

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPIRITO SANTO**  
**CENTRO TECNOLÓGICO**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

**ELENE ZAVOUDAKIS**

**IMPACTOS DA URBANIZAÇÃO SOBRE A**  
**QUALIDADE DA ÁGUA FREÁTICA EM**  
**ÁREAS DE VITÓRIA, ES**

**VITÓRIA**  
**ESPIRITO SANTO, BRASIL**  
**2007**

**Elene Zavoudakis**

**IMPACTOS DA URBANIZAÇÃO SOBRE A  
QUALIDADE DA ÁGUA FREÁTICA EM  
ÁREAS DE VITÓRIA, ES**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. João Eduardo Addad

**VITÓRIA,  
ESPÍRITO SANTO, BRASIL  
2007**

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)  
(Biblioteca Central da Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

---

Z39i      Zavoudakis, Elene, 1970-  
            Impactos da urbanização sobre a qualidade da água freática em  
            áreas de Vitória, ES / Elene Zavoudakis. – 2007.  
            221 f. : il.

            Orientador: João Eduardo Addad.  
            Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Espírito Santo,  
            Centro Tecnológico.

            1. Hidrogeologia. 2. Águas subterrâneas. 3. Água - Poluição. 4. Água -  
            Qualidade. 5. Urbanização. 6. Vitória, ES. I. Addad, João Eduardo. II.  
            Universidade Federal do Espírito Santo. Centro Tecnológico. III. Título.

CDU: 628

---

**ELENE ZAVOUDAKIS**

**IMPACTOS DA URBANIZAÇÃO SOBRE A QUALIDADE DA  
ÁGUA FREÁTICA EM ÁREAS DE VITÓRIA, ES**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental.

Aprovada em 14 de fevereiro de 2007.

**COMISSÃO EXAMINADORA**

---

Prof. Dr. João Eduardo Addad  
Universidade Federal do Espírito Santo

---

Prof. Dr. Antônio Sérgio Ferreira Mendonça  
Universidade Federal do Espírito Santo

---

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Suzana Maria Gico Lima Montenegro  
Universidade Federal de Pernambuco

*À Mamãe*

*Ao Papai*

*A Ian*

*À Vida de Amor*

# *Agradecimentos*

A **Deus**, por me permitir chegar até aqui, e...

Aos meus **pais**, Ione e Andonios, pedras fundamentais na minha vida, pelo amor, apoio e incentivo incondicionais (eu amo vocês!).

Ao meu **Ian**, por existir e ter me tornado tão especial: MÃE (te amo, filho!).

A minha irmã **Li** e aos meus sobrinhos **Duda** e **Tutu** pelos laços de sangue e de amor (eu quero tanto vocês mais perto!).

Aos meus familiares, por fazerem parte do meu pequeno mundo, especialmente, às tias Ângela e Iara, ao tio Iomar e ao meu primo Ró, pelo grande apoio para que eu chegasse até aqui (adoro vocês!).

Aos meus amigos da VIDA, porque freqüentamos as mesmas adegas; quanto mais velhos, melhores ficamos; em especial, a Fabiano Dessaune, a Lelê Fassarella e a Dulcinha Ferraz (migo e migaaaas, vocês são muito queridos!).

Aos meus amigos da SUORE/IEMA, uma grande família que adquiri no meio do percurso desta jornada (caíram de pára-quedas!), e com os quais espero dividir muito mais trabalho e diversão daqui pra frente (amados, gosto demais de vocês!).

Aos meus amigos e colegas da UFES, com quem compartilhei todas as emoções vividas por meu coração de estudante, especialmente a: Uza Cristêlo, Rê Itavo, Gigi Igreja, Marquinho Pires de Azevedo Lopes, Lelê Oliveira, Di Cesconeto, Sissi Semionato, Francisco Borges, Eudrades Junior (amigos, que nossos laços permaneçam!).

Aos meus amigos que vivenciaram comigo a realização desta pesquisa, dos quais a paciência e a ajuda inomináveis se converteram nos meus mais sinceros sentimentos de amizade e gratidão: Wesley Gabrieli, Flavinho Dessaune e Miriam Costa (amigos, levarei vocês pra sempre no meu coração!).

À memória do cantor e compositor Luiz Gonzaga que, com o ritmo inspirador e divertido de sua música, me proporcionou os merecidos e necessários momentos de descontração para que eu chegasse até aqui.

Ao professor João Eduardo Addad, pela oportunidade e orientação.

Ao professor Antônio Sérgio Ferreira Mendonça, pela generosidade e atenção: um exemplo de mestre.

Aos meus professores do PPGEA, pelos valiosos ensinamentos, especialmente ao professor Alexandre Rosa dos Santos, pelo incentivo e dedicação ao ensino.

À professora Suzana Maria Montenegro, por se dispor gentilmente a compor a minha banca.

Aos meus voluntários e estagiários, Wagner, Júlia, Carol, Maria José, Fabiana, Roberto e a todos os outros amigos do LABSAN, especialmente a Pat Lee, cuja amizade e disponibilidade foram indispensáveis à realização desta pesquisa.

Ao MEC e ao CNPq, pelo investimento em ciência e pesquisa do meu amado Brasil.

À UFES e ao PPGEA, especialmente a Teixeira e a Rose, pelo difícil trabalho de “arrumar a casa” e pela grande ajuda prestada desde o início do mestrado.

Ao LABSAN, por me integrar e me acolher tão bem.

À CVRD, especialmente a Francisco Macedo, a Cleidson Berth e a Júlio César Gabriel, por viabilizarem as minhas análises de metais em água.

Ao FACITEC, pelo financiamento de parte substancial deste trabalho.

À ARCHEA, pela realização dos meus furos de amostragem, especialmente a Léo Siqueira, que sofreu e riu comigo no campo e no laboratório.

Ao Laboratório do IEMA, nas pessoas de Alexandre e Márcia, pela disponibilidade e auxílio na realização das minhas análises de metais em solos.

Ao IEMA, nas pessoas de Marcelo Diniz e Fábio Ahnert, cuja amizade e apoio foram fundamentais para que eu, paralelamente ao trabalho, concluísse esta pesquisa.

A todos aqueles que não se encontram aqui citados nominalmente, mas que contribuíram direta ou indiretamente para a realização deste trabalho, meus sinceros agradecimentos... E finalmente,

A **mim**, por me permitir chegar até aqui!

*“Γνωθει σ'αυτον”* (“Conhece-te a ti mesmo”)

Sócrates, no dintel do Templo de Apolo.

“Cave o poço que dá água, será que é preciso lhe dizer  
Quem de nós é mais ignorante, eu que não aprendi a ler  
Ou você se morresse de fome, se não me desse o que fazer?”

Zeze Doceiro, em “Diploma Nordestino”



# Resumo

As características físico-químicas das águas de subsuperfície refletem os meios por onde percolam, guardando uma estreita relação com os tipos de rochas drenadas e com os produtos das atividades humanas adquiridos ao longo de seu trajeto, o que torna possível estabelecer relações entre o meio natural e o antrópico. A presente pesquisa foi desenvolvida no município de Vitória, ES. Foi analisado o processo de expansão da cidade, que ocorreu principalmente por meio da execução de obras de aterro, para seleção das áreas de estudo. Foram avaliados os impactos das ações antropogênicas sobre a qualidade das águas subterrâneas do lençol freático destas áreas. Para a caracterização hidroquímica, foram amostrados 26 pontos, em duas campanhas distintas, sendo que na última também foram avaliados parâmetros dos solos de interface entre as zonas saturada e não-saturada. Para as águas, foram analisados os parâmetros físico-químicos (temperatura, pH, condutividade elétrica, DQO, amônia, nitrito, nitrato, dureza, fenóis, óleos e graxas), os íons principais ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Mg}^{++}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{-2}$  e  $\text{HCO}_3^-$ ), os teores de metais (Fe, Mn, Cd, Pb, Cu, Cr, Ni, Zn), além de índices de coliformes termotolerantes. Para os solos amostrados, foram avaliadas as concentrações dos metais citados, os teores de matéria orgânica e de umidade, além de ter sido efetuada análise tátil-visual da sua composição, a fim de subsidiar a análise das interferências antrópicas na urbe. Foi aplicada análise estatística aos dados obtidos no estudo de qualidade da água usando os softwares SPSS versão 8.0, Statistica versão 6.0 e Minitab 13.20, por meio dos seguintes métodos: Análise Estatística Descritiva, Correlações de Pearson e Análise Fatorial, respectivamente. Também foi feita classificação hidroquímica de Piper utilizando o software Qualigraf. O estudo propiciou a constituição de um primeiro banco de dados acerca da qualidade da água freática do município. Os resultados demonstraram que além dos ambientes e fatores naturais, como dissolução de rochas e intrusão salina, as áreas de estudo refletiram também o impacto da ação humana na água subterrânea por meio dos parâmetros analisados de solo e de água freática.

# *Abstract*

The physical-chemical characteristics of subsurface waters reflect the paths through they percolate, keeping a narrow relation with the types of drained rocks and products of human activities, acquired throughout their route, therefore making possible to establish relations between the natural and anthropic environment. The present research was developed in the city of Vitoria, Espirito Santo, Brazil. For election of the study areas, city expansion process was analyzed, which occurred mainly by means of the execution of landfills. Impacts of the anthropogenic actions on shallow groundwater's quality were evaluated. For the hydrochemical characterization, 26 points in two distinct periods were sampled and, in the last water sampling, soils parameters of the interface unsaturated-saturated zone were also evaluated. For water, were analyzed: the physicochemical parameters (temperature, pH, electrical conductivity, COD, ammonia, nitrite, nitrate, hardness, phenols, oils and greases), the main ions ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Mg}^{++}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{-2}$  and  $\text{HCO}_3^-$ ), the metals content (Fe, Mn, Cd, Pb, Cu, Cr, Ni, Zn), and also thermo-tolerant coliforms index. For sampled soils, were evaluated: concentration of metals mentioned above, content of organic matter and humidity. In addition, to subsidize the analysis of anthropic interferences in urban area, tactile-visual analyses of soils composition were done. Statistical analysis was applied to the obtained data of the water quality study using SPSS version 8.0, Statistica version 6.0 and Minitab version 13.20 software's, by means of the following methods, respectively: Descriptive Statistical Analysis, Pearson Correlations and Factorial Analysis. Also, was done a hydrochemical classification according to Piper, using Qualigraf software. This study provided a first data base formation concerning the shallow groundwater quality of Vitoria's city. The results showed that beyond environments and natural factors, like rocks dissolution and saline intrusion, the studied areas also reflected the impact of the anthropogenic action and influence on shallow groundwater quality by means of the analyzed parameters of soil and phreatic water.

## *Lista de tabelas*

<b>Tabela 3-1:</b>	Algumas propriedades físico-químicas das águas subterrâneas	48
<b>Tabela 3-2:</b>	Constituintes iônicos quanto à abundância nas águas subterrâneas naturais	49
<b>Tabela 3-3:</b>	Descrição dos constituintes iônicos principais das águas subterrâneas	50
<b>Tabela 3-4:</b>	Descrição dos constituintes secundários das águas subterrâneas	52
<b>Tabela 3-5:</b>	Descrição dos elementos-traços das águas subterrâneas	54
<b>Tabela 3-6:</b>	Razões iônicas frequentemente utilizadas em estudos hidrogeoquímicos	57
<b>Tabela 3-7:</b>	Diagramas hidroquímicos mais utilizados	58
<b>Tabela 3-8:</b>	Alguns valores de referência da Portaria 518/04 do Ministério da Saúde	61
<b>Tabela 3-9:</b>	Alguns parâmetros de qualidade das águas doces classe 1	62
<b>Tabela 3-10:</b>	Valores orientadores de algumas substâncias para solo e água subterrânea no Estado de São Paulo	63
<b>Tabela 3-11:</b>	Padrões e normas internacionais de potabilidade de alguns parâmetros da água	64
<b>Tabela 3-12:</b>	Algumas fontes potencialmente poluidoras do solo/águas subterrâneas	67
<b>Tabela 3-13:</b>	Características físicas e populacionais dos bairros onde se situam as áreas de estudo e pontos amostrados	103
<b>Tabela 4-1:</b>	Descrição dos pontos de amostragem nos corpos graníticos	112
<b>Tabela 4-2:</b>	Áreas de estudo quanto às fontes potencialmente poluidoras	113
<b>Tabela 4-3:</b>	Georreferenciamento dos pontos amostrados (UTM 24K) – Datum SAD-69	114

<b>Tabela 4-4:</b>	Resumo das metodologias de análises físico-químicas e microbiológica, realizadas nas amostras de água freática e de solo	120
<b>Tabela 5-1:</b>	Cronologia dos aterros e suas respectivas áreas	124
<b>Tabela 5-2:</b>	Descrição das amostras de solo coletadas nos furos de amostragem, baseada em análise tátil-visual	127
<b>Tabela 5-3:</b>	Parâmetros físicos dos pontos de amostragem, medidos no campo	134
<b>Tabela 5-4:</b>	Resultados dos parâmetros físico-químicos e constituintes menores das amostras analisadas	137
<b>Tabela 5-5:</b>	Teores dos cátions e ânions principais e dureza das amostras analisadas	138
<b>Tabela 5-6:</b>	Estatística dos blocos de parâmetros de água analisados, para campanhas 1 e 2	139
<b>Tabela 5-7:</b>	Correlações de Pearson entre os parâmetros analisados, para as amostras de água, sendo (a) em C-1 e (b) em C-2	161
<b>Tabela 5-8:</b>	Correlações de Pearson entre os parâmetros analisados, para as amostras de água, considerando C-1 e C-2 unificadas e os valores de mediana dos pontos de cada área	165
<b>Tabela 5-9:</b>	Valores de mediana dos parâmetros das áreas estudadas, considerando todos os pontos de cada área e C-1 e C-2 unificadas	170
<b>Tabela 5-10:</b>	Intervalo de variação dos íons principais e razões iônicas em C-1 e C-2	171
<b>Tabela 5-11:</b>	Fatores de carregamento, rotacionados por método VARIMAX, para as variáveis, nas amostras de água coletadas em C-1	177
<b>Tabela 5-12:</b>	Fatores de carregamento, rotacionados por método VARIMAX, para as variáveis, nas amostras de água coletadas em C-2	179
<b>Tabela 5-13:</b>	Fatores de carregamento, rotacionados por método VARIMAX, para as médias das variáveis, nas amostras de água coletadas em C-1 e em C-2	180
<b>Tabela 5-14:</b>	Teores dos metais, matéria orgânica (SV) e umidade (U) das amostras de solo analisadas, em C-2	182

<b>Tabela 5-15:</b> Pontos cujos valores de metais foram maiores do que RQ e RP	185
<b>Tabela 5-16:</b> Valores de referência natural (background) para metais em solo, em $\mu\text{g/L}$	186
<b>Tabela 5-17:</b> Valores de Fator de Contaminação (FC) e de Grau de Contaminação (GC) para os metais no solo, segundo Costa (2001)	187
<b>Tabela 5-18:</b> Correlações entre os parâmetros dos solos, analisados em C-2	188

## *Lista de figuras*

<b>Figura 3-1:</b>	Ciclo hidrológico esquematizado	28
<b>Figura 3-2:</b>	Tipos de aquífero quanto à porosidade	29
<b>Figura 3-3:</b>	Tipos de aquífero quanto às características hidráulicas	30
<b>Figura 3-4:</b>	Zonas não saturada e saturada no subsolo: distribuição e nível freático	31
<b>Figura 3-5:</b>	Intrusão salina em aquíferos costeiros	33
<b>Figura 3-6:</b>	Sistema de fluxos subterrâneos e tempos de trânsito	34
<b>Figura 3-7:</b>	Interação entre as águas subterrâneas e superficiais	36
<b>Figura 3-8:</b>	Distribuição da água na Terra	37
<b>Figura 3-9:</b>	Representação esquemática das províncias hidrogeológicas do Brasil	40
<b>Figura 3-10:</b>	Impurezas encontradas na água	45
<b>Figura 3-11:</b>	Diagramas para representação de dados hidroquímicos	59
<b>Figura 3-12:</b>	Representação do fluxo de nitratos provenientes de fossas sépticas	68
<b>Figura 3-13:</b>	Exemplo de matriz de correlação de atributos	80
<b>Figura 3-14:</b>	Localização da região de estudo: Vitória, ES	87
<b>Figura 3-15:</b>	Mapa geológico do município de Vitória, ES	93
<b>Figura 3-16:</b>	Ocupação urbana de Vitória até 1900	95
<b>Figura 3-17:</b>	Ocupação urbana de Vitória até o final da década de 1930	96
<b>Figura 3-18:</b>	Ocupação urbana de Vitória até o final da década de 1950	97
<b>Figura 3-19:</b>	Ocupação urbana de Vitória até o final da década de 1970	98
<b>Figura 3-20:</b>	Ocupação urbana de Vitória até os dias atuais	99
<b>Figura 3-21:</b>	Aterros realizados no município de Vitória	100
<b>Figura 3-22:</b>	Uso e ocupação do solo de Vitória, ES, usando o método de classificação supervisionada de máxima verossimilhança, para o ano de 1994	101

<b>Figura 3-23:</b>	Uso e ocupação do solo de Vitória, ES, usando o método de classificação supervisionada de máxima verossimilhança, para o ano de 2002	102
<b>Figura 3-24:</b>	Comparação das classes de uso e ocupação do solo entre os anos de 1994 e 2002, pelo método de classificação supervisionada de máxima verossimilhança	102
<b>Figura 4-1:</b>	Fluxograma metodológico utilizado na pesquisa	108
<b>Figura 4-2:</b>	Classes de uso do solo em Vitória, ES, no ano de 2003	110
<b>Figura 4-3:</b>	Pontos de amostragem georreferenciados e respectivas áreas de estudo em Vitória, ES	115
<b>Figura 4-4:</b>	Totais mensais de precipitação entre junho de 2005 e junho de 2006 em Vitória, ES	116
<b>Figura 4-5:</b>	Detalhe de abertura manual de um furo de amostragem	117
<b>Figura 4-6:</b>	Material usado para abertura de um furo de amostragem a trado manual	117
<b>Figura 5-1:</b>	Localização das áreas de estudo e dos pontos amostrados em Vitória, ES	125
<b>Figura 5-2:</b>	Distribuição espacial dos pontos amostrados sobre a imagem de Vitória, ES	126
<b>Figura 5-3:</b>	Gráfico da variação do nível de água (NA) no lençol freático entre C-1 e C-2	136
<b>Figura 5-4:</b>	Valores de Condutividade Elétrica dos pontos amostrados nos anos 2005 e 2006	141
<b>Figura 5-5:</b>	Valores de DQO dos pontos amostrados nas campanhas 2005 e 2006	142
<b>Figura 5-6:</b>	Valores de nitrato dos pontos amostrados nas campanhas 2005 e 2006	143
<b>Figura 5-7:</b>	Valores de nitrito dos pontos amostrados nas campanhas 2005 e 2006	143

<b>Figura 5-8:</b> Valores de amônia dos pontos amostrados nas campanhas 2005 e 2006	144
<b>Figura 5-9:</b> Valores de fenol dos pontos amostrados nas campanhas 2005 e 2006	145
<b>Figura 5-10:</b> Valores de óleos e graxas dos pontos amostrados nas campanhas 2005 e 2006	146
<b>Figura 5-11:</b> Valores de sódio dos pontos amostrados nas campanhas 2005 e 2006	148
<b>Figura 5-12:</b> Valores de potássio dos pontos amostrados nas campanhas 2005 e 2006	149
<b>Figura 5-13:</b> Valores de cálcio dos pontos amostrados nas campanhas 2005 e 2006	150
<b>Figura 5-14:</b> Valores de magnésio dos pontos amostrados nas campanhas 2005 e 2006	151
<b>Figura 5-15:</b> Valores de ferro dos pontos amostrados nas campanhas 2005 e 2006	152
<b>Figura 5-16:</b> Valores de manganês dos pontos amostrados nas campanhas 2005 e 2006	153
<b>Figura 5-17:</b> Valores de zinco dos pontos amostrados nas campanhas 2005 e 2006	153
<b>Figura 5-18:</b> Valores de cloretos dos pontos amostrados nas campanhas 2005 e 2006	155
<b>Figura 5-19:</b> Valores de sulfatos dos pontos amostrados nas campanhas 2005 e 2006	156
<b>Figura 5-20:</b> Valores de alcalinidade dos pontos amostrados nas campanhas 2005 e 2006	157
<b>Figura 5-21:</b> Valores de dureza dos pontos amostrados nas campanhas 2005 e 2006	158
<b>Figura 5-22:</b> Classificação em quartis dos valores dos parâmetros analisados nas amostras coletadas em C-1	160



<b>Figura 5-23:</b>	Diagrama de Piper das amostras analisadas em C-1	167
<b>Figura 5-24:</b>	Diagrama de Piper das amostras analisadas em C-2	168
<b>Figura 5-25:</b>	Diagrama de Piper das amostras analisadas, considerando C-1 e C-2 unificadas e as medianas das concentrações dos íons maiores dos pontos de cada uma das áreas A1 a A7	169
<b>Figura 5-26:</b>	Gráfico de dispersão dos componentes principais Fator 1 e Fator 2, para as amostras de água analisadas em C-1	178
<b>Figura 5-27:</b>	Gráfico de dispersão dos componentes principais Fator 1 e Fator 2, para as amostras de água analisadas em C-2	179
<b>Figura 5-28:</b>	Gráfico de dispersão dos componentes principais Fator 1 e Fator 2, considerando as médias dos valores de C-1 e de C-2	180

## *Lista de símbolos e abreviaturas*

° C - grau Celsius

μ - micro ( $10^{-6}$ )

A – área

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

ANA – Agência Nacional das Águas

APHA – American Public Health Association

API – American Petroleum Institute

ATSDR – Agency for Toxic Substances and Disease Registry

AWWA – American Water Works Association

C-1 - primeira campanha de amostragem

C-2 – segunda campanha de amostragem

Ca<sup>++</sup> - cátion cálcio

CaCO<sub>3</sub> - carbonato de cálcio

Cd – metal cádmio

CE – condutividade elétrica

CEFETES – Centro Federal Técnico do Espírito Santo

CEPIS – Centro Pan-americano de Engenharia Sanitária e Ciências do Ambiente

CESAN - Companhia Espírito Santense de Saneamento

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

cm – centímetro

Cl<sup>-</sup> - ânion cloretos

CNRH - Conselho Nacional de Recursos Hídricos

CO<sub>2</sub> - dióxido de carbono

CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente

CPRM – Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais

Cr – metal cromo

Cu – metal cobre

DQO - demanda química de oxigênio

DNPM – Departamento Nacional de Pesquisa Mineral

ES - Estado do Espírito Santo

EU – European Union

Fe – metal ferro

Fe<sup>+2</sup> ou Fe<sup>+3</sup> - cátion ferro

h - hora

H<sub>2</sub>O - água

ha – hectare

HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> - ânion bicarbonato

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

ICP-MS – Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry

IEMA – Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos

IGM – Instituto Geológico e Mineiro

IME – Instituto Militar de Engenharia

INETI – Instituto Nacional de Engenharia, Tecnologia e Inovação

IPES – Instituto Jones dos Santos Neves

IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas

K<sup>+</sup> - cátion potássio

kg - quilograma

L – litro

LABSAN – Laboratório de Saneamento da UFES

m - metro

mg - miligrama

Mg<sup>++</sup> - cátion magnésio

mL - mililitro

mm – milímetro

Mn – metal manganês

MMA – Ministério do Meio Ambiente

MS – Ministério da Saúde

N - nitrogênio

Na<sup>+</sup> - cátion sódio

NBR - Norma Brasileira Registrada

NH<sub>3</sub> - amônia

NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - cátion amônio

Ni – metal níquel  
NMP - número mais provável  
 $\text{NO}_2^-$  - íon nitrito  
 $\text{NO}_3^-$  – íon nitrato  
O&G – óleos e graxas  
 $\text{O}_2$  - oxigênio  
P - ponto  
Pb - metal chumbo  
pH - potencial hidrogeniônico  
PMV – Prefeitura Municipal de Vitória  
s - segundo  
S – Siemens  
SEDEC – Secretaria Municipal de Desenvolvimento da Cidade  
 $\text{SO}_4^{2-}$  – ânion sulfato  
ST - sólidos totais  
STD - sólidos totais dissolvidos  
U - umidade  
UERJ – Universidade Estadual do Rio de Janeiro  
UFES - Universidade Federal do Espírito Santo  
UNDP – United Nations Development Programme  
UNEP – United Nations Environment Programme  
UNESCO – United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization  
UNICEF – United Nations Children’s Fund  
USEPA – United States Environmental Protection Agency  
WHO – World Health Organization  
WMO – World Meteorological Organization  
WRI – World Resources Institute  
WWC – World Water Council  
WEF – Water Environment Federation  
WWF – World Wildlife Fund  
Zn – metal zinco

# Sumário

<b>1. Introdução</b>	<b>24</b>
<b>2. Objetivos</b>	<b>26</b>
2.1. Objetivo Geral	26
2.2. Objetivos Específicos	26
<b>3. Revisão Bibliográfica</b>	<b>27</b>
3.1. Águas subterrâneas	27
3.1.1. Interação entre águas subterrâneas e superficiais	35
3.1.2. Importância das águas subterrâneas	37
3.2. Hidrogeoquímica das águas subterrâneas	44
3.2.1. Interação água – solo	46
3.2.2. Propriedades físico-químicas e constituintes	47
3.2.3. Balanço iônico	56
3.2.4. Razões Iônicas	57
3.2.5. Concentrações iônicas e classificações das águas	58
3.2.6. Padrões de qualidade da água subterrânea	60
3.3. Contaminação urbana da água freática	64
3.3.1. Estudos de qualidade da água subterrânea	70
3.4. Análise multivariada aplicada a recursos hídricos	77
3.4.1 Análise Fatorial	79
3.4.2 Aplicação em recursos hídricos	83
3.5. Caracterização da região de estudo: Vitória, ES	86
3.5.1. Características físicas e geográficas	86
3.5.2. Geologia e geomorfologia	87
3.5.3. Histórico da urbanização	94
3.5.4. Impactos urbanos sobre Vitória	100
3.5.5. As áreas de estudo	103

<b>4. Material e Métodos</b>	<b>108</b>
4.1. Levantamento de informações bibliográficas	108
4.2. Levantamento de informações cartográficas	109
4.3. Seleção das áreas de estudo	111
4.3.1 Seleção de pontos de amostragem nos corpos graníticos	111
4.3.2 Seleção de áreas potencialmente contaminadas	112
4.3.3 Seleção dos pontos de amostragem nas áreas potencialmente contaminadas	113
4.4. Caracterização da água freática	116
4.4.1. Perfuração dos furos de amostragem	116
4.4.2. Coleta, preservação, transporte e processamento das amostras	118
4.4.3 Metodologias de análises físico-químicas e microbiológica	119
4.5. Análise descritiva e estatística dos dados	121
4.5.1 Dados Hidrogeoquímicos	121
4.5.2 Métodos numéricos	121
<b>5. Resultados e Discussão</b>	<b>123</b>
5.1. Localização e seleção das áreas em relação ao uso do solo	123
5.1.1. Caracterização dos solos dos furos de amostragem	126
5.1.2. Relação entre a ocorrência e a cronologia dos aterros e os solos dos furos de amostragem	132
5.2. Caracterização e classificação da água freática	133
5.2.1. Características físicas dos poços	133
5.2.2. Descrição dos parâmetros analisados das amostras de água	136
5.2.3. Correlação entre os parâmetros analisados das amostras de água	160
5.2.4. Classificação hidroquímica dos pontos amostrados segundo Piper	165
5.2.5. Classificação segundo análise estatística multivariada	177
5.3. Caracterização dos solos quanto à presença de metais e aos teores de matéria orgânica e de umidade	181

5.4. Avaliação dos impactos das ações antropogênicas sobre as áreas selecionadas	190
<b>6. Conclusões</b>	<b>194</b>
<b>7. Recomendações</b>	<b>198</b>
<b>8. Referências</b>	<b>200</b>
<b>Anexos (em CD-ROM)</b>	<b>222</b>
▪ Resultados das análises dos cátions principais e dos metais, realizados pelo Laboratório CETREL, em Salvador, e financiados pela CVRD.	
▪ Resultados das composições e razões iônicas das amostras, por meio de planilhas do aplicativo Excel, denominadas ReSub_CHEM, elaboradas pelo Laboratório de Geotecnologia da Universidade Federal Fluminense – UFF, no âmbito do Projeto ReSub – Rede de Geotecnologia em Águas Subterrâneas.	

# *1. Introdução*

Dentre os recursos naturais impactados com o processo de urbanização, a água subterrânea se apresenta particularmente vulnerável aos efeitos das ações antrópicas, pela dificuldade em seu gerenciamento e preservação, por tratar-se de um recurso “invisível” e pouco conhecido (REBOUÇAS et al, 2002).

Os impactos decorrentes da urbanização reportam-se principalmente à contaminação do solo e da água freática nele contida, contribuindo para os crescentes custos de abastecimento de água, para a progressiva escassez do recurso e para o aumento de risco à saúde da população.

A urbanização, portanto, pode afetar a água subterrânea quantitativa e qualitativamente (FOSTER, 2001). No primeiro caso, pelo aumento na exploração do recurso, pelo incremento progressivo do escoamento superficial nas áreas pavimentadas e impermeabilizadas e pela alteração nos níveis de recarga e de permeabilidade do solo. E, em termos de qualidade, pela poluição e contaminação do lençol subterrâneo, em decorrência do uso do solo inadequado à qual foi destinada a área, principalmente pelas práticas de saneamento não terem acompanhado o rápido adensamento populacional das cidades (LAWRENCE et al., 1998).

As principais condições de contaminação dos aquíferos urbanos são devidas a aterros sanitários e a fossas sépticas e negras como destinos finais dos esgotos e a rede de drenagem pluvial, por meio de perdas de volume no seu transporte ou no entupimento de seus trechos (TUCCI, 2003).

Assim, a qualidade da água subterrânea em áreas urbanas está correlacionada ao uso do solo (KELLY; WILSON, 2002), e o interesse no assunto pode ser comprovado por diversos estudos, como os realizados por Bruce & MacMahon (1996), Trauth & Xanthopoulos (1997), Lawrence et al. (1998), Graniel et al. (1999), Howard & Livingstone (2000), Collin, & Melloul (2001), Foster (2001), Jeong (2001), Zilberbrand et al. (2001) e Kelly & Wilson (2002), dentre outros.



Von Sperling (1996) afirmou que o impacto da poluição e a eficácia das medidas para seu controle são avaliados por meio da caracterização e da quantificação das cargas poluidoras coexistentes no corpo de água. Desta forma, caracterizações detalhadas da qualidade da água freática são muito importantes, pois ajudam a definir os impactos do adensamento e da vida urbana no meio ambiente, além de proverem dados que podem ser utilizados para avaliar os efeitos de urbanização adicional ou de alterações do uso do solo na qualidade da água (BRUCE; MCMAHON, 1996).

Neste contexto, o objetivo desta pesquisa é descrever a qualidade da água freática em áreas potencialmente contaminadas do município de Vitória (ES) quanto aos parâmetros físico-químicos e analisá-la no que tange aos impactos das ações antropogênicas sobre as áreas levantadas, considerando tanto o histórico de urbanização da cidade, como a diversidade de ambientes desta região e suas características intrínsecas. Ademais, esta pesquisa objetiva caracterizar os solos das áreas estudadas quanto a sua origem e composição, presença de metais e teores de matéria orgânica e umidade, para que subsidiem a análise das interferências antrópicas na urbe.

A principal justificativa para este estudo é o uso atual e futuro da água subterrânea, cuja utilização descontrolada por parte da população, não só para tarefas domésticas, mas inclusive para consumo e uso pessoal, representa um risco à saúde.

A elucidação do cenário atual da cidade quanto aos possíveis impactos advindos do seu processo de urbanização contribui para despertar a atenção da sociedade sobre a importância deste tema e para fornecer subsídios aos gestores públicos quanto à adoção de medidas para o planejamento e controle do uso do solo, bem como para a utilização, preservação e remediação da água subterrânea.

Os resultados desta dissertação, além de constituírem um primeiro banco de dados de água freática desta região, podem servir como ponto de partida para outros estudos nesta linha de pesquisa, como também auxiliar na definição de áreas de proteção de aquíferos em estudos futuros de vulnerabilidade.

## 2. Objetivos

### 2.1 Objetivo geral

Analisar os efeitos da urbanização sobre parâmetros de qualidade do solo e da água freática em áreas com longo histórico de mesma ocupação do município de Vitória, Espírito Santo.

### 2.2 Objetivos específicos

- Localizar e selecionar áreas, no município de Vitória, ES, com longo histórico de mesma ocupação e atividade local, que pudessem apresentar alterações de parâmetros de solo e água freática.
- Caracterizar tátil-visualmente os solos na interface entre as zonas não-saturada e saturada, quanto à granulometria e composição mineralógica, e relacionar aos solos naturais e aos diferentes tipos de aterro das áreas selecionadas.
- Caracterizar e classificar a água freática das áreas selecionadas quanto a parâmetros hidroquímicos e presença dos metais Cd, Pb, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni e Zn.
- Caracterizar os solos, coletados na interface entre as zonas não-saturada e saturada, quanto aos teores de matéria orgânica e presença dos metais Cd, Pb, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni e Zn, nas áreas selecionadas.
- Analisar os resultados encontrados a respeito das características e dos parâmetros de qualidade da água freática e dos solos, no que tange aos impactos das ações antropogênicas sobre as áreas selecionadas.

# 3. *Revisão Bibliográfica*

## 3.1 Águas subterrâneas

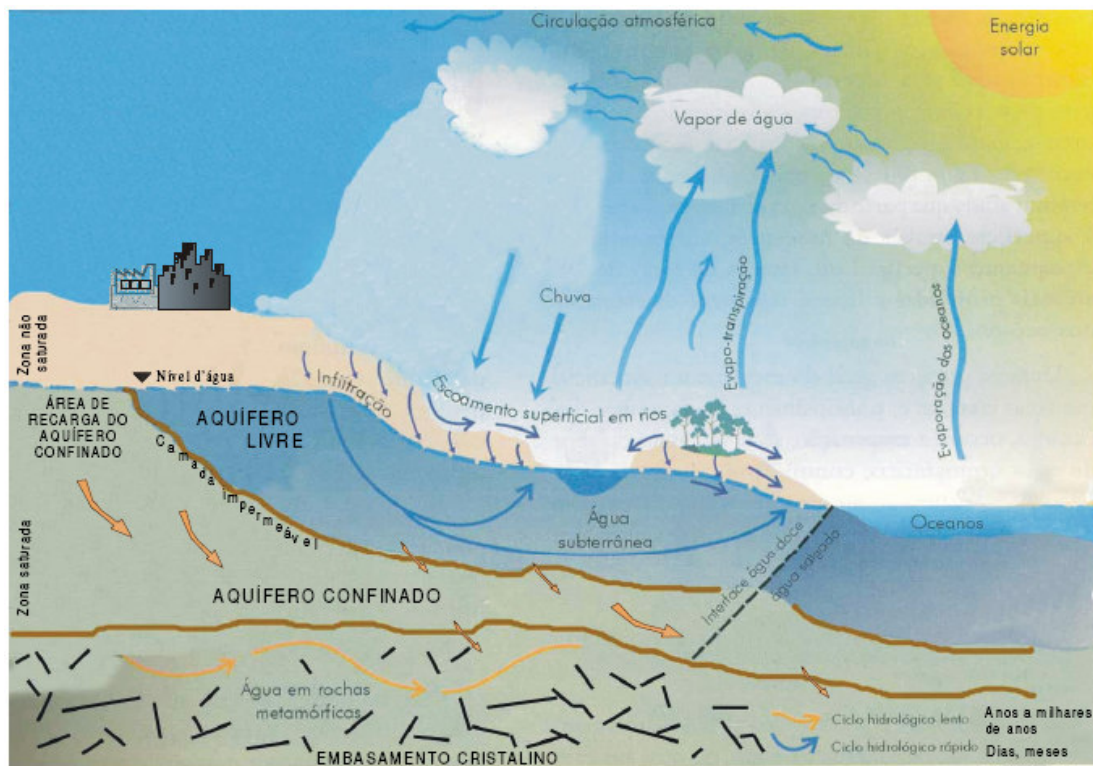
De acordo com Rebouças (2002), a água subterrânea constitui a parcela da precipitação que infiltra nos terrenos da bacia hidrográfica e circula pelo seu subsolo. Desta forma, os fluxos subterrâneos são os que irão alimentar o fluxo de base dos rios nos períodos de estiagem.

Esta definição remete o conceito de água subterrânea a um sistema dinâmico, permanente e renovável de trocas de água entre a terra e a atmosfera, por meio da evaporação e da precipitação, denominado ciclo hidrológico, mostrado na Figura 3-1.

A constante circulação da água na natureza tem sua origem na energia solar, que provoca tanto a evaporação da água dos oceanos como a evapotranspiração (evaporação direta da água do meio e transpiração da vegetação) que, transportada pela circulação atmosférica, condensa-se sob condições apropriadas e precipita (BRANCO et al., 1991). Ao atingir o solo, parte da água precipitada escoar superficialmente em direção aos pontos mais baixos do terreno até alcançar rios, lagos, alagados, reservatórios, mares e oceanos e a outra parte, precipitada sobre os solos permeáveis, infiltra-se e abastece os mananciais subterrâneos, ou ainda, pode evaporar a partir do solo e ser reintroduzida diretamente na atmosfera.

Desta forma, as águas precipitadas integram tanto os sistemas de drenagem em direção aos oceanos como os sistemas de armazenamento no continente, superficial e subterraneamente.

A rocha permeável ou unidade geológica saturada que apresenta a propriedade de armazenar e transmitir as águas subterrâneas entre seus poros e fraturas, sob gradiente hidráulico natural, é denominada aquífero (BOSCARDIN BORGHETTI et al., 2004). Os aquíferos, portanto, constituem os mananciais subterrâneos, identificados em termos de capacidade de armazenamento (porosidade) e de transmissão (permeabilidade) de quantidades de água subterrânea suficientes para serem exploradas economicamente (CHILTON, 1996).



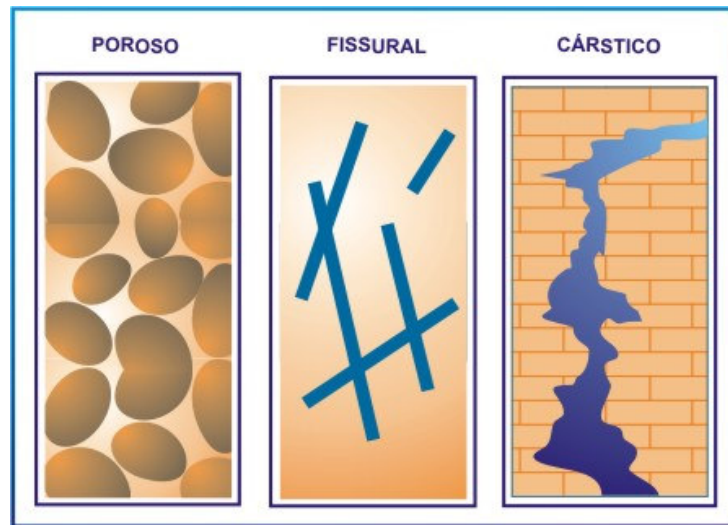
**Figura 3-1:** Ciclo hidrológico esquematizado

Fonte: Adaptado de Teixeira et al, 2000.

As formações geológicas que originam os aquíferos podem ser inconsolidadas ou consolidadas. Os depósitos inconsolidados são compostos por rochas ou partículas minerais soltas de variados tamanhos e incluem argilas, siltes, areias e cascalhos. Os aquíferos sedimentares inconsolidados incluem depósitos marinhos, aluvionais e fluviais, além dos depósitos eólicos.

Já os depósitos consolidados constituem as rochas formadas pela combinação de partículas minerais submetidas a determinadas intensidades de calor e pressão ou a reações químicas e incluem as rochas ígneas, tais como granito e basalto; as rochas sedimentares que constituem, por exemplo, os calcários, os dolomitos, as argilas xistosas e os arenitos e, ainda, as rochas metamórficas, originadas tanto a partir das rochas ígneas como das sedimentares, que são os quartzitos, os gnaisses e os mármore. Nos aquíferos consolidados, a capacidade de armazenar e fornecer quantidades significativas de água é função do grau de fraturamento das rochas e da quantidade de fendas interconectadas.

Quanto à geologia do material saturado, apresentada na Figura 3-2, Todd (1980) classificou os aquíferos em porosos, fraturados e cársticos.



**Figura 3-2:** Tipos de aquífero quanto à porosidade

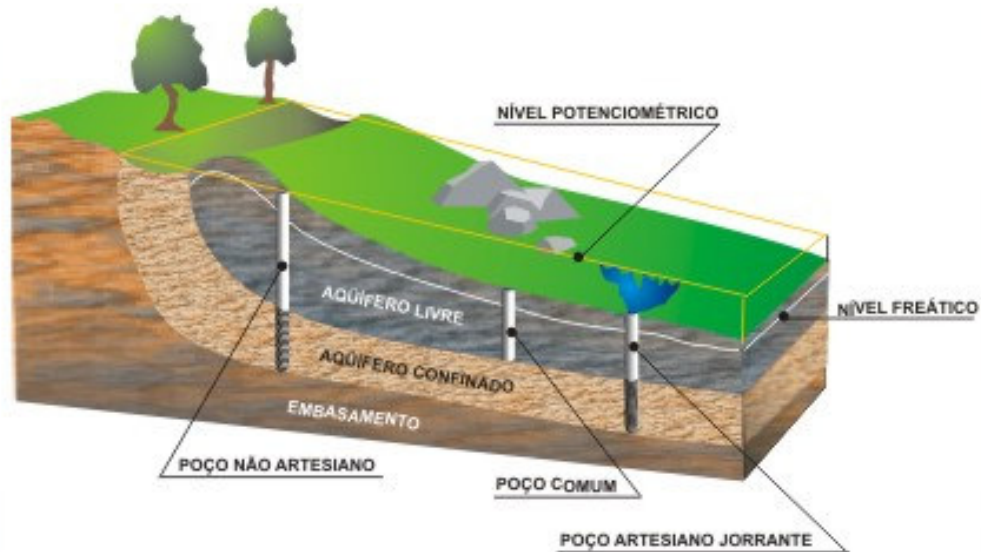
Fonte: Boscardin Borghetti et al, 2004.

Os porosos ocorrem nas chamadas rochas sedimentares consolidadas, sedimentares inconsolidadas e solos arenosos, decompostos *in situ*, armazenam grandes volumes de água e abrangem grandes áreas. Desta forma, cabe ressaltar que, apesar dos volumes das rochas sedimentares corresponderem a apenas 5% de todas as rochas da crosta terrestre, elas comportam aproximadamente 95% da água subterrânea existente no planeta, devido às altas porosidade e permeabilidade (DRISCOLL, 1986).

Os aquíferos fraturados ou fissurados ocorrem nas rochas ígneas e metamórficas e sua capacidade de acumular água está relacionada à quantidade de fraturas existentes, dimensão destas aberturas e intercomunicação. Os cársticos, aquíferos formados em rochas carbonáticas, constituem um tipo peculiar de aquífero fraturado, onde as fraturas, devido à dissolução do carbonato pela água, podem atingir aberturas de grandes dimensões, formando verdadeiros rios subterrâneos, tais como as grutas calcárias.

Segundo suas características hidráulicas, os aquíferos classificam-se em livres e confinados (HIRATA; SUHOGUSOFF, 2004), apresentados na Figura 3-3. O aquífero livre, também denominado freático é o primeiro aquífero não confinado da superfície terrestre a ser formado (CHILTON, 1996), cujo limite superior é uma superfície freática,

na qual todos os pontos se encontram à pressão atmosférica. Seu lençol de água comunica-se livremente com as camadas superiores e com a atmosfera, por meio do fenômeno de ascensão capilar.



**Figura 3-3:** Tipos de aquífero quanto às características hidráulicas

Fonte: Boscardin Borghetti et al, 2004.

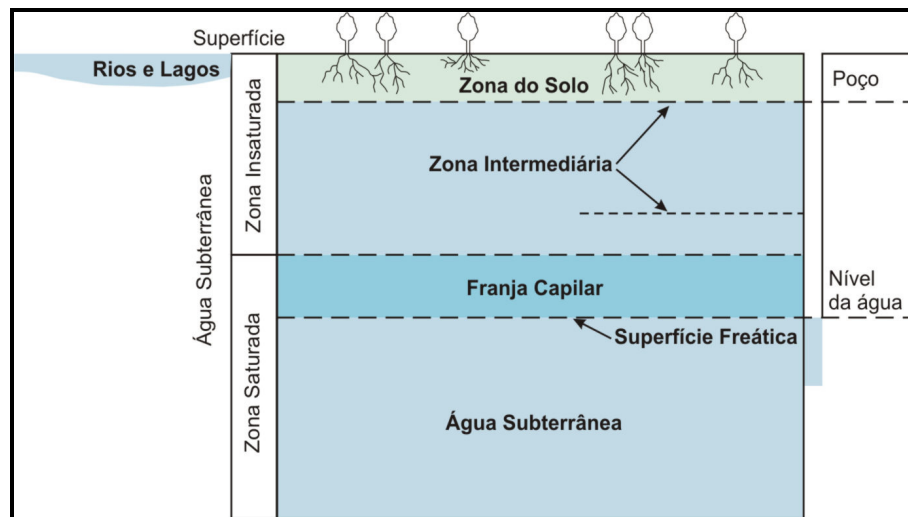
Os aquíferos confinados são os que se encontram delimitados por camadas litológicas menos permeáveis e, portanto, a pressão da água no topo é maior que a atmosférica. Compreendem dois tipos: drenante e não drenante. O drenante é aquele no qual pelo menos uma das camadas limítrofes é semipermeável, permitindo fluxos de entrada ou saída de água por drenança ascendente ou descendente, enquanto o não drenante é aquele cujas camadas limítrofes, superior e inferior, são impermeáveis. O artesianismo ocorre nos aquíferos confinados não drenantes, quando sua pressão natural é suficiente para impor condições de surgência ou jorrância, ou seja, elevar o nível da água subterrânea acima da base da camada confinante superior (MANOEL FILHO, 2000).

No solo permeável, quando chove, parte da água que se infiltra e que percola é interceptada por rochas e sedimentos, que estagnam seu movimento descendente. A zona na qual esta água suspensa é contida corresponde à zona não saturada ou vadosa, em cujos interstícios entre partículas são preenchidos em parte por água e em parte por ar, ou seja, solo, ar e água interagem e podem reagir uns com os outros (CHILTON, 1996).

Segundo Manoel Filho (2000), a zona vadosa, cujas pressões são iguais ou menores que a atmosférica, pode ser subdividida em (Figura 3-4): zona de umidade do solo, situada entre os extremos radiculares da vegetação e a superfície do terreno, com espessura proporcional à abundância de cobertura vegetal; zona intermediária, compreendida entre o limite de ascensão capilar da água e o limite de alcance das raízes das plantas, e a franja capilar, que se estende da superfície do lençol freático até o limite da ascensão capilar da água, e cuja capilaridade é tanto maior quanto mais fina é a granulometria do material geológico. Alguns autores (API, 1993; Heath, 1983) delimitam a franja capilar como parte da zona saturada.

Debaixo da zona não-saturada encontra-se a zona saturada que, devido à ação da gravidade, a água acumula e preenche os vazios do subsolo até sua saturação, ao encontrar barreiras menos permeáveis. Nesta região, os processos superficiais não exercem mais influência sobre a água, sua mobilidade então é controlada pelas características do meio geológico (FEITOSA; MANOEL FILHO, 2000).

A superfície que separa a zona saturada da zona de aeração é denominada superfície do lençol freático ou piezométrica, e corresponde ao topo da zona saturada (IGM, 2001). A superfície freática é definida como o lugar geométrico dos pontos em que a água se encontra submetida à pressão atmosférica. É uma superfície potenciométrica real na qual a pressão é  $p = 0$ .



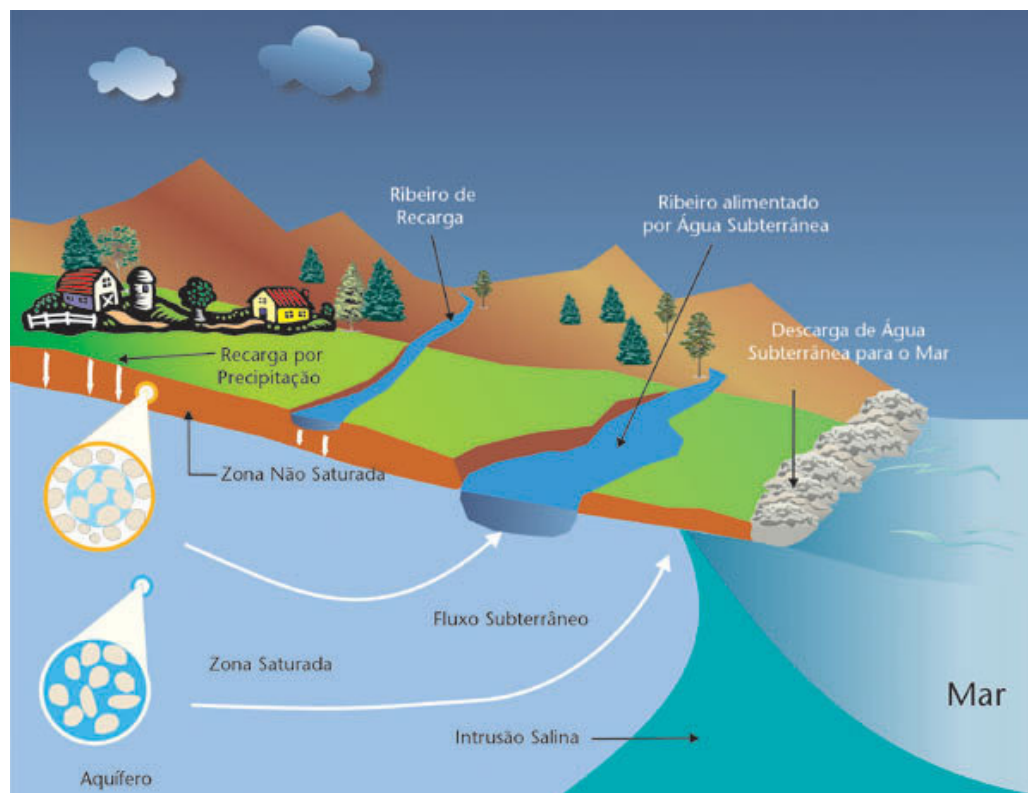
**Figura 3-4:** Zonas não-saturada e saturada no subsolo: distribuição e nível freático.  
Fonte: API, 1993.

O nível da superfície freática ou nível freático apresenta profundidades variáveis em toda sua superfície, relacionadas com a topografia dos terrenos, a permeabilidade das rochas e as influências climáticas. Portanto, as águas subterrâneas encontram-se a profundidades variáveis, de dezenas a milhares de metros (REBOUÇAS, 2002). Quando o nível freático encontra-se suficientemente elevado e atinge naturalmente a superfície (surgência), formam-se nascentes, lagos ou charcos. Devido a esta pouca profundidade da superfície freática dos aquíferos livres, a água freática é comumente denominada água subterrânea rasa e, conseqüentemente, mais exposta e sensível à poluição.

Além disto, o nível freático oscila vertical e horizontalmente, em função de inúmeras ocorrências: variações na quantidade de água que precipita e infiltra até alcançar a zona saturada (recarga subterrânea); alterações na taxa de descarga da área; variações na quantidade de águas retiradas e utilizadas por plantas e seres humanos (LEET, 1978); efeitos de maré nos aquíferos costeiros; variações súbitas da pressão atmosférica; alterações do regime de escoamento dos rios que recarregam aquíferos; evapotranspiração; dentre outros (IGM, 2001). Assim, é comum o nível freático se elevar após as épocas de chuva e abaixar durante os períodos mais secos, inclusive quando também se aumenta a exploração de poços, traduzindo volumes maiores ou menores armazenados no aquífero.

Aquíferos costeiros são os situados em planícies próximas ao mar ou a grandes lagos salgados. Suas águas sofrem influência da salinidade, o que lhes confere características peculiares. Nestes locais, o fluxo subterrâneo de água doce que vem do continente encontra o fluxo subterrâneo de água salgada que está se infiltrando a partir do mar ou lago. Devido à diferença de densidades, ocorre uma estratificação, a massa de água doce descansa por cima da salgada, e esta forma uma cunha penetrando pela parte inferior da região de água doce. A pressão da água doce e o contínuo escoamento para o mar conseguem manter a posição de cunha salina em equilíbrio (CABRAL, 2000). Esta penetração natural de águas salinas em aquíferos costeiros é denominada intrusão salina, representada na Figura 3-5.





**Figura 3-5:** Intrusão salina em aquíferos costeiros

Fonte: IGM, 2001

A intrusão salina pode ser induzida pela superexploração dos aquíferos, caracterizada pela retirada de água subterrânea a vazões superiores à taxa de recarga, salinizando-os progressivamente (BARKER et al., 1998). Esta é uma das formas mais comuns de contaminação das águas subterrâneas, pois aproximadamente 70% da população mundial vivem em áreas costeiras (BEAR et al., 1999).

Em uma bacia hidrográfica, a recarga subterrânea pode ser estimada através do balanço hídrico, a qual pode ser expressa pela equação hidrológica simplificada (FEITOSA; MANOEL FILHO, 2000):

$$P - ET - R - G = \Delta S, \quad (3.1)$$

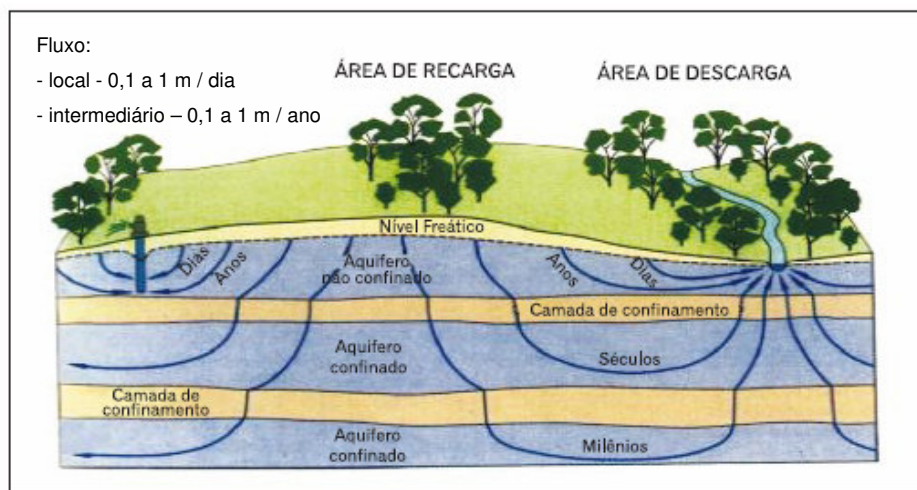
onde:  $P$  = precipitação média anual;  $ET$  = evapotranspiração média anual;  $R$  = escoamento superficial;  $G$  = recarga e  $\Delta S$  = variação de volume de água armazenado.

As maiores taxas de recarga ocorrem nas regiões planas, bem arborizadas, e nos aquíferos livres (REBOUÇAS et al., 2002). Identificar corretamente as zonas de recarga é fundamental para a proteção das águas subterrâneas porque a introdução de

contaminantes nestas áreas pode causar a contaminação do aquífero. Quando se analisa o ciclo hidrológico na sua totalidade, fica evidenciada a influência que as atividades antrópicas exercem sobre o mesmo. O tipo de uso e ocupação do solo, como por exemplo, a impermeabilização em áreas urbanas, aumenta o escoamento superficial, diminui a infiltração, e conseqüentemente, impede a recarga dos aquíferos.

Enquanto a infiltração é um processo do ciclo hidrológico imprescindível para a ocorrência e manutenção das águas subterrâneas, a qual depende da granulometria do material constituinte do solo, da porosidade, da permeabilidade, da profundidade do horizonte saturado e das características do fluido que se infiltrou no solo e do próprio solo, a percolação é igualmente importante para a recarga dos aquíferos mais profundos (CUSTÓDIO; LLAMAS, 1983; SOARES, 2000).

O sistema de fluxo da água no subsolo da bacia hidrográfica, esquematizado na Figura 3-6, pode abranger dimensões locais, intermediárias ou regionais, nas quais os tempos de trânsito da água subterrânea podem compreender dias, anos, séculos ou milênios (GEOBRASIL, 2002).



**Figura 3-6:** Sistema de fluxos subterrâneos e tempos de trânsito

Fonte: Adaptado do United States Geological Survey – USGS, Circular 1139, 2000.

Enquanto o fluxo local corresponde a uma zona rasa de fluxo ativo, fortemente influenciado pela precipitação local, as zonas mais profundas sofrem gradativamente estagnação de suas águas, por serem menos ou nada afetadas por estes eventos de precipitação (MESTRINHO, 2005). O tempo de trânsito ou de permanência da água dentro do sistema considerado pode ser muito útil para indicar a quantidade de tempo

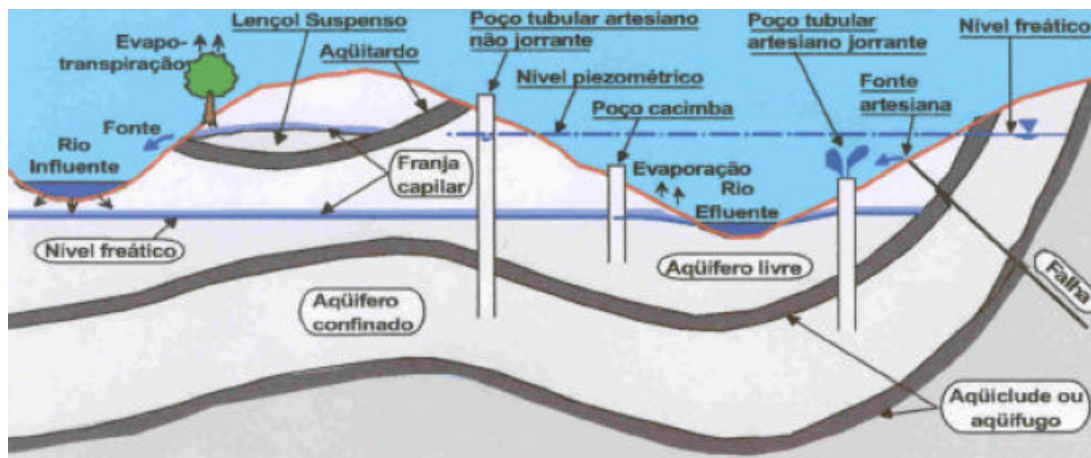
que um contaminante presente na água pode alcançar determinado local (CHILTON, 1996).

O movimento de descarga ocorre quando a água subterrânea emerge do solo, deixando o sistema, e pode levar meses ou milhares de anos. (MANOEL FILHO, 2000). A maioria das descargas naturais ocorre na forma de um fluxo para o interior de corpos hídricos superficiais; um fluxo para a superfície aparece como uma nascente (CHILTON, 1996). A extração de águas de poços (exploração) constitui a maior forma de descarga artificial de águas subterrâneas, o que, sem controle, pode resultar em rebaixamento do lençol de água, depleção ou extinção do aquífero.

Assim, deve-se atentar para o fato de que os aquíferos possuem capacidade de exploração limitada, ou seja, sob condições naturais, apenas uma parcela de suas reservas reguladoras é passível de exploração, constituindo o potencial ou reserva explotável. Em geral, calcula-se esta parcela como um valor entre 25% e 50% das reservas reguladoras (REBOUÇAS, 1992), considerando sempre que a soma das extrações e das descargas naturais do aquífero para rios e oceano não pode ser superior à sua recarga natural.

### **3.1.1. Interação entre águas subterrâneas e superficiais**

No ciclo hidrológico, águas subterrâneas e superficiais interagem continuamente, e a interligação destas águas já pode ser compreendida, diferentemente do passado, onde ambas eram estudadas distintamente. Assim, a intervenção em um nível interfere no outro (MANCINI, 2002). Desta forma, pode-se afirmar que águas superficiais e subterrâneas são as mesmas águas, o que as define é o local onde se encontram e a função que exercem em um determinado tempo. Assim, se por um lado o lençol freático pode alimentar um rio (rio efluente), por outro, um rio encaixado em uma fratura pode alimentar um aquífero (rio influente), conforme se pode observar na Figura 3-7. Além disso, descarga e exutório de aquíferos confinados também alimentam rios. No caso do rio influente, a cota do nível de água do rio é superior à cota potenciométrica do aquífero (MANCINI, 2002).



**Figura 3-7:** Interação entre as águas subterrâneas e superficiais

Fonte: Braga, 1990

Para que as interações águas superficiais x águas subterrâneas sejam compreendidas, é extremamente importante pesquisar o funcionamento hidrodinâmico deste sistema dentro de um período relativamente longo e freqüente. Se as ligações entre os sistemas forem rompidas, pelo uso inadequado do solo e do ambiente, haverá o risco de provocar sérios desequilíbrios e prejuízos ambientais. Assim, a relação entre águas superficiais e subterrâneas é dinâmica, recíproca e interdependente; somente uma gestão integrada destes recursos cria condições para a sua preservação e conservação (MMA, 2001).

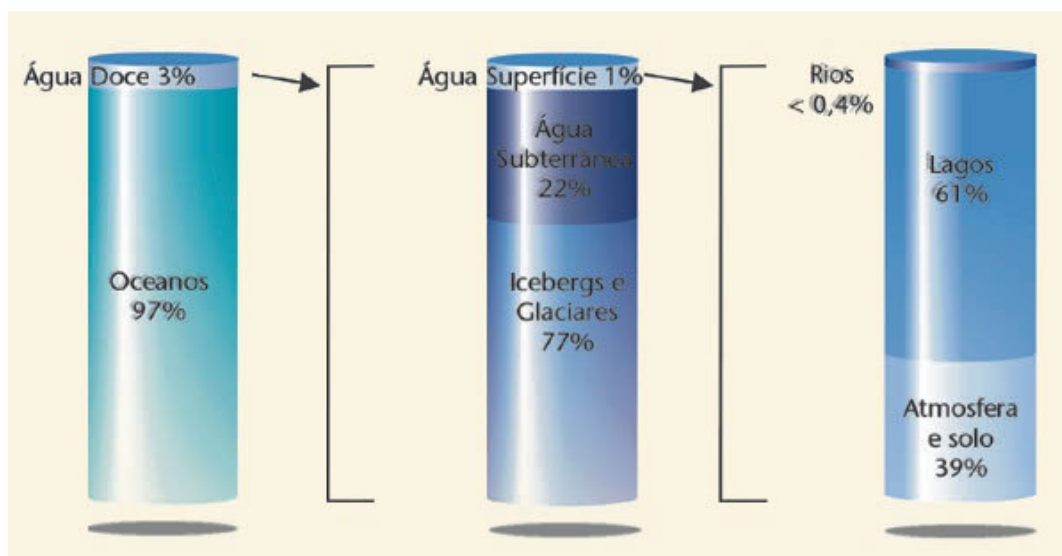
Uma das dificuldades desta gestão integrada reside no fato de que a extensão dos aquíferos não coincide com a delimitação das bacias hidrográficas superficiais. Além disso, o conhecimento hidrogeológico acerca da ocorrência e potencial hídrico dos aquíferos e suas inter-relações com as águas superficiais ainda é insuficiente e disperso (CETESB, 2004).

No Brasil, o primeiro marco para a integração das águas subterrâneas com as águas superficiais, no âmbito da Política Nacional de Recursos Hídricos, foi a elaboração, pela Câmara Técnica de Águas Subterrâneas – CTAS, e aprovação, pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH, da Resolução no. 15, de 11 de janeiro de 2001 (CNRH, 2001), que estabelece diretrizes gerais para a gestão integrada das águas subterrâneas, superficiais e meteóricas.

### 3.1.2. Importância das águas subterrâneas

Se excluirmos as reservas de gelo das calotas polares, geleiras e glaciares, a água doce disponível para consumo humano, cujo volume é estimado por Shiklomanov (1998) e Gleick (1998) em aproximadamente 1,4 bilhões de km<sup>3</sup>, representa apenas 0,6% das águas do globo terrestre, sendo 97,5% destas águas subterrâneas, as quais são cerca de 100 vezes mais abundantes que as águas superficiais de rios e lagos, com aproximadamente entre 8 e 10 milhões de km<sup>3</sup> e que se repartem desigualmente pelas diversas regiões continentais (IGM, 2001).

A Figura 3-8 apresenta a distribuição das águas no planeta, mostrando a pequena porcentagem de água disponível para abastecimento e a importância das águas subterrâneas quantitativamente em relação às águas de rios e lagos.



