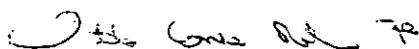


MONITORAMENTO AMBIENTAL DO EMISSÁRIO SUBMARINO DE IPANEMA USANDO
TRAÇADORES E TÉCNICAS GEOESTATÍSTICAS

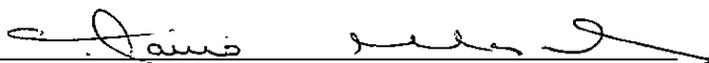
José Otávio Goulart Pecly

TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DA COORDENAÇÃO DOS PROGRAMAS DE PÓS-GRADUAÇÃO DE ENGENHARIA DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM CIÊNCIAS EM ENGENHARIA CIVIL.

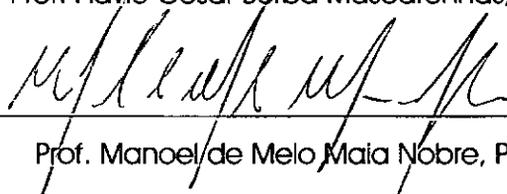
Aprovada por:



Prof. Otto Corrêa Rotunno Filho, Ph.D.



Prof. Flávio Cesar Borba Mascarenhas, D.Sc.



Prof. Manoel de Melo Maia Nobre, Ph.D.



Prof. Paulo César Colonna Rosman, Ph.D.

PECLY, JOSÉ OTAVIO GOULART

Monitoramento Ambiental do Emissário Submarino de Ipanema Usando Traçadores e Técnicas Geoestatísticas [Rio de Janeiro] 2000

X, 144 p. 29,7 cm (COPPE/UFRJ, M.Sc., Engenharia Civil, 2000)

Tese - Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE

1. Monitoramento e Avaliação de Emissário Submarino
 2. Traçadores
 3. Aquisição, Análise e Apresentação de Dados Ambientais
 4. Geoestatística
- I. COPPE/UFRJ II. Título (série)

A José Henrique Pecky (*in memoriam*) pelo exemplo de firmeza e perseverança.

A Maria José Goulart Pecky pelo seu amor, dedicação e incentivo.

A Laura Caldeira Pecki por toda a sua dedicação, atenção e carinho.

Agradecimentos especiais a toda a equipe do Laboratório de Traçadores:
Prof. Roldão, Palhano, Amauri, Henrique, Glória e ao meu orientador Otto
por todo o apoio e incentivo recebidos durante a realização dessa pesquisa.

Resumo da Tese apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Ciências (M.Sc.)

MONITORAMENTO AMBIENTAL DO EMISSÁRIO SUBMARINO DE IPANEMA USANDO TRAÇADORES E TÉCNICAS GEOESTATÍSTICAS

José Otavio Goulart Pecly

Abril / 2000

Orientador: Otto Corrêa Rotunno Filho

Programa: Engenharia Civil

Este trabalho consiste em uma aplicação da técnica de traçadores ambientais e artificiais a um estudo de monitoramento de emissários submarinos. A pesquisa desenvolvida surgiu da necessidade de monitorar o lançamento de efluentes de emissários submarinos e de avaliar riscos ambientais, sob o ponto de vista sanitário, para diferentes situações hidrodinâmicas e climatológicas. Para alcançar tal objetivo foi desenvolvido um sistema de aquisição de dados integrado a um sistema de posicionamento global para uso em ensaios de campo. Os dados ambientais adquiridos são analisados, em laboratório, permitindo a construção de mapas de localização de poluentes segundo uma abordagem geoestatística. A metodologia proposta foi utilizada no monitoramento do emissário submarino de esgotos de Ipanema (ESEI) ao longo de um ano. A partir da análise dos ensaios de campo com traçadores para quatro condições oceanográficas distintas e da análise das séries contínuas de medições oceanográficas, pode-se concluir que o ESEI opera com boas condições de diluição inicial do efluente e a direção de transporte é paralela à costa ou em direção do mar aberto.

Abstract of Thesis presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science (M.Sc.)

ENVIRONMENTAL MONITORING OF THE IPANEMA'S SEWAGE OUTFALL BY USING TRACERS
AND GEOSTATISTICAL TECHNIQUES

José Otavio Goulart Pecty

April / 2000

Advisor: Otto Corrêa Rotunno Filho

Department: Civil Engineering

This work describes an application of tracer techniques for monitoring submarine outfalls. The research developed during this work has grown due to the need of monitoring the effluent disposal by using sewage outfall's and of evaluating environmental risks, under the sanitary viewpoint, for different hydrodynamic and climatological conditions. In order to reach such aim, it was developed a data acquisition system integrated with a Global Positioning System for field data gathering. The environmental data are analysed in the laboratory using a geostatistic tool in order to generate pollution plume location maps. The proposed methodology was used for monitoring the dilution capacity of Ipanema's Sewage Outfall during one whole year. Based on the analysis of the tracer field data covering four different oceanographic conditions and based on the analysis of the oceanographic measurements time series, one can conclude that the ESEI operates under good initial effluent dilution conditions and the transport is parallel to the shore or in the open sea direction.

1.	INTRODUÇÃO	1
2.	REVISÃO DA LITERATURA	5
2.1.	TÉCNICAS FLUORIMÉTRICAS	5
2.2.	DISPOSIÇÃO DE EFLUENTES POR EMISSÁRIOS SUBMARINOS	7
2.3.	DILUIÇÃO INICIAL E MISTURAMENTO EM EMISSÁRIOS SUBMARINOS	9
2.3.1.	A MODELAGEM DO FATOR DE DILUIÇÃO	11
2.4.	TÉCNICAS DE MEDIDA DA TURBIDEZ DA ÁGUA	13
2.4.1.	NEFELOMETRIA E TURBIDIMETRIA	13
2.4.2.	PADRÃO EMPÍRICO EM NEFELOMETRIA	14
2.5.	A TURBIDEZ COMO INDICADOR DE QUALIDADE DA ÁGUA	14
2.6.	TURBIDEZ E SENSORIAMENTO REMOTO	15
2.7.	SISTEMAS DE AQUISIÇÃO DE DADOS	16
2.7.1.	OS COMPONENTES DE UM SISTEMA DE AQUISIÇÃO DE DADOS	17
2.8.	TEORIA DA AMOSTRAGEM DE SINAIS	19
2.8.1.	FAIXAS DE FREQUÊNCIA DE SINAIS NATURAIS	19
2.8.2.	TEOREMA DA AMOSTRAGEM	20
2.8.3.	QUANTIZAÇÃO E CODIFICAÇÃO	21
2.8.4.	A AVALIAÇÃO DO ERRO DE PIOR CASO	25
2.8.5.	ERRO PARA SINAIS VARIANTES NO TEMPO	26
2.9.	GEOESTATÍSTICA	28
3.	METODOLOGIA: PARTE I - AQUISIÇÃO DE DADOS AMBIENTAIS	30
3.1.	OS TRANSDUTORES E OS SINAIS MONITORADOS	30
3.2.	O SISTEMA DE AQUISIÇÃO DE DADOS	32
3.2.1.	PLACA DE INTERFACE	33
3.2.2.	O PROGRAMA DO SISTEMA DE AQUISIÇÃO	35
3.3.	INTEGRAÇÃO ELÉTRICA E FUNCIONAL	35
3.3.1.	DESCRIÇÃO DO SISTEMA DE POSICIONAMENTO	35
3.3.2.	O APLICATIVO DE NAVEGAÇÃO E AQUISIÇÃO	36
4.	METODOLOGIA: PARTE II - ANÁLISE DOS DADOS AMBIENTAIS	40
4.1.	GEOESTATÍSTICA AMBIENTAL	41
4.2.	MÉTODOS DE CONTORNO	42
4.3.	O MÉTODO DO INVERSO DA DISTÂNCIA	43
4.3.1.	MODELAGEM DE TENDÊNCIAS E ANISOTROPIA	44
4.4.	AS BASES TEÓRICAS DA ESTIMAÇÃO ÓTIMA	45
4.4.1.	O VARIOGRAMA	46
4.4.2.	ESTIMAÇÃO LOCAL ATRAVÉS DO MÉTODO DE KRIGE	48
4.5.	O VARIOGRAMA EXPERIMENTAL	49
4.5.1.	MODELOS DE VARIOGRAMA	51
4.6.	INCERTEZA ASSOCIADA AO VARIOGRAMA	53
4.7.	ANÁLISE DE VALIDAÇÃO CRUZADA	53
4.8.	COMPARAÇÃO ENTRE "KRIGING" E INVERSO DA DISTÂNCIA AO QUADRADO	54
4.9.	PROCEDIMENTO DE ANÁLISE GEOESTATÍSTICA	58
5.	DESCRIÇÃO DO PROBLEMA – ESTUDO DE CASO	59
5.1.	ENSAIO COM TRAÇADORES: PROGRAMAÇÃO DA CAMPANHA DE CAMPO	59
5.2.	SELEÇÃO DE TRAÇADORES AMBIENTAIS E ARTIFICIAIS	61

5.3.	MODO DE INJEÇÃO DE TRAÇADOR ARTIFICIAL	64
5.4.	MEDIDA DA CONCENTRAÇÃO DE TRAÇADOR NO EFLUENTE	65
5.4.1.	DETERMINAÇÃO DA VAZÃO LÍQUIDA	69
5.5.	MONITORAMENTO DA PLUMA DE TRAÇADOR	70
5.6.	PERFILAGENS DE TRAÇADOR E PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS	74
5.7.	MEDIDAS OCEANOGRÁFICAS	77
6.	ANÁLISE DOS RESULTADOS DO EMISSÁRIO SUBMARINO DE IPANEMA	84
6.1.	A ANÁLISE DE SEMIVARIÂNCIA DA SÉRIE COMPLETA	85
6.1.1.	ANÁLISE DO CONJUNTO COMPLETO DOS DADOS DE TRAÇADOR	86
6.1.2.	VARIOGRAMAS PARA O MONITORAMENTO DE TRAÇADOR	88
6.1.3.	ANÁLISE DO CONJUNTO COMPLETO DOS DADOS DE TURBIDEZ	91
6.1.4.	VARIOGRAMA PARA O MONITORAMENTO DE TURBIDEZ	93
6.2.	ANÁLISE DE CORRELAÇÃO CRUZADA PARA A SÉRIE COMPLETA	94
6.3.	DISTRIBUIÇÃO HORIZONTAL DE TRAÇADOR PARA A SÉRIE COMPLETA	97
6.4.	ANÁLISE DE UM SUBCONJUNTO DOS DADOS	99
6.4.1.	VARIOGRAMA PARA O SUBCONJUNTO DE AMOSTRAS	100
6.5.	ANÁLISE DE CORRELAÇÃO CRUZADA PARA O SUBCONJUNTO DE AMOSTRAS	101
6.6.	DISTRIBUIÇÃO HORIZONTAL DE TRAÇADOR PARA O SUBCONJUNTO DE DADOS	103
6.7.	SUMÁRIO DA ANÁLISE GEOESTATÍSTICA DOS DADOS	105
6.8.	ANÁLISE DE ERROS	106
6.9.	MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA PLUMA DE POLUENTES	107
7.	CONCLUSÕES	111
8.	RECOMENDAÇÕES	113
9.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	115
GLOSSÁRIO		122
APÊNDICE A – AQUISIÇÃO DE DADOS AMBIENTAIS		125
A.1.	SISTEMAS DE POSICIONAMENTO	125
A.1.1.	SISTEMAS GLOBAIS E SISTEMAS LOCAIS	126
A.1.2.	CONCEITOS BÁSICOS EM MAPEAMENTO	127
A.2.	O SISTEMA UTM	130
A.3.	O GPS DIFERENCIAL	131
A.3.1.	NÍVEIS DE ACURÁCIA DO GPS	133
A.4.	CARACTERÍSTICAS DO NÚCLEO DO SISTEMA DE AQUISIÇÃO	134
APÊNDICE B – ANÁLISE DE DADOS		135
B.1.	AS EQUAÇÕES DO SISTEMA “KRIGING”	135
B.2.	PROGRAMA MATLAB PARA A GERAÇÃO DE MALHAS DE TESTE	140
B.3.	UM PROCEDIMENTO PARA USO DE UM PROGRAMA DE GEOESTATÍSTICA	142

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1: EXTENSÃO DA ZONA DE DILUIÇÃO INICIAL OU CAMPO PRÓXIMO EM FUNÇÃO DA CORRENTE.	10
FIGURA 2: CARACTERÍSTICAS DE UM CONVERSOR ANALÓGICO-DIGITAL DE 3 BITS IDEAL E DE UM CONVERSOR PRÁTICO.	24
FIGURA 3: TEMPO DE CONVERSÃO PARA CONVERSORES A/D EM FUNÇÃO DA FREQUÊNCIA.	27
FIGURA 4: TATTETALE "MODEL 8" EM TAMANHO NATURAL, CONTROLADO PELO PODEROSO PROCESSADOR MOTOROLA 68832.	32
FIGURA 5: DIAGRAMA DE BLOCOS DO SISTEMA DE AQUISIÇÃO DE DADOS.	34
FIGURA 6: SISTEMA DE POSICIONAMENTO, AQUISIÇÃO DE DADOS E NAVEGAÇÃO EM TEMPO REAL.	39
FIGURA 7: PARÂMETROS PRINCIPAIS OBTIDOS DA ANÁLISE DO VARIOGRAMA.	52
FIGURA 8: COMPARAÇÃO ENTRE AS SUPERFÍCIES GERADAS PELO MÉTODO DO INVERSO DA DISTÂNCIA AO QUADRADO (ACIMA) E PELO MÉTODO DE KRIGE (ABAIXO).	56
FIGURA 9: VARIAÇÃO DA TURBIDEZ EM FUNÇÃO DO FATOR DE DILUIÇÃO PARA O EFLUENTE DO ESEI.	61
FIGURA 10: VARIAÇÃO DA TURBIDEZ EM FUNÇÃO DA DILUIÇÃO PARA O EFLUENTE DO ESEI.	62
FIGURA 11: DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO E DA VAZÃO TRANSITANTE NO EMISSÁRIO.	68
FIGURA 12: VAZÃO CALCULADA NO ESEI - CAMPANHA DE INVERNO - CORRENTE LESTE → OESTE.	69
FIGURA 13: MONTAGEM DOS EQUIPAMENTOS DE DETECÇÃO NO BARCO DE MONITORAMENTO.	72
FIGURA 14: NAVEGAÇÃO DE MONITORAMENTO NA CAMPANHA COM CORRENTE LESTE → OESTE.	73
FIGURA 15: PERFIL VERTICAL DE TRAÇADOR, TURBIDEZ, TEMPERATURA E OXIGÊNIO DISSOLVIDO DURANTE A CAMPANHA DE CAMPO MOSTRANDO UMA CONDIÇÃO NÃO ESTRATIFICADA.	75
FIGURA 16: PERFIL VERTICAL DE TRAÇADOR, TURBIDEZ, TEMPERATURA E OXIGÊNIO DISSOLVIDO DURANTE A CAMPANHA DE CAMPO MOSTRANDO UMA CONDIÇÃO ESTRATIFICADA.	76
FIGURA 17: ARRANJO TÍPICO DOS EQUIPAMENTOS DE MEDIDAS OCEANOGRÁFICAS.	77
FIGURA 18: DETALHE DA SÉRIE TEMPORAL DE CORRENTES EM DIFERENTES PROFUNDIDADES PARA O DIA 25 DE SETEMBRO DE 1997.	78
FIGURA 19: DETALHE DA SÉRIE TEMPORAL DE TEMPERATURA EM DIFERENTES PROFUNDIDADES PARA O DIA 25 DE SETEMBRO DE 1997.	79
FIGURA 20: SÉRIE TEMPORAL PARA O NÚMERO DE RICHARDSON EM DIFERENTES PROFUNDIDADES PARA O DIA 25 DE SETEMBRO DE 1997.	81
FIGURA 21: DETALHE DA SÉRIE TEMPORAL DE CORRENTES EM DIFERENTES PROFUNDIDADES PARA O DIA 18 DE MARÇO DE 1997.	82
FIGURA 22: DETALHE DA SÉRIE TEMPORAL DE TEMPERATURA EM DIFERENTES PROFUNDIDADES PARA O DIA 18 DE MARÇO DE 1997.	82
FIGURA 23: SÉRIE TEMPORAL PARA O NÚMERO DE RICHARDSON EM DIFERENTES PROFUNDIDADES PARA O DIA 18 DE MARÇO DE 1997.	83
FIGURA 24: DISTRIBUIÇÕES DE FREQUÊNCIA PARA O CONJUNTO COMPLETO DE DADOS DE CONCENTRAÇÃO DE TRAÇADOR FLUORESCENTE.	87
FIGURA 25: SEMIVARIOGRAMA PARA A CONCENTRAÇÃO DE TRAÇADOR A 2 M DE PROFUNDIDADE.	88
FIGURA 26: SEMIVARIOGRAMA PARA A CONCENTRAÇÃO DE TRAÇADOR A 4,5 M DE PROFUNDIDADE.	89
FIGURA 27: SEMIVARIOGRAMA PARA A CONCENTRAÇÃO DE TRAÇADOR A 6,5 M DE PROFUNDIDADE.	90
FIGURA 28: COMPARAÇÃO ENTRE AS DISTRIBUIÇÕES DE FREQUÊNCIA PARA O MONITORAMENTO DE TRAÇADOR E DE TURBIDEZ NO FUNDO COM CONJUNTO COMPLETO DE DADOS.	92
FIGURA 29: SEMIVARIOGRAMA PARA A TURBIDEZ A 6,5 M DE PROFUNDIDADE.	93
FIGURA 30: COMPARAÇÃO ENTRE VALORES OBSERVADOS E INTERPOLADOS ATRAVÉS DO MODELO ISOTRÓPICO ESFÉRICO PARA O MONITORAMENTO DE TRAÇADOR NO RASO.	94
FIGURA 31: VISÃO TRIDIMENSIONAL COMPARATIVA ENTRE A TURBIDEZ E O TRAÇADOR NO FUNDO.	96
FIGURA 32: DISTRIBUIÇÃO HORIZONTAL DE TRAÇADOR PARA O MONITORAMENTO NO RASO.	97
FIGURA 33: DISTRIBUIÇÃO HORIZONTAL DE TRAÇADOR PARA O MONITORAMENTO NO FUNDO.	98
FIGURA 34: COMPARAÇÃO ENTRE AS DISTRIBUIÇÕES DE FREQUÊNCIA PARA O CONJUNTO COMPLETO E O SUBCONJUNTO DE DADOS PARA O MONITORAMENTO DE TRAÇADOR NO RASO.	99
FIGURA 35: SEMIVARIOGRAMA PARA A CONCENTRAÇÃO DE TRAÇADOR A 2 M DE PROFUNDIDADE, CONSIDERANDO O SUBCONJUNTO DOS DADOS.	100
FIGURA 36: COMPARAÇÃO ENTRE VALORES OBSERVADOS E INTERPOLADOS ATRAVÉS DO MODELO ISOTRÓPICO ESFÉRICO PARA O MONITORAMENTO DE TRAÇADOR NO RASO, CONSIDERANDO O SUBCONJUNTO DOS DADOS.	101
FIGURA 37: COMPARAÇÃO ENTRE VALORES MEDIDOS E INTERPOLADOS ATRAVÉS DO MODELO ISOTRÓPICO LINEAR PARA O MONITORAMENTO DE TRAÇADOR NO RASO, CONSIDERANDO O SUBCONJUNTO DOS DADOS.	102

FIGURA 38: DISTRIBUIÇÃO HORIZONTAL DE TRAÇADOR PARA O MONITORAMENTO NO RASO, CONSIDERANDO O SUBCONJUNTO DOS DADOS.	103
FIGURA 39: MAPA DE INCERTEZAS ASSOCIADO À DISTRIBUIÇÃO HORIZONTAL DE TRAÇADOR PARA O MONITORAMENTO NO RASO, CONSIDERANDO O SUBCONJUNTO DOS DADOS.	104
FIGURA 40: MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA PLUMA DE EFLUENTES DO ESEI DURANTE A CAMPANHA DE CAMPO, NO DIA 25 DE SETEMBRO DE 1997, A 2 METROS DE PROFUNDIDADE.	110
FIGURA A. 1: COMPARAÇÃO DA ACURÁCIA PARA VÁRIOS SISTEMAS GPS.	133

ÍNDICE DE TABELAS

TABELA 1: FAIXAS DE FREQUÊNCIA DE ALGUNS SINAIS BIOLÓGICOS.	20
TABELA 2: FAIXAS DE FREQUÊNCIA DE ALGUNS SINAIS SÍSMICOS.	20
TABELA 3: FAIXAS DE FREQUÊNCIA DE ALGUNS SINAIS HIDROLÓGICOS.	20
TABELA 4: RESOLUÇÃO E FAIXA DINÂMICA DE UM CONVERSOR A/D PARA FS DE 5,0000 VOLTS.	22
TABELA 5: AVALIAÇÃO DA DERIVA TÉRMICA DA ACURÁCIA DE FS.	25
TABELA 6: VARIÁVEIS FÍSICAS MEDIDAS E FORMAS DE CONDICIONAMENTO.	30
TABELA 7: EVOLUÇÃO DA METODOLOGIA EMPREGADA PELO LABORATÓRIO DE TRAÇADORES.	40
TABELA 8: COMPARAÇÃO ENTRE OS DADOS DA SUPERFÍCIE DE REFERÊNCIA E DA SUPERFÍCIE GERADA PELOS MÉTODOS DE CONTORNO.	57
TABELA 9: CONCENTRAÇÃO E VAZÃO MÉDIA NO ESEI MEDIDA COM AMIDORODAMINA G EXTRA - CAMPANHA DE INVERNO.	70
TABELA 10: DADOS GERAIS DA CAMPANHA DE CAMPO.	84
TABELA 11 : ESTATÍSTICA GERAL PARA OS PARÂMETROS MEDIDOS NAS 3 PROFUNDIDADES.	84
TABELA 12: RESUMO COMPARATIVO ENTRE OS TIPOS DE ANÁLISE REALIZADAS.	85
TABELA 13 : VALORES DAS DISTRIBUIÇÕES DE FREQUÊNCIA PARA AS CLASSES SELECIONADAS.	86
TABELA 14 : VALORES DE PARÂMETROS DE MODELOS AJUSTADOS AO SEMIVARIOGRAMA EXPERIMENTAL PARA A CONCENTRAÇÃO NO RASO (INTERVALO DE CLASSE 100 M).	88
TABELA 15: VALORES DE PARÂMETROS DE MODELOS AJUSTADOS AO SEMIVARIOGRAMA EXPERIMENTAL PARA A CONCENTRAÇÃO DO MEIO (INTERVALO DE CLASSE 100 M).	89
TABELA 16 : VALORES DE PARÂMETROS DE MODELOS AJUSTADOS AO SEMIVARIOGRAMA EXPERIMENTAL PARA A CONCENTRAÇÃO NO FUNDO (INTERVALO DE CLASSE 100 M).	90
TABELA 17: VALORES DAS DISTRIBUIÇÕES DE FREQUÊNCIA DE CONCENTRAÇÃO DE TRAÇADOR NO FUNDO E TURBIDEZ PARA AS CLASSES SELECIONADAS.	91
TABELA 18 : VALORES DE PARÂMETROS DE MODELOS AJUSTADOS AO SEMIVARIOGRAMA EXPERIMENTAL PARA A TURBIDEZ (INTERVALO DE CLASSE 50 M).	93
TABELA 19: COEFICIENTES DE AJUSTE POR MÍNIMOS QUADRADOS DAS SÉRIES DE CORRELAÇÃO CRUZADA PARA O MONITORAMENTO DE TRAÇADOR E DE TURBIDEZ.	94
TABELA 20 : VALORES DE PARÂMETROS DE MODELOS AJUSTADOS AO SEMIVARIOGRAMA EXPERIMENTAL PARA O SUBCONJUNTO DE DADOS (INTERVALO DE CLASSE 100 M).	100
TABELA 21: PARÂMETROS PRINCIPAIS DA ANÁLISE DOS DADOS DE TRAÇADOR E DE TURBIDEZ.	105
TABELA 22: AVALIAÇÃO DA ACURÁCIA HORIZONTAL DO MAPA.	106
TABELA 23: RELAÇÃO ENTRE CONCENTRAÇÃO E SEUS RESPECTIVOS FATORES DE DILUIÇÃO.	108
TABELA A. 1: CARACTERÍSTICAS DE DIFERENTES PROJEÇÕES PLANAS.	127
TABELA A. 2: ACURÁCIA HORIZONTAL EM FUNÇÃO DA ESCALA SEGUNDO O NMAS.	129
TABELA A. 3: EQUIVALÊNCIA EM METROS PARA MAPAS PRODUZIDOS POR UMA IMPRESSORA COM RESOLUÇÃO DE 300 DPI.	129
TABELA A. 4: DIFERENÇA NOS VALORES DA PROJEÇÃO UTM PARA DIFERENTES "DATA", CONSIDERANDO UM PONTO LOCALIZADO PRÓXIMO AO ESEI.	131
TABELA A. 5: DIFERENÇA NOS VALORES DA PROJEÇÃO UTM PARA DIFERENTES "DATA", CONSIDERANDO UM PONTO PRÓXIMO À LAGOA DOS PATOS E À LAGOA MIRIM.	131

1. Introdução

A elevada capacidade de mistura de estruturas difusoras localizadas em águas oceânicas é um dos meios mais utilizados para tratar efluentes domésticos e industriais.

Os processos de mistura dominantes podem ser classificados como campo próximo (ou zona de misturamento inicial) e campo afastado. O misturamento inicial ocorre próximo aos difusores e é causado pela fluatibilidade e pela quantidade de movimento do jato submerso que, combinado com as correntes e com a variação da densidade da água oceânica, cria uma região de intenso misturamento. Após o processo de mistura inicial, ocorre o misturamento no campo afastado, onde a pluma deriva segundo as correntes do mar e sofre difusão pela turbulência oceânica. Essas fases de misturamento possuem modelagem complexa devido às variações espacial e temporal das correntes oceânicas e devido à estratificação da coluna de água (Monteiro et al., 1992; Roberts and Williams, 1995; Rodriguez et al., 1995).

Devido à complexidade do problema em questão, fazem-se necessários estudos que apresentem uma abordagem multidisciplinar capazes de (Roldão et al., 1998):

- avaliar as condições hidráulicas do emissário submarino;
- medir o fator de diluição do efluente no campo próximo;
- avaliar a influência de condições oceanográficas e meteorológicas;
- incorporar os dados medidos e analisados em um modelo hidrodinâmico de previsão de comportamento da pluma e em um modelo de qualidade de água.

Mais especificamente, os estudos de monitoramento de emissários submarinos podem ser abordados em blocos, a saber:

1. realização de medidas oceanográficas para obter séries temporais de direção e intensidade das correntes marítimas;
2. análise de dados oceanográficos para caracterizar a hidrodinâmica durante os ensaios de campo e fornecer dados básicos para a modelagem hidrodinâmica;
3. realização de medidas de vento para obter séries temporais de direção e intensidade e para fornecer dados básicos para a modelagem matemática;

4. análise de dados históricos de ventos a ser utilizada na modelagem matemática assim como para se estabelecer correlações entre o vento e correntes superficiais;
5. medições de parâmetros físico-químicos através de perfilagens periódicas realizadas em pontos fixos, para fornecer dados sobre a mistura vertical;
6. realização de ensaios com traçadores para determinar as condições hidráulicas de funcionamento e a diluição do efluente lançado no mar para condições oceanográficas representativas;
7. análise geoestatística de dados ambientais para definir a área afetada e fornecer parâmetros para a modelagem de qualidade de água.

No intuito de integrar esses blocos, devem ser desenvolvidas uma modelagem hidrodinâmica e uma modelagem de qualidade de água desacopladas¹, de forma a prever o comportamento da pluma de efluentes para todos os cenários de interesse.

O modelo hidrodinâmico, calibrado a partir da análise de dados oceanográficos (correntes e marés), serve de base para a implementação do modelo de qualidade de água, calibrado a partir dos ensaios de campo com traçadores. Devido ao elevado custo de medições de campo, os modelos são usados para a simulação das situações não cobertas pelos ensaios com traçadores ou situações de mar severo, quando uma navegação segura não é possível.

O presente trabalho aborda os seguintes blocos: ensaios com traçadores, medidas oceanográficas, medidas de perfis verticais de parâmetros físico-químicos e análise geoestatística.

Para cumprir tal escopo, esse trabalho pretende fornecer os instrumentos básicos para aquisição, análise e apresentação de resultados, e aplicar a metodologia a um estudo de caso constituído pelo monitoramento do Emissário Submarino de Esgotos de Ipanema (ESEI). Desse modo, para alcançar tais objetivos, uma série de problemas foram solucionados durante o desenvolvimento do estudo, como discriminado a seguir:

¹ Modelos desacoplados são construídos para o caso de contaminantes passivos, onde a concentração do contaminante não afeta o padrão hidrodinâmico.

- integrar um sistema de aquisição de dados com um sistema de posicionamento global;
- desenvolver um programa de aquisição de dados para monitoramento de plumas de poluentes;
- realizar campanhas de campo para a obtenção de dados ambientais;
- analisar os dados espaciais usando uma abordagem geoestatística, envolvendo métodos de geração de mapas de contorno e o efeito da malha de amostragem;
- comparar o desempenho de traçadores artificiais e ambientais na determinação da eficiência de um emissário submarino;
- produzir um mapa de qualidade cartográfica reproduzindo as áreas de influência de poluentes.

Deve-se notar que a aplicação dessa metodologia a todas as possíveis situações oceanográficas, permite avaliar se os elevados índices de poluição da praias de Ipanema e Leblon devem ou não ser atribuídos ao lançamento dos efluentes do ESEI.

Quanto à forma de apresentação, o presente trabalho contém 8 capítulos seguidos pelas Referências Bibliográficas, pelo Glossário e por 2 Apêndices.

No Capítulo 2, Revisão da Literatura, serão resumidos trabalhos de outros autores em áreas afins, tais como: técnicas fluorimétricas, disposição de efluentes por emissários submarinos, sistemas de aquisição de dados e geoestatística.

A metodologia foi subdividida em duas partes: a Parte I, apresentada no Capítulo 3, aborda sistemas de aquisição de dados e seu uso em um sistema físico natural, enquanto a Parte II, apresentada no Capítulo 4 aborda métodos de geração de curvas de contorno e descreve aspectos teóricos e práticos sobre a análise geoestatística proposta.

No Capítulo 5, referente ao estudo de caso, será apresentada a localização do Emissário Submarino de Esgotos de Ipanema (ESEI), a realização do ensaio de campo e a caracterização das condições oceanográficas existentes durante a campanha.

A análise dos dados referentes às distribuições de traçador será apresentada no Capítulo 6 seguindo uma abordagem estatística e geoestatística. Também no Capítulo 6, a apresentação dos resultados, sob a forma de curvas de contorno, será correlacionada com os dados oceanográficos. Ainda no Capítulo 6, será apresentada uma descrição das principais fontes de erros na geração de mapas de localização de plumas de poluentes.

As conclusões, contendo um sumário dos principais resultados obtidos a partir desse trabalho de pesquisa, serão apresentadas no Capítulo 7. Com base nesse trabalho de pesquisa, as recomendações serão feitas no Capítulo 8 como uma proposta de aprofundamento dos estudos, na qual se inclui técnicas de avaliação de turbidez combinadas com sensoriamento remoto.

Finalmente, são apresentados elementos de complementação como referências bibliográficas, glossário e apêndices. Nos Apêndices A e B são apresentadas um conjunto de informações complementares, tais como: sistemas de posicionamento, projeções cartográficas, programa de geração de malhas de teste e o uso de ferramentas computacionais.

2. Revisão da Literatura

Nessa revisão bibliográfica são abordados os temas: técnicas fluorimétricas, disposição marinha de efluentes, técnicas de medida de turbidez, sistemas de aquisição de dados, geoestatística e sensoriamento remoto. Outros temas afins, como sistemas de posicionamento por satélite, sistemas geodésicos e conceitos básicos em mapeamento, são apresentados nos Apêndices A e B.

2.1. Técnicas fluorimétricas

Na área de recursos hídricos, técnicas fluorimétricas são usadas em estudos com traçadores fluorescentes envolvendo medidas de vazão pelo método da diluição, medidas de tempo de trânsito, medidas de dispersão e medidas de reaeração (Wilson et al., 1986). Wilson et al. (1986) apresentam informações sobre fluorescência, traçadores, fluorímetros, descrição do funcionamento de fluorímetros e procedimentos de calibração como um guia para uso no campo e em laboratório.

A medida de vazão usando traçadores é uma técnica baseada na medida da diluição de traçadores através dos métodos de injeção instantânea ou injeção contínua (Kilpatrick and Cobb, 1985). Os métodos descritos são particularmente apropriados para pequenos escoamentos, canais e tubulações onde: a turbulência é elevada; as áreas da seção transversal ou as velocidades são indeterminadas ou mudam ao longo do escoamento; o escoamento é permanente; o local de medições é inacessível ou inseguro usando técnicas hidrométricas convencionais. A técnica de injeção contínua presume a injeção de traçador no escoamento a ser medido e o uso do método da diluição para a obtenção da vazão. Recomenda-se a técnica de injeção contínua para escoamentos com vazão até 50 m³/s e injeção instantânea para vazões mais elevadas (World Meteorological Organization, 1990). Entretanto, a medição de vazões nas usinas hidrelétricas de Serra da Mesa e Corumbá, no estado de Goiás, foi realizada com sucesso

usando-se injeção contínua para vazões entre 300 e 2200 m³/s (Roldão et al., 1997). Em outra pesquisa realizada na usina hidrelétrica de Funil, no estado do Rio de Janeiro, operando com vazões entre 80 e 110 m³/s, o método da injeção contínua também apresentou bons resultados (Sousa, 1997).

O método de medição de tempo de trânsito em condutos fechados é descrito na norma internacional ISO 2975/VI (ISO, 1977). As técnicas de injeção instantânea e injeção contínua para medida de vazão em canais abertos são descritas nas normas internacionais ISO 9555-1 (ISO, 1992a) e ISO 9555-4 (ISO, 1992b).

Por sua vez, medidas de tempo de trânsito e dispersão em escoamentos são descritas em um manual que aborda traçadores fluorescentes, equipamentos de medição e procedimentos de campo e de laboratório (Hubbard et al., 1982). Roldão e Pecly (1998) caracterizaram a vazão, o tempo de trânsito e a dispersão de escoamentos convergentes através do método da injeção instantânea.

Medidas de tempo de trânsito e determinação da dispersão bidimensional foram realizadas na laguna Setubal, Argentina, usando-se o método da injeção instantânea. Os resultados foram comparados com aqueles obtidos pela solução analítica de Taylor, mostrando bom ajuste (Roldão et al., 1996). A análise dos resultados foi realizada através das soluções analíticas propostas por Diachishin (1963) e por Patterson and Gloyna (1965) e através das soluções empíricas propostas por Murthy and Miners (1978).

Um método fluorimétrico modificado para a determinação de lignina sulfonada em cursos de água naturais foi utilizado no lago Vänern, Suécia (Wilander et al., 1974). Embora a detecção de lignina sulfonada tenha sido obtida em alguns locais, o método não se mostrou tão seletivo quanto desejado. Em locais sem a disposição artificial de lignina, foram encontrados os mesmos padrões de áreas de elevada poluição originada de indústrias de papel.

A partir do estudo conduzido por Wilander et al. (1974), durante a fase de preparação dos ensaios de campo para o monitoramento do emissário submarino da

Aracruz Celulose, uma indústria de papel que emprega o processo Kraft, foram realizadas análises espectrofluorimétricas para identificar o possível uso da lignina como um traçador ambiental. Embora o processo Kraft não produza lignina sulfonada, normalmente são encontrados no efluente outros tipos de lignina modificados. Entretanto, os testes em laboratório não apresentaram resultados satisfatórios (Roldão et al., 1995).

Finalmente, estudos de circulação têm sido propostos para detectar o movimento de água em rios, lagos ou áreas costeiras e, assim, avaliar a diluição sofrida pelos efluentes atuais ou efluentes planejados. O espalhamento e a diluição são avaliados analisando-se amostras de água do local de interesse ou pela leitura direta através de fluorímetros de campo (Rodrigues et al., 1990). A informação medida pode ser analisada para gerar mapas de concentração (diluição) ou estatísticas de ocorrência de uma dada concentração de traçador em determinados pontos (Roberts, 1998).

2.2. Disposição de efluentes por emissários submarinos

Medidas detalhadas da diluição e da dispersão de efluentes de um emissário submarino no estuário do rio Fraser, Canadá, foram realizadas com o uso do corante artificial Rodamina WT (Hodgins et al., 1998). O esgoto é lançado com taxas entre 4 e 9 m³/s a uma profundidade de 10 m. As medidas de dispersão foram realizadas durante um ciclo completo de maré. A estratégia foi delinear a extensão horizontal da pluma e obter medidas detalhadas da estrutura vertical da pluma próximas aos difusores, onde as concentrações são mais elevadas. Para alcançar esse objetivo, foram usadas duas embarcações posicionadas pelo sistema de posicionamento global diferencial ("Differential Global Positioning System" - DGPS). O barco encarregado de delinear a pluma controlava, remotamente, um veículo subaquático que continha equipamentos para a medição da concentração de traçador, condutividade, temperatura e profundidade. O barco encarregado das perfilagens verticais usava um fluorímetro de campo Turner para medir a concentração de traçador, através do bombeamento da água nas profundidades selecionadas.

Foi verificado que a mistura vertical é rápida e completa a uma distância entre 200 e 500 m dos difusores, enquanto a mistura lateral é um processo lento. As diluições mínimas, entre 1:5 e 1:10, foram encontradas sobre o emissário submarino, na estofa da maré, no momento da inversão da corrente, enquanto as diluições máximas de 1:1500 foram encontradas a distâncias maiores que 10 km.

O uso de dados oceanográficos na modelagem do comportamento do emissário submarino de Sand Island na baía de Mamala, Hawaii, permitiu simular e prever o campo de transporte e difusão dos efluentes nos períodos de verão e de inverno (Roberts, 1998). O emissário possui difusores a uma profundidade de cerca de 70 m, operando com uma vazão média diária de cerca de 3 m³/s. O conjunto de instrumentos oceanográficos foi composto de um perfilador acústico de corrente por efeito Doppler (“Acoustic Doppler Current Profile” - ADCP) e uma cadeia de termistores para permitir a perfilagem contínua do campo de velocidades e da estratificação da densidade da coluna de água. Nesse estudo, foi dada ênfase às situações em que a pluma alcança a superfície, uma vez que plumas submersas tendem a se manter submersas e provavelmente não alcançam a costa. Verificou-se que a pluma atingiu a superfície cerca de 11% do tempo no período de verão e 45% do tempo no período do inverno. O estudo mostrou que o impacto da descarga dos efluentes é confinado a uma pequena área em torno dos difusores e que o impacto nas praias não deve ser significativo.

