

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA
LABORATÓRIO DE ECOLOGIA DE INVERTEBRADOS BENTÔNICOS

**A PROBLEMÁTICA DA POLUIÇÃO POR ESGOTOS DOMÉSTICOS NO SISTEMA
ESTUARINO-LAGUNAR TRAMANDAÍ-ARMAZÉM (RS, BRASIL): FÍSICA E
QUÍMICA DA ÁGUA E A RESPOSTA DOS MACROINVERTEBRADOS
BENTÔNICOS**

FERNANDO DANTAS CAMPELLO

ORIENTADORA: Dra. NORMA LUIZA WÜRDIG

BANCA EXAMINADORA:

Dr. CARLOS EMÍLIO BEMVENUTI – DOC/FURG

Dra. MARIA TERESA RAYA RODRIGUEZ – CENECO/UFRGS

Dr. LUIZ EMÍLIO SÁ BRITO DE ALMEIDA – IPH/UFRGS

**Dissertação apresentada como parte dos requisitos necessários para obter
o grau de Mestre em Ecologia.**

PORTO ALEGRE, AGOSTO DE 2006



O estuário de Tramandaí visto do Morro da Borússia, em Osório.



AGRADECIMENTOS

- À Norma Würdig, que desde o início acreditou no meu potencial e aceitou a tarefa de me orientar, sempre dando liberdade para que eu desenvolvesse o estudo à minha maneira.
- A toda a minha família, em especial aos meus pais, aos meus tios e à minha avó, que em muitas ocasiões estiveram privados do meu convívio, enquanto eu elaborava e escrevia essa dissertação.
- Ao Lucas Barbosa Dantas, meu primo, companheiro de todas as saídas de campo e peça fundamental para a viabilidade desse trabalho.
- À Candice Salerno Gonçalves, minha namorada, pelas indispensáveis ajudas nas saídas de campo, em meio ao esgoto, e por todo o carinho e compreensão sempre dispensados.
- À Simone Caterina Kapusta, pela ajuda na identificação de diversos taxa, pela revisão da parte de bentos, pelas frutíferas discussões sobre ecologia bentônica e pelo animado convívio no laboratório.
- Ao José Feltrin, do Ceclimar, pela amizade e por topar a empreitada de uma semana acordando às cinco da manhã para me ajudar a realizar as medições físicas utilizadas na elaboração do estudo de caso sobre a hidrodinâmica estuarina.
- Ao Osvaldo Machado, do Ceclimar, por ajudar nas coletas de bentos e na identificação dos pontos de esgoto no interior do estuário.
- À Ivone Fausto, pelos empréstimos do fluxômetro e do instrumento de medição de temperatura, salinidade e oxigênio dissolvido, além da ajuda na identificação de alguns decápodos e pela amizade e disposição em me receber no Ceclimar.
- Ao Jorge Xavier da estação meteorológica da Superintendência de Portos e Hidrovias de Imbé, por prontamente ceder os dados meteorológicos e de nível das águas do estuário.
- À Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler (FEPAM), em especial à Janine Haase, por fornecer os dados do Programa GERCO/RS.
- À Suzana Freitas, pela ajuda na identificação dos Chironomidae, pelas discussões sobre bentos, pela amizade e pelo ótimo convívio no laboratório.
- À amiga Luciana Angonesi, que me ajudou na identificação dos poliquetas dos gêneros *Boccardia* e *Sigambra*.
- Ao Fábio Wiggers, do laboratório de Malacologia da UFRGS, pela ajuda na identificação do gênero *Tellina* e por tentar identificar os bivalves jovens.
- À Paula Oliveira, do Museu Oceanográfico da FURG, pela tentativa de identificação dos bivalves jovens.
- À Vera Souza (Verinha), pelas incontáveis ajudas nos assuntos referentes ao laboratório e pela agradável convivência.
- Ao professor Carlos Emílio Bemvenuti, pelas dicas na elaboração do projeto de mestrado, por disponibilizar a infraestrutura do laboratório de inveterbrados bentônicos da FURG e pela ajuda na identificação dos anfípodos.
- Aos professores Nelson Machado e Maria Teresa Rodriguez, pela revisão do projeto de mestrado, dando valiosas dicas.
- Aos colegas de laboratório Camila Freitas, Flávio Peixoto, Thiago Silveira, Luis Fernando Guterres e Cynthia Cenzano, por tornarem aquele ambiente de trabalho tão agradável.
- Aos amigos de Porto Alegre: Tatiana Pereira, Daniela Fuhro, Deize Vargas, Zé Eloy, Mariana Viola, Alessandra Carvalho, Tomaz Vital, Ane Hahn, Paulo Bergonci, Tatiana Lucas, Verônica Ávila, Jorge Soledar, entre tantos outros, que tornaram mais agradável a vivência nessa cidade.
- Aos eternos amigos e amigas de Rio Grande que continuo encontrando, João Pedro Demore, Jeison Paiva, Scooby, Michel Gandra, André Colling, Mateus Barbosa, Luciano Hermans, Tatiana Ávila e todos os outros e outras que se espalharam por esse Brasil afora, por tudo o que representaram e continuam representando na minha vida.
- À CAPES, pela bolsa de mestrado.
- À Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Ecologia e à Silvana Barzotto, pela amizade e pela atenção prestada durante todo o curso.

PREFÁCIO

Essa dissertação está dividida em quatro capítulos. O primeiro capítulo esclarece, de maneira introdutória, aspectos gerais do estudo cujo conhecimento é necessário para uma adequada compreensão dos capítulos seguintes. Nesse sentido são apresentadas justificativas, o objetivo geral do trabalho e uma descrição da área de estudo. O segundo capítulo versa sobre as características hidrodinâmicas do sistema estuarino-lagunar de Tramandaí. O terceiro apresenta a atual situação em que esse sistema se encontra no que se refere à contaminação por esgotos de origem cloacal doméstica. O quarto capítulo relaciona essa contaminação à comunidade de macroinvertebrados bentônicos que habita a região, deduzindo como tais organismos estariam sendo afetados pelos esgotos. Embora o segundo, o terceiro e o quarto capítulos possam ser lidos e compreendidos em separado, existe uma estreita relação entre eles que emerge do fato de que as variáveis, sejam elas físicas, químicas ou biológicas, apresentam uma interdependência intrínseca. A última parte consiste de uma conclusão geral, expondo de forma concisa as constatações sobre o problema da contaminação por esgotos domésticos no estuário de Tramandaí.

ÍNDICE

LISTA DE TABELAS	7
LISTA DE FIGURAS	9
RESUMO	14
ABSTRACT	15
CAPÍTULO 1: ASPECTOS GERAIS	16
1.1 INTRODUÇÃO GERAL	17
1.2 OBJETIVO GERAL	20
1.3 ÁREA DE ESTUDO	20
CAPÍTULO 2: COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO DO SISTEMA ESTUARINO-LAGUNAR TRAMANDAÍ- ARMAZÉM	26
2.1 INTRODUÇÃO	27
2.2 OBJETIVOS	32
2.3 METODOLOGIA	32
2.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	40
2.4.1 Transformada Rápida de Fourier, análise harmônica e filtragens	40
2.4.2 Estudo de caso: monitoramento do comportamento hidrodinâmico no sistema estuarino-lagunar de Tramandaí durante seis dias consecutivos	46
2.4.2.1 Primeiro dia – 08/03/2005	50
2.4.2.2 Segundo dia – 09/03/2005	52
2.4.2.3 Terceiro dia – 10/03/2005	55
2.4.2.4 Quarto dia – 11/03/2005	58
2.4.2.5 Quinto dia – 12/03/2005	60
2.4.2.6 Sexto dia – 13/03/2005	62
2.4.3 Temperatura e salinidade	62
2.5 CONCLUSÕES	64
CAPÍTULO 3: SITUAÇÃO ATUAL DA CONTAMINAÇÃO POR ESGOTOS DOMÉSTICOS NO ESTUÁRIO DE TRAMANDAÍ	67
3.1 INTRODUÇÃO	68
3.2 OBJETIVOS	74
3.3 METODOLOGIA	74
3.3.1 Dados cedidos pela FEPAM	74
3.3.2 – Dados levantados durante esse estudo	78
3.3.3 – Análise dos dados	84
3.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	86
3.4.1 Dados cedidos pela FEPAM	86
3.4.1.1 Condições médias	86
3.4.1.2 Variação sazonal: verão - inverno	99
3.4.2 – Dados levantados durante esse estudo	112
3.4.2.1 – Levantamento dos pontos de liberação de esgoto doméstico	112
3.4.2.2 – Análises químicas	126
3.4.2.3 – Vazão dos efluentes	137
3.5 CONCLUSÕES	139

CAPÍTULO 4: RESPOSTA DA MACROFAUNA BENTÔNICA À CONTAMINAÇÃO POR ESGOTOS DOMÉSTICOS NO SISTEMA ESTUARINO-LAGUNAR TRAMANDAÍ-ARMAZÉM.....	143
4.1 INTRODUÇÃO	144
4.2 OBJETIVOS	146
4.3 MATERIAL E MÉTODOS	146
4.3.1 Desenho amostral e métodos de campo e de laboratório	146
4.3.2 Análise dos dados	150
4.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	154
4.4.1 – Características sedimentares dos pontos de amostragem.....	154
4.4.2 – Demais variáveis ambientais	160
4.4.3 – Macroinvertebrados bentônicos.....	162
4.5 CONCLUSÃO	183
CONCLUSÃO GERAL	185
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	188

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1: Algumas das principais componentes da maré astronômica, seus símbolos e seus períodos.....	31
Tabela 2.2: Coordenadas geográficas e profundidade media de cada ponto de amostragem.....	33
Tabela 2.3: Horários em que cada medida foi tomada durante os cinco dias de amostragem.....	35
Tabela 2.4: Síntese dos resultados da análise harmônica sobre a série de nível da água medida no estuário de Tramandaí entre 08/03/05 a 13/03/05, revelando as componentes obtidas, suas frequências, amplitudes e fases.....	43
Tabela 2.5: Coeficientes de correlação de Pearson para os valores de intensidade e direção da corrente medidos entre 08/03/05 a 12/03/05 nos cinco pontos de amostragem do estuário de Tramandaí.....	51
Tabela 2.6: Valores médios de intensidade da corrente (em módulo) medidos entre 08/03/05 a 12/03/05 nos cinco pontos de amostragem do estuário de Tramandaí.....	59
Tabela 3.1: Denominação, localização e coordenadas geográficas para os oito pontos de monitoramento da FEPAM incluídos nesse estudo.....	76
Tabela 3.2: Critérios utilizados para a detecção da presença de esgoto doméstico e para a classificação dos pontos de amostragem em cada uma das três categorias.....	79
Tabela 3.3: Metodologias, referências e limites de detecção (LD) aplicados por cada laboratório de análises químicas.....	82
Tabela 3.4: Datas em que foram efetuadas medidas de vazão nos diferentes pontos amostrados. O símbolo X indica que a medição foi realizada.....	83
Tabela 3.5: Valores médios, máximos, mínimos e desvios padrão para as variáveis monitoradas pela FEPAM entre 1993 e 2005, considerando o sistema estuarino-lagunar de Tramandaí como um todo (incluindo todos os oito locais de amostragem).....	86
Tabela 3.6: Sistema de classificação de águas proposto por Smayda (1983), baseado nos valores de salinidade e adotado nesse estudo.....	87
Tabela 3.7: Matriz de correlações de Pearson entre as variáveis para os dados medidos pela FEPAM entre 1993 e 2005 em todos os pontos de amostragem situados na região estuarina de Tramandaí.....	100
Tabela 3.8: Autovalores e percentuais de variação explicados por cada componente (CP) para o conjunto de dados medidos pela FEPAM entre 1993 e 2005.....	101
Tabela 3.9: Correlações das variáveis com o cinco primeiros componentes extraídos na análise de componentes principais sobre os dados medidos pela FEPAM entre 1993 e 2005.....	102
Tabela 3.10: Resultados da análise de variância para cada uma das variáveis medidas pela FEPAM no estuário de Tramandaí entre 1993 e 2005, considerando os grupos inverno e verão.....	107
Tabela 3.11: Valores médios de salinidade, nos períodos de inverno (I) e verão (V), para cada ponto de amostragem da FEPAM no estuário de Tramandaí, considerando os dados medidos entre 1993 e 2005.....	110
Tabela 3.12: Coeficientes de correlação de Pearson, para a estação de verão, entre as variáveis medidas pela FEPAM de 1993 a 2005 no estuário de Tramandaí.....	111
Tabela 3.13: Coeficientes de correlação de Pearson, para a estação de inverno, entre as variáveis medidas pela FEPAM de 1993 a 2005 no estuário de Tramandaí.....	112
Tabela 3.14: Coordenadas geográficas, localização, tipo de estrutura, município e categorias de contaminação para os pontos de drenagem de água para o interior do estuário, identificados durante levantamento realizado nas margens urbanizadas dos municípios de Imbé e Tramandaí.....	113
Tabela 3.15: Valores médios gerais, para as diferentes formas de nitrogênio, medidos entre novembro de 2004 e abril de 2005 nos cinco pontos de amostragem do estuário de Tramandaí, comparando essas concentrações com valores encontrados na bibliografia.....	131

Tabela 3.16: Valores médios gerais, para fósforo total e ortofosfato, medidos entre novembro de 2004 e abril de 2005 nos cinco pontos de amostragem do estuário de Tramandaí, comparando essas concentrações com valores encontrados na bibliografia.....	134
Tabela 3.17: Vazões médias dos efluentes calculadas para os seis pontos de amostragem localizados nos municípios de Imbé e Tramandaí.....	137
Tabela 3.18: Concentrações médias e quantidade aproximada de cada composto liberada por ano no estuário através dos esgotos de Tramandaí e Imbé.....	138
Tabela 4.1: Denominação, localização, tipo de ambiente, distância da margem e coordenadas geográficas dos pontos de amostragem de macroinvertebrados bentônicos.....	147
Tabela 4.2: Classificação do diâmetro médio dos grãos, segundo Folk e Ward (1957), para as amostras de sedimento coletadas nos pontos de esgoto e de referência de Tramandaí, Imbé e Pontal.....	157
Tabela 4.3: Classificação do grau de seleção, segundo Folk e Ward (1957), para as amostras de sedimento coletadas nos pontos de esgoto e de referência de Tramandaí, Imbé e Pontal.....	158
Tabela 4.4: Classificação do grau de assimetria, segundo Folk e Ward (1957), para as amostras de sedimento coletadas nos pontos de esgoto e de referência de Tramandaí, Imbé e Pontal.....	158
Tabela 4.5: Percentuais de matéria orgânica presentes nas amostras de sedimento coletadas nos pontos de esgoto e de referência de Tramandaí, Imbé e Pontal nas amostragens de novembro de 2004 e janeiro, fevereiro e abril de 2005.....	159
Tabela 4.6: Valores de pH medidos nos pontos de esgoto e de referência de Tramandaí, Imbé e Pontal nas amostragens de novembro de 2004 e janeiro, fevereiro e abril de 2005.....	160
Tabela 4.7: Lista dos taxa de macroinvertebrados bentônicos coletados nas amostragens de bentos efetuadas no estuário de Tramandaí entre novembro de 2004 e abril de 2005.....	163
Tabela 4.8: Avaliação qualitativa (presença ou ausência) dos 16 taxa da macrofauna (desconsiderando as espécies raras), nos 10 pontos de amostragem situados no estuário de Tramandaí, ao longo dos quatro meses amostrados (novembro de 2004, janeiro de 2005, fevereiro de 2005 e abril de 2005).....	164
Tabela 4.9: Densidade média de organismos dos 16 taxa da macrofauna (desconsiderando as espécies raras) nos 10 pontos amostrados entre novembro de 2004 e abril de 2005 no estuário de Tramandaí..	165
Tabela 4.10: Resultado da rotina Simper, caracterizando as espécies que mais contribuíram para a similaridade das amostras dentro de cada um dos grupos.....	176
Tabela 4.11: Resultados da análise de variância para os valores de riqueza das amostras de macroinvertebrados bentônicos coletadas no estuário de Tramandaí entre novembro de 2004 e abril de 2005.....	177
Tabela 4.12: Resultados dos testes de contrastes para os valores de riqueza das amostras de macroinvertebrados bentônicos coletadas no estuário de Tramandaí entre novembro de 2004 e abril de 2005.....	178
Tabela 4.13: Resultados da análise de variância para o logaritmo da densidade das amostras de macroinvertebrados bentônicos coletadas no estuário de Tramandaí entre novembro de 2004 e abril de 2005.....	179
Tabela 4.14: Resultados dos testes de contrastes para o logaritmo da densidade das amostras de macroinvertebrados bentônicos coletadas no estuário de Tramandaí entre novembro de 2004 e abril de 2005.....	180
Tabela 4.15: Resultados da análise de variância para os índices de diversidade de Shannon das amostras de macroinvertebrados bentônicos coletadas no estuário de Tramandaí entre novembro de 2004 e abril de 2005.....	181

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1: Área de abrangência da Bacia Hidrográfica do Rio Tramandaí.....	21
Figura 1.2: Localização da área de estudo, detalhando a Lagoa de Tramandaí, a Lagoa Armazém, o Canal Camarão, o Rio Tramandaí, a Lagoa das Custódias e os municípios de Tramandaí e Imbé.....	25
Figura 2.1: Localização dos pontos de amostragem no interior do estuário.....	33
Figura 2.2: Desenho esquemático da montagem do fluxômetro no cabo para efetuar as medições de velocidade da corrente.....	37
Figura 2.3: Peridogramas para as séries de temperatura do ar, umidade relativa, pressão atmosférica e nível da água, medidos na estação hidro-meteorológica da SPH em Imbé no período entre 08/03/2005 e 13/03/2005.....	41
Figura 2.4: Série representativa da ação da maré astronômica reconstituída pela análise harmônica (em rosa) e série de oscilações de período menor que 25 horas isolada através da aplicação do filtro Butterworth com frequência de corte de 0,04 ciclos por hora (em azul). Resultados obtidos a partir da série de nível da água medida no estuário de Tramandaí entre 08/03/05 e 13/03/05.....	44
Figura 2.5: Série original de nível da água medida no canal de acesso ao oceano do estuário de Tramandaí durante os dias 08/03/05 a 13/03/05 e séries subtidal (submaré), diurna e semi-diurna, obtidas através da filtragem da série original com um filtro Butterworth.....	45
Figura 2.6: Série original de nível medida no estuário de Tramandaí no período de 08/03/05 a 13/03/05, séries calculadas para as componentes subtidal (submaré), diurna e semi-diurna e velocidades de corrente medidas em superfície e no fundo no ponto Rio Tramandaí.....	47
Figura 2.7: Série original de nível medida no estuário de Tramandaí no período de 08/03/05 a 13/03/05, séries calculadas para as componentes subtidal (submaré), diurna e semi-diurna e velocidades de corrente medidas em superfície e no fundo no ponto Ceclimar.....	47
Figura 2.8: Série original de nível medida no estuário de Tramandaí no período de 08/03/05 a 13/03/05, séries calculadas para as componentes subtidal (submaré), diurna e semi-diurna e velocidades de corrente medidas em superfície e no fundo no ponto Ponte.....	48
Figura 2.9: Série original de nível medida no estuário de Tramandaí no período de 08/03/05 a 13/03/05, séries calculadas para as componentes subtidal (submaré), diurna e semi-diurna e velocidades de corrente medidas em superfície e no fundo no ponto Rodoviária.....	48
Figura 2.10: Série original de nível medida no estuário de Tramandaí no período de 08/03/05 a 13/03/05, séries calculadas para as componentes subtidal (submaré), diurna e semi-diurna e velocidades de corrente medidas em superfície e no fundo no ponto Camarão.....	49
Figura 2.11: Valores de salinidade medidos em superfície e no fundo no período de 08/03/05 a 12/03/05 para os cinco pontos de amostragem do estuário de Tramandaí.....	49
Figura 2.12: Imagem em infravermelho do satélite geoestacionário Goes 12 obtida às 04:00 (horário local) do dia 09/03/2005, evidenciando que um sistema frontal (linha de nuvens que se estende da Bolívia ao Oceano Atlântico, passando sobre o Rio Grande do Sul) atingiu a área de estudo na madrugada daquele dia.....	54
Figura 2.13: Comportamento da temperatura na superfície e no fundo entre 08/03/05 e 12/03/05 nos cinco pontos de amostragem do estuário de Tramandaí.....	63
Figura 2.14: Diagrama T-S para as médias diárias de temperatura e salinidade calculadas a partir dos dados medidos entre 08/03/05 e 12/03/05 nos cinco pontos de amostragem do estuário de Tramandaí.....	64
Figura 3.1: Sistema de esgotos sanitários de Tramandaí: área abrangida pela rede de coleta (polígono vermelho claro), trajeto do emissário (linha vermelho escuro) e a localização da estação de tratamento (polígono laranja hachurado).....	73
Figura 3.2: Posicionamento dos oito pontos de monitoramento da FEPAM em relação ao sistema estuarino-lagunar de Tramandaí.....	75

Figura 3.3: Regressão linear entre as variáveis salinidade e condutividade, mostrando a equação da reta e o valor de r^2 . Valores de condutividade em $\mu\text{S/cm}$	77
Figura 3.4: Área percorrida pelo levantamento de campo para detecção dos pontos potencialmente lançadores de efluentes domésticos no estuário.....	80
Figura 3.5: Localização dos pontos de amostragem de água para as análises químicas. IE = ponto de esgoto em Imbé; IR = ponto de referência em Imbé; TR = ponto de referência em Tramandaí; TE = ponto de esgoto em Tramandaí; PR = ponto de referência no pontal.....	81
Figura 3.6: Exemplos ilustrando os tipos de estruturas por vezes utilizadas nas canaletas a céu aberto das redes de drenagem pluvial dos municípios de Tramandaí e Imbé para garantir as condições de largura e profundidade constantes e para delimitar a distância de cronometragem da parcela de água.....	84
Figura 3.7: Médias, desvios padrões e valores máximos e mínimos para os valores de temperatura da água medidos pela FEPAM entre 1993 e 2005 nos pontos de amostragem situados na região estuarina de Tramandaí.....	92
Figura 3.8: Médias, desvios padrões e valores máximos e mínimos para os valores de transparência da água medidos pela FEPAM entre 1993 e 2005 nos pontos de amostragem situados na região estuarina de Tramandaí.....	92
Figura 3.9: Médias, desvios padrões e valores máximos e mínimos para os valores de oxigênio dissolvido medidos pela FEPAM entre 1993 e 2005 nos pontos de amostragem situados na região estuarina de Tramandaí.....	93
Figura 3.10: Médias, desvios padrões e valores máximos e mínimos para os valores de pH medidos pela FEPAM entre 1993 e 2005 nos pontos de amostragem situados na região estuarina de Tramandaí.....	93
Figura 3.11: Médias Médias, desvios padrões e valores máximos e mínimos para os valores de salinidade medidos pela FEPAM entre 1993 e 2005 nos pontos de amostragem situados na região estuarina de Tramandaí.....	94
Figura 3.12: Médias, desvios padrões e valores máximos e mínimos para os valores de fósforo total medidos pela FEPAM entre 1993 e 2005 nos pontos de amostragem situados na região estuarina de Tramandaí.....	94
Figura 3.13: Médias, desvios padrões e valores máximos e mínimos para os valores de nitrogênio amoniacal medidos pela FEPAM entre 1993 e 2005 nos pontos de amostragem situados na região estuarina de Tramandaí.....	95
Figura 3.14: Médias, desvios padrões e valores máximos e mínimos para os valores de coliformes medidos pela FEPAM entre 1993 e 2005 nos pontos de amostragem situados na região estuarina de Tramandaí.....	95
Figura 3.15: Médias, desvios padrões e valores máximos e mínimos para os valores de demanda bioquímica de oxigênio medidos pela FEPAM entre 1993 e 2005 nos pontos de amostragem situados na região estuarina de Tramandaí.....	96
Figura 3.16: Agrupamento, de acordo com a salinidade, dos pontos de amostragem da FEPAM situados na região estuarina de Tramandaí, a partir dos dados medidos entre 1993 e 2005, revelando a existência de três sub-ambientes.....	96
Figura 3.17: Agrupamento das variáveis, com base nos valores médios dos dados medidos entre 1993 e 2005 pela FEPAM, considerando todos os pontos de amostragem situados na região estuarina de Tramandaí (GER14 a GER21).....	98
Figura 3.18: Agrupamento dos pontos de amostragem da FEPAM situados na região estuarina de Tramandaí, a partir dos dados medidos entre 1993 e 2005, incluindo todas as variáveis.....	99

Figura 3.19: Disposição espacial das variáveis em relação aos dois primeiros componentes (fatores) obtidos através da análise de componentes principais realizada sobre o conjunto de dados levantados pela FEPAM no estuário de Tramandaí entre 1993 e 2005. O primeiro fator representa o efeito da sazonalidade, enquanto que o segundo indica principalmente a influência marinha.....	102
Figura 3.20: Disposição espacial dos pontos de amostragem em relação aos dois primeiros componentes (fatores) obtidos através da análise de componentes principais realizada sobre o conjunto de dados levantados pela FEPAM no estuário de Tramandaí entre 1993 e 2005.....	103
Figura 3.21: Disposição espacial dos pontos de amostragem em relação aos dois primeiros componentes (fatores) obtidos através da análise de componentes principais realizada sobre o conjunto de dados levantados pela FEPAM no estuário de Tramandaí entre 1993 e 2005. As letras indicam a estação do ano em que cada amostra foi obtida (V=verão; I=inverno).....	104
Figura 3.22: Disposição espacial das variáveis em relação ao segundo e terceiro componentes obtidos através da análise de componentes principais realizada sobre o conjunto de dados levantados pela FEPAM no estuário de Tramandaí entre 1993 e 2005. O segundo fator descreve a influência marinha, enquanto que o terceiro representa predominantemente a perturbação por esgotos domésticos.....	105
Figura 3.23: Disposição espacial dos pontos de amostragem em relação ao segundo e terceiro componentes obtidos através da análise de componentes principais realizada sobre o conjunto de dados levantados pela FEPAM no estuário de Tramandaí entre 1993 e 2005. As letras indicam a estação do ano em que cada amostra foi obtida (V=verão; I=inverno).....	106
Figura 3.24: Disposição espacial dos pontos de amostragem em relação ao segundo e terceiro componentes (fatores) obtidos através da análise de componentes principais realizada sobre o conjunto de dados levantados pela FEPAM no estuário de Tramandaí entre 1993 e 2005.....	106
Figura 3.25: Médias, intervalos de confiança de 95% e valores máximos, mínimos e extremos, nos períodos de inverno (I) e verão (V), para cada variável medida pela FEPAM no estuário de Tramandaí entre 1993 e 2005.....	108
Figura 3.26: Localização dos pontos de drenagem de água para o interior do estuário identificados durante levantamento realizado nas margens urbanizadas dos municípios de Imbé e Tramandaí. Xis vermelho: pontos muito contaminados; cruz amarela: pontos pouco contaminados; círculo verde: pontos não contaminados. A área hachurada em amarelo representa a parcela de Tramandaí beneficiada pelo sistema de coleta e tratamento de esgotos, enquanto que as linhas azuis indicam as redes de drenagem pluvial dos municípios.....	115
Figura 3.27: Localização dos pontos de drenagem de água para o interior do estuário situados no município de Imbé. Xis vermelho: pontos muito contaminados; cruz amarela: pontos pouco contaminados; círculo verde: pontos não contaminados. As linhas azuis indicam parte da rede de drenagem pluvial do município.....	118
Figura 3.28: Localização dos pontos de drenagem de água situados no município de Tramandaí. Xis vermelho: pontos muito contaminados; cruz amarela: pontos pouco contaminados; círculo verde: pontos não contaminados. As linhas azuis indicam o percurso da rede de drenagem pluvial do município.....	119
Figura 3.29: Ponto #2. Cano de concreto que drena água pluvial e esgoto doméstico provenientes do canal a céu aberto que percorre o canteiro central da Avenida Santa Rosa, no município de Imbé.....	121
Figura 3.30: Foto superior: ponto #3, situado no final da Rua Sapiranga, no município de Imbé e classificado como muito contaminado. Foto inferior: ponto #27, situado no final da Rua Francisco Caetano de Azevedo, no município de Tramandaí.....	122

Figura 3.31: Foto superior: ponto #28. Canaleta a céu aberto situada no final da Rua João Pessoa, próximo à antiga estação rodoviária de Tramandaí. Foto inferior: ponto #29. Canaleta a céu aberto localizada na intersecção da Rua Ernesto Nunes Bandeira com a Avenida Rubem Berta, em Tramandaí. Ambos classificados como muito contaminados.....	123
Figura 3.32: Ponto #32, situado no final da Rua Josephino Nunes dos Santos e classificado como muito contaminado. As fotos exibem dois ângulos diferentes do mesmo local e mostram o descaso com a questão ambiental.....	124
Figura 3.33: Foto superior: ponto #35, localizado no fim da Rua Apolinário Alves dos Santos. Foto inferior: ponto #39, situado no final da Rua França. Ambos os pontos localizam-se no município de Tramandaí e foram classificados como muito contaminados.....	125
Figura 3.34: Valores médios de temperatura da água, pH, salinidade e oxigênio dissolvido medidos no estuário de Tramandaí, em pontos de esgoto e de referência, entre novembro de 2004 e abril de 2005, em situações de alta e a baixa temporada de veraneio.....	127
Figura 3.35: Valores médios de DBO e DQO medidos no estuário de Tramandaí, em pontos de esgoto e de referência, entre novembro de 2004 e abril de 2005, em situações de alta e a baixa temporada de veraneio.....	129
Figura 3.36: Concentrações médias das diferentes formas de nitrogênio medidas no estuário de Tramandaí, em pontos de esgoto e de referência, entre novembro de 2004 e abril de 2005, em situações de alta e a baixa temporada de veraneio.....	132
Figura 3.37: Proporções relativas das diferentes formas de nitrogênio em relação à concentração total desse elemento. N-amon: nitrogênio amoniacal; NTO: nitrogênio total oxidado; N-org: nitrogênio orgânico.....	133
Figura 3.38: Concentrações médias de fósforo total e de ortofosfato medidas no estuário de Tramandaí, em pontos de esgoto e de referência, entre novembro de 2004 e abril de 2005, em situações de alta e a baixa temporada de veraneio.....	136
Figura 3.39: Concentrações médias de coliformes fecais medidas no estuário de Tramandaí, em pontos de esgoto e de referência, entre novembro de 2004 e abril de 2005, em situações de alta e a baixa temporada de veraneio.....	137
Figura 3.40: Concentrações médias de fósforo total e nitrogênio amoniacal medidas na coluna d'água no sistema estuarino de Tramandaí ao longo dos últimos doze anos (com base nos dados levantados pela FEPAM). A linha preta indica a tendência, calculada através de regressão linear.....	139
Figura 4.1: Localização das unidades amostrais e dos respectivos pontos de amostragem de invertebrados bentônicos no estuário de Tramandaí.....	148
Figura 4.2: Ilustração do desenho amostral utilizado nas coletas de macroinvertebrados bentônicos, exibindo duas unidades amostrais, uma no ambiente esgoto e outra no referência. Cada unidade amostral é formada por dois pontos amostrais situados a diferentes distâncias da margem e cada ponto é composto por cinco réplicas biológicas e uma para análise sedimentar.....	149
Figura 4.3: Diagrama de Shepard para as amostras de sedimento coletadas nos pontos de esgoto e de referência de Tramandaí, Imbé e Pontal nas amostragens de novembro de 2004 e janeiro, fevereiro e abril de 2005.....	155
Figura 4.4: Curvas de frequência para as amostras de sedimento coletadas nos pontos de esgoto e de referência de Tramandaí, Imbé e Pontal nas amostragens de novembro de 2004 e janeiro, fevereiro e abril de 2005.....	156
Figura 4.5: Diagrama T-S para os dados medidos nos pontos de esgoto e de referência de Tramandaí, Imbé e Pontal nas amostragens de novembro de 2004 e janeiro, fevereiro e abril de 2005.....	161

Figura 4.6: Precipitação pluviométrica para o município de Imbé, de acordo com os dados da estação meteorológica da Superintendência de Portos e Hidrovias. Em azul hachurado os dados de precipitação média mensal entre os anos de 1951 e 2000 (normal climatológica) e em vermelho sólido os acumulados mensais para o verão de 2004/2005.....	162
Figura 4.7: Resultado da análise de correspondência para as amostras de macroinvertebrados bentônicos coletadas no estuário de Tramandaí entre novembro de 2004 e abril de 2005.....	168
Figura 4.8: Contribuição relativa (percentual) de cada espécie por ponto e mês de amostragem, bem como densidades e número de espécies verificadas em cada ponto, para as amostras de macroinvertebrados bentônicos coletadas no estuário de Tramandaí entre novembro de 2004 e abril de 2005.....	172
Figura 4.9: Variação temporal da riqueza para as amostras de macroinvertebrados bentônicos coletadas em pontos de esgoto e de referência no estuário de Tramandaí entre novembro de 2004 e abril de 2005..	173
Figura 4.10: Variação temporal da densidade para as amostras de macroinvertebrados bentônicos coletadas em pontos de esgoto e de referência no estuário de Tramandaí entre novembro de 2004 e abril de 2005.....	173
Figura 4.11: Resultado da análise de agrupamento para as amostras de macroinvertebrados bentônicos coletadas no estuário de Tramandaí entre novembro de 2004 e abril de 2005.....	174
Figura 4.12: Resultado da análise MDS para as amostras de macroinvertebrados bentônicos coletadas no estuário de Tramandaí entre novembro de 2004 e abril de 2005.....	174
Figura 4.13: Histogramas para os valores de diversidade de Shannon, riqueza e logaritmo da densidade calculados para as amostras de macroinvertebrados bentônicos coletadas no estuário de Tramandaí entre novembro de 2004 e abril de 2005, revelando distribuições próximas à normalidade.....	177
Figura 4.14: Visualização gráfica da análise de variância para os valores de riqueza das amostras de macroinvertebrados bentônicos coletadas no estuário de Tramandaí entre novembro de 2004 e abril de 2005.....	178
Figura 4.15: Visualização gráfica da análise de variância para o logaritmo da densidade das amostras de macroinvertebrados bentônicos coletadas no estuário de Tramandaí entre novembro de 2004 e abril de 2005.....	180
Figura 4.16: Visualização gráfica da análise de variância para os índices de diversidade de Shannon das amostras de macroinvertebrados bentônicos coletadas no estuário de Tramandaí entre novembro de 2004 e abril de 2005.....	181

RESUMO

O estuário de Tramandaí, por localizar-se próximo à Região Metropolitana de Porto Alegre, maior aglomerado urbano do Estado do Rio Grande do Sul, recebe forte pressão antrópica devido ao turismo e ao crescimento desordenado dos municípios de Imbé e Tramandaí, situados às suas margens, sendo a contaminação por esgotos domésticos um dos problemas mais evidentes. O presente trabalho visou compreender esse problema em três etapas: estudo das principais forçantes hidrodinâmicas no estuário; caracterização físico-química das águas estuarinas, com levantamento dos pontos potencialmente liberadores de efluente e análise química e de vazão dos esgotos; análise dos efeitos provocados pelos esgotos sobre a macrofauna bentônica estuarina. As características hidrodinâmicas foram estudadas através da aplicação, sobre uma série temporal de nível da água, de técnicas de análise espectral, como a Transformada Rápida de Fourier, a análise harmônica e a decomposição através de um filtro Butterworth, e de um monitoramento das correntes, temperatura e salinidade durante cinco dias, três vezes ao dia, em cinco pontos diferentes. Para a caracterização físico-química, dados de temperatura da água, oxigênio dissolvido, transparência, coliformes, salinidade, P-total, N-amoniaco e DBO medidos pela FEPAM entre 1993 e 2005 foram examinados através de análises de agrupamento e componentes principais e de análise de variância. Para o levantamento dos esgotos foram percorridas as margens urbanizadas dos municípios de Imbé e Tramandaí, classificando os pontos qualitativamente como não contaminados, pouco contaminados e muito contaminados. As análises químicas foram realizadas em dois pontos de esgoto considerados muito contaminados, um em Imbé e um em Tramandaí e em três pontos de referência, um em Imbé, um em Tramandaí e um no pontal arenoso que divide as lagoas Tramandaí e Armazém. Foram realizadas ainda medidas de vazão em seis pontos de esgoto de ambos os municípios. As amostras de macroinvertebrados bentônicos foram coletadas nos mesmos pontos de esgoto de referência das coletas de água para as análises químicas. Os dados foram examinados através de análises de correspondência, agrupamento, escalonamento multidimensional não métrico e de análise de variância. Três oscilações atuam como as principais forçantes hidrodinâmicas no estuário: componente semi-diurna da maré astronômica, componente diurna da maré astronômica e componente submaré, que resulta de fenômenos meteorológicos. O monitoramento das correntes, temperatura e salinidade demonstrou como a interação entre as forçantes governa os movimentos de água no interior do estuário de Tramandaí. Os resultados da caracterização físico-química indicam que no verão as águas estuarinas são mais quentes, apresentam menor concentração de oxigênio dissolvido, maior transparência, maior número de coliformes e maior pH, enquanto que salinidade, P-total, N-amoniaco e DBO não apresentam um padrão sazonal. Foram identificados no total 45 pontos potencialmente lançadores de efluentes, sendo 19 classificados como muito contaminados, 6 como pouco contaminados e 20 como não contaminados, sendo que Tramandaí, apresenta mais pontos sob contaminação, quando comparada a Imbé. Entre os dois pontos muito contaminados selecionados para as análises químicas, porém, o de Imbé mostrou maior grau de contaminação do que o situado em Tramandaí. As análises de vazão revelaram que o volume de esgotos despejado no estuário ao ano é de aproximadamente 42258m³, inserindo em torno de 9t/ano de nitrogênio e 0,87t/ano fósforo. Quanto aos bentos, detectou-se que *Laeonereis acuta*, *Heteromastus similis* e *Heleobia australis* são as espécies mais resistentes aos esgotos, enquanto que os crustáceos parecem ser mais sensíveis. Os pontos sob influência de esgotos apresentaram menor densidade de organismos e menor riqueza a partir do início da temporada de verão, sugerindo um maior aporte de esgotos devido ao aumento populacional provocado pelo turismo. Tais impactos foram significativos apenas nos pontos mais próximos à liberação dos efluentes.

ABSTRACT

The estuary of Tramandaí, located near to Porto Alegre, the largest city in Rio Grande do Sul State, receives intense anthropogenic pressure due to the tourism and the growth of Tramandaí and Imbé cities along its margins. One of the most evident problems is the contamination by sewage. This study aims to understand that problem in three ways: studying the main hydrodynamic forces in the estuary; undertaking a physiochemical characterization of the estuarine waters, including a survey for sewage outfalls and the measurement of sewage flows; analyzing the sewage effects on the benthic macrofauna. The hydrodynamic characteristics were studied by applying Fast Fourier Transform, harmonic analysis and a Butterworth filter on a water level time series, and by monitoring the currents, water temperature and salinity for five days, three times a day, in five different points inside the estuary. The physiochemical characterization was carried out on water temperature, dissolved oxygen, transparency, coliforms, salinity, total phosphorus, ammonia and BOD data measured by FEPAM between 1993 and 2005, analyzed through cluster and principal components analysis and analysis of variance. The survey for sewage outfalls was accomplished in the urbanized margins of Imbé and Tramandaí municipalities. The points were classified as no contaminated, little contaminated and very contaminated. Two very contaminated sewage outfalls (the first one in Imbé and the other in Tramandaí) and in three reference places (Imbé, Tramandaí and the last one in the sand spit that separates Tramandaí lagoon from Armazém lagoon) were chosen for chemical analyses. Measures of sewage flow were also accomplished in six outfalls located in both municipalities. The samples of benthic macrofauna were collected in the same sewage and reference points chosen for the chemical analyses. Benthic data were examined through correspondence analyses, cluster analysis, nonmetric multidimensional scaling and analysis of variance. Three oscillations were the main hydrodynamic forces in the estuary: semidiurnal component of the astronomical tide, diurnal component of the astronomical tide and subtidal component, that results from meteorological phenomena. The monitoring of currents, water temperature and salinity showed how the interaction among the forces governs the movements of water inside the estuary of Tramandaí. The results of the physiochemical characterization indicate that in the summer the estuarine waters are hotter, show less concentration of dissolved oxygen, higher transparency, higher number of coliforms and higher pH, while salinity, total phosphorus, ammonia and BOD don't show a seasonal pattern. A total of 45 outfalls were identified; 19 were classified as very contaminated, 6 as little contaminated and 20 as no contaminated. Tramandaí presents more points under contamination than Imbé. However, among the two very contaminated outfalls selected for the chemical analyses, the one located in Imbé showed a larger degree of contamination than the outfalls located in Tramandaí. The flow measurements revealed that the volume of sewage spilled in the estuary is approximately 42258m³/year, inserting about 9t/year of nitrogen and 0,87t/year of phosphorus. Regarding the benthic macrofauna, it was detected that *Laeonereis acuta*, *Heteromastus similis* and *Heleobia australis* are the most resistant species to the sewage, while peracarid crustaceans seem to be more sensitive. The points under influence of sewage showed smaller densities of organisms and smaller richness than reference points. These impacts started in the beginning of the summer vacation season, suggesting an increase of sewage due to the population raise because of tourism, and were significant only in the points nearest to the sewage outfalls.

CAPÍTULO 1:
ASPECTOS GERAIS

1.1 INTRODUÇÃO GERAL

Hoje, no mundo, encontra-se 3,5 vezes mais pessoas do que havia no início do século XX e o dobro da população presente em 1960 (U.S Census Bureau, 2004). O forte crescimento populacional observado de 1960 para cá traz consigo conseqüências hostis, como um aumento na demanda por recursos (matérias primas, alimentos, manufaturados, ou mesmo financeiros), um acréscimo na produção de rejeitos (resíduos sólidos e líquidos) e uma maior competição pela ocupação do espaço.

Mais da metade da população mundial (estimada em 6 bilhões de pessoas em 1999) e dois terços das principais cidades do mundo estão localizadas na zona costeira. Além disso, as populações costeiras têm mostrado crescimento mais acelerado do que as que residem no interior dos continentes (Cicin-Sain e Knecht, 1998). A procura do ser humano pelo litoral resulta de várias causas, entre as quais, a facilidade de acesso (os oceanos são vias navegáveis capazes de unir municípios, países e continentes, sendo que grande parte das cidades hoje existentes foram colonizadas a partir de travessias oceânicas), a grande disponibilidade de recursos (podem ser explorados tanto recursos marinhos quanto terrestres) e a beleza da paisagem (o litoral é o destino de milhões de turistas e apresenta um apelo ao ócio). A pressão sobre o ambiente costeiro provocada pelo crescimento demográfico tem sido o alvo de crescentes preocupações por parte de vários setores da sociedade.

Estuários, particularmente, são regiões onde as pressões provocadas pela expansão urbana têm se mostrado evidentes, merecendo uma atenção especial (Garrison, 1995). Um estuário pode ser definido como “um corpo de água costeiro semifechado com ligação livre com o oceano aberto, estendendo-se rio acima até o limite da influência da maré, sendo que em seu interior a água do mar é mensuravelmente diluída pela água doce oriunda da drenagem continental” (Miranda *et al.*, 2002). Estuários costumam ocorrer em vales fluviais ou glaciais (fjörds) inundados pelo oceano, em foz de rios e em lagunas costeiras (Perillo *et al.*, 1999). Um exame da definição citada por Miranda *et al.* (2002) permite que se conclua que um estuário é um corpo hídrico que sofre ação de um ou mais rios, do mar (através de uma ou mais ligações com o oceano) e onde se observa diferentes graus de mistura entre as águas doce e salgada. Pode-se concluir ainda que o estuário apresenta uma área delimitada, estendendo-se desde a zona costeira adjacente até o limite superior da influência da maré, podendo englobar um ou mais corpos de água. De acordo com Kjerfve (1989), o estuário divide-se em três zonas distintas, denominadas de Zona de Maré do Rio (parte fluvial com salinidade praticamente igual a zero, mas ainda sujeita à influência da maré), Zona de Mistura (região onde ocorre a mistura da água doce da drenagem continental com a água do mar) e Zona Costeira (região costeira adjacente que se estende até a frente da pluma estuarina que delimita a Camada Limite Costeira). Ainda segundo Miranda *et al.* (2002), na literatura regional brasileira também se encontra os termos “sistema (ou complexo) estuarino-lagunar”, utilizado para indicar ambientes de planície costeira que se compõe de uma rede de canais interligados entre si e com o oceano, recebendo descarga fluvial de numerosas fontes. O estuário de Tramandaí, alvo do presente estudo, se encaixa nessa definição, tendo sido

denominado como “complexo (ou sistema) estuarino-lagunar Tramandaí-Armazém” em uma série de trabalhos (Würdig, 1987; Medeiros, 1992; Tabajara, 1994; Kapusta, 2001; Lima, 2004). Durante esse estudo os termos sistema estuarino, complexo estuarino ou apenas estuário serão usados concomitantemente, como sinônimos.

Lagunas podem ser definidas como “corpos de água lênticos, dos mais variados tamanhos, ligados ao mar por fluxo e refluxo” (Esteves, 1998). As lagoas costeiras diferenciam-se das lagunas porque as primeiras não apresentam ligação direta com o oceano. Entretanto, ainda segundo Esteves (1998), no Brasil costuma-se usar o termo lagoa para referir-se a todos os corpos de água costeiros, independentemente de possuírem ou não ligação com o oceano, o que não é correto. Assim, são popularmente chamados de lagoas corpos hídricos que, por definição, são na verdade lagunas. Entre os muitos exemplos, podem ser citadas a Lagoa dos Patos, a Lagoa de Tramandaí, a Lagoa de Araruama e a Lagoa Rodrigo de Freitas. No presente estudo, Lagoa de Tramandaí e Lagoa Armazém serão considerados nomes próprios e tratados em maiúsculo, mantendo-se assim tais denominações popularmente consagradas. Não se deve esquecer, no entanto, que geomorfologicamente esses corpos hídricos são lagunas.

Os estuários estão entre os ecossistemas mais produtivos do mundo (Levinton, 1995), constituindo um grande depósito de nutrientes e detritos. A alta produtividade é mantida pelo aporte de nutrientes associado às fontes de água doce, pelo turbilhonamento da água provocado por ondas e marés, que mantém altas as concentrações de oxigênio dissolvido e continuamente ressuspendem nutrientes e matéria orgânica do sedimento de fundo e pela constante reciclagem de nutrientes no substrato (Pinet, 1998). Estuários são importantes habitats para uma grande variedade de fauna e flora, já que, por tratar-se de regiões de transição entre as águas continentais e marinhas, abrigam espécies desses dois ambientes, além de espécies exclusivamente estuarinas. Muitas espécies de peixes e crustáceos marinhos eurihalinos utilizam os estuários como local de desova e alimentação. A grande quantidade de comida disponível nesses ambientes e a relativa segurança das águas mais rasas são condições ideais para o desenvolvimento das larvas e alevinos. Porém, não apenas os organismos marinhos são atraídos pelas características desse ambiente. Águas abrigadas e a existência de canais de comunicação com o oceano fazem de um estuário o local ideal para a instalação de terminais portuários. Além disso, a alta produtividade desses ambientes é (ou ao menos foi, no passado) garantia de fartura de peixes. Devido a esses motivos, quase todos os estuários estão hoje rodeados por centros urbanos.

A poluição dos corpos de água por esgotos domésticos é um problema bastante comum em locais populosos (Clark, 2001). Esse tipo de contaminante insere no ambiente grandes quantidades de nutrientes (especialmente nitrogênio e fósforo) e de carbono orgânico, provocando o enriquecimento das águas. Tal enriquecimento pode levar a um crescimento excessivo da biomassa vegetal (tanto a fitoplanctônica quanto a de macrófitas aquáticas). Ao morrer, toda essa massa vegetal passa a sofrer decomposição bacteriana, o que eleva o consumo de oxigênio disponível no meio, podendo gerar condições de hipoxia. Esse fenômeno de

enriquecimento do meio, seguido de aumento na demanda bioquímica de oxigênio e de depleção da concentração desse gás dissolvido na água, é denominado de eutrofização e é constantemente associado ao despejo de esgotos domésticos em ambientes aquáticos, podendo ser responsável por provocar alterações, às vezes drásticas, na estrutura das comunidades animais e vegetais. Segundo Clark (2001), concentrações de clorofila-a acima de 0,5mg/m³ em ambiente marinho podem ser indicativas de eutrofização. Por fim, esgotos domésticos também contêm quantidades consideráveis de metais, óleos e graxas, detergentes e patógenos (Clark, 2001). Assim, a liberação desse tipo de efluente tende a modificar as condições físicas e químicas do meio, muitas vezes tornando o ambiente estressante ou mesmo inviabilizando a sobrevivência de certos organismos.

Cabe aqui um importante esclarecimento sobre a diferença entre os termos contaminação e poluição. Segundo Clark (2001), contaminação é o aumento da concentração de uma determinada substância presente na água, nos sedimentos ou nos organismos para níveis superiores ao nível natural de base, provocado por atividades humanas. Já a poluição é a introdução, devido a atividades humanas, de substâncias ou de energia no meio marinho, resultando em efeitos deletérios para a biota, causando problemas à saúde humana, criando obstáculos ao desenvolvimento de atividades marinhas, incluindo a pesca, ou comprometendo a qualidade da água, impedindo seu uso. Nota-se que no caso da poluição não apenas ocorre o aumento da concentração da substância para níveis maiores que os naturalmente encontrados no meio, mas esse aumento deve provocar dano para os organismos vivos (causando a morte ou efeitos subletais, como deformações na morfologia ou alterações genéticas) e para o homem, prejudicando tanto a saúde quanto as atividades desenvolvidas no corpo hídrico.

Sendo a problemática da poluição por esgotos domésticos uma questão que envolve processos físicos, químicos e geoquímicos, biológicos, políticos e sociais, e considerando que o estuário é um ambiente altamente dinâmico, um estudo focado na avaliação dessa problemática deve, essencialmente, passar por uma abordagem interdisciplinar do sistema. Esse mesmo pensamento é compartilhado por Medeiros *et al.* (2002), que enfatizam que existe uma dependência entre os diferentes processos que afetam a distribuição e a variabilidade de propriedades físicas, a concentração de substâncias naturais e dos organismos biológicos, bem como a concentração de poluentes, devendo ser estudados em pesquisas interdisciplinares, abrangendo o estuário como um todo.

O presente estudo se propõe a abordar o problema da poluição por esgotos domésticos no sistema estuarino-lagunar de Tramandaí de forma interdisciplinar, envolvendo estudos de oceanografia física de estuários, de química das águas e da comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

1.2 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral desse estudo é contribuir para o conhecimento dos efeitos provocados pela introdução de efluentes de origem cloacal no sistema estuarino-lagunar de Tramandaí. Para tal foram estudados aspectos hidrodinâmicos (cujo conhecimento é fundamental para que se formule suposições sobre a dispersão dos contaminantes), químicos (que permitiram o levantamento da qualidade da água estuarina) e biológicos (quando a comunidade de macroinvertebrados bentônicos foi avaliada no intuito de verificar o impacto sobre a biota provocado pela liberação de esgoto doméstico).

1.3 ÁREA DE ESTUDO

Do ponto de vista geomorfológico, as lagoas Tramandaí e Armazém encontram-se inseridas no que Tomazelli e Villwock (1991) denominaram de Sistema Lagunar Holocênico do Litoral Norte do Rio Grande do Sul. Tal sistema integra a região nordeste da Província Costeira do Rio Grande do Sul, compreendendo a faixa litorânea que se estende desde a lagoa do Quintão, ao sul, até a Lagoa Itapeva, ao norte, em terrenos holocênicos pertencentes ao Sistema Laguna-Barreira IV – ver Villwock e Tomazeli (1995) para uma detalhada descrição dos sistemas deposicionais do tipo laguna-barreira, os quais foram responsáveis por moldar a geomorfologia da Planície Costeira do Rio Grande do Sul. O Sistema Lagunar Holocênico do Litoral Norte do Rio Grande do Sul é constituído por um conjunto de ambientes e sub-ambientes deposicionais que incluem corpos aquáticos costeiros (lagoas e lagoas), sistemas aluviais (rios meandantes e canais interlagunares), sistemas deltaicos (deltas flúvio-lagunares e deltas de “maré lagunar”) e sistemas paludiais, tendo iniciado seu desenvolvimento à cerca de cinco mil anos atrás, quando o mar atingiu seu nível máximo no final do evento transgressivo que se seguiu à última glaciação.

Do ponto de vista hidrográfico, tais lagoas inserem-se na Bacia Hidrográfica do Rio Tramandaí (figura 1.1), que abrange dezessete municípios e possui uma área de 270 mil hectares (Sema, 2004). Essa bacia compreende um conjunto de lagoas interligadas por canais e alimentadas por três grandes rios (Rio Maquiné, Rio Três Forquilhas e Rio Cardoso) que têm suas nascentes no Embasamento Cristalino da Bacia do Paraná (Serra Geral), além de riachos de menor porte. O limite sul da Bacia Hidrográfica do Rio Tramandaí é delimitado pela Lagoa Cerquinha e o limite norte pela Lagoa Itapeva, sendo que na parte central ocorre a comunicação com o oceano, através das lagoas Tamandaí e Armazém, onde está situada a região estuarina.

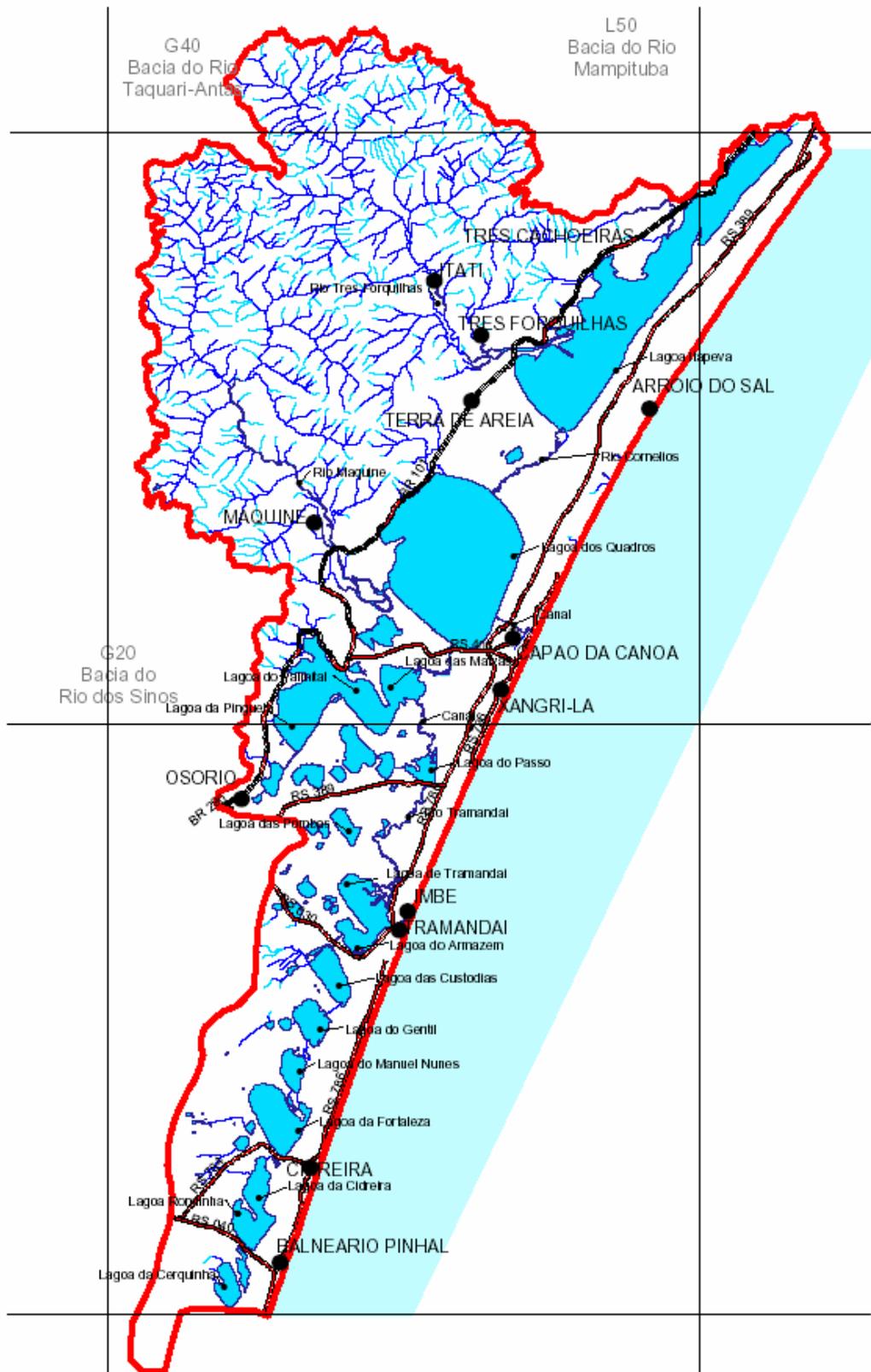


Figura 1.1: Área de abrangência da Bacia Hidrográfica do Rio Tramandaí (adaptado de SEMA, 2004).

As lagoas ao norte do estuário são drenadas pelo Rio Tramandaí. Esse rio nasce na Lagoa das Malvas e termina na forma de um delta digitiforme na margem norte da Lagoa de Tramandaí, sendo classificado por Tomazelli e Villwock (1991) como o mais importante canal meandrante interlagunar existente na região. Na região do delta observa-se uma série de canais secundários e abandonados, além de dois canais principais de escoamento da água, um desaguando na margem norte da Lagoa de Tramandaí e outro na margem leste dessa mesma laguna. O Rio Tramandaí passou, há algumas décadas, por serviços de canalização artificial e retificação de seus meandros com as finalidades de permitir a navegação à montante e de facilitar o escoamento para o mar da água doce proveniente das lagoas ao norte do estuário, sendo que durante esse processo uma série de ilhotas foi criada. Em decorrência desta intervenção humana, a drenagem do Rio Tramandaí se encontra, atualmente, quase toda direcionada para o canal situado na margem leste (Tomazelli e Villwock, 1991).

Já as águas provenientes das lagoas ao sul escoam para as lagunas estuarinas através do Rio Camarão. Este, embora seja popularmente chamado de rio, na verdade é um pequeno canal de ligação entre a Lagoa das Custódias e a Lagoa Armazém e será tratado preferencialmente como canal no decorrer desse estudo. Segundo Tomazelli e Villwock (1991), os canais ao sul de Tramandaí possuem uma diferença marcante em relação aos canais situados ao norte. Nesses últimos, como é o caso do Rio Tramandaí, o fluxo é unidirecional, escoando para o sul, em direção à Lagoa de Tramandaí, em decorrência da alimentação de água por parte dos rios provenientes da Serra Geral. Os canais ao sul, no entanto, podem apresentar reversões de fluxo em função dos níveis relativos das águas nos corpos lagunares por eles interligados, fato este claramente evidenciado pelo desenvolvimento de pequenos deltas em ambas as desembocaduras dos canais.

Schwarzbold (1982), durante um estudo sobre as lagoas costeiras do Rio Grande do Sul, denominou o conjunto de lagoas que se estende da Lagoa da Porteira, ao sul, até a Lagoa Itapeva, ao norte, de Sistema Tramandaí. Tal sistema se dividiria em dois subsistemas: um ao norte da desembocadura de Tramandaí, formado pelas lagoas Itapeva, dos Quadros e conjunto de lagoas de Osório; outro ao sul da desembocadura, a partir da Lagoa de Tramandaí, passando por uma seqüência de lagoas em colar, até a Lagoa da Porteira.

Posteriormente, Würdig (1984; 1987) chamou de Sistema Lagunar de Tramandaí o conjunto de lagoas compreendido entre a Lagoa das Malvas, ao norte, e a Lagoa Cerquinha, ao sul. Esse sistema foi subdividido em quatro subsistemas, em função do teor de salinidade das águas, do tipo de comunicação com o mar, do afastamento da costa e da idade dos corpos lagunares. As divisões propostas foram Subsistema do Estuário de Tramandaí (englobando apenas as lagunas Tramandaí e Armazém), Subsistema Lagunar Tramandaí-Sul (da Lagoa das Custódias em direção ao sul, até a Lagoa Cerquinha), Subsistema Lagunar de Osório (integrado pelas lagoas Emboaba, Marcelino Ramos, Peixoto, Caconde, Traíra, Lessa, Caieira, Horácio, Inácio, Veados, Rincão I e Rincão II) e Subsistema Lagunar Tramandaí-Norte (compreendendo as lagoas Pinguela, Palmital, Malvas, do Passo e Pombas).

Nenhum desses estudos, entretanto, determinou a real abrangência do sistema estuarino de Tramandaí, tomando por base a definição de um estuário proposta na introdução desse capítulo. Para isso seria necessário determinar o limite superior da influência da maré (Zona de Maré do Rio) e a região onde ocorre a mistura entre as águas doce e salgada (Zona de Mistura). A zona de mistura pode ser inferida a partir de revisões da bibliografia existente. Chomenko (1981) realizou um extenso levantamento de valores de salinidade na região e concluiu que em direção ao sul do estuário a influência da salinidade se estende até a Lagoa do Gentil, fato também verificado por Würdig (1987) e Haase *et al.* (2003). Já em direção ao norte, segundo Würdig (1987) a influência do sal é menor, tendo sido detectada no Rio Tramandaí até aproximadamente 1000 metros à montante da sua desembocadura na Lagoa de Tramandaí. Entretanto, dados levantados pela Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler (FEPAM) e dispostos no presente estudo confirmam a presença esporádica de salinidade na Lagoa do Passo, porção norte do Rio Tramandaí. Dessa forma, esse estudo considerará como o sistema estuarino-lagunar de Tramandaí a região abrangida entre a Lagoa do Passo, ao norte, e a Lagoa do Gentil, ao sul. Novos estudos devem ser conduzidos visando delimitar oficialmente a área abrangida pelo sistema estuarino-lagunar de Tramandaí, considerando não apenas a Zona de Mistura, mas também a Zona de Maré do Rio.

O principal foco desse trabalho, no entanto, não é o sistema estuarino como um todo, mas sim as lagoas Tramandaí e Armazém (figura 1.2). Como já visto, tais lagoas fazem parte do sistema estuarino-lagunar de Tramandaí, recebendo água doce através do Rio Tramandaí e do Canal Camarão e comunicando-se com o oceano através de um canal permanente fixado por molhes. As lagoas possuem juntas 16,6Km² de área e volume de 1,19x10⁷m³ (Machado, 2000) e estão separadas por um pontal arenoso que cresceu na direção NW-SE, situando-se ao norte desse pontal a Lagoa de Tramandaí e ao sul a Lagoa Armazém. Do ponto de vista hídrico, porém, as lagoas podem ser consideradas um corpo único, visto que o pontal não segmenta completamente o corpo lagunar (Tomazelli e Villwock, 1991). O canal de comunicação com o oceano possui cerca de 1,5 Km de extensão, largura máxima de 300 m, mínima de 60 m e profundidade média de 3 m (Dillenburg *et al.*, 1992; Tabajara e Dillenburg, 1997). Kjerfve e Knoppers (1999) classificam geomorfologicamente o sistema de lagoas Tramandaí-Armazém como pertencendo ao tipo sufocado (choked lagoon). Segundo Miranda *et al.* (2002), esse tipo de laguna apresenta uma única conexão estreita com o oceano que atua como um filtro que atenua a onda de maré. A Lagoa de Tramandaí revela profundidades média e máxima de 1,0 m e 1,4 m, respectivamente. Já a Lagoa Armazém apresenta profundidade variando entre 0,5 m e 1,0 m. As taxas de sedimentação situam-se entre 4,2 mm e 4,4 mm ao ano (Dillenburg, 1994). A distribuição textural dos sedimentos do fundo da Lagoa de Tramandaí segue o padrão clássico de sedimentação lacustre, com sedimentos mais grossos (areia fina e muito fina) dominando as áreas rasas marginais (profundidades menores que 1 m) e mais finos (areia lamosa e lama arenosa) prevalecendo nas áreas mais profundas ou abrigadas. Por outro lado, a

Lagoa Armazém é quase que inteiramente dominada por areia fina e areia muito fina. A ausência quase total de sedimentos finos nessa laguna é resultante de sua pequena profundidade (inferior a 1 m) e do aporte pouco significativo de siltes e argilas através do Rio Camarão (Tabajara, 1994; Tabajara e Dillenburg, 1997). Estudos realizados por Motta (1965), Lira *et al.* (1976) e Almeida *et al.* (1997) indicam que a maré astronômica não apresenta grande efeito na região, apresentando uma amplitude entre 0,1m e 0,3m. Assim, a entrada de água salgada no estuário está condicionada principalmente aos efeitos da pluviosidade e do vento.

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo subtropical úmido, com temperatura média em torno de 20 °C (Hasenack e Ferraro, 1989). O padrão de ventos é determinado pela ação de dois centros de alta pressão: o Anticiclone do Atlântico Sul e o Anticiclone Migratório Polar (Nimer, 1989). O vento predominante durante o ano é de direção NE, provocado por influência do Anticiclone do Atlântico Sul. Entretanto, uma análise sazonal com dados da estação meteorológica de Imbé revelou uma queda na frequência dos ventos NE e E durante o inverno, aliada a um claro aumento na frequência dos ventos de SW e W (Tomazelli, 1993). Esse fato deve-se ao avanço mais seguido do Anticiclone Migratório Polar sobre o Estado, o qual é responsável pelo aumento na frequência de frentes frias nessa época do ano. Por esse motivo, a precipitação, embora uniforme ao longo do ano (em torno de 1300 mm anuais), mostra um leve aumento durante o inverno (Hasenack e Ferraro, 1989).

Nas margens do estuário estão localizados os municípios de Tramandaí e Imbé, constituindo um dos maiores aglomerados urbanos do litoral gaúcho. A população residente dos dois municípios atinge mais de 43000 pessoas, sendo mais de 31000 em Tramandaí e mais de 12000 em Imbé (IBGE, 2000). A região tem padecido com o crescimento desordenado das cidades e o estuário vem sofrendo as conseqüências dessa falta de planejamento, como a poluição e a ocupação irregular das margens.

O município de Tramandaí dista apenas 100 Km de Porto Alegre, capital e cidade mais populosa do Estado do Rio Grande do Sul. Essa proximidade, aliada a uma eficiente auto-estrada, acaba por facilitar muito o acesso dos porto-alegrenses àquele município, o que faz com que Tramandaí seja uma das cidades mais importantes do litoral gaúcho, autodenominando-se a “capital das praias”. Um pequeno porto pesqueiro e um terminal petrolífero estão instalados nas margens do estuário. Entretanto, a maior importância econômica do município vem do turismo de veraneio, sendo que sua população aumenta muito nos meses de verão, quando os problemas de contaminação por esgoto se tornam mais pronunciados (Fabrício F°, 1989).

Silva *et al.* (2001) demonstraram que o estuário vem sofrendo um aumento da concentração de metais (especialmente Fe e Cu) no sedimento lagunar desde o início do século XX. Eles sugerem que esse incremento possa estar relacionado à maior atividade agrícola na bacia hidrográfica litorânea da porção norte do Rio Grande do Sul, com conseqüente erosão do solo e transporte de sedimentos proveniente das rochas vulcânicas da Bacia

do Paraná (Serra Geral), que são ricas em Fe e Cu. Outra possibilidade indicada pelos autores seria a adição de metais através de efluentes domésticos gerados em Imbé e Tramandaí.

Tramandaí possui uma rede de coleta e tratamento de esgotos que abrange 15% do total de domicílios do município e 13% da população residente (IBGE, 2000). Entretanto, segundo Vasconcelos (1993), as casas às margens da laguna lançam os dejetos no corpo hídrico sem qualquer tratamento prévio. Por outro lado, Imbé não possui rede de coleta ou tratamento de esgotos em funcionamento e o sistema adotado é o de fossas sépticas. Fabrício F°. (1989) confirmou a contaminação das águas da laguna por microorganismos de origem fecal. Segundo ele essa contaminação é mais acentuada durante o verão e oferece riscos à saúde humana. Ele explica ainda que as maiores fontes de contaminação são os transbordamentos da rede de coleta de esgotos durante enchurradas e as ligações clandestinas na rede de escoamento pluvial. Apesar de o trabalho ter sido publicado há mais de quinze anos, observações atuais em campo sugerem que a situação hoje não é muito diferente.

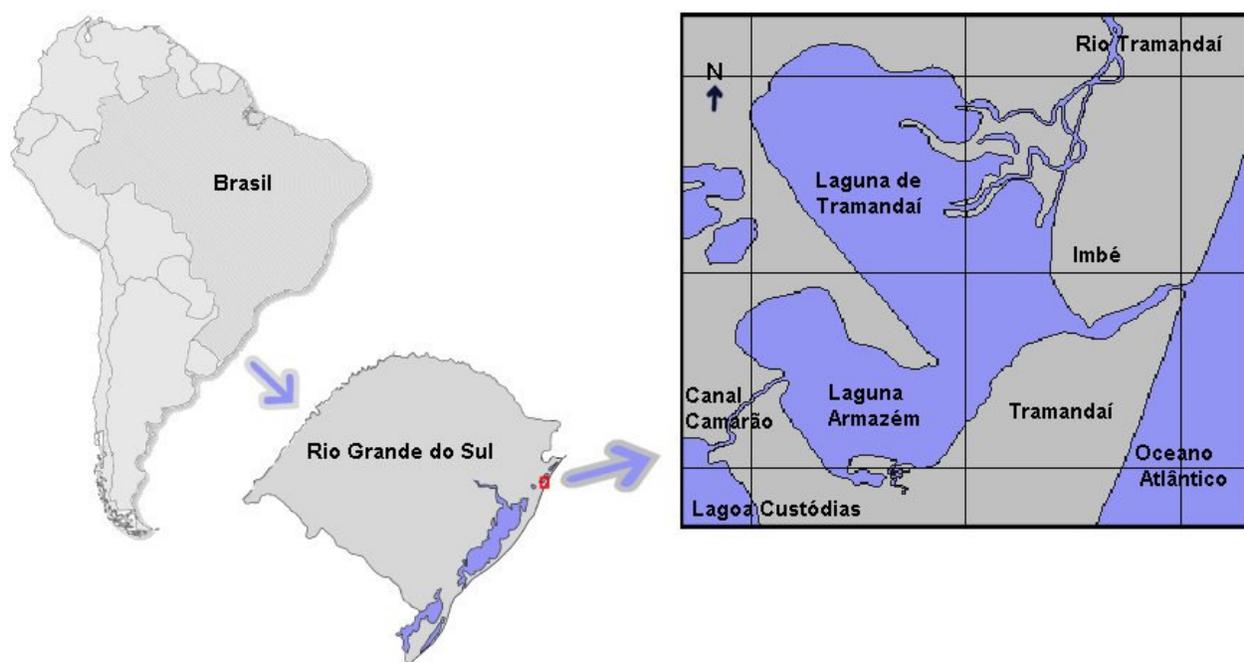


Figura 1.2: Localização da área de estudo, detalhando a Lagoa de Tramandaí, a Lagoa Armazém, o Canal Camarão, o Rio Tramandaí, a Lagoa das Custódias e os municípios de Tramandaí e Imbé.

CAPÍTULO 2:
**COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO DO SISTEMA ESTUARINO-
LAGUNAR TRAMANDAÍ-ARMAZÉM**

2.1 INTRODUÇÃO

Estudos de oceanografia física de estuários são de extrema importância para a compreensão dos processos de difusão e transporte de nutrientes e poluentes, gerando resultados que servirão de base para avaliações de cunho ecológico, para a tomada de decisões e para o gerenciamento desse ecossistema. Tais estudos oferecem suporte para trabalhos direcionados às demais áreas do conhecimento, como a química, a geologia e a biologia marinha. Processos hidrodinâmicos são responsáveis por afetar a distribuição e a variabilidade de propriedades físicas e de organismos biológicos, além das concentrações de substâncias naturais (salinidade, nutrientes dissolvidos, material em suspensão) e de contaminantes e poluentes (Miranda *et al.*, 2002).

Embora existam alguns trabalhos de levantamento de dados físicos no estuário de Tramandaí, muito poucos estudos foram efetuados com o objetivo de contribuir para o conhecimento dos processos físicos responsáveis pela circulação hidrodinâmica. Motta (1965) foi um dos pioneiros, realizando estudos em modelo reduzido para a regularização da embocadura do Rio Tramandaí. Dez anos mais tarde, Lira *et al.* (1976) escreveram uma breve nota sobre o comportamento da cunha salina no estuário de Tramandaí. Strohschoen Jr. (1985), amostrou alguns dados físicos durante seu trabalho sobre o material em suspensão nesse sistema, mas não estudou processos hidrodinâmicos propriamente ditos. Da mesma forma Würdig (1987) levantou dados físicos e químicos no sistema lagunar de Tramandaí, dividindo-o em subsistemas conforme suas características físico-químicas e geomorfológicas. Entretanto, como no estudo anterior, processos dinâmicos da circulação estuarina não foram considerados. Medeiros (1992), em sua dissertação de mestrado, estudou a física e a química das águas do sistema estuarino-lagunar de Tramandaí. Tal trabalho apresenta interessantes resultados para a parte química, porém pouco trata sobre a parte física, não envolvendo estudos de circulação estuarina. Tabajara (1994), também em dissertação de mestrado, estudou aspectos hidrodinâmicos e a sedimentologia do sistema estuarino-lagunar de Tramandaí. Esse pode ser considerado o mais completo trabalho já realizado nesse sistema a levar em conta processos hidrodinâmicos. Na sequência, dois outros estudos interessantes são os de Almeida *et al.* (1997), que trata sobre as marés na barra do Rio Tramandaí, e Tabajara e Almeida (1999), que analisa variações da temperatura, salinidade e material em suspensão durante um ciclo de maré semi-diurna no referido estuário. Tais estudos, embora relevantes, foram publicados na forma de resumos expandidos, sendo extremamente concisos.

Sendo o estuário um ambiente de transição entre os sistemas límnico e marinho, ele se encontra sob a pressão de forças provenientes desses dois sistemas. Além disso, fenômenos atmosféricos também exercem influência nos padrões de dinâmica estuarina. Miranda *et al.* (2002) descreve as principais forçantes da circulação em um estuário como sendo a descarga fluvial, as variações no nível do mar, o gradiente longitudinal de pressão provocado pela diferença de densidade (salinidade) da água entre a cabeceira e a foz do estuário, os padrões de

circulação na plataforma continental adjacente e o vento agindo por cisalhamento diretamente sobre a superfície livre da água do estuário.

