campanha de análises químicas envolveu as seguintes determinações: ferro solúvel, manganês, cromo hexavalente, vanádio, alumínio, titânio, zinco, cobre, chumbo, sulfato, sulfeto, cloreto, nitrato, nitrito, carbono orgânico dissolvido e óleos e graxas (enviadas ao laboratório da TCA - Empresa de Apoio Tecnológico e Consultoria Ambiental, em São Paulo); além de Nióbio, feita na GEOLAB-Divisão de Laboratórios de GEOSOL, em Belo Horizonte.

No campo, foram ainda medidos o pH , com papel indicador ou pH -metro, condutividade elétrica (condutivímetro WTW-LF91) e temperatura.

As demais campanhas analisaram em laboratório apenas sulfato e ferro solúvel, além das determinações "in situ".

A segunda campanha foi analisada no laboratório da CEPED, em Salvador, BA e as demais campanhas nos laboratórios da própria TIBRÁS.

Todas as análises seguiram as metodologias do Standard Methods, 1985.

3. APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DE RESULTADOS

3.1. HIDROGEOLOGIA REGIONAL

A nível regional, a área de estudo situa-se no contexto geral da Bacia Sedimentar do Recôncavo (10.000 Km²) de idade Eocretácea e cuja origem está diretamente ligada à separação dos continentes africano e sul-americano, ocupando a porção sul do Graben da Bahia, com 56.000 Km² de área e espessuras de 3.000 a 8.000 m (REBOUÇAS, 1990).

Os sedimentos desta Bacia (Figura 7) foram depositados numa fossa tectônica formada nas rochas pré-Cambrianas do Cráton do São Francisco, em ambiente flúvio-lacustre, a partir de Neojurássico.

Estratigraficamente, estes sedimentos formam o Supergrupo Bahia (K), composto pelas Formações São Sebastião, (Cretáceo inferior) e Marizal (Cretáceo superior). A primeira é composta por intercalações de arenitos vários com lentes de folhelhos e siltitos (Figura 8).

A Formação Marizal assenta-se discordantemente sobre a Fm. São Sebastião, sendo formada por um conglomerado basal e arenitos imaturos variegados e lentes irregulares de argilas e siltes.

A espessura destas formações é superior a 1.000 m (REBOUÇAS, 1990).

O Aquífero São Sebastião representa o principal aquífero regional, desempenhando um importante papel tanto no suprimento de água potável às indústrias do Complexo Petroquímico de Camaçari (COPEC), como na regularização da vazão dos rios locais, principalmente rio Joanes e Jacuípe, cuja contribuição foi estimada em 40 m³/s (REBOUÇAS, 1990), rios estes que abastecem a cidade de Salvador.

Poços perfurados na área da COPEC costumam chegar a 300 m³/h, com capacidades específicas variando entre 1 a 30 (m³/h)/m. Segundo REBOUÇAS (1990), cerca de 200 poços foram perfurados nesta área, estando cerca de 100 em uso, com profundidades entre 57 e 450 m.

O padrão regional de fluxo se dá em sentido ao mar (NW-SE), sendo "bloqueado" junto ao Oceano Atlântico, devido ao "horst" pré-Cambriano (Figura 7), provocando uma zona de descarga junto à Falha de Salvador e rio Capivara Grande (limite oeste da área de estudo, vide Figura 2).

Acima da Fm. Marizal, ocorrem os sedimentos arenosos da Fm. Barreiras, de idade Terciária, formando "tabuleiros" com cerca de 30 a 40 m de espessura e sedimentos quaternários de distribuição mais restrita e reduzida espessura. Estes depósitos ocorrem junto à linha costeira, sob a forma de sedimentos areno-argilosos, por vezes orgânicos, nas planícies aluviais dos rios e de areias inconsolidadas em dunas semi-móveis com pouca cobertura vegetal.

Estas formações constituem aquíferos em geral de pouca produtividade, porém em muitas áreas rurais e peri-urbanas podem constituir-se nas únicas fontes de água potável para a população, através de poços escavados (cacimbas) ou mesmo poços tubulares de pequena profundidade.

A precipitação na região de Camaçari apresentou valores históricos (1961 a 1990) de 1980 mm/a, e evapotranspiração de 1354 mm/a, o que faz prever taxas de recarga elevadas, da ordem de 430 mm/a, considerando-se escoamento superficial em torno de 10 % da precipitação.

O clima local é tropical úmido com duas estações bem marcadas: estação seca, de agosto a fevereiro e estação chuvosa, de março a julho, conforme mostra a Figura 9.

Figura 7 - LOCALIZAÇÃO DA BACIA DO RECÔNCAVO

in REBOUÇAS, 1990

Modificado de REBOUÇAS, 1990

Fig. 8 - MAPA GEOLÓGICO REGIONAL

FONTE: Mapa Geológico do Quaternário Costeiro do Estado da Bahia - CPM (1980) Escala 1:250.000

CENOZÓICO		MESOZÓICO	PRÉ-CAMBRIANO
QUATERNÁRIO		TERCIÁRIO	
HOLOCENO	PLEISTOCENO	PLIOCENO	CRETÁCEO
Qi - Quaternário Indiferenciado Qe3 - Dunas litorâneas Atuais Qap - Arenitos de praia Qf1 - Depósitos flúvio Lagunares Qtz - Areias litorâneas Qr - Recifes de corais	Qe2 - Dunas continentais Qf1 - Areias litorâneas Qe1 - Dunas continentais Qla - Depósitos de Leques aluviais Coalescentes	Tb - Formação Barreiras	K - Sedimentos Continentais pC - Embasamento Cristalino

**FIGURA 9: DADOS CLIMATOLÓGICOS
REGIÃO DE CAMAÇARI (1961-1990)**

VALORES MÉDIOS (mm)

3.2. HIDROGEOLOGIA LOCAL

3.2.1. Aquíferos e Níveis Semi-Confinantes

A área de estudo situa-se junto à costa, onde afloram sedimentos quaternários aluviais e areias de dunas, assentados discordantemente sobre o embasamento cristalino pré-Cambriano.

A Figura 10 mostra a localização das seções hidrogeológicas A - A' (Figura 11), B - B' (Figura 12), C - C' (Figura 13), D - D' (Figura 14) e E - E' (Figura 15).

Acima do embasamento cristalino gnáissico ou granulítico, ocorre uma camada de 1 a 4 m de espessura, composta por argilas e areias finas silto-argilosas, localmente com grânulos angulosos, provavelmente correspondendo ao antigo solo de alteração da rocha.

Sobre esta camada, em contato erosivo, situa-se um pacote mais espesso (5 - 10 m) de areias finas bem selecionadas, por vezes ricas em matéria orgânica (cor preta) ou cimentadas por óxidos de ferro, inclusive ocorrendo crostas limoníticas esporádicas. Lentes argilosas orgânicas delgadas (1 - 2 m) também ocorrem localmente.

Por fim, recobrando as camadas inferiores, ocorrem areias brancas finas a médias, muito bem selecionadas, formando uma espessa duna (20 - 30 m), localizada aproximadamente à metade da área de estudo, com direção NE, onde foram depositados os resíduos industriais.

A espessura da zona não-saturada varia de 10 - 17 m na área das dunas a menos de 1 m junto às baixadas, onde afloram as areias e argilas orgânicas típicas de zonas alagadiças.

Estas litologias compõem um único aquífero de caráter livre, relativamente heterogêneo, com espessura saturada variando entre 7 e 14 m, aproximadamente, podendo apresentar efeitos de semi-confinamento localizados.

Figura 11 - SEÇÃO HIDROGEOLÓGICA A - A'

Figura 13 - SEÇÃO HIDROGEOLÓGICA C - C'

Figura 12 - SEÇÃO HIDROGEOLÓGICA B - B'

Figura 15 - SEÇÃO HIDROGEOLÓGICA E - E'

Figura 14 - SEÇÃO HIDROGEOLÓGICA D - D'

LEGENDA

- Areias de dunas médias, bem selecionadas
- Areias finas, localmente argilosas, orgânicas
- Areias argilosas finas a grossas, cimentadas por limonita
- Solo de alteração argiloso com grânulos, mal selecionado
- Embasamento pré-cambriano gnáissico (granulítico)
- Fluxo subterrâneo
- Poço de monitoração
- Filtro

OBS. Exagero vertical aproximado : 50 vezes

3.2.2. Velocidade e Sentido de Fluxo

O padrão geral de fluxo se dá dos altos topográficos (zona de recarga) para as áreas alagadiças e para o oceano atlântico, conforme mostra o Mapa Potenciométrico (Figura 16).

As diferenças de nível d'água entre épocas de seca e chuvas não são expressivas (até 0,5 m), a ponto de alterar o padrão de fluxo geral. A Figura 17 mostra o efeito do bombeamento da lagoa situada entre as dunas como parte do sistema de remediação do aquífero.

A Tabela 2 mostra os valores calculados de condutividade hidráulica para os piezômetros segundo as litologias encontradas.

As velocidades de escoamento típicas para as regiões estudadas, segundo a Lei de Darcy, são:

- . Bairro Areias (NW): 4 a 210 m/a (gradiente hidráulico (i) variando entre 0,05 e 0,001; porosidade efetiva para fluxo $n_{ef} = 3\%$, condutividade hidráulica média $K = 4 \times 10^{-5} \text{ m/s}$).
- . Condomínio Interlagos (SE): 63 m/a ($i = 0,001$; $n_{ef} = 3\%$; $K = 6 \times 10^{-5} \text{ m/s}$); e
- . Área Industrial: 690 m/a (1,9 m/d); $i = 0,01$; $n_{ef} = 15\%$; $K = 3,3 \times 10^{-4} \text{ m/s}$. Esta elevada velocidade está associada ao gradiente relativamente alto, provavelmente ocasionado por perdas na rede de água da fábrica, além do fato do solo haver sido aterrado com sedimentos arenosos das dunas próximas. Desta forma, esta velocidade é válida para a porção mais superficial do aquífero.

TABELA 2 – VALORES DE CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA OBTIDOS

POÇO DE MONITORAÇÃO	K (m/s)	LITOLOGIA
1	$5,6 \times 10^{-6}$	areias de dunas limonitizadas
2	—	areias de dunas
3	$9,5 \times 10^{-5}$	areias orgânicas limonitizadas
4	$1,4 \times 10^{-5}$	areias orgânicas limonitizadas
5	$2,6 \times 10^{-5}$	areias argilosas orgânicas
6	$1,5 \times 10^{-6}$	areias orgânicas
7	$2,4 \times 10^{-5}$	areias orgânicas argilosas
8	$6,3 \times 10^{-5}$	areias orgânicas argilosas
9	$6,0 \times 10^{-5}$	areias orgânicas argilosas
10	$1,3 \times 10^{-4}$	areias orgânicas argilosas
11	$2,2 \times 10^{-6}$	areias orgânicas argilosas
12	$1,8 \times 10^{-5}$	areias orgânicas
13	$2,4 \times 10^{-4}$	areias finas orgânicas
14	$1,7 \times 10^{-4}$	areias finas
15	$2,6 \times 10^{-4}$	areias finas orgânicas argilosas
16	$3,2 \times 10^{-4}$	areias finas orgânicas
17	$6,0 \times 10^{-4}$	areias finas orgânicas
18	$5,0 \times 10^{-4}$	areias finas
19	$6,0 \times 10^{-4}$	areias finas
20	—	
21	$1,1 \times 10^{-5}$	areias finas orgânicas
22	$6,0 \times 10^{-5}$	areias finas orgânicas argilosas
23	$2,4 \times 10^{-5}$	areias finas orgânicas argilosas
24	$6,7 \times 10^{-6}$	areias finas orgânicas
25	$1,5 \times 10^{-4}$	areias finas
26	$4,4 \times 10^{-5}$	areias finas orgânicas
27	$5,5 \times 10^{-5}$	areias finas orgânicas
28	$8,5 \times 10^{-7}$	areias finas orgânicas argilosas
29	$9,5 \times 10^{-6}$	areias argilosas orgânicas
30	$2,2 \times 10^{-6}$	areias finas limonitizadas
31	$5,7 \times 10^{-7}$	areias finas limonitizadas
32	$2,2 \times 10^{-5}$	areias finas orgânicas argilosas
33	$3,9 \times 10^{-5}$	areias finas orgânicas
34	$1,1 \times 10^{-5}$	areias orgânicas
35	$6,2 \times 10^{-6}$	areias argilosas
36	$1,3 \times 10^{-5}$	areias limonitizadas
37	$3,3 \times 10^{-4}$	areias finas

média = $1,12 \times 10^{-4}$

3.2.3. Parâmetros Hidrodinâmicos

A execução dos ensaios de bombeamento permitiu o cálculo de transmissividades, coeficiente de armazenamento e permeabilidades para os poços de bombeamento.