Um estudo para prever a diluição e transporte de efluentes para o emissário oceânico proposto na Barra da Tijuca, Rio de Janeiro, foi realizado usando-se dados de corrente e estratificação da coluna de água, medidos entre abril de 1985 e fevereiro de 1986. O emissário oceânico foi projetado para produzir um campo de diluição sempre submerso com a diluição variando entre 1:200 e 1:2000. O transporte no campo afastado, devido às correntes, foi calculado e expresso em termos de uma frequência de visitação, ou seja, da probabilidade do campo de diluição atingir um dado local. Foi mostrado que o efluente nunca alcança a costa com um tempo de trânsito menor do que 5,5 horas (Roberts, 1989).

2.3. Diluição inicial e misturamento em emissários submarinos

Diluição inicial é a diluição obtida em uma pluma devido ao efeito combinado da energia do jato submerso e da flutuabilidade do fluido descarregado através de um orifício e devido ao misturamento turbulento nas vizinhanças da pluma. A taxa de misturamento é muito rápida nos primeiros instantes após deixar o orifício e decresce significativamente após a quantidade de movimento e a flutuabilidade serem dissipadas (Baumgartner et al., 1994).

A dinâmica da pluma é controlada pela estratificação da densidade da coluna de água e pelas correntes oceânicas.

A estratificação da densidade pode ser caracterizada pela frequência de Brunt-Vaisala, também chamada de frequência de flutuabilidade, através da relação

$$N = \pm \left(\frac{g}{\rho} \left| \frac{\partial \rho}{\partial z} \right| \right)^{1/2} \quad \text{Eq. 1}$$

onde:

- N - é frequência de Brunt-Vaisala (1/s);
- g - é a aceleração da gravidade (m/s^2);
- ρ - é a massa específica obtida da equação de estado da água² (kg/m^3);
- $\partial \rho / \partial z$ - é a taxa de variação vertical da massa específica da água (kg/m^4).

Nas situações em que a água oceânica apresenta uma estratificação fraca ou nula, o misturamento do efluente é completo em todas as profundidades. A direção de transporte da pluma dependerá do padrão de circulação hidrodinâmica.

Na situação em que existe uma forte estratificação, ocorre uma redução acentuada do misturamento. Quando a estratificação é forte o suficiente, a pluma pode não atingir a superfície. A estratificação requerida para manter a pluma submersa depende da vazão do emissário, da velocidade e da direção da corrente oceânica.

² Equação que fornece a massa específica da água do mar como uma função da salinidade, temperatura e pressão (Unesco, 1981).

As correntes oceânicas também influenciam a taxa de misturamento durante a ascensão da pluma. O efeito da corrente na escala do processo de diluição inicial pode ser avaliado pelo uso da relação

$$X_i = 8.5 \frac{U}{N} \quad \text{Eq. 2}$$

onde:

X_i - é a distância na qual a diluição inicial é virtualmente completada (m);

U - é a magnitude da corrente (m/s);

N - é a frequência de Brunt-Vaisala (1/s).

A Figura 1 apresenta a variação da zona de diluição inicial em função da corrente oceânica.

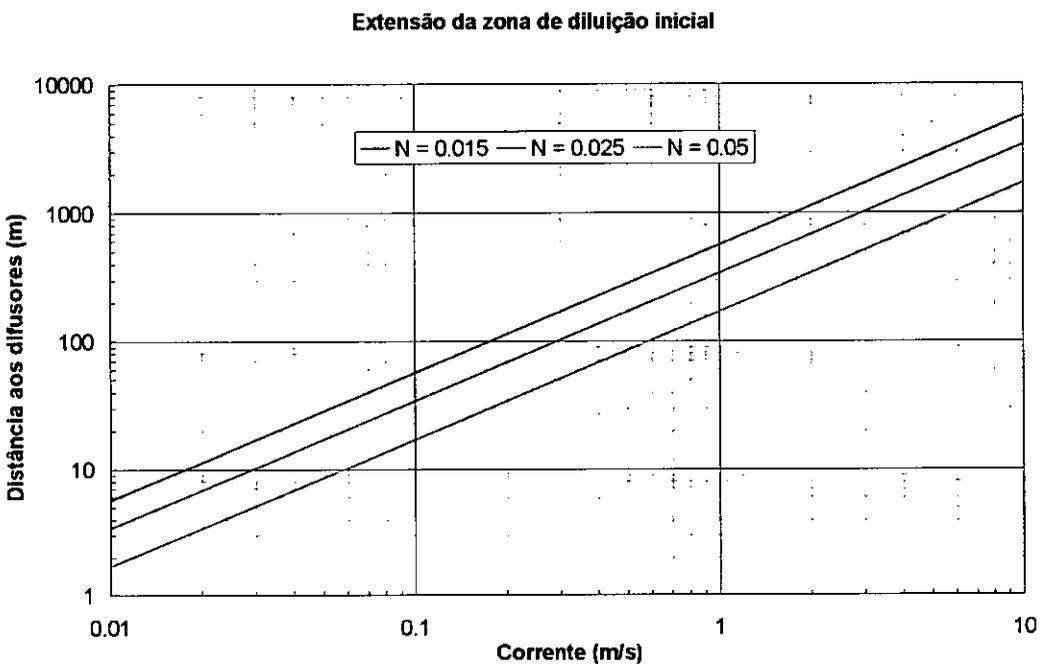


Figura 1: Extensão da zona de diluição inicial ou campo próximo em função da corrente.

Após a fase de diluição inicial, ocorre o misturamento no campo afastado, onde a pluma deriva segundo as correntes do mar e sofre difusão pela turbulência oceânica.

A diluição no campo afastado, devido à turbulência oceânica, pode ser avaliada pelo método de Brooks (1960), assumindo que o coeficiente de difusão é proporcional à largura do campo de efluentes elevada à potência 4/3.

Dependendo da estratificação da coluna de água e do padrão de circulação hidrodinâmico, o efluente pode alcançar a costa com alto nível de concentração de bactérias.

A eficiência de tratamento ou capacidade de misturamento do efluente é modelada pelo fator de diluição.

2.3.1. A modelagem do fator de diluição

O fator de diluição médio S_a , usado em algumas regulamentações, é o recíproco da fração de volume do efluente v_e , contido na pluma diluída (Baumgartner et al., 1994). Um modo de expressar esse termo é a relação entre a soma do volume do efluente com o volume da água ambiente para diluição, v_a , e o volume do efluente, como mostra a relação abaixo:

$$S_a = \frac{1}{\frac{v_e}{v_e + v_a}} = \frac{v_e + v_a}{v_e} \quad \text{Eq. 3}$$

Usando a equação da continuidade, obtém-se

$$c_p v_p = c_e v_e + c_a v_a \quad \text{Eq. 4}$$

onde :

- c_p - concentração média na seção transversal da pluma;
- v_p - fluxo de volume na pluma;
- c_e - concentração no efluente;
- v_e - fluxo de volume no efluente;
- c_a - concentração na água ambiente;
- v_a - fluxo de volume da água ambiente.

Substituindo v_p por $v_e + v_a$, escrevemos:

$$c_p = \frac{c_e v_e + c_a v_a}{v_e + v_a} \quad \text{Eq. 5}$$

Multiplicando por v_e/v_e e rearranjando:

$$c_p = \left(\frac{c_e v_e}{v_e} + \frac{c_a v_a}{v_e} \right) \frac{v_e}{v_e + v_a} \quad \text{Eq. 6}$$

Como

$$\frac{1}{S_a} = \frac{v_e}{v_e + v_a} \quad \text{Eq. 7}$$

temos:

$$c_p = \left(c_e + \frac{c_a v_a}{v_e} \right) \frac{1}{S_a} \quad \text{Eq. 8}$$

Substituindo

$$S_a - 1 = \frac{v_a}{v_e} \quad \text{Eq. 9}$$

temos:

$$c_p S_a = c_e + c_a (S_a - 1) \quad \text{Eq. 10}$$

Rearranjando:

$$S_a = \frac{c_e - c_a}{c_p - c_a} \quad \text{Eq. 11}$$

O termo fator de diluição efetivo S_{ae} é usado para descrever a diluição obtida para cada um dos poluentes presentes na pluma.

É instrutivo reconhecer que o fator de diluição efetivo não é necessariamente constante para um conjunto de poluentes presentes em uma descarga para um dado fator de diluição volumétrico S_a . Isso é devido ao fato de que as relações c_e/c_a não são necessariamente constantes, e também que o fator de diluição volumétrico é determinado pela densidade da pluma, independentemente das contribuições feitas por cada um dos poluentes.

A determinação do fator de diluição efetivo para solúveis pode ser realizada através de ensaios “in situ” usando traçadores artificiais ou ambientais.

2.4. Técnicas de medida da turbidez da água

A turbidez na água é causada pela presença de matéria em suspensão, tal como argila, silte, matéria orgânica e inorgânica, plâncton e outros organismos microscópicos. A turbidez deve ser claramente entendida como a expressão da propriedade ótica de uma amostra que faz a luz ser espalhada e absorvida em vez de ser transmitida em linhas retas através da amostra. Tentativas de correlacionar turbidez com a concentração mássica de matéria em suspensão não são práticas, uma vez que a forma, o tamanho e o índice de refração dos materiais particulados tem uma grande importância ótica, mas apresentam pequena relação direta com a concentração e gravidade específica da matéria em suspensão. (American Public Health Association, 1971).

Entretanto, com sensores calibrados para fornecer uma resposta linear a padrões de formazina, turbidez e concentração de sedimentos devem ter uma correlação linear próxima a unidade para um dado tamanho e composição de partículas em suspensão (Gippel, 1995).

2.4.1. Nefelometria e turbidimetria

Quando a luz passa através de um líquido contendo sólidos em suspensão, uma porção dessa luz é desviada do seu caminho em função da descontinuidade do índice de refração entre o líquido e as partículas sólidas. A nefelometria é baseada na medição da luz que é desviada (Turner Designs, 1979).

A geometria dos instrumentos de medição deve permitir que o instrumento meça a luz espalhada a um ângulo de 90 graus em relação à direção do feixe de luz que incide sobre a amostra (American Public Health Association, 1971).

Se não existem sólidos em suspensão, não existe luz espalhada e a nefelometria lê aproximadamente zero. À medida que o conteúdo de sólidos em suspensão aumenta, a luz espalhada aumenta proporcionalmente, fornecendo uma relação linear entre leitura e concentração de sólidos em suspensão. A relação linear é mantida até que uma fração

significativa da luz é espalhada fortemente ou absorvida em casos de elevada concentração de material em suspensão.

A turbidimetria é uma técnica na qual a luz residual não desviada pelas partículas é medida. Em turbidimetria, a concentração do material em suspensão presente está relacionada (por uma curva de calibração) à luz que alcança o detector pela relação logarítmica inversa (Turner Designs, 1979).

2.4.2. Padrão empírico em nefelometria

Na maioria das aplicações práticas de nefelometria, ela é usada como uma ferramenta empírica calibrada com um padrão arbitrário.

Atualmente, o padrão de turbidez aceito quase universalmente é a formazina, que consiste em uma suspensão de um polímero criado pela mistura de sulfato de hidrazina e hexametilenotetramina em proporções adequadas, usando-se um procedimento específico (American Public Health Association, 1971). As medidas são expressas em NTUs (“Nephelometric Turbidity Units”) e os equipamentos são calibrados usando a suspensão de formazina.

A medida NTU não fornece informação sobre o tamanho das partículas nem indica a quantidade de partículas presentes. Ou seja, trata-se de um modo qualitativo, em vez de quantitativo, de medir a turbidez.

2.5. A turbidez como indicador de qualidade da água

A composição da carga de partículas em suspensão é fortemente dependente da velocidade da água. Os materiais suspensos no ambiente aquático podem ser argila, silte, plâncton e esgoto doméstico e industrial. O efeito de variações na turbidez da água pode ser visto como uma alteração na estrutura da biota (Johnson and Harris, 1980).

Sedimentos em suspensão reduzem a taxa de penetração de luz através da água diminuindo a fotossíntese e, portanto, a taxa de liberação de oxigênio para a água. Se a luz do sol é bloqueada, não alcançando as plantas aquáticas, não haverá produção de

oxigênio, levando-as à morte. À medida que as plantas aquáticas morrem, serão decompostas por bactérias reduzindo ainda mais a quantidade de oxigênio dissolvido na água. As partículas em suspensão, quando depositadas no fundo, podem impedir o desenvolvimento larval decrescendo a taxa de produção pesqueira.

A alta concentração de sedimentos é prejudicial também para as indústrias, que podem ter entupimentos em suas tubulações e máquinas, necessitando de dispendiosos sistemas de tratamento da água usada em seus processos.

Considera-se ainda, como pontos importantes, a influência da turbidez nos padrões estético e patogênico de balneabilidade de águas costeiras (Veley et al., 1998).

2.6. Turbidez e sensoriamento remoto

Os fatores que mais influenciam a qualidade da água são sedimentos em suspensão, clorofila, matéria orgânica dissolvida e compostos químicos derivados de fontes naturais e de atividades humanas. Considerando que sedimentos em suspensão, clorofila e matéria orgânica em suspensão afetam as propriedades óticas da água, existe um uso potencial para a monitoramento desses parâmetros através de técnicas de sensoriamento remoto (Witte et al., 1982).

O sensoriamento remoto foi usado para verificar o declínio da claridade da água na baía da Flórida. O estudo examina os eventos de resuspensão, a distribuição da turbidez da água e os padrões de mudança na qualidade da água em intervalos periódicos (Stumpf and Frayer, 1997).

O trabalho de monitoramento da qualidade de água do lago Kentucky está baseado em uma aplicação cartográfica com suporte do ARC INFO[®] com levantamento de pontos usando GPS, no qual foi superposta uma imagem do mapeador temático (TM) do LandSat (Rao, 1998). Parâmetros de qualidade de água foram monitorados nesses pontos e dados de reflectância foram usados para calibrar a cena do LandSat. As relações entre os dados de turbidez medidos e a imagem do satélite foram examinados através de análise de regressão.

Uma faixa costeira de 6 km de largura, próxima a um emissário submarino ao norte de Sydney, Austrália, foi estudada através de imagens do LandSat-TM (Foster et al., 1993). Em um horário correspondente ao sobrepasso do satélite, foram coletadas 25 amostras em locais próximos ao emissário submarino. A análise das amostras de água do mar revelou vários fatores úteis para a determinação da qualidade da água: turbidez, clorofila A, clorofila B e concentração total de pigmentos. A partir de uma análise de regressão, foram determinadas equações tendo os fatores de qualidade de água como variáveis dependentes e os valores de reflectância como variáveis independentes. Os fatores analisados foram melhor representados pelas bandas 1, 2, 3 e 4. Foster et al. (1993) consideraram os resultados satisfatórios para previsão da qualidade da água.

Um estudo comparativo entre dados medidos “in situ”, análise laboratorial e imagens do LandSat-TM foi realizado na baía de Guanabara (Braga et al., 1993). Foram realizadas duas campanhas de campo cobrindo situações de maré de sizígia e quadratura. Vários parâmetros de qualidade de água apresentaram boa correlação com os dados monitorados remotamente, especialmente em situações de sizígia.

2.7. Sistemas de aquisição de dados

Os sistemas de aquisição e conversão de dados são usados para adquirir sinais analógicos a partir de uma ou mais fontes e converter esses sinais para uma forma digital, permitindo a análise ou a transmissão para computadores ou para redes de comunicação (Burr-Brown, 1994).

A literatura tem reportado o uso de sistemas de aquisição de dados em todos os campos da ciência. Desse modo, de particular interesse, encontramos inúmeras aplicações de sistemas de aquisição de dados na área de recursos hídricos:

- *águas superficiais e águas subterrâneas* - monitoramento de nível de escoamento e de nível de água subterrâneo usando eixos codificadores, sensores ultrasônicos, sensores de pressão (Roldão, 1996);

- *qualidade da água* - monitoramento de temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido, condutividade e turbidez, cujos valores temporais podem controlar dispositivos tais como amostradores automáticos (Lewis and Eads, 1998);
- *controle e monitoramento de sistemas de irrigação* - sistemas de irrigação combinam medidas de parâmetros meteorológicos (temperatura, umidade relativa, vento, entre outros) com medidas de nível de água e vazão e com medidas de qualidade de água; podem ser compostos por uma rede de equipamentos de aquisição, tratamento e armazenamento de dados (“dataloggers”) para monitorar toda uma bacia hidrográfica;
- *meteorologia e climatologia* - monitoramento de temperatura do ar e umidade relativa, direção e velocidade do vento, radiação solar e radiação líquida, precipitação, evaporação e pressão barométrica.

2.7.1. Os componentes de um sistema de aquisição de dados

Os sinais analógicos de entrada para sistemas de aquisição de dados são gerados a partir de sensores e transdutores que convertem parâmetros do mundo real (como temperatura, pressão, deslocamento e fluxo, entre outros) em sinais elétricos proporcionais. Esses sinais elétricos proporcionais são convertidos pelo sistema de aquisição e, então, utilizados na forma digital.

Os componentes básicos de um sistema de aquisição e conversão de sinais analógicos em sinais digitais proporcionais são descritos pela seguinte cadeia:

- sensores - medem as variáveis físicas, como pressão, temperatura e fluxo, entre outros;
- condicionador de sinal - converte os sinais dos sensores em sinais adequados para o conversor analógico-digital (conversor A/D ou ADC); o condicionamento do sinal é essencial para transdutores que necessitam de excitação de tensão ou corrente; parte do processo de condicionamento envolve uma conversão de modo diferencial para terminal único (“single-ended”); saídas do tipo terminal único compartilham um terra comum;
- filtro anticontaminação (“anti-aliasing”) - para limitar a largura de banda do sinal; o efeito de contaminação não pode ser removido com pós-processamento,

tal como o uso de filtros digitais; o filtro anticontaminação (AAF) limita a largura de banda do sinal e elimina ruídos antes do processo de conversão;

- multiplexador analógico - eleva o número de entradas possíveis para o ADC;
- amplificador amostrador (“sample-hold”) - minimiza o erro do tempo de amostragem e permite que o ADC adquira múltiplos canais de entrada ao mesmo tempo;
- conversor analógico-digital (ADC) – transforma o sinal analógico em um código digital;
- processador digital e memória (“datalogger” ou microcomputador).

Entradas do condicionador de sinal

Entradas com terminal único (SE) oferecem um baixo custo por canal. Entretanto, entradas diferenciais (DIF) oferecem maior imunidade a ruídos.

Entradas SE devem ser usadas quando as medidas são feitas em relação a um terra externo comum.

A configuração de entrada diferencial deve ser considerada quando:

- são medidos sinais com grandes tensões de modo comum, como, por exemplo, células de carga;
- vários sensores sem um terra comum devem ser medidos; a conexão do lado baixo de cada sensor a um ponto comum pode gerar circulações indesejáveis, resultando em erros de deslocamento (“offset”) e ruído;
- o sensor de entrada está fisicamente distante do conversor A/D; a rejeição de modo comum de uma entrada diferencial verdadeira oferece imunidade a ruídos do cabo ou da linha de transmissão.

Acoplamento AC e amplificadores diferenciais

A necessidade de separar sinais de corrente alternada (sinais AC) superpostos a níveis de corrente contínua (níveis DC), na presença de ruído de modo comum, ocorre freqüentemente em aplicações de condicionamento de sinal. O acoplamento AC para um

amplificador de instrumentação (IA) ou amplificador diferencial pode ser usado para extrair o sinal AC, enquanto rejeitando níveis DC e ruído de modo comum.

A adição de capacitores e resistores para acoplamento AC das entradas de um amplificador de instrumentação ou amplificador diferencial aparenta ser uma alternativa óbvia para acoplamento AC, mas possui problemas (Graeme, 1973).

A rejeição de modo comum de um amplificador diferencial depende de um casamento extremamente preciso na impedância da fonte de entrada. A adição de redes RC (redes formadas por resistores e capacitores) às entradas de um amplificador de instrumentação ou amplificador diferencial podem degradar significativamente a rejeição de modo comum (CMR), especialmente para entradas AC.

2.8. Teoria da amostragem de sinais

Um conversor A/D requer um tempo pequeno, mas significativo, para realizar as operações de quantização e a codificação. O tempo necessário para realizar a conversão depende de vários fatores: resolução do conversor, técnica de conversão e velocidade dos componentes do conversor. A velocidade de conversão necessária para uma aplicação particular depende da taxa de variação temporal do sinal a ser convertido e da acurácia desejada. A taxa de amostragem é uma função da frequência do sinal, sendo escolhida de modo a permitir a reconstrução inequívoca do sinal original.

2.8.1. Faixas de frequência de sinais naturais

Quando estamos processando qualquer sinal com o objetivo de extrair informações e parâmetros, devemos conhecer a faixa de frequências contidas no sinal.

As Tabelas 1, 2 e 3 indicam limites aproximados para o espectro de frequência em sinais biológicos, sísmicos e hidrológicos.

Tabela 1: Faixas de frequência de alguns sinais biológicos.

Tipo do sinal	Faixa de frequência (Hz)
Eletroretinograma	0-20
Pneumograma	0-40
Eletrocardiograma	0-100
Eletroencefalograma	0-100
Esfigmomanograma	0-200
Voz	100-4000

Fonte: Proakis e Manolakis (1996)

Tabela 2: Faixas de frequência de alguns sinais sísmicos.

Tipo do sinal	Faixa de frequência (Hz)
ruído sísmico	0.1-1
explosão nuclear	0.01-10
exploração sísmica	10-100
ruído do vento	100-1000

Fonte: Proakis e Manolakis (1996)

Tabela 3: Faixas de frequência de alguns sinais hidrológicos.

Tipo do sinal	Faixa de frequência (Hz)
maré astronômica	0.000002-0.00002
ondas	0.03-0.3
ondas geradas pelo vento	0.3-2
turbulência	2-20

Fonte: Proakis e Manolakis (1996)

2.8.2. Teorema da amostragem

O teorema da amostragem ou critério de Nyquist (Proakis e Manolakis, 1996) mostra que, para um sinal contínuo com banda limitada cuja componente harmônica mais elevada seja f_c , o sinal original pode ser reconstruído sem distorção, caso esse sinal seja amostrado a uma taxa de pelo menos $2f_c$ amostras por segundo.

Se a frequência de amostragem f_s não é alta o suficiente, tem-se um efeito indesejável conhecido como contaminação, onde parte do espectro de frequências centrado em torno de f_s irá interferir no espectro de frequências do sinal original.

A prática mostra que sempre há algum grau de contaminação devido a componentes de alta frequência e à presença de ruídos.

Esse efeito deve ser reduzido pelo uso de uma taxa de amostragem f_s suficientemente alta e pela filtragem do sinal antes da amostragem, de modo a limitar sua largura de banda a $f_s/2$.

2.8.3. Quantização e codificação

A tarefa de um conversor analógico-digital (conversor A/D) é converter uma faixa contínua de sinais de entrada em um conjunto discreto de palavras de código digital. A quantização é um processo não linear e não inversível que mapeia uma dada amplitude $x(n) \equiv x(nT)$ no tempo $t = nT$ em uma amplitude x_k , tomada de um conjunto finito de valores (Proakis and Manolakis, 1996).

A faixa de amplitude do sinal é dividida em L intervalos por $L+1$ níveis de decisão x_1, x_2, \dots, x_{L+1} .

Em processamento de sinais são usados quantizadores uniformes ou lineares definidos pela relação

$$x_{k+1} - x_k = \Delta \quad \text{Eq. 12}$$

para x_k, x_{k+1} finitos, onde Δ é o tamanho do passo do quantizador.

O erro de quantização associado não pode exceder metade do passo de quantização:

$$-\frac{\Delta}{2} \leq e_q(n) \leq \frac{\Delta}{2} \quad \text{Eq. 13}$$

Embora a quantização uniforme seja normalmente usada em sistemas digitais, em aplicações como armazenamento e transmissão de voz, quantizadores não lineares e variantes no tempo são comumente usados.

Define-se a *faixa* R de um quantizador como $L\Delta$ e usa-se o termo *faixa de fundo de escala* (“full-scale range” - FSR) para descrever a *faixa* de um conversor A/D para sinais bipolares³, enquanto o termo *fundo de escala* (“full scale” - FS) é usado para sinais unipolares.

Quando a *faixa dinâmica*⁴ do sinal, definida como $(x_{max} - x_{min})/x_{min}$, é maior do que a *faixa* do quantizador, amostras que excedem a *faixa* produzem erros maiores que o erro de quantização.

O processo de codificação em um conversor A/D associa um número binário a cada nível de quantização. Desse modo, para L níveis, precisamos ao menos de L números binários. Devemos, então, ter uma palavra de $b+1$ bits de modo que $2^{b+1} \geq L$. Então, o tamanho do passo ou a *resolução* do conversor A/D será dada pela relação:

$$\Delta = \frac{R}{2^{b+1}} \quad \text{Eq. 14}$$

A Tabela 4 apresenta valores para a resolução e para a *faixa dinâmica* de conversores A/D com tamanho da palavra entre 8 e 14 bits, considerando-se um fundo de escala de 5,0 volts.

Tabela 4: Resolução e *faixa dinâmica* de um conversor A/D para FS de 5,0000 volts.

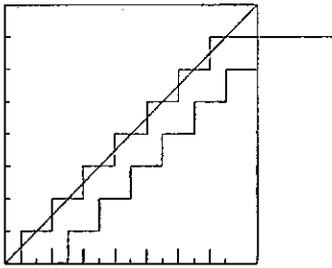
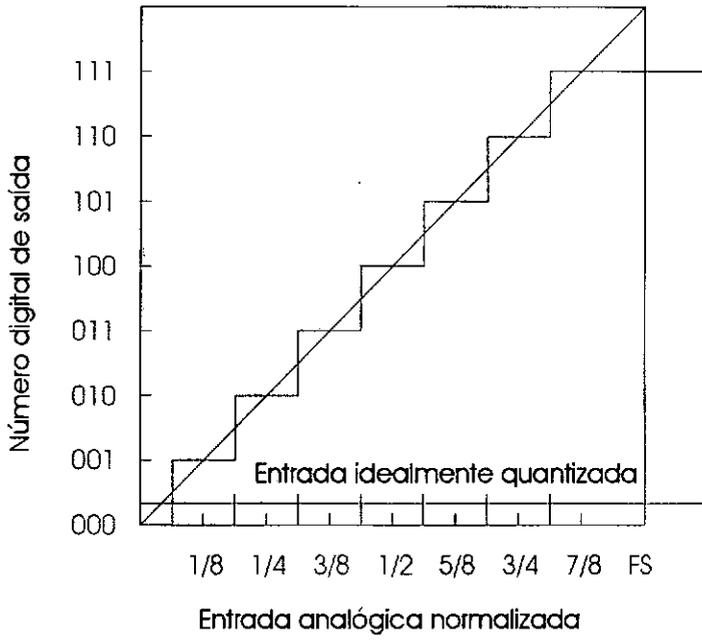
Tamanho da Palavra (bits)	Número de Níveis	Faixa dinâmica (dB)	Percentual de FS para cada nível	Resolução (mV)
8	256	48,2	0,391 %	19,5
9	512	54,2	0,195 %	9,8
10	1024	60,2	0,098 %	4,9
11	2048	66,2	0,049 %	2,4
12	4096	72,2	0,024 %	1,2
14	16384	84,3	0,006 %	0,3

³ Sinais bipolares são sinais que apresentam tanto amplitudes negativas como positivas.

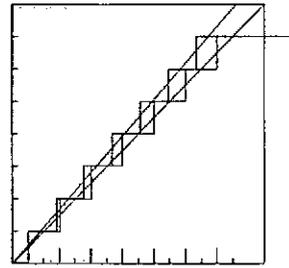
⁴ A *faixa dinâmica* (DR) do conversor de dados é a relação entre FSR e a menor diferença que ele pode resolver. Em termos de resolução do conversor: $DR = 2^n$. Pode ser expressa em decibéis : $DR(\text{dB}) = 20 \log_{10} 2^n = 6.02n$.

Na Figura 2 pode-se observar as características de um conversor A/D de 3 bits. A única degradação introduzida por um conversor ideal é o erro de quantização, que pode ser reduzido a medida que se aumenta o número de bits.

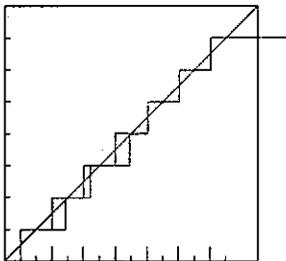
Entretanto, conversores A/D práticos apresentam uma série de degradações como o erro de deslocamento (quando a primeira transição não ocorre em $+\Delta/2$), o erro de fator de escala ou ganho (a diferença entre os valores nos quais a primeira e a última transição ocorrem é diferente de $FS - 2\Delta$), e o erro de linearidade (as diferenças entre valores de transição não são iguais). Os dados sobre componentes comercialmente disponíveis são especificados nos manuais dos fabricantes.



Erro de deslocamento



Erro de ganho



Não linearidade

Figura 2: Características de um conversor analógico-digital de 3 bits ideal e de um conversor prático.

2.8.4. A avaliação do erro de pior caso

A deriva (“drift”) da tensão de referência é o maior contribuinte para os erros devidos à variações no ganho e no deslocamento (“offset”). As derivas de ganho e referência são especificados em ppm/°C, enquanto as derivas de fundo de escala e “offset” são especificados em ppm do fundo de escala (FS) por °C.

É possível calcular a acurácia total de pior caso para um dado conversor A/D típico (Burr-Brown, 1994). O erro de acurácia total pode ser computado como a soma do erro de linearidade e o erro da acurácia de fundo de escala (FS):

$$\text{erro de pior caso} = \text{erro de linearidade} + \text{erro de acurácia de FS}$$

A Tabela 5 apresenta uma avaliação de tal erro, usado-se como exemplo uma unidade de 12 bits, tendo um erro de linearidade de $\pm \frac{1}{2} \text{ LSB}^5$ ou 0,01%.

Tabela 5: Avaliação da deriva térmica da acurácia de FS.

Contribuinte	Erro
Deriva de fundo de escala	$\pm 10 \text{ ppm de FS}/^\circ\text{C}$
Deriva de ganho exclusivo da referência	$\pm 10 \text{ ppm}/^\circ\text{C}$
Deriva de “offset” exclusivo da referência	$\pm 5 \text{ ppm de FS}/^\circ\text{C}$
Erro da acurácia de FS	$\pm 25 \text{ ppm de FS}/^\circ\text{C}$

Considerando a faixa de temperatura de operação entre 0 °C e 70 °C, obtém-se a máxima excursão de temperatura de 45 °C em torno da temperatura ambiente de 25 °C.

O erro de acurácia total pode, então, ser computado:

$$\begin{aligned}\text{erro de pior caso} &= \text{erro de linearidade} + \text{erro de acurácia de FS} \\ &= (\pm 0,01\%) + (\pm 0,0025\% / ^\circ\text{C}) * (45^\circ\text{C}) \\ &= \pm 0,12\%\end{aligned}$$

Essa figura de mérito obtida para um conversor de 12 bits é preocupante, pois corresponde à acurácia de um conversor ideal de apenas 9 bits.

⁵ Bit menos significativo (“Least Significant Bit”) - corresponde à resolução Δ do conversor A/D.

2.8.5. Erro para sinais variantes no tempo

O tempo de conversão (“aperture time”) refere-se à incerteza de tempo (ou janela de tempo) relacionado com a medida e produz uma incerteza de amplitude (ou erro) quando o sinal está variando durante o tempo de conversão (Intersil, 1985).

Considere que o sinal de entrada do conversor A/D varia ΔV durante o tempo de conversão t_a no qual a conversão é realizada. Esse erro pode ser considerado como um erro de amplitude ou um erro de tempo, relacionados pela expressão:

$$\Delta V = t_a \frac{dV(t)}{dt} \quad \text{Eq. 15}$$

onde $dV(t)/dt$ é a taxa de variação temporal do sinal de entrada.

Para o caso de um sinal senoidal (correspondente à harmônica de mais alto grau da variável a ser amostrada), a maior taxa de variação ocorre no cruzamento pelo zero e o erro de amplitude associado será:

$$\Delta V = t_a \frac{d}{dt} A \sin \omega t \Big|_{t=0} = t_a A \omega \quad \text{Eq. 16}$$

O erro resultante, representado como uma fração da excursão pico-a-pico, será:

$$\varepsilon = \frac{\Delta V}{2A} = \pi f t_a \quad \text{Eq. 17}$$

Avaliando-se esta relação para obter o tempo de conversão necessário para digitalizar um sinal de 1 kHz, usando-se um conversor de 10 bits de resolução ($\approx 0,1\%$), obtém-se:

$$t_a = \frac{\varepsilon}{\pi f} = \frac{0,001}{3,14 \times 10^3} = 320 \times 10^{-9} \text{ s} \quad \text{Eq. 18}$$

A Figura 3 apresenta as variações no tempo de conversão em função da frequência, obtidas com o auxílio da Eq. 17 e da Tabela 4, para conversores A/D com palavras entre 8 e 14 bits.

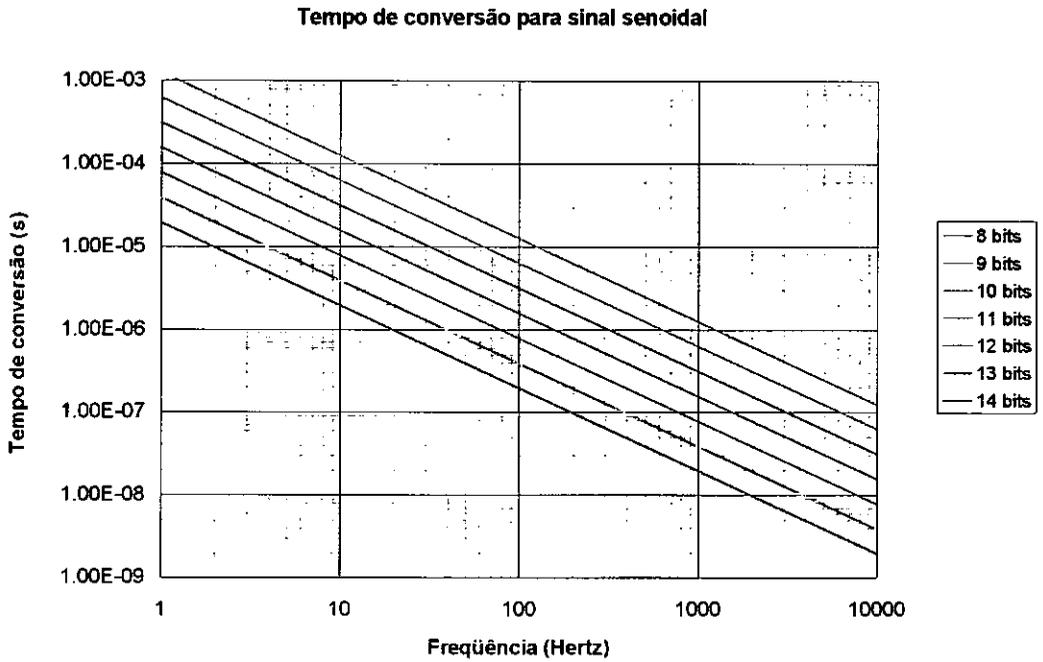


Figura 3: Tempo de conversão para conversores A/D em função da frequência.

Observamos que, mesmo para um sinal relativamente lento, necessitamos de componentes extremamente rápidos e, portanto, caros. A solução tradicionalmente utilizada consiste na adição de um circuito amostrador (“sample-hold”-SH).

O circuito amostrador (S-H) amostra o sinal e então o armazena em um capacitor pelo tempo necessário para a conversão. Desse modo, o erro de conversão é grandemente reduzido devido ao fato do tempo de carga do capacitor do S-H ser muito menor do que o tempo de conversão do ADC.

A necessidade de um S-H é aparente quando frequências de 10 Hz ou mais são amostradas, pois a velocidade de conversão do conversor A/D deve ser 2 microssegundos ou menos para obter um erro de amplitude menor que $\pm 1/2$ LSB para resolução de 12 bits.

2.9. Geoestatística

A Geoestatística é uma área de estudo que emprega técnicas estatísticas para relacionar o valor de uma variável aleatória em uma dada posição do espaço com valores dessa variável em pontos vizinhos.

Embora o desenvolvimento e a aplicação da Geoestatística tenha sua origem histórica no campo de Engenharia de Minas (Journel and Huijbregts, 1993), seu uso tem sido ampliado e difundido na Engenharia Ambiental, uma vez que é necessário estimar parâmetros físicos e químicos em locais onde não são disponíveis dados medidos. Atualmente, encontra-se aplicações da Geoestatística em inúmeros campos da ciência (Lange et al., 1994), dentre os quais pode-se citar:

- Economia – análise de viabilidade econômica de exploração de reservas minerais e técnicas de cálculo de preços;
- Engenharia Florestal – inventário da cobertura vegetal;
- Engenharia da Pesca – estimativa da produção em função de variáveis como profundidade, temperatura, biota, entre outros;
- Engenharia do Petróleo – métodos de simulação de reservatórios;
- Geologia – avaliação de depósitos minerais;
- Hidrogeologia – avaliação de estudos de remediação de aquíferos;
- Medicina – interpolação de volumes em imagens por ressonância magnética;
- Meteorologia – modelos de previsão de curto prazo;
- Processamento de Imagens – filtragem de imagens;
- Saúde Pública – estimativa da exposição a fatores nocivos à saúde.

A adequação de métodos geoestatísticos, para análise de um conjunto de dados de chuva medidos na Suíça, foi verificada através de um critério de validação cruzada (Genton and Furrer, 1998). Para contornar os problemas apresentados pelo estimador de variograma clássico de Matheron (1963), Genton e Furrer (1998) propuseram um novo tipo robusto de estimador. A distribuição dos valores estimados pelo método de Krige (1966) apresentou boa concordância com a distribuição dos valores verdadeiros. Entretanto, a partir de um gráfico que mostra os valores observados (verdadeiros) versus

resíduos, observou-se que os pequenos valores são geralmente superestimados enquanto os grandes valores são subestimados. Considerando que a chuva é correlacionada fortemente com a queda de substâncias radioativas devida a lançamentos acidentais, Genton e Furrer (1998) propuseram esse método para analisar situações de emergência.

Um método para estimar a incerteza associada ao método de Krige (1966) foi proposto por Journel (1994). Por outro lado, o princípio da validação cruzada (Green and Silverman, 1994) permite calcular pelo menos cinco diferentes indicadores estatísticos: o erro médio; o erro médio quadrático; a correlação entre valores estimados e observados; a correlação entre os valores estimados e os erros; o histograma de erros.