**Figura 3-8:** Distribuição da água na Terra  
Fonte: IGM (2001)

Embora Shiklomanov (1993) tenha estimado que o total utilizável de águas doces para suprimento de ecossistemas e seres humanos corresponde a menos do que 1% de todos os recursos de águas doces da Terra, a ONU (2002) apontou que dois bilhões de pessoas sofriam com a escassez de água e que, em 2025, este número deverá equivaler a 50% da população mundial. Desperdício e escassez de água são dois lados da mesma moeda: algumas das cidades mais ricas do mundo, como Houston (Texas) e Sidney (Austrália), consomem mais água do que são capazes de repor e em

Londres, a infra-estrutura ultrapassada gera um volume de perdas equivalente a 300 piscinas olímpicas por dia. O uso diário de água per capita nos Estados Unidos e no Japão alcança os 350 litros, enquanto cada europeu consome 200 litros por dia e a África Subsaariana, no máximo, 20 litros por dia. (WWC, 2005).

Riqueza econômica não se traduz em abundância de água e assim, escassez e poluição estão se tornando cada vez mais comuns. Uma consequência da degradação qualitativa da água doce é a perda de biodiversidade. Desde 1970, houve declínio nas populações de mais da metade de 200 espécies de águas doces (WWF, 2006). Além disto, estima-se que 1,1 bilhão de pessoas carecem de acesso à água potável, 2,5 bilhões não têm acesso a saneamento básico e mais de 5 milhões de pessoas morrem acometidas por doenças de veiculação hídrica anualmente (WHO; UNICEF, 2000), sendo a poluição fecal das águas superficiais a principal causa destas doenças.

Dentro deste contexto, cerca de 1,5 bilhão de pessoas depende das águas subterrâneas como fonte de água potável (WRI; UNEP; UNDP; WORLD BANK, 1998) e a quantidade explotada anualmente é grosseiramente estimada em 20% da retirada total de água no mundo (WMO, 1997). A UNESCO (1992, *apud* REBOUÇAS et al., 2002) estimou que mais de 50% da população mundial poderia estar sendo abastecida pelo manancial subterrâneo. Desta forma, os aquíferos têm importância estratégica e suas funções, tais como produção, armazenamento, transporte, regularização, filtragem e autodepuração, além da função energética, são ainda pouco exploradas. Os usos múltiplos das águas subterrâneas são crescentes, constituindo o abastecimento público, de modo geral, a maior demanda individual (CPRM, 1999).

As águas subterrâneas têm grande alcance social, pois os poços, quando bem construídos e protegidos, garantem a saúde da população, e na maioria das vezes, suas águas estão apropriadas para o consumo, dispensando tratamentos (MMA, 2001).

Segundo Custodio (2000) a utilização das águas subterrâneas apresenta algumas vantagens quando comparadas com as águas superficiais:

- Dispensa a construção de locais para armazenamento e sistemas de distribuição, pois o incremento da exploração é realizado de acordo com a demanda populacional;
- Requer menor custo para regularização do fluxo, pois recebe menos influências das variações climáticas;
- Apresenta dificuldade de contaminação física ou biológica;
- Em geral, possui melhor qualidade e maior proteção natural, dispensando tratamentos prévios.

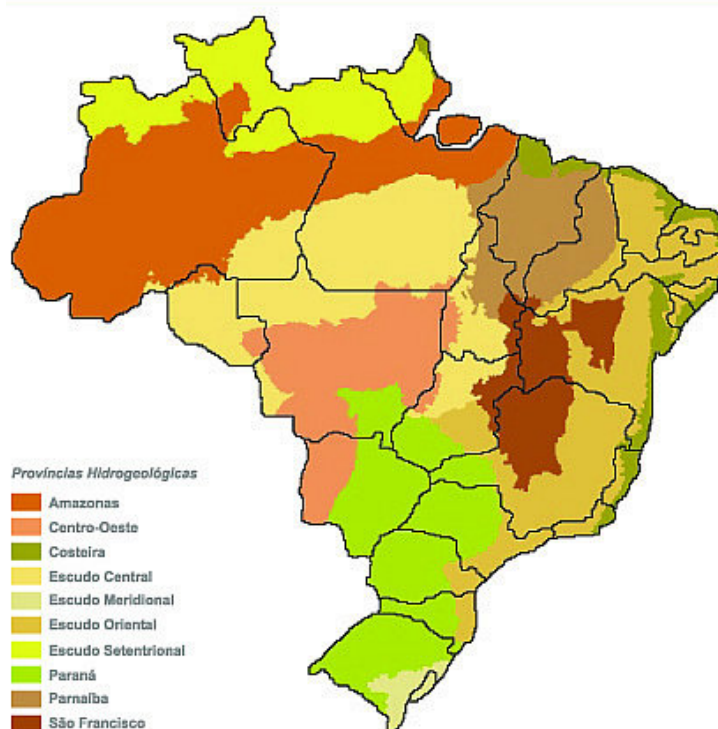
A capacidade de armazenamento dos reservatórios subterrâneos provê uma fonte de abastecimento de água a ser distribuída em larga escala. Assim, os aquíferos mais importantes do mundo, seja por extensão ou pela transnacionalidade, são: o Guarani – Argentina, Brasil, Paraguai, Uruguai (1,2 milhões de km<sup>2</sup>); o Arenito e o KalaharijKaroo, na África; o Digitalwaterway Vechte, o Slovak Karst-Aggtelek e o Praded, na Europa; e a Grande Bacia Artesiana e a Bacia Murray, na Austrália. Em um recente levantamento, a UNECE da Europa constatou que existem mais de 100 aquíferos transnacionais naquele continente (ALMASSY; BUZAS, 1999 *apud* UNESCO, 2001).

Praticamente todos os países do mundo, desenvolvidos ou não, utilizam água subterrânea para suprir suas necessidades, sendo que regiões áridas e semi-áridas, tais como o Nordeste do Brasil e a Austrália, além de certas ilhas, têm a água subterrânea como o único recurso hídrico disponível para uso humano (LEAL, 1999; CPRM, 1999). Estima-se em 300 milhões o número de poços perfurados no mundo nas três últimas décadas (UNESCO, 1992 *apud* REBOUÇAS et al., 2002), 100 milhões dos quais nos Estados Unidos, onde são perfurados cerca de 400 mil poços por ano, com uma extração de mais de 120 bilhões de m<sup>3</sup>/ano, atendendo mais de 70% do abastecimento público e das indústrias.

No Brasil, em geral, as águas subterrâneas abastecem rios e lagos. Por isso, mesmo na época seca, a maioria dos nossos rios é perene. Segundo Pinhatti (1998), o Brasil possui cerca de um quinto de toda a reserva de água doce disponível do planeta, distribuída de forma irregular por todo o seu território. As reservas brasileiras de água subterrânea são estimadas em 112.000 km<sup>3</sup> e a contribuição multianual média à descarga dos rios é da ordem de 2.400 km<sup>3</sup>/ano (REBOUÇAS, 1988 *apud* MMA, 2003).

As vazões já obtidas por poços variam, no Brasil, desde menos de 1 m<sup>3</sup>/h até mais de 1.000 m<sup>3</sup>/h (REBOUÇAS et al., 2002).

Os grandes aquíferos brasileiros ocupam cerca de 40% do território nacional, sendo representados pela Bacia Sedimentar do Paraná – na qual se localiza parte do Aquífero Guarani, Bacia Sedimentar do Amazonas e pela Bacia Sedimentar do Maranhão. As grandes províncias hidrogeológicas brasileiras estão definidas (Figura 3-9). As províncias geológicas nas quais o Espírito Santo se insere são o Escudo oriental e a Planície Costeira.



**Figura 3-9:** Representação esquemática das províncias hidrogeológicas do Brasil

Fonte: Adaptada de DNPM/CPRM, 1983, apud MMA, 2003.

Quanto ao abastecimento público e privado, segundo o Censo de 2000 (IBGE, 2003), aproximadamente 61% da população brasileira utiliza as águas subterrâneas para fins domésticos, sendo que 6% se auto-abastece das águas de poços rasos, 12% de nascentes ou fontes e 43% de poços profundos. Portanto, o número de poços tubulares em operação no Brasil está estimado em cerca de 300.000, com aproximadamente 10.000 perfurações anuais, o que pode ser considerado irrisório



diante das necessidades de água potável das populações e se comparado com outros países (MMA, 2003).

Os estados brasileiros com maior número de poços perfurados são: São Paulo, Bahia, Rio Grande do Sul, Ceará e Piauí. Importantes cidades do país dependem integral ou parcialmente da água subterrânea para abastecimento, como, por exemplo: Ribeirão Preto (SP), Mossoró e Natal (RN), Maceió (AL), Região Metropolitana de Recife (PE) e Barreiras (BA). No Maranhão, mais de 70% das cidades são abastecidas por águas subterrâneas; em São Paulo e Piauí esse percentual alcança 80%. As águas subterrâneas termais estimulam o turismo em cidades como Caldas Novas em Goiás, Araxá e Poços de Caldas em Minas Gerais. Além disso, atualmente, a água mineral é amplamente utilizada pelas populações dos centros urbanos, por sua qualidade. E mesmo em casos de elevado teor salino, como nas áreas de ocorrência dos sistemas aquíferos fissurados do semi-árido nordestino, as águas subterrâneas constituem, não raro, a única fonte de suprimento permanente (LEAL, 1999; MMA, 2003).

Atualmente, o comprometimento da qualidade das águas superficiais no mundo já é significativo e o Brasil tem contribuído para este cenário, com cerca de 90% dos esgotos domésticos e 75% dos efluentes industriais lançados nos rios ou em outros corpos de água, sem tratamento prévio (REBOUÇAS, 2001). Além disto, aproximadamente 90% dos resíduos urbanos coletados são dispostos no solo na forma de aterros e lixões (IBGE, 2003). A ANA (2001) afirmou que a qualidade das águas é resultado direto da ocupação nas bacias e que nas bacias do Paraná e Costeiras do Sudeste, que concentra quase metade da população brasileira (47%), onde estão os rios Doce e Paraíba do Sul, tem-se a maior concentração da carga poluidora, aliada a baixos potenciais diluidores, especialmente em São Paulo e Rio de Janeiro. Enquanto isso, Rebouças (2000) divulgou que as disponibilidades de água subterrânea de boa qualidade para consumo são avaliadas em 5.000 m<sup>3</sup>/habitante/ano. Estima-se que este volume de água constitua uma fonte segura para abastecimento de cerca de 80% das cidades brasileiras.

Neste contexto, as águas subterrâneas emergem como uma alternativa estratégica para a questão do abastecimento de água e sua importância pode ser medida por suas reservas em relação às das águas superficiais, além de estarem, com raras

exceções, prontas para consumo devido à potabilidade. (LIBÉRIO, 2002). Esta boa qualidade deve-se principalmente ao fato de que os depósitos de água subterrânea são, em geral, mais resistentes aos processos poluidores do que os de água superficial.

Do ponto de vista institucional, há muitas lacunas no que concerne às diretrizes e aos próprios conceitos relativos às águas subterrâneas, o que dificulta a sua utilização como recurso econômico e social, por inexistência ou insuficiência de leis e normas reguladoras. Essas águas, de acordo com a Constituição Federal, são de domínio dos estados. Entretanto, muitos aquíferos transcendem os limites estaduais e até nacionais, o que impõe uma articulação dos entes federados para a gestão deste recurso natural, tornando imprescindível a presença da União (MMA, 2001). Por outro lado, as águas subterrâneas classificadas como minerais, naturais ou adicionada de sais (BRASIL, 2005) são de responsabilidade da União, sendo outorgadas pelo Departamento Nacional de Produção Mineral (BRASIL, 1945).

O Espírito Santo é um dos estados que desconhece suas reservas de águas subterrâneas e provavelmente por este motivo são pouco utilizadas no abastecimento público e em outras atividades sócio-econômicas (ANA, 2002). Estudos anteriores para quantificar este recurso, coordenados pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – IEMA, iniciados em 1998, foram paralisados por falta de recursos. Em contrapartida, grandes instituições privadas, por meio de pesquisas e investimentos próprios, já detêm muitas informações quanti-qualitativas acerca dos mananciais subterrâneos do Estado, cujo valor econômico inestimável corre grande risco de ser explorado de forma indiscriminada, por falta de legislação e conduta que os ampare.

Assim, a captação de água subterrânea no Estado é geralmente utilizada para o abastecimento industrial, principalmente de grandes empreendimentos, como por exemplo, Petrobras, CVRD (Companhia Vale do Rio Doce) e Aracruz Celulose, dentre outras, em virtude dos altos custos envolvidos na prospecção, na perfuração e execução dos poços, geralmente profundos, onde se encontram maiores vazões e águas de melhor qualidade.

Também é comum a captação de água subterrânea na zona rural do Estado, por poços ou nascentes, principalmente nas regiões mais secas, onde ocorre a intermitência dos rios. O norte do Estado, por exemplo, foi objeto de um estudo hidrogeológico, no qual foram levantados mais de 850 poços perfurados ou poços-cacimba em 28 municípios, sendo a maioria poços tubulares profundos localizados nas áreas de intensa produtividade agrícola e nos pólos industriais (municípios de Linhares e São Mateus). Cabe ressaltar que destes poços, 70% eram produtivos e 65% localizavam-se no sistema aquífero granular. Enquanto 60% dos poços tubulares foram perfurados entre 1998 e 2001, quase 30% não registravam a data de perfuração. Suas profundidades variavam entre 3 e quase 200 m, e as maiores foram alcançadas nos aquíferos granulares do terciário, onde também se encontravam o maior número de poços. O uso prioritário era o doméstico, seguido da irrigação (CPRM, 2001).

Quanto aos potenciais subterrâneos a serem explorados, o Sistema Aquífero Barreiras é bastante explorado no norte do Estado. Suas águas apresentam-se com baixa salinização (condutividade elétrica média de 146  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) e pH ácido, com média de 5,1. Ocorrências de ferro acima do padrão de potabilidade do Ministério da Saúde são freqüentes. O principal uso destas águas é para o abastecimento humano, seguido da irrigação (MOURÃO et al, 2002).

O aquífero granular-fissural da região centro-norte e correspondente faixa litorânea apresentam vazões relativamente baixas, enquanto os aquíferos subsuperficiais nos tabuleiros e patamares costeiros geralmente apresentam-se salinizados pelo nível ascendente das marés. Os aquíferos livres, de áreas sedimentares e de solos residuais constituem-se importantes para o abastecimento de pequenas comunidades fora dos grandes centros urbanos e na implantação de sistemas de irrigação. Apresentam pequenas profundidades, com baixas vazões que oscilam entre 200 a 1.000 L/h. Os aquíferos confinados, em fraturas de rochas cristalinas, supostamente apresentaram grandes quantidades de recarga para as condições hidrológicas regionais e profundidades que variam de 50 a 190 m, sendo que mais da metade apresentaram vazões médias de 10.000 a 35.000 L/h (ANA, 2005).

No que diz respeito ao abastecimento público do Estado via concessionárias, quase sua totalidade é realizada por meio de captação de corpos hídricos superficiais,

embora a CESAN, principal concessionária do Estado, possuísse quase 200 unidades referentes ao Programa de Saneamento Básico em Comunidades Rurais – PRÓRURAL e o Programa Emergencial de Perfuração, Instalação, Recuperação de Poços e Aplicação de Técnicas de Dessalinização de Água Subterrânea – PRÓ-HIDRO (CESAN, 2003). Porém, os poços que serviriam para abastecer a população, tanto sob responsabilidade dos SAAE's – Serviços Autônomos de Água e Esgoto, quanto da CESAN – Companhia Espírito Santense de Saneamento, atualmente encontram-se em sua maioria abandonados, alguns devido ao elevado teor de ferro. Além disso, as informações disponíveis sobre os poços e a qualidade das águas subterrâneas são insuficientes e contrastantes (ANA, 2005).

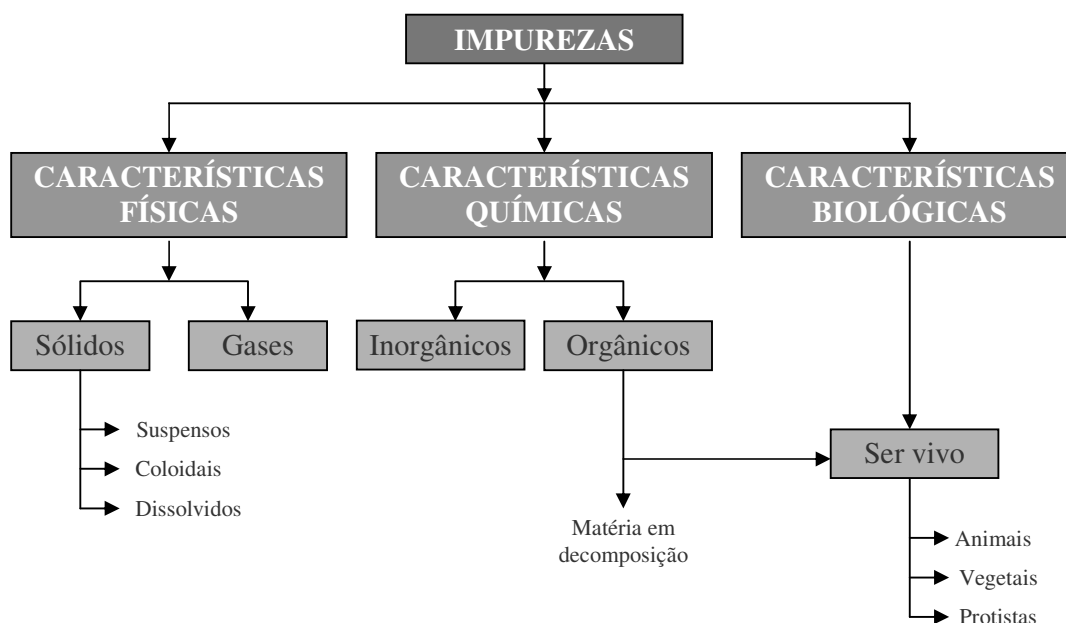
No município de Vitória, todo o abastecimento público provém das captações dos rios Santa Maria da Vitória e Jucu. Não obstante, existem abastecimentos clandestinos. Informações da Vigilância Sanitária do município de Vitória possuem registros não sistematizados de utilização de nascentes e de poços não cadastrados ou licenciados neste município, os quais em sua maioria captam o aquífero freático, geralmente para uso doméstico, colocando em risco a saúde dos usuários, pela falta de conhecimento acerca da qualidade desta água.

### 3.2 Hidrogeoquímica das águas subterrâneas

A água é uma substância quimicamente muito ativa, conhecida como solvente universal por sua grande capacidade de dissolver e reagir com outras substâncias, orgânicas ou inorgânicas. A água subterrânea, portanto, é uma resultante de constituintes naturais provenientes do contato da água com várias camadas de rocha ao longo do tempo. Estes constituintes que ocorrem naturalmente podem afetar o sabor da água, seu uso para propósitos particulares e a saúde humana, se utilizado para beber ou cozinhar no preparo de alimentos (MESTRINHO, 2005). Sua composição química está relacionada com sua circulação regional e com seu tempo de residência dentro do aquífero (RODRIGUEZ; D'URSO, 2005).

A água subterrânea sofre inúmeras reações com as formações geológicas e com a atmosfera, e agrega uma determinada quantidade de sais minerais, principalmente os mais solúveis encontrados no aquífero, além de outras impurezas (Figura 3-10). Essas

reações são favorecidas pelas baixas velocidades de circulação, maiores pressões e temperaturas a que estão submetidas, além da facilidade de dissolver gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ) e a presença de ácidos orgânicos e inorgânicos ao percolar o solo não saturado (SANTOS, 2000; MESTRINHO, 2005). Uma vez que as águas subterrâneas ocorrem em associação com solos e rochas contendo minerais solúveis, espera-se encontrar maiores concentrações de sais dissolvidos nestas, se comparadas às águas superficiais (CHILTON, 1996).



**Figura 3-10:** Impurezas encontradas na água

Fonte: Adaptado de MESTRINHO, 2005.

Os estudos hidrogeoquímicos têm por finalidade identificar e quantificar as principais propriedades e constituintes químicos das águas subterrâneas, procurando estabelecer relações com o meio físico (SANTOS, 2000). Pela quantificação dos constituintes físico-químicos, é possível observar a qualidade e distribuição, a origem da água, os fenômenos como a intrusão salina, bem como os prováveis tipos de rocha através da qual a água circula (SANSORES et al., 2002). O conjunto destes constituintes permite estabelecer padrões de qualidade, valores de referência e classificações, limitando inclusive a sua utilização para um determinado fim.

Atualmente, há também o parâmetro radiológico, que verifica a composição da água quanto à presença de substâncias radioativas e que têm sido muito utilizados por estudos de hidrogeologia isotópica.

### 3.2.1. Interação água – solo

Na zona vadosa, imediatamente acima da superfície freática, coexistem três estados da matéria: sólido, líquido e gasoso. Tal zona possui grande transcendência hidrogeológica, não somente no aspecto dinâmico como também no geoquímico, pois é nela, particularmente na franja mais superficial (faixa edáfica onde penetram as raízes), que se produz a maior incorporação de sais solúveis que caracterizam a água subterrânea. Ademais, esta faixa é um efetivo filtro natural frente aos contaminantes em seu trajeto descendente até a zona saturada, atuando como importante defesa natural contra a contaminação da água subterrânea, devido à alta quantidade de matéria orgânica e forte atividade biológica presentes (AUGE, 2006; FOSTER, 1985).

A matéria orgânica provém dos processos metabólicos dos organismos autótrofos e da decomposição da biomassa. No geral, trata-se da composição de hidratos de carbono, ácidos carboxílicos, aminoácidos, aminas, polipeptídios, fenóis, ácidos graxos e substâncias húmicas, que são a matéria orgânica em determinado estágio de degradação (ácidos húmicos e fúlvicos). As substâncias húmicas possuem grupos funcionais em sua estrutura molecular que lhes conferem excepcional reatividade para complexar íons, em especial os metais. Tal habilidade complexante deve-se ao alto teor de grupos funcionais contendo oxigênio, que retém íons metálicos por adsorção, atração eletrostática ou quelação, dependendo das propriedades físico-químicas do solo, grau de umidificação da matéria orgânica e pH (JORDÃO et al, 1993).

Os processos químicos que afetam a concentração de um soluto são tão variados, que alguns apresentam uma componente dominante, seja biológica, a degradação, ou física, a adsorção, que se caracteriza pela aderência dos íons ou moléculas às paredes dos sólidos que constituem o meio poroso. Outros processos que caracterizam o intemperismo ou ataque químico dos minerais pela água são, dentre outros: hidrólise (reação química de quebra de uma molécula por água), intercâmbio iônico, dissolução – precipitação, oxidação-redução, modificações no pH e formação de complexos iônicos.

A eficácia da zona vadosa para impedir ou dificultar o acesso dos contaminantes à água provém da capacidade de fixação que os microporos possuem, da interação entre sólido, água, contaminante e ar, o intercâmbio iônico, da atividade biológica, da

adsorção sobre as partículas finas, da formação de complexos de baixa solubilidade, dentre outros fatores. Os contaminantes solúveis, persistentes e estáveis, como cloretos e nitratos, não são retidos nesta zona se existir excedente hídrico e infiltração efetiva (zonas úmidas), mesmo quando esta apresenta baixa permeabilidade do solo e uma considerável espessura (AUGE, 2006). Além disso, considerando a pluviosidade local, quanto maior a umidade, maior a atividade microbiana e produção de CO<sub>2</sub> atuantes sobre as águas de infiltração que lixiviam os sais dissolvidos.

### 3.2.2. Propriedades físico-químicas e constituintes

As águas são caracterizadas por meio de sua constituição e propriedades físico-químicas. As propriedades físicas, na sua maioria, resultam da presença dos constituintes iônicos e não iônicos em solução e em suspensão, os quais conferem principalmente características de ordem estética e sensorial à água, o que pode restringir sua utilização por desconforto ou repulsa. Tais características raramente representam problemas às águas subterrâneas, por comumente acharem-se ausentes ou em teores desprezíveis. Como uma das principais propriedades físicas destas águas tem-se a temperatura, a qual, assim como a temperatura da Terra, também depende da profundidade, além das particularidades locais, tais como a presença de vulcões, gêiseres e fontes termais. Porém, esta variação de temperatura, denominada de gradiente geotérmico, geralmente é muito baixa e independe da temperatura atmosférica, exceto nos aquíferos freáticos pouco profundos, cujas temperaturas são pouco superiores às de superfície (PRIOR et al., 2003).

Ademais, são as propriedades químicas e iônicas que caracterizam as águas de forma mais detalhada. Em relação às propriedades químicas, merecem ser citadas as descritas na Tabela 3-1.

**Tabela 3-1:** Algumas propriedades físico-químicas das águas subterrâneas

PROPRIEDADES QUÍMICAS	DESCRIÇÃO
condutividade elétrica (CE)	mede a facilidade de uma água conduzir a corrente elétrica; depende diretamente do teor de sais dissolvidos presentes sob a forma de íons; aumenta com elevações de temperatura. Elevados valores de CE podem indicar contaminação da água subterrânea.
sólidos totais dissolvidos (STD)	peso total dos constituintes minerais, representa a concentração de todo o material dissolvido na água, o que torna este parâmetro relacionado a uma fração da CE, normalmente entre 55 a 75%.
Potencial hidrogeniônico (pH)	Define o caráter ácido, básico ou neutro de uma solução. Nas águas subterrâneas, varia normalmente entre 5,5 e 8,5, sendo neutro o das águas naturais. É controlado pelas reações químicas e pelo equilíbrio dos íons presentes, sendo essencialmente influenciado pela dissolução do ácido carbônico, pelo intemperismo de rochas, pelo despejo de efluentes domésticos e industriais e pela alcalinidade da água.
alcalinidade	capacidade da água para neutralizar ácidos (tampão). É função direta da presença de carbonatos na água. Expressas em mg/L de carbonato de cálcio (CaCO <sub>3</sub> ), nos casos de pH < 8, é somente devida à presença de bicarbonatos. Os valores se situam geralmente entre 100 e 300 mg/L e valores muito altos denotam contaminação das águas.
dureza	mede em mg/L de CaCO <sub>3</sub> a capacidade da água de consumir sabão, neutralizando-o principalmente pelos efeitos incrustantes do Ca e do Mg. A porção de dureza que excede a medida de alcalinidade (dureza temporária ou de carbonatos) corresponde à dureza permanente ou de não carbonatos (cloretos e sulfatos). A dureza total é a soma das duas. Valores maiores que 200 mg/L de CaCO <sub>3</sub> indicam águas muito duras e podem indicar contaminação.
demanda química de oxigênio (DQO)	É a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica por meio de um agente químico. Mede o teor da matéria orgânica oxidável, além de outras substâncias capazes de consumir oxigênio. Nas águas subterrâneas, os valores comumente encontrados variam entre 1 e 5 mg/L de oxigênio, sendo que acima de 10 mg/L denotam fortes indícios de contaminação.

Fonte: Custodio; Llamas (1983); Santos (2000).



No que diz respeito aos sais presentes na água, os carbonatos são os solúveis mais comuns e contribuem com a quantidade de cálcio, magnésio e bicarbonatos das águas subterrâneas. Já os minerais sulfurosos tais como gipsita e pirita, podem acrescentar sulfato às águas. Outros minerais e matéria orgânica podem adicionar constituintes dissolvidos ou gasosos tais como ferro, manganês, arsênio, ácido sulfídrico, amônia, metano, ou ainda, componentes radioativos (MCGARRIGLE et al., 2002). Tais substâncias dissolvidas podem estar sob a forma molecular ou iônica, sendo esta última predominante. A Tabela 3-2 descreve a abundância relativa de alguns constituintes dissolvidos nas águas subterrâneas.

**Tabela 3-2:** Constituintes iônicos quanto à abundância nas águas subterrâneas naturais

CONSTITUINTES PRINCIPAIS (1 a 1.000 OU > 5 mg/L)	CONSTITUINTES SECUNDÁRIOS (0.01 a 5 OU 10 mg/L)	ELEMENTOS-TRAÇOS (0.0001 a 0.01 mg/L)
Sódio	Ferro	Cádmio
Cálcio	Manganês	Chumbo
Magnésio	Fosfato	Cobre
Potássio	Nitrato	Cromo
Bicarbonato	Sulfeto	Níquel
Sulfato	Compostos fenólicos	Zinco
Cloreto		

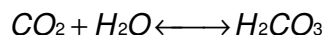
Fonte: Adaptado de Chilton, 1996; Mestrinho, 2005.

Os elementos considerados importantes e suficientes pela hidrogeoquímica para o estudo dos processos químicos na maioria dos aquíferos e suas relações com os sistemas hidrogeológicos são os constituintes principais (Tabela 3-3), por serem quase sempre e majoritariamente presentes nas águas subterrâneas (CUSTODIO, 1976; DEUSTCH, 1997). Além destes, constituintes secundários (Tabela 3-4) tais como ferro, manganês, nitrato, amônia, fosfato, sulfetos, fenóis, bem como os elementos-traços (Tabela 3-5), contribuem para o entendimento dos cenários de processos dentro do aquífero, principalmente quanto às influências antropogênicas. Em águas contaminadas, os constituintes secundários e os traços podem atingir concentrações compatíveis com as dos constituintes principais.

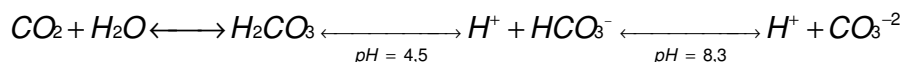
**Tabela 3-3:** Descrição dos constituintes iônicos principais das águas subterrâneas

ELEMENTO QUÍMICO	DESCRIÇÃO
cálcio (Ca <sup>++</sup> )	<p>Elemento mais abundante existente na maioria das águas e rochas do planeta, seu teor nas águas subterrâneas varia, em geral, de 10 a 100mg/L e é o principal elemento responsável pela dureza de uma água. Suas principais fontes são os plagioclásios cálcicos, a calcita, a dolomita e a apatita, entre outros. Os sais de cálcio ocorrem na água subterrânea comumente na forma de bicarbonatos e precipitam geralmente como CaCO<sub>3</sub>. Em presença de sais de sódio e potássio a solubilidade do bicarbonato de cálcio aumenta. Possuem moderada a elevada solubilidade, em função da quantidade de CO<sub>2</sub> dissolvido e da temperatura e da pressão. A reação resultante é a seguinte:</p> $CaCO_3 + CO_2 + H_2O \rightarrow Ca(CO_3)_2H_2$ <p>No caso das águas subterrâneas, estas variações ora solubilizam o CaCO<sub>3</sub>, ora o precipitam, a qual pode levar, como uma das conseqüências comuns deste processo, à incrustação.</p>
magnésio (Mg <sup>++</sup> )	<p>elemento cujo comportamento geoquímico é similar ao do cálcio, contudo, forma sais mais solúveis e difíceis de precipitar. São mais estáveis diante do intemperismo químico do que os minerais fornecedores de cálcio, e ocorrem nas águas subterrâneas em menores teores, geralmente entre 1 e 40 mg/L. Os minerais mais comuns fornecedores de magnésio para as águas subterrâneas são a magnesita e a biotita, ocorrendo principalmente em rochas carbonatadas. O magnésio, depois do cálcio, é o principal responsável pela dureza das águas e ocorre sob a forma geral de bicarbonatos.</p>
sódio (Na <sup>+</sup> )	<p>é um dos metais alcalinos mais presentes nas águas subterrâneas, cujo teores variam entre 0,1 e 100 mg/L, sendo que há um enriquecimento gradativo deste metal a partir das zonas de recarga em direção às suas porções confinadas ou dos seus exutórios. Seus principais minerais-fontes são os feldspatos plagioclásios, os feldspatóides, os anfibólios e os piroxênios e são pouco resistentes aos processos intempéricos, principalmente os químicos. Os sais de sódio são muito solúveis e de difícil precipitação. Do ponto de vista catiônico, é o principal responsável pelo aumento constante da salinidade das águas naturais e em aquíferos litorâneos e sua presença na água poderá estar relacionada à intrusão marinha. Segundo WHO ,(1993) o valor máximo recomendável de sódio na água potável é 200 mg/L.</p>

potássio (K <sup>+</sup> )	é um elemento químico abundante na crosta terrestre, mas encontra-se ausente ou em pequenas quantidades nas águas subterrâneas, pois é facilmente fixado pelas argilas, pela participação intensa nos processos de troca iônica, além de ser intensivamente consumido pelos vegetais. Seus principais minerais-fontes são: feldspato potássico, mica, muscovita e biotita e são pouco resistentes aos intemperismo físico e químico. Nas águas subterrâneas seu teor médio é inferior a 10 mg/L, sendo mais freqüente valores entre 1 e 5 mg/L.
sulfato (SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> )	origina-se da oxidação do enxofre presente nas rochas e da lixiviação de compostos sulfatados, tais como gipsita e anidrita. Apresenta-se geralmente com teores inferiores a 100 mg/L nas águas subterrâneas, principalmente na forma de SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> e HSO <sub>4</sub> <sup>-</sup> (bissulfatos) e são relativamente solúveis e estáveis, embora em meio redutor, possa sofrer redução bacteriana a S (enxofre) ou S <sup>-2</sup> (sulfetos).
cloreto (Cl <sup>-</sup> )	presente em todas as águas naturais, ocorre geralmente com teores inferiores a 100mg/L nas águas subterrâneas. Forma compostos muito solúveis e estáveis em solução e tende a se enriquecer, junto com o sódio, a partir das zonas de recarga das águas subterrâneas, na direção do fluxo. Teores anômalos são bons indicadores de contaminação por água do mar, por aterros sanitários e lixões, sendo que concentrações de cloretos muito elevadas (acima de 2000 mg/L), interferem na análise de DQO, e nas de nitrato, resultando em valores menores destes.
bicarbonato (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	precipita-se com muita facilidade como bicarbonato de cálcio, porém não se oxida ou reduz em águas naturais. Em águas doces, seus teores costumam variar entre 50 e 350 mg/L, podendo chegar a 800 mg/L, e na água do mar, oscilam na ordem de 100 mg/L. O CO <sub>2</sub> , uma vez na água, reage prontamente com ela, produzindo ácido carbônico:



Quando o pH da água é maior do que 4,5, o ácido carbônico ioniza-se formando bicarbonato (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>), o qual, por sua vez, pode se transformar em radical carbonato (CO<sub>3</sub><sup>-2</sup>) se o pH da água for superior a 8,3, conforme a reação:



**Tabela 3-4:** Descrição dos constituintes secundários das águas subterrâneas

ELEMENTO QUÍMICO	DESCRIÇÃO
ferro (Fe <sup>-</sup> )	<p>elemento presente em quase todas as águas subterrâneas em teores abaixo de 0,3 mg/L. Suas fontes naturais são os minerais escuros ferromagnesianos, tais como biotitas, piroxênios e olivinas e seus valores de background dependem da estrutura da rocha. O ferro solúvel está associado a bicarbonatos e cloretos e é encontrado em algumas águas naturais sob as formas de bicarbonato ferroso, Fe<sup>3+</sup> (hidróxido férrico) e sulfato ferroso. Ocorre principalmente como Fe<sup>2+</sup> (hidróxido ferroso), formando compostos solúveis. Em ambientes oxidantes, o Fe<sup>2+</sup> passa a Fe<sup>3+</sup>, que é insolúvel e se precipita. A proximidade de afloramentos de rochas intrusivas básicas pode contribuir significativamente para seu conteúdo nas águas subterrâneas, assim como os despejos industriais. Em virtude de afinidades geoquímicas, quase sempre é acompanhado pelo manganês, mas em concentrações maiores. Os limites para potabilidade de ambos são estabelecidos em função de problemas organolépticos, sendo pouco prejudiciais à saúde.</p>
manganês (Mn <sup>+</sup> )	<p>ocorre em teores abaixo de 0,2 mg/L, quase sempre como óxido de manganês bivalente (MnO<sub>2</sub>), que se oxida em presença do ar, originando precipitados negros ou como uma impureza nos óxidos de ferro, alguns silicatos e carbonatos. A estrutura e composição dos óxidos de manganês são complexas devido aos estados de oxidação variável e suas propriedades de troca iônica, muito importantes em solos e aquíferos por participarem dos processos de adsorção de metais-traços. É utilizado na fabricação de ligas metálicas e baterias, na indústria química em tintas, vernizes, fogos de artifícios e fertilizantes, entre outros. A poluição orgânica pode desencadear desoxigenação crítica das águas subterrâneas e proporcionar condições redutoras tais para a redução de metais, assim como o Fe<sup>-</sup>, dependendo do pH e potencial redox do meio, aumentando os níveis destes metais acima do valor de background.</p>
fosfato (PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> )	<p>O fósforo é originado naturalmente da dissolução de compostos do solo e da decomposição da matéria orgânica. Em águas naturais as concentrações de fosfatos devem ser baixas, devido à ação de microorganismos e variam em geral entre 0,01 e 1mg/L, podendo alcançar até 10 mg/L. Valores acima de 1 mg/L são indicativos de poluição, cujas fontes antropogênicas em águas subterrâneas correspondem a efluentes domésticos e industriais, detergentes, excrementos de animais, inseticidas e pesticidas. Os PO<sub>4</sub><sup>-3</sup> permitem a formação de compostos com vários íons e fortes ligações com os minerais de argila. A presença de Ca<sup>++</sup> limita a sua concentração, enquanto que CO<sub>2</sub> a favorece.</p>

---

nitrato (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	<p>O nitrogênio inorgânico pode existir no estado livre como gás (N<sub>2</sub>), nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) e amônia (NH<sub>3</sub>). Na zona subsaturada, a matéria orgânica se degrada por atividade biológica, produzindo nitrosaminas, as quais geram nitrogênio orgânico e este, por sua vez, passa a nitrito e a nitrogênio amoniacal, que são instáveis e se oxidam rapidamente para formar o NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, que é a forma mais estável e móvel da matéria nitrogenada. NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e NH<sub>3</sub>, portanto, são naturalmente ausentes, pois são rapidamente convertidos a NO<sub>3</sub><sup>-</sup> pelas bactérias, e pequenos teores de ambos são sinais de poluição orgânica recente. Nas águas subterrâneas, os nitratos ocorrem em baixos teores, em geral entre 0,1 e 10 mg/L, porém teores acima de 3 mg/L podem ser indicativos de contaminação da água subterrânea por atividades humanas, e os maiores riscos associados ao consumo de águas contaminadas por NO<sub>3</sub><sup>-</sup> é o desenvolvimento da metahemoglobinemia (cianose), principalmente em crianças.</p>
sulfetos (S <sup>-2</sup> )	<p>São combinações de metais, não metais, complexos e radicais orgânicos ou são os sais e ésteres do ácido sulfídrico (H<sub>2</sub>S), e constituem a forma oxidada do enxofre. Encontram-se com freqüência em águas subterrâneas anóxicas, normalmente entre 0 e 5 mg/L. Nos despejos de efluentes, é comum sua presença proveniente de processos industriais, além da decomposição anaeróbica de matéria orgânica e, principalmente, da produção bacteriana do sulfato em meios pobres de oxigênio. Os íons de sulfeto presentes na água podem precipitar na forma de sulfetos metálicos em condições anaeróbicas e na presença de determinados íons metálicos. O sulfeto de hidrogênio ou gás sulfídrico (H<sub>2</sub>S) proveniente de despejos origina odores desagradáveis e é um gás muito tóxico, irritante dos olhos, pele, mucosas e do aparelho respiratório.</p>
fenóis	<p>É geralmente um composto fabricado pelo homem, embora seja encontrado na natureza em resíduos animais e em material orgânico. As substâncias húmicas, que contém grupos funcionais carboxílicos e fenólicos, são capazes de reduzir íons metálicos, disponibilizando-os por aumentar sua solubilidade. Os compostos fenólicos mais frequentemente encontrados nas águas subterrâneas são os hidróxidos derivados do benzeno, que são agentes poluentes provenientes de rejeitos de águas industriais na fabricação de plásticos, de epóxi e outras resinas, oxidação de pesticidas, degradação microbiana de herbicidas, dentre outras. É encontrado em materiais lançados a partir de aterros sanitários e depósitos de resíduos perigosos e tem sido encontrado em águas subterrâneas próximo a estes locais. São tóxicos protoplasmáticos para os organismos vivos, com propriedades carcinogênicas, teratogênicas e mutagênicas.</p>

---

**Tabela 3-5:** Descrição dos elementos-traços das águas subterrâneas

ELEMENTO QUÍMICO	DESCRIÇÃO
cádmio (Cd)	<p>Elemento, proveniente da greenockita, ocorre disperso em alguns minérios sulfetados e é recuperado no refino de minério de zinco, onde está associado à esfalerita (Zn, Cd)S com conteúdos de fração de por cento. É relativamente raro na natureza, e pode ser encontrado devido a fontes naturais, por emissões vulcânicas, queimadas em florestas e transportes eólicos de partículas rochosas, como também devido a fontes antrópicas, por emissões atmosféricas ou na água de resíduos de exploração de minas ou fundição de metais de Zn, Pb e Cu (teores de até 20 µg/L nas águas subterrâneas), indústria de plásticos, baterias, fertilizantes e pesticidas, pigmentos e queima de combustíveis fósseis. É altamente tóxico para a saúde humana, e seu excesso pode causar hipertensão arterial, anemia, retardamento no crescimento e morte.</p>
chumbo (Pb)	<p>Pode ocorrer naturalmente e tem como principal mineral fonte a galena, além de participar de diversos sulfossais. A sua contaminação antrópica decorre de qualquer etapa de processamento, desde a exploração até o seu uso, seja por incorporação direta da fonte ou por lixiviação de resíduos, principalmente de aterros sanitários, além de baterias elétricas, munição, ligas metálicas (latão e bronze), capeamento de cabos e pigmentos. Entra no meio aquático de diversas formas: precipitação, erosão e dissolução do solo, descarga de efluentes líquidos domésticos e industriais, corrosão de canalizações, escoamento de depósitos deste metal, dentre outras. As águas subterrâneas apresentam concentrações médias de Pb na ordem de 20 µg/L. É tolerado para o consumo humano até o limite de 0,5 mg/L e seu excesso no organismo humano provoca intoxicação variável em função da quantidade acumulada, cujos efeitos tóxicos são lesões do sistema neurovascular da circulação, danos cerebrais, do tubo digestivo e renais, podendo até mesmo levar à morte, nos casos críticos.</p>
cobre (Cu)	<p>Pode provir de vários tipos de depósitos naturais próprios, em particular dos porfiríticos, sedimentares e de filiação vulcanogênica. Sua utilização pelo homem é pré-histórica, nos mais diversos fins. Em virtude de suas qualidades de ductilidade, resistência à corrosão e elevadas condutividades elétrica e térmica, apresenta amplo e diversificado uso em ligas metálicas (bronze e latão), fios elétricos, equipamentos eletro-eletrônicos, tintas e preservativos de madeiras, indústria química e farmacêutica, dentre outros. Possui baixa solubilidade e ocorre nas águas subterrâneas com teores inferiores a 1 µg/L, sendo tolerado para o consumo humano em concentrações de até 1 mg/L.</p>

---

cromo (Cr) Tem como praticamente única fonte natural a cromita e não é encontrado na forma livre, sendo a forma trivalente a mais comumente encontrada na natureza. Pertence ao grupo dos espinélios e apresenta composição química variável, devido às substituições de  $Fe^{+2}$  por Mg e de  $Cr^{+3}$  por Alumínio e  $Fe^{+3}$ , que influencia em suas aplicações. Ocorre no ar, no solo, em alguns alimentos e em muitos sistemas biológicos, sendo raramente encontrado em águas naturais, porém é essencial à saúde humana. Sua mais evidente aplicação é na fabricação de aços inoxidáveis e ferroligas de elevadas resistências térmica e à corrosão. Também é utilizado em produtos químicos, operações de piquelagem e cromagem, anodização do alumínio, indústria de couro, tintas, corantes, papel, explosivos, dentre outras, além de ser utilizado como cromita, na fabricação de peças e artefatos cerâmicos refratários, com controle de toxicidade. Embora não haja evidências sobre a toxicidade do cromo trivalente ( $Cr^{+3}$ ) para o homem, o cromo hexavalente ( $Cr^{+6}$ ) é fortemente irritante e corrosivo para as mucosas e é absorvido por ingestão, contato dérmico ou inalação. Pode causar perfurações do septo nasal, câncer de pulmão e complicações respiratórias.

---

níquel (Ni) Raramente encontrado na natureza, este elemento é minerado em dois tipos de depósitos relacionados a  $\square$ úites rochosas máficos-ultramáficas: os lateríticos ou supérgenos, cuja maior fonte é a garnierita e os magmáticos, o qual ocorre em forma de sulfetos. Possui aplicação em aços e ferroligas, pois possui resistência à corrosão e a altas temperaturas, na galvanoplastia e galvanização (niquelagem), como catalisador na hidrogenação de óleos e gorduras, na indústria química, de plásticos, de produtos cirúrgicos e dentais, de cunhagem de moedas, dentre outras.

---

zinco (Zn) Encontrado geralmente sob a forma de esfalerita em depósitos hospedados em sedimentos ou de filiação vulcanogênica, pode conter quantidades significativas de Fe e de Cd, além de ocorrer nas zonas de alteração supérgena de mineralizações sulfetadas de zinco, como sulfeto, e principalmente associado a Pb, Cd, Cu e Fe. Entre os metais pesados, é o mais solúvel. Sua concentração nas águas subterrâneas e na água do mar geralmente é inferior a 10  $\mu g/L$ . Nas fases líquidas pode estar presente como um íon hidratado, complexado ou associado a compostos orgânicos solúveis e nas sólidas, pode pertencer a um precipitado orgânico ou integrar os sistemas metabólicos dos organismos vivos como um componente funcional. Deficiências de zinco em animais produzem atrasos no crescimento. É utilizado principalmente na fabricação de ligas e em galvanização, como óxido na indústria química, de plásticos e em pigmentos.

---

### 3.2.3. Balanço iônico

Quando se analisa quimicamente uma amostra de água, a tomamos como representativa do meio amostrado e a determinação das concentrações de diversos íons ou substâncias presentes na solução geram um conjunto de resultados que, interpretados, passam a caracterizar a água daquele meio. Assim, as relações iônicas podem ser utilizadas para descrever as interações desta água com o meio (MESTRINHO, 2005).

As composições químicas de uma amostra de água são geralmente expressas em massa do íon por litro de água, ou seja, em mg/L, o que impossibilita a visualização da sua composição química provável. Desta forma, a concentração do íon na amostra pode, também, ser expressa em miliequivalentes por litro (meq/L), que reconhece que os íons de diferentes tipos têm distintos pesos e cargas elétricas e quantifica a massa do íon disponível para combinação ou reação. Resultados em meq/L possibilitam a representação gráfica da composição provável da água, além de permitir uma maneira de checar os resultados obtidos, por meio da equivalência química das unidades de concentrações de todos os íons da amostra, considerando-se a água em equilíbrio, ou seja, o total dos meq/L de cátions igual ao total em meq/L de ânions (LIMA, 2003).

Nesta análise de equivalência química, geralmente ocorre um desvio percentual da igualdade do total de cátions e ânions, que corresponde ao erro percentual de análise ( $e\%$ ), expresso na forma (SANTOS, 2000):

$$e\% = \left| \frac{r \sum p - r \sum n}{r \sum p + r \sum n} \right| \times 100, \quad (3.2)$$

onde:  $r \sum p$  = concentração total dos cátions em meq/L;

$r \sum n$  = concentração total dos ânions em meq/L.

As análises podem ser consideradas corretas para um  $e\% < 10$  e erros maiores podem ter origem analítica ou de cálculo, ou representar águas muito pouco mineralizadas, ou ainda, indicar a presença de certos íons não quantificados.



### 3.2.4. Razões Iônicas

As razões iônicas (Tabela 3-6) são as relações entre os íons dissolvidos em uma água, expressas em meq/L. Podem indicar o relacionamento da água com o litotipo que a forma, fenômenos químicos e modificações que estejam ocorrendo, bem como sua origem ou uma característica específica considerada. São frequentemente utilizadas nos estudos hidrogeoquímicos (SANTOS, 2000).

**Tabela 3-6:** Razões iônicas frequentemente utilizadas em estudos hidrogeoquímicos

RAZÃO IÔNICA	DESCRIÇÃO
$Mg^{+2}/Ca^{+2}$	nas águas continentais, esta razão varia normalmente entre 0,3 e 1,5 e a água do mar varia em torno de 5, portanto, em regiões litorâneas, as águas subterrâneas podem ter esta razão elevada, juntamente com altas concentrações de $Cl^-$ , e pode ser indício de intrusão marinha. Processos de redução de sulfatos aumentam esta razão, mas a presença simultânea de troca iônica $Mg^{+2} \leftrightarrow Ca^{+2}$ pode provocar a precipitação de $CaCO_3$ , à custa do $Mg^{+2}$ . Quando $Ca^{+2} \geq Mg^{+2}$ , os minerais mais solúveis são carbonatos sedimentares.
$K^+/Na^+$	nas águas doces, esta relação varia entre 0,001 e 1, sendo comumente encontrados valores entre 0,004 e 0,3, e para a água do mar, valores entre 0,02 e 0,025. Devida à fixação preferencial do $K^+$ no terreno, esta razão será tanto menor quanto mais concentrada em sais for a água. $Na^+ \gg K^+$ indica que o potássio ( $K^+$ ) é mais facilmente removido da solução (adsorvido) do que o sódio.
$Cl^-/HCO_3^-$	o conteúdo de $HCO_3^-$ é relativamente constante nas águas subterrâneas e indica a concentração de cloretos no sentido do fluxo subterrâneo, bastante útil para caracterizar intrusão marinha. Na ocorrência de fenômenos de redução de sulfatos ou aportes exteriores de $CO_2$ , por decomposição de matéria orgânica, bem como da precipitação de $CaCO_3$ , pode haver aumento do conteúdo em $HCO_3^-$ e, neste caso, não convém utilizar esta razão sem que sejam corrigidas.
$SO_4^{-2}/Ca^{+2}$	$SO_4^{-2} > Ca^{+2}$ indicam águas ácidas, porém se $Ca^{+2} \geq SO_4^{-2}$ , a principal fonte de sulfato é algum tipo de sulfato de cálcio (anidrita, gipsita, oxidação da pirita).
$Na/Cl$	$Na^+ \geq Cl^-$ , quando a principal fonte de cloretos é o NaCl e o sódio pode provir de outras fontes (silicatos). Nos processos de troca iônica, a relação se inverte.
$Na/Ca$	$Ca \geq Na$ indica a presença de carbonatos, exceto no caso de troca iônica.

Fonte: Custódio; Llamas,1983; Mestrinho, 2005

### 3.2.5. Concentrações iônicas e classificações das águas

A representação gráfica dos dados hidroquímicos facilita a interpretação e as análises comparativas, visualizando-se a evolução da água em uma área e através do tempo. Os diagramas hidroquímicos mais utilizados são descritos na Tabela 3-7 e na Figura 3-11. Tendo em vista uma melhor análise espacial dos dados, os diagramas podem ser aplicados na geração de mapas hidroquímicos, nos quais se evidencia a composição iônica da água. Os mais utilizados para esta finalidade são os de Stiff e os circulares.

**Tabela 3-7:** Diagramas hidroquímicos mais utilizados

DIAGRAMA	DESCRIÇÃO
Circular	utilizados para plotar a razão das concentrações dos íons maiores (ou qualquer combinação de parâmetros) para amostras individuais. É utilizado, bem como os diagramas de Stiff, para comparar graficamente as razões das concentrações de muitos parâmetros medidos para diversas amostras. Uma de suas variações é o diagrama circular de Carlé, onde os íons analisados são apresentados em forma de círculos, cujas superfícies plotadas em uma unidade de área escolhida, são proporcionais às respectivas concentrações em mg/L ou µg/L.
Colunas	utilizado para representação gráfica simultânea de várias análises de água. Baseia-se na disposição de várias semi-retas verticais paralelas e igualmente espaçadas entre si. A cada semi-reta é associado um ânion ou cátion, representando-se a partir da origem, segmentos de reta proporcionais à concentração em meq/L, ppm ou %. Os diferentes pontos obtidos são unidos. Quando se pretende representar num mesmo diagrama águas muito diluídas e bastante concentradas, utiliza-se o Diagrama de Schoeller-Berkaloff, o qual emprega escala logarítmica.
Piper	método que permite que as composições dos cátions e ânions maiores de uma única ou de várias amostras sejam representadas num único gráfico, em %, o que permite que sejam identificados agrupamentos ou tendências nos dados. Do diagrama tri-linear de Piper pode ser vista a classificação da água quanto à dominância presente, tanto catiônica como aniônica. A sua principal função é determinar as reações químicas que ocorrem nas águas subterrâneas, como a água se move no sentido do gradiente, além de indicar amostras que têm composições similares. É bastante utilizado, pois revela propriedades e relações para grandes grupos de amostras, servindo para classificar e comparar os distintos grupos de águas quanto aos íons dominantes presentes. em: cálcicas, sódicas, magnesianas (cátions) e em sulfatadas, cloretadas, bicarbonatadas (ânions) ou ainda mistas.

Stiff é uma representação gráfica do resultado da análise química de uma água, onde as concentrações dos cátions  $\text{Na}+\text{K}$ ,  $\text{Ca}$ ,  $\text{Mg}$  e dos ânions  $\text{Cl}$ ,  $\text{HCO}_3$  e  $\text{SO}_4$  são representados em meq/L ou % de meq/L, segundo linhas paralelas escaladas, cujos valores, representados por pontos, são unidos, formando polígonos. Os diagramas são plotados para amostras individuais e em função das figuras geométricas formadas, são úteis para análise de dados distribuídos espacialmente, revelando facilmente águas de mesma família ou homogêneas, além de constituírem importante ferramenta de análise quando plotados sobre mapas para mostrar a localização geográfica de diferentes tipos de água.

Fonte: MESTRINHO, 2005; FREEZE; CHERRY, 1979.

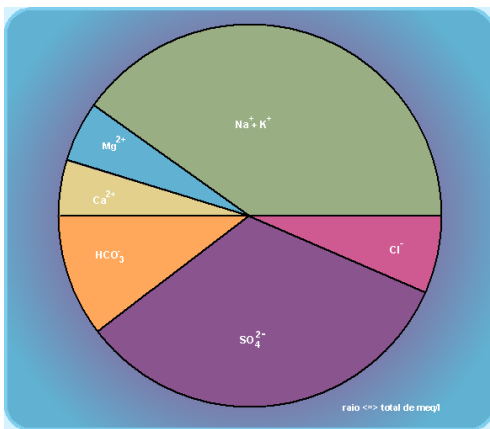


Diagrama Circular

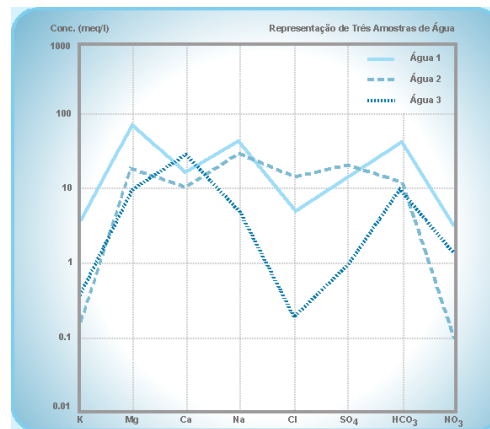


Diagrama de Schoeller-Berkaloff

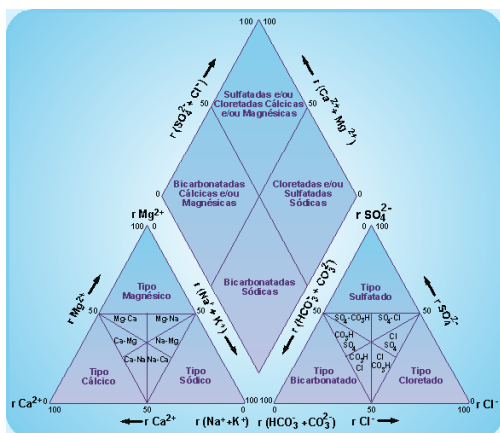


Diagrama de Piper

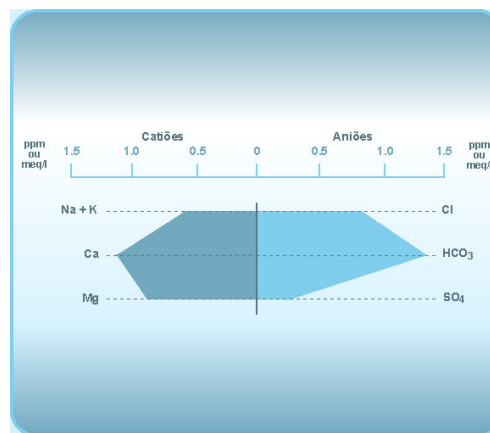


Diagrama de Stiff

**Figura 3-11:** Diagramas para representação de dados hidroquímicos

Fonte: INETI, 2006.

### 3.2.6. Padrões de qualidade da água subterrânea

A qualidade da água subterrânea é uma função resultante dos processos naturais e das atividades antropogênicas. Geralmente, a qualidade natural das águas subterrâneas é boa, embora concentrações nocivas de certos íons como, por exemplo, ferro, manganês, sulfatos, sulfeto de hidrogênio e, próximo à região costeira, sódio e cloretos, podem ocorrer naturalmente e levar a problemas de contaminação (DALY, 1994).

O significado de qualidade da água é relativo, pois deve estar associado ao seu uso, cujos critérios, limites ou padrões de aplicação são estabelecidos em função do conhecimento dos efeitos ou danos fisiológicos e psicológicos que podem ser causados pela presença dos constituintes, medidos pelos parâmetros de qualidade da água, que a enquadram e a classificam.

Desta forma, têm-se, dentre outros, os critérios de qualidade da água potável, cujos valores de concentrações de elementos e substâncias químicas são adotados e irão servir de referência para o estabelecimento de critérios qualitativos da água quanto à sua utilização. A potabilidade da água, por sua vez, envolve aspectos estéticos e sanitários. Além das características físico-químicas, as águas são também definidas em função dos parâmetros biológicos.

Para a avaliação das condições sanitárias de uma água utilizam-se bactérias do grupo coliforme, que atuam como indicadores de poluição fecal, pois sempre estão presentes no trato intestinal humano e de outros animais de sangue quente, sendo eliminadas em grandes números pelas fezes. A presença de coliformes na água indica poluição, com o risco potencial da presença de organismos patogênicos, uma vez que são mais resistentes na água que tais bactérias patogênicas. Os coliformes fecais ou termotolerantes constituem um subgrupo dos coliformes e são capazes de se desenvolverem e fermentarem a lactose com produção de ácido e gás à temperatura de  $44,5 \pm 0,2^{\circ}\text{C}$  em 24 horas e, segundo a Portaria 518/04 do Ministério da Saúde, tais coliformes devem estar ausentes nas águas destinadas ao consumo humano.

Para as águas subterrâneas, a exemplo das águas superficiais, quanto à finalidade de consumo humano e ou risco à saúde, são adotados os valores de referência de potabilidade da Portaria 518/04 do Ministério da Saúde (Tabela 3-8).

**Tabela 3-8:** Alguns valores de referência da Portaria 518/04 do Ministério da Saúde

PARAMETRO	UNIDADE	VMP <sup>(1)</sup>
<b>INORGÂNICAS</b>		
Antimônio	mg/L	0,005
Arsênio	mg/L	0,01
Bário	mg/L	0,7
Cádmio	mg/L	0,005
Cianeto	mg/L	0,07
Chumbo	mg/L	0,01
Cobre	mg/L	2
Cromo	mg/L	0,05
Fluoreto <sup>(2)</sup>	mg/L	1,5
Mercurio	mg/L	0,001
Nitrato (como N)	mg/L	10
Nitrito (como N)	mg/L	1
Selênio	mg/L	0,01

Notas: (a) Padrão de potabilidade para algumas substâncias químicas inorgânicas que representam risco à saúde; (1) Valor Máximo Permitido.

PARÂMETRO	UNIDADE	VMP <sup>(1)</sup>
Alumínio	mg/L	0,2
Amônia (como NH <sub>3</sub> )	mg/L	1,5
Cloreto	mg/L	250
Cor Aparente	uH <sup>(2)</sup>	15
Dureza	mg/L	500
Etilbenzeno	mg/L	0,2
Ferro	mg/L	0,3
Manganês	mg/L	0,1
Monoclorobenzeno	mg/L	0,12
Odor	-	Não objetável <sup>(3)</sup>
Gosto	-	Não objetável <sup>(3)</sup>
Sódio	mg/L	200
Sólidos dissolvidos totais	mg/L	1.000
Sulfato	mg/L	250
Sulfeto de Hidrogênio	mg/L	0,05
Surfactantes	mg/L	0,5
Tolueno	mg/L	0,17
Turbidez	UT <sup>(4)</sup>	5
Zinco	mg/L	5
Xileno	mg/L	0,3

Notas: (b) Padrão de aceitação de algumas substâncias para consumo humano; (1) Valor Máximo Permitido.

Fonte: Ministério da Saúde, 2004.

No que diz respeito aos usos múltiplos das águas, com enfoque na qualidade ambiental, por não existir ainda uma legislação voltada para os mananciais subterrâneos e nem mesmo a definição de um sistema de classes, podem ser adotados alguns valores de referência propostos pela CONAMA 357/2005, como para o parâmetro salinidade, que classifica as águas brutas superficiais em doces, salobras e salinas, com respectivos intervalos de salinidade: igual ou inferior a 0,5 ‰, superior a 0,5 ‰ e inferior a 30 ‰ e, igual ou superior a 30 ‰. Alguns outros parâmetros referentes às águas doces classe 1, as quais apenas requerem tratamento simples de água para abastecimento, que é o caso da maioria das águas subterrâneas, servem

como comparação e encontram-se listados na Tabela 3-9, cujos valores de pH variam entre 6,0 e 9,0 e teores de óleos e graxas são virtualmente ausentes.

**Tabela 3-9:** Alguns parâmetros de qualidade das águas doces classe 1

<b>TABELA I - CLASSE 1 - ÁGUAS DOCES</b>	
<b>PADRÕES</b>	
<b>PARÂMETROS</b>	<b>VALOR MÁXIMO</b>
Clorofila <i>a</i>	10 µg/L
Densidade de cianobactérias	20.000 cel/mL ou 2 mm <sup>3</sup> /L
Sólidos dissolvidos totais	500 mg/L
<b>PARÂMETROS INORGÂNICOS</b>	<b>VALOR MÁXIMO</b>
Alumínio dissolvido	0,1 mg/L Al
Antimônio	0,005mg/L Sb
Arsênio total	0,01 mg/L As
Bário total	0,7 mg/L Ba
Berílio total	0,04 mg/L Be
Boro total	0,5 mg/L B
Cádmio total	0,001 mg/L Cd
Chumbo total	0,01mg/L Pb
Cianeto livre	0,005 mg/L CN
Cloreto total	250 mg/L Cl
Cloro residual total (combinado + livre)	0,01 mg/L Cl
Cobalto total	0,05 mg/L Co
Cobre dissolvido	0,009 mg/L Cu
Cromo total	0,05 mg/L Cr
Ferro dissolvido	0,3 mg/L Fe
Lítio total	2,5 mg/L Li
Manganês total	0,1 mg/L Mn
Mercurio total	0,0002 mg/L Hg
Níquel total	0,025 mg/L Ni
Nitrato	10,0 mg/L N
Nitrito	1,0 mg/L N
Nitrogênio amoniacal total	3,7mg/L N, para pH ≤ 7,5
	2,0 mg/L N, para 7,5 < pH ≤ 8,0
	1,0 mg/L N, para 8,0 < pH ≤ 8,5
	0,5 mg/L N, para pH > 8,5
Prata total	0,01 mg/L Ag
Selênio total	0,01 mg/L Se
Sulfato total	250 mg/L SO <sub>4</sub>
Sulfeto (H <sub>2</sub> S não dissociado)	0,002 mg/L S
Urânio total	0,02 mg/L U
Vanádio total	0,1 mg/L V
Zinco total	0,18 mg/L Zn
<b>PARÂMETROS ORGÂNICOS</b>	<b>VALOR MÁXIMO</b>
Fenóis totais (substâncias que reagem com 4-aminoantipirina)	0,003 mg/L C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH

Fonte: CONAMA, 2005.

Além destes valores de referência, outras legislações, inclusive de outros países, como a reconhecida Lista Holandesa de valores de qualidade do solo e da água subterrânea, publicada em 1994, constituem propostas de referência de qualidade e servem ainda para nortear órgãos ambientais brasileiros quanto à análise de parâmetros das águas e dos solos e à necessidade de prevenção e controle da poluição, bem como de remediação de áreas contaminadas. Neste sentido, os valores

orientadores e as diretrizes para os solos e para as águas subterrâneas no Estado de São Paulo (Tabela 3-10) foram estabelecidos, com base em análises físico-químicas dos diversos tipos de solos e de usos – agrícolas, residenciais e industriais, lançados pela CETESB (2001b) e revistos recentemente (CETESB, 2005).