A descarga fluvial é a principal fonte de água doce de um estuário. Além disso, o rio é responsável também pelo transporte de sedimentos, de substâncias orgânicas e inorgânicas, de nutrientes e mesmo de poluentes para o interior desse ambiente. A descarga fluvial (ou vazão de um rio) constitui o volume de água que é transportado pelo mesmo em uma unidade de tempo. A vazão pode sofrer alterações na escala de dias, meses ou anos e depende diretamente da taxa de pluviosidade que cai sobre a bacia de drenagem. Tais alterações são responsáveis por suprir o estuário com volumes maiores ou menores de água doce. Como já visto na seção 1.3 dessa dissertação, Tramandaí encontra-se em uma região onde a taxa de precipitação pouco varia ao longo do ano. Essa situação é típica de climas subtropicais e temperados, onde o regime de chuvas é principalmente provocado pela ação de sistemas frontais. Como tais sistemas são mais frequentes durante o inverno, verifica-se um aumento não muito pronunciado na taxa de chuvas durante essa estação (Britto e Saraiva, 2001) – em climas tropicais, por outro lado, existem estações seca e chuvosa bem definidas (Climanálise, 1986) e a vazão dos rios apresenta um forte ciclo anual, com um mínimo no inverno e um máximo no verão. Assim, é de se esperar que a vazão do Rio Tramandaí durante o inverno seja um pouco superior à que ocorre no verão. Infelizmente não existem estudos que quantifiquem a vazão desse rio em diferentes estações do ano para confirmar essa hipótese. O único estudo que cita um valor de vazão para o Rio Tramandaí é o de Machado (2000), segundo o qual a vazão média desse rio seria de 23,31m³/s.

O volume de água doce que é introduzido no estuário por via fluvial cria um gradiente longitudinal de salinidade que se estende desde o rio, onde a salinidade é mínima, até a desembocadura do estuário no oceano, onde a salinidade é muito próxima ou igual à da água do mar. A introdução de água doce no estuário tende a criar também uma estratificação vertical na coluna de água. Massas de água de diferentes salinidades apresentam densidades distintas, sendo que quanto maior a concentração de sais, maior a densidade da água. Assim, a massa de água mais salgada e mais densa se posiciona no fundo, sobreposta pela água superficial, mais doce e menos densa. Entre elas ocorre uma zona de transição que apresenta forte gradiente vertical de salinidade e é denominada de haloclina. Quanto maior for a diferença de salinidade entre as massas de água superficial e de fundo, mais estável será a haloclina e mais energia será necessária para desestabilizar o gradiente e misturar as duas camadas de água.

Segundo Pritchard (1955), e adequadamente traduzido em Miranda *et al.* (2002), os estuários podem ser classificados em quatro tipos quanto à estratificação vertical de salinidade:

- Estuário de cunha salina (tipo A): ocorrem em regiões onde as correntes de maré são fracas e a descarga fluvial é alta (estuário dominado pela descarga fluvial). Há uma interface distinta entre a água da descarga fluvial e a água do mar (haloclina bem definida), com um fluxo contínuo estuário

abaixo de água pouco salina na camada superficial, resultando em forte estratificação vertical. O processo de mistura predominante é o entranhamento da água salgada do fundo na camada superficial de água mais doce.

- Estuário moderadamente ou parcialmente misturado (tipo B): apresenta gradiente vertical de salinidade moderado, com a haloclina menos pronunciada que no tipo anterior (diferença de poucas unidades entre a salinidade de fundo e a de superfície). A energia da maré é suficiente para provocar vórtices turbulentos, ocasionando a erosão do gradiente vertical de salinidade por meio da mistura entre a água doce e a salgada. Assim sendo, a difusão turbulenta é um importante processo de mistura nesse tipo de estuário.
- Estuário verticalmente bem misturado (tipos C e D): a força da maré predomina sobre a descarga fluvial (estuário é dominado pela maré). Não há praticamente diferença entre as salinidades do fundo e da superfície, caracterizando ausência da haloclina. Esse tipo de estuário é dominado por processos turbulentos e ocorre onde a descarga fluvial é baixa. Os estuários verticalmente bem misturados se dividem em lateralmente estratificados (tipo C), quando há estratificação horizontal de salinidade (estuários largos e rasos) e bem misturados (tipo D), quando a coluna de água é completamente misturada, tanto verticalmente quanto lateralmente.

Como os efeitos relativos da maré e da descarga fluvial sofrem alteração ao longo do tempo, um mesmo estuário pode ser classificado como pertencente a um tipo em um dado momento e a outro tipo em outra ocasião.

Para uma adequada classificação do tipo de estuário e dos processos de mistura envolvidos é necessário que se faça o acompanhamento dos valores de salinidade e direção e intensidade da corrente em superfície e no fundo durante no mínimo um ciclo de maré e que se conheça a descarga fluvial (Miranda *et al.*, 2002). Embora tais procedimentos não tenham sido efetuados no presente estudo, a simples observação da diferença entre os valores de salinidade na superfície e no fundo é suficiente para uma simples dedução sobre a existência ou não de estratificação vertical de salinidade no momento da medição. Caso a salinidade na superfície seja igual à do fundo, não existe estratificação vertical e a coluna de água, naquele momento e ponto de medição, encontra-se bem misturada. Se houver diferença de salinidade entre a superfície e o fundo, existe algum tipo de estratificação. Nesse caso, maiores estudos seriam necessários para definir que tipo de estratificação estaria ocorrendo e quais os processos de mistura envolvidos. Os processos de mistura, segundo Miranda *et al.* (2002), podem ser a advecção (movimentos de escala macroscópica gerados pela maré, pela descarga fluvial ou por diferenças de densidade, no qual uma parcela de água é deslocada de uma posição à outra) e a difusão turbulenta (movimentos aleatórios em escala microscópica das moléculas de água).

O gradiente longitudinal de salinidade (e, conseqüentemente, de densidade) verificado entre a cabeceira e a foz de um estuário é responsável por gerar uma força denominada de componente baroclínico da força

gradiente de pressão. Tal forçante baroclínica sempre gera movimento da água estuário acima e sua intensidade aumenta com a profundidade, sendo zero na superfície e máxima junto ao fundo. Se for imaginado um estuário hipotético, no qual não há a atuação da maré nem de ventos, as duas únicas forçantes presentes seriam a descarga de água doce (gerando movimento de água estuário abaixo) e o gradiente longitudinal de salinidade (deslocando a água estuário acima), sendo que o movimento resultante seria bidirecional em duas camadas. Esse movimento é denominado de circulação gravitacional, corrente de gravidade, ou ainda, circulação estuarina clássica. É um movimento essencialmente em duas dimensões, responsável pelo efeito advectivo e pelos transportes de volume e de sal estuário abaixo e acima nas camadas superior e inferior da coluna d'água, respectivamente (Miranda *et al.*, 2002).

As variações do nível do oceano junto à costa estão entre as forçantes mais importantes da circulação estuarina e são denominadas de componente barotrópico da força gradiente de pressão. Essas variações podem ser provocadas por diversos fenômenos, mas os principais são a maré astronômica e os fenômenos meteorológicos. O fenômeno da maré astronômica resulta da interação entre as forças gravitacionais da Terra, da Lua e do Sol agindo diretamente sobre as grandes massas de água das bacias oceânicas e propagando-se na forma de ondas de Kelvin, de Poincaré e de ondas longas de gravidade. Informações mais detalhadas sobre as causas e a teoria das marés podem ser obtidas em Brown *et al.* (1989a). As marés astronômicas são classificadas basicamente em três tipos, de acordo com o período por elas apresentado: a maré diurna apresenta um período aproximado de 24 horas, ou seja, é observado uma altura máxima e uma mínima ao longo de um dia; a maré semi-diurna tem período de aproximadamente 12 horas, mostrando duas subidas e duas descidas em um dia; já o terceiro tipo é chamado de maré mista, e acontece em locais onde as marés diurna e semi-diurna ocorrem de forma sobreposta. Cada região geográfica apresenta um tipo peculiar de maré, sendo que as marés diurnas são características de altas latitudes, as semi-diurnas de baixas latitudes e as mistas de latitudes médias (Pinet, 1998). As marés astronômicas são constituídas por uma série de componentes, cada uma com um período próprio e correspondendo a uma das diversas posições que a Terra assume em relação ao Sol e à Lua. Algumas das principais componentes da maré astronômica, seus símbolos e seus períodos estão expostos na tabela 2.1.

Além das oscilações diurnas e semi-diurnas, a maré apresenta uma importante flutuação com período quinzenal, modulada pelas fases da lua. Quando Terra, Lua e Sol encontram-se alinhados (o que ocorre nas luas cheia e nova) a altura da maré é máxima, o que se denomina de maré de sizígia. Por outro lado, quando a Lua e o Sol formam um ângulo reto com a Terra, a maré é chamada de quadratura e a sua altura é mínima (Pinet, 1998). A altura da maré é a diferença da elevação entre os níveis máximo (crista) e mínimo (cavado), enquanto que a amplitude é o desnível existente entre a crista e o nível médio do mar, ou seja, a metade da altura (Miranda *et al.*, 2002). A maré pode ser classificada, quanto à sua altura, como micromaré (altura de até dois metros),

mesomaré (altura entre dois e quatro metros), macromaré (altura entre quatro e seis metros) e hipermaré (altura maior que seis metros).

Tabela 2.1: Algumas das principais componentes da maré astronômica, seus símbolos e seus períodos. Adaptado de Brown *et al.* (1989a).

Nome da componente	Símbolo	Período (horas)
Principal lunar	M2	12,42
Principal solar	S2	12
Elíptica lunar	N2	12,66
Luni-solar semi-diurna	K2	11,97
Luni-solar diurna	K1	23,93
Principal lunar diurna	O1	25,82
Principal solar diurna	P1	24,07
Lunar quinzenal	Mf	327,86
Lunar mensal	Mm	661,3

As oscilações do nível do mar podem ser classificadas conforme suas frequências em frequência de maré (chamada também de alta frequência), frequência supramaré e frequência submaré (muitas vezes chamadas de baixa frequência, ou ainda, frequência subtidal). A frequência de maré corresponde a oscilações que apresentam um ou dois ciclos por dia (oscilações diurnas e semi-diurnas), as quais são predominantes no sinal da maré astronômica. A frequência supramaré abrange oscilações com frequência superior à de maré, com escala de tempo de segundos (como ocorre com ondas geradas pelo vento), minutos ou horas. Já a frequência submaré inclui oscilações com frequência inferior à frequência de maré, como por exemplo ondas geradas pela oscilação sinótica do vento, flutuações quinzenais da maré astronômica ou oscilações sazonais e interanuais.

O nível da água no estuário é forçado também por fenômenos atmosféricos. O mar costeiro responde, na forma de um barômetro invertido, a oscilações da pressão atmosférica associadas a tempestades. Segundo Miranda *et al.* (2002), a superfície do mar se eleva cerca de um centímetro para cada milibar de decréscimo na pressão atmosférica. As maiores variações de nível relacionadas à meteorologia, porém, estão associadas à ação do vento em escala sinótica, principalmente do vento paralelo à costa. Ventos do quadrante sul, normalmente associados à passagem de sistemas frontais, quando agem sobre as águas costeiras e da plataforma continental, são responsáveis por elevar o nível do mar na costa do Rio Grande do Sul, enquanto que ventos do quadrante norte (particularmente o vento nordeste), tendem a baixar o nível do oceano no litoral (Möller Jr. *et al.*, 1996). Esse fenômeno é conhecido por ação não local do vento, uma vez que a ação do vento é sobre o oceano adjacente e não diretamente sobre as águas estuarinas, sendo que o efeito da variação de nível é sentido no estuário de forma remota (ao contrário, o efeito do vento agindo diretamente sobre as águas estuarinas,

deslocando-as devido ao cisalhamento (atrito) provocado com a superfície, é denominado de ação local do vento). A ação não local do vento ocorre devido a um fenômeno denominado Transporte de Ekman. Devido ao efeito de rotação da terra a massa de água induzida ao movimento pela ação do vento é desviada 90° para a esquerda (no hemisfério sul) em relação à direção do vento (Brown *et al.*, 1989b). Dessa forma, ventos do quadrante sul tendem a transportar grandes volumes de água da plataforma continental em direção à costa, provocando a elevação do nível do mar nas praias, fenômeno denominado de maré meteorológica e conhecido popularmente como ressaca. Em locais onde a maré astronômica apresenta pouca altura (regime de micromaré), como é o caso do litoral do Rio Grande do Sul, a maré meteorológica pode ser o principal fenômeno gerador de flutuações no nível do mar.

Uma série temporal de nível da água medida no interior de um sistema estuarino apresenta o resultado da interação entre todas essas forçantes. Assim, diversas oscilações de diferentes frequências e amplitudes estão embutidas nessa série. O uso de técnicas capazes de separar e quantificar cada tipo de oscilação é de extrema importância para a identificação de quais forçantes apresentam maior influência sobre o sistema em estudo. Entre essas técnicas de análise de dados encontram-se a Transformada Rápida de Fourier, a análise harmônica (muito utilizada para identificar e quantificar as componentes da maré astronômica) e o uso de filtros.

2.2 OBJETIVOS

O objetivo central desse capítulo é estudar as forçantes da circulação hidrodinâmica no sistema estuarino-lagunar de Tramandaí. Os objetivos específicos são:

- Identificar, através de técnicas de análise espectral, quais são as principais forças responsáveis por provocar flutuações de nível no estuário, bem como determinar suas intensidades.
- Individualizar cada uma dessas forças e analisar, através de um estudo de caso, como elas provocam circulação e mistura na água estuarina.

2.3 METODOLOGIA

Cinco pontos amostrais foram selecionados em locais estratégicos, de forma a permitir o estudo do deslocamento da água no interior do estuário. A descrição de cada ponto encontra-se a seguir:

- Rio Tramandaí: como apresentado no primeiro capítulo dessa dissertação, o Rio Tramandaí apresenta diversas ilhotas e calhas, o que torna difícil o desenvolvimento de trabalhos de hidrologia nesse curso de água. Para dificultar ainda mais, ao chegar no delta o rio bifurca-se em dois braços principais, um ao norte e o outro ao leste, sendo que o último foi potencializado pela retificação realizada na calha do rio. O local escolhido para situar o ponto de amostragem denominado Rio Tramandaí localiza-se entre a referida bifurcação e uma ilha à montante, em uma posição onde a

calha do rio não se encontra dividida, ou seja, toda a água que desce o Rio Tramandaí obrigatoriamente passa por ali.

- Ceclimar: esse ponto situa-se no canal de navegação demarcado na Lagoa de Tramandaí (esse canal inicia no braço leste do delta do Rio Tramandaí e se estende até o canal de acesso ao oceano), na altura do prédio de pesquisa e ensino do Centro de Estudos Costeiros, Limnológicos e Marinhos da UFRGS.
- Ponte: situado no centro do canal de acesso ao oceano, sob a ponte que liga os municípios de Tramandaí e Imbé.
- Rodoviária: localizado logo ao sul da antiga estação rodoviária do município de Tramandaí, no canal de navegação que liga a Lagoa Armazém à Lagoa de Tramandaí e ao canal de acesso ao oceano.
- Camarão: posicionado no Canal Camarão, junto à ponte da RS-30, que conecta os municípios de Tramandaí e Osório.

As coordenadas geográficas e as profundidades dos pontos podem ser conferidas na tabela 2.2, enquanto que o posicionamento espacial dos mesmos em relação ao estuário encontra-se na figura 2.1. Como pode ser observado, três pontos situam-se em canais estreitos e profundos (Rio Tramandaí, Ponte e Camarão) e dois em locais rasos do interior do corpo lagunar (Ceclimar e Rodoviária).

Nome do ponto	Coordenadas	Profundidade média
Rio Tramandaí	29°56,832'S 050°07,908'W	3,7m
Ceclimar	29°58,423'S 050°08,357'W	0,8m
Ponte	29°58,915'S 050°07,950'W	3,8m
Rodoviária	29°59,164'S 50°08,892'W	0,7m
Camarão	29°59,679'S 050°11,025'W	4,1m

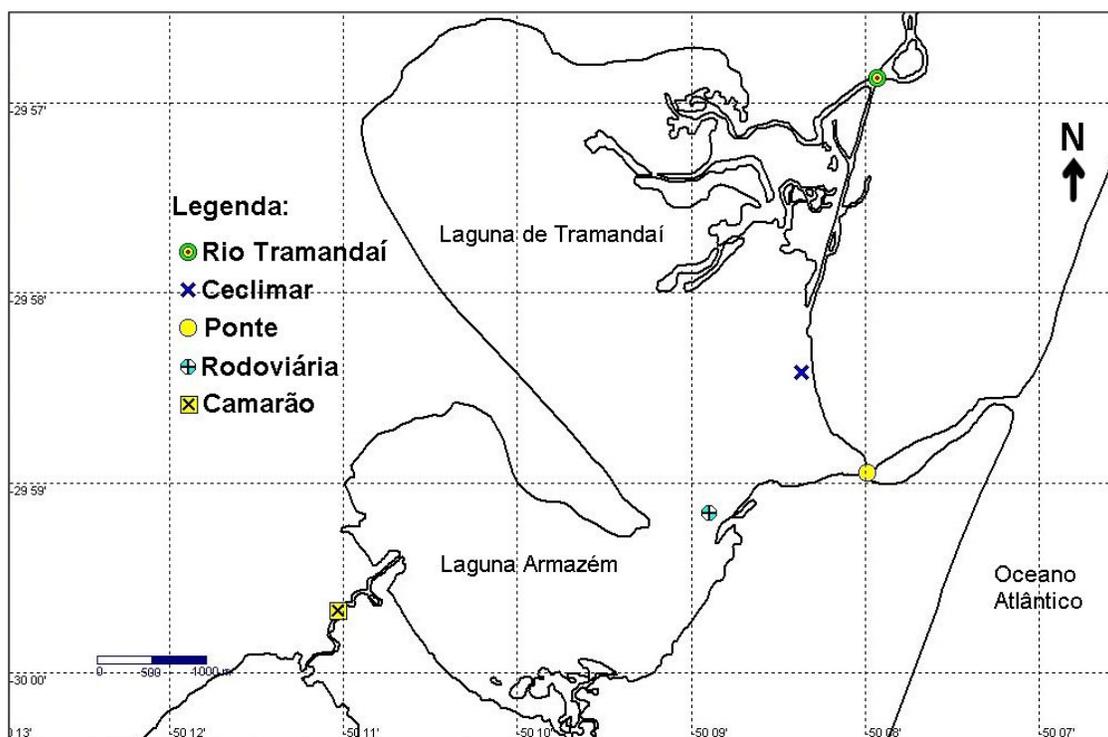


Figura 2.1: Localização dos pontos de amostragem no interior do estuário.

Em cada um dos pontos foram medidos valores de salinidade, direção e intensidade da corrente, direção e intensidade do vento, temperatura da água e concentração de oxigênio dissolvido. As medições foram realizadas em superfície e a três metros de profundidade, com o auxílio de um barco. Cada ponto foi amostrado três vezes por dia, durante cinco dias (de 08/03/2005 a 12/03/2005). As amostragens seguiram a seqüência de pontos de norte para sul, iniciando no Rio Tramandaí e terminando no Canal Camarão. O tempo necessário para executar uma amostragem completa em todos os pontos era em torno de três horas. A primeira amostragem iniciava no Rio Tramandaí às 6:00 da manhã e terminava no Canal Camarão às 9:00. A segunda se estendia das 11:30 até em torno das 14:00, enquanto que a última iniciava às 16:30 e acabava por volta das 19:00. Os horários exatos em que as medições foram realizadas em cada um dos pontos pode ser visto na tabela 2.3.

As medidas de salinidade, temperatura da água e concentração de oxigênio dissolvido foram realizadas com um instrumento YSI Model 85. O cabo que conecta o sensor a esse aparelho possui três metros de comprimento, ficando as medidas de fundo limitadas a essa profundidade. Direção e intensidade do vento foram obtidas com um anemômetro digital portátil da marca Kaindl. As profundidades dos pontos de amostragem foram medidas com um cabo previamente marcado a cada dez centímetros, em cuja extremidade foram adicionados pesos de chumbo.

Tabela 2.3: Horários em que cada medida foi tomada durante os cinco dias de amostragem.

	R. Tramandaí	Ceclimar	Ponte	Rodoviária	Camarão
8/3/2005	06:00	07:00	07:30	08:00	08:50
	11:30	12:00	12:40	13:30	14:20
	17:00	17:40	18:10	18:50	19:20
9/3/2005	06:10	06:50	07:30	08:00	09:00
	11:20	12:00	12:40	13:20	13:50
	16:30	17:40	18:10	18:50	19:30
10/3/2005	06:10	07:30	08:00	08:50	09:20
	11:30	13:10	13:40	14:30	15:00
	16:40	17:40	18:00	18:40	19:30
11/3/2005	06:00	07:00	07:40	08:30	09:00
	11:30	12:20	12:50	13:30	14:20
	16:30	17:30	17:50	18:30	19:10
12/3/2005	06:10	07:10	07:40	08:40	09:10
	11:20	12:30	13:10	13:50	14:30
	16:30	16:50	17:20	18:10	18:50

A salinidade é definida como a massa de sais, em gramas, presente em um quilograma de água. A razão g/kg dá origem à unidade freqüentemente utilizada para expressar valores de salinidade, que é partes por mil (‰). Esse conceito é lógico quando a salinidade é medida através de análises químicas, como por titrimetria. Entretanto, o cálculo da salinidade através de análises químicas envolve o uso de vidraria e de reagentes, sendo pouco prático de ser efetuado em campo. Assim, cada vez mais a salinidade vem passando a ser determinada através de medidas da condutividade da água, as quais são obtidas diretamente em campo através de aparelhos portáteis denominados condutivímetros. A salinidade da água medida por condutividade é definida pela razão “condutividade da água amostrada” / “condutividade de uma solução padrão de KCl”, sendo denominada de salinidade prática. Esse valor de salinidade é um número adimensional, ou seja, sem unidade, embora alguns autores usem o símbolo ups (unidade prática de salinidade) para denotá-lo (Pickard e Emery, 2003; Brown *et al.*, 1989c). No presente estudo, como todos os valores de salinidade foram obtidos por condutividade, a salinidade será expressa com a unidade ups.

As velocidades de corrente foram obtidas através de um fluxômetro da marca General Oceanics. Esse instrumento foi montado preso a um cabo fixo à embarcação em uma extremidade e retesado por um peso de chumbo na outra, como mostra o esquema da figura 2.2. A direção da corrente foi classificada como vazante (fluxo no sentido do oceano) ou enchente (fluxo no sentido do continente), sendo que a primeira assume valores negativos e a segunda positivos. A direção da corrente no fundo foi obtida pela inclinação apresentada pelo cabo do fluxômetro, de forma similar à sugerida por Kjerfve e Medeiros (1989). O fluxômetro se presta muito bem para medidas de velocidade em águas superficiais, porém para as medidas de fundo foi necessária uma adaptação. Segundo o manual de instruções do instrumento (General Oceanics, 1996), a distância (em metros) percorrida pelo fluxômetro pode ser calculada através da seguinte fórmula:

$$D = CR \times G / 999999$$

sendo D igual à distância (em metros), G o número de giros dados pelo rotor do aparelho e CR uma constante relacionada ao tipo de rotor utilizado (neste caso igual a 26873).

Como se conhece a distância que o instrumento percorrerá até o fundo (três metros), pode-se calcular quantos giros o rotor terá dado antes de chegar na profundidade de medição (o resultado é 111 revoluções). Multiplicando-se esse número de giros por dois (o instrumento precisa descer e depois subir, percorrendo no total seis metros e não três) e subtraindo-o do número de giros medidos durante o tempo em que o instrumento ficou no fundo, podemos chegar ao número de revoluções que o rotor deu devido, exclusivamente, ao fluxo da água a três metros de profundidade. Esse procedimento foi adotado em todas as amostragens de velocidade da corrente de fundo. Para o cálculo da velocidade a fórmula usada foi a seguinte (General Oceanics, 1996):

$$V = D \times 100 / T$$

sendo V a velocidade (em cm/s), D a distância em metros (calculada através da fórmula já citada) e T o tempo (em segundos) que o fluxômetro ficou medindo.

Para as amostragens de superfície foram realizadas sempre três medições a 0,5m de profundidade, com tempo de um minuto cada, calculando-se depois a média de giros entre as três para, finalmente, chegar à velocidade da corrente. Para as amostragens a três metros de profundidade foram realizadas duas medições com duração de três minutos cada, sendo depois calculada a média. O maior tempo deixado nas amostragens de profundidade foi uma maneira encontrada para diminuir ainda mais o erro induzido pelo deslocamento do fluxômetro até o fundo. A descida até os três metros de profundidade era feita por gravidade (prendia-se o cabo ao barco na marca de três metros apenas, deixando o restante solto. Então o fluxômetro era largado na superfície da água para que descesse livremente até o cabo esticar) e a subida em velocidade constante.

Adicionalmente, foram obtidas através da estação hidro-meteorológica da Superintendência de Portos e Hidrovias (SPH), localizada no município de Imbé às margens do canal de acesso ao oceano, séries temporais de temperatura do ar, pressão atmosférica, umidade relativa do ar e nível da água no canal da barra. Essas séries abrangeram o período entre 08/03/2005 e 13/03/2005, com intervalo horário de amostragem, totalizando 145 valores.



Figura 2.2: Desenho esquemático da montagem do fluxômetro no cabo para efetuar as medições de velocidade da corrente.

Chama-se de série temporal a seqüência de dados de uma variável, medidos em um ponto fixo, com um determinado intervalo de tempo entre cada medição. Uma série temporal é classificada como discreta quando as medições são feitas em um intervalo regular de tempo, até um número finito de N dados (Morettin, 1999), como é o caso das séries estudadas neste trabalho. A série temporal de uma variável representa o sinal desta variável (como ela se comporta) ao longo do tempo. Jean Baptiste Joseph Fourier demonstrou que qualquer sinal discreto amostrado pode ser obtido através da soma de uma seqüência de ondas de senos e cossenos de diferentes amplitudes e fases (Hsu, 1973; Stull, 1988; Emery e Thomson, 1998). Assim, é possível que um sinal medido (como uma série temporal) seja decomposto, permitindo que se identifiquem as principais freqüências e amplitudes que contribuem para constituí-lo. Essa decomposição é chamada de análise espectral e pode ser realizada através de uma técnica denominada Transformada Discreta de Fourier (DFT), representada pela equação abaixo (Stull, 1988):

$$F(t) = \sum [A_k / N] e^{-i 2 \pi n k / N}$$

onde A_k é valor do dado, N é o número de dados da série, nk é uma freqüência determinada e i é a raiz quadrada de menos um (número imaginário).

Uma série de nível do mar, por exemplo, é composta pela interação entre oscilações provocadas por diversos eventos (maré astronômica, fenômenos atmosféricos, entre outros), que normalmente não podem ser

diferenciados através de uma simples análise visual da série. A análise de Fourier é capaz de revelar os diferentes eventos, associando cada oscilação a uma frequência e a uma energia. Na prática, o resultado de uma análise de Fourier é a transformação dos dados de uma série temporal com intervalo de tempo Δt em uma série de valores de frequência com intervalos de frequência $\Delta \nu = 1/n\Delta t$, sendo n o número de intervalos de tempo (Albuquerque Jr. e Schuster, 2001). A frequência (ν) de um evento é classificada como o número de ciclos por unidade de tempo (dias, horas). Por outro lado, o período é definido como o intervalo de tempo necessário para que ocorra um ciclo, ou seja, o inverso da frequência.

Em 1965 Cooley e Tukey reestruturaram a Transformada Discreta de Fourier para tirar vantagem dos processos binários utilizados em linguagens computacionais, criando a Transformada Rápida de Fourier (FFT), diminuindo o tempo de análise (Stull, 1988). Entretanto, tanto a DFT, quanto a FFT apresentam algumas limitações que devem ser observadas. Primeiro, a série não pode apresentar dados faltantes. Além disso, o intervalo de amostragem dos dados precisa ser o mesmo ao longo de toda a série. Outra limitação importante se refere à frequência máxima que pode ser observada em uma série temporal. Uma regra básica na análise de séries temporais discretas é que são necessários ao menos dois dados por período (período mínimo de $2\Delta t$, sendo Δ o intervalo de tempo entre as medições) para a resolução de uma onda. Como frequência é o inverso do período, a frequência máxima que pode ser observada é $1/2\Delta t$, a chamada frequência de Nyquist (Stull, 1988; Albuquerque Jr. e Schuster, 2001). Por exemplo, se os dados são amostrados de hora em hora, pode-se analisar uma frequência máxima de 0,5 ciclos por hora. Da mesma forma, se uma série apresenta N dados, a frequência máxima que poderá ser analisada será $\nu = N/2$. Por fim, os pacotes computacionais originais para cálculo da FFT exigiam que o número de dados presentes na série fosse uma potência de dois. Devido a essa limitação, dependendo do tamanho da série, duas técnicas podiam ser utilizadas: a) a série era truncada na potência de dois mais próxima quando o número de dados fosse um pouco maior do que essa potência; b) novos dados (zeros ou o valor médio da série) eram adicionados ao final da série até atingir a potência de dois mais próxima quando a série fosse um pouco mais curta do que essa potência. Entretanto, nenhuma dessas alterações é recomendável e os pacotes computacionais modernos já são capazes de calcular a FFT sem a necessidade de que o número de dados seja uma potência de dois e com um truncamento mínimo, o que permite o uso da série original (Stull, 1988; StatSoft, 2006).

Neste estudo a Transformada Rápida de Fourier foi aplicada para detectar as principais oscilações que compunham as séries de nível da água, pressão atmosférica, temperatura do ar e umidade relativa do ar. Previamente à aplicação da FFT foram retiradas as tendências e subtraídas as médias de cada uma das séries, como sugerido por Stull (1988). A representação gráfica do resultado obtido através da FFT foi feita com o uso de periodogramas (gráficos que mostram a quantidade de energia por frequência ou período), os quais são

calculados através da soma dos quadrados dos coeficientes do seno e do cosseno para cada frequência (StatSoft, 2006) e podem ser interpretados como uma medida da variância associada a tal frequência:

$$P_k = [(\text{coef seno}_k)^2 + (\text{coef cosseno}_k)^2] N/2$$

sendo N o número de dados na série.

Outro método usado nesse estudo para explorar a série de nível da água foi a análise harmônica. Esse método tem sido amplamente usado para análise e previsão da maré astronômica (Emery e Thomson, 1998; Pawlowicz *et al.*, 2002). A análise harmônica emprega técnicas de mínimos quadrados para revelar que componentes da maré estão presentes na série, além de suas fases e amplitudes. Após detecção das componentes significativas, uma nova série pode ser construída, dessa vez contendo apenas as oscilações provocadas pela maré astronômica. Ao subtrair essa nova série da série original, pode-se obter o sinal gerado por fenômenos não relacionados à maré astronômica, como por exemplo, fenômenos meteorológicos. Uma detalhada explicação sobre o método pode ser consultada em Emery e Thomson (1998). No presente estudo a análise harmônica foi desenvolvida no programa T_Tide, escrito por Pawlowicz *et al.* (2002) para o software Matlab®, tendo como objetivo detectar as principais oscilações constituintes da maré astronômica na região de Tramandaí, bem como suas amplitudes. Tal resultado permitiu a observação do regime de maré predominante na área de estudo, o qual é obtido por uma relação entre as amplitudes das principais componentes diurnas (K_1 e O_1) e semi-diurnas (M_2 e S_2), através de uma equação que calcula o chamado número de forma (N_f), conforme descrito em Miranda *et al.* (2002):

$$N_f = K_1 + O_1 / M_2 + S_2$$

De acordo com os intervalos de variação de N_f , a maré classifica-se em semidiurna ($0 < N_f < 0,25$), mista com predominância semidiurna ($0,25 < N_f < 1,5$), mista com predominância diurna ($1,5 < N_f < 3,0$) e diurna ($N_f > 3,0$).

Após identificação, através da FFT e da análise harmônica, das principais oscilações presentes na série de nível da água, a mesma foi filtrada pelo uso de um filtro do tipo Butterworth, o que permitiu a extração das principais oscilações identificadas. Esse filtro foi escolhido por já ter sido usado com sucesso pelo autor em dados da estação meteorológica da Fundação Universidade Federal do Rio Grande (Campello, 2002), além de se encontrar entre os mais utilizados em estudos de oceanografia (Emery e Thomson, 1998). O filtro Butterworth filtra a série a partir de uma determinada frequência, sem alterar o restante da série (The MathWorks, 1999). Entre as feições desejáveis por ele apresentadas, pode-se destacar: apresenta banda passante plana e nas proximidades da frequência de corte oferece resposta suave, sem picos ou quedas bruscas; resposta de fase praticamente linear, porém na frequência de corte depende da taxa de atenuação; a taxa de atenuação é aumentada quando se eleva a ordem do filtro; a série filtrada mantém o mesmo número de dados da série original.

O filtro Butterworth pode ser utilizado de duas formas: para filtrar frequências altas (filtro passa baixa) ou para filtrar frequências baixas (filtro passa alta), os quais são representados, respectivamente, pelas seguintes equações (Emery e Thomson, 1998):

$$|H_L(\omega)|^2 = 1 / [1 + (\omega / \omega_c)^{2q}]$$

e

$$|H_H(\omega)|^2 = (\omega / \omega_c)^{2q} / [1 + (\omega / \omega_c)^{2q}]$$

sendo ω a frequência, ω_c a frequência de corte e q a ordem do filtro.

No momento da filtragem deve ser escolhido o tipo de filtro (passa alta ou passa baixa), a ordem – não deve ser superior a 10, segundo Emery e Thomson (1998) – e a frequência de corte (frequência a partir da qual qualquer sinal será eliminado).

A primeira filtragem realizada sobre a série original de nível da água foi através do uso do filtro Butterworth de nona ordem, do tipo passa alta, com frequência de corte igual a 0,08. Dessa forma todas as oscilações com frequência inferior a 0,08 ciclos por hora (período maior que 12,5h) foram eliminadas, gerando uma série de alta frequência, onde a oscilação predominante era a semi-diurna. Em seguida uma segunda filtragem foi efetuada, outra vez sobre a série de nível original, mas dessa vez pela aplicação do filtro passa alta com frequência de corte igual a 0,04 ciclos por hora. Essa nova série incluiu todas as oscilações com período menor que 25 horas, sendo representativa da ação da maré astronômica na região, abrangendo predominantemente suas componentes diurna e semi-diurna. Ao subtrair a série gerada na primeira filtragem (semi-diurna) da obtida nessa segunda obteve-se a série da componente diurna da maré. Na sequência calculou-se também a série de baixa frequência da componente submaré. Esta foi obtida ao subtrair da série original a influência da maré astronômica (série filtrada em 25 horas, citada anteriormente). Posteriormente as séries semi-diurna, diurna e submaré foram somadas. O resultado desse somatório foi uma série idêntica à original medida pela SPH, revelando que nenhuma perda ocorreu durante os processos de filtragem.

2.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.4.1 Transformada Rápida de Fourier, análise harmônica e filtragens

O uso da Transformada Rápida de Fourier permite inferir sobre quais fenômenos físicos estão representados nas séries temporais, oferecendo um ótimo suporte para uma primeira análise exploratória dos dados. O resultado obtido através da aplicação dessa técnica sobre as séries de temperatura do ar, umidade relativa, pressão atmosférica e nível da água é mostrado na figura 2.3.

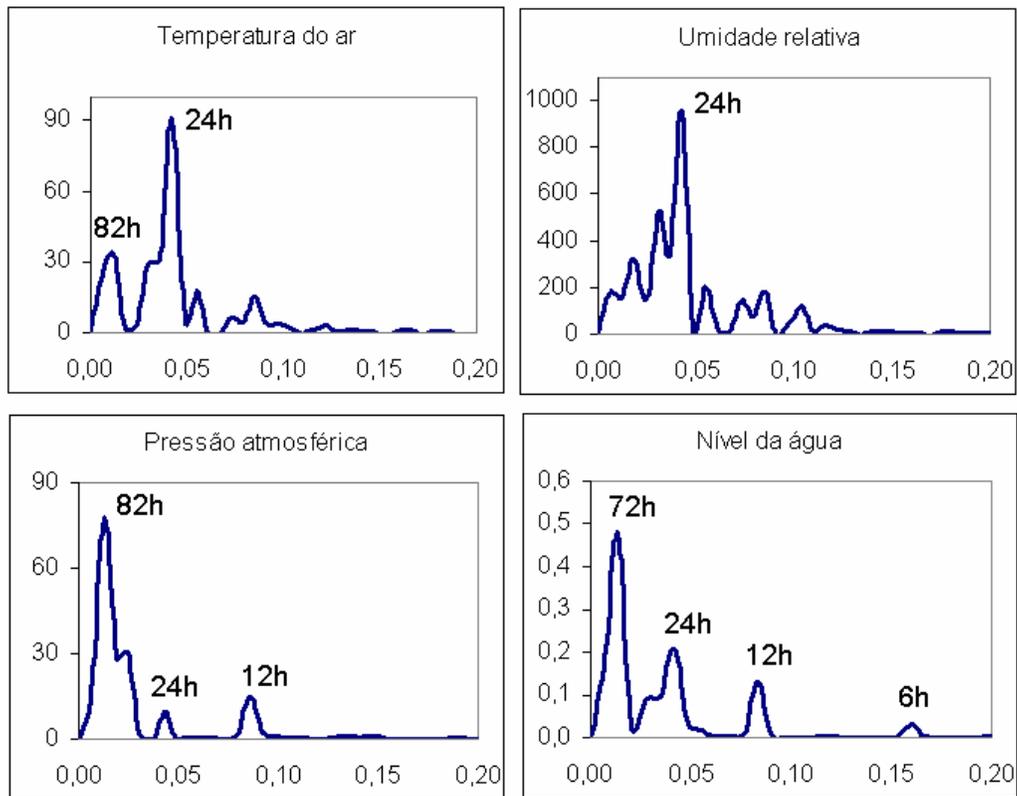


Figura 2.3: Periodogramas para as séries de temperatura do ar, umidade relativa, pressão atmosférica e nível da água, medidos na estação hidro-meteorológica da SPH em Imbé no período entre 08/03/2005 e 13/03/2005. Freqüência no eixo das abscissas e energia nas ordenadas.

Temperatura e umidade relativa, como esperado, apresentaram maiores picos de energia para o ciclo diurno (24h), resultante da típica variação entre o dia e a noite. Essas variáveis estão fortemente correlacionadas de forma negativa ($r=-0,75$), uma vez que a queda de temperatura que ocorre durante a noite causa uma maior condensação do vapor de água, elevando a umidade (fenômeno popularmente conhecido por sereno). A série de temperatura apresentou ainda uma oscilação de 82 horas, compartilhada também pela pressão atmosférica. Essa onda pode estar associada a fenômenos meteorológicos de escala sinótica que afetem ambas as variáveis ao mesmo tempo. Entretanto essas oscilações devem ser consideradas com ressalvas, uma vez que as suas freqüências estão muito próximas ao limite detectável pela análise ($\nu = N/2$). A pressão apresenta ainda outros dois ciclos mais fracos, em 24 e 12 horas, sendo essa última mais energética. A série de nível, por sua vez, apresentou quatro oscilações, três delas resultantes da ação da maré astronômica e uma de fenômenos meteorológicos. O principal ciclo mostrou um período sub-maré de 72 horas e está relacionado à ação do vento, como será visto mais adiante. É possível que as oscilações de 82 horas da pressão e temperatura tenham sido provocadas pelos mesmos fenômenos causadores desse ciclo de nível, já que temperatura, pressão e vento são variáveis interdependentes. Entre as oscilações provocadas pela maré astronômica, os períodos observados foram de 6,2h (componente quarto-diurna), 12h (componente semi-diurna) e 24h (componente diurna), sendo que

essa última foi a que mostrou maior energia. Moller Jr. *et al.* (1996) encontraram esses três mesmos ciclos (diurno=25,6h; semi-diurno=12,5h e quarto-diurno=6,2h) no estuário da Lagoa dos Patos, 300 km ao sul de Tramandaí. Energias de menor frequência não puderam ser resolvidas através da FFT devido ao curto período das séries temporais e porque, como explicado na seção 2.3, são necessários ao menos dois dados por período para a resolução de uma onda. Os resultados da FFT expostos nesse estudo são limitados devido ao curto período das séries utilizadas. O uso de séries temporais mais longas (de no mínimo um mês) permitiria um melhor detalhamento e compreensão das oscilações, especialmente aquelas relacionadas com frequências submaré.

A análise harmônica trouxe um maior detalhamento ao estudo da maré astronômica na embocadura do sistema estuarino-lagunar de Tramandaí. Tal análise foi capaz de detectar a presença de oito componentes da maré na série de nível da água, sendo cinco delas estatisticamente significativas (ao nível de significância de 95%). Um resumo dos resultados, incluindo o nome das componentes e suas amplitudes e fases é mostrado na tabela 2.4.

As componentes de maior amplitude foram a diurna (K1), a semi-diurna (M2) e a quarto-diurna (M4). Esses resultados conferem com os obtidos através da FFT. A análise revelou ainda que a maré astronômica respondeu por 11,6% da variância total da série de nível, sendo os 88,4% restantes devido a outras forçantes de nível (especialmente fenômenos meteorológicos e descarga fluvial) a ruídos de alta frequência. O baixo percentual representado pela maré astronômica é consequência do regime de micromaré que atua na costa do Rio Grande do Sul. A amplitude média da maré em Tramandaí foi calculada em aproximadamente 0,3 metros (Motta, 1965; Almeida *et al.* 1997). Durante esse estudo, porém, a análise harmônica revelou uma amplitude média inferior a 0,1m (figura 2.4). Essa diferença pode ser interpretada como decorrente do curto período de abrangência da série de nível aqui utilizada. Durante todo o período de amostragem a lua encontrava-se em fase quarto-minguante, a qual corresponde a marés de quadratura, com baixa amplitude. Caso o período de amostragem fosse de um mês ou mais, a amplitude média obtida pela análise harmônica provavelmente seria maior (e mais verdadeira), já que fases da lua que correspondem a marés de sizígia, como a cheia e a nova, passariam a contribuir para o cálculo dessa média. Os resultados da análise harmônica permitiram a construção de uma nova série de nível contendo apenas as variações resultantes da ação da maré astronômica. Essa série pode ser vista na figura 2.4.

Tabela 2.4: Síntese dos resultados da análise harmônica sobre a série de nível da água medida no estuário de Tramandaí entre 08/03/05 a 13/03/05, revelando as componentes obtidas, suas frequências, amplitudes e fases. As componentes marcadas com * são significativas ao nível de 95%.

Componente	Frequência	Amplitude (m)
*K1	0,041781	0,0451
*M2	0,080511	0,0259
*M3	0,120767	0,0087
*M4	0,161023	0,0273
2MK5	0,202804	0,0051
*M6	0,241534	0,0104
3MK7	0,283315	0,0039
M8	0,322046	0,0025

O conhecimento das amplitudes de cada uma das componentes da maré tornou possível a determinação do tipo de regime apresentado pela mesma, usando-se para isso o cálculo do número de forma. A equação para obter esse número foi exposta na seção 2.3 e considera as amplitudes das componentes K_1 , O_1 , M_2 e S_2 . Porém, como nem todas se mostraram presentes no conjunto de dados, apenas a principal diurna (K_1) e a principal semi-diurna (M_2) foram usadas no cálculo. O valor obtido ($N_f = 1,74$) revela uma maré do tipo mista com predominância diurna, o que já tinha ficado aparente nos periodogramas resultantes da FFT, onde o ciclo diurno apresentou maior energia que o semi-diurno. Esse resultado difere daquele obtido por Almeida *et al.* (1997), os quais deduziram a maré em Tramandaí como sendo do tipo misto semi-diurno. Essa divergência pode ser devido a diferenças no comprimento das séries temporais, englobando seis dias no presente estudo e variando entre 26 e 55 dias (mais adequadas para o estudo da análise harmônica) no trabalho desenvolvido por Almeida *et al.* (1997). Diferenças no método utilizado para calcular o tipo de regime da maré também podem ter sido responsáveis pelas divergências entre os dois estudos (os referidos autores não expõem como o regime foi obtido, se pelo cálculo do número de forma ou de outro modo). De qualquer forma, apenas 300Km ao sul de Tramandaí, Herz (1977) e Moller Jr. *et al.* (1996) determinaram a maré astronômica como sendo do tipo mista com predominância diurna.

As principais componentes detectadas na série de nível da água (diurna, semi-diurna e submaré) foram, então, separadas através do filtro Butterworth. A figura 2.4 compara a série representativa da ação da maré astronômica reconstituída pela análise harmônica com a série de oscilações de período menor que 25 horas isolada através da aplicação do filtro com frequência de corte de 0,04 ciclos por hora sobre a série original. As divergências encontradas entre elas se devem ao fato de que a série obtida pela análise harmônica representa apenas a ação da maré astronômica, enquanto que a série filtrada inclui todas as oscilações com período menor que 25 horas, sejam elas provocadas pela ação da maré astronômica ou por outras forçantes de nível. Ainda assim, percebe-se que as duas séries encontram-se em fase e que, especialmente no terceiro, quarto e quinto

dias, seus valores são muito parecidos, o que comprova que para períodos inferiores a 25 horas a maré astronômica é a principal forçante de nível no estuário.

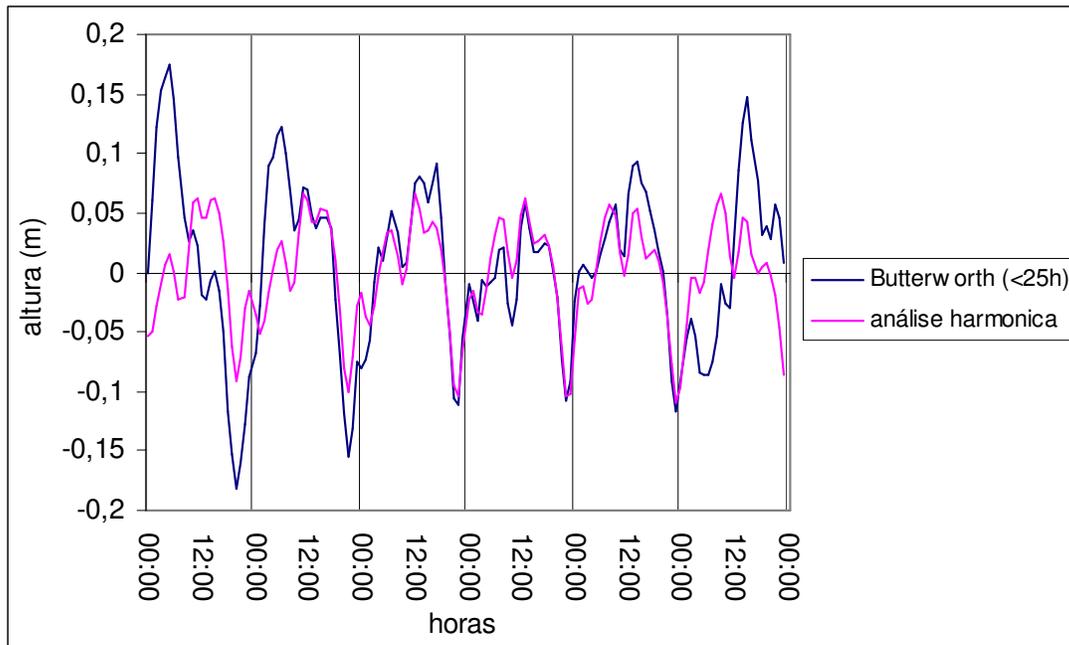


Figura 2.4: Série representativa da ação da maré astronômica reconstituída pela análise harmônica (em rosa) e série de oscilações de período menor que 25 horas isolada através da aplicação do filtro Butterworth com frequência de corte de 0,04 ciclos por hora (em azul). Resultados obtidos a partir da série de nível da água medida no estuário de Tramandaí entre 08/03/05 e 13/03/05.

A série de 25 horas vista na figura 2.4 foi, então, decomposta em suas duas principais componentes, as oscilações diurna e semi-diurna da maré astronômica. Além disso, subtraindo a série de 25 horas da série original, obteve-se a componente submaré, ou seja, uma série com as oscilações de período superior aos apresentados pela maré astronômica, provocadas principalmente por fenômenos meteorológicos. O resultado final da decomposição, incluindo as componentes submaré, diurna, semi-diurna, além da série original, pode ser visto na figura 2.5. Na parte inferior dessa figura são mostradas ainda as datas e na superior a direção predominante do vento em cada dia. A componente submaré (períodos maiores que 28h) apresentou duas cristas evidentes no período de seis dias, o que corresponde a uma oscilação de aproximadamente 72 horas, mesmo período detectado pela FFT. Essa oscilação esteve relacionada à ação dos ventos predominantes na região.

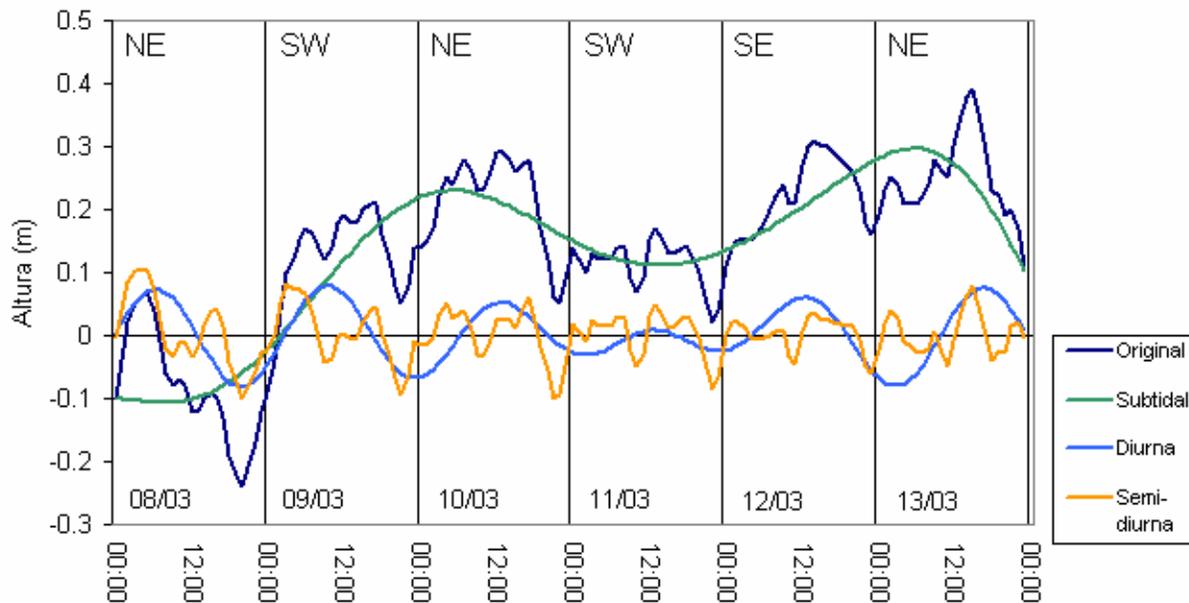


Figura 2.5: Série original de nível da água medida no canal de acesso ao oceano do estuário de Tramandaí durante os dias 08/03/05 a 13/03/05 e séries subtidal (submaré), diurna e semi-diurna, obtidas através da filtragem da série original com um filtro Butterworth. No canto superior encontra-se a direção predominante do vento para cada dia.

Segundo Nimer (1989), o padrão de ventos para a região sul do Brasil é determinado pela ação de dois centros de alta pressão: o Anticiclone Tropical do Atlântico Sul e o Anticiclone Migratório Polar. De acordo com Braga e Krusche (2000), a direção anual predominante dos ventos é de NE e deve-se à influência do Anticiclone Tropical do Atlântico Sul. Esse centro de alta pressão caracteriza-se por apresentar rotação em sentido anti-horário e sua posição sobre o Oceano Atlântico induz a presença freqüente de ventos NE na região costeira do Rio Grande do Sul, especialmente durante o verão. Análises sazonais têm mostrado uma queda na freqüência dos ventos NE e E durante o inverno, aliada a um claro aumento na freqüência dos ventos de SW e W, os quais estão associados à passagem de sistemas frontais (Tomazelli, 1993; Britto e Krusche, 1996; Campello, 2002). Essa inversão na direção do vento se deve ao avanço mais seguido do Anticiclone Migratório Polar sobre o Rio Grande do Sul nessa época do ano, o qual é o responsável pelo aumento na freqüência de frentes frias. Os sistemas frontais, ou simplesmente frentes, caracterizam-se por uma zona de transição entre duas massas de ar (no caso a Massa Polar Atlântica e a Massa Tropical Atlântica) de diferentes temperaturas e umidades. Na zona frontal são observadas variações bruscas nos campos de temperatura e umidade, com formação de nuvens e possibilidade de precipitação (Vianello e Alves, 1991).

Como já citado, devido ao transporte de Ekman os ventos do quadrante sul, que acompanham as frentes frias, tendem a elevar o nível do mar na costa do Rio Grande do Sul, enquanto que ventos do quadrante norte têm o efeito contrário. A figura 2.5 mostra que a oscilação submaré respondeu de forma muito clara à ação do

vento, uma vez que os ventos de NE anteciparam uma queda na componente submaré e os ventos de SE e SW foram responsáveis por um aumento nessa componente. Essa oscilação foi a responsável pelas maiores variações de nível no estuário, o que revela a importância dos fenômenos atmosféricos de escala sinótica (particularmente a ação do vento paralelo à linha de costa) sobre a circulação hidrodinâmica desse sistema. A mesma situação é observada em outros estuários sob regime de micromarés, como o estuário da Lagoa dos Patos (Möller Jr. e Castaing, 1999).

A ausência de precipitação e de dados de vazão do Rio Tramandaí durante o período estudado impediu que se averiguasse a importância da pluviosidade como forçante de nível no estuário de Tramandaí. Entretanto, devido à ausência de precipitação pode-se supor que o rio tenha apresentado uma vazão aproximadamente constante durante todo o período. Assim, na seção seguinte, em discussão sobre a ação das várias forçantes de nível, a descarga fluvial não foi considerada de forma quantitativa. Como as medições ocorreram no verão, época em que a precipitação na bacia de drenagem e a vazão do Rio Tramandaí são, teoricamente, menores (Tabajara, 1994), possíveis erros decorrentes dessa desconsideração devem ter sido minimizados.

2.4.2 Estudo de caso: monitoramento do comportamento hidrodinâmico no sistema estuarino-lagunar de Tramandaí durante seis dias consecutivos

Durante a introdução deste capítulo foram comentadas as principais forçantes da circulação hidrodinâmica em um estuário. Agora, tendo por base tal conhecimento, será demonstrado de forma prática como essas forças agem no sistema estuarino-lagunar de Tramandaí. Para isso tal sistema foi monitorado em cinco pontos, durante seis dias seguidos. Os resultados obtidos são apresentados a seguir.

As figuras 2.6, 2.7, 2.8, 2.9 e 2.10 são derivações da figura 2.5, porém mostrando a velocidade e o sentido da corrente medidos em cada um dos cinco pontos de amostragem. Analisando passo a passo essas figuras e comparando com os valores medidos para salinidade (figura 2.11) e direção e intensidade do vento, pode-se ter uma melhor compreensão de como se comportou o estuário de Tramandaí durante os seis dias de monitoramento.

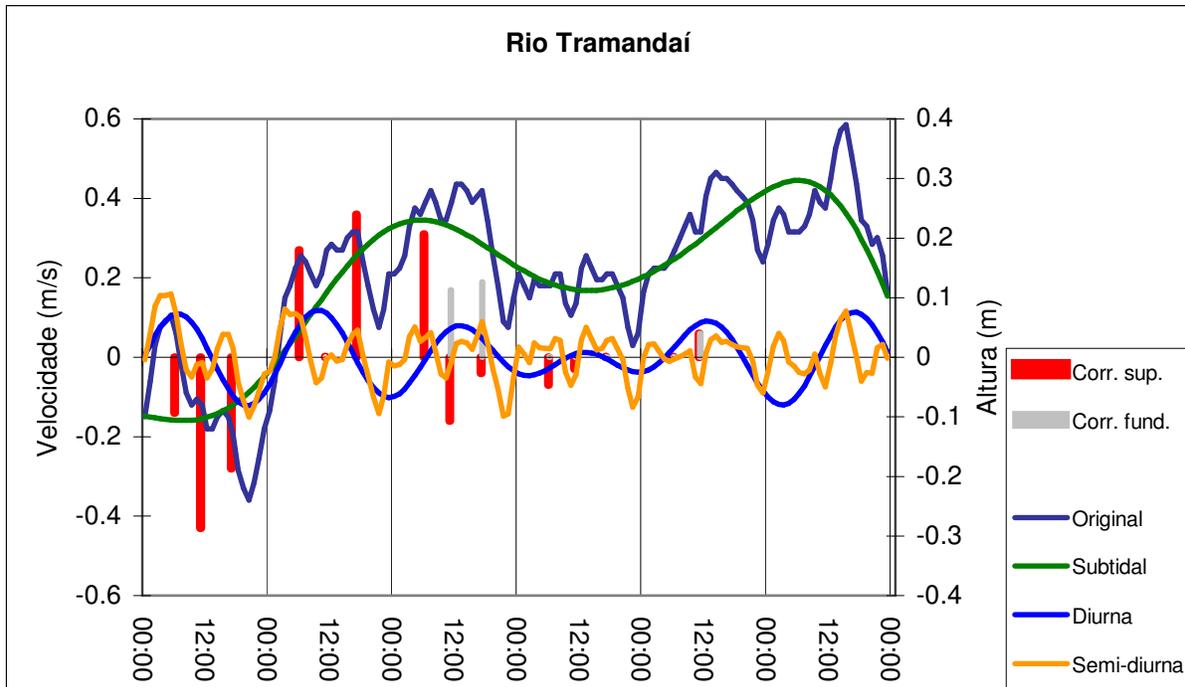


Figura 2.6: Série original de nível medida no estuário de Tramandaí no período de 08/03/05 a 13/03/05, séries calculadas para as componentes subtidal (submaré), diurna e semi-diurna e velocidades de corrente medidas em superfície e no fundo no ponto Rio Tramandaí.

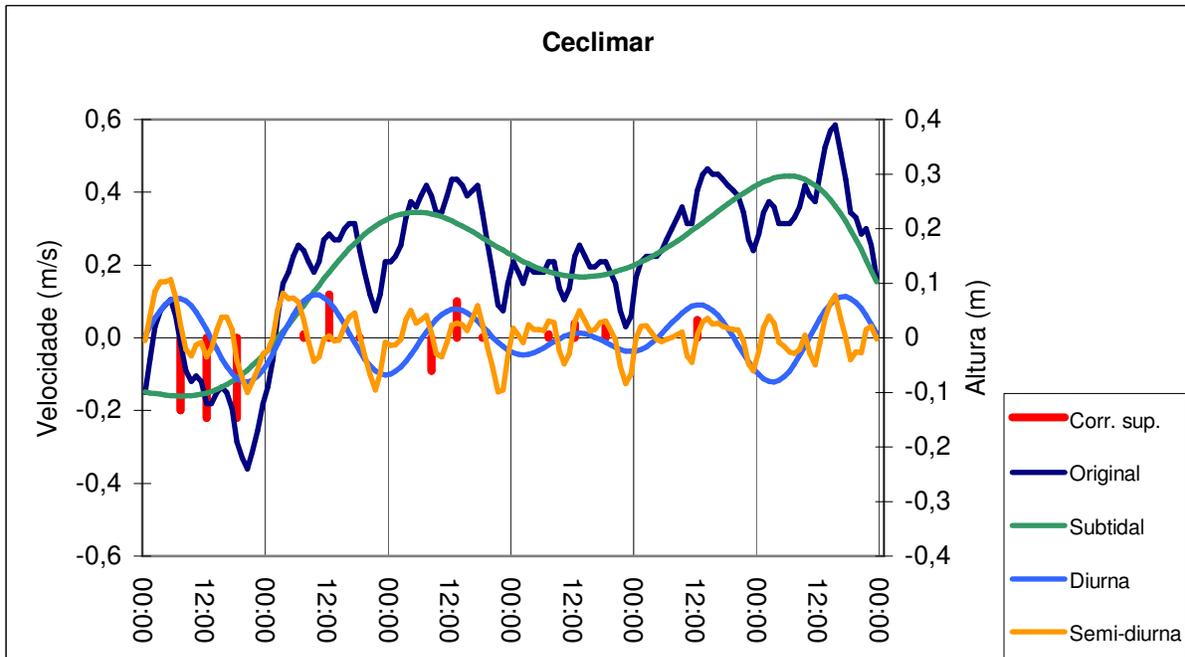


Figura 2.7: Série original de nível medida no estuário de Tramandaí no período de 08/03/05 a 13/03/05, séries calculadas para as componentes subtidal (submaré), diurna e semi-diurna e velocidades de corrente medidas em superfície e no fundo no ponto Ceclimar.

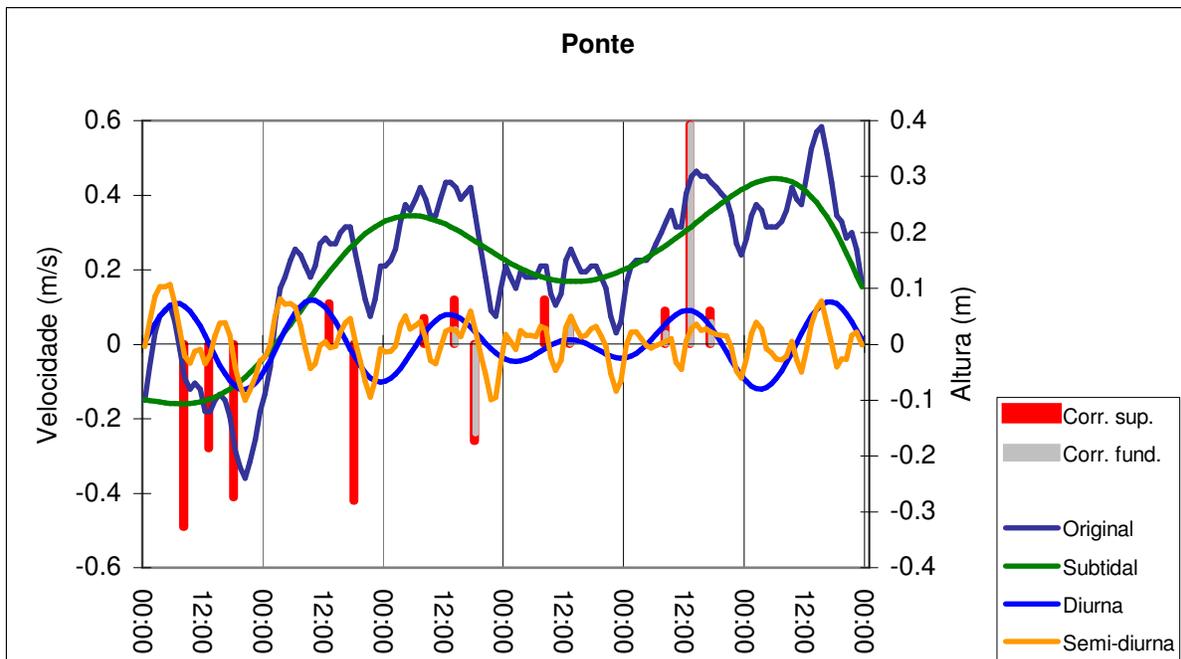


Figura 2.8: Série original de nível medida no estuário de Tramandaí no período de 08/03/05 a 13/03/05, séries calculadas para as componentes subtidal (submaré), diurna e semi-diurna e velocidades de corrente medidas em superfície e no fundo no ponto Ponte.

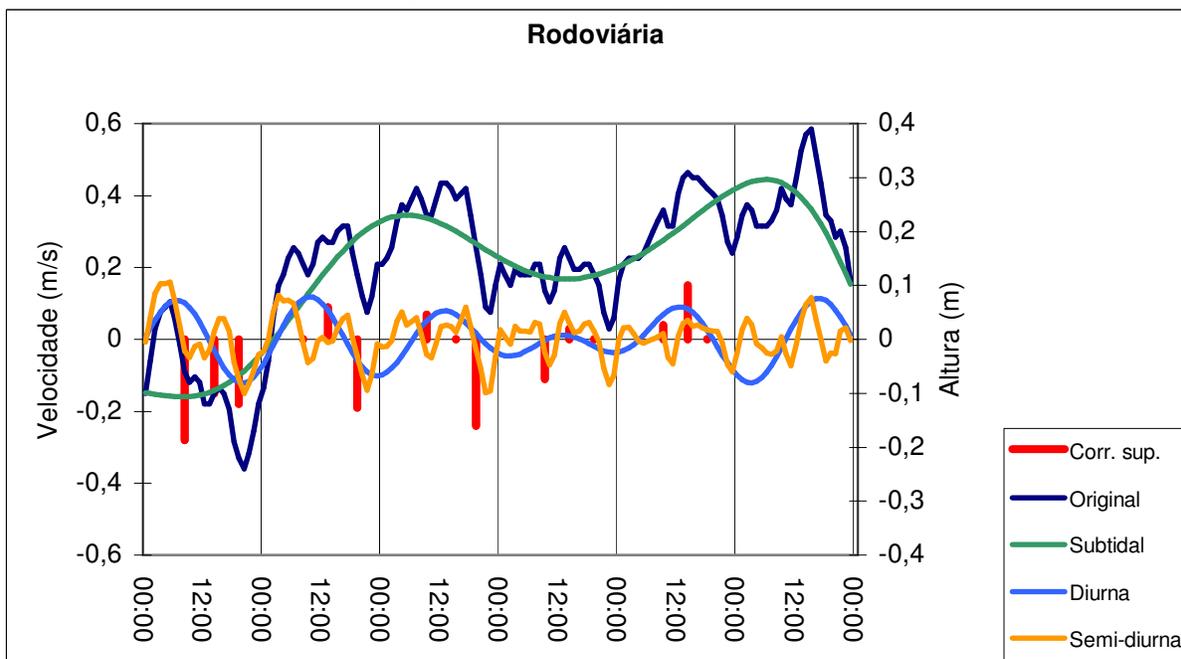


Figura 2.9: Série original de nível medida no estuário de Tramandaí no período de 08/03/05 a 13/03/05, séries calculadas para as componentes subtidal (submaré), diurna e semi-diurna e velocidades de corrente medidas em superfície e no fundo no ponto Rodoviária.

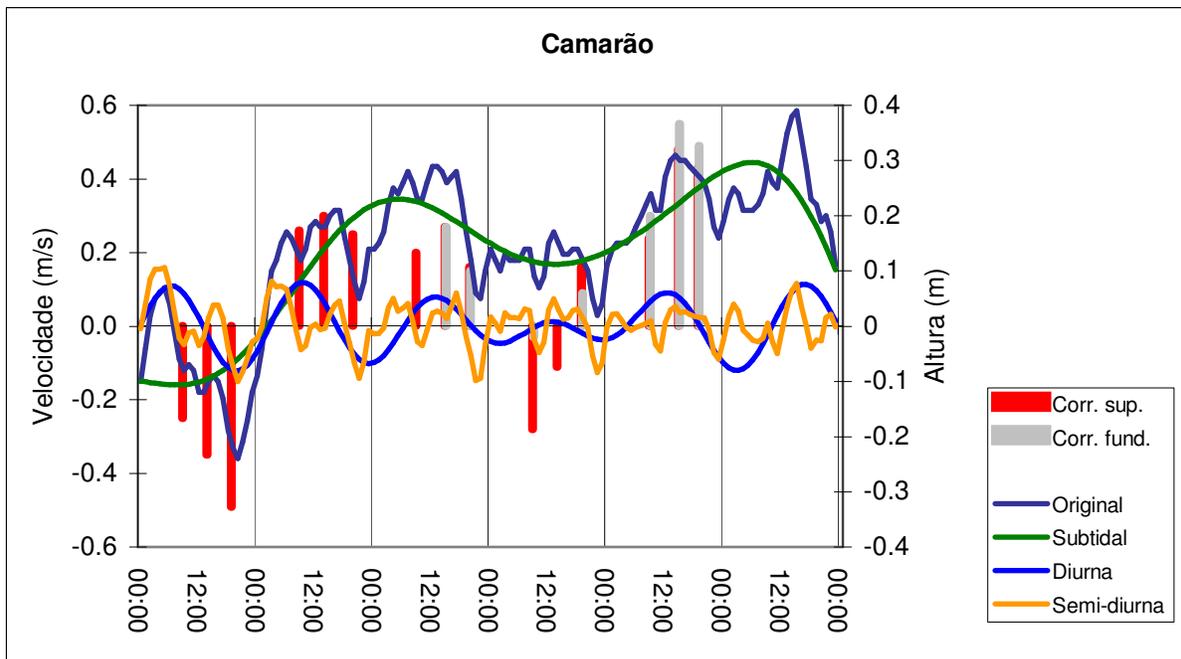


Figura 2.10: Série original de nível medida no estuário de Tramandaí no período de 08/03/05 a 13/03/05, séries calculadas para as componentes subtidal (submaré), diurna e semi-diurna e velocidades de corrente medidas em superfície e no fundo no ponto Camarão.

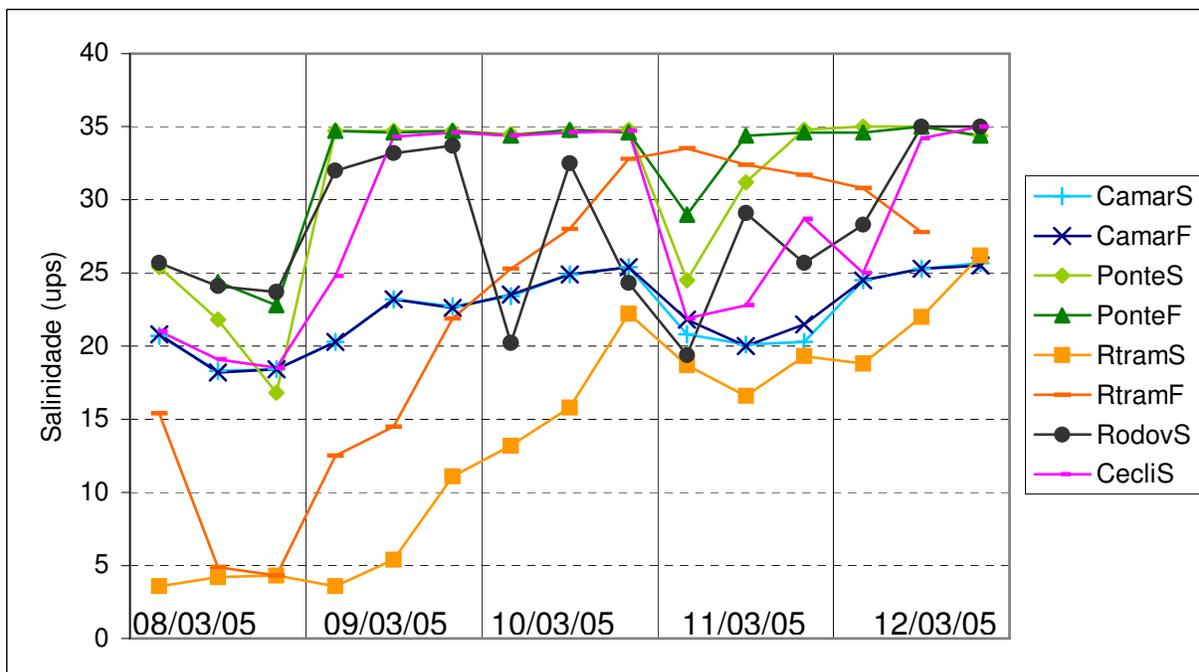


Figura 2.11: Valores de salinidade medidos em superfície e no fundo no período de 08/03/05 a 12/03/05 para todos os pontos de amostragem do estuário de Tramandaí (Camar = Camarão; Rtram = Rio Tramandaí; Rodov = Rodoviária; Cecli = Ceclimar; S = Superfície; F = Fundo).

2.4.2.1 Primeiro dia – 08/03/2005

O primeiro dia de monitoramento foi 8 de março de 2005. Durante todo esse dia o vento soprou da direção NE, com intensidade entre 3,8m/s e 5,7m/s. O valor na série de nível original (em azul escuro) às 00:00h (início do período de medição) era -10, ou seja, o nível encontrava-se 10cm abaixo do nível de referência (nível médio do mar), porém em elevação. As 04:00h o nível atingiu seu valor máximo naquele dia (6cm acima do nível de referência), claramente devido à ação conjunta das componentes semi-diurna (em laranja) e diurna (em azul claro) da maré astronômica, uma vez que a componente submaré mantinha-se estável. Após esse máximo o nível passou a diminuir, mantendo-se vazante durante todo resto do dia devido à ação do vento NE. Percebe-se que a componente submaré, que representa a ação do vento não-local, mantém-se abaixo do nível de referência o dia todo. Observa-se também que no período da tarde ocorre um pico forte no sinal semi-diurno da maré, que por sua vez é neutralizado por uma queda da componente diurna, refletindo apenas em uma elevação mínima no nível real da água (série original) obtido pela SPH. As medidas de velocidade e sentido da corrente (barras vermelhas) revelam que em todos os pontos e períodos de amostragem o fluxo superficial foi negativo (no sentido do mar, ou seja, vazante). Nota-se, contudo, uma redução na velocidade da corrente vazante na segunda amostragem do dia junto à ponte Tramandaí-Imbé. Essa redução foi provocada por influência do pico de maré semi-diurna recentemente citado. Tal influência, apesar de fraca, pôde ser sentida nesse ponto devido à proximidade do mesmo com o oceano.

Segundo Kjerfve e Knoppers (1999), em lagunas costeiras do tipo estranguladas (choked lagoon), como são as de Tramandaí e Armazém, a onda de maré é rapidamente atenuada à medida que avança estuário adentro, sendo que locais próximos à barra recebem muito mais influência da maré do que pontos situados estuário acima, onde por vezes o efeito da mesma não é sentido. O padrão de correntes observado na ponte foi verificado ainda, embora com menor intensidade, no ponto de amostragem Rodoviária, sugerindo que esse é o segundo ponto com maior influência marinha e o que mais se assemelha ao canal de acesso ao oceano em relação à corrente. Para averiguar tal semelhança foram correlacionados todos os valores de corrente medidos nos cinco pontos ao longo dos cinco dias (tabela 2.5). O maior valor de correlação ($r=0,89$) ocorre entre os pontos Ponte e Rodoviária, o que confirma a suposição levantada anteriormente.