No campo do sensoriamento remoto, melhorias obtidas na classificação de imagens, pela quantificação de parâmetros geoestatísticos para caracterizar a estrutura espacial da intensidade da imagem, têm sido reportadas (Dobson et al., 1997). Uma melhoria no entendimento da natureza de variações espaciais em imagens fornece a base para o desenvolvimento de novas técnicas de análise (Woodcock et al., 1988). Os autores destacam que variogramas experimentais demonstram várias características de uma imagem: a altura do variograma está relacionada à proporção da área coberta pelos objetos; a faixa de influência do variograma está relacionada ao tamanho dos objetos; a forma do variograma torna-se mais arredondada a medida que aumenta a variância na distribuição de tamanhos dos objetos; a existência de isotropia ou anisotropia.

No contexto de modelos hidrológicos do tipo chuva-vazão, a variabilidade da umidade do solo através de imagens de sensoriamento remoto e um referencial geoestatístico foi abordada por Rotunno (1995). Barbosa (2000) utiliza esse referencial para a integração de dados de radar meteorológico com dados de postos pluviométricos, onde se tem a flexibilidade de introdução de dados de chuva conhecidos previamente.

Dentro do escopo de monitoramento de plumas de poluentes, o presente trabalho analisará os dados referentes às plumas de traçadores ambientais e artificiais do Emissário Submarino de Esgotos de Ipanema (ESEI), Rio de Janeiro, sob a perspectiva da geoestatística.

3. Metodologia: Parte I - Aquisição de Dados Ambientais

Num ensaio de campo típico, são monitoradas as seguintes variáveis: concentração de traçador, turbidez, profundidade e temperatura. Cada uma dessas variáveis necessita de um transdutor específico para converter as grandezas físicas em uma tensão analógica proporcional a sua magnitude.

3.1. Os transdutores e os sinais monitorados

Os transdutores básicos usados e algumas de suas características podem ser vistas na Tabela 6. É importante salientar que os sinais apresentados ao sistema de aquisição desenvolvido nesse trabalho são os sinais condicionados pela eletrônica interna dos respectivos equipamentos.

Tabela 6: Variáveis físicas medidas e formas de condicionamento.

Variável	Transdutor	Propriedade medida	Condicionamento do sinal
Concentração de traçador	Válvula foto-multiplicadora	luz	Fluorímetro Turner – saída 0 a 5 VDC
Turbidez	Junção semicondutora	luz	Turbidímetro SeaPoint – saída 0 a 5 VDC
Profundidade	Célula de carga	pressão	Sensor de pressão Global Water – saída de 4 a 20 mA
Temperatura	Junção semicondutora	temperatura	Circuito integrado monolítico – saída 100 $\mu\text{A}/^\circ\text{K}$

Esses sinais condicionados (tensão ou corrente) são transformados nas variáveis de interesse através de curvas de calibração.

Os coeficientes de calibração e correção são armazenados no programa de controle e são obtidos por análise de regressão das leituras computadas para padrões específicos, preparados de modo a cobrir a faixa dinâmica de interesse.

Para o caso de um transdutor que apresente uma resposta linear dentro da faixa de interesse, a leitura corrigida a ser armazenada pode ser expressa por

$$\text{variável} = \text{inclinação} * (\text{leitura computada}) + \text{deslocamento} \quad \text{Eq. 19}$$

onde:

- inclinação* - é o coeficiente angular da análise de regressão;
- deslocamento* - é o coeficiente linear da análise de regressão.

Através do uso do núcleo de um sistema de aquisição que possua funções de aquisição, controle e cálculo, torna-se uma alternativa viável o uso dessa técnica de ajuste baseado em programa (“software based trimming”) (Williams, 1991). Quando se utiliza essa abordagem, devemos aproveitar tanto quanto possível a faixa dinâmica dos componentes para evitar degradação na relação sinal/ruído.

Essa técnica é vantajosa e produtiva, pois dispensa o procedimento de ajuste e calibração individual nos equipamentos, economizando um grande tempo de bancada, especialmente nos casos de casamento da resposta de equipamentos similares.

3.2. O sistema de aquisição de dados

O sistema de aquisição de dados desenvolvido emprega como seu núcleo o Tattetale “Model 8”, fabricado pela Onset Computer Corporation (MA, USA) e mostrado na Figura 4. O “Model 8” é ideal para aplicações que necessitam de taxas de amostragem rápidas, funções de controle e capacidade computacional sofisticada.

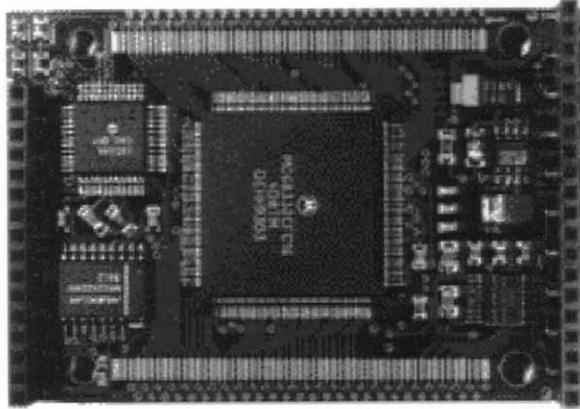


Figura 4: Tattetale “Model 8” em tamanho natural, controlado pelo poderoso processador Motorola 68832.

Podemos citar como características principais desse sistema: a programação em linguagem de alto nível, a existência de um circuito amostrador (“track-hold”-TH) que permite taxas de amostragem elevadas, o baixo consumo de corrente, a presença de memória Flash EEPROM (memória de leitura e escrita eletricamente apagável) não volátil e a possibilidade de expansão de memória por cartão de estado sólido.

A operação do sistema pode ser realizada no modo unipolar com tensão de fundo de escala de 4,096 V ou no modo bipolar com fundo de escala de $\pm 2,048$ V. Embora não exista uma função específica para a conversão em modo diferencial, é possível programar o registro interno do conversor analógico-digital para realizar a conversão para pares de canais. Outra alternativa é construir um condicionador empregando um amplificador diferencial.

O circuito amostrador presente no conversor analógico-digital desse equipamento possui um tempo de aquisição de 1,5 μ s, uma vez garantida uma impedância da fonte de

sinal menor do que 5 k Ω . O tempo de conversão é especificado como sendo 10 μ s. Entretanto, a máxima taxa de amostragem do sinal é função da linguagem de programação do núcleo. Embora sejam obtidas taxas de 2 kHz através do interpretador TxBASIC, pode-se alcançar 100 kHz através do uso de um compilador C.

A referência usada no conversor analógico-digital possui um coeficiente de temperatura de ± 30 ppm/ $^{\circ}$ C, o que pode gerar erros elevados se operado em condições de temperatura extrema. O manual do fabricante (Onset Computer Corp, 1998) especifica para o ADC um erro de acurácia de ± 1 LSB, um erro de deslocamento (“offset”) de ± 1 LSB e um erro de casamento entre canais de $\pm 0,1$ LSB.

Entre os cuidados especiais que devem ser tomados no uso desse equipamento, podemos citar:

- evitar descarga estática no manuseio;
- usar circuitos de proteção no sistema final;
- não permitir que a tensão de alimentação exceda 15 volts;
- não exceder os valores máximos permitidos nas entradas analógicas;
- não permitir que entradas digitais permaneçam flutuantes.

Esse equipamento é fornecido em forma de uma placa, como mostrado na Figura 4, de modo que é necessária a construção de cabeamentos e conexões externas, para tornar prática a sua utilização.

3.2.1. Placa de interface

Para realizar as tarefas de excitação dos sensores, condicionamento do sinal, melhoria da acurácia e proteção do equipamento foi necessário projetar e construir um circuito eletrônico chamado placa de interface e expansão.

O diagrama de blocos do sistema de aquisição composto pelo núcleo e pela placa de interface, que destaca as principais partes, pode ser visto na Figura 5.

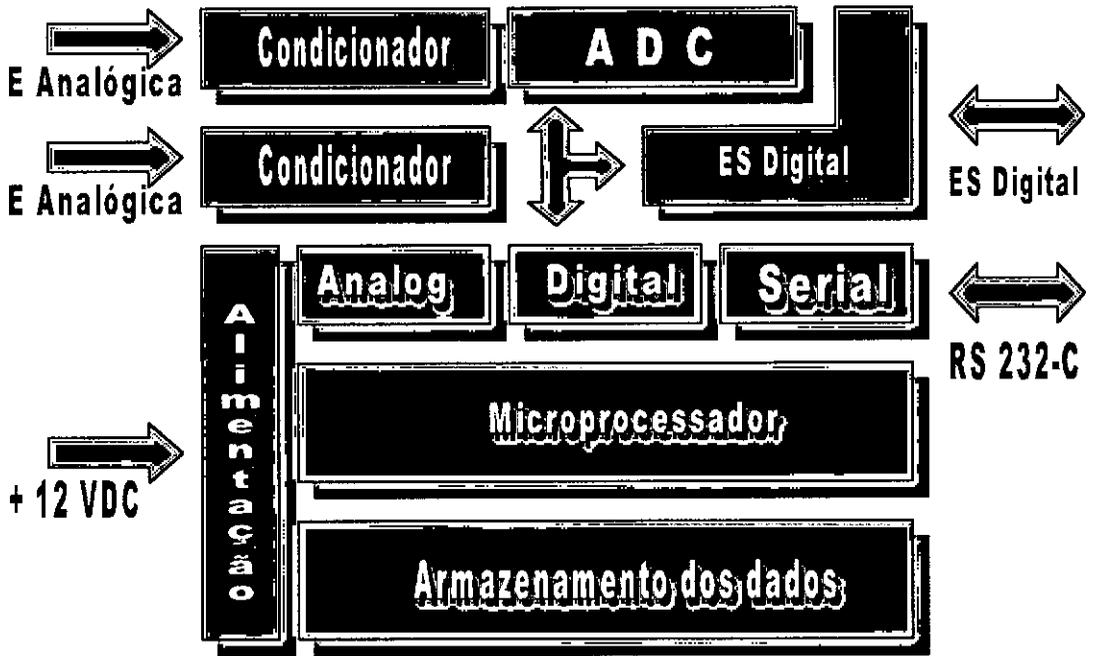


Figura 5: Diagrama de blocos do sistema de aquisição de dados.

Os módulos em cor azul representam os componentes presentes na placa do Model 8, enquanto os módulos em verde representam os circuitos construídos na placa de interface.

O módulo de condicionamento de sinal exerce a função de compatibilizar os sinais dos transdutores com os níveis necessários à operação do conversor analógico-digital. Entre as funções que podem ser implementadas citam-se: amplificação ou redução de amplitude, filtragem contra contaminação, conversão de sinais de corrente em sinais de tensão e proteção contra transientes.

O segundo condicionador, mostrado no diagrama da Figura 5, destina-se a expandir o número de entradas analógicas de 8 para 16.

A necessidade de proteção nas saídas digitais deve-se ao fato destas serem tão vulneráveis quanto as entradas. Além disso, as saídas digitais possuem uma pequena capacidade de excitação de corrente. Desse modo, foi construído um módulo de entrada e saída digital, de forma a proteger o circuito contra transientes e excitar dispositivos que drenem correntes elevadas.

A inclusão de um sensor permite medir a temperatura de operação e, então, avaliar a deriva do conversor e as condições térmicas de operação.

Pode-se colocar como diferenciais a inclusão de uma tensão de referência externa altamente estável (1 ppm/°C) e a possibilidade de implementação, através de programação, de um algoritmo de correção de fator de escala e de zero que transformam o núcleo original em um equipamento realmente de 12 bits (“true 12 bit”).

3.2.2. O programa do sistema de aquisição

O programa de aquisição escrito para o monitoramento do ESEI contempla medidas de concentração de traçador em três profundidades, de turbidez, de temperatura da água e da profundidade de monitoramento. O programa também realiza as tarefas de comunicação com o DGPS e montagem do bloco de dados contendo posição geográfica e grandezas analógicas medidas.

A rotina foi implementada em TxBASIC e apresenta funções de comunicação com o sistema de posicionamento, visualização dos dados, agrupamento de dados, armazenamento de dados, controle da coleta de amostras e transferência de dados para o programa de navegação através de um protocolo simples. Pretende-se, numa próxima versão, a implementação de uma função de auto-diagnóstico.

3.3. Integração elétrica e funcional

A integração elétrica e funcional (responsável pela comunicação entre os equipamentos) é realizada pela confecção de cabos elétricos específicos, que permitem a comunicação entre o DGPS, o sistema de aquisição de dados e o computador de bordo.

3.3.1. Descrição do sistema de posicionamento

O sistema de posicionamento diferencial (DGPS), operando em tempo real, utilizado nos trabalhos de campo, é composto dos seguintes equipamentos: 1 receptor base Garmin Survey II, 2 receptores móveis Garmin GPSII Plus, 1 receptor móvel

Garmin GPS45, 1 rádio modem Pacific Crest de 35W, 1 rádio modem Pacific Crest de 15W, 2 rádios modem Pacific Crest de 2W, 4 antenas de UHF, fonte de alimentação ininterrupta (“nobreak”), fontes de alimentação e cabos de alimentação e de dados.

A precisão associada ao uso desses equipamentos, segundo os fabricantes, está entre 2 e 10 metros, dependendo da qualidade do sinal e da geometria associada aos satélites em visibilidade. A distância na qual as correções diferenciais são recebidas, com o equipamento descrito, está entre 35 e 40 km, dependendo da topografia local e da localização da base e do receptor móvel.

Esse conjunto de equipamentos permite estabelecer um posicionamento usando a técnica diferencial simultaneamente em duas embarcações, restando ainda um equipamento móvel e um rádio modem como reservas para o caso de ocorrência de problemas com algum dos equipamentos. O rádio modem Pacific Crest de 15W pode também ser usado como uma estação repetidora das correções diferenciais, o que permite a cobertura de locais muito afastados, em que a qualidade do sinal de rádio possa ser deficiente.

3.3.2. O aplicativo de navegação e aquisição

O sistema de navegação utilizado é composto de um computador portátil, com programa de posicionamento e navegação em tempo real que permite o uso de cartas náuticas digitalizadas.

O programa de navegação exerce a função básica de realizar a integração da aquisição de dados e do posicionamento por satélites. A partir de dados obtidos do GPS, o programa guia o operador ao longo de linhas de navegação ou para pontos alvo (“waypoints”). Ao longo da navegação, o programa grava informações dos instrumentos integrados em intervalos pré-definidos como, por exemplo, a cada 10 metros ou a cada 15 segundos. A gravação da informação dos instrumentos também pode ser comandada manualmente. O programa continuamente avisa ao operador sobre a qualidade da navegação, indicando desvios de rota ou problemas com algum dos sensores.

Para um melhor entendimento da funcionalidade das rotinas, pode-se fazer uma subdivisão em cinco módulos. Uma descrição sumária é apresentada a seguir, no sentido de definir as características básicas necessárias a um monitoramento real no meio ambiente.

Módulo 1 – Preparação:

- informação de fundo, como cartas náuticas, importadas em formato matricial;
- uso de primitivas de desenho (linha, deslocamento, cópia, translação, entre outras);
- definição de linhas de navegação e pontos alvo;
- calibração das cartas digitalizadas através de polinômios (georeferenciamento).

Módulo 2 - Navegação em tempo real:

- comunicação por sentenças NMEA⁶;
- indicação da qualidade do posicionamento por satélite;
- indicação de parâmetros de navegação (posição, velocidade, direção, entre outros);
- visualização em tempo real da posição do móvel;
- indicação de desvios de curso e de correções.

Módulo 3 - Aquisição de dados em tempo real:

- uso de filtros de qualidade de posição;
- aquisição, visualização e gravação de dados de concentração, turbidez, entre outros;
- associação de índice, posição e tempo às amostras coletadas ou eventos específicos.

Módulo 4 - Transformação de datums e projeções planas:

- transformação de coordenadas.

Módulo 5 - Transmissão de dados para estação fixa:

- uso de uma conexão (“link”) de rádio para transmitir dados para a estação remota;
- seleção do protocolo de comunicação;
- comunicação por sentenças NMEA.

⁶ Conjunto de sentenças em formato ASCII desenvolvidos pela “National Marine Electronics Association”-NMEA.

É importante salientar que os módulos funcionais descritos são representados por programas comerciais (módulos 1, 2 e 4 existentes no aplicativo Fugawi) e rotinas desenvolvidas ao longo desse trabalho (módulo 3). O módulo 5, ainda não implementado, deverá ser desenvolvido de modo que permita um monitoramento remoto em tempo real.

O microcomputador de bordo deve possuir duas portas de comunicação para a conexão simultânea ao DGPS e ao sistema de aquisição de dados. Como a quase totalidade dos computadores portáteis apresentam apenas uma porta de comunicação serial, essa necessidade foi preenchida através de um cartão PCMCIA⁷ com característica funcional de porta de comunicação RS232C.

Uma visão artística do sistema de posicionamento, aquisição de dados e navegação em tempo real, superposto à área de estudo, é apresentada na Figura 6. Apresenta-se a instalação de uma base em um ponto conhecido, os equipamentos GPS, os equipamentos da conexão (“link”) de rádio e um satélite em órbita. As relações lineares de calibração dos diversos sensores, montados no barco de monitoramento, são codificadas e armazenadas no núcleo do sistema de aquisição. Também é apresentado, formando o elo entre aquisição e posicionamento, o computador de bordo com o programa de navegação instalado. Na parte inferior esquerda, apresenta-se um computador de mesa, necessário na fase preliminar de preparação das cartas de navegação.

⁷ Um adaptador de expansão que possui o tamanho de um cartão de crédito, padronizado pelo “Personal Computer Memory Card International Association” – PCMCIA.



Figura 6: Sistema de posicionamento, aquisição de dados e navegação em tempo real.

4. Metodologia: Parte II - Análise dos Dados Ambientais

Nos últimos anos, vários trabalhos de campo para monitoramento da capacidade efetiva de diluição têm sido realizados nos emissários submarinos da Salgema S.A. (Maceió, AL, 1989), da Aracruz Celulose S. A. (Aracruz, ES, 1993), do Rio Vermelho (Salvador, BA, 1995 e 1999) e de Ipanema (Rio de Janeiro, RJ, 1997). Os relatórios técnicos referentes a estes estudos descrevem a preparação dos ensaios, a realização das campanhas, a análise fluorimétrica e a análise conjunta de dados oceanográficos (Roldão, 1994, 1995, 1996, 1997, 1999). A Tabela 7 apresenta uma evolução das técnicas empregadas nos ensaios de campo realizados pelo Laboratório de Traçadores.

Tabela 7: Evolução da metodologia empregada pelo Laboratório de Traçadores.

Técnica usada ↓	Estudo ⇒	Salgema	Aracruz	Rio Vermelho 95	Ipanema	Rio Vermelho 99
Injeção contínua		☑	☑	☑	☑	☑
Perfilagem vertical de traçador			☑	☑	☑	☑
Perfilagem vertical de parâmetros físico-químicos					☑	☑
Medidas oceanográficas				☑	☑	☑
Medidas contínuas de ventos						☑
Perfilagem de medidas oceanográficas					☑	☑
Monitoramento da pluma de turbidez					☑	☑
Determinação da vazão líquida			☑	☑	☑	☑
Posicionamento por topografia		☑	☑			
Posicionamento por "Mini-range"			☑			
Posicionamento por DGPS				☑	☑	☑
Geração de curvas de contorno			☑	☑	☑	☑
Análise geoestatística					☑	
Análise oceanográfica no domínio da frequência					☑	
Análise de dados meteorológicos					☑	☑
Modelagem matemática					☑	

Como pode-se observar, a pesquisa realizada no Emissário Submarino de Esgotos de Ipanema (ESEI) é a mais completa, considerando-se o conjunto das melhores técnicas empregadas. Nesse trabalho, serão abordados os seguintes tópicos: modo de injeção de traçador; determinação da vazão líquida; monitoramento das plumas de traçador; perfilagem vertical de traçadores e parâmetros físico-químicos; medidas oceanográficas; geração de curvas de contorno; análise geoestatística.

A geração e a apresentação das curvas de contorno de poluentes foram, ao longo dos anos, o principal subproduto dos estudos realizados. Em razão dessa importância, foi necessário o desenvolvimento de uma metodologia de análise e apresentação adequada aos estudos em questão. Cabe ressaltar que a estatística clássica assume que os dados ambientais coletados são independentes e não setorizados. Entretanto, os dados ambientais são setorizados em torno de locais críticos e apresentam correlação espacial.

4.1. Geoestatística Ambiental

A Geoestatística surge, então, como uma coleção de técnicas de análise que incorporam estruturas espaciais dos dados no processo de estimação estatística. A abordagem geoestatística pode ser empregada em tarefas críticas como o mapeamento espacial de variáveis físicas e de variáveis químicas e o desenvolvimento de projetos ótimos de amostragem e monitoramento.

A Geoestatística abrange os seguintes pontos principais:

- cálculo da estimativa mais precisa baseado nas amostras;
- quantificação da acurácia das estimativas;
- seleção de variáveis e posições a serem amostradas
- formulação que honre os dados originais.

Os métodos geoestatísticos são particularmente interessantes de serem considerados em estudos onde mapas de contorno de concentração de poluentes são desejados.

4.2. Métodos de contorno

Um problema comum na análise de dados espaciais é a criação ou a interpretação incorreta de mapas de contorno. A aparência visual de tais mapas pode variar significativamente pela alteração de parâmetros que não guardam qualquer relação com os dados sendo analisados (Wingle, 1992).

Dentre os parâmetros usados na análise, atenção especial deve ser dada a:

- densidade da malha (intervalos igualmente espaçados ou não);
- padrão de busca para pontos vizinhos;
- número de pontos vizinhos usados para a interpolação;
- efeitos do raio de busca;
- tolerância em honrar os dados.

Os métodos usados para gerar mapas de contorno têm sido muito debatidos por várias razões, algumas das quais mencionadas a seguir (Wingle, 1992):

- diferentes técnicas (inverso da distância, “kriging”, mínima curvatura, método de Shepard, entre outros) geram diferentes resultados para os mesmos dados;
- dependendo do algoritmo usado, os dados de entrada não são necessariamente honrados;
- mudanças na dimensão da malha do modelo podem modificar a interpretação de modo significativo;
- não é possível mostrar transições fortemente acentuadas sem o uso de malhas muito finas.

Torna-se, então, importante entender os problemas associados aos métodos de contorno e possuir ferramentas para identificá-los (Wingle, 1992).

Ao usar métodos de contorno, é fator crítico que os dados representem acuradamente as medidas realizadas na área em estudo. Se as amostras coletadas são inapropriadas, os erros são propagados após a etapa de análise, tornando os resultados, no mínimo, questionáveis.

Dentre os inúmeros métodos de contorno existentes serão estudados o método da ponderação pelo inverso da distância e o método geoestatístico de “kriging”.

4.3. O método do inverso da distância

O método do inverso da distância constitui-se em uma função que realiza uma média ponderada de pontos vizinhos. A fórmula geral usada no método do inverso da distância é expressa (Burrough, 1986) como

$$g_i = \frac{\sum_{i=1}^n \left(\frac{x_i}{d_i^p} \right)}{\sum_{i=1}^n \left(\frac{1}{d_i^p} \right)} \quad \text{Eq. 20}$$

onde:

- g_j - é o valor estimado;
- x_i - é o valor do ponto vizinho;
- d_i - é a distância entre a posição da malha e o dado amostral;
- p - é a potência a qual a distância é elevada.

A distância pode ser ponderada de vários modos. Se $p = 1$, temos a interpolação linear simples. Usando-se $p = 2$, o método produz resultados razoáveis, pois pontos próximos são fortemente ponderados e pontos mais distantes são ponderados fracamente.

O método do inverso da distância considera hipóteses que podem conduzir a resultados inesperados e indesejados. Uma vez que o método do inverso da distância é uma técnica proporcional, não é possível interpolar acima ou abaixo dos dados ao redor, o que conduz à geração de regiões planas no mapa de contorno.

Os problemas associados com essas regiões planas podem ser parcialmente eliminados pelo uso dos métodos de busca por quadrante ou octante. O método de busca por quadrante requer que um número igual de pontos vizinhos sejam originários dos

quatro diferentes quadrantes. Isso reduz a possibilidade de que dados setorizados dominem os valores da malha (Wingle, 1992).

Embora sua execução computacional seja rápida, um problema ocorre a medida que a distância tende a zero, o que conduz a erros de divisão por zero. Nesses casos, como o valor do dado é conhecido, faz-se sua associação com a malha. Entretanto, a importante questão que surge nesse caso é a definição da mínima distância para realizar tal associação. Alterações nesse limiar podem levar a resultados inesperados.

4.3.1. Modelagem de tendências e anisotropia

Uma versão otimizada do método do inverso da distância ponderada é flexível o bastante para modelar variáveis com tendências ou anisotropia (Tomczak, 1998) e pode ser formulada como

$$g_i = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{x_i}{(d_i + \delta)^p}}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{(d_i + \delta)^p}} \quad \text{Eq. 21}$$

onde:

- g_i - é o valor estimado;
- x_i - é o valor do ponto vizinho;
- d_i - é a distância entre a posição do grid e o dado amostral;
- δ - é um parâmetro de suavização;
- p - é a potência da ponderação.

Em situações onde está presente a anisotropia, a distância real d_i é substituída pela distância efetiva d_{ie} que é calculada, após uma mudança da base do espaço vetorial, levando-se em conta um ângulo de anisotropia θ e uma relação anisotrópica ρ (para o caso isotrópico, $\rho = 1$).

4.4. As bases teóricas da estimação ótima

O “kriging” é um método de ponderação por média móvel (Krige, 1976) que permite interpolar valores para pontos não amostrados fisicamente usando um conhecimento sobre as relações espaciais presentes no conjunto de dados medidos. Esse conhecimento é obtido através da modelagem de semivariogramas.

O método foi chamado “kriging” após o trabalho de D. L. Krige, que usou a teoria implícita do “kriging” para estimar o conteúdo de minério de ferro em reservas (Krige, 1966). A formulação geral do método foi, entretanto, desenvolvida por Matheron (1963).

O método proposto é superior a outros métodos de interpolação, pois trata-se de um estimador ótimo, além de permitir estimar a variância para o valor interpolado (Oliver and Webster, 1990; Journel and Huijbregts, 1993). O “kriging” tem várias vantagens sobre outros métodos de interpolação:

- suavização - o método suaviza as estimativas baseado na proporção da variância amostral total atribuída a um ruído aleatório. Quanto mais ruidoso o conjunto de dados, menos as amostras individuais representam amostras vizinhas e, então, mais elas serão suavizadas;
- anisotropia - quando as amostras possuem um grau de correlação maior em uma direção particular, a ponderação do método será maior para amostras nessa direção;
- precisão - dado um variograma representativo da área a ser estimada, o método calcula a estimativa mais precisa possível a partir dos dados disponíveis (trata-se de um estimador ótimo);
- dessaturização - a ponderação dos valores é diminuída na medida em que uma dada informação é duplicada por amostras próximas e altamente correlacionadas.

Os fatores de ponderação do método de Krige são calculados a partir do variograma que mede o grau de correlação entre as amostras de uma área, como uma função da distância e da direção entre as amostras.

4.4.1. O variograma

Para uma função distribuição aleatória $Z(x)$, supomos a existência, em uma dada posição no espaço, de um valor esperado $E\{Z(x)\}$ (ou momento de primeira ordem), que normalmente é uma função de x :

$$E\{Z(x)\} = m(x) \quad \text{Eq. 22}$$

Considere dois valores numéricos $z(x)$ e $z(x+h)$, nos pontos x e $x+h$, separados por um vetor h . A variabilidade entre esses dois valores é caracterizada pela função variograma $2\gamma(x, h)$, definida como o valor esperado da variável $[Z(x) - Z(x+h)]^2$:

$$2\gamma(x, h) = E\{[Z(x) - Z(x+h)]^2\} \quad \text{Eq. 23}$$

A função $\gamma(x, h)$ é chamada de semivariograma teórico. O semivariograma teórico possui duas características principais:

- o comportamento na origem, que pode ser parabólico, linear ou com efeito pepita;
- a presença ou ausência de uma assíntota (patamar) com o acréscimo de $\gamma(h)$, ou seja, $\gamma(h) = \text{constante}$ quando $|h| > a$, conceituando a zona de influência ou alcance.

Comportamento do variograma perto da origem

A continuidade e a regularidade no espaço estão relacionadas ao comportamento do variograma próximo da origem:

- parabólico - $\gamma(h) \sim k|h|^2$; esse tipo de comportamento é característico de uma variabilidade espacial altamente regular;
- linear - $\gamma(h) \sim k|h|$;
- descontínuo na origem - $\gamma(h)$ não tende a zero quando h tende a zero; nessa região, a variabilidade entre dois valores $z(x)$ e $z(x+h)$ pode ser alta; à medida que a distância $|h|$ cresce, a variabilidade diminui; esse fato é refletido na continuidade de $\gamma(h)$ para $|h| > 0$.

A descontinuidade do variograma na origem é chamada efeito pepita e é devido tanto a erros nas medidas de campo quanto a microvariabilidades. Desde que a estrutura

dessas microvariabilidades não é acessível na escala na qual os dados são medidos, esse efeito aparece na forma de um ruído branco.

Zona de influência

Em uma dada direção α , o variograma pode alcançar uma assíntota (patamar) além de uma dada distância $|h| = a$, chamada alcance. Além dessa distância, o desvio quadrático médio entre duas amostras $z(x)$ e $z(x+h)$ não mais depende de $|h|$, significando que as duas amostras não mais apresentam correlação. O alcance permite quantificar o conceito intuitivo de zona de influência de uma amostra.

A anisotropia estrutural surge quando o alcance varia em função de uma dada direção α , indicando uma tendência dos dados. A análise anisotrópica permite, pois, verificar se o conjunto de dados possui uma componente direcional.

Relação entre variograma e covariância - hipótese de estacionariedade

Define-se a *covariância* de um par de variáveis $\{Z(x), Z(x+h)\}$ em função da distância de separação h como:

$$C(h) = E\{Z(x).Z(x+h)\} - E\{Z(x)\}.E\{Z(x)\} \quad \text{Eq. 24}$$

Da função $Z(x)$ diz-se ter estacionariedade de ordem 2 quando: o valor esperado existe e não depende do ponto x ; para cada par $\{Z(x), Z(x+h)\}$, a covariância existe e é uma função da distância de separação h .

Pode-se demonstrar (Journel and Huijbregts, 1993) que, sob a hipótese de estacionariedade de segunda ordem, o variograma e a covariância são ferramentas equivalentes para caracterizar a correlação entre duas variáveis $Z(x)$ e $Z(x+h)$ separadas por uma distância h :

$$\text{Var} \{Z(x)\} = C(0), \quad \forall x \quad \text{Eq. 25}$$

$$\gamma(h) = C(0) - C(h), \quad \forall x \quad \text{Eq. 26}$$

onde $\text{Var} \{Z(x)\}$ é a variância de $Z(x)$.

Então, um estimador (denotado por $\gamma^*(h)$) pode ser escrito como:

$$\gamma^*(h) = C^*(0) - C^*(h), \quad \forall x \quad \text{Eq. 27}$$

É importante salientar que uma combinação linear de covariâncias, com coeficientes positivos, é também uma covariância (Journel and Huijbregts, 1993). Esse fato mantém-se verdadeiro para variogramas de modo que podemos escrever

$$\gamma(h) = \sum_{i=1}^n \lambda_i^2 \gamma_i(h) \quad \text{Eq. 28}$$

onde:

- γ - é o variograma composto;
- γ_i - representa os variogramas individuais;
- λ_i - representa fatores de ponderação.

Essa propriedade permite modelar estruturas complexas ou estruturas aninhadas através da decomposição do variograma em formas mais simples.

4.4.2. Estimação local através do método de Krige

O método de Krige considera um estimador Z^* para a elevação (“grade”), uma combinação linear dos N valores de dados medidos:

$$Z^* = \sum_{i=1}^N \lambda_i Z_i \quad \text{Eq. 29}$$

onde o método determina as N ponderações λ_i .

A determinação das ponderações é um problema de otimização bastante complexo. Lagrange desenvolveu esta técnica em 1797. A fim de garantir que a estimativa da variância $E\{[z - z^*]^2\}$ seja mínima, as ponderações ótimas são obtidas (Journel and Huijbregts, 1993) pela resolução de um sistema representado na forma matricial como:

$$[\mathbf{K}].[\lambda] = [\mathbf{M2}] \quad \text{Eq. 30}$$

A matriz de “kriging” $[\mathbf{K}]$ e a matriz $[\mathbf{M2}]$ são expressas em função de covariâncias, o que permite sua construção a partir de $C(h)$ ou $\gamma(h)$.

Apesar de fornecer a estimativa ótima, característica não apresentada por outros métodos clássicos de estimação, a dedução desse sistema de equações é difícil e sua implementação prática é complexa e custosa em termos de tempo de computação.

Variância do método de Krige

O método de Krige fornece uma estimativa linear ponderada por um conjunto particular de pesos que minimizam a variância da estimativa (erro padrão quadrático). O erro padrão do valor estimado é chamado desvio padrão do processo de “kriging” (Englund and Sparks, 1991). A variância do método pode ser avaliada através da relação:

$$\sigma^2 = C_m(V, V) - [\lambda]^t . [\mathbf{M2}] \quad \text{Eq. 31}$$

A notação $C_m(V, V)$ denota o valor médio da função covariância $C(h)$ quando as duas extremidades do vetor h estão no domínio V .

4.5. O Variograma Experimental

A estimativa do variograma a partir dos dados amostrais é a parte crítica do estudo geoestatístico. O processo envolve interpretação e julgamento e, freqüentemente, requer um grande número de execuções em um computador com base na tentativa e erro (Englund and Sparks, 1991).

A hipótese intrínseca assume que a função variograma depende apenas do vetor separação h (módulo e direção) e não da posição x . Essa hipótese permite estimar o

variograma $2\gamma(h)$ a partir do conjunto de dados experimentais (Journel and Huijbregts, 1993).

O variograma experimental é o variograma que é obtido a partir dos dados, sendo, pois, um variograma local, válido para o campo geométrico estudado e coberto pelas amostras. É, pois, uma aproximação do variograma teórico, definido para um número infinito de amostras cobrindo um campo infinito.

Um estimador $2\gamma^*(h)$ para a função variograma é a média aritmética das diferenças quadráticas entre duas medidas experimentais em quaisquer dois pontos separados pelo vetor h :

$$2\gamma^*(h) = \frac{\sum_{i=1}^{N(h)} [z(x_i) - z(x_i + h)]^2}{N(h)} \quad \text{Eq. 32}$$

$\gamma^*(h)$ - semivariância para a classe de intervalo de distância h ;

$z(x_i)$ - valor da amostra medida no ponto x_i ;

$z(x_i+h)$ - valor da amostra medida no ponto x_i+h ;

$N(h)$ - número total de pares de amostras para o intervalo de distância $|h|$.

A semivariância é avaliada para todos os possíveis pares de pontos presentes no conjunto de dados e pela associação de cada par de pontos a um intervalo de classe de distância. Para intervalos uniformes de classes, a associação de um dado par de pontos a uma classe é feita usando-se a seguinte relação

$$\text{classe} = \text{INT}(|h|/D) + 1 \quad \text{Eq. 33}$$

onde:

$|h|$ - distância separando o par de pontos;

D - intervalo de classe de distância.

A semivariância estatística é calculada para cada intervalo de classe. O gráfico de $\gamma^*(h)$ versus h constitui o semivariograma experimental, onde um ponto representa a semivariância média para uma dada classe. Em aplicações práticas, normalmente são construídos quatro semivariogramas com orientações preferenciais N/S, E/W, NW/SE e NE/SW. A área de busca para pontos vizinhos é definida pela direção preferencial e por

um ângulo de tolerância em torno da orientação preferencial (Englund and Sparks, 1988).

Variogramas relativos são obtidos por uma normalização, dividindo-se $\gamma(h)$ pela média quadrática ou pela variância dos valores usados no cálculo do variograma.

4.5.1. Modelos de Variograma

Os modelos mais comumente encontrados são classificados como modelos esféricos e modelos exponenciais, que apresentam um comportamento linear na origem.

Denotando o alcance por a e a distância por r , podemos escrever:

- Modelo esférico

$$\gamma(r) = \begin{cases} C_0 + C \left(\frac{3r}{2a} - \frac{1}{2} \frac{r^3}{a^3} \right) & \forall r \in [0, a], \\ C_0 + C & \forall r \geq a. \end{cases} \quad \text{Eq. 34}$$

- Modelo exponencial

$$\gamma(r) = C_0 + C \left(1 - e^{-\frac{r}{a}} \right) \quad \forall r \geq 0 \quad \text{Eq. 35}$$

Pode-se observar que o modelo esférico alcança o patamar para uma distância finita $r = a$. Entretanto, o modelo exponencial tende assintoticamente para o patamar de modo que, quando adotamos um alcance da ordem de valor $3a$, obtemos

$$\gamma(3a) = C_0 + C (1 - e^{-3}) = C_0 + C (0.95) \approx C_0 + C.$$

Os modelos de variograma, conforme mostra a Figura 7, podem ser descritos usando-se três parâmetros:

- *efeito pepita* ou C_0 - é a intersecção do modelo com o eixo vertical; representa variações que ocorrem em uma escala menor do que a escala das medições realizadas;

- *patamar* ou $Co+C$ - é o valor assintótico do modelo; é equivalente à soma do efeito *pepita* e da variância do conjunto de dados; dados separados por uma distância além da qual a semivariância não muda são espacialmente independentes;
- *alcance* ou A - é a distância dentro da qual pode ser identificada autocorrelação entre as amostras, isto é, a distância dentro da qual existe dependência espacial.

Normalmente, para avaliar a qualidade do ajuste obtido usando um determinado modelo, definem-se relações estatísticas tais como:

- *proporção da estrutura espacial (PSS)* ou $C/(Co+C)$ - esse valor mede a proporção da variância amostral ($Co+C$) que é expressa pela variância espacial C ;
- *coeficiente de determinação* ou R^2 - é uma medida de como o modelo se ajusta aos dados;
- *soma reduzida⁸ de quadrados* ou RSS - é uma medida de como o modelo se ajusta aos dados contidos no variograma; um valor pequeno para RSS significa um melhor ajuste do modelo selecionado.