A interpretação dos dados de rebaixamento x tempo foi feita através do método de comparação com as seguintes curvas tipo:

. THEIS (1935, in MANDEL & SHIFTAN, 1981) (Poço PB-05):

$$s' = \frac{Q}{4 \pi T} W(u), \quad \text{onde:} \quad (3)$$

$W(u)$ = "função - poço" de THEIS, sendo

$$u = \frac{S r^2}{4T t}$$

S = coeficiente de armazenamento

T = transmissividade

Q = vazão de ensaio

r = distância do poço de bombeamento ao poço de observação

s' = rebaixamento corrigido = $s - s^2/2b$, sendo s o rebaixamento medido e b a espessura saturada do aquífero

A correção do rebaixamento visa eliminar as diferenças de transmissividade que ocorrem em aquíferos freáticos quando rebaixados (MARSILY, 1986).

. HANTUSH (1956, in MANDEL & SHIFTAN, 1981) (Poço PB-01):

$$s = \frac{Q}{4 \pi T} W(u, r/B), \quad \text{onde:} \quad (4)$$

$$B = \sqrt{T / (K'/b')}, \quad \text{sendo } K'/b' \text{ o chamado fator de drenan\c{c}a, onde}$$

K' = condutividade hidráulica do nível
semi-confinante e b' sua espessura.

Esta solução é indicada para aquíferos semi-confinados e foi aplicada ao poço PB-01 devido à presença de uma pequena camada semi-confinante argilosa.

Além das comparações com curvas-tipo, foi usado o método da aproximação logarítima de JACOB (1950, in MANDEL & SHIFTAN, 1981), para fim de comparação.

Curvas de recuperação foram interpretadas através do método de THEIS para este tipo de ensaio, em gráfico monolog.

Além destes métodos, as condutividades hidráulicas foram calculadas para todos os poços de bombeamento, utilizando a fórmula de Du Puit (in MARSILY, 1986).

Os resultados encontram-se na Tabela 3, incluindo os raios máximos de influência, segundo SICHARD (in MOTOR COLUMBUS, 1987). As curvas tempo x rebaixamento podem ser vistas nas Figuras 18 (PB-01) e 19 (ensaio no Pb-05; leituras no poço de observação PO-03).

O ensaio no poço PB-05 mostrou a influência das lagoas próximas no início do teste, mantendo o nível do poço estável temporariamente, fato que pode ser visto na Figura 19.

TABELA 3 – PARÂMETROS HIDROGEOLÓGICOS OBTIDOS NOS TESTES DE BOMBEAMENTO

POÇO	TRANSMISSIVIDADE (m ² /s)						COEFICIENTE ARMAZENAMENTO (%)	RAIO (m) MÁX. INFLUÊNCIA SICHARD (2)
	THEIS	JACOB	HANTUSH	THEIS recup.	DU PUIT T = Kb (1)	MÉDIA		
PB – 01		2,3 × 10 ⁻³	8 × 10 ⁻³	7,3 × 10 ⁻⁴	4,7 × 10 ⁻³	2,3 × 10 ⁻³	3,5	36 (0,96 m ³ /h)
PB – 02					6,9 × 10 ⁻⁶	6,9 × 10 ⁻⁶		15 (0,22 m ³ /h)
PB – 03					5,2 × 10 ⁻⁶	5,2 × 10 ⁻⁶		15 (0,12 m ³ /h)
PB – 04					1,1 × 10 ⁻⁴	1,1 × 10 ⁻⁴		30 (1,0 m ³ /h)
PB – 05	3,5 × 10 ⁻³	1,7 × 10 ⁻³		1,5 × 10 ⁻³	7,4 × 10 ⁻⁴	1,9 × 10 ⁻³	2	120 (9 m ³ /h)
PB – 06					1,1 × 10 ⁻⁴	1,1 × 10 ⁻³		45 (1,5 m ³ /h)

(1) T calculada a partir do cálculo de $K : Q = 1,366 K \frac{(H^2 - h^2)}{\log R/r}$, onde

K = condutividade hidráulica (m/s)

H = espessura saturada (m)

h = H - s (m)

s = rebatimento (s)

R = distância poço – poço de observação (m)

r = raio do poço (m)

(2) R = 3.000 s K^{1/2}

FIGURA 18 : TESTE DE BOMBEAMENTO –PB01
 $Q = 960 \text{ l/h}$

FIGURA 19 : TESTE DE BOMBEAMENTO – PO03
 $Q = 12000 \text{ l/h}$

3.3. GEOFÍSICA

Os valores de resistividade aparente variaram entre 10 e 14.000 Ohm.m, possibilitando a identificação de várias camadas com propriedades elétricas distintas conforme mostra a Tabela 4.

Apesar da dificuldade de realização nas dunas, devido às altas resistividades das areias secas, as sondagens elétricas permitiram definir o topo rochoso do embasamento cristalino com razoável precisão (Figura 20), posteriormente confirmado pelos poços de bombeamento.

Os valores relativamente baixos para o embasamento cristalino podem ser explicados pelo fraturamento do mesmo e presença de poluição por sais em várias sondagens, sendo em alguns casos difícil a identificação do mesmo, como por exemplo a sondagem SE-03.

O contraste entre as areias orgânicas argilosas e o solo de alteração argiloso não é claro em várias sondagens, especialmente nas áreas poluídas.

O caminhamento elétrico (Figura 21) mostrou anomalias em quatro regiões principais, relacionadas às perdas industriais (I), depósito de resíduos (II e III) e perdas na região do emissário submarino (IV). Valores inferiores a 30 Ohm.m foram considerados anomalias fortes devido à poluição do aquífero freático.

A anomalia a NE é maior do que as plumas de poluição medidas no aquífero, provavelmente devido à presença de areias argilosas orgânicas nesta área.

As anomalias a NW dos resíduos se devem à poluição do aquífero por dois focos de resíduos (vide Figura 2), migrando em direção a uma drenagem do rio Capivara Grande.

TABELA 4 – RESULTADOS DAS SONDAGENS ELÉTRICAS

SEV	Resistividade (Ohm.m)	ESPESSURA (m)	INTERPRETAÇÃO
01	1900 30 100	4,0 6,0	areia argilosa seca areia orgânica argilosa embasamento fraturado salgado
02	3900 300 50 800	3 10 5	areia argilosa seca areia argilosa saturada solo de alteração embasamento cristalino fraturado
03	120 20 50 200	1,5 5 17	areia argilosa orgânica seca areia saturada muito contaminada areia saturada pouco contaminada embasamento cristalino fraturado (contaminado ?)
04	2300 20 25 5000	1 5 18	areia seca argilosa areia saturada contaminada embasamento cristalino fraturado + solo alteração contaminado embasamento cristalino
05	8500 4500 14000 140	1 8 15	areia de dunas seca areia argilosa seca areia seca areia saturada
06			resultados não confiáveis
07	170 15 130	1 9	areia argilosa seca areia saturada muito contaminada embasamento fraturado
08	555 30 1500 40 825	1 1 7 6	areia orgânica seca argila seca areia seca areia saturada embasamento cristalino fraturado
09	30 10 350	1,5 9,5	aterro argiloso areia saturada orgânica muito contaminada embasamento cristalino fraturado
10	110 10 30 350	1 4 9	areia orgânica seca areia saturada muito contaminada areia saturada contaminada embasamento cristalino fraturado
11	15 50 40 150	0,5 3,5 7,0	argila arenosa seca areia argilosa saturada areia saturada contaminada (ou água salgada) embasamento cristalino fraturado
12	20 200 45 50 100	0,5 0,5 3,0 8,0	argila não saturada areia saturada areia argilosa saturada solo de alteração argiloso embasamento cristalino fraturado
13	300 1500 50 2000	0,5 2,5 8,0	areia orgânica seca areia seca areia saturada pouco contaminada embasamento cristalino
14	10 150 20 500	0,5 1,0 10,0	areia argilosa orgânica saturada com crostas de Fe areia saturada argilosa areia argilosa orgânica saturada contaminada embasamento cristalino

3.4. IMPACTO ÀS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

3.4.1. Resultados Analíticos

A Tabela 5 mostra os resultados da primeira campanha de análises químicas efetuada. Como pode ser visto, os principais parâmetros encontrados foram o Sulfato, pH, Ferro Solúvel (Fe^{2+}) e condutividade elétrica. Além destes, considerados como os principais indicadores da poluição industrial, outros metais também foram detectados em concentrações elevadas, tais como Mn, Al e Ti.

A Tabela 6 mostra os valores de pH, condutividade elétrica, sulfato e Fe^{2+} nas águas, para as cinco campanhas. O comportamento dos principais poluentes é discutido no próximo item.

Esta tabela também mostra os resultados das amostras de controle. As réplicas mostram que a precisão do laboratório é aceitável com a maioria dos parâmetros estando dentro da faixa de 20 - 30 %, como por exemplo V (20 %), SO_4 (16 %), cloreto (4,5 %), Fe (30 %), Mn (25 %) e Al (23 %). Entretanto, alguns parâmetros apresentaram variações maiores, tais como Cr^{6+} (50 %), Pb (55 %) e Zn (39 %), normais nas baixas concentrações encontradas. O pior valor ocorreu para o Ti (98 % de diferença), provavelmente devido à presença de colóides.