Ao analisar as figuras 2.6 a 2.10, devemos sempre levar em conta que, apesar de as três medições diárias de velocidade e sentido da corrente terem sido realizadas nos horários em que elas são mostradas nos gráficos, existe uma variação espacial entre o local onde a série de nível foi medida (canal de acesso ao oceano) e quatro dos cinco pontos de amostragem da corrente. Obviamente, existe uma defasagem de tempo até que uma elevação ou queda do nível do mar seja sentida no Rio Tramandaí ou no Canal Camarão (os pontos mais distantes do oceano). Tal defasagem possivelmente pudesse ser conhecida (correlacionando as séries de corrente, salinidade e nível) caso houvesse um acompanhamento contínuo da velocidade e sentido da corrente e

da salinidade em cada ponto de amostragem, mas não pode ser avaliada com apenas três amostragens diárias, como foi o caso desse estudo. Assim sendo, apenas as variáveis medidas no ponto Ponte (que se situa bem próximo à estação hidro-meteorológica da SPH) respondem em tempo real às variações apresentadas na série de nível.

Tabela 2.5: Coeficientes de correlação de Pearson para os valores de intensidade e direção da corrente medidos entre 08/03/05 a 12/03/05 nos cinco pontos de amostragem do estuário de Tramandaí.

	Camarão	Rodoviária	Ponte	Ceclimar	R. Tramandaí
Camarão	1,00	-	-	-	-
Rodoviária	0,62	1,00	-	-	-
Ponte	0,59	0,89	1,00	-	-
Ceclimar	0,76	0,61	0,66	1,00	-
R. Tramandaí	0,66	0,33	0,22	0,43	1,00

Em relação ao comportamento da salinidade, o sistema estuarino de Tramandaí tem sido classificado como parcialmente misturado (Strohscoen Jr, 1985; Tabajara, 1994), sendo que tanto a difusão turbulenta quanto a advecção são importantes processos de mistura. Entretanto, diversos estudos já relataram situações que variavam desde a mistura total (Tabajara, 1994; Tabajara e Almeida, 1999) até uma alta estratificação (Lira *et al.*, 1976, Chomenko, 1981; Tabajara, 1994) em diferentes épocas e pontos no interior deste estuário. No atual estudo foram observadas situações de estratificação vertical nos três pontos de amostragem com maior profundidade: Rio Tramandaí (quase sempre estratificado), Ponte (estratificado em duas ocasiões) e Camarão (levemente estratificado apenas em uma ocasião). Nos dois pontos de pouca profundidade (Ceclimar e Rodoviária), ao contrário do observado por Strohscoen Jr. (1985), a coluna de água esteve sempre bem misturada (com uma única exceção para o ponto Ceclimar na manhã do dia 11, quando não havia vento algum, como será visto adiante). A homogeneidade vertical observada nos pontos mais rasos ocorre devido à mistura provocada pelas ondas criadas através do cisalhamento do vento local sobre a superfície da água. Esse mesmo processo já havia sido sugerido por Chomenko (1981) e Tabajara (1994).

A figura 2.11 mostra que, durante o primeiro dia de monitoramento, todos os pontos apresentaram redução nos valores de salinidade entre a primeira e a última medição. Percebe-se que o regime de vazante provocado pelo vento NE contribuiu para o ingresso de águas menos salgadas nas lagunas, provenientes do Rio Tramandaí e do Canal Camarão. A maior queda nos valores de salinidade ocorreu na ponte Tramandaí-Imbé, em águas superficiais, onde a mesma passou de 25,4ups para 16,8ups (figura 2.11). Fica claro que o aporte de águas menos salgadas para o interior do sistema contribuiu para o aumento da estratificação vertical na embocadura do estuário, sendo que na terceira medição do dia a diferença entre as salinidades de fundo e de superfície no ponto Ponte atingiu seu valor máximo (16,8ups em superfície e 22,8ups no fundo). Em contraste, o

Rio Tramandaí, que se encontrava estratificado pela manhã (salinidade 3,6ups na superfície e 15,4ups no fundo), tornou-se verticalmente homogêneo (com salinidade em torno de 4,5ups) nas duas amostragens seguintes. Certamente o regime de vazante carregou rio abaixo, em direção às lagunas estuarinas, a água salobra de fundo. Esse foi o único momento, durante os cinco dias de medições, em que não houve estratificação vertical de salinidade no ponto do Rio Tramandaí. Já o ponto Camarão apresentou-se verticalmente homogêneo durante todo o dia, mostrando uma razoável queda de salinidade entre a primeira e a última medição. O ponto Ceclimar apresentou comportamento semelhante ao observado no Canal Camarão. O ponto Rodoviária, por sua vez, que iniciou o dia com um valor de salinidade muito próximo ao medido no canal de acesso ao oceano (Ponte), terminou o dia com a salinidade muito mais elevada que todos os demais pontos.

Sugerem-se duas respostas, que podem ter agido em conjunto ou de forma separada, para explicar esse comportamento distinto. Em primeiro lugar, é provável que as maiores salinidades medidas nesse ponto tenham sido uma resposta ao efeito local do vento NE, que, por arrasto sobre a superfície da água, aprisionou e concentrou a água salgada na porção estuarina correspondente à Lagoa Armazém, facilitando o escoamento da água menos salgada proveniente do Rio Tramandaí em direção ao ponto Ceclimar e, na seqüência, fluindo pela embocadura da barra no sentido do oceano. Isso explicaria as salinidades semelhantes encontradas entre os pontos Ceclimar e Ponte (em superfície) na terceira amostragem do dia. A segunda hipótese está relacionada à estratificação vertical de salinidade observada no ponto Ponte (figura 2.11) nas duas últimas amostragens do dia (na primeira, devido a problemas técnicos, a salinidade no fundo não pôde ser medida). Embora o sentido da corrente em superfície fosse vazante, tal estratificação sugere uma possível advecção de água salgada junto ao fundo, em direção ao interior do estuário, na forma de uma cunha salina (a corrente no fundo passou a ser medida apenas no terceiro dia de amostragens, impedindo a comprovação dessa suposição). Um fato que ajuda a fortalecer essa hipótese é apresentado na mesma figura 2.11. Ao comparar a salinidade de fundo no ponto Ponte e a salinidade no ponto Rodoviária, vemos que os valores são muito parecidos. Como visto anteriormente, o ponto Rodoviária é o que melhor representa as condições encontradas no canal de acesso ao mar e é possível que a água salgada ingressante pelo fundo do canal tenha aflorado ao atingir as profundidades mais rasas daquele ponto.

2.4.2.2 Segundo dia – 09/03/2005

A transição entre o primeiro e o segundo dia de amostragens foi marcada pela passagem de um sistema frontal, como revela a figura 2.12. Embora o pluviômetro da estação hidro-meteorológica da SPH não tenha registrado precipitação, foram observadas outras características típicas de sistemas frontais, como a queda da temperatura do ar e a inversão da direção do vento de NE para SW.

Devido à ação não-local do vento SW sobre o oceano adjacente, o nível do mar subiu no litoral do Rio Grande do Sul, provocando o ingresso de água marinha para o interior do estuário. A elevação na curva de nível original medida pela SPH (figuras 2.6 a 2.10) mostra bem essa situação. Entre as 20:00 do dia 8 e as 06:00 do dia 9 o nível da água na boca do estuário subiu, ininterruptamente, de -24cm até +17cm, um aumento de 41cm. Percebe-se que a oscilação submaré, forçada pelo vento SW, apresentou um papel importante nessa elevação do nível, porém as componentes diurna e semi-diurna da maré astronômica também estiveram em ascensão naquela noite. Foi a combinação das três componentes que elevou o nível de forma tão brusca. Em contraste com o primeiro dia de amostragens, quando a série original de nível do estuário mostrava valores negativos, após a inversão do vento para SW o nível se tornou positivo, assim permanecendo até o fim do período de monitoramento, o mesmo acontecendo com a componente submaré. Tal fato demonstra a importância que os fenômenos meteorológicos exercem sobre a circulação de água no estuário, na maioria das vezes superando os efeitos da maré astronômica.

A primeira medição de corrente do dia foi realizada às 6:00 da manhã, depois que o nível do estuário já havia subido e estabilizado e as velocidades registradas na Ponte, na Rodoviária e no Ceclimar foram nulas. Nos dois pontos mais distantes da embocadura, entretanto, verificou-se uma situação interessante. Ambos ainda se encontravam em regime de enchente, com velocidades muito parecidas (0,27 m/s no Rio Tramandaí e 0,26 m/s no Canal Camarão). Esse fato demonstra a defasagem de tempo que existe para que uma oscilação de nível no oceano seja sentida em locais distantes da embocadura, como o Rio Tramandaí e o Canal Camarão.

Retornando para a análise do nível, próximo ao meio dia uma queda na componente semi-diurna, em parte compensada por um aumento na componente diurna, provocou uma leve e breve diminuição na série original de nível, que voltou a se elevar em seguida. A segunda amostragem de corrente do dia ocorreu durante essa nova elevação e registrou valores positivos (enchente) para todos os pontos, com exceção do Rio Tramandaí, o qual apresentou velocidade nula. Ao final da tarde as componentes semi-diurna e diurna da maré astronômica passaram a cair simultaneamente, provocando uma queda na série original de nível, superando, momentaneamente, a ação da componente submaré, que continuava a subir, impulsionada pelo vento SW que ainda soprava.

Conforme mostram as medidas de corrente da última amostragem do dia, os pontos Ponte e Rodoviária responderam prontamente a essa queda do nível, ambos revelando regimes de vazante. Vale ressaltar a semelhança no padrão de correntes apresentada por esses dois pontos também nesse segundo dia. Já o ponto Ceclimar encontrava-se sem corrente. É possível que esse ponto estivesse sofrendo uma inversão na direção da corrente (da enchente observada na medição anterior para a vazante já estabelecida nos pontos sob maior influência marinha - Ponte e Rodoviária), chamado de estofo da maré. Esse parece ser o terceiro ponto (em defasagem de tempo) a responder a uma variação de nível originada na embocadura do estuário. Como essa foi

a última amostragem do dia, não foi possível definir o momento em que as águas do ponto Ceclimar começaram a vaziar. Por outro lado, é possível também que o vento SW, agindo localmente, tenha represado parte da água estuarina na Lagoa de Tramandaí, dificultando ou até mesmo impedindo o estabelecimento do fluxo de vazante no ponto Ceclimar. Essa hipótese é corroborada pelos dados de salinidade medidos nesse local, como será visto adiante. Os outros dois pontos Camarão e Rio Tramandaí apresentaram regime de enchente durante essa última amostragem do dia 9, revelando que eles ainda não haviam sido afetados pela queda de nível ocorrida na boca do estuário.

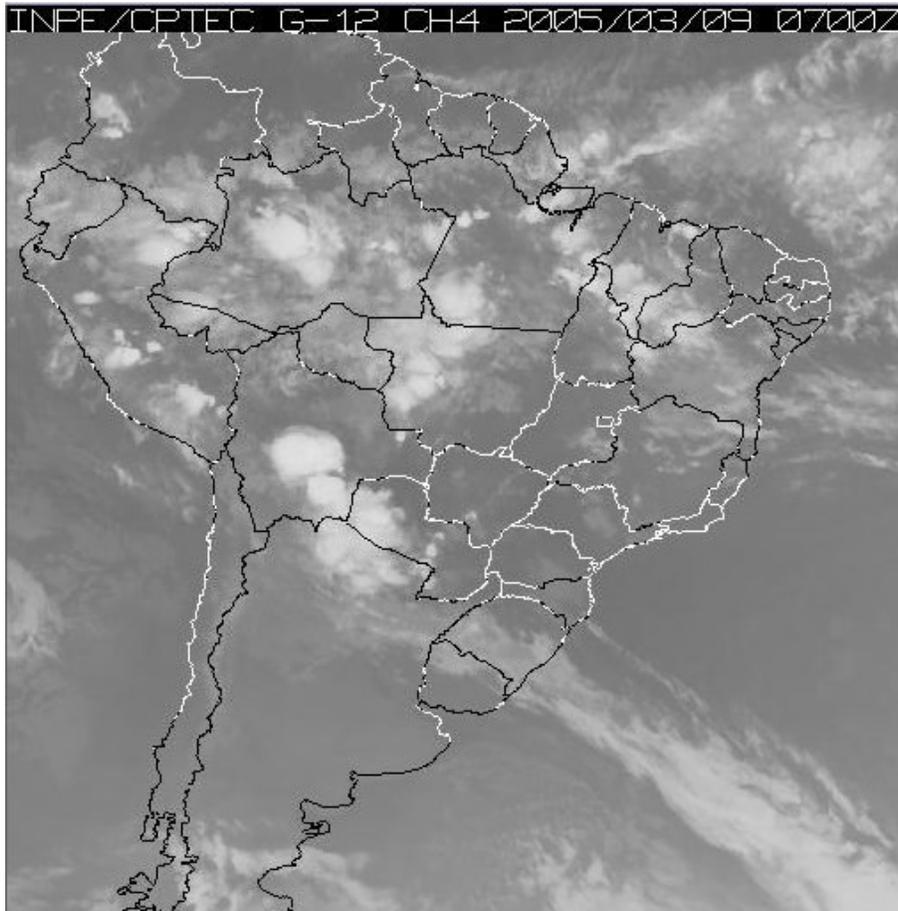


Figura 2.12: Imagem em infravermelho do satélite geostacionário Goes 12 obtida às 04:00 (horário local) do dia 09/03/2005, evidenciando que um sistema frontal (linha de nuvens que se estende da Bolívia ao Oceano Atlântico, passando sobre o Rio Grande do Sul) atingiu a área de estudo na madrugada daquele dia.

A tendência de queda dos valores de salinidade provocada pelo regime de vazante observado durante o primeiro dia de amostragens foi revertida durante a noite do primeiro para o segundo dia. A passagem do sistema frontal, com o conseqüente ingresso de água marinha no estuário, fez com que na manhã do dia 9 quase todos os pontos apresentassem salinidade superior à encontrada no final da tarde do dia anterior. A única exceção ficou por conta da água de superfície do Rio Tramandaí.

A maior diferença de salinidade foi registrada no ponto Ponte, em águas superficiais, onde a mesma passou de 16,8ups (uma condição mixohalina) para 34,7ups (água marinha). Ainda nesse local, foi observada a erosão total da haloclina que havia se formado no final do dia anterior, com a coluna de água tornando-se verticalmente bem misturada. Tal comportamento encontra-se de acordo com o exposto por Tabajara e Almeida (1999) e por Miranda *et al.* (2002), que explicam que a estratificação varia diretamente com o fluxo do rio e inversamente com a ação da maré (uma alta vazão fluvial resulta em alta estratificação vertical no estuário, enquanto que o ingresso de uma alta maré provoca mistura vertical e baixa estratificação).

O ponto que apresentou a segunda maior salinidade nessa primeira amostragem foi o Rodoviária, seguido pelo Ceclimar. Mais uma vez os dois pontos com maior influência marinha (Ponte e Rodoviária) foram os que responderam mais rápido ao ingresso da água do mar. No Canal Camarão, verticalmente bem misturado, foi observado apenas um leve aumento da salinidade, enquanto que a água superficial do Rio Tramandaí mostrou uma pequena queda em relação à salinidade medida no final do dia anterior. A água de fundo do desse rio, entretanto, apresentou um forte incremento de salinidade, com retorno da estratificação vertical, sugerindo o avanço de uma cunha salina rio acima, respondendo ao ingresso de água salgada provocado pelo vento SW.

Na segunda e terceira amostragens do dia 9 nada mudou com relação à salinidade na embocadura do estuário, que manteve a homogeneidade vertical e as características de um ambiente marinho. O ponto Rodoviária sofreu apenas um pequeno aumento da salinidade, porém nunca chegando a atingir o valor de 34,7ups, registrado no canal de acesso ao mar. Já no ponto Ceclimar, observou-se um forte aumento de salinidade da primeira para a segunda amostragem, sendo que na terceira a salinidade medida foi igual à verificada no ponto Ponte. Pela primeira vez o ponto Ceclimar sofria uma maior influência marinha do que o ponto Rodoviária. A explicação para esse fenômeno está, muito provavelmente, na ação local do vento. Ao contrário do ocorrido no dia anterior, quando o vento NE parece ter concentrado a água mais salgada na Lagoa Armazém, mantendo elevada a salinidade no ponto Rodoviária, agora era o vento SW que, por cisalhamento sobre a lâmina d'água, parecia estar concentrando a água salgada na Lagoa de Tramandaí. Essa hipótese é reforçada pelo aumento de salinidade verificado no Rio Tramandaí (tanto em superfície, quanto no fundo) nas duas demais amostragens do dia, pelo regime de enchente observado nesse mesmo local durante a última amostragem e pela leve queda de salinidade observada no Canal Camarão no final da tarde desse dia 9.

2.4.2.3 Terceiro dia – 10/03/2005

O dia 10 de março de 2005 foi marcado pela volta do vento NE, que começou com fraca intensidade (1,5m/s) no início da manhã e foi aumentando ao longo do dia, chegando a 6,6m/s durante o período da tarde. Podemos ver que, passado o regime de vazante observado no final do dia 9, provocado pela interação das componentes diurna e semi-diurna da maré astronômica, o nível da água na embocadura do estuário voltou a

subir. As figuras 2.6 a 2.10 mostram que a amplitude da componente diurna no dia 10 foi menor do que a constatada durante o dia anterior e que a componente semi-diurna manteve aproximadamente a mesma amplitude verificada no dia 9. Ainda assim, o nível da água medido na embocadura do estuário ao longo do dia 10 foi, em média, superior ao constatado no dia antecedente. Tais observações mostram a importância desempenhada pela componente submaré, que apresentou um pico durante o dia 10, na manutenção do alto nível da água observado no estuário durante esse dia.

As medições de corrente da primeira amostragem do dia revelaram regime de enchente em quase todos os pontos, resultante da elevação do nível das águas. A única exceção ficou por conta do ponto Ceclimar, onde o fluxo foi vazante, embora fraco. A explicação mais plausível para esse comportamento diferenciado encontra-se na ação local do vento NE. É interessante observar que as maiores velocidades de corrente nessa primeira amostragem ocorreram no Rio Tramandaí e no Canal Camarão (0,31m/s e 0,2m/s, respectivamente), contrastando com a baixa velocidade medida no canal de acesso ao mar (0,07m/s). Isso revela que, embora o nível da água na embocadura do estuário já estivesse próximo do máximo no momento da medição, nos dois pontos mais distantes da embocadura o nível ainda se encontrava em franca ascensão.

Ao meio dia houve uma leve oscilação do nível medido devido à ação da componente semi-diurna. Essa oscilação foi tão rápida que não pôde ser detectada pelas medições de corrente nem no ponto Ponte. Durante a segunda amostragem de corrente do dia 10, Ceclimar, Ponte e Camarão encontravam-se em regime de enchente (os dois últimos tanto na superfície quanto no fundo) e o ponto Rodoviária não apresentava corrente. Nessa amostragem pela primeira vez a direção e a velocidade da corrente foram medidas também no fundo, o que pode ser visto na forma de colunas cinzas nas figuras 2.6 a 2.10 (a partir desse momento tal procedimento tornou-se rotina, o que não havia ocorrido antes devido à falta de equipamento apropriado para realizar as medições em profundidade). O Rio Tramandaí, apesar de vazar em superfície, mostrava regime de enchente no fundo, caracterizando a presença de duas massas de água distintas, como será visto adiante nos dados de salinidade.

Ao final do dia o nível na embocadura do estuário caiu bastante devido à ação conjunta do vento NE (componente submaré) e da maré astronômica. Novamente os pontos Ponte e Rodoviária foram os primeiros a responder a essa queda, apresentando velocidades de vazante relativamente altas na última amostragem do dia (0,26m/s e 0,24m/s, respectivamente). Durante essa amostragem a corrente era nula no ponto Ceclimar, mostrando que ele ainda não havia sentido o estímulo induzido pela diminuição do nível na embocadura do estuário (ele certamente veio a vazar mais tarde, como mostram os dados de salinidade coletados nesse ponto durante o dia 11). O Rio Tramandaí vazava levemente em superfície, porém continuava enchendo de forma intensa junto ao fundo. Já o Canal Camarão, como nas demais amostragens, mantinha o regime de enchente, porém agora com menor intensidade. Como esses dois pontos foram os últimos a começar a encher, não foi surpresa verificar que eles eram os únicos que ainda mantinham esse regime ao final do dia.

Pouca coisa mudou no que se refere aos valores de salinidade medidos nos pontos Ponte e Ceclimar ao longo do dia 10, quando comparados aos do dia anterior. Em ambos os locais a salinidade manteve-se sempre levemente abaixo de 35ups, sendo que a coluna d'água permaneceu verticalmente homogênea no ponto Ponte durante todo o dia. A grande surpresa do dia ficou por conta do ponto Rodoviária. Em contraste com os dois pontos anteriormente citados, a salinidade medida nesse ponto durante a primeira amostragem foi de apenas 20,2ups, inferior até à registrada no Canal Camarão. Tal comportamento não pôde ser plenamente explicado.

Como discutido anteriormente, ao final do dia anterior (09/03/2005) a curva de nível original apresentou uma queda, o que resultou em fortes correntes de vazante nos pontos Rodoviária e Ponte. Essa vazante poderia ser responsável por ter diminuído a salinidade no interior do estuário, explicando, em parte, a menor salinidade medida no ponto Rodoviária no início do dia seguinte. Entretanto, seria esperado que tal efeito fosse verificado também, no mínimo, pelos pontos Ceclimar e Ponte, o que não ocorreu (na verdade esses pontos mostraram sim uma queda de salinidade, mas de 0,2ups, muito inferior aos 13,5ups verificados no ponto Rodoviária).

Uma segunda hipótese seria a ocorrência de uma falha não percebida no equipamento de medição no momento da amostragem. Entretanto, o mesmo equipamento continuou a ser utilizado nas amostragens seguintes sem demonstrar qualquer problema. Embora não utilizadas nesse estudo, medidas da condutividade da água foram tomadas paralelamente às de salinidade em todas as amostragens e pontos de coleta de dados, sendo que a medida de condutividade referente a essa amostragem também foi bem inferior às obtidas nos pontos Ceclimar e Ponte (32,4mS/cm no Rodoviária, contra 52,2mS/cm no Ceclimar e 52,7mS/cm no Ponte). Caso não tenha ocorrido falha na amostragem, de onde teria vindo água com salinidade tão baixa é uma questão que fica em aberto. A inclusão de dois novos pontos de monitoramento (um no centro da Lagoa Armazém e outro na porção nordeste da Lagoa de Tramandaí) talvez ajudasse a esclarecer essa questão.

Na segunda amostragem do dia a salinidade do ponto Rodoviária subiu para 32,5ups, porém na terceira ela voltou a demonstrar comportamento diferente em relação aos demais pontos, tornando a cair, e atingindo novamente valores inferiores aos observados no Canal Camarão. É importante observar que naquele momento o regime de correntes medido no local era vazante, o que ajuda a explicar a diminuição de salinidade encontrada.

Quanto aos dois pontos mais distantes do oceano, ambos apresentaram aumentos quase lineares da salinidade ao longo do dia, embora com intensidades bastante diferentes. Enquanto no Canal Camarão a diferença de salinidade entre a primeira e a última amostragem foi de apenas duas unidades, no Rio Tramandaí tal diferença foi de nove unidades na superfície e sete e meia no fundo. Este último ponto apresentou intensa estratificação vertical, com diferença de salinidade entre a superfície e o fundo superior a 10ups e haloclina localizada a aproximadamente um metro de profundidade. Durante a terceira amostragem do dia 10 a salinidade da água de fundo do Rio Tramandaí esteve apenas duas unidades abaixo da registrada na embocadura do

estuário (32,8ups no fundo do rio, contra 34,8ups no ponto Ponte), mostrando a forte influência marinha que esse ambiente vinha sofrendo junto ao fundo.

2.4.2.4 Quarto dia – 11/03/2005

O dia 11 foi marcado pelo menor nível médio da água na embocadura do estuário desde o final do primeiro dia de monitoramento. A queda da curva de nível foi provocada pela ação do vento NE (componente submaré) que soprou durante o dia anterior. Nesse dia, assim como no seguinte, a maré astronômica apresentou fraca intensidade. Foram observados dois mínimos na série de nível, um próximo ao meio dia e outro logo antes da meia noite, ambos provocados por influência da componente semi-diurna. A pequena variação do nível da água registrada ao longo do dia foi responsável pela menor média de intensidade de corrente de todo o período de monitoramento (tabela 2.6). No ponto Ceclimar, particularmente, as velocidades de corrente foram quase nulas durante todo o dia. A maior velocidade foi registrada no Canal Camarão, em regime de vazante, durante a primeira amostragem do dia, numa provável resposta defasada à queda de nível observada na embocadura durante a noite anterior. Rio Tramandaí e Rodoviária também vazavam fracamente durante essa amostragem, enquanto que o fluxo no canal de acesso ao mar era fraco, mas de enchente. Na segunda amostragem do dia Ponte, Rodoviária e Ceclimar passaram a mostrar leves regimes de enchente. Ao longo do dia apenas o Canal Camarão apresentou velocidades de corrente um pouco mais elevadas, com inversão do fluxo de vazante para enchente na última amostragem.

A queda do nível da água e o regime de vazante ocorridos no final do dia 10 devolveram ao oceano parte da água marinha que se encontrava no interior do estuário. Durante a primeira amostragem do dia 11 a salinidade havia caído (em relação à medida no dia anterior) em quase todos os pontos, interrompendo a constância que vinha sendo observada nos pontos Ponte e Ceclimar nas cinco amostragens anteriores. A única exceção ficou por conta da água de fundo do Rio Tramandaí, que mostrou o maior valor de salinidade entre todos os pontos. A maior influência da água doce no estuário provocou estratificação vertical das águas do canal de acesso ao oceano, fato que não era observado desde o forte regime de vazante que prevaleceu durante o primeiro dia de monitoramento.

A transição do vento da direção NE (que predominou no dia 10) para SW (que soprou no dia 11) foi intercalada por um período de calmaria. Durante a primeira amostragem da manhã o vento ainda se encontrava muito fraco, com velocidade média de 1,1m/s e direção SW. A ausência de vento, aliada à baixa intensidade das marés, diminuiu a ação dos processos de mistura no estuário. O resultado foi que, pela primeira e única vez durante o monitoramento, foram observadas estratificações verticais nos pontos Ceclimar e Rodoviária. O ponto Ceclimar apresentou salinidade de 21,9ups na superfície e 23,9ups no fundo (60cm de profundidade), enquanto que o Rodoviária encontrava-se com 19,4ups na superfície e 32,1ups a 60cm de profundidade. Apenas os

valores medidos em superfície estão apresentados na figura 2.11. A calma hidrodinâmica também foi responsável pela diminuição da quantidade de material em suspensão, sendo que a transparência da água atingiu o fundo (sendo superior a 60cm) em ambos os pontos.

O Canal Camarão foi outro ponto que apresentou estratificação vertical pela primeira vez, embora leve. A ausência quase constante de estratificação no Canal Camarão, em contraste com o observado no Rio Tramandaí, pode ser discutida da seguinte forma: sabe-se que ambientes com forte influência fluvial e aporte contínuo de água doce estão mais sujeitos à estratificação vertical de salinidade (Miranda *et al.*, 2002). O Rio Tramandaí, como já explicado, escoas águas provenientes das lagoas existentes ao norte do estuário de Tramandaí. Essas lagoas recebem o aporte de grandes rios, entre eles o Rio Maquiné, o Rio Três Forquilhas e o Rio Cardoso, resultando em uma contínua contribuição de água doce. Já o Canal Camarão drena águas provenientes das lagoas ao sul do estuário. Essa região é caracterizada por um rosário de lagoas que se intercomunicam por canais (sendo o Canal Camarão o mais ao norte deles) e não recebe aporte de nenhum rio expressivo. Dessa forma, a maior parte da água doce drenada pelo Canal Camarão é proveniente da chuva e do lençol freático. Como não houve precipitação durante o andamento desse monitoramento, o Canal Camarão recebeu muito pouca contribuição de água doce, dificultando a formação de estratificação vertical de salinidade. Por fim, o Canal Camarão é bem mais estreito que o Rio Tramandaí e a turbulência gerada pelo atrito da água com as margens deve ajudar no processo de mistura entre as águas doce e salgada. Ainda em relação à primeira amostragem do dia, o Rio Tramandaí também apresentou estratificação vertical de salinidade, de forma bem intensa, e com a haloclina localizada a 1,5m de profundidade.

Tabela 2.6: Valores médios de intensidade da corrente (em módulo) medidos entre 08/03/05 a 12/03/05 nos cinco pontos de amostragem do estuário de Tramandaí. A unidade é m/s.

Data	Velocidade média da corrente em módulo					Média geral
	Cam	Rod	Pont	Cekli	Rtram	
8/3/2005	0,36	0,2	0,39	0,21	0,28	0,29
9/3/2005	0,27	0,09	0,18	0,04	0,21	0,16
10/3/2005	0,21	0,1	0,15	0,06	0,17	0,14
11/3/2005	0,18	0,05	0,06	0,02	0,03	0,07
12/3/2005	0,38	0,06	0,26	0,02	0,02	0,15

O fraco regime de enchente observado durante a segunda amostragem do dia elevou a salinidade nos pontos mais próximos ao oceano. Os pontos que sentiram esse efeito com maior intensidade foram Ponte e Rodoviária. No primeiro a diferença da salinidade entre as águas de superfície e de fundo diminuiu, sendo que essa última voltou a apresentar salinidade próxima à da água do mar (34,4ups). No último, devido ao aumento na intensidade do vento (nesse momento já soprando a 6,7m/s), foi observada a supressão total da estratificação

vertical verificada durante a manhã, com a coluna de água passando a apresentar-se bem misturada. O mesmo ocorreu no ponto Ceclimar, onde se notou um pequeno aumento de salinidade (passou de 21,9ups na primeira amostragem para 22,8ups na segunda), talvez mais decorrente da mistura entre as águas de superfície e fundo do que da ação da maré. Tais constatações comprovam a importância do vento como agente de mistura da água nas áreas rasas do corpo lagunar. O Canal Camarão também deixou de apresentar estratificação vertical e manteve a tendência de diminuição da salinidade medida na primeira amostragem. O Rio Tramandaí continuou sob o efeito de uma forte estratificação vertical, entretanto a salinidade medida no fundo passou a diminuir a partir dessa amostragem, enquanto que a de superfície manteve a tendência de queda já observada durante a manhã.

Na última seqüência de amostragens do dia a salinidade no ponto Ponte retornou aos altos valores apresentados durante os dois dias anteriores (34,8ups) e a estratificação vertical desapareceu por completo. No ponto Rodoviária a salinidade diminuiu um pouco, talvez por efeito local do vento SW trazendo águas menos salgadas vindas do Canal Camarão, que apresentava regime de vazante nas duas amostragens anteriores. O ponto Ceclimar mostrou elevação de salinidade, respondendo de forma atrasada aos aumentos verificados durante a amostragem anterior nos pontos Ponte e Rodoviária. O Canal Camarão mostrou um pequeno aumento da salinidade no fundo e voltou a apresentar leve estratificação vertical. Neste momento esse ponto encontrava-se em regime de enchente, como comentado anteriormente. Por fim, a salinidade em superfície do Rio Tramandaí esteve mais elevada nessa última amostragem, enquanto que a de fundo manteve a tendência de queda.

2.4.2.5 Quinto dia – 12/03/2005

O vento do quadrante sul que soprou no dia 11 e continuou durante o dia 12 foi responsável por uma nova elevação do nível da água na embocadura do estuário (as figuras 2.6 a 2.10 mostram claramente o incremento sofrido pela componente submaré durante o dia 12). Esse aumento do nível provocou leves regimes de enchente nos pontos Ponte, Rodoviária e Camarão durante a primeira amostragem do dia (as maiores velocidades de corrente foram medidas no Canal Camarão, sendo 0,24m/s na superfície e 0,3m/s no fundo). Rio Tramandaí e Ceclimar não apresentaram corrente.

O fluxo de enchente continuou durante a segunda amostragem, estando agora presente em todos os pontos, tanto em superfície quanto em profundidade. Ponte, Rodoviária e Camarão foram os pontos que apresentaram as maiores intensidades de corrente, sendo a velocidade medida no primeiro a mais alta observada durante todo o monitoramento (0,59m/s tanto em superfície quanto no fundo). As altas velocidades encontradas nos dois últimos pontos, em contraste com as baixas velocidades medidas nos pontos Ceclimar e Rio Tramandaí, sugerem que a onda de enchente se deslocou principalmente em direção ao sul, para a Lagoa Armazém. Alguns autores observaram o deslocamento de água salgada predominantemente em direção ao sul (Chomenko, 1981;

Schwarzbold, 1982; Tabajara, 1994) citando a força de Coriolis como uma das responsáveis por esse efeito. No hemisfério sul a força de Coriolis tende a desviar o fluxo de enchente em direção ao sul e o de vazante em direção ao norte, podendo gerar estratificação lateral de salinidade em estuários com a razão largura/profundidade relativamente grande (Brown *et al.*, 1989a; Miranda *et al.*, 2002). Entretanto, segundo Brown *et al.* (1989a), essa força costuma ser mais evidente em estuários com uma ampla ligação com o mar (boca larga), o que não é o caso do estuário de Tramandaí. Infelizmente até o presente nenhum estudo foi desenvolvido com o objetivo de comprovar a atuação da força de Coriolis no estuário de Tramandaí. Além dessa força, duas outras podem contribuir para direcionar o fluxo de enchente no sentido sul: a ação do vento nordeste (que predomina na região, principalmente no verão) por cisalhamento sobre a lâmina; o constante aporte de água doce proveniente do Rio Tramandaí provavelmente dificulta o fluxo da onda de enchente em direção ao norte, desviando-a para o sul.

Na terceira amostragem do dia, Ponte e Camarão continuaram enchendo, embora com menor intensidade, enquanto que os demais pontos não apresentaram corrente. A corrente do Rio Tramandaí não pôde ser medida durante essa amostragem devido a problemas com a embarcação. Próximo à meia noite pôde-se observar uma queda na altura do nível original medido na embocadura do estuário, resultado apenas da ação conjunta das componentes diurna e semi-diurna da maré astronômica, uma vez que a componente submaré se mantinha alta naquele instante.

O regime de enchente do dia 12 sustentou a alta salinidade e a homogeneidade vertical que vinham sendo observadas no ponto Ponte. Durante a primeira amostragem os pontos Rodoviária e Camarão apresentaram salinidades superiores às medidas no final do dia anterior o que não ocorreu nos pontos Ceclimar e Rio Tramandaí, que mostraram queda na salinidade. Essa observação corrobora com a suposição de que a onda de enchente teria se dirigido principalmente em direção à Lagoa Armazém. Na segunda amostragem do dia, o ponto Rodoviária alcançou a mesma salinidade medida na embocadura do estuário (35ups), caracterizando a presença de água costeira nesse ponto. A salinidade no Canal Camarão sofreu apenas um leve incremento, enquanto que finalmente a salinidade do ponto Ceclimar se elevou, quase igualando os valores medidos no canal de acesso ao oceano. A salinidade de superfície do Rio Tramandaí também aumentou, porém a de fundo continuou em queda. Essa foi a última medida de salinidade em profundidade no Rio Tramandaí, já que problemas com a embarcação impossibilitaram a terceira amostragem dessa variável naquele ponto. Na última amostragem do dia parte do estuário estava completamente salgada, sendo que os três pontos mais próximos do oceano apresentaram salinidades muito próximas de 35ups. O Canal Camarão continuou a apresentar um leve aumento da salinidade, enquanto que a salinidade de superfície do Rio Tramandaí também aumentou, mas de forma mais contundente.

2.4.2.6 Sexto dia – 13/03/2005

Durante o dia 13 já não houve mais amostragens de corrente e salinidade, assim podem ser analisados apenas o vento e as curvas de nível da água, da componente submaré e das componentes da maré astronômica. Pode-se perceber que a volta do vento NE levou a uma nova queda na componente submaré. Entretanto, dois picos foram observados na curva de nível original, o primeiro no período da manhã, resultante da ação da componente semi-diurna e o segundo à tarde, devido à ação sobreposta das componentes semi-diurna e diurna. Esse segundo pico foi responsável pela maior altura de nível da água medida no canal de acesso ao oceano em todo o período desse estudo. Esse evento chama a atenção para o fato de que em determinadas ocasiões a maré astronômica pode prevalecer sobre a componente submaré. A forte queda no nível, projetada pelo vento NE, veio a ocorrer apenas após a passagem dessa onda de maré astronômica.

2.4.3 Temperatura e salinidade

A salinidade é uma propriedade conservativa na água do mar, ou seja, ela se mantém praticamente constante ao longo do tempo e os principais sais responsáveis por ela não são consumidos pelos organismos. Dessa forma, a salinidade sofre alteração apenas devido à diluição da água marinha pela água doce ou à concentração provocada pela evaporação da água do mar (Brown *et al.*, 1989c). A propriedade conservativa da salinidade faz dela um excelente instrumento para que se possa traçar o trajeto percorrido por uma massa de água marinha, como mostrado no estudo de caso recentemente relatado. Já a temperatura da água, embora muito utilizada em conjunto com a salinidade para traçar o caminho de massas de água oceânicas de profundidade (Brown *et al.*, 1989c), sofre influência externa da temperatura do ar em águas rasas e superficiais. Assim, as variações de temperatura da água observadas em um estuário não são decorrentes apenas da mistura entre massas de água diferentes, mas também da troca de calor entre a atmosfera e a superfície do corpo hídrico.

A figura 2.13 exhibe o comportamento da temperatura entre 08/03/05 e 12/03/05 em todos os pontos de amostragem. Percebe-se claramente que existe um ciclo diário, com temperaturas mais baixas na primeira amostragem da manhã e mais altas nas amostras medidas durante a tarde. Essa oscilação diária na temperatura da água é induzida pela flutuação da temperatura do ar, só não sendo evidente para a água de fundo do Rio Tramandaí. A presença quase constante de estratificação vertical de salinidade observada nesse ponto dificulta a transferência de calor da camada de água superficial para a água de profundidade, já que não ocorre a mistura entre elas. Outra ocasião onde o ciclo diário de temperatura não foi observado se deu na água de fundo do ponto Ponte durante o dia 11/03/05. Nesse dia, como foi explicado anteriormente, tal local encontrava-se verticalmente estratificado e a temperatura da água de fundo na segunda amostragem do dia foi bem inferior à temperatura medida na superfície. Já o Canal Camarão, devido à eficiente mistura verificada em suas águas, quase sempre

sem estratificação vertical, apresentou temperaturas muito semelhantes na superfície e no fundo em todas as amostragens.

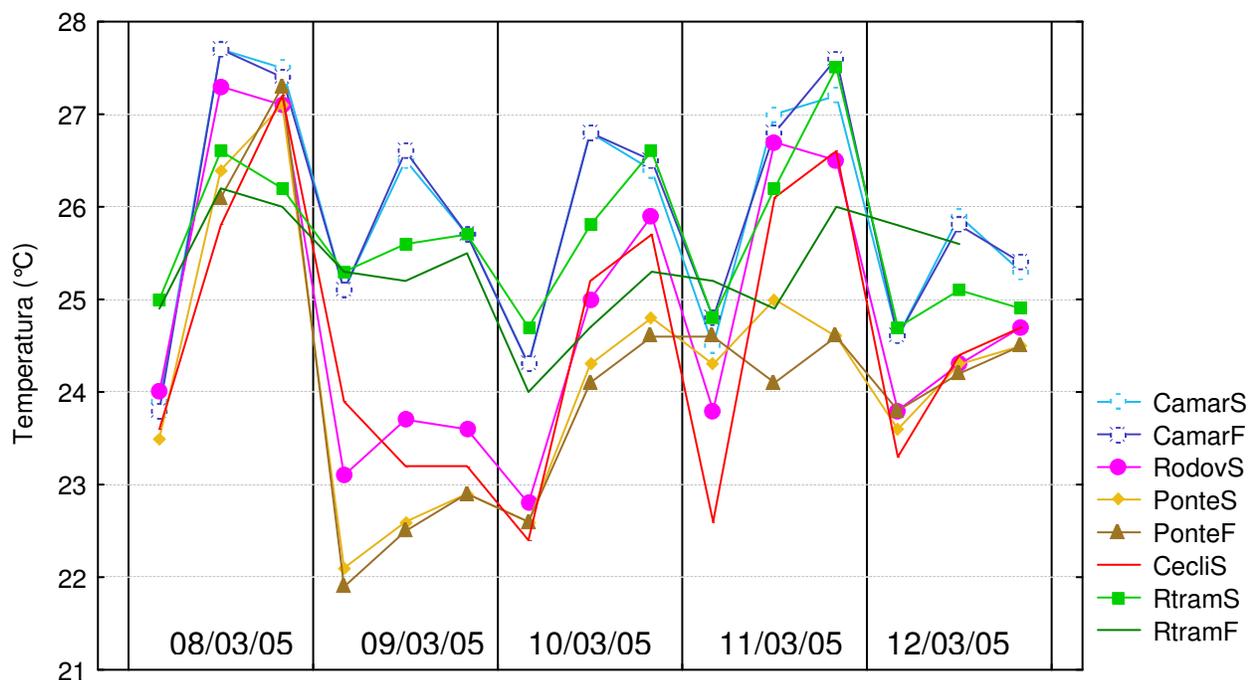


Figura 2.13: Comportamento da temperatura na superfície e no fundo entre 08/03/05 e 12/03/05 nos cinco pontos de amostragem do estuário de Tramandaí (Camar = Camarão; Rtram = Rio Tramandaí; Rodov = Rodoviária; Cecli = Ceclimar; S = Superfície; F = Fundo).

A análise da figura 2.13, revela que, além da temperatura do ar, a mescla entre as águas fluviais e marinhas também provoca alterações na temperatura da água. Isso fica muito claro quando se compara as temperaturas medidas nos dias 8 e 9 nos diferentes pontos. No dia 8, quando todos os pontos encontravam-se sob efeito de um fluxo de vazante, dominado por águas fluviais de baixa salinidade, as temperaturas da água medidas entre eles eram semelhantes. No dia seguinte, porém, com a passagem do sistema frontal e o conseqüente ingresso de água marinha no estuário, percebe-se claramente a formação de dois grupos de pontos, um formado pelos locais mais distantes da embocadura com o oceano (Rio Tramandaí e Camarão), com águas mais quentes, e outro composto pelos locais mais próximos do mar (Ponte, Rodoviária e Ceclimar), onde a temperatura da água era mais baixa. O mesmo fenômeno, porém com menor intensidade, foi observado durante o dia 12. De um modo geral, as temperaturas no canal de acesso ao oceano costumaram ser mais baixas do que nos demais locais. Isso revela que a água costeira apresentava temperatura inferior à da água estuarina durante o período abrangido por esse estudo.

As mesmas conclusões podem ser obtidas, de forma mais clara, através do diagrama T-S apresentado na figura 2.14. Esse diagrama foi confeccionado com as médias diárias dos valores de salinidade e temperatura

em superfície. Esse tipo de diagrama é muito utilizado em estudos oceanográficos para a caracterização de massas de água oceânicas (Brown *et al.*, 1989c) e Miranda *et al.* (2002) sugerem seu uso também em estuários. A análise dessa figura revela a existência de três massas de água, denominadas aqui de água fluvial, água estuarina e água costeira. A água fluvial ocorreu apenas no Rio Tramandaí nos dias 8 e 9 e caracteriza-se por temperaturas acima de 26°C e salinidade inferior a 7,0ups. A água estuarina ocorreu em todos os locais de amostragem, apresentando temperatura entre 25°C e 27°C e salinidade variando de 16ups a 27ups. Já a água costeira esteve limitada aos locais mais próximos ao oceano (Ponte, Rodoviária e Ceclimar) e ocorreu nos dias 9, 10 e 12, nos quais o estuário sofreu os maiores ingressos de água marinha, como visto anteriormente. A água costeira foi caracterizada por apresentar temperaturas inferiores a 25°C e salinidades superiores a 30ups.

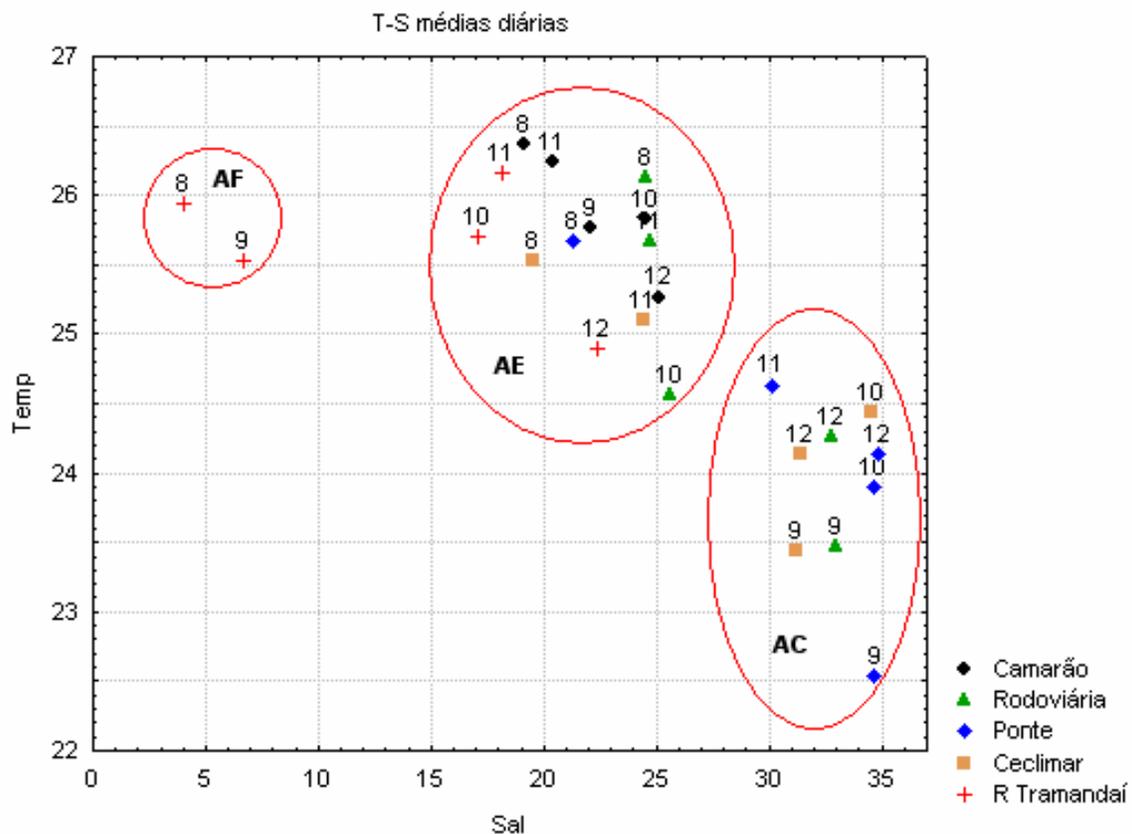


Figura 2.14: Diagrama T-S para as médias diárias de temperatura e salinidade calculadas a partir dos dados medidos entre 08/03/05 e 12/03/05 nos cinco pontos de amostragem do estuário de Tramandaí. AF = Água Fluvial; AE = Água Estuarina; AC = Água Costeira.

2.5 CONCLUSÕES

A escala de tempo desse estudo (uma semana) permitiu a detecção, na série de nível da água medida no canal de acesso ao oceano, de quatro tipos de oscilações que atuam como forçantes hidrodinâmicas no sistema estuarino-lagunar de Tramandaí. Três desses sinais são resultantes da ação da maré astronômica e um de

fenômenos meteorológicos. Entre as oscilações provocadas pela maré astronômica, os períodos detectados através da FFT foram de 6,2h (componente quarto-diurna), 12h (componente semi-diurna) e 24h (componente diurna), sendo que essa última foi a que mostrou maior energia. Já a oscilação regida por eventos meteorológicos apresentou frequência submaré e, embora detectada através da análise espectral (com período de 72h), pôde ser mais bem estudada através da aplicação do filtro Butterworth sobre a série de nível original.

A análise harmônica detectou a presença de oito componentes da maré astronômica na série de nível, sendo cinco delas estatisticamente significativas (K1, M2, M3, M4 e M6). As componentes de maior amplitude são a diurna (K1), a semi-diurna (M2) e a quarto-diurna (M4). A análise revelou ainda que a maré astronômica responde por 11,6% da variância total da série de nível, sendo que os 88,4% restantes resultam das demais forçantes de nível (especialmente fenômenos meteorológicos e descarga fluvial) e de ruídos de alta frequência. O valor obtido para o número de forma ($N_f = 1,74$) revela uma maré do tipo mista com predominância diurna, embora esse resultado deva ser visto com precaução devido ao curto período da série temporal utilizada no atual estudo.

A decomposição da série através do filtro Butterworth revelou que a componente submaré apresenta uma grande amplitude claramente relacionada à ação dos ventos predominantes que atuam na região, com ventos de NE causando queda nessa componente e ventos de SE e SW induzindo ela a subir. Essa oscilação foi responsável pelas maiores variações de nível no estuário, o que revela a importância dos fenômenos atmosféricos de escala sinótica (particularmente a ação do vento paralelo à linha de costa) sobre a circulação hidrodinâmica desse sistema. Ainda assim, a ação da maré astronômica agiu de maneira combinada com a oscilação submaré, por vezes de forma aditiva, aumentando ainda mais a ação dessa última, e noutras vezes de maneira a diminuir a ação da oscilação submaré. A maré astronômica foi sentida principalmente nos pontos mais próximos à foz do estuário. A ausência de precipitação e de dados de vazão do Rio Tramandaí durante o período estudado impediu que se averiguasse a importância da pluviosidade como forçante de nível no estuário de Tramandaí.

Durante o estudo de caso foi possível averiguar que os pontos monitorados respondem de forma diferenciada ao estímulo provocado pela alteração de nível na boca do estuário. Como esperado, pontos mais próximos à embocadura sofrem maior influência marinha e respondem mais rápido à variação de nível do mar do que pontos distantes da embocadura. O ponto Rodoviária, localizado na transição da Lagoa de Tramandaí para a Armazém, foi o que melhor representou as condições de corrente encontradas no canal de acesso ao oceano, o que sugere que o deslocamento da onda de enchente se dê predominantemente em direção ao sul. Eventos de estratificação vertical de salinidade no canal de acesso ao mar estiveram associados a regimes de vazante, quando a influência da água doce era maior, enquanto que eventos de completa mistura vertical ocorreram em regimes de enchente, quando o fluxo de água salgada estuário acima foi responsável por erodir a haloclina. Foram observadas situações de estratificação vertical de salinidade nos três pontos de amostragem com maior

profundidade: Rio Tramandaí (quase sempre estratificado), Ponte (estratificado em duas ocasiões) e Camarão (levemente estratificado apenas em uma ocasião). A maior mistura vertical verificada no Canal Camarão, quando comparado ao Rio Tramandaí, se deve ao menor aporte de água doce a que o primeiro está sujeito e ao fato dele ser um canal estreito, sendo que a turbulência gerada pelo atrito com as margens provavelmente ajuda no processo de mistura entre as águas doce e salgada. Nos dois pontos de pouca profundidade (Ceclimar e Rodoviária), com exceção de uma ocasião quando não havia vento e as correntes de maré apresentavam baixa intensidade, a coluna de água esteve sempre bem misturada. Tal constatação enfatiza a importância da ação local do vento como agente gerador de ondas e de mistura nas áreas rasas do corpo lagunar. O vento local, agindo por cisalhamento sobre a superfície da água, parece, também, exercer influência sobre o deslocamento de parcelas de água, influenciando a distribuição horizontal de salinidade no interior do estuário, por vezes concentrando águas mais salgadas em determinados locais. Um estudo voltado especificamente para esse assunto seria interessante para elucidar a real importância desse fenômeno para a circulação e a redistribuição de água no estuário.

Durante esse estudo foi detectada a presença de três massas de água que foram denominadas de água fluvial, água estuarina e água costeira. A água fluvial ocorreu apenas no Rio Tramandaí e caracterizou-se por temperaturas acima de 26°C e salinidade inferior a 7,0ups. A água estuarina ocorreu em todos os locais de amostragem, apresentando temperatura entre 25°C e 27°C e salinidade variando de 16,0ups a 27,0ups. Já a água costeira esteve limitada aos locais mais próximos ao oceano (Ponte, Rodoviária e Ceclimar), sendo caracterizada por apresentar temperaturas inferiores a 25°C e salinidades superiores a 30,0ups.

Por fim, é necessário ter em mente que esse estudo foi conduzido em uma situação de verão, com ausência de precipitação e por um curto período de tempo. Embora os resultados aqui encontrados concordem com as teorias amplamente aceitas e disponíveis em textos de oceanografia física estuarina, ajudando a compreender um pouco melhor como se comporta o sistema estuarino-lagunar de Tramandaí, é possível que em situações distintas (de inverno, com alta vazão fluvial, por exemplo) parte das observações levantadas no atual estudo se apliquem de maneira diferente.

CAPÍTULO 3:
SITUAÇÃO ATUAL DA CONTAMINAÇÃO POR ESGOTOS
DOMÉSTICOS NO ESTUÁRIO DE TRAMANDAÍ

3.1 INTRODUÇÃO

A contaminação de águas estuarinas por esgotos domésticos é um problema muito freqüente e que merece a atenção da sociedade. Os esgotos introduzem no meio aquático quantidades excessivas de matéria orgânica, nutrientes, produtos químicos, metais pesados, hidrocarbonetos e organismos patogênicos. A contaminação da água e o consumo de espécies animais e vegetais expostos à contaminação pode provocar problemas de saúde na população humana (Clark, 2001).

O despejo de esgotos pode levar à degradação do estuário. Nos casos em que o fluxo de entrada desse efluente supera a capacidade de assimilação e depuração do meio – a qual é dependente das características físicas, químicas e microbiológicas – a qualidade da água passa a ser prejudicada. Segundo Clark (2001), os estuários em geral apresentam menor capacidade de diluição de efluentes do que os rios, pois possuem menor hidrodinâmica e maior tempo de residência da água. A queda na qualidade da água pode ser sentida pelo aumento das concentrações naturais de nutrientes e do consumo de oxigênio. O incremento dos níveis de nutrientes, especialmente o nitrogênio e o fósforo, costuma levar ao aumento da população de produtores primários, especialmente da biomassa fitoplanctônica, fenômeno chamado de floração ou *bloom* (Giani e Rückert, 2004). Entretanto o ambiente não suporta essa superpopulação por muito tempo e a biomassa começa a morrer e a sofrer degradação por bactérias aeróbias. A degradação é acentuada ainda mais pelo aporte de material orgânico proveniente do próprio efluente. As bactérias se multiplicam e consomem oxigênio para converter compostos orgânicos complexos em espécies inorgânicas mais simples como CO_2 , NO_3^- e SO_4^{2-} . A quantidade de oxigênio dissolvido na água diminui, às vezes ao ponto em que outros organismos aquáticos não podem mais sobreviver, levando-os à morte (Esteves, 1998). Se o conteúdo de oxigênio cair a valores muito baixos, as bactérias anaeróbias assumem o processo de decomposição. Ao invés de oxidar a matéria orgânica, estas bactérias efetuam a sua redução. Assim, passa a ocorrer a formação de substâncias fétidas e tóxicas como o gás metano (CH_4), o gás sulfídrico (H_2S), que deriva da decomposição de compostos contendo enxofre, e o gás amônia (NH_3), resultante da redução de compostos nitrogenados (Schäfer, 1984; Esteves, 1998). A floração pode ser ainda mais danosa quando envolve organismos que liberam toxinas, causando a mortandade dos peixes, de outros animais e até mesmo de seres humanos (Garrison, 1995). A queda na qualidade da água acaba afetando toda a população residente no entorno do estuário, levando ao declínio atividades econômicas muitas vezes fundamentais para a região, como a pesca e o turismo, e contribuindo para o empobrecimento da população e do município como um todo.

O nitrogênio é um dos elementos mais importantes para o metabolismo de ecossistemas aquáticos, estando presente no meio em várias formas como os íons nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-) e amônio (NH_4^+), os gases nitrogênio molecular (N_2) e amônia (NH_3), além de óxido nitroso (N_2O) e formas dissolvidas (uréia, aminoácidos, peptídeos, entre outras) e particuladas (bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e detritos) de nitrogênio orgânico. As

diferentes formas inorgânicas de nitrogênio são intercambiáveis dependendo do teor de oxigênio presente no meio.

O nitrogênio molecular é transferido para a biota através de um processo chamado de fixação biológica de nitrogênio, que consiste na transformação do nitrogênio molecular em nitrogênio protéico. Em ambientes aquáticos essa transformação é realizada por algumas bactérias e algas cianofíceas. O nitrogênio fixado passa a compor a estrutura e participa de processos metabólicos dos seres vivos nos diversos níveis tróficos. Quando os organismos morrem, esse nitrogênio orgânico é decomposto por bactérias heterotróficas aeróbias ou anaeróbias, processo que ocorre principalmente no sedimento. Tal decomposição é chamada de amonificação, pois gera a liberação de amônia no meio aquático, que é instável e se transforma no íon amônio se o pH da água for ácido ou neutro. A amônia e o amônio são as duas principais formas de nitrogênio amoniacal em ambientes aquáticos. Em meios oxidantes o nitrogênio amoniacal é transformado em nitrito pela ação de bactérias do gênero *Nitrossomonas* e, na seqüência, de nitrito a nitrato por bactérias do gênero *Nitrobacter*. Esse processo é denominado nitrificação. Em meios redutores bactérias anaeróbias utilizam o nitrato para respirar, uma vez que não há oxigênio disponível, processo conhecido como respiração de nitrato. A respiração de nitrato apresenta duas variações: a amonificação do nitrato e a desnitrificação. Na primeira o nitrato é reduzido a nitrito e depois a nitrogênio amoniacal por bactérias como *Enterobacter* e *Escherichia coli*. Na segunda variação o nitrato é reduzido a nitrito e posteriormente a nitrogênio molecular, sendo que grande parte é difundida para a atmosfera, entrando novamente no ciclo através do processo de fixação por bactérias e algas cianofíceas.

Segundo Esteves (1998), o nitrato e o amônio são as formas de nitrogênio mais facilmente assimiladas pelos consumidores primários, sendo que o último é o mais viável por exigir um menor gasto de energia para ser absorvido. Ainda de acordo com esse autor, em limnologia, quando se encontra referências sobre a concentração de amônia, na maioria dos casos, estão englobadas as concentrações das duas formas de nitrogênio amoniacal (amônio + amônia). As proporções relativas de cada uma dessas formas dependem do pH, da temperatura e da salinidade do meio amostrado. O percentual de amônia em relação ao íon amônio é diretamente proporcional ao aumento do pH e da temperatura e inversamente proporcional ao aumento da salinidade (esta última variável, porém, exerce menor influência que as duas primeiras). Em salinidade zero e temperatura de 25°C, por exemplo, o pH em que as duas formas ocorrem na mesma proporção (50% de cada uma) equivale a 9,26, sendo que em valores de pH menores que esse predomina o amônio e em maiores a amônia é a mais abundante. Desse modo, tanto em águas marinhas quanto nas continentais, o íon amônio é a forma predominante (Baumgarten *et al.*, 1996). Altas concentrações desse íon podem influenciar a dinâmica do oxigênio dissolvido no meio, uma vez que para oxidar 1mg de amônio (durante o processo de nitrificação) são consumidos 4,3mg de oxigênio (Esteves, 1998). Já a amônia, quando em concentrações superiores a 0,25mg/L, é tóxica para peixes, embora tal gás muito raramente atinja níveis letais em condições naturais, já que para isso seria necessário ocorrer simultaneamente

altos valores de pH (>9,0), temperatura (>26°C) e baixo potencial de oxirredução (Esteves, 1998). O nitrito é encontrado em baixas concentrações em ambientes oxigenados, sendo mais importante sob condições anaeróbias. Essa forma de nitrogênio, quando em altas concentrações, é extremamente tóxica para a maioria dos organismos aquáticos.

O nitrogênio total Kjeldahl (NTK) é a soma das concentrações de nitrogênio orgânico (proteínas, peptídeos, ácidos nucleicos, uréia, entre outros) e de nitrogênio amoniacal, desconsiderando as concentrações de nitrato e nitrito (APHA, 1995). Altas concentrações de NTK são típicas de contaminação por esgoto doméstico, uma vez que esse tipo de efluente é rico em uréia e outros restos orgânicos que, quando decompostos, geram nitrogênio amoniacal. Através da subtração dos valores de nitrogênio amoniacal do NTK se obtém a fração de nitrogênio na forma orgânica apenas. Já a soma das concentrações de nitrato e nitrito é chamada de nitrogênio total oxidado (NTO), e representa a fração inorgânica desse elemento usualmente identificada como nutrientes para os produtores primários. O nitrogênio total (NT) é a soma das frações NTK (nitrogênio orgânico + nitrogênio amoniacal) e NTO (nitrato + nitrito), representando a quantidade total de nitrogênio presente no sistema.

O fósforo é um elemento essencial para os seres vivos, participando de processos fundamentais do metabolismo, como o armazenamento de energia e a estruturação da membrana celular (Esteves, 1998). Ele tem fundamental importância também para o crescimento de produtores primários e pode ser um elemento limitante da produtividade de um corpo de água. Em situações em que o fósforo atua como fator limitante a liberação de esgotos, fertilizantes ou certos efluentes industriais na água pode estimular o crescimento exagerado de organismos fotossintetizantes (APHA, 1995), provocando eutrofização do meio. O fósforo encontra-se presente em ecossistemas aquáticos predominantemente na forma de fosfatos. Esses fosfatos podem ocorrer em formas inorgânicas (H_3PO_4 , $H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-} , PO_4^{3-}), em formas condensadas (polifosfatos), ou em compostos orgânicos como fosfatases, fosfolipídios, fosfoproteínas, entre outros (Esteves, 1998; APHA, 1995).

As formas inorgânicas são denominadas de ortofosfato ou de fosfato reativo e são as que podem ser assimiladas pelos produtores primários. Elas são muito usadas como fertilizantes agrícolas e frequentemente são introduzidas no meio aquático pela lixiviação dos solos cultivados. Esgotos domésticos e a intemperização das rochas da bacia de drenagem, especialmente apatitas, são outras fontes de ortofosfatos (Esteves, 1998). Fosfatos condensados são polímeros de ortofosfatos ligados entre si por pontes de oxigênio. O processo de polimerização é conhecido como reação de condensação. As cadeias podem conter de dois (pirofosfatos) a um número infinito de átomos de fósforo e podem ser lineares ou cíclicas (metafosfatos). Frequentemente os polifosfatos se aderem a metais como o ferro, o manganês e o cálcio, formando partículas coloidais que se mantêm em solução. Em contato com a água os polifosfatos sofrem hidrólise, convertendo-se em ortofosfatos. Os polifosfatos são empregados largamente em produtos de limpeza, como detergentes e sabões em pó, tendo o esgoto como destino final (Osorio e Oliveira, 2001). Fosfatos orgânicos são formados primariamente por

processos biológicos. Eles chegam aos esgotos através de resíduos alimentares e de excrementos e podem ser convertidos a ortofosfatos através da oxidação da matéria orgânica (APHA, 1995). O fósforo total (ou fosfato total) é a soma de todas as formas de fosfato existentes no meio (ortofosfato+polifosfato+fosfato orgânico). No atual estudo foram analisadas apenas a parcela inorgânica e totalidade de fósforo presente. Entretanto, normalmente uma pequena fração de fosfatos condensados acaba sendo hidrolizada durante o processo analítico de determinação dos ortofosfatos, sendo incluída no resultado final dessa análise (APHA, 1995).

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e a Demanda Química de Oxigênio (DQO) são duas medidas do consumo do oxigênio presente no meio aquático. Enquanto a DBO determina a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica por decomposição microbiana aeróbia, a DQO mede a quantidade de oxigênio necessária para oxidação da matéria orgânica presente através de um agente químico, no caso o dicromato de potássio em meio ácido (APHA, 1995). Assim, os valores de DQO serão normalmente maiores que os de DBO, sendo que a razão DQO/DBO revela que tipo de oxidação é mais efetiva na decomposição da carga orgânica presente. Quanto menor for o valor dessa razão, maior será a fração biodegradável do efluente, enquanto que quanto maior o valor, mais imune à decomposição microbiana e mais persistente no meio tal efluente será. Costumam ser considerados biodegradáveis esgotos com uma razão DQO/DBO inferior a 5 (Porto *et al.*, 1991).

Análises de coliformes fecais são usadas rotineiramente para avaliação das condições de balneabilidade de corpos hídricos. Os coliformes fecais, também chamados de coliformes termotolerantes, são bactérias presentes exclusivamente em tratos intestinais de seres humanos e de outros animais de sangue quente. Eles pertencem ao grupo dos coliformes totais (bactérias do tipo gram-negativas que vivem em tratos intestinais, em solos e em vegetais) e se diferenciam destes por suportarem temperaturas superiores a 44°C – por isso o nome termotolerantes (CETESB, 2006). Tais bactérias, por si só, não representam um perigo à saúde, entretanto a identificação de coliformes fecais na água revela que a mesma esteve em contato com material de origem fecal, que muitas vezes contém organismos patogênicos. Assim, a concentração de coliformes fecais não reflete diretamente o nível de contaminação por patógenos, mas é uma medida da potencialidade de um corpo de água ser portador de agentes causadores de doenças e do risco a que a população humana estará exposta se entrar em contato com aquela água (Clark, 2001).

As condições de balneabilidade são determinadas pela Resolução Conama nº274/2000, que define como próprias para o banho águas nas quais em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, o número máximo de coliformes fecais for inferior a 1000NMP/100mL. Essa definição é apropriada para programas de monitoramento com amostragens semanais, porém não se ajusta a levantamentos com poucas amostragens como é o caso do presente estudo. Nesse sentido, a mesma Resolução cita que as águas serão consideradas impróprias para o banho se o valor obtido na última amostragem for superior a 2500

coliformes fecais por 100 mililitros de água. Levando em conta essa última definição, os dois pontos de esgoto, como era de se esperar, apresentaram águas impróprias para o banho tanto na baixa quanto na alta temporada de veraneio.

O sistema estuarino-lagunar de Tramandaí vem sofrendo um aporte constante de esgotos provenientes tanto do município de Imbé quanto de Tramandaí. Imbé não possui sistema de coleta e tratamento de esgotos, sendo que os dejetos são direcionados principalmente para fossas sépticas. O município de Tramandaí dispõe de rede de coleta e tratamento que abrange, segundo dados do IBGE (2000), 13% da população residente de 31000 pessoas. Ainda assim, estudos anteriores (Fabrício F°, 1989; Vasconcellos, 1993) e observações em campo revelam que em ambos os municípios ocorrem ligações clandestinas de esgotos sanitários nas redes de drenagem da água da chuva, escoando para o estuário.

O primeiro projeto para a implantação de um sistema de tratamento de esgotos sanitários das cidades de Tramandaí e Imbé data de 1973 (Italconsult, 1973). Esse projeto previa a construção de um sistema de esgotamento sanitário que abrangia tanto Tramandaí quanto Imbé, com tratamento completo dos esgotos cloacais em uma estação situada nas proximidades da Lagoa de Tramandaí, na qual seriam lançados os efluentes tratados. O sistema nunca chegou a ser construído e o projeto foi deixado de lado. Dez anos mais tarde, em 1984, um novo projeto foi elaborado com o objetivo de finalmente implantar um sistema de esgotamento sanitário em Tramandaí (Magna Engenharia, 1984). O novo projeto propunha a criação de uma rede coletora que drenaria a região central da cidade compreendida entre a Avenida Rubem Berta, Rua Saldanha da Gama, Rua David Canabarro, Avenida Ubatuba de Farias e Avenida Beira Mar. Os esgotos coletados seriam conduzidos até uma estação elevatória localizada no canteiro central da Avenida Ubatuba de Farias e de lá levados por emissário de recalque até a estação de tratamento, situada próxima ao Parque Marechal Osório, na RS-030. O tratamento se daria através de oito bacias de infiltração interligadas em série, nas quais o esgoto é disposto no solo para ser absorvido, havendo liberação na Lagoa das Custódias do excesso não infiltrado de efluente tratado (Zanette, 2004). Em 1991 esse projeto foi, finalmente, posto em prática, sendo posteriormente ampliado para abranger também o Bairro da Barra, região compreendida pela Avenida Ubatuba de Farias ao sul, a Avenida Beira Mar ao leste e o canal do estuário ao norte e ao oeste. O desenho esquemático da figura 3.1 apresenta a área atualmente abrangida pela rede de coleta, o percurso do emissário final e a localização das bacias de infiltração da estação de tratamento. Zanette (2004) avaliou a eficiência do sistema de tratamento e concluiu que as reduções das concentrações no efluente superficial das bacias de infiltração foram de até 92% para a DBO, 97% a 99,98% para coliformes fecais, 17,4% a 76,8% em relação ao nitrogênio total e 22,6% para o fósforo total.

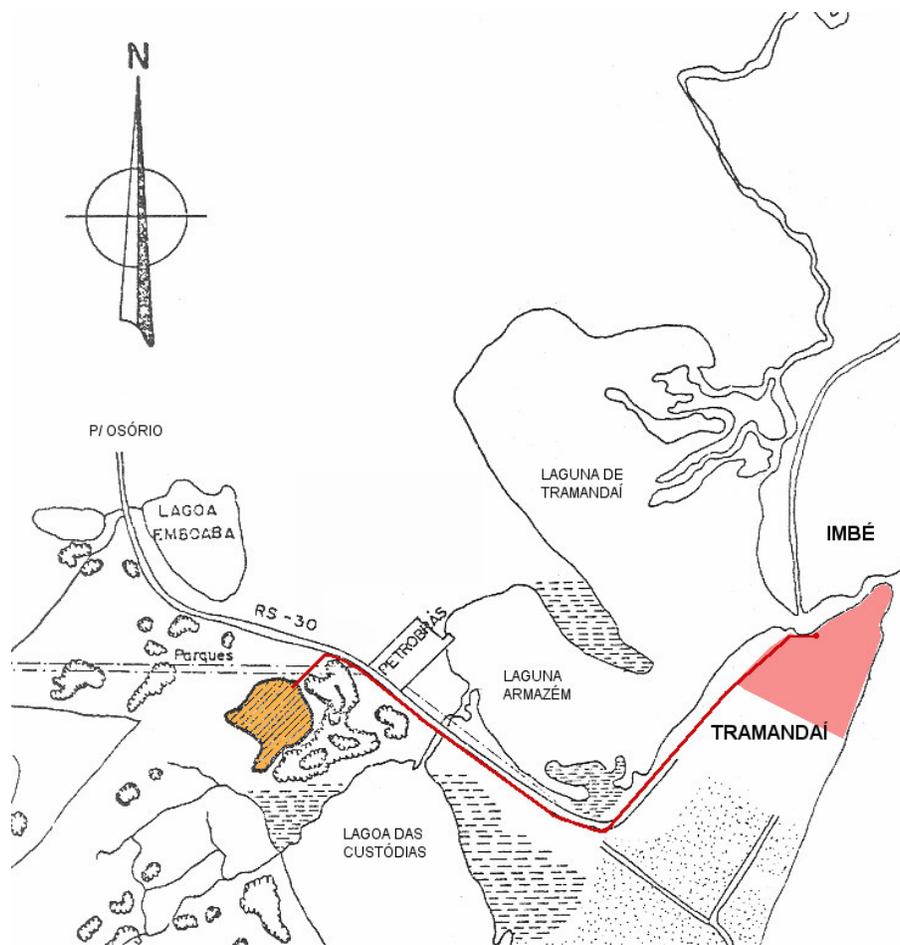


Figura 3.1: Sistema de esgotos sanitários de Tramandaí: área abrangida pela rede de coleta (polígono vermelho claro), trajeto do emissário (linha vermelho escuro) e a localização da estação de tratamento (polígono laranja hachurado).

O estuário de Tramandaí carece de estudos que enfoquem as características químicas da água e a contaminação por esgotos domésticos. Entre os pioneiros estão Würdig (1987) e Fabrício F^o. (1989). A primeira autora analisou dados físicos e químicos do sistema lagunar de Tramandaí, entre os quais oxigênio dissolvido, pH, salinidade e matéria orgânica, mas não enfocou a contaminação por esgotos domésticos. O segundo descreveu as condições sanitárias do estuário de Tramandaí, enfatizando os problemas de contaminação por coliformes fecais. Na seqüência Medeiros (1992) realizou um amplo levantamento das características químicas desse estuário, abrangendo diversas variáveis, entre as quais nutrientes e metais. Vasconcellos (1993) estudou a disposição de resíduos sólidos e líquidos na região do estuário, chamando a atenção para o problema da contaminação por esgotos domésticos. Já Machado (2000) realizou um diagnóstico ambiental do litoral norte da planície costeira do Rio Grande do Sul, porém enfocando muito pouco a região estuarina propriamente dita. Kapusta (2001), em seu estudo sobre a meiofauna bentônica estuarina, analisou variáveis químicas e microbiológicas como fósforo, formas nitrogenadas e coliformes fecais. Por fim, Haase *et al.* (2003) analisou a

qualidade das águas superficiais do litoral norte e médio do Rio Grande do Sul, sem dar enfoque, no entanto, para o estuário de Tramandaí. Do ponto de vista geoquímico podem-se citar os estudos conduzidos por Silva *et al.* (2001), que estudou o incremento de nutrientes e metais pesados nos sedimentos da Lagoa de Tramandaí, e Lima (2004), que analisou hidrocarbonetos e metais pesados nos sedimentos desse estuário.

3.2 OBJETIVOS

O objetivo geral desse capítulo é analisar a situação atual da contaminação do estuário de Tramandaí por esgotos domésticos. Os objetivos específicos são:

- Caracterizar o estuário, espacialmente e sazonalmente, através de dados históricos dos últimos 12 anos levantados por um programa de monitoramento conduzido pela Fundação Estadual de Proteção Ambiental - FEPAM.

- Identificar, classificar qualitativamente e mapear os pontos situados nos municípios de Imbé e Tramandaí que liberam esgotos domésticos no estuário.

- Analisar os efluentes de dois pontos de esgoto em alta e baixa temporada de veraneio, comparando-os com pontos de referência e com as médias históricas estuarinas obtidas através dos dados da FEPAM.