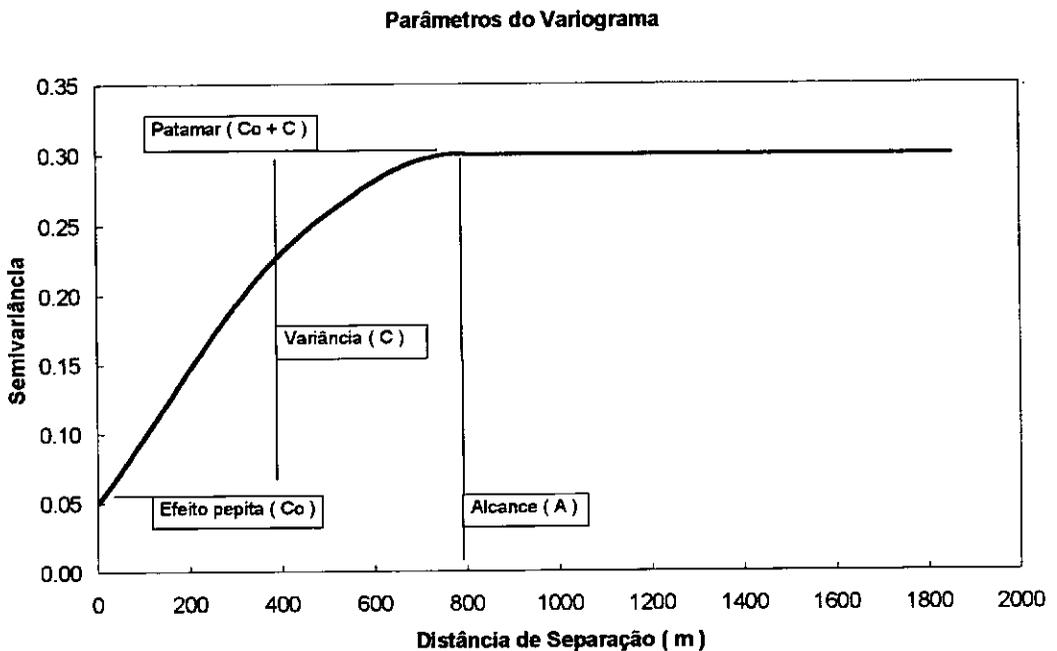


Figura 7: Parâmetros principais obtidos da análise do variograma.

⁸ a variável $z = (x - m)/s$ que mede o desvio da distribuição em relação à média, em unidades de desvio padrão, é denominada variável reduzida (Spiegel, 1985).

4.6. Incerteza associada ao variograma

A matriz de “kriging” é resolvida, normalmente, sem a incorporação da incerteza associada ao semivariograma. Nesse caso, o uso do erro de estimação para avaliar a acurácia da interpolação pode não ser suficiente, pois ele demonstra caracterizar incertezas associadas ao resultado, mas ignora as incertezas associadas com a seleção do semivariograma. Esse aspecto ganha relevância pois, na modelagem do semivariograma em um campo real, dados esparsos resultam freqüentemente em semivariogramas experimentais insatisfatórios (Johnson and Dreiss, 1989). Nesse caso, dados que apresentam erros grosseiros, erros de medição ou equipamentos defeituosos são ainda mais importantes.

Um método de calcular os limites de confiança associados com semivariogramas experimentais é apresentado por Shafer e Varljen (1990). Nesse procedimento, o semivariograma é calculado com um (ou mais) ponto(s) removido(s) do conjunto de dados. Pela repetição desse procedimento para cada ponto no conjunto de dados, uma série de n (onde n é o número de amostras) semivariogramas é calculado. Para cada distância de classe existem $n \cdot \gamma^*(h)$ valores. Usando esses valores, limites de confiança podem ser determinados para o $\gamma^*(h)$ médio em uma classe particular.

Esse método fornece uma distribuição dos erros que auxilia o modelador mostrando níveis de confiança associados ao semivariograma. O conjunto de semivariogramas obtido é usado para gerar múltiplas interpretações da superfície. Pode-se propor como índice de qualidade do ajuste, uma abordagem de validação cruzada.

4.7. Análise de validação cruzada

A análise de validação cruzada é um meio de comparar modelos alternativos de variogramas para um conjunto de dados. Nesse tipo de análise, cada ponto medido é individualmente removido e seu valor estimado usando-se os pontos restantes (Davis, 1987; Green and Silverman, 1994).

O desempenho do interpolador é avaliado como a raiz dos resíduos quadráticos médios

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (Z_{n-1} - Z_i^*)^2}{n}} \quad \text{Eq. 36}$$

onde:

$RMSE$ - é a raiz do erro quadrático médio;

Z_i^* - é o valor estimado da variável no ponto i ;

Z_{n-1} - é o valor estimado no ponto i com os $n-1$ pontos restantes;

n - é o número de pontos.

A validação cruzada é realizada, várias vezes, com diferentes conjuntos de parâmetros e o conjunto que gera o $RMSE$ mais baixo é tomado como ótimo.

Como uma alternativa para visualizar os resultados da correlação cruzada, pode-se construir um gráfico dos valores estimados versus valores observados para cada ponto no domínio modelado. Nesse caso, através do coeficiente de determinação e dos coeficientes angular e linear, para o modelo linear de mínimos quadrados, pode-se avaliar a qualidade dos resultados.

O método é interessante para os casos de uma malha amostral muito densa ou regular. Entretanto, quando se tem dados esparsos, o índice $RMSE$ realiza comparações com valores já interpolados e, portanto, imperfeitos.

4.8. Comparação entre "kriging" e inverso da distância ao quadrado

A fim de comparar o desempenho de dois métodos de contorno, implementou-se, através do aplicativo Matlab, uma rotina para gerar um arquivo de dados contendo coordenadas x , y e z , correspondentes a uma superfície representada por um cone circular reto.

Tal superfície foi selecionada por possuir uma região de comportamento regular e suave e também pontos de forte descontinuidade (singularidades no vértice e na base).

A rotina Matlab, mostrada no Apêndice B, permite a seleção dos intervalos da malha, a seleção da equação geratriz da superfície e a seleção da origem.

O arquivo de saída permitiu gerar as superfícies resultantes pelo uso de dois métodos de contorno, como visto na Figura 8: inverso da distância ao quadrado e “kriging”.

A análise comparativa revela que a superfície gerada com o método de Krige apresenta maior similaridade com o cone circular reto, enquanto a superfície gerada com o inverso da distância ao quadrado apresenta ondulações pronunciadas, facilmente visualizadas nos pontos singulares (vértice e base). O método do inverso da distância ao quadrado degradou o valor do vértice da superfície. O método de Krige produziu uma melhor estimativa, mesmo considerando o emprego de um modelo linear de variograma diferente do variograma experimental (forma de uma curva de Gauss).

Apresenta-se, na Tabela 8, uma comparação entre os parâmetros das superfícies geradas pelos dois métodos e os dados da superfície de referência.

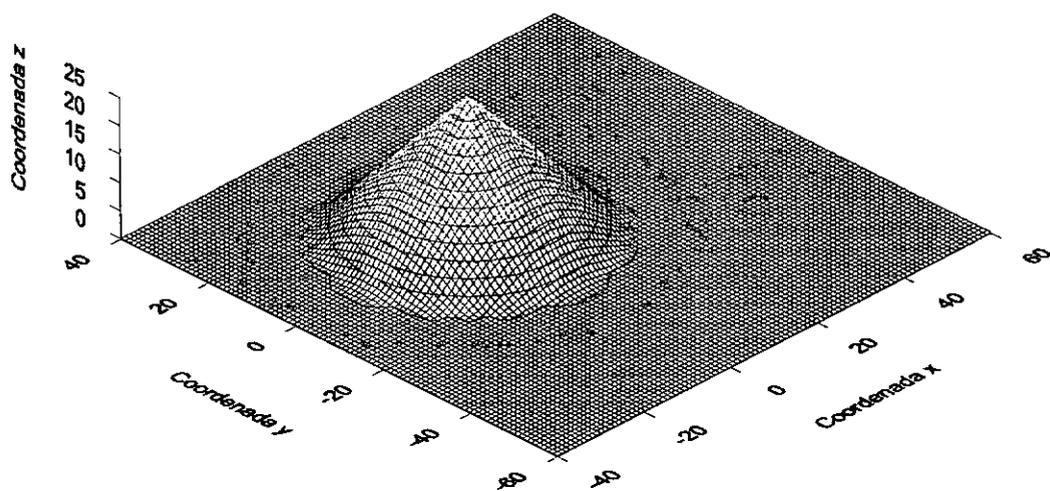
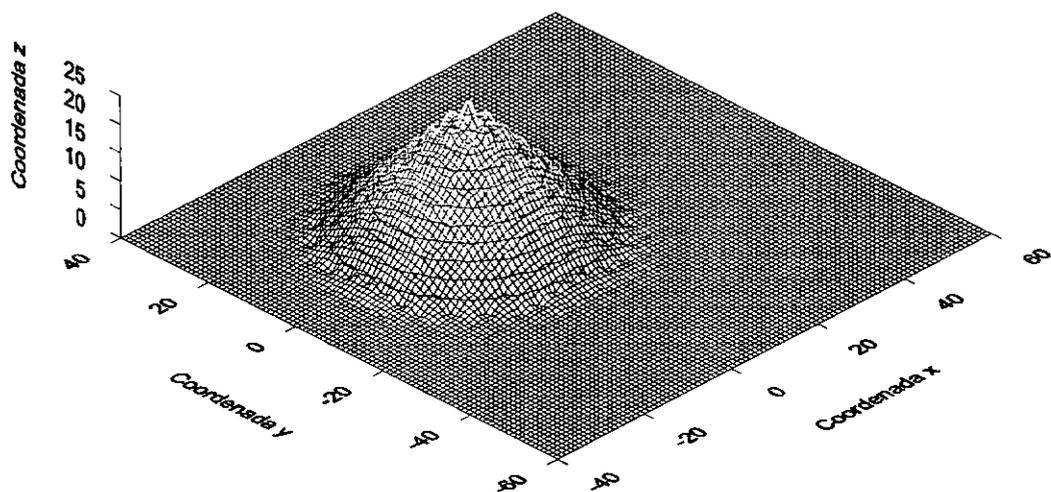


Figura 8: Comparação entre as superfícies geradas pelo método do inverso da distância ao quadrado (acima) e pelo método de Krigé (abaixo).

Tabela 8: Comparação entre os dados da superfície de referência e da superfície gerada pelos métodos de contorno.

Parâmetro	Superfície	Inverso da distância	“Kriging”
Valor mínimo	0	0	-0.136
Valor máximo	25	24,066	24,414
Modelo de busca isotrópica	---	*	Linear *
Intervalo da malha regular	4,0	1,0	1,0
No. pontos da malha	676	10000	10000
No. pontos vizinhos	---	6	6
Alcance	70,7	70,7	70,7
Patamar		---	16,687
Efeito pepita	0,00	---	0,00
Variância amostral **	16,687	---	

* busca por quadrante

** calculada pela Estatística tradicional

Cabe ressaltar que os valores do raio de influência para o método do inverso da distância ao quadrado podem ser obtidos da análise do variograma. Entretanto, como os raios envolvidos possuem valores elevados, esse método reduz fortemente os valores dos pontos vizinhos usados na interpolação. A análise do variograma é, neste caso, uma ferramenta útil mas não necessária.

Por outro lado, o método do inverso da distância é aplicável a conjuntos de dados de pequeno tamanho, para os quais os semivariogramas modelados são muito difíceis de ajustar (Tomczak, 1998).

4.9. Procedimento de análise geoestatística

Como linhas gerais de um procedimento de análise geoestatística, pode-se recomendar:

- coletar amostras em posições conhecidas, mas que não precisam ser igualmente espaçadas;
- realizar uma análise da semivariância para produzir um modelo de variograma representativo da estrutura de correlação presente nos dados;
- usar o método de Krige para produzir uma interpolação que irá conter estimativas ótimas dos valores em intervalos igualmente espaçados;
- realizar uma análise cruzada de validação para verificar a qualidade do ajuste para o modelo de variograma selecionado; se a qualidade do ajuste não for satisfatória, retornar à modelagem do variograma;
- desenhar o mapa que será a representação da propriedade de interesse na área de estudo.

5. Descrição do problema – estudo de caso

O monitoramento, a proteção e a melhoria na qualidade de água são fatores críticos sob a ótica dos esforços de conservação e melhoria da qualidade do meio ambiente.

As técnicas usadas normalmente para monitorar a qualidade da água consistem de medidas “in situ” e coleta de amostras para análise laboratorial. Essas técnicas, apesar de precisas no espaço e no tempo, consomem muito tempo e possuem custo elevado e, muitas vezes, não fornecem uma visão sinóptica e temporal da área de estudo necessária para as decisões de gerenciamento (Rao, 1998).

5.1. Ensaio com traçadores: programação da campanha de campo

A programação de um ensaio de campo envolve considerações sobre condições oceanográficas (como maré astronômica), padrão de misturamento vertical e sua influência sazonal, bem como a possibilidade de cobertura simultânea para a obtenção de imagens por sensoriamento remoto.

No que se refere ao padrão de misturamento, o número de Richardson (Ri) é uma comparação entre as forças estabilizantes da estratificação da densidade e as forças desestabilizantes da velocidade turbulenta e pode ser definido por (Dyer, 1973)

$$R_i = -\frac{g}{\rho} \frac{\partial \rho / \partial z}{\left(\frac{\partial u}{\partial z}\right)^2} \quad \text{Eq. 37}$$

onde:

- R_i - é o número de Richardson (adimensional);
- g - é a aceleração da gravidade (m/s^2);
- ρ - é a massa específica obtida da equação de estado da água (kg/m^3);
- $\partial \rho / \partial z$ - é a taxa de variação vertical da massa específica da água (kg/m^4);
- $\partial u / \partial z$ - é a taxa de variação vertical da velocidade ($1/s$).

Deve-se notar que o número de Richardson Ri também pode ser expresso como o quadrado da relação entre a frequência de Brunt-Vaisala, definida na Eq. 1, e a taxa de variação vertical da velocidade.

Como a estratificação da densidade restringe o misturamento vertical, esse decrescerá com o acréscimo de Ri .

Uma análise de dados oceanográficos realizada recentemente para locais na Baía de Todos os Santos, Salvador, BA, revelou:

- *comportamento sazonal* – as correntes registradas durante o inverno apresentam maiores magnitudes do que aquelas registradas no verão;
- *influência da maré* – em ambas as situações sazonais as correntes são significativamente mais intensas durante os períodos de sizígia do que de quadratura;
- *grau de mistura* – o número de Richardson no período de quadratura é maior do que no período de sizígia.

Então, sob o ponto de vista de realizar um monitoramento em condições desfavoráveis ao meio ambiente, ou seja, em situações de pouco misturamento, as campanhas de campo devem ser realizadas durante uma quadratura.

Tendo em vista o objetivo de realizar o monitoramento no ESEI em duas diferentes condições representativas (coluna de água homogênea e não homogênea), foram planejadas duas campanhas de campo. Para a situação estratificada (típica da época do verão), foi realizado um ensaio em situação de maré enchente (20/03/1996) e outro em situação de maré vazante (22/03/1996), próximos a uma maré de sizígia. Para a situação não estratificada, foi realizado um ensaio em situação de corrente marítima no sentido oeste → leste (13/10/1996), próximo a uma maré de sizígia e outro em condição de corrente no sentido leste → oeste (25/09/1997), próximo a uma maré de quadratura (Roldão, 1997).

A título de simplificação serão apresentados apenas os resultados do ensaio em situação de corrente no sentido leste → oeste, com condição de coluna de água não estratificada, no dia 25 de setembro de 1997.

5.2. Seleção de traçadores ambientais e artificiais

A determinação das características de diluição de um efluente no meio ambiente pode ser realizada através do monitoramento dinâmico com o uso de traçadores ambientais⁹ ou artificiais.

O processo de seleção do traçador envolve testes preliminares em laboratório, com o efluente, para identificar o possível uso de traçadores ambientais.

Com esse objetivo, foi coletada uma amostra do efluente do ESEI para se avaliar o uso da turbidez como um traçador ambiental. Neste ensaio, a amostra de esgoto passou por um processo de diluições sucessivas após as quais foram medidos os valores de turbidez. Na preparação das amostras diluídas, foi utilizada água destilada. As medidas de turbidez foram realizadas com o medidor de turbidez SeaPoint e uma câmara escura de calibração para evitar efeitos da luz ambiente. As Figuras 9 e 10, a seguir, apresentam um resumo dos dados de turbidez de uma amostra do efluente após sucessivas diluições.

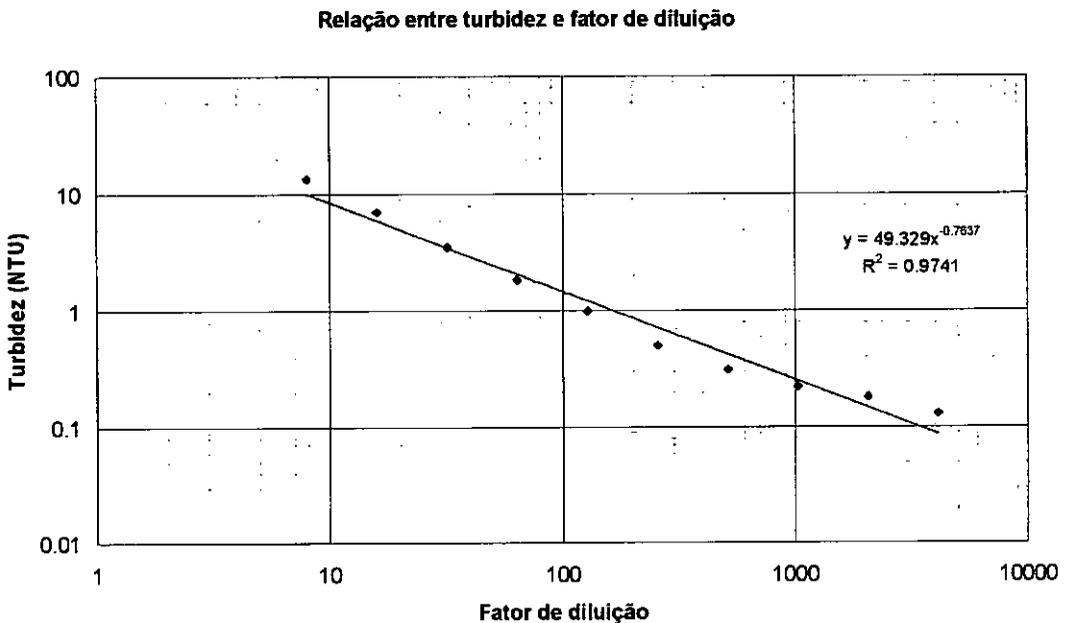


Figura 9: Variação da turbidez em função do fator de diluição para o efluente do ESEI.

⁹ O traçador ambiental consiste no uso de alguma propriedade físico-química do efluente que permita uma identificação fácil e eficiente.

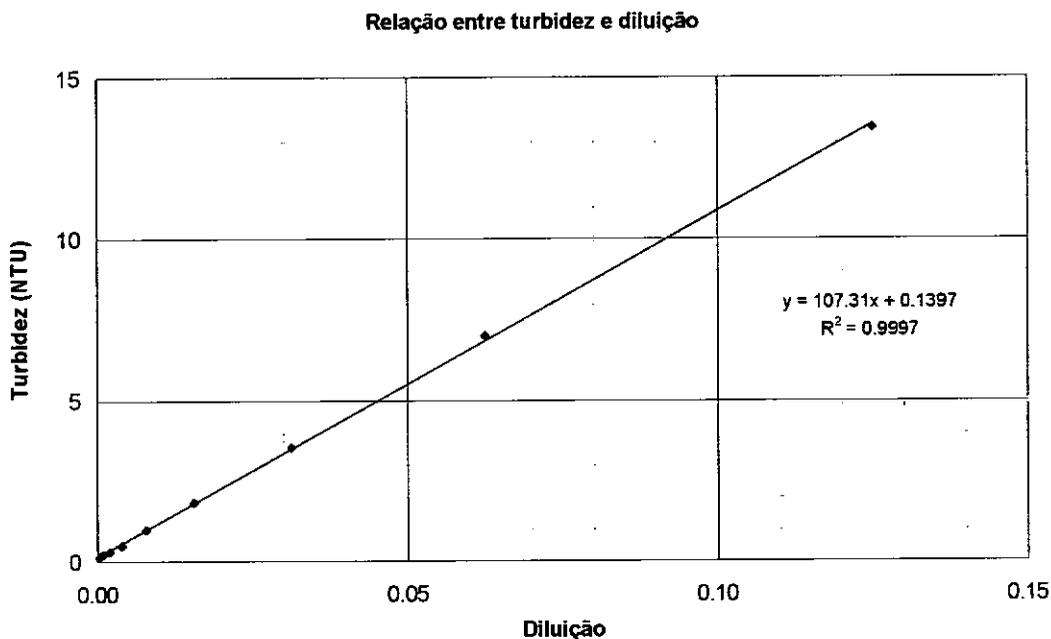


Figura 10: Variação da turbidez em função da diluição para o efluente do ESEI.

O uso do medidor de turbidez SeaPoint permitiu avaliar diluições da ordem de 1:1.000, devido a sua excelente resolução (0,01 NTU). Essa diluição foi obtida considerando-se que a turbidez do esgoto apresentou um valor da ordem de 100 NTU e que foi possível detectar um valor da ordem de 0,1 NTU nas amostras diluídas, como mostra a regressão linear na Figura 10. Com base nesses resultados, pode-se afirmar que a turbidez do efluente é adequada para avaliar fatores de diluição encontrados em casos reais e emissários submarinos, em situações de coluna de água homogênea que apresente baixos valores de turbidez. Entretanto, em situações estratificadas, quando a pluma do efluente está submersa a uma grande profundidade, as medidas são mascaradas quando existe ressuspensão de sedimentos que, normalmente, acompanha correntes elevadas e ondas induzidas pelo vento.

O uso de corantes artificiais na marcação de efluentes domésticos e industriais é uma técnica consagrada, que permite avaliar fatores de diluição de até 5.000, devido à alta sensibilidade das técnicas fluorimétricas. Entretanto, a constituição química de traçadores artificiais é um fator determinante no seu uso e no processo analítico de quantificação (Behrens, 1986). Um bom traçador deve possuir uma forma química que não exiba reações com o corpo de água em estudo, tais como adsorção, foto-

decaimento, troca iônica e precipitação. Encontram-se, comercialmente, uma enorme variedade de tipos de traçadores artificiais, apresentando diferentes características óticas e físico-químicas (Smart and Laidlaw, 1977; Benischke, 1995).

No caso do ESEI, foi selecionado como traçador artificial de referência o corante Amidorodamina G Extra (“Acid Red 50”, Índice de Cor 45220), muito pouco sensível a variação da temperatura e do pH e a perdas por efeito de fotodecaimento e adsorção a material sólido orgânico, características que o tornam bastante conservativo. Como traçador complementar, foi utilizado simultaneamente a Uranina ou Fluoresceína Sódica (“Acid Yellow 73”, Índice de Cor 45350).

Ambos os traçadores apresentam ótima solubilidade em água, o que propicia uma excelente marcação da fase líquida do efluente, além de serem inócuos à saúde humana, à fauna e à flora locais¹⁰ nas concentrações normalmente utilizadas (Benischke, 1995).

A alta sensibilidade de traçadores fluorescentes à presença de cloro livre não se caracteriza como risco no caso do ESEI, pois cloro livre não é normalmente encontrado em efluentes domésticos “in natura” (Roldão, 1996).

O traçador Amidorodamina G Extra foi utilizado, nesse trabalho, como traçador de referência devido as suas excelentes características que o tornam bastante conservativo. Embora a Uranina seja sensível a perdas por fotodecaimento, seu uso como um traçador auxiliar é viável em situações em que a exposição à luz solar é inexistente ou pequena, como é o caso durante o trânsito no interior do emissário e em locais próximos ao ponto de lançamento do efluente no mar (campo próximo), especialmente nas situações em que a pluma é submersa (Roldão, 1996).

O limite mínimo de detecção para os traçadores selecionados, através de análise espectrofluorimétrica em laboratório, situa-se na faixa de $0,01 \text{ mg/m}^3$. Neste trabalho, a concentração mínima detectável em laboratório foi estabelecida em $0,05 \text{ mg/m}^3$. Em medições “in situ”, através de fluorímetros, esses valores estão entre $0,1 \text{ mg/m}^3$ e $0,3 \text{ mg/m}^3$, o que permite monitorar fatores de diluição da ordem de 10^3 .

¹⁰ A taxa LD_{50} (dose letal onde 50% da população testada morre) para ratos está em torno de 7000 mg/kg e corresponde aproximadamente a $7 \times 10^6 \text{ mg/m}^3$. Esse valor é 6 ordens de grandeza maior que a concentração normalmente usada em aplicações hidrológicas (10 mg/m^3) (Benischke, 1995).

A utilização de traçadores artificiais ou ambientais para a determinação de parâmetros do escoamento pode ser entendida pelo estudo dos modos de injeção de traçadores e, em particular, do método de injeção contínua de traçadores.

5.3. Modo de Injeção de Traçador Artificial

A marcação de um efluente lançado no oceano por um emissário submarino que opera continuamente deve ser realizada de forma contínua. Para tanto, é necessário que tanto a vazão e a concentração do traçador quanto a vazão do efluente permaneçam constantes durante o período de injeção. Esse período de injeção deve ser compatível com a duração dos trabalhos de detecção do traçador no mar.

A técnica de aplicação de traçador na determinação da diluição do efluente no mar baseia-se na premissa de que a relação a seguir é válida, ou seja, que o traçador simula a fase líquida do efluente lançado no mar:

$$S = \frac{c_e - c_a}{c_p - c_a} \quad \text{Eq. 38}$$

onde

S - fator de diluição;

c_p - concentração de traçador monitorada na pluma (mg/m^3);

c_e - concentração média de traçador no efluente (mg/m^3);

c_a - concentração de traçador na água ambiente (“background”) (mg/m^3).

A Equação 38, que define o fator de diluição¹¹ “S”, representa um fator de diluição volumétrico. A fase líquida do efluente, além do líquido propriamente dito, inclui as substâncias solúveis e os sedimentos em suspensão.

¹¹ O fator de diluição aqui definido é igual ao inverso do valor da diluição (expresso em números fracionários).

A duração da injeção e do rastreamento de traçador no mar durante as campanhas de campo está em torno de 6 horas, ou seja, aproximadamente um semicírculo de maré¹².

Devido ao tempo de trânsito do traçador do ponto de injeção (poço de sucção das bombas das estações elevatórias) ao local onde é lançado no mar através de difusores (estimado em torno de 1 hora e meia no pior caso), o início da injeção de traçadores foi programado para duas horas antes de ter início o monitoramento no mar.

A solução de traçadores Uranina e Amidorodamina G Extra foi injetada com vazão constante através de um dispositivo (injetor contínuo) especialmente projetado e desenvolvido no Laboratório de Traçadores (COPPE/UFRJ).

A concentração de injeção foi calculada de modo a se obter uma concentração média de traçador no emissário em torno de 300 mg/m^3 , tendo em mente um fator de diluição máximo em torno de 3.000 para o limite mínimo de detecção estabelecido em $0,1 \text{ mg/m}^3$.

Em um ponto à jusante no escoamento, selecionado de modo a garantir a distância de bom misturamento (DBM), são tomadas amostras para determinar a concentração de traçador no efluente (ISO, 1974).

5.4. Medida da concentração de traçador no efluente

A concentração média de traçador no emissário é um parâmetro essencial para a determinação de fatores de diluição através da relação anterior. No caso do ESEI, devido à impossibilidade prática de se coletar amostras na tubulação do emissário propriamente dito (após a caixa de confluência, a tubulação é subterrânea e depois submersa) a concentração média do emissário foi calculada através do uso do método da diluição (Kilpatrick and Cobb, 1985).

Esse método baseia-se no balanço de massa de traçador estabelecido entre uma seção a montante, onde o traçador é introduzido no escoamento (seção de injeção), e uma seção situada suficientemente à jusante (seção de controle), onde são coletadas

¹² Variações nesse período são comuns em locais com desigualdade de marés.

amostras do escoamento. Este balanço de massa pode ser estabelecido, desde que as seguintes hipóteses básicas sejam satisfeitas:

- regime permanente de escoamento ou pelo menos constante durante a realização de cada medição ($\partial Q/\partial t = 0$);
- traçador conservativo, ou seja, inexistência de perda ou ganho de massa de traçador durante a medição ($\partial M/\partial t = 0$);
- concentração e vazão de injeção de traçador constantes durante cada medição ($\partial C/\partial t = 0, \partial q/\partial t = 0$);
- misturamento completo entre o traçador e o escoamento, antes do traçador atingir a seção de controle de jusante.

Na seção de entrada (montante) uma concentração conhecida e homogênea de traçador (C_o) é injetada continuamente no escoamento com uma vazão constante e conhecida (q_o). Na seção de controle, suficientemente a jusante para garantir a DBM, o traçador misturado no escoamento alcança um valor constante de concentração (C_m) (ISO, 1974). Assim, do balanço de massa de traçador entre a seção de entrada e a de saída, obtém-se a relação que é utilizada no cálculo da vazão líquida (Q) pelo método da diluição (ISO, 1975):

$$Q = \frac{C_o - C_m}{C_m - C_b} q_o \quad \text{Eq. 39}$$

onde C_b é a concentração do traçador existente no escoamento (“background”).

Normalmente $C_o \gg C_m \gg C_b$, de tal modo que a relação anterior reduz-se a (ISO, 1975):

$$Q = \frac{C_o}{C_m} q_o \quad \text{Eq. 40}$$

Na aplicação da relação anterior, é necessário, para se obter resultados adequados e precisos, que os valores de C_o e q_o sejam medidos no campo com boa

precisão durante a injeção. O valor de C_m é obtido em laboratório a partir de um conjunto significativo de amostras¹³ coletadas no campo (ISO, 1974). Essas amostras devem ser coletadas após decorrido um tempo suficiente para que se estabeleçam as condições de regime estacionário.

Desse modo, a concentração média de traçador no emissário foi determinada indiretamente, através de uma generalização do método da diluição, que é aplicável às situações onde se têm dois escoamentos convergentes.

Nesse caso, o balanço de massa de traçador é estabelecido separadamente entre uma seção de injeção e uma seção de controle na tubulação A (oriunda da elevatória do Leblon) e entre uma seção de injeção e uma seção de controle na tubulação B (oriunda da elevatória André Azevedo). Os escoamentos das tubulações A e B unem-se formando o escoamento da tubulação C (ESEI), como mostrado na Figura 11.

Para a determinação das vazões nos escoamentos das tubulações A e B, usamos as seguintes relações:

$$Q_A = \frac{C_{oA}}{C_{mA}} q_{oA} \quad \text{Eq. 41}$$

$$Q_B = \frac{C_{oB}}{C_{mB}} q_{oB} \quad \text{Eq. 42}$$

Como a vazão na tubulação C (ESEI) é formada pela vazão A (oriunda da elevatória do Leblon) e pela vazão B (oriunda da elevatória André Azevedo), obtém-se:

$$Q_C = Q_A + Q_B \quad \text{Eq. 43}$$

Combinando as Eq. 41, Eq. 42 e Eq. 43, obtém-se a equação que permite determinar a concentração média de traçador no emissário através de:

$$C_{mC} = \frac{Q_A C_{mA} + Q_B C_{mB}}{Q_A + Q_B} \quad \text{Eq. 44}$$

¹³ A precisão associada a esse valor, relacionada ao número necessário de amostras, pode ser avaliada através da distribuição *t* de "Student" para um dado intervalo de confiança, por exemplo 95%.

Como produtos secundários da aplicação do método da diluição às tubulações A e B, obtêm-se, de modo independente, as vazões nas tubulações oriundas da elevatória do Leblon (Eq. 41) e da elevatória André Azevedo (Eq. 42) e, a partir dessas, a vazão transitante no ESEI (Eq. 43).

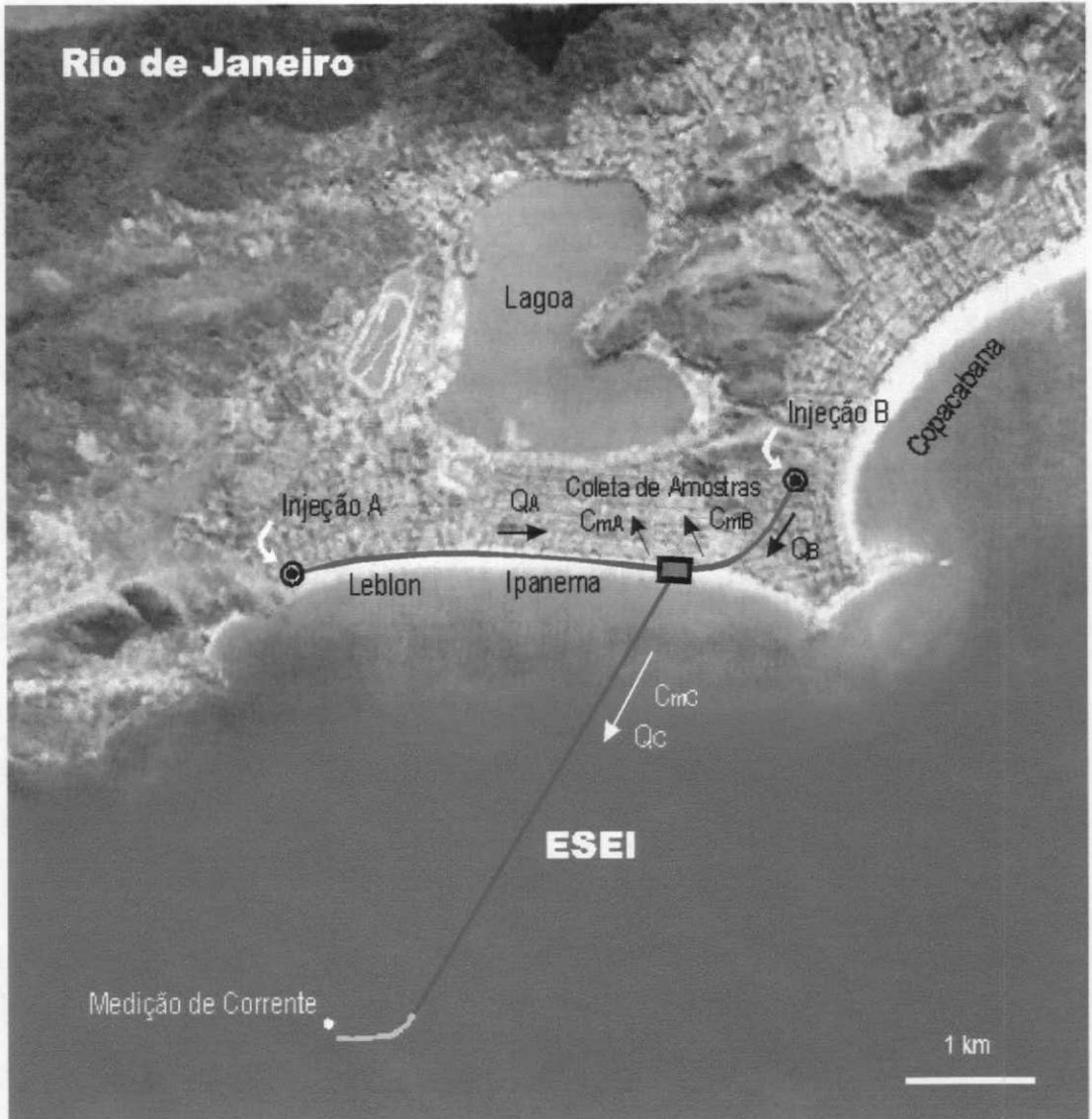


Figura 11: Determinação da concentração e da vazão transitante no emissário.

5.4.1. Determinação da vazão líquida

Nas caixas de passagem junto à caixa de confluência no início do ESEI, foram coletadas amostras do efluente marcado para se determinar a concentração média de traçador nas tubulações das duas elevatórias e, então, calcular a concentração média de traçador no emissário. Foi estabelecida uma frequência de coleta de amostras a cada 10 minutos de modo a se obter uma boa precisão estatística na determinação das concentrações nas tubulações. Os resultados dessas medições permitiram calcular, pelo método da diluição, a vazão transitante no ESEI, mostrada na Figura 12.

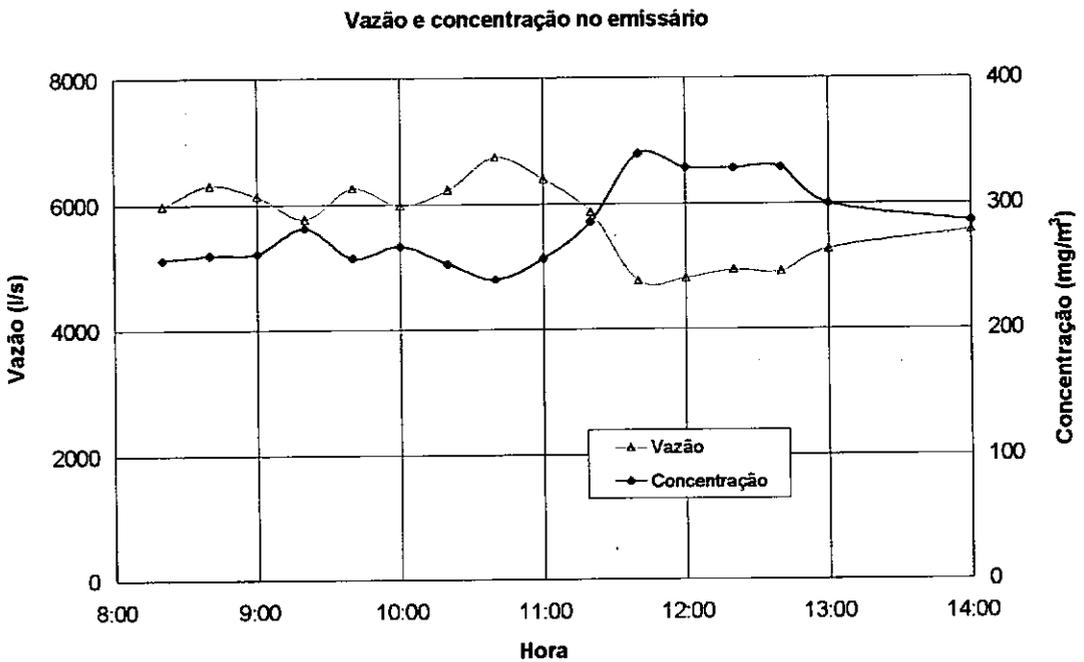


Figura 12: Vazão calculada no ESEI - Campanha de Inverno - Corrente leste → oeste.

Considerando que não existe uma diferença significativa entre as vazões medidas no ESEI pelos dois traçadores utilizados (5 % em torno do valor médio), adotou-se os valores medidos através da Amidorodamina G Extra como sendo os valores de trabalho.

Assim, os valores adotados para concentração média de traçador e vazão de esgotos no ESEI durante a campanha de inverno são os apresentados na Tabela 9.

Tabela 9: Concentração e vazão média no ESEI medida com Amidorodamina G Extra - campanha de inverno.