**Tabela 3-10:** Valores orientadores de algumas substâncias para solo e água subterrânea no Estado de São Paulo

Substância	CAS Nº	Solo (mg.kg <sup>-1</sup> de peso seco) <sup>(1)</sup>					Água Subterrânea (µg.L <sup>-1</sup> ) Intervenção
		Referência de qualidade	Prevenção	Intervenção			
				Agrícola APMax	Residencial	Industrial	
<b>Inorgânicos</b>							
Alumínio	7429-90-5	-	-	-	-	-	200
Antimônio	7440-36-0	<0,5	2	5	10	25	5
Arsênio	7440-38-2	3,5	15	35	55	150	10
Bário	7440-39-3	75	150	300	500	750	700
Boro	7440-42-8	-	-	-	-	-	500
Cádmio	7440-48-4	<0,5	1,3	3	8	20	5
Chumbo	7440-43-9	17	72	180	300	900	10
Cobalto	7439-92-1	13	25	35	65	90	5
Cobre	7440-50-8	35	60	200	400	600	2.000
Cromo	7440-47-3	40	75	150	300	400	50
Ferro	7439-89-6	-	-	-	-	-	300
Manganês	7439-96-5	-	-	-	-	-	400
Mercurio	7439-97-6	0,05	0,5	12	36	70	1
Molibdênio	7439-98-7	<4	30	50	100	120	70
Níquel	7440-02-0	13	30	70	100	130	20
Nitrato (como N)	797-55-08	-	-	-	-	-	10.000
Prata	7440-22-4	0,25	2	25	50	100	50
Selênio	7782-49-2	0,25	5	-	-	-	10
Vanádio	7440-62-2	275	-	-	-	-	-
Zinco	7440-66-6	60	300	450	1000	2000	5.000
<b>Fenóis não clorados</b>							
Cresóis		na	0,16	6	14	19	175
Fenol	108-95-2	na	0,20	5	10	15	140

Notas: Referência de qualidade – indica nível de qualidade para solo considerado limpo ou qualidade natural das águas subterrâneas; Prevenção – indica alteração das propriedades funcionais; Intervenção – indica o nível de contaminação, acima do qual existe risco à saúde pública.

Fonte: Adaptado de CETESB, 2005.

Em termos de padrões e normas internacionais de qualidade de água potável, os valores de referências para alguns parâmetros, estabelecidos pela WHO (1993), EU (1998) e USEPA (2000), podem ser comparados na Tabela 3-11.

No Brasil, Oliveira et al. (2004), com base nos dados de poços tubulares do Estado da Bahia, propuseram a determinação do Índice de Qualidade da Água Subterrânea – IQAS, cujos intervalos de notas dos parâmetros para classificação e respectivos pesos, bem como a equação matemática para sua definição foram estabelecidos pela CETESB. Os parâmetros de IQAS considerados adequados para diagnosticar a

qualidade das águas de sistemas aquíferos de diferentes litologias para fins de abastecimento urbano foram o Cl<sup>-</sup>, o pH, o resíduo total, a dureza, o NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e o flúor.

**Tabela 3-11:** Padrões e normas internacionais de potabilidade de alguns parâmetros da água

PARÂMETRO	UNIDADE	WHO - 1993	EU - 1998	USEPA - 2000
<b>Químicos inorgânicos</b>				
Cádmio	mg/L	0,003	0,005 (c)	0,005
Cromo	mg/L	0,05 (p)	0,05 (c)	0,1
Cobre	mg/L	2 (p)	2 (c)	1,3(r:1,0)
Chumbo	mg/L	0,01	0,01(c)	0,015
Níquel	mg/L	0,02	0,02 (c)	-
Nitrato	mg/L	50	50 (c)	10
Nitrito	mg/L	3	0,5 (c)	1
Manganês	mg/L	0,5 (p)	0,005 (i)	0,005 (r)
<b>Padrões estéticos</b>				
Amônia - N	mg/L	1,5 (a)	0,5 (i)	-
Cloreto	mg/L	250 (a)	250 (i)	250 (r)
Cobre	mg/L	1	-	-
Ferro	mg/L	0,3 (a)	0,2 (i)	0,3 (r)
Manganês	mg/L	0,1	0,05 (i)	0,05 (r)
pH	mg/L	< 8 (a)	6,5-9,5 (i)	6,5-8,5 (r)
Sódio	mg/L	200 (a)	200 (i)	-
Sulfatos	mg/L	250 (a)	250 (i)	250 (r)
Zinco	mg/L	3 (a)	-	-
CE	µS/cm	-	2500 (i)	-

Notas: (i) parâmetro indicador, (c) parâmetro químico, (r) Normas Reguladoras Secundárias de Potabilidade (recomendadas esteticamente, mas não obrigatórias), (p) valor padrão temporário; (a) padrão estético.

Fonte: Adaptado de: EU, 1998; USEPA, 2000; WHO, 1993.

### 3.3 Contaminação urbana da água freática

A poluição das águas provém de praticamente todas as atividades humanas, sejam elas domésticas, comerciais ou industriais. Cada uma destas atividades gera poluentes característicos que têm uma determinada implicação na qualidade do corpo receptor (PEREIRA, 2004), podendo resultar em sua contaminação, que é a alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo ou da água, pela ação de processos naturais ou artificiais que produzem resultados indesejáveis tais que coloquem em risco a saúde humana ou o meio ambiente.



Quando os poluentes são lançados em pontos específicos dos corpos de água, de forma individual, como nos casos de indústrias e estações de tratamentos de esgotos, a fonte de poluição é pontual e pode-se controlar de modo mais efetivo sua emissão ou lançamento, cuja quantidade e composição não costumam variar ao longo do tempo. No entanto, na poluição difusa, não existe um padrão médio de lançamento dos poluentes no corpo receptor, seja em termos de quantidade, qualidade ou frequência de lançamento, além de sua emissão ocorrer de forma aleatória, o que torna seu controle muito difícil, tais como ocorrem em áreas sem tratamento de esgotos, drenagens urbanas, derramamentos de combustíveis sobre solo e correspondente lixiviação para a água subterrânea, dentre outros.

A contaminação urbana geralmente é proveniente tanto de fontes de poluição pontuais quanto difusas: lançamentos domésticos, emissões das descargas dos motores de automóveis, perdas nas redes de esgotos sanitários, lixiviados de lixões ou aterros sanitários, emissões atmosféricas, despejos líquidos e resíduos sólidos e semi-sólidos das indústrias, dentre outras.

Auge (2006) cita que a contaminação doméstica provém do lançamento de sabões e detergentes, além da matéria orgânica, seja de alimentos, fecal e lixo em geral. Quando não se dispõe de sistemas de esgotos, o resultado é a produção de ambientes propícios para a reprodução bacteriana e a formação de amônia, nitritos e nitratos. Além disso, segundo Grossi (1993), os resíduos sólidos, como o lixo doméstico e aqueles procedentes de processos de compostagem, são fontes riquíssimas de compostos metálicos, sendo o lixiviado desses processos rico em metais, os quais são geralmente tóxicos e bioacumuladores.

A contaminação do solo se dá usualmente pela disposição, de forma imprópria, de efluentes, resíduos e produtos contaminados, possibilitando que os agentes poluentes neles contidos se difundam, por lixiviação ou por solubilização no meio físico, podendo atingir a água freática. A falta de proteção do aquífero livre levará, indubitavelmente, a novos casos de contaminação deste. De acordo com Foster & Hirata (1993), ao final, todos os aquíferos são vulneráveis aos contaminantes móveis e persistentes.

As aglomerações urbanas são frequentemente objeto de estudo quando o tema tratado é a contaminação por lançamento de resíduos no solo, pela dificuldade de

disposição adequada em função dos resíduos gerados com o consumo humano, em quantidades crescentes. Uma das mais graves e comuns formas de contaminação urbana é a proliferação dos chamados lixões e aterros clandestinos, ou ainda a saturação dos aterros sanitários, quando operados além da capacidade de projeto. Nos lixões, os resíduos são descarregados a céu aberto sem qualquer tratamento. Este tipo de disposição contamina o lençol freático, além de produzir efluentes líquidos e gases tóxicos; é a forma mais utilizada nos municípios brasileiros (PINTO, 1999). No aterro controlado, uma variação do lixão, os resíduos sólidos são cobertos com terra, de forma arbitrária, onde se reduz apenas os problemas de poluição visual, mas não a poluição do solo, da água e atmosférica, com a formação de líquidos e gases (FERREIRA, 1994). Oliveira & Pasqual (1998 e 2004) afirmam que a composição do percolado é muito complexa e geralmente muda de um aterro para outro, em função da qualidade e características dos resíduos sólidos urbanos (RSU's), o que dificulta a comparação entre pesquisas.

Desta forma, a contaminação urbana advém principalmente do histórico e forma de ocupação das cidades, devido ao tipo e freqüência de uso do solo pelas atividades humanas potencialmente impactantes, cuja abordagem descritiva, como fontes potenciais poluidoras do solo e da água subterrânea, encontra-se na Tabela 3-12.

Logo, a recarga por água servida também compromete a qualidade das águas pela contaminação de poços rasos e nascentes por elementos orgânicos encontrados em efluentes domésticos (BEATO et al., 2003).

Outra forma comum de contaminação urbana ocorre nas cidades costeiras, decorrente principalmente da sobreexploração de poços, que é a salinização de aquíferos costeiros ou intrusão salina (CABRAL, 2000), resultando em águas com altas concentrações de cloretos, sódio e valores elevados de condutividade elétrica.

Assim, Foster et al. (1999) constataram haver uma relação de interdependência entre a água subterrânea e a urbanização, interagindo uma com a outra formando um modelo complexo, onde impactos primários na água subterrânea, causados pelo abastecimento de água e pela disposição inadequada de resíduos e de efluentes, desencadeiam restrições ou ameaças secundárias deste recurso para a urbe.

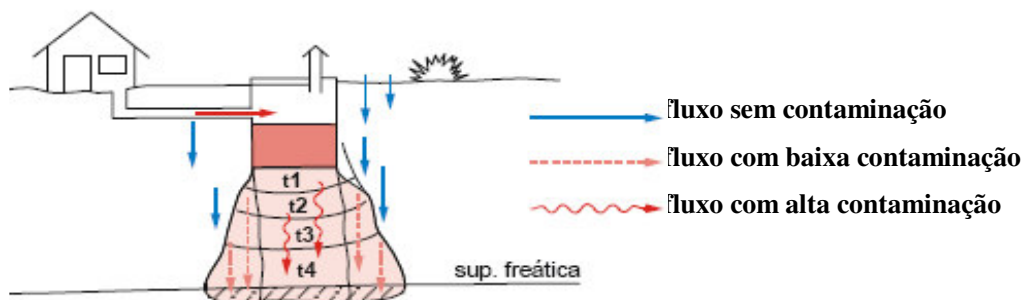
**Tabela 3-12:** Algumas fontes potencialmente poluidoras do solo/águas subterrâneas

FONTES/ATIVIDADES	PRINCIPAIS EFEITOS POLUIDORES	PRINCIPAIS POLUENTES
Esgoto doméstico	Deterioração da qualidade por lançamento direto ou vazamentos em sistemas de esgotos e canalizações.	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ matéria orgânica biodegradável</li> <li>▪ microorganismos patogênicos</li> <li>▪ nutrientes (N e P)</li> <li>▪ óleos e graxas</li> <li>▪ detergentes</li> <li>▪ metais</li> </ul>
Depósitos de lixo	Lançamento de resíduos de diversas atividades geradoras: domésticas, hospitalares, industriais, dentre outras, resultando na decomposição e formação de chorume e subprodutos altamente tóxicos.	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ chorume (matéria orgânica de 30 a 100 vezes mais concentrada do que o esgoto doméstico)</li> <li>▪ microorganismos patogênicos</li> <li>▪ metais pesados</li> </ul>
Processamento/comercialização de pescado	Decomposição dos resíduos e efluentes resultantes do tratamento e beneficiamento do pescado: lavagem, evisceração, conservação (sal para preservar o gelo, nitrato de sódio).	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ altas concentrações de N</li> <li>▪ óleos e graxas (gorduras)</li> <li>▪ sólidos totais</li> <li>▪ matéria orgânica</li> <li>▪ sódio</li> <li>▪ cloreto</li> </ul>
Manutenção de veículos e embarcações	Resíduos oleosos de manutenção de motores e demais componentes. Resíduos de tintas para pintura de cascos. Resíduos metálicos de corrosão de cascos pelo tempo e maresia.	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ óxidos de cobre (tinta antiferrugem)</li> <li>▪ resíduos de tintas (Pb)</li> <li>▪ ligas metálicas para cascos de embarcações</li> <li>▪ óleos e graxas</li> </ul>
Galvanoplastia e cromagem	Resíduos que contém metais pesados, como óxido de cobre, óxido de níquel, ácido sulfúrico e clorídrico, além de substâncias para fornecer brilho, como carbonato de potássio, xantonato de sódio e cianetos.	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ metais pesados</li> <li>▪ cianetos</li> <li>▪ ácidos nítrico, clorídrico, sulfúrico</li> <li>▪ material em suspensão</li> <li>▪ material dissolvido</li> <li>▪ nitratos (ouro, prata, etc.)</li> </ul>

Fonte: Adaptado de Benetti; Bidone, 1995; Rosa, 2002; Saraiva, 2003; Pereira, 2004.

Em relação aos contaminantes urbanos mais comuns, o nitrato é uma das principais causas de degradação do solo e da água subterrânea, seja em países desenvolvidos ou não, e aparece como a mais difundida geograficamente e vinculada à maior parte das atividades humanas, especialmente das redes e sistemas de esgotos sanitários. A contaminação de águas subterrâneas por nitratos é um dos maiores problemas a nível mundial (WEISENBURGER, 1991; FOSTER; HIRATA, 1993; TEIXEIRA et al., 2000). Se nos centros urbanos carentes de serviços de esgotos, os nitratos derivam da degradação da matéria orgânica, principalmente de origem fecal depositada em fossas negras ou sépticas, nos centros servidos de rede de esgotos, eles também estão presentes decorrentes das perdas nas redes, de aportes provenientes de áreas adjacentes não servidas ou carentes de rede de esgotos e de antigas fossas e depósitos de lixo desativados.

As contaminações com  $\text{NO}_3^-$  podem atingir aquíferos adjacentes e a espessura e a permeabilidade da zona subsaturada condicionam a velocidade e o tempo de trânsito até a zona saturada, favorecendo a diminuição da concentração, por diluição, no caso de ocorrer infiltração efetiva de água não contaminada, como por exemplo, chuvas. No entanto, a zona de aeração, por si só, não é capaz de deter os  $\text{NO}_3^-$  quando existe fluxo vertical descendente, como no caso de fossas (Figura 3-12).



**Figura 3-12:** Representação do fluxo de nitratos provenientes de fossas sépticas

Fonte: Auge (2004)

Em adição às elevadas cargas de nitrogênio (nitrato ou amônia) nas águas subterrâneas urbanas, concentrações elevadas de cloretos, a maioria devidas aos sistemas de esgotos sanitários *in-situ*, sulfatos, advindos dos detergentes e

escoamento das vias, e bicarbonatos, derivados da degradação de resíduos orgânicos, são frequentemente observados (LAWRENCE et al., 1998).

A solubilidade, mobilidade e degradabilidade condicionam o comportamento do contaminante em relação à sua permanência e perduro no meio. Desta maneira, as bactérias provenientes dos lançamentos fecais, raramente subsistem mais de 50 dias na água se esta não possui uma adequada concentração de matéria orgânica. Os  $\text{NO}_3^-$ , por sua vez, podem se manter em solução indefinidamente, a não ser que sejam reduzidos a  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{N}_2$ ,  $\text{NH}_3$  ou  $\text{NH}_4^+$ , pelo potencial redox do meio ou por atividade bacteriana (AUGE, 2004).

Constituintes inorgânicos geralmente se referem aos parâmetros que mais refletem as condições de background natural do que de impactos adversos na qualidade das águas subterrâneas por atividades antrópicas. Alguns exemplos incluem sódio, cálcio, magnésio, potássio, bicarbonato, fluoretos e cloretos. Por outro lado, elevadas concentrações de alguns metais podem ser forte indicação de impactos na qualidade das águas resultante de atividades humanas. Tais metais incluem bário, arsênio, mercúrio, cádmio, zinco, chumbo, selênio, cobre, cromo, prata e níquel.

Os metais pesados formam um grupo de compostos pouco solúveis e altamente tóxicos, mesmo em baixas concentrações e os mais comuns são Cd, Mn, Pb, Cu, Cr, Ni e Zn. Geralmente derivam de contaminação, principalmente produzida pela indústria e quando raramente têm origem natural, estão em sedimentos relacionados com depósitos metalíferos. Em geral não se apresentam como íons livres, mas formam complexos aniônicos associados a compostos orgânicos, de baixa mobilidade, embora esta dependa de seu grau de oxidação (AUGE, 2006). Quanto à mobilidade dos íons, têm-se geralmente a seguinte ordem:  $\text{Ca} > \text{Na} > \text{Mg} > \text{Si} > \text{K} > \text{Al} \sim \text{Fe}$  (MESTRINHO, 2005).

Quanto aos constituintes orgânicos, a principal fonte de matéria orgânica nas águas naturais é a descarga de esgotos sanitários, principalmente pela ausência ou deficiência dos sistemas de esgotos sanitários. Em um esgoto predominantemente doméstico, 40% dos sólidos dissolvidos são provenientes de matéria de natureza orgânica, cujos principais grupos de substâncias encontradas são os carboidratos (25 a 50%), proteínas (40 a 60%) e óleos e graxas (10%). Outros compostos orgânicos

sintéticos são encontrados em concentrações menores, como detergentes e fenóis (METCALF; EDDY, 1991).

Os óleos e graxas são substâncias orgânicas de origem mineral, vegetal ou animal, raramente encontrados em águas naturais. Estas substâncias geralmente são hidrocarbonetos, gorduras, ésteres, entre outras, normalmente oriundas de despejos e resíduos industriais, esgotos domésticos, efluentes de oficinas mecânicas, postos de gasolina, estradas e vias públicas. A pequena solubilidade dos óleos e graxas constitui um entrave no que se refere a sua degradação em unidades de tratamento de despejos por processos biológicos.

Portanto, o tipo de atividade a que o solo encontra-se exposto, associado à profundidade do lençol freático e à permeabilidade e características dos materiais que compõem a zona acima de um aquífero livre são importantes fatores na determinação de sua vulnerabilidade, ou seja, na exposição do aquífero e do quanto rapidamente o aquífero pode ser contaminado.

### **3.3.1. Estudos de qualidade da água subterrânea**

Considerando a exposição do solo e, portanto, do aquífero livre, em ambientes urbanos, pela diversificação de atividades potencialmente poluidoras, inúmeras outras modalidades de contaminação, bem como substâncias contaminantes podem ainda coexistir na urbe, que deteriore a qualidade da água, ou ainda, que comprometam a saúde pública, de modo que a pesquisa deve ser uma das principais medidas para subsidiar o planejamento e gestão das cidades. Inúmeros estudos e pesquisas vêm sendo desenvolvidos no Brasil e em todo o mundo, no campo da qualidade das águas subterrâneas, alguns brevemente descritos a seguir, em ordem cronológica.

Bruce & McMahon (1996) objetivaram descrever a qualidade da água freática no aquífero aluvional sob a metrópole de Denver, Colorado, e relacioná-la ao tipo de uso do solo correspondente. Concluíram que a química orgânica e inorgânica da água freática é no mínimo parcialmente relacionada aos impactos do uso do solo urbano.

Lawrence & Foster (1996) estabeleceram prioridades para um esquema de proteção da água subterrânea tendo como objetivo a sustentabilidade do recurso, e envolveu as seguintes considerações:

- controle de bombeamento em aquíferos altamente suscetíveis a efeitos colaterais irreversíveis da exploração não controlada;
- avaliação do risco de poluição da água subterrânea pelas atividades humanas, por meio da avaliação da vulnerabilidade de poluição do aquífero e da carga de contaminantes subsuperficiais;
- plano de ação desenvolvido para reduzir os componentes mais prejudiciais da carga de contaminantes em áreas vulneráveis, recuperando estes recursos hídricos ou tratando num longo prazo, de forma onerosa.

Aelion et al. (1997) estudaram o impacto da suburbanização na qualidade da água subterrânea e a desnitrificação nos sedimentos aquíferos costeiros. Concluíram que, embora as áreas costeiras da Carolina do Sul estejam sob processo de rápida urbanização e crescimento populacional, o nível de desenvolvimento não tem impactado com altas concentrações de nitrato a água subterrânea, se comparadas àquelas medidas em áreas mais desenvolvidas.

Trauth & Xanthopoulos (1997) implementaram e operaram uma rede de monitoramento dentro de um projeto piloto para o reconhecimento da poluição difusa da água subterrânea em áreas urbanas e para processamento e análise dos dados de amostragem. Os resultados mostraram significantes impactos das fontes urbanas difusas na qualidade da água subterrânea. Em particular, foram observadas concentrações decrescentes para oxigênio e crescentes para boro, ácido etileno diamino tetra acético (EDTA) e ácido nitrilo acético (NTA).

Ajayi & Umoh (1998) estudaram a qualidade da água subterrânea no aquífero arenoso da planície costeira do estado de Akwa Iban, na Nigéria, com o objetivo de determinar a qualidade da água subterrânea neste aquífero. Foram realizadas análises químicas de água subterrânea de 42 poços, provendo os dados básicos de qualidade da água.

Barker et al. (1998) estudaram processos que afetam a química da água subterrânea no aquífero arenoso localizado sob a cidade de Liverpool, Inglaterra, e concluíram que no lado estuarino da falha rochosa, a química da água subterrânea é dominada por mistura da água de intrusão do estuário, que é modificada pela redução do sulfato e dissolução da calcita, com água subterrânea doce, enquanto que a química da água

subterrânea no lado continental da falha é principalmente o resultado da recarga em um ambiente urbano.

Lawrence et al. (1998) analisaram os riscos induzidos pela recarga de água subterrânea em cidades sob rápida urbanização. Eles afirmam que o crescimento da população urbana sobre a maior parte da América Latina é inexorável e que uma rápida urbanização promove impactos profundos no ciclo hidrológico, incluindo grandes alterações na recarga de água subterrânea.

Graniel et al. (1999) descreveram os efeitos da rápida urbanização nos recursos hídricos subterrâneos de Mérida, no México, e concluíram que numerosos poços sob esta cidade estão contaminados na parte superior do aquífero, como resultado deste processo.

Hudak et al. (1999) utilizaram Sistema de Informações Geográficas (SIG) para mapear 1068 tanques de combustível subterrâneos em Denton County, Texas, USA, e compararam suas localizações com potenciais de solo expansivo e corrosivo. Concluíram que os combustíveis armazenados em tanques subterrâneos freqüentemente contaminam o solo urbano e a água.

Mato (1999) estudou as implicações ambientais envolvendo a instalação de cinco aterros sanitários em distritos na Tanzânia, concluindo que os impactos negativos potenciais que acompanham o projeto (reassentamento de famílias, complicações na aquisição de terras, produção de chorume que pode contaminar a água subterrânea, riscos à saúde pública e produção de odor ofensivo) são compensados por benefícios em longo prazo, tais como ambiente mais limpo e seguro, oportunidades de emprego e redução de doenças relacionadas ao lixo.

Howard & Livingstone (2000) realizaram um estudo para a área de Toronto, Canadá, onde examinaram o transporte subsuperficial de contaminantes urbanos para o Lago Ontário. Na primeira fase, o levantamento das fontes contaminantes mostrou que a liberação de substâncias químicas de aterros sanitários, de tanques de armazenamento subterrâneos, de sais para remoção de gelo das estradas e químicos agrícolas, durante os últimos 30 anos, tem apresentado potencial para causar degradação difusa da qualidade da água subterrânea e impactar canais receptores e áreas próximas ao Lago. Na segunda fase do estudo, um modelo de fluxo de água



subterrânea foi utilizado para identificar os caminhos e estimar tempos de viagem dos contaminantes.

Lee (2000) estudou o gerenciamento dos recursos hídricos nas cidades da América Latina, concluindo que permanece longe do ótimo. Este artigo examina as questões atuais, provendo exemplos específicos e enfatiza as políticas que têm sido adotadas pelos governantes. Em suma, a oferta dos serviços de saneamento básico em áreas urbanas deve ser tanto quanto possível autofinanciada. Caso contrário, pode-se esperar que os recursos hídricos na vizinhança das grandes cidades da América Latina continuarão a ser degradados.

Vidal et al (2000) fizeram uma análise comparativa da contaminação da água em ambas as zonas, urbana e rural, e concluíram que, enquanto a contaminação salina prevaleceu na área rural, a contaminação salina e a orgânica coexistiram no ambiente urbano, pois este está sujeito a uma maior diversidade de fontes poluidoras.

Amter & Ross (2001) reexaminaram os registros históricos sobre a contaminação da água subterrânea no sul da Califórnia, EUA, por solventes clorados, e concluíram que tais registros não suportam o argumento que justifica o alastramento desta contaminação como incapacidade para antecipar ou detectar o problema, conhecido desde 1940, mas como falta de efetividade do governo e das instituições privadas nesta questão.

Collin & Melloul (2001) destacaram a relação entre fatores ambientais e tipos de uso do solo e os efeitos adversos que podem resultar desta relação sobre a qualidade da água subterrânea.

Jeong (2001) estudou o efeito do uso do solo e da urbanização na química e contaminação da água subterrânea na metrópole de Taejon, Coréia. Concluiu que a composição química da água subterrânea é altamente influenciada pela urbanização. Vazamentos em sistemas de esgoto e fossas antigas, além de resíduos municipais em aterros, seriam as maiores fontes contaminantes.

Loáiciga & Leipnik (2001) consideraram a água subterrânea recurso natural, renovável, embora deplecionável, como princípios teóricos para o gerenciamento sustentável de aquíferos. Concluíram que a exploração sustentável do aquífero ocorre quando, em

qualquer nível do seu armazenamento, a taxa de extração do mesmo não excede a taxa natural de reposição da água subterrânea.

Ramesh (2001) estudou alterações de uso do solo e seus efeitos na qualidade da água subterrânea na zona costeira do sul da Índia. Entre 1970 e 2000, foi constatado que as áreas agricultáveis foram convertidas para empreendimentos de aqüicultura, numa porção de cerca de 60%. Foram realizadas análises de parâmetros físico-químicos e microbiológicos e avaliada a sua mobilidade, concentrações e geoacumulação, com o objetivo de quantificar os níveis de poluição, bem como seu comportamento espaço-temporal. Foram detectados altos valores de  $\text{STD}$ ,  $\text{Cl}^-$  e  $\text{SO}_4^{2-}$  em alguns locais, devido ao fenômeno de intrusão marinha nos aquíferos. Também foi constatado que altos valores de nitrogênio, na forma de nitritos e nitratos, embora abaixo dos limites de potabilidade, indicavam fontes difusas de contaminação por esgotos domésticos ou uso de fertilizantes na agricultura. A correlação entre elementos e análise multivariada destes por análise fatorial refletem a gravidade da poluição na região de estudo.

Silva (2001) investigou a hidroquímica das águas subterrâneas em uma área de Manaus a fim de caracterizar e avaliar a sua qualidade quanto à potabilidade e ao uso industrial, visto que milhares de poços tubulares e escavados exploram o aquífero com níveis freáticos muito elevados. Os valores de pH indicaram águas ácidas e com concentrações iônicas baixas. Verificaram-se ainda baixos valores de dureza, denotando águas moles, com teores de sulfato abaixo do limite de detecção. As águas foram bem qualificadas de acordo com os limites de potabilidade estabelecidos pela legislação vigente.

Zilberbrand et al. (2001) avaliaram o impacto da urbanização na evolução hidroquímica da água subterrânea e na composição do gás da zona não saturada do solo, na cidade costeira de Tel Aviv, Israel. Com base em dados de quinze anos do período de desenvolvimento pré-industrial (1934-1948), analisaram a química da água subterrânea na área urbana e concluíram que o desenvolvimento urbano causou fortes alterações no conteúdo gasoso da zona não saturada do solo e da água subterrânea, além das alterações antropogênicas nas características químicas da água.

Edmunds et al. (2002) pesquisaram a evolução geoquímica da água subterrânea na Cidade do México, com o objetivo de determinar as condições naturais, a extensão de alguma contaminação e o desempenho do aquífero local. A geoquímica indicou que a água sob a cidade é de boa qualidade e que não existem evidências óbvias de vazamento de compostos inorgânicos de fontes superficiais de contaminação através do aquífero, indicando que a espessa camada de argila, portanto, tem a capacidade de retardar fortemente qualquer contaminação urbana.

Kelly & Wilson (2002) analisaram historicamente concentrações de cloretos da água subterrânea rasa (freática) da área metropolitana de Chicago para obtenção de dados qualitativos e tendências temporais que avaliassem o incremento anual nas concentrações de cloreto. Em estudos preliminares nesta área, Kelly (2001 apud KELLY; WILSON, 2002) verificou que as taxas médias de aumento nas concentrações de cloretos foram maiores nos poços mais rasos, se comparados aos mais profundos e sugeriu que a água freática tem sido degradada por fontes antropogênicas. Análises adicionais confirmaram estas conclusões.

Ávila & Sansores (2003) pesquisaram e divulgaram as principais fontes de nitratos nas águas subterrâneas, tanto como resultado de processos naturais como do efeito direto e indireto das atividades antrópicas, relatando casos de estudo de vários pesquisadores, em diversas cidades urbanas e rurais do mundo.

Beato et al. (2003) concluiu em seus estudos sobre impactos urbanos na Bacia da Lagoa da Pampulha, em Belo Horizonte, que as águas provenientes das áreas com alto risco de contaminação podiam ser bicarbonatadas cálcicas ou sódicas, tais como as águas naturais, e ainda nitradas cálcicas ou sódicas e até cloretadas sódicas. Porém, eram ácidas a levemente ácidas (pH médio de 6,5) e medianamente mineralizadas (CE média de 231  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), enquanto as águas naturais caracterizaram-se como neutras e pouco mineralizadas. Também ocorreram águas bicarbonatadas cálcicas-sódicas, medianamente mineralizadas (CE média de 147  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), mas com a presença significativa de algum íon anômalo ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Fe}^+$  e/ou  $\text{NO}_3^-$ ). Embora tenham sido encontradas as maiores diversidades em teores de íons nas amostras provenientes de nascentes e poços escavados, de uma forma geral, os íons principais não

apresentaram valores excessivamente altos. As águas contaminadas, porém, divergiram consideravelmente do *background*.

Flórez (2005) caracterizou hidrogeologicamente a Ilha dos Valadares (PR) e avaliou a qualidade de suas águas, caracterizadas como do tipo cloretada-sódica, sendo que a mineralização da água é controlada pelos íons de  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Cl}^-$  e  $\text{SO}_4^{2-}$ , característica de águas subterrâneas em ambientes costeiros. Os teores de sólidos totais dissolvidos, como o percentual total dos íons citados, aumentam na medida em que se aproximam das margens, indicando salinização do aquífero por efeito da dispersão hidrodinâmica das águas estuarinas. No quesito potabilidade, embora cumpra os padrões exigidos para as substâncias químicas que apresentam risco à saúde e de aceitação para consumo humano, ocorreu a presença de nitratos e coliformes fecais e totais, como indicativo de contaminação por efluentes domésticos, o que a classificou como fora dos padrões microbiológicos exigidos para consumo humano.

Nascimento & Barbosa (2005) caracterizaram hidroquimicamente a qualidade dos principais tipos de água subterrânea de Salvador e avaliaram também o grau de contaminação do aquífero freático, quanto aos parâmetros físico-químicos e microbiológicos e presença de metais pesados. Por meio deste diagnóstico, foi possível concluir que a maior fonte de contaminação urbana é representada por nitrato, amônia e fosfatos, oriundos dos esgotos domésticos de fossas sépticas. Dentre os metais pesquisados, tiveram destaque o  $\text{Fe}^+$ , o  $\text{Mn}^+$  e o  $\text{Pb}$ , sendo a ocorrência dos dois primeiros atribuída a fontes naturais de contaminação, e o chumbo possivelmente à contaminação antrópica por meio de sucatas constituídas de baterias de automotivos ou até mesmo, à poluição atmosférica.

Bovolato & Godoy (2006) determinaram a qualidade das águas de Araguaína (TO) quanto à potabilidade, visto que o abastecimento público é realizado exclusivamente por poços profundos e todo o esgotamento sanitário é realizado "*in situ*", por meio de fossas sépticas, o que pode resultar, ao longo do tempo, em contaminação do aquífero freático e dos aquíferos mais profundos, cujas águas abastecem a população local. Com os resultados, foi concluído que a maior parte das águas locais é do tipo bicarbonatada-cálcica-magnésiana e potável, comportando tratamento e

abastecimento público com custos muito mais baixos, se comparados a outras formas similares de suprimento de água no Brasil.

Sobre a qualidade das águas subterrâneas em cidades brasileiras, muitas outras pesquisas podem ser consultadas (SILVA; ARAÚJO, 2003; BOVOLATO; GODOY, 2006; GIAFFERIS; OLIVEIRA, 2006; NASCIMENTO et al., 2006; SILVA et al., 2006), como também sobre a contaminação destas, seja por combustíveis (CORSEUIL; MARINS, 1998; AZAMBUJA et al., 2000), por resíduos sólidos (TANDEL, 1998; OLIVEIRA; PASQUAL, 2004), por cemitérios (MATOS, 2001; MIGLIORINI, 2002), dentre outras causas.

No que diz respeito à avaliação de contaminação por metais pesados em localidades brasileiras, estudos têm sido desenvolvidos, principalmente em áreas impactadas por aterros sanitários e lixões (SISINNO; MOREIRA, 1996; OLIVEIRA; PASQUAL, 2004; SANTOS; BASTOS, 2005), em áreas de lavra (SIMÕES FILHO et al., 2006), ou em ecossistemas atingidos por atividades antropogênicas (COSTA, 2001; JESUS et al., 2004), dentre outros, os quais avaliam as concentrações destes metais, seja no percolado, nas águas subterrâneas rasas e profundas, nas águas superficiais, diretamente, ou na região de entorno e, muitas vezes ainda, no solo e nos sedimentos, pela capacidade de adsorção e complexação de metais que estes apresentam.

Com relação à região de estudo desta pesquisa, Costa (2001) avaliou a contaminação por metais pesados nos sedimentos do sistema estuarino da Baía de Vitória. Foram constatados 83% dos pontos analisados com grau de contaminação de baixo a moderado. No estudo citado, as maiores concentrações de metais nos sedimentos foram observadas em pontos localizados próximos à ocupação urbana, confirmando a influência antropogênica neste sistema, principalmente pelo lançamento de efluentes domésticos e industriais, embora não tenha sido possível associar as concentrações destes às fontes possíveis de contaminação, sendo que foram atribuídos os efeitos de antropização do meio aos metais Cu, Pb, Zn, Mn e Hg .

### **3.4** Análise multivariada aplicada a recursos hídricos

As ciências ambientais lidam com sistemas caracterizados por inerente variabilidade (natural, antropogênica ou espaço-temporal) e por origem multivariada, pelas relações

de desenvolvimento e controle, além de ações sob leis da probabilidade. Consequentemente, as relações descobertas entre dados, seus limites e hierarquia devem ser o principal objetivo na análise de complexos sistemas ambientais.

Cuadras (1981) definiu a análise multivariada como a parte da estatística e da análise de dados que estuda, interpreta e elabora o material estatístico sobre a base de um conjunto, no qual o número de variáveis seja maior que um, de caráter multidimensional, portanto, que trata tanto a informação quantitativa como qualitativa, ou ainda uma mescla de ambas.

A estatística multivariada compreende um conjunto de técnicas que analisam simultaneamente um conjunto de variáveis que caracterizam os objetos ou indivíduos de uma amostra. Usualmente, as técnicas de estatística multivariada são classificadas em técnicas de dependência ou interdependência. Nas técnicas de dependência, a variável dependente é explicada por outras variáveis, as independentes. Fazem parte das técnicas de dependência os modelos de regressão múltipla e a análise discriminante. Por sua vez, nas técnicas de interdependência nenhuma variável é considerada dependente ou independente, mas todas as variáveis são analisadas simultaneamente com a finalidade de encontrar uma estrutura para todo conjunto de variáveis. As técnicas de interdependência incluem, dentre outras, a análise fatorial e a análise de cluster ou de agrupamento.

Segundo Lebart et al. (1985), as técnicas de análise de dados ou métodos de estatística descritiva multidimensional classificam-se em: métodos fatoriais e métodos de classificação. Os métodos fatoriais utilizam cálculos de ajuste que recorrem essencialmente à álgebra linear e produzem representações gráficas onde os objetos a descrever se transformam em pontos sobre uma reta ou em um plano. Já os métodos de classificação produzem classes ou famílias de classes que permitem agrupar e ordenar estes objetos. Estas duas abordagens metodológicas são mais complementares do que concorrentes e podem ser utilizadas proveitosamente de forma simultânea sobre um mesmo conjunto de dados.

Enquanto a análise fatorial é muito utilizada na construção de índices, onde um grupo inicial de variáveis é substituído por um conjunto menor de fatores ou variáveis hipotéticas, que explicam a maior parte da variância dos dados originais (FACHEL,

1976), a análise de agrupamento utiliza a similaridade entre os indivíduos para classificar as amostras hierarquicamente em grupos, considerando todas as variáveis determinadas para cada indivíduo (DAVIS, 1986).

### 3.4.1 Análise Fatorial

Apesar das primeiras experiências com a utilização da análise fatorial terem sido iniciadas na década de 60, nota-se uma larga disseminação do seu uso em estudos ambientais a partir dos anos 80, baseada na metodologia fatorial desenvolvida e utilizada, primeiramente, na química e na geologia (KAPLUNOVSKY, 2005).

Especificamente em estudos hidroquímicos, a análise fatorial produz uma relação geral entre variáveis químicas medidas pela indicação de padrões multivariados que podem colaborar para classificar dados originais. Ela torna possível também determinar a distribuição geográfica dos fatores resultantes. A interpretação destes fatores permite uma visualização facilitada dos principais processos que podem governar a distribuição das variáveis hidroquímicas.

A análise fatorial é uma técnica ou método padrão de análise multivariada que tenta explicar, segundo um modelo linear, um conjunto extenso de variáveis observáveis mediante um número reduzido de variáveis hipotéticas chamadas fatores, derivados das correlações entre as variáveis, não diretamente observáveis. Se as correlações entre variáveis são iguais a zero ou próximas a zero, não surgirão fatores. Se, por outro lado, as variáveis são substancialmente correlacionadas, um ou mais fatores podem emergir. A análise fatorial, além de ser uma poderosa ferramenta científica para descobrir relações subjacentes, é um método multivariado que pode ser relacionado, inclusive, com a análise de regressão (CUADRAS, 1981; KERLINGER; PEDHAZUR, 1973). No caso de ser exploratória, a análise fatorial não exige formulação de hipótese *a priori* acerca da estrutura dos dados, sendo que se esta estrutura existir, será um de seus resultados.

Para a análise fatorial, existem quatro procedimentos básicos:

- coleção de dados e geração da matriz de correlação;
- extração da solução do fator inicial;
- rotação e interpretação;

- construção de escalas ou escores de fatores para utilizar em análises adicionais.

A metodologia da análise fatorial se baseia na redução de dimensionalidade, ou seja, em re-arranjar os dados contidos na matriz de correlação numa forma que melhor explique e interprete a estrutura implícita que os originou. Além disso, a matriz de correlação de coeficientes mede quão bem a variância de cada constituinte pode ser explicada por relações com os outros constituintes (LIU et al., 2003). A simples observação da matriz de correlação revela a existência de grupos de variáveis altamente correlacionadas entre si, mas que tem relativamente uma baixa correlação com outras variáveis da matriz. Aos grupos de variáveis podem ser associados fatores não observáveis, interpretados como conceitos mais amplos, cujas facetas são as observações das variáveis em cada grupo.

Considerando alta, por exemplo, toda correlação maior que 0,7, a observação da matriz de correlação dos atributos na Figura 3-13, revela a existência de grupos de variáveis altamente correlacionadas, indicados pelas elipses que envolvem os coeficientes de correlação. A cada grupo de variáveis encontrado pela análise da matriz de correlação é associado um fator não observável, com um significado que deve ser interpretado com base nas variáveis envolvidas.

	V <sub>1</sub>	V <sub>2</sub>	V <sub>3</sub>	V <sub>4</sub>	V <sub>5</sub>	V <sub>6</sub>	V <sub>7</sub>	V <sub>8</sub>	V <sub>9</sub>
V <sub>1</sub>	1,000								
V <sub>2</sub>	0,427	1,000							
V <sub>3</sub>	0,302	0,771	1,000						
V <sub>4</sub>	0,470	0,497	0,427	1,000					
V <sub>5</sub>	0,765	0,406	0,307	0,472	1,000				
V <sub>6</sub>	0,281	0,445	0,423	0,713	0,325	1,000			
V <sub>7</sub>	0,354	0,490	0,471	0,719	0,378	0,724	1,000		
V <sub>8</sub>	0,242	0,719	0,733	0,428	0,240	0,311	0,435	1,000	
V <sub>9</sub>	0,372	0,737	0,774	0,479	0,326	0,429	0,466	0,710	1,000

**Figura 3-13:** Exemplo de matriz de correlação de atributos

Fonte: UERJ/IME, 2006

Os pesos das variáveis originais de cada fator são chamados "cargas", os quais expressam o quanto cada uma das variáveis originais está associada a cada fator. A medida de quão bem a variância de uma variável particular é descrita por uma série particular de fatores é denominada comunalidade.



A análise fatorial transforma a matriz de elementos em uma matriz de fatores, onde cada um destes fatores representa uma conexão causal de elementos. Faz-se importante observar que pelo uso da técnica de componentes principais, todos os fatores tornam-se ortogonais e causados pelas diferentes propriedades do sistema. A ortogonalidade entre fatores traduz, portanto, sua não correlação e independência. Este método estatístico objetiva, a partir de uma transformação linear de variáveis iniciais ( $X_i$ ), construir um conjunto de variáveis ( $F_i$ ) denominadas de fatores ou componentes principais independentes, ou seja, ortogonais, de acordo com o modelo matemático explicitado por Andrade (1989):

$$X_i = a_{i1}F_1 + a_{i2}F_2 + \dots + a_{iK}F_K + e_i \quad (3.3)$$

Onde:

$X_i$  = variáveis iniciais

$K$  = número de variáveis observadas

$F_i$  = conjunto de variáveis após a transformação linear das variáveis iniciais

$a_{ik}$  = pesos ou cargas fatoriais que compõem a combinação linear

Cada uma das “k” variáveis observadas é descrita linearmente em termos das “k” componentes não correlacionadas ( $F_i$ ). Os  $F_i$  são calculados de forma que o primeiro fator  $F_1$  explique a maior parcela da variação total das variáveis ( $X_i$ ); o segundo fator  $F_2$  explique a segunda maior parcela; e assim sucessivamente. As cargas fatoriais expressam os coeficientes de correlação entre cada uma das variáveis e seus respectivos fatores, enquanto a comunalidade final, obtida a partir do somatório dos quadrados destas cargas ( $a_{ik}$ ), representa a proporção da variação de cada variável envolvida nos fatores definidos nestas análises. Assim, a comunalidade da  $i$ -ésima variável é a soma dos quadrados dos pesos da  $i$ -ésima variável nos dois fatores. Em cada fator, as variáveis mais representativas são aquelas cujas cargas fatoriais são as mais elevadas e devem sempre ser superiores a 0,30; por outro lado, cargas fatoriais negativas indicam influências negativas da correspondente variável no fator.

Para a extração de uma solução inicial, uma regra prática comumente adotada para determinar o número de fatores é o critério de Kaiser (1958), dos “números de autovalores maiores que a unidade”. Os autovalores refletem a importância de cada um dos fatores envolvidos, podendo revelar agrupamentos ou tendências talvez

difíceis de serem visualizadas nas variáveis originais. O critério de Kaiser, aplicado em casos de grande número de variáveis, pode gerar mais fatores do que os realmente significativos, porém é a adotada como “default” nos programas estatísticos computacionais pela sua efetividade e facilidade de aplicação.

A partir, então, dos fatores extraídos, obtém-se o percentual da variância correspondente explicada por cada fator e também o percentual cumulativo da variância dos dados que corresponderá à solução fatorial final. Nos casos em que ocorre muita proximidade nos valores dos fatores e, portanto, dificuldade na interpretação dos resultados, recorre-se à rotação da solução. A maioria dos programas computacionais utiliza a técnica de rotação VARIMAX, originalmente atribuída a Kaiser (1958), e que se traduz basicamente no cálculo de rotação ortogonal das soluções sobre um eixo cartesiano, de modo que permita uma maior distinção e, assim, melhor interpretação dos resultados, sendo que a variância total e as comunalidades permanecem iguais.

A partir das soluções encontradas, constroem-se os escores ou escalas de fatores, que indicam a importância de cada um destes fatores para determinada amostra, e que configurará a nova matriz de dados a ser analisada.

O caminho comum da utilização de análise fatorial em estudos ambientais leva à síntese da seguinte estrutura lógica sucessiva (KAPLUNOVSKY, 2005):

- divisão do sistema em série de componentes elementares;
- análise das relações destes componentes no espaço ou no tempo;
- descoberta das relações que configuram o sistema;
- descrição da estrutura do sistema (modelo) e suas propriedades (prognóstico).

Tais esquemas ou similares foram aplicados na maioria de métodos revistos e têm demonstrado aplicabilidade e utilidade em estudos ambientais. Não se pode esquecer que nem sempre a análise fatorial possibilita uma interpretação de fatores incisiva. Um exemplo comum de possível erro na interpretação dos dados ocorre quando o primeiro fator extraído explica mais de 90% da variância, nestes casos, possivelmente uma ou mais variáveis apresentam valores discrepantes em relação às demais e os resultados devem ser analisados com critério. A interpretação deve ser baseada em

dados obtidos também por outros métodos. Neste sentido, a análise fatorial se constitui apenas como uma ligação entre outros estágios de pesquisa; a conexão com essas ligações deve ser sempre mantida, e somente uma análise completa pode levar à solução do problema.

Nesse contexto, atualmente, a análise fatorial tem se tornado um importante instrumento estatístico de pesquisa na ciência moderna, sendo uma adequada ferramenta para pesquisar os princípios da interação de elementos e sua integração dentro de um sistema (KAPLUNOVSKY, 2005) utilizando um método de busca estrutural, e isto pode explicar a sua vasta utilização em todos os campos da ciência, nos estudos ambientais, e especificamente em estudos de qualidade de corpos hídricos.

### 3.4.2 Aplicação da estatística multivariada em recursos hídricos

Esta seção enfoca as aplicações da estatística multivariada a estudos diversos na área de recursos hídricos, no campo da hidroquímica, da qualidade ou da contaminação destas águas, descritos em seqüência cronológica.

Vidal e Kiang (2002) utilizaram a análise multivariada de agrupamento para a determinação dos tipos hidroquímicos dos aquíferos da Bacia de Taubaté. Através desta técnica, quatro tipos hidroquímicos foram identificados e resultaram em um zoneamento hidroquímico. Assim, as águas foram agrupadas da seguinte forma: tipo I - associadas aos sedimentos fluviais da Formação Resende, caracterizados pela baixa concentração salina e pH ácido-neutro, e classificadas como águas bicarbonatadas cálcicas e sódicas; tipo II - associadas aos sedimentos fluviais, porém mais distantes das áreas de recarga, principalmente na região de Caçapava, que interagem com carbonatos, exibindo teores elevados de  $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Mg}^{+2}$ ,  $\text{SO}_4^{-2}$  e  $\text{HCO}_3^-$ , podendo ser classificadas como águas bicarbonatadas cálcicas e sódicas; tipo III - representa águas com forte influência dos sedimentos lacustres, estando localizadas nas regiões de Taubaté e Lorena, classificadas como águas bicarbonatadas sódicas, apresentando pH alcalino e o tipo IV - correspondente às águas amostradas exclusivamente em sedimentos lacustres, facilmente identificadas no campo pela elevada temperatura, sendo classificadas como bicarbonatadas sódicas, com altas concentrações salinas, pH alcalino e baixa concentração de  $\text{Ca}^{+2}$  e  $\text{Mg}^{+2}$ .

Haase et al. (2003) avaliaram a qualidade das águas superficiais do litoral norte e médio do Rio Grande do Sul, empregando-se a estatística descritiva no tratamento dos dados para posterior comparação dos resultados com os padrões de qualidade constantes na legislação outrora vigente, além de utilizar a estatística multivariada, por meio da determinação de índices de qualidade por análise fatorial, que resumiu as informações em três componentes principais, gerando três diferentes índices de qualidade da água. O terceiro índice foi considerado como o mais relevante para identificar áreas poluídas, evidenciando tendências espaciais. Com a determinação dos índices, não se constatou aumento progressivo da poluição, no período monitorado. A maior variabilidade entre os pontos de amostragem deveu-se a uma origem natural, relacionada com salinidade. A construção dos índices de qualidade, através de análise fatorial, contribuiu para a compreensão do sistema aquático da região e para a identificação de áreas afetadas pela influência marinha e contaminadas por poluição de origem orgânica.

Liu et al. (2003) aplicaram análise fatorial para a avaliação da qualidade da água subterrânea em uma área de Taiwan comprometida pela doença denominada "*blackfoot disease*" (gangrena) devida às altas concentrações de arsênio na água antes considerada potável. A análise fatorial foi aplicada em 28 amostras coletadas de poços na região costeira de Yun-Lin. Correlações entre 13 parâmetros hidroquímicos foram estatisticamente examinados. Foi sugerido um modelo de dois fatores que explicou quase 80% da variação total da qualidade da água subterrânea. O fator 1 correspondeu à intrusão marinha e incluiu concentrações de CE, STD, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>, Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup> e Mg<sup>+2</sup> e o fator 2 incluiu concentrações de alcalinidade, carbono orgânico total e arsênio.

Siwek & Chelmicki (2004) analisaram a composição química de águas de nascentes em três localidades de Malopolska Upland, no sul da Polônia. A proposta deste estudo utilizou Análise da Componente Principal (PCA) para identificar fatores determinantes na química das águas locais, com o objetivo de distinguir os fatores locais dos regionais, e posteriormente, relacioná-los ao uso do solo na vizinhança direta das nascentes em foco. Foram analisados 11 parâmetros físico-químicos, que levaram à determinação de três fatores que explicaram 84% da variância de toda a população amostrada. O principal fator envolveu a CE, os STD e todos os íons maiores, cuja

causa foi atribuída à variação hidrogeológica da área de estudo. O segundo fator mais significativo explicou a variância relacionada ao nitrato e ao fósforo, e em menor grau, à presença de cloretos, estritamente relacionadas às atividades humanas. O PCA evidenciou que as fontes locais de poluição podem contribuir significativamente para a diferenciação da composição química das águas de nascente e confirmou a influência da atividade antrópica na sua qualidade.

Al-Ruwaih & Shehata (2006), no árido Kuwait, pesquisaram as tendências da qualidade das águas subterrâneas nos últimos quarenta anos. Foram avaliados o equilíbrio químico e as razões iônicas destas águas no que concerne à matriz do aquífero, e revelados seus tipos químicos e origem. Além disto, realizaram-se análises e correlações estatísticas para avaliar a hidroquímica e o potencial de contaminação das águas subterrâneas por metais pesados e hidrocarbonetos derivados de vazamentos de óleos combustíveis.

Brito et al. (2006), recentemente, utilizaram análise fatorial para classificar as variáveis de maior significância na qualidade das águas subterrâneas da bacia hidrográfica do Rio Salitre - BA, e detectar as fontes que apresentavam características semelhantes, visando a subsidiar medidas de monitoramento e gestão da qualidade das águas da bacia. A análise de agrupamento classificou as fontes hídricas de acordo com a qualidade das águas, em três classes. A análise fatorial priorizou as variáveis relacionadas com a salinidade, associada às características geológicas da bacia, e permitiu agrupá-las em três fatores principais, que explicaram 86,99%; 72,08% e 68,33% da variância total acumulada em 1984 e 2001, nos períodos de chuvas e sem chuvas, respectivamente. A partir dos resultados obtidos com as técnicas de análise fatorial e de agrupamento, pôde-se observar que, na maioria das fontes hídricas, de modo geral, não ocorreram significativas variações na sua classificação entre os períodos de 1984 e 2001, e entre os períodos de chuvas e sem chuvas de 2001, concluindo-se que as características das águas subterrâneas estão fortemente relacionadas com a formação geológica da bacia em estudo e que o monitoramento de qualidade das águas poderia ser de baixa frequência.

Além destes, inúmeros outros estudos de hidroquímica, qualidade e contaminação das águas subterrâneas (MORELL et al., 1996; SUBBARAO et al., 1996; JAYAKUMAR &

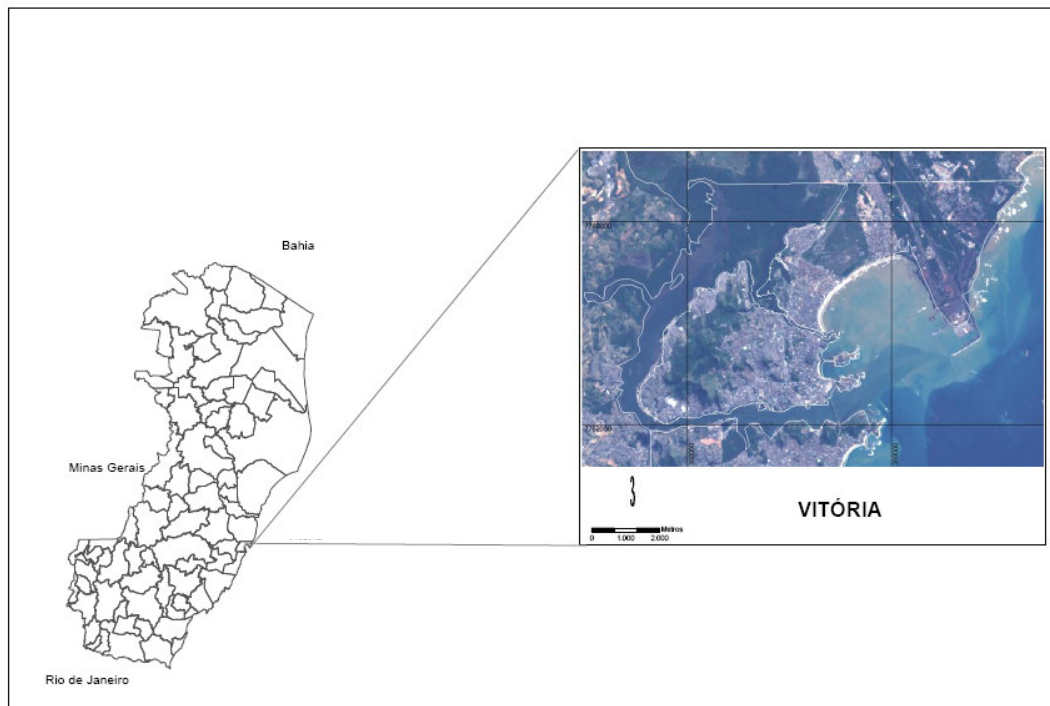
SIRAZ, 1997; VOUDOURIS et al., 2000; DEWURST et al., 2003; FERNANDES et al., 2006; GOBBY et al., 2006) têm lançado mão da utilização da análise estatística multivariada, tanto fatorial como de agrupamentos, para investigar causas de contaminação, para classificar as águas quanto à hidrogeoquímica a que pertence, para estudar intrusão salina de aquíferos costeiros, para estudar evolução química destas águas, para mapear e distribuir geograficamente áreas impactadas, dentre outras possibilidades, sendo, portanto, uma das técnicas adotadas na abordagem dos resultados deste trabalho.

### 3.5 Caracterização da região de estudo: Vitória, ES

#### 3.5.1. Características físicas e geográficas

Vitória, cidade de clima tropical úmido, com temperatura média mensal de 34 graus, centro urbano e capital do Espírito Santo, é um município-arquipélago situado na porção leste do Estado, às coordenadas 20°10'09"S e 40°20'50"W (Figura 3.14). Totalmente urbanizado e com média de crescimento geométrico anual da população residente igual a 1,4 até o ano de 2005, o município distribui em seu território uma população de 313.312 habitantes, com densidade de 3.290 hab/km<sup>2</sup>. (IPES, 2005; IBGE, 2000).

Atualmente composta de uma parte insular e uma parte continental, a ocupação inicial desta cidade se deu a partir da maior ilha (89 km<sup>2</sup>) do arquipélago, sede do município que concentra a maioria da população, e posteriormente incorporou ilhas e uma faixa continental, o que resultou em 95 km<sup>2</sup> de área totalmente urbana (IPES, 2005). Mais de 70% do território da ilha de Vitória corresponde à ocupação das áreas de morro que, juntamente com as áreas de baixada, antes ocupadas por manguezais, revelam com intensidade as contradições sociais e econômicas: regiões de pobreza co-habitam com áreas ocupadas por moradores com níveis elevados de qualidade de vida.



**Figura 3-14:** Localização da região de estudo: Vitória, ES.

### 3.5.2. Geologia e geomorfologia

#### ▪ Geologia Regional

A geologia da Grande Vitória apresenta ocorrências estratigráficas com idades pré-cambrianas, terciárias e quaternárias, correspondendo às três unidades principais que compõem o Espírito Santo, inseridas no mapa na escala de 1: 1.000.000 da folha de Vitória (SF.24).

As unidades pré-cambrianas correspondem ao Complexo Paraíba do Sul, de idade pré-cambriana inferior, e à Suíte Intrusiva do Espírito Santo, de idade pré-cambriano superior.

O Complexo Paraíba do Sul, na folha de Vitória, se distribui numa faixa com direção aproximada N-S, estreitando-se do norte para o sul. Esta unidade foi submetida a eventos tectonotermiais ao longo de todo o Pré-Cambriano. As rochas deste complexo, no Proterozóico Superior, foram submetidas à intensa deformação, oriunda de esforços compressivos de direção SE-NO e, certamente, de movimentos tangenciais, deles resultantes. No mesmo período sucederam-se também intrusões graníticas,

granitização e potassificação generalizadas, eventos esses que transformaram quase que por completo as características anteriores da rocha (DNPM, 1979).

Na folha de Vitória, o Complexo Paraíba do Sul (pêps) compreende os biotita-gnaisses com feldspato alcalino, granada, anfibólio, cordierita, andaluzita e silimanita, localmente migmatizados, com corpos descontínuos de quartzitos, xistos, rochas marmorizadas, rochas calco-silicáticas, anfibolitos, gnaisses a duas micas, diatexitos e charnockitos.

Na região da Iha de Vitória, no Complexo Paraíba do Sul (pêpsgg), ocorrem os gnaisses bandeados predominantemente tonalíticos, migmáticos, em geral estromáticos, com ampla cataclase e recristalização, com foliação de plano axial de forte ângulo e evidências de transposição; silimanitas - granada – gnaisses; rochas enderbíticas a charnockíticas; gnaisses granitóides de composição granítica e tonalítica.

As rochas graníticas a granodioríticas de caráter sin e pós-tectônico, determinado pelo Ciclo Brasileiro, aflorantes no Espírito Santo, são denominadas de Suíte Intrusiva Espírito Santo (MACHADO FILHO et al., 1983 *apud* BRASIL, 1983). A região da Grande Vitória apresenta parte de seu território contido nesta Suíte, com a presença dos litotipos: granitos pós-tectônicos cinza e de granulação média a fina; granodioritos, tonalitos e granitos sintectônicos com faixas migmatíticas.

Os granitos apresentam tonalidades acinzentadas a amareladas, na dependência de processos de alteração intempérica. Macroscopicamente, a rocha é constituída por quartzo, feldspato e biotita, com presença de opacos. A textura varia de fina a porfírica, sendo esta conferida por cristais de feldspato acastanhados alongados, podendo estar orientados. A transição do granito de textura fina para o porfírico é gradativa. Veios de quartzo, feldspato e pegmatóides com turmalina afrisa podem ser localmente encontrados. Os granodioritos são de tonalidade cinza, granulometria média e são constituídos por plagioclásio, quartzo, biotita, piroxênio e ortoclásio. Os dioritos apresentam granulometria fina a média, cor cinza escuro, textura equigranular, sendo constituídos por plagioclásio, ortoclásio, quartzo e biotita. Além do bandamento gnáissico, uma foliação incipiente, verticalizada, é observada a escala de afloramento, sendo equivalente aos lineamentos regionais NW-SE visualizados em imagens de



satélite ou radar. Estes lineamentos formam o conjunto de feições tectono-estruturais identificadas regionalmente.

A unidade de idade terciária corresponde à Formação Barreiras onde se distribui (Folha SF.24-V-B) na região de Vitória-Cariacica-Nova Almeida e a nordeste de Guarapari, até próximo a Ponta do Jucu.

A seqüência litoestratigráfica da Formação Barreiras na região do Estado do Espírito Santo (AMADOR; DIAS, 1978 apud AMADOR, 1982b), é dividida de Vitória para o norte, aquele autor verificou que é encontrada apenas a unidade basal da Formação Barreiras, capeada por diversos ciclos de sedimentação pleistocênica. Na região sul do estado, a partir de Vitória, verifica-se apenas a presença do Barreiras Superior, em discordância erosiva sobre as rochas do Complexo Paraíba do Sul.

Os sedimentos continentais pouco consolidados da Formação Barreiras da região de Vitória-Cariacica-Nova Almeida tem suas melhores exposições na rodovia BR-101, que contorna Vitória, onde se observa que a unidade apresenta camadas tabulares de areias arcoseanas estratificadas, conglomerados feldspáticos, arenitos feldspáticos e, secundariamente, argilas sílticas. Em furos de sondagem realizados próximo a Nova Almeida, constatou-se que a espessura desses sedimentos é de cerca de 80 m, aumentando gradualmente em direção à plataforma continental, podendo atingir 150 m.

As análises realizadas nos sedimentos da Formação Barreiras levaram Silva et al. (1976) a concluírem que seus minerais sofreram curto transporte, por meio de correntes, que foram incapazes de realizar um selecionamento, devido à curta distância, tipo de relevo e volume de material transportado, e que tal material teve como origem a decomposição de rochas de composição granitóide. Estas feições sugerem uma origem fluvial com deposição em leques aluvionares associados.

Segundo Amador (1982b), os teores relativamente elevados de feldspatos (raramente superiores a 40%), de minerais pesados instáveis ou moderadamente instáveis e o predomínio de caulinitas (DNPM, 1979) nas argilas sugerem que na área-fonte o clima era provavelmente seco, do tipo semi-árido ou semi-úmido.

A unidade de idade quaternária correspondente à formação da planície de Vitória está relacionada a uma sucessão de eventos geológicos que afetou a região e culminou na

sua atual configuração. Segundo Martin et al. (1988) *apud* D'Agostini (2005), três episódios transgressivos podem ser reconhecidos para a costa leste do Brasil durante o Quaternário, denominados, do mais antigo para o mais recente: Transgressão Mais Antiga, Penúltima Transgressão e Última Transgressão.

A planície de Vitória iniciou sua formação na penúltima transgressão, há aproximadamente 123.000 anos antes do presente (A.P.), quando o nível relativo do mar se posicionou cerca de 130 metros acima do nível do mar atual (MARTIN et al., 1982 *apud* D'AGOSTINI, 2005), provocando o afogamento dos vales seguido da deposição de sedimentos marinhos, originando um terraço marinho Pleistocênico, característico da região norte da baía de Vitória. Posteriormente a este evento interglacial, houve um novo período glacial, que teve início há 74.000 anos A.P. e apresentou seu ponto máximo no Pleistoceno, mais precisamente entre 18.000 e 13.000 anos, quando o nível do mar chegou a atingir 100 m abaixo do atual. Como consequência, houve o avanço da linha de costa e o desenvolvimento de ambientes continentais e transicionais sobre a atual plataforma continental. Durante a última fase transgressiva, o nível relativo do mar teria atingido cerca de 3 a 5 metros acima do atual, há aproximadamente 5.100 anos A.P., resultando no afogamento daqueles antigos leitos, ou desembocaduras, dando origem a baías como a da Guanabara e a de Todos os Santos, respectivamente, ao Sul, no Estado do Rio de Janeiro, e ao Norte, no Estado da Bahia, e a própria Baía de Vitória (COSTA, 1999).

#### ▪ Geologia Local

A geologia da região do município de Vitória está localizada na porção leste do Complexo Paraíba do Sul, na Suíte Intrusiva do Espírito Santo. As áreas de estudo estão inseridas no mapa na escala de 1:1.000.000 da folha de Vitória (SF.24). Nesta região, dominam rochas graníticas de idade pré-cambriana relacionadas com a evolução de um ambiente colisional durante o final do Ciclo Brasileiro e aos seus estágios posteriores, conforme mostrado na Figura 3-15.

A geologia da área de influência dos furos de amostragem é representada por dois domínios distintos: as rochas graníticas sin-tectônicas da Suíte Intrusiva do Espírito Santo, a qual congrega os granodioritos, e pelos sedimentos dos depósitos

quaternários, que correspondem a paleocordões litorâneos amplos e afogamentos flúvio-marinhos, relacionáveis ao Pleistoceno-Holoceno.