- Estimar, em termos de concentrações e volumes anualmente lançados, a contribuição dos esgotos para a contaminação do estuário.

3.3 METODOLOGIA

Duas fontes de dados físico-químicos foram utilizadas para o desenvolvimento desse capítulo. Foram analisados dados cedidos pela Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler (FEPAM), além de dados coletados em campo especificamente para esse estudo. Os dois conjuntos de dados foram analisados separadamente, já que os objetivos a serem alcançados com cada um deles eram distintos.

3.3.1 Dados cedidos pela FEPAM

A FEPAM é responsável por coordenar o Programa Estadual de Gerenciamento Costeiro (GERCO) no Rio Grande do Sul, o qual teve implementação prevista pelo Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (Brasil, 1988). Como parte desse programa o órgão desenvolve a atividade de monitoramento dos recursos hídricos em toda a zona costeira do estado, visando conhecer a qualidade das águas e acompanhar suas alterações, elaborar previsões sobre seu comportamento, auxiliar no desenvolvimento de instrumentos de gestão e fornecer subsídios para ações saneadoras (Haase *et al.*, 2003). Entre os 54 pontos de amostragem da FEPAM abrangidos pelo monitoramento, oito foram considerados para esse estudo, sendo que seis desses pontos estão no interior das lagoas de Tramandaí e Armazém, um na Lagoa das Custódias e um na Lagoa do Passo, localizada no curso do

Rio Tramandaí. A denominação desses pontos foi estabelecida pela FEPAM, sendo constituída pelas iniciais GER (alusivas ao programa de gerenciamento costeiro), seguidas da respectiva numeração referente a cada ponto (de 01 a 54). Sendo tal nomenclatura oficialmente disponibilizada e reconhecida pelo órgão ambiental, optou-se por adotá-la no presente estudo, facilitando um pronto reconhecimento sobre a origem dos dados no caso de futuras comparações. A tabela 3.1 apresenta a localização dos oito pontos amostrais onde os dados cedidos pela FEPAM e trabalhados nesse estudo foram coletados, enquanto que a figura 3.2 mostra a distribuição espacial desses pontos em relação ao sistema estuarino-lagunar de Tramandaí. Os dados abrangem o período entre 1993 e 2005. Nos anos de 1993, 1994, 1995 e 1997 foram realizadas apenas amostragens anuais, enquanto que em 1998, 1999, 2000, 2001, 2002, 2003, 2004 e 2005 as amostragens foram semestrais, abrangendo as estações de inverno e verão. Não há dados para o ano de 1996. Esse é, provavelmente, o conjunto de dados de mais longo período de abrangência existente para o sistema estuarino-lagunar de Tramandaí.

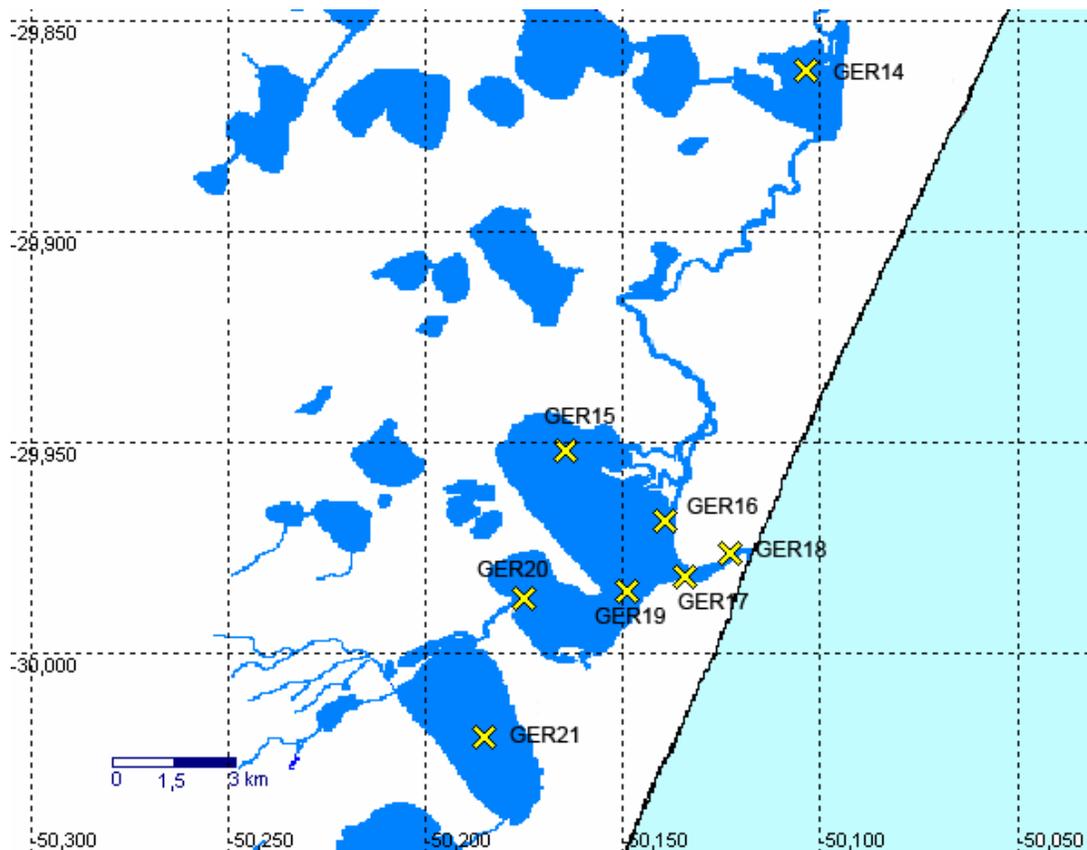


Figura 3.2: Posicionamento dos oito pontos de monitoramento da FEPAM em relação ao sistema estuarino-lagunar de Tramandaí

As variáveis incluídas pela FEPAM no programa de monitoramento são oxigênio dissolvido, DBO, DQO, coliformes totais, coliformes fecais (*Escherichia coli*), nitrogênio amoniacal, nitrogênio total, ortofosfato, fosfato total, cloretos, condutividade, salinidade, pH, alcalinidade total, transparência, turbidez, sólidos suspensos,

temperatura da água e metais (Cd, Pb, Cu, Cr, Fe, Hg, Ni, Zn). Segundo Haase *et al.* (2003), as coletas foram realizadas pelo Serviço de Amostragem da FEPAM, de acordo com as normas adotadas pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) e os métodos analíticos seguiram os procedimentos definidos pelo Standard Methods 20^{ed} (APHA, 1998).

Tabela 3.1: Denominação, localização e coordenadas geográficas para os oito pontos de monitoramento da FEPAM incluídos nesse estudo.

Ponto	Localização	Coordenadas
GER14	Rio Tramandaí – Lagoa do Passo	29 51,735'S 050°06,197'W
GER15	Lagoa de Tramandaí norte – foz do Rio Tramandaí	29 57,136'S 050°09,841'W
GER16	Lagoa de Tramandaí – próximo ao braço sul do Rio Tramandaí	29 58,132'S 050°08,322'W
GER17	Estuário de Tramandaí – ponte Tramandaí-Imbé	29 58,916'S 050°08,024'W
GER18	Estuário de Tramandaí – próximo à barra	29 58,588'S 050°07,338'W
GER19	Lagoa Armazém – junção com a Lagoa de Tramandaí	29 59,125'S 050°08,902'W
GER20	Lagoa Armazém – foz do Canal Camarão	29 59,248'S 050°10,490'W
GER21	Lagoa das Custódias – centro da lagoa	30 01,208'S 050°11,089'W

Embora a quantidade de variáveis monitoradas seja grande, nem todas foram obtidas em todas as amostragens. Por exemplo, alcalinidade, DQO, ortofosfato, nitrogênio total, sólidos suspensos, turbidez e os metais foram determinados apenas em poucas ocasiões e acabaram não sendo considerados nas análises estatísticas desenvolvidas nesse estudo. Da mesma forma foram desconsideradas dessas análises as variáveis cloretos e condutividade por apresentarem uma forte correlação com a salinidade. Segundo Clarke e Warwick (1994), quando duas variáveis são fortemente correlacionadas, uma pode ser excluída da análise estatística para evitar efeitos de redundância. No final as variáveis selecionadas para compor a matriz submetida às análises estatísticas foram oxigênio dissolvido, DBO, coliformes, nitrogênio amoniacal, fosfato total, salinidade, pH, transparência e temperatura da água. Ainda assim, foi necessário abrir mão de procedimentos para o preenchimento de alguns poucos dados faltantes na matriz. Os artifícios mais comumente utilizados nesses casos são a exclusão completa das amostragens que apresentam dados faltantes para qualquer uma das variáveis, a obtenção do valor faltante através da correlação com outros pontos de amostragem próximos ou com outras variáveis e o preenchimento com o valor médio apresentado pela variável naquele ponto de amostragem (StatSoft, 2006). A primeira opção foi descartada porque não se desejava diminuir o número de amostras na matriz, o que acarretaria em anos sem amostragem alguma. A opção escolhida para o preenchimento da maioria dos dados faltantes foi a substituição pelo valor médio apresentado pela variável no ponto de amostragem em

questão. O valor médio foi calculado considerando apenas as amostragens realizadas na mesma estação (inverno ou verão) do dado faltante. Para a variável salinidade, entretanto, os valores faltantes foram obtidos por regressão linear com a condutividade. Esse procedimento foi possível porque as duas variáveis apresentaram uma alta correlação ($r=0,95$), como mostrado na figura 3.3. Como o valor da condutividade era conhecido para todas as amostras que apresentavam dados faltantes de salinidade, foi possível obter os valores para essa última variável através da equação da reta fornecida pela regressão. Por fim, uma adaptação precisou ser feita para os coliformes. As variáveis coliformes totais e coliformes fecais não foram monitoradas de forma simultânea em nenhuma amostragem, ou seja, sempre que havia valores para coliformes totais não havia para coliformes fecais e vice-versa. Assim, unir as duas variáveis foi a única maneira encontrada para manter os coliformes na matriz de dados que seria analisada estatisticamente. Por esse motivo, em todas as vezes que a denominação “coliformes” for utilizada no decorrer desse capítulo ela se referirá a uma variável criada pela junção de coliformes totais e coliformes fecais.

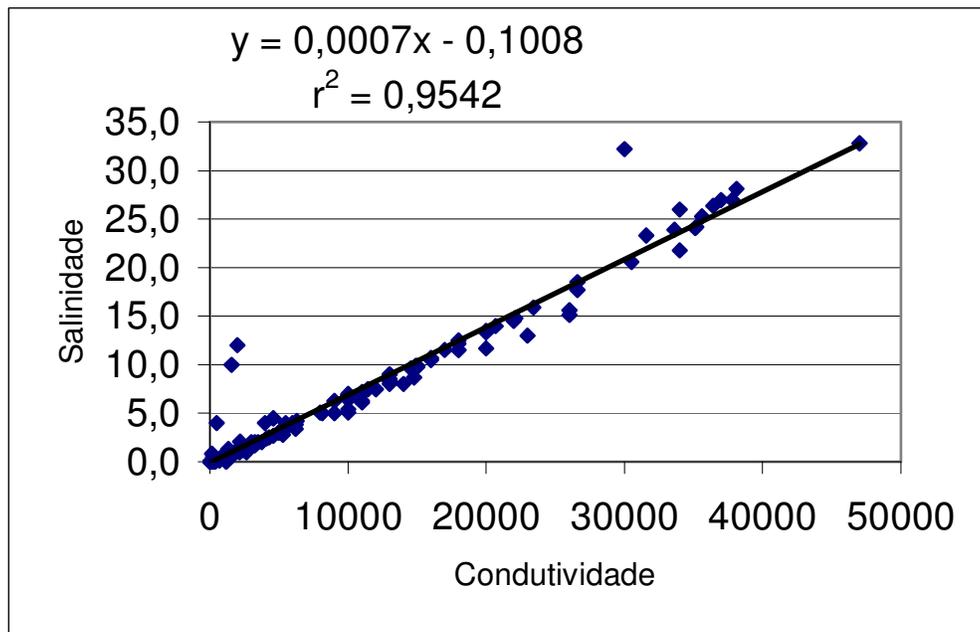


Figura 3.3: Regressão linear entre as variáveis salinidade e condutividade, mostrando a equação da reta e o valor de r^2 . Valores de condutividade em $\mu\text{S}/\text{cm}$.

A análise dos dados provenientes da FEPAM teve como objetivo a caracterização físico-química do sistema estuarino, algo que só pode ser eficientemente atingido através do uso de informações levantadas por programas de monitoramento de longa duração. Para isso, foram utilizadas estatísticas descritivas, análises de correlação e técnicas de análise exploratória de dados, como a análise de agrupamento e a análise de componentes principais. Foram calculadas também médias históricas para cada uma das variáveis analisadas, ou

seja, os valores médios apresentados por cada uma delas considerando todos os anos de amostragem e todo o estuário e efetuadas análises de variância para caracterizar as variáveis sazonalmente.

3.3.2 – Dados levantados durante esse estudo

Três tipos de informações foram levantadas em campo durante esse estudo com o objetivo de avaliar a situação atual do sistema estuarino-lagunar de Tramandaí com relação à contaminação por efluentes de origem cloacal doméstica. Em primeiro lugar foi feito um levantamento de todos os pontos potencialmente lançadores de efluentes domésticos no estuário. Na seqüência, dois pontos foram selecionados e avaliados do ponto de vista de qualidade da água, através de análises químicas, comparando a alta com a baixa estação de veraneio. Por fim, calculou-se a vazão dos efluentes em alguns dos pontos sob o efeito de contaminação e estimou-se a contribuição anual dos esgotos para a contaminação do estuário.

O levantamento dos pontos de lançamento de efluentes foi realizado percorrendo-se as margens leste dos corpos lagunares. Apenas as margens urbanizadas adjacentes às cidades de Imbé e Tramandaí foram consideradas. A área de abrangência desse levantamento se estendeu entre as posições 29°57,77'S e 050°08,18'W (extremidade norte) e 30°00,04'S e 050°10,26'W (extremidade sul) e pode ser vista na figura 3.4. As margens foram percorridas por vezes a pé, por vezes com uma canoa a remo, ou ainda de automóvel, e minuciosamente vasculhadas a procura de pequenos cursos de água, valas, canaletas, dutos ou qualquer outra estrutura que pudesse servir para a drenagem de água da chuva ou de efluentes para o interior do estuário, sendo as coordenadas de tais pontos obtidas através de GPS. As amostragens se deram no verão, tanto em épocas de alta quanto de baixa temporada de veraneio (de novembro de 2004 a abril de 2005 e de novembro de 2005 a janeiro de 2006). As saídas para percorrer as margens lagunares não ocorreram de forma sistemática (com exceção de uma saída de dois dias, na qual as margens foram totalmente vasculhadas, desde o extremo norte até o extremo sul, utilizando uma embarcação, sendo que todos os pontos foram visitados), mas de modo oportunista, ou seja, de tempos em tempos trechos das margens eram amostrados de acordo com a facilidade de acesso e com a infraestrutura disponível naquele momento. Isso resultou em uma amostragem desigual das margens, com alguns pontos de fácil acesso sendo mais visitados que outros de acesso difícil. Vale ressaltar que boa parte dessas margens está completamente urbanizada, inclusive de forma irregular, e que as únicas maneiras de acesso a alguns trechos são por água ou através da permissão do dono da propriedade para entrar em seu terreno. Os pontos levantados em campo foram, posteriormente, confirmados através de comparação com mapas das redes de drenagem pluvial dos municípios.

Segundo a Resolução do CONAMA n°357/05, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e define as diretrizes ambientais para o seu enquadramento, até mesmo a classe 3 (a classe menos restritiva) para águas salobras deve apresentar água com odor, cor e turbidez virtualmente ausentes. Assim sendo, os pontos

foram classificados qualitativamente através do odor, da cor da água, da presença ou não de sólidos flutuantes e de indícios de eutrofização, como o crescimento exagerado de macrófitas ou a presença de grandes quantidades de algas filamentosas. Eles foram enquadrados em uma das seguintes categorias: muito contaminado, pouco contaminado ou não-contaminado, dependendo das características presentes, conforme exposto na tabela 3.2.

Tabela 3.2: Critérios utilizados para a detecção da presença de esgoto doméstico e para a classificação dos pontos de amostragem em cada uma das três categorias.

Categoria	Características
Muito contaminado	Odor forte de esgoto, presença de coloração ou turbidez na água ou presença de sólidos flutuantes.
Pouco contaminado	Odor fraco de esgoto, ausência de cor ou turbidez na água e ausência de sólidos flutuantes.
Não contaminado	Sem odor de esgoto, ausência de cor ou turbidez na água e ausência de sólidos flutuantes.

Um ponto seria considerado contaminado (pouco ou muito, conforme suas características) se fosse detectada a presença de esgoto doméstico em pelo menos uma amostragem nele realizada. Obviamente esse critério não permite assegurar que o ponto representa uma constante fonte de efluente cloacal, porém indica que tal local drena esgoto doméstico para o estuário, no mínimo de forma intermitente, requerendo a atenção das autoridades municipais e estaduais. Por outro lado, a grande maioria dos pontos considerados muito contaminados que foram amostrados em mais de uma ocasião mantiveram-se sempre sob influência de esgoto doméstico. Um ponto seria classificado como não-contaminado apenas se em nenhuma das amostragens nele realizada fosse detectada presença de efluente doméstico. Entretanto, como os pontos de difícil acesso foram amostrados poucas vezes (alguns até mesmo uma única vez), o enquadramento de um ponto nessa categoria pelo atual estudo não é garantia de que ele nunca despeje esgoto no estuário e não dispensa a necessidade de um acompanhamento mais abrangente por parte dos órgãos governamentais.

A partir do conhecimento dos pontos que despejam esgoto no estuário, selecionou-se dois pontos classificados como muito contaminados para serem amostrados e analisados quimicamente. Tais análises permitiriam uma caracterização, ainda que superficial, do efluente lançado. O primeiro ponto escolhido situa-se no município de Imbé, nas coordenadas 29°58,26'S e 050°08,29'W e foi denominado IE (Imbé-Esgoto), sendo uma das terminações da rede de drenagem pluvial dessa cidade. O segundo ponto fica no município de Tramandaí, próximo à antiga estação rodoviária do município e apresenta as coordenadas 29°59,01'S e 050°08,62'W. Esse local foi denominado TE (Tramandaí-Esgoto) e, assim como o primeiro, também faz parte da rede de drenagem pluvial do município. A escolha desses pontos obedeceu duas condições: oferecer facilidade de acesso e apresentar contaminação constante por esgoto doméstico. Além disso, como esses mesmos locais seriam utilizados também para a avaliação da comunidade bentônica (capítulo 4), eles precisaram ainda se enquadrar

nas condições estipuladas para a escolha dos pontos de amostragem para aquela avaliação (que incluía também características geomorfológicas e sedimentares, como será visto no capítulo seguinte).

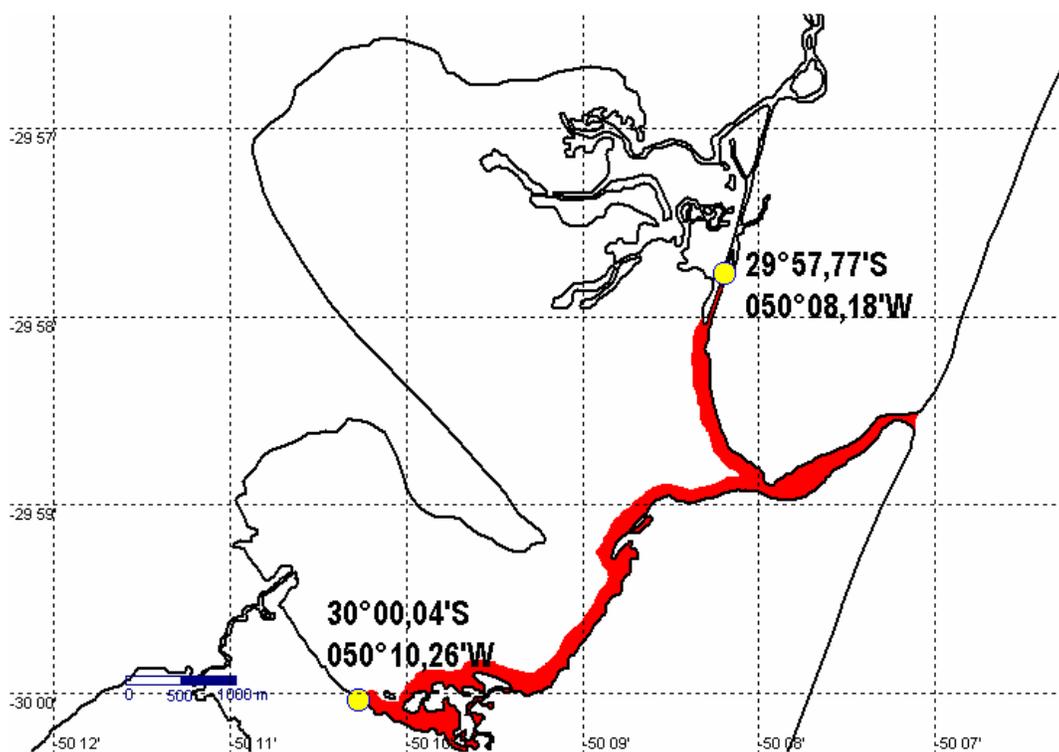


Figura 3.4: Área percorrida pelo levantamento de campo para detecção dos pontos potencialmente lançadores de efluentes domésticos no estuário.

Além dos dois pontos contaminados foram igualmente selecionados três pontos de referência, sendo um em Imbé, chamado de IR (Imbé-Referência), com coordenadas $29^{\circ}58,54'S$ e $050^{\circ}08,24'W$, um em Tramandaí, denominado TR (Tramandaí-Referência), de coordenadas $29^{\circ}58,98'S$ e $050^{\circ}08,53'W$ e um no pontal arenoso de divide as lagoas Tramandaí e Armazém, chamado de PR (Pontal-Referência) e possuindo as coordenadas $29^{\circ}59,19'S$ e $050^{\circ}09,61'W$. Esses três mesmos locais foram também utilizados como referências para as amostragens de bentos e os critérios usados para a seleção dos mesmos precisaram obedecer às condições geomorfológicas e sedimentares estipuladas para aquelas amostragens, além de apresentar facilidade de acesso e ausência de despejo de efluentes nas proximidades. Ao contrário do que ocorre em estuários onde os estudos oceanográficos encontram-se em estágios mais avançados, no sistema estuarino-lagunar de Tramandaí não existem trabalhos que definam um local para ser utilizado como controle. A carência de estudos sobre qualidade da água no estuário de Tramandaí contribui para dificultar a seleção de pontos controle. Dessa forma, no atual estudo os pontos IR, TR e PR são denominados como referência ao invés de controle ou branco. O uso desses dois últimos termos sugere que tais pontos não estejam expostos a efeitos de contaminação, o que não é verdadeiro no presente estudo, no qual os pontos de referência apresentam alguma contaminação difusa em determinadas ocasiões, especialmente IR e TR, que se encontram junto das margens urbanizadas dos

municípios. Exatamente devido a esse motivo selecionou-se o terceiro ponto de referência (PR), que por estar situado em um pontal não-urbanizado onde a única atividade é a criação de gado, não apresenta possibilidades de sofrer contaminação pontual por esgoto doméstico. Esse local foi considerado como o ponto de referência geral para todos os demais com relação às análises químicas da água. Por fim, os resultados obtidos em cada um dos pontos foram comparados às médias históricas calculadas com base nos dados levantados pela FEPAM, o que permitiu concluir se o ponto apresentava contaminação maior ou menor que a média encontrada no estuário. A figura 3.5 mostra a localização dos cinco pontos de amostragem no estuário.

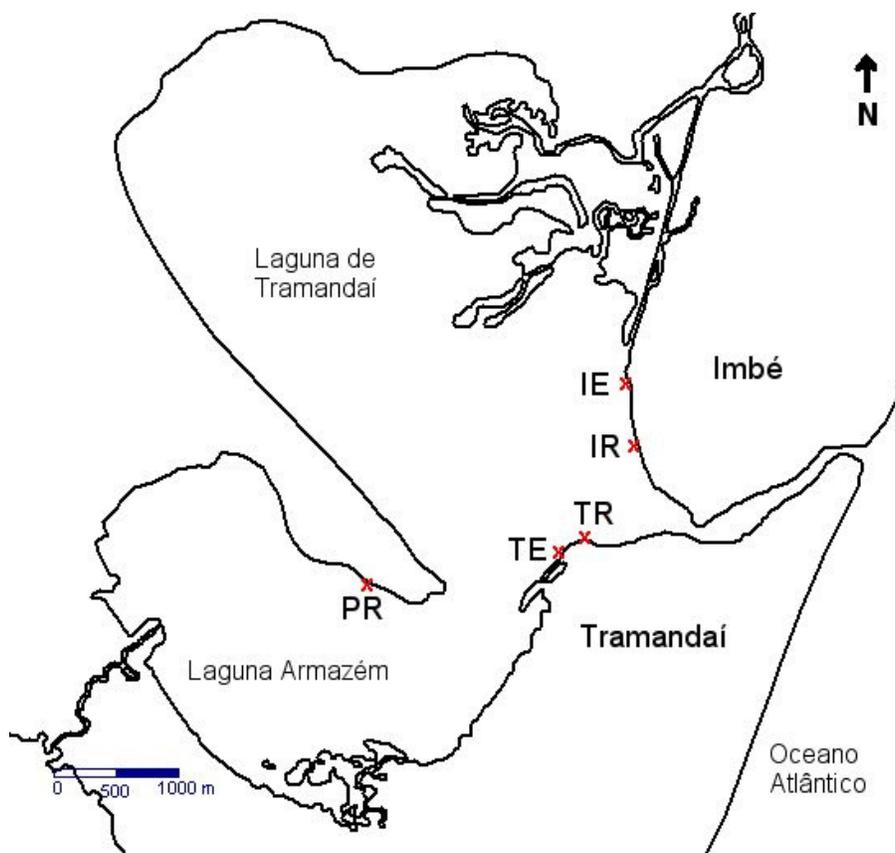


Figura 3.5: Localização dos pontos de amostragem de água para as análises químicas. IE = ponto de esgoto em Imbé; IR = ponto de referência em Imbé; TR = ponto de referência em Tramandaí; TE = ponto de esgoto em Tramandaí; PR = ponto de referência no pontal.

Com exceção do Pontal, cada ponto foi amostrado em quatro diferentes ocasiões (16/11/04, 24/01/05, 21/02/05 e 25/04/05), sendo duas na baixa temporada de veraneio (novembro e abril) e duas na alta temporada (janeiro e fevereiro). As amostras do ponto Pontal, entretanto, foram obtidas uma única vez em cada temporada. Esse desenho amostral foi elaborado com o objetivo de diminuir influências sazonais (todas as amostragens ocorreram próximas ao verão) e enfatizar diferenças provocadas pelo incremento do número de pessoas que ocorre na alta temporada de veraneio devido ao turismo. As amostras de água foram coletadas a

aproximadamente cinco metros da margem, em subsuperfície, mergulhando cuidadosamente os frascos na água, sendo em seguida preservadas e refrigeradas para que não sofressem alterações durante o transporte até Porto Alegre.

Tabela 3.3: Metodologias, referências e limites de detecção (LD) aplicados por cada laboratório de análises químicas.

Variável	Laboratório	Metodologia	Referência	LD
DBO	CENECO	Winkler	Standart Methods 20 TH	1,00
	LABSOLOS	Winkler	Standart Methods 20 TH	2,00
DQO	CENECO	Dicromatometria com refluxo aberto	Standart Methods 20 TH	5,00
	LABSOLOS	Refluxo fechado/ Titulometria	Standart Methods 20 TH	2,00
Fósforo total	CENECO	Absorciometria/ Ácido ascórbico	NBR 12772/1992	0,01
	LABSOLOS	Digestão/ Espectrofotometria/ Ácido Ascórbico	Standart Methods 20 TH	0,01
Ortofosfato (P-PO ₄ ³⁻)	CENECO	Absorciometria / Ácido ascórbico	NBR 12772/1992	0,01
	LABSOLOS	Espectrofotometria / Ácido Ascórbico	Standart Methods 20 TH	0,01
Nitrato (N-NO ₃ ⁻)	CENECO	Espectrofotometria UV	Standart Methods 20 TH	0,02
	LABSOLOS	Devarda's Alloy Reduction Method	Standart Methods 16 TH	0,1
Nitrito (N-NO ₂ ⁻)	CENECO	Absorciometria com ácido fenildissulfônico	NBR 12619/1992	0,001
	LABSOLOS	Espectrofotometria/ N-Naftil-etilenodiamina	Standart Methods 20 TH	0,001
N-amoniaco (N-NH ₃)	CENECO	Nesslerização	NBR 10560/1988	0,02
	LABSOLOS	Destilação/ Titulometria (Fenato)	Standart Methods 20 TH	0,1
Nitrogênio Total	CENECO	Kjeldahl com Nesslerização	NBR 10560/1988, NBR 3796/1997	0,02
Kjeldahl	LABSOLOS	Digestão Kjeldahl/ Destilação / Titulometria	Standart Methods 20 TH	0,1
Coliformes Totais	CENECO	Substrato cromogênio	Standart Methods 20 TH	<1
	LABSOLOS	Tubos Múltiplos	Standart Methods 20 TH	2
Coliformes fecais	CENECO	Substrato cromogênio	Standart Methods 20 TH	<1
	LABSOLOS	Tubos Múltiplos	Standart Methods 20 TH	2

As variáveis químicas analisadas em laboratório foram DBO, DQO, nitrogênio total kjeldahl, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrito, fósforo total, ortofosfato, coliformes totais e coliformes fecais. Além disso, foram medidos em campo a temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido e salinidade. Os valores de amônia foram calculados a partir das concentrações de nitrogênio amoniacal, considerando os valores de pH, temperatura e salinidade, como descrito em Baumgarten *et al.* (1996). As análises químicas laboratoriais foram realizadas pelo Centro de Ecologia do Instituto de Biociências da UFRGS (CENECO) na primeira amostragem e pelo Laboratório de Análises Ambientais da Faculdade de Agronomia da UFRGS (LABSOLOS) nas três amostragens subsequentes. Ambos os laboratórios participam periodicamente dos ensaios da Rede Metrológica RS e de programas interlaboratoriais de avaliação de qualidade. As análises seguiram as metodologias expostas na tabela 3.3.

Para seis pontos enquadrados como muito contaminados foram realizadas ainda medidas de vazão dos efluentes. Dois desses pontos (#2 e #3) localizam-se no município de Imbé, sendo que os outros quatro (#31, #32, #35 e #39) situam-se em Tramandaí. A escolha dos pontos obedeceu a critérios como facilidade de acesso

e existência das condições necessárias para a aplicação do método de determinação da vazão. Os pontos selecionados e as datas em que as medições foram realizadas são mostrados na tabela 3.4.

Tabela 3.4: Datas em que foram efetuadas medidas de vazão nos diferentes pontos amostrados. O símbolo X indica que a medição foi realizada.

Data	Ponto					
	#2	#3	#31	#32	#35	#39
14/11/2005		X				
22/11/2005	X	X	X			
29/11/2005	X	X	X	X	X	X
09/12/2005	X	X	X		X	X
14/12/2005	X	X	X	X	X	X
16/01/2006			X	X	X	X
06/02/2006	X	X	X	X	X	X

A posição de cada ponto pode ser conferida nas figuras 3.26 e 3.27, expostas na seção de resultados desse capítulo. As medidas foram efetuadas, no mínimo, em quatro diferentes ocasiões em cada ponto, tanto na alta quanto na baixa temporada de veraneio, sendo depois calculada a vazão média apresentada pelo ponto. Como a profundidade da coluna de água na maior parte das canaletas que drenam água da chuva e esgoto para o estuário é muito baixa (em torno de cinco centímetros), não foi possível a utilização de fluxômetros, correntômetros ou molinetes para medir o fluxo de água. Assim, a velocidade da corrente teve que ser estimada através do tempo que uma parcela de água levava para percorrer uma distância conhecida. Entretanto, para obter uma aproximação correta da velocidade alguns cuidados precisaram ser tomados, como explicado a seguir. Foram efetuadas sete medidas de tempo em cada ponto, sendo descartadas a mais alta e a mais baixa. As cinco medidas restantes foram, então, utilizadas para o cálculo do tempo médio de deslocamento da água. Para acompanhar a parcela de água fez-se o uso de objetos que flutuassem logo abaixo da superfície da água, minimizando assim os efeitos causados pelo vento. Foram utilizados com sucesso pedacinhos de madeira ou bolinhas de papel atiradas à água. A seção longitudinal da canaleta abrangida pela distância determinada precisava apresentar largura e profundidade constantes para evitar aceleração do fluxo de água. Certas vezes algumas adaptações, como as mostradas na figura 3.6, precisaram ser criadas para garantir essa condição básica. Além disso, devido à pequena profundidade a velocidade foi medida apenas na superfície e considerada constante na seção vertical. Para o cálculo da área da seção transversal foi considerado que as canaletas possuíam uma seção retangular, multiplicando-se a largura pela profundidade, o que na maioria dos casos constituiu uma aproximação verdadeira devido à pequena profundidade apresentada pelas canaletas. Como todos os pontos onde as medições foram realizadas fazem parte da rede de drenagem pluvial dos municípios,

recebendo, além de esgoto, água da chuva, era importante que não houvesse ocorrido precipitação nos três dias anteriores ao dia das medições. Esse critério teve por objetivo diminuir a probabilidade de que o fluxo medido fosse em decorrência da água da chuva ao invés de esgoto. O período de três dias foi uma escolha arbitrária, uma vez que não existem estudos na região sobre o tempo estimado que a água da chuva leva para escoar completamente para o interior do estuário. Uma última característica necessária para a adequada estimativa das vazões dos efluentes consiste no baixo nível das águas no estuário, uma vez que quando o nível se encontra alto pode ocorrer o afogamento das canaletas responsáveis por escoar os efluentes, resultando em represamento, diminuição do fluxo e dificultando ou até mesmo impedindo as medições.



Figura 3.6: Exemplos ilustrando os tipos de estruturas por vezes utilizadas nas canaletas a céu aberto das redes de drenagem pluvial dos municípios de Tramandaí e Imbé para garantir as condições de largura e profundidade constantes e para delimitar a distância de cronometragem da parcela de água.

3.3.3 – Análise dos dados

As análises estatísticas se basearam em técnicas de classificação, de ordenação e de análise de variância.

A análise de agrupamento hierárquica é uma técnica de classificação de dados que permite ao pesquisador estabelecer grupos que unem variáveis ou unidades amostrais semelhantes. Os grupos são determinados através de uma matriz de semelhanças, a partir da qual objetos próximos entre si são inseridos em um mesmo grupo. Na análise hierárquica os objetos de um grupo tornam-se, sucessivamente, elementos do grupo superior, constituindo uma série hierarquizada (Valentin, 2000). A medida de semelhança utilizada para as análises de agrupamento foi a correlação de Pearson convertida para distâncias. Tal conversão é feita através da transformação das correlações para 1-Pearson. Essa medida foi escolhida por ser a de uso mais indicado quando as variáveis estudadas possuem unidades diferentes, uma vez que a correlação normaliza os dados, eliminando as diferenças de escala provocadas pelas unidades (Clarke e Warwick, 2001; StatSoft, 2006). Os dados não

sofreram transformações além das que estão implícitas no cálculo das correlações. O critério de agrupamento seguiu o método da variância mínima (método de Ward), que mostrou maior consistência nos resultados. Segundo Valentin (2000), em geral esse método é considerado unanimemente como o mais eficiente. As análises foram realizadas, a partir da matriz de correlações, no pacote estatístico Statistica 6.0® e os resultados foram apresentados através de dendogramas.

O método de ordenação utilizado foi a análise de componentes principais. Em análises multivariadas os dados encontram-se distribuídos em muitas dimensões. O objetivo da ordenação por componentes principais é simplificar a estrutura de dados de forma que eles possam ser representados em poucas dimensões (normalmente duas ou três), permitindo uma melhor representação gráfica e facilitando a interpretação dos mesmos (StatSoft, 2006). A análise origina, com base em uma matriz de semelhanças, um conjunto de eixos perpendiculares entre si, posicionados de forma que o arranjo dos dados em relação aos eixos proporcione o máximo de informação. Para isso, os dados originais precisam ser reprojados em um novo sistema de coordenadas, onde os eixos (também denominados de componentes ou fatores) criados passam pelas zonas de maior variação espacial dos dados (Valentin, 2000). Para cada componente do novo sistema de coordenadas a análise gera autovalores, que indicam o quanto da variância total dos dados é explicada por aquele componente. Normalmente são selecionados apenas os componentes que apresentem autovalor maior que um (StatSoft, 2006). São também estabelecidas as correlações entre as variáveis analisadas e cada um dos componentes do novo sistema de coordenadas (StatSoft, 2006), o que é fundamental para a interpretação dos resultados. No presente estudo as análises de componentes principais foram desenvolvidas no software Statistica 6.0®, utilizando-se, devido ao mesmo motivo explicado na análise de agrupamento (variáveis com unidade diferentes), a matriz de correlações de Pearson como medida de semelhança.

A análise de variância (ANOVA) é uma técnica que se propõe a testar diferenças significativas entre as médias calculadas para diferentes grupos de amostras através da comparação das variâncias dentro dos grupos e entre os grupos (Sokal e Rohlf, 1973). A técnica baseia-se na partição da soma de quadrados (variância) total em somas de quadrados dentro dos grupos e entre os grupos pré-definidos pelo pesquisador. Entretanto, o teste de significância da análise de variância clássica se baseia na distribuição F de Fisher e assume que os dados analisados apresentam distribuição normal, não sendo adequado para conjuntos de dados não paramétricos (Sokal e Rohlf, 1973). Uma alternativa a essa limitação é o uso da análise de variância acoplada a um teste de aleatorização (Pillar e Orlóci, 1996), que não exige a obediência de pressuposições como a normalidade dos dados (Manly, 1997). Nesse caso avalia-se a magnitude da variação entre grupos e verifica-se, com base em uma probabilidade obtida através de um teste de aleatorização, se os grupos diferem ou não. As somas de quadrados são computadas a partir de uma matriz de dissimilaridades, comparando as unidades amostrais aos pares. O método é descrito com maiores detalhes em Pillar e Orlóci (1996). No presente estudo a análise de

variância por aleatorização foi desenvolvida no software Multiv 2.3 (Pillar, 2004), sendo utilizada para detectar variações sazonais apresentadas pelas variáveis ao nível de significância $p=0,05$.

3.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.4.1 Dados cedidos pela FEPAM

Os dados provenientes da FEPAM foram estudados através de estatísticas descritivas, de técnicas de estatística multivariada, como análises de componentes principais e de agrupamento e por análise de variância (ANOVA). Essa última técnica permitiu a detecção da variabilidade sazonal (inverno/ verão).

3.4.1.1 Condições médias

Uma primeira síntese do conjunto de dados foi obtida através de estatísticas descritivas como a média, o desvio padrão e os valores máximo e mínimo apresentados por cada variável no sistema em estudo. Os parâmetros estatísticos apresentados na tabela 3.5 foram obtidos tendo por base os 12 anos de monitoramento e considerando todos os locais de coleta (GER14 a GER21), servindo para uma caracterização geral do sistema estuarino e como uma base de comparação para as análises que virão a seguir.

Tabela 3.5: Valores médios, máximos, mínimos e desvios padrão para as variáveis monitoradas pela FEPAM entre 1993 e 2005, considerando o sistema estuarino-lagunar de Tramandaí como um todo (incluindo todos os oito locais de amostragem). Temp=temperatura da água; Transp=transparência; OD=oxigênio dissolvido; DBO=demanda bioquímica de oxigênio; P-total=fósforo total; N-amon=nitrogênio amoniacal; Col=coliformes.

	Temp °C	Transp cm	OD mg/L	pH	Sal	DBO mg/L	P-total mg/L	N-amon mg/L	Col NMP/100ml
Mínimo	5,3	10	4,6	5,4	0	1	0,01	0,01	1
Máximo	28,5	210	12,9	8,3	32,8	5	0,671	0,897	9000
Média	19,4	55,1	8,7	7	6,67	1,2	0,079	0,107	289
Desv. pad.	6,15	32,8	1,91	0,54	7,9	0,61	0,098	0,09	892,5

O sistema estuarino-lagunar de Tramandaí tem sido classificado, com relação à salinidade e à qualidade da água, por alguns estudos (Chomenko, 1981; Würdig, 1987; Medeiros, 1992; Tabajara, 1994; Ozório, 1993; Sema, 2004), porém nenhum deles se baseou em uma série de dados de tão longo período.

De acordo com os valores de salinidade um ambiente aquático pode ser dividido em seis diferentes classes, conforme exposto na tabela 3.6 (Smayda, 1983).

Tabela 3.6: Sistema de classificação de águas proposto por Smayda (1983), baseado nos valores de salinidade e adotado nesse estudo.

Salinidade	Classificação
< 0,5	Doce
0,5 a 5	Oligohalina
5 a 18	Mesohalina
18 a 30	Polihalina
30 a 40	Euhalina
> 40	Hiperhalina

Tomando por base esse sistema de classificação e comparando com os valores mostrados na tabela 3.5 percebe-se que o sistema estuarino-lagunar de Tramandaí apresenta flutuações de salinidade que variam desde condições euhalinas até a água doce. Pela média, porém, o ambiente pode ser enquadrado no limite inferior da categoria mesohalina (salinidade 6,67ups). Caso sejam considerados apenas os pontos de amostragem situados nas lagoas estuarinas (excluindo pontos de água mais doce como os GER14 e GER21, localizados no Rio Tramandaí e na Lagoa das Custódias, respectivamente), o valor médio da salinidade sobe levemente para 8,1ups.

Em relação à qualidade das águas, há uma proposta para o enquadramento das lagoas Tramandaí e Armazém na Classe 2 de águas salobras e para a Lagoa das Custódias na Classe 1 de águas salobras, de acordo com a Resolução Conama n°357/2005 (Furini, 2005). O atual estudo não tem por objetivo testar tais enquadramentos, até porque o número de variáveis aqui analisadas e que constam na Resolução n°357/2005 do Conama é muito pequeno. Ainda assim, as amostras de fósforo total e de nitrogênio amoniacal foram comparadas com os valores estabelecidos pela referida Resolução, obtendo-se os seguintes resultados: 14% das amostras de fósforo total apresentaram valores superiores ao máximo estabelecido para a Classe 1 de águas salobras (0,124mg/L) e 7% mostraram valores superiores ao limite para a Classe 2 de águas salobras (0,186mg/L); apenas duas amostras (1,2%) apresentaram valores de nitrogênio amoniacal superiores ao estabelecido pela Resolução para a Classe 1 de águas salobras (0,4mg/L) e somente uma amostra superou o valor estabelecido como o limite para a Classe 2 de águas salobras (0,7mg/L). Segundo esses resultados a contaminação do ambiente por fósforo total é muito mais crítica para o enquadramento desses corpos hídricos do que a por nitrogênio amoniacal. A comparação dos valores de coliformes com os limites propostos pelas resoluções Conama n°357/2005 e Conama n°274/2000 ficou prejudicado, já que tais resoluções estabelecem padrões apenas para coliformes fecais, enquanto que os dados aqui analisados representam uma mistura entre coliformes totais e fecais.

Os resultados recentemente apresentados, no entanto, classificam o sistema estuarino-lagunar como um todo e ignoram diferenças resultantes da variação espacial existente entre os pontos de amostragem. Tal variação pode ser percebida através dos gráficos “box-plot” exibidos nas figuras 3.7 a 3.15, os quais apresentam

a comparação dos parâmetros estatísticos média, desvio padrão, valor máximo e valor mínimo entre os diferentes locais de coleta. Nota-se que algumas variáveis, como temperatura e oxigênio dissolvido, apresentaram-se praticamente homogêneas ao longo de toda a área de estudo. O desvio padrão dessas variáveis também apresenta amplitudes semelhantes em todos os pontos, o que sugere que a variabilidade presente nesses dados é causada, não por fenômenos de escala local que atuam em alguns pontos de amostragem apenas, mas sobretudo por fenômenos de grande escala espacial, que agem sobre todos os pontos ao mesmo tempo. Esse fenômeno de grande escala responsável por provocar a variabilidade visível nos dados de temperatura da água e de oxigênio dissolvido é, certamente, a sazonalidade, como será mostrado posteriormente. Outras variáveis, no entanto, exibiram maior heterogeneidade espacial do que sazonal.

As maiores médias de transparência (figura 3.8) foram observadas na Lagoa das Custódias (GER21) e na porção norte da Lagoa de Tramandaí (GER15), enquanto que as menores médias ocorreram em dois pontos sob forte influência do Rio Tramandaí, que são a Lagoa do Passo (GER14) e a desembocadura do braço sul desse mesmo rio (GER16). Würdig (1987) também observou valores altos de transparência na Lagoa das Custódias, sugerindo que a extensa cobertura de macrófitas submersas presente nessa lagoa atue como uma malha, retendo o material do fundo e amenizando a ação do vento e a ressuspensão de sedimentos. Os pontos de maior transparência foram os que apresentam também os maiores desvios padrão para essa variável, o que sugere que eventos de alta transparência da água nesses locais sejam intercalados por episódios de maior turbidez. Por outro lado, os locais com menor transparência foram os mesmos que mostraram os menores desvios padrão, ou seja, a água tendeu a se apresentar constantemente com grande quantidade de material em suspensão e eventos de maior transparência devem ser raros. Uma comparação entre os dados de transparência e de salinidade (figuras 3.8 e 3.11) revela que os pontos que apresentam menor transparência são também os que mostram as menores médias de salinidade. Esse resultado revela a importância do Rio Tramandaí como agente transportador, não só de água doce, mas também de material em suspensão para o interior das lagunas estuarinas. Tabajara (1994), amostrando em diversos pontos no interior do estuário, também encontrou as maiores concentrações médias de material em suspensão no Rio Tramandaí. Segundo esse autor, tal rio é a principal fonte de material em suspensão para a Lagoa de Tramandaí.

Os maiores valores médios de pH (figura 3.10) foram observados nos locais GER18 e GER17 (7,17 e 7,13, respectivamente), que se encontram no canal de acesso ao oceano e sofrem forte influência marinha, enquanto que os menores ocorreram nos GER14 e GER16 (6,69 e 6,83, respectivamente), ambos sob forte influência fluvial.

Já para a salinidade (figura 3.11), a menor média (0,5ups) se deu na Lagoa do Passo (GER14), seguida pelos pontos GER16 (3,3ups) e GER21 (4,2ups). Os dois primeiros pontos apresentam baixa salinidade devido à contribuição fluvial do Rio Tramandaí, enquanto que o último por causa do aporte de água doce proveniente do

sistema de lagoas existente ao sul das lagoas Tramandaí e Armazém. As maiores médias de salinidade, por outro lado, foram obtidas nos locais mais próximos ao oceano (GER18, GER19 e GER17, com valores médios de 12,3ups, 9,2ups e 9,0ups, respectivamente). Pode-se classificar os diferentes pontos da seguinte forma: a Lagoa do Passo encontra-se na transição entre os ambientes de água doce e oligohalino, o que indica que tal local está próximo do limite superior de penetração de sal no Rio Tramandaí; os pontos GER16 e GER21 representam ambientes tipicamente oligohalinos; os demais pontos estão situados em ambientes predominantemente mesohalinos. Algumas características chamam a atenção nesse resultado. Primeiro, o ponto GER16, apesar de estar mais próximo à desembocadura do oceano, apresenta, em média, salinidade inferior à do ponto GER15. Essa observação sugere que provavelmente o braço sul do Rio Tramandaí seja responsável por maior descarga de água doce quando comparado com o braço norte, perto do qual se situa o ponto GER15. Uma segunda característica é a baixa salinidade média apresentada pelos pontos GER17 e GER18, localizados no canal de acesso ao oceano. Sabe-se que a salinidade em tal canal pode atingir valores iguais aos do oceano adjacente, mostrando, por vezes, condições polihalinas e até mesmo euhalinas, como visto no capítulo 2 (figura 2.11) e em Medeiros (1992). Tabajara (1994) encontrou um valor médio de 22,7ups para a salinidade no canal de acesso ao mar. A análise dos dados de longo período medidos pela FEPAM, entretanto, revela que o canal de acesso, em média, apresenta-se mesohalino. É necessário salientar, porém, que tais dados foram medidos em superfície e que se os valores de salinidade fossem integrados na vertical é muito provável que essa média sofresse elevação, uma vez que, como visto no capítulo 2, esse local frequentemente apresenta estratificação vertical de salinidade.

Uma análise de agrupamento dos pontos de amostragem, realizada através do método de Ward e levando em conta apenas a variável salinidade revelou a existência de três sub-ambientes (figura 3.16) no sistema estuarino-lagunar de Tramandaí: 1) Sub-ambiente mesohalino do canal de acesso ao oceano, formado pelos pontos GER17 e GER18, com salinidade média de 10,7ups; 2) Sub-ambiente mesohalino das lagoas Tramandaí e Armazém, com salinidade média de 7,9ups, englobando os pontos GER15, GER19 e GER20; 3) Sub-ambiente oligohalino da Lagoa das Custódias e do Rio Tramandaí, constituído pelos pontos GER14, GER16 e GER21, com salinidade média de 2,6ups. Os resultados aqui apresentados diferem um pouco dos relatados em alguns estudos anteriores. Medeiros (1992) dividiu o estuário de Tramandaí em quatro sub-ambientes mapeados por Tabajara (1994): 1) sub-ambiente com forte influência marinha, representado pelo canal de acesso ao oceano, por parte da Lagoa de Tramandaí e parte da Lagoa Armazém; 2) sub-ambiente de características límnicas com forte influência do aporte do Rio Tramandaí, representado pelo próprio rio e por parte de seu delta; 3) sub-ambiente de salinidade intermediária entre os anteriores, representado por parte da Lagoa Armazém; 4) sub-ambiente transicional entre o límnico e o marinho, localizado na Lagoa de Tramandaí, ao sul da foz do braço sul do Rio Tramandaí. Já Tabajara (1994), sugeriu a divisão do estuário de Tramandaí em três sub-ambientes: 1)

Rio Tramandaí, com águas doce a polihalina e salinidade média de 6,2ups; 2) Lagoa de Tramandaí, com águas oligohalina a euhalina e salinidade média de 12,3ups; 3) embocadura do estuário e Lagoa Armazém, com águas mesohalina a euhalina e salinidades médias de 22,7ups e 15,8ups, respectivamente. No que se refere à Lagoa das Custódias, segundo Ozório (1993) tal corpo hídrico apresentaria predominantemente condições mesohalinas, em contraste com a condição média oligohalina revelada no presente estudo. As divergências de resultados observadas de um estudo para outro ocorrem devido aos seguintes fatores: alta dinâmica apresentada pelo sistema estuarino de Tramandaí; diferenças de escala temporal de amostragem; diferenças nas posições dos pontos de amostragem.

Rios, de uma forma geral, são importantes contribuintes de fósforo para sistemas lagunares e estuarinos, uma vez que intemperizam rochas que apresentam esse elemento na sua constituição, além de freqüentemente receberem ao longo de seu curso aportes de fertilizantes agrícolas e de efluentes industriais e domésticos ricos em compostos fosforados (Esteves, 1998). Assim, poder-se-ia esperar que o deságüe do Rio Tramandaí representasse uma importante fonte de fósforo para o sistema estuarino-lagunar de Tramandaí. Entretanto, a concentração média de fósforo total medida no Rio Tramandaí (GER14 = 0,084mg/L) foi inferior às concentrações médias medidas em alguns pontos no interior das lagunas estuarinas, como os GER16 e GER17 (concentrações médias de 0,104mg/L e 0,125mg/L, respectivamente). Outras fontes naturais desse elemento para as lagunas estuarinas são as lagoas ao sul do estuário e o oceano adjacente. A Lagoa das Custódias foi o local que apresentou a menor concentração de fósforo total (0,052mg/L) entre todos os pontos, indicando que provavelmente o sistema de lagoas existente ao sul do estuário não representa uma fonte importante desse elemento. Da mesma forma, o ambiente marinho deve contribuir muito pouco para o enriquecimento de fósforo das águas estuarinas, já que o fósforo é apenas o 18º elemento de maior concentração na água do mar, com uma concentração média de 0,06mg/L (Brown *et al.*, 1989c). Além disso, boa parte das substâncias provenientes do oceano que entram no estuário durante a maré enchente é removida novamente no período de maré vazante (Miranda *et al.*, 2002). As maiores concentrações médias de fósforo total observadas em alguns pontos no interior das lagunas estuarinas podem indicar duas coisas: ou esses pontos do estuário são capazes de concentrar fósforo proveniente das fontes naturais já comentadas, ou existe uma fonte não natural de fósforo no interior do corpo lagunar. Com relação a essa última hipótese, o mais provável é que o enriquecimento de fósforo seja proveniente de efluentes domésticos, uma vez que não existem nas margens das lagunas indústrias que liberem esse elemento. Outra característica que ajuda a reforçar a hipótese dos esgotos domésticos é que todos os locais onde foram medidas as maiores concentrações, não apenas as médias, mas também os valores máximos (GER17 e GER16 para as médias e GER18 e GER19, além dos dois primeiros, para os valores máximos) situam-se próximos às margens urbanizadas do estuário e que, como será visto adiante, tais pontos foram também os que apresentam maiores concentrações de coliformes fecais. O alto desvio padrão associado a esses quatro

pontos é mais uma indicação de que o aporte de fósforo provavelmente não é natural e nem constante, sofrendo grandes variações, ao contrário do que é observado no Rio Tramandaí, em margens não urbanizadas do estuário (GER15) e na Lagoa das Custódias.

As concentrações médias de nitrogênio amoniacal foram similares entre os pontos, com médias levemente superiores na embocadura do Canal Camarão com a Lagoa Armazém e na Lagoa das Custódias (GER20 e GER21). As maiores médias foram encontradas, em ordem decrescente, nos pontos GER20 (0,128mg/L), GER21 (0,124mg/L), GER17 (0,115mg/L) e GER18 (0,105mg/L), os dois últimos possivelmente devido ao aporte por esgotos domésticos, como já comentado para o fósforo. Esses valores encontram-se acima da média calculada por Medeiros (1992) no estuário de Tramandaí, que foi de 0,093mg/L, porém abaixo do limite superior estabelecido pela Resolução Conama n°357/2005. As maiores médias verificadas nos pontos GER20 e GER21 foram provocadas por dois valores extremos observados nesses locais (0,897mg/L no Canal Camarão no verão de 2002 e 0,53mg/L na Lagoa das Custódias no inverno de 2005), sendo que nas demais amostragens a concentração de nitrogênio amoniacal mostrou-se semelhante à medida nos demais pontos do estuário.

As maiores concentrações médias de coliformes ocorreram nos locais GER17, GER18 e GER16, ou seja, coincidiram em parte com as maiores concentrações de fósforo total e de nitrogênio amoniacal. Esses três pontos parecem ser os que, em média, recebem o maior aporte de efluentes domésticos. Especialmente os pontos GER17 e GER18, por situarem-se no canal de acesso ao oceano, local por onde toda a água que vaza do estuário é obrigada a passar, parecem tender a concentrar contaminantes. Uma das amostras coletadas no GER17 durante o verão chegou a apresentar mais de 9000NMP/100mL de água, o que é um valor extremamente alto. Somente a título de comparação, o limite estabelecido pela Resolução Conama n°357/2005 para a Classe 2 de águas salobras (águas já não mais apropriadas para a recreação de contato primário, como o banho) é de 2500NMP de coliformes fecais a cada 100mL de água (para o contato primário o limite superior é de 1000NMP/100mL). Tanto o Rio Tramandaí (GER14) quanto a Lagoa das Custódias (GER21) apresentam concentrações de coliformes muito inferiores às observadas nas lagunas Tramandaí e Armazém, assim não resta dúvidas de que tal contaminação tem origem em esgotos cloacais despejados diretamente no interior desses corpos lagunares.

A DBO (figura 3.15), por sua vez, não apresenta um padrão bem definido e as suas médias variaram pouco de local para local. O valor máximo foi medido no Rio Tramandaí (5mgO₂/L), seguido pelos pontos GER17 (4mgO₂/L) e GER16 e GER20 (ambos com 3mgO₂/L). Entretanto, as médias se situaram entre 1,1mgO₂/L e 1,4mgO₂/L em todos os pontos. A Resolução do Conama n°357/2005 estabelece como padrões para as classes 1 e 2, respectivamente, valores máximos de DBO de 3mgO₂/L e 5mgO₂/L.

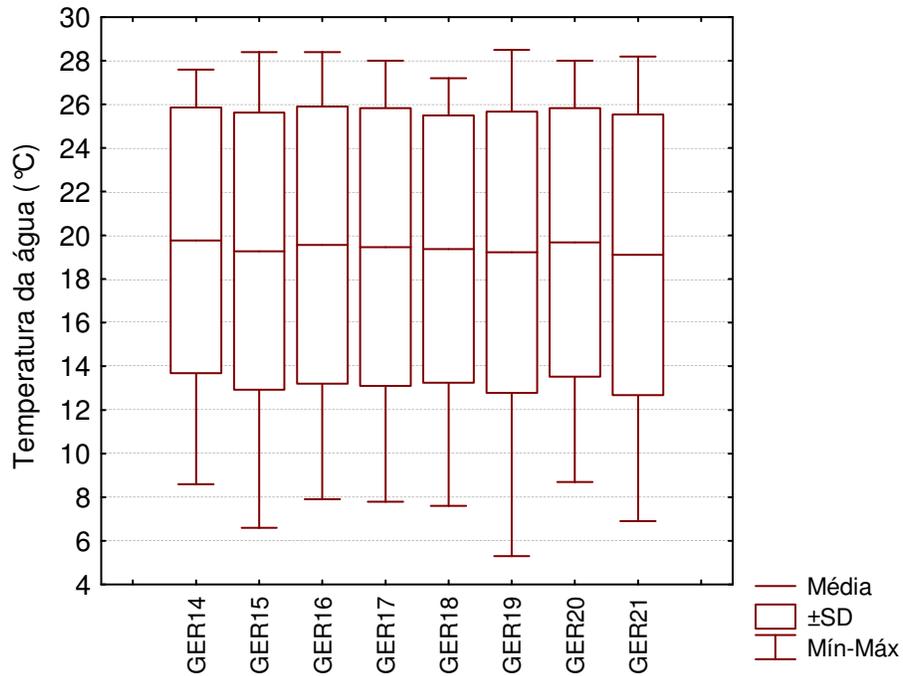


Figura 3.7: Médias, desvios padrões e valores máximos e mínimos para os valores de temperatura da água medidos pela FEPAM entre 1993 e 2005 nos pontos de amostragem situados na região estuarina de Tramandaí. SD = Desvio padrão.

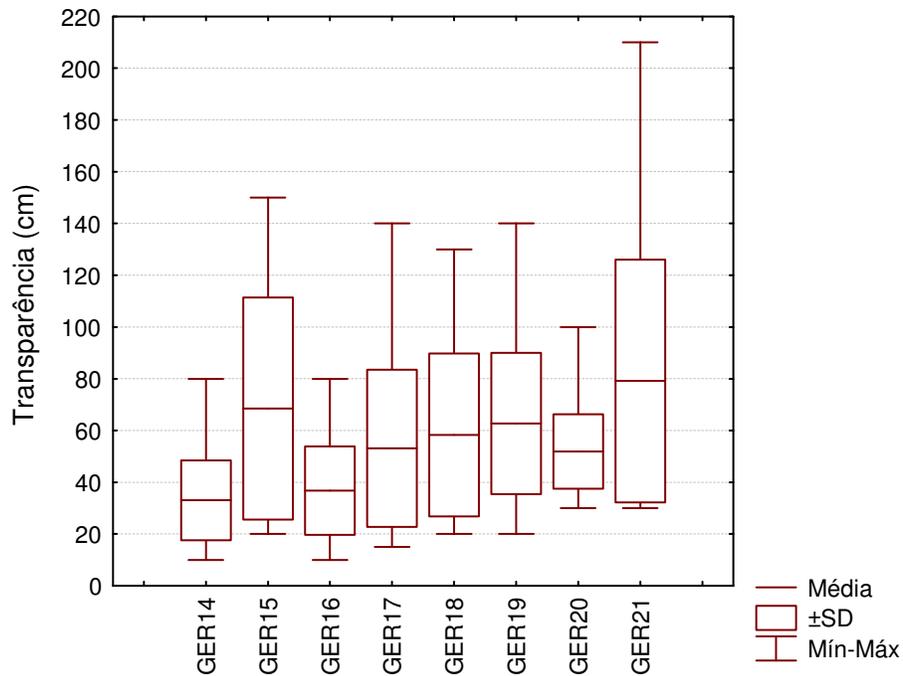


Figura 3.8: Médias, desvios padrões e valores máximos e mínimos para os valores de transparência da água medidos pela FEPAM entre 1993 e 2005 nos pontos de amostragem situados na região estuarina de Tramandaí. SD = Desvio padrão.

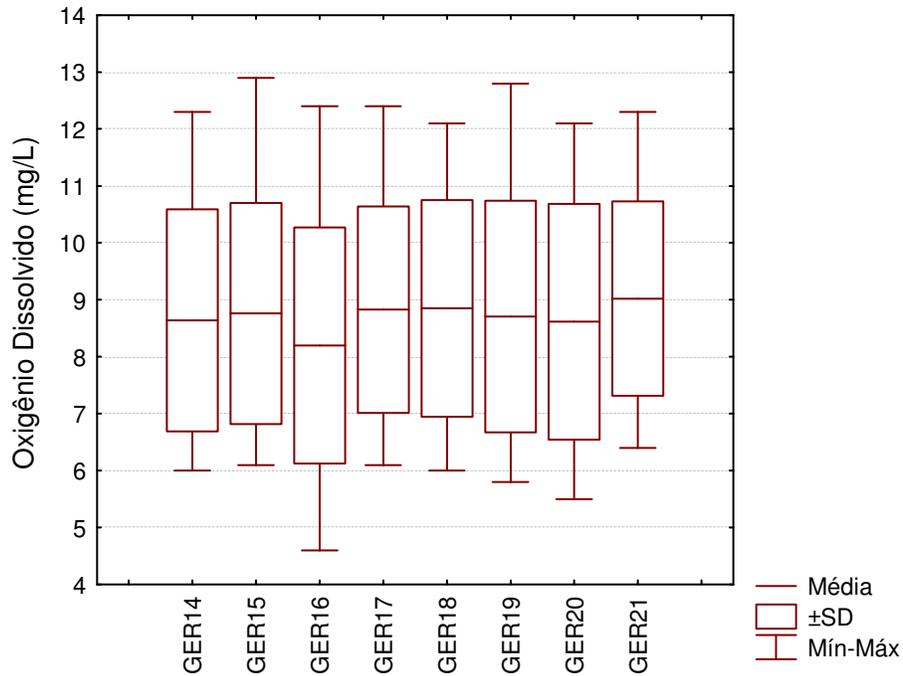


Figura 3.9: Médias, desvios padrões e valores máximos e mínimos para os valores de oxigênio dissolvido medidos pela FEPAM entre 1993 e 2005 nos pontos de amostragem situados na região estuarina de Tramandaí. SD = Desvio padrão.

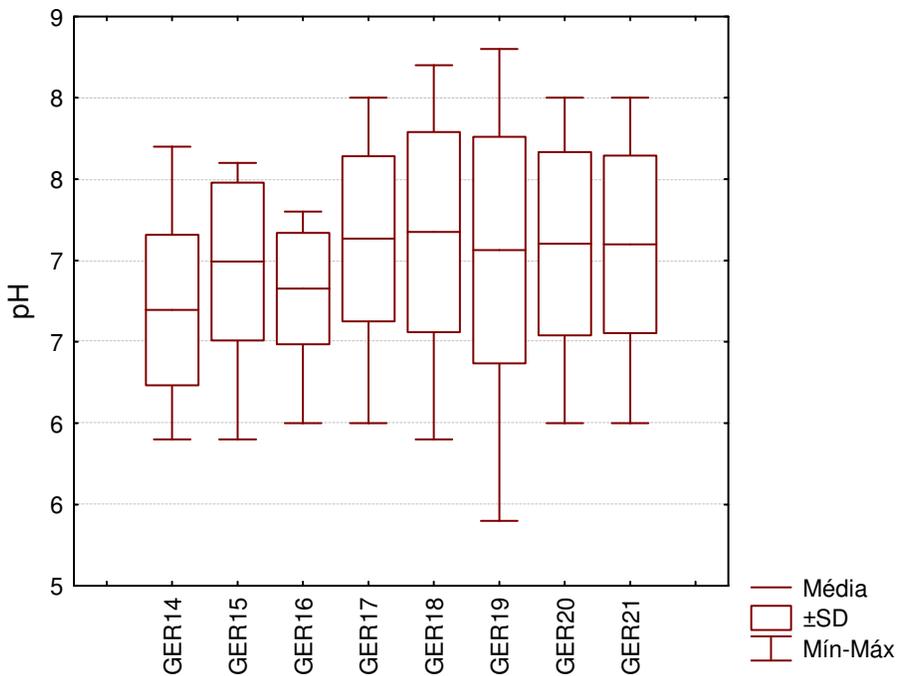


Figura 3.10: Médias, desvios padrões e valores máximos e mínimos para os valores de pH medidos pela FEPAM entre 1993 e 2005 nos pontos de amostragem situados na região estuarina de Tramandaí. SD = Desvio padrão.

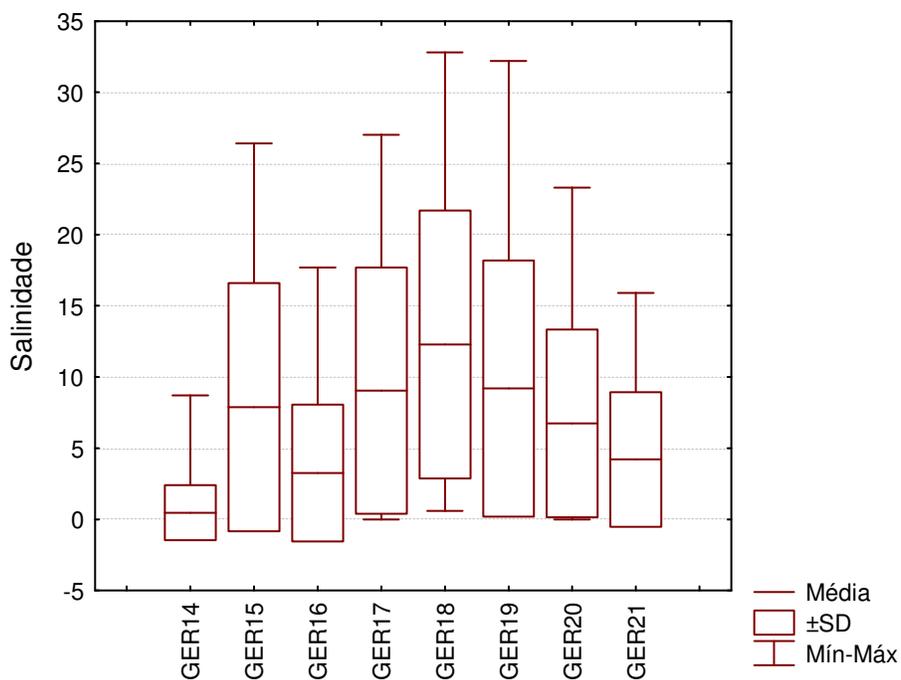


Figura 3.11: Médias Médias, desvios padrões e valores máximos e mínimos para os valores de salinidade medidos pela FEPAM entre 1993 e 2005 nos pontos de amostragem situados na região estuarina de Tramandaí. SD = Desvio padrão.

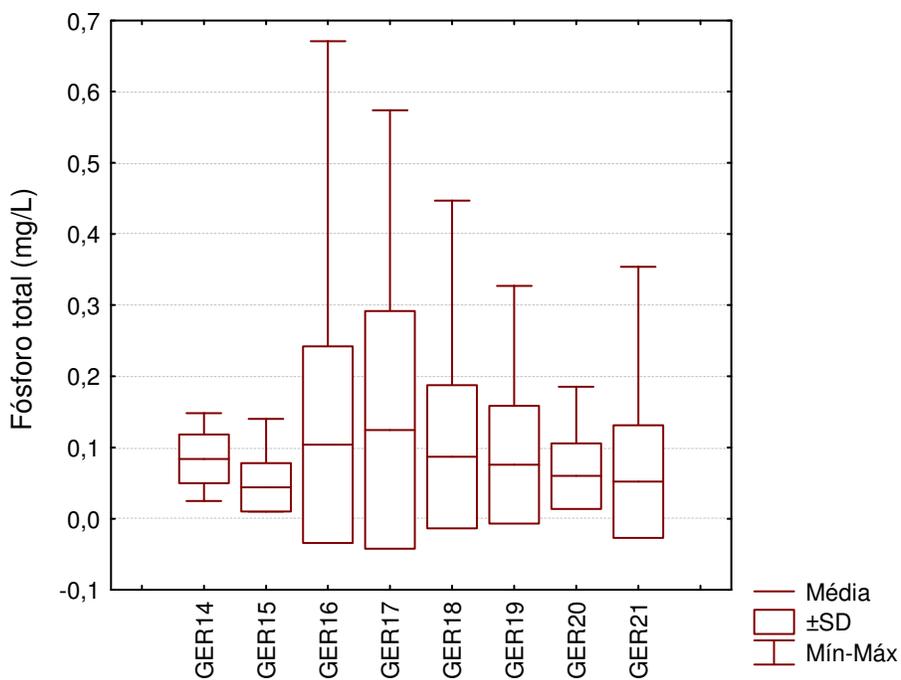


Figura 3.12: Médias, desvios padrões e valores máximos e mínimos para os valores de fósforo total medidos pela FEPAM entre 1993 e 2005 nos pontos de amostragem situados na região estuarina de Tramandaí. SD = Desvio padrão.

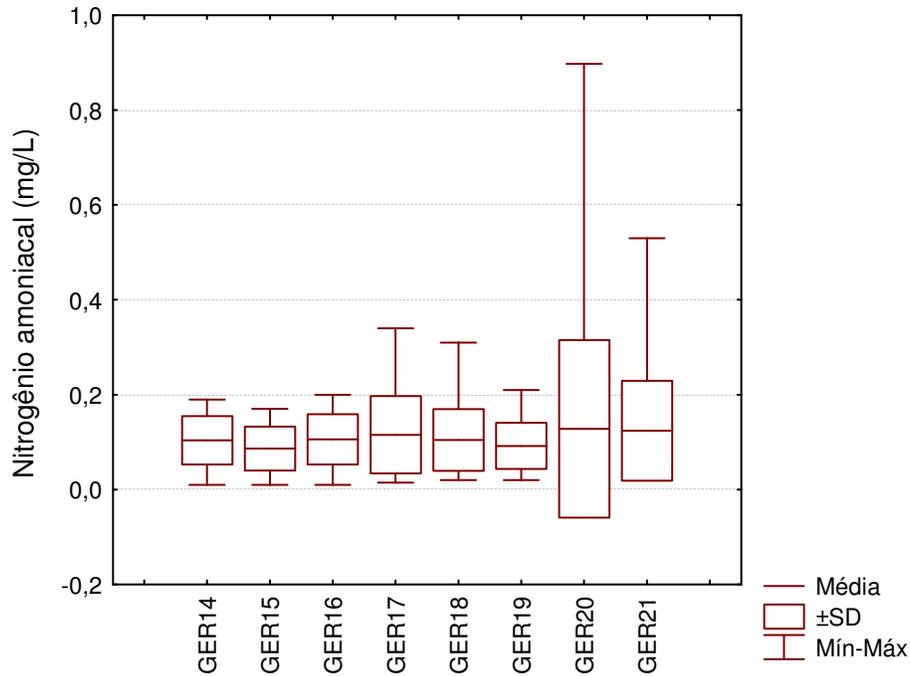


Figura 3.13: Médias, desvios padrões e valores máximos e mínimos para os valores de nitrogênio amoniacoal medidos pela FEPAM entre 1993 e 2005 nos pontos de amostragem situados na região estuarina de Tramandaí. SD = Desvio padrão.

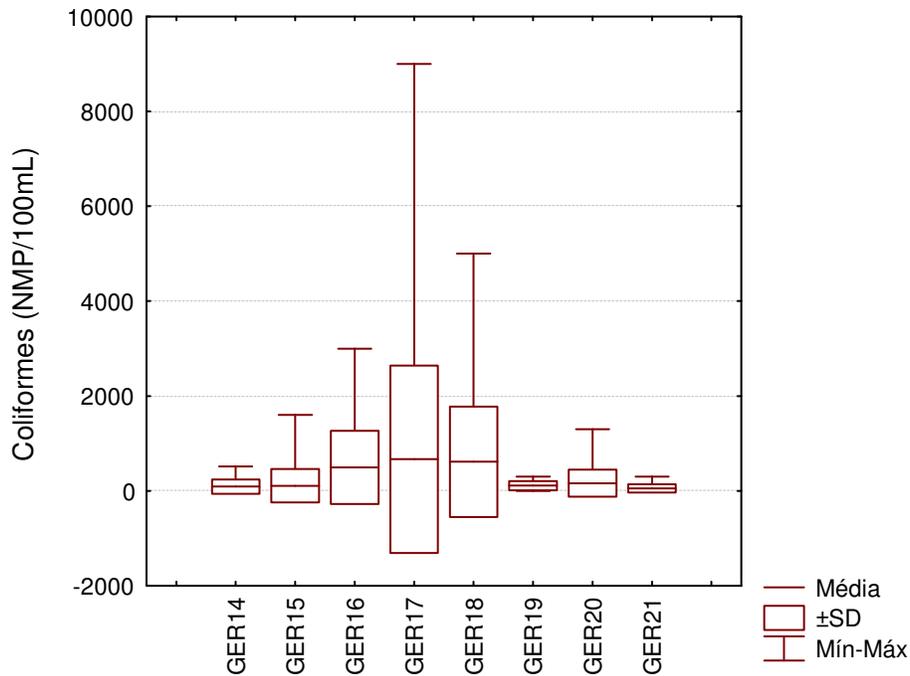


Figura 3.14: Médias, desvios padrões e valores máximos e mínimos para os valores de coliformes medidos pela FEPAM entre 1993 e 2005 nos pontos de amostragem situados na região estuarina de Tramandaí. SD = Desvio padrão.