Concentração (mg / m ³)	Vazão média (m ³ / s)
288	5,7

Esses são os parâmetros principais do escoamento que alcança os difusores¹⁴, que têm a função de gerar uma zona de intensa mistura com a água do mar. Essa zona de intensa mistura, aliada à difusão oceânica, produz um campo de influência delineado pela pluma de traçador.

5.5. Monitoramento da pluma de traçador

A detecção dinâmica do traçador é feita através do bombeamento contínuo da água do mar com o barco percorrendo linhas paralelas em baixa velocidade.

Em um arranjo típico, semelhante ao apresentado na Figura 13, são monitoradas 3 profundidades, através de conjuntos independentes formados por tubulação, bomba de diafragma e fluorímetros de campo (Roldão, 1997). As extremidades das tubulações de bombeamento são mantidas imersas no mar através de um lastro hidrométrico de 100 kg de chumbo.

Durante a execução dos trabalhos de campo na situação de corrente leste → oeste, foi instalado, na maior profundidade, um turbidímetro SeaPoint para correlacionar as medidas de concentração de traçador com as medidas de turbidez.

A determinação das profundidades dinâmicas de bombeamento durante o monitoramento é feita através de um sensor de pressão e de um circuito eletrônico associado desenvolvido ao longo dessa pesquisa, chamado profundímetro.

Para realizar o posicionamento e a navegação, foram instalados, a bordo do barco de monitoramento, uma estação móvel do sistema de posicionamento global em modo diferencial (DGPS) e um microcomputador de navegação com um programa de posicionamento e aquisição.

¹⁴ Difusores - conjunto de orifícios na parte final de um emissário.

A carta náutica da Marinha do Brasil n^o 1501 (Baía de Guanabara), que cobre a região do ESEI, foi digitalizada e georeferenciada (no “datum” original Córrego Alegre) de modo a se obter uma relação de equivalência de aproximadamente 10 m para cada pixel.

As primeiras linhas de navegação foram realizadas próximas aos difusores de forma a se obter uma melhor detecção do traçador no campo próximo. Essa região é importante na avaliação do fator de diluição mínimo. As linhas de navegação seguintes são executadas distante dos difusores para avaliar fatores de diluição no campo afastado, como mostrado na Figura 14.

Durante as linhas de navegação, o sincronismo entre o momento de coleta de amostras e aquisição de posição do DGPS é realizada através de um programa executado no sistema de aquisição de dados (SAD). Usando a porta de comunicação serial, o microcomputador de navegação indica ao SAD o momento de aquisição de dados de concentração, turbidez e profundidade.

No instante de aquisição da posição apresentada pelo DGPS são gravados em um arquivo os seguintes dados:

- índice seqüencial;
- hora, minuto e segundo do instante de aquisição da posição;
- coordenadas do ponto;
- profundidade, concentração nas três profundidades e turbidez.

O SAD gera, então, um sinal sonoro para orientar o instante de coleta de amostras de água nas tubulações de saída de cada um dos fluorímetros. As amostras são colocadas em garrafas numeradas de polietileno de 60 ml, acondicionadas em engradados, cobertas com plástico escuro e opaco para evitar fotodecomposição do traçador e levadas ao laboratório para análise espectrofluorimétrica. A numeração de cada frasco de coleta é referenciada ao índice seqüencial do arquivo de dados de posicionamento.

Para a campanha na situação de corrente leste → oeste, programou-se o SAD para adquirir as variáveis de interesse a cada 5 segundos e sinalizar a coletas de amostras a cada 30 segundos. Desse modo, obteve-se um arquivo de dados com cerca de 4000

aquisições e um conjunto de cerca de 600 amostras para cada profundidade. Essas amostras, quando medidas em laboratório através de um espectrofluorímetro, apresentaram correlação próxima da unidade quando comparadas aos respectivos valores do arquivo de dados, medidos no campo através de fluorímetros.

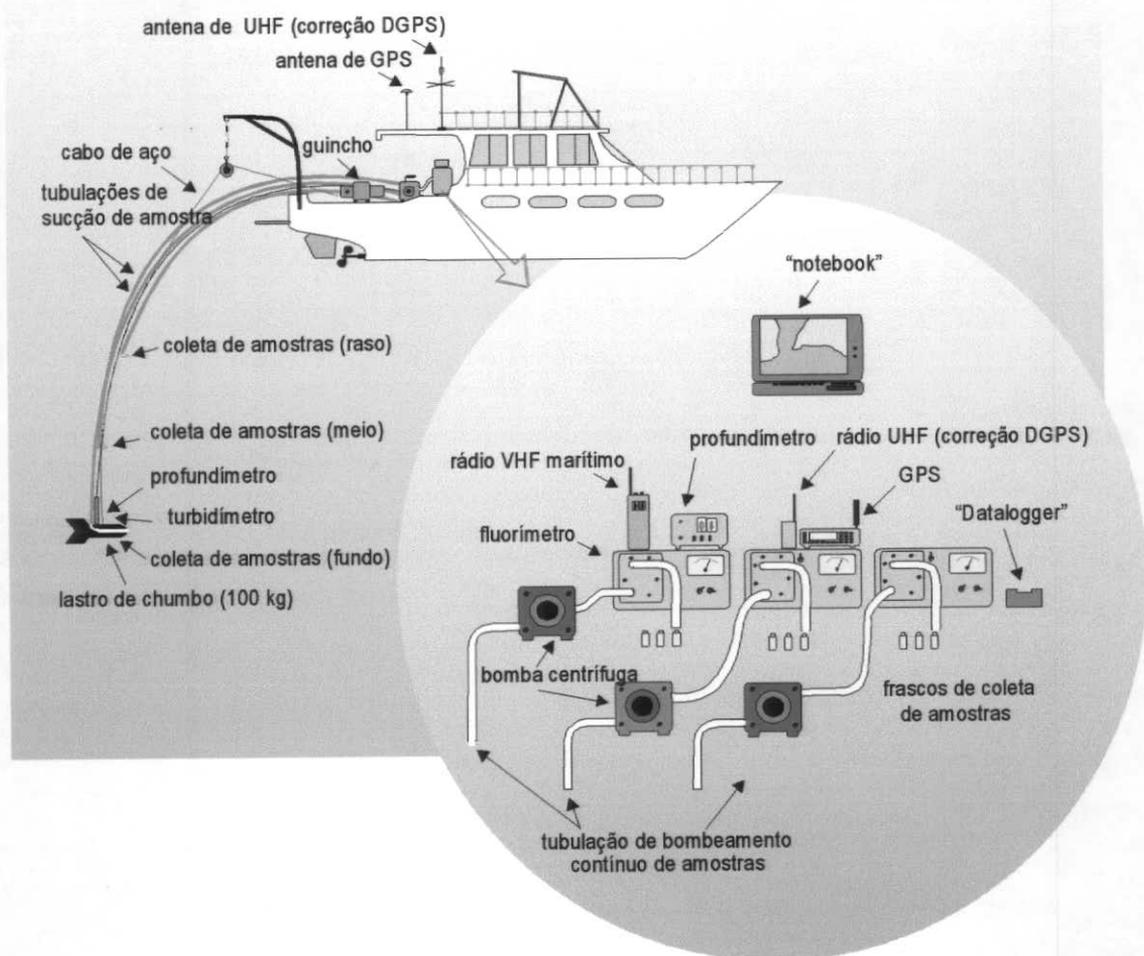


Figura 13: Montagem dos equipamentos de detecção no barco de monitoramento.

A Figura 14 apresenta as linhas de navegação realizadas no ensaio de campo, em condição de coluna de água não estratificada, realizado em 25 de setembro de 1997. A distância entre duas amostras consecutivas variou entre 4 e 16 metros apresentando um valor médio de aproximadamente 7,5 metros. Também estão representados na Figura 14 a parte final do ESEI e o ponto de perfilagem vertical de traçador e parâmetros físico-

químicos. Os difusores estão localizados nos últimos 450 metros da tubulação submersa do ESEI.

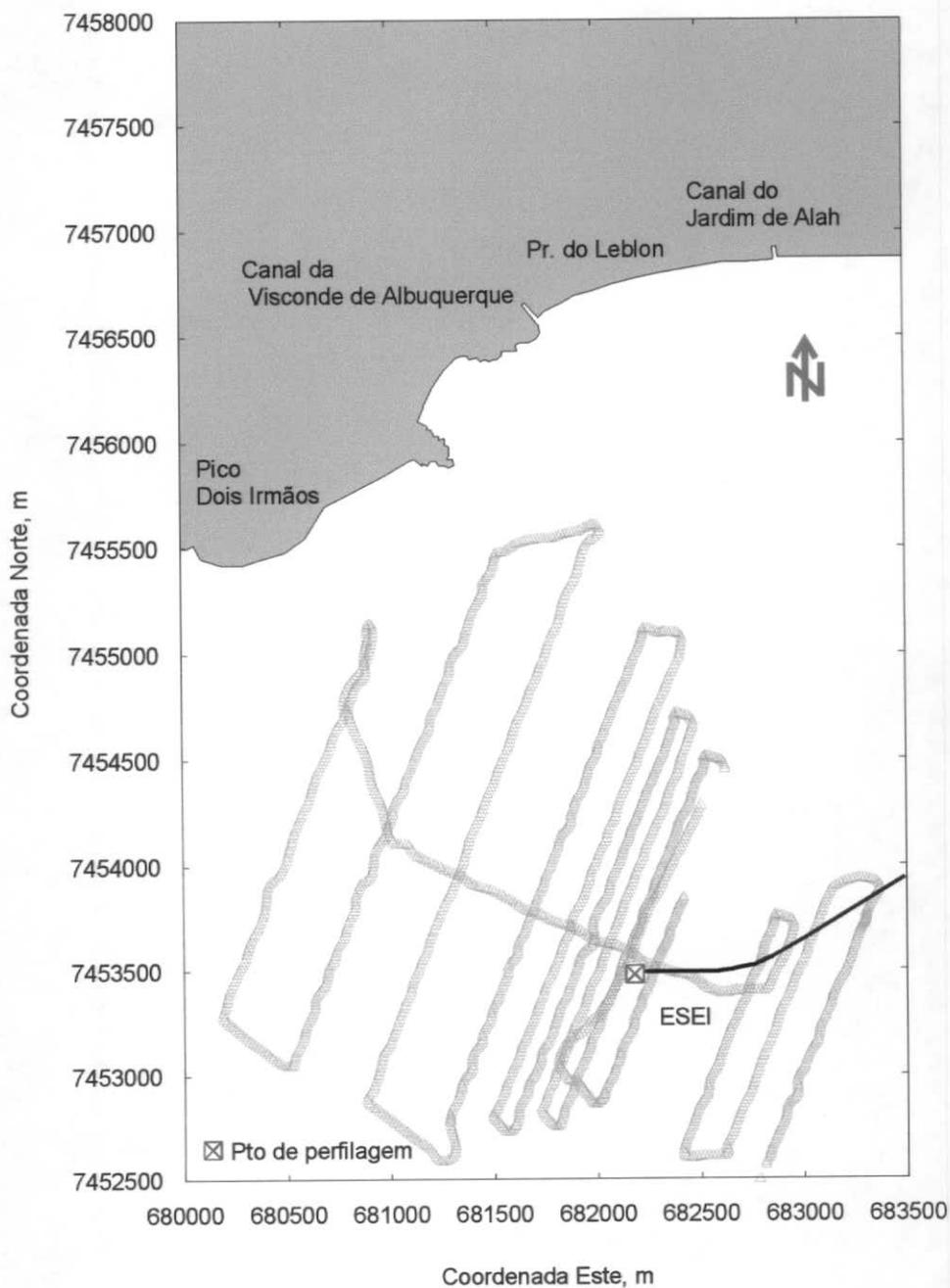


Figura 14: Navegação de monitoramento na campanha com corrente leste → oeste.

5.6. Perfilagens de traçador e parâmetros físico-químicos

Além de caracterizar a distribuição horizontal de traçador, durante o ensaio de campo, deve-se realizar medidas para caracterizar o campo de diluição vertical de efluentes nas condições oceanográficas existentes. Essas medidas são necessárias pois pode-se estar diante de uma condição estratificada¹⁵ ou condição não estratificada.

Através de um barco auxiliar, são realizadas medidas da distribuição vertical de traçador, perfilagem de parâmetros físico-químicos da água usando o equipamento Horiba U-10 (OD, pH, salinidade, temperatura, condutividade e turbidez), medidas de intensidade e direção de vento e temperatura do ar em pontos selecionados. A seleção dos pontos é realizada pelo barco de monitoramento tendo por base as informações de concentrações medidas pelos fluorímetros instalados a bordo.

Alguns dos dados medidos nas perfilagens verticais da campanha de inverno, em 25 de setembro de 1997, são apresentados na Figura 15. Observa-se, a partir da perfilagem de traçador fluorescente, que o campo de diluição esteve situado entre as profundidades de 0 e 10 metros. O valor máximo de concentração foi encontrado na profundidade de 2 metros. Os perfis verticais para a temperatura e para o oxigênio dissolvido demonstram a homogeneidade da coluna de água. Os elevados valores para a turbidez próximo ao fundo devem-se a efeitos de ressuspensão de sedimentos.

¹⁵ Condição estratificada – quando, devido a fortes gradientes de temperatura, tem-se um pequeno misturamento.

Perfilagem vertical de traçadores e parâmetros físico-químicos

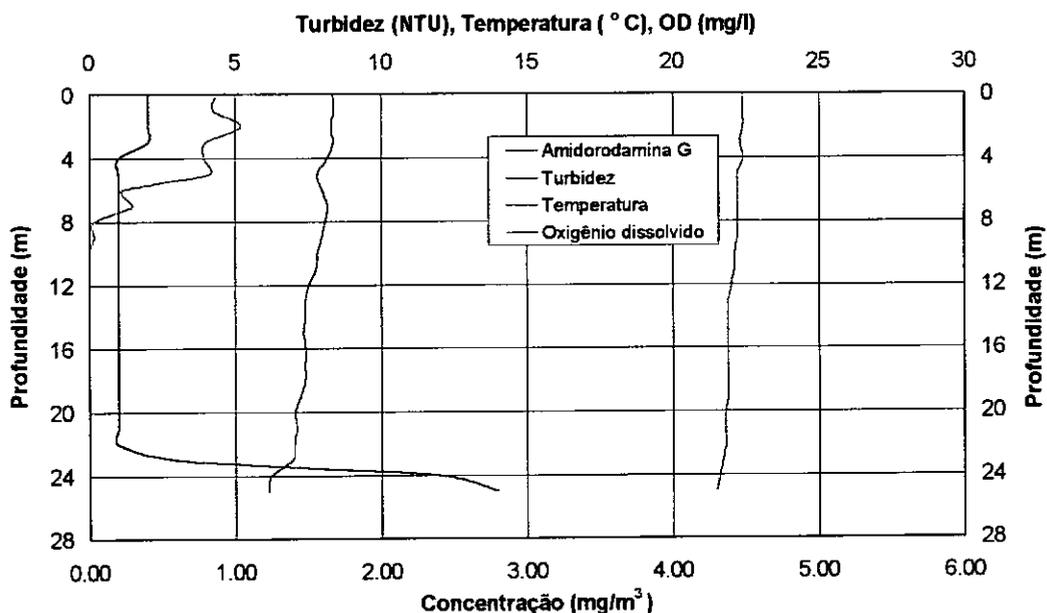


Figura 15: Perfil vertical de traçador, turbidez, temperatura e oxigênio dissolvido durante a campanha de campo mostrando uma condição não estratificada.

Contrastando com essa tendência, alguns dos dados medidos durante as perfilagens verticais da campanha de verão, no dia 20/03/1996, são mostrados na Figura 16. Esse conjunto de dados apresenta fortes gradientes de densidade, caracterizando uma coluna de água estratificada.

Observa-se, a partir da perfilagem de traçador fluorescente, que o campo de diluição apresentou forte estratificação entre as profundidades de 17 e 24 metros, devido ao elevado gradiente de temperatura observado entre 15 e 22 metros. O valor máximo de concentração foi encontrado na profundidade de 21 metros. Os valores para o oxigênio dissolvido decrescem sensivelmente a partir dos 19 metros de profundidade devido à presença do efluente em altas concentrações. Os elevados valores para a turbidez próxima ao fundo devem-se a efeitos de ressuspensão de sedimentos.

Perfilagem vertical de traçadores e parâmetros físico-químicos

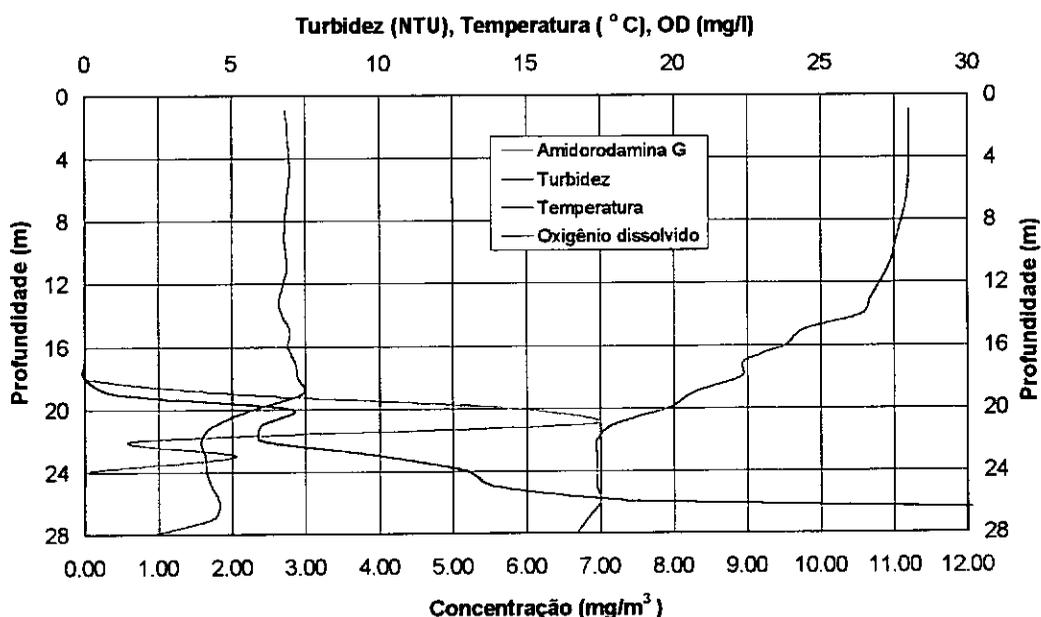


Figura 16: Perfil vertical de traçador, turbidez, temperatura e oxigênio dissolvido durante a campanha de campo mostrando uma condição estratificada.

A comparação entre os perfis verticais de concentração de traçador e de turbidez, em condição estratificada e a não estratificada, mostra que: o uso da turbidez como traçador ambiental pode ser mascarado em ambientes de turbidez elevada ou quando a pluma se encontra confinada próxima ao fundo, com grande quantidade de sedimentos em suspensão; em situações de coluna de água homogênea, tanto o traçador artificial quanto a turbidez apresentam comportamento semelhante observando-se, entretanto, que as medidas de turbidez não apresentaram uma qualidade adequada, pois o Horiba U-10 possui uma resolução de 1 NTU.

5.7. Medidas Oceanográficas

O programa de medidas oceanográficas incluiu perfilagens verticais de temperatura e medidas de corrente marinha em local próximo aos difusores. Para este estudo, um perfilador acústico de corrente por efeito Doppler (ADCP) RDI Sentinel e uma cadeia de termistores Aanderaa TR7 foram fundeados a uma profundidade de 28 metros. A cadeia de termistores é composta de 11 sensores igualmente distribuídos na coluna de água. O ADCP foi programado para medir 9 camadas ao longo da coluna de água. Ambos os equipamentos foram fundeados durante um ano, acorrentados à cerca de 50 metros da extremidade final do ESEI, no período entre dezembro de 1996 e novembro de 1997 e programados para aquisição de dados a cada meia hora.

O arranjo típico utilizado nas campanhas de medições oceanográficas é mostrado na Figura 17, enquanto um detalhe da série temporal de correntes pode ser visto na Figura 18.

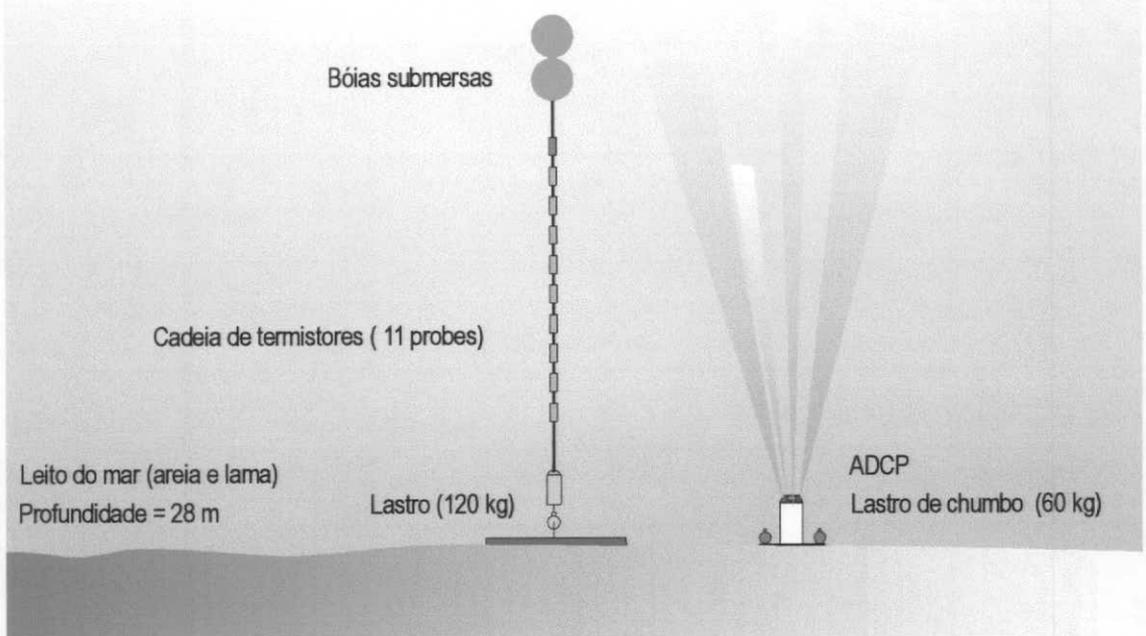


Figura 17: Arranjo típico dos equipamentos de medidas oceanográficas.

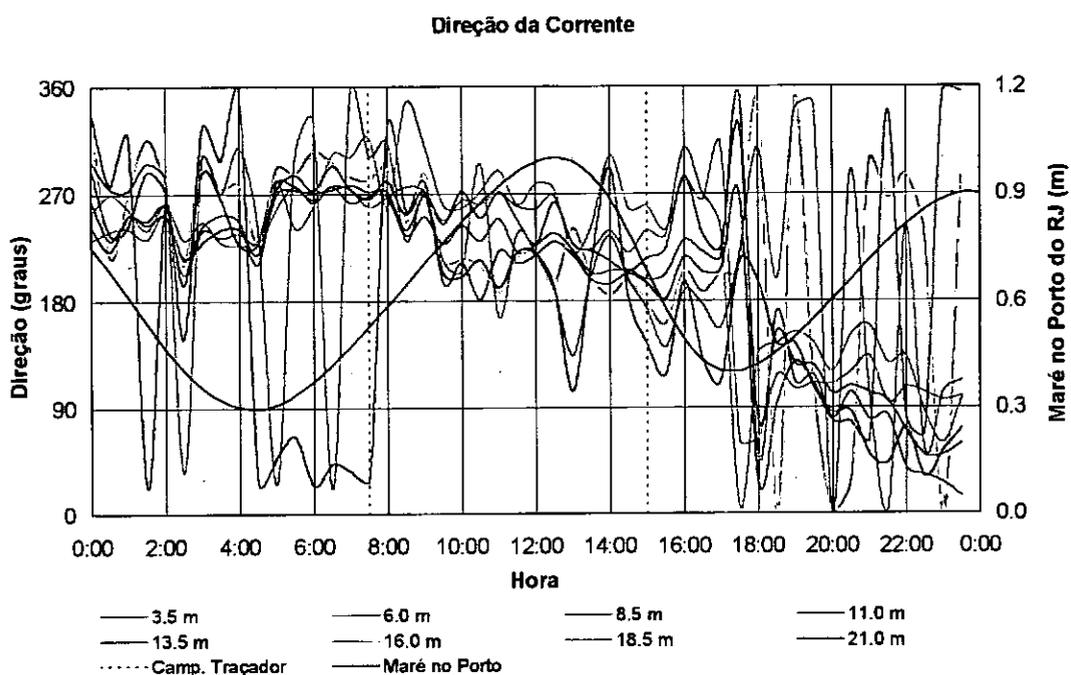
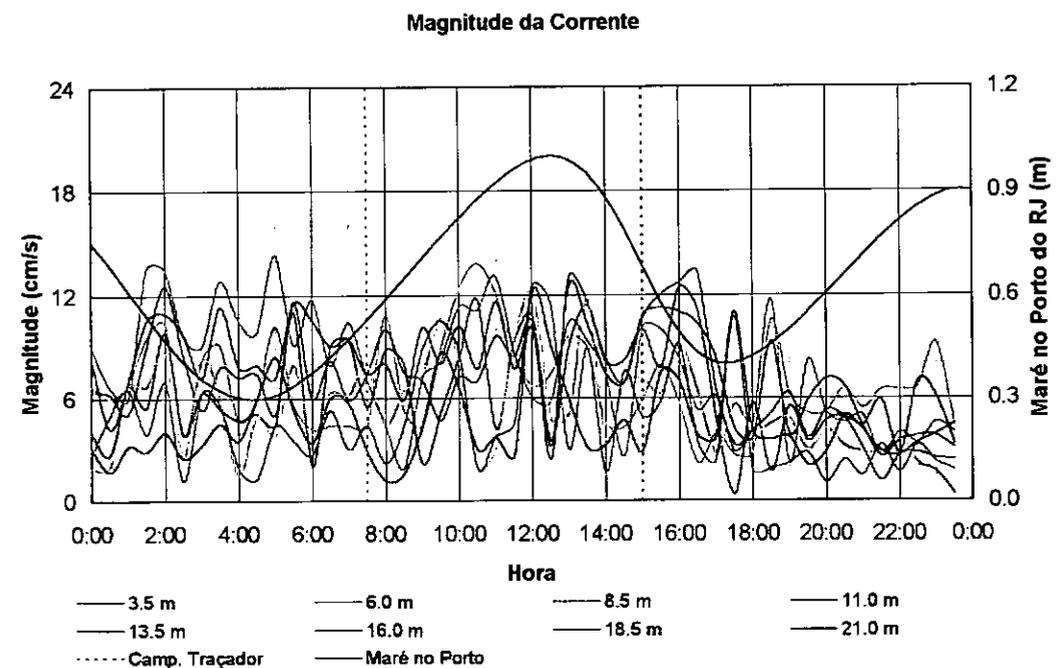


Figura 18: Detalhe da série temporal de correntes em diferentes profundidades para o dia 25 de setembro de 1997.

A série temporal para magnitude da corrente mostra valores de baixa intensidade, variando entre 2 e 14 cm/s. Não é possível observar, a partir dessa série, o efeito de modulação devido à maré astronômica. Os valores de nível de maré previstos pela

Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN – Marinha do Brasil), para o porto do Rio de Janeiro, variam entre 30 centímetros e 1 metro caracterizando uma situação próxima a uma maré de quadratura.

A série temporal para a direção da corrente mostra variações entre 220 e 350 graus para profundidades entre 0 e 8 metros, selecionadas a partir do perfil apresentado na Figura 15. Observa-se que as direções da corrente apresentam uma defasagem de até 90 graus entre fundo e superfície, com rumos na direção do mar aberto para as maiores profundidades. Além disso, não se observa o efeito de inversão na direção da corrente devido à mudança de maré enchente para maré vazante, efeito muito comum próximo a estuários.

A série temporal para a temperatura da coluna de água, no dia 25 de setembro de 1997, é apresentada na Figura 19. Como pode-se observar, a temperatura da água apresentou valores entre 21. e 22 ° C, coerentes com a perfilagem apresentada na Figura 15. Esse pequeno gradiente de temperatura entre a superfície e o fundo permite caracterizar a coluna de água como homogênea.

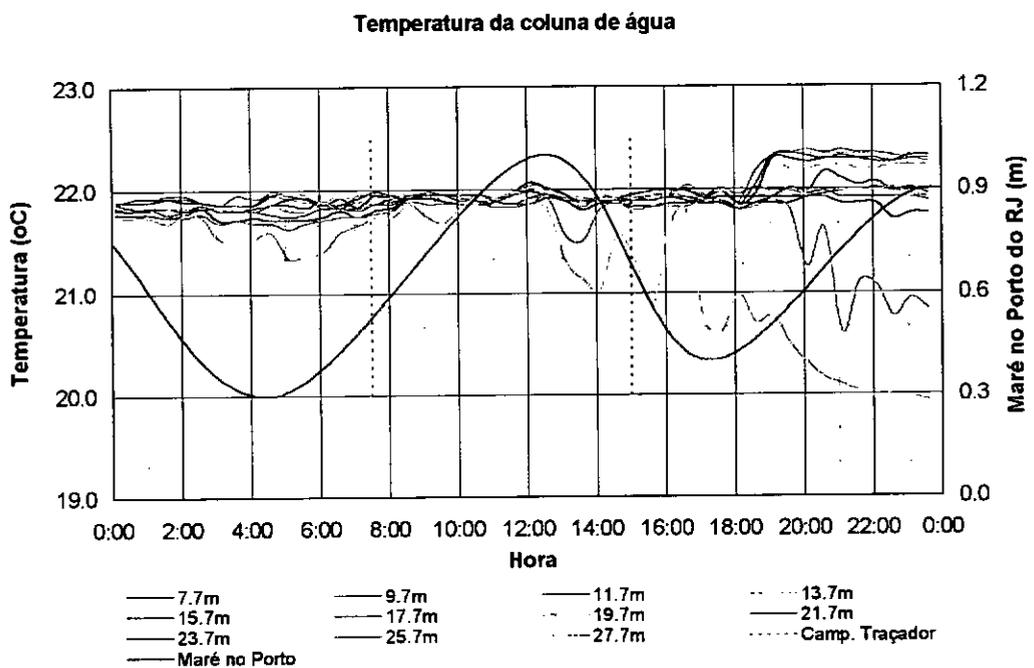


Figura 19: Detalhe da série temporal de temperatura em diferentes profundidades para o dia 25 de setembro de 1997.

A partir das séries temporais para a magnitude e a direção da corrente e para a temperatura da coluna de água durante o dia 25 de setembro de 1997 calculou-se, através das Eqs. 1 e 2, as dimensões da zona de diluição inicial (ZDI), obtendo-se uma extensão aproximada que varia entre 5 e 45 metros para valores de magnitude de corrente entre 5 e 15 cm/s, respectivamente. Considerando-se que essas equações são válidas para uma estrutura com difusor único, deve-se adaptá-la ao caso do ESEI, que é uma estrutura com múltiplos difusores espalhados pelos 450 metros finais da tubulação. Nesse caso, pode-se definir uma área de diluição inicial como um círculo de 540 metros de diâmetro.

No intuito de avaliar a condição de estratificação da coluna de água foi calculada a série temporal para o número de Richardson através da Eq. 37. Para realizar tal cálculo o seguinte procedimento foi usado:

- considerando-se que as profundidades nas quais foram medidas correntes e temperatura são diferentes foram calculados, através de interpolação linear, valores de temperatura nas mesmas profundidades de medição de corrente;
- a equação de estado da água foi aproximada pela fórmula de Eckart;
- uma simplificação adicional na fórmula de Eckart foi feita, considerando a salinidade constante e igual a 35 ppt, de modo a avaliar a massa específica da água através da relação: $\rho(T, 35) = -0,004 T^2 - 0,09 T + 1028,38$;
- as derivadas foram calculadas através de diferença progressiva e regressiva nas camadas superior e inferior, respectivamente; as derivadas nas camadas intermediárias foram avaliadas através de diferença central;
- as séries temporais obtidas foram suavizadas através de um filtro digital de três coeficientes do tipo janela de Hamming.

A série temporal para os valores absolutos do número de Richardson durante o dia 25 de setembro de 1997 é apresentada na Figura 20. Salienta-se que esses valores não são representativos de toda a coluna de água mas tão somente das camadas indicadas, o que corresponde a cerca de metade da profundidade local.

Na tentativa de obter um único valor representativo para o número de Richardson, os valores presentes nas séries temporais da Figura 20 foram promediados na vertical e integrados ao longo de um ciclo de maré (Dyer, 1973). Foi obtido um valor médio para o número de Richardson de cerca de 0,65. Esse valor é superior ao limiar entre homogeneidade e estratificação de 0,25 citado na literatura. Entretanto, observando-se o início de uma termoclina em torno das 18 horas e avaliando-se tal índice para tempos entre 0 e 18 horas, obtem-se um valor médio de 0,16 para o número de Richardson. Desse modo, o ensaio de campo foi realizado em uma situação de coluna de água homogênea.

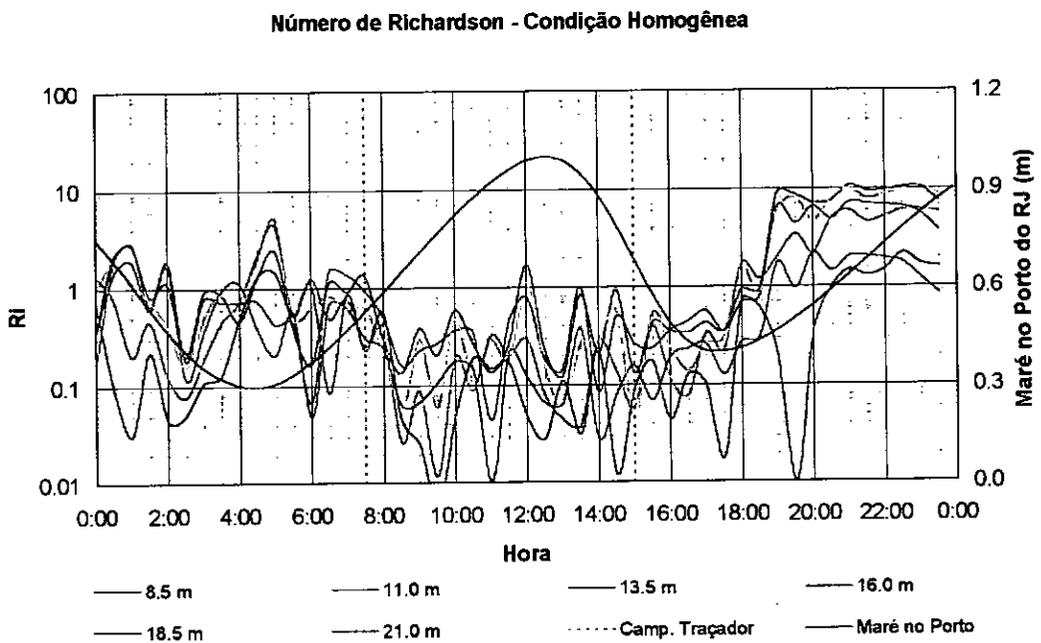


Figura 20: Série temporal para o número de Richardson em diferentes profundidades para o dia 25 de setembro de 1997.

Contrastando com essa tendência, um conjunto de dados que caracteriza uma coluna de água estratificada é apresentado nas Figuras 21 e 22 referentes às séries temporais de corrente e temperatura durante o dia 18 de março de 1997. As séries temporais correspondentes ao ensaio de campo do dia 20 de março de 1996 não são disponíveis pois os equipamentos foram fundeados em data posterior.

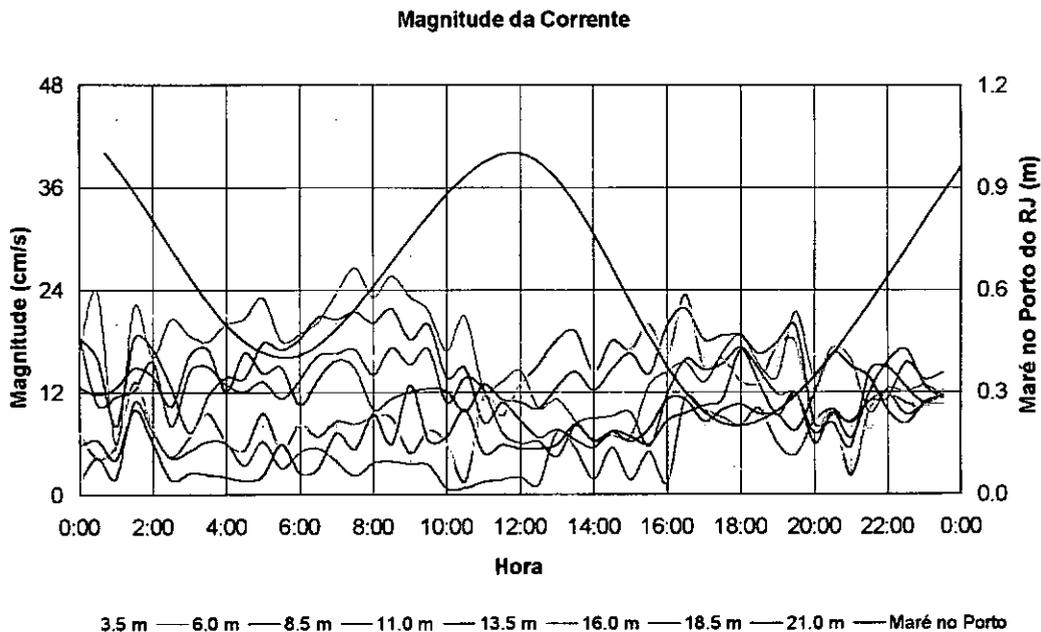


Figura 21: Detalhe da série temporal de correntes em diferentes profundidades para o dia 18 de março de 1997.