O granodiorito é uma rocha de tonalidade cinza, de granulação média, o qual se apresenta localmente cortado por veios pegmatíticos em várias direções. Microscopicamente, tem textura hipidiomórfica granular, com granulação média a grossa, e cataclástica. Compõe-se essencialmente de plagioclásio, quartzo, biotita, piroxênio e ortoclásio. Os minerais acessórios são a titanita, o opaco e a apatita. Os minerais de alteração são o carbonato, a sericita  $[\text{Ca}_2(\text{Mn}, \text{Fe}^{2+}, \text{Al})_2 \text{AlOSi}_3\text{O}_{11}(\text{OH})]$ , a clorita e o anfibólio. O plagioclásio é o mineral dominante, de composição andesina  $[(\text{Na}, \text{Ca})\text{Al}(\text{Al}, \text{Si})\text{Si}_2\text{O}_8]$ , com alteração ao longo das clivagens e fraturas para carbonato e clorita  $[(\text{Mg}, \text{Al}, \text{Fe})_{12}(\text{Si}, \text{Al})_8\text{O}_{20}(\text{OH})_{16}]$ . O quartzo ( $\text{SiO}_2$ ), tipicamente de neoformação, envolve e invade os outros constituintes. O ortoclásio ( $\text{KAlSi}_3\text{O}_8$ ) é raro e micropertítico. A biotita  $[\text{K}(\text{Mg}, \text{Fe})_3(\text{OH}, \text{F})_2(\text{Al}, \text{Fe})\text{Si}_3\text{O}_{10}]$  em largas palhetas, é o máfico predominante e envolve frequentemente a titanita ( $\text{CaTiOSiO}_4$ ) e a apatita  $[\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{F}, \text{OH}, \text{Cl})]$ . O piroxênio está quase totalmente anfibolizado e com formação de clorita; a variedade original era diopsídio ( $\text{CaMgSi}_2\text{O}_6$ ) e hiperstênio  $[(\text{Mg}, \text{Fe})_2\text{Si}_2\text{O}_6]$ , mas com predomínio, entretanto, do primeiro. Provavelmente alguma titanita proveio da alteração magneto-ilmenita ( $\text{FeTiO}_3$ ), pois aquela ocorre algumas vezes orlando esta (CPRM, 1976).

Os depósitos quaternários são constituídos de sedimentos argilo-arenosos predominantes. Os sedimentos quaternários regionais correspondem a paleocordões litorâneos amplos e afogamentos flúvio-marinhos, relacionáveis ao Pleistoceno-Holoceno. As feições características dos paleocordões são observáveis através de fotografias aéreas na região de restinga do Aeroporto.

#### ▪ Geomorfologia local

A geomorfologia regional de Vitória se apresenta controlada pela distribuição das unidades estratigráficas descritas: Região das Colinas e Maciços Costeiros; Tabuleiros Costeiros e Planícies Litorâneas (GATTO et al, 1983 *apud* BRASIL, 1983).

A unidade Região das Colinas e Maciços Costeiros caracteriza-se pela presença de um conjunto morfológico constituído pelo Maciço Central (Parque da Fonte Grande) e morros isolados periféricos. Corresponde às feições de relevo associadas ao embasamento pré-cambriano, com evolução por processos de erosão diferencial.

Devido ao intenso intemperismo, em diversas ocorrências, os flancos ou o topo das formações são desprovidos de recobrimento pedológico.

A unidade Planície Litorânea corresponde a depósitos de cordões litorâneos de paleopraias, com altitude média de 3-4 metros acima do nível médio do mar. Na área da Infraero, ainda é possível a observação dos alinhamentos dos cordões, entretanto, nos trechos urbanizados estas feições foram completamente obliteradas.

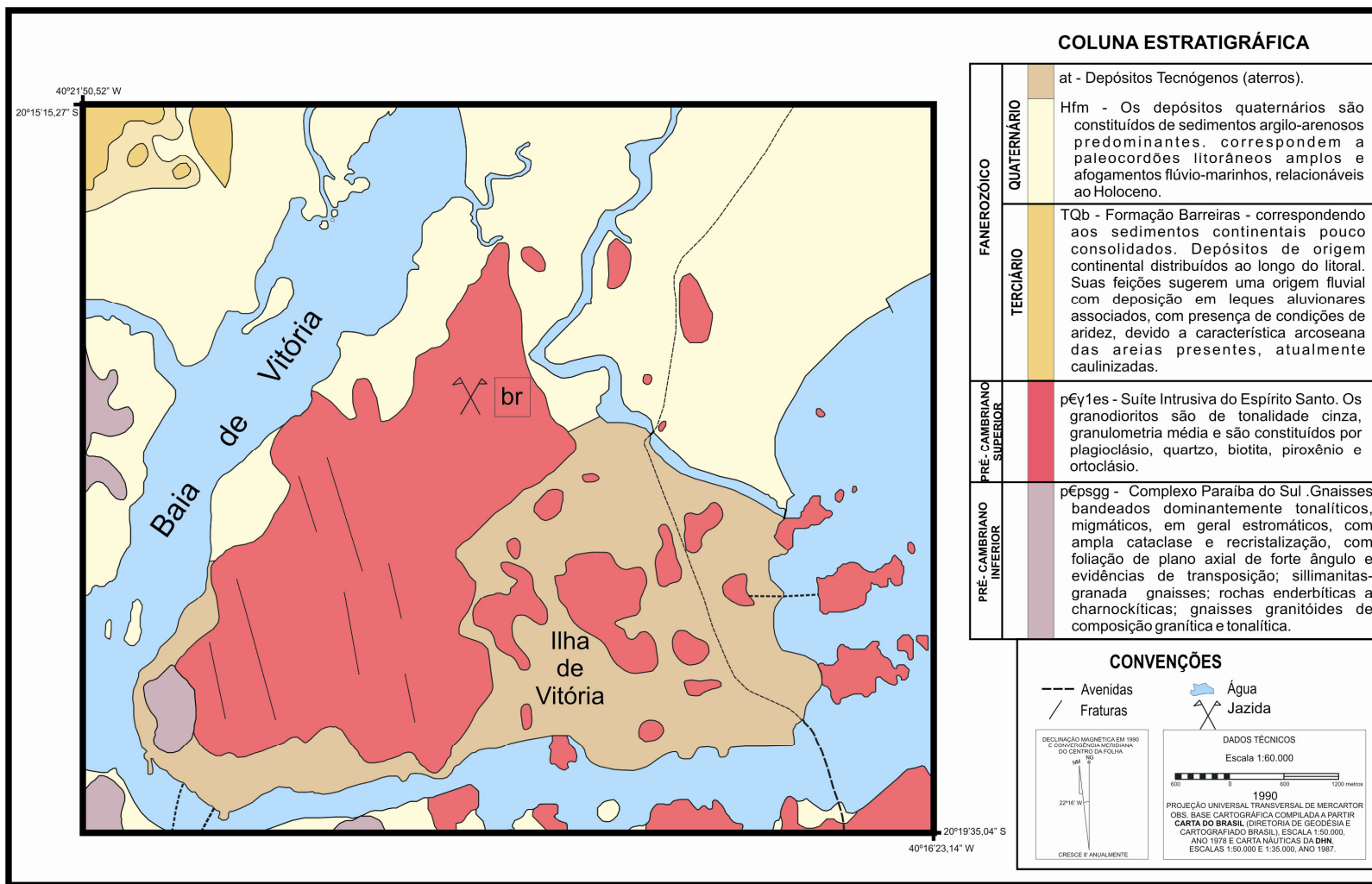


Figura 3-15: Mapa geológico do município de Vitória, ES.

### 3.5.3. Histórico da urbanização

A ocupação de Vitória remonta ao século XVI, com fundação datada no dia 08 de setembro de 1551 e, em termos de desenvolvimento urbano, os primeiros 350 anos desta foram quase insignificantes, devido a inúmeras razões: ataques indígenas, invasões estrangeiras, economia incipiente e isolamento, pois apresentava apenas acesso por mar, além de epidemias que causavam grande número de mortes.

Em sua forma original, Vitória só poderia ser ocupada em uma faixa estreita e alongada de terra, limitada de um lado pelo mar, e do outro pelo maciço rochoso central, excetuando-se ainda nesta estreita faixa, as extensas e inúmeras áreas inundáveis em virtude das marés altas e cheias de rios e áreas alagadas de mangues. Inevitavelmente, a expansão do sítio urbano da cidade se daria em grande parte na forma de ocupação sobre aterros, que “surgiram” de tempos em tempos na medida em que esta se desenvolveu e se adensou, restando, após décadas de aterros, 34 ilhas de um total de 50.

Em 1775, a ilha recebeu o seu primeiro aterro registrado historicamente, na área atualmente onde se situa a Praça Costa Pereira, e entre os anos de 1812 e 1819, recebeu outro aterro no Porto dos Padres, ligando-o à construção da Santa Casa de Misericórdia, originando a rua que é atualmente a Avenida Florentino Avidos. Assim, até fins do século XIX, Vitória se estendia desde a colina da atual Santa Casa de Misericórdia até o fim da Rua Barão de Monjardim, no pé do morro do Vigia (SEDEC, 2004), em áreas ocupadas na região conhecida até hoje como Cidade Alta (Figura 3-16), por situar-se em cotas mais elevadas (MARINATO, 2004).

O interesse na ocupação das áreas baixas e alagadas de Vitória foi despertado no final do século XIX, refletindo a preocupação do governo em promover uma melhor estética e salubridade na cidade, até então acometida por epidemias que atingiam todas as camadas sociais.

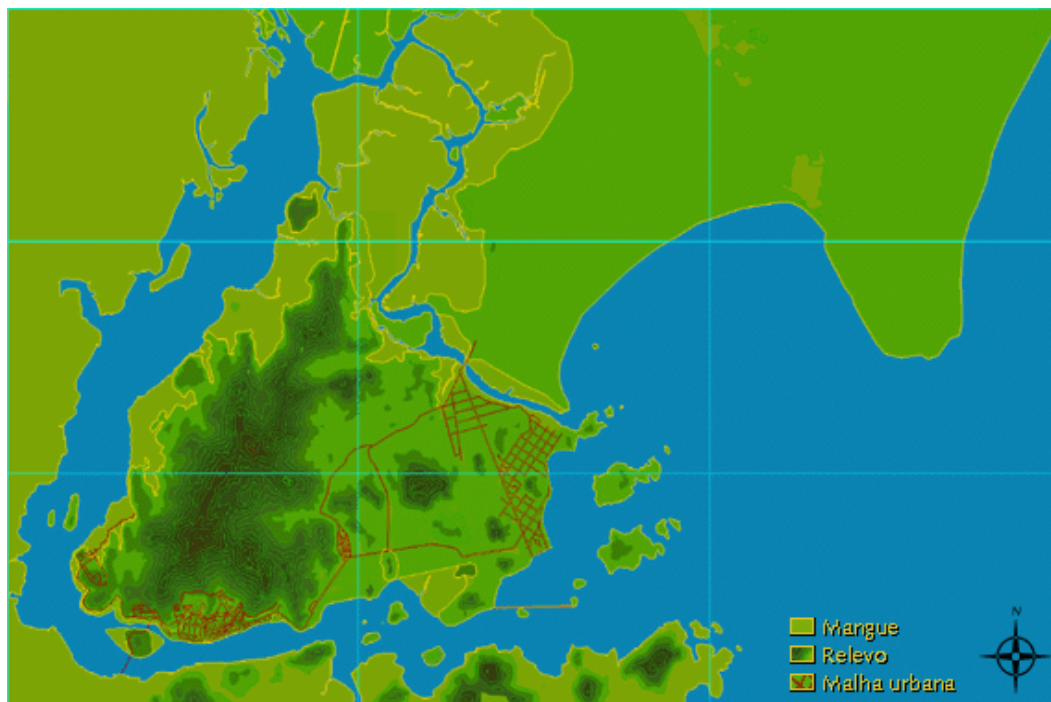


**Figura 3-16:** Ocupação urbana de Vitória até 1900.

Fonte: MIRANDA et al., 2000.

Um novo período de urbanização e expansão da cidade no início do século XX foi marcado pela tentativa frustrada do projeto “Novo Arrabalde” (CAMPOS JUNIOR, 1996), para planejar ordenadamente e adensar a região nordeste da ilha (Figura 3-17), que duraria mais de meio século, com a construção de inúmeras obras de engenharia, drenagem e aterros de alagados e mangues, para acréscimo de área edificável, desde o centro da cidade, até a Praia Comprida, passando pelo Forte São João, ilhas de Santa Maria e Monte Belo, adentrando-se em Jucutuquara, e ao norte, em direção a Santo Antônio. (MARINATO, 2004; CAMPOS JÚNIOR, 1996).

Com a ocupação tímida de Vitória em direção nordeste, praias e enseadas foram eliminadas e ilhas e afloramentos rochosos incorporados ao continente, modificando a conformação espacial da cidade bem como seus limites e suas relações com o mar, alterando também alguns ecossistemas (CAMPOS JÚNIOR, 1996).



**Figura 3-17:** Ocupação urbana de Vitória até o final da década de 1930.  
Fonte: MIRANDA et al., 2000.

Em meados do século XX, além da ocupação urbana ter avançado sobre o mar com os novos aterros, iniciou-se também o processo de ocupação da região dos morros e encostas do maciço central (Figura 3-18), na direção sul-sudeste. Tal ocupação se deu contemporaneamente à produção industrial concentrada na região metropolitana de Vitória.

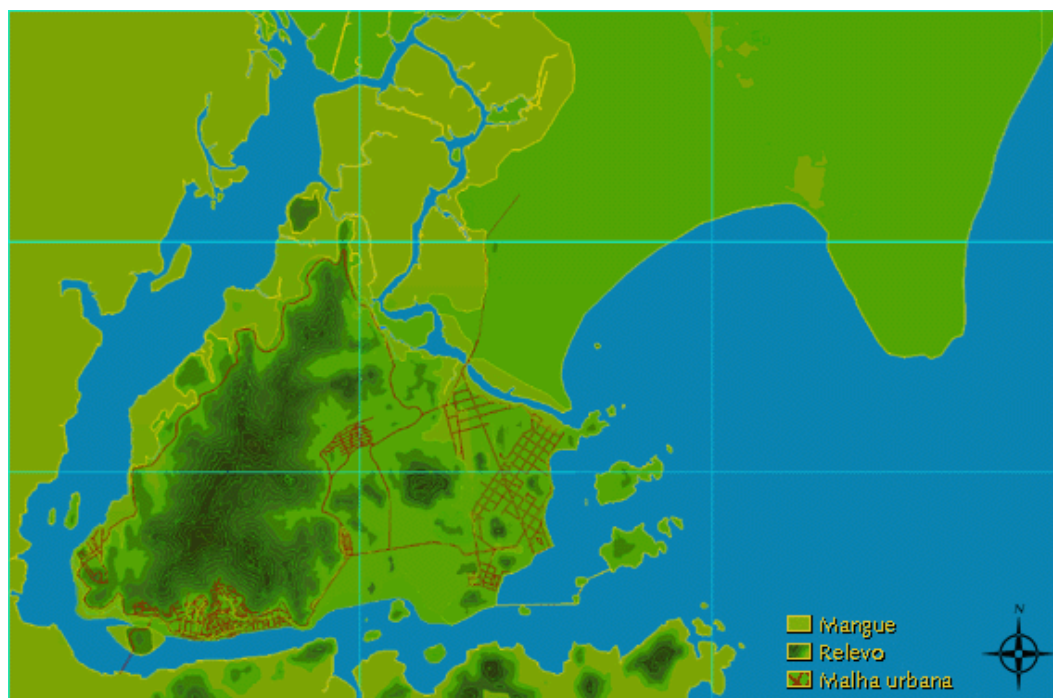
Neste período, então, iniciaram os problemas decorrentes da urbanização e da pobreza, devido ao crescimento do município e sua ocupação de forma desordenada, com a ocupação irrestrita dos morros, sem planejamento e quaisquer infra-estruturas.

No Centro de Vitória, foi iniciado o processo de verticalização das edificações e a população voltou suas costas para a baía, em decorrência dos aterros para a construção do cais do Porto (ELTON, 1986).

Deste período até a década de 80, foi intensificada a ocupação continental do município, adensando as áreas já habitadas, bem como propiciando o aparecimento de favelas nas periferias dos bairros, nas encostas do maciço central e em áreas de mangue. Na ilha, foram ocupadas todas as áreas de relevo plano ou ondulado e



algumas encostas de morros passíveis de serem habitadas, estas pela população de baixa renda.



**Figura 3-18:** Ocupação urbana de Vitória até o final da década de 1950

Fonte: MIRANDA et al., 2000.

A ocupação das encostas em toda a face sul do maciço central foi intensificada desde Santo Antônio até Fradinhos e a área da cidade foi complementada com os aterros em áreas interiores de Bento Ferreira e adjacências, além de terem sido incorporadas as Ilhas do Boi e do Frade ao tecido urbano da cidade. Além disso, foi iniciado o aterro da COMDUSA, que fez com que as praias Comprida, de Santa Helena e Barracão desaparecessem, e surgisse a Enseada do Suá. Surgiram vários outros bairros, dentre eles o bairro Comdusa, na Rodovia Serafim Derenzi, cujos moradores eram provenientes de uma ocupação no terreno da atual Rodoviária. Todas estas alterações podem ser visualizadas na Figura 3-19.

Na transição entre as décadas de 70 e 80, os mangues da zona noroeste da ilha e do continente de Vitória foram invadidos por migrantes do interior deste e de outros estados, e serviram tanto como moradias com condições precárias de higiene, como local de trabalho, com a cata de lixo da região de Vitória, lançado nestes mangues com autorização da municipalidade para servir de aterro sanitário, embora muitas vezes o lixo achava-se despejado a céu aberto. Num espaço de aproximadamente

trinta anos, vários bairros foram originados a partir do aterro de áreas de mangue com lixo urbano e com solos de empréstimo.



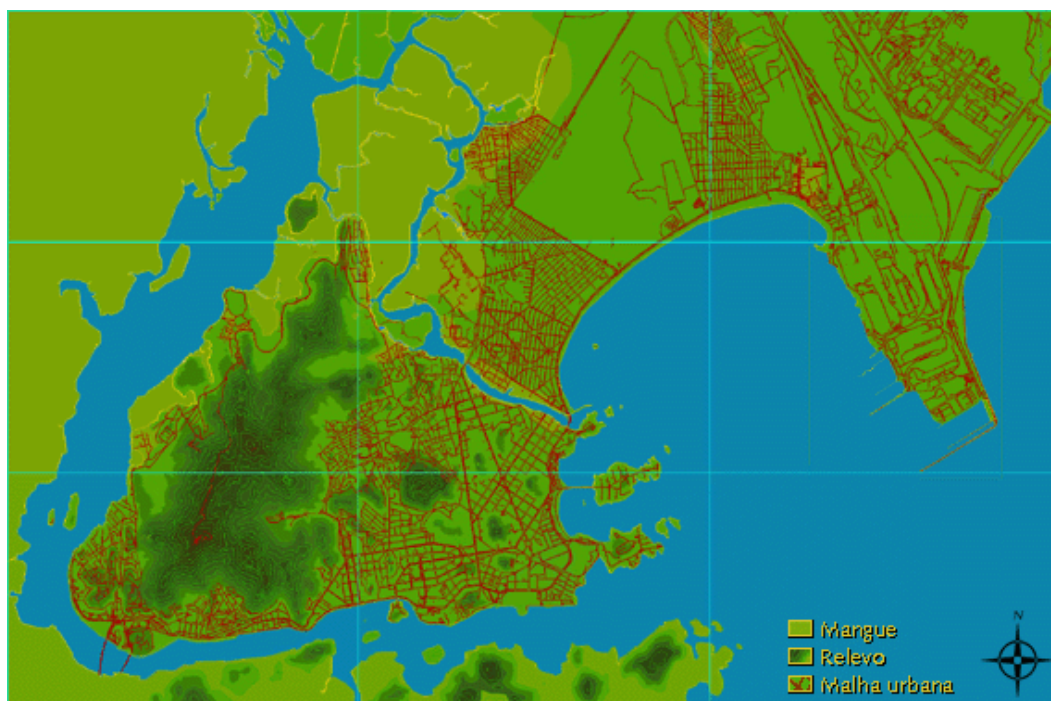
**Figura 3-19:** Ocupação urbana de Vitória até o final da década de 1970.

Fonte: MIRANDA et al., 2000.

Nas décadas de 80 e 90, as ocupações no continente foram intensificadas com a implantação do porto de Praia Mole. A sucessão de aterros efetuados ao longo do tempo na ponta de Tubarão resultou nos problemas de erosão costeira e a conseqüente construção dos “piers” na praia de Camburi, como tentativa de solução. A região continental ou Setor Norte de Vitória foi, sem dúvida, a área que mais sofreu rápido processo de expansão horizontal. Neste período, merecem também ser citadas as ocupações ao longo da Rodovia Serafim Derenzi, retratando a continuidade espacial na parte insular do município, conferindo à mancha urbana um aspecto de anel em torno do maciço central (COSTA, 1989). Os últimos aterros relevantes do município foram realizados na grande área de manguezal da ilha, atualmente denominada Grande São Pedro, com parte de seu aterro sanitário e outra parte, hidráulico, devido à pressão política e social que os moradores daquela região exerceram. Tais obras expandiram-se posteriormente para as áreas alagadas dos bairros adjacentes São Cristóvão e Andorinhas, este último tendo recebido aterro em 2003, nas margens do Canal da Passagem.

Na última década do século XX até os dias atuais, o período tem se caracterizado pela rápida urbanização e adensamento dos bairros, com poucos vazios urbanos e o lançamento dos últimos loteamentos. A mancha urbana cobriu o município em todas as direções (Figura 3-20), à exceção da área do aeroporto, do maciço central e topos rochosos dos morros, dos mangues do Lameirão e estuário do rio Santa Maria, ultrapassando seus limites físicos, em uma conurbação com seus municípios limítrofes: Vila Velha, Cariacica e Serra (SEDEC, 2004).

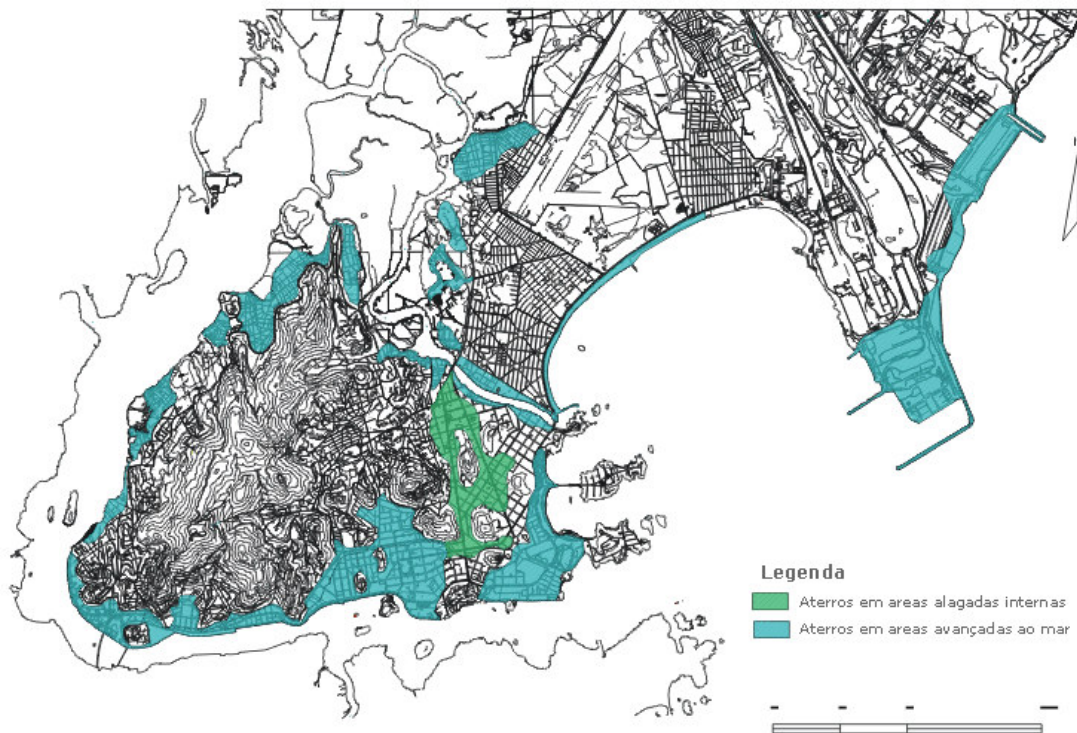
Conforme exposto, os problemas urbanos se intensificaram a partir da década de 60, com o aumento dos fluxos migratórios de população de baixa renda em busca de melhores condições de vida na capital e conseqüente alastramento da fronteira da ocupação urbana sem planejamento, que foi estendida dos morros para os manguezais que circundam a ilha, causando significativos impactos sócio-econômicos e ambientais que, com as ocupações mais recentes, culminaram na formação dos bolsões de miséria e favelização destas áreas críticas.



**Figura 3-20:** Ocupação urbana de Vitória até os dias atuais.  
Fonte: MIRANDA et al., 2000.

### 3.5.4. Impactos urbanos sobre Vitória

Segundo Vasconcellos (1993), o marco do progresso de Vitória foram as alterações físicas em decorrência do aterro dos mangues (Figura 3.21), e tanto as alterações foram percebidas de forma abrupta, como foi constatado que o nível de qualidade de vida diminuiu com o desenvolvimento econômico-social da cidade.

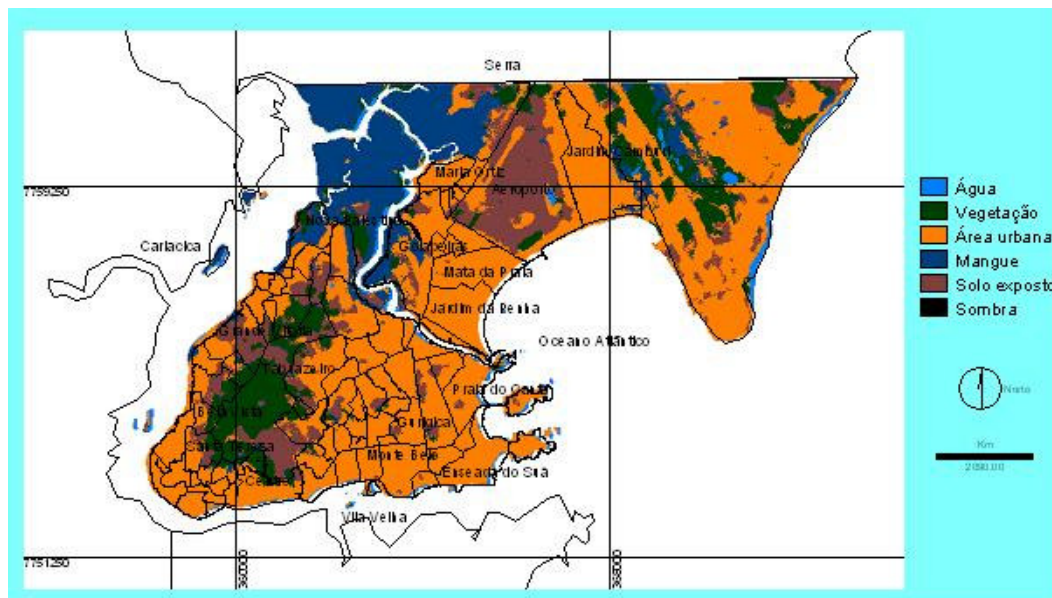


**Figura 3-21:** Aterros realizados no município de Vitória.  
Fonte: MARINATO, 2004.

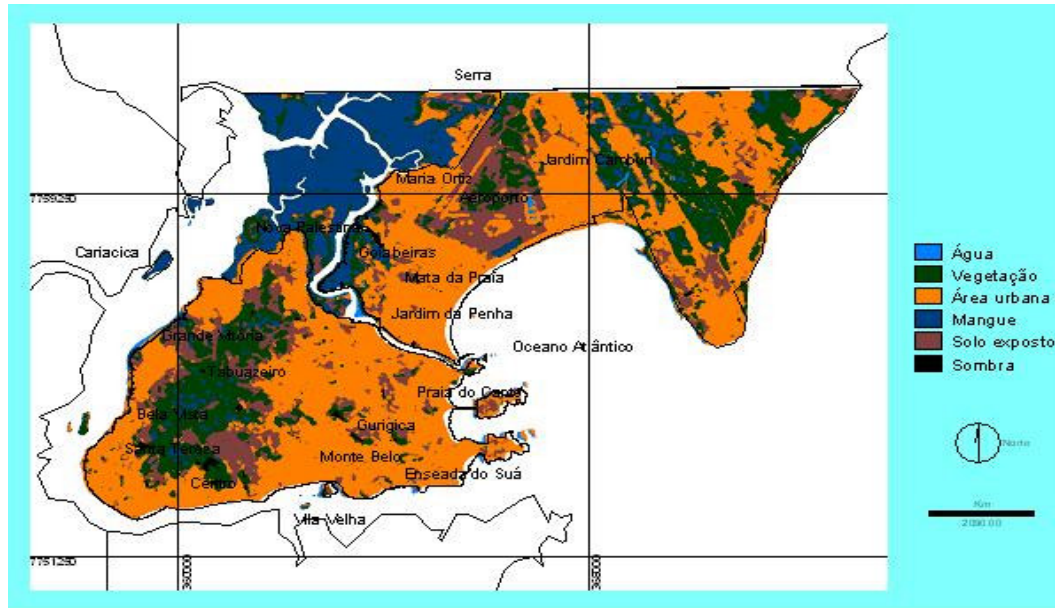
Atualmente, Vitória encontra-se exposta a problemas indesejados e característicos das cidades urbanizadas rapidamente e sem planejamento: explosão demográfica, carência de infra-estrutura urbana adequada (abastecimento público de água, sistema público de esgoto sanitário, drenagem, limpeza urbana e destino final de resíduos, estrutura viária e acessos, iluminação e outros serviços públicos), assentamentos humanos irregulares, especulação imobiliária e poluição urbana, e que ao longo do tempo, vêm impactando significativa, sucessiva e progressivamente a urbe, provocando a contaminação, escassez e levando a um prognóstico de possível desaparecimento de recursos naturais e ecossistemas.

Vieira (2004) estudou a evolução temporal do uso e ocupação do solo no município de Vitória, para o período entre 1994 e 2002 (Figuras 3-22 e 3-23), utilizando imagens orbitais do satélite Landsat TM, e utilizou a classificação supervisionada de máxima verossimilhança, que resultou em uma comparação da evolução das classes de uso e ocupação do solo e comprovou o crescimento de Vitória, com aumento da sua área urbana e diminuição da vegetação existente (Figura 3-24), o que confirma o aumento dos impactos ambientais urbanos existentes na capital capixaba.

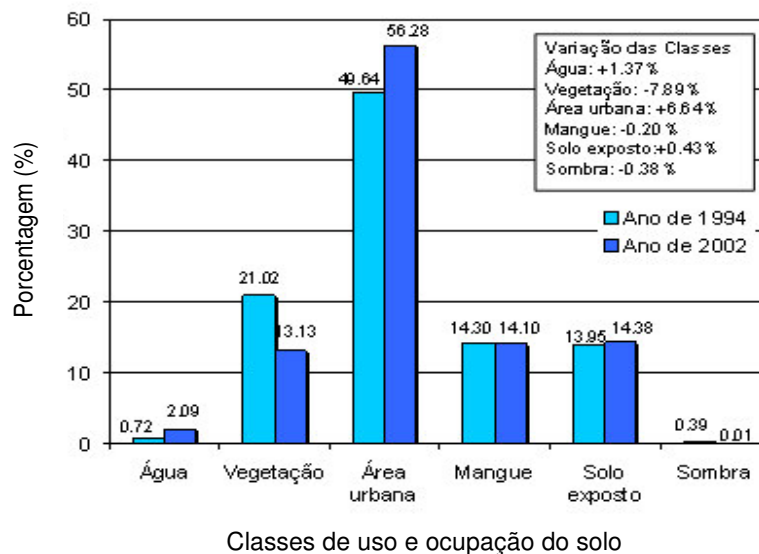
Observa-se, pelo gráfico, que as áreas de vegetação e de manguezal diminuíram em 7.89% e 0.20%, respectivamente, enquanto que a área urbana e o solo exposto aumentaram 6.64% e 0.43%, respectivamente, refletindo que a cidade continua a ser impactada, tendo suas áreas naturais alteradas, mesmo já tendo alcançado taxa máxima de urbanização.



**Figura 3-22:** Uso e ocupação do solo de Vitória, ES, usando o método de classificação supervisionada de máxima verossimilhança, para o ano de 1994.  
Fonte: VIEIRA, 2004.



**Figura 3-23:** Uso e ocupação do solo de Vitória, ES, usando o método de classificação supervisionada de máxima verossimilhança, para o ano de 2002.  
Fonte: VIEIRA, 2004.



**Figura 3-24:** Comparação das classes de uso e ocupação do solo entre os anos de 1994 e 2002, pelo método de classificação supervisionada de máxima verossimilhança.  
Fonte: VIEIRA, 2004.

Costa (2001) e Jesus et al. (2004) também estudaram os impactos da antropização neste município, por meio da análise da distribuição de metais pesados em sedimentos do sistema estuarino da ilha de Vitória com o objetivo de determinar as concentrações destes metais, identificar as fontes poluidoras e avaliar os níveis de poluição nos ecossistemas aquáticos. Observaram que a baía apresentou as

concentrações mais baixas, enquanto que as mais altas foram registradas no canal do Porto e concluíram que tais concentrações refletiam tanto condições naturais como alterações antrópicas devido a efluentes de rede de esgotos e industriais, porém não obtiveram êxito em associá-las diretamente às fontes poluidoras específicas.

### 3.5.5. As áreas de estudo

Algumas áreas do município de Vitória apresentam características peculiares, em virtude do uso do solo repetitivo e prolongado, tais como áreas de mangue aterradas com lixo, áreas potencialmente impactadas por resíduos provenientes da comercialização de pescado, por atividade de cromagem, dentre outras. As áreas que constituem objeto deste estudo são nomeadas pelos nomes dos bairros às quais pertencem, cujas características físicas e populacionais encontram-se na Tabela 3-13, juntamente com os pontos 1 a 5, que correspondem aos locais de amostragem nos corpos graníticos da região. Em seguida é descrito um breve histórico de ocupação destas áreas de estudo.

**Tabela 3-13:** Características físicas e populacionais dos bairros onde se situam as áreas de estudo e pontos amostrados

Área de estudo (Ponto)	Localização (bairro)	População (hab)	Área (m <sup>2</sup> )	Densidade (hab/ha)
(1)	Santos Reis	963	104.824	91,87
(2) e (4)	Centro	9.240	940.201	98,28
(3)	Morada de Camburi	1.102	130.221	84,62
(5)	Fradinhos	1.737	595.345	29,18
A1	Ilha de Santa Maria	2.487	342.970	72,51
A2	Praia do Suá	2.975	301.081	98,81
A3	Maria Ortiz	11.559	556.004	207,89
A4	Forte São João	2.115	412.973	51,21
A5	Enseada do Suá	735	1.241.407	5,92
A6	Andorinhas	2.113	137.825	153,31
A7	Nova Palestina	5.630	997.319	56,45

Fonte: Adaptado de SEDEC, 2000.

- **Área 1 (A1) - Bairro Ilha de Santa Maria**

Originou-se da expansão do bairro Jucutuquara, um dos mais antigos do município. Jucutuquara foi uma região de fazendas de cultivo de cana e algodão no século XVIII e café, milho e cana no século XIX, criação de animais, com vegetação típica de manguezais e banhada pelo mar cujos limites correspondiam à atual Avenida Vitória, cujas obras iniciaram em 1895, constituindo a primeira via aberta para a região norte da cidade. No local havia várias nascentes de água e um córrego. Segundo Daniel (1999), em toda a região existiam rochedos dispersos pelo vale, mangues e montanhas que limitavam a baía ao sul. Do início do século XX até a década de 30, as terras foram loteadas, invadidas e os mangues aterrados, inclusive os aterros que ligaram Jucutuquara a Ilha de Santa Maria. Foi eminentemente bairro residencial de classe média. A Escola Técnica Federal do Estado, atual CEFETES, está localizada onde no passado ficavam as salinas da fazenda Jucutuquara para alimentação de gado.

A ilha de Santa Maria, fronteira com Jucutuquara, não constituía propriamente um bairro: era um aglomerado de casebres, sem ordem ou alinhamento, sobre aterro que a ligava a Jucutuquara. As construções “brotavam” sem controle da municipalidade em cima de aterros de lixo urbano ou solos naturais de mangue, que posteriormente foram aterrados para fins residenciais e de comércio local. Grandes transformações aconteceram na região nos anos 80, intensificação do tráfego nas avenidas, aumento da rede de comércio e serviços, muitos destes voltados a serviços automotivos, tais como oficinas mecânicas, lava-jatos e retíficas, mesclando com o uso residencial do solo.

- **Área 2 (A2) – Bairro Praia do Suá**

Praia do Suá, há mais de 50 anos, abrigou uma colônia de pescadores e foi posteriormente ocupada por uma população de classe média, sendo seu uso do solo eminentemente residencial e comercial em alguns trechos. Como teve sua praia aterrada, ganhou distância do mar e das embarcações, transferidas para as proximidades do morro Jesus de Nazareth. Porém, permaneceu com a concentração e tradição das atividades de comercialização do pescado, principalmente nas



imediações da Avenida Almirante Tamandaré, que é a via tradicional deste tipo de atividade na região, há mais de meio século (SEDEC, 2004)

- **Área 3 (A3) - Bairro Maria Ortiz**

Maria Ortiz faz parte da Grande Goiabeiras, limitada ao norte com o Planalto de Carapina, ao sul com o Canal da Passagem, a leste com o oceano Atlântico e a oeste com o manguezal Lameirão. Conhecida também como Bairro dos Migrantes, começou a se formar também no início dos anos 70, quando era apenas uma faixa de terra desocupada à beira do mangue. Teve sua origem com o lançamento de lixo promovido pela municipalidade, que foi avançando sucessivamente sobre o mangue. Ao final dos anos 70 e início dos anos 80, com o aumento da pobreza, nesta área, conhecida como “lixão de Goiabeiras”, o lixo era depositado a céu aberto, sem qualquer tratamento de compactação e cobertura com argila ou areia, e a população era composta, basicamente, por catadores de lixo que retiravam sua subsistência da comercialização ou consumo do lixo. Outro problema no local do lixão eram as torres de energia elétrica com alta tensão da ESCELSA, que colocavam em risco a vida dos moradores, que por sua vez, construíam seus barracos sobre o aterro feito com lixo e nas proximidades destas torres. Notava-se a presença de grande quantidade de palafitas seguindo as margens dos mangues a oeste do atual bairro Maria Ortiz I (COSTA, 1989).

Na administração municipal do prefeito Wander Bassini (1978-1979) a situação começou a mudar: parte destes moradores iniciou a reivindicação pelo fim do lixão e pela urbanização da região e foi criado o bairro Maria Ortiz, num processo que se consolidou ao longo de outras administrações (MINGO JR, 2000). Quando o lixão foi transferido para a zona rural, a partir da década de 80, a prefeitura local iniciou a urbanização de lotes já consolidados em áreas de mangue, através de aterro realizado até o enrocamento que intercepta o canal do mangue, limitando o crescimento do bairro e o possível assoreamento da Baía de Vitória. O bairro foi quase totalmente urbanizado com obras de drenagem e de pavimentação e com a construção de equipamentos urbanos.

O “lixão” de Maria Ortiz também comprometeu importante área ambiental capixaba. Por muito pouco e pela muita luta dos ambientalistas pioneiros, é que foi preservado o manguezal do Lameirão (MINGO JR, 2000).

- **Área 4 (A4) – Bairro Forte São João**

Bairro pequeno, situado nas adjacências do antigo Forte de mesmo nome, entre a Esplanada Capixaba, no Centro, e o bairro Jucutuquara. Inicialmente, foi quase exclusivamente um bairro operário, sendo posteriormente ocupado por moradias de médio padrão e estabelecimentos comerciais (MONJARDIM, 1995). Dentre as atividades comerciais, destaca-se a atividade de cromagem ou galvanização de peças metálicas, que concentra em uma mesma rua dois estabelecimentos do tipo, um em funcionamento durante mais de 5 décadas e outro mais recente, por quase dez anos.

- **Área 5 (A5) – Área dos estaleiros (Bairro Enseada do Suá)**

Embora não tenham sido encontrados registros históricos de ocupação da área, sabe-se, por meio de relatos da população local, do “site” da PMV e visita técnica “*in loco*”, que nesta área, nas proximidades do morro Jesus de Nazareth, existem pequenos estaleiros e companhias de pesca há mais de 30 anos, desde o aterro da Praia do Suá, denominado aterro da COMDUSA, para criação de área destinada aos usos institucional e comercial da cidade, como forma de “desafogar” o Centro da capital.

- **Áreas 6 (A6) e 7 (A7) – Área dos aterros da Grande São Pedro: Bairros Nova Palestina e Andorinhas**

A região da Grande São Pedro localiza-se no quadrante norte-noroeste da Ilha de Vitória, margeando por um lado a Rodovia Serafim Derenzi (Estrada do Contorno) no entorno da ilha e, por outro, o extenso manguezal que se constitui em um dos mais importantes ecossistemas estuarinos da região, o Lameirão. Originalmente uma área de manguezais, a partir da década de 70, foi compulsoriamente ocupada por palafitas e por lançamento indiscriminado de lixo urbano pela municipalidade, sendo a área posteriormente aterrada com o próprio lixo urbano, e subdividida em lotes para uso residencial.

Historicamente, as primeiras ocupações desta área de manguezal datam do início da década de 70, quando foram erguidas por pescadores sem moradias, barracos sobre

palafitas. O assentamento de São Pedro, propriamente, iniciou-se em 1977, com a ocupação de uma área de mangue por aproximadamente 40 famílias que ali se instalaram precariamente e iniciaram a construção de pinguelas e palafitas no mangue e que, com o lançamento de lixo, inaugurava-se aquela área como alternativa habitacional e econômica para a população de baixa renda. O lixo para execução do aterro sanitário seria despejado à noite, seguido do despejo da terra e compactação durante o dia. Contudo, devido aos constantes atrasos nesta compactação, o bairro em formação se encontrava freqüentemente como um depósito de lixo a céu aberto (MARINATO, 2004).

Ao final da década de 1980, o manguezal a noroeste da ilha continuava a ser ocupado pela população de baixa renda cobrindo uma área de aproximadamente 5 km<sup>2</sup> e configurando novas áreas para intervenções com aterro, originando, inclusive, novos bairros residenciais: Nova Palestina, que recebeu complementação com argila onde já havia lixo ou somente argila nas áreas de mangue e Resistência, que foi aterrado com resíduos da Usina de Lixo e entulhos, alternadamente (MARINATO, 2004). Com a expansão das invasões para as áreas alagadas em terrenos de Marinha, há aproximadamente 30 anos, e posterior execução de obras de aterro (entre 1979 e 1981), surgiram os bairros São Cristóvão e Andorinhas, este último tendo recebido aterro em 2003, nas margens do Canal da Passagem.

Servindo como aterro sanitário, embora muitas vezes encontrava-se lixo exposto, a área ficou conhecida como “Lixão de São Pedro” e ganhou notoriedade internacional pela degradação humana, social e ambiental da área, e existiu até o início dos anos 90, período em que são registradas as primeiras preocupações do governo local com a degradação ambiental desencadeada por estas ocupações irregulares (MARINATO, 2004). Após o aterro e compactação sobre o lixo no manguezal, iniciava-se então a subdivisão formal em lotes e ruas, com posterior urbanização, que veio na década de 90, juntamente com a criação da Usina de Lixo e a organização dos catadores de lixo em sindicatos de classe.

## 4. Material e Métodos

As atividades desta pesquisa foram subdivididas em etapas, conforme mostra a Figura 4-1, e adotou-se a seguinte proposição metodológica: levantamento de dados históricos da ocupação urbana em Vitória, ES, para identificação dos prováveis pontos de contaminação do solo e da água freática e coleta e análise de amostras desta água, buscando estabelecer relações entre os parâmetros e entre as áreas.

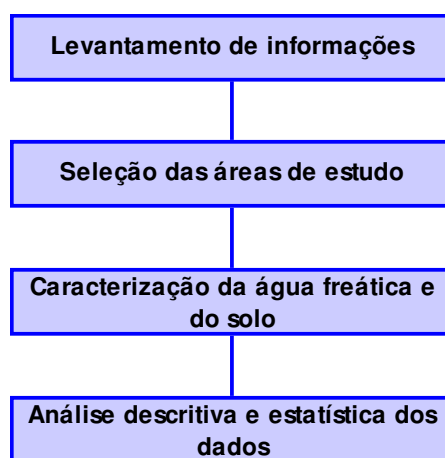


Figura 4-1: Fluxograma metodológico utilizado na pesquisa.

### 4.1 Levantamento de informações bibliográficas

A análise do histórico de uso e ocupação de Vitória objetivou conhecer como ocorreu a sua evolução espacial e urbana para subsidiar a localização e escolha de áreas de estudo potencialmente impactadas pelo desenvolvimento de uma mesma atividade ao longo de muitos anos. Para isto, foi realizada pesquisa detalhada em diversas instituições pertinentes, como o Arquivo Público Estadual e o Arquivo da Prefeitura de Vitória, o Instituto Jones dos Santos Neves, a Federação das Indústrias do Estado do Espírito Santo, dentre outras, além de terem sido realizadas entrevistas com moradores, para informações não documentadas de períodos mais recentes.

Após análise das diversas fontes históricas documentadas, a pesquisa intitulada “Aterros em Vitória: uma história para ser lembrada” (MARINATO, 2004) foi utilizada como principal referência para obtenção dos dados históricos de ocupação do

município de Vitória, por tratar-se de bibliografia totalmente baseada em documentos oficiais do Estado sobre as obras de expansão territorial da cidade por meio da execução de aterros. Além disto, mapas temáticos de evolução urbana do município de Vitória, ES, elaborados por Miranda et al. (2000), objetivaram mostrar a expansão da ocupação de Vitória a partir de sua fundação.

Esses e outros documentos, bem como visitas às áreas e entrevistas com moradores locais para confirmação de informações, fundamentaram a seleção de áreas de interesse para amostragem da água freática.

## 4.2 Levantamento de informações cartográficas

Com o intuito de obter as classes de uso do solo atuais do município de Vitória e das áreas de estudo, foi gerado, através dos programas Arc GIS 9.1 e ERDAS, mapa de classificação não supervisionada (Figura 4-2), a partir da base cartográfica digital do município e foto-interpretação de imagem satélite do sensor orbital IKONOS, resolução em escala (RE) de 1 metro (2003). Além das classes, foram localizados neste mapa todos os pontos de coleta de água freática, com o objetivo de confirmar as classes de uso do solo em que estes se encontram.

Cada ponto de amostragem foi georreferenciado por meio de receptor de GPS, modelo Garmim 12, no *Datum* SAD 69, e confirmado no local com carta na escala 1:1.000, a fim de se evitar possíveis erros de precisão do aparelho (presença de árvores, anteparos, e outros interferentes urbanos nas medidas com GPS).

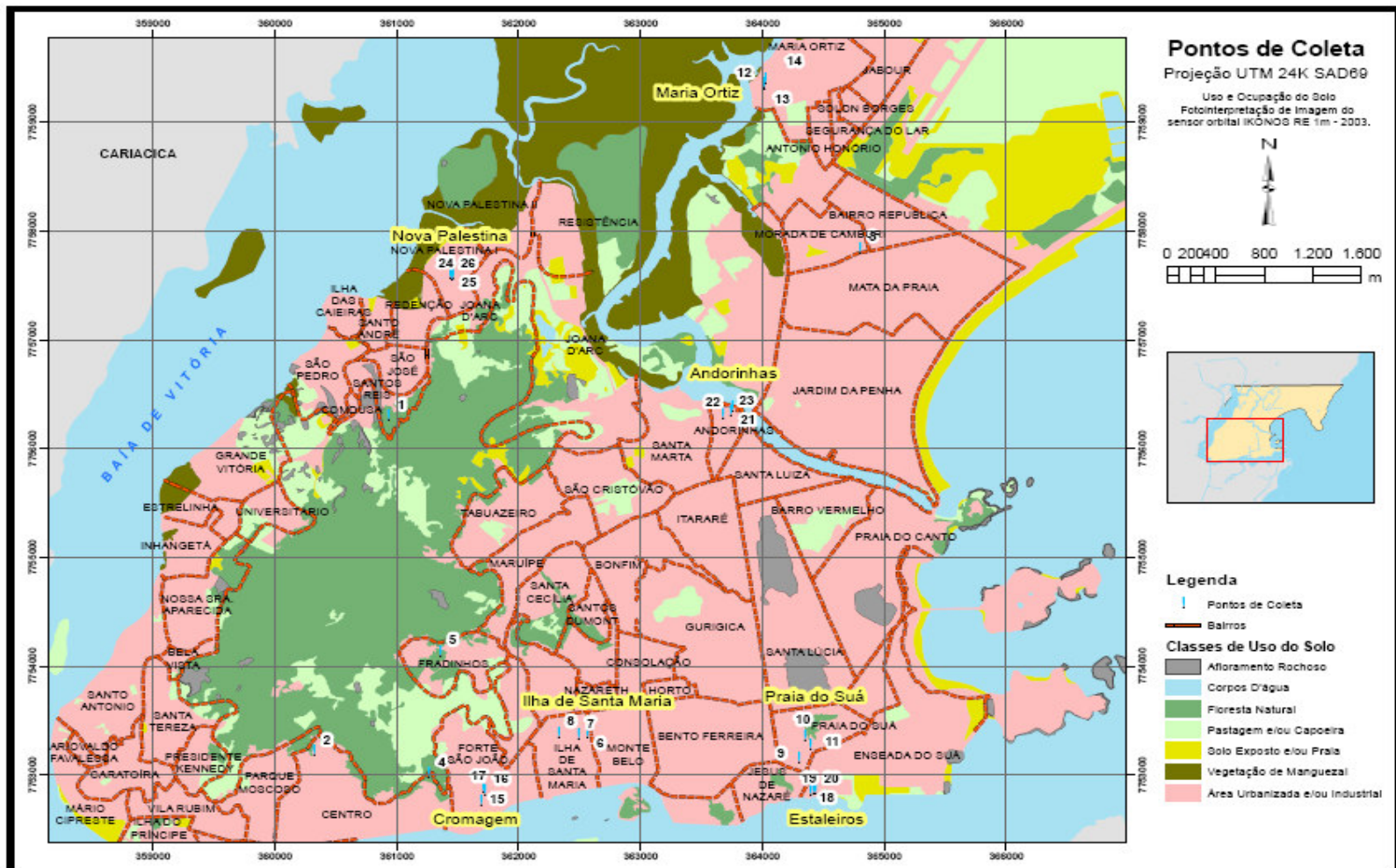


Figura 4-2: Classes de uso do solo em Vitória, ES, no ano de 2003.

### 4.3 Seleção das áreas de estudo

A partir do levantamento de informações históricas e visita “in loco”, foram selecionadas áreas nas quais se verificou uso repetitivo e prolongado do solo, pelo método não probabilístico de amostragem por julgamento ou intencional. Trata-se de um tipo de amostragem subjetiva, onde a variabilidade amostral não pode ser estabelecida com precisão numérica e, por isso, não permite estimar objetivamente o erro amostral ou amplas inferências populacionais (STEVENSON, 1981). O método refere-se à especificação dos itens mais representativos da população, ao invés da adoção de uma seleção aleatória, por alguém familiarizado com a população, um especialista ou pesquisador, por exemplo, e pode ser utilizado na extração de amostras, independentemente das bases estatísticas, quanto a seu tamanho e método de seleção, e aplica-se em casos onde a abordagem qualitativa predomina, como é o caso do presente estudo (MATTAR, 2001; FONSECA, 1996; STEVENSON, 1981).

Baseados também na geologia e geomorfologia locais, foram selecionados pontos de amostragem nos corpos graníticos com o objetivo de conhecer a composição química de suas águas e os impactos ambientais decorrentes das atividades antrópicas.

#### 4.3.1 Seleção de pontos de amostragem nos corpos graníticos

Foram escolhidos cinco pontos, quatro ao redor do Maciço Central localizado na Ilha de Vitória, e um nas proximidades da encosta do Morro Pedra da Cebola, localizado na região continental deste município. Chegou-se à conclusão de que seriam coletadas amostras de duas nascentes no Maciço Central (pontos 2 e 4), de um poço em operação para uso doméstico (ponto 1), na base do maciço, Bairro São Pedro, e um furo de amostragem perfurado (ponto 5) no bairro menos adensado do município, Fradinhos, em área de encosta, próxima a nascentes, além de outro poço em operação (ponto 3), no bairro Mata da Praia, próximo à base do Morro Pedra da Cebola. Todos estes pontos, cujas descrições podem ser observadas na Tabela 4-1, estão mostrados na Figura 4-3.

**Tabela 4-1:** Descrição dos pontos de amostragem nos corpos graníticos

PONTO	LOCALIZAÇÃO	TIPO DE MANANCIAL
P1	Bairro Santos Reis, condomínio residencial Sítio do Jacaré	Água de poço tubular (prof. aprox. 6m)
P2	Bairro Centro, Fonte Grande	Nascente canalizada
P3	Bairro Morada de Camburi, condomínio residencial Vila Borguese	Água canalizada de poço tubular (prof. aprox. 6m)
P4	Bairro Centro, Fonte Gruta da Onça	Nascente represada
P5	Bairro Fradinhos	Água de furo de amostragem (prof. aprox. 2m)

### 4.3.2 Seleção de áreas potencialmente contaminadas

Todas as áreas de estudo escolhidas foram, principalmente, residenciais e de comércio local, que receberam ou recebem carga orgânica de esgotos domésticos, devido à falta ou deficiência de saneamento básico.

Cabe ressaltar que as áreas de uso industrial, as áreas eminentemente de uso comercial, bem como as áreas próximas a postos de combustíveis, não constituíram objeto de estudo do presente trabalho, uma vez que as concentrações quali-quantitativas dos contaminantes relacionados a tais tipos de uso e ocupação do solo somente são detectadas por metodologias de análise específicas, não subsidiadas e não disponibilizadas pela presente pesquisa.

As áreas eleitas como potencialmente contaminadas (Figura 4-3) foram descritas na Tabela 4-2 quanto às principais fontes poluidoras, ao longo de seu histórico de uso e ocupação do solo.



**Tabela 4-2:** Áreas de estudo quanto às fontes potencialmente poluidoras

ÁREA	LOCALIZAÇÃO (Bairro)	FONTES POTENCIALMENTE POLUIDORAS RELATIVAS AO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO
A1	Ilha de Santa Maria	Esgoto doméstico; aterro de lixo a céu aberto; oficinas mecânicas e lavajatos
A2	Praia do Suá	Esgoto doméstico; atividades para comercialização de pescado
A3	Maria Ortiz	Esgoto doméstico; aterro de lixo a céu aberto
A4	Forte São João	Esgoto doméstico; atividades de cromagem
A5	Enseada do Suá	Esgoto doméstico; reparos em embarcações
A6	Andorinhas	Esgoto doméstico; aterro de lixo a céu aberto; reparos em embarcações
A7	Nova Palestina	Esgoto sanitário; aterro de lixo a céu aberto

### 4.3.3 Seleção dos pontos de amostragem nas áreas potencialmente contaminadas

Foram locados três pontos por área potencialmente contaminada com o objetivo de obter uma maior consistência nos dados adquiridos. Os pontos se configuraram em 20 furos de amostragem, perfurados a trado (pontos 6 a 10 e 12 a 26), e um poço em operação (ponto 11), observando-se os critérios limitantes de facilidades de acesso e de perfuração, além das orientações da Prefeitura Municipal de Vitória – fornecidas por meio da carta de autorização da PMV – indicando a forma como os furos poderiam ser executados. Os furos de amostragem foram provisoriamente perfurados, ou seja, após a coleta da amostra, foram fechados com o mesmo material da escavação retirado dos mesmos, com exceção do ponto P11 (Praia do Suá), por tratar-se de poço tubular em operação, que capta água freática à profundidade de 6 m.

A malha amostral para coleta de amostras e posterior análise de parâmetros da água subterrânea rasa foi, portanto, disposta de forma irregular, considerando a existência de acessos e locais menos resistentes à perfuração com trado manual.

Deste modo, todos os pontos georreferenciados para coleta da água (Figura 4-3), incluindo os pontos nas áreas contaminadas como nos corpos graníticos, têm suas descrições listadas na Tabela 4-3.

**Tabela 4-3:** Georreferenciamento dos pontos amostrados (UTM 24K) – Datum SAD-69

PONTO	DESCRIÇÃO	LOCALIZAÇÃO	E	N
P1	Poço perfurado em uso	Bairro São Pedro	360931	7756341
P2	Nascente canalizada	Fonte Grande	360315	7753211
P3	Poço perfurado em uso	Bairro Mata da Praia	364844	7757878
P4	Nascente represada	Fonte Gruta da Onça	361248	7753048
P5	Furo de amostragem	Bairro Fradinhos	361356	7754139
P6	Furo de amostragem	Área A1	362581	7753390
P7	Furo de amostragem	Área A1	362483	7753372
P8	Furo de amostragem	Área A1	362326	7753389
P9	Furo de amostragem	Área A2	364305	7753161
P10	Furo de amostragem	Área A2	364349	7753368
P11	Poço perfurado em uso	Área A2	364398	7753786
P12	Furo de amostragem	Área A3	363995	7759348
P13	Furo de amostragem	Área A3	363998	7759355
P14	Furo de amostragem	Área A3	364023	7759397
P15	Furo de amostragem	Área A4	361689	7752757
P16	Furo de amostragem	Área A4	361713	7752871
P17	Furo de amostragem	Área A4	361715	7752881
P18	Furo de amostragem	Área A5	364402	7752866
P19	Furo de amostragem	Área A5	364417	7752873
P20	Furo de amostragem	Área A5	364436	7752869
P21	Furo de amostragem	Área A6	363762	7756395
P22	Furo de amostragem	Área A6	363657	7756326
P23	Furo de amostragem	Área A6	363725	7756371
P24	Furo de amostragem	Área A7	361429	7757603
P25	Furo de amostragem	Área A7	361456	7757616
P26	Furo de amostragem	Área A7	361456	7757609

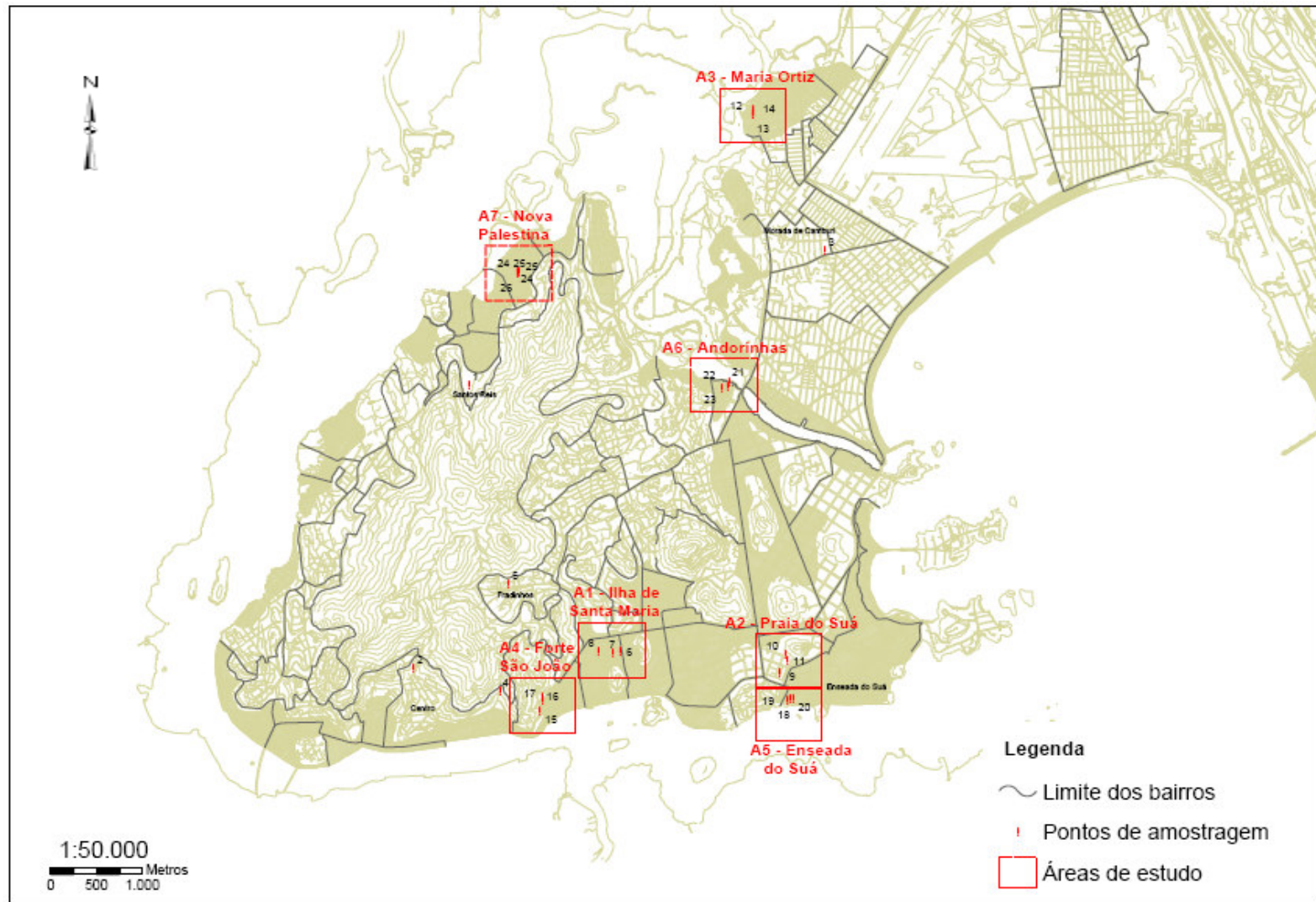
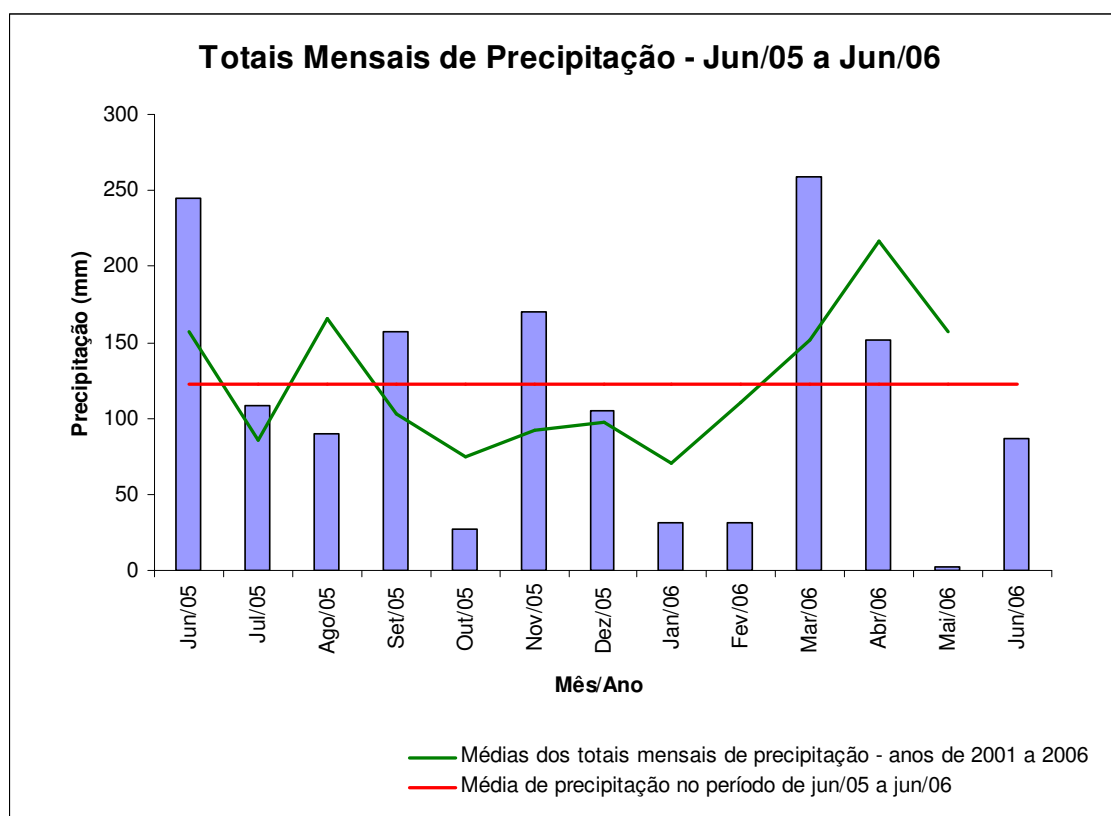


Figura 4-3: Pontos de amostragem georreferenciados e respectivas áreas de estudo em Vitória, ES

## 4.4 Caracterização da água freática

Após a seleção de pontos foram realizadas, ao longo de um ano (junho de 2005 a junho de 2006), duas campanhas de amostragem em épocas distintas: a primeira de junho a outubro de 2005 (4 meses) e a segunda de maio a junho de 2006 (2 meses), tanto para caracterização da água freática e para análise de possíveis alterações físico-químicas ao longo de um ano, como também para promover maior consistência dos dados e das análises destes. Os volumes totais mensais de precipitação correspondentes a este período podem ser observados na Figura 4-4.