TABELA 6 - RESULTADOS DA PRIMEIRA CAMPANHA DAS ANÁLISES QUÍMICAS

	TEMP. (°C)	pH	CONDUTI- VIDADE (µm/cm)	CLORETO (mg/l Cl)	COBRE (mg/l Cu)	CROMO HEXA- VALENTE (mg/l)	TITÂNIO (mg/l)	NIÓBIO (mg/l V)	NIÓBIO (mg/l)	FERRO SOLÚVEL (mg/l Fe)	MANGANÊS (mg/l Mn)	ALUMÍNIO (mg/l Al)	CHUMBO (mg/l Pb)	ZINCO (mg/l Zn)	SULFATO (mg/l SO ₄)	SULFETO (mg/l S)	NITROGÊNIO NITRITO (mg/l N)	NITROGÊNIO NITRATO (mg/l N)	CARBONO ORGÂNICO DISSOLVIDO	ÓLEOS E GRAXAS (mg/l)
ONS (1984)		8,5-8,9		280	1,0	0,06		0,2		0,3	0,1	0,1	0,06	5	400	ND		10		ALGENTE
NTA-90 (1987) POÇOS		8-10		280		0,06				0,3	0,06		0,06	5,0						
PZ-01	27,4	4,8	87,4	7,5	ND	0,012	ND	ND	<0,1	2,28	0,04	3,47	ND	0,07	10,0	2,0	ND	ND	4,3	12,0
PZ-02	26,3	2,6	998,0	13,0	0,13	0,02	ND	0,003	<0,1	16,0	0,46	3,48	0,87	0,14	170,0	2,0	ND	ND	14,0	22,0
PZ-03	26,4	4,0	304,0	9,0	ND	0,02	3,23	ND	<0,1	4,17	0,74	7,13	0,10	0,04	48,0	8,2	ND	0,04	4,8	14,0
PZ-04	26,2	4,0	89,4	10,0	ND	0,01	5,77	ND	<0,1	1,48	0,02	2,17	ND	0,02	9,0	9,2	ND	0,02	10,2	12,0
PZ-06	28,0	7,3	2190,0	3060,0	0,04	-	6,90	ND	<0,1	4,86	0,14	10,5	ND	0,04	800,0	184,0	0,01	0,06	11,8	84,0
PZ-08	27,3	6,0	868,0	31,5	ND	0,02	5,87	ND	<0,1	10,30	0,88	10,7	ND	0,03	170,0	10,4	ND	ND	7,7	18,0
PZ-07	26,9	6,0	868,0	107,0	ND	ND	7,71	ND	<0,1	36,20	2,54	3,92	ND	ND	210,0	ND	ND	0,06	14,8	2,0
PZ-08	26,2	6,6	806,0	82,0	ND	ND	ND	ND	<0,1	3,83	0,17	1,28	ND	ND	26,0	10,0	ND	0,03	19,4	4,0
PZ-09	27,5	6,0	862,0	96,0	ND	ND	ND	ND	<0,1	ND	0,13	1,32	ND	ND	148,0	6,0	ND	0,02	13,6	2,0
PZ-10	27,3	6,8	703,0	86,0	ND	ND	ND	ND	<0,1	4,29	0,36	2,16	ND	0,03	240,0	7,0	ND	0,06	16,0	ND
PZ-11	26,0	6,8	283,0	30,0	ND	ND	ND	ND	<0,1	6,81	0,09	3,15	ND	ND	26,0	10,4	ND	0,06	9,7	4,0
PZ-12	26,4	6,8	337,0	36,0	ND	ND	ND	ND	<0,1	2,12	0,12	2,46	ND	0,02	2,0	10,0	ND	0,03	9,7	2,0
PZ-13	26,6	6,0	171,0	32,5	0,04	ND	ND	ND	<0,1	2,22	0,07	3,82	ND	0,02	10,0	10,4	ND	0,06	17,4	4,0
PZ-14	26,9	3,8	438	19,0	0,10	0,01	ND	ND	<0,1	12,6	0,43	14,3	ND	0,19	170,0	8,0	ND	ND	4,8	6,0
PZ-15	27,4	4,8	2940,0	26,0	0,08	0,02	ND	0,046	<0,1	248,0	23,8	68,9	0,40	1,88	1400,0	ND	ND	ND	46,8	ND
PZ-16	31,2	2,0	4480,0	22,8	0,32	0,02	4,75	0,477	<0,1	58,0	0,81	90,2	0,22	0,06	8600,0	ND	ND	ND	36,4	4,0
PZ-17	29,4	1,0	42800,0	26,0	ND	0,02	6,82	0,844	<0,1	300,0	2,86	561,0	0,63	1,46	12500,0	8,0	ND	0,02	242,0	ND
PZ-18	29,1	4,5	246,0	14,0	0,03	ND	ND	ND	<0,1	6,81	0,17	7,88	ND	0,24	86,0	3,2	ND	0,03	3,4	24,0
PZ-19	29,2	3,0	1436,0	14,8	ND	3,01	ND	0,017	<0,1	182,0	2,63	67,2	0,16	0,82	17000,0	ND	0,006	0,04	9,2	2,0
PZ-20	28,4	3,5	236,0	6,0	0,24	ND	ND	ND	<0,1	28,9	0,44	2,38	ND	0,10	42,0	4,0	ND	0,04	9,7	20,0
PZ-21	30,9	2,0	2130,0	36,0	ND	-	7,66	0,031	<0,1	67,4	2,73	80,3	ND	0,87	1400,0	2,0	ND	ND	9,7	4,0
PZ-22	26,0	3,5	254,0	16,5	0,08	ND	9,46	ND	<0,1	1,02	0,15	3,87	ND	0,04	26,0	4,0	ND	0,02	22,8	16,0
PZ-23	27,1	3,0	1310,0	16,0	ND	0,008	12,3	ND	<0,1	64,6	7,82	102,0	ND	0,83	1400,0	6,0	ND	ND	18,0	30,0
PZ-24	26,7	3,8	1280,0	20,0	0,78	ND	11,8	0,082	<0,1	113,0	15,0	218,0	ND	0,31	1100,0	8,0	ND	ND	22,8	10,0
PZ-25	29,7	2,5	1510,0	87,0	6,84	-	ND	0,372	<0,1	330,0	13,2	74,6	ND	2,05	9000,0	7,2	ND	-	33,9	24,0
SP-03	29,3	2,0	4800,0	44,0	ND	0,03	ND	0,001	<0,1	424,0	16,6	71,4	ND	0,78	3000,0	ND	ND	ND	22,3	30,0
SP-04	27,4	6,0	103,0	10,6	ND	0,01	ND	ND	<0,1	1,67	0,16	4,39	ND	3,14	8,0	10,0	ND	<0,04	3,8	2,0
SP-06	27,7	6,0	129,0	12,8	0,03	0,009	ND	ND	<0,1	ND	0,11	5,26	ND	0,02	38,0	6,0	ND	0,10	4,8	20,0
LA-28	26,2	2,0	1848,0	22,8	0,03	ND	ND	ND	<0,1	66,6	1,99	9,84	ND	0,28	620,0	2,4	ND	ND	<2,0	4,0
LA-30 (1)	30,5	1,5	9620,0	21,8	ND	0,04	ND	0,361	<0,1	41,3	0,61	69,3	ND	0,06	4800,0	2,0	ND	0,03	38,7	20,0
LA-31	27,0	4,5	643,0	49,5	ND	ND	ND	ND	<0,1	ND	0,86	1,09	ND	0,06	186,0	6,0	ND	ND	4,3	6,0
LA-32	27,4	4,5	882,0	80,0	ND	ND	ND	ND	<0,1	ND	0,82	1,39	ND	0,04	180,0	20,0	ND	0,04	4,3	2,0
LA-33	26,0	6,8	339,0	82,0	ND	ND	ND	0,004	<0,1	3,46	0,16	1,04	ND	0,02	34,8	18,0	ND	0,06	17,4	ND
LA-34	29,1	3,0	780,0	44,0	ND	ND	ND	0,007	<0,1	36,1	0,86	3,33	ND	0,04	270,0	ND	ND	ND	12,1	10,0
LA-35	29,4	4,0	980,0	81,0	ND	ND	ND	ND	<0,1	0,89	4,28	1,44	ND	0,31	400,0	6,0	ND	ND	2,9	6,0
LA-36	28,1	4,5	79,5	17,0	ND	ND	ND	ND	<0,1	0,97	0,14	ND	ND	ND	6,0	6,0	ND	ND	4,3	ND
LA-37	28,6	6,0	262,0	84,0	ND	ND	ND	ND	<0,1	0,69	0,09	ND	ND	ND	44,0	10,0	ND	ND	14,0	6,0
LA-38	33,3	3,0	806,0	64,6	ND	ND	0,01	ND	<0,1	2,23	0,25	2,34	ND	0,06	126,0	2,0	ND	ND	6,3	40,0
LA-39 (2)	28,3	6,5	12,1	6,0	ND	ND	ND	ND	<0,1	0,01	ND	2,16	ND	ND	2,0	10,4	ND	ND	3,4	ND
LA-40 (3)	26,5	6,9	13,2	2,0	ND	ND	ND	ND	<0,1	ND	0,02	ND	ND	ND	10,0	9,2	ND	ND	2,4	18,0

PZ - Poços

LA - Lagoas

(1) Réplicas PZ-16

(2) Branco final de amostrador

(3) Branco final de amostrador

TABELA 6 : VARIAÇÃO DE pH, CONDUTIVIDADE ELÉTRICA E SULFATO NAS AMOSTRAS DE ÁGUAS

PONTO	pH					CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (mS/cm)					FERRO SOLÚVEL (mg/l)					SULFATO (mg/l)				
	ago/92	jan/93	mai/93	jul/93	nov/93	ago/92	jan/93	mai/93	jul/93	nov/93	ago/92	jan/93	mai/93	jul/93	nov/93	ago/92	jan/93	mai/93	jul/93	nov/93
PZ-01	4,5	4,5	2,7	3,8	4,0	67,4	98,8	124,0	117,5	93,8	2,3	1,2	1,0	0,8	0,3	10,0		30,0	8,8	10,8
PZ-02	2,5	1,0	1,2	2,0	2,0	985,0	8720,0	4120,0	4250,0	3180,0	15,0	95,2	33,0	83,3	120,8	170,0	2200,0	788,0	888,0	1451,0
PZ-03	4,0	4,0	2,9	3,3	4,0	304,0	474,0	471,0	399,0	257,0	4,2	2,9	6,7	47,2	0,4	48,0	130,0	224,0	134,0	208,0
PZ-04	4,0	3,5		4,1	5,0	89,4	84,1		110,5	62,0	1,5	2,1	1,4	0,3	0,4	8,0	3,0		7,1	8,8
PZ-05	7,5	7,0	6,4	7,3	7,0	2180,0	2240,0	2520,0	2150,0	2100,0	4,9	1,2	30,0	0,3	3,5	500,0	1050,0	641,0	988,0	1831,0
PZ-06	5,0	5,0	4,7	4,4	5,0	658,0	1218,0	1096,0	1250,0	1200,0	10,3	134,0	18,5	33,0	128,0	170,0	780,0	528,0	552,0	1282,0
PZ-07	5,0	5,0	4,9	5,3	5,0	885,0	840,0	880,0	2240,0	579,0	36,2	31,2	3,5	33,0	27,5	210,0	344,0	285,0	1308,0	1020,0
PZ-08	5,5	5,5	4,8	6,4	5,5	808,0	537,0	723,0	725,0	451,0	3,9	5,5	0,3	13,5	6,8	25,0		198,0	250,0	22,0
PZ-09	6,0	5,5	4,9		5,0	852,0	522,0	680,0		865,0		1,7	3,3		0,2	185,0	54,0	61,0		526,0
PZ-10	6,5	6,0	4,5			703,0	757,0	260,0			4,3	4,2	17,5			240,0	127,0			
PZ-11	5,5	5,5	4,8			293,0	288,0	800,0			6,5	12,5	3,3			25,0		170,0		
PZ-12	5,5	6,0	4,8	6,2		337,0	38,0	380,0	367,0		2,1	2,5	3,0	1,3		2,0			27,8	
PZ-13	5,0	5,0	4,4	5,3	4,0	171,0	272,0	236,0	240,0	623,0	2,2	3,5	28,0	3,4	3,7	10,0	48,0	81,0	52,3	446,0
PZ-14	3,5	1,0	2,5	2,4	2,5	426,0	5530,0	2580,0	1574,0	1330,0	12,6	57,7	325,0	19,4	1,7	170,0	1700,0	1250,0	624,0	958,0
PZ-15	4,5	2,0	1,5	2,4	2,5	2940,0	3810,0	3420,0	2200,0	2810,0	248,0	404,0	28,5	800,0	158,0	1400,0	2530,0	4102,0	2158,0	2145,0
PZ-16	2,0	3,0	2,0	2,3	2,5	4480,0	1230,0	3900,0	2400,0	3890,0	59,0	15,5	112,5	15,9	5,8	5500,0	400,0	641,0	736,0	815,0
PZ-17	1,0	2,0	1,1	1,0	1,0	42800,0	6470,0	14100,0	24835,0	98700,0	300,0	127,0	2,0	83,8	188,0	12500,0	5500,0	2115,0	21882,0	35845,0
PZ-18	4,5	4,5	3,5	6,8	5,0	248,0	168,2	21,0	40,3	154,0	5,5	1,7	62,0	0,3	0,0	58,0	30,0			17,7
PZ-19	3,0	2,5	1,8		2,5	1435,0	1503,0	1715,0		2380,0	152,0	122,4	18,0		24,5	17000,0	670,0	1362,0		1774,0
PZ-20	3,5	3,0	2,2	3,1	3,0	235,0	245,0	268,0	492,0	573,0	28,9	5,0	61,0	0,8	1,0	42,0	57,0	320,0	82,0	321,0
PZ-21	2,0	2,5	2,5	2,4	3,0	2130,0	2300,0	1980,0	2780,0	1840,0	67,4	91,8	0,7	105,0	101,0	1400,0	1880,0	1730,0	1583,0	881,0
PZ-22	3,5	3,5	2,1	3,4	3,5	258,0	241,0	275,0	287,0	311,0	1,0	1,8		0,8	0,8	25,0	63,0	24,0	42,4	85,4
PZ-23	3,0				4,0	1310,0				1450,0	64,8		132,0		15,4	1400,0				738,0
PZ-24	3,5	3,5	2,5	3,5	4,0	1280,0	1730,0	2420,0	1777,0	1720,0	113,0	118,7	780,0	158,0	30,8	1100,0	1800,0	3100,0	1802,0	1048,0
PZ-25	2,5	2,5	0,8	2,4	2,5	1510,0	3320,0	7120,0	2780,0	8930,0	330,0	242,8	11,0	83,8	358,0	6000,0	980,0	4815,0	3228,0	1163,0
PZ-26					5,0					3000					4,4					791
PZ-27					3,5					979					0,3					887
PZ-28					4,0					245					0,7					5,7
PZ-29					5					617					15					270
PZ-30					4					128,8					0,48					19,8
PZ-31					5					71,7					1,75					7,4
PZ-32					5					118,7					0,4					7,2
PZ-33					4,5					82,2					0,03					14
PZ-34					4,5					68,8					0,18					9,8
PZ-35					3,5					1119					15,4					689
PZ-36					4					1285					31,8					562
PZ-37					3,5					880					44					971
SP-04					5					48					0,3					7,1
PO-01					2					8530					1002					3846
LA-29	2,0	2,6		2,8	2,5	1845,0	2280,0		1174,0	1470,0	85,8	82,8		82,7	84,8	620,0	800,0		784,0	487,0
SP-08	5,0	4,0				126,0	140,5					1,0				38,0	30,0		784,0	