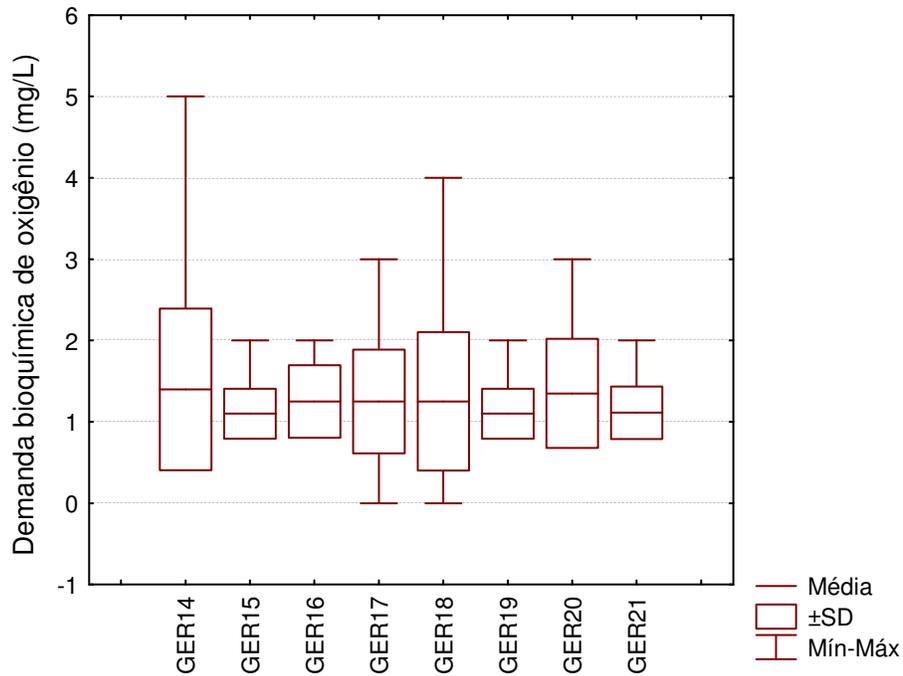


Figura 3.15: Médias, desvios padrões e valores máximos e mínimos para os valores de demanda bioquímica de oxigênio medidos pela FEPAM entre 1993 e 2005 nos pontos de amostragem situados na região estuarina de Tramandaí. SD = Desvio padrão.

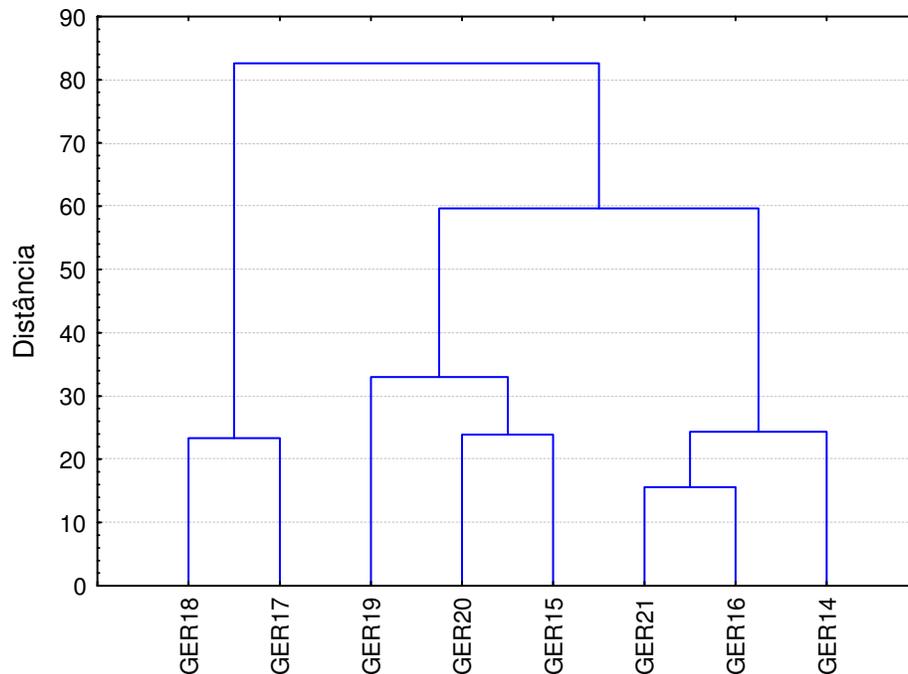


Figura 3.16: Agrupamento, de acordo com a salinidade, dos pontos de amostragem da FEPAM situados na região estuarina de Tramandaí, a partir dos dados medidos entre 1993 e 2005.

Uma análise de agrupamento, realizada através da matriz de correlações de Pearson dos valores médios de cada variável para cada ponto de amostragem, revelou que as variáveis se agrupam em dois grandes grupos (figura 3.17). O primeiro grupo é composto por salinidade, pH, oxigênio dissolvido e transparência. Esse grupo é dominado por variáveis relacionadas à influência marinha. O ingresso de água do mar no estuário tende a elevar a salinidade, o pH e a transparência dos corpos lagunares. Tal relação será vista com maior detalhe em seguida, quando os dados passarem a ser analisados não a partir das médias, mas sim dos valores brutos obtidos para cada amostragem. Dentro desse primeiro grupo são observados dois subgrupos, um composto pelas variáveis salinidade e pH, as quais estão fortemente correlacionadas ($r=0,83$) e outro formado por oxigênio dissolvido e transparência. A presença da variável oxigênio dissolvido nesse grupo sugere uma possível oxigenação dos corpos lagunares devido ao ingresso de água marinha mais oxigenada que a estuarina. Essa observação assume grande importância porque pode indicar que o ingresso da água do mar age de modo a melhorar a capacidade de autodepuração do estuário, renovando e oxigenando a água e diluindo as concentrações de efluentes, contaminantes e nutrientes. Esse processo é citado por Baumgarten *et al.* (1995) e por Angonesi (2000) para o estuário da Lagoa dos Patos. Outro motivo para explicar a inclusão do oxigênio dissolvido nesse grupo seria que o aumento da transparência provocado pelo ingresso de água do mar no estuário facilitaria a penetração de luz, contribuindo para o aumento da taxa de fotossíntese (e, conseqüentemente, da concentração de oxigênio) no sistema.

O segundo grupo é formado pelas variáveis coliformes, fósforo total, nitrogênio amoniacal, demanda bioquímica de oxigênio e temperatura. Tal grupo pode ser dividido em três subgrupos, o primeiro constituído por coliformes e fósforo total, o segundo unicamente pelo nitrogênio amoniacal e o terceiro por temperatura e DBO. Os coliformes chegam ao estuário de Tramandaí, na sua maioria, através da liberação de efluentes domésticos. Tais efluentes podem ser provenientes das lagoas ao norte do estuário, chegando neste via Rio Tramandaí, das lagoas ao sul do estuário, vindo até esse através do Canal Camarão ou despejados nas próprias lagoas que compõem o estuário de Tramandaí. Essa última alternativa, como já foi visto, é a maior responsável pela contaminação do sistema por coliformes. Despejos domésticos, além das grandes quantidades de coliformes, costumam apresentar também altas concentrações de compostos fosforados e nitrogenados (Esteves, 1998). Os primeiros resultam de dejetos do metabolismo humano e de produtos de limpeza, enquanto que os últimos são representados principalmente pela uréia presente na urina humana. A alta correlação observada entre coliformes e fósforo ($r=0,81$) é uma indicação de que os despejos de esgotos domésticos que atingem o estuário de Tramandaí constituem uma importante fonte de fósforo para esse sistema. Segundo Esteves (1998), em regiões industrializadas ou com elevada densidade populacional, as fontes artificiais de fosfato são, muitas vezes, mais importantes que as naturais. Por outro lado, o nitrogênio amoniacal, que freqüentemente está associado ao lançamento de efluentes domésticos, não apresentou correlação significativa com coliformes e fósforo, formando

um subgrupo à parte dentro do segundo grupo de variáveis. Isso ocorre porque o nitrogênio amoniacal introduzido pelos esgotos, quando atinge as águas oxigenadas do corpo lagunar, é rapidamente transformado em nitrato através do processo de oxidação (Esteves, 1998), o que será visto em maior detalhe adiante. Essa transformação acaba mantendo baixas as concentrações de nitrogênio amoniacal nas lagunas e reflete na ausência de correlação entre esse composto e as outras duas variáveis relacionadas aos esgotos. Já a temperatura mostrou forte correlação com a DBO ($r=0,95$). Segundo Margalef (1983), a demanda bioquímica de oxigênio é proporcional à entrada de oxigênio atmosférico na água, à temperatura e à quantidade de organismos aquáticos presentes. O aumento na temperatura tende a provocar uma elevação das taxas metabólicas dos seres vivos, o que, por sua vez, leva a um maior consumo de oxigênio.

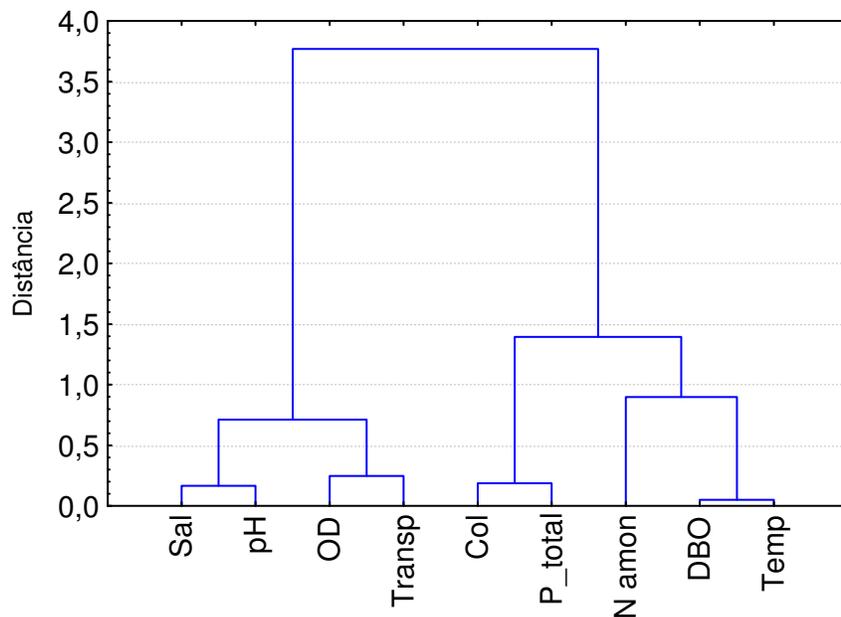


Figura 3.17: Agrupamento das variáveis, com base nos valores médios dos dados medidos entre 1993 e 2005 pela FEPAM, considerando todos os pontos de amostragem situados na região estuarina de Tramandaí (GER14 a GER21).

A análise de agrupamento para os pontos de amostragem englobando todas as variáveis (figura 3.18) revela três grupos, sendo o primeiro formado apenas pelo ponto da Lagoa das Custódias (GER21), o segundo composto pelos locais GER16, GER17 e GER18 e o terceiro constituído pelos pontos GER19, GER15, GER20 e GER14. A Lagoa das Custódias, embora receba contribuição de água salobra via Canal Camarão, também integrando o sistema estuarino-lagunar de Tramandaí, constitui um corpo hídrico à parte, semi-isolado das lagunas Tramandaí e Armazém e com circulação de água e características físico-químicas próprias, como maior transparência média e mais elevada concentração de nitrogênio amoniacal, o que explica a não inclusão desse

ponto nos demais grupos formados. Os pontos GER17 e GER18 situam-se ambos no canal de acesso ao oceano, estando muito próximos um do outro e possuindo características físicas e químicas muito semelhantes. O ponto GER16 tem em comum com os outros dois as altas concentrações médias de coliformes e de fósforo total, tendo se enquadrado nesse segundo grupo por esse motivo. Esses três pontos foram os que se apresentaram os maiores sinais de influência de esgotos domésticos. O terceiro grupo chama a atenção por incluir o GER14, ponto situado em ambiente muito mais fluvial e límnico do que lagunar e estuarino. Em princípio, esperar-se-ia que tal ponto formasse um grupo à parte, como o ocorrido com a Lagoa das Custódias. Entretanto ele acabou se agrupando com pontos tipicamente lagunares e estuarinos como são os GER19, GER15 e GER20, possivelmente por apresentar valores de coliformes semelhantes aos desses pontos.

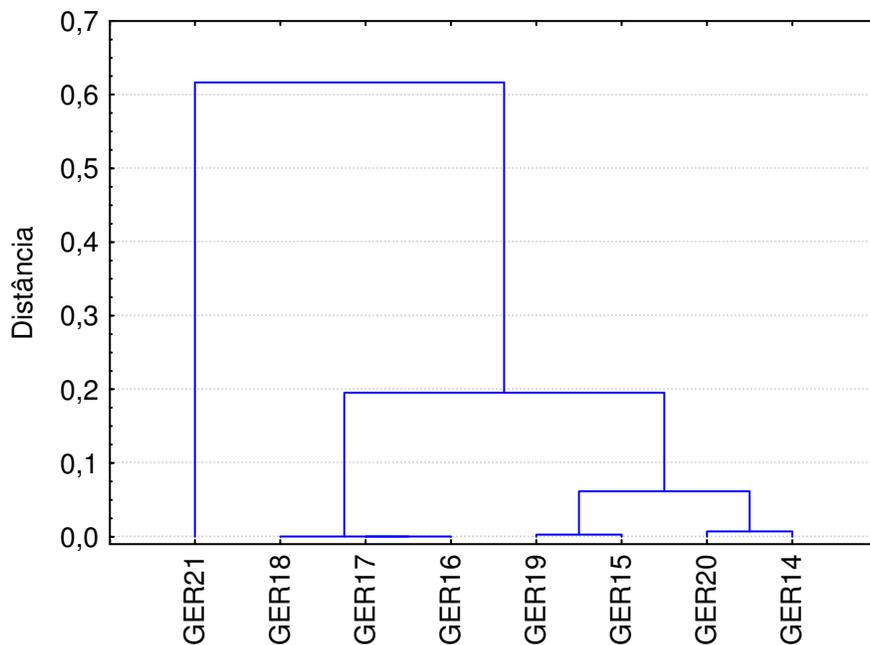


Figura 3.18: Agrupamento dos pontos de amostragem da FEPAM situados na região estuarina de Tramandaí, a partir dos dados medidos entre 1993 e 2005, incluindo todas as variáveis.

3.4.1.2 Variação sazonal: verão - inverno Depois deste enfoque sobre os valores médios apresentados pelas variáveis em cada local de coleta, passou-se a estudar os dados brutos, ou seja, considerando todos os valores obtidos em cada amostragem e não as médias, o que permitiu a detecção de efeitos decorrentes da sazonalidade. Nesse âmbito, a primeira análise desenvolvida foi a matriz de correlações de Pearson entre as variáveis, mostrada na tabela 3.7. As correlações mais fortes foram entre temperatura e oxigênio dissolvido (negativa) e entre transparência e pH, transparência e salinidade e pH e salinidade (positivas).

Tabela 3.7: Matriz de correlações de Pearson entre as variáveis para os dados medidos pela FEPAM entre 1993 e 2005 em todos os pontos de amostragem situados na região estuarina de Tramandaí. Em negrito os coeficientes significativos para $p < 0,001$.

	Temp	Transp	OD	pH	Sal	DBO	P-total	N-amó
Temp	0,29							
OD	-0,71	-0,13						
pH	0,18	0,34	-0,01					
Sal	-0,21	0,34	0,24	0,44				
DBO	-0,19	-0,19	0,21	0,08	0,16			
P-total	-0,08	-0,25	0,01	-0,2	-0,09	0,05		
N-amó	0,06	0,07	0,03	-0,13	-0,06	-0,03	0,05	
Col	0,14	-0,05	-0,04	0,03	-0,1	0,16	0,05	0,03

A correlação negativa entre oxigênio dissolvido e temperatura deve-se ao coeficiente de solubilidade dos gases na água, o qual aumenta com a queda da temperatura (Margalef, 1983). Assim, em épocas de águas mais quentes, como no verão, as concentrações de oxigênio dissolvido costumam ser mais baixas do que nos períodos em que as águas estão mais frias. Já as correlações positivas apresentadas entre pH, salinidade e transparência aparentam ter uma causa comum, uma vez que todas as três variáveis se correlacionam entre si. Tal causa comum é a influência de água marinha. A água do mar é uma solução rica em compostos inorgânicos de carbono como os íons bicarbonato (HCO_3^-) e carbonato (CO_3^{2-}). A abundância desses íons confere a essa água uma alta alcalinidade e previne que ela sofra grandes alterações de pH, característica que costuma ser denominada de efeito tampão. O pH médio da água do mar é em torno de 8,1-8,3, sendo considerado básico (Brown *et al.*, 1989c). Quando a água marinha mistura-se à água doce (que normalmente possui um pH mais ácido) o efeito tampão mantém o pH da água salobra alto. Essa é a razão pela qual pH e salinidade estão diretamente correlacionados. Quanto maior for a proporção de água do mar (e conseqüentemente de sal) na mistura com a água doce, mais alto tende a ser o pH. Medeiros (1992) também observou essa relação direta entre os valores de pH e salinidade no estuário de Tramandaí.

Por outro lado, as águas marinhas freqüentemente apresentam menor concentração de material em suspensão e maior transparência do que as águas continentais, as quais estão sujeitas ao aporte de grandes quantidades de material sedimentar fino. Além disso, o encontro entre as águas doce e marinha provoca um processo denominado de floculação, no qual as partículas em suspensão se unem e formam agregados coloidais que tendem a precipitar, aumentando a transparência da coluna d'água (Pinet, 1998). Segundo Medeiros (1992), em seu estudo no estuário de Tramandaí, de uma maneira geral a transparência tendeu a acompanhar a variação de salinidade, embora desvios nesse comportamento tenham sido observados devido à ação do vento, que provoca ressuspensão dos sedimentos lagunares, diminuindo a transparência. Pode-se chamar atenção ainda para a correlação positiva existente entre temperatura e transparência, sugerindo que há uma menor quantidade de material em suspensão quando as águas estuarinas são mais quentes (no verão).

Visando obter um maior refinamento na interpretação dos resultados, foi efetuada uma análise de componentes principais sobre o conjunto de dados da FEPAM. Essa análise foi calculada a partir da matriz de correlações exibida anteriormente. A tabela 3.8 apresenta os autovalores e os percentuais da variância total explicados por cada eixo (componente ou fator). Percebe-se que o primeiro componente explica 22,6% da variância total dos dados, o segundo 20,7%, o terceiro 13,4%, o quarto 11,6% e o quinto 9,9%. Segundo o critério adotado para a seleção dos componentes mais representativos (autovalor maior que 1), apenas os quatro primeiros componentes seriam interpretados, porém como o fósforo apresentou uma forte correlação apenas com o quinto componente, optou-se por mostra-lo também. Os cinco componentes juntos abrangeram mais de 78% da variância total do conjunto de dados.

Tabela 3.8: Autovalores e percentuais de variação explicados por cada componente (CP) para o conjunto de dados medidos pela FEPAM entre 1993 e 2005.

CP	Autovalores	%	Autovalores (cumulativo)	% (cumulativo)
1	2,03264	22,5849	2,03264	22,5849
2	1,86449	20,7166	3,89713	43,3014
3	1,20637	13,4041	5,1035	56,7055
4	1,04164	11,5737	6,14513	68,2793
5	0,89488	9,94314	7,04002	78,2224
6	0,74475	8,27501	7,78477	86,4974
7	0,54986	6,10955	8,33463	92,607
8	0,42997	4,77748	8,7646	97,3845
9	0,2354	2,61554	9	100

A tabela 3.9 mostra as correlações das variáveis com cada um dos cinco eixos selecionados, enquanto que a figura 3.19 apresenta o posicionamento das variáveis em relação aos dois primeiros componentes. O primeiro componente está correlacionado principalmente com temperatura, oxigênio dissolvido e transparência e representa a sazonalidade. Já o segundo componente correlaciona-se com salinidade, pH e transparência, sendo representativo da influência marinha. O terceiro componente correlaciona-se com coliformes e DBO e indica a contaminação por esgotos domésticos. A carga orgânica presente em efluentes cloacais é decomposta principalmente por bactérias aeróbias. Durante esse processo tais bactérias consomem oxigênio, o que eleva a demanda bioquímica por esse gás (Clark, 2001). Por fim, nitrogênio amoniacal e fósforo estão fortemente correlacionados apenas com o quarto e quinto componentes, respectivamente. Esses resultados não apenas concordam com a matriz de correlações mostrada anteriormente, mas vão além, definindo grupos de variáveis dependentes entre si e possibilitando que se infira sobre os fenômenos naturais responsáveis por essa interdependência, no caso sazonalidade, influência marinha e despejo de efluentes cloacais. Nitrogênio amoniacal e fósforo mostraram certa independência em relação às demais variáveis. Poder-se-ia esperar que os

fósforo estivesse correlacionado com o despejo de esgotos domésticos (componente 3), como observado no resultado obtido para os valores médios e exposto na figura 3.17, quando fósforo e coliformes apresentaram alta correlação. A ausência de correlação apresentada entre o nitrogênio amoniacal e as demais variáveis já foi discutida anteriormente.

Tabela 3.9: Correlações das variáveis com o cinco primeiros componentes extraídos na análise de componentes principais sobre os dados medidos pela FEPAM entre 1993 e 2005.

	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5
Temp	0,86134	0,2425	-0,2136	-0,0227	-0,075
Transp	0,57769	-0,512	0,1771	-0,2563	-0,0461
OD	-0,7634	-0,384	0,12968	-0,1607	0,16479
pH	0,34572	-0,6944	-0,2637	0,07571	-0,1352
Sal	-0,0577	-0,8267	-0,022	-0,095	-0,2894
DBO	-0,4043	-0,2072	-0,6352	-0,0528	0,02012
P-total	-0,2907	0,37612	-0,1635	-0,1041	-0,83
N-ammo	0,0284	0,16385	0,16356	-0,9303	0,0303
Col	0,05021	0,13849	-0,7652	-0,2363	0,2602

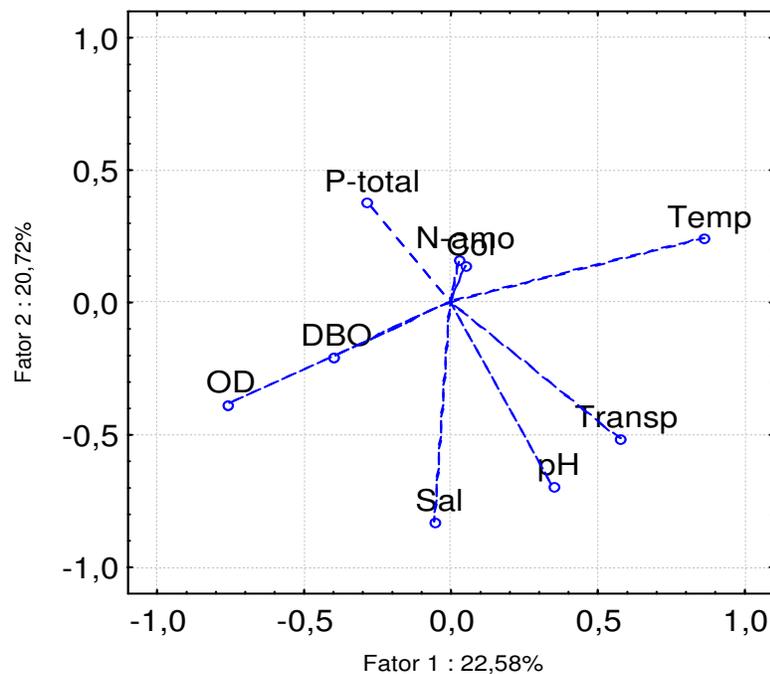


Figura 3.19: Disposição espacial das variáveis em relação aos dois primeiros componentes (fatores) obtidos através da análise de componentes principais realizada sobre o conjunto de dados levantados pela FEPAM no estuário de Tramandaí entre 1993 e 2005. O primeiro fator representa o efeito da sazonalidade, enquanto que o segundo indica principalmente a influência marinha.

Após observar o comportamento das variáveis, procedeu-se também o estudo dos pontos amostrais, ainda através da análise de componentes principais, com o objetivo de detectar possíveis padrões espaciais de

semelhanças entre os locais de amostragem. Para isso, todas as amostragens realizadas no ponto GER14 (incluindo as de inverno e as de verão) foram alocadas sob o número 14, todas as do GER15 sob o número 15 e assim por diante. O resultado para os dois primeiros componentes é mostrado na figura 3.20 e deve ser interpretado em conjunto com a análise feita para as variáveis (figura 3.19). Nota-se a ausência de padrões espaciais e a inexistência de grupos que reúnam pontos de um mesmo local de amostragem. O que se observa é uma nuvem de pontos sobrepostos e bem distribuídos pelos quatro quadrantes do gráfico, independentemente do local onde a coleta foi realizada. Tal resultado poderia indicar que todos os locais estariam sujeitos a condições ambientais semelhantes. Entretanto, como demonstrado pela análise de agrupamento executada anteriormente (figura 3.18), se ao invés de computadas as amostras individuais forem calculadas as médias das variáveis para cada local, integrando suas características ambientais ao longo do tempo, as diferenças entre eles aparecem. Tais constatações revelam que os pontos amostrados no sistema estuarino-lagunar de Tramandaí estão sujeitos a uma grande variabilidade ambiental, sendo que um mesmo ponto é capaz apresentar condições amplamente distintas em amostragens realizadas em diferentes ocasiões. No entanto, quando se considera uma média ao longo do tempo, os pontos diferenciam-se uns dos outros, formando grupos de acordo com as condições ambientais médias a que estão sujeitos.

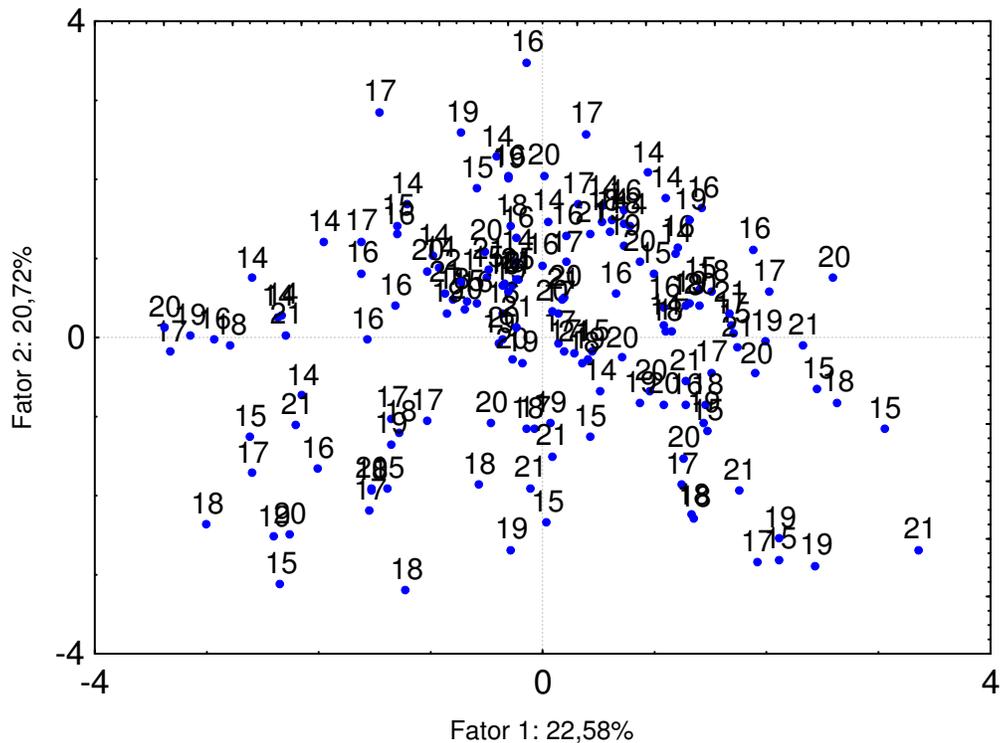


Figura 3.20: Disposição espacial dos pontos de amostragem em relação aos dois primeiros componentes (fatores) obtidos através da análise de componentes principais realizada sobre o conjunto de dados levantados pela FEPAM no estuário de Tramandaí entre 1993 e 2005. A numeração representa o ponto onde cada amostra foi obtida (GER14=14; GER15=15, etc...).

A análise do mesmo diagrama da figura 3.20, porém ignorando os locais de amostragem e alocando cada ponto sob a estação do ano em que ele foi amostrado (sendo I para inverno e V para verão), revela que os pontos estão organizados de forma a evidenciar o efeito da sazonalidade (figura 3.21). Há uma clara separação dos pontos ao longo do primeiro componente (já apresentado como o responsável por descrever a influência sazonal), com a predominância das amostras de verão no lado positivo do referido eixo e das de inverno no lado negativo, ou seja, a plotagem dos pontos nos dois primeiros componentes evidencia a sazonalidade em detrimento da espacialidade. Esse resultado é um indício de que a variação sazonal (principalmente devido à temperatura e à concentração de oxigênio dissolvido) é responsável por diferenças ambientais superiores às resultantes da variação espacial entre os locais amostrados. Tal resposta, de certa forma, resulta da estratégia amostral adotada pela FEPAM, que enfatiza as diferenças sazonais ao realizar amostragens em estações do ano opostas (inverno e no verão).

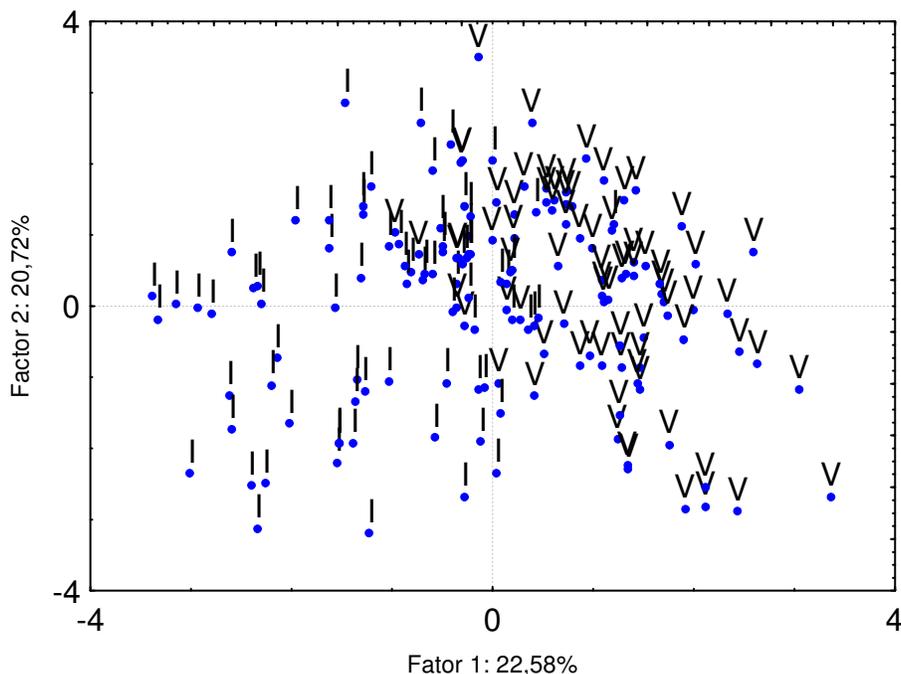


Figura 3.21: Disposição espacial dos pontos de amostragem em relação aos dois primeiros componentes (fatores) obtidos através da análise de componentes principais realizada sobre o conjunto de dados levantados pela FEPAM no estuário de Tramandaí entre 1993 e 2005. As letras indicam a estação do ano em que cada amostra foi obtida (V=verão; I=inverno).

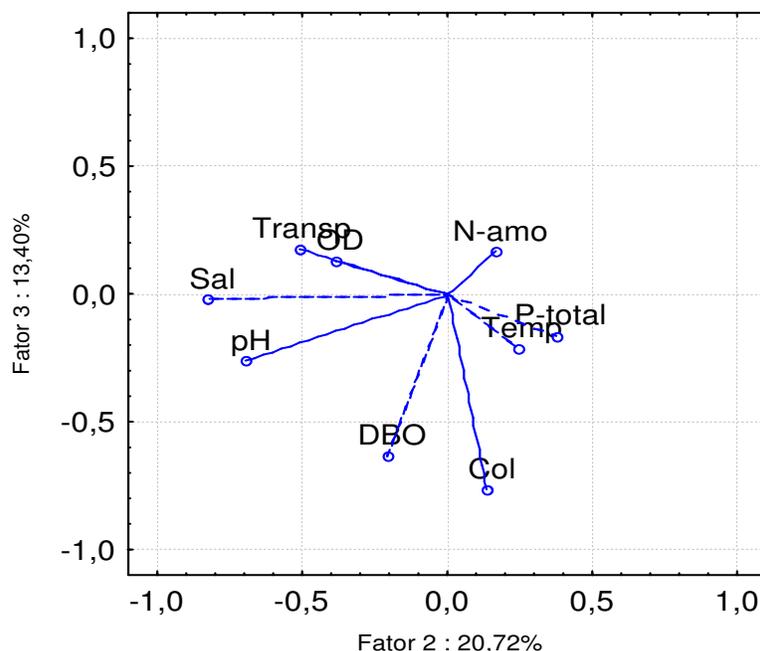


Figura 3.22: Disposição espacial das variáveis em relação ao segundo e terceiro componentes obtidos através da análise de componentes principais realizada sobre o conjunto de dados levantados pela FEPAM no estuário de Tramandaí entre 1993 e 2005. O segundo fator descreve a influência marinha, enquanto que o terceiro representa predominantemente a perturbação por esgotos domésticos.

Deixando de lado o primeiro componente e passando a analisar os dados em relação aos componentes 2 e 3, o efeito da sazonalidade é, em parte, eliminado. A figura 3.22 mostra a distribuição das variáveis em relação a esses dois eixos, enquanto que as figuras 3.23 e 3.24 exibem as distribuições das amostras com os mesmos eixos. Segundo a figura 3.22, a influência do mar (maiores valores de salinidade, pH e transparência) aumenta no sentido dos valores negativos do eixo das abscissas (componente 2), enquanto que o efeito de efluentes domésticos (maiores valores de coliformes e DBO) se intensifica no sentido dos valores positivos do eixo das ordenadas (componente 3). Observando a figura 3.23 percebe-se que não há uma clara distinção entre as amostras obtidas no verão e no inverno, enquanto que a figura 3.24 revela a inexistência de um padrão espacial relacionado ao efeito marinho ao longo do segundo componente. Entretanto, uma característica que chama atenção nessas figuras é a forte contaminação por esgoto doméstico mostrada por uma das amostras obtidas no ponto GER17, que se destaca das demais por apresentar um alto valor negativo relacionado ao terceiro componente. Tal amostra foi coletada no verão, época em que o número de habitantes nos municípios de Tramandaí e Imbé sofre um incremento devido ao turismo de veraneio e a produção e a liberação de dejetos cloacais no estuário tende a aumentar.

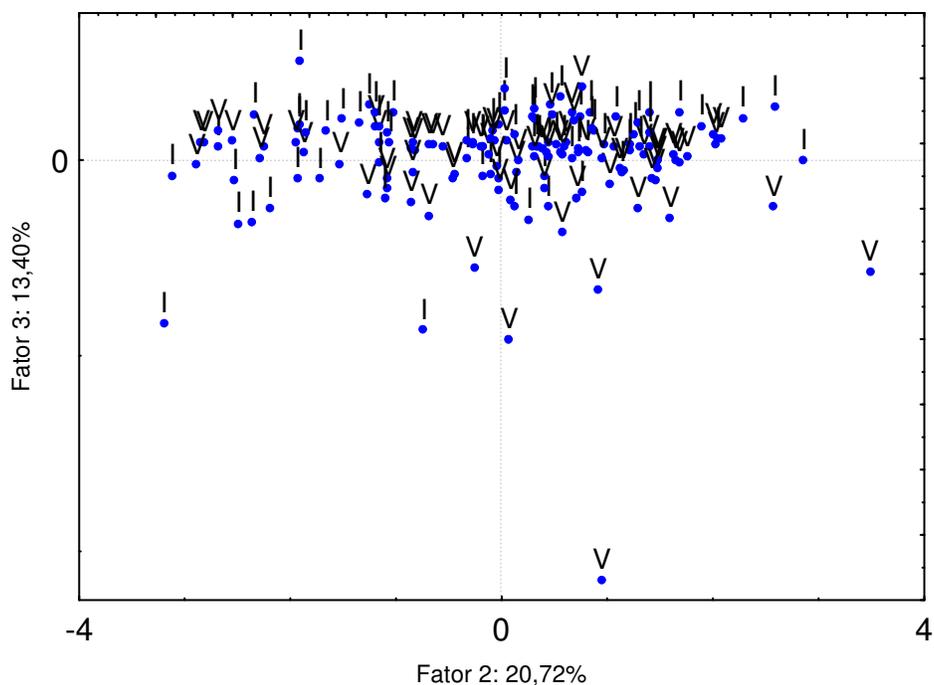


Figura 3.23: Disposição espacial dos pontos de amostragem em relação ao segundo e terceiro componentes obtidos através da análise de componentes principais realizada sobre o conjunto de dados levantados pela FEPAM no estuário de Tramandaí entre 1993 e 2005. As letras indicam a estação do ano em que cada amostra foi obtida (V=verão; I=inverno).

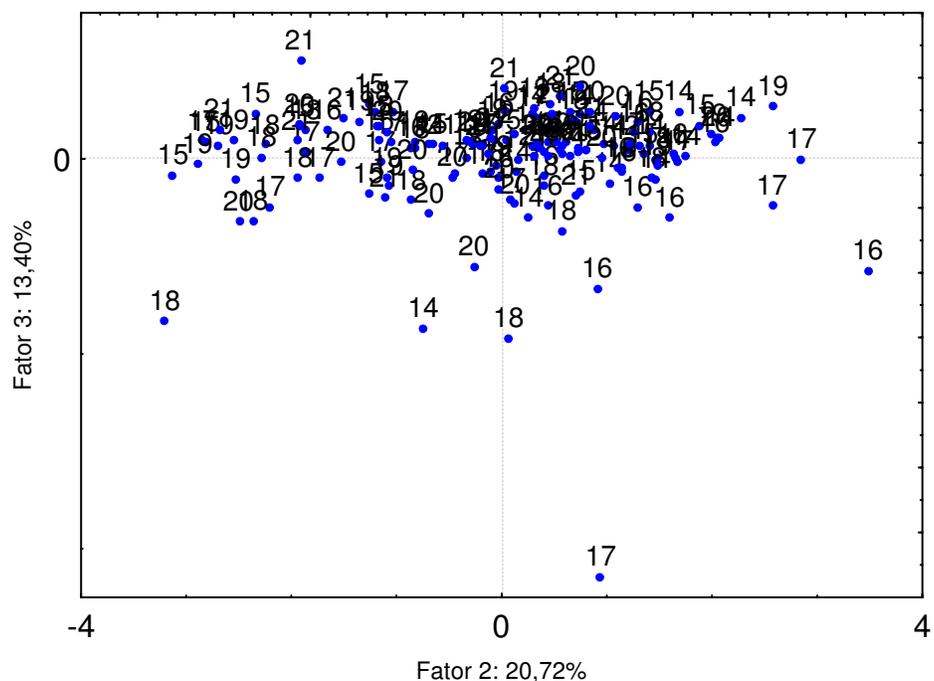


Figura 3.24: Disposição espacial dos pontos de amostragem em relação ao segundo e terceiro componentes (fatores) obtidos através da análise de componentes principais realizada sobre o conjunto de dados levantados pela FEPAM no estuário de Tramandaí entre 1993 e 2005. A numeração representa o ponto onde cada amostra foi obtida (GER14=14; GER15=15, etc...).

Os resultados descritos até o momento revelam uma forte influência sazonal atuante sobre o conjunto de dados. Para averiguar que variáveis sofrem alterações significativas do inverno para o verão foi efetuada uma análise de variância, sendo os resultados apresentados na tabela 3.10.

Tabela 3.10: Resultados da análise de variância para cada uma das variáveis medidas pela FEPAM no estuário de Tramandaí entre 1993 e 2005, considerando os grupos inverno e verão. SS = soma de quadrados.

Variável	Média no verão	Média no inverno	SS entre grupos	SS dentro dos grupos	SS total	p
Temp	24,5	14,4	4065,8	1873,2	5939	0,0010
Transp	67	43,2	22441	146460	168901	0,0001
OD	7,6	9,8	191,4	382,93	574,33	0,0010
pH	7,1	6,9	1,368	45,644	47,012	0,0300
Col	419	160	2631900	122430000	125061900	0,0443
Sal	6,26	7,06	25,041	9787,8	9812,841	0,5470
P-total	0,073	0,085	0,006	1,5	1,506	0,4520
N-Amon	0,1	0,114	0,008	1,269	1,277	0,3750
DBO	1,15	1,3	0,9114	58,886	59,797	0,1410

O efeito da sazonalidade é sentido, ao nível de significância de 95% ($p < 0,05$), pelas variáveis temperatura da água, transparência, oxigênio dissolvido, pH e coliformes fecais. As demais variáveis (salinidade, P-total, N-amoniaco e DBO) não apresentam alteração significativa entre as estações de inverno e verão. Para oxigênio dissolvido, temperatura e transparência, a análise de variância vem a confirmar o que já havia sido demonstrado através da matriz de correlações e da análise de componentes principais, quando essas variáveis correlacionaram-se com o primeiro componente. No entanto, as confirmações de que pH e coliformes também respondem à sazonalidade são informações novas. Assim, pode-se deduzir que no verão as águas estuarinas são mais quentes, apresentam menor concentração de oxigênio dissolvido, maior transparência, maior número de coliformes e maior pH. A maior concentração de coliformes verificada no verão, certamente resultante do aumento da população devido ao turismo de veraneio, é um indicativo de que o volume de esgoto que vem sendo liberado no estuário nessa época do ano é maior. Tal situação é preocupante, já que é também no verão que a população mais utiliza as águas para atividades de lazer de contato primário, como o banho, ficando exposta a agentes patogênicos provenientes dos esgotos domésticos. Além disso, as grandes concentrações de nutrientes liberadas com o esgoto, aliadas à alta temperatura da água e à menor concentração de oxigênio dissolvido que ocorrem no verão podem levar regiões do estuário a condições de hipoxia, prejudicando a sobrevivência da fauna e flora locais. Como uma maneira de complementar a análise de variância, são apresentados gráficos do tipo “box plot” mostrando as médias, intervalos de confiança de 95% e valores máximos, mínimos e extremos para cada variável, nos períodos de inverno e verão (figura 3.25).

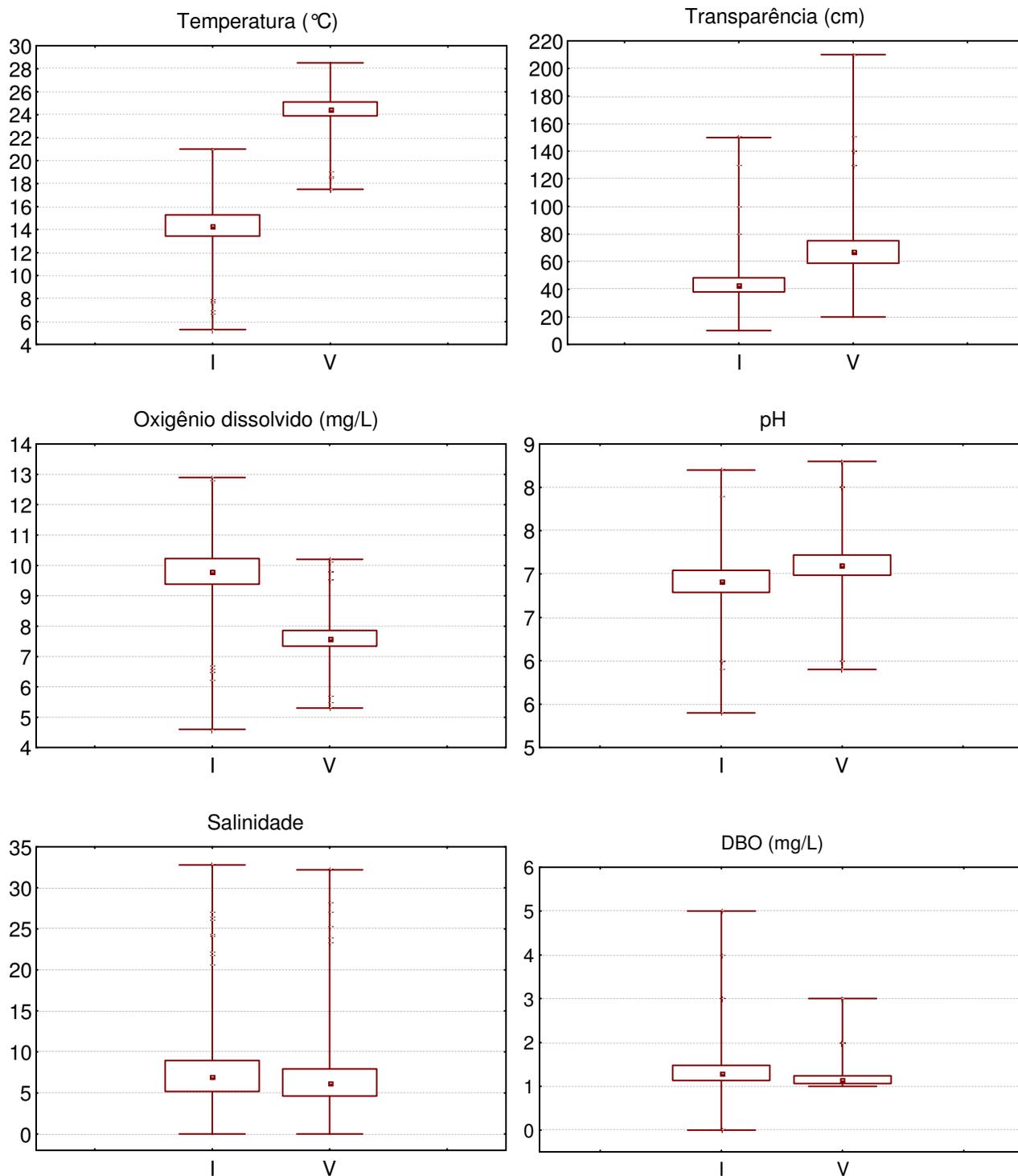


Figura 3.25: Médias, intervalos de confiança de 95% e valores máximos, mínimos e extremos, nos períodos de inverno (I) e verão (V), para cada variável medida pela FEPAM no estuário de Tramandaí entre 1993 e 2005.

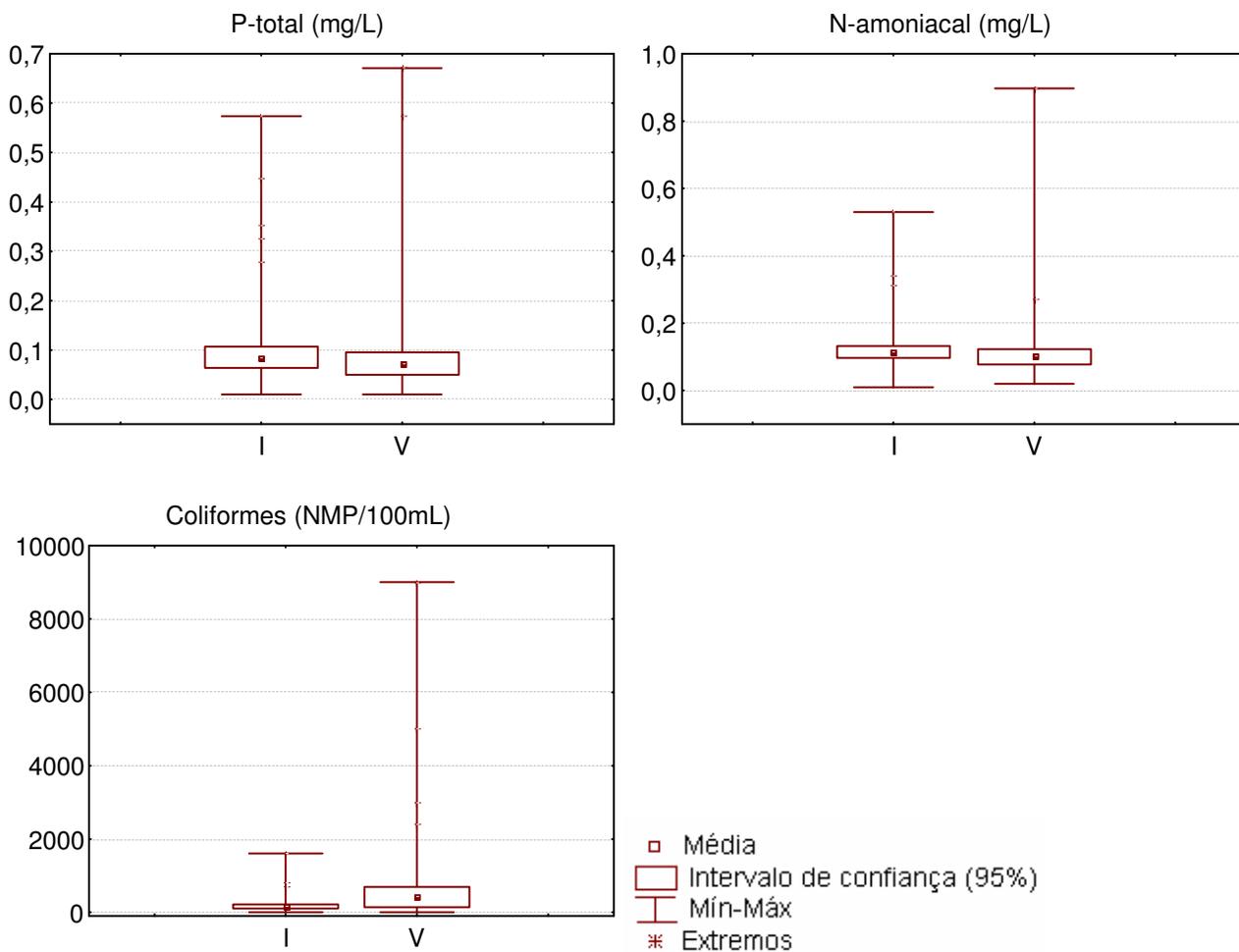


Figura 3.25: Continuação...

Quanto à salinidade, segundo a análise de variância, não há variação sazonal significativa. Alguns estudos realizados na região têm identificado períodos de maior e de menor salinidade, muitas vezes com resultados contraditórios, sendo que realmente parece não haver um padrão sazonal definido. Medeiros (1992), por exemplo, identificou que os meses de verão e de outono, além do inverno de 1991, foram os que apresentaram as maiores salinidades, enquanto que nos meses de primavera e no inverno de 1990 a salinidade foi mais baixa. Já Tabajara (1994) observou a tendência de diminuição da salinidade nos períodos classificados por ele como mais secos (meses de outubro e novembro) e em julho, devido à elevada descarga apresentada pelo Rio Tramandaí. Esse autor registrou as maiores salinidades nos meses de agosto e setembro, quando predominaram ventos do quadrante sul, resultando em marés meteorológicas altas. A ausência de padrão sazonal está relacionada ao fato de que a água costeira penetra no estuário em todas as estações do ano. Dois fatores são preponderantes para isso: no inverno as águas salgadas são forçadas para dentro do estuário, principalmente, pela ação dos ventos do quadrante sul, os quais estão associados à passagem dos sistemas

frontais e elevam o nível do mar na costa; no verão, quando a frequência de ventos do quadrante sul é menor, o ingresso de água no estuário é facilitado pela maior evaporação e pelo aumento na captação de água doce no Rio Tramandaí para o abastecimento público e para a irrigação das lavouras de arroz (Furini, 2006). Além disso, como o verão trata-se de um período mais seco, é possível que as vazões do Rio Tramandaí e do Canal Camarão sejam menores nessa estação, embora não haja dados que comprovem isso. Ozório (1993), tendo por base estudos realizados na década de 80, relata não ser possível caracterizar sazonalmente a Lagoa das Custódias em função da salinidade. Entretanto, a mesma autora cita que condições polihalinas podem ocorrer no verão, enquanto que condições oligohalinas ocorreriam principalmente no outono, inverno e primavera.

Embora não se tenha verificado um padrão sazonal, a análise dos valores médios de salinidade para cada ponto nos períodos de inverno e verão (tabela 3.11) sugere algo interessante. Todos os pontos localizados no canal de acesso ao oceano e ao norte dele, com exceção do GER14, apresentaram maiores salinidades médias no inverno do que no verão, enquanto que todos os pontos situados ao sul da embocadura do estuário mostraram um padrão inverso. Através desse resultado pode-se levantar a hipótese de que talvez haja um padrão espaço-temporal de distribuição da salinidade no estuário de Tramandaí. É possível que os ventos do quadrante sul, mais frequentes no inverno, tendam a deslocar as águas mais salgadas em direção à porção norte do estuário (para a Lagoa de Tramandaí) nessa estação, enquanto que os ventos de NE, predominantes no verão, seriam responsáveis por elevar a salinidade na porção sul (Lagoa Armazém e Lagoa das Custódias) em tal época do ano. Situações como essas foram observadas durante o capítulo 2 dessa dissertação. Entretanto, como já colocado naquele capítulo, estudos que visem averiguar os efeitos da ação local do vento sobre a circulação das águas estuarinas são necessários para confirmar essa hipótese. As maiores médias de salinidade foram observadas no inverno, nos pontos GER18 e GER17. Isso ocorre porque esses pontos localizam-se no canal de acesso ao mar e são muito susceptíveis à influência das marés meteorológicas provocadas pelos ventos de sul e muito comuns no inverno. Medeiros (1992) já havia observado resultado semelhante.

Tabela 3.11: Valores médios de salinidade, nos períodos de inverno (I) e verão (V), para cada ponto de amostragem da FEPAM no estuário de Tramandaí, considerando os dados medidos entre 1993 e 2005.

Ponto	I	V
GER14	0,06	0,87
GER15	8,52	7,25
GER16	4,07	2,44
GER17	11,31	6,78
GER18	15,05	9,5
GER19	8,88	9,49
GER20	4,67	8,82
GER21	3,58	4,83

Para finalizar a análise dos dados da FEPAM, foram calculadas as matrizes de correlações entre as variáveis, independentemente, para as estações de inverno e verão, permitindo que se avaliasse como as variáveis se relacionam entre si nas diferentes estações do ano. A matriz de correlações para o verão pode ser vista na tabela 3.12, enquanto que a de inverno é apresentada na tabela 3.13. Uma comparação entre as duas tabelas mostra resultados interessantes. Temperatura e oxigênio dissolvido são inversamente correlacionados, não importa a estação do ano. Já pH e salinidade apresentam correlação direta, também independente da época do ano. Entretanto, no inverno a salinidade correlaciona-se também com a temperatura (inversamente) e com oxigênio dissolvido (diretamente), o que sugere que quando ocorre um aumento da salinidade no interior do estuário durante essa estação freqüentemente acontece uma queda na temperatura da água e um aumento na oxigenação. É provável que esse efeito seja o resultado da entrada de águas costeiras frias e bem oxigenadas durante eventos de marés meteorológicas, o que não ocorre tão intensamente no verão, quando tais marés são menos freqüentes e as águas costeiras mais quentes. A transparência correlaciona-se positivamente com pH e salinidade apenas no verão, indicando que nessa época do ano a penetração de água marinha no estuário provoca queda na concentração de material em suspensão. Esse efeito não é observado tão intensamente no inverno devido a dois motivos principais: possivelmente a concentração de material em suspensão na água costeira seja superior no inverno, ou seja, a água marinha já entra no estuário com baixa transparência; a concentração de material em suspensão no interior do estuário, como mostra a análise de variância, é maior no inverno, fazendo com que mesmo a penetração de água costeira não seja suficiente para aumentar a transparência. Por fim, coliformes e DBO estão diretamente correlacionados apenas no verão, quando o aporte de esgotos domésticos e, conseqüentemente, de carga orgânica para o estuário são maiores.

Tabela 3.12: Coeficientes de correlação de Pearson, para a estação de verão, entre as variáveis medidas pela FEPAM de 1993 a 2005 no estuário de Tramandaí. Em negrito os coeficientes significativos para $p < 0,001$.

	Temp	Transp	OD	pH	Sal	DBO	P-total	N-amó
Transp	0,14							
OD	-0,46	0,1						
pH	0,2	0,45	0,07					
Sal	-0,08	0,61	0,06	0,39				
DBO	-0,2	-0,18	0,27	-0,06	-0,15			
P-total	0,19	-0,28	-0,19	-0,2	-0,17	-0,03		
N-amó	0,31	0,06	-0,18	-0,08	-0,04	-0,05	0,08	
Col	0,02	-0,12	0,11	0	-0,11	0,47	0,07	0,06

Tabela 3.13: Coeficientes de correlação de Pearson, para a estação de inverno, entre as variáveis medidas pela FEPAM de 1993 a 2005 no estuário de Tramandaí. Em negrito os coeficientes significativos para $p < 0,001$.

	Temp	Transp	OD	pH	Sal	DBO	P-total	N-amn
Transp	-0,18							
OD	-0,51	0,13						
pH	-0,01	0,1	0,13					
Sal	-0,44	0,11	0,36	0,52				
DBO	-0,14	-0,18	0,14	0,18	0,3			
P-total	-0,22	-0,19	0,06	-0,19	-0,03	0,09		
N-amn	0,18	0,2	0,11	-0,17	-0,1	-0,05	0	
Col	0,1	-0,11	0	0,05	-0,14	-0,14	0,04	-0,06

3.4.2 – Dados levantados durante esse estudo

3.4.2.1 – Levantamento dos pontos de liberação de esgoto doméstico

Durante o levantamento realizado nas margens urbanizadas das lagunas foram identificados e mapeados os possíveis pontos de lançamento de efluentes no interior do estuário. A maioria dos pontos relacionados integra as redes de drenagem pluvial dos municípios de Imbé e Tramandaí. Foram identificados no total 45 pontos, sendo 19 classificados como muito contaminados, 6 como pouco contaminados e 20 como não contaminados. A tabela 3.14 lista todos esses pontos e informa suas coordenadas geográficas, suas localizações, o grau de contaminação, além de observações adicionais sobre cada um deles. Nem todos os pontos são de fácil acesso, sendo que alguns se situam nos fundos de propriedades privadas e o acesso livre só é possível por água. A tabela supracitada foi confeccionada de forma a permitir que qualquer indivíduo munido apenas de um GPS e de mapas das ruas de Tramandaí e Imbé possa encontrar os pontos descritos (ao menos os de livre acesso), sendo útil para uma atividade de fiscalização. No campo “estrutura” foram incluídas características que facilitam a identificação do ponto, indicando se o tipo de estrutura a ser procurada é uma canaleta, um cano de concreto ou outra.

Tabela 3.14: Coordenadas geográficas, localização, tipo de estrutura, município (M) e categorias de contaminação (C) para os pontos de drenagem de água para o interior do estuário, identificados durante levantamento realizado nas margens urbanizadas dos municípios de Imbé (I) e Tramandaí (T). MC = muito contaminado; PC = pouco contaminado; NC = não contaminado.

#	Coordenadas	Localização	Estrutura	M	C
1	29°57,990' S 050°08,283' W	Final da Rua Anita Garibaldi.	Cano de concreto	I	MC
2	29°58,193' S 050°08,343' W	Final da Avenida Santa Rosa.	Cano de concreto	I	MC
3 (IE)	29°58,263' S 050°08,303' W	Final da Rua Sapiranga. Ponto também denominado de IE.	Cano de concreto seguido de canaleta a céu aberto	I	MC
4	29°58,381' S 050°08,309' W	Final da Rua Sapucaia. Entre o Ceclimar e a Escola E.E.M. 9 de Maio.	Canaleta ao ar livre	I	PC
5	29°58,508' S 050°08,287' W	Final da Rua Pelotas. Interior do terreno do Ceclimar.	Canaleta ao ar livre	I	NC
6	29°58,643' S 050°08,239' W	Final da Avenida Porto Alegre. Interior do terreno do Ceclimar.	Canaleta ao ar livre	I	NC
7	29°58,698' S 050°08,209' W	Final da Rua Cachoeira Interior do terreno do Ceclimar.	Canaleta ao ar livre	I	NC
8	29°58,833' S 050°08,015' W	Em frente a uma casa amarela com portão marrom. Interior do terreno do Ceclimar.	Canaleta ao ar livre	I	NC
9	29°58,881' S 050°08,001' W	A oeste da ponte intermunicipal Tramandaí-Imbé.	Canaleta ao ar livre	I	NC
10	29°58,896' S 050°07,896' W	A leste da ponte intermunicipal Tramandaí-Imbé.	Cano de concreto	I	NC
11	29°58,869' S 050°07,847' W	Próximo à intersecção da Rua Santa Cruz do Sul com a Avenida Rio Grande.	Cano de concreto	I	NC
12	29°58,798' S 050°07,711' W	Av. Rio Grande, em frente a um centro comercial (Malabares Pub e Café da Lagoa).	Cano de concreto	I	NC
13	29°58,574' S 050°07,350' W	Próximo à intersecção da Av. Rio Grande com a Av. Porto Alegre.	Canal subterrâneo	I	NC
14	29°58,569' S 050°07,341' W	Ao lado do #13.	Canal a céu aberto	I	NC
15	29°58,766' S 050°07,473' W	Final da Rua Jorge Mury. Ao lado da rampa de acesso à água.	Dois canos de concreto lado a lado	T	NC
16	29°58,817' S 050°07,565' W	Final da Rua Saturnino M. Arceno. Terreno particular.	Cano de concreto submerso	T	NC
17	29°58,870' S 050°07,639' W	Final da R. Duque de Caxias. Terreno particular.	Canal sob casa	T	NC
18	29°58,988' S 050°07,786' W	Final da Avenida Ubatuba de Farias.	Cano de concreto	T	NC
19	29°59,000' S 050°07,815' W	Final da Avenida Ubatuba de Farias.	Dois cano de concreto lado a lado	T	NC
20	29°59,000' S 050°07,920' W	Final da Rua Sahydi Abraão.	Dois canos de concreto lado a lado	T	NC
21	29°59,001' S 050°07,922' W	Final da Rua Sahydi Abraão.	Cano de concreto	T	NC
22	29°58,984' S 050°07,986' W	Sob a ponte intermunicipal Tramandaí-Imbé.	Dois canos de concreto	T	MC

23	29°58,957' S 050°08,101' W	Atrás do Restaurante Guimarães.	Cano de concreto.	T	NC
24	29°58,958' S 050°08,114' W	Vem da Rua Cândido Osório da Rosa.	Galeria subterrânea	T	PC
25	29°58,950' S 050°08,132' W	Final da Rua Manoel Cezário. Sob uma peixaria.	Dois canos de concreto	T	MC
26	29°58,983' S 050°08,274' W	Próximo à intersecção das ruas Jorge Sperb e Manoel Cesário.	Cano de concreto	T	MC
27	29°59,001' S 050°08,327' W	Final da Rua Francisco Caetano Azevedo.	Cano de concreto	T	MC
28 (TE)	29°59,043' S 050°08,644' W	Final da Rua João Pessoa. Próximo à antiga estação rodoviária. Denominado por TE.	Canaleta a céu aberto	T	MC
29	29°59,289' S 050°08,716' W	Intersecção da Av. Rubem Berta com a Rua Ernesto Nunes Bandeira.	Canaleta a céu aberto	T	MC
30	29°59,326' S 050°08,757' W	Final da Avenida Atlântica.	Cano de concreto.	T	MC
31	29°59,417' S 050°08,792' W	Final da Rua João Pereira Barbosa.	Um cano de concreto seguido de canaleta a céu aberto e um cano de concreto.	T	MC
32	29°59,518' S 050°08,858' W	Final da Rua Josephino Nunes dos Santos.	Cano de concreto	T	MC
33	29°59,582' S 050°08,900' W	Final da Rua Paraguassú. Terreno particular.	Cano de concreto semi-escondido	T	MC
34	29°59,626' S 050°08,927' W	Final da Rua Santa Cecília. Terreno particular.	Cano de concreto	T	MC
35	29°59,681' S 050°08,972' W	Final da Rua Apolinário Alves dos Santos.	Cano de concreto	T	MC
36	29°59,767' S 050°09,047' W	Final da Rua Fernando Ferrari. Terreno particular.	Cano de concreto	T	MC
37	29°59,812' S 050°09,075' W	Final da Rua Francisco Pereira. Terreno particular.	Cano de concreto	T	MC
38	29°59,903' S 050°09,152' W	Final da Rua Barão do Guaíba. Próximo à Madeireira Barrufi.	Canal a céu aberto	T	MC
39	30°00,032' S 050°09,304' W	Final da Rua França.	Cano de concreto em uma prainha	T	MC
40	30°00,043' S 050°09,347' W	Final da Rua Paraguai.	Cano de concreto	T	PC
41	30°00,025' S 050°09,398' W	Final da Rua Espanha.	Cano de concreto	T	PC
42	30°00,016' S 050°09,519' W	Esquina da Rua Itália com a Rua Chile.	Cano de concreto seguido de canaleta	T	PC
43	30°00,116' S 050°09,523' W	Final da Rua México	Cano de concreto	T	NC
44	30°00,214' S 050°09,557' W	Esquina da Rua Bélgica com a Rua Marrocos.	Cano de concreto	T	PC
45	30°00,139' S 050°10,197' W	Próximo à fabrica Steinmetz	Canaleta	T	NC

A disposição espacial dos pontos apresentados na tabela 3.14 em relação ao sistema estuarino-lagunar pode ser vista na figura 3.26. Os pontos classificados como muito contaminados foram simbolizados por um X vermelho, os pouco contaminados por uma cruz amarela e os não contaminados por círculos verdes. As linhas azuis indicam o percurso feito pelas redes de drenagem pluvial dos municípios. A área hachurada em amarelo delimita a porção aproximada da cidade de Tramandaí onde o sistema de coleta e tratamento de esgoto já está implantado e funcionando. Nota-se que Tramandaí, por ser uma cidade mais populosa, apresenta mais pontos sob contaminação, quando comparada a Imbé. Tal figura também mostra que praticamente todos os pontos classificados como não contaminados no município de Tramandaí estão inseridos na área de abrangência da rede de coleta e tratamento de esgoto, desaguando no canal de acesso ao mar. Esse resultado mostra a importância dessa rede para a melhoria da qualidade da água estuarina. Segundo relatos informais de moradores locais, tais pontos despejavam esgoto no estuário antes da implantação da rede de coleta e tratamento. Por outro lado, a maior parte dos pontos muito contaminados localiza-se fora da área contemplada pelo sistema de tratamento e mantém conexão com a rede de drenagem pluvial subterrânea que percorre a Avenida Fernandez Bastos.



Figura 3.26: Localização dos pontos de drenagem de água para o interior do estuário identificados durante levantamento realizado nas margens urbanizadas dos municípios de Imbé e Tramandaí. Xis vermelho: pontos muito contaminados; cruz amarela: pontos pouco contaminados; círculo verde: pontos não contaminados. A área hachurada em amarelo representa a parcela de Tramandaí beneficiada pelo sistema de coleta e tratamento de esgotos, enquanto que as linhas azuis indicam as redes de drenagem pluvial dos municípios.

A figura 3.27 apresenta em detalhe os pontos situados no município de Imbé (#1 a #14), bem como alguns canais de escoamento da água pluvial. A prefeitura não dispõe da planta da rede de drenagem pluvial do município, o que dificulta a identificação das áreas de origem dos esgotos. O mapeamento da rede apenas através das bocas de lobo existentes em algumas esquinas (já que a maioria dos canos são subterrâneos) é inviável. Entretanto, quando as canaletas estão a céu aberto elas podem ser facilmente seguidas e mapeadas. Assim foram incluídas na figura a canaleta que percorre o canteiro central da Avenida Santa Rosa, a que acompanha a Avenida Rio Grande (ambas drenam o Lago Braço Morto), além da galeria subterrânea que segue sob a Avenida Porto Alegre e parte da rede que passa pela Avenida Nova Petrópolis e drena o Lago da Fonte.

Percebe-se que os pontos mais críticos no município de Imbé estão entre a foz do braço sul do Rio Tramandaí e o início do terreno de propriedade da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, onde fica localizado o Centro de Estudos Costeiros, Limnológicos e Marinhos. Nesse trecho, especialmente os pontos #1, #2 e #3 recebem forte contribuição de esgotos domésticos. O ponto #1 escoar água proveniente do encanamento que acompanha a Avenida Nova Petrópolis. Esse sistema parece drenar água do Lago Braço Morto, passando pela Alameda das Acácias e seguindo em direção ao oeste ao longo da referida avenida (trajeto não mostrado na figura 3.27). Na altura do entroncamento da Av. Nova Petrópolis com a Rua Herval (posição 29°57,979'S e 050°08,001'W), a rede apresenta um ponto a céu aberto onde ela recebe água de uma canaleta proveniente do Lago da Fonte. Ali se pode perceber que a água proveniente do trecho situado entre esse ponto e o Lago Braço Morto parece apresentar águas limpas e que a maior parte da contaminação vem do canal que drena o Lago da Fonte. Dali em direção ao ponto de liberação no estuário (ponto #1), a rede volta a apresentar encanamento subterrâneo, sendo possível que esse trecho oculte novas fontes de contaminação. O fato é que a água chega ao estuário visivelmente contaminada por esgotos domésticos.

O canal que percorre a Avenida Santa Rosa provém do Lago Braço Morto, que é um resquício da antiga posição da desembocadura do estuário antes da construção dos molhes e da retificação da barra (Soares, 2002). Esse canal se apresenta a céu aberto desde a origem até a intersecção da Av. Santa Rosa com a Avenida Paraguassú, onde ele passa a ser subterrâneo até atingir o ponto de saída no estuário (ponto #2). A água se mostra limpa no trecho situado entre o Lago Braço Morto e a Rua Lagoa Vermelha. Na intersecção dessa rua com a Av. Santa Rosa (posição 29°58,154'S e 050°07,964'W), na margem sul do canal, foi verificado o ingresso de efluente turvo e visivelmente contaminado proveniente do encanamento subterrâneo que acompanha a rua. A partir desse local até o ponto #2 o canal apresenta sinais de contaminação.

O ponto #3 é o que apresenta a maior contaminação no município de Imbé. Ao contrário dos dois primeiros, o trecho da rede de drenagem pluvial que termina nesse ponto é completamente subterrâneo, sendo que a inexistência de uma planta dessa rede impossibilitou o mapeamento e a identificação dos locais de origem

do esgoto. As análises químicas realizadas no local revelam altas concentrações médias de coliformes fecais, fósforo total, ortofosfato, nitrogênio total, nitrato, nitrogênio amoniacal, além de altas demandas química e bioquímica de oxigênio. Tais dados serão analisados adiante, juntamente com os obtidos para o ponto #28 no município de Tramandaí e com os valores de vazão dos efluentes. O impacto sobre a fauna bentônica gerado pela liberação desse efluente na Lagoa de Tramandaí será estudado no capítulo 4.

Nos demais canais mapeados na figura 3.27 (galeria subterrânea que segue sob a Avenida Porto Alegre, ligando os pontos #6 e #13, e canaleta que acompanha a Avenida Rio Grande, terminando no ponto #14) não foram detectadas contaminações aparentes. Deve-se salientar que esta é uma avaliação simplificada, uma vez que as técnicas aqui utilizadas para a detecção da presença de esgoto doméstico foram de baixo custo e pouca precisão. É necessário que novas análises sejam realizadas, principalmente para que se confirme a ausência de contaminação nos locais onde a mesma não foi observada no presente estudo. Tais análises devem, necessariamente, incluir o levantamento das concentrações de coliformes fecais em cada ponto amostrado. É necessário que a administração do município de Imbé tome providências para solucionar o problema da contaminação ilegal das redes de drenagem pluvial por esgoto cloacal, especialmente nos pontos #1, #2 e #3 citados nesse estudo. Esses pontos apresentaram sinais evidentes de contaminação em todas as amostragens realizadas.

A figura 3.28 mostra em detalhe os pontos levantados no município de Tramandaí. No trecho do canal situado entre a ponte intermunicipal Tramandaí-Imbé e a foz no oceano (#21 a #15), nenhum ponto apresentou sinais de contaminação, o que indica que o sistema de coleta de esgotos está funcionando de forma adequada nos bairros Barra e Centro. Curiosamente, foi exatamente no canal de acesso ao oceano que se verificaram as maiores concentrações de coliformes pelos dados da FEPAM. A explicação para isso está no fato de que o canal deve agir como um funil, concentrando os coliformes liberados em outros pontos do estuário conforme a água vaza em direção ao oceano. Da ponte intermunicipal em direção ao limite oeste da cidade, entretanto (pontos #22 a #44), foram detectados vestígios de contaminação em praticamente todas as saídas da rede de drenagem pluvial para o estuário. A prefeitura de Tramandaí, ao contrário da de Imbé, dispõe de planta baixa dessa rede, o que permitiu a identificação das regiões da cidade geradoras do esgoto que escoam para as lagoas. Graças a essa planta foi possível também assegurar que todos os pontos da rede de drenagem fossem incluídos durante o levantamento de campo. Os locais que apresentaram maior contaminação aparente foram os pontos #28, #29, #31, #32, #33, #35, #38 e #39. Todos esses pontos apresentam conexão com o encanamento existente sob a Avenida Fernandez Bastos, o que indica a existência de ligações ilegais para a liberação de esgoto doméstico nessa rede de drenagem pluvial, a qual se encontra fortemente contaminada. Além disso, a maior parte deles mostrou evidências de esgoto em todas as amostragens, sugerindo que a contaminação é constante.



Figura 3.27: Localização dos pontos de drenagem de água para o interior do estuário situados no município de Imbé. Xis vermelho: pontos muito contaminados; cruz amarela: pontos pouco contaminados; círculo verde: pontos não contaminados. As linhas azuis indicam parte da rede de drenagem pluvial do município.



Figura 3.28: Localização dos pontos de drenagem de água situados no município de Tramandaí. Xis vermelho: pontos muito contaminados; cruz amarela: pontos pouco contaminados; círculo verde: pontos não contaminados. As linhas azuis indicam o percurso da rede de drenagem pluvial do município.

As figuras 3.29 a 3.33 apresentam exemplos do despejo de efluentes domésticos no sistema estuarino-lagunar de Tramandaí, revelando a gravidade da situação em alguns pontos. Nos locais mais críticos, como os pontos #1, #2, #3, #28, #29, #31, #32, #33, #35, #38 e #39, a contaminação costuma ser evidente já através da visão, uma vez que a água apresenta coloração (às vezes negra, às vezes esbranquiçada) e sólidos em suspensão. Nesses locais o mau cheiro característico de esgoto costuma ser muito forte. O acúmulo de lixo também é freqüente em certos pontos, como mostrado nas figuras 3.30 e 3.33. As duas primeiras fotos retratam pontos classificados como muito contaminados no município de Imbé (pontos #2 e #3, respectivamente), enquanto que as demais apresentam diversos locais no município de Tramandaí.