**Figura 4-4:** Totais mensais de precipitação entre junho de 2005 e junho de 2006 em Vitória, ES  
Fonte: Dados pluviométricos da rede automática de monitoramento da qualidade do ar, IEMA, 2006.

### 4.4.1 Perfuração dos furos de amostragem

Os furos de amostragem foram executados manualmente, conforme pode ser observado na Figura 4-5, por meio de trado manual de 4" (100 mm) de diâmetro, acoplado a uma haste que variou entre 1 e 3 metros de comprimento, dependendo do

nível de água encontrado no lençol freático. Os materiais e ferramentas utilizados na perfuração dos furos constituíram-se de pá, chaves de grifo, martelo de borracha, trados helicoidal e fechado, hastes de um metro, conexões metálicas e cruzeta, apresentados na Figura 4-6.



**Figura 4-5:** Detalhe de abertura manual de um furo de amostragem.



**Figura 4-6:** Material usado para abertura de um furo de amostragem a trado manual

Depois de encontrado o nível freático, a perfuração era continuada até que a água no interior do poço fosse suficiente para ser coletada. O furo era então revestido por um tubo geomecânico de 2", com filtro localizado na parte inferior do poço. O espaço anelar entre o tubo e o furo não foi preenchido por não se tratar de execução de poço. Porém, recebeu algumas vezes encapsulamento com tubo de PVC de 100 mm de diâmetro, com a finalidade de evitar desmoronamentos nas paredes do furo. Após o término da coleta, os furos foram preenchidos com o próprio material da escavação.

Após a execução da perfuração e preparo do furo para coleta, procedeu-se a medição da profundidade do furo e do correspondente nível freático ou hidrostático, considerado como a distância entre o nível da superfície do solo e o nível da superfície da água do poço.

#### 4.4.2 Coleta, preservação, transporte e processamento das amostras

Durante as duas campanhas de campo, realizaram-se amostragens nos 26 diferentes pontos de coleta, conforme descrição anteriormente citada.

A amostragem da água subterrânea nos furos foi realizada com a utilização de bailer descartável. As amostras foram coletadas em frascos de 5 litros (polietileno), 1 litro (vidro âmbar) e 300 mL (vidro âmbar e polietileno autoclavável), conforme parâmetro a ser analisado.

Os procedimentos que envolveram a coleta, a preservação e o transporte das amostras obedeceram aos critérios adotados pela APHA et al. (1995), CETESB (1987) e USEPA (1998).

A coleta de água freática foi realizada na forma de amostragem simples. A amostragem simples ou pontual refere-se à coleta instantânea de amostras nos diferentes pontos de coleta (ABNT, 1987). A temperatura foi o único parâmetro medido "in situ". Os parâmetros físico-químicos condutividade elétrica e pH foram medidos imediatamente após as amostras chegarem ao laboratório. Os parâmetros químicos, além do parâmetro microbiológico de quantificação de coliformes termotolerantes, foram analisados no Laboratório de Saneamento do Departamento de Engenharia Ambiental da UFES (LABSAN) foram: DQO<sub>t</sub>, alcalinidade (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>), amônia (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), nitrito (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), sulfatos, dureza, cloretos, fenóis, óleos e graxas e, como indicador do potencial de contaminação por patógenos, avaliou-se a concentração de coliformes termotolerantes. As análises dos íons maiores cálcio, magnésio, sódio, potássio, ferro e manganês, bem como os metais pesados cádmio, chumbo, cobre, cromo, níquel, prata e zinco foram realizadas pelo laboratório CETREL, em Salvador, BA. Os resultados das análises encontram-se no Anexo deste trabalho. As amostras para análise de metais dissolvidos na água (Cr, Cu, Cd, Fe, Mn, Ni, Zn,

Pb e Ag) e de cátions (K, Mg, Na, Ca) foram preservadas em meio acidificado, com ácido nítrico, após filtração com membrana 0,45  $\mu\text{m}$ , e refrigeradas até seu envio para serem analisadas por ICP-MS.

Na segunda campanha, além da coleta e análise da fase líquida, procedeu-se também à coleta da fase sólida em cada furo de amostragem, na interface entre as zonas não-saturada e saturada, com o objetivo de avaliar o tipo de solo, a quantidade de matéria orgânica, bem como realizar análises químicas quanto à presença e teor dos metais pesados cádmio, chumbo, cobre, cromo, ferro, manganês, níquel e zinco, a fim de estabelecer relações entre o solo e a água freática de cada ponto.

As amostras de solo foram coletadas com trado, acondicionadas em frascos de vidro esterilizados virgens e encaminhadas ao laboratório para análise da quantidade de matéria orgânica presente, sendo que após preservação, foram enviadas ao laboratório do IEMA, onde foram analisadas quimicamente. Os parâmetros de solo, granulometria e composição, foram avaliados por análise táctil-visual, sendo as amostras discriminadas nos seguintes grupos: argiloso orgânico, argiloso, argilo-arenoso, areno-argiloso e arenoso, além de descritas sucintamente quanto às suas características, antes e após a queima da matéria orgânica presente.

#### 4.4.3 Metodologias de análises físico-químicas e microbiológica

Os métodos de análises laboratoriais para as análises físico-químicas e microbiológicas obedeceram aos procedimentos recomendados pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* – 20<sup>o</sup> Edição (APHA et al., 1998), bem como da USEPA (1998), somente para abertura das amostras de solo na análise de metais pesados, e encontram-se referenciados na Tabela 4-4. A densidade de coliformes termotolerantes foi determinada através da determinação do número mais provável (NMP), utilizando-se meio A1 (LMX), com quantificação por fermentação em tubos múltiplos.

**Tabela 4-4:** Resumo das metodologias de análises físico-químicas e microbiológica, realizadas nas amostras de água freática e de solo

PARÂMETRO**	MÉTODO	REFERÊNCIA NO STANDARD METHODS*
Alcalinidade	Titulométrico	2320 B
Dureza	Titulométrico com EDTA	2340 C
Condutividade Elétrica	Método direto de laboratório	2510 A
Temperatura	Método de laboratório e de campo	2550 B
Cl <sup>-</sup>	Argentométrico	4500-Cl <sup>-</sup> B
pH	Eletrométrico	4500-H <sup>+</sup> B
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Colorimétrico, com destilação prévia	4500-NH <sub>3</sub> B e F
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Colorimétrico	4500-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> B
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Redução de Cádmio	4500-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> E
SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	Turbidimétrico	4500-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> E
DQO <sub>t</sub> (total)	Colorimétrico, de refluxo fechado	5220 D
Óleos e Graxas	Extração por Soxhlet	5520 D
Fenol	Extração com clorofórmio	5530 C
Metais dissolvidos	ICP- MS ( <i>Plasma de Acoplamento Indutivo – Espectrometria de massa</i> )	3125 B
Metais totais*	Espectrometria de absorção atômica (AA) direta por chama (ar-acetileno)	3111 B
Sólidos: Totais, Fixos e Voláteis*	Gravimétrico	2540 G
Coliformes termotolerantes	Fermentação em tubos múltiplos	9221 E

\* Parâmetro analisado para a fase sólida das amostras, cuja abertura destas para posterior análise em AA utilizou o método 3050B descrito pela USEPA (1998).

\*\*Todos os parâmetros tiveram suas análises confirmadas por meio de uma ou mais repetições, exceto as medidas diretas e com uso de aparelhos (condutividade elétrica, pH e temperatura), além do parâmetro de contaminação por patógenos (coliformes termotolerantes), que foram medidos ou analisados uma única vez.



## 4.5 Análise descritiva e estatística dos dados

### 4.5.1 Dados Hidrogeoquímicos

Os dados hidrogeoquímicos da água freática pesquisada foram consolidados por meio do aplicativo Excel, submetidos a um balanço iônico e classificados por meio do Diagrama de Piper, gerados por meio do Programa Qualigraf - versão Beta.

Também foram realizados cálculos de relações e balanços iônicos, além de classificação hidroquímica e comportamento geoquímico provável das amostras de água analisadas, por meio de planilhas do aplicativo Excel, denominadas ReSub\_CHEM, elaboradas pelo Laboratório de Geotecnologia da Universidade Federal Fluminense – UFF, no âmbito do Projeto ReSub – Rede de Geotecnologia em Águas Subterrâneas.

Foram realizadas descrição e avaliação da qualidade das águas e sua classificação segundo padrões de potabilidade e de qualidade ambiental e, no que tange aos parâmetros de solo e sedimentos, também foi avaliada sua qualidade de acordo com as normas ambientais vigentes.

### 4.5.2 Métodos numéricos

Para a avaliação dos dados hidroquímicos e dos parâmetros analisados, bem como da interdependência entre estes parâmetros e das relações entre as amostras e as áreas estudadas, foi utilizada análise estatística descritiva convencional e a análise multivariada, por englobar um conjunto de técnicas que discernem o padrão das relações entre diversas variáveis, simultaneamente. Desta forma, foi possível identificar as variáveis responsáveis pela maior variabilidade da qualidade das águas. Para isso, foi utilizada técnica de análise multivariada referente à análise fatorial em componentes principais.

Os dados para a análise fatorial foram analisados em R-mode. Os principais estágios foram: preparação da matriz de correlação de Pearson entre variáveis padronizadas, extração dos fatores iniciais e transformação destes fatores por meio de processos de rotação matemática até uma solução ser alcançada (Davis, 1986). O procedimento de

rotação VARIMAX foi utilizado com o objetivo de facilitar a interpretação dos fatores pela maximização das diferenças entre variáveis.

O pacote de programa estatístico padrão utilizado neste estudo para a análise estatística descritiva foi o STATISTICA 6.0. Para as correlações de Pearson foi utilizado o programa SPSS 8.0 e para a análise estatística multivariada de análise fatorial, o MINITAB Release 13.20.

Foram selecionadas todas as variáveis para a aplicação do método estatístico descritivo e apenas os íons principais ( $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Mg}^{++}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{-2}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ) e condutividade elétrica para a análise multivariada. Foram considerados os 26 pontos de amostragem e as duas campanhas em todas as análises estatísticas.

O cálculo do balanço iônico foi aplicado em todas as amostras estudadas para averiguar o controle de qualidade das análises.

Quando os resultados das análises químicas dos metais analisados se apresentavam abaixo dos limites de quantificação da técnica utilizada, foram considerados como a metade dos limites de detecção nas propostas das análises estatísticas (BANKS et al., 1995). Esse procedimento é normal em análise estatística na área de imputação dos dados, para não ficarem lacunas no banco de dados. Os limites de detecção foram calculados como a décima parte da menor concentração da curva de calibração do metal.

Os resultados foram apresentados na forma de tabelas, gráficos e figuras, e interpretados com base nos valores encontrados, bem como na revisão bibliográfica.

# 5. *Resultados e Discussão*

## 5.1 Localização e seleção das áreas em relação ao uso do solo

Conforme descrito no capítulo anterior, baseadas em pesquisa bibliográfica, campanhas de campo e entrevistas com moradores antigos, foram selecionadas para este estudo áreas potencialmente contaminadas, ou seja, áreas nas quais se desenvolvem ou foram desenvolvidas atividades potencialmente poluidoras (CETESB, 2001b).

Os pontos para coleta de água freática nas áreas foram locados principalmente em função de sua acessibilidade. Assim, foram também coletados os solos na interface das zonas não-saturada e saturada de água subterrânea (NA), em cada um dos furos de amostragem, com vistas a confirmar a antropogenia das áreas, caracterizá-las quanto à sua homogeneidade ou não e, também, para caracterizar a composição destes solos e avaliar sua influência nos parâmetros de água analisados.

A Figura 5-1 apresenta a locação dos pontos amostrados e as áreas às quais estes pertencem, utilizando como base cartográfica o mapa de aterros de Vitória (MARINATO, 2004).

As denominações dos pontos e das áreas, descritas no capítulo anterior, encontram-se novamente listadas na Tabela 5-1, a fim de facilitar a referência destes neste capítulo. Na mesma tabela, encontram-se as cronologias de execução de início e de fim das obras de aterro nas áreas de estudo, segundo Marinato (2004).

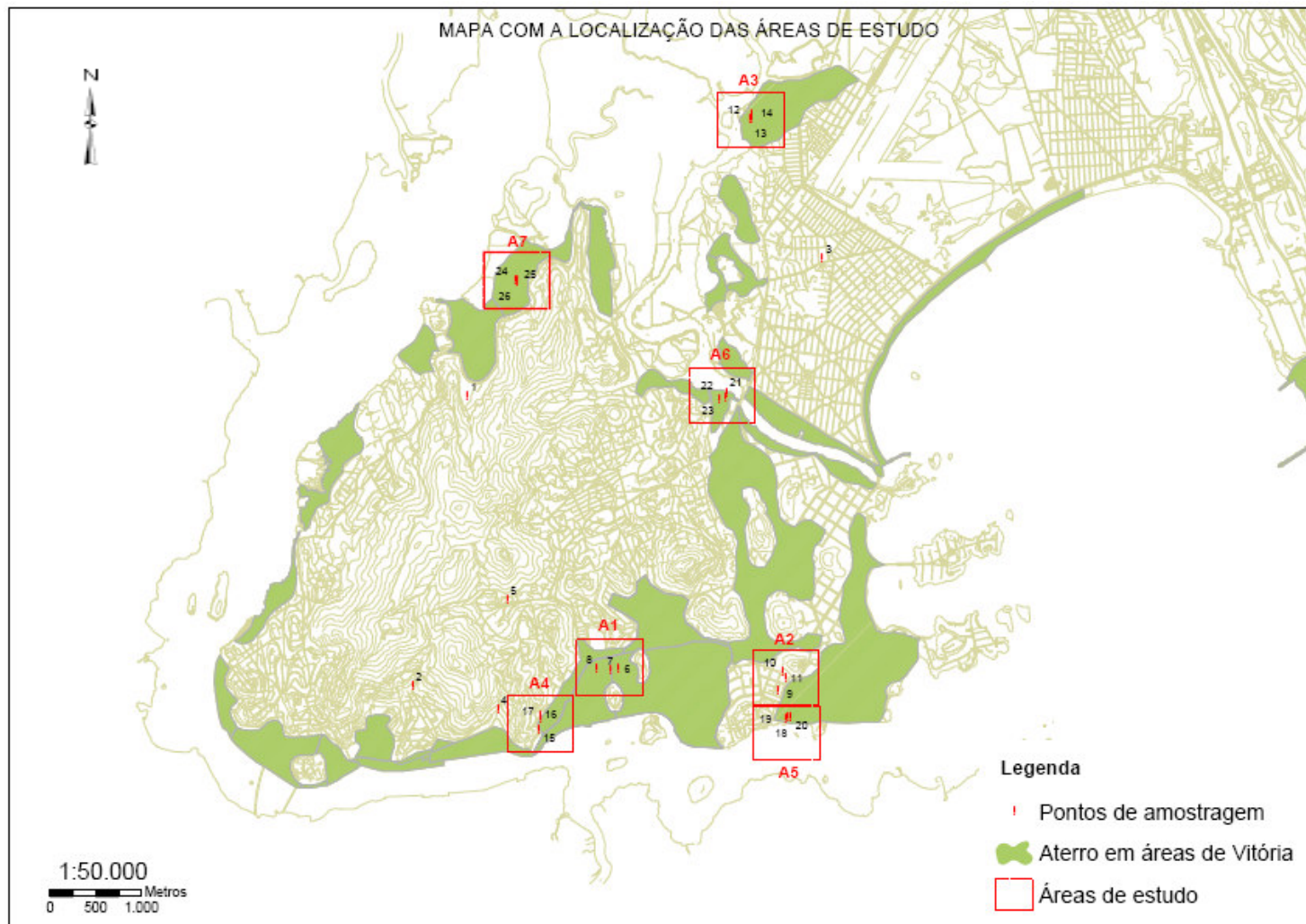
**Tabela 5-1:** Cronologia dos aterros e suas respectivas áreas.

BAIRRO	ÁREA	PONTOS	PERÍODO INICIAL DE EXECUÇÃO DAS OBRAS DE ATERRO	PERÍODO FINAL DE EXECUÇÃO DAS OBRAS DE ATERRO
Ilha de Santa Maria	A1	6, 7,8	1900 – 1939	1940 – 1959
Praia do Suá	A2	9, 10, 11	-	-
Maria Ortiz	A3	12, 13, 14	1980 – 2004	1980 – 2004
Forte São João	A4	15, 16, 17	1900 – 1939 (ponto 16)	1900 – 1939 (ponto 16)
Enseada do Suá	A5	18, 19, 20	1960 – 1979	1960 – 1979
Andorinhas	A6	21, 22, 23	1980 – 2004	1980 – 2004
Nova Palestina	A7	24, 25, 26	1980 – 2004	1980 – 2004

Com relação às cronologias observadas, os aterros mais antigos das áreas estudadas correspondem aos efetuados em A1 e em A4, iniciados pela municipalidade em ambas. Porém, a primeira área, devido às paralisações das obras, levou mais de meia década para ser finalizada, tendo recebido contribuição de aterro com lixo urbano, material de construção civil e outros diversos materiais, por parte da população local, a fim de ocupar as áreas alagadas no entorno das ilhas de Santa Maria e de Monte Belo.

Cabe ressaltar que, na área A4, somente um dos pontos recebeu aterro registrado oficialmente, o ponto 16. A área A2, entretanto, não recebeu aterro, e trata-se de antiga área costeira, local aonde o mar chegava antes da execução do aterro da COMDUSA para criação do bairro Enseada do Suá, aterro este a que a área A5 pertence (Enseada do Suá), efetuado entre os anos de 1960 e 1979, e onde se situam os pontos amostrados 18,19 e 20.

Os aterros contemporâneos e mais recentes correspondem àqueles das áreas que recebem a influência da região estuarina a noroeste da Baía de Vitória, ou seja, as áreas A3, A6 e A7, cujos manguezais foram aterrados com lixo urbano, a partir da década de 80, sendo a urbanização destas posteriormente efetuadas com a finalidade de conter novas invasões, preservar o restante das áreas de manguezal, e ao mesmo tempo, promover melhor qualidade habitacional aos moradores locais.



**Figura 5 -1:** Localização das áreas de estudo e locação dos pontos amostrados em Vitória, ES.  
Fonte: Adaptada de Marinato (2004)

### 5.1.1 Caracterização granulométrica e mineralógica dos solos dos furos de amostragem

Na segunda campanha foi realizada a coleta de solo nos furos de amostragem, na interface entre as zonas não-saturada e saturada, ou seja, no nível freático (NA). Cabe ressaltar que os solos amostrados nas áreas de aterro não atingiram, em nenhuma ocasião, os sedimentos de mangue que, provavelmente, encontravam-se a maiores profundidades. A classificação granulométrica e mineralógica foi realizada tátil-visualmente em amostras úmidas e secas, sendo estas últimas, após a queima da matéria orgânica (Tabela 5.2). Ademais, a Figura 5-2 apresenta os pontos amostrados na imagem de Vitória, para uma melhor visualização da distribuição e espacialização destes na região de estudo, em relação à origem atribuída a cada uma das amostras.



**Figura 5-2:** Distribuição espacial dos pontos amostrados sobre a imagem de Vitória, ES  
Fonte: Adaptado de Google Earth, 2006.

**Tabela 5-2:** Descrição das amostras de solo coletadas nos furos de amostragem, baseada em análise tátil-visual.

ÁREA	PONTO	SOLO	GRANULOMETRIA ÚMIDA	GRANULOMETRIA SECA	COMPOSIÇÃO SECA	% SV	ORIGEM
	P5	0,80	Areno-argilosa, coloração cinza-avermelhada, restos orgânicos.	Areia média-siltico-argilosa, coloração avermelhada, grãos angulosos.	Plagioclásio, quartzo, biotita, concreção de Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> .	4,95	Colúvio-aluvionar.
	P6	1.90	Areno-argiloso, grãos angulosos.	Areia grossa a fina, cor amarelo-alaranjado, grãos angulosos.	Quartzo e argilo-minerais.	13,57	Aterro da Formação Barreiras e lixo.
A1	P7	2.90	Areno-siltico-argiloso, com bioclastos, cor cinza escuro devido o teor elevado de matéria orgânica.	Areia muito grossa a fina, rosada, silte, argilo-minerais, restos de bioclastos quebradas, quartzos angulosos facetados a sub-arredondados.	Quartzos, plagioclásios e biotita.	14,81	Aterro de diversas fontes: dragagem, desmonte de rocha e lixo.
	P8	2.00	Material orgânico com grânulos, cor preto devido ao teor elevado de matéria orgânica.	Areia grossa a fina, cor amarelo-alaranjado, grãos sub-angulosos.	Quartzos angulosos a sub-arredondados e facetados, feldspatos e biotita.	63,42	Aterro: "pó de serragem" misturado com material de dragagem.
	P9	0.80	Areno-siltico-argiloso com bioclastos, cinza tons avermelhado,	Areia media a fina e argilas, cor vermelhada, grãos angulosos a sub-angulosos.	Quartzos, plagioclásios, biotitas e menos de 1 %, fragmentos de conchas.	1,77	Flúvio-marinha.
A2	P10	0.80	Areno-argiloso, grãos angulosos, cinza-avermelhado.	Grânulos-areia, argila, cor avermelhada, grãos angulosos e faceados.	Fragmentos de granodiorito, plagioclásios, quartzo, biotita e epidoto.	4,25	Desmonte de rocha alterada e regolito do granodiorito local.
	P12	1.40	Areno-argiloso, cor cinza-amarelado.	Areno-argiloso, cor avermelhado, areia média a fina de grãos angulosos, com cascalho fino de quartzo anguloso.	Quartzo, feldspato com micas agregadas a seus grãos, e menos de 2 % de biotita.	6,15	Aterro de desmonte de rocha, Barreiras e lixo.
A3	P13	0.90	Arenoso, cor cinza, predominância de quartzo.	Arenoso, cor rosada, areia média a grossa, grãos angulosos a sub-angulosos, possui grânulos de plagioclásio angulosos e quebrados.	Quartzo 70%, plagioclásio cor castanha, menos de 2% de biotita.	3,5	Aterro de dragagem, pó de rocha e lixo.
	P14	1.20	Argilo-arenoso, cor amarelada.	Argilo-arenoso, cor amarelada, com areias média de quartzo e cascalhos finos de quartzo com concreções de Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> .	Quartzo e feldspato castanho.	6,0	Aterro da Formação Barreiras e lixo.

ÁREA	PONTO	C-2 SOLO	GRANULOMETRIA ÚMIDA	GRANULOMETRIA SECA	COMPOSIÇÃO SECA	% SV	ORIGEM
A4	P15	1.50	Argilo-arenoso, cor vermelho escuro, com grão de areia grossa.	Grãos grossos a médio, com argila, cor vermelha, grãos angulosos.	Quartzo anguloso, não possui quase plagioclásios, muito argiloso e presença de biotitas.	7,8	Desmonte de rocha e regolito do granodiorito local.
	P16	1.40	Areno-argiloso, cor cinza escuro, areia média a grossa.	Areia média a grossa, cor rosada, grãos angulosos facetados (quebrados), possui grânulos de quartzo angulosos (grãos quebrados).	Quartzo anguloso (grãos quebrados), feldspato, menos de 1 % de biotita.	1,66	Aterro de desmonte de rocha local.
	P17	1.50	Areno-argiloso, cor amarelado, predominância de quartzo, feldspato e muscovita.	Areia grossa a média, com cascalho fino de quartzo anguloso, grãos angulosos, cor avermelhado.	Quartzo com agregados de micas, plagioclásios, menos de 1% biotita.	1,59	Aterro de desmonte de rocha local.
A5	P18	0.70	Arenoso, areia média a grossa, composto por quartzo, micas e bioclastos, cor cinza.	Areia média a grossa, grãos sub-angulosos a sub-arredondados na fração mais fina.	Predominância de quartzo, com bioclastos desarticulados de bivalves, inteiros e quebrados (menos de 1 cm), feldspato e menos de 1% de biotita.	1,22	Aterro de dragagem (flúvio-marinho).
	P19	0.80	Arenoso, areia média a grossa com menor teor de argila, composto por quartzo, micas e bioclastos, cor cinza.	Areia média a grossa, cor rosada, possui cascalho fino de quartzo com tons castanhos de concreções de Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> .	Quartzo, feldspatos castanhos, grãos sub-angulosos com bioclastos de até 8 mm, desarticulado de bivalves, inteiros e quebrados e menos de 1 % de biotita.	0,94	Aterro de dragagem (flúvio-marinho).
	P20	1.00	Arenoso, areia fina a média, com bioclastos, cor cinza escuro.	Areia fina a média, cor rosada, com grãos sub-angulosos a sub-arredondados. Possui grãos grossos de quartzo angulosos.	Quartzo, feldspato, menos de 2% de biotitas, bioclastos quebrados de até um 1 cm de bivalves e outros.	1,53	Aterro de dragagem (flúvio-marinho)



ÁREA	PONTO	C-2 SOLO	GRANULOMETRIA ÚMIDA	GRANULOMETRIA SECA	COMPOSIÇÃO SECA	% SV	ORIGEM
A6	P21	0.90	Areno-argiloso, cinza amarelado, com fragmentos de tijolos e concreto.	Areno-siltico-argiloso, cor avermelhada, com fragmentos de tijolos, concreto e caulim, grãos angulosos a sub-arredondados e alguns facetados.	Predominância de quartzo, menos de 1% de biotita e concreções de Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> .	3,97	Aterro de mistura de dragagem de canal, com pedra próxima e lixo.
	P22	1.40	Arenoso, amarelado, areia grossa.	Areia grossa a muito grossa, com grânulos sub-arredondados de até 3 mm, grãos sub-arredondados a angulosos, cor amarelo-alaranjado.	Predominância de Quartzo, < feldspato e fragmentos de rocha.	0,55	Aterro de dragagem, com pedra próxima e lixo.
	P23	1.30	Arenoso, cor cinza escuro, areia grossa a muito grossa.	Areia grossa a muito grossa, cor rosada, com grãos sub-arredondados, com alguns sub-angulosos a angulosos.	Predominância de quartzo, raros feldspatos e menos de 1% de micas e fragmentos de rocha.	1,74	Aterro de dragagem, com pedra próxima e lixo.
A7	P24	1.60	Argilo-arenoso, cor rosado com algumas porções esbranquiçadas.	Argilo-arenoso, cor rosa claro, com grãos de areia média.	Areia média de quartzo e feldspato.	6,01	Aterro do Barreiras com caulim e lixo.
	P25	1.00	Argilo-arenoso, cor cinza claro.	Argilo-arenoso, cor rosa amarelado claro, com areia média a grossa, grãos angulosos a sub-angulosos.	As areias são compostas por grãos de quartzo e feldspato acastanhado.	8,05	Aterro do Barreiras com caulim e lixo.
	P26	1.40	Argilo-arenoso, cor cinza claro com algumas porções amareladas.	Argilo-arenoso, cor cinza claro, com areia média a grossa, grãos angulosos a sub-angulosos.	As areias são compostas por grãos de quartzo e feldspato acastanhado e concreções de Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> .	8,55	Aterro do Barreiras com caulim e lixo.

NOTA: %SV - percentagem de matéria orgânica contida nas amostras.

Os solos descritos apresentaram grande variedade de fontes de procedência, devido aos vários eventos de aterro ao longo dos anos na região estudada. Os sedimentos variaram de desmonte de rocha de composição granítica, sedimentos da Formação Barreiras, sedimentos de dragagem do Canal da Passagem e da Baía de Vitória, além de lixo urbano. Também ocorreram sedimentos locais (originais), como os de ambiente colúvio-aluvionar e flúvio-marinho.

Os aterros com solo proveniente de pó de rocha foram inferidos devido à presença de quartzo e plagioclásio quebrados e facetados, fragmentos de rocha de composição granodiorítica, lamelas de biotitas bem preservadas e biotitas agregadas a grãos de quartzo. Estes solos apresentaram granulometria areno-argilosa na maioria dos pontos e argilo-arenosa no Ponto 15, onde ocorreu o desmonte do Maciço Central e, posteriormente, terraplanagem com o pó e fragmentos de rocha e do regolito removido dos locais de desmonte. As áreas que apresentaram estes aterros foram: A1 (ponto 7), A2 (ponto 10), A3 (pontos 12 e 13) e a A4 (pontos 15, 16 e 17). Com exceção da A3, todas estão próximas a corpos graníticos que sofreram processos de desmonte ou de mudança de sua configuração natural.

Os aterros inferidos à Formação Barreiras apresentaram granulometria argilo-arenosa com grãos angulosos de quartzo e feldspato castanho, e porções com caulim, confirmando a origem destes solos com a descrição realizada anteriormente pelo Projeto RADAMBRASIL (BRASIL, 1983). As áreas que apresentaram estes aterros foram: A1 (ponto 6), A3 (ponto 14) e A7 (pontos 24, 25 e 26), todas associadas à presença de lixo urbano.

Os aterros com solo proveniente das atividades de dragagem se apresentaram na A6 (pontos 21, 22 e 23), próxima ao Canal da Passagem, com granulometria de areia grossa a muito grossa, com grãos de quartzo sub-arredondados a angulosos e grânulos de quartzo sub-arredondados de até 3 mm. Provavelmente, a forma sub-arredondada dos grãos é consequência de ocorrência de transporte, corroborando com a origem provável destes solos. Os grãos angulosos presentes podem ter sido originados da pedreira que se encontra a noroeste do local. Nesta área ocorreu a mistura de sedimentos da

dragagem do Canal e lixo urbano. Na A1 (pontos 7 e 8), próximo à Baía de Vitória, os aterros da dragagem estão misturados com outras fontes de aterros, como pó de rocha e lixo urbano. Na A5 (pontos 18, 19 e 20), também próxima à Baía de Vitória, os solos possuem granulometria predominante de areia média a grossa e frações mais finas, grãos sub-angulosos a sub-arredondados na fração mais fina, com bioclastos de até 1 cm, desarticulados de bivalves, inteiros e quebrados, com cascalho fino de quartzo de tons castanhos e concreções de  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ . Conforme D'AGOSTINI (2005), os sedimentos do Canal da Passagem apresentaram-se predominantemente de areia média a areia fina (95% do Canal). A distribuição dos valores do diâmetro médio das amostras da Baía de Vitória evidencia uma nítida diferenciação entre as regiões, sendo encontrada desde areia grossa a silte fino. Os valores de grau de seleção na Baía de Vitória mostram uma predominância de sedimentos mal selecionados a muito mal selecionados enquanto no trecho do Canal da Passagem os sedimentos variam de moderadamente bem selecionados a moderadamente selecionados. A presença de sedimentos arenosos no fundo da Baía de Vitória é bastante heterogênea, enquanto no trecho do Canal da Passagem se encontram sedimentos predominantemente arenosos. Esta tendência está diretamente relacionada ao grau de seleção no Canal, ou seja, a hidrodinâmica.

O solo, provavelmente original, proveniente de ambiente colúvio-aluvionar, ponto 5, possui granulometria de areia média siltico-argilosa com grãos angulosos de plagioclásio, quartzo, biotita e concreção de  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ . A origem inferida foi devido à sua localização na encosta Leste do Maciço Central e pela sua composição mineralógica bem preservada, correlacionada com as rochas granodioríticas.

O solo, provavelmente original, proveniente de ambiente flúvio-marinho, corresponde a A2, pontos 9: areia média a fina com argilas, grãos angulosos a sub-angulosos, composta por quartzos, plagioclásios, biotitas em menos de 1 %, fragmentos de conchas. Segundo RIMA-COFAVI (1990) *apud* Costa (2001), os sedimentos de origem flúvio-marinha são sedimentos pouco coesos, muitas vezes fossilíferos, com deposição de areias grossas a finas. A descida do nível do mar submeteu o estuário a adaptações morfológicas e batimétricas, que se traduzem na definição de trechos deposicionais, predominantemente

compostos por sedimentos finos, e erosivos e/ou de entalhe fluvial, onde as areias do substrato são expostas (CEPEMAR, 2000 *apud* COSTA, 2001).

### 5.1.2 Relação entre a ocorrência e a cronologia dos aterros e os solos dos furos de amostragem

Em relação aos solos amostrados, constatou-se que os solos dos pontos 5 e 9 não receberam aterro de nenhuma fonte, corroborando com Marinato (2004). O ponto 5 está inserido no ambiente colúvio-aluvionar no pé do Maciço Central, em sua face centro-leste, onde ocorre uma densa vegetação alimentada pelas diversas nascentes locais. Isto justifica o alto teor de matéria orgânica encontrado no solo, enquanto que o solo do ponto 9 permaneceu também com suas características originais de ambiente flúvio-marinho, apesar de estar em região mais adensada que o solo do outro ponto.

Os solos encontrados nos pontos 10 (A2), 15 e 17 (A4), embora não tenham sido registrados oficialmente como aterros, por não terem recebido material externo, encontram-se modificados em suas características morfológicas e pedológicas originais. No ponto 10, observa-se que houve retirada de regolito e rocha alterada local para servir de barramento e canalização de nascente, além de posterior terraplanagem do terreno. Os pontos 15 e 17 caracterizaram-se por desmonte de rocha local da parte sul do Maciço Central e posterior terraplanagem dos terrenos com o pó de rocha originado, sendo que o solo do ponto 15 obteve maior concentração de matéria orgânica proveniente da mistura com o regolito retirado. Quanto ao ponto 16 (A4), embora conste nos registros oficiais como pertencente à área que recebeu aterro (MARINATO, 2004), observa-se que, pela característica do solo analisado, ele também é proveniente de pó do desmonte de rocha local, provavelmente com o objetivo de regularizar os terrenos adjacentes à construção da Avenida Vitória.

O aterro da A5 (pontos 18,19 e 20) caracterizou-se pela homogeneidade de sua constituição, sendo que os solos apresentaram-se de proveniência de sedimentos arenosos, oriundos de dragagem, provavelmente da Baía de Vitória. Segundo Marinato (2004), este aterro, totalmente executado pela municipalidade, entre o período de 1960 e

1980, teve como objetivo expandir a cidade, com a criação do bairro Enseada do Suá, e não recebeu lixo em sua composição.

Conforme MARINATO (2004), A1 (pontos 6, 7 e 8) foi a área que recebeu aterros durante o maior período de tempo (60 anos) e também das mais diversas fontes, o que foi corroborado com as descrições dos solos observados. Estes solos receberam aterros provenientes da Formação Barreiras, característicos dos locais de aterro executados pela municipalidade; pó de rocha, provavelmente do desmonte dos granitos de entorno; de dragagem do canal da Baía de Vitória; pó de serragem e lixo urbano, estes últimos provenientes dos aterros executados pela população para ocupação dos terrenos de Marinha.

Quanto às áreas ocupadas irregularmente pela população de baixa renda a partir de 1980, estas se situam a noroeste da Baía de Vitória, em região estuarina, com características morfológicas e pedológicas naturais semelhantes. Tais áreas (A3, A6 e A7) receberam inicialmente lixo urbano, que foi depositado sobre os manguezais, para posteriormente serem regularizadas e urbanizadas em lotes pela municipalidade, com aterros provenientes principalmente de solos da Formação Barreiras (A3 e A7) e sedimentos de dragagem do Canal da Passagem (A6) e pó de rocha (A3 e A6), sendo que a A6 encontra-se a jusante de pedreira de brita.

## 5.2 Caracterização e classificação da água freática

### 5.2.1 Características físicas dos poços

As características físicas dos dispositivos utilizados para a amostragem para avaliação da qualidade da água freática, solo e sedimento, tais como profundidade e nível estático, são apresentadas na Tabela 5-3. Neste capítulo, para efeito de referência sobre as campanhas para coleta das amostras, denominou-se C-1 para a primeira campanha, realizada em 2005 e C-2 para a segunda, realizada em 2006, representadas nos gráficos pelas cores azul e amarela, respectivamente.

**Tabela 5-3:** Parâmetros físicos dos pontos de amostragem, medidos no campo.

ÁREA	PONTO	DATA DA COLETA		PROFUNDIDADE (m)		NÍVEL DE ÁGUA (m)	
		C-1	C-2	C-1	C-2	C-1	C-2
-	1	23/06/05	03/06/06	-	-	-	-
-	2	23/06/05	11/05/06	-	-	-	-
-	3	23/06/05	30/05/06	-	-	-	-
-	4	29/06/05	11/05/06	-	-	-	-
-	5	06/07/05	26/05/06	1.80	1.50	1.20	0.80
	6	15/07/05	10/06/06	1.30	2.20	0.80	1.90
A1	7	15/07/05	26/06/06	2.20	3.20	1.80	2.90
	8	16/07/05	10/06/06	1.40	2.30	0.90	2.00
	9	21/07/05	20/05/06	1.30	1.00	1.00	0.80
A2	10	30/07/05	20/05/06	1.40	1.10	1.00	0.80
	11	30/07/05	20/05/06	-	-	-	-
	12	14/08/05	16/05/06	1.70	1.90	1.00	1.40
A3	13	14/08/05	16/05/06	1.50	1.10	0.80	0.90
	14	20/08/05	03/06/06	1.60	1.40	1.30	1.20
	15	20/08/05	15/06/06	1.70	1.70	1.20	1.50
A4	16	27/08/05	15/06/06	2.30	2.00	1.70	1.40
	17	27/08/05	15/06/06	1.90	1.80	1.40	1.50
	18	24/09/05	07/05/06	1.20	1.00	1.00	0.70
A5	19	24/09/05	07/05/06	1.20	1.10	1.00	0.80
	20	24/09/05	07/05/06	1.70	1.35	1.20	1.00
	21	15/10/05	30/05/06	1.70	1.20	1.00	0.90
A6	22	15/10/05	30/06/06	2.00	1.90	1.50	1.40
	23	15/10/05	30/05/06	2.00	2.00	1.20	1.30
	24	21/10/05	03/06/06	1.80	1.80	1.20	1.60
A7	25	21/10/05	01/06/06	2.00	1.30	1.60	1.00
	26	21/10/05	01/06/06	2.30	1.70	1.90	1.40

NOTA: Os valores de profundidade e nível de água foram estabelecidos apenas para os furos de amostragem, não abrangendo as nascentes e poços existentes.

Observa-se que as profundidades dos furos a trado variaram entre 1.20 e 2.30 m na primeira campanha (C-1), na qual os níveis freáticos encontravam-se entre 0.80 e 1.90 m, enquanto que na segunda campanha (C-2) as profundidades variaram entre 1.00 e 3.20 m, com níveis freáticos entre 0.80 e 2.90 m, de acordo com as características geológicas e climáticas dos locais perfurados.

Ressalta-se que tais profundidades e níveis de água estáticos são extremamente variáveis, uma vez que os aquíferos livres avaliados são freáticos de manto de alteração e

costeiro, e conseqüentemente bastante influenciados pelo regime de chuvas e capacidades de recarga pelo solo e, os costeiros, também pelas oscilações das marés (TUCCI et al., 1995; CABRAL, 2000).

Cabe mencionar que a caracterização física da água freática em estudo, bem como os aspectos hidráulicos e hidrodinâmicos dos aquíferos em que esta se insere não constituem objeto deste trabalho.

O nível da água (NA) no lençol freático oscilou em todos os furos de amostragem durante as duas campanhas. As oscilações do NA entre os pontos da mesma área não ocorreram homoganeamente (com exceção das áreas 1, 2 e 5), inferindo que as outras áreas possuem hidrodinâmica local diferenciada devido à interferência pontual externa ou intrínseca como, por exemplo, aporte de esgotos domésticos e/ou influência de marés (Figura 5-3).

O NA da A1 (pontos 6, 7 e 8) na C-2 encontrou-se 1,10 m mais profundo em relação ao NA na C-1, com profundidades na C-1 variando de 0,80 a 1,80 m e na C-2 de 1,90 a 2,90 m, respectivamente, nos pontos 6 e 7. Nas áreas 2 (pontos 9 e 10) e 5 (pontos 18, 19 e 20), o NA da C-2 encontrou-se mais raso, em média de 20 a 25 cm, evidenciando hidrodinâmica homogênea dentro das áreas, porém heterogênea entre a A1 e as áreas 2 e 5. Cabe ressaltar que as áreas 2 e 5 são próximas, sendo que a 5 está mais próxima da Baía de Vitória.

As áreas 3 (pontos 12, 13 e 14), 6 (pontos 21, 22 e 23) e 7 (pontos 24, 25 e 26) apresentaram heterogeneidade na oscilação do NA entre os seus pontos. Porém, cabe ressaltar que estas áreas encontram-se próximas ao Canal da Passagem (A3 e A6) e à Baía de Vitória.

A A4 (pontos 15, 16 e 17) apresentou heterogeneidade na oscilação do NA, devido ao ponto 16 ter subido 30 cm enquanto os pontos 15 e 17 rebaixaram 30 e 10 cm, respectivamente, de C-1 para C-2. Cabe ressaltar que na C-2, o NA estava a uma profundidade média de 1,50 m em todos os pontos, enquanto que na C-1 este se encontrava com profundidades bastante variáveis entre si, oscilando desde 1,20 m no ponto 15 a 1,70 m no ponto 16, este situado a jusante dos outros pontos.

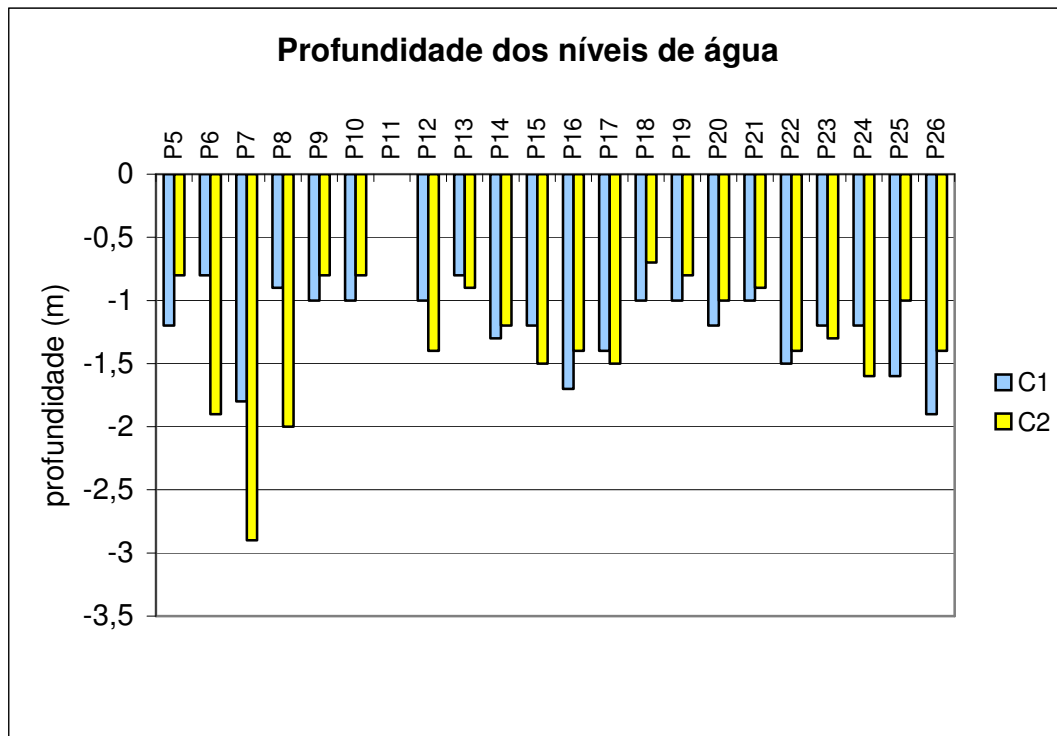


Figura 5-3: Gráfico da variação do nível de água (NA) no lençol freático entre C-1 e C-2.

### 5.2.2 Descrição dos parâmetros analisados das amostras de água

Os valores dos parâmetros medidos e analisados em laboratório para cada um dos vinte e seis pontos de amostragem de água freática encontram-se dispostos nas Tabelas 5-4 e 5-5, os quais são comentados em seguida. Também está apresentada a estatística descritiva (média, mediana, desvio padrão, número de amostras válidas, valor mínimo, valor máximo, primeiro e terceiro quartis) dos blocos de parâmetros na Tabela 5-6.



**Tabela 5-4:** Resultados dos parâmetros físico-químicos e constituintes menores das amostras de água analisadas

ÁREA	PONTO	T		PH		CE		DQO		NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>		NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>		FENÓIS		O&G	
		C-1	C-2	C-1	C-2	C-1	C-2	C-1	C-2	C-1	C-2	C-1	C-2	C-1	C-2	C-1	C-2	C-1	C-2
-	1	24.3	24.8	7.0	6.7	115	126	27	14	0.181	0.078	0.001	0.001	0.0	0.3	0.02	0.05	0.001	0.004
-	2	23.8	24.5	7.3	6.7	182	171	15	19	0.118	0.042	0.002	0.000	0.1	0.1	0.02	0.01	0.002	0.007
-	3	26.2	26.8	6.9	6.5	268	474	12	16	0.073	0.029	0.001	0.002	0.3	0.4	0.00	0.01	0.001	0.004
-	4	23.0	26.1	6.7	6.8	130	100	16	19	0.095	0.056	0.006	0.001	0.1	0.8	0.05	0.01	0.002	0.003
-	5	24.5	27.5	6.4	6.4	350	241	20	16	0.023	0.040	0.003	0.007	1.6	1.6	0.21	0.10	0.004	0.007
A1	6	22.2	25.0	6.9	6.6	5430	17000	69	323	0.118	0.108	0.012	0.008	3.2	3.1	0.30	0.33	0.083	0.088
	7	23.8	26.9	6.6	7.0	11230	52300	331	1292	0.259	0.188	0.004	0.003	3.5	2.2	0.35	0.42	0.135	0.128
	8	25.9	26.2	6.5	6.6	11900	22000	140	506	0.015	0.034	0.008	0.006	3.7	2.5	0.74	0.61	0.132	0.162
A2	9	23.9	26.6	7.0	7.1	786	1035	9	19	4.465	4.903	0.039	0.047	4.6	3.7	0.11	0.06	0.011	0.013
	10	23.7	26.7	5.7	5.8	321	343	16	22	4.531	4.019	0.012	0.043	0.3	1.0	0.04	0.05	0.015	0.008
	11	23.8	26.5	6.9	6.7	678	1028	10	22	4.382	1.283	0.142	0.121	0.0	0.4	0.01	0.03	0.013	0.010
A3	12	24.1	27.0	7.2	7.0	15040	12550	273	608	0.053	0.052	0.008	0.008	93.2	65.7	2.17	1.46	0.124	0.107
	13	24.3	27.2	7.0	7.0	2100	1820	50	167	0.221	0.122	0.005	0.013	35.3	30.2	0.44	0.31	0.022	0.019
	14	26.6	27.9	6.9	7.2	1127	950	20	70	0.213	0.220	0.009	0.004	18.1	12.1	0.09	0.38	0.028	0.016
A4	15	23.9	27.6	6.7	6.7	285	377	12	16	4.415	3.222	0.058	0.041	0.8	2.1	0.16	0.10	0.054	0.030
	16	24.6	25.4	6.5	6.6	318	432	24	32	0.426	0.510	0.033	0.013	0.5	0.3	0.26	0.30	0.007	0.011
	17	23.5	24.7	6.4	6.5	602	529	20	5	13.503	7.185	0.025	0.042	1.4	1.7	0.09	0.10	0.035	0.020
A5	18	27.2	25.9	7.3	7.0	693	973	15	40	0.018	0.042	0.003	0.007	0.9	0.5	0.24	0.14	0.059	0.040
	19	26.8	25.9	7.0	7.2	2900	754	127	81	0.065	0.054	0.004	0.003	1.4	1.5	0.24	0.12	0.009	0.013
	20	27.1	26.2	7.3	7.1	978	1910	18	81	0.069	0.071	0.001	0.041	1.0	1.9	0.06	0.11	0.047	0.027
A6	21	26.0	25.7	7.5	7.3	1100	1360	29	143	1.552	1.634	0.086	0.016	3.1	1.6	1.44	1.06	0.071	0.113
	22	26.7	25.0	6.6	6.9	4960	3400	77	83	0.346	0.249	0.009	0.021	2.4	2.3	0.24	0.22	0.101	0.102
	23	26.4	26.4	7.3	7.3	1210	1454	66	248	0.068	0.043	0.035	0.025	3.8	3.2	0.12	0.14	0.094	0.056
A7	24	27.0	24.6	6.8	7.3	11500	13530	104	269	0.863	0.500	0.023	0.016	10.8	10.4	0.76	0.36	0.121	0.122
	25	27.5	24.5	6.8	7.0	9800	3000	116	431	0.888	0.499	0.004	0.009	20.4	10.4	0.85	0.77	0.118	0.128
	26	23.4	25.1	6.9	7.3	42200	8700	748	75	0.897	0.545	0.009	0.008	397.1	347.8	0.81	0.50	0.290	0.120

\* Todos os valores dos parâmetros em mg/L do íon, composto ou substância química, exceto para temperatura, em °C, pH, em - log[H<sup>+</sup>] e CE, em µS/cm.

**Tabela 5-5** Teores dos cátions e ânions principais e dureza das amostras de água analisadas.

ÁREA	PONTO	Na <sup>+</sup>		K <sup>+</sup>		Ca <sup>+2</sup>		Mg <sup>+2</sup>		Fe <sup>+</sup>		Mn <sup>+</sup>		Zn <sup>+</sup>		SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>		Cl <sup>-</sup>		HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		DUREZA	
		C-1	C-2	C-1	C-2	C-1	C-2	C-1	C-2	C-1	C-2	C-1	C-2	C-1	C-2	C-1	C-2	C-1	C-2	C-1	C-2	C-1	C-2
-	1	15	13	1	1	6	4	2	2	<LQ	0.05	<LQ	<LQ	<LQ	0.12	7	4	24	22	18	17	35	42
-	2	18	18	2	2	7	6	3	3	<LQ	0.04	<LQ	<LQ	<LQ	0.14	8	14	32	27	16	28	38	39
-	3	8	15	1	2	39	77	7	9	3.60	0.06	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	26	56	23	34	104	204	135	128
-	4	13	13	1	1	2	2	1	1	0.03	0.07	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	6	9	21	17	10	12	53	51
-	5	23	20	2	3	25	16	6	5	14	5.30	0.56	0.38	<LQ	0.06	10	8	36	28	118	110	99	93
	6	942	2825	49	116	228	396	118	353	0.15	0.07	1.20	0.52	<LQ	0.16	69	46	2150	4574	675	900	1065	2509
A1	7	2585	8163	127	349	319	388	436	1297	7.90	0.01	0.64	<LQ	<LQ	<LQ	100	169	5118	12987	1160	2410	2570	2817
	8	1434	3490	128	218	192	396	202	509	5.70	0.10	0.27	<LQ	<LQ	0.06	78	100	2839	5567	984	1545	1529	2002
	9	29	27	11	14	112	137	9	16	0.41	0.02	0.11	0.25	0.18	0.14	71	65	60	74	355	423	310	312
A2	10	29	33	2	2	12	7	7	7	<LQ	0.26	<LQ	0.20	0.14	0.08	46	38	30	28	70	65	38	39
	11	42	62	5	5	76	80	15	16	<LQ	<LQ	0.28	0.24	0.04	<LQ	84	42	110	107	153	175	223	241
	12	1023	1509	197	311	109	120	96	124	0.05	0.62	0.06	0.03	0.12	<LQ	28	23	1767	1894	1470	1391	631	644
A3	13	82	79	73	81	178	147	41	38	0.06	0.19	0.46	0.10	0.08	<LQ	10	3	205	121	945	915	383	364
	14	29	17	26	19	113	156	30	22	<LQ	0.26	0.03	0.09	<LQ	<LQ	43	32	53	48	598	475	840	833
	15	7	14	5	7	41	54	5	5	1.20	0.08	<LQ	<LQ	0.04	0.06	25	33	41	46	62	84	439	440
A4	16	19	29	8	8	30	49	7	4	0.09	0.59	0.13	0.08	0.05	0.39	37	52	30	45	80	100	473	472
	17	25	29	12	11	70	57	12	9	0.19	<LQ	<LQ	<LQ	0.09	0.06	82	73	59	58	113	93	441	446
	18	23	25	10	10	103	145	16	37	<LQ	0.04	<LQ	0.06	0.04	<LQ	24	46	190	174	168	236	113	103
A5	19	14	12	11	5	124	147	31	19	<LQ	0.51	0.26	0.09	0.04	<LQ	36	34	237	207	226	293	92	98
	20	41	174	6	13	128	167	31	44	0.38	0.75	<LQ	0.08	<LQ	<LQ	66	74	279	360	193	355	935	966
	21	9	136	18	25	63	67	29	26	<LQ	0.16	0.11	0.29	<LQ	<LQ	120	96	31	397	133	46	623	623
A6	22	410	283	22	15	522	348	136	70	0.02	0.02	0.01	<LQ	<LQ	<LQ	85	65	1849	1326	258	142	3156	2680
	23	100	126	20	30	35	61	52	75	0.32	0.35	<LQ	0.03	<LQ	<LQ	74	68	397	501	50	47	393	302
	24	1141	1692	101	189	531	316	179	317	0.01	0.07	0.28	0.06	<LQ	<LQ	271	183	2266	2724	1620	1550	3435	3136
A7	25	1318	386	144	52	297	119	227	67	6.70	0.09	0.27	0.06	<LQ	<LQ	162	125	2576	941	1035	415	3123	2615
	26	4165	1315	679	173	244	221	642	231	0.86	0.09	0.05	0.03	0.04	<LQ	61	58	8717	3247	3538	1150	1791	1828

\* Todos os valores dos parâmetros em mg/L do íon relacionado, exceto HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> e dureza, em mg/L de CaCO<sub>3</sub>.

\*LQ – Limite de quantificação do aparelho.

**Tabela 5-6** Estatística dos blocos de parâmetros de água analisados, para campanhas 1 e 2.

	T		pH		CE		DQO		NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>		NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>		Fenóis		O&G	
	C-1	C-2	C-1	C-2	C-1	C-2	C-1	C-2	C-1	C-2	C-1	C-2	C-1	C-2	C-1	C-2	C-1	C-2
Média	25,0	26,0	6,9	6,9	4854	5637	91	178	1,456	0,990	0,021	0,019	23,4	19,5	0,38	0,30	0,061	0,052
Mediana	24,4	26,2	6,9	7,0	1039	1032	26	73	0,217	0,155	0,009	0,009	2,0	2,0	0,23	0,14	0,041	0,024
Desvio padrão (Dp)	1,6	1,0	0,4	0,4	8865	11199	156	282	2,910	1,815	0,032	0,026	78,6	68,3	0,50	0,35	0,066	0,052
Amostras válidas (N)	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26
Mínimo	22,2	24,5	5,7	5,8	115	100	9	5	0,015	0,029	0,001	0,0	0,0	0,1	0,00	0,01	0,001	0,003
Máximo	27,5	27,9	7,5	7,3	42200	52300	748	1292	13,503	7,185	0,142	0,121	397,1	347,8	2,17	1,46	0,290	0,162
25%	23,8	25,0	6,6	6,6	321	432	16	19	0,069	0,052	0,004	0,004	0,5	0,8	0,06	0,06	0,009	0,01
75%	26,6	26,8	7,0	7,1	5430	3400	104	248	0,897	0,545	0,025	0,025	4,6	3,7	0,44	0,38	0,101	0,107

	Na <sup>+</sup>		K <sup>+</sup>		Ca <sup>+2</sup>		Mg <sup>+2</sup>		Fe <sup>+</sup>		Mn <sup>+</sup>		Zn <sup>+</sup>		SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>		Cl <sup>-</sup>		HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		Dureza	
	C-1	C-2	C-1	C-2	C-1	C-2	C-1	C-2	C-1	C-2	C-1	C-2	C-1	C-2	C-1	C-2	C-1	C-2	C-1	C-2	C-1	C-2
Média	521	789	64	64	139	142	90	127	1,60	0,38	0,18	0,10	0,04	0,06	63	58	1121	1367	544	507	883	916
Mediana	29	48	12	14	106	120	30	24	0,08	0,09	0,06	0,06	<LQ	<LQ	54	49	150	148	181	220	440	443
Dp	984	1764	137	100	145	127	151	271	3,37	1,03	0,28	0,13	0,05	0,08	57	46	2009	2806	777	626	1058	1041
N	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26	26
Mínimo	7	12	1	1	2	2	1	1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	6	3	21	17	10	12	35	39
Máximo	4165	8163	679	349	531	396	642	1297	14	5,3	1,2	0,52	0,18	0,39	271	183	8717	12987	3538	2410	3435	3136
25%	18	18	5	5	35	54	7	8	<LQ	0,04	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	25	32	32	45	80	84	113	103
75%	809	386	73	81	192	167	113	74	0,86	0,26	0,27	0,1	0,04	0,06	82	73	1849	1326	945	900	1065	1828

\* Todos os valores dos parâmetros em mg/L do íon relacionado, exceto T, em °C, pH em adimensional e CE em µS/cm.

\*LQ – Limite de quantificação do aparelho.

### ▪ Temperatura e pH

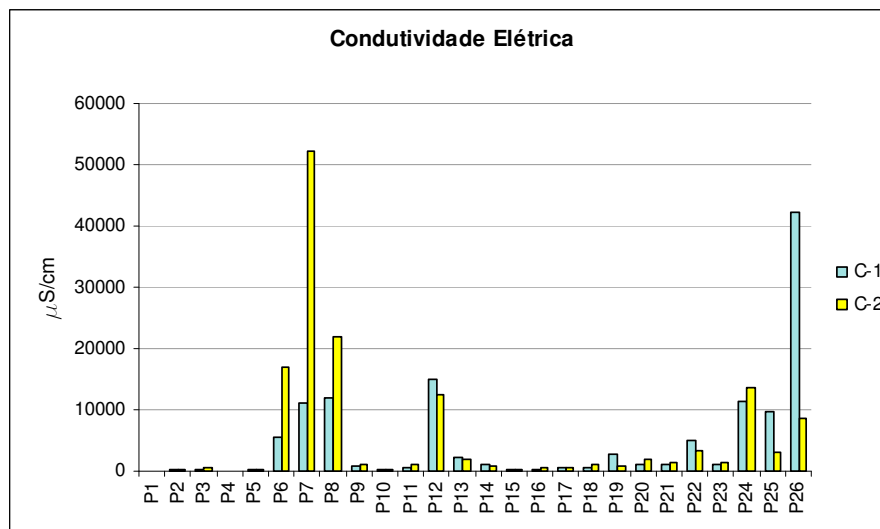
Os valores de temperatura das amostras oscilaram aproximadamente entre 22 e 28 °C, com valores de média e de mediana em torno de 25 °C, sendo que na segunda campanha os valores de temperatura das amostras foram pouco superiores aos da primeira. Para os 26 pontos amostrados, os valores de pH oscilaram bem próximo da neutralidade, com média e mediana próximas a 7 nas duas campanhas, valor este também correspondente ao terceiro quartil das amostras. Os menores valores de pH encontrados foram pouco menores do que 6,0 e, portanto, ácidos, ambos correspondendo ao ponto 10 nas duas campanhas, na Praia do Suá, próximo à encosta de um morro.

### ▪ Condutividade Elétrica

Para as amostras analisadas, os menores valores de condutividade, nas duas campanhas, ocorreram nos pontos 01, 02 e 04, que correspondem, respectivamente, ao poço em uso próximo à encosta e às duas nascentes do Maciço Central, confirmando a pouca mineralização destas águas, com valores inferiores 200  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , e bastante baixos em relação aos valores de mediana (1.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) e de média (5.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). As maiores condutividades foram encontradas nas áreas que receberam aterro sanitário ou lixo a céu aberto, A1, A3, A6, A7, as quais as três últimas também recebem provavelmente influência das águas salinas estuarinas por suas proximidades com o mar, indicando forte mineralização destas águas, cujos valores elevados e anômalos são responsáveis pelas elevadas taxas de desvio padrão do parâmetro considerado, em ambas as campanhas (Figura 5-4). Beato et al (2003), nos estudos de impactos urbanos na Lagoa da Pampulha, BH, também obteve os maiores valores de condutividade (até 2030  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) nas águas subterrâneas coletadas em pontos situados em aterros sanitários, os quais foram relacionados com a contaminação do lençol freático.

Por meio do cálculo de STD (Sólidos Totais Dissolvidos) em função de aproximadamente 2/3 dos valores de condutividade elétrica (PEDROSA; CAETANO, 2002) e considerando o padrão limite de aceitação para consumo humano preconizado pela Portaria MS N<sup>o</sup>. 518/04, no valor de 1.000 mg/L, as áreas de Ilha de Santa Maria (A1) e Nova Palestina (A7), bem como os pontos 12 e 13 (Maria Ortiz) e 22

(Andorinhas) apresentaram valores superiores nas duas campanhas, além dos pontos 19, na primeira, e 20, na segunda, localizados na Enseada do Suá. Suas águas apresentam-se salinizadas, seja por fonte antrópica ou origem natural, esta por intrusão marinha.



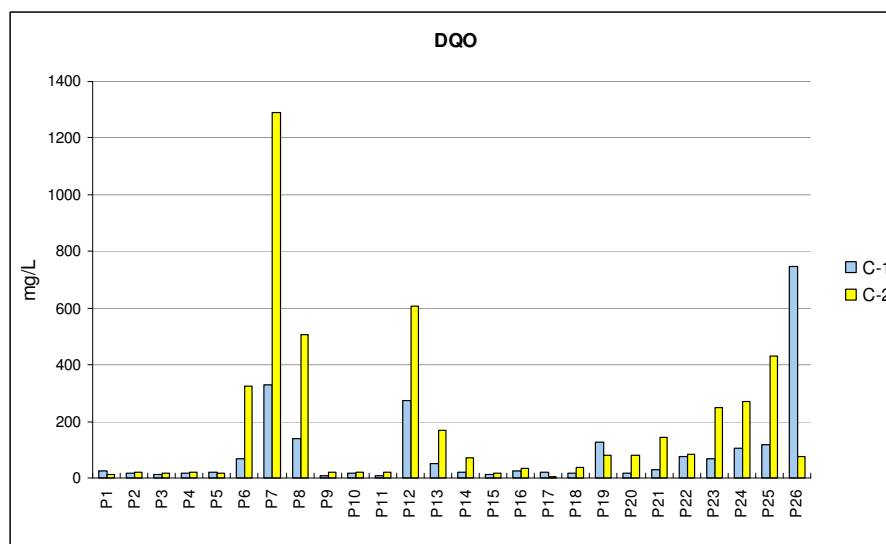
**Figura 5-4:** Valores de Condutividade Elétrica dos pontos amostrados em C-1 e em C-2.

Segundo a CONAMA 357/2005 e o cálculo de salinidade conforme descrito, considerando ambas as campanhas, as águas classificadas como doces (salinidade inferior a 5‰) corresponderam aos pontos 1 a 5, à área do bairro Forte São João (15 a 17), aos pontos 10, na encosta de morro na Praia do Suá e 18, na Enseada do Suá; as salobras ocorreram nos pontos 9 (Praia do Suá), 13 e 14 (Maria Ortiz), 20 (Enseada do Suá), 21 e 23 (Andorinhas), e as salinas, com mais de 3.000 mg/L de sais dissolvidos, corresponderam às águas analisadas em Ilha de Santa Maria (pontos 6 a 8), além dos pontos 12 (Maria Ortiz), 24 e 26 (Nova Palestina). Os demais pontos (11, 19, 22 e 25) apresentaram diferentes classificações, considerando C-1 e C-2, e isto pode ser devido à localização destes sofrerem influência das marés, exceto no ponto 11, provavelmente decorrente de fonte antrópica, que provocou variação quanto ao aporte iônico nas águas.

#### ▪ DQO

Os valores de DQO encontrados também apresentam grande variabilidade entre as amostras, sendo as médias de 91 e 178 e medianas de 26 e 73, para a primeira e segunda campanha, respectivamente. A Figura 5-5 mostra que a DQO foi

notadamente maior na segunda campanha para alguns pontos (7, 8, 12 a 14, .21, 23 a 25).