PZ, SP, PO – Poço de Monitoração

LA-29 – Lagoa Inter-dunas

3.4.2. Distribuição Espacial dos Principais Parâmetros

- Sulfato

Este íon pode estar presente nas águas subterrâneas principalmente na forma de SO_4^{2-} ou HSO_4^- , sendo que o último predomina em águas muito ácidas ($\text{pH} < 2$, aproximadamente), devido à dissociação incompleta do ácido sulfúrico (HEM, 1985). Íons com metais também foram relatados, tais como $\text{FeSO}_4(\text{aq})$, $\text{MnSO}_4(\text{aq})$, $\text{AlSO}_4^+(\text{aq})$ em águas ácidas de minas e $\text{NaSO}_4^-(\text{aq})$ e $\text{CaSO}_4(\text{aq})$ em águas não poluídas.

Segundo PARRY & BELL (in CAIRNEY, 1987) águas com sulfato em concentrações excessivas (acima de 400 mg/l) não são aceitáveis para consumo humano, principalmente na presença de íons magnésio e sódio, devido à possibilidade de irritação gastrointestinal. Também ressaltam os problemas de fito-toxicidade, quando a concentração de sulfatos no solo excede os 200-400 mg/g, em solos ácidos; e ataque a instalações de concreto e ferro-fundido, com consequente diminuição de durabilidade. O sulfato ferroso é particularmente perigoso se ingerido na forma pura. Por exemplo, a ingestão de 7,8 g deste composto pode ser fatal a crianças pequenas.

Águas com concentrações acima de 500 mg/l de sulfato podem ainda produzir efeitos laxativos (BATALHA & PARLATORE, 1977).

A distribuição de sulfato em agosto de 1992, é relacionada aos depósitos de resíduos nas dunas, a um vazamento na área de tancagem de ácido sulfúrico, perdas no pátio de enxofre e provavelmente lagoa de efluentes/acidentes no emissário submarino, conforme mostra a Figura 22.

As águas contaminadas atingiram áreas de aproximadamente 750.000 m² acima do limite de potabilidade do Decreto 12.486 (NTA-60, Estado de São Paulo, 250 mg/l), com um volume total em torno de 225.000 m³ admitindo-se espessura saturada média de 10 m e porosidade efetiva média de 3 %, advindo dos ensaios de bombeamento.

O valor relativamente baixo do PZ-02 (170 mg/l) é indicativo de que a migração da pluma de poluição devido aos resíduos dispostos se dá em sentido ao Bairro Areias (SE-NW), predominantemente.

O mapa de isoconcentrações de janeiro de 1993 (Figura 23) mostra um padrão semelhante ao de agosto de 92, porém há um alastramento da pluma de poluição em sentido ao mar (vide PZ-05, 06 e 07) e rio Capivara Grande (PZ-25 e 24). Entre estas duas campanhas, foram adotadas algumas medidas de eliminação de fontes de contaminação na área industrial, principalmente no pátio de enxofre, onde o muro de contenção foi fechado (junto ao PZ-19) e os resíduos removidos.

Esta medida mostrou ser bastante eficiente, haja visto o decréscimo de concentração no PZ-19, de 17.000 mg/l em agosto de 92 para 670 mg/l em janeiro de 1993. Durante este mês, foi feito um teste de bombeamento na lagoa entre as dunas, com vazões de até 100 m³/h, o que pode ter também contribuído para esta queda, assim como para a elevação dos valores do PZ-02 (de 170 para 2.200 mg/l), pelo deslocamento da pluma.

O volume de águas contaminadas em janeiro de 1993 foi de aproximadamente 350.000 m³.

A situação em maio de 1993 (Figura 24) mostra uma retração da pluma junto à área próxima ao mar e junto à área industrial, conforme mostra a curva de 1.000 mg/l. O poço PZ-17, situado imediatamente a jusante dos tanques de ácido sulfúrico, mostrou uma queda contínua de concentração nestas três primeiras amostragens: de 12.500 mg/l em agosto/92 para 5.500 mg/l em janeiro de 1993 e 2.115 mg/l em maio/93, mostrando que o vazamento de 5 t de H_2SO_4 concentrado, ocorrido em 1990 (equivalentes a 4,8 t de SO_4^{2-}), foi um evento puntual assimilado pelo aquífero.

No entanto, este poço (PZ-17) voltou a sofrer uma elevação substancial de concentração em julho/93, ultrapassando os 20.000 mg/l, em consequência de novos vazamentos nas tubulações de ácido sulfúrico (Figura 25).

Observa-se, nesta amostragem, uma retração nas curvas de 3.000 e o desaparecimento da curva de 4.000 mg/l na área dos resíduos, provavelmente ocorrido devido a efeitos de diluição durante a época mais chuvosa.

Finalmente, em novembro de 1993, após a conclusão das obras de impermeabilização dos resíduos, descritas no capítulo 4 ocorreu uma diminuição expressiva das curvas de 1.000 mg/l na área dos resíduos (Figura 26), sendo provavelmente indicativa dos efeitos obtidos com a impermeabilização dos resíduos/bombeamento da lagoa inter-dunas.

Por outro lado, a poluição industrial continua aumentando na região dos tanques de ácidos, cujas linhas de distribuição deveriam ser rigorosamente inspecionadas e reparadas, haja visto os valores crescentes do PZ-17. O volume de águas poluídas alcançou 405.000 m³, nesta data, devido ao aumento da contaminação industrial.

A lagoa de efluentes aparenta também contribuir para o processo poluidor de forma relevante.

O comportamento hidroquímico dos íons sulfato é complexo, envolvendo ação catalisadora de microorganismos tanto na oxidação como na redução do enxofre. Dentre vários grupos, LOPES (in MONIZ, 1975) destaca a importância do gênero *Thiobacillus*, composto por nove espécies, algumas delas muito resistentes a condições ácidas, como por exemplo *Thiobacillus thiooxidans*, ativo em águas com pH inferior a 3 em meio aeróbio. Já o *Thiobacillus ferrooxidans*, além de catalisador da oxidação do Fe^{3+} a Fe^{2+} , também podem promover a oxidação de sulfetos a sulfatos.

Já a redução dos sulfatos a sulfetos parece estar ligada a um grupo limitado de microorganismos anaeróbicos e sensíveis a acidez elevada, não se desenvolvendo em áreas com pH inferior a 5,5, segundo o mesmo autor.

Nestas condições, predomina a espécie *Desulfovibrio desulfuricans*, capaz de reduzir os sulfatos através de reação autotrófica (sem uso de compostos orgânicos como fonte de energia) esquematizada abaixo:

Reações heterotróficas (com uso de compostos orgânicos) também podem ocorrer, como, por exemplo:

(ácido lático)

(ácido acético)

Como na área de estudo predominam faixas de pH inferiores a 4, é provável que a redução dos sulfatos não ocorra na maior parte afetada. Entretanto, a presença de sulfeto nas áreas baixas alagadiças ricas em matéria orgânica, principalmente junto ao Condomínio Interlagos, onde o pH é maior, pode ser indicativa da ocorrência destas reações de redução. São necessários mais dados para aclarar esta possibilidade, já que os sulfetos (como $H_2S(aq)$) são também estáveis em ambientes pouco oxidantes (HEM, 1985), provenientes de decomposição da matéria orgânica.

TÍTULO			
ISOCONCENTRAÇÕES DE SULFATO - JULHO / 93			
DESENHO Nº	DESENHISTA	DATA	AUTOR
Figura 25	Juscelino	Fevereiro/94	D. Gomes
ESCALA			
Gráfica

- pH

O pH das águas subterrâneas nas 5 campanhas variou entre 0,8 e 7,5. A Figura 23 mostra a situação em agosto de 1992.

Os valores mais baixos estão associados a perdas nos tanques e tubulações de ácido sulfúrico da área industrial. Entretanto, valores muito baixos também são encontrados junto aos resíduos.

O solo local é em geral naturalmente ácido, devido à intensa lixiviação típica de áreas tropicais, ou devido à presença de solos orgânicos nas áreas baixas inundáveis. O pH das águas em poços não contaminados varia entre 3,5 e 6.

Os valores mais altos encontrados (7 a 7,5) situam-se junto ao PZ-05, sob influência de uma lagoa de efluentes neutralizada periodicamente com soda cáustica.

As lagoas e canais do Condomínio Interlagos mostraram-se impactadas principalmente nas áreas mais próximas à indústria (junto aos poços PZ-14 e 12, com pH 3).

As Figuras 28, 29, 30 e 31 mostram a distribuição de pH ao longo das demais campanhas.

Observa-se que a maior pluma de poluição ocorreu em maio de 93 (Figura 28, vide curva de pH = 3), correspondendo ao início da época das chuvas, principalmente na área dos resíduos junto ao Bairro Areias.

A situação melhorou em julho, já em plena estação chuvosa e com o bombeamento das águas da lagoa inter-dunas, conforme pode ser visto nas curva de pH 2, tanto na área de resíduos, como na área industrial (Figura 29).

Já em novembro de 1993, a redução é ainda mais clara junto aos resíduos e Bairro Areias, com vários poços de monitoração já chegando a pH 4 (Figura 30). Isto se deve provavelmente às medidas de recuperação ambiental adotadas (impermeabilização dos resíduos e bombeamento das águas da lagoa inter-dunas), aliadas ao elevado efeito-tampão dos solos orgânicos das baixadas alagadiças (WUTKE, in MONIZ, 1975).

Ao longo de todas as amostragens, a pluma de poluição devido às perdas de ácidos e outras fontes na área industrial mostrou-se praticamente estável. Este fato mostra que a neutralização das lagoas de efluentes com soda tem auxiliado na contenção das águas subterrâneas ácidas a sul-sudeste.

O principal efeito negativo da acidificação das águas subterrâneas e superficiais locais, além dos danos à fauna aquática, é indireto, através da mobilização de metais pesados tais como alumínio e manganês, que são fito-tóxicos à maioria das plantas (WUTKE, in MONIZ, 1975).

O aumento de pH no Bairro Areais, de 0,8 a 2,5 em julho de 93 (pH médio 2,7) para 2,5 a 5 em novembro de 93 (pH médio 3,2) representa uma recuperação expressiva, equivalente a uma queda de 68,5 % na concentração de íons H^+ neste período (de 2 $\mu g/l$ em julho para 0,63 $\mu g/l$ em novembro de 1993).

- Ferro Solúvel

O Fe^{2+} apresentou valores entre 0,03 e 1002 mg/l, com média de 66,2 mg/l (desvio padrão = 148,2 mg/l), nas cinco campanhas.

Mesmo os poços de monitoração considerados não contaminados apresentaram valores acima dos limites de potabilidade (< 0,12 a 4,4 mg/l, com média de 1,4 mg/l).

A Figura 32 mostra a distribuição deste íon em agosto de 1992, cujas origens podem ser atribuídas às mesmas fontes que os sulfatos.