Figura 3.29: Ponto #2. Cano de concreto que drena água pluvial e esgoto doméstico provenientes do canal a céu aberto que percorre o canteiro central da Avenida Santa Rosa, no município de Imbé.



Figura 3.30: Foto superior: ponto #3, situado no final da Rua Sapiranga, no município de Imbé e classificado como muito contaminado. Foto inferior: ponto #27, situado no final da Rua Francisco Caetano de Azevedo, no município de Tramandaí.



Figura 3.31: Foto superior: ponto #28. Canaleta a céu aberto situada no final da Rua João Pessoa, próximo à antiga estação rodoviária de Tramandaí. Foto inferior: ponto #29. Canaleta a céu aberto localizada na intersecção da Rua Ernesto Nunes Bandeira com a Avenida Rubem Berta, em Tramandaí. Ambos classificados como muito contaminados.



Figura 3.32: Ponto #32, situado no final da Rua Josephino Nunes dos Santos e classificado como muito contaminado. As fotos exibem dois ângulos diferentes do mesmo local e mostram o descaso com a questão ambiental.



Figura 3.33: Foto superior: ponto #35, localizado no fim da Rua Apolinário Alves dos Santos. Foto inferior: ponto #39, situado no final da Rua França. Ambos os pontos localizam-se no município de Tramandaí e foram classificados como muito contaminados.

3.4.2.2 – Análises químicas

Os resultados obtidos através das análises químicas realizadas em cinco pontos (um ponto de esgoto e um ponto de referência em Imbé, um ponto de esgoto e um de referência em Tramandaí e um ponto de referência no pontal, como exposto na figura 3.5) nas estações de alta e baixa temporada de veraneio serão examinados a seguir. Os resultados foram analisados pelo cálculo das médias entre as duas amostragens realizadas em cada ponto nas diferentes temporadas (baixa temporada de veraneio: amostragens em novembro e abril; alta temporada de veraneio: amostragens em janeiro e fevereiro). As amostras do ponto Pontal, entretanto, foram obtidas uma única vez em cada temporada. A simbologia utilizada é a seguinte: IRB – Imbé, ponto de referência, baixa temporada; IRA – Imbé, ponto de referência, alta temporada; IEB – Imbé, ponto de esgoto, baixa temporada; IEA – Imbé, ponto de esgoto, alta temporada; TRB – Tramandaí, ponto de referência, baixa temporada; TRA – Tramandaí, ponto de referência, alta temporada; TEB – Tramandaí, ponto de esgoto, baixa temporada; TEA – Tramandaí, ponto de esgoto, alta temporada; PRB – Pontal, ponto de referência, baixa temporada; PRA – Pontal, ponto de referência, alta temporada. Supõe-se que os pontos de esgoto apresentem valores de DBO, DQO, coliformes fecais e concentrações das diversas formas de nitrogênio e fósforo superiores aos dos pontos de referência, principalmente na alta temporada de veraneio, quando há um incremento na densidade populacional dos municípios. Os pontos de referência, para que funcionem como tal, devem ser relativamente imunes a essa ação antrópica.

A figura 3.34 apresenta os valores médios de temperatura da água, pH, salinidade e oxigênio dissolvido nos pontos de esgoto e de referência durante a alta e a baixa temporadas de veraneio. A temperatura da água apresentou valores e comportamento semelhantes em todos os pontos, sendo verificado um aumento da baixa para a alta temporada (pico do verão). As variáveis salinidade, pH e concentração de oxigênio dissolvido mostraram certa semelhança entre si, com os valores da alta temporada superando os da baixa em quatro pontos, sendo que apenas o ponto PR apresentou comportamento diferenciado, com redução da baixa para a alta temporada. Salinidade e pH, como já visto, são duas variáveis diretamente correlacionadas, o que explica o observado. As concentrações de oxigênio dissolvido medidas tanto nos pontos de esgoto quanto nos de referência foram altas, próximas à média obtida para o estuário através dos dados do monitoramento da FEPAM (8,7mg/L). É normal que águas com altos teores de matéria orgânica, como é o caso de esgotos domésticos, apresentem baixas concentrações de oxigênio dissolvido devido à alta demanda por esse gás requisitada para os processos de decomposição da matéria orgânica (Kennish, 1997). Ainda assim, uma baixa concentração de oxigênio dissolvido foi verificada apenas no ponto de esgoto de Imbé durante a baixa temporada de veraneio, quando o valor médio foi de 5,2 mg/L. As altas concentrações observadas nos pontos de esgoto nas demais ocasiões podem ser explicadas pelos seguintes motivos: as amostras de água para as análises químicas não foram coletadas diretamente nas canaletas que drenam o efluente, mas no ponto onde essas canaletas

encontram o estuário (a aproximadamente 5m da margem), porém já dentro do corpo lagunar; as águas estuarinas são bem oxigenadas devido à mistura provocada pelas ondas originadas pela ação do vento na interface laguna-atmosfera; como os pontos de coleta situam-se nas margens lagunares, em locais rasos, as ondas geradas pelo vento por vezes rebentam facilitando ainda mais a mistura e a absorção do oxigênio atmosférico pela água.

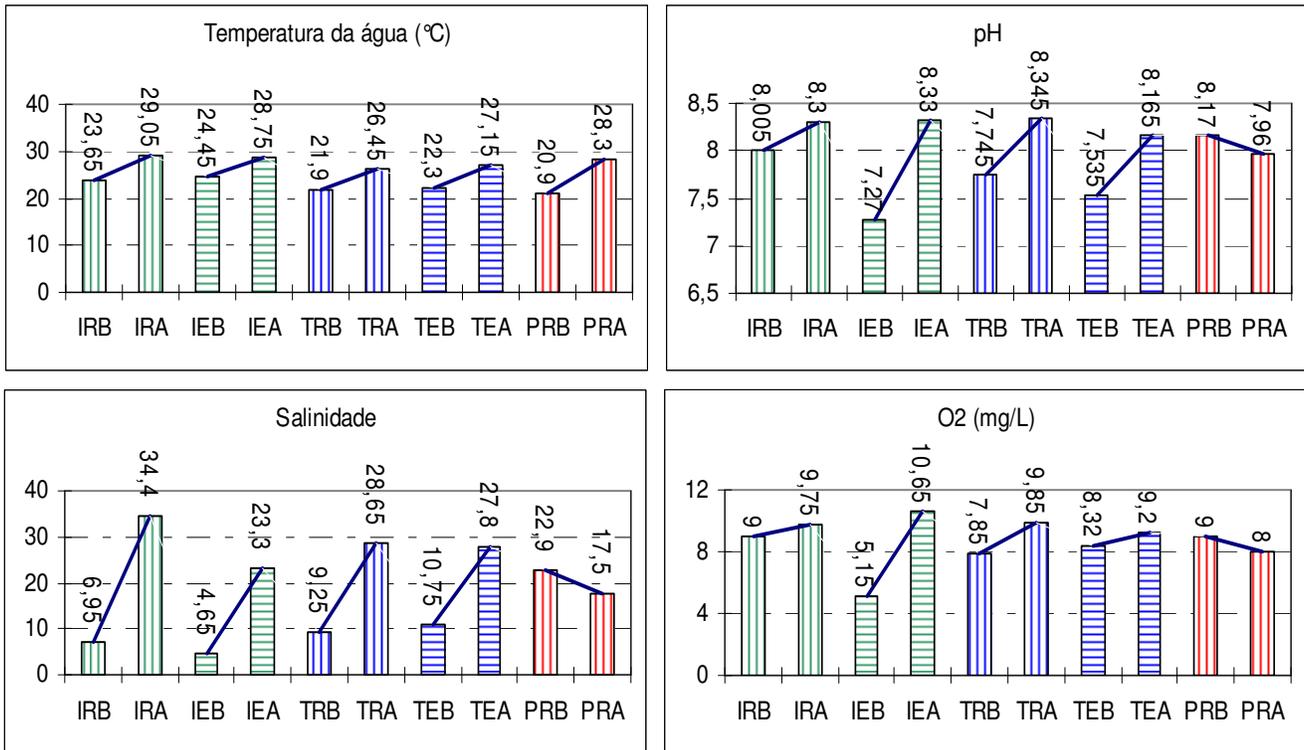


Figura 3.34: Valores médios de temperatura da água, pH, salinidade e oxigênio dissolvido medidos no estuário de Tramandaí, em pontos de esgoto e de referência, entre novembro de 2004 e abril de 2005, em situações de alta e a baixa temporada de veraneio.

Os dados de DBO (figura 3.35) para os dois pontos de esgoto na primeira amostragem de baixa temporada ficaram prejudicados porque a concentração de oxigênio dissolvido zerou após os cinco dias de incubação, impedindo que se obtivessem os valores de consumo. Tal imprevisto poderia ter sido evitado com uma prévia diluição da amostra (APHA, 1995), o que não foi feito. Esse fato indica que a demanda por oxigênio foi alta, resultado que acabou não podendo ser exibido no gráfico. Assim, os valores de DBO de 12mgO₂/L e 7,2mgO₂/L mostrados para os pontos IEB e TEB, respectivamente, foram obtidos através da segunda amostragem de baixa temporada apenas, sendo subestimados. Dessa forma, a comparação entre as temporadas alta e baixa não pôde ser adequadamente realizada para os pontos de esgoto. Já os pontos de referência apresentaram valores de DBO extremamente altos na alta temporada, não condizentes com a média de 1,2mgO₂/L obtida para o estuário pela análise dos dados da FEPAM. A demanda máxima registrada em tais dados foi de 5mgO₂/L. A título de comparação, a legislação brasileira estabelece um padrão máximo de consumo

de $10\text{mgO}_2/\text{L}$ para águas doces da classe 3 (CONAMA, 2005), enquanto que a DBO média registrada no esgoto que chega às bacias de infiltração da estação de tratamento de Tramandaí é igual a 155mg/L (Zanette, 2004), ou seja, pouca coisa superior aos valores obtidos nesse estudo para os pontos de referência na alta temporada. Segundo Margalef (1983), um valor de DBO de mais de $10\text{mgO}_2/\text{L}$ ultrapassa a quantidade máxima de oxigênio que pode estar dissolvido na água, representando uma situação de risco ao ecossistema aquático. É difícil de acreditar que amostras coletadas no interior do corpo lagunar, em locais onde não há a contaminação pontual por esgoto doméstico, possam apresentar valores de DBO tão altos quanto os obtidos para os pontos de referência na alta temporada. É muito provável que as amostras tenham sofrido algum tipo de interferência durante o processo analítico, resultando em valores superestimados. Assim, os resultados para a DBO aqui apresentados devem ser considerados com ressalvas.

As mesmas ressalvas devem ser tomadas para a demanda química de oxigênio (figura 3.35). A metodologia para a análise da DQO é susceptível à interferência por íons cloretos. Tais íons são oxidados durante o processo analítico, o que causa uma superestimativa no resultado final, especialmente quando as concentrações de cloreto são superiores a $2000\text{mgCl}/\text{L}$ (APHA, 1995). O valor máximo obtido por Medeiros (1992) para o estuário de Tramandaí foi de 40mg/L de consumo de oxigênio, com média de $17,75\text{mg/L}$. Os resultados aqui apresentados são extremamente altos se comparados a esses referenciais e certamente estão superestimados, especialmente para as coletas de alta temporada, quando os valores de salinidade eram mais altos. Dessa forma, parte do aumento na DQO observado nos dados de alta temporada de veraneio se deve, não à introdução de maiores cargas de matéria orgânica no estuário, mas à maior salinidade verificada nesse período. É possível que apenas as amostras coletadas na primeira amostragem de baixa temporada, quando a salinidade encontrava-se entre 0 e 9, representem valores reais de DQO, sendo que naquele momento os pontos de esgoto apresentaram consumos de oxigênio muito superiores aos dos pontos de referência (IE= 917mg/L , IR= 55mg/L , TE= 932mg/L , TR= 55mg/L , PR=não medido). Ainda assim, mesmo que não se considere quantitativamente os resultados apresentados no gráfico, as análises de DQO podem indicar algumas coisas interessantes. Primeiro, as amostras de esgoto apresentaram sempre maiores valores de DQO quando comparadas aos pontos de referência durante a mesma temporada, fosse ela alta ou baixa. Segundo, o ponto PR, mesmo na alta temporada, apresentou valores de DQO semelhantes aos que os pontos de referência IR e TR mostraram na baixa temporada, sugerindo que o local apresenta uma maior constância entre as temporadas, comportamento esperado para um ponto de referência. A legislação federal brasileira não estabelece padrões para os valores de DQO em corpos hídricos, porém a legislação do Estado do Rio Grande do Sul (Portaria SSMA n°05/89) limita a DQO de fontes poluidoras de ecossistemas aquáticos a valores entre 160mg/L e 450mg/L , dependendo da vazão do efluente. Outros autores citam valores de DQO em torno de 260mg/L a 270mg/L para esgotos domésticos brutos (Cybis *et al.*, 2004; Fadini *et al.*, 2004), enquanto que a Agência de Proteção Ambiental dos Estados

Unidos (Environmental Protection Agency – EPA) limita em 120mg/L a DQO medida em águas provenientes de sistemas de drenagem pluvial (EPA, 2005). Devido à inconsistência dos valores de DBO e DQO apresentados nesse estudo, não foi possível calcular a razão DBO/DQO para os pontos de amostragem do estuário de Tramandaí.

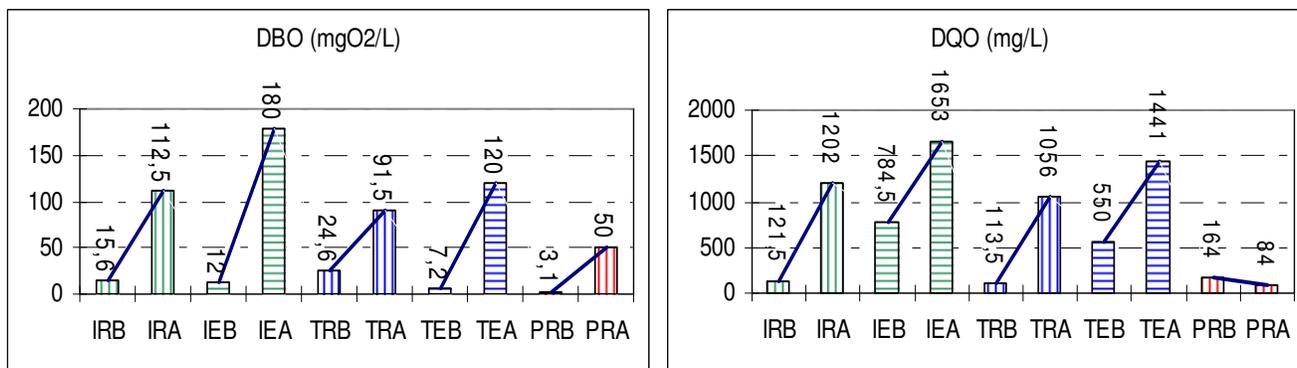


Figura 3.35: Valores médios de DBO e DQO medidos no estuário de Tramandaí, em pontos de esgoto e de referência, entre novembro de 2004 e abril de 2005, em situações de alta e a baixa temporada de veraneio.

A tabela 3.15 apresenta os valores médios gerais (considerando todos os dados juntos, ignorando o fator temporada alta ou baixa) para as diferentes formas de nitrogênio nos cinco pontos de amostragem e compara essas concentrações com valores encontrados na bibliografia. A primeira constatação foi que o ponto de esgoto do município de Imbé (IE) apresentou contaminação muito superior aos outros pontos, incluindo o ponto de esgoto de Tramandaí (TE), para todas as formas de nitrogênio. Com relação às concentrações de NTK, o ponto IE mostrou concentração média não muito inferior à registrada por Zanette (2004) no esgoto bruto que chega à estação de tratamento de Tramandaí (17,4mg/L para o primeiro e 26,4mg/L para o segundo). Embora os pontos de esgoto de ambos os municípios tenham mostrado valores maiores que seus respectivos pontos de referência, esses últimos não se mostraram isentos de contaminação, apresentando concentrações bem superiores à média calculada para o estuário de Tramandaí pelos dados da FEPAM. O único ponto a apresentar concentração de NTK semelhante à média estuarina foi o PR. Aliás, esse ponto apresenta concentrações inferiores ou muito próximas às médias calculadas para o estuário e aos valores referenciados na bibliografia, para todas as formas de nitrogênio e fósforo, indicando que ele pode servir como uma referência geral para os demais pontos de Imbé e Tramandaí e que possivelmente possa ser considerado como um bom ponto de referência em futuros estudos sobre a química das águas do estuário de Tramandaí.

Os níveis de nitrogênio amoniacal também foram maiores nos pontos de esgoto em relação aos pontos de referência, sendo que a concentração média do ponto IE foi extremamente alta. Day *et al.* (1989) cita valores de 0,07mg/L como sendo normais para estuários não poluídos. A concentração média de nitrogênio amoniacal no estuário de Tramandaí, calculada através dos dados da FEPAM, é um pouco superior a esse valor (0,107mg/L).

Valores inferiores a esse foram obtidos no ponto PR, onde parece não haver contaminação por formas nitrogenadas. Medeiros (1992) relata uma média de 0,093mg/L, concordando com os valores citados acima. Já a média calculada a partir dos valores apresentados por Kapusta (2001) foi bem superior àquelas recentemente citadas. Entretanto tal autora desconfia de problemas analíticos durante o procedimento de determinação de nitrogênio amoniacal em suas amostras (com. pes., 2006). Como se pode ver, as concentrações observadas nos pontos IE (12,5 mg/L) e TE (1,61mg/L) foram muito superiores ao considerado normal para esse estuário. Já os pontos IR e TR apresentaram valores médios de nitrogênio amoniacal um pouco superior e levemente inferior, respectivamente, ao limite estabelecido pela Resolução Conama n°357/2005 para águas salobras da classe 2 (0,7mg/L), porém bem superiores ao valor considerado normal por Day *et al.* (1989).

As concentrações médias de amônia foram calculadas a partir do nitrogênio amoniacal, considerando os valores de pH, temperatura e salinidade, como descrito em Baumgarten *et al.* (1996). Segundo Train (1979), a toxicidade dessa forma nitrogenada passa a ser mais significativa em concentrações maiores que 0,02mg/L, enquanto que Esteves (1998) cita que concentrações superiores a 0,25mg/L afetam o crescimento de peixes e maiores que 0,5mg/L têm efeitos letais. Entre os pontos de referência, o único a ultrapassar o limite de 0,02mg/L foi o IR, sendo que TR e PR apresentaram concentrações abaixo desse patamar. Por outro lado, os dois pontos de esgoto apresentaram níveis bastante altos de amônia, que podem estar afetando o desenvolvimento de comunidades animais em suas proximidades. A concentração média verificada para o ponto IE (0,4mg/L) está muito próxima ao nível letal para peixes sugerido por Esteves (1998), revelando uma situação preocupante. Estudos sobre os níveis de amônia no estuário de Tramandaí são praticamente inexistentes, sendo que pode-se considerar a concentração obtida para o ponto PR (0,005mg/L) como um referencial de comparação para os demais pontos.

As concentrações médias de nitrato foram bem maiores nos dois pontos localizados em Imbé do que nos de Tramandaí, girando em torno do limite máximo estabelecido pela Resolução Conama N°357/2005 para águas salobras da classe 2 no primeiro município (tabela 3.15). As diferenças dos pontos de esgoto em relação a seus respectivos pontos de referência foram muito pequenas, sendo o valor calculado para o IE (0,715mg/L) levemente superior ao do IR (0,63mg/L), enquanto que o ponto TE (0,223mg/L) apresentou concentração média inferior ao TR (0,232mg/L). Os pontos dos dois municípios, porém, mostraram concentrações superiores à registrada no ponto de referência geral (PR – inferior a 0,1mg/L) e ao valor médio calculado para os dados de Kapusta (2001), que foi de 0,083mg/L (para o cálculo dessa média as concentrações não detectadas foram substituídas pelo limite de detecção da metodologia analítica empregada na sua determinação, que era de 0,05mg/L). Medeiros (1992) observou uma média ainda mais baixa (0,028mg/L) no estuário de Tramandaí. Segundo Nixon (1981), concentrações de nitrato superiores a 0,21mg/L indicariam indícios de contaminação, o que sugere que mesmo os pontos utilizados aqui como referências para os municípios de Imbé e Tramandaí apresentaram-se

contaminados. As altas concentrações de nitrato observadas nos pontos de Imbé se devem ao processo de oxidação do nitrogênio amoniacal despejado pelos esgotos no estuário.

Tabela 3.15: Valores médios gerais, para as diferentes formas de nitrogênio, medidos entre novembro de 2004 e abril de 2005 nos cinco pontos de amostragem do estuário de Tramandaí, comparando essas concentrações com valores encontrados na bibliografia.

Ponto	NTK (mg/L)	N-amon (mg/L)	N-NH ₃ (mg/L)	N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	N-NO ₂ ⁻ (mg/L)
IR	1,793	0,871	0,045	0,63	0,011
IE	17,4	12,5	0,393	0,715	0,024
TR	3,138	0,68	0,015	0,232	0,007
TE	4,008	1,61	0,106	0,228	0,006
PR	0,7	< 0,1	< 0,005	< 0,1	< 0,001
Média FEPAM	0,597	0,107	-	-	-
Conama n°357/05	-	0,7	-	0,7	0,2
Medeiros (1992)	-	0,093	-	0,028	0,004
Kapusta (2001)	-	0,937	0,035	0,083	0,007
Baumgarten <i>et al.</i> (1995)	-	0,062	-	0,173	0,008

Os níveis médios de nitrito também foram maiores nos pontos de Imbé do que nos de Tramandaí, porém sempre dentro do máximo estabelecido pela Resolução Conama N°357/2005. Baumgarten *et al.* (1996) citam valores de até 0,014mg/L como sendo normais em águas costeiras. O único ponto que apresentou média superior a essa foi o IE. Já os pontos de Tramandaí mostraram níveis desse nutriente comparáveis aos medidos por Medeiros (1992) e Kapusta (2001) para o estuário de Tramandaí e por Baumgarten *et al.* (1995) para o estuário da Lagoa dos Patos. Essa forma de nitrogênio parece não representar um problema no estuário de Tramandaí, provavelmente devido à sua instabilidade química e à alta concentração de oxigênio dissolvido, permitindo a oxidação do nitrito a nitrato. Porém, assim como para o nitrogênio amoniacal, é importante um constante monitoramento desse nutriente no estuário, uma vez que caso haja queda na concentração de oxigênio dissolvido no meio, as elevadas concentrações de nitrato medidas nos pontos IE e IR podem ser convertidas a nitrito, provocando efeitos tóxicos para a biota.

Os gráficos da figura 3.36 mostram as concentrações das diferentes formas de nitrogênio medidas nos pontos de esgoto e de referência nas duas temporadas. As quatro formas de nitrogênio analisadas apresentaram queda nas concentrações da baixa para a alta temporada em quase todos os pontos, contrariando a expectativa. As únicas exceções ficaram por conta do aumento da concentração de nitrogênio amoniacal na alta temporada no ponto TE e da constância apresentada pelo ponto PR.

Com relação ao município de Imbé verificou-se: as variáveis NTK e nitrogênio amoniacal mostraram concentrações muito superiores no ponto de esgoto (IE) em relação ao ponto de referência desse mesmo município (IR) e ao ponto de referência geral (PR); as maiores concentrações de NTK, nitrogênio amoniacal,

nitrito e nitrito foram medidas no ponto IE durante a baixa temporada; há forte contaminação, por NTK, nitrato e nitrogênio amoniacal no ponto de esgoto, sendo que o valor medido para esse último foi 25 vezes superior ao permitido pela legislação federal para águas salobras da classe 2 (Resolução Conama N°357/2005), enquanto que o de nitrato foi 1,8 vezes maior; as concentrações de nitrito se mostraram sempre inferiores ao limite imposto pela legislação, mesmo a mais alta delas, que foi medida no ponto IE na baixa temporada, sendo mais que o dobro da concentração registrada no ponto de referência para esse mesmo período; o ponto de referência escolhido não se comporta exatamente como um ponto de referência, diversas vezes apresentando concentrações de NTK, nitrogênio amoniacal e nitrato bem superiores às médias lagunares obtidas pelos dados da FEPAM e aos padrões estabelecidos pela Resolução Conama n°357/2005, especialmente nas amostras obtidas na baixa temporada.

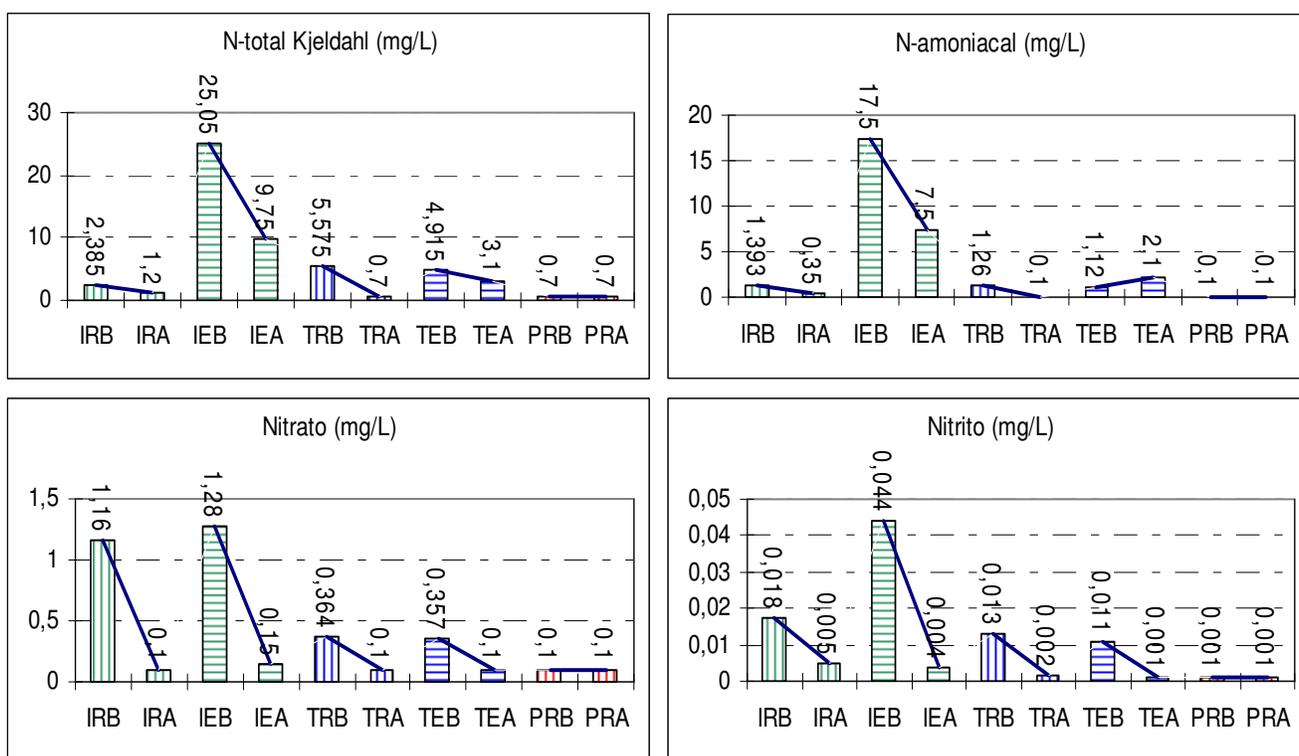


Figura 3.36: Concentrações médias das diferentes formas de nitrogênio medidas no estuário de Tramandaí, em pontos de esgoto e de referência, entre novembro de 2004 e abril de 2005, em situações de alta e a baixa temporada de veraneio.

Com relação ao município de Tramandaí, pode-se observar: todas as formas de nitrogênio apresentaram concentrações semelhantes entre o ponto de esgoto e o de referência; as concentrações de nitrato e nitrito estiveram dentro dos padrões estabelecidos pela Resolução Conama n°357/2005 para águas salobras de classe 2 em todos os pontos, embora na baixa estação tenham se mostrado bem superiores às medidas no ponto de referência geral (PR); as concentrações de nitrogênio amoniacal superaram a média calculada para os dados da

FEPAM e o padrão estabelecido para pela Resolução Conama n°357/2005 no ponto de esgoto nas duas temporadas e no ponto de referência durante a baixa temporada; as concentrações de NTK ultrapassaram sensivelmente a média calculada para o estuário através dos dados da FEPAM nos pontos TRB, TEB e TEA, tendo sido levemente superior a essa média no ponto TRA.

As proporções relativas entre as diferentes formas de nitrogênio em relação à concentração total desse elemento também fornecem informações que ajudam na caracterização ambiental dos pontos. A figura 3.37 revela que nos pontos de esgoto (com exceção do TE na baixa temporada) o nitrogênio encontrou-se predominantemente na forma amoniacal. Esses pontos foram também os que mostraram os menores percentuais de nitrogênio total oxidado (NTO = nitrato+nitrito).

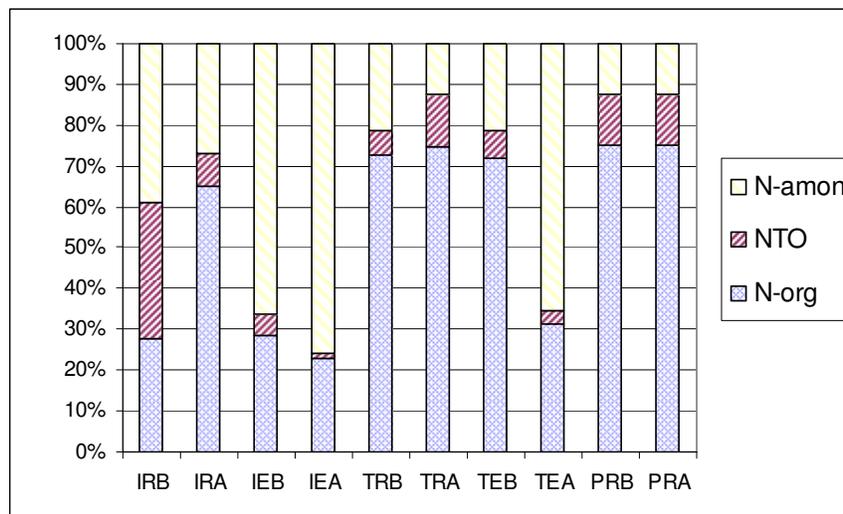


Figura 3.37: Proporções relativas das diferentes formas de nitrogênio em relação à concentração total desse elemento. N-amon: nitrogênio amoniacal; NTO: nitrogênio total oxidado; N-org: nitrogênio orgânico.

Esse resultado revela como o efluente que escoia pelas canaletas até atingir o estuário apresenta características redutoras, com formação de amônia pela decomposição da matéria orgânica. Entretanto, os altos valores de oxigênio dissolvido medidos nos pontos de amostragem (figura 3.35), os quais se localizam já em águas estuarinas, mostram que assim que o efluente atinge o corpo lagunar ele passa para um ambiente oxidante. Nessas condições as altas concentrações de nitrogênio amoniacal são oxidadas, transformando-se em nitrato. O alto percentual de nitrogênio total oxidado visto no ponto IR na baixa temporada é, provavelmente, o resultado dessa oxidação, já que nessa época foram detectadas as maiores concentrações de nitrogênio amoniacal provenientes do esgoto despejado no ponto IE. Segundo Day *et al.* (1989), as maiores taxas de nitrificação medidas em estuários têm sido verificadas próximo a pontos de liberação de esgotos domésticos, onde ocorre a combinação dos altos níveis de nitrogênio amoniacal do esgoto com as altas concentrações de oxigênio dissolvidas na água estuarina. Além disso, como o percentual de nitrogênio orgânico entre esses dois

pontos na baixa temporada é praticamente o mesmo, parece lógico concluir que a maior proporção de NTO verificada no ponto IR na baixa temporada deveu-se à transformação de parte do nitrogênio amoniacal por oxidação. A alta concentração de nitrato, se acompanhada de altos níveis de fósforo, pode levar a florações fitoplanctônicas e ao processo de eutrofização em situações de menor hidrodinâmica estuarina. Essas constatações revelam que o ponto IR sofre influência do esgoto lançado no ponto IE e não pode ser considerado como um bom ponto de referência do ponto de vista químico. Os demais pontos apresentaram características semelhantes, com percentuais mais baixos de nitrogênio amoniacal e predominância do nitrogênio na forma orgânica (NTK menos o N-amoniacal).

A tabela 3.16 apresenta as concentrações médias de fósforo total e de ortofosfato nos cinco pontos de amostragem, comparando-as com valores encontrados na bibliografia e com as médias calculadas pelos dados da FEPAM. Assim como para as formas nitrogenadas, as maiores concentrações de fósforo total foram detectadas no município de Imbé (0,943mg/L no IR e 1,585mg/L no IE), sendo que o ponto de referência desse município mostrou concentrações maiores que as verificadas no ponto de esgoto de Tramandaí. A título de comparação, o valor médio para essa variável registrado no ponto de recepção do esgoto na estação de tratamento de Tramandaí foi de 2,77mg/L (Zanette, 2004). As maiores concentrações de fosfato encontradas em Imbé devem ser provenientes não apenas da introdução pelo esgoto, mas também da contribuição do Rio Tramandaí. Apesar de os pontos de esgoto terem apresentado concentrações médias mais elevadas que os pontos de referência dos mesmos municípios, esses últimos mostraram valores bem acima da média estuarina calculada pelos dados da FEPAM e da média obtida com os dados de Kapusta (2001), ambos em torno de 0,079mg/L. Além disso, os dois pontos de esgoto e mais o ponto IR mostraram valores superiores ao permitido pela legislação nacional para águas salobras da classe 2, enquanto que o ponto TR ficou muito próximo do limite.

Tabela 3.16: Valores médios gerais, para fósforo total e ortofosfato, medidos entre novembro de 2004 e abril de 2005 nos cinco pontos de amostragem do estuário de Tramandaí, comparando essas concentrações com valores encontrados na bibliografia

Ponto	P-total (mg/L)	P-PO4- (mg/L)
IR	0,943	0,096
IE	1,585	0,893
TR	0,158	0,05
TE	0,588	0,135
PR	0,015	< 0,01
Média FEPAM	0,079	0,017
Conama n°357/05	0,186	-
Medeiros (1992)	-	0,025
Kapusta (2001)	0,079	-
Baumgartem <i>et al.</i> (1995)	-	0,05

As concentrações de ortofosfato se mostraram maiores nos pontos sob influência do esgoto do que nos pontos de referência. Os valores, exceto para o ponto PR, foram bem superiores à média calculada para o estuário e à média obtida por Medeiros (1992), entretanto o ponto TR apresentou concentração inferior à média calculada para o estuário da Lagoa dos Patos pelos dados de Baumgartem *et al.* (1995). Porém, tais autores explicam que aquele estuário apresenta concentrações altas de fosfato, especialmente no Saco da Mangueira, devido à existência de indústrias de fertilizantes nas margens lagunares. Eles citam ainda que concentrações consideradas normais para estuários não contaminados se encontram entre 0,031mg/L e 0,037mg/L. Com exceção do ponto PR, todos os demais superaram esses valores. O ponto PR, aliás, apresentou mais uma vez as menores concentrações tanto para o fósforo total quanto para o ortofosfato, realçando sua condição como ponto de referência geral, estando longe das áreas urbanizadas e da influência do Rio Tramandaí, provavelmente as duas maiores fontes desse elemento para as lagunas estuarinas.

Ao se analisar a figura 3.38, percebe-se que houve um aumento das concentrações de fósforo total da baixa para a alta temporada de veraneio nos dois pontos do município de Imbé, enquanto que nos pontos de Tramandaí ocorreu exatamente o oposto. Com relação ao ortofosfato, não foram verificados padrões dependentes das temporadas. Tais comportamentos são de difícil explicação sem o desenvolvimento de um estudo mais aprofundado, uma vez que o fósforo não se comporta como um elemento conservativo na água e possui ciclo biogeoquímico complexo. As flutuações das concentrações de fósforo dissolvido na água dependem de muitos aspectos, vários deles não analisados no presente estudo. Fitoplâncton e macrófitas aquáticas assimilam fosfato inorgânico, diminuindo sua concentração na água. Além disso, o fosfato se adsorve ao material em suspensão, especialmente em argilas, além de se combinar com outros íons como o alumínio, o cálcio e, principalmente, o ferro. Essas interações agem de forma a remover o fosfato da água por floculação, precipitando-o nos sedimentos e tornando-o indisponível para a biota, fenômeno chamado de “armadilha de fosfato”. Tais interações são dependentes do pH, da salinidade, da temperatura e das condições de oxirredução do meio (Schäfer, 1984; Baumgartem *et al.*, 1995; Esteves, 1998). Por fim, as concentrações de fosfato na água estão condicionadas ainda à precipitação pluviométrica e à drenagem superficial, ao volume e composição dos esgotos despejados, à vazão do Rio Tramandaí e à diluição pela água do mar.

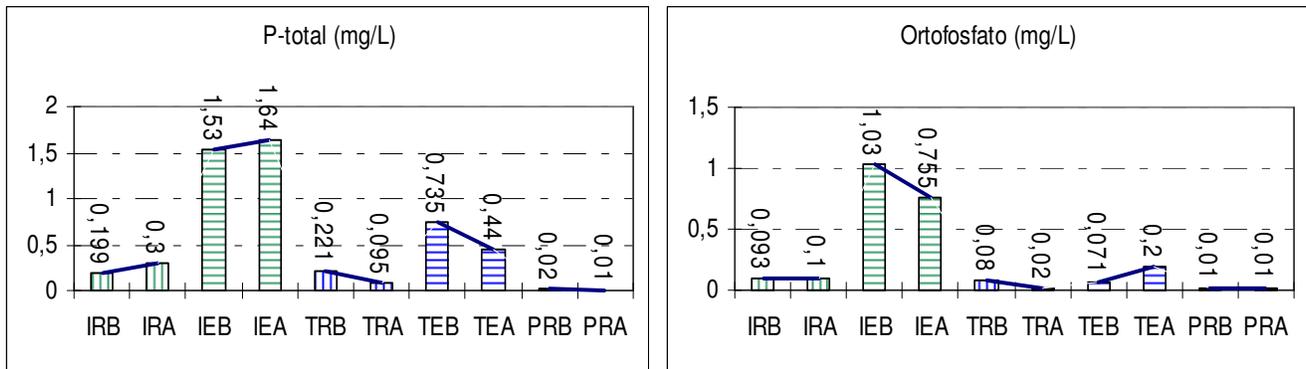


Figura 3.38: Concentrações médias de fósforo total e de ortofosfato medidas no estuário de Tramandaí, em pontos de esgoto e de referência, entre novembro de 2004 e abril de 2005, em situações de alta e a baixa temporada de veraneio.

As concentrações médias de coliformes fecais obtidas para quatro pontos amostrais durante os períodos de baixa e alta temporadas de veraneio podem ser conferidas na figura 3.39. Devido a problemas de amostragem essa variável não pôde ser analisada no ponto PR. É evidente o aumento do número médio de coliformes fecais da baixa para a alta temporada nos pontos de esgoto de ambos os municípios. Essa constatação confere com os resultados obtidos através da análise dos dados da FEPAM, que evidenciaram um acréscimo significativo da concentração de coliformes durante o verão, sugerindo que o aumento da população causado pelo turismo reflete na diminuição das condições de balneabilidade das águas. Curiosamente, as concentrações de coliformes fecais nos pontos de referência sofreram um decréscimo da baixa para a alta temporada tanto em Imbé quanto em Tramandaí, embora modesto se comparado ao acréscimo observado nos pontos de esgoto. A concentração média de coliformes no estuário de Tramandaí calculada através dos dados da FEPAM foi de 289NMP/100mL, valor muito próximo ao registrado no ponto IR na alta temporada e não muito diferente da média obtida pelos dados de Kapusta (2001), que foi de 156NMP/100mL. Os valores médios obtidos nos pontos de esgoto revelam que certos pontos das redes de drenagem pluvial dos municípios despejam no estuário concentrações muito altas de coliformes fecais, principalmente na alta temporada. As conseqüências disso ficam claras através dos dados de balneabilidade, segundo os quais a água das praias localizadas na foz do estuário foram próprias para o banho em apenas 50% do tempo de monitoramento (FEPAM, 2006). É necessário que providências sejam tomadas para controlar essa situação que afeta a todos os habitantes que se banham, não apenas nas águas do estuário, mas também na região costeira adjacente.

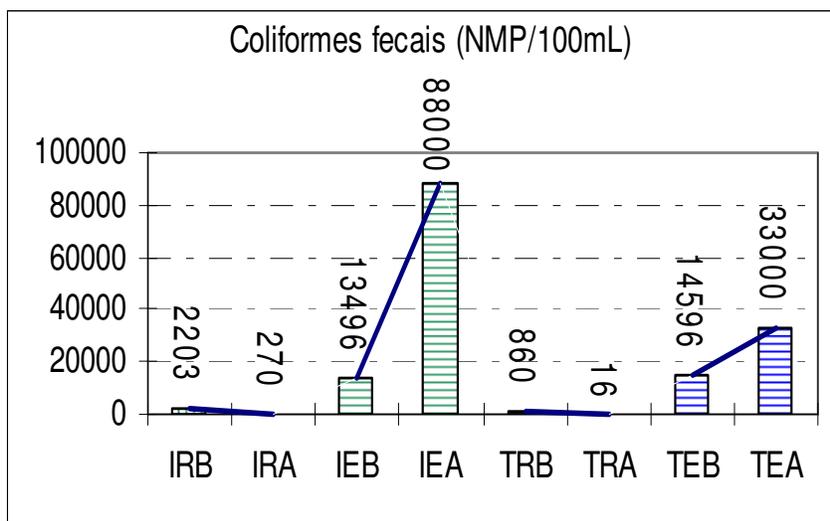


Figura 3.39: Concentrações médias de coliformes fecais medidas no estuário de Tramandaí, em pontos de esgoto e de referência, entre novembro de 2004 e abril de 2005, em situações de alta e a baixa temporada de veraneio.

3.4.2.3 – Vazão dos efluentes

As vazões médias dos efluentes calculadas para os seis pontos de amostragem previamente escolhidos, sendo todos classificados como muito contaminados, são expostas na tabela 3.17. A partir da média de cada ponto foi calculada uma média geral para todos os pontos, também apresentada na tabela citada. Devido à impossibilidade de medir a vazão em todos os 19 pontos classificados como muito contaminados, considerou-se, para fins de cálculo, que esse valor representa a vazão média aproximada de um ponto muito contaminado no estuário de Tramandaí, fazendo indistinção entre alta ou baixa temporada de veraneio. Multiplicando essa vazão pelo número de pontos classificados como muito contaminados, pode-se obter o volume de esgoto liberado ao ano no estuário de Tramandaí através desses pontos. Tal volume é de 802.686m³ ao ano.

Tabela 3.17: Vazões médias dos efluentes calculadas para os seis pontos de amostragem localizados nos municípios de Imbé e Tramandaí.

Ponto	Vazão média (cm ³ /s)	Município
#2	1666	I
#3 (IE)	2394	I
#31	972	T
#32	1443	T
#35	1156	T
#39	407	T
Média	1340	
Total/ano	4,23x10 ¹⁰	

A tabela 3.18 apresenta as concentrações médias para cada variável considerando juntamente os dois pontos de esgoto analisados do ponto de vista químico (IE e TE), indiferentemente da temporada. Tais concentrações foram consideradas como representativas de um ponto classificado como muito contaminado no estuário de Tramandaí.

Tabela 3.18: Concentrações médias e quantidade aproximada de cada composto liberada por ano no estuário através dos esgotos de Tramandaí e Imbé.

Variáveis	Concentrações médias (mg/L)	Tonelada/ano por ponto de esgoto	Tonelada/ano para todos os pontos de esgoto
NTK	10,704	0,4523	8,59
P-total	1,086	0,0459	0,87
Ortofosfato	0,514	0,0217	0,41
N-amon	7,055	0,2981	5,66
N-NO ₃	0,472	0,0199	0,37
N-NO ₂	0,015	0,0006	0,01
N-NH ₃	0,25	0,0106	0,2

Equacionando os valores de concentração e vazão média pode-se obter a quantidade aproximada de cada composto liberada por ano no estuário através dos esgotos de Tramandaí e Imbé (tabela 3.18). Segundo o estimado, os esgotos inserem nas lagunas em torno de 9t/ano de nitrogênio (NTK+NTO) e 0,87t/ano fósforo total. Esses valores, entretanto, são aproximações grosseiras e provavelmente estão subestimados, já que para o cálculo não foram consideradas as introduções devido aos esgotos classificados como pouco contaminados e também porque o nível de contaminação foi obtido através de água coletada na desembocadura dos esgotos no estuário, onde possivelmente já ocorram efeitos de diluição. Se as amostras tivessem sido coletadas no interior das canaletas que escoam os efluentes os resultados seriam mais precisos. Possíveis erros podem decorrer ainda do baixo número de pontos onde foram determinadas as concentrações das variáveis químicas e as vazões, sendo que não há garantias de que tais pontos sejam realmente representativos dos demais. Ainda assim, tais estimativas são importantes pelo fato de serem inéditas na região, podendo servir de base para estudos futuros.

Não é objetivo desse estudo quantificar o quanto esses valores são significativos para o comprometimento ambiental do estuário de Tramandaí. Para isso seria necessário avaliar a capacidade de autodepuração desse estuário, assunto complexo, inédito e que, por si só, poderia ser objeto de uma tese. Ainda assim, pode-se citar que estudos conduzidos por Silva *et al.* (2001) e Lima (2004) detectaram que os sedimentos lagunares vêm sofrendo enriquecimento por fósforo e nitrogênio. Segundo o primeiro autor as concentrações de nitrogênio e fósforo chegaram a dobrar no último século em relação ao valor de referência (*background*). Com relação ao fósforo Lima (2004) detectou um aumento de mais de três vezes o valor de referência para os

sedimentos no período de primavera/verão. Ambos os autores atribuem o enriquecimento aos efeitos causados pelo aumento populacional, principalmente ao aporte de esgotos domésticos. A análise temporal dos doze anos de dados da FEPAM para as variáveis fósforo total e nitrogênio amoniacal (figura 3.40) mostra uma tendência de enriquecimento desses nutrientes também na coluna d'água, embora muito sutil em relação ao nitrogênio amoniacal. Se por um lado são necessários estudos mais completos para determinar se o estuário como um todo vem realmente sofrendo um aumento em seu grau de trofia devido ao aporte de nutrientes e matéria orgânica, por outro, não restam dúvidas de que a liberação de efluentes domésticos provoca queda da qualidade das águas, ainda que em escala pontual.

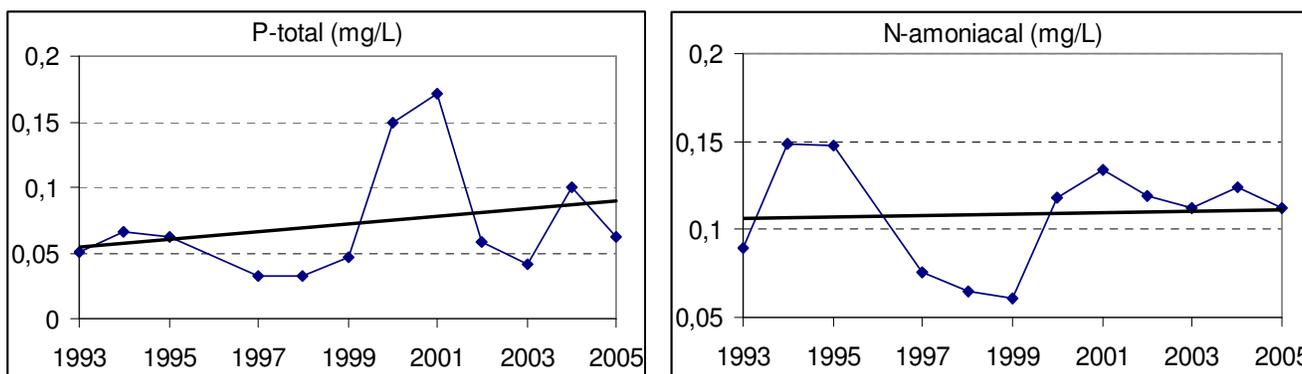


Figura 3.40: Concentrações médias de fósforo total e nitrogênio amoniacal medidas na coluna d'água no sistema estuarino de Tramandaí ao longo dos últimos doze anos (com base nos dados levantados pela FEPAM). A linha preta indica a tendência, calculada através de regressão linear.

3.5 CONCLUSÕES

A análise dos valores médios dos dados provenientes do monitoramento realizado pela FEPAM revelou que, enquanto variáveis como temperatura e oxigênio dissolvidos apresentam homogeneidade espacial ao longo de toda a área de estudo, outras como salinidade, transparência, pH, nitrogênio amoniacal, fósforo total, coliformes mostram valores médios que variam conforme o ponto do estuário.

Com relação aos valores médios de salinidade, o estuário foi dividido em três sub-ambientes: 1) Sub-ambiente mesohalino do canal de acesso ao oceano, representado pelos pontos GER17 e GER18, com salinidade média de 10,7; 2) Sub-ambiente mesohalino das lagoas Tramandaí e Armazém, com salinidade média de 7,9, englobando os pontos GER15, GER19 e GER20; 3) Sub-ambiente oligohalino da Lagoa das Custódias e do Rio Tramandaí, constituído pelos pontos GER14, GER16 e GER21, com salinidade média de 2,6.

Os pontos que apresentaram menor transparência foram também os que mostraram as menores médias de salinidade, o que revela a importância do Rio Tramandaí como agente transportador, não só de água doce, mas também de material em suspensão para o interior das lagoas estuarinas. Os maiores valores médios de pH

foram observados nos locais sob forte influência marinha, enquanto que os menores ocorreram em pontos sob forte influência fluvial, confirmando uma dependência entre as variáveis pH e salinidade. Os pontos situados no canal de acesso ao oceano (GER17 e GER18), juntamente com o GER16, foram os que mostraram maiores concentrações de coliformes e fósforo apresentando os maiores sinais de influência de esgotos domésticos. O canal de acesso parece agir como um funil, concentrando contaminantes provenientes do interior do estuário durante a maré vazante. Tanto o Rio Tramandaí quanto a Lagoa das Custódias apresentam concentrações de coliformes muito inferiores às observadas nas lagunas Tramandaí e Armazém, assim não resta dúvidas de que tal contaminação tem origem em esgotos cloacais despejados diretamente no interior desses corpos lagunares.

Os três principais fenômenos que provocam variabilidade no conjunto de dados da FEPAM analisados são, nesta ordem de grandeza, a sazonalidade, o ingresso de água marinha e a liberação de efluentes domésticos. O efeito da sazonalidade foi mais bem representado pelas variáveis temperatura, oxigênio dissolvido e transparência. Já a influência marinha ficou bem demonstrada através da salinidade, do pH e da transparência. A contaminação por esgotos domésticos, por outro lado, teve efeito principalmente sobre coliformes e DBO.

O efeito da sazonalidade foi sentido, ao nível de significância de 95% ($p < 0,05$), pelas variáveis temperatura da água, transparência, oxigênio dissolvido, pH e coliformes fecais. As demais variáveis (salinidade, P-total, N-amoniaco e DBO) não apresentam alteração significativa entre as estações de inverno e verão. Conclui-se que no verão as águas estuarinas são mais quentes, apresentam menor concentração de oxigênio dissolvido, maior transparência, maior número de coliformes e maior pH. A maior concentração de coliformes verificada no verão, resulta do aumento da população devido ao turismo de veraneio e indica que o volume de esgoto que vem sendo liberado no estuário nessa época do ano é maior.

Com relação ao levantamento dos pontos de drenagem de água para o estuário de Tramandaí, foram identificados no total 45 pontos, sendo 19 classificados como muito contaminados, 6 como pouco contaminados e 20 como não contaminados, sendo que Tramandaí, por ser uma cidade mais populosa, apresenta mais pontos sob contaminação, quando comparada a Imbé.

Os pontos mais críticos no município de Imbé estão entre a foz do braço sul do Rio Tramandaí e o início do terreno de propriedade da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, onde fica localizado o Centro de Estudos Costeiros, Limnológicos e Marinhos. Nesse trecho, especialmente os pontos #1, #2 e #3 recebem forte contribuição de esgotos domésticos, sendo que o último é o que apresenta a maior contaminação no município de Imbé.

Praticamente todos os pontos classificados como não contaminados no município de Tramandaí deságuam no canal de acesso ao mar, situando-se entre a ponte intermunicipal Tramandaí-Imbé e a foz do estuário. Esses pontos estão inseridos na área de abrangência da rede de coleta e tratamento de esgoto desse município, que contempla os bairros Barra e Centro. A maioria dos pontos classificados como muito

contaminados apresentam conexão com o encanamento existente sob a Avenida Fernandez Bastos, o que indica a existência de ligações ilegais para a liberação de esgoto doméstico nessa rede de drenagem pluvial, a qual se encontra fortemente contaminada. Além disso, a maior parte deles mostrou evidências de esgoto em todas as amostragens, sugerindo que a contaminação é constante. Os pontos mais críticos são #28, #29, #31, #32, #33, #35, #38 e #39. O contraste existente entre os pontos que drenam água proveniente dos bairros Centro e Barra e os pontos conectados à rede da Avenida Fernandes Bastos, evidencia a necessidade de ampliação da rede de coleta e tratamento de esgoto doméstico de Tramandaí. Não há dúvidas de que a rede de esgotamento pluvial da Avenida Fernandes Bastos contribui para a contaminação das águas do estuário de Tramandaí, sendo que é necessário que a administração do município desenvolva ações, em caráter de urgência, para solucionar esse problema.

A análise dos dados físico-químicos coletados em campo permitiu a comparação entre os pontos de referência e de esgoto, entre a alta e a baixa temporadas de veraneio e entre os municípios de Imbé e Tramandaí.

Os resultados obtidos para as diferentes formas de nitrogênio revelaram uma contaminação média muito superior no ponto de esgoto do município de Imbé (IE) em relação aos outros pontos. O ponto IR também apresentou valores altos de nitrogênio amoniacal e nitrato, não sendo um bom ponto de referência do ponto de vista químico. Nos pontos de esgoto (com exceção do TE na baixa temporada) o nitrogênio encontrou-se predominantemente na forma amoniacal. Esses pontos foram também os que mostraram os menores percentuais de NTO. Tal resultado revela como o efluente drenado para o estuário apresenta características redutoras, com formação de amônia pela decomposição da matéria orgânica. Ao atingir as águas estuarinas ricas em oxigênio, boa parte do nitrogênio amoniacal é transformada em nitrato, elevando a concentração desse nutriente na coluna d'água.

As maiores concentrações de fósforo total foram detectadas no município de Imbé, sendo provenientes não apenas da introdução pelo esgoto, mas também da contribuição do Rio Tramandaí. Verificou-se um aumento das concentrações dessa variável da baixa para a alta temporada de veraneio nos dois pontos do município de Imbé, enquanto que nos pontos de Tramandaí ocorreu exatamente o oposto. O ortofosfato exibiu maiores concentrações médias nos pontos de esgoto do que nos pontos de referência. Quase todos os pontos, exceto o PR, apresentaram valores bem maiores do que a média calculada para o estuário e do que as concentrações consideradas normais para estuários não contaminados. Não foram verificados padrões de comportamento com relação às temporadas.

As concentrações médias de coliformes fecais revelam um evidente aumento do número médio de coliformes fecais da baixa para a alta temporada nos pontos de esgoto de ambos os municípios. Essa constatação confere com os resultados obtidos através da análise dos dados da FEPAM, que evidenciaram um

acrécimo significativo da concentração de coliformes durante o verão, sugerindo que o aumento da população causado pelo turismo reflete na diminuição das condições de balneabilidade das águas. Os valores médios obtidos nos pontos de esgoto revelam que certos pontos das redes de drenagem pluvial dos municípios despejam no estuário concentrações muito altas de coliformes fecais, principalmente na alta temporada.

Através dos valores de vazão foi possível calcular o volume aproximado de esgoto despejado no estuário pelos pontos classificados como muito contaminados. Tal volume é de 42258m³ ao ano. Foi estimado que os esgotos de Tramandaí e Imbé são responsáveis por inserir nas lagunas em torno de 9t/ano de nitrogênio (NTK+NTO) e 0,87t/ano fósforo total. Esses valores, no entanto, devem estar subestimados, já que para o cálculo não foram considerados pontos de esgoto classificados como pouco contaminados.

Os pontos de referência, com exceção do PR, não se mostraram adequados para as análises químicas. Isso ocorreu porque a posição desses pontos foi definida em função das amostragens de invertebrados bentônicos, de forma a permitir o cruzamento entre os dados biológicos e de qualidade das águas. Estudos que visem exclusivamente avaliar a qualidade das águas no estuário de Tramandaí não devem considerar como pontos de referência os locais IR e TR incluídos no presente trabalho. Para tais casos, o ponto PR poderia ser utilizado, de forma muito mais consistente, como um ponto de referência.

A comparação entre os dados medidos em campo nesse estudo e os cedidos pela FEPAM, embora realizada na presente dissertação, deve ser considerada com precaução. Enquanto os primeiros representam amostras pontuais e instantâneas, coletadas muito próximas da margem, os dados da FEPAM representam médias obtidas ao longo de 12 anos de amostragens, muitas das quais realizadas em ambientes distantes das margens lagunares. A alta variabilidade associada aos dados medidos em campo durante o atual estudo é representativa do ambiente instável onde eles foram coletados (próximos a saídas de esgotos e com pouca profundidade) e do baixo número de amostragens, situações diferentes das representadas pelos dados da FEPAM.

Não restam dúvidas de que a liberação de efluentes domésticos provoca queda da qualidade das águas do estuário de Tramandaí, por vezes comprometendo as condições de balneabilidade e pondo em risco a população humana que dele faz uso. Ações como a implantação de sistemas de coleta e tratamento de esgotos sanitários são extremamente importantes para o combate das fontes de contaminação, tendo sido verificada uma notável redução dessas fontes nos locais onde esse sistema já está atuante. Ainda assim, esforços significativos precisam ser aplicados pelas administrações dos municípios de Tramandaí e Imbé no sentido de sanar os despejos irregulares atualmente existentes, de forma a garantir um futuro próspero para a região do estuário de Tramandaí.

CAPÍTULO 4:
REPOSTA DA MACROFAUNA BENTÔNICA À CONTAMINAÇÃO
POR ESGOTO DOMÉSTICO NO SISTEMA ESTUARINO-LAGUNAR
TRAMANDAÍ-ARMAZÉM

4.1 INTRODUÇÃO

Bentos são todos aqueles organismos que vivem associados ao substrato de fundo ou a habitats bentônicos (Levinton, 1995). Diversos autores classificam a fauna bentônica, quanto ao hábito de vida, em epifauna e infauna (Day *et al.*, 1989; Levinton, 1995; Nybakken, 1997). Os organismos epifaunais são aqueles que vivem sobre estruturas rígidas, como rochas e recifes de corais, os que constituem as comunidades incrustantes e aqueles que vivem sobre fundos sedimentares inconsolidados (Day *et al.*, 1989). Podem ser citados como exemplos os ouriços, mexilhões, gastrópodes, estrelas do mar, ostras, cracas, diversos crustáceos peracaridos, entre muitos outros. A infauna é composta pelos organismos que vivem abaixo do leito de fundos sedimentares inconsolidados, podendo ter hábitos cavadores ou perfuradores (Levinton, 1995). Alguns exemplos são os oligoquetas, poliquetas e diversos moluscos bivalves. Levinton (1995) classifica ainda certos organismos como semi-infaunais (aqueles que vivem com uma parte do corpo enterrada no sedimento e outra parte exposta na coluna de água, como cnidários da ordem Pennatulacea e alguns moluscos) e outros como intersticiais (os que vivem e se movimentam na água intersticial, entre os grãos de sedimento, como foraminíferos, copépodos Harpacticoida e certos nematóides). Além disso, os organismos bentônicos são classificados em macrobentos, meiobentos e microbentos (ou macrofauna, meiofauna e microfauna), de acordo com seus tamanhos e estilos de vida (Day *et al.*, 1989; Levinton, 1995). A maneira mais prática para efetuar essa divisão baseia-se no tamanho dos organismos. Costumam ser considerados macrobentos aqueles organismos com tamanho superior a 0,5mm e microbentos os menores que 0,1mm, sendo os de tamanho intermediário considerados meiobentos (Levinton, 1995). Organismos bentônicos apresentam importante papel ecológico no meio estuarino, ajudando a oxigenar o sedimento através de bioturbação, contribuindo para a decomposição e remineralização da matéria orgânica, estimulando o crescimento bacteriano e participando do fluxo de energia da teia trófica estuarina (Day *et al.*, 1989).

O uso de organismos vivos como indicadores da qualidade de ambientes aquáticos vem sendo amplamente empregado há algum tempo (Resh *et al.*, 1996). Méndez (2002) menciona que o estudo dos efeitos sobre a biota é mais barato e mais representativo para a caracterização de impacto ambiental do que a simples investigação através de análises químicas. Segundo Resh *et al.* (1996), dados físicos e químicos refletem apenas as condições existentes no exato momento em que as amostras foram obtidas. Em contraste, amostragens da biota dão uma indicação das condições passadas assim como das condições atuais. Ao invés de ser uma medida instantânea, os dados biológicos revelam parte da história recente do ambiente. Esses autores lembram também que a poluição aquática é essencialmente um problema de cunho biológico.

Muitas vezes espécies cuidadosamente selecionadas por apresentarem algumas características peculiares (abundância, facilidade de coleta, resistência ou sensibilidade a condições ambientais adversas, baixa mobilidade) têm sido denominadas bioindicadoras e monitoradas em ambientes antropicamente impactados

(Clark, 2001). Entretanto, o uso de uma única espécie como indicadora de poluição pode levar a interpretações equivocadas quanto ao grau de poluição de um ambiente porque pode ser difícil diferenciar respostas a impactos antropogênicos de respostas a distúrbios naturais (Hall *et al.*, 1997). Segundo Clark (2001), uma visão mais realista e ecologicamente mais representativa do que o estudo de uma única espécie indicadora pode ser obtida ao examinar a resposta de toda a comunidade.

Estudos realizados em diversas partes do mundo têm mostrado que as comunidades da fauna bentônica estuarina e costeira respondem a diferentes tipos de impactos antropogênicos (Pearson e Rosenberg, 1978; Gray e Pearson, 1982; Holte e Oug, 1996; Hall *et al.*, 1997; Amaral *et al.*, 1998; Elías *et al.*, 2001; Méndez, 2002; Jong-Geel *et al.*, 2003). Os invertebrados bentônicos apresentam características que fazem deles bons indicadores da qualidade ambiental, entre as quais: apresentam baixa mobilidade e hábito basicamente sedentário, não sendo capazes de evitar as condições adversas, o que permite análises espaciais dos efeitos de poluentes; vivem em contato direto com o sedimento, compartimento onde naturalmente se acumulam os contaminantes; estão presentes nos mais variados tipos de ambientes aquáticos, podendo ser usados para detectar perturbações em diferentes habitats; englobam uma grande diversidade taxonômica, com diversas espécies resistentes a condições adversas, oferecendo um amplo espectro de respostas a estresses ambientais; possuem ciclo de vida relativamente longo, permitindo o estudo temporal de mudanças provocadas por perturbações ao ambiente (Rosenberg e Resh, 1993; Smith, 2001). Assim, comunidades de invertebrados bentônicos, ao contrário da maioria da fauna pelágica, refletem as condições ambientais locais. Além disso, esses organismos, especialmente os poliquetas, respondem muito bem ao enriquecimento orgânico dos sedimentos provocado pela liberação de esgotos domésticos (Amaral *et al.*, 1998; Elías *et al.*, 2001). Dessa forma, Resh *et al.* (1996) citam que os invertebrados bentônicos são os organismos mais recomendados para fins de monitoramento da qualidade das águas.

De uma forma geral, pode-se esperar que comunidades que habitam ambientes sob condições severas e estressantes (os parâmetros ambientais possuem valores extremos ou mudam constantemente) apresentem uma menor diversidade de espécies do que as que vivem em ambientes mais estáveis (Krebs, 1994). Clark (2001) também cita que condições estressantes levam a uma queda na diversidade, passando a haver dominância de apenas poucas espécies tolerantes à exposição ao estresse. Alguns exemplos clássicos são o poliqueta estuarino *Capitella capitata* e o oligoqueta de água doce *Tubifex tubifex*, que não apenas toleram, mas se desenvolvem muito bem sob grandes cargas de matéria orgânica. Tais organismos têm sido amplamente usados como indicadores de poluição por esgotos domésticos (Chapman *et al.*, 1982; Hall *et al.*, 1997; Amaral *et al.*, 1998; Elías *et al.*, 2001).

Assim, levanta-se a hipótese de que os pontos sob influência de esgotos domésticos apresentam uma menor diversidade, riqueza e densidade do que pontos sem esgotos. Considera-se ainda que as comunidades de

macroinvertebrados bentônicos que habitam o estuário de Tramandaí sofram um maior efeito dos esgotos na alta temporada de veraneio (janeiro e fevereiro) do que na baixa temporada (novembro e abril).

Diversos estudos têm sido desenvolvidos com o objetivo de esclarecer os padrões de composição e distribuição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos do sistema estuarino-lagunar de Tramandaí (Chomenko e Schäfer, 1984; Würdig e Silva, 1990; Ozorio, 1993; Almada, 1998; Rosa Filho, 2001). No entanto, nenhum trabalho visou estudar os efeitos da contaminação por esgotos domésticos sobre as comunidades bentônicas nesse estuário. Rosa Filho (2001), em estudo comparativo entre os estuários de Tramandaí, da Lagoa dos Patos, do Rio Mampituba, do Arroio Chuí e da Lagoa do Peixe, estudou os efeitos da contaminação ambiental sobre os macroinvertebrados bentônicos, restringindo-se, porém, ao estuário da Lagoa dos Patos. Angonesi (2000) estudou especificamente os efeitos da descarga de esgotos urbanos sobre as comunidades bentônicas, porém, igualmente, apenas na Lagoa dos Patos. Freitas (2003) estudou os macroinvertebrados bentônicos através de um gradiente de contaminação nas lagoas Marcelino, Peixoto e Pinguela, todas pertencentes à bacia hidrográfica do Rio Tramandaí, porém em ambiente límnico, fora da região estuarina. Por fim, Kapusta (2005) realizou experimentos no estuário de Tramandaí para observar a resposta da macro e meiofauna à contaminação, não por esgotos domésticos, mas por óleo bruto.

4.2 OBJETIVOS

O objetivo geral desse capítulo é verificar se a introdução de esgotos domésticos provoca alterações na densidade de organismos e na composição de espécies das comunidades de macroinvertebrados bentônicos do estuário de Tramandaí. Os objetivos específicos são:

- Analisar a composição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos em pontos com e sem a influência de esgoto doméstico;
- Identificar espécies resistentes ou sensíveis à introdução do esgoto;
- Detectar a abrangência espacial e temporal da perturbação provocada pela introdução do esgoto;
- Comparar as densidades, riquezas e diversidades das comunidades em pontos com e sem a influência de esgoto.

4.3 MATERIAL E MÉTODOS

4.3.1 Desenho amostral e métodos de campo e de laboratório

Os locais selecionados para as amostragens de macroinvertebrados bentônicos foram os mesmos em que houve as coletas de água para as análises químicas, o que permitiu a comparação entre os dados bióticos e os abióticos examinados no capítulo 3. Dessa forma, foram escolhidos dois locais sob influência de esgotos domésticos, denominados de IE (Imbé-Esgoto) e de TE (Tramandaí-Esgoto) e três locais de referência, sem

influência direta de esgoto, denominados IR (Imbé-Referência), TR (Tramandaí-Referência) e PR (Pontal-Referência). Esses cinco locais foram denominados de unidades amostrais. As unidades amostrais situadas em Imbé encontram-se na Lagoa de Tramandaí, enquanto que as posicionadas em Tramandaí e no Pontal estão inseridas na Lagoa Armazém. Em cada unidade amostral foram situados dois pontos de amostragem, o primeiro a cinco metros da margem, denominado P1, e o segundo a 40 metros da margem, denominado P2. A disposição espacial das unidades amostrais e de seus respectivos pontos de amostragem é exibida na figura 4.1. Cada ponto de amostragem foi constituído por cinco amostras (réplicas) para a coleta de macroinvertebrados bentônicos, espaçadas aproximadamente um metro entre si, além de uma sexta amostra para a análise sedimentar e do percentual de matéria orgânica no sedimento. Um esquema ilustrativo desse desenho amostral é exibido na figura 4.2. A denominação dos pontos de amostragem seguiu a seguinte lógica: os dois primeiros caracteres indicam o local de amostragem (Imbé, Tramandaí ou Pontal) e o ambiente (esgoto ou referência), enquanto que os dois últimos caracterizam a distância em relação à margem (P1=5m e P2=40m). Sempre que houve a necessidade de indicar o mês em que a amostra foi coletada, este se deu através da adição de mais uma letra antes do nome do ponto (N=novembro, J=janeiro, F=fevereiro e A=abril). A tabela 4.1 apresenta uma síntese das características dos pontos amostrais, bem como suas respectivas coordenadas geográficas.

Tabela 4.1: Denominação, localização, tipo de ambiente, distância da margem e coordenadas geográficas dos pontos de amostragem de macroinvertebrados bentônicos.

Ponto	Local	Ambiente	Distância da margem	Coordenada
IEP1	Imbé	Esgoto	5m	29°58,26'S 050°08,29'W
IEP2	Imbé	Esgoto	40m	29°58,26'S 050°08,32'W
IRP1	Imbé	Referência	5m	29°58,54'S 050°08,24'W
IRP2	Imbé	Referência	40m	29°58,54'S 050°08,26'W
TEP1	Tramandaí	Esgoto	5m	29°59,01'S 050°08,62'W
TEP2	Tramandaí	Esgoto	40m	29°59,00'S 050°08,64'W
TRP1	Tramandaí	Referência	5m	29°58,98'S 050°08,53'W
TRP2	Tramandaí	Referência	40m	29°58,95'S 050°08,55'W
PRP1	Pontal	Referência	5m	29°59,19'S 050°09,61'W
PRP2	Pontal	Referência	40m	29°59,16'S 50°09,62'W

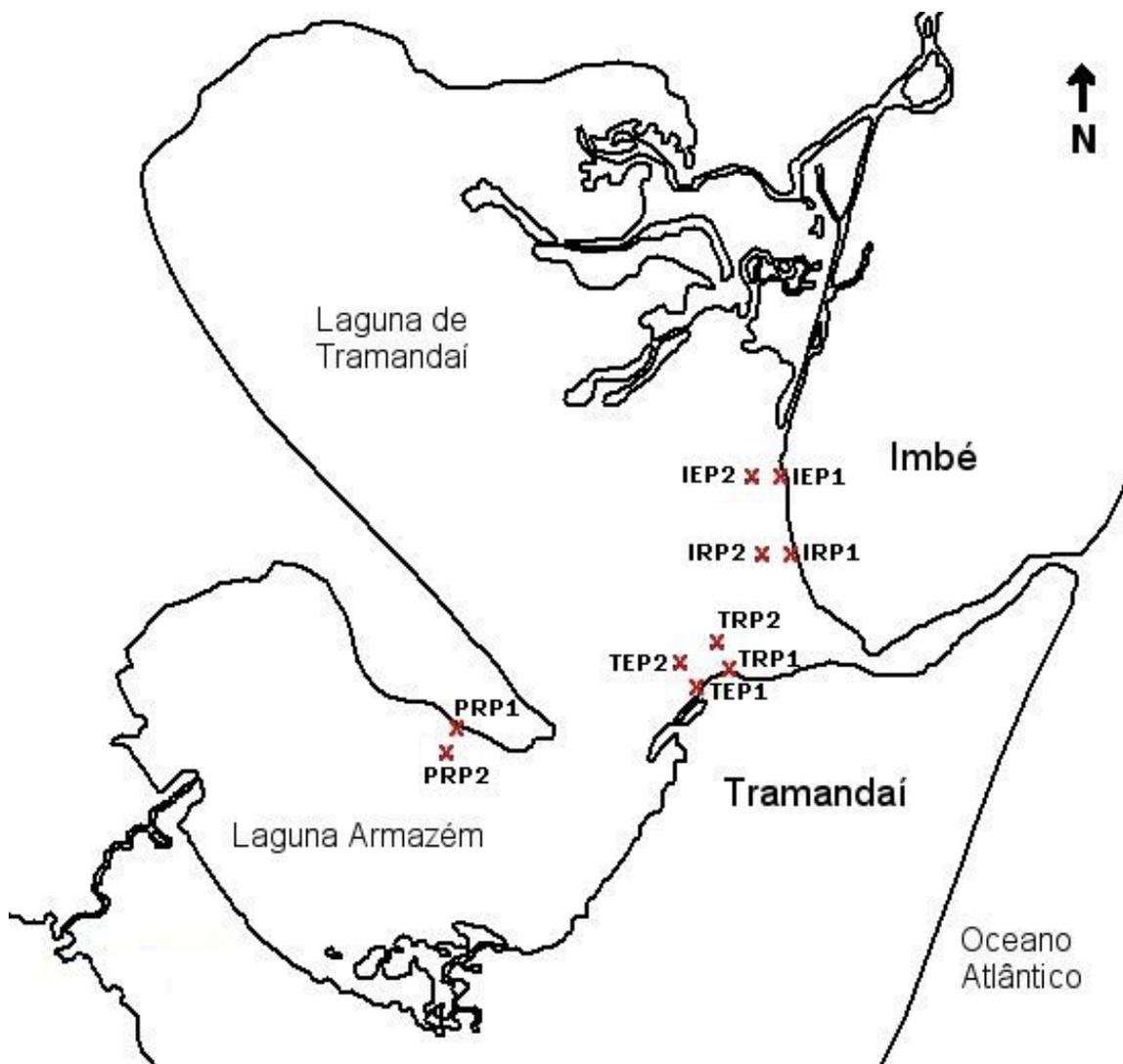


Figura 4.1: Localização das unidades amostrais e dos respectivos pontos de amostragem de invertebrados bentônicos no estuário de Tramandaí. IE = ponto de esgoto em Imbé; IR = ponto de referência em Imbé; TR = ponto de referência em Tramandaí; TE = ponto de esgoto em Tramandaí; PR = ponto de referência no pontal. P1 = ponto situado a 5m da margem; P2 = ponto situado a 40m da margem.