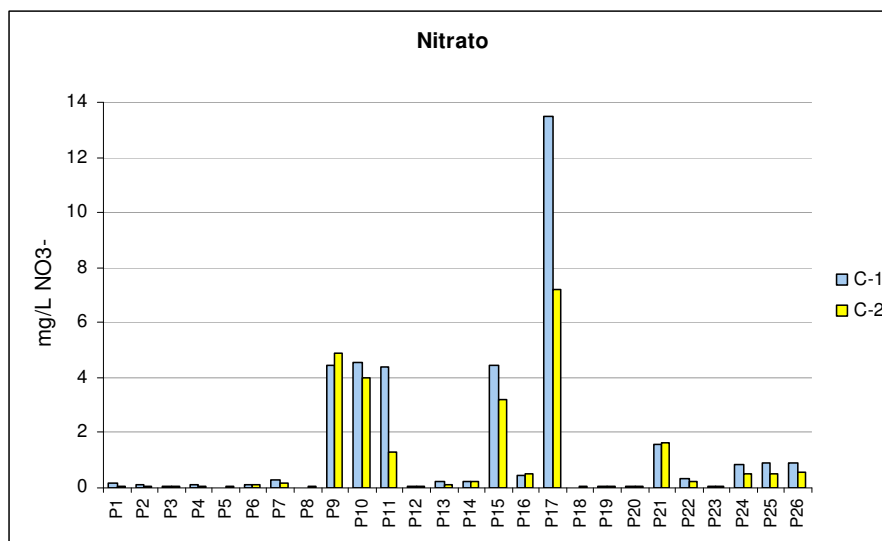
**Figura 5-5:** Valores de DQO dos pontos amostrados nas campanhas C-1 e C-2.

Conforme Santos (2000) afirma, valores de DQO superiores a 10 mg/L são fortes indicativos de contaminação das águas subterrâneas, porém deve-se considerar o fato de que ambientes estuarinos como a Baía de Vitória podem apresentar matéria orgânica oxidável advinda da vegetação de mangues. Apesar da Portaria MS N°. 518/04 não prever valores limites para DQO, as áreas com excessivas cargas orgânicas degradáveis coincidiram com as áreas que receberam aterro com lixo urbano, e que também apresentaram maiores valores de condutividade elétrica, destacando-se as áreas de Ilha de Santa Maria (pontos 6 a 8) e Nova Palestina (pontos 24 a 26), além do ponto 12, em Maria Ortiz, os quais também apresentaram as maiores discrepâncias nos valores entre campanhas.

- **Série nitrogenada: nitrato, nitrito e amônia**

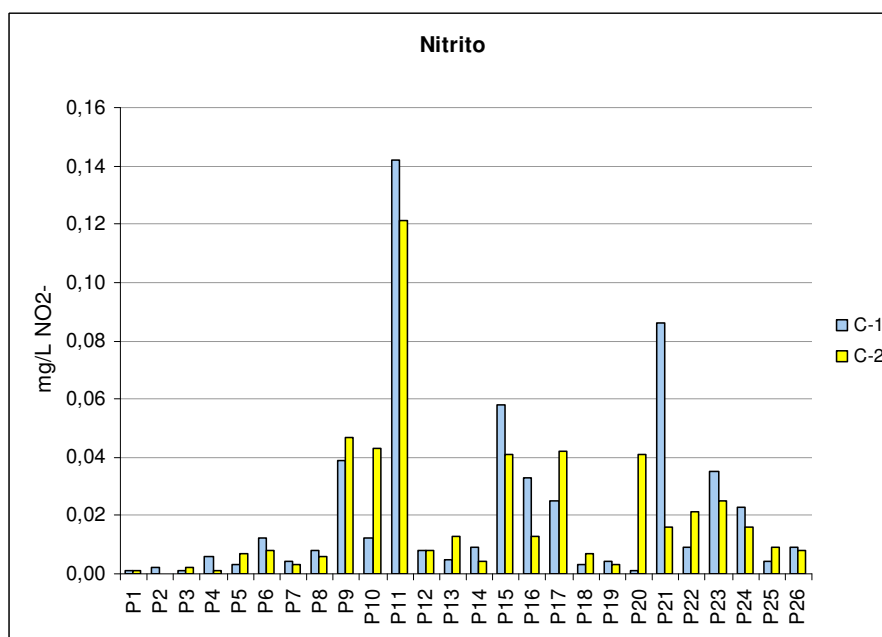
Os teores de nitratos, embora baixos, apresentaram grande variabilidade quanto aos valores, sendo que a média para a primeira e segunda campanha foram, respectivamente, 1,5 e 1,0 mg/L de  $\text{NO}_3^-$  e a mediana apresentou valor aproximado de 0,2 mg ( $\text{NO}_3^-$ )/L em ambas as campanhas. Os valores da primeira campanha subestimaram os da segunda na maioria dos pontos (Figura 5-6). Valores mais elevados de nitratos foram encontrados em áreas específicas, como na Praia do Suá

(pontos 9 a 11), no Forte São João (pontos 15 a 17) e em Nova Palestina (pontos 24 a 26), com valores superiores a 0,4 mg/L de  $\text{NO}_3^-$ , além do ponto 21, em Andorinhas (2 mg/L de  $\text{NO}_3^-$ ). Todos os valores de nitratos das amostras se situaram dentro dos valores máximos permitidos preconizados pela Portaria MS N° 518/04, de 10 mg N/L.



**Figura 5-6:** Valores de nitrato dos pontos amostrados nas campanhas C-1 e C-2

Para nitritos, os maiores valores foram também encontrados nas áreas de Praia do Suá (pontos 9 a 11) e Forte São João (pontos 15 a 17) em todas as campanhas, além de Andorinhas (pontos 21 e 23) e o ponto 20, na Enseada do Suá, conforme Figuras 5-7.



**Figura 5-7:** Valores de nitrito dos pontos amostrados nas campanhas C-1 e C-2

No ponto 20, cabe ressaltar que o valor de nitrito encontrado na segunda campanha superou em mais de 40 vezes o valor da primeira, e isto pode estar associado à deposição de lixo próximo ao ponto de coleta, antes inexistente. O contrário ocorre no ponto 21, cujo valor de nitrito em 2006 diminuiu cinco vezes em relação a 2005, provavelmente por ter cessado o vazamento de esgoto próximo ao ponto de coleta. Quanto aos valores de nitrito das amostras, estes também se situaram abaixo dos seus valores máximos permitidos preconizados pela Portaria MS N<sup>o</sup>. 518/04, de 1 mg N/L.

Os valores encontrados para amônia foram bastante heterogêneos, oscilando entre a ausência e quase 400 mg/L de NH<sub>3</sub>, sendo que os valores de mediana para ambas as campanhas (2 mg/L NH<sub>3</sub>) encontraram-se acima do preconizado pela Portaria MS N<sup>o</sup>. 518/04 (1,5 mg/L NH<sub>3</sub>), tendo 60% das amostras analisadas apresentado concentrações de amônia acima do recomendado para consumo humano. A média em ambas as campanhas superestimou os valores de mediana em torno de 10 vezes, e quanto às maiores concentrações deste elemento, foram encontradas em Maria Ortiz (pontos 12 a 14) e Nova Palestina (pontos 24 a 26), cujos teores de amônia variaram, respectivamente, entre 12 e 93 mg/L de NH<sub>3</sub> e entre 10 e 397 mg/L de NH<sub>3</sub>, como observado na Figura 5-8.

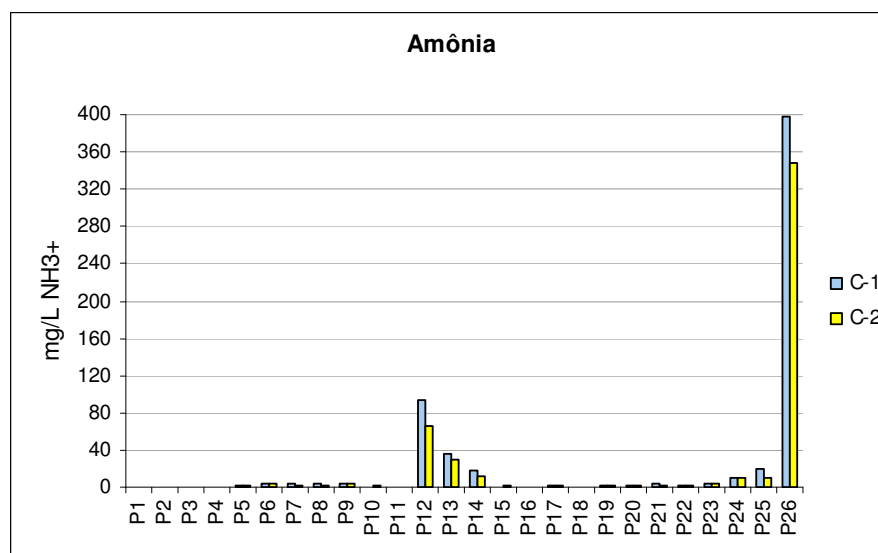
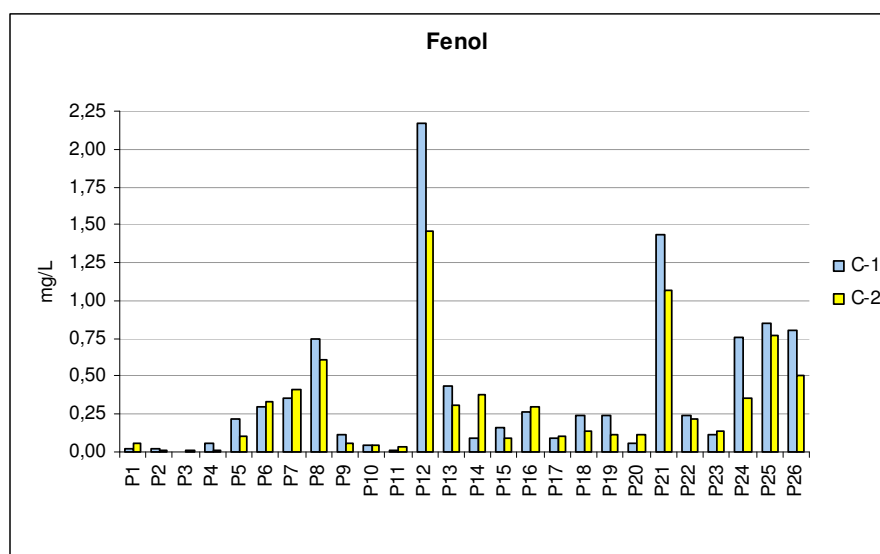


Figura 5-8: Valores de amônia dos pontos amostrados nas campanhas C-1 e C-2.



### ▪ Compostos fenólicos

Os valores de fenóis acham-se com amplitude entre 0 e 2,15 mg/L, apresentando média e mediana iguais a 0,38 e 0,23 e 0,30 e 0,14, nas campanhas C-1 e C-2, respectivamente. Os menores valores encontrados correspondem às águas dos poços 1 e 3, das nascentes dos pontos 2 e 4, além da área da Praia do Suá (pontos 9 a 11). Os valores de fenóis acima de 0,30 mg/L foram encontrados nas áreas de Ilha de Santa Maria (pontos 6 a 8), de Maria Ortiz (pontos 12 a 14) e de Nova Palestina (pontos 24 a 26), em pelo menos uma das campanhas, além do ponto 21 (Andorinhas), cujos valores de fenóis foram apenas subestimados em relação ao ponto 12, que apresentou as maiores concentrações (Figura 5-9). Quanto às concentrações de fenóis na ordem de 0,10 a 0,15 mg/L no ponto 5, próxima à encosta do maciço central, podem ser explicadas pela presença de substâncias húmicas provenientes da vegetação abundante na região.



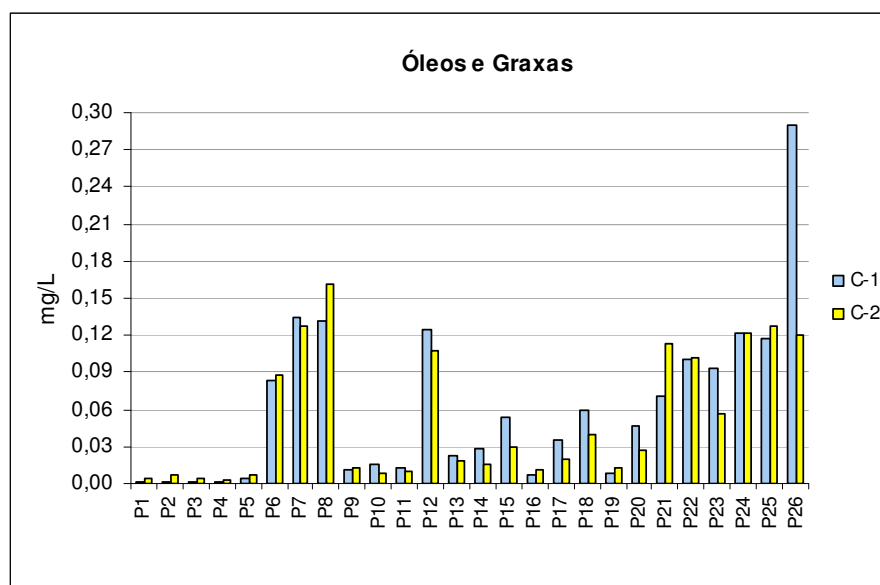
**Figura 5-9:** Valores de fenol nos pontos amostrados nas campanhas C-1 e C-2.

Quanto aos limites estabelecidos para águas classe 1, de 0,003 mg/L, pelo CONAMA 357/05, e de 0,14 mg/L como valor de intervenção pela CETESB (2005), observa-se que 100% amostras excederam o limite estabelecido pelo primeiro e 50% destas pelo segundo, conclui-se que, além dos esgotos domésticos e outras atividades antropogênicas que contribuem para o enriquecimento de compostos fenólicos nas águas, os ecossistemas de manguezal da Baía de Vitória, que compreendem os taninos e ligninas, devem contribuir também para estas elevadas concentrações. Isto

pode ser inferido a partir das baixas concentrações encontradas na Praia do Suá (pontos 9 a 11), considerando que esta área corresponde a um ambiente praial, sem contato com manguezais, cuja linha de costa natural ali se encontrava anteriormente aos aterros da COMDUSA.

#### ▪ Óleos e graxas

Com relação à presença de óleos e graxas nas amostras de água em Vitória, as menores concentrações foram obtidas nos pontos 1 a 5, podendo ser consideradas nestes como virtualmente ausentes ( $< 0,004$  e  $< 0,007$  mg/L, na primeira e segunda campanha, respectivamente). Os maiores teores foram encontrados nas áreas que receberam aterro com lixo urbano: Nova Palestina (pontos 24 a 26), Maria Ortiz (pontos 12 a 14), Ilha de Santa Maria (pontos 6 a 8) e Andorinhas (pontos 21 a 23), sendo que estas duas últimas também têm seu uso do solo associado a atividades de manutenção de veículos e embarcações. Nestas áreas, os valores de óleos e graxas variaram entre 0,070 e 0,290 mg/L e entre 0,050 e 0,162 mg/L, em C-1 e C-2, respectivamente, todos superiores aos valores médios (0,061 e 0,052 mg/L) e de mediana (0,041 e 0,024 mg/L), conforme mostra a Figura 5-10.



**Figura 5-10:** Valores de óleos e graxas dos pontos amostrados nas campanhas C-1 e C-2.

Cabe ressaltar que em todos os pontos analisados, exceto os pontos 1 a 5, foram encontrados teores, ainda que mínimos em alguns, de óleos e graxas na água freática, sendo que estes raramente são encontrados em águas naturais. A resolução CONAMA

357/05 preconiza que nas águas enquadradas como classe 1, que requer apenas tratamento simples, que é o caso da maioria das águas subterrâneas naturais, os óleos e graxas sejam virtualmente ausentes.

- **Sódio ( $\text{Na}^+$ )**

Os valores de sódio variaram muito em valores absolutos entre as amostras, tendo apresentado médias iguais a 521 e 789 mg/L e medianas iguais a 29 e 48mg/L, em C-1 e C-2, respectivamente, e isto representou um crescimento médio nas concentrações de sódio de aproximadamente 50%, de C-1 para C-2, indicando um aporte maior destes sais no aquífero freático no período inferior a um ano. O sódio pode ser proveniente de esgotos domésticos, efluentes industriais ou ainda fontes naturais, como a intrusão salina.

Quanto aos valores mínimos, estes foram encontrados nas águas coletadas nos pontos 1 a 5, além do ponto 15, situado na encosta do morro na área do Forte São João, cujos valores foram inferiores a 23 mg/L nas duas campanhas. Tal fato corrobora a baixa mineralização destas águas em relação à presença de cloreto de sódio, pois a composição química natural das mesmas é influenciada apenas pelas águas da chuva, embora em decorrência da ocupação dos morros, elas atualmente possuam interferência antrópica.

A Portaria MS Nº. 518/04 apresenta o valor máximo permitido de 200 mg Na/L como padrão de aceitação para consumo humano. Com base nesta referência, as águas analisadas na Ilha de Santa Maria (pontos 6 a 8) e em Nova Palestina (pontos 24 a 26), apresentaram valores bem superiores ao limite, além dos pontos 12 (Maria Ortiz) e 22 (Andorinhas), que também excederam o limite de potabilidade em ambas as campanhas (Figura 5-11). Nas regiões litorâneas, cujos aquíferos livres sofrem influência pelo avanço da cunha salina, os níveis de sódio costumam ser altos, sendo que nas águas do Oceano Atlântico, a concentração de sódio pode atingir 11.100 mg/L (FEITOSA; MANOEL FILHO, 2000), quase trinta vezes maior que a concentração de potássio.

Porém, deve-se atentar para o fato de que os maiores valores deste elemento foram encontrados nas áreas que receberam aterro com lixo, e que alguns destes pontos se

situam mais afastados da costa do que outros os quais apresentaram valores de sódio inferiores.

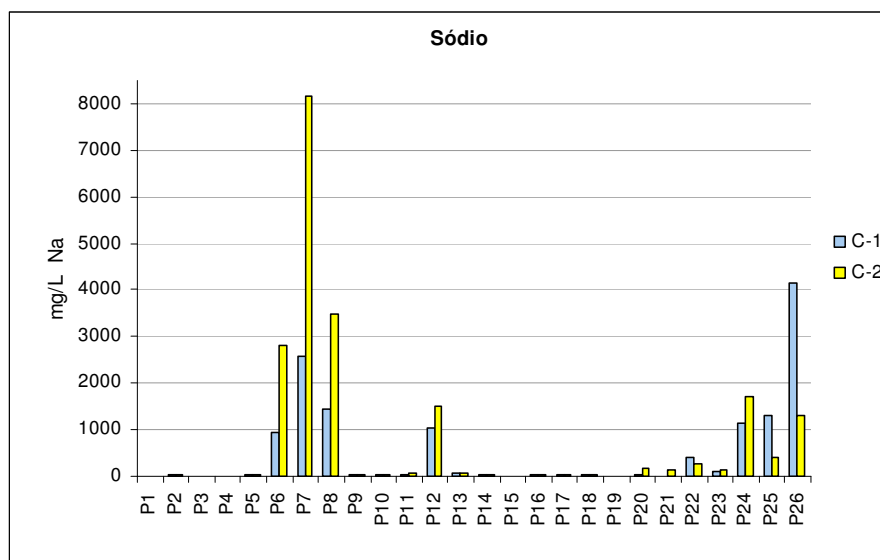


Figura 5-11: Valores de sódio dos pontos amostrados nas campanhas C-1 e C-2.

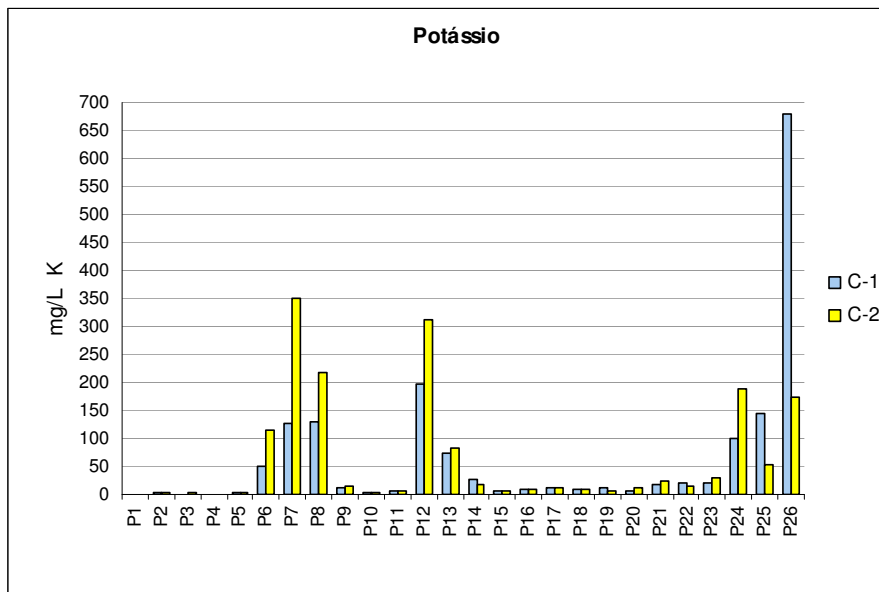
#### ▪ Potássio ( $K^+$ )

Quanto aos valores de potássio, observa-se que houve uma grande variação nos valores absolutos das amostras, embora, de um modo geral, não apresentasse variações significativas nos seus teores entre as campanhas, cujos valores médios foram 64 mg/L nas duas campanhas, e de mediana iguais a 12 e 14 mg/L, em C-1 e C-2, respectivamente.

As menores concentrações de potássio nas águas subterrâneas ocorreram nos pontos 1 a 5, além do ponto 10 (Praia do Suá), cujos valores inferiores a 5 mg/L, tanto em C-1 como em C-2, provavelmente correspondam à sua ocorrência natural nas águas.

Dentre os valores mais altos, destacam-se os que ocorreram em Ilha de Santa Maria (pontos 6 a 8) e em Nova Palestina (pontos 24 a 26), além de Maria Ortiz (pontos 12 e 13), cujos valores nas duas campanhas foram superiores a 50 mg/L de potássio (Figura 5-12). Cabe ressaltar que os maiores valores de potássio corresponderam às áreas que receberam aterro de lixo urbano no passado. Os pontos 7, 12 e 26, onde ocorreram as maiores concentrações de potássio, são também os que apresentaram maiores variações entre campanhas, os quais provavelmente receberam influência tanto da intrusão salina quanto de fonte antrópica, visto que no ponto 26, o valor de

potássio em C-1 (>650 mg/L) ultrapassa o valor médio de referência para concentrações de potássio no Oceano Atlântico, igual a 400 mg/L (FEITOSA; MANOEL FILHO, 2000).



**Figura 5-12:** Valores de potássio dos pontos amostrados nas campanhas C-1 e C-2.

#### ▪ Cálcio ( $\text{Ca}^{++}$ )

Os valores de cálcio encontrados nas amostras analisadas não apresentaram significativas variações entre as campanhas, e as médias foram aproximadamente iguais a 140 mg/L, com medianas iguais a 100 e 120 mg/L, em C-1 e C-2, respectivamente. Os valores mais baixos encontrados corresponderam às águas coletadas nas nascentes (pontos 2 e 4) e nas áreas junto às encostas (pontos 1, 5 e 10).

Nas águas subterrâneas os teores de cálcio variam, em geral, de 10 a 100 mg/L, e nas águas do Oceano Atlântico, estes valores oscilam em torno dos 480 mg/L. Como na presença de sais de sódio e potássio a solubilidade do bicarbonato de cálcio aumenta (CUSTODIO; LLAMAS, 1983), foram encontrados teores bastante elevados (acima de 200 mg/L) nas mesmas áreas que apresentaram altos teores daqueles sais: Ilha de Santa Maria (pontos 6 a 8) e Nova Palestina (pontos 24 a 26), além do ponto 22 (Andorinhas), como pode ser verificado na Figura 5-13. Estes valores muito elevados de cálcio denotam contaminação das águas, por fonte antrópica ou natural, e são responsáveis por altos valores de dureza nestas.

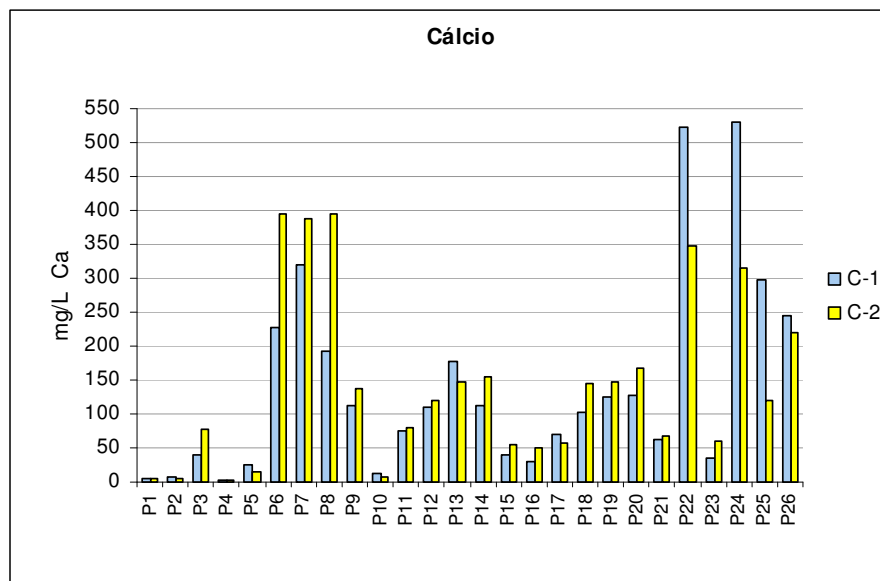


Figura 5-13: Valores de cálcio dos pontos amostrados nas campanhas de 2005 e 2006.

#### ▪ Magnésio ( $Mg^{++}$ )

Os valores de magnésio apresentaram forte discrepância considerando o conjunto de amostras analisadas, e apresentou valores de média iguais a 90 e 127 mg/L e de mediana iguais a 30 e 24 mg/L, em C-1 e C-2, respectivamente. A maior variabilidade de dados entre campanhas ocorreu na área de Ilha de Santa Maria (pontos 6 a 8), cujos valores praticamente triplicaram de C-1 para C-2, e na área de Nova Palestina (pontos 25 e 26) onde, inversamente, os valores foram reduzidos, em média, a sua terça parte (Figura 5-14).

No geral, as concentrações de magnésio encontradas foram pequenas, com 60% das amostras inferiores a 40 mg/L e os valores mais baixos foram encontrados nos pontos 1 a 5 e nas áreas da Praia do Suá (pontos 9 a 11) e do Forte São João (pontos 15 a 17), com valores inferiores a 20 mg/L, sendo que as águas subterrâneas apresentam teores mais freqüentes de magnésio no intervalo entre 1 e 40 mg/L.

Comparando-se com as águas do Oceano Atlântico, que têm valor médio de aproximadamente 1410 mg/L, as maiores concentrações de magnésio foram encontradas nas mesmas áreas onde ocorreram as maiores concentrações dos outros cátions principais ( $Na^+$ ,  $K^+$  e  $Ca^{++}$ ): Ilha de Santa Maria (pontos 6 a 8) e Nova Palestina (pontos 24 a 26), além dos pontos 12 (Maria Ortiz) e 22 (Andorinhas), com concentrações bastante variáveis, entre 67 e 1297 mg/L, considerando ambas as

campanhas. Tal fato pode ser também atribuído à influência marinha sobre estas águas.

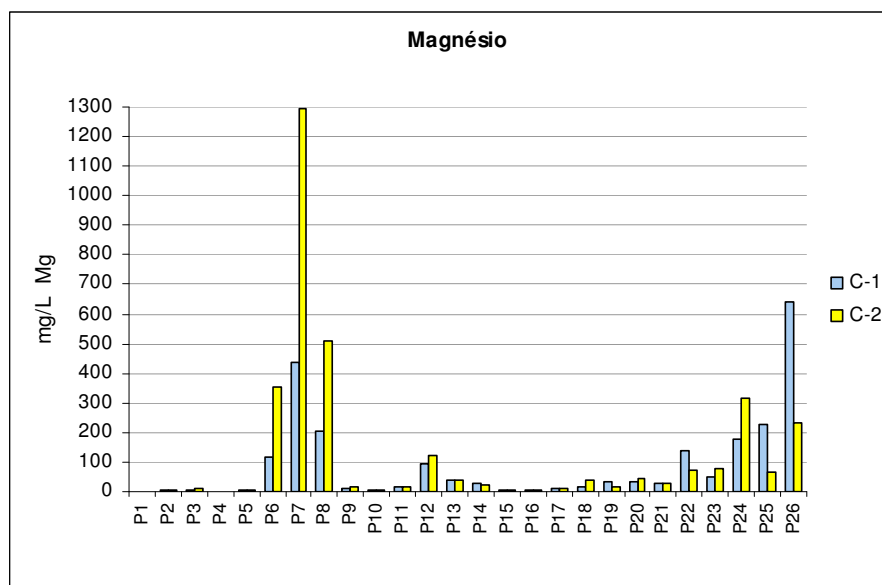


Figura 5-14: Valores de magnésio dos pontos amostrados nas campanhas C-1 e C-2.

#### ▪ Ferro ( $\text{Fe}^+$ )

O ferro esteve presente em 70% e 92% das amostras analisadas, tendo obtido como valores de média 1,6 e 0,4 mg/L em C-1 e C-2, respectivamente, além de medianas menores que 0,1 mg/L em ambas as campanhas.

Conforme se pode observar na Figura 5-15, houve uma distribuição heterogênea dos teores de íons de ferro, principalmente no que diz respeito às suas maiores concentrações, as quais ocorreram na primeira campanha nos pontos 3, 5, 7, 8, e 25, e na segunda se repetiu apenas no ponto 5, com valores superiores a 3 mg/L, valor bastante superior ao limite máximo preconizado pela Portaria MS N°. 518/04, ao limite de enquadramento para águas doces classe 1, da CONAMA 357/05 e ao valor de intervenção para águas subterrâneas preconizados pela CETESB (2005). Os teores de ferro acima dos limites estabelecidos por estas legislações estiveram presentes em 40% e 23% das amostras em C-1 e C-2, respectivamente, sendo que apenas os pontos 5, 20 e 23 apresentaram valores que se enquadraram nesta categoria em ambas as campanhas.

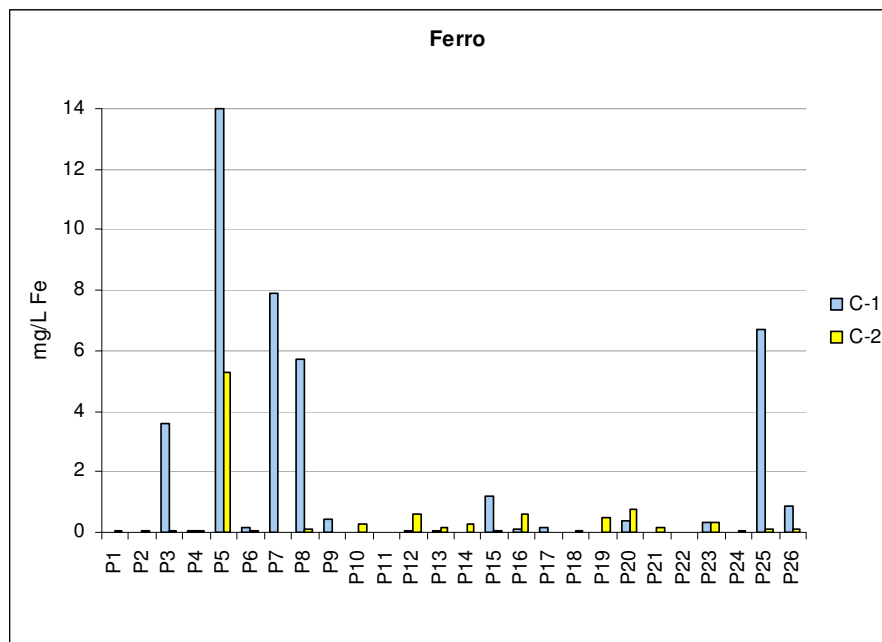


Figura 5-15: Valores de ferro dos pontos amostrados nas campanhas C-1 e C-2.

#### ▪ Manganês ( $Mn^{+}$ )

O manganês esteve presente em torno de 60% do total das amostras analisadas e apresentaram média de 0,18 e 0,10 mg/L em C-1 e C-2, respectivamente, e valor de mediana igual a 0,60 mg/L em ambas as campanhas.

Na água, o teor de manganês é extremamente variável, de 0.002 a 4 mg/L e o valor limite de 0,1 mg/L, estabelecido tanto pela Portaria MS N<sup>o</sup>. 518/04, como pela CONAMA 357/05 para águas doces classe 1, foi excedido em 46% e 20% das amostras analisadas, em C-1 e em C-2, respectivamente.

O valor limite de intervenção estabelecido pela CETESB (2005), 0,4 mg/L, foi subestimado apenas nos pontos 5, 6, 7 e 13, nos quais foram encontradas as maiores concentrações deste elemento. O ponto 6 apresentou a concentração máxima entre todas as amostras, de 1,2 mg/L, em C-1 (Figura 5-16).



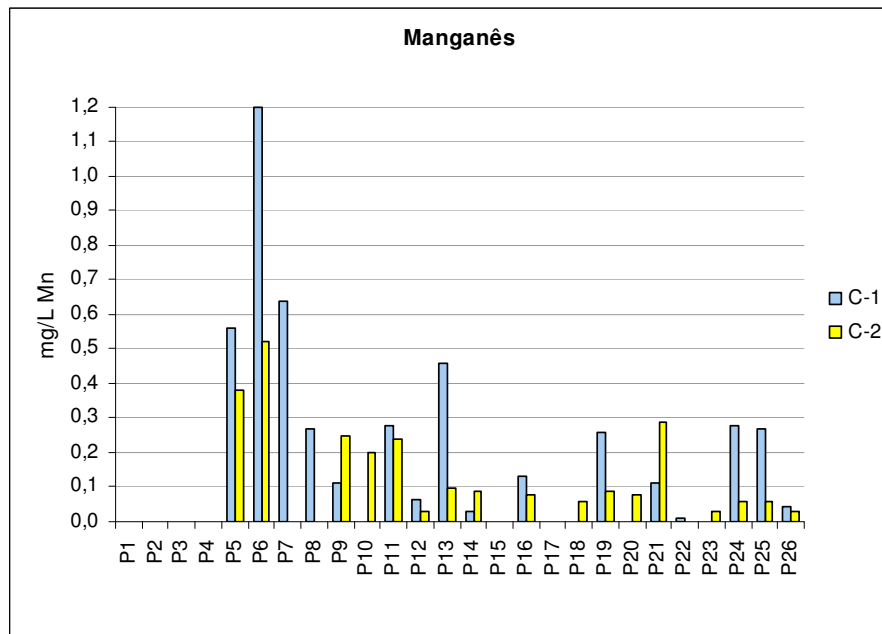


Figura 5-16: Valores de manganês dos pontos amostrados nas campanhas C-1 e C-2.

#### ▪ Zinco ( $Zn^{+}$ )

O zinco não apresentou uma coerência entre as campanhas quanto ao local de sua ocorrência (Figura 5-17) e esteve presente em torno de 40% das amostras em ambas as campanhas, com valores situados entre 0,04 e 0,18 mg/L em C-1, e entre 0,06 e 0,39 mg/L em C-2, sendo que em água potável no Rio de Janeiro, a sua concentração variou nesta mesma ordem de grandeza, de 0,007 a 0,32 mg/L (CETESB, 2001b).

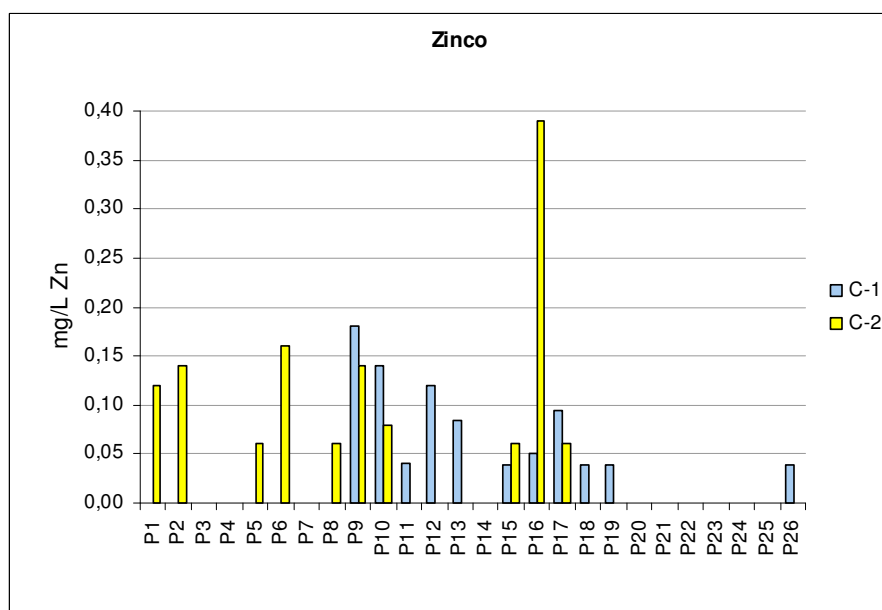


Figura 5-17: Valores de zinco dos pontos amostrados nas campanhas de 2005 e 2006.

O zinco pode entrar no meio ambiente através de processos naturais e antropogênicos, sendo muito utilizado em galvanoplastias. Assim, cabe ressaltar que a maior concentração deste metal foi encontrada na área do Forte São João (ponto 16), que corresponde à área jusante a atividades de cromagem. Porém, nenhuma das concentrações encontradas fere o valor limite estabelecido pela Portaria MS Nº. 518/04, nem os valores de intervenção da CETESB, que limitam os valores a 5 mg/L de zinco na água. Quanto ao enquadramento das águas doces em classe 1 (CONAMA, 2005), apenas o ponto 16 excedeu o limite estabelecido de 0,18 mg/L.

- **Cloretos (Cl)**

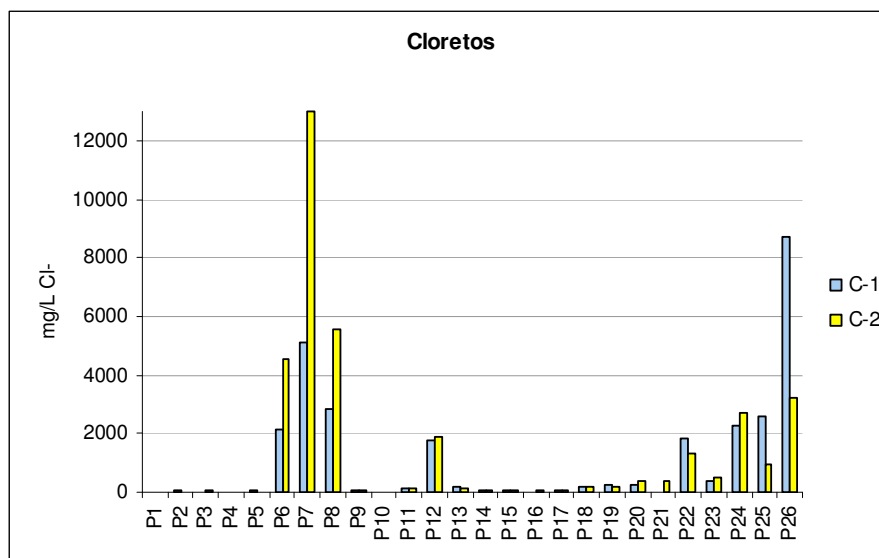
Para as amostras analisadas, os valores de média e de mediana das amostras corresponderam a 1121 e 150 mg/L e 1367 e 148 mg/L, em C-1 e em C-2, respectivamente, sendo que os pontos 1 a 5, além do ponto 10 (Praia do Suá), apresentaram baixos valores de cloretos, inferiores a 40 mg/L, os quais corresponderam também a baixos valores de condutividade elétrica, sódio, potássio, corroborando a pouca salinidade destas águas.

Os valores de cloretos correlacionam-se à condutividade elétrica, isto é, aos íons dissolvidos (sais) presentes na água. Em geral, a associação de cálcio, magnésio, sódio ou potássio com o cloreto produz efeito nocivo à saúde humana. Elevadas concentrações de cloretos e de outros sais na água subterrânea de áreas urbanas tem sido relacionadas à atividades humanas. Níveis muito altos de cloretos podem decorrer da presença de esgotos sanitários ou de matéria orgânica na água e ser indicadores de contaminação por água do mar e por aterros sanitários (PEDROSA; CAETANO, 2002).

Quanto aos valores de cloretos acima do limite preconizado pela legislação brasileira, encontram-se todos os pontos das áreas de Ilha de Santa Maria (pontos 6 a 8) e de Nova Palestina (pontos 24 a 26), além dos pontos 12 (Maria Ortiz), 20 (Enseada do Suá) e Andorinhas (pontos 21 a 23), sendo que o ponto 21 somente em C-2, conforme Figura 5-18.

Os valores mais discrepantes, responsáveis pelas elevadas taxas de desvio padrão do parâmetro considerado, foram encontrados no ponto 7, em C-2, e no ponto 26, em C-1, e suas elevadas salinidades são confirmadas pelos altos valores de condutividade,

sódio, magnésio e potássio, pontos estes pertencentes às áreas que receberam aterro com lixo urbano.



**Figura 5-18:** Valores de cloretos dos pontos amostrados nas campanhas de 2005 e 2006.

#### ▪ Sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ )

As concentrações de sulfatos foram as menores dentre os ânions principais analisados, com valores médios próximos a 60 mg/L e valores medianos próximos a 50 mg/L, em C-1 e C-2, respectivamente. Os valores não apresentaram significativas variações entre campanhas, sendo as maiores diferenças observadas nos pontos 3, 7, 11 e 26 (Figura 5-19).

Os valores mais baixos encontrados corresponderam às águas coletadas nas nascentes (pontos 2 e 4), nas áreas junto às encostas (pontos 1, 5) e no ponto 13 (Maria Ortiz), com concentrações inferiores a 15 mg/L, em C-1 e C-2.

As águas com altos níveis de sulfatos podem apresentar efeito laxativo, característico do sulfato de sódio e de magnésio, portanto, os valores aceitáveis para consumo humano devem ser inferiores a 250 mg/L segundo a Portaria MS N<sup>o</sup>. 518/04. Dentre todas as amostras analisadas, o único valor que superestimou o limite estabelecido ocorreu no ponto 24 (Nova Palestina), em C-1, apresentando concentração de sulfatos igual a 271 mg/L.

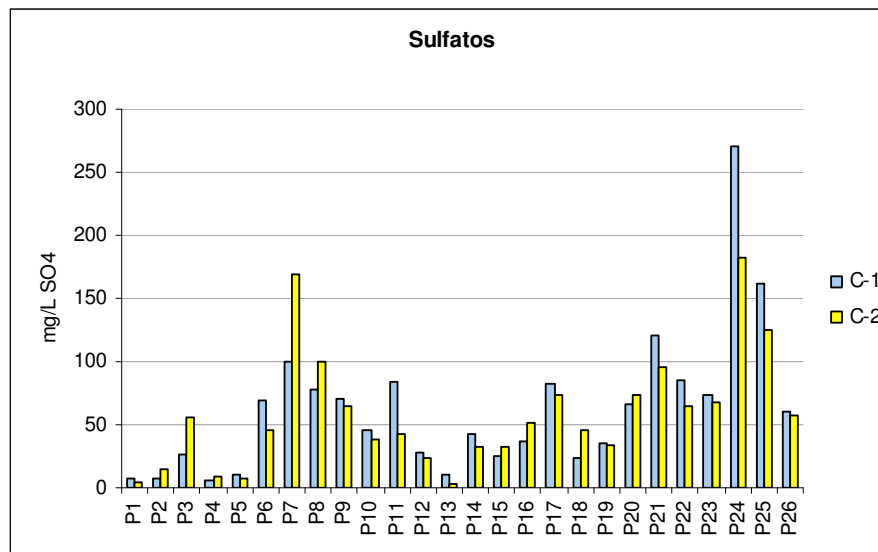
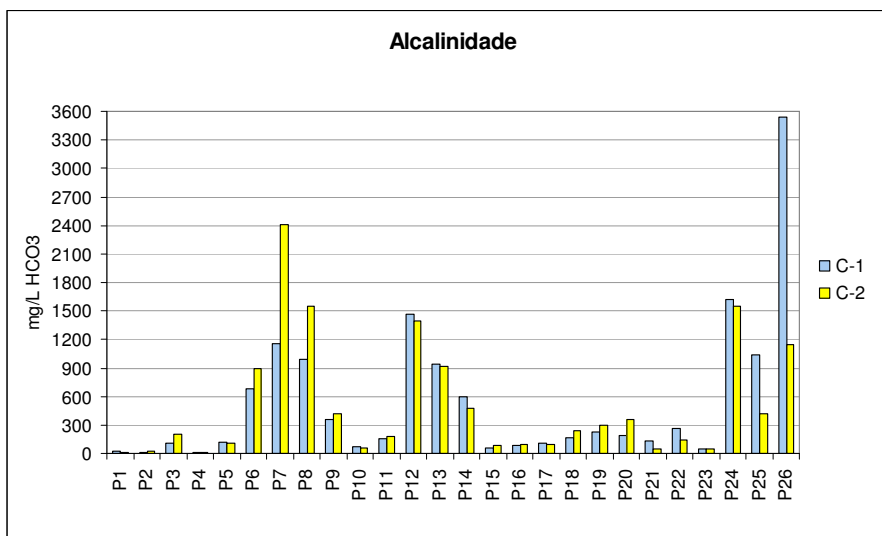


Figura 5-19: Valores de sulfatos dos pontos amostrados nas campanhas de 2005 e 2006.

#### ▪ Alcalinidade (Bicarbonatos)

Os valores de alcalinidade de todas as amostras foram devidos somente à presença de bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^-$ ), caracterizando a não alcalinidade das águas, pelos valores de  $\text{pH} < 8$ , e apresentaram significativas variações entre as campanhas somente nos pontos 6, 7, 8, 25 e 26 (Figura 5-20). Os valores muito altos de bicarbonatos, determinados nas áreas Ilha de Santa Maria (pontos 6 a 8), Maria Ortiz (pontos 12 a 14) e Nova Palestina (pontos 24 a 26), influenciaram os valores de média (544 e 507 mg/L) do universo amostrado, o qual apresentou mediana igual a 181 e a 220 mg/L, em C-1 e C-2, respectivamente. Tais valores denotam provável contaminação destas águas (BEATO e al., 2003), pois esgotos e efluentes usualmente têm alcalinidades altas devido à presença de silicatos e fosfatos.

Os valores mais baixos encontrados corresponderam às águas coletadas nos pontos 1, 2, 4, 10, 21 e 23, além da área do Forte São João (pontos 15 a 17), com valores inferiores a 100 mg/L em pelo menos uma das campanhas.



**Figura 5-20:** Valores de alcalinidade dos pontos amostrados nas campanhas de 2005 e 2006.

#### ▪ Dureza

Os valores de dureza das amostras analisadas apresentaram médias iguais a 883 e 916 mg/L e medianas iguais a 440 e 443 mg/L, em C-1 e C-2, respectivamente.

Os valores mais baixos de dureza encontrados corresponderam às águas dos pontos 1, 2, 4 e 5, e dos pontos 10 (Praia do Suá) e 19 (Enseada do Suá), com valores inferiores a 100 mg/L. Segundo Custódio & Llamas (1983), quanto ao teor de dureza, as águas são moles ou brandas (< 50 mg CaCO<sub>3</sub>/L) nos pontos 1, 2 e 10 e pouco duras (< 100 mg CaCO<sub>3</sub>/L) nos pontos 4, 5 e 19. As águas com dureza intermediária (entre 100 e 200 mg CaCO<sub>3</sub>/L) foram encontradas nos pontos 3 e 18. As demais foram classificadas como águas duras a muito duras (> 200 mg CaCO<sub>3</sub>/L) e ocorreram em quase todos os pontos das áreas de estudo (Figura 5-21).

Os valores que superestimaram o valor limite para consumo humano (500 mg/L) foram encontrados na Ilha de Santa Maria (pontos 6 a 8), em Nova Palestina (pontos 24 a 26), em Maria Ortiz (pontos 12 e 14), na Enseada do Suá (ponto 20) e em Andorinhas (pontos 21 e 22). O ponto 24 apresentou dureza quase 7 vezes superior a este limite (3435 mg/L), em C-1.

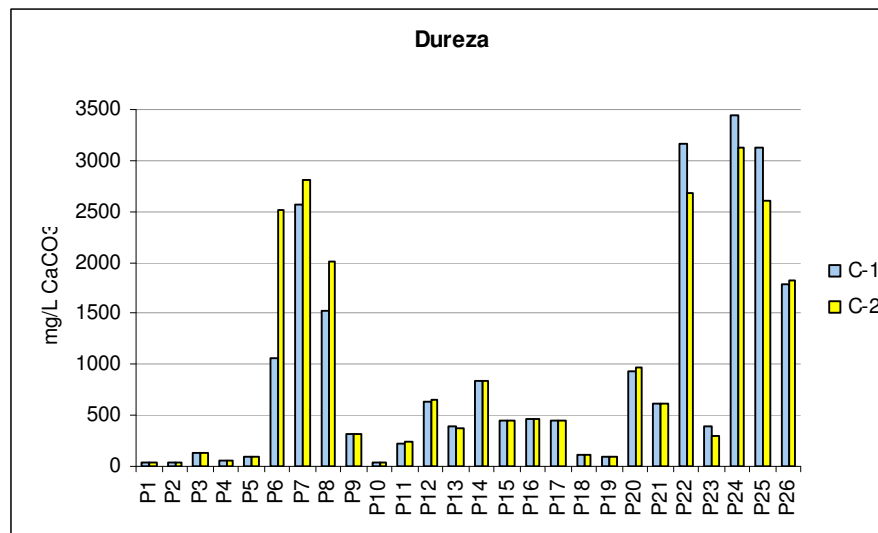


Figura 5-21: Valores de dureza dos pontos amostrados nas campanhas de 2005 e 2006.

#### ▪ Níquel, Cromo, Cádmio, Cobre e Chumbo

A concentração de níquel nas águas naturais tipicamente varia entre 0,001 e 0,003 mg/L. Entradas antropogênicas podem aumentar para 0,01 a 0,05 mg/L (CETESB, 2001b). Neste estudo, o níquel foi encontrado em apenas três amostras, todas na primeira campanha, nos pontos 12 (Maria Ortiz), 15 (Forte São João) e 26 (Nova Palestina), com concentrações iguais a 0,022; 0,016 e 0,025 mg/L, respectivamente. Tais concentrações provavelmente são decorrentes das atividades antrópicas tanto de cromagem, no ponto 15, como do aterro com lixo promovido nas áreas de Maria Ortiz e Nova Palestina.

Embora as concentrações de níquel tenham se situado abaixo do estabelecido pelo CONAMA para águas doces classe 1, estas se encontraram superestimadas para os pontos 12 e 26 em relação aos valores preconizados tanto pela Portaria 518/04 como pela CETESB (2005).

Quanto ao cromo, seu teor natural nas águas é baixo, entre 0,001 a 0,010 mg/L (CETESB, 2001b). Dentre as amostras analisadas, ele foi encontrado apenas no ponto 16 (Forte São João), a jusante das atividades de cromagem naquela área, em C-1, com concentração igual a 0,20 mg/L, o qual supera em quatro vezes o valor máximo permitido pelas legislações ambientais e de saúde de muitas nações, que é o recomendado por WHO (1993), de 0,05 mg/L, e também o padrão menos restritivo da USEPA (2000), de 0,12 mg/L.

Quanto às concentrações de cádmio, cobre e chumbo nas amostras, cabe ressaltar que tais metais tiveram concentrações menores que o Limite de Quantificação (LQ) em todos os pontos, estando virtualmente ausentes nas águas analisadas em ambas as campanhas.

- **Coliformes Termotolerantes**

Os valores de coliformes termotolerantes das amostras foram bastante heterogêneos, sendo que a ausência destes em C-1 e C-2 só ocorreu nos pontos 5, 11, 16, 18, 19, 22 e 23, sendo que foi detectada contaminação fecal nos demais pontos, a qual pode ser atribuída à antropização das áreas, visto que as águas analisadas provenientes de nascentes ou localizada junto às encostas do Maciço Central também apresentaram contaminação, provavelmente decorrente dos esgotos domésticos e das pastagens situadas nos altos dos morros do Maciço. Este parâmetro deveria ser analisado frequentemente por meio de poços de monitoramento para que se consolidassem informações mais precisas acerca da sua veracidade e relações com a ação antrópica local.

- **Descrição dos parâmetros analisados segundo classificação em quartis**

A Figura 5-22 mostra a classificação em quartis dos resultados dos parâmetros obtidos na primeira campanha, C-1. Os quartis são comumente usados para dividir uma população em grupos. Tal classificação se baseia na ordenação crescente de um conjunto de dados e sua divisão em quartos de valores (valor mínimo, primeiro quartil, o qual corresponde a 25% de toda a população, segundo quartil ou valor mediano, terceiro quartil, o qual corresponde a 75% da população e valor máximo).

Desta forma, pode-se visualizar facilmente que nas áreas A1, A3, A4 e A7 predominam os maiores valores de concentrações da maioria dos parâmetros analisados, sendo que a área A7 apresenta valores máximos para vários destes parâmetros considerados e que os pontos 1 a 5 apresentam os menores valores de concentração destes, além de concentrarem valores mínimos de vários parâmetros dentre os analisados.

Cabe ressaltar que este cenário se configura de forma bastante similar para a segunda campanha, C-2.


AREA	PONTO	CE C-1	DQO C-1	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> C-1	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> C-1	NH <sub>3</sub> C-1	Fen. C-1	O&G C-1	Na <sup>+</sup> C-1	K <sup>+</sup> C-1	Ca <sup>+2</sup> C-1	Mg <sup>+2</sup> C-1	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> C-1	Cl <sup>-</sup> C-1	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> C-1	Dur C-1
	1	115			0,001	0				1						35
	2															
	3				0,001		0	0,001		1						
	4									1	2	1	6	21	10	
	5															
	6															
A1	7															
	8				0,015											
	9		9													
A2	10															
	11				0,142											
	12						2,17									
A3	13															
	14															
	15								7							
A4	16															
	17			13,503												
	18															
A5	19															
	20				0,001											
	21															
A6	22															
	23															
	24										531		271			3435
A7	25															
	26	42200	748			397,1		0,290	4165	679		642		8717	3538	

Legenda:

C-1 Primeira campanha de amostragem

x	Valor mínimo de concentração encontrado para o parâmetro, em mg/L
y	Valor máximo de concentração encontrado para o parâmetro, em mg/L

Valor de concentração entre o valor mínimo e o primeiro quartil de todas as amostras
Valor de concentração entre o primeiro quartil e a média de todas as amostras
Valor de concentração entre o valor mediano e o terceiro quartil de todas as amostras
Valor de concentração entre o terceiro quartil e o valor máximo de todas as amostras

 Valor acima do estabelecido para potabilidade pela Portaria MS 518/04.

 Valor acima do estabelecido pela CONAMA 357/05 para águas classe 1.

**Figura 5-22:** Classificação em quartis dos valores dos parâmetros analisados nas amostras coletadas em C-1.

### 5.2.3 Correlação entre os parâmetros analisados das amostras de água

Matrizes de correlação de Pearson entre os parâmetros analisados (modo R) para as amostras de água estão apresentadas nas Tabelas 5-7, a e b, para ambas as campanhas, respectivamente, C-1 e C-2.



Cabe ressaltar que somente constam nas tabelas os parâmetros que apresentaram correlações entre si maiores do que 0,7, limite mínimo estabelecido nesta metodologia para estabelecer relativa correlação entre parâmetros. Correlações iguais ou maiores do que 0,80 foram classificadas como significativas e iguais ou maiores do que 0,90, como muito significativas.

**Tabela 5-7:** Correlações de Pearson entre os parâmetros analisados, para as amostras de água, sendo (a) em C-1, (b) em C-2.

C-1	CE	DQO	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Fenóis	O&G	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	Cl <sup>-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Dureza
CE	1												
DQO	0,96	1											
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,90	0,90	1										
Fenóis	0,50	0,44	0,35	1									
O&G	0,91	0,87	0,74	0,54	1								
Na <sup>+</sup>	0,94	0,94	0,77	0,40	0,91	1							
K <sup>+</sup>	0,98	0,96	0,96	0,45	0,87	0,91	1						
Ca <sup>+2</sup>	0,45	0,36	0,17	0,25	0,58	0,51	0,33	1					
Mg <sup>+2</sup>	0,91	0,92	0,75	0,33	0,90	0,99	0,88	0,57	1				
SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	0,26	0,13	-0,01	0,30	0,43	0,32	0,16	0,71	0,35	1			
Cl <sup>-</sup>	0,94	0,94	0,78	0,36	0,92	0,99	0,90	0,56	0,99	0,32	1		
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,96	0,91	0,86	0,52	0,87	0,91	0,95	0,52	0,88	0,34	0,90	1	
Dureza	0,50	0,40	0,19	0,31	0,66	0,60	0,39	0,93	0,65	0,77	0,62	0,54	1

relativa correlação  
significativa correlação  
muito significativa correlação

(a)

C-2	CE	DQO	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Fenóis	O&G	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	Cl <sup>-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Dureza
CE	1												
DQO	0,92	1											
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,08	-0,01	1										
Fenóis	0,32	0,51	0,25	1									
O&G	0,64	0,67	0,31	0,70	1								
Na <sup>+</sup>	1,00	0,91	0,07	0,29	0,62	1							
K <sup>+</sup>	0,86	0,86	0,32	0,62	0,74	0,83	1						
Ca <sup>+2</sup>	0,72	0,59	0,13	0,26	0,72	0,71	0,64	1					
Mg <sup>+2</sup>	0,99	0,90	0,08	0,23	0,61	0,99	0,80	0,71	1				
SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	0,61	0,59	-0,03	0,28	0,69	0,59	0,50	0,58	0,63	1			
Cl <sup>-</sup>	0,99	0,89	0,14	0,28	0,65	0,99	0,82	0,74	0,99	0,61	1		
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,89	0,83	0,28	0,47	0,69	0,86	0,95	0,75	0,85	0,58	0,86	1	
Dureza	0,65	0,60	0,18	0,36	0,82	0,63	0,60	0,85	0,64	0,75	0,68	0,67	1

relativa correlação  
significativa correlação  
muito significativa correlação

(b)

Foram analisadas as correlações de CE com diferentes constituintes químicos de 52 amostras de água, tanto freática como de nascentes (pontos 2 e 4). Pôde-se observar que as maiores correlações (acima de 0,90) foram encontradas entre CE, Na<sup>+</sup>, Mg<sup>++</sup> e Cl<sup>-</sup>, considerando ambas as campanhas, o que confirma a forte mineralização destas

águas pela presença de cloreto de sódio (NaCl) e de magnésio ( $MgCl_2$ ), visto que na reserva salina da água do mar estão contidos, em valores médios, aproximados, 77,7% de NaCl, 10,9% de  $MgCl_2$ , 4,7% de sulfato de magnésio e 3,5% de sulfato de cálcio, sendo que os restantes 3,2% correspondem a diversos outros sais, entre os quais sulfato e cloreto de potássio, carbonato de cálcio, brometo de magnésio, iodeto de potássio (CARVALHO, 2003).

Foram encontradas correlações muito significativas entre cátions ( $Na^+$  e  $K^+$ ,  $Na^+$  e  $Mg^{++}$ ,  $K^+$  e  $Mg^{++}$ ), entre cátions e ânions ( $Na^+$  e  $Cl^-$ ,  $Na^+$  e  $HCO_3^-$ ,  $K^+$  e  $HCO_3^-$ ,  $K^+$  e  $Cl^-$ ,  $Mg^{++}$  e  $Cl^-$  e  $Mg^{++}$  e  $HCO_3^-$ ) e entre os ânions  $Cl^-$  e  $HCO_3^-$ . Estas altas correlações entre a maioria dos íons principais e destes com a condutividade elétrica sugere existir uma causa que concorre com a contaminação urbana, e provavelmente se trata da influência marinha sobre as águas coletadas, ao contrário das altas correlações entre contaminantes orgânicos, encontradas por Beato et al (2003), que sugeriram tratar-se de elementos que ocorriam associados nas cargas contaminantes, em condições físico-químicas comuns entre eles. Quanto aos elevados teores de bicarbonatos, cabe ressaltar que o aumento da solubilidade dos carbonatos se deve principalmente à presença de sódio e potássio nas águas.

Em relação aos maiores teores dos cátions Na, K e Mg encontrados, cabe ressaltar que foi encontrada uma notória correlação entre as concentrações destes e as oscilações na profundidade do nível do lençol freático, pois nos pontos onde ocorreu o rebaixamento ou subida do nível do lençol freático, de uma campanha à outra, encontravam-se as maiores ou as menores concentrações destes cátions, respectivamente, principalmente nas áreas 1, 7, 3 e 6.

Também foram encontradas em C-1 e C-2 muito significativas correlações entre CE e DQO, denotando que além da presença das substâncias capazes de consumir o oxigênio, como alguns cátions, ocorreu também, nas áreas de estudo, a presença de matéria orgânica oxidável, proveniente do lixo e do material orgânico utilizados nos aterros.

As correlações encontradas para dureza foram fortes com o cálcio, e fracas com o magnésio, indicando que os ambientes sofrem muito mais influência do primeiro elemento do que do segundo na sua composição e nos processos químicos das

águas analisadas. A dureza temporária, a mais comum em águas subterrâneas, conhecida como dureza de bicarbonatos, está relacionada diretamente com os sais de cálcio e magnésio (PÁDUA, 2002).

A alcalinidade, contudo, obteve altas correlações com potássio e sódio, e baixas com cálcio, o que justifica também suas baixas correlações com a dureza. Quando a alcalinidade total é menor que a dureza total, significa que a amostra contém dureza com os bicarbonatos (solúveis) e com os carbonatos (insolúveis). Pode-se, desta forma, afirmar que o aporte de sódio e potássio foi maior que o aporte de cálcio nas águas analisadas, nas áreas que receberam aporte de sais, seja por fonte natural ou antrópica.

Com relação aos sulfatos, estes não encontraram fortes correlações para as águas subterrâneas estudadas. Apenas obteve uma relativa correlação com o cálcio em C-1, e também com a dureza em C-1 e em C-2, demonstrando que estes não participam dos principais processos químicos que ocorrem nestas águas.

Os coeficientes de correlação para óleos e graxas foram muito diferenciados se comparadas ambas as campanhas, sendo que somente se mantiveram entre ele e o potássio. Tais diferenças podem ser devido a problemas ocorridos nas análises referentes à C-2, que além do aparelho extrator de óleos e graxas ter apresentado avarias, houve demora no seu reparo e as amostras ficaram acondicionadas por tempo maior que o estabelecido para sua preservação, o que pode ter ocasionado a perda de precisão e confiabilidade dos resultados destas análises. Sendo assim, considerando apenas os dados de C-1, óleos e graxas apresentaram muito fortes correlações com CE, Na<sup>+</sup>, Mg<sup>++</sup> e Cl<sup>-</sup>, e fortes com DQO, K<sup>+</sup> e bicarbonatos, o que remete a sua ocorrência tanto às áreas mais mineralizadas como às contaminadas por carga orgânica.

No que diz respeito à amônia, assim como o parâmetro de óleos e graxas, esta também apresentou valores em C-2 não condizentes com C-1, muito provavelmente devido a problemas apresentados no destilador de Nessler, durante a segunda campanha, que ocasionou a demora das análises, ultrapassando o prazo de validade recomendado para preservação das amostras. Portanto, considerando apenas os resultados apresentados em C-1, puderam-se notar muito fortes correlações entre a

amônia e condutividade, DQO e potássio, provavelmente decorrentes da contaminação das áreas pela presença de esgoto doméstico. O principal componente inorgânico dissolvido na urina é o cloreto, seguido pelo sódio e potássio, os quais são altamente solúveis em água e, portanto, prontamente disponíveis, pois se encontram totalmente na forma mineral (DIESEL et al, 2002). Alta correlação também entre amônia e alcalinidade (bicarbonatos), e relativa correlação com  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Mg}^+$  e óleos e graxas, em ordem decrescente de índices, confirma a presença de contaminantes e sais nas áreas analisadas, porém também com a influência de contaminação orgânica (DQO e óleos e graxas).

O fato de não terem sido estabelecidas significativas correlações entre fenóis e outros parâmetros, a não ser com óleos e graxas em C-2, cujos dados são duvidosos, conforme relatado anteriormente, indica que a presença de fenóis nas áreas pode ter participado muito pouco dos processos de entrada de contaminantes comuns aos outros parâmetros, ou seja, por lixo urbano, esgoto doméstico ou intrusão marinha. Provavelmente, sua presença nas amostras se deve principalmente à origem natural (substâncias húmicas e fúlvicas).

Também foram efetuadas correlações de Pearson entre os parâmetros analisados, considerando as campanhas unificadas e os valores de mediana dos parâmetros dos pontos de cada área (A1 a A7), conforme a Tabela 5-8. Conforme justificado anteriormente, foram desconsiderados os parâmetros de  $\text{NH}_4^+$  e de O&G, pelas incertezas nos seus valores em C-2.

Comparando-se estes valores com os valores de correlações apresentados na Tabela 5.7, observa-se que, para a maioria dos parâmetros, as correlações se mantêm, embora possa haver uma alteração na intensidade destas.