O volume total de águas subterrâneas contaminadas chegou a aproximadamente 300.000 m³ em agosto de 1992, com uma área de cerca de 1.000.000 m².

Este íon, que também pode estar presente na forma de $\text{FeSO}_4(\text{aq})$, segundo HEM (1985), pode ter ocorrido (a exemplo de outros metais) em partículas coloidais finas o suficiente para passar pelas membranas 0,45 μm utilizadas para filtração (KENNEDY et. al., 1974 in HEM, 1985).

Os valores de novembro de 1993 podem ser observados na Figura 33. A exemplo do sulfato, o pátio de enxofre já não contribui com íons Fe^{2+} , confirmando a eficiência da medida de controle (fechamento do pátio com muro).

Observa-se uma redução geral de concentração (vide curvas de 10, 50 e 100 mg/l), inclusive com separação entre as plumas de poluição da área dos resíduos (NW) e da área industrial (SE).

Apesar dos maiores valores de Fe^{2+} ocorrerem em águas com pH baixo, não há uma correlação linear direta entre estes parâmetros, possivelmente devido aos colóides ou formação do par iônico $\text{FeSO}_4(\text{aq})$, cuja solubilidade independe do pH HEM (1985).

- Condutividade Elétrica

Os valores deste parâmetro variaram de 21 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 96.700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ nas cinco campanhas, sendo uma medida da habilidade da água em conduzir uma corrente elétrica, o que, por sua vez é função dos sais nela dissolvidos, principalmente (HEM, 1985).

A distribuição deste parâmetro em agosto de 92 e novembro de 93 encontram-se respectivamente nas Figuras 34 e 35, sendo similares à distribuição de sulfato, nestas datas.

A Figura 36 mostra a boa correlação obtida entre estes dois parâmetros, cujo coeficiente de correlação chegou a 0,90. Isto revela que a condutividade elétrica pode ser eficientemente usada para uma avaliação preliminar de casos similares a este.

TÍTULO: ISOVALORES DE CONDUTIVIDADE ELÉTRICA - AGOSTO/92			
DESENHO Nº Figura 34	DESENHISTA Juscelino	DATA: Fevereiro/94	AUTOR D. Gomes
ESCALA: Gráfica

FIGURA 36 : CORRELAÇÃO ENTRE SULFATO E
CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

- Titânio

Apesar de ser o nono elemento mais abundante na crosta terrestre (KRAUSKOPF, 1972), principalmente formando minerais como rutilo, anatásio, ilmenita e outros, o Titânio é relativamente raro nas águas, sendo considerado como traço (nível de $\mu\text{g}/\text{l}$). A concentração média na crosta é estimada em 5.700 ppm (KRAUSKOPF, 1972), com médias de 4.380 ppm nas rochas ígneas e 1.950 ppm em arenitos (HEM, 1985).

A forma iônica deste elemento mais comum nas águas subterrâneas parece ser TiO^{2+} ou $\text{Ti}(\text{OH})_2^{2+}$ (Ti^{4+}), as quais somente ocorrem em águas fortemente ácidas (HEM, 1985). A solubilidade de formas menos estáveis de TiO_2 podem ultrapassar 1 mg/l, em faixas de pH menores que 2. Acima de pH 3 a forma $\text{Ti}(\text{OH})_2$ (aq) foi proposta, segundo o mesmo autor. Esta última, a exemplo de outros metais, evoluem a cristais sólidos e apresenta solubilidade de 150 $\mu\text{g}/\text{l}$ (pH entre 4 e 8). Em ambientes extremamente ácidos e redutores, pode ocorrer Ti^{3+} , porém a forma tetravalente (Ti^{4+}) é mais comumente encontrada.

A Figura 37 mostra que foram encontradas quatro áreas anômalas em agosto de 1992, cujas concentrações variaram entre 3,23 e 12,3 mg/l.

A exemplo do ocorrido com o ferro, é provável que estas concentrações estejam super-estimadas devido à presença de partículas coloidais, finas o suficiente para não serem retidas pelas membranas 0,45 μm usadas na filtração (KENNEDY et.al., 1974 in HEM, 1985).

A presença destas quatro plumas de poluição isoladas mostra a baixa mobilidade deste íon, se comparada às plumas de sulfato, pH e Fe^{2+} , por exemplo, que atingiram áreas bem maiores.

As fontes deste composto são as mesmas já descritas anteriormente para outros compostos à exceção do pátio de enxofre, que não contribui com titânio. A área junto aos poços PZ-04 e PZ-03, tem sua origem ligada provavelmente a caminhos pavimentados com limalha de ferro e lama de ilmenita.

A área atingida pela poluição é de cerca de 650.000 m², correspondendo a um volume de 195.000 m³, ou o equivalente a 1.600 t deste íon, provavelmente em grande parte na forma coloidal.

O titânio não é considerado tóxico, sendo inerte ao organismo humano na forma de TiO₂, segundo a ORGANIZAÇÃO INTERNACIONAL DO TRABALHO (OIT), 1975.

TÍTULO			
ISOCONCENTRAÇÕES DE TITÂNIO - AGOSTO / 92			
DESENHO Nº	DESENHISTA	DATA	AUTOR
Figura 37	Juscelino	Fevereiro / 94	D. Gomes
ESCALA Gráfica			

- Alumínio

O alumínio foi detectado em três regiões distintas, em agosto de 1992 (Figura 38), relacionadas aos resíduos sólidos das dunas; área industrial, notadamente junto aos tanques de ácido sulfúrico, depósito de enxofre e tanque de efluentes (na saída do emissário); e junto ao antigo vazamento do emissário submarino (PZ-05 e PZ-06).

Este íon não está presente nos resíduos em concentrações relevantes, sendo oriundos da mobilização dos íons Al^{3+} trocáveis existentes nos sedimentos locais, devido ao caráter ácido das soluções poluidoras. O íon Al^{3+} predomina em soluções com pH inferior a 4, enquanto a forma $Al(OH)_4^-$ é mais expressiva a partir de pH 7-8 (WUTKE in MONIZ, 1975). Entre pH 4-8, predomina o $Al(OH)_3$, insolúvel.

Complexos do tipo $AlSO_4^+$ podem ser predominantes em soluções como as do local de estudo, ricas em sulfato (HEM, 1985).

Este fato poderia explicar a não correlação entre pH e este íon. Por exemplo, apesar da maior concentração de Al^{3+} ocorrer no poço de monitoração com mais baixo pH (PZ-17, pH = 1,0), outros pontos com elevadas concentrações aparecem em águas com pH relativamente alto ou vice-versa. Por exemplo: PZ-15; onde $[Al] = 88,9 \text{ mg/l}$ e pH = 4,5; PZ-05, onde $[Al] = 10,5$ e pH = 7,5; ou no caso inverso, PZ-02 onde $[Al] = 3,48$ com pH 2,5.

A existência de colóides finos ($< 0,45 \mu\text{m}$) também poderia explicar esta ausência de correlação, conforme ocorre com outros metais.

O alumínio não é tóxico a seres humanos por ingestão, sendo inclusive usado na forma de hidróxido como anti-ácido estomacal. A fixação de limites recomendáveis para consumo humano (0,1 mg/l) se deve a efeitos principalmente organolépticos.

Entretanto, quando em concentração superior a 1 ppm, o Al^{3+} é tóxico à maioria das plantas cultivadas, afetando as funções biológicas das raízes (WUTKE, in MONIZ, 1975).

TÍTULO			
ISOCONCENTRAÇÕES DE ALUMÍNIO - AGOSTO / 92			
DESENHO Nº	DESENHISTA	DATA	AUTOR
Figura 38	Juscelino	Fevereiro/94	D. Gomes
ESCALA			
Gráfica			

- Manganês

O manganês ocorre nas águas subterrâneas principalmente na forma reduzida (Mn^{2+}), tendendo a precipitar em meios oxidantes, na forma de óxidos de Mn^{4+} . Águas ricas em sulfato, como neste caso, podem apresentar complexos do tipo $MnSO_4(aq)$ (HEM, 1985).

Na área de estudo, foram encontradas em agosto de 1992 duas plumas principais, relacionadas aos depósitos de resíduos nas dunas a oeste e às atividades industriais (pátio de enxofre e junto aos tanques de efluentes), além de um pequeno foco junto ao PZ-07.

As concentrações nesta época variaram entre 0,02 (PZ-04) e 23,8 mg/l (PZ-15), sendo os valores regionais médios em torno de 0,1 mg/l (com variações de 0,02 a 0,35 mg/l).

A exemplo do Alumínio e Ferro, não há correlação razoável com o pH, provavelmente pelos mesmos motivos.

Os valores encontrados estão acima dos limites recomendáveis para consumo humano, estabelecidos devido principalmente a problemas estéticos e econômicos (precipitação de óxidos pretos em tubulações, etc.). O consumo médio diário de Manganês é estimado em 10 mg/l, numa dieta normal, sendo considerado um nutriente essencial para alguns animais (BATALHA & PARLATORE, 1977). Entretanto, a exemplo do Al, o Mn pode ser tóxico às plantas, em concentrações ao redor de 10 ppm no solo e 1000 ppm nas folhas (WUTKE, in MONIZ, 1975).

- Chumbo, Zinco, Cromo Hexavalente e Cobre

O chumbo (Pb^{2+}) foi encontrado em apenas 6 poços de monitoração, tendo ultrapassado os limites da NTA-60/OMS (0,05 mg/l) em apenas 2 pontos: PZ-02 (área de resíduos) e PZ-17 (perda nos tanques de H_2SO_4). Como não está presente nos resíduos, sua origem deve ser a partir da sua mobilização dos sedimentos locais. A concentração média deste composto é estimada em 16 ppm nas rochas ígneas, 14 ppm em arenitos e 80 ppm em folhelhos (HEM, 1985).

O zinco ocorre nas águas como Zn^{2+} , sendo bem mais solúvel que outros metais pesados (HEM, 1985). Na área de estudo, as concentrações em 1992 variaram entre 0,02 e 9,78 mg/l (SP-03), com somente um valor acima dos limites recomendáveis (5 mg/l). Suas origens são as mesmas do chumbo, pelas mesmas razões.

Apenas um poço de monitoração ultrapassou a concentração recomendável de cromo hexavalente (0,05 mg/l), junto ao pátio de enxofre (PZ-19), cuja origem é desconhecida. Em geral, a área apresentou valores muito baixos em agosto de 1992, entre 0,01 e 0,04 mg/l.

O íon Cobre (Cu^{2+}) apresentou valores modestos, entre 0,03 e 0,76, com somente um ponto ultrapassando o limite de potabilidade de 1 mg/l (PZ-25; 6,84 mg/l), junto à área dos resíduos.

- Vanádio e Nióbio

Destes elementos, presentes nas areias ricas em ilmenita que servem de matéria prima para o processo industrial, apenas o vanádio foi detectado na área.

O comportamento geoquímico do vanádio é complexo, podendo existir três estados de oxidação estáveis em sistemas aquáticos (V^{3+} , V^{4+} , V^{5+}), especialmente em águas ácidas (HEM, 1985). Entretanto, o íon V^{5+} tende a predominar, formando ânions complexos com oxigênio e hidróxidos, que podem associar-se a outros metais (p.ex. Fe^{2+}), precipitando.

As concentrações de vanádio em agosto de 1992 variaram entre 0,017 e 0,844 mg/l na área industrial e 0,001 e 0,372 mg/l na área dos resíduos. Dos dez valores detectados, apenas 2 ultrapassaram os limites recomendáveis, em áreas restritas.

- Carbono Orgânico Dissolvido

Este parâmetro, escolhido para identificar a influência dos compostos orgânicos provenientes dos resíduos "domésticos", apresentou valores regionais relativamente elevados, devido à presença das areias orgânicas negras.

Os valores nas áreas baixas variaram entre 4,8 e 19,4 mg/l, com média de 11,2 mg/l. Valores associados aos resíduos (SP-03, PZ-25, PZ-23 e PZ-24) situam-se entre 22,5 e 33,9 mg/l. Os valores mais elevados foram encontrados na área industrial: PZ-17, 242 mg/l, ou 22 vezes o "background" e PZ-15, com 46,6 mg/l, ou 4 vezes o "background". Isto se deve provavelmente a vazamentos no sistema de esgotos da fábrica ou vazamentos de óleos minerais, já que não são usados compostos organoclorados no processo. Durante as sondagens, no entanto, não foram observadas fases oleosas livres na superfície do lençol freático.