Alguns critérios foram levados em consideração para a seleção das unidades amostrais. Segundo Resh *et al.* (1996), quando se utiliza invertebrados bentônicos como indicadores da qualidade ambiental, é importante que as características físicas (hidrodinâmicas e sedimentares) dos locais avaliados sejam semelhantes entre si, de forma que a maior parte da variabilidade observada entre esses locais ocorra devido ao agente impactante objeto do estudo e não às demais variáveis não controladas. No presente estudo as unidades amostrais foram posicionadas de forma a apresentar características sedimentares semelhantes, ausência de vegetação submersa e situando cada ponto de esgoto e seu respectivo ponto de referência na mesma margem lagunar, de forma que estejam sujeitos ao mesmo regime hidrodinâmico e salino (exceção para os pontos da unidade PR, que são apenas de referência). As características sedimentares foram identificadas através dos trabalhos conduzidos por

Tabajara (1994) e Tabajara e Dillenburg (1997). Dessa forma, buscou-se diminuir a heterogeneidade de habitat entre as unidades amostrais, maximizando o efeito devido à presença ou ausência da fonte de esgoto. Além disso, as unidades sob influência do esgoto deveriam apresentar contaminação constante (a liberação do esgoto não deveria se dar de forma intermitente) e as unidades de referência precisavam apresentar ausência de despejo de efluentes nas proximidades. Por fim, todas as unidades amostrais precisariam oferecer facilidade de acesso.

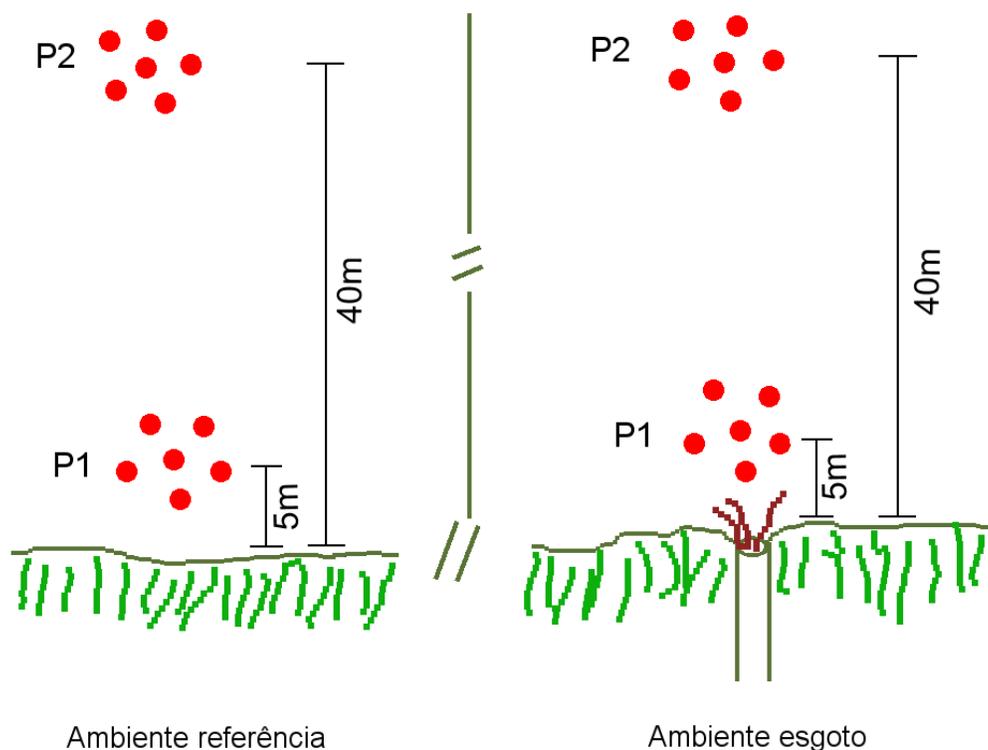


Figura 4.2: Ilustração do desenho amostral utilizado nas coletas de macroinvertebrados bentônicos, exibindo duas unidades amostrais, uma no ambiente esgoto e outra no referência. Cada unidade amostral é formada por dois pontos amostrais situados a diferentes distâncias da margem e cada ponto é composto por cinco réplicas biológicas e uma para análise sedimentar.

Cada ponto foi amostrado em quatro diferentes ocasiões (16/11/04, 24/01/05, 21/02/05 e 25/04/05), sendo duas na baixa temporada de veraneio (novembro e abril) e duas na alta temporada (janeiro e fevereiro). Esse desenho amostral foi elaborado com o objetivo de diminuir influências sazonais (todas as amostragens ocorreram próximas ao verão) e enfatizar diferenças provocadas pelo incremento do número de pessoas que ocorre na alta temporada de veraneio devido ao turismo. Em cada amostragem foram também tomados, no fundo, junto ao sedimento, dados de salinidade, temperatura da água, oxigênio dissolvido (todos com um instrumento YSI Model 85) e pH (através de um potenciômetro digital), além da profundidade. Nos pontos a cinco metros da margem foram ainda coletadas amostras de água para as análises químicas apresentadas no capítulo 3.

As amostras de macroinvertebrados bentônicos foram coletadas através de um tubo de PVC de 10cm de diâmetro (0,0079m² de área), enterrado até 20cm no sedimento. Na seqüência elas foram pré-lavadas em campo em malha de 300µm, acondicionadas em sacos plásticos com formol 10% (tamponado com bórax, para evitar a descalcificação dos moluscos) e etiquetadas para o transporte até o laboratório. Segundo Bemvenuti *et al.* (1992) e Rosa Filho (2001), o uso da malha de 300µm assegura uma retenção mais efetiva dos exemplares juvenis da macrofauna bentônica do que a malha de abertura de 500µm, tradicionalmente utilizada em estudos de macroinvertebrados, o que justifica o seu uso. Em laboratório as amostras foram novamente lavadas em malha de 300µm, coradas com Rosa de Bengala de forma a tornar mais eficiente a triagem e acondicionadas em potes com álcool 70%. A triagem, identificação e contagem dos animais se deu em lupa estereoscópica e, quando necessário, em microscópio. Foram desprezadas conchas vazias e fragmentos animais desprovidos de cabeça (prostômio no caso dos poliquetas).

As amostras de sedimento foram processadas pelo Laboratório de Oceanografia Geológica da Fundação Universidade Federal do Rio Grande. O processamento inicial consistiu das seguintes etapas: lavagem para retirada de sais, secagem, quarteamento para obtenção de subamostras de aproximadamente 30g e separação das frações de finos e grosseiros através de nova lavagem das subamostras em peneira com malha de 0,062mm. Foram calculados, então, os percentuais de finos e grosseiros de cada amostra, sendo % de grosseiros = peso da fração grosseira x 100 / peso inicial da amostra e % de finos = 100 - % de grosseiros.

As frações de grosseiros e finos foram processadas separadamente, a primeira por peneiragem e a segunda por pipetagem, seguindo a metodologia sugerida por Suguio (1973). A peneiragem teve por objetivo realizar a separação granulométrica da fração arenosa em quatro classes de tamanho: areia grossa, areia média, areia fina e areia muito fina. Para tal foram utilizadas peneiras de 1phi (0,5mm), 2phi (0,25mm), 3phi (0,125mm) e 4phi (0,062mm). Já a pipetagem visou separar as frações de silte e argila, sendo realizada em provetas de 1000ml, com adição de antifloculante e previamente homogeneizadas.

O percentual de matéria orgânica presente no sedimento foi obtido através da diferença de peso após calcinação. O método consiste em secar a amostra em estufa a 60° até a obtenção de um peso constante, considerado o peso inicial. Em seguida a amostra é calcinada em mufla por cinco horas a 550°C, sendo posteriormente repesada. A diferença entre os pesos inicial e final representa a quantidade de material orgânico volatilizado.

4.3.2 Análise dos dados

Para os dados biológicos, primeiramente foram obtidas as médias entre as cinco réplicas coletadas em cada ponto de amostragem, sendo em seguida calculados, para cada ponto, o número de indivíduos por espécie (abundância), a densidade de organismos por m² (abundância / 0,0079), a riqueza (número de taxa presentes, S),

o índice de diversidade de Shannon (H') e o índice de equitatividade de Pielou (J'). O índice de diversidade de Shannon é o mais comumente usado para medir a diversidade de espécies (Clarke e Warwick, 2001). Esse índice é calculado através da fórmula $H' = - \sum_i p_i \log(p_i)$, sendo p_i a fração de indivíduos de cada táxon sobre o número total de indivíduos da amostra, ou seja, ele é sensível ao número de espécies na amostra e às abundâncias relativas de cada uma dessas espécies. Quanto maior for a igualdade entre as proporções de organismos das diferentes espécies na amostra e quanto maior for o número de espécies, maior será o valor da diversidade. A medida de como os indivíduos estão distribuídos entre as diferentes espécies é denominada de equitatividade ou equidade, sendo inversamente proporcional à dominância (Clarke e Warwick, 2001). A equitatividade de Pielou é calculada pela fórmula $J' = H' / H'_{\text{máx}} = H' / \log S$, onde $H'_{\text{máx}}$ é o máximo valor possível do índice de diversidade de Shannon caso todas as espécies presentes fossem igualmente abundantes.

Os valores de densidade total, riqueza, diversidade de Shannon e equitatividade de Pielou foram analisados através de análise de variância (ANOVA) multifatorial. Detalhes sobre essa técnica estão disponíveis em Sokal e Rohlf (1973) e em StatSoft (2006). Porém, para uma precisa interpretação dos níveis de significância testados pela ANOVA, é necessário que as variáveis em estudo obedeçam a requisitos como a homogeneidade das variâncias, a ausência de correlação entre as médias e os desvios padrões e a distribuição aproximadamente normal (Sokal e Rohlf, 1973). A homogeneidade das variâncias foi testada através do teste de Cochran, a correlação por regressão linear e a normalidade através de histogramas e gráficos de probabilidade normal. A ANOVA multifatorial foi aplicada através do pacote estatístico Statistica 6.0®, considerando três fatores: distância da margem (P1 ou P2), ambiente (referência ou esgoto) e mês de amostragem (novembro, janeiro, fevereiro ou abril). O nível de significância utilizado na análise foi de 95%. Sempre que foram detectados resultados significativos em pelo menos um dos fatores, procedeu-se uma análise de contrastes para identificar precisamente quais pontos ou meses foram responsáveis pela significância dos resultados. Os fatores não foram contrastados todos contra todos, mas sim de forma lógica, obedecendo as suposições inerentes ao desenho amostral. Assim, cinco situações foram analisadas: considerando apenas os pontos a cinco metros da margem, foram testados os contrastes entre os ambientes esgoto e referência para cada um dos meses; com relação aos pontos a 40 metros da margem, foram testados os contrastes entre os ambientes esgoto e referência para cada um dos meses; nos ambientes de esgoto foram testados os contrastes entre os pontos a cinco e a 40 metros da margem para cada um dos meses; nos ambientes de referência foram testados os contrastes entre os pontos a cinco e a 40 metros da margem para cada um dos meses; em cada ponto foram testadas diferenças temporais entre os meses de amostragem.

Os dados de densidade de organismos por espécie foram estudados através de técnicas de análise multivariada de classificação (agrupamento) e ordenação (análise de correspondência e de escalonamento multidimensional não métrico). O conjunto de dados utilizado nessas análises foi previamente preparado,

conforme sugerem Clarke e Warwick (2001). Tal preparação consistiu de dois passos: remoção das espécies raras e transformação. De acordo com os autores anteriormente citados, as espécies raras, muitas das quais ocorrem nas amostras por acaso, dificultam a interpretação dos resultados e devem ser eliminadas da matriz a ser analisada. A escolha das espécies a serem removidas não deve ser subjetiva, mas seguir uma metodologia própria. Field *et al.* (1982) e Clarke e Warwick (2001) sugerem que um método apropriado consiste em remover as espécies que apresentem, em qualquer amostra, uma participação relativa inferior a 3% ou 4%. No estuário de Tramandaí esse método foi adotado por Ozorio (1993) e Almada (1998). O valor de 3% foi o estipulado no presente estudo. Análises estatísticas multivariadas não requerem a obediência de suposições como a normalidade dos dados, entretanto, segundo Clarke e Warwick (2001), muitas vezes os dados devem ser transformados para melhor definir o balanço entre as contribuições de espécies comuns e raras nas medidas de similaridades entre duas amostras. Os autores citam que a transformação ideal pode ser definida através de uma regressão linear entre o logaritmo das densidades médias e o logaritmo dos desvios padrões dessas densidades nos respectivos pontos de amostragem, obtendo a inclinação da reta. Um valor de inclinação nulo implicaria na não transformação dos dados, valores em torno de 0,5 indicariam como ideal a transformação pela raiz quadrada, 0,75 raiz quarta e para valores próximos de um, transformação logarítmica. Para dados não transformados as espécies comuns seriam as principais contribuintes para a similaridade entre as amostras, enquanto que em dados transformados pela raiz quarta ou por logaritmo as espécies raras também passariam a apresentar contribuição no cálculo do grau de semelhança. No atual estudo a transformação adotada foi $\log(x+1)$, tendo sido aplicada sobre a matriz de dados utilizada nas análises de classificação e ordenação.

Considerações metodológicas sobre a análise de agrupamento hierárquica estão expostas na metodologia do capítulo 3. As análises de agrupamento empregadas sobre os dados biológicos foram conduzidas no pacote estatístico Primer 5.0[®], a partir de uma matriz de similaridades calculada através do coeficiente de Bray-Curtis. Tal coeficiente é um dos mais utilizados em ecologia e apresenta uma série de características desejáveis, citadas por Clarke e Warwick (2001). De acordo com Valentin (2000), ele não considera duplas ausências e é fortemente influenciado pelas espécies dominantes. Devido a essa última característica, segundo Clarke e Warwick (2001), é importante que o coeficiente de Bray-Curtis seja aplicado em dados que tenham sido transformados visando aumentar a participação das espécies raras durante o cálculo da matriz de similaridades (transformação logarítmica ou raiz). O critério de agrupamento utilizado foi o método pela associação média (também denominado pela sigla UPGMA), que calcula a média aritmética da similaridade entre o objeto que se deseja incluir em um grupo e cada objeto desse grupo. O objeto é atribuído ao grupo com o qual ele tem a maior similaridade média com todos os objetos (Valentin, 2000). Após identificados os principais grupos de amostras, verificou-se quais espécies eram mais importantes para a formação de cada um deles. Tal análise foi conduzida

através da rotina *Simper*, disponível no pacote estatístico *Primer 5.0*[®], a qual revela a contribuição relativa de cada espécie dentro de um determinado grupo.

A análise de correspondência (*detrended correspondence analysis* ou *DCA*) é apropriada para ser utilizada em matrizes ecológicas de abundância (contagens de organismos), nas quais as linhas e colunas representem as amostras e as espécies. O ponto forte dessa análise é que as ordenações entre as amostras e espécies são obtidas simultaneamente, permitindo que o ecólogo examine as relações entre as amostras e espécies a partir de uma única análise. Ela utiliza abordagem semelhante à da análise de componentes principais, calculando autovetores e autovalores a partir de uma matriz de variâncias-covariâncias, porém criando uma perfeita correspondência entre as linhas e as colunas, permitindo, assim, analisar indiferentemente em modo *Q* (amostras) ou *R* (espécies), já que os autovetores da matriz entre as linhas e entre as colunas são os mesmos (Valentin, 2000). A análise de correspondência clássica (*CA*), no entanto, apresenta dois inconvenientes que dificultam a interpretação do resultado: frequentemente os pontos são distribuídos no gráfico na forma de um arco; a análise tem a tendência de aglomerar os pontos nas extremidades do gráfico. A *DCA* corrige esses problemas através da normalização dos dados em dois passos: linearização dos pontos dispostos na forma de arco; espalhamento dos pontos no gráfico, evitando a aglomeração nas extremidades. Tal análise foi realizada através do software estatístico *Past*[®].

A análise de escalonamento multidimensional (*MDS*), assim como outras técnicas de ordenação, tem por objetivo explorar as semelhanças e diferenças entre amostras ou variáveis de dados multidimensionais, expondo-as de forma simplificada através de diagramas com duas ou três dimensões, facilitando o processo de interpretação dos resultados. Segundo Clarke e Warwick (2001), a análise de *MDS* pode apresentar vantagens em relação a outras técnicas de ordenação porque ela se baseia em matrizes de similaridade (ao invés de correlações ou covariâncias), que podem ser geradas de muitas formas, devido ao grande número de coeficientes de similaridade disponíveis. Através da escolha do coeficiente e de possíveis transformações e normalizações o pesquisador pode optar por ignorar ou não as duplas-ausências, por enfatizar a contribuição das espécies comuns ou das raras, entre outras possibilidades. Tal flexibilidade permite que coeficientes de uso recomendado em amostras biológicas, como *Bray-Curtis*, por exemplo, possam ser utilizados para a confecção de diagramas de ordenação, o que não seria possível através dos métodos tradicionais de ordenação. A análise *MDS* foi desenvolvida no software *Primer 5.0*[®].

As amostras sedimentares foram analisadas no software *Sysgran 3.0*[®]. A caracterização faciológica foi realizada através de um diagrama triangular de Shepard. Nesse diagrama cada vértice representa a concentração de 100% de um determinado tamanho de grão (areia, silte ou argila), diminuindo a sua concentração em direção à fâcie oposta ao vértice. As amostras são classificadas em relação aos percentuais de areia, silte e argila, sendo a denominação dada de acordo com a posição da amostra no triângulo. Foram ainda

confeccionadas curvas de frequência, as quais permitiram analisar em maior detalhe a distribuição dos diferentes tamanhos de grão nas amostras, bem como identificar as classes modais. Por fim, uma caracterização descritiva mais objetiva das amostras sedimentares foi conduzida através do cálculo dos parâmetros estatísticos (média, seleção e assimetria), pela forma proposta por Folk e Ward (1957).

4.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.4.1 – Características sedimentares dos pontos de amostragem

Entre os critérios utilizados para a seleção dos pontos de amostragem de macroinvertebrados bentônicos, foram incluídas as características dos sedimentos. A escolha de locais de amostragem semelhantes do ponto de vista sedimentar era fundamental para que essa variável pudesse ser considerada uma constante, de modo que possíveis diferenças observadas na composição das comunidades bentônicas não fossem resultantes de diferenças nas características sedimentares entre os pontos. A análise dos sedimentos tornou-se, portanto, um passo fundamental, principalmente porque as características sedimentares estão entre os mais importantes fatores a definir a composição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos estuarinos (Lana, 1986; Day *et al.*, 1989; Lana *et al.*, 1989). Para revelar as características sedimentares dos pontos de amostragem e comprovar a hipótese de que todos eles apresentavam distribuições granulométricas semelhantes, amostras de sedimento foram coletadas em todos os pontos.

A figura 4.3 apresenta o diagrama de Shepard – que classifica as amostras conforme seus percentuais de areia, silte e argila – para todas as amostras de sedimento coletadas. Percebe-se que das 42 amostras distribuídas no espaço e no tempo, 37 apresentaram mais de 75% de grãos do tamanho areia em sua composição. As cinco únicas amostras que mostraram percentual de finos superior a 25% foram N_TEP2, F_TEP2, A_TEP2, N_IEP2 e J_IEP2. Assim sendo, três das quatro amostras coletadas no ponto TEP2 apresentaram percentual de areia inferior a 75%, o que revela que, entre todos os pontos, esse é o que dispõe de maior quantidade de material sedimentar fino.

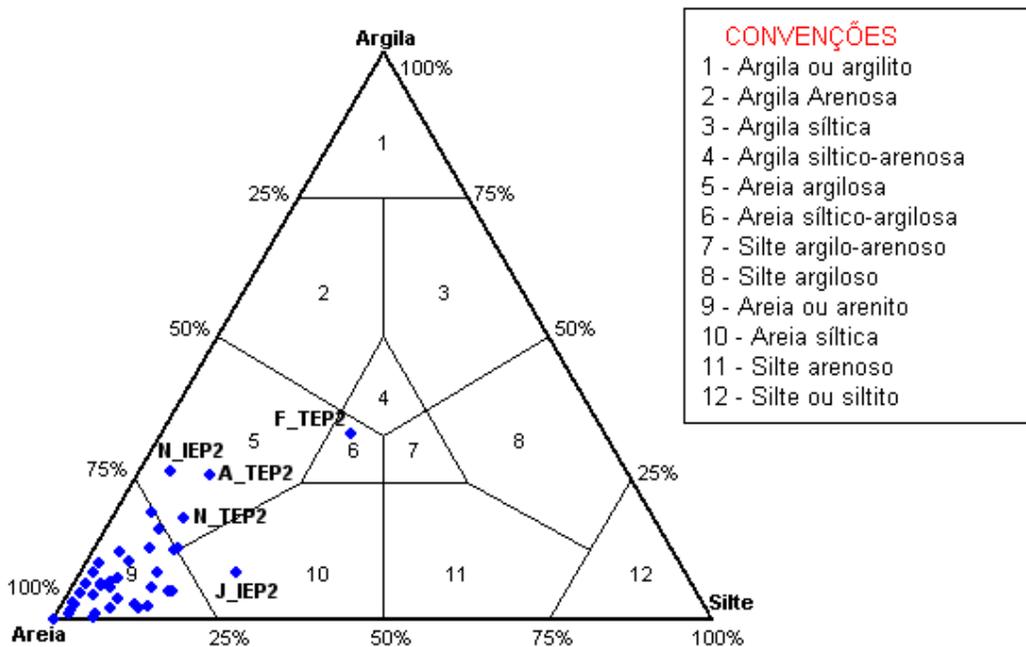


Figura 4.3: Diagrama de Shepard para as amostras de sedimento coletadas nos pontos de esgoto e de referência de Tramandaí, Imbé e Pontal nas amostragens de novembro de 2004 e janeiro, fevereiro e abril de 2005.

Um melhor detalhamento da distribuição dos diferentes tamanhos de grão nas amostras (principalmente dentro da fração areia) foi obtido através da confecção de curvas de frequência (figura 4.4), o que permitiu a identificação das classes modais. Cada gráfico representa o conjunto de amostras obtido ao longo do tempo nas cinco unidades amostrais (IE, IR, TE, TR e PR). Percebe-se que a maior parte das amostras apresentou uma moda bem destacada para o tamanho de grão de 3 phi. Desvios em relação a esse padrão são observados nas unidades TE e TR. No primeiro, parte das amostras, embora demonstrassem a principal moda em 3 phi, apresentaram também percentuais relevantes de tamanho de grão 4 phi. Ainda nessa unidade, a amostra F_TEP2 revelou-se bem diferente das demais, com altos percentuais de silte e argila. Já na unidade TR, duas amostras (N_TRP1 e A_TRP1) diferenciaram-se por apresentar a principal moda em 4 phi.

Por último, os pontos de amostragem foram comparados através de parâmetros estatísticos definidos pelo método de classificação sedimentar proposto por Folk e Ward (1957). Os parâmetros utilizados foram a média aritmética, a seleção (desvio padrão) e a assimetria.

O tamanho médio do grão foi calculado pela média aritmética dos percentis 16, 50 e 84 e a classificação se deu de acordo com a escala de Wentworth, como segue: areia fina – tamanho de grão entre 2 e 3 phi; areia muito fina – tamanho de grão entre 3 e 4 phi; silte grosso – tamanho de grão entre 4 e 5 phi; silte médio – tamanho de grão entre 5 e 6 phi. Segundo Suguio (1973) a média é dependente da fonte sedimentar, do processo de deposição e da energia de corrente atuante no local. A tabela 4.2 revela as classes de tamanho

médio de grão obtidas para cada amostra. A classe predominante foi a areia fina, seguida de areia muito fina e silte grosso. Apenas uma amostra (F_TEP2) apresentou diâmetro médio em silte médio. Esses dados concordam com o exposto em Tabajara (1994) e em Lima (2004). Nota-se que a amostragem de novembro foi a que mostrou os menores diâmetros médios de grãos, o que sugere que a hidrodinâmica estuarina pode ter sido menor nessa época.

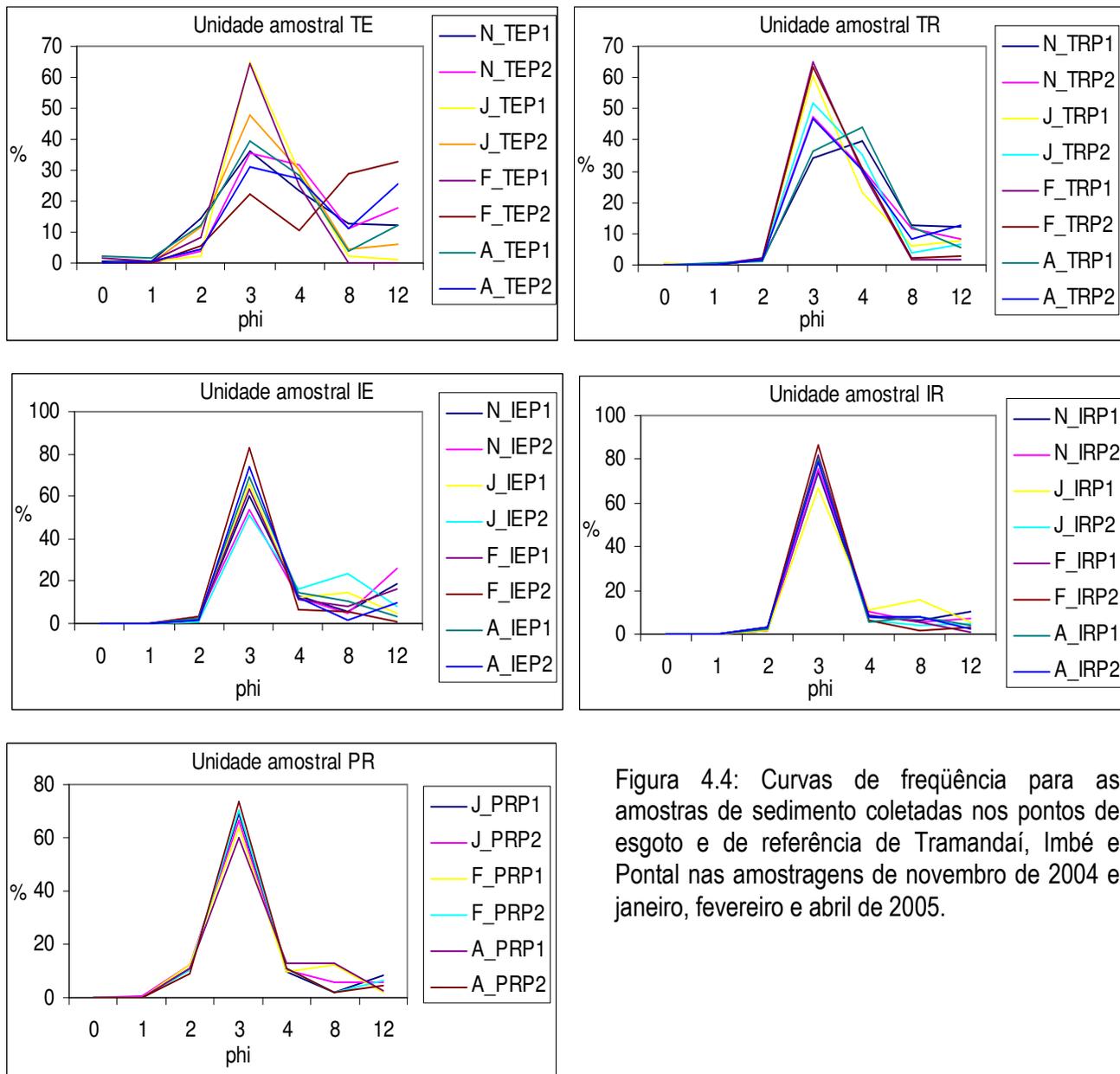


Figura 4.4: Curvas de frequência para as amostras de sedimento coletadas nos pontos de esgoto e de referência de Tramandaí, Imbé e Pontal nas amostragens de novembro de 2004 e janeiro, fevereiro e abril de 2005.

Tabela 4.2: Classificação do diâmetro médio dos grãos, segundo Folk e Ward (1957), para as amostras de sedimento coletadas nos pontos de esgoto e de referência de Tramandaí, Imbé e Pontal. SM = silte médio; SG = silte grosso; AMF = areia muito fina; AF = areia fina.

	Nov	Jan	Fev	Abr
TEP1	AMF	AF	AF	AF
TEP2	SG	AF	SM	SG
TRP1	SG	AF	AF	AMF
TRP2	AMF	AMF	AF	AMF
IEP1	SG	AMF	SG	AF
IEP2	SG	AMF	AF	AF
IRP1	AMF	AMF	AF	AF
IRP2	AF	AF	AF	AF
PRP1	-	AF	AF	AF
PRP2	-	AF	AF	AF

A seleção reflete a capacidade do agente geológico em selecionar um determinado material sedimentar, elegendo um tamanho de grão hidrodinamicamente ideal para o nível de energia atuante no momento da acumulação (Suguio, 1973). Ambientes com grande hidrodinâmica apresentam baixo percentual de sedimentos finos, já que esses são mantidos em suspensão e removidos do local pelas correntes, não ocorrendo a deposição. Tais ambientes apresentam apenas fácies sedimentares grosseiras, e são classificados como bem selecionados. Já ambientes de baixa hidrodinâmica permitem a deposição do material fino em suspensão e seus sedimentos são compostos por uma mescla de grãos grosseiros e finos, ou seja, mal selecionados (Suguio, 1973). A maior parte das amostras analisadas nesse estudo foi classificada como pobremente selecionada ou muito pobremente selecionada, não havendo um padrão espacial de diferenciação entre os pontos de amostragem (tabela 4.3). Fica evidente, entretanto, o contraste temporal existente entre a amostragem de novembro, quando os sedimentos mostraram-se predominantemente muito pobremente selecionados, e a de fevereiro, quando ocorreram duas amostras bem selecionadas, além de outras moderadamente selecionadas. Esse resultado também sugere que novembro tenha sido um mês de baixa hidrodinâmica estuarina, enquanto que em fevereiro a hidrodinâmica foi mais elevada.

As medidas de assimetria indicam a tendência dos sedimentos lagunares se dispersarem em torno da média para o lado das partículas grosseiras ou para as finas. Nos ambientes de maior energia ocorre a remoção dos finos, tornando a assimetria negativa. A assimetria positiva (como é o caso das amostras aqui analisadas) é característica de meios de deposição de energia mais baixa, insuficiente para a remoção dos finos. As assimetrias são baixas (simétricas) quando as modas presentes são aproximadamente iguais ou existe uma única moda (Tabajara, 1994). A assimetria (tabela 4.4) variou de aproximadamente simétrica (amostras TEP1 e TEP2 no mês de fevereiro) a muito positiva (na maior parte das amostras). A assimetria muito positiva foi constatada como sendo o padrão geral e revela que todos os pontos são ambientes predominantemente

deposicionais. Um desvio em relação a esse padrão geral foi verificado no mês de fevereiro, quando ocorreram amostras com assimetria positiva e aproximadamente simétricas, características de uma hidrodinâmica mais elevada.

Tabela 4.3: Classificação do grau de seleção, segundo Folk e Ward (1957), para as amostras de sedimento coletadas nos pontos de esgoto e de referência de Tramandaí, Imbé e Pontal. MPS = muito pobremente selecionado; PS = pobremente selecionado; MS = moderadamente selecionado; BS = bem selecionado.

	Nov	Jan	Fev	Abr
TEP1	MPS	MS	MS	PS
TEP2	MPS	PS	MPS	MPS
TRP1	MPS	PS	MS	PS
TRP2	PS	PS	MS	MPS
IEP1	MPS	PS	MPS	PS
IEP2	MPS	MPS	MS	PS
IRP1	MPS	PS	BS	PS
IRP2	PS	PS	MS	PS
PRP1	PS	PS	BS	MS
PRP2	-	PS	PS	PS

Tabela 4.4: Classificação do grau de assimetria, segundo Folk e Ward (1957), para as amostras de sedimento coletadas nos pontos de esgoto e de referência de Tramandaí, Imbé e Pontal. AS = aproximadamente simétrica; P = assimetria positiva; MP = assimetria muito positiva.

	Nov	Jan	Fev	Abr
TEP1	MP	P	AS	MP
TEP2	MP	MP	AS	MP
TRP1	MP	MP	P	MP
TRP2	MP	MP	P	MP
IEP1	MP	MP	MP	MP
IEP2	MP	MP	MP	MP
IRP1	MP	MP	MP	MP
IRP2	MP	MP	P	MP
PRP1	-	MP	MP	MP
PRP2	-	MP	MP	MP

Os diferentes pontos de amostragem apresentaram características sedimentares similares, com predomínio da fração areia. A classe modal predominante foi a de areia fina (3 phi), embora algumas amostras do ponto TRP1 tenham mostrado a classe areia muito fina (4 phi) como a mais freqüente. O ponto de esgoto de Tramandaí foi o que apresentou diferença mais evidente em relação aos demais, com um percentual maior de sedimentos finos. Ainda assim, mesmo nesse local, o tamanho de grão mais freqüente continuou sendo o de 3 phi (exceto para a amostra AFTEP2). Por fim, com relação à variação temporal, o estudo dos parâmetros

estatísticos de Folk e Ward (1957) revelou que novembro foi o mês de menor hidrodinâmica no estuário e fevereiro o de maior.

Em complemento às análises granulométricas, foram medidos também os percentuais de matéria orgânica presente nos sedimentos em todos os pontos (Tabela 4.5).

Tabela 4.5: Percentuais de matéria orgânica presentes nas amostras de sedimento coletadas nos pontos de esgoto e de referência de Tramandaí, Imbé e Pontal nas amostragens de novembro de 2004 e janeiro, fevereiro e abril de 2005.

	Nov	Jan	Fev	Abr	Média	DP
IRP1	0,2	0,6	0,8	0,4	0,5	0,26
IRP2	0,14	1,1	1,4	0,7	0,84	0,54
IEP1	0,24	2,3	1,6	1,8	1,49	0,88
IEP2	0,3	2,1	6,6	2,7	2,93	2,65
TRP1	0,33	2,1	1,3	1,4	1,28	0,73
TRP2	0,3	1,4	1,8	0,7	1,05	0,68
TEP1	0,3	9,5	0,9	2,3	3,25	4,25
TEP2	0,33	1,3	1,7	5,6	2,23	2,32
PRP1	-	1,9	1,4	0,8	1,09	0,55
PRP2	-	1,6	2,3	1,7	1,87	0,38
Média	0,27	2,39	1,98	1,81		
DP	0,07	2,55	1,68	1,53		

A matéria orgânica depositada nos sedimentos constitui importante fonte de alimento para grande parte dos macroinvertebrados bentônicos, especialmente os comedores de depósito (Levinton, 1995). Por outro lado, níveis exagerados de material orgânico nos sedimentos podem ser prejudiciais, uma vez que durante o processo de decomposição da matéria orgânica, bactérias utilizam o oxigênio, podendo levar a coluna sedimentar a condições de anoxia, dificultando ou até mesmo impossibilitando a sobrevivência dos organismos bentônicos (Clark, 2001). Os teores de matéria orgânica presentes nas amostras variaram entre 0,2% (N_IRP1) e 9,5% (J_TEP1). Os maiores percentuais médios ocorreram nos meses de alta temporada de veraneio (janeiro e fevereiro), enquanto que o mês de novembro mostrou os menores teores de matéria orgânica em todos os pontos de amostragem. Com relação à distribuição espacial do teor de matéria orgânica nos sedimentos, de uma forma geral os pontos de esgoto apresentaram maiores concentrações médias do que os pontos de referência (IEP2, TEP1 e TEP2 foram os únicos pontos a apresentar teores médios superiores a 2%). Os três maiores percentuais de matéria orgânica ocorreram em pontos de esgoto (5,6%, 6,6% e 9,5%). Esses valores podem ser considerados altos se comparados aos encontrados por Kapusta (2001), Lima (2004) ou Kapusta (2005), nos quais os percentuais de matéria orgânica nos sedimentos das lagoas Tramandaí e Armazém raramente foram superiores a 3%. Tabajara (1994) esclarece que valores acima de 10% costumam ser encontrados apenas na porção central da Lagoa de Tramandaí, enquanto que na Lagoa Armazém os mais altos percentuais ocorrem na porção noroeste (chegando a 7,2%) e em locais que recebem contribuição de esgotos domésticos do município

de Tramandaí (até 4,6%). Os altos percentuais encontrados nos ambientes de esgoto no atual estudo deixam evidente a contribuição desse tipo de efluente para o enriquecimento orgânico dos sedimentos.

4.4.2 – Demais variáveis ambientais

De forma a tentar compreender melhor a distribuição das espécies nos diferentes pontos de amostragem, foram analisados os dados abióticos medidos em campo durante as coletas (temperatura da água, salinidade, pH e percentual de saturação de oxigênio). Com exceção da amostra N_IEP1, que apresentou saturação de oxigênio de apenas 30%, todas as demais amostras mostraram valores de saturação acima de 90% ou encontraram-se supersaturadas, sendo as concentrações de oxigênio sempre superiores a 7mg/L. Contribuem para esse resultado a constante agitação provocada sobre a lâmina d'água pelo vento (como visto no capítulo 2) e as baixas profundidades dos pontos de coleta, que permitem uma fácil difusão das moléculas de oxigênio da superfície até o fundo. Dessa forma, o oxigênio raramente deve agir como um fator limitante na coluna d'água, mesmo junto ao fundo, onde foram efetuadas as medições. Os valores de pH variaram de 7,1 a 8,48, com a menor média no mês de novembro e a maior em janeiro (tabela 4.6), apresentando uma correlação positiva com a salinidade. Os menores valores médios de pH foram obtidos em pontos sob a influência de esgoto doméstico (TEP1, IEP1 e IEP2). Ainda assim, esses valores encontram-se acima do pH médio calculado para o estuário de Tramandaí através dos dados da FEPAM (capítulo 3) e dentro do intervalo citado por Day *et al.* (1989) como normal para estuários (de 7,5 a 8,8).

Tabela 4.6: Valores de pH medidos nos pontos de esgoto e de referência de Tramandaí, Imbé e Pontal nas amostragens de novembro de 2004 e janeiro, fevereiro e abril de 2005.

	N	J	F	A	Média
TEP1	7,97	8,09	7,1	8,24	7,85
TEP2	7,7	8,29	8,07	8,11	8,04
TRP1	7,54	8,42	7,95	8,27	8,05
TRP2	7,7	8,39	7,91	8,23	8,06
IEP1	7,1	8,48	7,44	8,18	7,8
IEP2	7,3	8,46	7,07	8,18	7,75
IRP1	7,74	8,48	8,27	8,12	8,15
IRP2	7,24	8,43	8,25	8,12	8,01
PRP1	8,25	7,92	8,17	7,96	8,08
PRP2	-	8,04	8,16	7,98	8,06
Média	7,62	8,3	7,84	8,14	

No entanto, alguns organismos bentônicos, especialmente os infaunais, estão mais sujeitos às concentrações de oxigênio e pH presentes na água intersticial dos sedimentos, do que na coluna de água. A decomposição de altas concentrações de matéria orgânica depositada nos sedimentos pode levar a água

intersticial a condições de anoxia e baixo pH, dificultando a sobrevivência de algumas espécies e afetando a composição da comunidade bentônica (Clark, 2001). Tais efeitos não puderam ser comprovados no presente estudo porque apenas a água de fundo foi amostrada e não a água intersticial.

Os dados de temperatura da água e salinidade estão resumidos na forma de um diagrama T-S (figura 4.5). Quatro grupos de pontos evidenciam claramente os diferentes meses de amostragem, revelando que cada campanha amostral esteve sujeita a uma situação de salinidade e temperatura diferenciada. O mês de novembro foi caracterizado pelas menores salinidades, não ultrapassando 10ups, enquanto que a salinidade no mês de janeiro esteve extremamente alta, acima de 35ups em diversos pontos de coleta. Os meses de fevereiro e abril apresentaram salinidades intermediárias, porém diferiram em relação à temperatura, com águas mais frias em fevereiro e águas mais quentes em abril. Em menos de dois meses alguns pontos do estuário passaram de um ambiente oligohalino para um hiperhalino, com salinidades superiores à da água marinha. Na verdade, como exposto no capítulo 2, mudanças significativas de salinidade ocorrem até mesmo no intervalo de horas. Alterações drásticas como essas revelam a natureza estressante do estuário de Tramandaí.

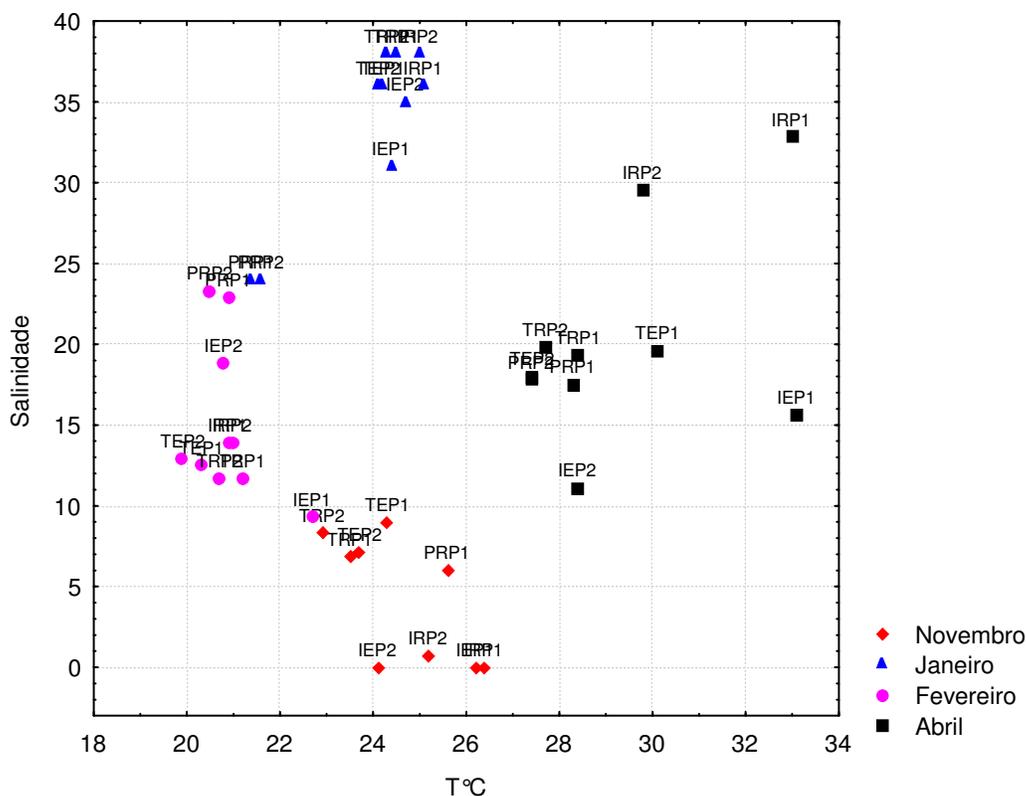


Figura 4.5: Diagrama T-S para os dados medidos nos pontos de esgoto e de referência de Tramandaí, Imbé e Pontal nas amostragens de novembro de 2004 e janeiro, fevereiro e abril de 2005. O verão de 2004/2005 foi excepcionalmente seco na região de Tramandaí.

A figura 4.6 compara os acumulados mensais durante o período de amostragem com as médias mensais calculadas com dados de 1951 a 2000 (normais climatológicas). Ambos os dados são provenientes da estação meteorológica da Superintendência de Portos e Hidrovias, localizada em Imbé. Ficam claros os déficits pluviométricos nos meses de dezembro, janeiro e fevereiro. A falta de chuvas diminui grandemente o aporte de água doce proveniente do Rio Tramandaí e do Canal Camarão, levando o estuário a um balanço hídrico negativo, como explicado por Tabajara (1994). Tal situação foi responsável pelos altos valores de salinidade registrados na coleta de janeiro de 2005.

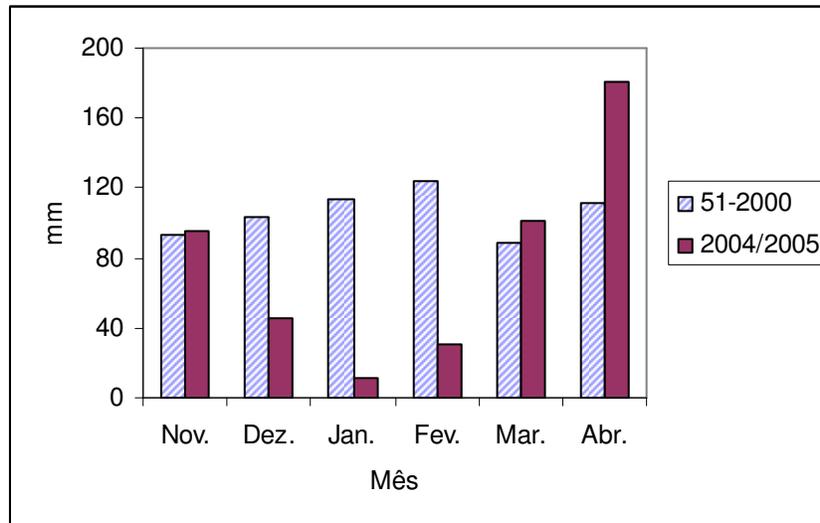


Figura 4.6: Precipitação pluviométrica para o município de Imbé, de acordo com os dados da estação meteorológica da Superintendência de Portos e Hidrovias. Em azul hachurado os dados de precipitação média mensal entre os anos de 1951 e 2000 (normal climatológica) e em vermelho sólido os acumulados mensais para o verão de 2004/2005.

4.4.3 – Macroinvertebrados bentônicos

A listagem dos taxa de macroinvertebrados bentônicos presentes nas amostras de bentos pode ser vista na tabela 4.7. Foram coletados 12.993 espécimes, enquadrados em 20 taxa pertencentes aos filos Arthropoda, Annelida e Mollusca.

Com relação aos Cumacea, estudos recentes realizados nos estuários da Lagoa dos Patos e de Tramandaí têm classificado os organismos dessa ordem como pertencentes ao gênero *Diastylis* (Bemvenuti *et al.*, 1992; Bemvenuti e Neto, 1998; Angonesi, 2000; Rosa Filho, 2001; Kapusta, 2005). Entretanto, os indivíduos coletados no presente estudo, embora pareçam não diferir dos capturados na Lagoa dos Patos e em Tramandaí em estudos anteriores, não puderam ser enquadrados nesse gênero e nem na família Diastylidae segundo a chave de identificação utilizada (Haye, 2006). Assim, tais organismos, que aparentam pertencer a uma única espécie, serão tratados apenas como Cumacea no decorrer desse texto.

Tabela 4.7: Lista dos taxa de macroinvertebrados bentônicos coletados nas amostragens de bentos efetuadas no estuário de Tramandaí entre novembro de 2004 e abril de 2005.

Classe	Ordem	Família	Espécie
Polychaeta	Aciculata	Nereidae	<i>Laeonereis acuta</i> (Treadwell, 1930)
		Nephtyidae	<i>Nephtys fluviatilis</i> Monro, 1937
		Pilargidae	<i>Sigambra grubii</i> Muller, 1958
	Capitellida	Capitellidae	<i>Heteromastus similis</i> Southern, 1921
	Canalipalpata	Spionidae	<i>Boccardia</i> sp.
Hirudinea	Rhynchobdellida	Glossiphoniidae	-
Gastropoda	Mesogastropoda	Hydrobiidae	<i>Heleobia australis</i> (Orbigny, 1835)
Bivalvia	Veneroidea	Tellinidae	<i>Telina</i> sp.
		Psammobiidae	<i>Tagelus plebeius</i> (Linghtfoot, 1786)
Malacostraca	Tanaidacea	Tanaidae	<i>Sinelobus stanfordi</i> (Richardson, 1901)
	Cumacea	Diastylidae ?	<i>Diastylis</i> sp. ?
	Amphipoda	Oedicerotidae	<i>Bathyporeiapus</i> sp.
	Isopoda	Sphaeromatidae	<i>Tholozodium rhombofrontalis</i> (Giambiagi, 1922)
		Munnidae	<i>Munna peterseni</i> Pires, 1985
	Decapoda	Penaeidae	<i>Farfantepeaneus paulensis</i> Farfante, 1967
		Portunidae	<i>Callinectes</i> sp.
		Grapsidae	<i>Chasmagnathus granulata</i> Dana, 1851
Maxillopoda	Thoracica	Balanidae	<i>Balanus</i> sp.
Insecta	Diptera	Chironomidae	<i>Chironomus</i> sp.
			<i>Cladotanytarsus</i> sp.

Além dos taxa citados na tabela 4.7, foram coletados ainda exemplares da classe Bivalvia com cerca de 1mm de tamanho, aparentemente todos pertencentes a uma mesma espécie, porém sendo muito jovens para uma identificação taxonômica mais apurada. Tais organismos foram denominados de “bivalves jovens” nas análises estatísticas. Foram identificados também indivíduos da classe Ostracoda, da subclasse Copepoda, da ordem Cladocera e da subordem Hydracarina. Esses organismos, no entanto, foram considerados como pertencentes à meiofauna, não sendo analisados quantitativamente. Algumas amostras contiveram ainda densidades consideráveis do misidáceo planctônico *Metamysidopsis elongata* (Bacescu, 1968), os quais foram igualmente desconsiderados nas análises estatísticas.

Na tabela 4.8 pode-se observar uma avaliação qualitativa (presença ou ausência) dos 16 taxa restantes após a remoção das espécies raras, nos 10 pontos de amostragem, ao longo dos quatro meses amostrados. Quatro espécies estiveram predominantemente presentes nas amostras: os poliquetas infaunais *Laeonereis acuta* (que ocorreu em todos os pontos e meses de amostragem), *Heteromastus similis* e *Nephtys fluviatilis* e o gastrópode epifaunal *Heleobia australis*. Os três últimos nem sempre estiveram presentes nos pontos mais próximos aos despejos de esgotos (IEP1 e TEP1). Essas mesmas quatro espécies foram responsáveis por 90% da densidade média de organismos obtida com base em todos os pontos e meses de amostragem, que foi de

7.972 ind./m² (tabela 4.9). *Heleobia australis* foi a espécie que apresentou as maiores densidades, com média de 3.368 ind/m² (42,2% do total), seguida por *Heteromastus similis* (2.339 ind/m² e 29,3% do total), *Laonereis acuta* (1.015 ind.m² e 12,7% do total) e *Nephtys fluviatilis* (501 ind./m² e 6,3% do total). Esses resultados são muito parecidos aos encontrados por Kapusta (2005).

Tabela 4.7: Avaliação qualitativa (presença ou ausência) dos 16 taxa restantes após a remoção das espécies raras, nos 10 pontos de amostragem situados no estuário de Tramandaí, ao longo dos quatro meses amostrados (novembro de 2004, janeiro de 2005, fevereiro de 2005 e abril de 2005).

Ponto	IRP1		IRP2		IEP1		IEP2		TRP1		TRP2		TEP1		TEP2		PRP1		PRP2					
	N	J	F	A	N	J	F	A	N	J	F	A	N	J	F	A	N	J	F	A	N	J	F	A
Mês																								
<i>L. acuta</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>H. similis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>M. fluviatilis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>H. australis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>T. rhombofrontalis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>T. plebeius</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Bathyporeiopus</i> sp.	X	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Telina</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>S. grubii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Boccardia</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>S. stamfordi</i>	X	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>M. peterseni</i>	X	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Chironomus</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Glossiphoniidae	-	X	-	X	-	X	-	X	-	X	-	X	-	X	-	X	-	X	-	X	-	X	-	
Cumacea	X	-	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Bivalve jovem	X	-	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>M. elongata</i>	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

Tabela 4.9: Densidade média de organismos dos 16 taxa da macrofauna (desconsiderando as espécies raras) nos 10 pontos amostrados entre novembro de 2004 e abril de 2005 no estuário de Tramandaí.

	IRP1	IRP2	IEP1	IEP2	PRP1	PRP2	TRP1	TRP2	TEP1	TEP2	Média	%
<i>H. australis</i>	4285	23462	1139,2	373,4	830,7	1570	449,4	594,9	180,4	348,1	3368,2	42,25
<i>H. similis</i>	2294	1829	3088,6	1708,9	4328	2287	1861	1386	2063	2531,6	2339	29,34
<i>L. acuta</i>	737,3	221,5	1632,9	860,8	982,6	523,2	1614	1101	1163	1189,9	1014,9	12,73
<i>N. fluviatilis</i>	691,5	772,2	44,3	398,7	1310	244,7	392,4	525,3	82,3	487,3	501,3	6,29
<i>T. rhombofrontalis</i>	0	0	0	0	0	0	107,6	101,3	6,3	25,3	24,7	0,31
<i>T. plebeius</i>	0	0	0	0	0	8,4	170,9	139,2	25,3	63,3	41,5	0,52
<i>Bathyporeiapus sp.</i>	23,7	12,7	0	0	19	0	221,5	493,7	0	367,1	116,7	1,46
<i>Telina sp.</i>	0	0	0	0	36,4	101,3	0	6,3	0	6,3	12,8	0,16
<i>S. grubii</i>	0	0	0	0	7,9	16,9	0	0	0	0	2,1	0,03
<i>Boccardia sp.</i>	0	0	44,3	0	6,3	0	31,6	0	0	0	8,4	0,11
<i>S. stanfordi</i>	15,8	31,6	601,3	75,9	0	0	0	0	0	0	74,3	0,93
<i>M. peterseni</i>	7,9	19	0	0	12,7	0	0	0	0	0	4,1	0,05
<i>Chironomus sp.</i>	0	0	189,9	0	0	0	0	0	0	0	19,5	0,24
Glossiphoniidae	6,3	12,7	25,3	12,7	14,2	25,3	0	12,7	0	0	10,5	0,13
Cumacea	359,2	360,8	0	0	20,6	16,9	101,3	303,8	6,3	151,9	135	1,69
Bivalve jovem	110,8	75,9	6,3	0	199,4	135	360,8	1418	31,6	613,9	299,3	3,75
Soma	8532	26798	6772,1	3430,4	7767	4928	5310	6082	3559	5784,7	7972,3	

Estudos sobre comunidades de macroinvertebrados bentônicos realizados no estuário de Tramandaí têm contabilizado entre 20 e 30 espécies, revelando a baixa riqueza apresentada por esse ambiente (Ozorio, 1993; Almada, 1998; Rosa Filho, 2001; Kapusta, 2005). As freqüentes trocas de água entre as lagoas e o oceano adjacente, facilitadas pelo curto canal de ligação, fazem do estuário de Tramandaí um sistema com alta variabilidade ambiental, de difícil adaptação para a maioria das espécies. Esse tipo de ambiente é propício ao desenvolvimento de uma comunidade pouco complexa, de baixa diversidade, constituída por poucas espécies resistentes, capazes de suportar as condições de stress ou de recolonizar rapidamente áreas afetadas (Bemvenuti, 1987; Day *et al.*, 1989). Essa característica foi identificada por Rosa Filho (2001) em todos os estuários do Rio Grande do Sul, embora sejam mais evidentes em estuários de menor volume, os quais não são capazes de tamponar de forma tão eficiente as variações ambientais. Bemvenuti (1987), por exemplo, observou a dominância de apenas três espécies (o tanaidáceo *Kalliapseudes schubartii* e os poliquetas *H. similis* e *N. fluviatilis*) em uma enseada do estuário da Lagoa dos Patos, o qual, segundo Rosa Filho (2001), apresenta elevada similaridade com o estuário de Tramandaí. A dominância de *H. australis*, *H. similis*, *L. acuta* e *N. fluviatilis* no estuário de Tramandaí também foi constatada por Kapusta (2005). Essas quatro espécies apresentam características que lhes conferem adaptabilidade à variabilidade ambiental, como resistência ou oportunismo (Lana, 1986; Bemvenuti *et al.*, 1992; Rosa Filho e Bemvenuti 1998).

Heleobia australis é registrada para as regiões sudeste e sul do Brasil, além de Montevideo (Uruguai) e Buenos Aires (Argentina), habitando regiões sob influência marinha, em fundo areno-lodoso, em algas do gênero

Enteromorpha e em *Ruppia maritima* (Silva, 2003). Há não muito tempo a espécie enquadrava-se no gênero *Littoridina*, constando como *L. australis* nos estudos conduzidos até meados da década de 80 (Capitoli *et al.*, 1978; Chomenko, 1981; Chomenko e Schäfer, 1984; Lana, 1986). *Heleobia australis* alimenta-se de material orgânico depositado, ingerindo o filme bacteriano que se forma no epistrato. Segundo Lana (1986), essa espécie eurihalina apresenta densidades populacionais muito variáveis ao longo do espaço e tempo, sendo que as populações tendem a aumentar em áreas submetidas a rápidas e amplas variações de salinidade. Chomenko e Schäfer (1984) detectaram que a espécie apresenta ocorrência restrita à zona de influência da água marinha, seja constante ou eventual. Segundo esses autores, *H. australis* não ocorre em locais onde a salinidade é permanentemente alta ou naqueles em que a condutividade é inferior a 1000 μ S/cm, tendo a capacidade de se dispersar para evitar situações desfavoráveis. A espécie é considerada r-estrategista, com comportamento oportunista, aproveitando condições favoráveis para atingir densidades elevadas (Lana, 1986; Bemvenuti *et al.*, 1992).

Heteromastus similis é um poliqueta infaunal de hábito sedentário, que pode atingir até 40mm de comprimento e tolera amplas variações de salinidade e exposição às marés (Lana, 1986; Bemvenuti, 1994; Almada, 1998). A espécie é uma cavadora profunda, habitando galerias de até 15cm de profundidade, o que garante proteção a predadores epifaunais (Bemvenuti, 1988) e confere menor exposição às variações ambientais que ocorrem na coluna d'água (Angonesi, 2000). *Heteromastus similis* possui hábito alimentar detritívoro, ingerindo diatomáceas, matéria orgânica e microorganismos aderidos aos grãos, tendo preferência por substratos compostos por areias finas mal selecionadas, com elevadas concentrações de silte, argila e matéria orgânica (Rosa Filho, 2001).

Laeonereis acuta é outro poliqueta cavador de hábito sedentário (Lana, 1986), tolerando ampla variação ambiental. A espécie habita fundos areno-lodosos e encontra-se freqüentemente associada a *H. similis* (Lana *et al.*, 1989), possuindo hábito alimentar detritívoro, ingerindo matéria orgânica depositada na camada sedimentar. Em experimentos de defaunação e recolonização realizados por Bemvenuti (1998) no estuário da Lagoa dos Patos, *L. acuta* mostrou-se espécie pioneira, aproveitando-se do recrutamento para recolonizar as áreas defaunadas. Como revelam Rosa Filho e Bemvenuti (1998), a espécie pode apresentar características oportunistas.

Nephtys fluviatilis é um poliqueta que se comporta de maneira errante, locomovendo-se vigorosamente dentro do substrato, preferencialmente areno-lodoso. A espécie ocupa galerias menos profundas no interior do sedimento, se comparada a *H. similis* (Bemvenuti, 1988), sendo mais suscetível à predação por organismos da epifauna. Além de apresentar hábito detritívoro, esse poliqueta também atua como predador da meiofauna e de juvenis da macrofauna. Bemvenuti (1994) registrou a presença de exemplares de *H. similis* no interior do trato digestivo de *N. fluviatilis*. No atual estudo, mesmo estando presente nas quatro unidades amostrais, a espécie

mostrou densidades claramente inferiores nos dois pontos situados a cinco metros dos esgotos (IEP1 e TEP1), como indica a tabela 4.9. É possível que, por habitar a camada mais superficial da coluna sedimentar, *N. fluviatilis* esteja mais exposto aos efeitos da contaminação por esgotos. Por outro lado, Rosa Filho (2001) classificou essa espécie, juntamente com *L. acuta* e *H. australis*, como aptas a sobreviver em um ambiente altamente impactado por esgotos domésticos no estuário da Lagoa dos Patos.

Entre os taxa menos comuns, percebe-se a ocorrência de espécies de origem marinha no interior do estuário, como o bivalve *Telina sp.*, os poliquetas *Sigambra grubbi* e *Boccardia sp.* e o anfípode *Bathyporeiapus sp.* Essas espécies normalmente seriam capturadas apenas em habitats próximos à desembocadura de estuários, como o canal de acesso ao mar (Rosa Filho, 2001; Kapusta, 2005). Entretanto, a baixa pluviosidade registrada no verão de 2004/2005 provocou o aumento da salinidade no interior do estuário, o que facilitou o estabelecimento desses organismos. A forte presença de água marinha é constatada também pela captura do misidáceo marinho *Metamysidopsis elongata*, principalmente no mês de janeiro e na unidade amostral TR, com densidades de até 5.620 ind./m². Outra espécie de origem marinha, segundo Pires (1982), é *Tholozodium rhombofrontalis*. Entretanto, Loyola e Silva (1999) cita que a espécie pode ser encontrada em ambientes salobros, na zona intermareal e no infralitoral raso (até 1,5m de profundidade) e Würdig e Silva (1990) revelam que este parece ser o isópode mais eurihalino do sistema lagunar-estuarino de Tramandaí, ocorrendo desde lagoas de água doce até ambientes mesohalinos. Ozorio (1993) registrou essa espécie também na Lagoa das Custódias, principalmente associada à vegetação.

A análise de correspondência (DCA) permitiu a visualização do conjunto de amostras e espécies em um mesmo diagrama (figura 4.7). O exame dessa figura em conjunto com as tabelas 4.8 e 4.9 permite deduzir as unidades amostrais preferenciais de cada espécie. *Tholozodium rhombofrontalis* ocorreu exclusivamente nas unidades amostrais de Tramandaí, em todos os meses, com densidades muito maiores nos pontos de referência do que nos de esgoto. *Tagelus plebeius*, um bivalve capaz de cavar até grandes profundidades no sedimento (Capitoli *et al.*, 1978), apresentou distribuição muito parecida à de *T. rhombofrontalis*, sendo registrado quase que exclusivamente nas unidades de Tramandaí, embora tenha sido coletado no Pontal (PRP2) em uma ocasião, porém em densidade muito baixa.

As unidades amostrais de Tramandaí foram também o ambiente preferencial de *Bathyporeiapus sp.* Essa espécie esteve representada principalmente nas amostras coletadas em novembro e janeiro, aparecendo em baixas densidades nas unidades de Imbé e do Pontal e em maiores densidades em Tramandaí, sendo sempre ausente nos pontos mais próximos aos esgotos (IEP1 e TEP1). O gênero *Bathyporeiapus* foi estudado por Escofet (1973). Segundo a autora, as espécies de *Bathyporeiapus* apresentam hábito cavador e uma considerável capacidade nadadora, sendo normalmente encontrados em praias arenosas. Ela cita, ainda, que eles são capazes de viver em substratos de granulometria variável, possuindo hábito alimentar onívoro-

margem (TEP1). Já a espécie de bivalve jovem não identificada esteve representada na maioria das unidades amostrais, apresentando a maior densidade no ponto TRP2 e as menores nos pontos de esgoto TEP1 e IEP1 e mostrando-se ausente no IEP2.

Outras espécies, como *Sinelobus stanfordi*, *Munna peterseni* e *Chironomus sp.*, não foram coletadas nenhuma vez nas unidades amostrais situadas em Tramandaí. *Munna peterseni* ocorreu preferencialmente em Imbé, embora tenha sido coletada no Pontal (PRP1) em uma ocasião. Tal espécie esteve presente apenas nas amostragens do mês de novembro, sempre em baixas densidades e nunca nas unidades amostrais de esgoto. Würdig e Silva (1990) e Rosa Filho (2001) também encontraram baixas densidades para essa espécie, comentando a sua preferência por áreas vegetadas, o que é confirmado por Ozorio (1993), que cita *Munna sp.* (provavelmente *M. peterseni*) como o segundo peracarido mais abundante nas áreas vegetadas da Lagoa das Custódias. Pires (1985) revela que a espécie tolera um amplo espectro de salinidade, desde a água doce até 33‰.

Sinelobus stanfordi, por sua vez, ocorreu exclusivamente nas unidades amostrais de Imbé e praticamente só no mês de novembro, uma vez que apenas quatro indivíduos foram coletados em janeiro. Esse tanaidáceo é uma espécie, cosmopolita e eurihalina, de hábito alimentar detritívoro, que constrói tubos a partir de partículas disponíveis no ambiente, aglutinadas por secreções de muco produzidas nas patas fiandeiras (Ozorio, 1993). A ocorrência de *S. stanfordi* no estuário de Tramandaí é influenciada pela vegetação e pela sazonalidade. Segundo Santos (2000), a espécie ocorre preferencialmente junto à vegetação enraizada e em substrato de fundo arenoso, em distribuição agregada, com maiores densidades nos meses de verão. Ozorio (1993) comenta que a maioria dos indivíduos raramente deixa seus tubos, sendo que os jovens acabam construindo os seus próximos aos dos seus progenitores, o que contribui para a agregação. Esse hábito sedentário torna improvável a fuga de *S. stanfordi* para evitar condições desfavoráveis. O completo desaparecimento de *S. stanfordi* a partir de janeiro nos pontos IRP1, IRP2 e IEP2 e a brusca queda verificada entre novembro e janeiro na população dessa espécie no ponto IEP1 (de 91 indivíduos coletados em novembro para apenas 4 em janeiro e nenhum em fevereiro e abril), sugere que alguma alteração ambiental (talvez o aumento da salinidade devido à falta de chuvas ou o aumento de esgotos devido ao incremento populacional) pode ter afetado a população de *S. stanfordi* nas unidades amostrais de Imbé, especialmente no ponto IEP1.

Já *Chironomus sp.* foi encontrado apenas no ponto de esgoto de Imbé próximo da margem (IEP1). Os Chironomídeos são dípteros de água doce, suportando baixo teor salino. O gênero *Chironomus* apresenta resistência a ambientes enriquecidos organicamente e com baixas concentrações de oxigênio dissolvido, sendo muitas vezes usado como indicador de contaminação (Rosenberg e Resh, 1993). Devido à baixa tolerância desses organismos no que diz respeito à salinidade e à alta tolerância em relação a contaminantes, é muito provável que os indivíduos de *Chironomus* capturados tenham se desenvolvido, não no corpo estuarino, mas nas

águas doces das canaletas do sistema de drenagem pluvial de Imbé, chegando até o ponto de amostragem carregados pelo esgoto. Por fim, os indivíduos da família Glossiphoniidae ocorreram sempre em baixas densidades, principalmente nos pontos de Imbé e do Pontal, tendo sido detectados em Tramandaí (TRP2) apenas uma vez.

A distribuição espacial dos macroinvertebrados revela que as espécies marinhas, com exceção de *Boccardia sp.*, ocorreram em maiores densidades na Lagoa Armazém (unidades amostrais de Tramandaí e Pontal). O estudo desenvolvido no capítulo 2 mostrou que a água marinha que entra no estuário muitas vezes tende a se dirigir primeiro para a Lagoa Armazém, seja devido ao fluxo de água doce que vaza do Rio Tramandaí, à seguida frequência de ventos do quadrante nordeste, ou à ação da força de Coriolis. Assim, essa água salgada atingiria mais facilmente as unidades amostrais de Tramandaí e do Pontal do que aquelas situadas em Imbé, facilitando o assentamento de larvas e a sobrevivência de macroinvertebrados de origem marinha naqueles locais.

Outro fato a ser comentado é a ausência, ou presença em densidades muito baixas, dos crustáceos epifaunais *Bathyporeiapus sp.*, *T. rhombofrontalis*, Cumacea nos dois pontos de esgoto de Imbé (IEP1 e IEP2) e no ponto de esgoto de Tramandaí próximo à margem (TEP1), sendo que os mesmos estiveram presentes em densidades razoáveis nos respectivos pontos de referência. Angonesi (2000) e Rosa Filho (2001) também não encontraram crustáceos nos pontos mais contaminados do estuário da Lagoa dos Patos. Tais autores, assim como Pearson e Rosemberg (1978) e Clarke e Warwick (2001), citam que esses organismos são sensíveis ao estresse ambiental, apresentando baixa resistência à falta de oxigênio, sendo os anfípodes indicadores de comunidades saudáveis. Angonesi (2000), estudando um transecto representativo de um gradiente de contaminação por esgotos domésticos, encontrou Cumacea apenas no ponto mais afastado do efluente.

A presença de sedimentos um pouco mais finos na unidade amostral TE parece não ter sido relevante sobre a distribuição espacial dos macroinvertebrados bentônicos, uma vez que nenhuma espécie foi característica de tal unidade amostral.

A figura 4.8 apresenta os percentuais de cada espécie por ponto e mês de amostragem, bem como exibe as densidades e o número de espécies verificados em cada ponto. Nota-se que as maiores densidades ocorreram nos pontos IRP1 e IEP1 em novembro e no IRP2 durante os quatro meses. Dessas seis amostras que se sobressaíram pelas altas densidades, cinco foram amplamente dominadas por *H. australis*. Esse resultado explica porque esse gastrópode foi a espécie a apresentar as maiores médias de densidade expostas na tabela 4.9. Essas altas densidades, entretanto, foram espacialmente segregadas, ocorrendo principalmente no ponto IRP2, refletindo o comportamento oportunista atribuído a esse gastrópode nos estudos de Lana (1986) e Bemvenuti *et al.* (1992). Provavelmente o ponto IRP2 apresentou alguma característica ambiental, não detectada no presente estudo, que se mostrou ideal para o desenvolvimento de uma densa mancha de *H. australis*, a qual

perdurou durante todo o período de amostragem. As menores densidades de macroinvertebrados (menos que 600 ind./m²), por outro lado, foram sempre observadas próximas aos pontos de liberação dos efluentes (IEP1 e TEP1). Além disso, apenas os pontos de esgoto apresentaram amostras constituídas por menos de cinco espécies (IEP1, IEP2 e TEP1).

Com relação aos pontos IEP1 e TEP1, a figura 4.8 mostra uma nítida variação temporal. No mês de novembro, ambos apresentavam densidades e riquezas comparáveis aos dos pontos de referência (26.202 ind/m² e 10 espécies no IEP1 e 5.037 ind/m² e 9 espécies no TEP1). Em janeiro, os dois pontos se mostraram altamente impactados, com bruscas quedas na densidade de macroinvertebrados e no número de espécies, provavelmente devido à maior liberação de esgotos domésticos causada pelo aumento populacional na alta temporada de veraneio. Nesse mês foi verificado o maior percentual de matéria orgânica entre as amostras de sedimento, igual a 9,5% no ponto TEP1. As amostragens de fevereiro e abril no ponto IEP1 foram caracterizadas pela manutenção das baixas densidades (em torno de 300 ind/m²) e por uma gradual e linear redução na riqueza, indicando a continuidade de um ambiente desfavorável. Apenas taxa reconhecidamente resistentes a ambientes contaminados (*L. acuta*, *H. similis*, *H. australis*, *Chironomus sp.* e Glossiphonidae) estiveram presentes. *Laonereis acuta* passou, então, a apresentar um aumento de densidade ao longo do tempo, tornando-se fortemente dominante em abril, o que sugere não apenas boa resistência ao impacto provocado pelo esgoto, mas também um possível comportamento oportunista, aproveitando-se da menor competição interespecífica proporcionada pela baixa riqueza para incrementar sua população, fato também constatado por Angonesi (2000).

Por outro lado, a partir de fevereiro o ponto TEP1 apresentou uma recuperação dos valores de densidade, culminando, em abril, com praticamente a mesma densidade que havia em novembro. A riqueza, porém, apresentou recuperação muito modesta. Em janeiro apenas duas espécies consideradas oportunistas estiveram presentes (*L. acuta* e *H. australis*). Em fevereiro observou-se o desaparecimento de *H. australis*, o crescimento na densidade de *L. acuta* e o reaparecimento de *H. similis*, também em alta densidade, além de *N. fluviatilis*. Já em abril as densidades de *L. acuta* e *H. similis* continuaram crescendo e o número de espécies subiu para quatro. Esses resultados sugerem que o grau de impacto no ponto IEP1 foi superior e mais persistente do que o sofrido pelo TEP1, o qual apresentou sinais de recuperação em fevereiro e abril. É possível que a maior hidrodinâmica sugerida pela análise granulométrica para o mês de fevereiro tenha contribuído para dispersar e diluir os esgotos, permitindo a recuperação observada no ponto TEP1. A resposta da biota é amparada pelas análises químicas. Como visto no capítulo 3, a contaminação por formas nitrogenadas, fosforadas e coliformes fecais foi muito superior no ponto de esgoto de Imbé do que no de Tramandaí.

As colocações acima ficam mais nítidas nas figuras 4.9 e 4.10, que apresentam a variação da densidade e da riqueza ao longo do tempo em todos os pontos.