Pode-se notar que surgem novas correlações, principalmente com relação ao elemento cálcio e, conseqüentemente, com a dureza, que passam a se correlacionar com os demais íons maiores e com os parâmetros de CE e DQO. Além disto, surgem correlações entre sulfatos e CE, fenóis e potássio, e entre fenóis e, CE e bicarbonatos, porém nenhuma destas correlações remeteu a uma justificativa para sua ocorrência.

**Tabela 5-8:** Correlações de Pearson entre os parâmetros analisados, para as amostras de água, considerando C-1 e C-2 unificadas e os valores de mediana dos pontos de cada área.

	CE	DQO	Fenóis	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	Cl <sup>-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Dureza
CE	1										
DQO	0,96	1									
Fenóis	<b>0,70</b>	0,66	1,00								
Na <sup>+</sup>	0,98	0,96	0,55	1,00							
K <sup>+</sup>	0,89	0,86	0,93	<b>0,79</b>	1,00						
Ca <sup>+2</sup>	<b>0,97</b>	<b>0,95</b>	0,69	<b>0,94</b>	<b>0,88</b>	1,00					
Mg <sup>+2</sup>	0,99	0,97	0,61	0,99	0,83	<b>0,95</b>	1,00				
SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	<b>0,72</b>	0,55	<b>0,74</b>	0,61	<b>0,72</b>	0,61	0,66	1,00			
Cl <sup>-</sup>	0,98	0,96	0,58	1,00	0,81	<b>0,95</b>	1,00	0,65	1,00		
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,82	0,81	<b>0,91</b>	0,71	0,97	<b>0,85</b>	0,74	0,58	0,72	1,00	
Dureza	<b>0,93</b>	<b>0,83</b>	0,88	<b>0,84</b>	<b>0,95</b>	0,86	<b>0,87</b>	0,87	<b>0,86</b>	<b>0,87</b>	1,00
	CE	DQO	Fenóis	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	Cl <sup>-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Dur.eza

relativa correlação

significativa correlação

muito significativa correlação

Embora não tenham sido apresentadas na Tabela 5.8, foram também encontradas significativas correlações entre nitratos e nitritos (0,93), nitratos e zinco (0,95) e nitritos e zinco (0,91), provavelmente devidas à presença dos esgotos domésticos em todas as áreas e das atividades de comercialização de pescados e de cromagem das áreas A2 e A4.

Conforme justificado anteriormente, foram desconsiderados os parâmetros de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e de O&G, pelas incertezas nos seus valores em C-2.

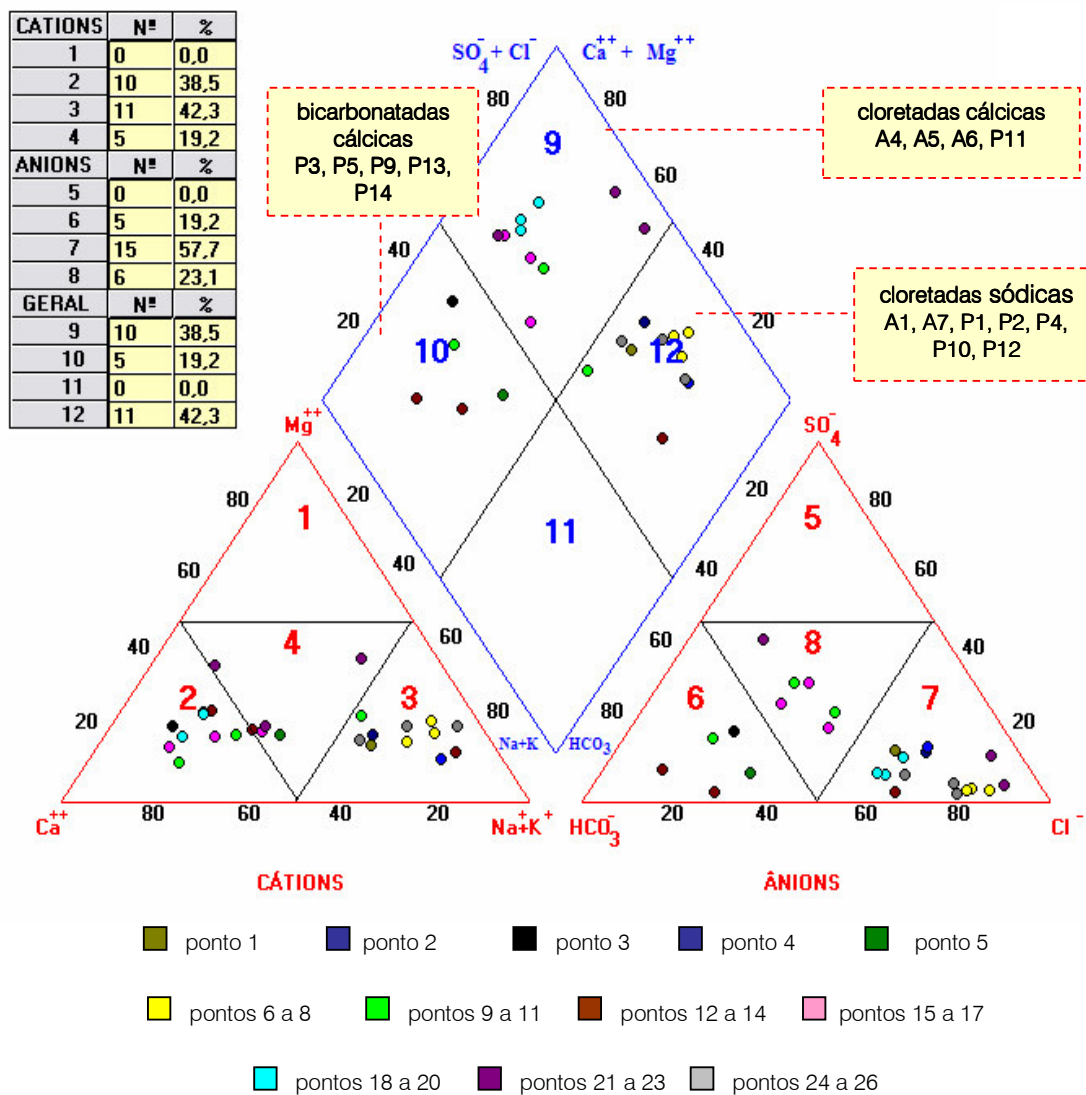
### 5.2.4 Classificação hidroquímica segundo Piper

Como a determinação das composições e tipos hidroquímicos nos diagramas de barras mostrou alto grau de incerteza quanto à definição dos limites dos diferentes tipos de água, pelas elevadíssimas variações nas concentrações dos íons entre as amostras analisadas, muitas vezes em uma mesma área, foi feita a classificação segundo Piper, cujas concentrações dos íons maiores são apresentadas como razões em diagramas. Com isso, as diferenças quantitativas das concentrações entre eles são desconsideradas, pois estes diagramas agrupam na forma gráfica a composição química de diferentes águas, levando em consideração a relação entre os íons maiores, em miliequivalentes (meq).

Cabe ressaltar que, para os cálculos das concentrações iônicas utilizadas na classificação hidroquímica e na determinação das razões iônicas entre os elementos, foi realizado o cálculo do balanço iônico em todas as amostras, em C-1 e em C-2,

sendo que foi admitido erro percentual de até 10%. Exceto para a amostra do ponto 23 em C-1, com 10,84% de erro percentual, todas as amostras obtiveram erro percentual menor do que 10%. O cálculo do balanço iônico para cada uma das amostras foi realizado utilizando planilha em Excel, do programa Resub-CHEM (ano) e se encontra no Anexo deste trabalho, onde também estão representadas graficamente as respectivas assinaturas da água (diagramas de Schoeller modificados), para que possam ser comparadas as composições iônicas das amostras para as duas campanhas.

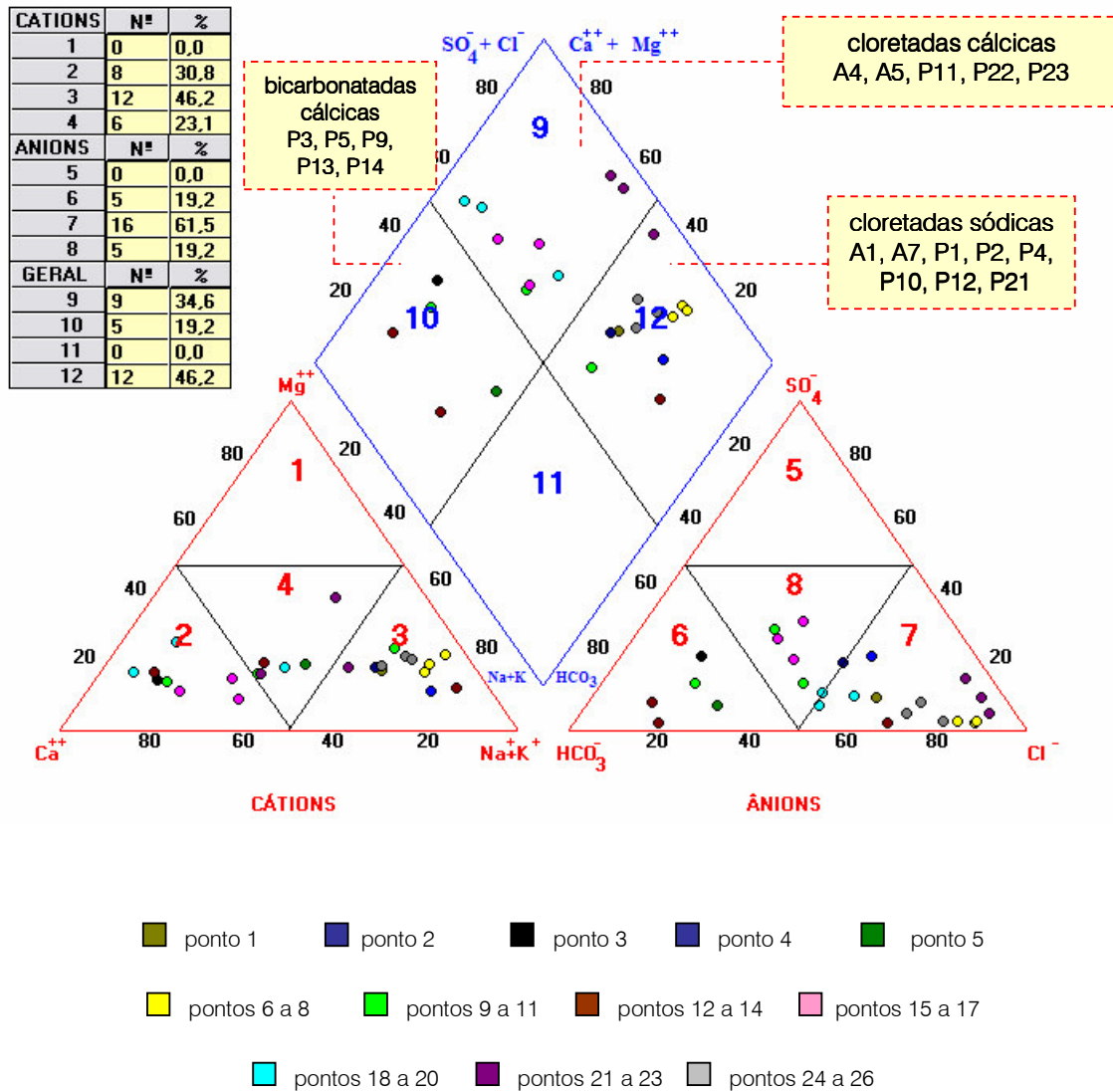
Nos diagramas, foram agrupadas as águas com semelhantes composições químicas, mostradas nas Figuras 5-23 e 5-24, respectivamente, para C-1 e C-2. Também foram classificadas as águas, levando em consideração os valores das medianas das concentrações iônicas dos pontos amostrados, dentro de cada uma das áreas estudadas (A1 a A7), mostradas na Figura 5-25.



Classificação hidroquímica das águas

No.	Tipo de água	No.	Tipo de água
1	magnesiana	7	cloretada
2	cálcica	8	mista para ânions
3	sódica	9	sulfatada ou cloretada, cálcica ou magnesiana
4	mista para cátions	10	bicarbonatada cálcica ou magnesiana
5	sulfatada	11	bicarbonatada sódica
6	bicarbonatada	12	sulfatada ou cloretada sódica

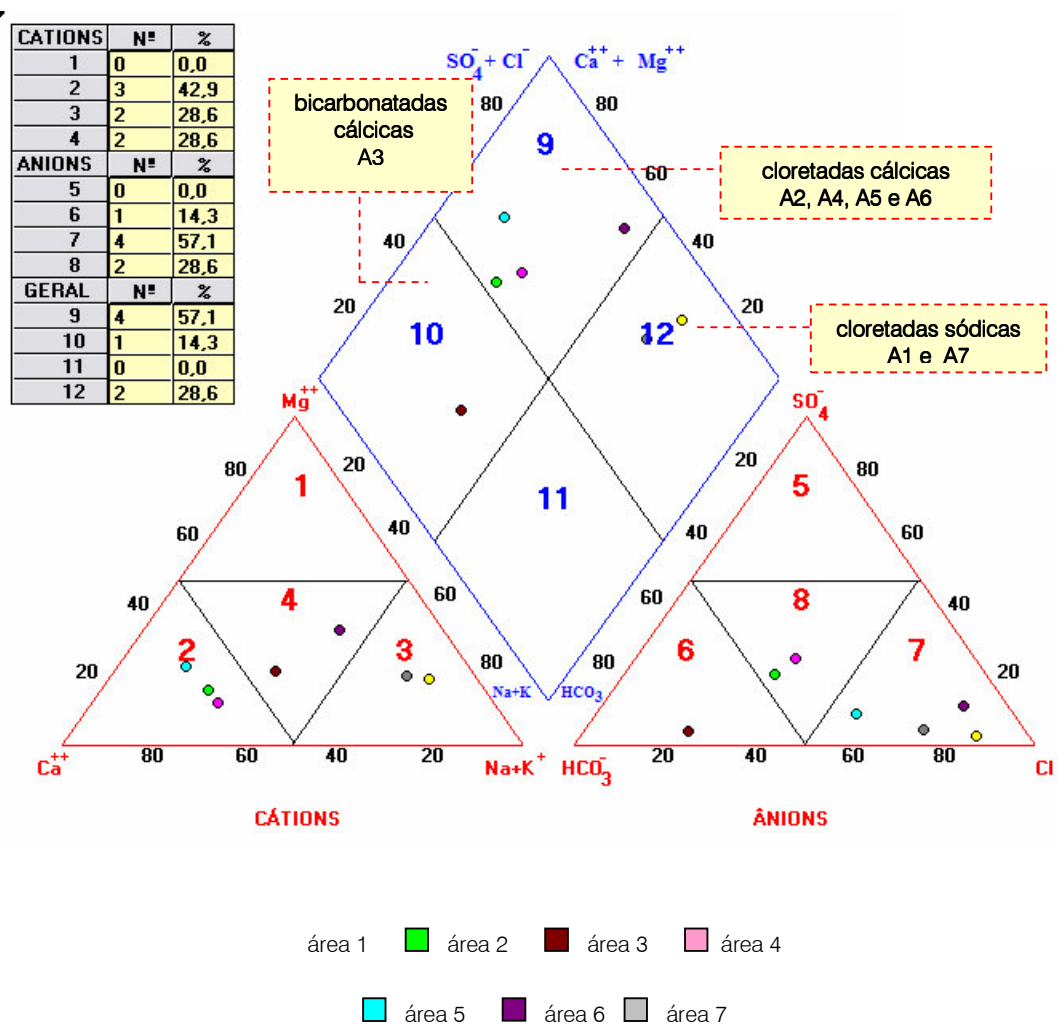
Figura 5-23: Diagrama de Piper das amostras analisadas em C-1



Classificação hidroquímica das águas			
No.	Tipo de água	No.	Tipo de água
1	magnesiana	7	cloretada
2	cálcica	8	mista para ânions
3	sódica	9	sulfatada ou cloretada, cálcica ou magnesiana
4	mista para cátions	10	bicarbonatada cálcica ou magnesiana
5	sulfatada	11	bicarbonatada sódica
6	bicarbonatada	12	sulfatada ou cloretada sódica

Figura 5-24: Diagrama de Piper das amostras analisadas em C-2





Classificação hidroquímica das águas

No.	Tipo de água	No.	Tipo de água
1	magnesiana	7	cloretada
2	cálcica	8	mista para ânions
3	sódica	9	sulfatada ou cloretada, cálcica ou magnesiana
4	mista para cátions	10	bicarbonatada cálcica ou magnesiana
5	sulfatada	11	bicarbonatada sódica
6	bicarbonatada	12	sulfatada ou cloretada sódica

**Figura 5-25:** Diagrama de Piper das amostras analisadas, considerando C-1 e C-2 unificadas (medanas das concentrações dos íons maiores dos pontos de cada uma das áreas A1 a A7).

A Tabela 5-9 expressa os valores de medanas dos parâmetros encontrados para as áreas, com o objetivo de mostrar, em ordem de grandeza, as variações entre áreas nas concentrações dos parâmetros, a serem discutidas posteriormente.

**Tabela 5-9:** Valores de mediana dos parâmetros das áreas estudadas, considerando todos os pontos de cada área e C-1 e C-2 unificadas.

	T	pH	CE	DQO	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Fenóis	O&G	Dureza
<b>A1</b>	25,5	6,6	14450	327	0,11	0,007	3,2	0,39	0,13	2256
<b>A2</b>	25,2	6,8	732	18	4,42	0,045	0,7	0,05	0,01	232
<b>A3</b>	26,8	7,0	1960	119	0,17	0,008	32,8	0,41	0,03	638
<b>A4</b>	24,7	6,6	405	18	3,82	0,037	1,1	0,13	0,03	444
<b>A5</b>	26,5	7,2	976	61	0,06	0,004	1,2	0,13	0,03	108
<b>A6</b>	26,2	7,3	1407	80	0,30	0,023	2,8	0,23	0,10	623
<b>A7</b>	24,9	7,0	10650	193	0,70	0,009	15,6	0,77	0,12	2869

	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	Fe <sup>+</sup>	Mn <sup>+</sup>	Zn <sup>+</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	Cl <sup>-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
<b>A1</b>	2705	128	354	395	0,13	0,40	0,01	89	4846	1072
<b>A2</b>	31	5	78	12	0,01	0,22	0,11	56	67	164
<b>A3</b>	81	77	134	40	0,13	0,08	0,01	26	163	930
<b>A4</b>	22	8	52	6	0,14	0,00	0,06	45	46	89
<b>A5</b>	31	10	137	31	0,21	0,07	0,01	41	222	231
<b>A6</b>	131	21	65	61	0,09	0,02	0,01	80	449	92
<b>A7</b>	1317	159	271	229	0,09	0,06	0,01	144	2650	1350

NOTAS: - parâmetros em mg/L, exceto T (°C), pH (adimensional), CE (µS/cm).

- **A1** = Ilha de Santa Maria, **A2** = Praia do Suá, **A3** = Maria Ortiz, **A4** = Forte São João, **A5** = Enseada do Suá, **A6** = Andorinhas, **A7** = Nova Palestina

Na Tabela 5-10, estão listadas as faixas percentuais, de cátions e de ânions, das composições iônicas das amostras, considerando as C-1 e C-2 unificadas, além das razões iônicas Mg/Ca, K/Na, Na/Ca.

Quanto aos valores das razões iônicas calculadas, também denominados índices hidrogeoquímicos, pôde-se observar que a razão Mg/Ca apresentou uma série de resultados muito variável, sendo que os valores próximos à unidade indicam a possível influência de terrenos dolomíticos; maiores que um, terrenos ricos em silicatos magnesianos. A média dos resultados obtidos, para as águas analisadas, foi de 0,96, porém, valores bem mais altos foram encontrados nos pontos 7, 8, 23 e 26 (valores entre 2 e 5) e, embora em águas continentais esta razão normalmente se situe entre 0,3 – 1,5, deve-se levar em conta a influência da água do mar (Mg/Ca ~ 5 em águas oceânicas), ou ainda, outros processos, que podem alterar esta relação como: precipitação da calcita, troca iônica, dentre outros, não abordados por este trabalho.

**Tabela 5-10:** Intervalo de variação dos íons principais e razões iônicas em C-1 e C-2

Ponto	% cátions				% ânions			Razões iônicas		
	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>++</sup>	Mg <sup>++</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Mg/Ca	K/Na	Na/Ca
1	63-65	4-5	20-25	8-10	49-51	9-14	37-40	0,55	0,04	2,18
								0,82	0,05	2,83
2	60-62	7	21-23	10	39-57	14-20	29-41	0,94	0,07	2,24
								0,82	0,07	2,61
3	15	2	70-74	9-13	12-15	17-19	68-69	0,30	0,07	0,18
								0,19	0,08	0,17
4	76	6	12	6	44-57	16-24	27-32	1,65	0,05	5,66
								0,82	0,05	5,66
5	41-46	4-7	36-44	11	19-22	5-6	72-76	0,40	0,05	0,80
								0,52	0,09	1,09
6	70	3-4	4-17	13	75-85	1-2	16-23	0,85	0,03	3,60
								1,44	0,02	6,08
7	74-80	3-4	4-9	13	80-84	1-2	15-18	2,25	0,03	7,06
								5,39	0,03	17,92
8	73-75	5-7	9-10	10-11	73-78	1-2	21-25	1,73	0,05	6,51
								2,12	0,04	7,68
9	14-18	7	69-71	6-8	12-13	12-15	73-75	0,13	0,22	0,23
								0,19	0,31	0,17
10	58-68	4	14-24	14	21	29-39	47-50	1,10	0,04	2,11
								1,65	0,04	4,11
11	30-38	3-4	49-55	10-11	32-33	13-24	44-54	0,33	0,07	0,48
								0,32	0,05	0,66
12	71-73	14-15	6-8	6-7	54-57	1	42-45	1,45	0,11	8,18
								1,70	0,12	10,96
13	22-23	20-23	46-47	11	18	1	81	0,38	0,52	0,40
								0,43	0,60	0,47
14	8-12	9	70-73	9-10	8-9	6	85-86	0,44	0,53	0,22
								0,23	0,66	0,09
15	12-18	9	67-70	6-9	28-32	20	48-52	0,20	0,42	0,15
								0,15	0,29	0,23
16	30-32	9-13	46-55	4-11	20-23	25-26	51-55	0,38	0,25	0,55
								0,13	0,16	0,52
17	21-27	10	55-59	8-10	23-26	32-33	45	0,28	0,28	0,31
								0,26	0,22	0,44
18	12-15	5-7	66-67	11	38-50	6-10	44-52	0,26	0,26	0,19
								0,42	0,24	0,15
19	7-8	3-6	69-80	10-17	39-48	6-7	45-55	0,41	0,46	0,10
								0,21	0,25	0,07
20	20/44	3	62/42	15/11	46/52	9/12	36/45	0,40	0,09	0,28
								0,43	0,04	0,91
21	8/54	15/10	53/26	24/10	1/73	42/18	47/9	0,76	1,18	0,12
								0,64	0,11	1,77
22	38-40	2	48	10-12	84-87	4	9-12	0,43	0,03	0,68
								0,33	0,03	0,71
23	43-48	10	17-21	25-26	76-81	11-14	8-10	2,45	0,12	2,49
								2,03	0,14	1,80
24	59-66	5-8	13-27	9-13	54-61	4-7	35-39	0,56	0,05	1,87
								1,65	0,07	4,67
25	62-67	7-8	15-18	11	64-69	4-8	27-28	1,26	0,06	3,87
								0,93	0,08	2,83
26	68-73	9-12	4-11	11-12	71-73	0-1	26-29	4,34	0,10	14,87
								1,72	0,08	5,18

NOTAS: x/y – valores percentuais do íon, x em C-1 e y em C-2, respectivamente, para hidroquímicas em um mesmo ponto muito divergentes entre as campanhas.

x-y – intervalo dos valores encontrados, considerando C-1 e C-2, para hidroquímicas similares em um mesmo ponto, em C-1 e em C-2.

Quanto à razão iônica K/Na, a média encontrada para as águas analisadas foi igual a 0,18, sendo que valores comuns para águas doces se situam entre 0,004 e 0,3 (SCHOELLER, 1955 *apud* SANTOS, 2000).

A relação Na/Ca apresentou média, entre as amostras analisadas, igual a 2,8, sendo os valores se mostraram bastante variáveis, com amplitude entre 0,07 (ponto 19) e 17,92 (ponto 7). Os maiores valores remetem aos pontos os quais apresentaram as maiores concentrações de cloreto de sódio (NaCl), ou seja, mais salinizados.

As descrições relativas a cada área e aos pontos 1 a 5 são abordadas a seguir:

- **Área 1 – pontos 6, 7, 8**

As águas foram classificadas como cloretadas sódicas, em ambas as campanhas, para todos os pontos, caracterizando uma região homogênea segundo sua composição iônica. No geral, as concentrações oscilaram em torno de 74, 5, 9, 12 percentuais de sódio, potássio, cálcio e magnésio, respectivamente, para os cátions, e 79, 2, 19 percentuais de cloretos, sulfatos e bicarbonatos, respectivamente, para os ânions. Esta composição pode estar relacionada aos depósitos de cloreto de sódio para alimentação de gado na área da antiga fazenda Jucutuquara (DANIEL, 1999), onde atualmente se situa o CEFETES. Tais aportes explicariam as mais altas concentrações de sódio encontradas dentre todas as áreas, sendo que esta não sofre influência direta das águas salinas da Baía de Vitória há muitos anos, se comparada a outras áreas cuja proximidade e ligação com o mar permanecem (A5, A3 e A6), e cujas concentrações de sais foram menores.

Deve-se ressaltar que esta área recebeu aterro de diversas fontes no decorrer de 60 anos de sua ocupação (1900 – 1960), inclusive lixo urbano em determinado período, e que reúne há algum tempo atividades relacionadas à manutenção de veículos automotores, o que pode explicar, juntamente com a degradação do material orgânico presente, seja de origem natural (solos e vegetação de mangue) ou antrópica (lixo urbano), a concentração de óleos e graxas nas amostras analisadas. Porém, é pouco provável a possibilidade de a carga orgânica presente na água ser de origem natural, em virtude das amostras de solo analisadas só haverem atingido, em profundidade, os solos de aterro.

- **Área 2 – pontos 9, 10, 11**

A área se apresentou heterogênea quanto às concentrações iônicas, sendo que as águas do ponto 9 são bicarbonatadas cálcicas, do ponto 10, cloretadas sódicas e do ponto 11, cloretadas cálcicas. O ponto 9, localizado às proximidades de corpos graníticos dentro de área de terraços flúvio-marinhos, não sofreu alterações morfológicas e pedológicas significativas que comprometessem a sua composição hidroquímica, pois a área não recebeu aterro, mas somente edificações sobre os terrenos. Os aportes de contaminantes referem-se, além do esgoto doméstico, às atividades de tratamento e comercialização de pescado, o que justificou as maiores concentrações de nitratos e nitritos, se comparadas as outras áreas de estudo.

O ponto 10, apesar de estar situado no pé do morro, apresentou composição cloretada sódica, o que não corresponde à sua provável composição original, com maiores concentrações de bicarbonatos que compõem a rocha granítica. A justificativa pode estar nas ocupações do morro pela população e despejo de esgoto doméstico, que é drenado para a área adjacente a este ponto. Tal inferência se baseia na presença de maiores concentrações de sulfato de sódio nesta água, substância esta que integra muitas fórmulas de detergentes e produtos de limpeza e higiene pessoal.

O ponto 11 corresponde a uma captação de água em um nível mais profundo do que os furos de amostragem (aproximadamente 6 m). Suas águas se apresentaram como cloretadas cálcicas, cuja origem é desconhecida. Sabe-se apenas que este ponto está localizado dentro de uma área de tratamento e comercialização de pescado. Porém, localizava-se muito mais próximo desta atividade do que o ponto 9, o qual também apresentou contaminação por nitritos e nitratos.

Cabe ainda citar a presença de zinco na área, que pode ser atribuída à presença de pescados e mariscos, proveniente das atividades anteriormente citadas.

- **Área 3 – pontos 12, 13 e 14**

A área apresenta-se como heterogênea, para a composição hidroquímica analisada. Porém, ocorreu homogeneidade nos resultados entre campanhas, variando de cloretada sódica (ponto 12) a bicarbonatada cálcica (pontos 13 e 14). O ponto 12 foi o que apresentou discrepâncias dentro desta área, devido às altas concentrações de sódio e de cloretos, e menores de bicarbonatos. Ressalta-se que toda a área recebeu

aterro de diversas origens (Formação Barreiras, material de dragagem, desmonte de rocha e lixo), sendo que no ponto 12, durante a perfuração, foram encontrados resíduos orgânicos e inorgânicos não decompostos, revelando serem de origem mais recente, enquanto que nos pontos 13 e 14, não foram encontrados resíduos. Nesta área, porém em maiores concentrações no ponto 12, foram também encontrados teores significativos de outras substâncias que caracterizam a contaminação antrópica local, como amônia, óleos e graxas, sódio, magnésio, potássio, bem como os metais níquel e zinco, além de fenóis; estes últimos podem ser oriundos da vegetação de mangue, tanto encoberta pelo aterro, como presente e abundante na área de entorno.

▪ **Área 4 – pontos 15, 16 e 17**

Esta área apresentou homogeneidade na hidroquímica dos pontos analisados, tendo suas águas classificadas como cloretadas cálcicas, apresentando concentrações médias de 23, 9, 59 e 9 percentuais de sódio, potássio, cálcio e magnésio, respectivamente, para os cátions e de 25, 25 e 50 percentuais de cloretos, sulfatos e bicarbonatos, respectivamente, para os ânions. Tal composição contradiz com as composições dos ambientes de rochas graníticas onde estes pontos estão inseridos e tal alteração se deve provavelmente à contribuição dos esgotos domésticos provenientes da ocupação antrópica dos morros, além das atividades de cromagem, comuns desta área, caracterizada também pelos aportes dos metais (cromo, níquel e zinco) e dos sais encontrados nas águas amostradas (nitritos e nitratos provenientes do ácido nítrico, sulfatos e óxidos) para tratamento das peças que recebem os banhos metálicos.

▪ **Área 5 – pontos 18, 19 e 20**

A hidroquímica classificou esta área como de águas cloretadas cálcicas em todos os pontos analisados, com composição média catiônica de 15, 5, 67,13 percentuais de sódio, potássio, cálcio e magnésio, respectivamente, e aniônica de 45, 8 e 47 percentuais de cloretos, sulfatos e bicarbonatos, excetuando o ponto 20, que apresentou características distintas das demais amostras, provavelmente devido aos aportes minerais (sódio) do lixo depositado muito próximo ao ponto de amostragem em algum período entre a primeira e a segunda campanha. Tais águas podem estar sofrendo uma mistura da água do mar (cloretada sódica) com a água proveniente da

drenagem de toda a bacia (bicarbonatada cálcica), devido à sua localização, tanto próxima da foz da Baía de Vitória quanto da base de diversos morros daquela região.

▪ **Área 6 – pontos 21, 22 e 23**

A área 6 se apresentou bastante heterogênea na composição hidroquímica entre os pontos amostrados, embora todas as amostras tenham sido classificadas como cloretadas cálcicas. O ponto 21 foi o mais anômalo desta área, considerando os percentuais iônicos entre as campanhas. Foi observada baixíssima concentração de sódio na primeira campanha (9 mg/L), bem como de cloretos (31 mg/L), em comparação à segunda campanha, com proporcionais quedas de cálcio e de magnésio, e de bicarbonatos e sulfatos. Embora tais anomalias pudessem ser atribuídas à entrada de água do mar no aquífero, por este ponto estar localizado bem próximo ao Canal da Passagem, não se pode comprovar sua origem, pois não correspondeu a nenhuma possível fonte diagnosticada. Cabe ainda ressaltar que o ponto 21 também poderia ter recebido aportes de cálcio na primeira campanha, provenientes do material de dragagem do Canal da Passagem, resíduos da pedreira a montante, bem como de lixo urbano, cujos terrenos foram aterrados em época bem recente (nas duas últimas décadas). Desta forma, na segunda campanha, os íons já teriam encontrado uma nova composição e equilíbrio. Isto pode ser conjeturado, visto que os percentuais de composição iônica do ponto 21, em C-2, se assemelham aos dos demais pontos nesta área.

▪ **Área 7 – pontos 24, 25 e 26**

Esta área apresentou-se homogênea, com águas cloretadas sódicas, com percentuais médios catiônicos de 68, 8, 15 e 9, para sódio, potássio, cálcio e magnésio, respectivamente e aniônicos 65, 4 e 31, para cloretos, sulfatos e bicarbonatos, respectivamente. Observa-se que os íons maiores se encontram com elevados teores, se comparados com as demais áreas, exceto com os de A1, discutidos anteriormente. As elevadas concentrações de sais nesta área podem ter origem de duas fontes, como já citado: a natural, cujas águas recebem o aporte de sais provenientes da água marinha da Baía de Vitória, como a antropogênica, oriunda dos aterros efetuados com lixo urbano e dos esgotos domésticos. Tal afirmativa se baseia nos significativos teores de vários elementos e substâncias encontradas, como nitrato, nitrito e amônia, fenóis e

óleos e graxas, os metais níquel e zinco, bem como a alta demanda química de oxigênio.

- **Ponto 1**

As águas deste local foram classificadas como cloretadas sódicas, nas duas campanhas, e o ponto está situado no mesmo quadrante dos pontos 24 a 26 da Ilha de Vitória, cujas águas também obtiveram tal classificação, porém na base do Maciço Central, na face oposta onde se situam as nascentes correspondentes aos pontos 2 e 4.

- **Pontos 2 e 4**

Quanto às águas das nascentes, observou-se que elas apresentaram bastante similaridade em suas composições iônicas, sendo classificadas como cloretadas sódicas, assim como o ponto 1. Tais fontes encontram-se ao sul do Maciço Central, próximas uma da outra e a jusante de áreas ocupadas, seja por residências ou com atividades antrópicas, como pastagens. Esta antropogénia deve ser a responsável pelo aporte e dominância de cloreto de sódio nestes pontos amostrados, cujos altos valores de coliformes termotolerantes, corroboram com esta hipótese.

- **Ponto 3**

No ponto 3, as águas foram classificadas como bicarbonatadas cálcicas e se encontram no pé do Morro Pedra da Cebola, onde a composição granodiorítica das rochas deve estar contribuindo para a composição iônica destas, nas duas campanhas. Neste ponto, também foi constatado por análise físico-química a presença de sulfetos, já suscitado pelo odor das amostras no momento das coletas. Contudo, sua procedência é desconhecida.

- **Ponto 5**

O ponto 5 apresentou águas bicarbonatadas cálcicas em sua composição, com iguais concentrações médias de sódio e cálcio. Os percentuais de concentração de bicarbonatos excedem os de cloretos em quase quatro vezes e, embora as águas apresentem classificação esperada do ambiente natural em que se encontram, já se pode notar a influência antrópica na área, devido à presença de cloreto de sódio. Também foram encontrados teores de zinco, cuja procedência é desconhecida.



## 5.2.5 Classificação segundo análise estatística multivariada

### ▪ Análise Fatorial

Foi realizada análise fatorial das componentes principais a partir da matriz de correlações gerada pelas variáveis: Na, K, Ca, Mg, Cl, SO<sub>4</sub>, HCO<sub>3</sub> e condutividade elétrica, a fim de verificar o grau e o nível de significância da associação entre pares de variáveis. Os dados foram analisados usando análise fatorial modo R para encontrar fatores ou os principais processos responsáveis pela composição iônica das águas estudadas.

Obteve-se como primeiro resultado a matriz de cargas fatoriais com o novo conjunto de variáveis sintéticas. O procedimento de rotação VARIMAX foi, então, aplicado para facilitar a interpretação dos dados, ou seja, aumentar os fatores de carregamento de uma variável, porém, reduzindo o número de fatores que uma variável carrega.

Encontram-se apresentadas nas Tabelas 5-11, 5-12 e 5-13 os fatores de carregamento rotacionados por método VARIMAX para as variáveis analisadas das amostras de água coletadas com os dados de C-1, de C-2 e dos valores médios de C-1 e de C-2, respectivamente.

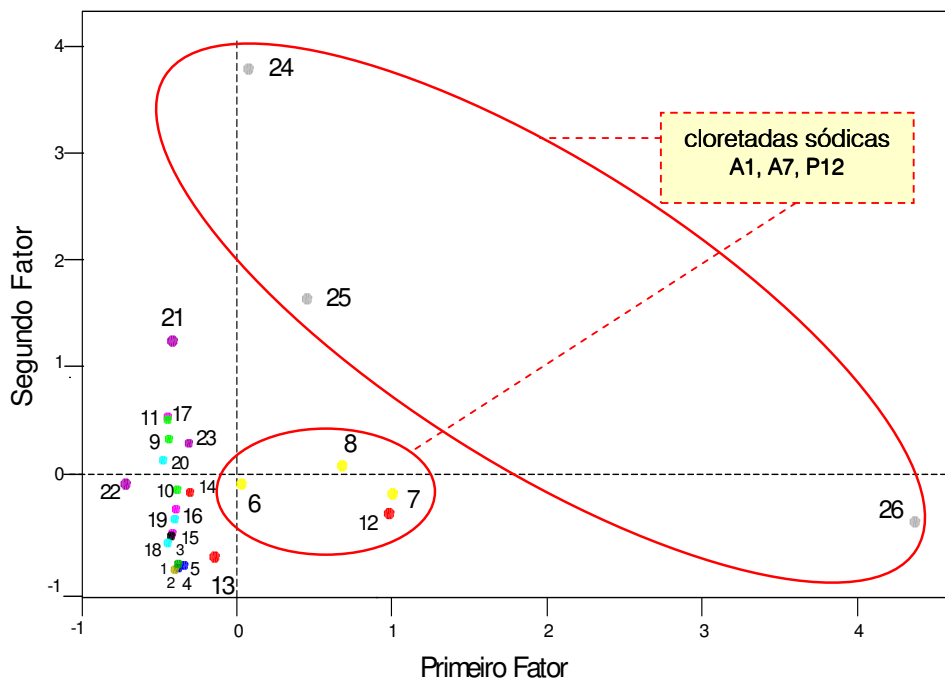
As Figuras 5-26, 5-27 e 5-28 mostram, respectivamente, a projeção dos escores fatoriais das amostras para os fatores 1 e 2, para as amostras de água analisadas em C-1, em C-2 e considerando C-1 e C-2 unificadas.

**Tabela 5-11:** Fatores de carregamento rotacionados por método VARIMAX, para as variáveis, nas amostras de água coletadas em C-1

Fatores de carregamento rotacionados e Comunalidades

Rotação Varimax

Variável	Fator1	Fator2	Fator3	Comunalidade
Na meq m	<b>0,865</b>	-0,421	0,257	0,991
K meq me	0,433	<b>-0,888</b>	0,082	0,983
Ca meq m	0,397	-0,269	<b>0,719</b>	0,747
Mg meq m	<b>0,871</b>	-0,372	0,305	0,990
Cl meq m	<b>0,844</b>	-0,457	0,272	0,995
SO <sub>4</sub> meq	0,138	-0,062	<b>0,927</b>	0,882
HCO <sub>3</sub> meq	0,438	<b>-0,850</b>	0,255	0,980
cond md	<b>0,747</b>	-0,614	0,243	0,994
Variância	3,3330	2,4884	1,7410	7,5623
Variabilidade	0,417	0,311	0,218	0,946



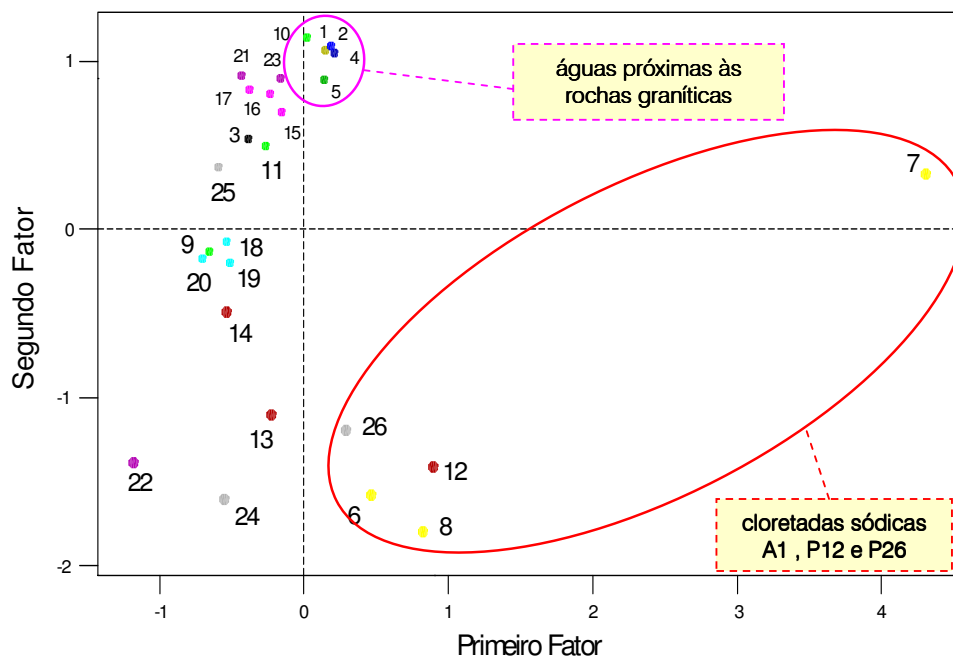
**Figura 5-26:** Gráfico de dispersão dos componentes principais Fator 1 e Fator 2, para as amostras de água analisadas, coletadas em C-1.

Em C-1, os três primeiros fatores rotacionados explicaram 94,5% da variabilidade total. O Fator 1 (sódio, magnésio, cloretos e CE), responsável por 41,7% da variância total, pode estar associado à influência salina no aquífero, bem como à contaminação doméstica e proveniente dos aterros com lixo urbano, com altos teores de cloreto de sódio, confirmando as análises anteriores por meio da estatística descritiva e do Diagrama de Piper. Observa-se que as amostras mais dispersas correspondem às águas classificadas por Piper como cloretadas sódicas.

O Fator 2 (bicarbonatos e potássio) correspondeu a 31,1% da variância total e pode estar associado também à contaminação urbana, pois os bicarbonatos constituem produto final comum do metabolismo microbiano, enquanto que o potássio pode ser proveniente tanto do lixo urbano como dos solos da Formação Barreiras utilizados para aterrar estas áreas.

**Tabela 5-12:** Fatores de carregamento, rotacionados por método VARIMAX, para as variáveis, nas amostras de água coletadas em C-2

Fatores de carregamento rotacionados e Comunalidades				
Rotação Varimax				
Variável	Fator1	Fator2	Fator3	Comunalidade
Na2 meq	<b>0,892</b>	-0,326	0,293	0,988
K2 meq	<b>0,733</b>	-0,571	0,091	0,873
Ca2 meq	0,345	<b>-0,802</b>	0,377	0,905
Mg2 meq	<b>0,875</b>	-0,296	0,360	0,984
Cl2 meq	<b>0,868</b>	-0,349	0,320	0,978
SO4-2 me	0,296	-0,243	<b>0,904</b>	0,964
HCO3-2 m	0,699	-0,637	0,192	0,931
cond. el	<b>0,881</b>	-0,358	0,299	0,994
Variance	4,3229	1,8801	1,4117	7,6148
% Var	0,540	0,235	0,176	0,952

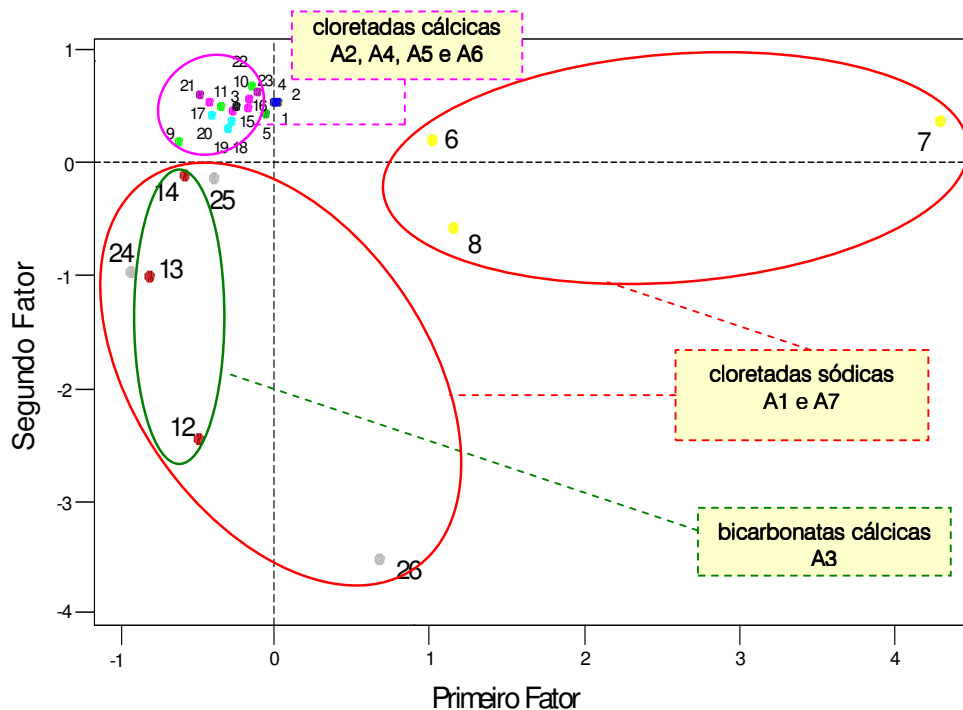
**Figura 5-27:** Gráfico de dispersão dos componentes principais Fator 1 e Fator 2, para as amostras de água analisadas, coletadas em C-2.

Em C-2, os três primeiros fatores rotacionados explicaram 95,2% da variabilidade total, sendo o Fator 1 (sódio, magnésio, cloretos, potássio e CE) responsável por 54% da variância total e o Fator 2 (cálcio), por 23,5%. Observa-se em C-2 uma maior dispersão dos componentes principais, Fator 1 e Fator 2, em relação a C-1, sendo que as amostras mais dispersas também corresponderam às águas classificadas por Piper como cloretadas sódicas. Também é possível notar o grupo formado pela proximidade

dos pontos próximos à encosta do Maciço Central e às rochas graníticas (pontos 1,2, 4, 5, 10, 15 e 17), que provavelmente controlam o Fator 2 em relação ao cálcio. Cabe ressaltar que os bicarbonatos tenderam relativamente a influenciar tanto o Fator 1, provavelmente decorrente da contaminação urbana, como o Fator 2, na composição das rochas graníticas (bicarbonatos de cálcio).

**Tabela 5-13:** Fatores de carregamento, rotacionados por método VARIMAX, para as médias das variáveis, nas amostras de água coletadas em C-1 e em C-2

Fatores de carregamento rotacionados e Comunalidades				
Rotação Varimax				
Variável	Fator1	Fator2	Fator3	Comunalidade
Na meq m	<b>0,866</b>	-0,411	0,275	0,994
K meq me	0,452	<b>-0,872</b>	0,134	0,983
Ca meq m	0,369	-0,310	<b>0,761</b>	0,811
Mg meq m	<b>0,868</b>	-0,364	0,326	0,993
Cl meq m	<b>0,840</b>	-0,449	0,296	0,995
SO4 meq	0,178	-0,098	<b>0,925</b>	0,897
HCO3 meq	0,449	<b>-0,826</b>	0,312	0,982
cond md	<b>0,748</b>	-0,600	0,275	0,995
<hr/>				
Variância	3,3428	2,4126	1,8942	7,6496
% Var	0,418	0,302	0,237	0,956



**Figura 5.28** - Gráfico de dispersão dos componentes principais Fator 1 e Fator 2, para as médias dos valores de C-1 e de C-2 das amostras de água analisadas

Considerando as médias dos valores obtidos em C-1 e em C-2, os três primeiros fatores rotacionados explicaram 95,6% da variabilidade total. O Fator 1, responsável por 41,8% da variância total, e o Fator 2, por 30,2%, correspondem aos mesmos elementos analisados em C-1 e, portanto, remete às mesmas possíveis associações com as suas fontes. Observa-se que a dispersão dos componentes principais, Fator 1 e Fator 2, ocorre com as amostras das áreas A1 (pontos 6 a 8), A3 (pontos 12 a 14) e A7 (pontos 24 a 26), que correspondem às águas mais mineralizadas. Os demais pontos encontram-se bastante aglomerados, formando um único bloco.

Verificou-se, em geral, a partir desta análise, que a química da água para os íons maiores, na região estudada, é controlada pelas interações entre solutos e sólidos do ambiente, assim como pelo uso do solo e, conseqüente antropogenia, que o sobrepõe, corroborando as análises anteriormente descritas.

### 5.3 Caracterização dos solos quanto à presença de metais e aos teores de matéria orgânica e de umidade

Os valores dos parâmetros dos solos coletados na interface entre as zonas não-saturada e saturada, nível da água freática, e analisados em laboratório referem-se apenas aos furos de amostragem realizados em C-2, ou seja, em todos os pontos, exceto nos poços (pontos 1, 3 e 11) e nas nascentes (pontos 2 e 4), e encontram-se dispostos na Tabela 5-14. Foram efetuadas análises dos metais por espectrofotometria de absorção atômica, além de matéria orgânica e teor de umidade, com base em análises gravimétricas do material coletado.

Com relação aos teores de matéria orgânica destes sedimentos, verificou-se que variaram entre 1 e 63%, e os teores de umidade entre 14 e 70%, confirmando a grande heterogeneidade na composição dos diversos tipos de solos encontrados nos pontos. Observa-se que os maiores teores de matéria orgânica das amostras são encontrados nos pontos 8, 7 e 6 (Ilha de Santa Maria), 26 e 25 (Nova Palestina) e 15 (Forte São João), em ordem decrescente de concentração.

A área estudada que apresentou menor média de teor de matéria orgânica dentre as áreas estudadas foi a Enseada do Suá, devido às menores influências da biomassa

dos manguezais e da descarga dos esgotos (COSTA, 2001), pois corresponde à área mais próxima da Baía de Vitória, na altura da entrada do Canal do Porto, e recebe uma maior influência do mar aberto e da renovação de suas águas.

As concentrações de metais em sedimentos normalmente excedem às presentes na coluna d'água da ordem de 3 a 5 de magnitude (HAYNES et al., 1995). No presente trabalho, as concentrações dos metais em sedimentos excederam as concentrações de metais na água freática, em média, da ordem de 2, 3 e 5 de magnitude em Mn, Zn e Fe, respectivamente.

**Tabela 5-14:** Teores dos metais, matéria orgânica (SV) e umidade (U) das amostras de solo analisadas, em C-2.

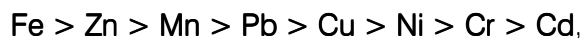
	Zn	Cu	Cd**	Pb	Ni**	Cr**	Mn	Fe	SV	U
	C-2	C-2	C-2	C-2	C-2	C-2	C-2	C-2	C-2	C-2
P5	40	6	<LQ	7	<LQ	<LQ	70	24	5	30
P6	6	2	<LQ	5	<LQ	<LQ	6	6	14	22
P7	23	6	<LQ	6	<LQ	3	86	20	15	45
P8	69	25	0,07	9	5	9	42	10	63	70
P9	209	8	0,11	17	<LQ	<LQ	29	7	2	14
P10	114	10	0,01	37	<LQ	<LQ	159	19	4	19
P12	48	14	<LQ	19	6	<LQ	53	13	6	24
P13	6	2	<LQ	1	<LQ	<LQ	11	2	3	19
P14	7	3	<LQ	9	<LQ	<LQ	8	5	6	20
P15	472	98	1,55	36	<LQ	17	178	37	8	25
P16	35	4	<LQ	12	18	<LQ	21	3	2	14
P17	7	2	<LQ	10	<LQ	<LQ	11	6	2	17
P18	9	3	<LQ	2	<LQ	<LQ	61	8	1	22
P19	8	3	<LQ	4	<LQ	<LQ	52	7	1	22
P20	12	3	<LQ	5	<LQ	<LQ	75	9	2	26
P21	23	5	<LQ	16	<LQ	<LQ	69	8	4	25
P22	3	2	<LQ	6	<LQ	<LQ	2	2	1	16
P23	6	3	<LQ	6	<LQ	<LQ	15	7	2	23
P24	5	2	<LQ	9	<LQ	<LQ	8	12	6	22
P25	6	3	<LQ	11	1	<LQ	5	3	8	26
P26	7	3	<LQ	16	<LQ	<LQ	4	2	9	20

\* Todos os valores de metais analisados em µg/g, exceto Fe, em mg/g; SV e U, em %.

\*\* LQ – Limite de quantificação: Cd = 0,005; Ni = 0,025; Cr = 0,0125.

Os metais pesados presentes no solo tornam-se solúveis quando estão em contato com meios oxidantes. Desta forma, os metais se solubilizam nas águas das chuvas, lençóis freáticos, ribeirões e rios. Portanto, se materiais contaminantes estiverem depositados em aterros, é muito fácil estas substâncias contaminarem o solo, atingirem os lençóis freáticos e, conseqüentemente, os rios, o mangue e o mar. Os

teores de metais, em ordem de abundância, encontrados nos solos e sedimentos analisados foram:



O ponto 8 (Ilha de Santa Maria) foi o único no qual foi detectada a presença de todos os metais analisados, e corresponde ao ponto com os maiores teores de matéria orgânica (63%) encontrados, pertencendo ainda à área que recebeu a maior diversidade de tipos de aterros. Segundo MATOS (1995), os solos podem apresentar uma grande variedade de sítios de adsorção, com diferentes propriedades de ligações e grande quantidade de complexos aquoso-iônicos e não iônicos capazes de participarem da adsorção e possivelmente dos processos de precipitação de metais. Os metais podem, ainda, ser retidos no solo por complexação e quelação pela matéria orgânica, por adsorção específica em óxidos de ferro, alumínio e manganês e oclusão em carbonatos.

As maiores concentrações destes metais foram encontradas no ponto 15, para Zn, Cu, Cd, Cr, Fe e Mn e no ponto 16 para Ni, ambos situados na área do Forte São João, cujas atividades de cromagem, presentes no ponto 15 há mais de 50 anos, provavelmente têm contribuído para este cenário. O ponto 17 não apresentou grandes concentrações dos metais analisados, provavelmente em virtude das atividades de cromagem adjacentes a este serem bem mais recentes (aproximadamente 7 anos) que as adjacentes ao ponto 15 (mais de 50 anos).

As maiores concentrações metálicas nos solos, deste estudo, corresponderam ao elemento ferro, presente em todas as amostras, com concentrações entre 2 e 37 mg/g. O ferro nos solos encontra-se complexado, principalmente às substâncias húmicas.

Valores consideráveis de zinco foram encontrados nos pontos 8, 9, 10 e 15, com concentrações acima de 65 mg/kg, enquanto que o zinco ocorre na crosta terrestre em uma concentração de 70 mg/kg (CETESB, 2001b). O ponto 15, situado no Forte São João, e o ponto 9, situado na Praia do Suá, apresentaram as maiores concentrações nos solos, iguais a 472 mg/L e 209 mg/L, respectivamente.

Quanto à ocorrência de manganês em 100% das amostras analisadas, as concentrações não excederam 180 mg/kg, enquanto que o manganês ocorre na crosta terrestre a uma concentração média de 950 mg/kg. O ciclo de oxi-redução é

importante no controle da dinâmica do manganês, semelhantemente ao ferro. Na interface água-sedimento, quando o oxigênio dissolvido é zero, ocorre sua redução para a forma dissolvida ( $Mn^{+2}$ ) retornando para a coluna de água. Altos potenciais redox também reduzem o manganês. A taxa de oxidação no sedimento aumenta na presença de bactérias oxidativas de manganês (CETESB, 2001b).

Em relação às concentrações de chumbo, elas estiveram presentes em todas as amostras analisadas e variaram entre 1 e 37 mg/kg, sendo que o mesmo ocorre na crosta terrestre em uma concentração média de 15 mg/kg e seus níveis naturais no solo variam entre 10 e 70 mg/kg (CETESB, 2001b). Assim, embora os teores em alguns pontos (10, 12 e 15) tenham excedido a RQ proposta pela CETESB (2005), o que supõe uma antropização destes, ainda não se pode diagnosticar nenhum cenário de contaminação de solo e por este metal em nenhum dos pontos pesquisados. No ponto 10 (Praia do Suá) foi encontrado o maior valor de Pb, seguido pelo ponto 15. A procedência do chumbo no ponto 10, bem como nos outros pontos não apresenta causa conhecida, segundo a geologia descrita para esta área.

O cobre ocorre na crosta terrestre em uma concentração média de 50 mg/kg. Por causa de sua forte afinidade às argilas, a óxidos de ferro e manganês, e a materiais carbonatados, a concentração em sedimentos é geralmente elevada (CETESB, 2001b). Na presente pesquisa, houve ocorrência de cobre em todos os solos dos pontos analisados, sendo que apenas no ponto 15, pôde-se verificar concentração deste elemento (98 mg/kg) que possa ser atribuída a algum cenário de contaminação.

O cromo ocorre na crosta terrestre em uma concentração média de 100 mg/kg e na maioria dos solos ocorre em baixas concentrações, de 2 a 60 mg/kg. A concentração basal no sedimento varia de 9 a 86 mg/kg (CETESB, 2001b). As concentrações de cromo encontradas foram baixas e ocorreram em locais muito restritos, apenas na Ilha de Santa Maria (pontos 7 e 8) e no Forte São João (ponto 15). Quanto ao níquel, cabe ressaltar que suas concentrações somente foram quantificadas nos pontos 8, 12 e 16, e também apresentaram baixos teores ( $< 20$  mg/kg), considerando que o níquel ocorre na crosta terrestre em uma concentração média de 75 mg/kg (CETESB, 2001b).

Os teores naturais no solo para o cádmio variam entre 0,1 e 0,4 mg/kg e podem atingir 4,5 mg/kg em rochas vulcânicas. Em sedimentos não contaminados, o cádmio varia



de 0,1 a 10 mg/kg de peso seco, aumentando em áreas contaminadas para 4 a 10 mg/kg (CETESB, 2001b). Os teores de cádmio encontrados no solo variaram entre 0,01 e 1,55 mg/kg, o que revela a ausência de contaminação dos pontos monitorados nestas áreas, embora se possa observar e inferir que haja um incremento de concentrações deste elemento em alguns pontos analisados em relação aos demais (pontos 8, 9 e 15).

Quanto aos limites estabelecidos pela CETESB (2005), com base na referência de qualidade (RQ) e nos limites para prevenção de contaminação (RP), os metais presentes nos solos se apresentaram conforme Tabela 5-15.

**Tabela 5-15:** Pontos cujos valores de metais foram maiores do que RQ e RP

Metal presente no solo	Valores > RQ*	Valores > RP**
Zn	P8, P9, P10, P15	P15
Cu	P15	P15
Cd	P15	P15
Pb	P10, P12, P15	-
Ni	P16	-
Cr	-	-
Mn	-	-
Fe	-	-

\* Valor referência de qualidade de solos, proposto pela CETESB (2005)

\*\* Valor limite para prevenção de contaminação dos solos, proposto pela CETESB (2005)

Pode-se observar que o ponto que se apresenta mais antropizado pela presença de metais é o ponto 15, com valores maiores que RP para Zn, Cu e Cd, provavelmente decorrentes das atividades de cromagem naquela área. Valores maiores que RQ para Zn também foram encontrados nos pontos 8, 9 e 10, todos eles situados na parte S-SE da ilha de Vitória.

Para determinação dos níveis de contaminação em sedimentos por metais de origem antrópica, Costa (2001) empregou metodologia baseada na adoção dos índices propostos por Håkanson & Jansson: Fator de Contaminação (FC) e Grau de Contaminação (GC).

FC é definido como a razão entre a concentração média de metal no sedimento superficial e a concentração natural de "background", o qual se constitui em um

indicativo de acumulação antropogênica sobre os sedimentos. O GC consiste no somatório dos Fatores de Contaminação dos diferentes metais contaminantes em um mesmo ponto a fim de fornecer uma visão da distribuição espacial da contaminação, possibilitando a identificação de áreas críticas.

Como não foi possível estabelecer valor de referência natural (background) para o município de Vitória, por tratar-se de área totalmente urbanizada e que provavelmente sofreu alterações nas concentrações naturais dos metais em solo, Costa (2001) utilizou um valor médio obtido por meio de literatura para inferência de contaminação antrópica por cada um dos metais, cujos valores, adotados como concentração média de background, encontram-se dispostos na Tabela 5.16.

**Tabela 5-16:** Valores de referência natural (background) para metais em solo, em µg/L

<b>Metal</b>	<b>Valor médio (µg/L)</b>	<b>Metal</b>	<b>Valor médio (µg/L)</b>
Cd	0,24	Cr	73
Cu	40	Mn	793
Pb	24	Ni	55
Zn	95	Fe	40000

Fonte: Costa (2001)

Assim, em relação ao cálculo de fator e de grau de contaminação, conforme metodologia empregada por Costa (2001), foram encontrados os valores expostos na Tabela 5-17 para os metais encontrados nos solos amostrados.

Com base nos valores apresentados, quase 70% das amostras de solo apresentaram fatores de contaminação baixos, ou seja, somente os pontos 9, 10 e 15 apresentaram fatores de contaminação de moderado a muito alto. Desta forma, o ponto 9 apresentou fator de contaminação moderado para zinco, o ponto 10 também apresentou fator moderado para zinco e chumbo.

O ponto 15 apresentou fator de contaminação moderado para cobre e chumbo, considerável para zinco e muito alto para cádmio. Tais fatores de contaminação para zinco e cádmio somente foram subestimados em relação aos valores encontrados por Costa (2001) em alguns pontos do Canal do Porto de Vitória. Considerando o grau de contaminação dos solos analisados dos pontos 18 a 20, os mais próximos do Canal do Porto, verifica-se que o grau de contaminação é baixo ( $GC < 10$ ) entre 0,52 e 0,72, e

conclui-se que existe, portanto, uma contaminação pelas atividades de cromagem na área do Forte São João, distante do Canal, cujo grau de contaminação é moderado ( $10 < GC < 20$ ), da ordem de 16,77, e que, exceto para alguns pontos do Canal do Porto, supera os graus de contaminação encontrados por Costa (2001) nas demais regiões do entorno da Ilha de Vitória.

**Tabela 5-17:** Valores de Fator de Contaminação (FC) e de Grau de Contaminação (GC) para os metais encontrados nos solos amostrados, segundo Costa (2001)

Pontos	FC								GC = ΣFC
	Zn	Cu	Cd	Pb	Ni	Cr	Mn	Fe	
05	0,43	0,16	SC	0,30	SC	SC	0,09	0,60	1,57
06	0,06	0,04	SC	0,19	SC	SC	0,01	0,15	0,45
07	0,24	0,16	SC	0,24	SC	0,04	0,11	0,50	1,28
08	0,72	0,63	0,29	0,36	0,09	0,13	0,05	0,25	2,52
09	2,20	0,21	0,46	0,72	SC	SC	0,04	0,17	3,79
10	1,20	0,26	0,04	1,55	SC	SC	0,20	0,49	3,73
12	0,50	0,35	SC	0,77	0,11	SC	0,07	0,34	2,14
13	0,07	0,04	SC	0,03	SC	SC	0,01	0,04	0,19
14	0,07	0,07	SC	0,36	SC	SC	0,01	0,12	0,62
15	4,97	2,46	6,46	1,49	SC	0,24	0,22	0,93	16,77
16	0,37	0,10	SC	0,51	0,32	SC	0,03	0,08	1,40
17	0,08	0,04	SC	0,43	SC	SC	0,01	0,14	0,70
18	0,10	0,06	SC	0,07	SC	SC	0,08	0,21	0,52
19	0,09	0,07	SC	0,17	SC	SC	0,07	0,17	0,55
20	0,13	0,07	SC	0,21	SC	SC	0,10	0,22	0,72
21	0,24	0,12	SC	0,65	SC	SC	0,09	0,19	1,29
22	0,03	0,05	SC	0,23	SC	SC	0,00	0,05	0,36
23	0,07	0,06	SC	0,27	SC	SC	0,02	0,18	0,59
24	0,05	0,06	SC	0,37	SC	SC	0,01	0,30	0,79
25	0,06	0,07	SC	0,47	SC	SC	0,01	0,07	0,68
26	0,08	0,07	SC	0,65	SC	SC	0,00	0,05	0,85
Σcátions=	0,56	0,24	0,35	0,48	0,02	0,02	0,06	0,25	

Legenda:

FC < 1 - fator de contaminação baixo
1 < FC < 3 - fator de contaminação moderado
3 < FC < 6 - fator de contaminação considerável
FC > 6 - fator de contaminação muito alto
GC < 10 - grau de contaminação baixo
10 < GC < 20 - grau de contaminação moderado

Notas: SC – sem contaminação

Na análise das correlações entre os parâmetros de solo (Tabela 5-18), o metal que mais se correlacionou com os demais foi o zinco. Foram encontradas correlações muito significativas entre cádmio e zinco, e também com o cobre, além do cobre com cromo. Significativas correlações foram encontradas entre zinco e cromo e entre zinco

e cádmio. Médias correlações ficaram a cargo do ferro (com Zn, Cu e Cd) e do chumbo (com Zn e Mn). Os teores de matéria orgânica dos solos somente apresentaram correlação com os teores de umidade do solo (90%).