- Compostos Nitrogenados

Foram detectados apenas traços de nitritos (na forma de N-NO_2) e nitratos (N-NO_3), em geral muito inferiores aos limites de potabilidade, oriundos da oxidação da matéria orgânica dos resíduos domésticos.

- Sulfeto e Cloreto

A presença de íons sulfeto é mais expressiva junto às áreas baixas, ricas em matéria orgânica natural, mostrando que nesta região, o ambiente é mais redutor (ou levemente oxidante) ocorrendo provavelmente na forma de $\text{H}_2\text{S}_{(\text{aq})}$ já que o pH é inferior a 7, em geral (KRAUSKOPF, 1972)

Em 1992, o valor mais elevado (184 mg/l) ocorreu junto ao PZ-05, situado em areias argilosas pretas ricas em matéria orgânica. Os demais valores variaram entre 2 e 10,4 mg/l, sendo sempre inferiores nas areias de dunas, onde o ambiente é mais oxidante.

O íon cloreto (Cl^-) ocorre em toda a área, em concentrações na faixa de 8 a 107 mg/l, com apenas um valor ultrapassando os 250 mg/l recomendados para consumo humano (3050 mg/l no PZ-05).

As concentrações encontradas são normais em áreas próximas ao oceano.

O íon cloreto é um bom indicador de contaminações por depósitos de lixo domésticos, porém, tendo em vista os baixos valores encontrados nos poços de monitoração próximos aos resíduos "domésticos", conclui-se que estes resíduos pouco alteram a qualidade das águas subterrâneas locais. Este fato é corroborado pelos baixos valores de Carbono Orgânico Dissolvido e compostos nitrogenados encontrados.

3.5. BALANÇO DE MASSA PRELIMINAR

Para avaliar a necessidade de medidas de remediação na área dos resíduos depositados nas dunas, foi feito um balanço de massa preliminar para o íon SO_4^{2-} , onde assume-se que o mesmo não sofre efeitos de retardamento ou decaimento de concentração devido a efeitos de redução ou biodegradação, etc.

Dado o grande número de incertezas, os valores calculados devem ser considerados apenas como ordem de grandeza da dinâmica deste íon no processo poluidor.

Em 1990, haviam cerca de 63.000 t de resíduos industriais e 18.700 t de limalha de Fe no local. A tabela mostra as quantidades em sais passíveis de serem lixiviados / solubilizados:

TABELA 7 : COMPOSIÇÃO QUÍMICA DOS RESÍDUOS DISPOSTOS NAS DUNAS				
RESÍDUO INDUSTRIAL	TOTAL DISPOSTO (t)	COMPOSIÇÃO	TOTAL DE SO_4^{2-} (t)	OBS.:
Borra de Enxofre	3.000	S (60 %) H ₂ O (40 %)	-	. Não reage com a água, em princípio
Lama Industrial	60.000	H ₂ SO ₄ (20 %) FeSO ₄ (7 %) TiOSO ₄ (6 %) FeTiO ₃ (30 %) SiO ₂ + H ₂ O (37 %)	16.568	. sais de SO ₄ são solúveis
Limalha de Fe	18.700	Fe(OH) ₃ (100%) ?	-	. Fe lixiviável em meio ácido
Total	81.700	-	16.568	-

Ou seja, existiam em 1990 cerca de 16.600 toneladas de íons sulfato passíveis de serem lixiviados às águas subterrâneas.

Para avaliar a taxa de liberação de sulfatos ao aquífero e ao rio Capivara Grande, foram inicialmente quantificados os totais destes íon existentes nas 5 campanhas de amostragem realizadas, cujos resultados encontram-se na Tabela 8 (Volume Contaminado x Concentração Média, segundo NYER, 1992).

TABELA 8 : TOTAL DE SULFATO CONTIDO NAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS								
MÊS	ÁREA (m²)		VOLUME (m³)		CONC. MÉDIA (mg/ℓ)		MASSA (t)	
	A.I.	R.S.	A.I.	R.S.	A.I.	R.S.	A.I.	R.S.
AGO/92	350.000	400.000	105.000	120.000	7.380	2.380	775	286
JAN/93	620.000	530.000	187.500	159.000	1.593	1.484 (*)	299	235 (*)
MAI/93	620.000	600.000	186.000	180.000	1.367	2.554	254	460
JUL/93	475.000	595.000	142.500	178.500	3.108	1.576	443	281
NOV/94	720.000	630.000	216.000	189.000	4.664	1.127	1.007	213

Obs:

AI = Área Industrial (Pluma Sudeste)

RS = Área de Resíduos Sólidos nas Dunas (Pluma Noroeste)

* = Valor sub-estimado devido a danos no PZ-23

No balanço de massa, a massa que entra no aquífero (advinda dos resíduos), subtraída da massa que sai do aquífero (para o rio Capivara Grande e áreas alagadiças contíguas), é igual à massa acumulada no aquífero. Para evitar efeitos de remoção de massa pelo bombeamento da lagoa inter-dunas, foram escolhidas as análises de agosto de 92 e maio de 93, para avaliar o acúmulo de massa:

$$M_i - M_o = (M_{mai} - M_{ago}) / 9, \text{ onde} \quad (5)$$

M_i = massa advinda dos resíduos (t)

M_o = massa que sai do aquífero para o rio Capivara Grande (t)

M_{mai} = massa de sulfatos medida em maio de 1993 (t) no aquífero

M_{ago} = massa de sulfatos medida em agosto de 1992 (t) no aquífero

$(M_{mai} - M_{ago}) / 9$ = massa acumulada entre maio/93 e agosto/92, transformada para t / mês

O valor de M_0 foi calculado através da Lei de Darcy, onde:

$$Q_0 = K i A, \text{ onde} \quad (6)$$

- Q_0 = vazão que sai do aquífero para o rio (m^3/s)
 i = gradiente hidráulico no Bairro Areias (0,001)
 K = condutividade hidráulica média ($4 \times 10^{-3} m/s$)
 A = seção transversal ao fluxo ($550 m \times 10 m = 5.500 m^2$)

A massa M_0 foi então calculada pela multiplicação do fluxo Q_0 ($2.2 \times 10^{-4} m^3/s$, ou $570 m^3/mês$) pela concentração média de saída do sistema, nas amostragens de agosto/92, janeiro e julho/93, medidas no PZ-24 ($2.000 mg/l SO_4^{2-}$). Desta forma, $M_0 = 1,1 t/mês$. Esta taxa deve estar super-estimada, uma vez que as concentrações médias de saída devem ser menores lateralmente.

Portanto, a taxa de liberação de ions sulfato ao aquífero, corresponde a (da equação 5):

$$M_1 - 1,1 = (460 - 286) / 9$$

$M_1 = 20,5 t/mês$, ou $246 t/mês$, considerando taxas médias fixas, para efeitos de ordem de grandeza.

Em 1990 haviam cerca de $16.568 t$ (ou $16.076 t$ em 92) de sulfatos potencialmente lixiviáveis. Assumindo-se a taxa fixa de liberação de $246 t/ano$ de SO_4^{2-} dos resíduos para as águas subterrâneas, o tempo total previsto para lixiviação total seria da ordem de 65 anos, a partir de 1992.

Por outro lado, assumindo-se que a lixiviação de sulfatos apresente decaimento exponencial, ou seja, a taxa varia com a variação da massa dos resíduos, têm-se:

$$\frac{d Mr}{d t} = - K Mr, \quad (7)$$

cuja integração gera:

$$Mr = Mr_0 e^{-Kt}, \text{ onde} \quad (8)$$

Mr = massa (t) de sulfato nos resíduos, no tempo t (mês)
 Mr_0 = massa inicial (t) de sulfato nos resíduos, (tempo = 0 mês)
 K = constante de decaimento (1/mês)

Para calcular esta constante de decaimento, assume-se que a massa que sai dos resíduos é igual à massa que entra no aquífero, sendo a massa acumulada no aquífero igual a :

$$\frac{d Maq}{d t} = K Mr - Mo, \text{ onde} \quad (9)$$

$$\frac{d Maq}{d t} = \text{variação na massa do aquífero, no tempo (t);}$$

$K Mr$ = massa que entra no aquífero, no tempo (t) (da equação 7); e

Mo = massa que sai do aquífero para o rio Capivara Grande (vide equação 5)

A integração desta equação fornece:

$$\Delta Maq = Mr_0 (1 - e^{-Kt}) - Mo t \quad (10)$$

Como $\Delta M_{aq} = M_{mai} - M_{ago} = 460 - 286 = 174$ toneladas acumuladas em $t = 9$ meses, a equação (10) assume a seguinte forma:

$$174 = 16568 (1 - e^{-9K}) - 1,1 \times 9$$

$$\text{Ou seja, } K = 0,00124 \text{ mês}^{-1}$$

A meia-vida dos resíduos é então calculada por (segundo CLEARY, in PORTO et.al., 1991):

$$T_{1/2} = \frac{0,693}{K} \quad (11)$$

$$\text{Ou seja, } T_{1/2} \cong 559 \text{ meses ou aproximadamente 47 anos.}$$

Estes cálculos, ainda que imprecisos, devido às incertezas inerentes ao balanço de massa, mostram que mesmo após 22 anos no local, os resíduos continuariam a contaminar as águas subterrâneas locais a níveis relevantes por décadas, caso medidas de remediação não fossem tomadas.

4. MEDIDAS DE RECUPERAÇÃO AMBIENTAL

4.1. OBJETIVOS E ESTRATÉGIA

Os principais objetivos das ações corretivas adotadas são:

- . recuperar a qualidade das águas subterrâneas e das águas superficiais, principalmente nas áreas habitadas próximas (Bairro Areias e Condomínio Interlagos);
- . reduzir ao máximo as fontes de contaminação ao subsolo; e
- . recuperar a paisagem da área, degradada pelos resíduos industriais.

O processo poluidor ocorre de duas formas principais: através da lixiviação de sais e metais pela ação das águas de chuva nos resíduos das dunas; e através de perdas de ácido sulfúrico e lixiviação de resíduos dispostos no pátio de enxofre, na área industrial.

Numa primeira fase, os resíduos foram isolados por camadas impermeabilizantes (processo também chamado "Encapsulamento Hidráulico"), sendo também separadas as principais fontes industriais (Fase I).

Dada as altas taxas de recarga e as altas velocidades de escoamento das águas subterrâneas, a simples eliminação das fontes de poluição já ocasionaria uma melhora importante na qualidade das águas subterrâneas, porém, a recuperação provavelmente demoraria um tempo expressivo, já que as concentrações eram elevadas.

Portanto, para acelerar este processo de recuperação, optou-se pela instalação de um sistema adicional de bombeamento das águas subterrâneas, no sentido de remover as partes centrais das plumas de poluição e reduzir a migração destas para as áreas habitadas (Fases II e III).

Atualmente, o processo encontra-se na Fase III, de avaliação de resultados e definição de eventuais medidas adicionais.

A Figura 39 mostra a estratégia de ação adotada.

FIGURA 39 - MEDIDAS DE REMEDIAÇÃO : ESTRATEGIA DE AÇÃO

4.2. ELIMINAÇÃO DE FONTES DE CONTAMINAÇÃO

4.2.1. Impermeabilização dos Resíduos

Também conhecido por "encapsulamento hidráulico", baseia-se no seguinte princípio: a lixiviação dos poluentes se dá através da infiltração das águas das chuvas, portanto, o isolamento do contato direto chuva-resíduos irá eliminar (ou reduzir drasticamente) as cargas poluidoras às águas subterrâneas.

Outra medida cabível seria a remoção dos resíduos e transporte até um destino final (aterro industrial, por exemplo). Entretanto esta alternativa apresentava várias desvantagens, tais como: alto custo, impacto devido ao transporte (emissões atmosféricas, acidentes, etc.) período de remoção muito longo e aumento considerável do total de remover, já que além da remoção dos resíduos industriais e domésticos, haveria que ser retirada uma parte da zona não-saturada provavelmente contaminada e, principalmente, haveria a possibilidade de re-mobilização das dunas semi-móveis, pela ação dos ventos. Além disso, seria necessária a realização e aprovação de projeto de aterro doméstico e industrial, já que não haviam instalações disponíveis para volumes tão grandes.