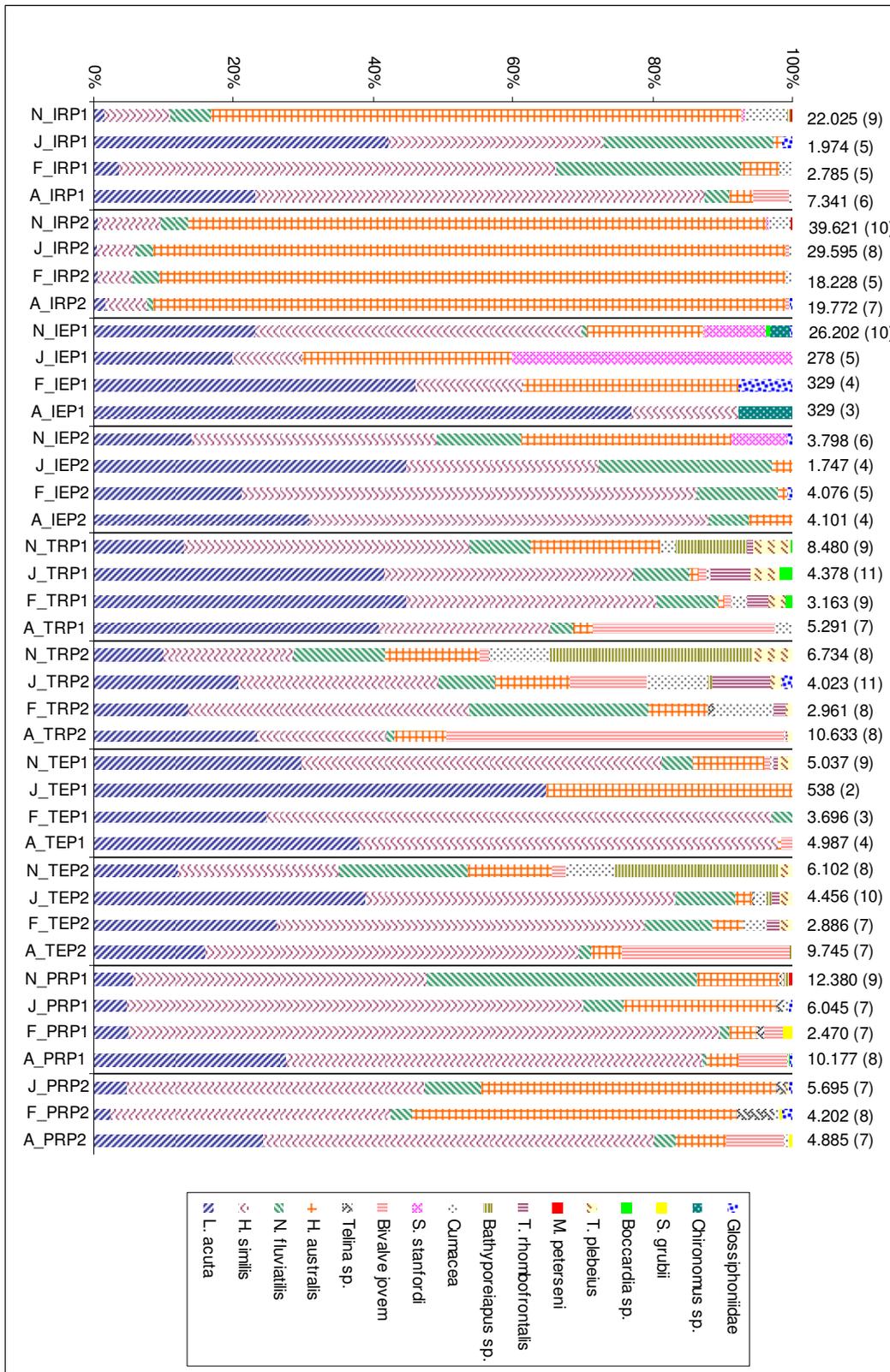


Figura 4.8: Contribuição relativa (percentual) de cada espécie por ponto e mês de amostragem, bem como densidades (canto superior) e número de espécies (nos parênteses) verificadas em cada ponto, para as amostras de macroinvertebrados bentônicos coletadas no estuário de Tramandaí entre novembro de 2004 e abril de 2005.

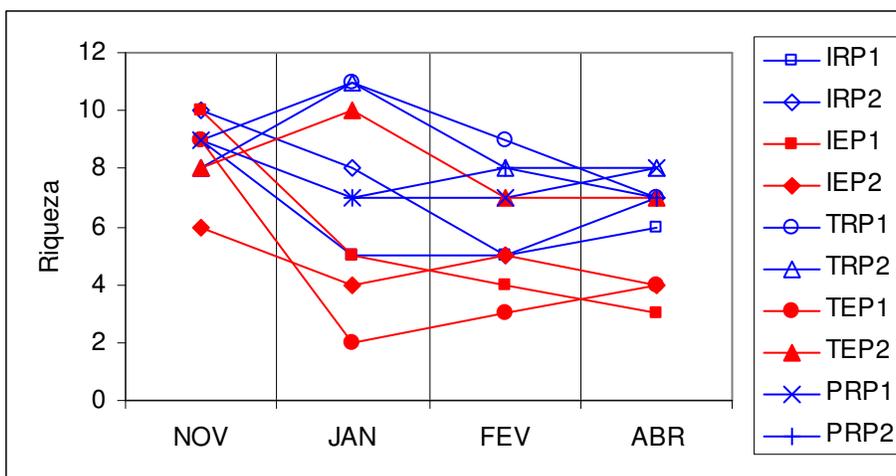


Figura 4.9: Variação temporal da riqueza para as amostras de macroinvertebrados bentônicos coletadas em pontos de esgoto e de referência no estuário de Tramandaí entre novembro de 2004 e abril de 2005.

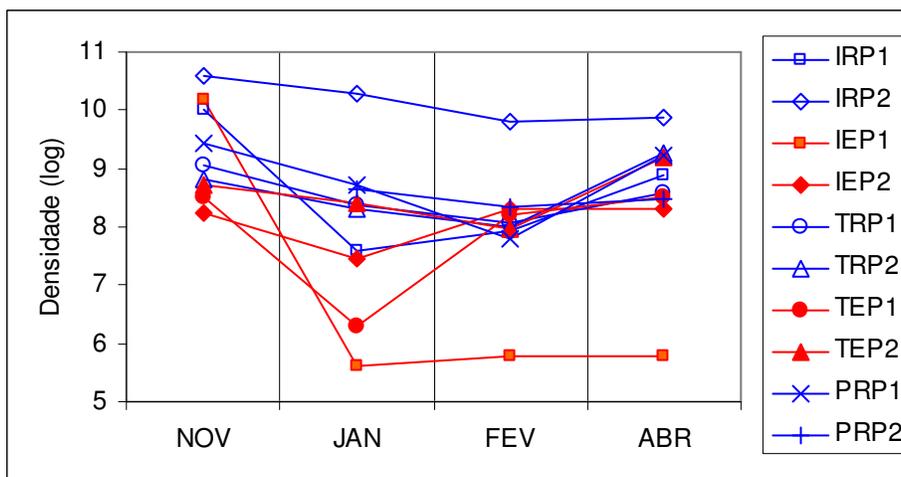


Figura 4.10: Variação temporal da densidade para as amostras de macroinvertebrados bentônicos coletadas em pontos de esgoto e de referência no estuário de Tramandaí entre novembro de 2004 e abril de 2005.

O emprego das análises de agrupamento (figura 4.11) e MDS (figura 4.12) possibilitou o agrupamento das amostras de acordo com o grau de semelhança entre elas. A análise de agrupamento exhibe claramente a divisão em dois grupos, um constituído pelas quatro amostras que apresentaram as mais baixas densidades de organismos (J_IEP1, F_IEP1, A_IEP1 e J_TEP1), todas provenientes de pontos situados a cinco metros dos focos de lançamento de efluentes, e o outro composto pelo restante das amostras. Da mesma forma, a ordenação MDS distinguiu nitidamente as quatro amostras supracitadas em relação ao agrupamento principal, formado pela maioria das amostras restantes. Entretanto, através do resultado da ordenação pode-se perceber que outras três amostras referentes a pontos situados a cinco metros dos locais de lançamento de esgotos (N_IEP1, F_TEP1 e A_TEP1), embora não completamente destacadas do grupo principal, situaram-se na

periferia deste. Assim, das oito amostras coletadas em pontos situados a cinco metros dos locais de lançamento de efluentes, apenas uma (N_TEP1) encontrou-se completamente agregada ao conjunto formado pelos pontos de referência e pelos pontos de esgoto situados a 40 metros da margem.

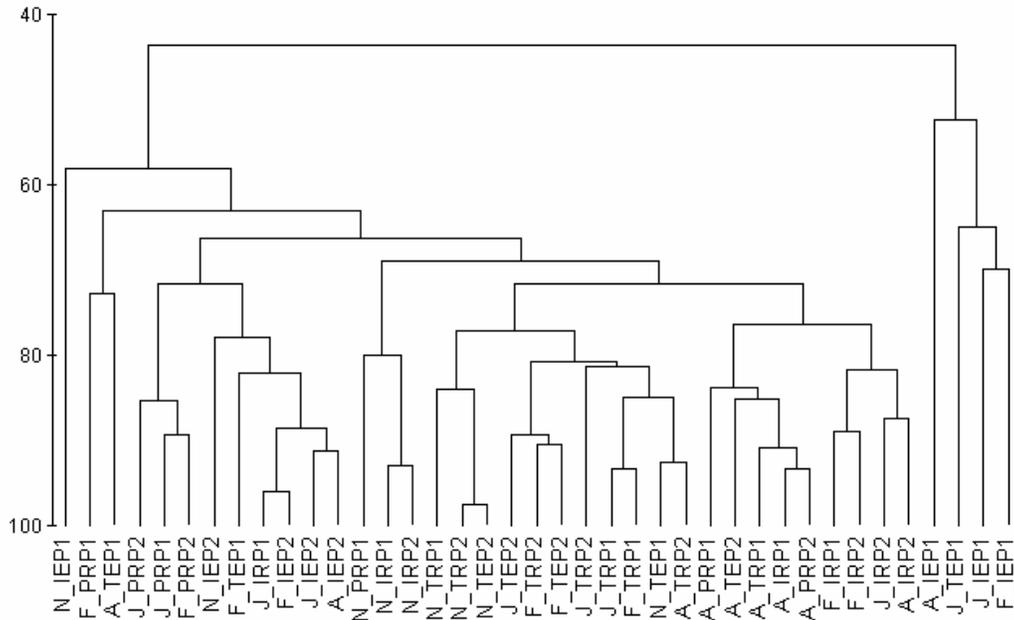


Figura 4.11: Resultado da análise de agrupamento para as amostras de macroinvertebrados bentônicos coletadas no estuário de Tramandaí entre novembro de 2004 e abril de 2005.

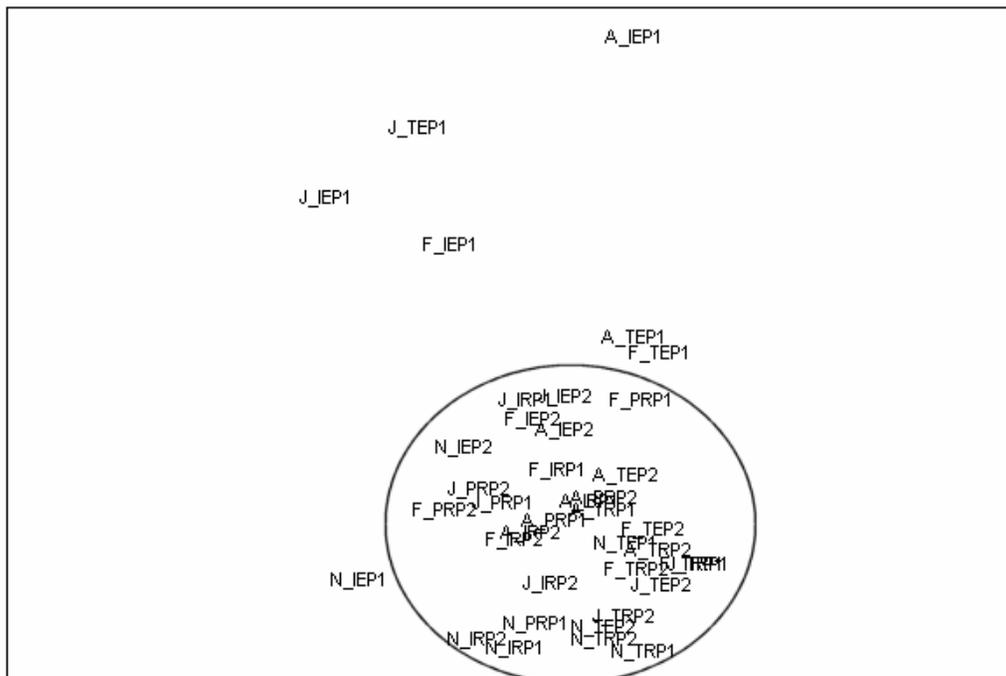


Figura 4.12: Resultado da análise MDS para as amostras de macroinvertebrados bentônicos coletadas no estuário de Tramandaí entre novembro de 2004 e abril de 2005.

Tendo por base os resultados das análises de agrupamento e ordenação, as amostras foram divididas em dois grupos, o primeiro, chamado de grupo 1, constituído por todas as amostras provenientes dos pontos IEP1 e TEP1 (considerados sob influência direta dos esgotos) e o segundo, denominado grupo 2, composto pelas demais amostras (IEP2, TEP2 e todos os pontos de referência). Essa foi a divisão utilizada na rotina Simper, tendo por objetivo caracterizar as espécies que mais contribuíram tanto para a dissimilaridade entre os dois grupos, quanto para a similaridade das amostras dentro de cada um dos grupos (Clarke e Warwick, 2001).

Os resultados podem ser vistos na tabela 4.10. *Laeonereis acuta* e *H. similis* foram as espécies responsáveis pela maior parte da dissimilaridade entre os grupos, sendo a primeira a principal contribuinte no grupo 1 e a segunda a principal formadora do grupo 2. As similaridades médias calculadas dentro de cada um dos grupos foram 27,35 para o grupo 1 e 43,66 para o grupo 2. Isso significa que as amostras do grupo 2 são mais similares entre si do que as pertencentes ao grupo 1, o que é compreensível, já que o grupo 1 está sujeito a um maior grau de estresse, provocado pelo esgoto, o que dificulta a manutenção de uma comunidade com composição de espécies e densidades estáveis. Tal característica também ficou evidente na análise MDS (figura 4.12), onde as amostras do grupo 2 formaram uma nuvem sólida de pontos, enquanto que as do grupo 1 dispuseram-se de forma dispersa pelo diagrama. Apenas três espécies foram responsáveis por mais de 99% da similaridade medida dentro do grupo 1, sendo *L. acuta* responsável por mais de 51% desse valor. Já no grupo 2, quatro espécies cobriram mais de 99% da similaridade intra-grupo, sendo *H. similis* responsável por mais de 52% dessa similaridade.

Tal resultado sugere que *L. acuta* resistente bem ao impacto provocado pela liberação de esgotos no estuário. Essa constatação concorda com os resultados obtidos por Angonesi (2000) e por Rosa Filho (2001) no estuário da Lagoa dos Patos. A primeira autora detectou a presença apenas de *L. acuta* e *H. australis* no ponto mais próximo à liberação de efluente cloacal. O segundo, além de *L. acuta* e *H. australis*, capturou também *N. fluviatilis* em um local severamente impactado por esgoto, enquanto que na maioria dos locais moderadamente contaminados *L. acuta* mostrou-se dominante. Além disso, Amaral *et al.* (1998), estudando anelídeos poliquetas em praias do litoral de São Paulo, cita *L. acuta*, juntamente com *Heteromastus filiformes*, como duas espécies capazes de permanecer sobrevivendo em ambientes submetidos a perturbações ambientais que tenham resultado na eliminação ou significativa redução da fauna local.

No presente estudo, *H. similis* e *H. australis* também se mostraram resistentes ao esgoto, estando presentes em boa parte das amostras coletadas nos pontos mais próximos à liberação dos efluentes domésticos. Angonesi (2000) e Rosa Filho (2001) consideraram *H. similis* não como oportunista, mas como tolerante ao estresse ambiental. Essa espécie pertence à mesma família de *Capitella capitata* (Capitellidae), poliqueta frequentemente utilizado como indicador de poluição orgânica (Pearson e Rosemberg, 1978; Chapman *et al.*, 1982; Hall *et al.*, 1997; Amaral *et al.*, 1998), apresentando características e exigências ambientais parecidas.

Tanto *L. acuta* quanto *H. similis* e *H. australis* possuem hábito detritívoro e podem se beneficiar de uma maior oferta de alimento proporcionada pelo enriquecimento orgânico provocado pelos esgotos.

A presença de praticamente as mesmas espécies em cada um dos grupos (diferindo, porém, a ordem de importância entre elas) revela mais uma vez a grande dominância de *H. similis*, *L. acuta*, *H. australis* e *N. fluviatilis* nas comunidades de macroinvertebrados bentônicos do sistema estuarino-lagunar de Tramandaí.

Tabela 4.10: Resultado da rotina Simper, caracterizando as espécies que mais contribuíram para a similaridade das amostras dentro de cada um dos grupos. Den=densidade; Sim=similaridade; Acum=similaridade acumulada.

Grupo 1				
Espécie	Den.	Sim.	%Sim.	%Acum.
<i>L. acuta</i>	1397,94	13,98	51,12	51,12
<i>H. similis</i>	2575,95	9,86	36,05	87,16
<i>H. australis</i>	659,81	3,27	11,97	99,13
Grupo 2				
Espécie	Den.	Sim.	%Sim.	%Acum.
<i>H. similis</i>	2277,87	23,09	52,89	52,89
<i>L. acuta</i>	916,09	9,02	20,66	73,55
<i>H. australis</i>	4067,17	5,56	12,73	86,28
<i>N. fluviatilis</i>	614,33	4,52	10,36	96,64

As análises de classificação e ordenação permitiram deduzir que as comunidades de macroinvertebrados bentônicos vêm sofrendo efeitos dos efluentes domésticos nos pontos próximos aos despejos, uma vez que tais comunidades diferem das demais, seja na densidade de organismos, seja na composição das espécies. O fato de nos locais de referência não terem sido detectadas diferenças entre os pontos situados a cinco metros da margem para aqueles a 40 metros, revela que a causa da perturbação nos pontos de esgoto realmente é a liberação dos efluentes. Por outro lado, a indistinção entre as comunidades dos pontos de esgoto situados a 40 metros da margem lagunar e as dos pontos de referência sugere que os efeitos do lançamento do esgoto sobre o bentos é localizado.

O uso da análise de variância multifatorial permitiu determinar de forma objetiva se as diferenças de riqueza, densidade de organismos e diversidade de Shannon entre os pontos de esgoto e os de referência nos quatro meses amostrados apresentavam significância estatística. As suposições exigidas para tal tipo de análise foram obedecidas, uma vez que os dados não mostraram significância no teste de homogeneidade das variâncias de Cochran e nem apresentaram correlação entre as médias e os desvios padrões. Riqueza e diversidade apresentaram distribuições aproximadamente normais, enquanto que a densidade precisou de transformação logarítmica para se enquadrar na exigência da normalidade (figura 4.13).

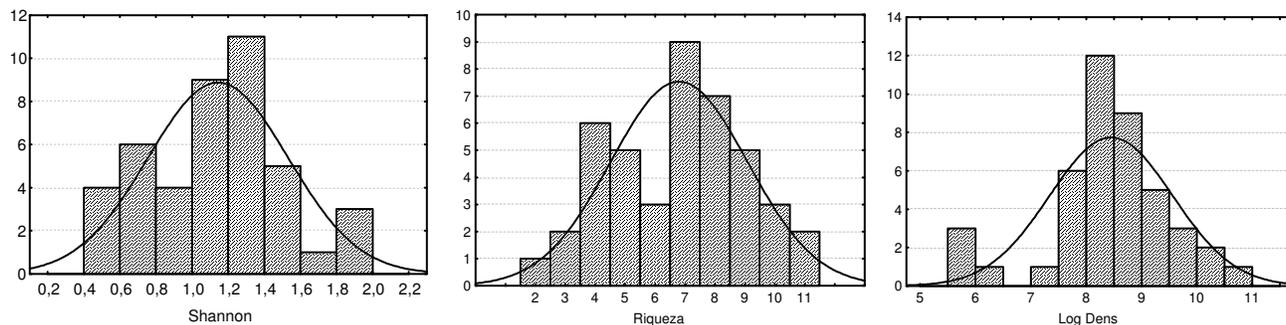


Figura 4.13: Histogramas para os valores de diversidade de Shannon, riqueza e logaritmo da densidade calculados para as amostras de macroinvertebrados bentônicos coletadas no estuário de Tramandaí entre novembro de 2004 e abril de 2005, revelando distribuições próximas à normalidade. A distribuição normal é indicada pela linha em forma de sino.

Os resultados da análise de variância para os valores de riqueza estão expostos na tabela 4.11. Foram significativas as comparações entre os ambientes (revelando que há diferença na riqueza de organismos entre os pontos de esgoto e os de referência) e entre os meses amostrados. A visualização gráfica dos resultados é exibida na figura 4.14.

Tabela 4.11: Resultados da análise de variância para os valores de riqueza das amostras de macroinvertebrados bentônicos coletadas no estuário de Tramandaí entre novembro de 2004 e abril de 2005. GL=graus de liberdade; SS=soma de quadrados dentro dos grupos; MS=soma de quadrados entre grupos; F=valor de Fisher; p=significância.

	GL	SS	MS	F	p
Amb	1	43,126	43,126	12,6356	0,001687
Mês	3	46,074	15,358	4,4998	0,012626
Pt	1	6,833	6,833	2,0021	0,170476
AmbxMês	3	6,344	2,115	0,6196	0,609417
AmbxPt	1	2,541	2,541	0,7444	0,397164
MêsxPt	3	14,924	4,975	1,4575	0,252183
AmbxMêsxPt	3	9,612	3,204	0,9388	0,438020
Erro	23	78,500	3,413		
Total	38	200,769			

Percebe-se que nos pontos a cinco metros da margem, no mês de novembro, a riqueza foi muito parecida nos ambientes de referência e de esgoto. De janeiro em diante, ocorreu uma forte diminuição na riqueza dos pontos sob influência dos esgotos, não acompanhada pelos pontos de referência. As diferenças verificadas entre os pontos de esgoto e de referência (a cinco metros da margem) nos meses de janeiro, fevereiro e abril, foram significativas, como revelado pelos testes de contrastes e exposto na tabela 4.12. Da mesma forma, a queda de riqueza observada nos pontos de esgoto a cinco metros da margem entre os meses de novembro e janeiro a abril foi significativa ($p=0,003$). Esse resultado revela que os pontos de esgoto situados a cinco metros da margem sofreram impacto com a chegada da alta temporada de veraneio e que em abril, mesmo após o

período de férias, a riqueza não mostrava sinais de recuperação. Por outro lado, nos pontos situados a 40 metros da margem, embora a riqueza tenha sido sempre levemente menor nos ambientes de esgoto em relação aos de referência, tal diferença não foi considerada significativa pela análise de variância.

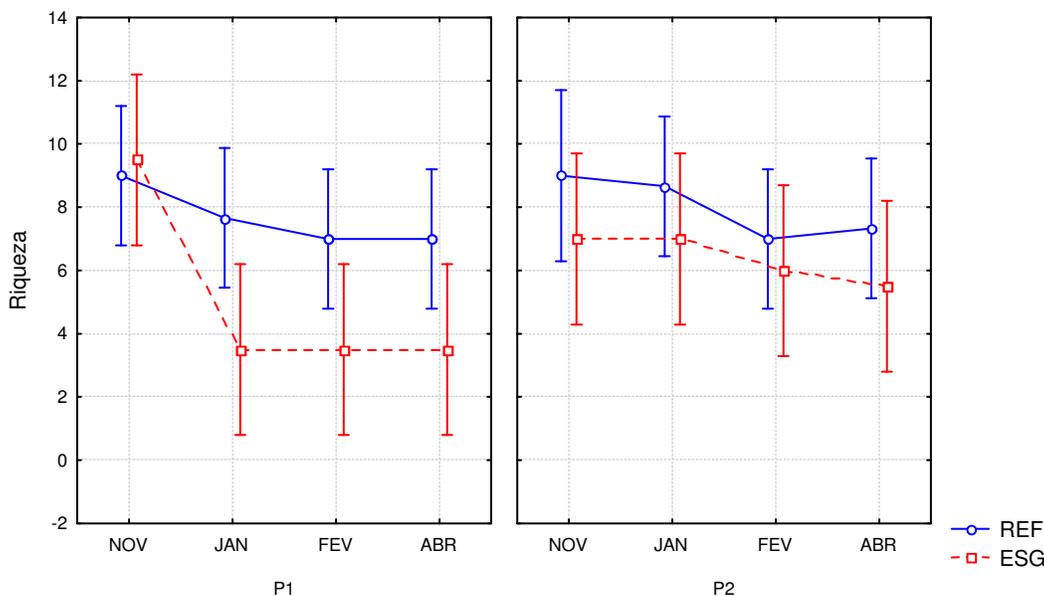


Figura 4.14: Visualização gráfica da análise de variância para os valores de riqueza das amostras de macroinvertebrados bentônicos coletadas no estuário de Tramandaí entre novembro de 2004 e abril de 2005.

Tabela 4.12: Resultados dos testes de contrastes para os valores de riqueza das amostras de macroinvertebrados bentônicos coletadas no estuário de Tramandaí entre novembro de 2004 e abril de 2005.

P1			REF		
		p			p
NOV	REFxESG	0,769527	NOV	P1xP2	1,000000
JAN	REFxESG	0,021329	JAN	P1xP2	0,513958
FEV	REFxESG	0,049324	FEV	P1xP2	1,000000
ABR	REFxESG	0,049324	ABR	P1xP2	0,827058
P2			ESG		
		p			p
NOV	REFxESG	0,290216	NOV	P1xP2	0,189137
JAN	REFxESG	0,333312	JAN	P1xP2	0,070799
FEV	REFxESG	0,558999	FEV	P1xP2	0,189137
ABR	REFxESG	0,288263	ABR	P1xP2	0,290216

Com relação às densidades, foram detectadas diferenças significativas entre os ambientes (referência ou esgoto), entre os meses e entre os pontos (P1 ou P2), como exposto na tabela 4.13.

Tabela 4.13: Resultados da análise de variância para o logaritmo da densidade das amostras de macroinvertebrados bentônicos coletadas no estuário de Tramandaí entre novembro de 2004 e abril de 2005. GL=graus de liberdade; SS=soma de quadrados dentro dos grupos; MS=soma de quadrados entre grupos; F=valor de Fisher; p=significância.

	GL	SS	MS	F	p
Amb	1	10,561	10,561	14,095	0,001033
Mês	3	11,826	3,942	5,261	0,006535
Pt	1	5,271	5,271	7,035	0,014233
AmbxMês	3	1,551	0,517	0,690	0,567345
AmbxPt	1	0,408	0,408	0,545	0,467846
MêsxPt	3	3,804	1,268	1,692	0,196499
AmbxMêsxPt	3	1,966	0,655	0,875	0,468624
Erro	23	17,233	0,749		
Total	38	50,810			

O comportamento da densidade assemelhou-se ao da riqueza. No mês de novembro, nos pontos a cinco metros da margem, não houve diferença de densidade de organismos entre os pontos sob a influência dos esgotos e os de referência (figura 4.15). Em janeiro, porém, ocorreu uma queda brusca na densidade nos pontos de esgoto, seguida de leve recuperação em fevereiro e abril. Nos pontos de referência, embora a densidade também tenha declinado em janeiro e fevereiro, tal declínio não foi tão acentuado. Com relação aos pontos situados a 40 metros da margem, novamente os localizados nos ambientes de esgoto apresentaram densidades inferiores aos posicionados em ambientes de referência em todos os meses de amostragem. O teste de contrastes revelou quais desses resultados foram significativos (tabela 4.14). Foram consideradas significativas, com relação aos pontos situados a cinco metros da margem, as diferenças observadas entre os ambientes de esgoto e de referência nos meses de janeiro e abril. Além disso, no mês de janeiro, os pontos de esgoto situados a 40 metros da margem diferiram significativamente daqueles localizados a cinco metros, apresentando densidades muito superiores. Com relação à variação temporal, a queda de densidade observada nos pontos de esgoto situados a cinco metros da margem do mês de novembro para janeiro foi significativa ($p=0,0007$), assim como também o foi a queda de novembro para fevereiro nos pontos de referência a cinco metros da margem ($p=0,04$).

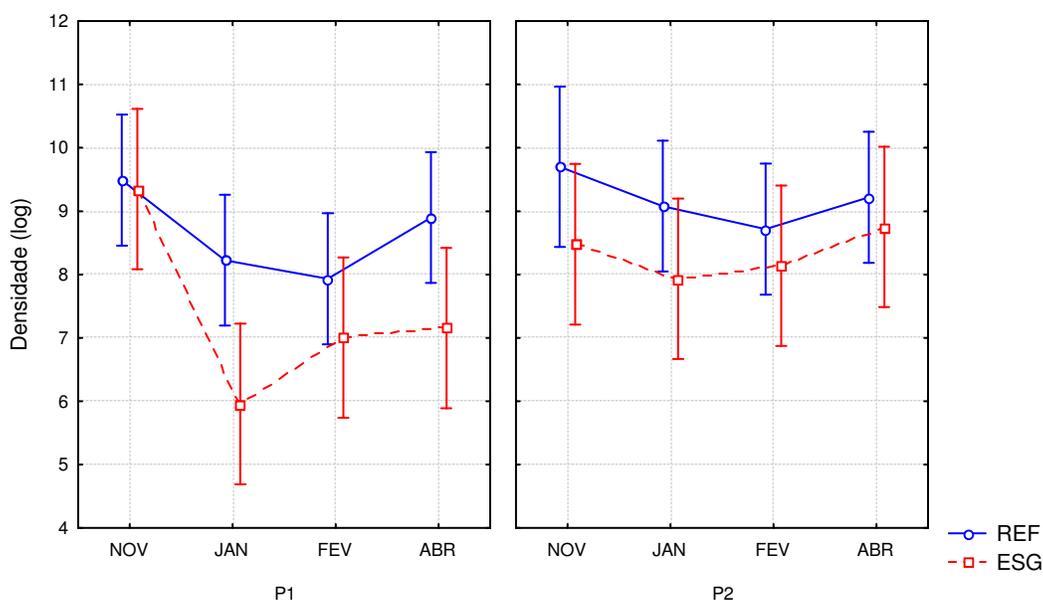


Figura 4.15: Visualização gráfica da análise de variância para o logaritmo da densidade das amostras de macroinvertebrados bentônicos coletadas no estuário de Tramandaí entre novembro de 2004 e abril de 2005.

Tabela 4.14: Resultados dos testes de contrastes para o logaritmo da densidade das amostras de macroinvertebrados bentônicos coletadas no estuário de Tramandaí entre novembro de 2004 e abril de 2005.

P1			REF		
		p			p
NOV	REFxESG	0,860339	NOV	P1xP2	0,791593
JAN	REFxESG	0,008650	JAN	P1xP2	0,238934
FEV	REFxESG	0,251932	FEV	P1xP2	0,280224
ABR	REFxESG	0,037410	ABR	P1xP2	0,656676
P2			ESG		
		p			p
NOV	REFxESG	0,171466	NOV	P1xP2	0,325311
JAN	REFxESG	0,160006	JAN	P1xP2	0,032081
FEV	REFxESG	0,473648	FEV	P1xP2	0,202897
ABR	REFxESG	0,559933	ABR	P1xP2	0,078069

Em relação aos índices de diversidade de Shannon, os resultados da análise de variância (tabela 4.15) não detectaram diferenças significativas entre os ambientes, meses e pontos de amostragem e nem para as interações entre esses três fatores. Como resultado, percebe-se que os valores de diversidade nos ambientes de esgoto e referência são semelhantes em todos os meses e nas duas distâncias da margem analisadas (figura 4.16). As maiores diferenças entre os pontos de esgoto e os de referência ocorreram nos locais a cinco metros da margem no mês de abril e a 40 metros da margem em novembro, não sendo, entretanto, significativas. A maior variação temporal ocorreu nos pontos a cinco metros da margem, em ambientes de esgoto, de novembro para abril, porém também não se mostrou significativa.

Tabela 4.15: Resultados da análise de variância para os índices de diversidade de Shannon das amostras de macroinvertebrados bentônicos coletadas no estuário de Tramandaí entre novembro de 2004 e abril de 2005. GL=graus de liberdade; SS=soma de quadrados dentro dos grupos; MS=soma de quadrados entre grupos; F=valor de Fisher; p=significância.

Shannon	GL	SS	MS	F	p
Amb	1	0,00041	0,00041	0,0021	0,964132
Mês	3	0,91896	0,30632	1,5401	0,230960
Pt	1	0,13966	0,13966	0,7022	0,410684
AmbxMês	3	0,20470	0,06823	0,3430	0,794428
AmbxPt	1	0,24168	0,24168	1,2151	0,281728
MêsxPt	3	0,01375	0,00458	0,0230	0,995126
AmbxMêsxPt	3	0,08941	0,02980	0,1498	0,928731
Erro	23	4,57469	0,19890		
Total	38	6,05686			

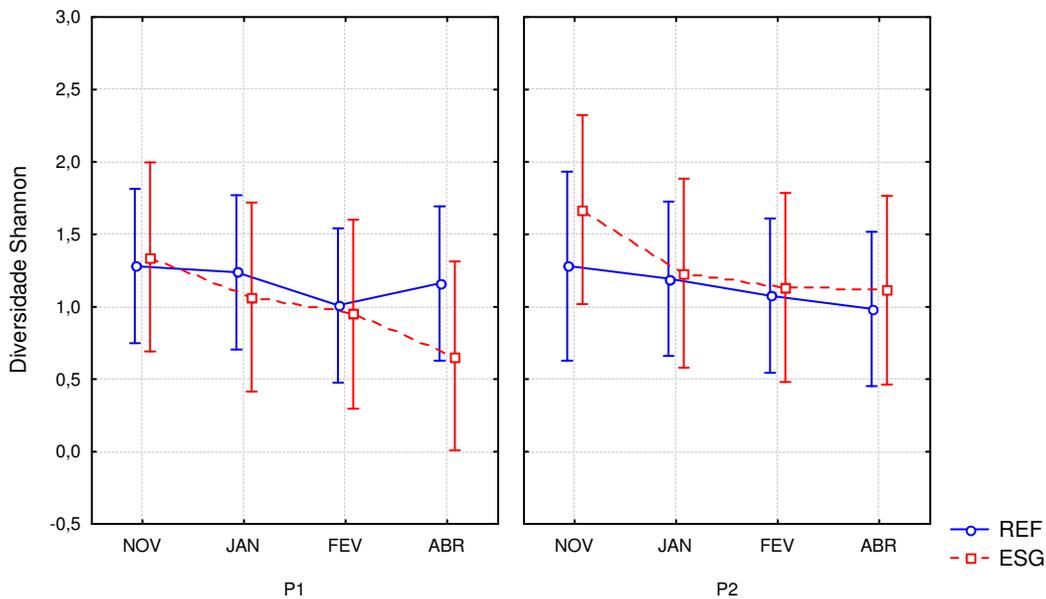


Figura 4.16: Visualização gráfica da análise de variância para os índices de diversidade de Shannon das amostras de macroinvertebrados bentônicos coletadas no estuário de Tramandaí entre novembro de 2004 e abril de 2005.

Os resultados da análise de variância revelam que os ambientes de esgoto foram impactados a partir do início da temporada de verão. Os efeitos sentidos consistiram de reduções significativas na riqueza e na densidade dos macroinvertebrados bentônicos nesses ambientes. A não detecção de impacto nos ambientes de esgoto em novembro e nos ambientes de referência em todos os meses reforça a dedução de que a causa do impacto foi a maior liberação de esgoto cloacal devido ao aumento populacional que ocorre na alta temporada.

A introdução no estuário de efluentes domésticos sem tratamento pode trazer conseqüências negativas para a comunidade de invertebrados bentônicos. O aumento da concentração de matéria orgânica provoca a elevação do consumo de oxigênio utilizado na decomposição, frequentemente levando o meio bentônico a

condições de anoxia, dificultando ou impedindo a sobrevivência dos organismos bentônicos (Clark, 2001). Além disso, o processo de decomposição da matéria orgânica gera gases tóxicos para a biota, como o H_2S e NH_3 . Angonesi (2000) observou que entre diversas variáveis ambientais, a que mais se correlacionou com a biota foi a concentração de nitrogênio amoniacal, sugerindo que o impacto sofrido pela macrofauna bentônica em um ponto próximo à liberação de esgoto estivesse relacionado com a alta concentração de amônia dissolvida na água.

Por outro lado, além da carga orgânica, esgotos domésticos liberam ainda metais e outros compostos, como óleos, graxas e detergentes (Clark, 2001). Metais pesados, como o chumbo, o mercúrio, o cádmio, o cobre e o zinco, frequentemente encontrados em esgotos, são tóxicos aos organismos aquáticos (Levinton, 1995), provocando mortalidade em diversas espécies. No presente estudo esses elementos não foram analisados, porém é possível que eles possam ter contribuído para o declínio observado nos valores de riqueza e densidade. Certas toxinas podem ainda apresentar efeitos sinérgicos, ou seja, suas toxicidades são grandemente ampliadas em determinadas circunstâncias ambientais ou quando elas se combinam a outras toxinas (Clark, 2001). Essas interações são difíceis de serem avaliadas, mas constituem importante causa de mortalidade para organismos aquáticos.

Apenas os pontos de esgoto situados a cinco metros da margem apresentaram queda significativa nos valores de riqueza e densidade. Os pontos de esgoto a 40 metros da margem não mostraram diferenças significativas, em nenhum dos meses, quando comparados aos de referência também situados a 40 metros da margem. Esse fato revela que o efeito do esgoto sobre a macrofauna bentônica foi localizado. Holte e Oug (1996), estudando o efeito de esgotos sobre os invertebrados bentônicos em um estuário na Noruega, também detectaram efeitos na comunidade apenas em pontos bem próximos às fontes de esgoto. Tais autores atribuíram esse resultado à resistência que a macrofauna estuarina exibe em virtude de habitar um ambiente naturalmente estressado e à alta hidrodinâmica local, responsável por dispersar os contaminantes com relativa facilidade. Provavelmente os mesmos fatores possam explicar a baixa abrangência espacial dos impactos detectados no estuário de Tramandaí.

O índice de diversidade de Shannon não foi eficiente em demonstrar o impacto sofrido pela comunidade bentônica. Essa ineficiência ocorreu devido ao baixo número de espécies presentes no estuário e às baixas densidades verificadas em alguns pontos de esgoto. Isso pode ser verificado, por exemplo, na amostra J_I EP1, na qual quatro espécies estiveram presentes com poucos organismos relativamente bem distribuídos entre elas (quatro *S. stanfordi*, três *H. australis*, dois *L. acuta* e um *H. similis*). O índice de equitatividade de Pielou para essa amostra foi alto ($J'=0,92$), resultando em um índice de diversidade de Shannon também alto ($H'=1,28$), embora a densidade e a riqueza tenham estado entre as mais baixas entre todas as amostras coletadas. Assim, riqueza e densidade descreveram de forma muito mais realista o impacto provocado pelos esgotos sobre os macroinvertebrados do estuário de Tramandaí. Situação muito semelhante foi descrita por Tonhasca Jr. (1994),

que questiona o uso do índice de diversidade de Shannon em ambientes que apresentem baixo número de espécies (poluídos ou em estágios iniciais de um processo de sucessão) enfatizando que esse índice é muito mais influenciado pela equitatividade do que pela riqueza.

4.5 CONCLUSÃO

Os resultados permitem concluir que as comunidades de macroinvertebrados bentônicos vêm sendo impactadas pela introdução de esgotos domésticos no sistema estuarino-lagunar Tramandaí-Armazém nos pontos próximos à liberação dos efluentes. Isso fica claro nos resultados das análises de variância, que revelaram haver diferenças significativas de densidade e de riqueza entre os pontos de esgoto e os de referência situados a cinco metros da margem. Os maiores impactos ocorreram com a chegada da alta temporada de veraneio (janeiro).

Os menores valores de densidade foram observados nos pontos IEP1 e TEP1, enquanto que as menores riquezas (menos que cinco espécies) também ocorreram apenas em pontos de esgoto. O impacto sobre a riqueza foi prolongado, visto que em abril, já na baixa temporada, essa variável não mostrava sinais de recuperação nos pontos mais próximos da fonte de efluente. Tanto a riqueza quanto a densidade foram mais afetadas no ponto de esgoto proveniente do município de Imbé, o qual também apresentou maior grau de contaminação nas análises químicas.

Nos pontos situados a 40 metros da margem não foram detectadas diferenças significativas de riqueza e densidade entre os ambientes de esgoto e de referência em nenhum dos meses amostrados, o que revela que o efeito do esgoto sobre a macrofauna bentônica foi restrito aos pontos próximos à margem.

Embora a diversidade das comunidades de macroinvertebrados bentônicos tenha sofrido diminuição devido ao impacto provocado pelos esgotos (o que fica claro quando se analisa a riqueza), o índice de diversidade de Shannon não se mostrou adequado para representar tal resposta sob as circunstâncias analisadas.

Laeonereis acuta mostrou boa resistência ao aporte de efluentes cloacais, sendo indicada pela análise Simper como a principal espécie responsável pela similaridade entre os pontos situados a cinco metros do esgoto, tendo apresentado comportamento oportunista no ponto IEP1, onde sua densidade e dominância cresceram ao longo dos meses de amostragem. Além de *L. acuta*, *Heteromatus similis* e *Heleobia australis* também apresentaram resistência ao esgoto, ocorrendo na maior parte das amostras provenientes desses pontos, enquanto que o gênero *Chironomus* foi encontrado apenas nos pontos de esgoto.

Nephthys fluviatilis, por sua vez, apresentou densidades visivelmente menores nos pontos mais próximos ao esgoto se comparadas às verificadas nos pontos de referência. Os crustáceos epifaunais *T. rhombofrontalis*,

Bathyporeiapus sp. e Cumacea pareceram sensíveis ao efeito dos esgotos, sendo encontrados em densidades extremamente baixas ou estando completamente ausentes dos pontos sob maior influência dos esgotos.

As espécies menos comuns, foram, em parte, representadas por organismos de origem marinha, que adentraram no estuário devido à alta salinidade mantida pelo baixo regime de chuvas constatado durante o período de amostragem. Tais espécies marinhas foram *Telina sp.*, *Sigambra grubbi*, *Bathyporeiapus sp.* e *Boccardia sp.* Com exceção desta última, as outras espécies ocorreram preferencialmente nas unidades amostrais do Pontal e do município de Tramandaí, todas situadas na Lagoa Armazém, concordando com suposições de que a água marinha que entra no estuário muitas vezes tende a se dirigir primeiro para essa laguna, facilitando o assentamento de larvas e a sobrevivência de macroinvertebrados de origem marinha naqueles locais.

Heleobia australis, *Heteromastus similis*, *Laeonereis acuta* e *Nephtys fluviatilis* foram, juntos, responsáveis por 90% da densidade média de organismos presentes em todas as amostras, comprovando a alta dominância dessas espécies em um ambiente submetido a grandes variações ambientais como é o sistema esturino de Tramandaí.

CONCLUSÃO GERAL

O estuário de Tramandaí, devido ao pequeno tamanho, baixa profundidade e constante ligação com o oceano, é um ambiente naturalmente instável, que sofre grande variabilidade em períodos curtos de tempo, muitas vezes na escala de horas. Grande parte dessa instabilidade está associada à variação de salinidade, induzida pelos fluxos de enchente e vazante provocados pelas alterações de nível no oceano devido, principalmente, a fenômenos meteorológicos, mas também à ação conjunta das componentes diurna e semi-diurna da maré astronômica e à descarga fluvial. A grande variabilidade a que diferentes pontos no interior do estuário estão sujeitos é evidenciada através dos dados da FEPAM, uma vez que todos os pontos monitorados apresentaram condições ambientais amplamente distintas em amostragens sucessivas.

Poucas espécies são capazes de suportar condições tão variáveis. Com relação à comunidade de macroinvertebrados bentônicos, o estuário de Tramandaí apresenta baixa riqueza, sendo dominado por apenas poucas espécies resistentes (basicamente *Laeonereis acuta*, *Heteromastus similis*, *Heleobia australis* e *Nephtys fluviatilis*), capazes de suportar o estresse provocado pela variabilidade ambiental. Tais espécies se mostram resistentes, não apenas a variações ambientais naturais, mas também aos esgotos. Ainda assim, constata-se que nos pontos próximos à liberação dos efluentes a comunidade de macroinvertebrados vem sofrendo alterações, com perda de riqueza e de densidade. Nesses locais, espécies menos resistentes, como alguns crustáceos peracáridos, vem sendo eliminados. O problema, embora ainda localizado, pode se estender para áreas maiores do estuário caso o aporte de esgotos venha a aumentar. A situação só não é pior porque as constantes trocas de água entre o estuário e o oceano e a agitação provocada pelo vento contribuem para a dispersão e diluição dos contaminantes e para a oxigenação da água estuarina. Os macroinvertebrados bentônicos constituem um elo essencial na teia trófica estuarina, servindo de alimento para espécies de peixes, camarões e siris de interesse comercial e atuando de forma decisiva nos processos de conversão da matéria orgânica em nutrientes, interferindo na produtividade do estuário como um todo. Assim, é importante que tais organismos apresentem comunidades saudáveis, não afetadas por problemas de poluição.

A introdução de esgotos domésticos no estuário de Tramandaí é um problema sério, que se agrava na alta temporada de veraneio devido ao aumento populacional sentido nos municípios de Tramandaí e Imbé em razão do turismo. É justamente nessa época do ano que os habitantes mais utilizam as águas estuarinas e costeiras para o lazer de contato primário, estando sujeitos à contração de doenças. Os pontos de maior aporte de esgotos no município de Imbé encontram-se situados entre a Avenida Nova Petrópolis e a Rua Sapiranga, enquanto que no município de Tramandaí as maiores contribuições vêm das tubulações ligadas na rede de drenagem pluvial que percorre a Avenida Fernandes Bastos, a qual se encontra contaminada por esgotos. É evidente a necessidade de construção de uma planta de coleta e tratamento de esgotos em Imbé e de ampliação da rede de coleta existente em Tramandaí, abrangendo a região da Avenida Fernandes Bastos. Os governos de ambos os municípios precisam cuidar melhor das suas águas, educando a população e combatendo as diversas

irregularidades e ligações clandestinas de esgoto sanitário constatadas durante esse estudo. Afinal, dessas mesmas águas dependem as principais fontes de renda de Imbé e Tramandaí, que são o turismo de veraneio e a pesca.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBUQUERQUE JR., A.C.; SCHUSTER, H.D.M. Análise espectral de séries temporais na geociência utilizando o pacote Matlab. **Atmosfera e água**, v. 7, p. 6-12, 2001.
- ALMADA, C.M.W. **Composição e distribuição da comunidade dos macroinvertebrados bentônicos do estuário de Tramandaí, Rio Grande do Sul, Brasil**. 1998. 100 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- ALMEIDA, L.E.S.B.; ROSAURO, N.M.L.; TOLDO JR., E.E. Análise preliminar das marés na barra do Rio Tramandaí (RS – Brasil). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 12, 1997, Vitória. **Anais...**, v. 4, pp. 559-566.
- AMARAL, A.C.Z.; MORGADO, E.H.; SALVADOR, L.B. Poliquetas bioindicadores de poluição orgânica em praias paulistas. **Rev. Brasil. Biol.**, v. 58, n. 2, p. 307-316, 1998.
- ANGONESI, L.G. **Efeitos da descarga de esgotos urbanos sobre os macroinvertebrados bentônicos de fundos moles na região estuarina da Lagoa dos Patos, RS – Brasil**. 2000. 135 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica) – Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande.
- APHA. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 16. ed. Washington: American Public Health Association, 1985. 1268 p.
- APHA. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 19 ed. Washington: American Public Health Association, 1995.
- APHA. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 20. ed. Washington: American Public Health Association, 1998. 1325 p.
- BAUMGARTEN, M.G.Z.; NIENCHESKI, L.F.H.; KUROSHIMA, K.N. Qualidade das águas estuarinas que margeiam o município do Rio Grande (RS, Brasil): nutrientes e detergentes dissolvidos. **Atlântica**, v. 17, p. 17-34, 2005.
- BAUMGARTEN, M.G.Z.; ROCHA, J.M.B.; NIENCHESKI, L.F.H. **Manual de análises em oceanografia química**. Rio Grande: Editora da FURG, 1996. 132p.
- BEMVENUTI, C.E. Predation effects on a benthic community in estuarine soft sediments. **Atlântica**, v. 9, n. 1, p. 5-32, 1987.
- BEMVENUTI, C.E. Impacto da predação sobre *Heteromastus similis* Southern, 1921 e *Nephtys fluviatilis* Monro, 1937 (Annelida, Polychaeta), em fundos moles estuarinos. **Atlântica**, v. 10, n. 1, p. 85-102, 1988.
- BEMVENUTI, C.E. O poliqueta *Nephtys fluviatilis* Monro, 1937, como predador da infauna na comunidade de fundos moles. **Atlântica**, v. 16, p. 87-98, 1994.
- BEMVENUTI, C.E. Invertebrados bentônicos. In: SEELIGER, U.; ODEBRECHT, C.; CASTELLO, J.P. (eds.). Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil. Rio Grande: Ecoscientia, 1998, p. 46-51.
- BEMVENUTI, C.E.; CATTANEO, S.A.; NETTO, S.A. Características estruturais da macrofauna bentônica em dois pontos da região estuarial da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. **Atlântica**, v. 4, p. 5-28, 1992.
- BEMVENUTI, C.E.; NETTO, S.A. Distribution and seasonal patterns of the sublittoral benthic macrofauna of Patos Lagoon (South Brazil). **Rev. Brasil. Biol.**, v. 58, n.2, p. 211-221, 1998.
- BRAGA, M.; KRUSCHE, N. Padrão de ventos em Rio Grande, RS, no período de 1992 a 1995. **Atlântica**, v. 22, p. 27-40, 2000.
- BRASIL. Lei n. 7.661 de 16 de maio de 1988. Institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro e da outras providencias. DOFC PUB 18/05/1988 008633 1 Diário Oficial da União.
- BRITTO, F.P.; KRUSCHE, N. Freqüência e intensidade das frentes frias em Rio Grande. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE METEOROLOGIA, 9, 1996, Campos de Jordão. **Anais...** p. 185-188.
- BRITTO, F.P., SARAIVA, J.M.B. Estudo da precipitação associada aos sistemas frontais na cidade do Rio Grande na estação de inverno. **Geografia em atos**, v.1, p. 107-122. 2001.
- BROWN, J.; COLLING, A.; PARK, D.; PHILLIPS, J.; ROTHERY, D.; WRIGHT, J. **Waves, tides and shallow-water processes**. Walton Hall: The Open University/Pergamon Press, 1989a. 187p.

- BROWN, J.; COLLING, A.; PARK, D.; PHILLIPS, J.; ROTHERY, D.; WRIGHT, J. **Ocean circulation**. Walton Hall: The Open University/Pergamon Press, 1989b. 238p.
- BROWN, J.; COLLING, A.; PARK, D.; PHILLIPS, J.; ROTHERY, D.; WRIGHT, J. **Seawater: its composition, properties and behaviour**. Walton Hall: The Open University/Pergamon Press, 1989c. 165p.
- CAMPELLO, F.D. **Estudos de circulação atmosférica sobre o estuário da Lagoa dos Patos (RS, Brasil): um enfoque para a questão do petróleo**. 2002. 96 f. Monografia (Graduação em Oceanologia) – Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande.
- CAPITOLI, R.R.; BEMVENUTI, C.E. GIANUCA, N.M. Estudos de ecologia bentônica na região estuarial da Lagoa dos Patos: as comunidades bentônicas. **Atlântica**, v. 3, p. 5-22, 1978.
- CETESB. **Glossário Ecológico Ambiental**. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/>. Acesso em: 10 maio 2006.
- CHAPMAN, P.M.; FARRELL, M.A.; BRINKHURST, R.O. Relative tolerances of selected aquatic oligochaetes to individual pollutants and environmental factors. **Aquatic Toxicology**, v. 2, n. 1, p. 47-67, 1982.
- CHOMENKO, L. **Influência da salinidade na distribuição de moluscos do gênero *Littoridina* na área correspondente ao litoral norte da Planície Costeira do Rio Grande do Sul**. 1981. 205 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- CHOMENKO, L.; SCHÄFER, A. Interpretação biogeográfica do gênero *Littoridina* (Hydrobiidae) nas lagoas costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil. **Amazoniana**, v. 9, n. 1, p. 127-146, 1984.
- CICIN-SAIN, B; KNECHT, R.W. **Integrated coastal and ocean management: concepts and practices**. Island Press, Washington DC, 1998. 517p.
- CLARK, R.B. **Marine Pollution**. New York: Oxford University Press Inc., 2001. 237p.
- CLARKE, K.R.; WARWICK, R.M. **Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. 2. ed. Plymouth: NERC, 2001. 187p.
- CLIMANÁLISE. **Boletim de monitoramento e análise climática**. Número especial. São José dos Campos: INPE, 1986. 124 p.
- CONAMA. Revisa os critérios de Balneabilidade em Águas Brasileiras. Resolução n. 274 de 29 de novembro de 2000. Diário Oficial da União, Brasília, 2001.
- CONAMA. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Resolução n. 357 de 17 de março de 2005. Diário Oficial da União, Brasília, 2005.
- COSTA, C.S.B.; SEELIGER, U.; KINAS, P.G. The effect of wind velocity and direction on the salinity regime in the Lower Patos Lagoon estuary. **Ciência e Cultura**, v. 40, n. 9, p. 909-912, 1988.
- CYBIS, L.F.A.; SANTOS A.V.; GEHLING, G.R. Eficiência do reator seqüencial em batelada (RSB) na remoção de nitrogênio no tratamento de esgoto doméstico com dpo baixa. **Eng. sanit. ambient.**, v. 9, n. 3, p. 260-264, 2004.
- DAY JR, J.W.; HALL, C.H.A.S.; KEMP, W.M.; YÁÑEZ-ARANCIBA, A. **Estuarine ecology**. New York: Wiley-Interscience, 1989. 558 p.
- DILLENBURG, S.R.; TABAJARA, L.L.C.A.; TOLDO JR, E.E.; CUNHA, L.O.B.C. Dinâmica sedimentar e evolução geológica da laguna de Tramandaí, Rio Grande do Sul (resultados parciais). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 37, São Paulo, 1992. **Boletim de resumos expandidos...** São Paulo: SBG, 1:102-103.
- DILLENBURG, S.R. **Laguna de Tramandaí: evolução geológica e aplicação da técnica de datação por termoluminescência na datação dos sedimentos lagunares**. 1994. 143 f. Tese (Doutorado em Geociências) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- ELÍAS, R.; BREMEC, C.S.; VALLARINO, E.A. Polychaetes from a southwestern shallow shelf Atlantic area (Argentina, 38° S) affected by sewage discharge. **Revista Chilena de Historia Natural**, v. 74, p. 523-531, 2001.
- EMERY, W.J.; THOMSON, R.E. **Data analysis methods in physical oceanography**. Oxford: Pergamon Press, 1998. 634 p.

- EPA. **National recommended water quality criteria for priority toxic pollutants.** Disponível em: <http://www.epa.gov/waterscience/>. Acesso em: 10 maio 2006.
- ESCOFET, A. Observaciones sobre alimentación y hábitos cavadores en *Bathyporeiapus ruffoi* y *Bathyporeiapus bisetosus* (Amphipoda, Oedicerotidae). **Physis**, v. 32, n. 84, p. 95-103, 1973.
- ESTEVES, F.A. **Fundamentos de limnologia.** 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.
- FABRICIO F°, J.A. Sanitary conditions of the Tramandaí river estuary, Rio Grande do Sul, Brazil: a preliminary survey. **Water Quality Bulletin**, 14(4):209-213. 1989.
- FADINI, P.S.; JARDIM, W.F.; GUIMARÃES, J.R. Evaluation of organic load measurement techniques in a sewage and waste stabilisation pond. **J. Braz. Chem. Soc.**, v. 15, n. 1, p. 131-135, 2004.
- FEPAM. **Evolução da condição de balneabilidade.** Disponível em: <http://www.fepam.rs.gov.br/qualidade/balneabilidade.asp>. Acesso em: 10 maio 2006.
- FIELD, J.G.; CLARKE, K.R.; WARWICK, R.M. A practical strategy for analyzing multispecies distribution patterns. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, v. 8, p. 37- 52, 1982.
- FOLK, R.L.; WARD, W.C. Brazos River bar: a study in the significance of grain-size parameters. **Journal of Sedimentary Research**, v. 27, n. 1, p. 3-26, 1957.
- FREITAS, S.M.F. **Distribuição espaço-temporal da comunidade de macroinvertebrados bentônicos associados ao sedimento, e uso na interpretação da qualidade das águas das Lagoas Marcelino, Peixoto e Pinguela, lagoas costeiras da bacia do rio Tramandaí, Osório, Rio Grande do Sul, Brasil.** 2003. 169 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- FURINI, V. **Plano da bacia hidrográfica do Rio Tramandaí.** Rio Grande do Sul, 2005. Disponível em: <http://www.comitetramandai.com.br/revista/index.htm>. Acesso em: 27 julho 2006.
- GARRISON, T. **Oceanography: an invitation to marine science.** 2. ed. USA: Wadsworth Publishing Company, 1995. 567p.
- GENERAL OCEANICS. **General Oceanics digital flowmeter: mechanical and electronic operators manual.** Miami: General Oceanics Inc., 1996. 17p.
- GRAY, J.S.; PEARSON, T.H. Objective selection of sensitive species of pollution-induced change in marine benthic communities. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, v. 9, p. 111-119, 1982.
- 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. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22, 2003, Joinville . **Anais...**
- HALL, J.A.; FRID, C.L. J.; GILL, M.E. The Response of Estuarine Fish and Benthos to an Increasing Discharge of Sewage Effluent. **Marine Pollution Bulletin**, v. 34, n. 7, p. 527-535, 1997.
- HASENACK, H; FERRARO, L. W. Considerações sobre o clima da região de Tramandaí, RS. **Pesquisas**, v. 22, p. 53-70, 1989.
- HAYE, P.A. **Cumacea world database: key to families of Cumacea.** Disponível em: <http://www.vliz.be/Vmdcdata/cumacea/>. Acesso em: 18 julho 2006.
- HERZ, R. **Circulação das águas de superfície da Lagoa dos Patos.** 1977. 317 f. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade de São Paulo, São Paulo.
- HOLTE, B.; OUG, E. Soft-bottom macrofauna and responses to organic enrichment in the subarctic waters of Tromsø, northern Norway. **Journal of Sea Research**, v. 36, n. 3/4, p. 227-237, 1996.
- HSU, H.P. **Análise de Fourier.** Tradução de Paulo Ivo de Queiroz. Rio de Janeiro: Ed. Livros Técnicos e Científicos, 1973. 274 p.
- IBGE. **Censo Demográfico 2000: Características da População e dos Domicílios.** 2000. Disponível em: <http://www.ibge.org.br>. Acesso em: 20/12/2005.
- ITALCONSULT. **Sistema de esgotos sanitários da cidade de Tramandaí – Imbé.** Roma: 1973. (Memória descritiva, estimativa preliminar de custo).
- JONG-GEEL, J.; BELAN, T.; LEVINGS, C.; KOO, B.J. Changes in benthic communities along a presumed pollution gradient in Vancouver Harbour. **Marine Environmental Research** 57:121–135. 2003.

- KAPUSTA, S.C. **Estrutura e distribuição espacial da comunidade de meiofauna do complexo estuarino-lagunar Tramandaí-Armazém – RS: Situação de inverno e verão.** 2001. 106 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- KAPUSTA, S.C. **Padrões espaciais e temporais da comunidade de invertebrados bentônicos no estuário Tramandaí-Armazém, RS, e a resposta da macro e meiofauna a um derrame experimental de óleo bruto.** 2005. 126 f. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- KENNISH, M.J. **Practical handbook of estuarine and marine pollution.** Boca Raton: CRC Press, 1997. 524 p.
- KJERFVE, B. Estuarine geomorphology and physical oceanography. In: DAY JR, J.W.; HALL, C.H.A.S.; KEMP, W.M.; YÁÑEZ-ARANCIBA, A. (eds.) **Estuarine ecology.** New York: Wiley-Interscience, 1989. pp. 47-78.
- KJERFVE, B.; MEDEIROS, C. Current vanes for measuring tidal currents in estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 28, n. 1, p. 87-93, 1989.
- KJERFVE, B.; KNOPPERS, B. Coastal lagoons of southeastern Brazil: physical and biogeochemical characteristics. In: PERILLO, G.M.E.; PICCOLO, M.C.; PINO-QUIVIRA, M. (eds.) **Estuaries of South America: their geomorphology and dynamics.** Berlin: Springer-Verlag, 1999. p. 35-66.
- KREBS, C.J. **Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance.** HarperCollins College Publishers, 4^o ed., New York, 1994. 801p.
- LANA, P.C. Macrofauna bentônica de fundos sublitorais não consolidados da Baía de Paranaguá (Paraná). **Nerítica**, v. 1, n. 3, p. 79-89, 1986.
- LANA, P.C.; ALMEIDA, M.V.O.; FREITAS, C.A.F.; COUTO, E.C.G.; CONTI, L.M.P.; GONZALES-PERONTI, A.L.; GILES, A.G.; LOPES, M.J.S.; SILVA, M.H.C.; PEDROSO, L.A. Estrutura espacial das associações macrobênticas sublitorais da Gamboa Perequê (Pontal do Sul, Paraná). **Nerítica**, v. 4, n. 1/2, p. 119-136, 1989.
- LEVINTON, J.S. **Marine biology: function, biodiversity, ecology.** New York: Oxford University Press, 1995. 420 p.
- LIMA, G.T.N.P. **Estudo dos hidrocarbonetos e metais pesados no sistema lagunar-estuarino de Tramandaí – RS.** 2004. 157 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Física, Química e Geológica) - Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande.
- LIRA, L.; MARTINS, I.R.; ARAÚJO, T.H.; DEHNHARDT, E.A. Nota prévia sobre o comportamento da cunha salina no estuário de Tramandaí – R.G.S. **Anais da Universidade Federal Rural de Pernambuco**, v. 2, n. 1, p. 97-116, 1976.
- LOYOLA E SILVA, J. Ordem Isopoda (espécies aquáticas). In: BUCKUP, L.; BOND-BUCKUP, G. **Os crustáceos do Rio Grande do Sul.** Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS, 1999, p. 195-236.
- MACHADO, N.A.F. **Análise multi-escalada e diagnóstico ambiental aplicado ao Litoral Norte da Planície Costeira do Rio Grande do Sul, Brasil: utilização da morfometria, sedimentometria, geoquímica dos sedimentos, física e química da água das lagoas costeiras.** 2000. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- MAGNA ENGENHARIA. **Projeto do sistema de esgotos sanitários de Tramandaí.** Porto Alegre, 1984. (Memória geral, volume 1).
- MANLY, B.F.J. **Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in biology.** 2. ed. London: Chapman & Hall, 1997. 281 p.
- MARGALEF, R. **Limnología.** Barcelona: Omega, 1983. 1010 p.
- MEDEIROS, P.R.P. **Estudo do sistema lagunar-estuarino de Tramandaí-Imbé: química e física da água.** Dissertação (Mestrado em Ecologia) 1992. 113f.. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- MÉNDEZ, N. Annelid assemblages in soft bottoms subjected to human impact in the Urías estuary (Sinaloa, Mexico). **Oceanologica Acta**, v. 25, p. 139–147, 2002.
- MIRANDA, L.B.; CASTRO, B.M.; KJERFVE, B. **Princípios de oceanografia física de estuários.** Edusp, São Paulo, 2002. 414p.

- MÖLLER JR., O.O.; CASTAING, P. Hydrographical characteristics of the estuarine area of Patos Lagoon (30°S, Brasil). In: Perillo, G.M.E.; Piccolo, M.C.; Quivira, P.M. (eds.) **Estuaries of South America: their geomorphology and dynamics**. Berlin: Springer, 1999, p. 83-100.
- MÖLLER JR., O.O.; LORENZZETTI, J.A.; STECH, J.L.; MATA, M.M. The Patos Lagoon summertime circulation and dynamics. **Continental Shelf Research**, v. 16, n. 3, p. 335-351, 1996.
- MORETTIN, P.A. **Ondas e ondeletas: da análise de Fourier à análise de ondeletas**. São Paulo: Edusp, 1999. 272 p.
- MOTTA, V. F. **Relatório geral sobre o estudo em modelo reduzido para a regularização da embocadura lagunar de Tramandaí**. 1965. 6 vols. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, IPH, Porto Alegre.
- NYBAKKEN, J.W. **Marine biology: an ecological approach**. Massachusetts: Addison-Wesley, 1997. 481p.
- NIMER, E. **Climatologia do Brasil**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 1989. 421p.
- NIXON, S.W. Nutrient dynamics, primary production and fisheries yields of lagoons. **Oceanol. Acta: Proceedings International Symposium on Coastal Lagoons SCOR/IABO/UNESCO**, 1981. Apud: KAPUSTA, S.C. Estrutura e distribuição espacial da comunidade de meiofauna do complexo estuarino-lagunar Tramandaí-Armazém – RS: Situação de inverno e verão. 2001. 106 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- ODUM, E.P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan, 1988. 434p.
- OSORIO, V.K.L.; OLIVEIRA, W. Polifosfatos em detergentes em pó comerciais. **Quím. Nova**, v. 24, n. 5, p. 700-708, 2001.
- OZORIO, C.P. **Estrutura espacial e sazonal da macrofauna bentônica da Lagoa das Custódias, Tramandaí (RS), Brasil; situações de verão e inverno**. 1993. 167 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- PAWLOWICZ, R.; BEARDSLEY, B.; LENTZ, S. Classical tidal harmonic analysis including error estimates in Matlab using T_Tide. **Computer & Geosciences**, v. 28, p. 929-937, 2002.
- PEARSON, T.H.; ROSEMBERG, R. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. **Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.**, v. 16, 229-311, 1978.
- PERILLO, G.M.E.; PICCOLO, M.C.; PINO-QUIVIRA, M. **Estuaries of South America: their geomorphology and dynamics**. Berlin: Springer-Verlag, 1999. 223 p.
- PICKARD, G.L.; EMERY, W.J. **Descriptive Physical Oceanography**. Oxford: Butterworth-Heinemann, 2003. 320p.
- PILLAR, V.D. **Multiv, multivariate exploratory analysis, randomization testing and bootstrap resampling: User's Guide v. 2.3**. Porto Alegre: UFRGS, 2004. 50p.
- PILLAR, V.D.; ORLÓCI, L. On randomization testing in vegetation science: multifactor comparisons of relevé groups. **Journal of Vegetation Science**, v. 7, p. 585-592, 1996.
- PIRES, A.M.S. Sphaeromatidae (Isopoda, Flabellifera) da zona entre-marés e fundos rasos dos Estados de São Paulo e Rio de Janeiro. **B. Inst. Oceanogr.**, v. 31, n. 2, p. 43-55, 1982.
- PIRES, A.M.S. The occurrence of *Munna* (Isopoda, Asellota) on the Southern Brazilian Coast, with a description of two new species. **Crustaceana**, v. 48, n. 1, p. 65-73, 1985.
- PINET, P.R. **Invitation to oceanography**. London: Jones and Bartlett Publishers, 1998. 508 p.
- PORTO, M.F.A.; BRANCO, S.M.; LUCA, S.J. Caracterização da qualidade da água. In: ABRH. **Hidrologia ambiental**. São Paulo: Edusp, 1991, p. 27-66.
- PRITCHARD, D.W. Estuarine circulation patterns. **Proc. Am. Soc. Civ. Eng.**, v. 81, p. 1-11, 1955.
- RESH, V.H.; MYERS, M. J.; HANNAFORD, M. Macroinvertebrates as biotic indicators of environmental quality. In: Hauer, F.R. & Lamberti, G.A. (eds.). **Methods in stream ecology**. San Francisco: Academic Press, 1996, p. 647-667.
- RIO GRANDE DO SUL. Secretaria da Saúde e do Meio Ambiente. Aprova a norma técnica SSMA N.º 01/89 – DMA, que dispõe sobre critérios e padrões de efluentes líquidos a serem observados por todas as fontes poluidoras que lancem seus efluentes nos corpos d'água interiores do Estado do Rio Grande do Sul. Portaria n. 5, de 16 de março de 1989. Diário Oficial de 29 de março de 1989.

- ROSA FILHO, J.S. **Variações espaço-temporais das associações de macroinvertebrados bentônicos de fundos moles dos estuários do Rio Grande do Sul (Brasil). Influência de fatores naturais e introduzidos, e modelos para sua predição.** 2001. 201 f. Tese (Doutorado em Oceanografia Biológica) – Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande.
- ROSA FILHO, J.S.; BEMVENUTI, C.E. Caracterización de las comunidades macrobentónicas de fondos blandos en regiones estuarinas de Río Grande do Sul (Brasil). **Thalassas Revista de Ciencias del Mar**, v. 14, p. 43-56, 1998.
- ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.** New York: Chapman & Hall, 488p. 1993.
- RÜCKERT, G.V.; GIANI, A. Effect of nitrate and ammonium on the growth and protein concentration of *Microcystis viridis* Lemmermann (Cyanobacteria). **Revista Brasil. Bot.**, V.27, n.2, p.325-331, 2004.
- SANTOS, N.M. **Abundância sazonal e padrões de ocorrência de *Sinelobus stanfordi* (Richardson, 1901) (Malacostraca, Tanaidae) no sistema lagunar de Tramandaí, Rio Grande do Sul, Brasil.** 2000. 53 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- SCHÄFER, A. E. **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais.** Porto Alegre: Editora da UFRGS, 1985. 532p.
- SCHWARZBOLD, A. **Influência da morfologia no balanço de substâncias e na distribuição de macrófitos aquáticos nas lagoas costeiras do Rio Grande do Sul.** 1982. 95 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- SEMA – Secretaria Estadual de Meio Ambiente do Rio Grande do Sul. **1º etapa do Plano de Bacia do Rio Tramandaí: caderno de trabalho do relatório temático A.3.** Profill Engenharia e Ambiente. Tramandaí, 2004. 90 p. (Pré-diagnóstico).
- SILVA, C.S.; LAYBAUER, L.; DILLENBURG, S.R. Incremento de nutrientes e metais pesados no registro sedimentar da Laguna de Tramandaí, litoral norte do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. In: CONGRESSO DA ABEQUA, 8., Imbé, 2001. **Boletim de resumos.** Porto Alegre: Abequa, 2001, p. 451-452.
- SILVA, M.C.P. Hydrobiidae (Gastropoda, Neotaenioglossa, Risssooidea) da planície costeira do Rio Grande do Sul, Brasil. 2003. 344 f. Tese (Doutorado em Biologia Animal) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- SMAYDA, T.J. The Phytoplankton of Estuaries. In: KETCHUM, B.H. (ed.). **Estuaries and Enclosed Seas.** Amsterdam: Elsevier Press, 1983. 500 p.
- SMITH, R.W.; BERGEN, M.; WEISBERG, S.B.; CADIEN, D.; DALKEY, A.; MONTAGNE, D.; STULL, J.K.; VELARDE, R.G. Benthic response index for assessing infaunal communities on the Southern California Mainland Shelf. **Ecological Applications**, v. 11, p. 1073-1087, 2001.
- SOARES, L.S. **Imbé: histórico, turístico.** 2. ed. Porto Alegre: Evangraf, 2002. 111 p.
- SOKAL, R.R.; ROLPH F.J. **Introduction to biostatistics.** San Francisco: W.H. Freeman and Company, 1973. 368p.
- STATSOFT. **Electronic Statistics Textbook.** Disponível em: <http://www.statsoft.com/textbook/stathome.html>. Acesso em: 26 julho 2006.
- STROHSCOEN JR., O. Material em suspensão nas lagoas de Tramandaí e Armazém. In: SIMPÓSIO SUL BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 2., Florianópolis, 1985. **Anais...** Florianópolis: SBG, 1985, p. 350-361.
- STULL, R.B. **An introduction to boundary layer meteorology.** Kluwer Academic Publishers, 1988. 670p.
- SUGUIO, K. **Introdução à sedimentologia.** São Paulo: Edgard Blücher, 1973. 317 p.
- TABAJARA, L.L.C.A. **Aspectos hidrodinâmicos e sedimentologia do sistema lagunar-estuarino de Tramandaí – RS.** 1994. 197 f. Dissertação (Mestrado em Geociências). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- TABAJARA, L.L.C.A.; ALMEIDA, L.E.S.B. Variações da temperatura, salinidade e material em suspensão em um ciclo de maré semidiurna no estuário de Tramandaí. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 13, 1999, Salvador. **Anais...** CD-ROM.

- TABAJARA, L.L.C.A.; DILLENBURG, S.R. Batimetria e sedimentos de fundo da laguna de tramandaí – RS. **Notas técnicas**, v. 10, p. 21-33, 1997.
- THE MATHWORKS, INC. **Manual do usuário do software MATLAB**. Signal Processing Toolbox User's Guide - Version 4.2. 1999. 720 p.
- TOMAZELLI, L.J. O regime de ventos e a taxa de migração das dunas eólicas costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil. **Pesquisas**, v. 20, p. 18-26. 1993.
- TOMAZELLI, L.J.; VILLWOCK, J.A. Geologia do sistema lagunar holocênico do litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil. **Pesquisas**, v. 18, n. 1, p.13-24. 1991.
- TONHASCA JR., A. Diversity indices in the analysis of biological communities. **Ciência e Cultura**, v. 46, n. 3, p. 138-140, 1994.
- TRAIN, R.E. **Quality criteria for water**. Washington: EPA/Castle House Publications, 255p. Apud: BAUMGARTEN, M.G.Z.; ROCHA, J.M.B.; NIENCHESKI, L.F.H. Manual de análises em oceanografia química. Rio Grande: Editora da FURG, 1996. 132p.
- U.S. CENSUS BUREAU. International Population Reports WP/02, **Global Population Profile: 2002**. U.S. Government Printing Office, Washington, DC, 2004. Disponível em <http://www.census.gov/>. Acesso em: 30 julho 2004.
- VALENTIN, J.L. **Ecologia numérica: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos**. Rio de Janeiro: Interciência, 2000. 117p.
- VASCONCELLOS, S.V. **Estudos sobre resíduos sólidos e líquidos na zona estuarina de Tramandaí, litoral norte do Rio Grande do Sul**. 1993. 38 f.. Monografia (Bacharelado em Geografia) – Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande.
- VIANELLO, R.L.; ALVES, A.R. **Meteorologia básica e aplicações**. Viçosa: Ed. Universidade Federal de Viçosa, 1991. 449p.
- VILLWOCK, J.A.; TOMAZELLI, L.J. Geologia costeira do Rio Grande do Sul. **Notas Técnicas/Centro de Estudos de Geologia Costeira e Oceânica**, Porto Alegre, v. 8, p.1-45. 1995.
- WÜRDIG, N.L. **Ostracodes do sistema lagunar de Tramandaí, RS, Brasil – sistemática, ecologia e subsídios à paleoecologia**. 1984. 476f. Tese (Doutorado em Geociências) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- WÜRDIG, N.L. Alguns dados físicos e químicos do sistema lagunar de Tramandaí, RGS. **Pesquisas**, v. 20, p. 49-74, 1987.
- WÜRDIG, N.L.; SILVA, C.M.D. Distribuição e abundância da comunidade de isopoda na Lagoa Gentil, sistema lagunar de Tramandaí, RS. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 3, p. 785-806, 1990.
- ZANETTE, P.H. **Eficiência do sistema de tratamento de efluentes sanitários na ETE de Tramandaí, RS**. 2004. 111 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia, Energia, Meio Ambiente e Materiais) – Universidade Luterana do Brasil, Canoas.