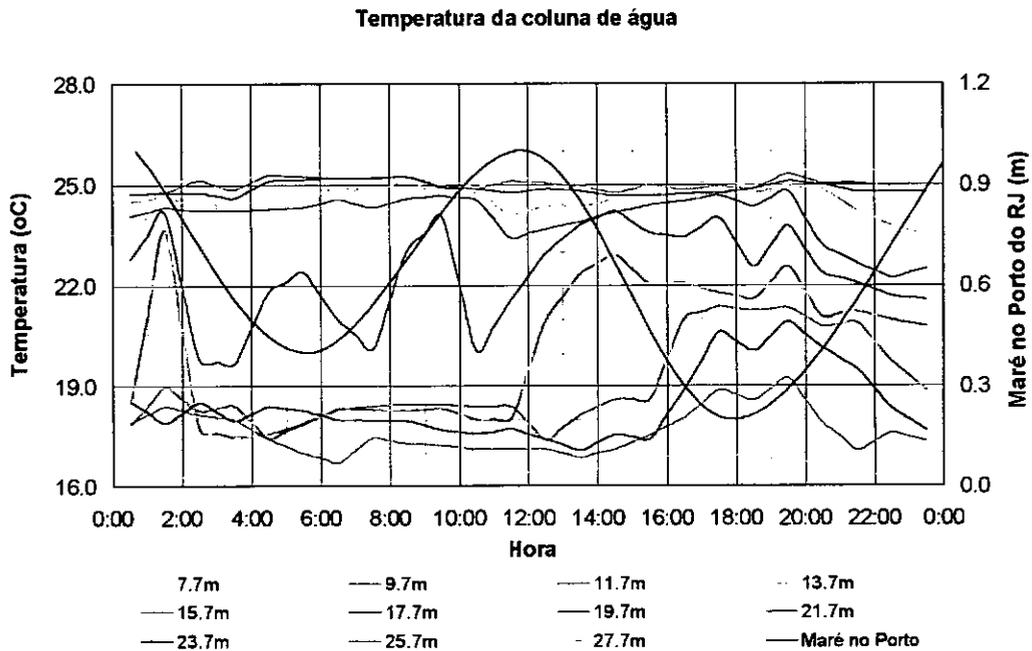


Figura 22: Detalhe da série temporal de temperatura em diferentes profundidades para o dia 18 de março de 1997.

Número de Richardson - Condição Estratificada

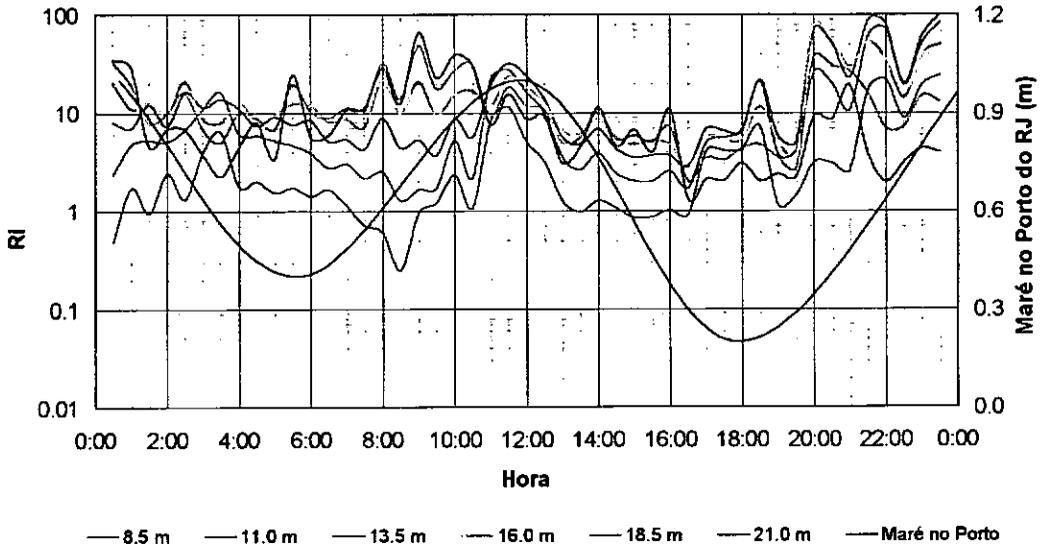


Figura 23: Série temporal para o número de Richardson em diferentes profundidades para o dia 18 de março de 1997.

Os valores presentes nas séries temporais da Figura 23 foram promediados na vertical e integrados ao longo de um ciclo de maré tendo-se obtido um valor médio para o número de Richardson de 6,5.

Observa-se, durante o período do ensaio de campo em 25 de setembro de 1997, delimitado pelas linhas pontilhadas na Figura 18, uma variação significativa da intensidade e direção da corrente e do nível de água. Este fato mostra que, no caso particular de estudo, devido à hidrodinâmica marinha e à variação na taxa de descarga do efluente, as condições de estacionariedade adequadas à análise geoestatística não são satisfeitas. Entretanto, optou-se pela abordagem geoestatística em função do entendimento de ser necessário incorporar a estrutura de correlação espacial dos dados na representação do fenômeno analisado.

Após ter sido discutida a caracterização do ensaio de campo, será realizada uma análise das distribuições horizontais de traçador fluorescente e de turbidez.

6. Análise dos Resultados do Emissário Submarino de Ipanema

Para a análise das medições, selecionou-se o banco de dados referente à distribuição horizontal de traçador e turbidez da quarta campanha de campo realizada em 25/09/1997 no ESEI, em condições de coluna de água homogênea, em uma situação com corrente marítima no sentido leste → oeste. Os dados gerais para essa campanha são apresentados na Tabela 10. Os resultados referentes à distribuição vertical de traçador e turbidez foram apresentados no item 5.6, na descrição do ensaio de campo.

Tabela 10: Dados gerais da campanha de campo.

Corrente no sentido leste → oeste	
Início do monitoramento	10h20min
Fim do monitoramento	15h50min
Concentração média de traçador no efluente	288 mg/m ³
Vazão média do efluente	5,7 m ³ /s

O arquivo de dados para essa campanha, contendo 4025 amostras tomadas na região de influência do ESEI, engloba os dados de posicionamento, os valores adquiridos para concentração de traçador em três diferentes profundidades e os dados de turbidez da pluma de efluentes. Os principais parâmetros estatísticos para esse conjunto de dados são apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 : Estatística geral para os parâmetros medidos nas 3 profundidades.

	Raso↓	Meio↓	Fundo↓	Turbidez↑
Profundidade⇒	2,0	4,5	6,5	6,5
Mínimo	0,04	0,00	0,00	0,31
Máximo	2,35	2,32	2,12	2,68
Média	0,53	0,44	0,28	0,91
Desvio padrão	0,50	0,47	0,34	0,32

⇒ Profundidade em metros
↑ Turbidez em NTU
↓ Concentração em mg/ m³

Inicialmente, a análise geoestatística abrange todo o conjunto de dados presente nesse arquivo. Numa etapa posterior, a fim de avaliar o efeito da malha de amostragem, a análise enfoca um subconjunto, obtido através da seleção de amostras específicas e o descarte das 5 amostras subseqüentes, perfazendo 671 amostras.

A Tabela 12 apresenta um sumário das análises comparativas realizadas.

Tabela 12: Resumo comparativo entre os tipos de análise realizadas.

Tipo da análise	Conjunto completo (4025 amostras)				Subconjunto (671 amostras)			
	Raso	Meio	Fundo	Turbidez	Raso	Meio	Fundo	Turbidez
Distribuição de freqüência	☑	☑	☑					
Variograma	☑	☑	☑	☑				
Correlação cruzada	☑	☑	☑		☑			
Curvas de contorno	☑		☑		☑			
Comparação da distribuição de freqüência	☑		☑	☑	☑			
Visão 3D			☑	☑				

6.1. A Análise de semivariância da série completa

Nesse item são apresentados os semivariogramas experimentais para a série completa de dados, bem como é feita a seleção dos modelos com base nos melhores ajustes.

Para cada semivariograma experimental foi realizado o ajuste segundo três modelos comumente encontrados: esférico, exponencial e linear. A seleção do modelo adequado baseou-se nos parâmetros dos modelos e nos índices de qualidade dos ajustes.

6.1.1. Análise do conjunto completo dos dados de traçador

Os valores relativos às distribuições de frequência para os dados do monitoramento de traçador nas três profundidades são apresentados na Tabela 13. Essa tabela apresenta a frequência das amostras em função do intervalo de classe, caracterizado pelo seu valor médio. Para a construção dessa tabela selecionou-se um intervalo de $0,1 \text{ mg/m}^3$.

Tabela 13 : Valores das distribuições de frequência para as classes selecionadas.

Classe	Ponto médio	Raso	Meio	Fundo
Índice	mg/m^3	Frequência	Frequência	Frequência
1	0,05	455	1677	282
2	0,15	1366	210	2452
3	0,25	266	235	280
4	0,35	138	199	172
5	0,45	131	197	153
6	0,55	154	205	162
7	0,65	171	145	109
8	0,75	166	172	99
9	0,85	137	190	60
10	0,95	133	215	32
11	1,05	187	136	38
12	1,15	175	108	35
13	1,25	150	102	20
14	1,35	147	61	22
15	1,45	64	59	26
16	1,55	58	52	19
17	1,65	53	27	26
18	1,75	46	19	24
19	1,85	10	2	3
20	1,95	5	6	4
21	2,05	4	2	4
22	2,15	1	2	3
23	2,25	5	3	0
24	2,35	3	1	0
25	2,45	0	0	0

A Figura 24 apresenta o conjunto de informações contidas na Tabela 13 sob a forma gráfica.

Distribuição de Frequência

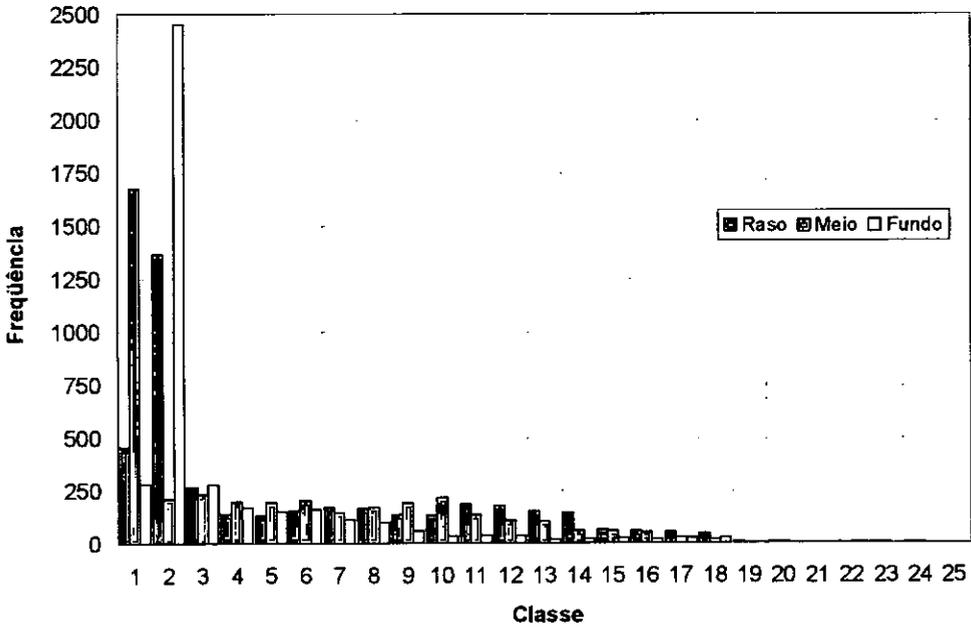


Figura 24: Distribuições de frequência para o conjunto completo de dados de concentração de traçador fluorescente.

A análise comparativa das distribuições de frequência para as três profundidades de monitoramento permite afirmar que:

- cerca de 11% das amostras do raso e 42% das amostras do meio apresentam valores de concentração muito pequenos (classe 1, $0,05 \text{ mg/m}^3$), próximos do limite de detecção ($0,05\text{-}0,10 \text{ mg/m}^3$);
- cerca de 68% das amostras do fundo apresentam valores de concentração pequenos (classes 1 e 2);
- as distribuições de frequência para o monitoramento no raso e no meio apresentam comportamento semelhante para as concentrações médias e altas (classes 3 a 25), observando-se, entretanto, um maior número de amostras com concentrações elevadas (classes 10 a 25) para o monitoramento no raso;
- o número de amostras no fundo com concentrações médias e altas (classes 3 a 25) é significativamente menor do que no raso e no meio;
- as observações indicam uma tendência de afloramento da pluma de efluentes, típica de situações de coluna de água homogênea, que concorda com os dados de perfilagem vertical de traçador apresentados no item 5.6.

6.1.2. Variogramas para o monitoramento de traçador

O semivariograma experimental para os dados de traçador no raso e o modelo ajustado são apresentados na Figura 25. A seleção do modelo isotrópico esférico baseou-se nos parâmetros dos modelos e nos índices de qualidade dos ajustes apresentados na Tabela 14.

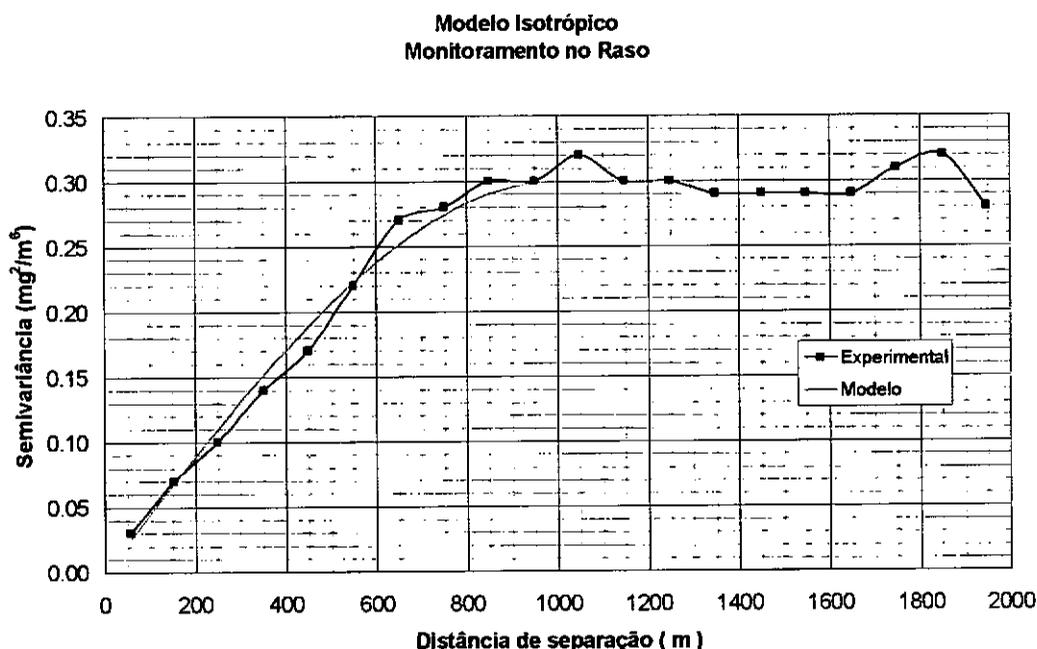


Figura 25: Semivariograma para a concentração de traçador a 2 m de profundidade.

Tabela 14 : Valores de parâmetros de modelos ajustados ao semivariograma experimental para a concentração no raso (intervalo de classe 100 m).

	Modelo	Pepita C ₀	Patamar C ₀ +C	Alcance	R ²	RSS
Isotrópico	Esférico	0,000	0,300	1000	0,982	2,798e-03
	Exponencial	0,001	0,318	1395	0,945	9,549e-03
	Linear	0,117	0,361	1950	0,649	0,0544
Anisotrópico	Esférico	0,104	0,557	4790	0,554	0,379
	Exponencial	0,016	0,469	3800	0,658	0,336
	Linear	0,119	0,572	3700	0,540	0,385

Apesar de tanto o modelo isotrópico esférico quanto o exponencial apresentarem bons valores de coeficiente de determinação, selecionou-se o modelo esférico uma vez que o valor do alcance ajustado apresenta-se mais adequado ao variograma experimental.

O semivariograma experimental para os dados de traçador no meio e o modelo ajustado são apresentados na Figura 26. A seleção do modelo isotrópico exponencial baseou-se nos parâmetros dos modelos e nos índices de qualidade dos ajustes apresentados na Tabela 15.

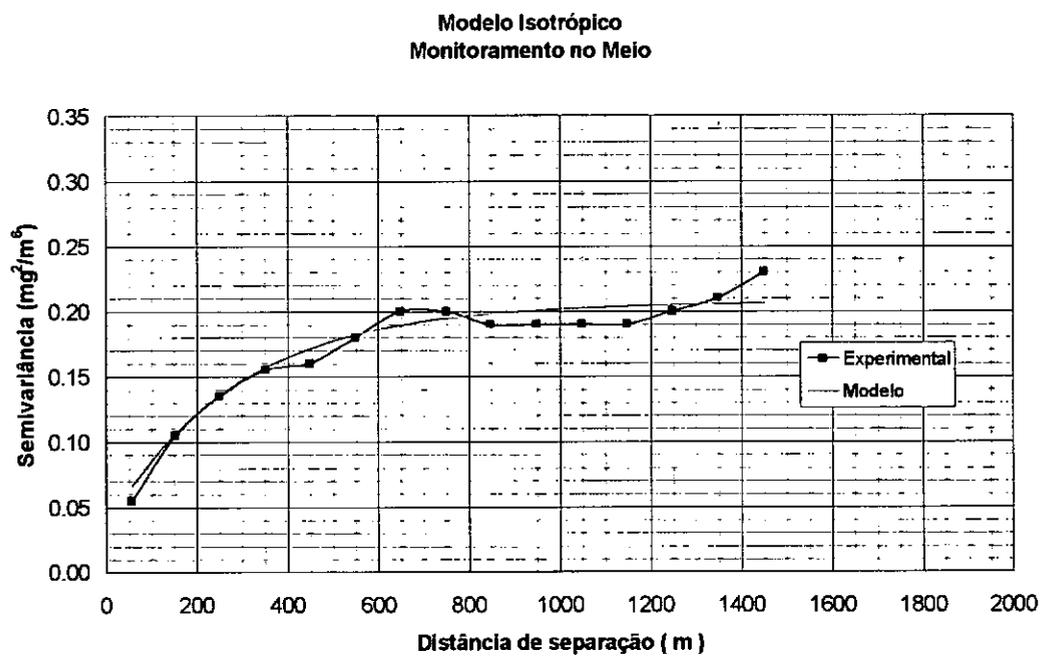


Figura 26: Semivariograma para a concentração de traçador a 4,5 m de profundidade.

Tabela 15: Valores de parâmetros de modelos ajustados ao semivariograma experimental para a concentração do meio (intervalo de classe 100 m).

Modelo		Pepita C_0	Patamar C_0+C	Alcance	R^2	RSS
Isotrópico	Esférico	0,053	0,199	715	0,923	2,056e-03
	Exponencial	0,036	0,207	858	0,950	1,323e-03
	Linear	0,110	0,233	1450	0,730	7,181e-03
Anisotrópico	Esférico	0,118	0,401	4160	0,553	0,0572
	Exponencial	0,109	0,387	5900	0,562	0,0545
	Linear	0,119	0,433	3200	0,529	0,0576

Apesar de tanto o modelo isotrópico esférico quanto o exponencial apresentarem bons valores de coeficiente de determinação, selecionou-se o modelo exponencial uma vez que apresenta maior coeficiente de determinação e menor soma dos desvios quadráticos.

O semivariograma experimental para os dados de traçador no fundo e o modelo ajustado são apresentados na Figura 27. A seleção do modelo isotrópico exponencial baseou-se nos parâmetros dos modelos e nos índices de qualidade dos ajustes apresentados na Tabela 16.

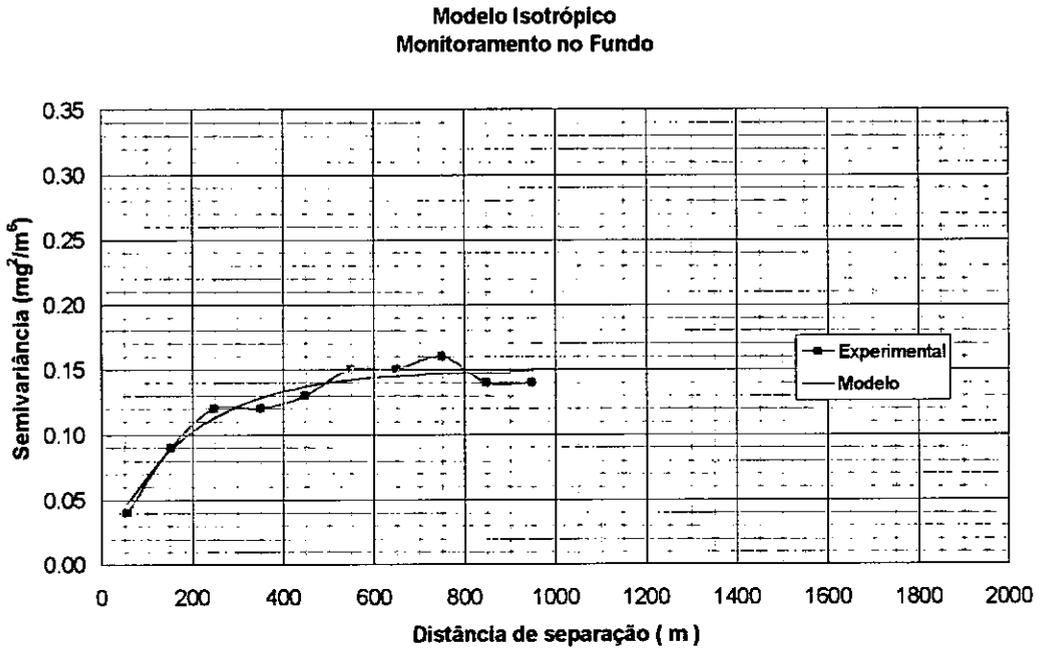


Figura 27: Semivariograma para a concentração de traçador a 6,5 m de profundidade.

Tabela 16 : Valores de parâmetros de modelos ajustados ao semivariograma experimental para a concentração no fundo (intervalo de classe 100 m).

	Modelo	Pepita C ₀	Patamar C ₀ +C	Alcance	R ²	RSS
Isotrópico	Esférico	0,033	0,147	517	0,948	5,461e-04
	Exponencial	0,012	0,149	558	0,977	2,503e-04
	Linear	0,076	0,167	949	0,689	3,275e-03
Anisotrópico	Esférico	0,001	0,168	577	0,869	0,0220
	Exponencial	0,001	0,168	768	0,878	0,0109
	Linear	0,077	0,244	1730	0,649	0,0162

Apesar de tanto o modelo isotrópico esférico quanto o exponencial apresentarem bons valores de coeficiente de determinação, selecionou-se o modelo exponencial uma vez que apresenta maior coeficiente de correlação e menor soma dos desvios quadráticos.

6.1.3. Análise do conjunto completo dos dados de turbidez

Os dados do monitoramento de turbidez foram adquiridos na mesma profundidade do monitoramento de traçador no fundo.

Salienta-se o fato de que não foi possível, simultaneamente ao ensaio, monitorar a turbidez no efluente do ESEI. Então, embora não seja possível determinar o fator de diluição usando a turbidez como traçador ambiental, pode-se comparar, a partir dos dados brutos, o desempenho da turbidez versus traçador fluorescente.

As distribuições de frequência para os dados do monitoramento de traçador e da turbidez são apresentados na Tabela 17. Essa tabela apresenta a frequência das amostras em função do intervalo de classe caracterizado pelo seu valor médio.

Tabela 17: Valores das distribuições de frequência de concentração de traçador no fundo e turbidez para as classes selecionadas.

Classe Índice	Ponto médio mg/m ³	Fundo Frequência	Ponto médio NTU	Turbidez Frequência
1	0,05	282	0,35	6
2	0,15	2452	0,45	140
3	0,25	280	0,55	319
4	0,35	172	0,65	585
5	0,45	153	0,75	818
6	0,55	162	0,85	581
7	0,65	109	0,95	418
8	0,75	99	1,05	317
9	0,85	60	1,15	272
10	0,95	32	1,25	157
11	1,05	38	1,35	118
12	1,15	35	1,45	62
13	1,25	20	1,55	48
14	1,35	22	1,65	39
15	1,45	26	1,75	29
16	1,55	19	1,85	38
17	1,65	26	1,95	32
18	1,75	24	2,05	18
19	1,85	3	2,15	14
20	1,95	4	2,25	8
21	2,05	4	2,35	3
22	2,15	3	2,45	2
23	2,25	0	2,55	0
24	2,35	0	2,65	1
25	2,45	0	2,75	0

A Figura 28 apresenta o conjunto de informações contidos na Tabela 17 sob a forma gráfica.

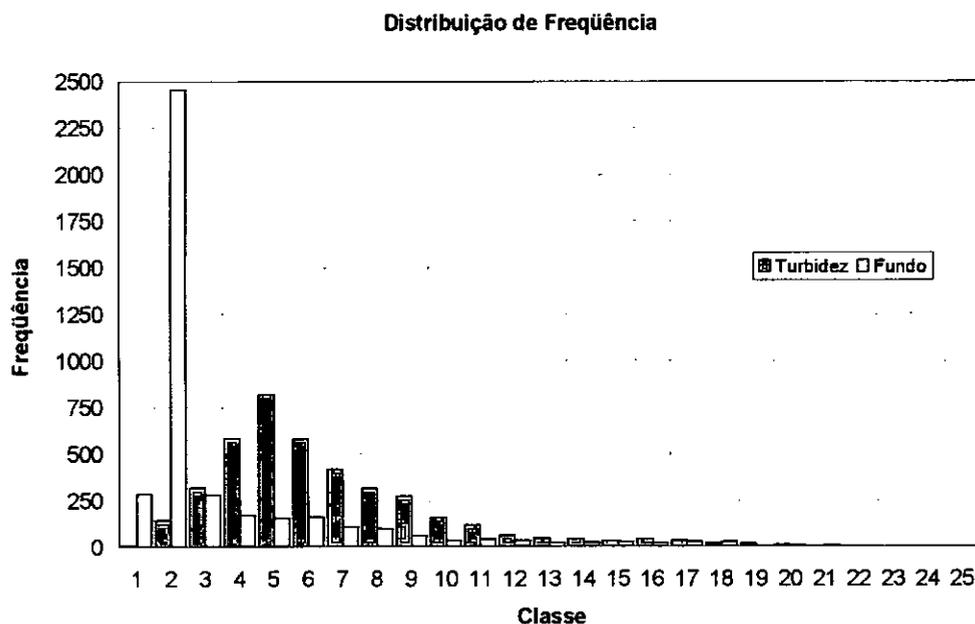


Figura 28: Comparação entre as distribuições de frequência para o monitoramento de traçador e de turbidez no fundo com conjunto completo de dados.

A análise comparativa das distribuições de frequência para turbidez e traçador para monitoramento no fundo permite afirmar que:

- cerca de 68% das amostras do fundo apresentam valores de concentração pequenos (classes 1 e 2), enquanto cerca de 86% das amostras de turbidez apresentam valores médios (classes 3 a 10);
- a assimetria¹⁶ apresentada pela distribuição de traçador é significativamente maior que a apresentada pela distribuição de turbidez;

¹⁶ assimetria é o grau de desvio entre a média e a moda de uma distribuição, que pode ser computada pelo primeiro coeficiente de assimetria de Pearson como $(\text{média} - \text{moda})/\text{desvio padrão}$.

6.1.4. Variograma para o monitoramento de turbidez

O semivariograma experimental para os dados de turbidez no fundo e o modelo ajustado são apresentados na Figura 29. A seleção do modelo isotrópico exponencial baseou-se nos parâmetros dos modelos e nos índices de qualidade dos ajustes apresentados na Tabela 18.

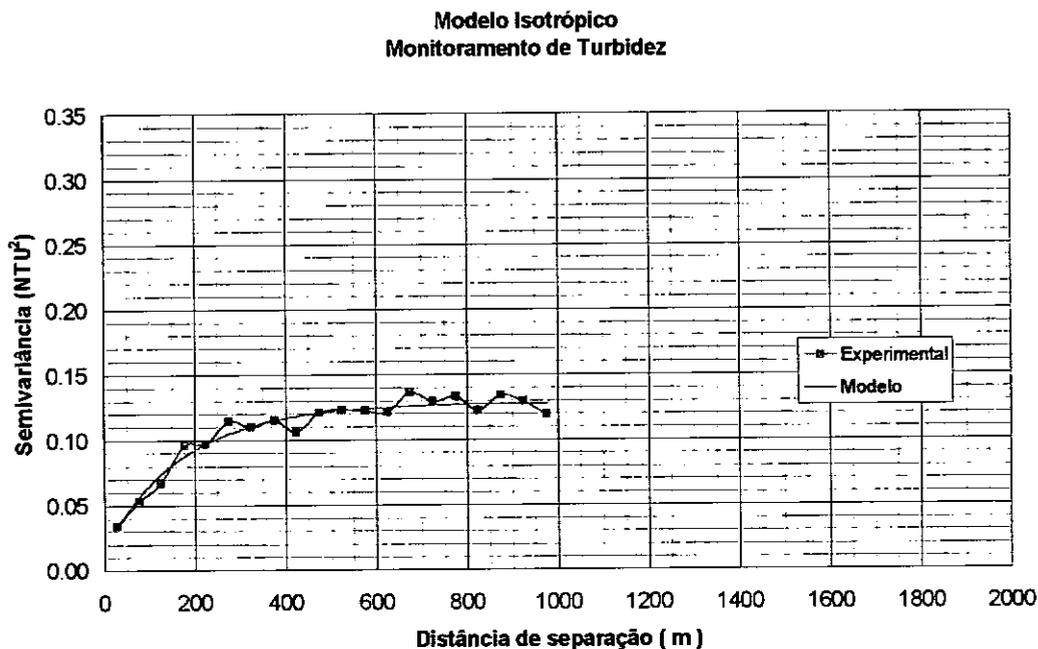


Figura 29 : Semivariograma para a turbidez a 6,5 m de profundidade.

Tabela 18 : Valores de parâmetros de modelos ajustados ao semivariograma experimental para a turbidez (intervalo de classe 50 m).

	Modelo	Pepita C_0	Patamar C_0+C	Alcance	R^2	RSS
Isotrópico	Esférico	0,024	0,123	400	0,929	1,035e-03
	Exponencial	0,018	0,128	530	0,953	6,915e-04
	Linear	0,070	0,146	980	0,652	5,095e-03
Anisotrópico	Esférico	0,001	0,153	470	0,792	0,0553
	Exponencial	0,001	0,153	780	0,782	0,0302
	Linear	0,071	0,233	2100	0,562	0,0299

Apesar de tanto o modelo isotrópico esférico quanto o exponencial apresentarem bons valores de coeficiente de determinação, selecionou-se o modelo exponencial uma vez que apresenta maior coeficiente de correlação e menor soma dos desvios quadráticos.

6.2. Análise de correlação cruzada para a série completa

A título de avaliar a qualidade das interpolações obtidas foi realizada uma análise de correlação cruzada.

A série de dados para o monitoramento no raso é mostrada na Figura 30, a título de exemplo, enquanto os dados referentes às outras profundidades e os referentes à turbidez são apresentados na Tabela 19. Os valores para os coeficientes angular, linear e de determinação foram obtidos a partir do ajuste por mínimos quadrados.

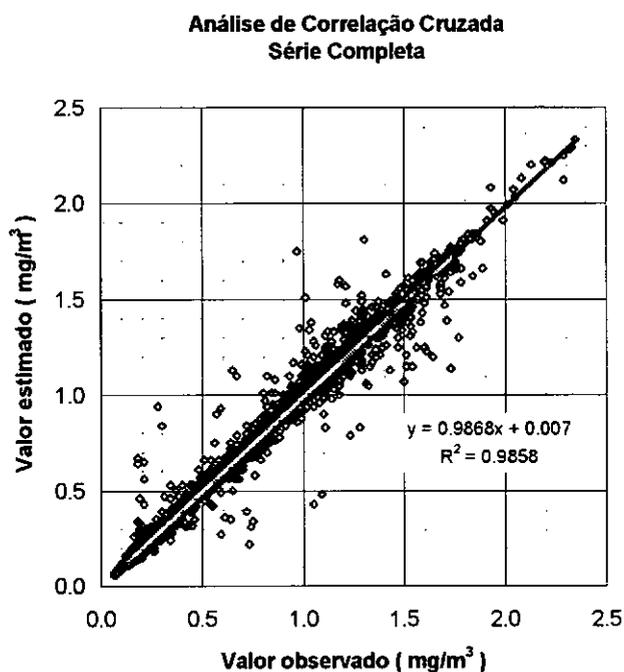


Figura 30: Comparação entre valores observados e interpolados através do modelo isotrópico esférico para o monitoramento de traçador no raso.

Tabela 19: Coeficientes de ajuste por mínimos quadrados das séries de correlação cruzada para o monitoramento de traçador e de turbidez.

Monitoramento	Coefficiente angular	Coefficiente linear	R ²
Raso	0,9868	0,0070	0,9858
Meio	0,8995	0,0605	0,9260
Fundo	0,8632	0,0385	0,8919
Turbidez	0,7673	0,2111	0,7677

A análise comparativa da correlação cruzada para turbidez e traçador nas três profundidades permite afirmar que:

- os valores para os coeficientes lineares para as três profundidades de monitoramento de traçador apresentam valores muito pequenos, menores que o limite de detecção ($0,05 \text{ mg/m}^3$), e assim podem ser considerados nulos;
- a tendência de diminuição na correlação à medida que a profundidade aumenta é coerente com as distribuições de frequência apresentadas anteriormente, onde se observa um acréscimo no número de amostras de pequeno valor com o aumento da profundidade, naturalmente associado a um decréscimo na relação sinal/ruído;
- a correlação cruzada é considerada excelente para monitoramento no raso e muito boa para o monitoramento no meio e no fundo;
- a correlação para a turbidez não é muito significativa e o valor do coeficiente linear difere significativamente de $0,01 \text{ NTU}$, que é a resolução especificada para o medidor de turbidez SeaPoint; esse efeito de polarização (“bias”) pode ser anulado subtraindo-se, de toda a série de turbidez, o valor mínimo encontrado (“background”);
- uma análise mais detalhada, a partir do gráfico da análise de correlação cruzada e da série temporal para a turbidez, mostra que os maiores desvios entre valores medidos e interpolados ocorrem nas classes 15 a 25 e esses altos valores possuem uma variação espacial rápida; isso leva a concluir que o intervalo da malha usado na interpolação não foi suficientemente pequeno na região do campo próximo.

Apesar dos valores de coeficientes de correlação não serem muito significativos para o monitoramento de traçador e turbidez no fundo, pode-se afirmar que as medidas de turbidez apresentam boa correlação com os valores de concentração de traçador, como pode ser observado na Figura 31.

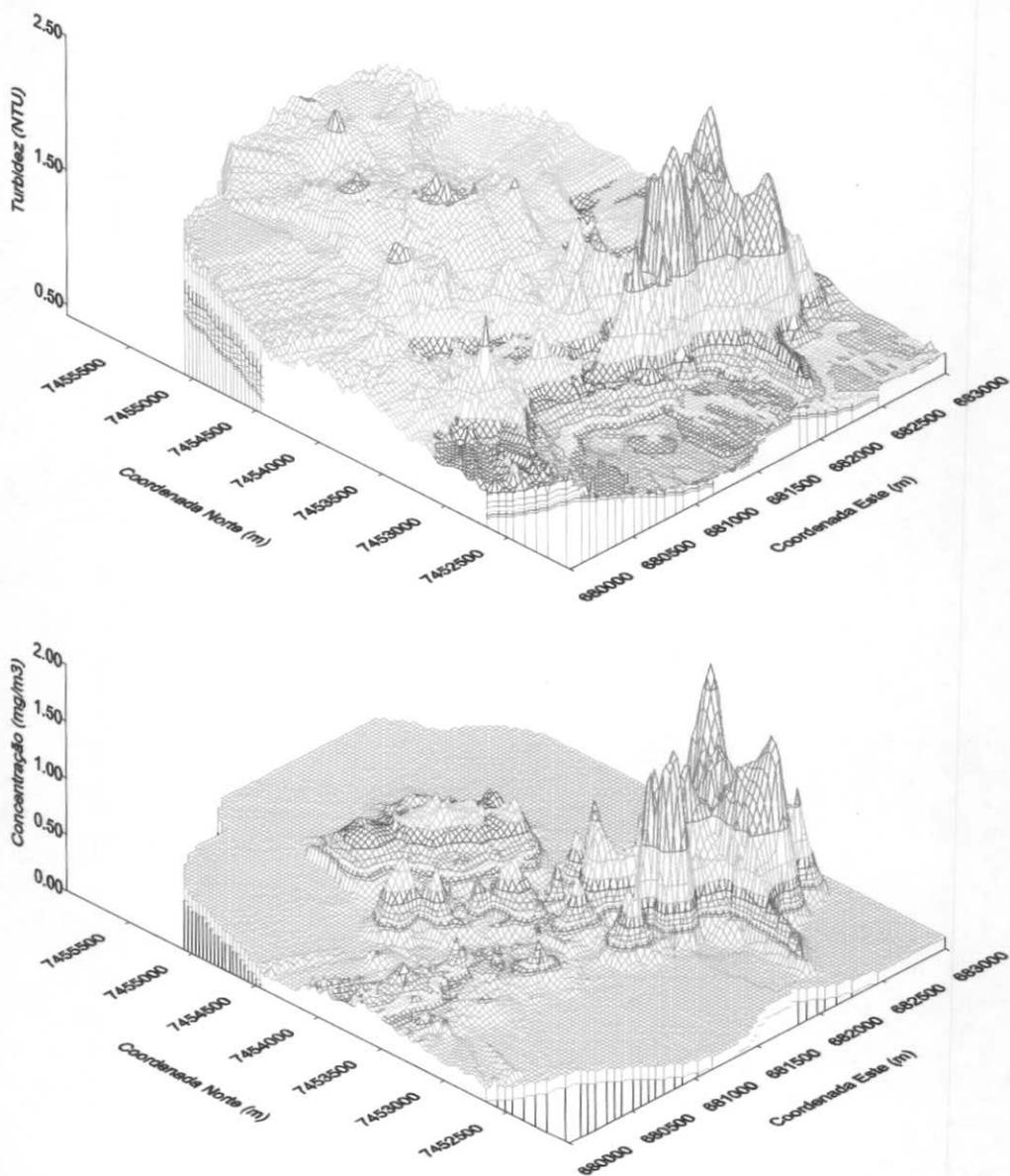


Figura 31: Visão tridimensional comparativa entre a turbidez e o traçador no fundo.

Para essa análise qualitativa desconsideramos os elevados valores de turbidez encontrados ao norte da região monitorada, por estarem a uma distância aos difusores maior que o valor do raio de influência obtido pela análise dos semivariogramas.

Sob o ponto de vista da modelagem, tanto o semivariograma para a turbidez quanto para o traçador no fundo apresentaram comportamento isotrópico exponencial com alcances de 530 e 558 metros, respectivamente. Esses valores se aproximam daquele estimado para a extensão da zona de diluição inicial (ZDI) em 540 metros.

6.3. Distribuição horizontal de traçador para a série completa

As curvas de contorno para o monitoramento de traçador no raso e no fundo, durante a campanha realizada em 25 de setembro de 1997, são apresentadas nas Figuras 32 e 33.