Desta forma foi feita inicialmente uma redução da área dos resíduos, já que haviam vários focos pouco espessos de resíduos espalhados pelo terreno. Estes focos foram removidos e colocados sobre o foco principal (27.200 m²), para posterior impermeabilização com camadas argilosas, mais eficiente em áreas menores (BÜCHLER & POLL, in CSD-GEOKLOCK, 1993).

Da mesma forma, as areias e resíduos que haviam deslizado da voçoroca para o interior da lagoa inter-dunas foram removidos e re-depositados na área da voçoroca e também impermeabilizados (área de 7.000 m²). Duas barreiras de muros de gabiões foram usadas para dar maior estabilidade ao local, evitando novas desestabilizações.

A impermeabilização dos resíduos foi feita em três camadas de 0,2 m de espessura, acima de uma primeira camada com 0,1 m (regularizadora), totalizando 0,7 m. O material usado foi uma mistura de solos argilosos com 2% de bentonita (em peso), para garantir condutividades hidráulicas saturadas inferiores a 1×10^{-9} m/s.

Estas camadas foram homogeneizadas com arado de disco e compactadas, segundo um rigoroso controle de compactação, através de ensaios tecnológicos de grau de compactação e umidade. Além disso, cerca de 30 amostras indeformadas foram retiradas em vários locais e nas 3 camadas. A permeabilidade média obtida foi de $1,9 \times 10^{-9}$ m/s (mediana $1,0 \times 10^{-9}$ m/s), com 63 % dos valores na faixa de $2,2 \times 10^{-10}$ a $9,9 \times 10^{-10}$ m/s.

Acima das camadas de impermeabilização, foi usado o mesmo solo argiloso não compactado (0,4 m de espessura) e finalmente, areias de dunas (0,2 a 0,3 m). O objetivo destas camadas é o de proteger as camadas de impermeabilização contra rachaduras devido a ressecamento, através de dois princípios. Primeiramente, a camada de areia armazena as águas de chuva, lentamente sendo drenadas pelo caimento de 3,5 % do terreno ao sistema de drenagem superficial, mantendo a umidade.

Em segundo lugar, a longo prazo, caso ocorram fissuras na impermeabilização, as mesmas serão preenchidas pelas partículas da mesma camada argilosa superior recuperando-a naturalmente, sem criar espaços com frações grosseiras. Este princípio de auto-preenchimento foi descrito por HORN (1992), mostrando-se eficiente em estudos realizados na Universidade de Munique, Alemanha.

A Figura 40 mostra as camadas de impermeabilização e cobertura utilizadas.

Como pode ser observado, na área dos resíduos domésticos (23.000 m²), foi adotada uma camada de brita entre o resíduo e a cobertura impermeabilizante, cuja função principal é drenar os gases eventualmente produzidos, transferindo-os a drenos e poços de captação de polietileno de alta densidade, podendo no futuro ser instalado um bio-filtro. Entre a brita e a impermeabilização usou-se manta geotêxtil para separação física. Entre os resíduos industriais e os resíduos domésticos, foi feito um dique de argila de até 4 m de profundidade de 2 m de largura média, para fins de separação dos resíduos.

Além do controle tecnológico de compactação e ensaios de permeabilidade, foi instalado um sistema de controle de infiltração na área da voçoroca, logo abaixo da impermeabilização. Este é composto de uma manta de polietileno de alta densidade de 1,5 mm de espessura e caimento central de 3 % para um tubo do mesmo material (diâmetro 50 mm). A área ocupada é de 25 m². Caso haja infiltração através da camada impermeabilizante, este sistema permitirá sua coleta e análise, através de drenagem a uma caixa coletora.

Figura 40 - CORTE ESQUEMÁTICO DOS SISTEMAS DE IMPERMEABILIZAÇÃO

COBERTURA DO ATERRO DOMÉSTICO

COBERTURA DO ATERRO INDUSTRIAL

4.2.2. Eliminação de Fontes Industriais

A fim de eliminar as principais fontes de poluição dentro da área industrial foi reparado o sistema de canaletas e tubulações na área de tancagem de ácido sulfúrico. Além disso a base dos tanques foi concretada e circundada por muros de concreto. Da mesma forma, foram removidos 0,10 m de areias impregnadas com óleos na área de tancagem de óleo diesel.

No pátio de enxofre, foram removidos os resíduos antigamente dispostos e fechados os muros de contenção.

As emissões gasosas, devido à queima de óleo combustível nas caldeiras, principalmente, estão em processo de redução de até 85 % em SO_x , através da implantação de sistema de oxidação por via úmida (FINK, 1993).

4.3. RECOMPOSIÇÃO DA PAISAGEM

Acima das áreas recompostas, foi iniciado um trabalho de recomposição paisagística, através da seleção e plantio de mudas de espécies nativas da região.

Para tanto, o solo arenoso foi inicialmente coberto com folhas de palmeira, para evitar a erosão eólica-pluvial, protegendo as espécies plantadas e ajudando a criar um substrato para seu crescimento.

Foi tomado um cuidado especial para evitar a introdução de plantas com raízes profundas, que poderiam danificar a impermeabilização.

Atualmente, várias espécies já estão se desenvolvendo satisfatoriamente.

4.4. BOMBEAMENTO E DESTINO FINAL DAS ÁGUAS CONTAMINADAS

4.4.1. Bombeamento da Lagoa Inter-dunas

O Bombeamento da Lagoa contaminada teve início efetivo em meados de maio de 1993, após uma rápida fase de testes em janeiro do mesmo ano. Por ser uma área de surgência das águas subterrâneas, o bombeamento da lagoa permitiu a retirada de grandes vazões de água contaminada.

As vazões de bombeamento foram, em média, de 100 m³/h, o que produziu um rebaixamento de aproximadamente 2,5 m no nível d'água, com um raio de influência aproximado de 300 m, com rebaixamentos observados nos poços PZ-19 (0,41 m de rebaixamento), PZ-20 (0,36 m) e PZ-02 (0,07 m), o que pode ser visto na Figura 17 (capítulo 3.2.2.).

A partir de outubro de 1993, a vazão foi diminuída para 50 m³/h, devido à época de seca e problemas na capacidade do emissário submarino, sendo esta considerada a vazão média ótima.

O volume total bombeado chegou a aproximadamente 420.000 m³ de águas contaminadas.

4.4.2. Instalação de Poços de Bombeamento

Foram instalados 6 poços tubulares com o objetivo de bombear as águas subterrâneas contaminadas, cujo desenho e localizações encontram-se descritos no item 2.3. (Figuras 5 e 6). A distância entre os poços foi de 150-200 m, para evitar interferências.

O objetivo destes poços é o de impedir ou minimizar a migração das partes mais concentradas das plumas de poluição para as áreas habitadas, respectivamente Bairro Areias (PB-01, PB-02 e PB-03) e Condomínio Interlagos (PB-04, PB-05 e PB-06). Além disso, o rebaixamento do lençol freático propiciará um aumento nas taxas de recarga locais, estimadas em 400 mm/ano, favorecendo a diluição da poluição.

Os ensaios de bombeamento (vide item 3.2.3., Tabela 3) mostraram que os poços PB-01, 02 e 03 apresentaram vazões muito pequenas (inferiores a 1 m³/h), sendo descartados para fins de bombeamento.

Para contornar este problema nesta área, levando-se em consideração que as camadas mais permeáveis situam-se nas porções mais superficiais do aquífero, foi construído um poço-dreno horizontal de 100 m de largura, conforme mostra a Figura 41 (vide localização na Figura 42), cuja vazão está estimada entre 10 e 15 m³/h, segundo testes preliminares de vazão durante o desenvolvimento.

A escavação foi feita com retro-escavadeira, sendo que a profundidade máxima alcançada para o posicionamento dos drenos foi de 1 m abaixo da superfície de saturação.

A Tabela 9 mostra o resumo das características de produção dos poços de bombeamento, cujo início de operação é previsto para março de 1994.

TABELA 9 : RESUMO DAS CARACTERÍSTICAS PRODUTIVAS DOS POÇOS DE BOMBEAMENTO

	N.E. (m)	N.D. (m)	Q TESTE (m³/h)	Q ÓTIMO (m³/h)	RAIO DE INFLUÊNCIA (m)	OBSERVAÇÕES
PB - 01	14,5	20,3	0,96	-	-	Improdutivo
PB - 02	23,0	28,3	0,12	-	-	Improdutivo
PB - 03	16,1	22,7	0,10	-	-	Improdutivo
PB - 04	2,0	5,0	2,25	1,0	30	C. Interlagos
PB - 05	1,0	4,3	12,00	9,0	120	C. Interlagos
PB - 06	1,9	5,1	2,00	1,5	45	C. Interlagos
POÇO- DRENO	2,0	3,0	8,00 (*)	10 - 15 (**)	100 (***)	Bairro Areias

* - vazão durante o desenvolvimento

** - estimado

*** - raio mínimo (= comprimento dos drenos)

4.4.3. Destino Final das Águas Bombeadas

As Águas Bombeadas, em total aproximado de 70-75 m³/h (50 m³/h da lagoa e 20-25 m³/h dos poços de bombeamento), serão lançadas ao mar, através de emissário submarino já existente. O impacto deste lançamento será monitorado mensalmente.

Em princípio, as concentrações de sulfato são comparáveis às da água do mar (1.000-1.500 mg/l) e o baixo pH deverá ser prontamente neutralizado, devido à alta capacidade-tampão das águas salinas. O Fe e outros metais não podem ser considerados a rigor contaminantes importantes, já que suas concentrações não são tão elevadas e serão amplamente diluídas na saída do emissário.

4.5. AVALIAÇÃO PRELIMINAR DAS MEDIDAS ADOTADAS

A impermeabilização dos resíduos (ou "encapsulamento hidráulico") foi concluída em 19/09/93 e o sistema de bombeamento das águas contaminadas somente entrou parcialmente em operação (águas da lagoa) em meados de maio de 1993.

Como a última amostragem data de novembro de 1993, o sistema de remediação está efetivamente em andamento há 2,5 meses para a impermeabilização dos resíduos e 5,5 meses para o bombeamento da lagoa. Portanto, está ainda em fase inicial de operação, o que impossibilita uma avaliação mais detalhada, sendo necessárias novas amostragens para tal.

No entanto, estas ações remediadoras conjuntas parecem ter provocado algumas melhorias expressivas na região do Bairro Areias (oeste da área de estudo), principalmente um expressivo aumento do pH médio, correspondendo a aproximadamente 70 % de recuperação nas concentrações do íon H^+ (vide item 4.3.2. - pH). Da mesma forma, os sulfatos mostraram forte decaimento, assim como a condutividade elétrica, conforme mostram as Figuras 43 (PZ-25) e 44 (PZ-24) situados nesta área. Apenas o Fe^{2+} não mostra sinais de melhora no PZ-25, provavelmente devido a efeitos de retardamento (adsorção).

Por outro lado, a poluição industrial aumentou nas últimas 2 campanhas (julho e novembro de 1993) (vide item 3.5.), principalmente devido a perdas na área dos tanques de ácido sulfúrico, cujo sistema de canaletas e tubulações deveria ser rigorosamente inspecionados e reparados.

O sistema de bombeamento da lagoa já removeu cerca de 420.000 m³. Como a concentração média foi de 639 mg/l de SO_4^{2-} , houve uma remoção de aproximadamente 270 t deste íon, proveniente em parte da área de resíduos e também da área industrial.

Os poços de bombeamento, assumindo-se taxas de 20 m³/h e concentrações de SO₄²⁻ de 1.000 - 1.500 mg/l, serão capazes de remover até 175.000 m³/ano, ou o equivalente a aproximadamente 175-260 t/ano. Juntamente com o bombeamento das lagoas, que pode remover em torno de 430.000 m³/ano ou cerca de 270 t/ano, chega-se a um total de remoção de aproximadamente 450 - 530 t/ano, contra aproximadamente 1.200 t existentes no aquífero. Apesar destas taxas serem apenas ordens de grandeza, já que as concentrações tendem a reduzir com o tempo, pode-se afirmar que a recuperação do aquífero será bastante rápida, caso as fontes industriais sejam efetivamente eliminadas.