As significativas correlações encontradas entre ferro e manganês (0,85), considerados, juntamente com o SV, como suportes geoquímicos para a fixação de metais nos sedimentos, denota que estes se encontram associados, devido à similaridade do comportamento físico-químico destes no ambiente aquático, com alta dependência das condições redox.

**Tabela 5-18:** Correlações entre os parâmetros dos solos analisados em C-2.

	Zn	Cu	Cd	Pb	Ni	Cr	Mn	Fe	SV	U
Zn	1									
Cu	0,92	1								
Cd	0,92	0,97	1							
Pb	0,73	0,64	0,59	1						
Ni	-0,04	-0,01	-0,08	0,05	1					
Cr	0,81	0,94	0,88	0,47	0,01	1				
Mn	0,68	0,66	0,61	0,70	-0,11	0,58	1			
Fe	0,72	0,75	0,71	0,58	-0,16	0,69	0,85	1		
SV	0,06	0,21	0,04	-0,03	0,15	0,48	0,01	0,09	1	
U	0,01	0,20	0,03	-0,12	0,03	0,47	0,17	0,26	0,90	1

NOTAS: Correlações consideradas apenas para valores iguais e acima de 0,70. Valores entre 0,70 e 0,79 = média correlação; entre 0,80 e 0,89 = forte correlação; entre 0,90 e 0,99 = muito forte correlação. Matéria orgânica (SV) e umidade (U) das amostras de solo analisadas

Os valores de correlação encontrados entre zinco e chumbo, considerando os relativos altos valores destes elementos nos pontos 9, 10 e 21, podem estar associados às atividades de atracadouros e de manutenção de embarcações, desenvolvidas nestas áreas em épocas passadas, visto que, segundo Costa (2001), os maiores valores encontrados para estes metais corresponderam às áreas onde foram encontradas sucatas naufragadas no fundo da Baía de Vitória, nas proximidades da Ilha da Fumaça.

As médias correlações do Mn e Fe com os metais traços Cu, Zn, Cd, Pb indicam a presença de óxidos de ferro e manganês, associados a estes metais. A precipitação de óxidos hidratados de Fe e Mn está associada com o transporte e a disponibilidade de metais traços, que influenciam as trocas na interface água-sedimento. Material carbonatado, matéria orgânica e material silicatado podem também competir com

estes óxidos e co-precipitar, adsorver, complexar e trocar íons pelos metais traços (COSTA, 2001 apud Vernet, 1991; Perin et al, 1996; Torres et al, 1991; Seelinger et al., 1988).

No que diz respeito às correlações entre os metais encontrados na água e os encontrados no solo, foi encontrada correlação significativa apenas entre o zinco dissolvido e o níquel presente no solo. Porém, desconhece-se a justificativa conceitual para esta correlação.

A mobilidade de solutos no solo está inversamente relacionada com a adsorção dos mesmos à fração sólida ou às condições do meio que favoreçam a precipitação dos íons (Matos et al., 1998). A adsorção iônica ao complexo de troca do solo faz com que os íons mantenham intercâmbio com a solução do solo, proporcionando ora sua retenção junto à fração sólida, ora sua disponibilização no meio aquoso (MARTINEZ et al., 2001). Comparando-se os metais Zn, Cd, Cu e Pb encontrados nos solos, observa-se que, destes, somente o zinco foi encontrado também na água freática. Segundo Matos (1995), foi encontrada a seguinte ordem de retenção de metais pesados para os solos do município de Viçosa, MG:  $Pb > Cu > Cd > Zn$ , o que denota a menor interação do zinco com a fração sólida dos solos. Matos (1995) também observou que a classe e horizonte do solo afetaram significativamente a adsorção e conseqüentemente a mobilidade dos metais (Zn, Cd, Cu, Pb), sendo que dentre os tipos de solos podzólico vermelho amarelo e latossolo vermelho amarelo, o primeiro foi o de maior capacidade de retenção dos metais.

A presença de cátions diversos na solução do solo proporciona a competição deles pelos sítios de adsorção, favorecendo a lixiviação daqueles que não são retidos, fato que constitui um alerta quanto ao perigo de contaminação dos mananciais de água subterrânea, principalmente em relação aos metais pesados (MARTINEZ et al., 2001).

Considerando apenas os metais em análise neste estudo, Mitchell (1965) citado por Ferreira & Cruz (1991) determinou a seguinte ordem de dificuldade de deslocamento de cátions adsorvidos aos minerais de argila:  $Cu > Pb > Ni > Zn > Ca > Mg > Na$ .

Observa-se, por esta seqüência, a maior facilidade de dissolução dos cátions na ordem  $Na \rightarrow Cu$  e, portanto, sua maior disponibilidade nas águas analisadas nesta ordem. Isto foi constatado neste estudo também para os metais pesados, visto que foi

encontrado Zn em aproximadamente 40% das amostras de água e 100% nas de solo, Ni em 12% das amostras de água e 15% nas de solo, aproximadamente, Pb e Cu em 100% das amostras de solo e em 0% das amostras de água.

#### 5.4 Avaliação dos impactos das ações antropogênicas sobre as áreas selecionadas

No presente estudo, pôde ser concluído, a partir das análises das amostras de água e solo nas referidas áreas, que ocorreram contaminações por esgoto doméstico, pastagem, atividades de cromagem, atividades de tratamento e comercialização de pescados, manutenção de veículos e embarcações, e também por disposição de lixo urbano para compor aterros, dentre outras possíveis fontes de contaminação existentes.

As contaminações observadas por esgoto doméstico se caracterizaram principalmente pela presença de coliformes termotolerantes, amônia, nitritos e nitratos. A presença de coliformes ocorreu em todas as áreas, porém foi ausente nos pontos 5, 11, 16, 18, 19, 22 e 23. Todos os pontos estão localizados dentro da malha urbana sendo que o ponto 5 localiza-se em local menos adensado que os demais pontos. Tais contaminações podem ser associadas ao processo de urbanização, sobretudo considerando que a ocupação de Vitória se deu sem infra-estrutura de rede de esgoto.

As atividades de pastagem presentes nos topos do Maciço Central contribuíram provavelmente para a classificação das águas dos pontos 1, 2 e 4 como cloretadas sódicas, pois a classificação hidroquímica esperada seria bicarbonatada cálcica conforme o ponto 5, que não sofreu aporte considerável de cloreto sódico por estar locado em menos adensada, portanto, ambientalmente mais preservada. A composição granodiorítica das rochas do Maciço Central provavelmente contribuiu com as concentrações de cálcio e de magnésio nas águas subterrâneas, oriundos da alteração intempérica dos plagioclásios, piroxênios, anfibólios e cloritas presentes nas rochas.

As contaminações advindas pelas atividades de cromagem, correspondentes à área 4 (pontos 15, 16, 17), caracterizam-se principalmente pela presença de metais pesados, como cromo, cobre, cádmio, níquel e chumbo, seja na água ou no solo analisado e

também pela ocorrência de nitritos e nitratos, que podem provir do ácido nítrico e sais de compostos nitrogenados utilizados nos processos químicos de galvanização. Embora a presença de compostos nitrogenados pudesse também ser atribuída aos esgotos domésticos da drenagem das águas provenientes da ocupação dos morros a montante, tal hipótese foi descartada pelas baixas concentrações de amônia encontradas nas mesmas. A presença de ácidos clorídrico e sulfúrico, nos processos de galvanização, pode ter contribuído para a cloritização e sulfatação das águas nas áreas de cromagem, pois a classificação destas foi cloretada cálcica, não correspondendo ao ambiente natural, denotando também que ocorre uma mistura de águas bicarbonatadas e cloretadas cálcicas.

As contaminações decorrentes das atividades de tratamento e comercialização de pescados presentes na área 2 (pontos 9, 10 e 11) puderam ser associadas a presença das maiores concentrações de nitratos e nitritos dentre todas as áreas, oriundos provavelmente dos resíduos de lavagem e restos orgânicos dos pescados. Segundo Saraiva (2003), o efluente da indústria processadora de pescado se caracteriza por altas concentrações de nitrogênio total, sendo que o ponto 9 também apresentou concentração de amônia acima do preconizado pela Portaria MS Nº 518/04, o que denota que esta atividade ainda contribui como uma fonte de contaminação. Também foi registrada a ocorrência de zinco nas águas e no solo, metal este encontrado nos pescados, ostras e mariscos.

As áreas (A1, A5 e A6) onde se desenvolveram ou desenvolvem atividades de manutenção de veículos e embarcações não evidenciaram contaminação pela presença dos metais (Cu, Pb e Zn) em concentrações suficientes que pudessem ser correlacionados a este tipo de atividade, embora possam ser observadas nestas áreas concentrações expressivas de óleos e graxas, mas cuja proveniência concorre nas áreas 1 e 6 com os aterros de lixo urbano.

As contaminações provenientes de aterros de lixos podem ser associadas às elevadas concentrações de sais dissolvidos, DQO, fenóis, óleos e graxas, amônia, e metais pesados.

As elevadas concentrações de sais dissolvidos que ocorreram nas áreas 1, 7, 3 e 6, em ordem decrescente de concentração mediana, podem ser relacionadas a esses

aterros de lixo bem como à intrusão salina, já que se trata de ambientes costeiros exceto a área 1.

Na área 1, os altos teores de sais dissolvidos nas águas subterrâneas podem ser correlacionados, além dos aterros com lixo, com as atividades de antigos depósitos de sal para alimentação de gado, pois os valores medianos de sódio, magnésio, cloretos e conseqüentemente condutividade elétrica, apresentaram as maiores concentrações dentre todas as outras áreas, caracterizando como a área mais mineralizada neste estudo.

A área 5 apesar de ser área mais próxima da Baía de Vitória, suas águas foram classificadas como cloretadas cálcicas, demonstrando que a intrusão salina, caracterizada por águas cloretadas sódicas, não foi o principal ator para caracterização hidroquímica destas águas, ou seja, nas áreas costeiras classificadas como cloretadas sódicas ou que recebem grandes aportes de cloreto de sódio (A7, A3 e A6) mais afastadas do mar aberto do que esta, devem estar recebendo aporte extra que justifique esta salinização, provavelmente o lixo urbano dos aterros.

A mineralização encontrada nestas áreas foi corroborada com os altos valores de DQO associados à muito forte correlação desta com a condutividade elétrica.

Os fenóis ocorreram na maioria dos pontos analisados provavelmente em decorrência dos ambientes de manguezais, porém suas maiores concentrações estão associadas as áreas que receberam aterros com lixo urbano, áreas 1, 3, 6 e 7. Foi observada uma forte correlação entre fenóis e potássio, considerando os valores de medianas das áreas estudadas. Os aportes de potássio podem ser relacionados à presença de solos oriundos da Formação Barreiras, em que a alteração de feldspatos para caulinitas, através da reação  $2 \text{KAlSi}_3\text{O}_8 + 11 \text{H}_2\text{O} = \text{Si}_2\text{Al}_2\text{O}_5(\text{OH})_4 + 4\text{H}_4\text{SiO}_4 + 2\text{K}^+ + 2\text{OH}^-$ , libera íons de potássio para o meio. As maiores concentrações de potássio encontradas ocorreram nas áreas (A1, A3 e A7) que receberam este tipo de aterro pela municipalidade posteriormente aos aterros com lixo urbano, exatamente as mesmas áreas que apresentaram as maiores concentrações de fenóis, advindos provavelmente da decomposição de resíduos orgânicos.



Os óleos e graxas foram relativamente correlacionados à amônia, na primeira campanha, e podem estar associados aos aterros com lixo urbano como ao esgoto doméstico presente nas áreas 1, 3 e 7.

Os metais pesados associados aos aterros de lixo urbano, presentes nas águas subterrâneas, acima dos valores de referência, foram o zinco e o manganês nas áreas 1, 3 e 7, altos valores de ferro nas áreas 1 e 7 e o níquel nas 3 e 7. No que concerne ao solo, foram encontrados valores expressivos de chumbo nas áreas 3, 6 e 7, de cobre nas áreas 1 e 3, e de níquel, cromo e cádmio na área 1, sendo que os metais encontrados na área 1 podem ter sua origem associada tanto ao lixo depositado no passado como às atuais atividades de manutenção de veículos automotores.

## 6. Conclusões

Do presente trabalho, pode-se concluir que:

- As áreas selecionadas, com base no histórico de ocupação urbana, apresentaram alterações físico-químicas nos parâmetros analisados em água freática e solo, que puderam ser relacionadas ao impacto antropogênico sobre as mesmas.
- As áreas que receberam aterros de dragagem, Enseada do Suá e Andorinhas (A5 e A6, respectivamente), são as mais próximas dos Canais da Passagem e da Baía de Vitória, de onde provavelmente foi retirado o material para compor tais aterros.
- As áreas que receberam inicialmente lixo urbano depositado sobre os manguezais, foram posteriormente regularizadas e urbanizadas pela municipalidade com aterros provenientes principalmente de solos da Formação Barreiras, conforme resultados da caracterização tátil-visual das amostras nestas áreas.
- As águas amostradas não apresentaram características compatíveis com os padrões de potabilidade estabelecidos pela Portaria MS 518/04 e, portanto, não são recomendáveis para o consumo humano em seu estado natural.
- Em relação à dureza, no geral, as águas encontradas foram consideradas muito duras ( $> 200 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$ ) em quase todos os pontos amostrados das áreas de estudo.
- As análises dos íons maiores das águas subterrâneas na área estudada indicaram que as mesmas pertencem a dois tipos químicos dominantes: águas cloretadas cálcicas e cloretadas sódicas, sendo que as águas bicarbonatadas cálcicas, classificação esperada para as águas subterrâneas naturais desta

- região pela composição granodiorítica das rochas do Maciço Central, corresponderam a apenas 20% das amostras analisadas, aproximadamente.
- De acordo com os resultados da análise fatorial, a mineralização das águas estudadas foi controlada principalmente pelas espécies iônicas  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Cl}^-$  e  $\text{Mg}^{++}$ , mineralização característica das águas subterrâneas em ambiente costeiro, acentuada pelas interferências antrópicas na urbe, confirmando os resultados obtidos pelas correlações de Pearson e pelos diagramas de Piper.
- As áreas mais mineralizadas corresponderam às áreas que receberam aterro com lixo urbano (A1, A3, A6 e A7) e que também se encontram ou encontravam em contato direto ou indireto com as águas do mar.
- As águas menos mineralizadas corresponderam às áreas mais próximas dos corpos graníticos e, conseqüentemente, mais distantes do mar. Portanto, as contaminações por metais nestas áreas são devidas, provavelmente, às atividades antropogênicas locais.
- Quanto aos maiores teores dos cátions  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$  e  $\text{Mg}^{++}$  encontrados nas águas analisadas, cabe ressaltar que foi encontrada uma notória correlação entre as concentrações destes e as oscilações na profundidade do nível do lençol freático, pois as águas encontraram-se menos concentradas em relação a estes íons quando da subida do nível do lençol freático e mais concentradas quando da descida do mesmo.
- A ocupação urbana desordenada e as atividades de pastagem presentes nos topos do Maciço Central contribuíram, provavelmente, para a classificação de suas águas como cloretadas sódicas, pois a classificação hidroquímica esperada seria bicarbonatada cálcica, conforme amostra extraída em Fradinhos (ponto 5).
- As contaminações por esgoto doméstico, observadas em todas as áreas, se caracterizaram principalmente pela presença de coliformes termotolerantes, amônia, nitritos e nitratos. Tais contaminações podem ser associadas ao

processo de urbanização, sobretudo considerando que a ocupação de Vitória se deu sem infra-estrutura de rede de esgoto.

- Provavelmente, o aporte excessivo de sais encontrados na área da Ilha de Santa Maria (A1) seja devido aos antigos depósitos de sal marinho da Fazenda Jucutuquara, que serviam para alimentação do gado.
- As áreas com maior concentração de nitratos e compostos nitrogenados corresponderam às áreas onde são desenvolvidas atividades comerciais específicas. Neste caso, a Praia do Suá (A2), com os resíduos da atividade de comercialização de pescado, e o Forte São João (A4), com os resíduos provenientes da atividade de cromagem. Provavelmente tais atividades continuam a impactar o meio, já que apresentaram as mais altas concentrações de nitrito dentre as áreas estudadas.
- A área com menores concentrações de compostos nitrogenados correspondeu à Enseada do Suá (A5), a menos adensada dentre as áreas de estudo, refletindo a relação existente entre a ocupação humana e os aportes de nitrogênio no meio.
- Os maiores teores de matéria orgânica nos solos ocorreram nas águas mais mineralizadas, principalmente nas áreas que receberam aterro com lixo urbano.
- No que se refere à presença de metais nas águas estudadas, constatou-se que as águas foram mais impactadas quanto aos parâmetros zinco, níquel e cromo, este último, encontrado no ponto 16, em teores bastante superiores aos padrões ambientais e de potabilidade. O ponto 16 pertence à área do Forte São João (A4), que concentra atividades de cromagem. Não foi detectada a presença dos metais cádmio, cobre e chumbo em nenhuma das amostras de água analisadas.
- Com relação à presença de metais nos solos estudados, constatou-se que, dentre todos os 26 pontos amostrados, o ponto 15 apresentou-se como o mais impactado pela presença de metais tóxicos, com elevados teores de Zn, Cu e Cd e moderadas concentrações de Pb, não característicos dos solos naturais

locais. O ponto 15 está situado na área do Forte São João (A4), adjacente ao estabelecimento que realiza atividade de cromagem há aproximadamente 50 anos.

- Nos solos estudados, os valores de correlação encontrados entre zinco e chumbo podem estar associados às atividades de preparação de equipamentos de pesca e de manutenção de embarcações, desenvolvidas em Andorinhas (A6) e na Praia do Suá (A2), em épocas passadas.

## 7. *Recomendações*

- Continuação de estudos da qualidade da água freática abrangendo áreas potencialmente contaminadas não contempladas neste trabalho, tais como áreas situadas às imediações de postos de combustíveis e de cemitérios, bem como a análise de parâmetros adicionais, como compostos orgânicos, VOC's, alumínio, dentre outros.
- Realização de estudos de vulnerabilidade dos aquíferos de Vitória, com vistas ao gerenciamento ambiental destas áreas.
- Realização de estudos de hidrodinâmica dos aquíferos para avaliar a influência das marés e da precipitação nestes e correlacionar suas concentrações iônicas com a possível intrusão salina.
- Realização de cadastro dos poços em utilização no município, de forma a permitir a elaboração de uma rede de monitoramento da qualidade das águas subterrâneas, avaliando sua utilização para diversas finalidades.
- Elaboração de perfis litológicos nas diversas áreas que receberam aterros e resíduos no município estudado, objetivando caracterizar os solos amostrados quanto às suas propriedades físicas e químicas, a fim de permitir inferências quanto à mobilidade e persistência dos contaminantes nestes solos.
- Investigação das possíveis fontes de chumbo nos locais de sua ocorrência, de forma a possibilitar seu mapeamento e adoção de medidas de prevenção e de controle.
- Identificação, dentre as atividades de cromagem realizadas no município, das possíveis etapas nas quais ocorrem a contaminação da área, visando a adoção de medidas de prevenção e de controle.

- Em termos de abastecimento d'água, se forem efetuados estudos adicionais sobre potencial de exploração do seu manancial subterrâneo, Vitória talvez possa encontrar na água subterrânea uma fonte alternativa de captação de água, ainda que para finalidades menos nobres, como rega de jardins e lavagem de áreas externas, na maioria das vezes realizadas utilizando água tratada.
- Para estudos que apresentem limitações de recursos financeiros no que tange à caracterização hidroquímica, recomenda-se que sejam priorizados os parâmetros condutividade elétrica, cloretos e série nitrogenada, uma vez que tais parâmetros, conforme pôde ser observado nesta pesquisa por meio das correlações entre eles e os outros parâmetros analisados, retratam com fidelidade e de forma simples e econômica os impactos da urbanização na água freática.

## 8. Referências

ABNT. **NBR 9897**: Planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores – procedimento. Rio de Janeiro: 1987, p. 23.

AELION, C. M.; SHAW, J. N.; WAHL, M. *Impact of suburbanization on ground water quality and denitrification in coastal aquifer sediments*. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, n. 213, pp. 31-51, 1997.

AJAYI, O.; UMOH, O. A. *Quality of groundwater in the Coastal Plain Sands Aquifer of the Akwa Ibom State, Nigeria*. **Journal of African Earth Sciences**, v. 27, n. 2, 1998, pp. 259-275.

AL-RUWAIH, F. M.; SHEHATA, M. *Hydrogeochemical assessment and management of fresh groundwater reservoir in desert environment, Kuwait*. **European Journal of Scientific Research**, v. 13, n. 2, fev. 2006, pp. 281-296.

AMADOR, E. da S. **Depósitos relacionados à unidade inferior do grupo Barreiras no Estado do Espírito Santo**. In: Congresso Brasileiro de Geologia, 32º. Salvador, 1982. *Anais*. Salvador, Sociedade Brasileira de Geologia, 1982b., v.4, pp. 1451-61.

AMTER, S.; ROSS, B. *Was contamination of Southern California groundwater by chlorinated solvents foreseen?* **Environmental Forensics**, n. 2, pp. 179-184, 2001.

ANA. **Relatório final despoluição de bacias**. PRODES – Programa de Despoluição de Bacias: Brasil – 2001-2011. Agência Nacional de Águas: 2001. Acessado em: Disponível em: [www.ana.gov.br](http://www.ana.gov.br)

\_\_\_\_\_. **Águas Subterrâneas**. Brasília: Superintendência de Informações Hidrológicas – SIH, Agosto, 2002. Disponível em: [www.ana.gov.br](http://www.ana.gov.br)

\_\_\_\_\_. **Bacias Hidrográficas do Atlântico Sul**: Trecho Leste – Sinopse de informações do Rio de Janeiro, Espírito Santo, Bahia e Sergipe. In: Série: Sistema Nacional de



Informações sobre Recursos Hídricos, CD n. 4, Brasília, 2005. Disponível em: [www.hidroweb.ana.gov.br](http://www.hidroweb.ana.gov.br)

ANDRADE, T. A. Métodos estatísticos e econométricos aplicados à análise regional. In: HADDAD, P. R.; FERREIRA, C. M. de C.; BOISIER, S.; ANDRADE, T. A. (Ed.). **Economia regional**: teorias e métodos de análise. Fortaleza: BNB – ETENE, 1989. p. 427-507.

APHA, AWWA, WEF. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. 19 ed. Washington – DC : APHA, 1995.

API. **Guide for Assessing Remediating Petroleum Hydrocarbons in Soil.**, Washington DC., EUA., 1993.

ATSDR (2005. **Toxicological Profile**. Disponível em: [www.atsdr.cdc.gov](http://www.atsdr.cdc.gov)

AUGE, M. **Hidrogeología Ambiental**. Departamento Ciencias Geológicas. Universidad de Buenos Aires, 2004. Disponível em: [www.gl.fcen.uba.ar/investigacion/grupos/hidrogeologia/auge/deterioro.pdf](http://www.gl.fcen.uba.ar/investigacion/grupos/hidrogeologia/auge/deterioro.pdf)

\_\_\_\_\_. **Agua subterránea, deterioro de calidad y reserva**. Departamento Ciencias Geológicas. Universidad de Buenos Aires, 2006. Disponível em: [www.alhsud.com/public/ebooks/hidro1.pdf](http://www.alhsud.com/public/ebooks/hidro1.pdf)

ÁVILA J. P.; SANSORES, A. C. *Fuentes principales de nitrógeno de nitratos em águas subterrâneas*. **Ingeniería Revista Acadêmica**, mayo-agosto, año/vol. 7, n. 002. Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida, México, 2003. pp. 47-54.

AZAMBUJA, E.; CANCELIER, D.B.; NANNI, A. S. **Contaminação dos solos por LNAPL**: discussão sobre diagnóstico e remediação. In: II Simpósio de Prática de Engenharia Geotécnica da Região Sul, 2000.

BANKS, D.; REIMANN, C.; ROYSET, O.; SKARPHAGEN, H.; SAETHER, O. M. *Natural concentrations of major and trace elements in some Norwegian bedrock groundwaters*. **Applied Geochemistry**, v. 10, n. 1, jan-1995, pp.1-16.

BARKER, A. P.; NEWTON, R. J.; BOTTRELL, S. H., TELLAM, J. H. *Processes affecting groundwater chemistry in a zone of saline intrusion into an urban sandstone aquifer. Applied Geochemistry*, v. 13, n. 6, pp. 735-749, 1998.

BEAR, J., A.H.-D. CHENG, S. SOREK, D. OUAZAR, AND I. HERRERA. **Seawater Intrusion in Coastal Aquifers: Concepts, Methods and Practices**. In: *Theory and Application of Transport in Porous Media*, edited by J. Bear, pp. 625, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 1999.

BEATO, D. A. C.; MEDEIROS, M. J.; DREWS, M. G. P; DUTRA, G. M. Impactos urbanos em águas subterrâneas –Bacia da Lagoa da Pampulha, Belo Horizonte- MG. **Revista Águas Subterrâneas**, nº. 17, maio/2003. pp 49-68.

BENETTI, A.; BIDONE, F. **O Meio ambiente e os recursos hídricos**. In: TUCCI, C. E. M. (org.) *Hidrologia: ciência e aplicação*. Porto Alegre: Editora da UFRGS: ABRH. p. 669., 1995.

BOSCARDIN BORGHETTI, N. R.; BORGHETTI, J. R.; ROSA FILHO, E. F. **Aqüífero Guarani: a verdadeira integração dos países do Mercosul**. Fundação Roberto Marinho, 2004.

BOVOLATO, L. E.; GODOY, M. C. T. F. **Qualidade das águas subterrâneas em Araguaína/TO**. In: Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, XIV, Curitiba, 7-10 nov., 2006. Anais em CD-Rom.

BRAGA, A. C. O. **Métodos Geolétricos Aplicados** – Módulo Hidrogeologia. Rio Claro. 1990. Apostila de curso: UNESP/ Universidade Estadual Paulista.

BRANCO S. M. **A água e o homem**. In: PORTO, R. de L. L. (org.) *Hidrologia Ambiental*. São Paulo: 1991. Coleção ABRH de Recursos Hídricos, v. 3. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1991.

BRASIL. Decreto-Lei no. 7841, de 08 de agosto de 1945. **Código de Águas Minerais**. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 20 ago. 1945. Seção 1.

\_\_\_\_\_. **Projeto RADAMBRASIL**. MME/SG. Volume 32: Levantamento de recursos naturais. Folhas SF.23/24 Rio de Janeiro/Vitória. Rio de Janeiro: 1983.

\_\_\_\_\_. **Resolução RDC ANVISA/MS n. 274, de 22 de setembro de 2005**. Aprova o “regulamento técnico para águas envasadas e gelo”. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 23 set. 2005.

BRITO, L. T. de L.; SILVA, A. DE S.; SRINIVASAN, V. S.; GALVÃO, C. DE O.; GHEYI, H. R. **Uso de análise multivariada na classificação das fontes hídricas subterrâneas da Bacia Hidrográfica do Salitre**. Revista Engenharia Agrícola, Jaboticabal, v.26, n.1, p.36-44, jan./abr. 2006.

BRUCE, B. W.; MCMAHON, P. B. *Shallow ground-water quality beneath a major urban center: Denver, Colorado, USA*. *Journal of Hydrology*, n. 186, pp.129-151, 1996.

CABRAL, J. **Movimento das Águas Subterrâneas**. In: FEITOSA, F. A.. C.; MANOEL FILHO, J. (coords.) Hidrogeologia: Conceitos e aplicações. Fortaleza: CPRM, LABHID-UFPE, 2000. Capítulo 3. p. 35 – 51.

CAMPOS JUNIOR, C. T. de. **O novo arrabalde**. Vitória: PMV, Secretaria Municipal de Cultura e Turismo, 1996. 250 p.

CARVALHO, A. M. **O sal na história da Terra e do homem**. Conferência pronunciada na abertura da Feira dos Minerais, Gemas e Fósseis. Lisboa: 2003. Disponível em: [www.triplov.com/galopim/sal.htm](http://www.triplov.com/galopim/sal.htm)

CESAN. Companhia Espírito Santense de Saneamento. **Recursos Hídricos**, 2003. Disponível em: [www.cesan.com.br/meio\\_ambiente/meio-recursos.php](http://www.cesan.com.br/meio_ambiente/meio-recursos.php),

CETESB.. **Guia de coleta e preservação de amostras de água**. São Paulo. CETESB, 150 p.,1987.

\_\_\_\_\_. **Manual de gerenciamento de áreas contaminadas**, São Paulo: CETESB, GTZ. 2ª. ed. São Paulo: CETESB, 2001a. Disponível em: [www.cetesb.sp.gov.br](http://www.cetesb.sp.gov.br)

\_\_\_\_\_. **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo** / Dorothy C. P. Casarini [et al]. São Paulo: CETESB, 2001b. Disponível em: [www.cetesb.sp.gov.br](http://www.cetesb.sp.gov.br)

\_\_\_\_\_. **Relatório de qualidade das águas subterrâneas no Estado de São Paulo 2001 – 2003**, São Paulo: CETESB, 2004.

\_\_\_\_\_. Decisão de Diretoria no. 195-2005-E, de 23 de novembro de 2005: **dispõe sobre a aprovação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – 2005, em substituição aos Valores Orientadores de 2001, e dá outras providências**. São Paulo: CETESB, 2005.

CHILTON, J. *Groundwater*. In: *Chapman, Deborah (Ed.). Water Quality Assessments: A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. London: Chapman and Hall, 1996. pp. 412-499.

CNRH. CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS. **Resolução nº 15, de 11 de janeiro de 2001**: estabelece diretrizes para gestão integrada das águas. Artigo 1o. Brasília, 2001.

COLLIN, M. L.; MELLOUL, A. J. *Combined land-use and environmental factors for sustainable groundwater management*. *Urban Water*, UK, n.3, v.3, pp. 229-237, 2001.

CONAMA Resolução nº 357, de 17 de março de 2005: **dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**. Brasília: MMA, 23p. 2005.

CORSEUIL, H. X.; MARINS, M. D. M. **Efeitos causados pela mistura de gasolina e álcool em contaminações de águas subterrâneas**. Boletim Técnico PETROBRÁS, Rio de Janeiro, n. 41 (3/4), pp. 133-138, 1998.

COSTA, E. A. **Estudo de metais pesados em sedimentos do sistema estuarino da Baía de Vitória**. 2001. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal do Espírito Santo.

COSTA, R. B. **Expansão urbana da área norte de Vitória**: 1970/87. In: Cadernos de História, v. 3. 1ª. Ed. Centro Cultural de Estudos e Pesquisas do Espírito Santo, 1989. 50p.

\_\_\_\_\_. A Baía de Vitória e suas ilhas. **Revista do Instituto Histórico e Geográfico do Espírito Santo**, Vitória, n. 51, p. 17-30, 1999. Disponível em: <http://www.vitoria.es.gov.br/secretaria/cultura/ihg/brunow2>. Acesso em dez. 2005.

CPRM. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. **Projeto Espírito Santo**: Relatório Final. MME/DNPM: Convênio DNPM-CPRM, 1976. 408 p.

\_\_\_\_\_. **Programa de Água Subterrânea para o Semi-árido Brasileiro**: diretrizes programáticas 2000-2003. Brasília: Ministério de Minas e Energia, 1999.

\_\_\_\_\_. **Projeto Levantamento Hidrogeológico do Norte do Estado do Espírito Santo**. Relatório de Atividades, setembro - 2001. Brasília: MMA, Secretaria de Recursos Hídricos; MME, CPRM - Serviço Geológico do Brasil, 2001.

CUADRAS, C. M. **Métodos de Análisis Multivariante**. Universidad de Barcelona, Barcelona, 1981.

CUSTODIO, E. **Hidrogeoquímica subterránea**. Vol. 2, 2ª. edición. Ed. Omega, Barcelona, España, 1976.

\_\_\_\_\_. **Effects of groundwater development on the environment**. In: *Joint World Congress on Groundwater*, 1º. Fortaleza, Ceará, 2000.

CUSTODIO, E.; LLAMAS, M. R. **Hidrologia Subterránea**. Barcelona: Ed. Omega, v. 2, 1983.

D'AGOSTINI, D. P. **Fácies sedimentares associadas ao sistema estuarino da Baía de Vitória (ES)**. Monografia de Graduação em Oceanografia da Universidade Federal do Espírito Santo, 2005.

DALY, D. **Chemical pollutants in groundwater: a review of the situation in Ireland**. In: *Chemicals – A Cause for Concern? Cork 3-4, Sherkin Island Marine Station, November, 1994*.

DANIEL, S. **Jucutuquara**. In: Coleção Elmo Elton, n. 3, Vitória: Secretaria Municipal de Cultura, 1999. 50p.

DAVIS, J. C. *Statistics and Data Analysis in Geology*. 2<sup>nd</sup>. ed., John Wiley and Sons, Inc., 1986.

DEUSTCH, W. *Groundwater geochemistry fundamentals and applications to contamination*. USA: CRC, 1997.

DEWHURST, R. E.; WELLS, N. C.; CRANE, M.; CALLAGHAN, A.; CONNON, R.; MATHER, J. D. *Multivariate relationships between groundwater chemistry and toxicity in a urban aquifer*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 22, n.11, 2003. pp. 2813-2821.

DÍAZ, J. M. M. *Recarga artificial de aquíferos: cómo introducir y almacenar agua en el subsuelo*. *Terralia*, no. 15, jun-2000. Revista Eletrônica. Disponível em: <http://www.terralia.com/terralia.php>.

DIESEL, R.; MIRAND, C. R.; PERDOMO, C. C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos**. Concórdia: EMBRAPA, CNPSA, 2002. 31p. (Boletim Informativo)

DNPM. Departamento Nacional de Produção Mineral. **Carta Geológica do Brasil ao Milionésimo**: Folhas Rio de Janeiro (SF. 23), Vitória (SF. 24) e Iguape (SG. 23). Texto explicativo. Brasília: MME/DNPM, 1979.

DRISCOLL, F. *Groundwater and well*. St. Paul: Johnson Division, 1986. 1089 pp.

EDMUNDS, W. M.; CARRILLO-RIVERA, J. J.; CARDONA, A. *Geochemical evolution of groundwater beneath Mexico City*. *Journal of Hidrology*, n. 258, pp. 1-24, 2002.

ELTON, E. **Logradouros antigos de Vitória**. Vitória: Instituto Jones dos Santos Neves - IJSN, 1986.

EU. *EU's drinking water standards*. Council Directive 98/83/EC on the quality of water intended for human consumption. Adopted by the Council on 3 November, 1998.

FACHEL, J. M. G. **Análise fatorial**. São Paulo, 1976, 81p. Dissertação de Mestrado, Instituto de Matemática, USP - Universidade de São Paulo.

FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. Fortaleza: CPRM, LABHID-UFPE, 2000. 391 p.

FERNANDES, M. A. B.; SANTIAGO, M. M. F.; MENDES FILHO, J.; SILVA, C. M. S. V.; FRISCHKORN, H.; LIMA, J. O. G. de. Análise estatística aplicada em amostras de água subterrânea no município de Caucaia. In: Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, XIV, Curitiba, 7-10 nov., 2006. Anais em CD-Rom.

FERREIRA, J. A. **Lixo domiciliar e hospitalar: semelhanças e diferenças**. Rio de Janeiro, 1994. p. 1903-10.

FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P. da. **Micronutrientes no solo: Cobre**. In: Ferreira, M.E.; Cruz, M. C .P. da. Ed. **Micronutrientes na Agricultura**. Piracicaba, SP: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato/CNPq, 1991, p.131-151.

FLÓREZ, W. V. **Caracterização Hidrogeológica da Ilha dos Valadares, Paranaguá, PR**. Dissertação de Mestrado em Geologia Ambiental, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, 2005.

FONSECA, J. S. F. **Curso de Estatística**. 6. ed. São Paulo: Atlas, 1996. 320p.

FOSTER, S. S. D. *Groundwater pollution protection in developing countries*. **IAH I. C. Hydrogeology**. V. 6: 167-200, 1985.

\_\_\_\_\_. *The interdependence of groundwater and urbanisation in rapidly developing cities*. **Urban Water, UK**, n.3, v. 3, pp. 185-192, 2001.

FOSTER, S.; HIRATA, R. **Determinação do risco de contaminação das águas subterrâneas: um método baseado em dados existentes**. (Tradução de Ricardo Hirata, Sueli Yoshinaga, Seiju Hassuda, Mara Akie Iritani). Boletim do Instituto Geológico, n. 10, 92 p., 1993.

FOSTER, S.; MORRIS, B.; LAWRENCE, A.; CHILTON, J. *Groundwater impacts and issues in development cities: an introductory review*. **Groundwater in the Urban**

*Environment: selected city profile*, Chilton (ed.), A. A. Balkema, Rotterdam, Brookfield, 1999.

FREEZE A. L.; CHERRY, J. A. **Groundwater**. Englewood Cliffs: Prentice Hall, 1979.

GEOBRASIL. **Perspectiva do meio ambiente no Brasil**. Org. Thereza Cristina Carvalho Santos e João Batista D. Câmara. Brasília: Edições IBAMA, 2002.

GIAFFERIS, G. P.; OLIVEIRA, E. L. **Investigação da Qualidade das Águas Subterrâneas do Município de Bauru**. In: Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, XIV, Curitiba, 7-10 nov., 2006. Anais em CD-Rom.

GLEICK, P. H. **The World's Water 1998-1999**. Washington DC, Island Press INBO, 2001. *International Network of Basin Organizations*. Disponível em: [www.oieau.fr/riob/friobang.htm](http://www.oieau.fr/riob/friobang.htm)

GOBBY, D. L.; BATISTA, A. O.; MULLER, E. I.; FLORES, E. M. M. **Análise Exploratória de propriedades físico-químicas da água de poços artesianos da região de Passo Fundo/RS**. In: Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, XIV, Curitiba, 7-10 nov., 2006. Anais em CD-Rom.

GRANIEL, C. E.; MORRIS, L. B.; CARRILLO-RIVERA, J. J. *Effects of urbanization on groundwater resources of Merida, Yucatan, Mexico*. **Environmental Geology**, n. 37(4) pp. 303-312, 1999.

GROSSI, M.G.L. **Avaliação da qualidade dos produtos obtidos de usinas de compostagem brasileiras de lixo doméstico através de determinação de metais pesados e substâncias orgânicas tóxicas**. São Paulo: USP, 1993. 222p. Tese de Doutorado.

HAASE, J; STRINGUINI, M. H.; SILVA, M. L. B. C; RODRIGUES, M. L. K.; KOCH, S. M. V. **Qualidade das águas superficiais do litoral norte e médio do Rio Grande do Sul**. 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003.



HAYNES, D. W.; CROSS, K. C.; BILLS, R. T., REED, M. H. Olympic Dams ore genesis: a fluid-mixing model. *Economy Geology*, 90, pp. 231-305, 1995.

HEATH, R. C. **Hidrologia Básica de Água Subterrânea**. North Carolina. *Dept. of Natural Resources and Community Development*. Tradução: Mário Wrege e Paul Potter, 1983.

HIRATA, R.; SUHOGUSOFF, A. V. **A proteção dos recursos hídricos subterrâneos no Estado de São Paulo**. In: Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

HOWARD, K. W. F.; LIVINGSTONE, S. *Transport of urban contaminants into Lake Ontario via sub-surface flow*. *Urban Water, UK*, n.2, v. 3, pp. 183-195, 2000.

HUDAK, P. F.; WACHAL, D. J.; HUNTER, B. A. *Managing subsurface property hazards: reactive soils and underground storage tanks*. *Urban Water, UK*, n. 1, v.3, pp.237-241, 1999.

IBGE. **Censo demográfico 2000**. Disponível em: [www.ibge.gov.br](http://www.ibge.gov.br)

\_\_\_\_\_. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. Atlas de Saneamento. 151 p., 2003.

IEMA. **Dados pluviométricos da rede automática de monitoramento da qualidade do ar**: Estação Vitória – Centro, anos de 2001 a 2006, fornecidos pelo Centro Supervisório da Rede Automática de Monitoramento da Qualidade do Ar, IEMA, 2006.

IGM. **Água Subterrânea**: Conhecer para preservar o futuro. IGM, 2001. Disponível em:[www.e-geo.ineti.pt](http://www.e-geo.ineti.pt).

INETI. **Léxico de termos hidrogeológicos**, 2006. Disponível em: [e-geo.ineti.pt](http://e-geo.ineti.pt)

IPES. **Perfil municipal**: Vitória, 2005. Disponível em: [www.ipes.es.gov.br](http://www.ipes.es.gov.br)

JAYAKUMAR, R; SIRAZ, L. *Factor analysis in hydrogeochemistry of coastal aquifers – a preliminary study*. *Environmental Geology*, v. 31, n. 3-4, June, 1997. p174-177.

JEONG, C. H. *Effect of land use and urbanization on hydrochemistry and contamination of groundwater from Taejon area, Korea*. *Journal of Hidrology*, n. 253, pp.194-210, 2001.

JESUS, H. C.; COSTA E. A.; MENDONÇA, A. S. F.; ZANDONADE, E. **Distribuição de metais pesados em sedimentos do sistema estuarino da Ilha de Vitória-ES**. Química Nova, São Paulo, n.3, v. 27, pp. 378-386, 2004.

JORDÃO, P. C.; COSTA, E. D.; BRUNE, W.; GOULART, A. T. Adsorção de cátions metálicos em ácidos húmicos de latossolo. **Química Nova On-Line**, v. 16, n.6, 1993. Disponível em: [www.quimicanova.sbq.org.br](http://www.quimicanova.sbq.org.br)

KAISER, H. F. *The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis*. **Psychometrika**. v.23, pp.187-200, 1958.

KAPLUNOVSKY, A. S. *Factor analysis in environmental studies*. **HAI Journal of Science and Engineering B**, V., Issues 1-2, pp. 54-94, Israel: Holon Academic Institute of Technology, 2005.

KELLY, W. R.; WILSON, S. D. **Temporal changes in shallow groundwater quality in Northeastern Illinois**. *Proceedings of the 12th IGC Conference*. Illinois: Illinois Groundwater Consortium, 2002. Disponível em: <http://www.wca-infonet.org>.

KERLINGER, F. N.; PEDHAZUR, E. J. **Multiple Regression in Behavioral Research**. Holt, Rinehart and Winston Inc., New York, 1973.

LAWRENCE, A. R.; FOSTER, S. S. D. **Characterisation and assessment of groundwater quality concerns in Asia Pacific Region**. Nairobi: UNEP/WHO, 102 pp. 1996.

LAWRENCE, A. R.; MORRIS, B. L.; FOSTER, S. S. D. **Hazards induced by groundwater under rapid urbanization**. In: Maunds J.G. and Eddleston M. (Eds), *Geohazards in Engineering Geology*, Geological Society. London: Engineering Geology Special Publications, n. 15, pp. 319-328. 1998. Disponível em: <http://lnweb18.worldbank.org>.

LEAL, A. S. **As águas subterrâneas no Brasil: ocorrências, disponibilidades e usos**. In: FREITAS, M. A. V. O estado das águas no Brasil: perspectivas de gestão e informação de recursos hídricos. Brasília: ANEEL: SRH: OMM, 1999. p.139-164.

LEBART, L.; MORINEAU, A.; FENELON J. *Tratamiento Estadístico de Datos*. Marcombo Boixareu Editores. Barcelona, 1985.

LEE, J. D. **Química inorgânica**: um novo texto conciso. São Paulo: Edgard Blüncher, 517 p., 1980

LEE, T. R. *Urban water management for better urban life in Latin America*. *Urban Water, UK*, n. 2, v. 1, pp. 71-78, 2000.

LEET L. D. *Physical Geology*. Prentice Hall: New Jersey, 1978.

LIBÉRIO, H. Tesouro submerso. **Revista do Confea**, ano VI, n. 10, maio/junho 2002. Disponível em: [www.confea.org.br](http://www.confea.org.br).

LIMA, W. de P. **Floresta e Qualidade da Água**. Apostila do Curso de Pós-Graduação sobre Manejo de Microbacias Hidrográficas, Departamento de Ciências Florestais da USP/ESALQ, Capítulo 10, p. 247 a 304, 2003. Disponível em: <http://lcf.esalq.usp.br/lhf/>

LIU, C-W; LIN, K-H; KUO, Y-M. *Application of factor analysis in the assessment of groundwater quality in a blackfoot disease area in Taiwan*. **The Science of the Total Environment**. v. 313, n. 1, 2003. p. 77-89.

LÓAICIGA, H. A.; LEIPNIK, R. B. *Theory of sustainable groundwater management: an urban case study*. *Urban Water, UK*, n. 3, v.3, pp. 217-228, 2001.

MADEIRA, V. S. **Desenvolvimento de um carvão adsorvente para remoção de íons de ferro em águas naturais**. Dissertação de Mestrado, 2003, UFSC, Engenharia Química.

MANCINI, T. M. 2002 **Métodos de caracterização de áreas potencialmente contaminadas por hidrocarbonetos de petróleo**. Universidade Estadual Paulista: Instituto de Geociências e Ciências Exatas. Monografia de Graduação, 2002.

MANOEL FILHO, J. In: Feitosa, F. A. C.; Manoel Filho, J. (Coord.). **Hidrogeologia: conceito e aplicações**. Fortaleza: CPRM/REFO, LABHID-UFPE, 2000. 391p.

MARINATO, C. F. **Aterros em Vitória**: Uma história para ser lembrada. Monografia de Graduação em Arquitetura e Urbanismo. Vitória: Universidade Federal do Espírito Santo, 2004.

MARTINEZ, M. A.; RAMOS V. B. N.; MATOS, A. T. de; OLIVEIRA, R. A. de; COSTA, S. N. da. Influência da competição catiônica nos valores de fator de retardamento e coeficiente de dispersão-difusão de zinco e cobre no solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.5, n.2, p.211-215, 2001.

MATO, R. R. A. M. *Environmental implications involving the establishment of sanitary landfills in five municipalities in Tanzania: the case of Tanga municipality*. **Resources, Conservation and Recycling**, n. 25, pp. 1-16, 1999.

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

MATOS, A. T.; COSTA, L. M. da; FONTES, M.P.F.; MARTINEZ, M.A. Correlação entre os fatores de retardamento e coeficientes de dispersão-difusão do zinco, cádmio, cobre e chumbo, e algumas propriedades físicas dos solos. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v.6, n.4, p.235-246, 1998.

MATOS, B. A. **Avaliação da ocorrência e do transporte de microrganismos no aquífero freático do cemitério de Vila Nova Cachoeirinha, município de São Paulo**. São Paulo, 115 p., 2001. Tese (Doutorado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo. (Orientação do Prof. Dr. Alberto Pacheco)

MATTAR, F. **Pesquisa de marketing**. São Paulo: Atlas, 2001. p. 132.

MCGARRIGLE, M. L.; BOWMAN, K. J.; CLABBY, K. J.; LUCEY, J.; CUNNINGHAM, P.; MACCÁRTHAIGH, M.; KEEGAN, M.; CANTRELL, B.; LEHANE, M.; CLENAGHAN, C.; TONER, P. F. **Water Quality in Ireland: 1998-2000. 2nd. Ed., Ireland: Environmental Protection Agency (EPA), 2002, Chapter Five, 124p**. Disponível em: [www.epa.ie/NewsCentre/ReportsPublications/WaterQualityReports](http://www.epa.ie/NewsCentre/ReportsPublications/WaterQualityReports)

MESTRINHO, S. S. P. **A Qualidade das Águas Subterrâneas e sua Proteção**. 2005. Curso disponível em Cd-Rom.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse**. 3<sup>rd</sup> ed. New York: McGraw-Hill, 1334p. 1991.

MIGLIORINI, R. B. **Cemitérios contaminam o meio ambiente?** Um Estudo de Caso, 50 p. Cuiabá: Ed. UFMT, 2002.

MINGO JR. **Nova Goiabeiras**. In: Coleção Elmo Elton, n. 5, Vitória: Secretaria Municipal de Cultura, 2000. 38p.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria N.º 518, de 25 de Março de 2004**: estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências.

MIRANDA, C.L.; ALVARENGA, A.; LOPES, M. B.; ABREU, I.F.; LOUZADA, B. C., ASSAD, E. M.; CÔCO, H. **Memória Visual da Baía de Vitória**. Vitória: UFES, 2000. Disponível em: [www.baiadevitoria.ufes.br](http://www.baiadevitoria.ufes.br) Acessado em: janeiro de 2004.

MMA. **Águas Subterrâneas**: Programa de Águas Subterrâneas. Ministério do Meio Ambiente. Brasília: MMA, 2001. 21p.

\_\_\_\_\_. **O estado dos recursos hídricos do Brasil**. MMA/PNRH, 2003. Disponível em: [http://www2.ibama.gov.br/~geobr/Livro/cap2/rec\\_hidricos.pdf](http://www2.ibama.gov.br/~geobr/Livro/cap2/rec_hidricos.pdf)

MONJARDIM, A. P. **Vitória física**: geografia, história e geologia. 2.ed. Vitória, PMV, Secretaria Municipal de Cultura e Turismo, 1995. 108 p.

MORELL, I.; GIMÉNEZ, E.; ESTELLER, M. V. *Application of principal components analysis to the study of salinization on the Castellon Plain (Spain)*. **The Science Total Environment**. v. 177, n. 1, janeiro, 1996. Elsevier Science. p.161-171.

MOURÃO, M. A. A.; LIMA, J. E. S.; MONTEIRO, E. A. **Os sistemas aquíferos do norte do Estado do Espírito Santo**: Potencial de exploração e diagnóstico atual de aproveitamento. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 12., Florianópolis, 2002. Florianópolis: ABAS, 2002. CD-ROM.

NASCIMENTO, S. A. de M.; BARBOSA, J. S. F. Qualidade da água do aquífero freático no Alto Cristalino de Salvador, Bacia do Rio Lucaia, Salvador, Bahia. **Revista Brasileira de Geociências**, n. 35, v. 4:543-550, dezembro de 2005.

NASCIMENTO, S. A. de M.; MORAES, L. R. S.; REIS, M. das G. de C.; SANTANA, A. V. A. **Estudo quali-quantitativo das águas subterrâneas no município de Alagoinhas-Bahia como componente do Plano Municipal de Saneamento Ambiental**. In: Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, XIV, Curitiba, 7-10 nov., 2006. Anais em CD-Rom.

OLIVEIRA, I. B.; NEGRÃO, F. L.; ROCHA, T. S. **Determinação do Índice de Qualidade da Água Subterrânea – IQAS, com base nos dados de poços tubulares do Estado da Bahia: Áreas-piloto: Recôncavo e Platô de Irecê**. In: XIII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 2004, Cuiabá, MT. Anais do XIII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 19-22 Outubro de 2004, 2004.v. 01. p. 190-191.

OLIVEIRA, S. de; PASQUAL, A. Gestão de resíduos sólidos na microrregião Serra de Botucatu/SP. **Revista Limpeza Pública**, São Paulo, n. 47 p.23-28, 1998.

\_\_\_\_\_. Avaliação de parâmetros indicadores de poluição por efluente líquido de um aterro sanitário. **Eng. Sanitária Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 3, 2004. Disponível em: [www.scielo.br](http://www.scielo.br).

ONU. **Desafios Globais, Oportunidades Globais: Tendências do Desenvolvimento Sustentável**. Publicado pelo Departamento de Assuntos Econômicos e Sociais das Nações Unidas para a Cúpula Mundial sobre Desenvolvimento Sustentável. Johannesburgo, 2002. Disponível em: [www.johannesburgsummit.org](http://www.johannesburgsummit.org)

PÁDUA, H. B. de. **Águas com dureza e alcalinidade elevadas**. Observações iniciais na Região de Bonito/MS. Br. - registro de dados - 2001/2 - alguns conceitos e comportamentos ambientais (parte 01), 64 p., 2002. Disponível em: [www.abrappesq.com.br/apostila\\_helcias.doc](http://www.abrappesq.com.br/apostila_helcias.doc).

PEDROSA, C. A.; CAETANO, F. A. **Águas Subterrâneas**, Brasília: Agência Nacional de Águas, 2002. Disponível em [www.ana.gov.br](http://www.ana.gov.br)

PEREIRA, R. S. Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas hídricos. **ReRH – Revista Eletrônica de Recursos Hídricos**. Instituto de Pesquisas Hidráulicas - UFRGS, V. 1, n. 1, jul/set 2004, Porto Alegre/ RS: IPH, 2004. p. 20-36

PINHATTI, A. L. **Aspectos conceituais da gestão de recursos hídricos e sua aplicação no caso das bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí**. SP – Tese de Mestrado. Instituto de Geociências – Unicamp. Campinas. 1998.

PINTO, Armenio Gomes. **Plástico**. In: IPT/ CEMPRE. Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado. 1999. p. 181-192.

PRIOR, J. C.; BOEKHOFF, J. L.; HOWES, M. R.; LIBRA, R. D.; VANDORPE, P. E. *Iowa's Groundwater Basics*. **Iowa Geological Survey Educational, Series 6**. 1ª. Ed., 2003.

RAMESH, R. *Effects of land-use change on groundwater quality in a coastal habitat of south India*. *India: Institute for Ocean Management, Anna University*. *Sixth IAHS Scientific Assembly at Maastricht, Netherlands*, no. 269, pp. 161-166, 2001.

REBOUÇAS, A. da C. **Condições de Uso e Proteção das Águas Subterrâneas**. In: ABAS, ABGE, SBG/SP. Seminário Problemas Geológicos e Geotécnicos da Bacia Sedimentar de São Paulo. *Atas*: São Paulo, pp 77-88, 1992.

\_\_\_\_\_. Falta d'água em meio à abundância. **Jornal Gazeta Mercantil**, 28,29 e 30/07/2000, p. A-3, 2000.

\_\_\_\_\_. Água e desenvolvimento rural . **Estudos Avançados**, n. 15 v. 43, pp. 327-344, 2001. Disponível em: [www.scielo.br](http://www.scielo.br)

\_\_\_\_\_. A Política Nacional de Recursos Hídricos e as águas subterrâneas. **Revista Águas Subterrâneas**, no. 16, v. 16, maio de 2002, 13 p. Universidade Federal do Paraná. Sistema Eletrônico de Revistas, 2002.

REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Escrituras Editora e Livraria da Vila, 2ª edição, 703 p., 2002.

RODRÍGUEZ, G. V. & D'URSO, C. H. *Estudio hidrogeológico y de calidad de agua en el sector oriental de la Sierra de San Javier entre las localidades de Yerba Buena y el manantial. Provincia de Tucuman, Republica Argentina. Estudios Geológicos*, 61, p. 197-206, 2005.

ROSA, M. L. (2002). **Concentrações de metais pesados na biota e sedimentos do estuário da Lagoa dos Patos**. 244p. 2002 Dissertação de Mestrado em Engenharia Oceânica, Fundação Universidade Federal do Rio Grande, RS.

SANSORES, A. C.; AVILA, J. P.; SOSA, E. C.; RAMÍREZ, J.; COMAS, M.; CÁMARA, A. *Hidrogeoquímica del agua que subyace a la JAPAY I, en Mérida, Yucatán, México. Revista Ingeniería*, volume 6, no. 3, set-dez 2002. p 29-40.

SANTOS, A. C. **Noções de Hidroquímica**. In: Hidrogeologia: Conceitos e Aplicações. Coordenado por Fernando A. C. Feitosa e João Manoel Filho. Fortaleza, CPRM/REFO, LABHID-UFPE, 2000. 391p.

SANTOS, J. P.; BASTOS, W. R. **Diagnóstico de metais pesados no lixão de Porto Velho – RO**. In: II Seminário Integrado de Pesquisa Pós Graduação e Extensão. XIV Seminário de Iniciação Científica BIBIC/UNIR/CNPQ, 2005, Porto Velho: Rondônia.

SARAIVA, E. **Perspectiva da utilização da cianobactéria aphanothece microscopica nagelli no tratamento de efluente da industria de pescada**. 120p. 2003. Dissertação de Mestrado em Engenharia de Alimentos - Fundação Universidade Federal do Rio Grande, RS.

SEDEC. **Área, densidade populacional e número de pessoas por domicílios, segundo bairros, em 2000**. Secretaria de Desenvolvimento da Cidade da Prefeitura Municipal de Vitória. Disponível em: [www.vitoria.es.gov.br](http://www.vitoria.es.gov.br).

\_\_\_\_\_. **Evolução da ocupação urbana de Vitória de 1500 a 1997**. Secretaria de Desenvolvimento da Cidade da Prefeitura Municipal de Vitória. Disponível em: <http://www.vitoria.es.gov.br/secretarias/sedec/ocup.htm>.



SHIKLOMANOV, I. A. **World fresh water resources**. In: *Water in Crisis - A Guide to the World's Fresh Water Resources*, P. H. Gleick, ed. Oxford University Press, New York, 13-24 p, 1993.

\_\_\_\_\_. **Assessment of water resources and water availability in the world**. Report for the Comprehensive Assessment of the Freshwater Resources of the World, United Nations. Data archive on CD-ROM from the State Hydrological Institute, St. Petersburg, Russia, 1998.

SILVA, J. N. da et alii. **Projeto Espírito Santo**: relatório final. Belo Horizonte, DNPM/CPRM, 408 p., 1976. Relatório do Arquivo Técnico da DGM, 2596

SILVA, M. L. da. Características das águas subterrâneas numa faixa norte-sul na cidade de Manaus (AM). **Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 54, n. 2, 2001. Disponível em: <http://www.scielo.br>

SILVA, R. C. A.; ARAÚJO, T. M. Qualidade da água do manancial subterrâneo em áreas urbanas de Feira de Santana (BA). **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 4, n. 8, pp. 1019-1028, 2003.

SILVA, C. M. S. V.; SANTIAGO, M. M. F.; FRISCHKORN, H.; VERÍSSIMO, L. S.; AGUIAR, R. B. de; MENDES FILHO, J.; GRANJEIRO, M. L. **Qualidade das águas subterrâneas da bacia sedimentar no município de Lavras da Mangabeira, Ceará**. In: Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, XIV, Curitiba, 7-10 nov., 2006. Anais em CD-Rom.

SISINNO, C. L. S.; MOREIRA, J.C. Avaliação da Contaminação e poluição ambiental na área de influência do aterro controlado do Morro do Céu, Niterói, Brasil. **Caderno Saúde Pública**, v. 12, n. 4. Rio de Janeiro out.- dez. 1996.

SIWEK J.; CHELMICKI W. 2004. *Geology and land-use related pattern of spring water quality. Case study from the catchments of the Malopolska Upland (S. Poland)* – **Geologica Acta**, 2: 167–174, 2004

SOARES, J. V. **Água Subterrânea**. Apostila do curso Introdução a Hidrologia de Florestas. Capítulo 5. 12 p. 2000

Disponível em: [http://www.dpi.inpe.br/~camilo/hidro/intr\\_hidro.html](http://www.dpi.inpe.br/~camilo/hidro/intr_hidro.html)

STEVENSON, J. S. **Estatística Aplicada à Administração**. São Paulo: Editora Harbra, 1981.

SUBBARAO, C.; SUBBARAO, N. V.; CHANDU, S. N. *Characterization of groundwater contamination using factor analysis*. **Environmental Geology**, v. 28, n. 4, 1996. pp. 175-180.

TANDEL, R. Y. **Contribuição ao Estudo da Poluição Provocada no Aquífero Freático e no Solo pelo Aterro controlado da Cidade de Rio Claro, SP**. 1998. Tese de Doutorado do Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.

TEIXEIRA, W; TOLEDO, M. C M.; FAIRCHILD, T. R.; TAIOLI, F. (Org.) **Decifrando a Terra**. São Paulo: Oficina de Texto, 568 p., 2000.

TODD, D. K. **Groundwater Hidrology**. 2nd ed. New York: John Wiley & Sons, 1980. 535 pp.

TRAUTH, R.; XANTHOPOULOS, C. *Non-point pollution of groundwater in urban areas*. **Water Resources**, v. 31, n.11, 1997. pp. 2711-2718.

TUCCI, C. E. M. 2003. **Águas urbanas**. In: Carlos Eduardo M. Tucci, Juan Carlos Bertoni. (orgs.) *Inundações urbanas na América do Sul*. Porto Alegre: ABRH, p. 11-44, 2003.

TUCCI, C. E. M.; PORTO, R. L. L.; BARROS, M. T. de. **Drenagem urbana**. Porto Alegre: Editora da Universidade/ UFRGS-ABRH, 428 p., 1995.

UERJ; IME. **Estatística multivariada**. Apostila de curso. 2006

UNESCO. **Internationally Shared (Transboundary) Aquifer Resources Management: A Framework Document**. Paris, IHP Non Serial Publications in Hydrology. 2001

USGS, **Circular 1139**, Denver, CO: U.S. Geological Survey. 79 pp., 2000.

USEPA. **Method 3050 B**. 1998. Disponível em: <http://www.epa.gov/SW-846/pdfs/3050b.pdf>. Acesso em: maio, 2006.

\_\_\_\_\_. *Drinking water standard and health advisories*. Washington, 2000 Disponível em: [www.epa.gov](http://www.epa.gov)

VASCONCELLOS, J. G. M. **A construção dos Imaginários de Vitória**. In: Vitória, trajetória de uma cidade. VASCONCELLOS, João Gualberto M., org. Vitória, Instituto Histórico e Geográfico do Espírito Santo - IHGES, 1993.

VIDAL, A. C. & KIANG, C. H. Caracterização hidroquímica dos aquíferos da Bacia de Taubaté. **Revista Brasileira de Geociências**, 32(2):267-276, junho de 2002, 2002.

VIDAL, M.; MELGAR, J.; LÓPEZ, A.; SANTOALLA, M. C. *Spatial and temporal hydrochemical changes in groundwater under the contaminating effects of fertilizers and wastewater*. **Journal of Environmental Management**, n. 60, pp. 215-225, 2000.

VIEIRA, F. C. S. **Evolução temporal do uso e ocupação do solo para os anos de 1994 e 2002 no município de Vitória, ES, utilizando imagens orbitais do satélite Landsat TM. 2004**. 57 f. Monografia de Graduação em Geografia, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2004.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. 1996.

VOUDOURIS, K.; PANAGOPOULOS, A.; KOUMANTAKIS, J. *Multivariate Statistical Analysis in the Assessment of Hydrochemistry of the Northern Korinthia Prefecture Alluvial Aquifer System (Peloponnese, Greece)*. **Natural Resources Research**, v. 9, n. 2, June, 2000. p. 135-146.

WATERAID. **Groundwater Quality: Southern Índia**. British Geological Survey, 2003a. Disponível em: [www.wateraid.org](http://www.wateraid.org)

\_\_\_\_\_. **Water quality fact sheet: manganese**. British Geological Survey., 2003b. Disponível em: [www.wateraid.org](http://www.wateraid.org)

WEISENBURGER, D. D. *Potential Health Consequences of Ground-water Contamination by Nitrates in Nebraska*. **Nato Asi Series**. Vol. G. 30. Ed. by Bogardi and Kuselka. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 1991.

WHO. **WHO's drinking water standards**. *WHO's Guidelines for Drinking-Water Quality*, Geneva, 1993.

WHO; UNICEF. **Global Water Supply and Sanitation Assessment 2000 Report**. Geneva and New York, World Health Organization and United Nations Children's Fund, 2000. Disponível em: [www.who.int](http://www.who.int)

WMO. **Comprehensive Assessment of the Freshwater Resources of the world**. WMO, Genebra, 1997.

WWC. **Water Crisis**. Disponível em: [www.worldwatercouncil.org](http://www.worldwatercouncil.org), Acessado em: agosto, 2006.

WRI; UNEP; UNDP; WORLD BANK. **World Resources 1998-99: A Guide to the Global Environment**. Oxford University Press, New York, United States, and Oxford, United Kingdom, 1998.

WWF. **Problems of the global freshwater situation**. Disponível em: [www.wwf-species.org/about\\_wwf/what\\_we\\_do/freshwater/problems/index.cfm](http://www.wwf-species.org/about_wwf/what_we_do/freshwater/problems/index.cfm). Acessado em: agosto, 2006.

ZILBERBRAND, M.; ROSENTHAL, E.; SHACHNAI, E. Impact of urbanization on hydrochemical evolution of groundwater and on unsaturated-zone gas composition in the coastal city of Tel Aviv, Israel. **Journal of Contaminant Hydrology**, n. 50, pp. 175-208, 2001.

# Anexos

Os anexos relativos a esta pesquisa encontram-se em CD-Rom. São eles:

- Resultados das análises dos cátions principais e dos metais, realizados pelo Laboratório CETREL, Salvados e financiados pela CVRD.
- Resultados das composições e razões iônicas das amostras, por meio de planilhas do aplicativo Excel, denominadas ReSub\_CHEM, elaboradas pelo Laboratório de Geotecnologia da Universidade Federal Fluminense – UFF, no âmbito do Projeto ReSub – Rede de Geotecnologia em Águas Subterrâneas.