Os valores das isolinhas de concentração são expressos em mg/m^3 e podem ser convertidos para fator de diluição através do conhecimento da concentração no efluente e do uso da Eq. 38. As coordenadas são apresentadas em projeção UTM para a zona 23K, no datum horizontal Córrego Alegre.

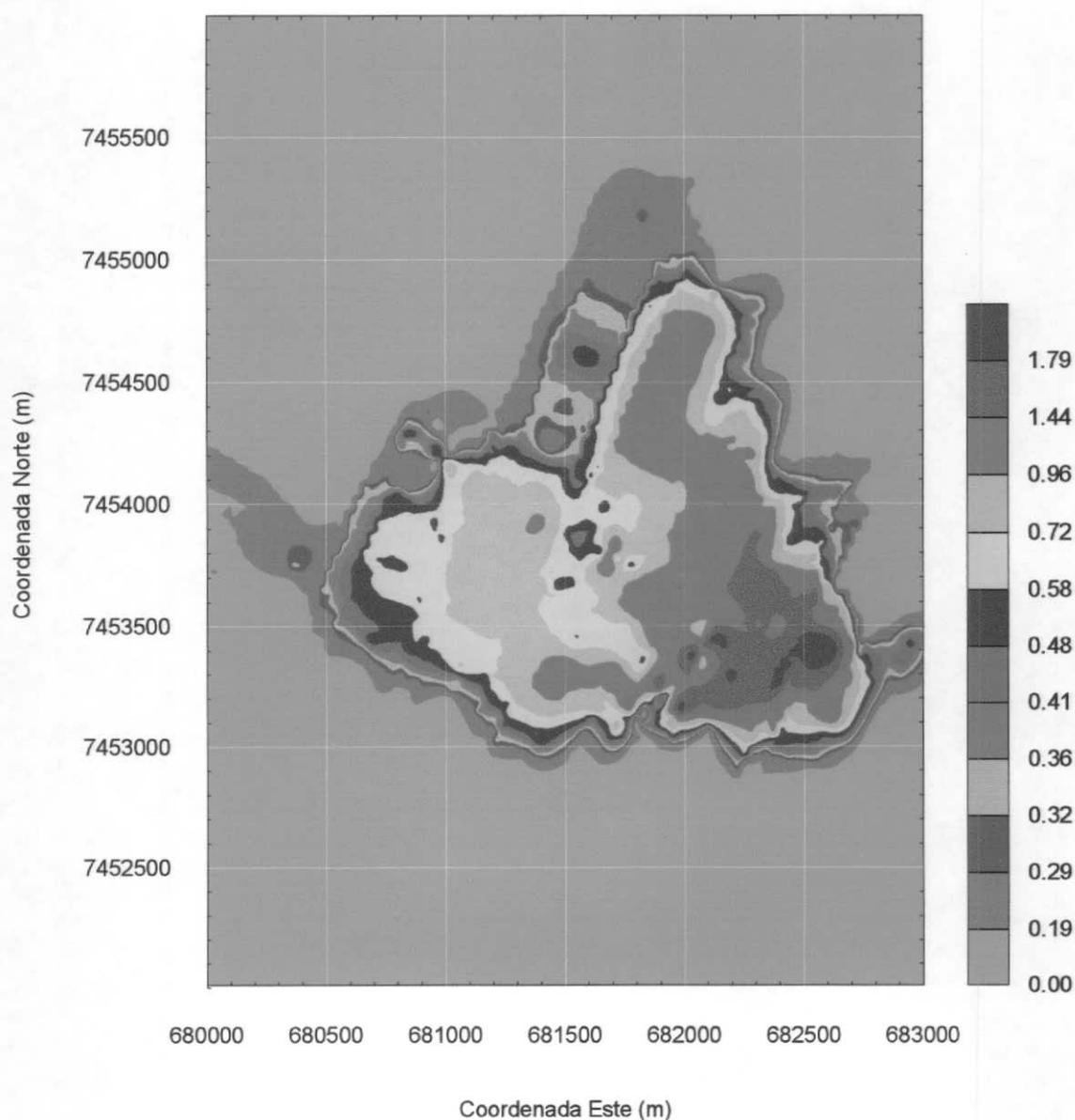


Figura 32: Distribuição horizontal de traçador para o monitoramento no raso.

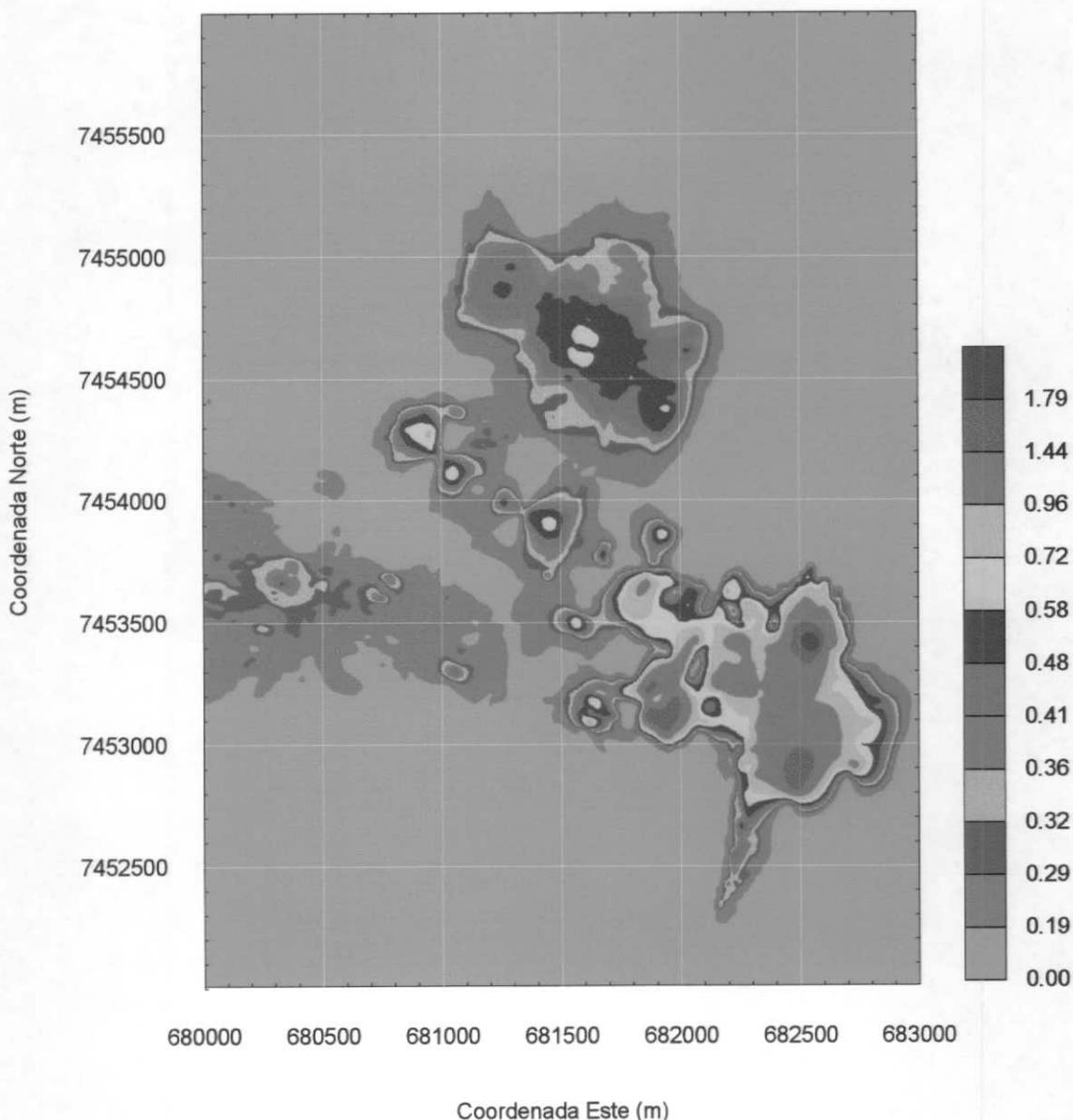


Figura 33: Distribuição horizontal de traçador para o monitoramento no fundo.

A distribuição horizontal de traçador apresentada nas Figuras 32 e 33 é coerente com as distribuições de frequência para essas profundidades. O elevado percentual de valores pequenos de concentração (cerca de 68%), nas amostras do fundo, indicam que nessa profundidade devemos observar uma área afetada menor.

Isso indica uma tendência de afloramento da pluma de efluentes, típica de situações de coluna de água homogênea, que concorda com os dados de perfilagem vertical apresentados no item 5.6.

6.4. Análise de um subconjunto dos dados

A fim de avaliar o efeito da malha de amostragem, um subconjunto de 671 amostras, obtido através da seleção de amostras específicas e o descarte das 5 amostras subseqüentes, foi selecionado a partir da série completa para o monitoramento de traçador no raso. O gráfico relativo à distribuição de freqüência desse subconjunto é apresentado na Figura 34, onde os intervalos de classe são os mesmos da Tabela 13.

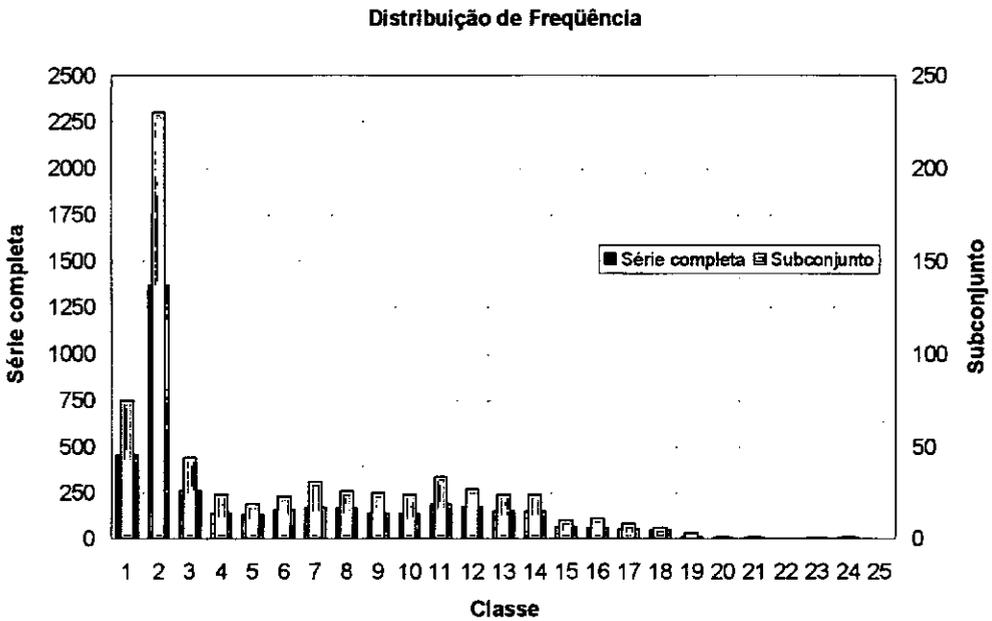


Figura 34: Comparação entre as distribuições de freqüência para o conjunto completo e o subconjunto de dados para o monitoramento de traçador no raso.

A análise comparativa da distribuição de freqüência para a série completa de dados e para o subconjunto, para monitoramento no raso, permite afirmar que:

- cerca de 11% das amostras do conjunto completo e 10% das amostras do subconjunto apresentam valores de concentração muito pequenos (classe 1, $0,05 \text{ mg/m}^3$), próximos do limite de detecção ($0,05\text{-}0,10 \text{ mg/m}^3$);
- as distribuições de freqüência apresentam comportamento semelhante para as concentrações médias e altas (classes 3 a 25).

6.4.1. Variograma para o subconjunto de amostras

O semivariograma experimental para os dados de traçador no raso e o modelo ajustado são apresentados na Figura 35. A seleção do modelo isotrópico esférico baseou-se nos parâmetros dos modelos e nos índices de qualidade dos ajustes mostrados na Tabela 20, sendo praticamente os mesmos obtidos para a série completa (Tabela 14).

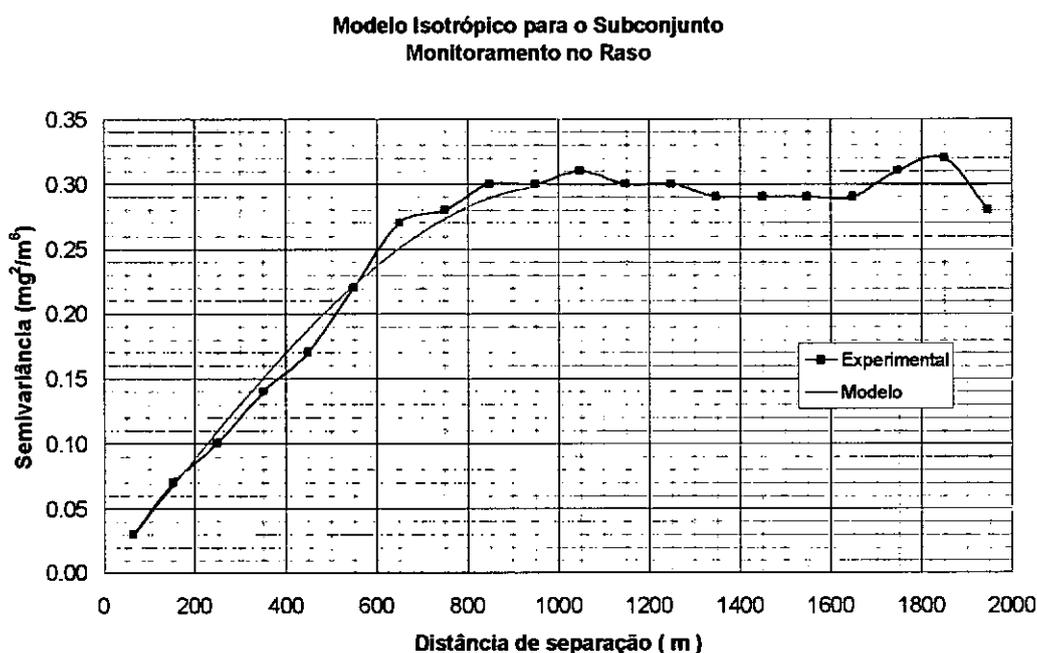


Figura 35 : Semivariograma para a concentração de traçador a 2 m de profundidade, considerando o subconjunto dos dados.

Tabela 20 : Valores de parâmetros de modelos ajustados ao semivariograma experimental para o subconjunto de dados (intervalo de classe 100 m).

	Modelo	Pepita C ₀	Patamar C ₀ +C	Alcance	R ²	RSS
Isotrópico	Esférico	0,000	0,299	1000	0,983	2,794e-03
	Exponencial	0,001	0,317	1395	0,943	9,887e-03
	Linear	0,116	0,361	1950	0,646	0,0546
Anisotrópico	Esférico	0,106	0,556	4860	0,551	0,377
	Exponencial	0,016	0,466	3780	0,657	0,334
	Linear	0,120	0,567	3650	0,538	0,385

Apesar de tanto o modelo isotrópico esférico quanto o exponencial apresentarem bons valores de coeficiente de determinação, selecionou-se o modelo esférico uma vez que o valor do alcance ajustado apresenta-se mais adequado ao variograma.

6.5. Análise de correlação cruzada para o subconjunto de amostras

A título de avaliar a qualidade das interpolações obtidas com o uso do subconjunto dos dados foi realizada uma análise de correlação cruzada.

A série de dados para o monitoramento no raso, obtida através do modelo isotrópico esférico, é mostrada na Figura 36. Os valores para os coeficientes angular, linear e de determinação foram obtidos a partir do ajuste por mínimos quadrados.

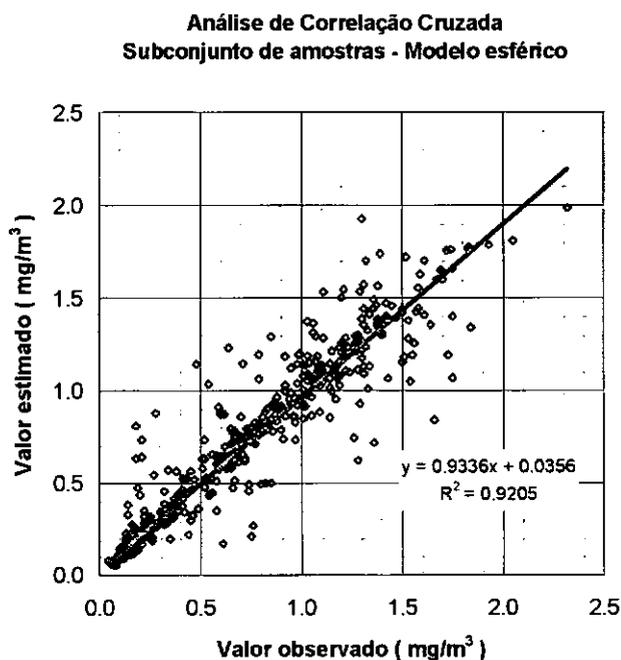


Figura 36: Comparação entre valores observados e interpolados através do modelo isotrópico esférico para o monitoramento de traçador no raso, considerando o subconjunto dos dados.

A análise da correlação cruzada para o subconjunto dos dados do monitoramento de traçador no raso permite afirmar que:

- o valor para o coeficiente linear é muito pequeno, menor que o limite de detecção ($0,05 \text{ mg/m}^3$), e assim sendo, pode ser considerado nulo;
- a diminuição no coeficiente de determinação de 0,99 (série completa) para 0,92 (subconjunto) é coerente com a grande diminuição no número de amostras usadas (de 4025 para 671); o coeficiente de determinação para o subconjunto pode, no entanto, ser considerado bastante significativo;

- entretanto o valor coeficiente angular (0,93) indica uma achatamento da superfície gerada.

No intuito de comparar os modelos isotrópicos esférico e linear foi realizada uma segunda análise de correlação cruzada. A série de dados para o monitoramento no raso, obtida através do modelo isotrópico linear, é mostrada na Figura 37. Os valores para os coeficientes angular, linear e de determinação foram obtidos a partir do ajuste por mínimos quadrados.

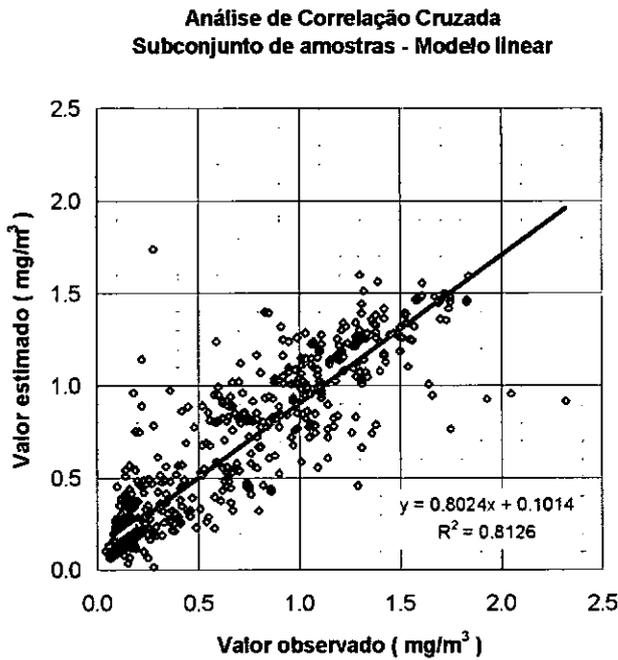


Figura 37: Comparação entre valores medidos e interpolados através do modelo isotrópico linear para o monitoramento de traçador no raso, considerando o subconjunto dos dados.

Apesar de bastante significativo, o coeficiente de determinação (0,81) para essa série mostra uma sensível redução em relação àquele obtido pelo uso do modelo esférico (0,92). Além disso, pode-se observar o achatamento pronunciado da superfície através do valor do novo coeficiente angular (0,80).

6.6. Distribuição horizontal de traçador para o subconjunto de dados

As curvas de contorno para o monitoramento de traçador no raso, considerando o subconjunto de 671 amostras, são apresentadas na Figura 38.

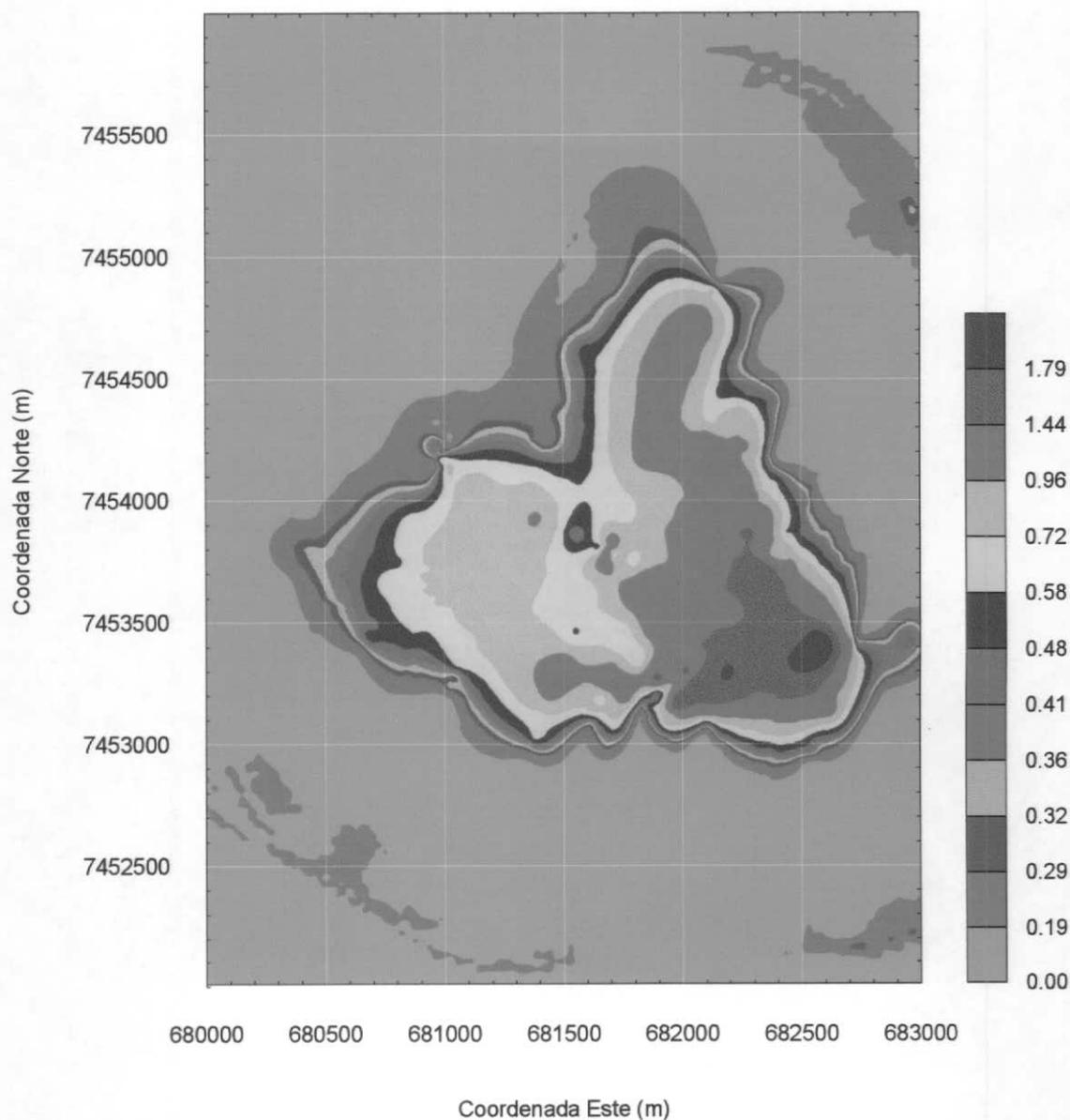


Figura 38: Distribuição horizontal de traçador para o monitoramento no raso, considerando o subconjunto dos dados.

Como efeitos da diminuição no número de amostras e o conseqüente espaçamento entre elas, observa-se uma suavização acentuada e o aparecimento de ruídos a cerca de 1000 metros (alcance modelado) do entorno da isolinha de $0,96 \text{ mg}/\text{m}^3$, possivelmente devido ao algoritmo empregado para a solução do sistema “kriging”.

A qualidade da interpolação apresentada no mapa da Figura 38 pode ser avaliada através do mapa de incertezas apresentado na Figura 39. Em tal mapa são apresentados os valores de *desvio padrão* estimados durante o processo de “kriging”.

É interessante notar que, devido ao elevado número de amostras, os pontos localizados entre as isolinhas de 0,05 e 0,14 mg/m³ praticamente reproduzem as linhas de navegação apresentadas na Figura 14, no item 5.5.

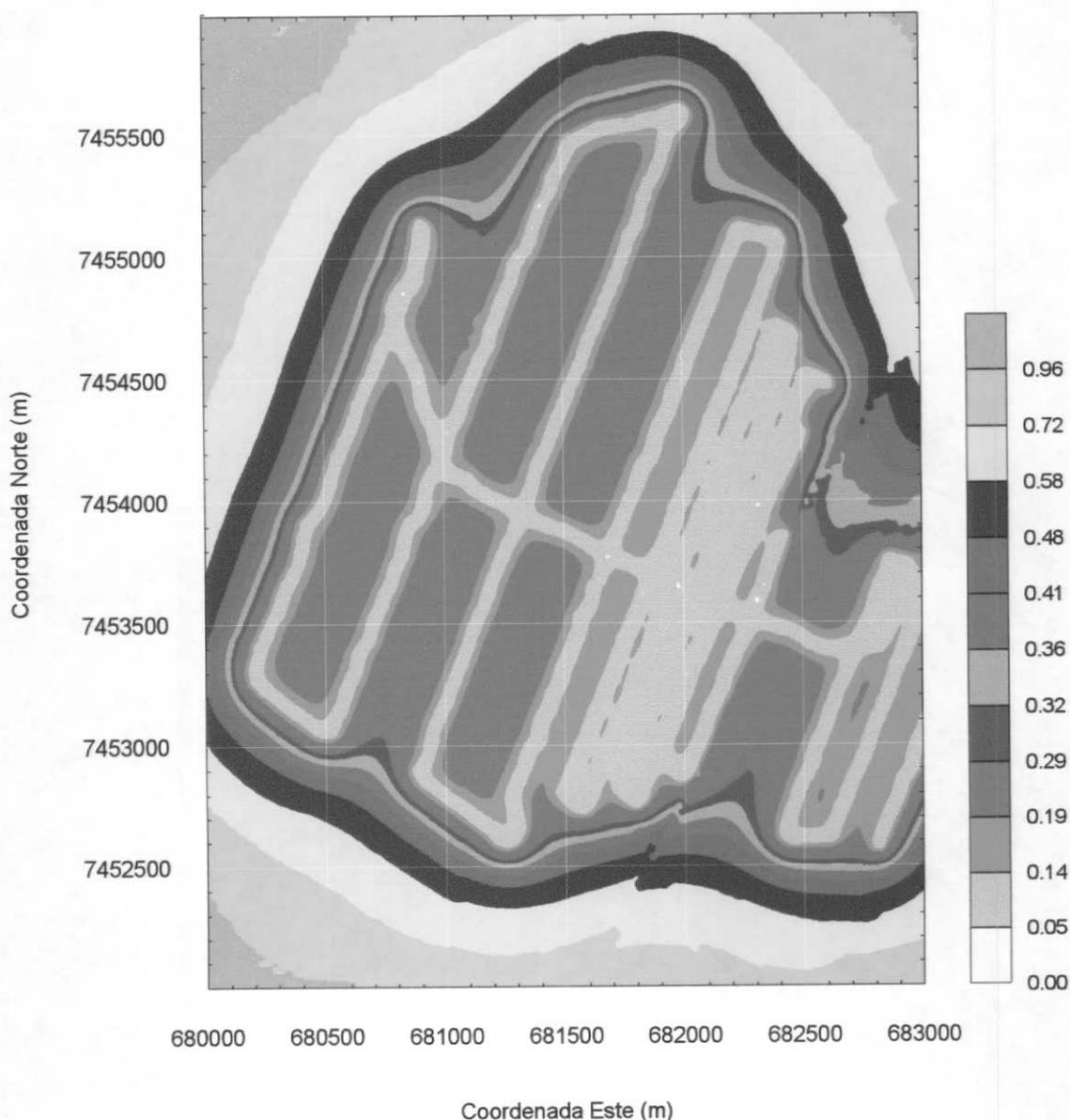


Figura 39: Mapa de incertezas associado à distribuição horizontal de traçador para o monitoramento no raso, considerando o subconjunto dos dados.

6.7. Sumário da Análise Geoestatística dos Dados

Os principais parâmetros geométricos e de modelagem da análise geoestatística apresentada, realizada para o monitoramento de traçador nas três profundidades e de turbidez no fundo, podem ser vistos na Tabela 21.

Tabela 21: Parâmetros principais da análise dos dados de traçador e de turbidez.

Parâmetro	Raso	Meio	Fundo	Turbidez
Modelo de busca isotrópica	Esférico	Exponencial	Exponencial	Exponencial
Intervalo da malha regular	30	30	30	30
No. pontos da malha	13534	13534	13534	13534
No. pontos vizinhos	50	50	50	50
Alcance	1000	860	560	530
Patamar	0,30	0,21	0,15	0,13
Efeito pepita	0,00	0,04	0,01	0,02
Variância amostral*	0,25	0,22	0,12	0,10

* calculada pela Estatística tradicional

Da Tabela 21 salientamos que foram usados os mesmos parâmetros geométricos de interpolação (intervalo e número de pontos da malha) para todas as análises. Os valores da variância amostral, calculada considerando as amostras sem correlação espacial, concordam com os valores assintóticos dos variogramas, considerando-se a resolução estabelecida para o monitoramento de traçador fluorescente de $0,05 \text{ mg/m}^3$ e de $0,01 \text{ NTU}$ para o monitoramento da turbidez.

Apesar da baixa correlação cruzada para a turbidez (Tabela 19), seu comportamento espacial é próximo ao comportamento do traçador fluorescente no fundo, considerando-se que os valores para o alcance são próximos e que ambos se ajustam ao modelo de busca isotrópica exponencial. Como mencionado no item 6.2, atribui-se à polarização existente na série de turbidez e ao tamanho da malha de interpolação os resultados não muito satisfatórios para a superfície interpolada.

6.8. Análise de erros

Considerando-se que o mundo real é cheio de incertezas, reconhecemos que não pode ser feita uma avaliação de variáveis ambientais séria sem alguma estimativa da incerteza nos resultados, mesmo que de uma forma descritiva.

Burrough (1986) explana todas as fontes de erro e sua propagação em um sistema de informações geográficas (GIS). Alguns dos conceitos apresentados por Burrough (1986) são aqui adaptados para avaliar os erros de superposição das curvas de contorno a mapas cartográficos.

Com o intuito de avaliar a acurácia horizontal dos mapas produzidos supomos que as variáveis x_1, x_2, \dots, x_n , que compõem o erro, são independentes e que suas incertezas são independentes e aleatórias. Desse modo, a incerteza do resultado δ pode ser expressa por (Taylor, 1982):

$$\delta = \sqrt{\delta_{x_1}^2 + \delta_{x_2}^2 + \dots + \delta_{x_n}^2} \quad \text{Eq. 45}$$

O erro de acurácia horizontal do mapa apresentado pode ser avaliado com o auxílio da Tabela 22.

Tabela 22: Avaliação da acurácia horizontal do mapa.

Contribuinte	Erro (m)
Acurácia da carta náutica 1:50 000	± 25,4
Digitalização da carta náutica @ 300 dpi	± 4,23
Posicionamento por DGPS	± 10
“Overlay” da pluma sobre a carta náutica	± 25
Impressão do mapa @ 300 dpi	± 4,23
Erro horizontal total (m)	± 37

Esse valor estimado em 37 metros para a acurácia horizontal, justifica a seleção de um intervalo regular de 30 metros nas direções cartesianas para o tamanho da malha no processo de interpolação.

Por outro lado, o erro da acurácia vertical pode ser avaliado a partir da reta de calibração obtida para o fluorímetro Turner em 18 de setembro de 1997. A equação da reta que fornece a concentração (mg/m^3) possui coeficiente angular, alfa, igual a 0,1284 $\text{V}/\text{mg}/\text{m}^3$ e coeficiente linear, beta, igual a 0,001 mg/m^3 .

No caso do sistema de aquisição, considera-se um erro de 1 LSB para o fator de escala e de 1 LSB para a não-linearidade, o que permite calcular um erro de 0,002 volts no fundo de escala. De modo a garantir que o sistema de aquisição não introduza erros significativos nas medidas, o valor lido próximo ao limite de detecção (escolhido como $0,05 \text{ mg}/\text{m}^3$) deve ser maior que a resolução do conversor analógico-digital. Desse modo: $0,05 \text{ mg}/\text{m}^3 * 0,1284 \text{ V}/\text{mg}/\text{m}^3 > 0,002 \text{ V}$, o que é coerente.

Então, conclui-se que o sistema de aquisição introduz erros menores que o limite de detecção estabelecido. Pode-se, pois, inferir que o erro vertical determinado com a análise de correlação cruzada não está associado a erros de medida, mas tão somente a erros no próprio sistema “kriging” e a efeitos da malha de amostragem. O erro vertical do mapa, estimado pela análise de correlação cruzada, para o melhor caso de monitoramento no raso, forneceu um coeficiente angular de 0,987, ou seja, um desvio de 1,3% da unidade.

6.9. Mapa de localização da pluma de poluentes

O produto final de aplicação dessa metodologia é um mapa de localização da pluma de efluentes do ESEI.

As curvas de contorno para o monitoramento no raso, durante a campanha realizada em 25/09/1997, foram superpostas a um detalhe da carta náutica Baía de Guanabara. Os valores dos erros de acurácia horizontal e vertical aplicados a este mapa permite classificá-lo como de qualidade cartográfica.

Tal mapa é apresentado na Figura 40, onde podem ser facilmente identificadas as áreas de influência do ESEI para as condições oceanográficas existentes durante a campanha de campo.

Os valores das isolinhas de fator de diluição são expressos em números inteiros e podem ser convertidos para concentração através do conhecimento da concentração no efluente e do uso da Eq. 38, apresentada no item 5.3. A Tabela 23 apresenta os níveis selecionados para as isolinhas de fator de diluição e os respectivos valores de concentração de traçador.

Tabela 23: Relação entre concentração e seus respectivos fatores de diluição.

S	C (mg/m ³)
160	1,92
200	1,44
300	0,96
400	0,72
500	0,58
600	0,48
700	0,41
800	0,36
900	0,32
1000	0,29
1500	0,19

Tomando-se como base uma diluição de 1:200, tal como adotada no projeto do emissário da Barra da Tijuca (Roberts, 1989), observa-se que o traçado da isolinha de concentração correspondente ($C = 1,44 \text{ mg/m}^3$) define uma área inscrita em um círculo de aproximadamente 600 metros de diâmetro. Esse valor concorda com a dimensão da ZDI estimada no item 5.7 como sendo 540 metros. Salienta-se, ainda, que a extensão da ZDI compara-se ao alcance obtido para os variogramas de traçador fluorescente e turbidez no fundo, cujos valores são 558 metros e 530 metros, respectivamente. Por outro lado, o valor do alcance obtido para o monitoramento no raso é cerca de duas vezes a extensão da ZDI.

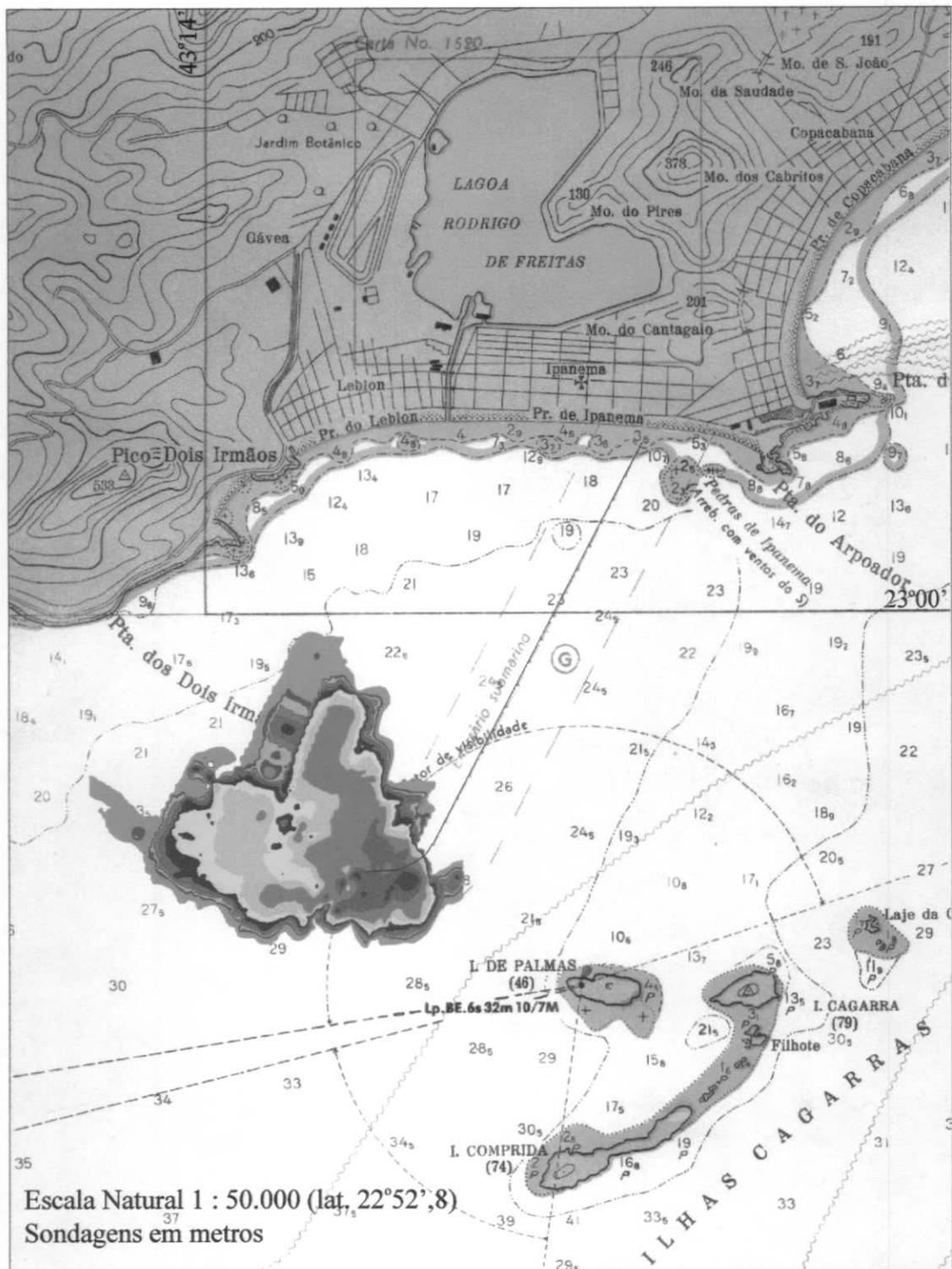
Essa pluma provavelmente representa uma das piores condições de eficiência do ESEI, considerando-se que as intensidades de corrente são muito pequenas, variando entre 2 e 14 cm/s, numa situação próxima à mare de quadratura.