FIGURA 43 : EVOLUÇÃO TEMPORAL - PZ25

LEGENDA

—•— pH —+— C.E.(mS/cm) —*— Fe 2+ —□— SO4--

FIGURA 44 : EVOLUÇÃO TEMPORAL - PZ24

LEGENDA

—•— pH —+— C.E.(mS/cm) —*— Fe 2+ —□— SO4--

5. CONCLUSÕES

- . O principal aquífero local é formado por areias finas inconsolidadas, por vezes orgânicas e/ou cimentadas por óxidos de Fe, assentadas discordantemente sobre solo de alteração de Embasamento Cristalino pré-Cambriano e sobreposto por areias de dunas bem selecionadas. Possui caráter predominantemente livre, porém pequenas camadas argilosas podem provocar um efeito local de semi-confinamento.
- . As velocidades de escoamento são relativamente elevadas, variando entre aproximadamente 60 e 690 m/a, de acordo às diferentes litologias e gradientes hidráulicos. As permeabilidades variam de 5×10^{-7} a 6×10^{-4} m/s, com média de $1,1 \times 10^{-4}$ m/s. As águas subterrâneas movem-se em direção ao rio Capivara Grande, à noroeste e ao mar a sul-sudeste, havendo um divisor d'água situado nas dunas.
- . Os resultados das análises químicas mostram que as perdas de ácido sulfúrico na área industrial e os resíduos dispostos indevidamente nas dunas litorâneas causaram um impacto ambiental no aquífero freático e águas superficiais locais, principalmente no que diz respeito ao baixo pH, sulfato, ferro solúvel e outros metais pesados.
- . Foram identificadas duas plumas de poluição principais: uma junto ao Bairro Areias, a noroeste da área de estudo, migrando em direção ao rio Capivara Grande e outra a sudeste, migrando em direção ao mar. A primeira foi ocasionada pelos resíduos dispostos nas dunas e a segunda principalmente devido às perdas de poluentes na área industrial.

- . As concentrações de vários íons estão acima dos limites recomendáveis para consumo humano em extensa área. Além disso, a acidificação do meio provocou a liberação de metais tóxicos às plantas, tais como o alumínio e manganês.
- . As sondagens elétricas, apesar da difícil execução nos topos das dunas devido à alta resistividade das areias secas, mostraram uma boa correlação com os dados das perfurações. Da mesma maneira, o caminhamento elétrico foi bastante eficiente no mapeamento preliminar das águas contaminadas apesar de algumas interferências com crostas limoníticas/solos orgânicos, sendo fortemente recomendável em casos similares.
- . O íon sulfato apresentou a maior distribuição espacial ao longo das campanhas de amostragem, mostrando estar menos sujeito a efeitos de retardamento que os íons H^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} e Al^{3+} . Este fato confirma que o sulfato é o parâmetro mais indicado para avaliação da extensão do front poluidor.
- . Os parâmetros "in situ" também foram considerados bons indicadores das plumas de poluição. Além do pH, a condutividade elétrica apresentou boa correlação com a distribuição de sulfato, sendo recomendável para avaliações preliminares rápidas.
- . Não houve correlação razoável entre pH e os metais pesados, o que pode ser explicado pela presença de colóides finos, que atravessam as membranas ($0,45 \mu m$) utilizados na filtração. Outra explicação possível seria através da formação de complexos dos metais pesados com o íon sulfato ($FeSO_4(aq)$, $MnSO_4(aq)$, $AlSO_4^+(aq)$), cuja solubilidade independe do pH.

- . O balanço de massa feito a nível preliminar para o íon sulfato mostrou que os resíduos dispostos no solo poderiam contribuir com taxas elevadas deste íon ao aquífero por várias décadas, caso medidas de remediação não fossem tomadas.
- . As medidas de remediação adotadas, que incluem a impermeabilização dos resíduos com camadas argilosas, recuperação e estabilização da voçoroca, bombeamento da lagoa inter-dunas, instalação de poços de bombeamento e recuperação da paisagem com plantação de espécies nativas, mostraram sinais de recuperação na área oeste (Bairro Areias), sendo, no entanto necessários novos dados para confirmação definitiva de tendências. Dada a elevada dinâmica de recarga/descarga da região, espera-se uma recuperação também rápida.
- . Por outro lado, pelo menos uma fonte de poluição industrial é ainda ativa (vazamentos nas tubulações de ácido sulfúrico) o que provocou uma elevação de concentração na pluma sudeste (em sentido ao mar) na última amostragem. Recomenda-se investigar e reparar esta fonte imediatamente, sob pena de sacrificar o cronograma de recuperação da qualidade do aquífero nesta área.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BATALHA, B.L. & PARLATORE, A.C. - 1977 - Controle de Qualidade da Água para Consumo Humano. Bases Conceituais e Operacionais. CETESB/BNH/ABES, 198 pp. São Paulo,
- CAIRNEY, T. (Ed.) - 1987 - Reclaiming Contaminated Land. Blackie & Son Lim. 260 pp. Glasgow, Inglaterra,
- CETESB - 1988 - Guia de Coleta e Preservação de Amostras de Água. AGUDO, E.G. (Coord.), 150 pp. São Paulo.
- CPM - 1980 - Mapa Geológico do Quarentenário Costeiro do Estado da Bahia, Escala 1:250.000.
- CSD-GEOKLOCK - 1993 - Recuperação das Dunas - Relatório Final. Relatório não Publicado. 43 pp. São Paulo.
- DAVIS, A. e RUNNELLS, D.D.- 1987 - Geochemical Interactions Between Acidic Tailings Fluid and Bedrock : Use of the Computer Model MINTEQ. Applied Geochemistry, Vol. 2:231-241.
- ENVIRONMENT CANADA - 1986 - Muskoka Symposium on Acidic Precipitation, September 15-20, 1985. Water Quality Bulletin, Vol. 11 (4): 218-220.
- FINK, J. - 1993 - SO₂ Emission Reduction Through the use of the "Humid Oxidation Process". 3rd International Conf. on Waste Manegement in the Chemical and Petrochemical Industries - New technologies and Practices for Waste Minimization. pre-Prints, Vol. I:157-163.
- FOSTER, S & GOMES D.C. - 1989 - Groundwater Quality Monitoring: An Appraisal of Practices and Costs. WHO-PAHO-CEPIS, 104 pp, Lima, Peru.

- FREEZE, R.A. & CHERRY, J.A.- 1979 - Groundwater. Prentice Hall, 1ª ed, 604 pp., New Jersey, EUA.
- GEOKLOCK - 1990 - Serv. Proj. Geol. Min. Ltda - Mapeamento dos Resíduos Sólidos da Fazenda TIBRÁS. Relatório não Publicado, 15 pp. São Paulo.
- HASSUDA, S. - 1989 - Impactos da Infiltração da Vinhança de Cana no Aquífero Baurú. Dissertação de Mestrado - Instituto de Geociências - USP, 92 pp., São Paulo.
- HELZ, G.R., DAI J.H., KIJAK, P.J. e FENDINGER, N.J. - 1987 - Processes Controlling the Composition of Acid Sulfate Solutions Evolved from Coal. *Applied Geochemistry*, Vol. 2: 427-436.
- HERLIHY, A.T.; MILLS, A.L. e HERMAN, J.S. - 1988 - Distribution of Reduced Inorganic Sulfur Compounds in Lake Sediments Recieving Acid Mine Drainage. *Appllied Geochemistry*, Vol. 3:333 - 344.
- HOLTING, B. - 1984 - Hydrogeologie. ENKE, 2ª ed. 330 pp. Alemanha.
- HORN, A. - 1992 - Untergrund, Basis-und Oberflächen-dichtung von Abfalldeponien. Beitrag zur derzeitigen gesetzlichen regelung und zum Stand der Technik. *Bautechnik*, 69 (9): 462-473. Alemanha.
- JACKS, G. - 1986 - Acidification of Water and Soil-A Short Summ ary of Principles and Processes. *Water Quality Bulletin*, Vol. 11 (4): 216-218.
- JACKS, G. e NOORSTRÖM, A.C. - 1986 - Soil liming as an Amendment for Acid Groundwater. *Water Quality Bulletin*, Vol. 11 (4): 212-213.

- KONSTEN, C.J.M.; MEULEN-SMIDT, G.R.B.; STIGLIANI, W.M., SALOMONS, W; e EIJSACKERS, H.- 1993 - Summary of the Workshop on Delayed Effects of Chemicals in Soil and Sediments (Chemical Time Bombs), with Emphasis on the Scandinavian Region. *Applied Geochemistry*, Suppl. Issue n. 2: 295-299.
- KRAUSKOPF, K.B. - 1972 - Introdução à Geoquímica. Tradução de M. LANDO & P.S.C. BOGUS. EDUSP - POLÍGONO, 2 Vol., São Paulo.
- MANDEL, S. & SHIFTAN, S.L. - 1981 - Groundwater Resources - Investigation and Development. Cap. 6 - Pumping Tests: 140-165. Academic Press. EUA.
- MARSILY, G. de - 1986 - Quantitative Hydrogeology - Groundwater for Engineers. Academic Press, 400 pp. EUA.
- MONIZ, A.C. (Coord.) - 1975 - Elementos de Pedologia. EDUSP / LIVROS TÉCNICOS E CIENTÍFICOS ED., 460 pp, Rio de Janeiro.
- MOTOR COLUMBUS - 1987- Essais de pompage et Leur Interpretation. Technische Unterlagen Nr. 15, Relatório Não Publicado, 60 pp. Baden, Suíça .
- NORTON, P.J. - 1993 - Engineered Wetlands and AMD. Mining Environmental Management. p. 12-13, setembro.
- NYER, E.K. - 1993 - Practical Techniques for Groundwater and Soil Remediation. Geraghty & Miller Environmental Science & Engineering Series, 214 pp. Lewis Publ., EUA.
- ORGANIZAÇÃO INTERNACIONAL DO TRABALHO (OIT) - 1975 - Enciclopedia de Medicina, Hygiene y Seguridad del Trabajo. Publicado pelo Min. de Trabajo da Espanha. 2 Vol, 1670 pp. Madrid, Espanha.

- PORTO, R.L. (org.); BRANCO, S.M.; CLEARY, R.W.; COIMBRA, R.M.; EIGER, S.; LUCA, S.J.; NOGUEIRA, V.P.Q.; e PORTO, M.F.A. - 1991 - Hidrologia ambiental. Vol 3. Coleção ABRH de Recursos Hídricos. ABRH/EDUSP, 440 pp. São Paulo.
- REBOUÇAS, A.C. - 1990 - Groundwater Use and Protection in Petrochemical Complex Region, Camaçari, Bahia, Brazil. IAWPRC - International Seminar on Industrial Residuals Manegement: 147-156. - Salvador, BA (ed. by Fontes Lima, F.J. e Almeida, A.S.).
- SHREVE, R.N. & BRINK Jr., J.A. - 1977 - Indústrias de Processos Químicos. Tradução de Horácio Macedo. Editora Guanabara, 4ª ed., 717 pp., Rio de Janeiro.
- STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER - 1985 - 16th ed. APHA. EUA.
- TARUTIS Jr., W.J.; UNS, R.F. e BROOKS, R.F. - 1992 - Behaviour of Sedimentary Fe and Mn in a Natural Wetland Recieving Acid Mine Drainage, Pennsylvania, U.S.A. Apllied Geochemistry, Vol. 7: 77 - 85.
- TODD, D.K.; e McNULTY, D.E.O. - 1976 - Polluted Groundwater: Review of the Significant Literature. Water Inf. Center. Inc. 179 pp., EUA.
- WICKS, C.M.; HERMAN, J.S. e MILLS, A.L. - 1991 - Early Diagenesis of Sulfur in the Sediments of Lakes that Recieve Acid Mine Drainage. Apllied Geochemistry, Vol. 6: 213 - 224.