A análise do perfil vertical de traçador mostrou que essa pluma caracteriza a situação de afloramento e possível ação dos ventos, situação essa pouco favorável às regiões costeiras.

A direção de transporte da pluma (entre 270 e 360 graus) concorda com os valores para a direção da corrente (entre 220 e 350 graus) durante o ensaio de campo, apresentados anteriormente no item 5.7. O comportamento isotrópico observado nesse ensaio deve-se aos baixos valores de magnitude de corrente. Entretanto, observou-se uma tendência anisotrópica acentuada nos outros três ensaios de campo realizados, associada à valores de magnitude de corrente da ordem de 50 cm/s.

Por outro lado, essa pluma representa uma situação atípica pois, a partir da análise da série temporal de correntes para o período compreendido entre dezembro de 1996 e novembro de 1997, verificou-se que, para as camadas superficiais, menos do que 5% das correntes têm rumos entre 270 e 330 graus (Valentini, 1997).

No intuito de simular vários cenários de interesse para o campo de transporte e diluição do ESEI, foi desenvolvida uma modelagem computacional. Os modelos desenvolvidos mostraram-se adequados para prever o comportamento da pluma em situações de coluna de água homogênea, observada em cerca de 80% do período monitorado (Rosman, 1998).



Detalhe da Carta DHN No. 1501
 Projeção de Mercator
 Datum Córrego Alegre

Fator de Diluição

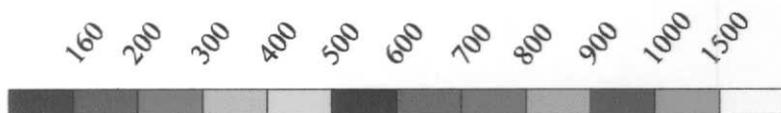


Figura 40: Mapa de localização da pluma de efluentes do ESEI durante a campanha de campo, no dia 25 de setembro de 1997, a 2 metros de profundidade.

7. Conclusões

As conclusões deste trabalho serão apresentadas sob a forma de itens genéricos, que se aplicam a qualquer estudo de monitoramento ambiental e de conclusões específicas, sintetizando os principais resultados desta pesquisa.

Conclusões Genéricas

- No uso da Geoestatística para a geração de curvas de contorno, deve-se ponderar a relação entre tamanho da malha, tempo de execução e acurácia da superfície gerada.
- O método de Krige, um estimador ótimo, produz uma melhor interpolação do que o método do inverso da distância ao quadrado, uma vez garantida quantidade e qualidade mínimas dos dados medidos e usados para a modelagem do variograma.
- A estimativa do variograma, bem como a geração da superfície interpolada, requer interpretação e julgamento e normalmente é um processo iterativo.
- A escolha de um padrão de amostragem sistemático e regular quando a campanha de campo está sendo preparada pode evitar problemas de convergência do algoritmo.
- Como regra básica, a interpolação nunca deve ser generalizada para extrapolação sem extremo cuidado. Para o caso do método de Krige, o mapa de incertezas indica a qualidade da estimação.
- O coeficiente de regressão da correlação cruzada pode ser usado para corrigir os valores interpolados na malha quando é necessário, por exemplo, calcular um balanço de massa.
- A turbidez é uma medida analítica muito complexa que pode ser afetada por muitos fatores: forma e tamanho das partículas em suspensão, ângulo de incidência e detecção e características físico-químicas do meio.
- O uso de traçadores ambientais, como a turbidez, conduz a bons resultados para a situação de coluna de água não estratificada, pois os sedimentos em suspensão no fundo representam um “background” elevado. Devem ser realizadas medições para quantificar seu desempenho (floculação e deposição).

- O uso da técnica de traçadores fluorescentes permite avaliar fatores de diluição da ordem de 10^3 e determinar a vazão líquida do efluente como subproduto.
- O uso do datum, projeção e escala adequadas são fundamentais para a produção de um mapa de qualidade cartográfica.
- A realização de medidas de direção e intensidade de corrente, estratificação da coluna de água e direção e intensidade do vento é fundamental para caracterizar as condições ambientais durante o ensaio de campo e para fornecer dados para a modelagem matemática.
- No interesse de realizar os ensaios em situações mais desfavoráveis ao meio ambiente, as campanhas de campo devem ser programadas para datas próximas à maré de quadratura.
- Os mapas de contorno, quando associados à ferramentas de análise oceanográfica, podem produzir probabilidades associadas às situações de risco.

Conclusões Específicas

- O conjunto de dados analisados, para a campanha de 25 de setembro de 1997, apresentou um comportamento isotrópico.
- A análise indicou grande significância para os coeficientes de determinação da análise de validação cruzada, exceto para o monitoramento da turbidez, caso em que se identificou uma resolução da malha insuficiente para representar as rápidas variações espaciais e um efeito de polarização dos dados.
- A acurácia vertical da superfície interpolada mostrou-se dependente apenas do método de contorno usado, não sendo afetada pelos erros de medida do sistema de aquisição de dados.
- A análise de um subconjunto dos dados mostrou resultados satisfatórios e coerentes, embora com um efeito de suavização mais pronunciado.
- A análise estatística do conjunto completo de dados mostrou a tendência de ascensão da pluma observada nos perfis verticais medidos, indicando uma coluna de água homogênea.

- A análise dos semivariogramas para as três profundidades de monitoramento mostrou valores para o alcance decrescentes com a profundidade, concordando com a tendência de ascensão observada nos perfis verticais e na análise estatística.
- O uso da turbidez como traçador ambiental produz resultados semelhantes àqueles obtidos com traçador fluorescente, considerando-se os variogramas experimentais obtidos. Entretanto, o tamanho da malha de interpolação usada mostrou-se insuficiente para representar as rápidas variações da turbidez no campo próximo.
- A acurácia horizontal total do mapa produzido, considerando-se os vários erros envolvidos, permite caracterizá-lo como de qualidade cartográfica.
- A direção de transporte da pluma de efluentes esteve dentro do quadrante W-N, o que concorda com os valores da série temporal de direção de corrente, entre SW-N, medida em local próximo aos difusores.
- O ensaio de campo foi realizado em condições oceanográficas desfavoráveis associadas à situação de maré de quadratura e de pequena probabilidade de ocorrência.
- A extensão da zona de diluição inicial foi estimada como um círculo de 540 metros de diâmetro ao qual se associou uma diluição de 1:200.
- A partir da análise dos ensaios de campo com traçadores para quatro condições oceanográficas distintas (duas campanhas em condições de estratificação da coluna e duas campanhas em condições de coluna de água homogênea) e da análise das séries contínuas de medições oceanográficas, pode-se concluir que o ESEI opera com boas condições de diluição inicial do efluente e a direção de transporte é paralela à costa ou em direção do mar aberto.

8. Recomendações

Como recomendação básica deve-se, sempre que possível, optar pelo uso de traçadores ambientais em trabalhos no meio ambiente. Apesar dos excelentes resultados obtidos em laboratório, para o caso do ESEI, são necessários outros estudos comparativos com traçadores fluorescentes de modo a avaliar a existência de floculação, que faz com que partículas finas se agreguem mais rapidamente, tornando-se mais

pesadas e depositando-se no fundo. A floculação ocorre quando os sedimentos em suspensão experimentam um aumento de salinidade como ocorre com a disposição oceânica de efluentes.

Entretanto, a principal recomendação consiste na integração entre vários estudos: além do monitoramento “in situ” da diluição de efluentes lançados no mar com traçadores artificiais e ambientais, realizar medições simultâneas de séries temporais de corrente usando ADCPs e de perfis verticais de turbidez. Estas medições simultâneas permitiriam correlacionar os dados medidos através de ADCPs com os dados de turbidez, de tal modo a inferir a carga de material em suspensão, a partir dos sinais registrados por ADCPs (que normalmente visam unicamente a medição da intensidade e direção da corrente). Adicionalmente, recomenda-se a instalação de uma estação anemométrica (acoplada a um sistema de aquisição de dados) com registro contínuo de direção e velocidade de vento) para correlacionar o transporte nas camadas superiores da coluna d’água com dados de vento. Completando-se esta abordagem integrada, o monitoramento da pluma através de traçadores deve ser realizado em um dia com cobertura de imagem de satélite, para relacionar sua abordagem “macroscópica” com a abordagem “microscópica” obtida com o uso de traçadores.

9. Referências bibliográficas

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 1985, *Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water*. 16 ed., NY.
- BARBOSA, M., 2000, *Geoestatística Aplicada a Dados de Radar Meteorológico*, Tese de M. Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- BAUMGARTNER, D. J., FRICK, W. E. and ROBERTS, P. J. W., 1994, *Dilution Models for Effluent Discharges*, EPA Report EPA/600/R-94/086, U. S. Environmental Protection Agency, New Port, OR.
- BEHRENS, H., 1986, "Water Tracer Chemistry: A factor determining performance and analytics of tracers". In: *Proc. 5th International Symposium on Underground Water Tracing*, pp. 121-133, Athens, Greece.
- BENISCHKE, R., 1995, *Fluorescent Tracers in Hydrology - Principles, Instrumentation, Physico-chemical Properties, Analytics*. Graz, Austria, Institute for Geothermics and Hydrogeology.
- BRAGA, C. Z. F., SETZER, A. W. and DRUDE DE LACERDA, L., 1993, "Water Quality Assessment with Simultaneous Landsat-5 TM Data at Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil", *Remote Sensing of Environmental*, n. 45, pp. 95-106.
- BROOKS, N. H., 1960, "Diffusion of sewage effluent in an ocean currents". In: *Proc. Int. Conf. Waste Disposal Mar. Environ.*, pp. 246-267, Oxford.
- BURR-BROWN, 1994, *IC Applications Handbook*, LI-459, Burr-Brown Corporation.
- BURROUGH, P. A., 1986, *Principles of Geographical Information Systems for Land Resources Assessment*. New York, Oxford University Press.
- DIACHISHIN, A. N., 1963, "Dye Dispersion Studies", *Journal of the Sanitary Engineering Division*, ASCE, v. 89, n. SA1, pp. 29-49.
- DOBSON, M. C., PIERCE, L., KELLNDORFER, J., et al., 1997, "Use of SAR Image Texture in Terrain Classification". In: *International Geoscience and Remote Sensing Symposium 1997*.
- DYER, K. R., 1973, *Estuaries: A Physical Introduction*. London, John Wiley & Sons.
- ENGLUND, E. and SPARKS, A., 1991, *Geo-EAS 1.2.1 User's Guide*, EPA Report #600/8-91/008, Environmental Monitoring Systems Laboratory, Las Vegas, NV.

- FOSTER, B. C., XINGWEI, SHA and XU BAIDE, 1993, "Remote Sensing of Sea Water Quality Parameters using LandSat-TM". *Int. J. Remote Sensing*, v. 14, n. 15, pp. 2759-2771.
- GENTON, M. G. and FURRER, R., 1998, "Analysis of Rainfall Data by Robust Spatial Statistics using S+SPATIALSTATS", *Journal of Geographic Information and Decision Analysis*, v. 2, n. 2, pp. 126-136.
- GIPPEL, C. J., 1995, "Potential of turbidity monitoring for measuring the transport of suspended solids in streams", *Hydrol. Process*, n. 9, pp. 83-97.
- GRAEME, J. G., 1973, *Applications of Operational Amplifiers - Third-Generation Techniques*. Tokyo, McGraw-Hill Kogakusha.
- GREEN, P. J., and SILVERMAN, B. W., 1994, *Nonparametric Regression and Generalized Linear Models*. New York, Chapman & Hall.
- HODGINS, D. O., CORBETT, R. E., PARKER, D. S., et al., 1998, "Wastewater dispersion measurements in the Fraser river estuary, Canada, for the Annacis Island wastewater treatment plant outfall". In: *IAWQ 19th Biennial International Conference, Diffuse Pollution, Urban Drainage, Submarine Outfalls*, pp. 298-305, Book 8, Vancouver, Canada, Jun.
- HUBARD, E. F., KILPATRICK, F. A., MARTENS, L. A., et al., 1982, "Measurement of time of travel and dispersion in stream by dye tracing". In: U. S. Geological Survey, *Techniques of Water-Resources Investigations*, Book 3, Chapter A9.
- INTERSIL, 1985, *Intersil Application Handbook*. Cupertino, USA.
- ISO, 1974, *ISO 2975/I : Measurement of water flow in closed conduits - Tracer methods - Part I: General*, International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.
- ISO, 1975, *ISO 2975/II : Measurement of water flow in closed conduits - Tracer methods - Part II: Constant rate injection method using non-radioactive tracers*, International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.
- ISO, 1977, *ISO 2975/VI : Measurement of water flow in closed conduits - Tracer methods - Part VI: Transit time method using non-radioactive tracers*, International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.
- ISO, 1992a, *ISO 9555-1 : Measurement of liquid flow in open channels - Tracer dilution methods for the measurement of steady flow - Part 1: General*, International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.

- ISO, 1992b, *ISO 9555-4 : Measurement of liquid flow in open channels - Tracer dilution methods for the measurement of steady flow - Part 4: Fluorescent tracers*, International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.
- JOHNSON, N. M. and DREISS, S. J., 1989, "Hydrostatic Interpretation Using Indicator Geostatistics", *Water Resources Research*, v. 25, n. 12, pp. 2501-2510.
- JOHNSON, R. W., and HARRISS, R. C., 1980, "Remote Sensing for Water Quality and Biological Measurements in Coastal Waters", *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, v. 46, n. 1, pp. 77-85.
- JOURNEL, A.G., 1994, "Resampling from stochastic simulations", *Environmental and Ecological Statistics*, n. 1, pp. 63-91.
- JOURNEL, A.G., and HUIJBREGTS, C. J., 1993, *Mining Geostatistics*. 6 ed., London, Academic Press Limited.
- KILPATRICK, F. A., and COBB, E. D., 1985, "Measurement of discharge using tracers". In: U. S. Geological Survey, *Techniques of Water-Resources Investigations*, Book 3, Chapter A16.
- KRIGE, D. G., 1976, "Some basic considerations in the application of geostatistics to gold ore valuation", *Journal of the South African Institute of Mining and Metallurgy*, n. 66, pp.13-38.
- KRIGE, D.G., 1966, "Two-dimensional weighted moving average trend surfaces for ore valuation". In: *Proceedings of the Symposium on Mathematics, Statistics and Computer Applications in Ore Valuation*, South African Institute of Mining and Metallurgy, Johannesburg.
- LANGE, N., RYAN, L., BILLARD, L., et al., 1994, *Case Studies in Biometry*. NY, John Wiley & Sons.
- LEWIS, J. and EADS, R., 1998, "Automatic Real-Time Control of Suspended Sediment Sampling Based Upon High Frequency in situ Measurements of Nephelometric Turbidity", *Proceedings, Federal Interagency Workshop, Sediment Technology for the 21st Century*, St. Petersburg, Feb.
- LUDEKE, K., and WADE, R., 1992, "Creating a GIS - The Basics", *Cadence*, May, pp. 38-41.
- MATHERON, G., 1963, "Principles of Geostatistics", *Economic Geology*, n. 58, pp. 1246-1266.

- MONTEIRO, A. J., NEVES, R. J. and SOUSA, E. R., 1992, "Marine Disposal Systems", *Water Science and Technology*, v. 25, n. 9, pp.143-154.
- MURTHY, C. R. and MINERS, K. C., 1978, *Turbulent Diffusion Process in the Great Lakes*, Scientific Series n. 83, Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ontario.
- OLIVER, M. A. and WEBSTER, R., 1990, "Kriging: a method of interpolation for geographical informations systems", *Int. J. Geographical Information Systems*, v. 4, n. 3, pp. 313-332.
- ONSET, 1998, *Tattetale Model 8 Installation and Operation Manual*. P/N MAN-TT8TXB, Pocasset, MA.
- PATTERSON, C. C. and GLOYNA, E. F., 1965, "Dispersion measurements in open channels", *Journal of the Sanitary Engineering Division, Proceedings of the American Society of Civil Engineers*, v. 91, n. SA3, pp. 17-29.
- PROAKIS, J. G., and MANOLAKIS, D. G., 1996, *Digital Signal Processing*. 1 ed., NY, Prentice Hall International.
- ROBERTS, P. J. W. and WILLIAMS, N., 1992, "Marine Disposal Systems", *Water Science and Technology*, v. 25, n. 9, pp.155-164.
- ROBERTS, P. J. W., 1989, "Dilution and transport predictions for ocean outfalls", *Water Science and Technology*, v. 21, pp. 969-979.
- ROBERTS, P. J. W., 1998, "Far field modeling of the Mamala Bay outfalls". In: *IAWQ 19th Biennial International Conference, Diffuse Pollution, Urban Drainage, Submarine Outfalls*, pp. 328-335, Book 8, Vancouver, Canada, Jun.
- RODRIGUEZ, A., SÁNCHEZ-ARCILLA, A., REDONDO, J. M., et al., 1995, "Pollutant dispersion in the nearshore region: Modelling and measurements", *Water Science and Technology*, v. 32, n. 9-10, pp. 169-178.
- ROLDÃO J., PECLY J. and VALENTINI, E., 1998, "Evaluation of Sewage Outfalls by Using Tracer Techniques combined with Oceanographics Measurements". In: *Coastal Environmental 98*, pp. 209-218, Cancun, Mexico, Sep.
- ROLDÃO, J. F. e PECLY, J., 1998, "Determinação da Vazão e da Dispersão Longitudinal nos rios Corumbá e Pirapetinga através do Emprego de Traçador Fluorescente". In: *II Simpósio de Recursos Hídricos del Cono Sur*, Santa Fé, Argentina, Ago.

- ROLDÃO, J. S. F., 1994, *Monitoramento da Capacidade de Diluição do Emissário da Aracruz Celulose S.A.*, COPPETEC ET-150525, Rio de Janeiro, RJ.
- ROLDÃO, J. S. F., 1995, *Monitoramento da Capacidade de Diluição do Emissário Submarino do Rio Vermelho*, COPPETEC ET-150616, Rio de Janeiro, RJ.
- ROLDÃO, J. S. F., 1996, *Avaliação da Eficiência de Diluição do Emissário Submarino de Esgotos de Ipanema (ESEI)*, COPPETEC ET-150663, Relatório da Campanha de Verão, Rio de Janeiro, RJ.
- ROLDÃO, J. S. F., 1997, *Avaliação da Eficiência de Diluição do Emissário Submarino de Esgotos de Ipanema (ESEI)*, COPPETEC ET-150663, Relatório da Campanha de Inverno, Rio de Janeiro, RJ.
- ROLDÃO, J. S. F., 1999, *Estudo da Diluição do Emissário Submarino do Rio Vermelho*, COPPETEC PEC-863, Rio de Janeiro, RJ.
- ROLDÃO, J. S. F., LEAL, L. C. P. e PECLY, J. O. G., 1997, "Medições de Vazões nos Túneis de Desvio das Barragens de Serra da Mesa e Corumbá usando Traçadores Fluorescentes". In: *XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, v. 4, pp. 169-176, Vitória, ES, Nov.
- ROLDÃO, J. S. F., WILSON JR, G., SOARES, J. H. P., et al., 1995, "Determination of a Paper Plant Submarine Outfall's Dilution Capacity Using Fluorescent Dye Tracer". In: *Water Pollution 95: Modelling, Measuring and Prediction*, Porto Carras, Greece, Apr.
- ROLDÃO, J., PECLY, J. and LEAL, L., 1997, "'In situ' Determination of the Dilution of Submarine Sewage Outfall's with the Help of Fluorescent Dye Tracers". In: *7th International Symposium on Water Tracing*, pp. 143-149, Portorose, Slovenia, May.
- ROLDÃO, J., PECLY, J. and LEAL, L., 1997, "Tracer Techniques to Evaluate the Dilution Performance of Sewage Submarine Outfalls". In: *Water Pollution 97 - Modelling, Measuring and Prediction*, pp. 185-194, Bled, Slovenia, Jun.
- ROLDÃO, J., PECLY, J. e TRENTO, A., 1996, "Determinación de Coeficientes de Dispersión Mediante Trazadores Fluorescentes en la Laguna Setubal (Argentina)". In: *XVII Congreso Latinoamericano de Hidráulica*, v. 1, pp. 57-68, Quayaquil, Ecuador, Out.

- ROSMAN, P. C. C., 1998, *Avaliação da Eficiência de Diluição do Emissário Submarino de Esgotos de Ipanema (ESEI)*, COPPETEC ET-150663, Relatório Final sobre Modelagem Computacional, Rio de Janeiro, RJ.
- ROTTUNO, O. C., 1995, *Soil Moisture Mapping Using Remote Sensing and Geostatistics Applied to Rainfall-runoff Models*, Ph.D. Thesis, University of Waterloo, Waterloo, Ontario, Canada.
- SHAFER, J. M. and VARLJEN, M. D., 1990, "Approximation of confidence limits on sample semivariograms from single realizations of spatially correlated random fields", *Water Resources Research*, v. 26, no. 8, pp. 1787-1802.
- SMART, P. L. and LAIDLAW, I. M. S., 1977, "An evaluation of some fluorescent dyes for water tracing", *Water Research Resource*, February, pp. 15-33.
- SNYDER, J. P., 1926, *Map projections used by the U. S. Geological Survey*. Geological Survey Bulletin 1532, Dallas, TX, USGS.
- SOUSA, R. S., 1997, *Determinação da Vazão Turbinada com Emprego de Traçador Fluorescente*, Tese de M. Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- SPIEGEL, M. R., 1985, *Estatística*. 2 ed., São Paulo, McGraw-Hill do Brasil.
- STUMPF, R. P. and FRAYER, M. L., 1997, "Temporal and Spatial Change in Coastal Ecosystems Using Remote Sensing: example with Florida Bay, USA, Emphasizing AVHRR Imagery". In: *Fourth International Conference on Remote Sensing for Marine and Coastal Environments*, v. 1, pp. 65-73, ERIM.
- TAYLOR, J. R., 1982, *An introduction to error analysis: the study of uncertainties in physical measurements*. Mill Valley, CA, University Science Books.
- TOMCZAK, M., 1998, "Spatial Interpolation and its Uncertainty Using Automated Anisotropic Inverse Distance Weighting (IDW) – Cross-Validation/Jackknife Approach", *J. of Geographic Information and Decision Analysis*, v. 2, n. 2, pp.18-33.
- TURNER DESIGNS, 1979, *Fluorometric Facts, Clarity, nephelometry and turbidimetry*, Turner Designs Inc., Mountain View, CA.
- UNESCO, 1981, *The Practical Salinity Scale 1978 and the International Equation of State of Seawater 1980*, Unesco technical papers in marine science 36, Sidney, Canada.

- VALENTINI, E., 1997, *Análise de Dados Oceanográficos na Região de Influência do Emissário Submarino de Esgotos de Ipanema*, COPPETEC ET-150663, Rio de Janeiro, RJ.
- VELEY, R. J., FRANCOY, D. S. and DARNER, R. A., 1998, *How do we determine when the beaches are safe for swimming?*, U. S. Geological Survey Fact Sheet FS-112-98, Ohio.
- WILANDER, A., KVARNÄS, H. and LINDELL, T., 1974, "A modified fluorometric method for measurement of lignin sulfonates and its in situ application in natural waters", *Water Research*, v. 8, pp. 1037-1045.
- WILLIAMS, J., 1991, "Gain trimming in instrumentation amplifier based design", Linear Technology Corp., Design Note 51, Milpitas, California.
- WILSON, J. F., COBB, E. D., and KILPATRICK, F. A., 1986, "Fluorometric procedures for dye tracing". In: U. S. Geological Survey, *Techniques of Water-Resources Investigations*, Book 3, Chapter A12.
- WINGLE, W. L., 1992, "Examining Common Problems Associated with Various Contouring Methods, Particularly Inverse-Distance Methods, Using Shaded Relief Surfaces". *Geotech 92 Conference Proceedings*, Lakewood, Colorado, Sep.
- WITTE, W. G., WHITLOCK, C. H., HARRISS, R. C., et al., 1982, "Influence of dissolved organic materials on turbid water optical properties and remote sensing reflectance", *J. Geophys. Res.*, n. 87, pp. 441-446.
- WOODCOCK, C. E., STRAHLER, A. H. and JUPP, D. L., 1988, "The use of variograms in remote sensing: II. Real Digital Images", *Remote Sensing of the Environment*, n. 25, pp. 349-370.
- WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION, 1990, HOMS Component E70.2.05, Geneva, Switzerland.

GLOSSÁRIO

“Aliasing” – ver contaminação.

“Datalogger” – ver sistema de aquisição de dados.

“Strain gage” – ver célula de carga.

Amostradores automáticos – um equipamento destinado à coleta de amostras de água a intervalos de tempo pré-fixados ou sob o controle de um sinal lógico.

Amplificador de instrumentação – um amplificador de entrada diferencial com realimentação interna para determinação do ganho de tensão.

Amplificador diferencial – um amplificador operacional com uma configuração de realimentação que resulta em uma tensão de saída proporcional à diferença de duas tensões de entrada.

Amplificador operacional – um amplificador de tensão de ganho elevado que possui alta impedância de entrada e baixa impedância de saída e é capaz de desenvolver sinais de saída bipolares a partir de sinais bipolares de entrada.

Arquivo de “grid” – arquivo em formato ASCII ou binário com extensão GRD que contem os resultados obtidos para a superfície interpolada.

Célula de carga (“strain-gage”) – transdutor de formado por quatro resistores montados em configuração ponte. O sinal de saída é proporcional à variação de pressão aplicada ao elemento ativo.

Circuito amostrador S-H (“sample-hold”) – um dispositivo que amostra um sinal de entrada e então mantém o valor instantâneo do sinal sob o comando de um sinal de lógico aplicado. Trata-se basicamente de uma memória analógica onde um capacitor serve como um elemento de armazenagem.

Circuito amostrador T-H (“track-hold”) – um dispositivo cuja saída segue, continuamente, um sinal de entrada durante o modo “track” e então mantém o valor instantâneo do sinal que existia quando um sinal lógico de comando “hold” foi aplicado. Para alguns fabricantes amplificadores S-H são funcionalmente idênticos à circuitos T-H.

Contaminação (“aliasing”) – efeito de contaminação no espectro de frequências quando a amostragem do sinal é feita em frequência inferior à frequência de Nyquist.

Corrente de “offset” de entrada, I_{os} – a diferença entre as duas correntes de polarização de entrada de um amplificador operacional com entradas diferenciais.

Deriva da corrente de polarização de entrada (“input bias current drift”) – a taxa de mudança da corrente de polarização com a temperatura.

Distorção harmônica total (THD) – a relação entre a potência do sinal na frequência fundamental e a potência do sinal de todas as harmônicas, observada na saída de um dispositivo, quando uma onda puramente senoidal é aplicada à sua entrada.

Entrada terminal único (“single-ended”) – caracterizada por uma única entrada ou saída em vez de duas de uma entrada ou saída diferencial.

Faixa de tensão analógica – a faixa de amplitudes das tensões analógicas, com respeito ao terra, sobre a qual um dado dispositivo pode operar.

Ganho de malha aberta – a relação entre o sinal de tensão de saída de um amplificador operacional e o sinal de tensão de entrada associado quando a malha de realimentação está em circuito aberto.

Junção somadora – o ponto de junção dos resistores de entrada e de realimentação de uma malha de realimentação no qual as correntes através dos resistores de entrada são somadas.

Largura de banda – ver largura de banda de ganho unitário; resposta de potência total.

Largura de banda de ganho unitário, f_c – a frequência na qual o ganho de malha aberta de um amplificador operacional cruza a unidade.

Multiplexador analógico – é formado por múltiplas chaves analógicas que compartilham uma saída comum. Um decodificador de endereços seleciona a entrada apropriada por meio de um código binário. Multiplexadores são usados para reduzir o número de componentes necessários para processar mais do que um sinal analógico e facilitar a aquisição de dados através de microprocessadores.

Posicionamento usando a técnica diferencial – quando se usa uma base GPS transmitindo correções de posição para o GPS móvel, chamadas correções diferenciais.

Ppm – parte por milhão.

Rádio modem – rádio transmissor/receptor com capacidade de modulação e demodulação destinado à comunicação de dados.

- Realimentação – o retorno de uma porção do sinal de saída para a entrada de um dado dispositivo.
- Rejeição de modo comum (CMR) – a habilidade de rejeitar sinais de modo comum; a CMR para sinais de corrente alternada é especialmente importante desde que os sinais de modo comum são inevitavelmente dinâmicos – variando de 60 Hz da linha de alimentação até centenas de kHz. É expressa, em decibéis, como $CMR (dB) = 20 \log CMRR$.
- Relação de rejeição de modo comum (CMRR) – a relação entre o ganho de tensão diferencial de um amplificador e seu ganho de tensão de modo comum.
- Resposta de potência total, f_p – a frequência máxima na qual um amplificador operacional pode fornecer sua tensão e corrente de saída de projeto sem distorção significativa.
- Resposta em frequência – ver largura de banda de ganho unitário; resposta de potência total.
- Sensor de pressão – ver célula de carga.
- Sistema de aquisição de dados (SAD) – para o escopo definido nesse trabalho, trata-se de um equipamento de aquisição, tratamento e armazenamento de dados; possui também capacidade para controle de eventos.
- Tensão de “offset” de entrada, V_{os} – a tensão dc de entrada necessária para produzir uma tensão nula na saída de um amplificador operacional quando a corrente de polarização de entrada é zero.
- Tensão de modo comum – a média de duas tensões aplicadas às entradas de um amplificador diferencial.
- Terra virtual – uma característica de uma junção somadora de um amplificador operacional conectado no modo inversor, que reside virtualmente no potencial terra desde que o ganho de malha aberta extremamente elevado do amplificador requer um pequeno sinal na junção somadora para desenvolver o sinal de saída.
- Transdutor – converte um parâmetro físico e suas variações para sinais elétricos.

Apêndice A – Aquisição de dados ambientais

A.1. Sistemas de Posicionamento

Para entender as coordenadas fornecidas pelo sistema de posicionamento global (“Global Positioning System” - GPS) e como aplicá-las a mapas, é importante conhecer um pouco de geodésia, sistemas de coordenadas e projeções de mapas.

Existem atualmente muitos sistemas de coordenadas, baseados em uma variedade de datums geodésicos, projeções, unidades e sistemas de referência (Snyder, 1926).

Modelos elipsoidais da terra são necessários para cálculos precisos de longas distâncias. Esses modelos definem um elipsóide com um raio equatorial (semi-eixo maior) e um raio polar (semi-eixo menor).

Um elipsóide é uma superfície matemática suave usada para aproximar a forma da terra. O elipsóide é importante pois as alturas GPS são medidas com respeito ao elipsóide. Para determinar a elevação em relação ao nível médio do mar é necessário levar em conta o geóide.

Um geóide é uma superfície equipotencial derivada do campo gravitacional da terra e das forças centrífugas de rotação da terra. Uma vez que o geóide é dependente da distribuição irregular de massa na terra, a forma do geóide não pode ser calculada, apenas medida. Geralmente o geóide é mais alto nos continentes e mais baixo sobre os oceanos.

Um datum geodésico define um sistema de referência que descreve o tamanho e a forma da terra. Embora a cartografia, topografia, navegação e astronomia façam uso de data geodésicos, a geodésia é a disciplina central para este tema.

A.1.1. Sistemas globais e sistemas locais

O sistema de coordenadas mais usado atualmente é o que faz uso de latitude, longitude e altura elipsoidal. Os planos de referência usados para definir latitude e longitude são o Meridiano Primeiro (de Greenwich) e o Equador.

A latitude geodésica é o ângulo desde o plano equatorial até a direção vertical de uma linha normal ao elipsóide de referência. A longitude geodésica é o ângulo entre um plano de referência e um plano passando através do ponto, sendo ambos os planos perpendiculares ao plano equatorial. A altura geodésica de um ponto é a distância desde o elipsóide de referência até o ponto, em uma direção normal ao elipsóide.

Elipsóides globais representam a forma da terra como um todo e elipsóides locais ajustam-se a determinados continentes, países ou partes da terra.

Um elipsóide local é definido pelos seus parâmetros geométricos (a , b , f) e pelas diferenças entre o seu centro e o centro de massa terrestre. O ponto de contato deste elipsóide com a superfície física da terra é chamado de ponto *datum horizontal*.

O sistema “South American 69” utiliza um elipsóide local para a América do Sul (elipsóide UGGI67), com um ponto de amarração no vértice Chuá, Minas Gerais. Esse elipsóide possui um semi-eixo menor $a = 6.378.160,00$ m e um achatamento $f = 1/298.25$, com seu ponto de amarração no vértice Chuá de coordenadas $19^{\circ} 45' 41,6527$ S e $48^{\circ} 06' 04,0639$ W.

A representação altimétrica é referenciada ao geóide e é chamada de altitude ortométrica. A altitude ortométrica é única seja qual for o datum escolhido.

No Brasil, o IBGE implantou as Referências de Nível (RRNN) com relação à cota zero estabelecida como ponto de origem das altitudes ortométricas conhecida como Datum Vertical de Imbituba, em Santa Catarina.

Os equipamentos GPS fornecem alturas elipsoidais referenciadas ao datum escolhido enquanto as cartas topográficas possuem altimetria referenciadas ao geóide.

A equação altimétrica usada é :

$$H = h - N \quad \text{Eq. 46}$$

onde: H é altitude ortométrica

h é a altitude elipsoidal

N é ondulação geoidal.

A ondulação geoidal só pode ser conhecida por processos sofisticados como astronomia, gravimetria e modelagem geoidal. A modelagem geoidal é o processo mais frequente pois um modelo geoidal global pode ser incorporado ao equipamento GPS permitindo, assim, o cálculo da ondulação geoidal para um dado ponto.

A.1.2. Conceitos básicos em mapeamento

A escala do mapa, a acurácia e as projeções são conceitos fundamentais em mapeamento auxiliado por computador.

Projeções para mapeamento

Projeções para mapeamento são métodos para plotar a superfície tridimensional da terra em uma superfície plana com distorção mínima. Entretanto, qualquer projeção da terra em um plano irá exibir algum tipo de distorção. Cada tipo de projeção pretende otimizar um mapa de algum modo permitindo distorções adicionais de outros modos. À medida que diferentes tipos de projeções geram diferentes tipos de distorções não existe uma projeção melhor em um sentido global.

As distorções resultantes de diferentes tipos de projeções incluem área, forma, distância, direção e ângulos, como mostra a Tabela A.1.

Tabela A. 1: Características de diferentes projeções planas.

Tipo de Projeção	Característica
Equivalente	não deformação das áreas, sacrifício da forma
Conforme	não deforma ângulos entre paralelos e meridianos e, assim, a forma de pequenas áreas; a escala muda de um ponto para outro do mapa
Equidistante	os comprimentos são representados em escala constante, só conseguida em uma dada direção
Azimutal ou Zenital	encontradas em mapas específicos para fins náuticos, projeta em mapas os azimutes.

As escalas dos mapas

A escala do mapa é expressa por uma *fração representativa* (FR). Em um mapa com escala 1 : 24 000, 1 cm do mapa representa 24000 cm na terra. O entendimento de FR como uma fração ajuda a entender que um mapa em escala 1 : 2500 (1/2500) está em escala maior que um mapa 1 : 10000 (1/10000). FR é adimensional a medida que tanto o numerador e o denominador possuem a mesma unidade.

A escala indica o tamanho mínimo dos objetos, a densidade de informação e a acurácia dos dados mapeados. Um mapa em escala maior pode mostrar objetos menores e um maior número de detalhes

Acurácia do mapa

A importância do erro, acurácia e precisão de dados espaciais em Sistemas de Informações Geográficas (GIS) é fundamental pois, por definição, o GIS ganhou interesse pela sua habilidade de mesclar e localizar muitos tipos de dados a partir de sua localização geográfica (Burrough, 1986).

A acurácia do mapa engloba a acurácia vertical, acurácia relativa de posição e acurácia absoluta de posição (Ludeke and Wade, 1992).

A acurácia vertical é um ponto importante em mapas de contorno. O “National Map Accuracy Standard” - (NMAS), usado pelo “United States Geological Survey” - (USGS) afirma que no máximo 10 por cento das elevações testadas podem apresentar um erro maior do que metade do valor do intervalo de contorno.

A acurácia absoluta de posição refere-se à acurácia horizontal de entidades representadas no mapa. O NMAS afirma que, em uma amostra aleatória de entidades do mapa, 90 por cento dos valores devem preencher os requisitos de acurácia mostrados na Tabela A.2.

Tabela A. 2: Acurácia horizontal em função da escala segundo o NMAS.

Escala do mapa	Acurácia horizontal (metros)
1 : 1 200	1,02
1 : 2 400	2,03
1 : 4 800	4,06
1 : 10 000	8,47
1 : 12 000	10,2
1 : 24 000	12,2
1 : 50 000	25,4
1 : 100 000	50,8

A Tabela A.3 apresenta a equivalência para a resolução de um mapa para várias escalas práticas.

Tabela A. 3: Equivalência em metros para mapas produzidos por uma impressora com resolução de 300 dpi.

Escala	Equivalência em m para 1,0 cm	Equivalência em m para 0,5 mm	Equivalência em m para 1 pixel
1 : 500	5,0	0,25	0,04
1 : 1 000	10,0	0,5	0,08
1 : 5 000	50,0	2,5	0,42
1 : 10 000	100,0	5,0	0,85
1 : 25 000	250,0	12,5	2,12
1 : 50 000	500,0	25,0	4,23
1 : 100 000	1000,0	50,0	8,47

A escolha das escalas é determinada pela finalidade do mapa e pela conveniência da escala. A finalidade do mapa refere-se à necessidade ou não de uma exposição dos detalhes. A conveniência da escala refere-se à certas dimensões padronizadas para a impressão de um mapa.

A.2. O Sistema UTM

Coordenadas UTM (“Universal Transverse Mercator”) definem posições horizontais em duas dimensões. Esse sistema estabelece que a Terra seja dividida em 60 fusos de 6 graus de longitude que tem início no meridiano de Greenwich. Estabelece também paralelos de 8 graus de latitude iniciando em 80 graus S e terminando em 84 graus N.

Os números de zonas UTM referem-se a faixas de 6 graus longitudinais. Os caracteres de zonas UTM referem-se a zonas de 8 graus estendendo-se para o norte e para o sul do equador.

Cada zona possui um meridiano central, sendo os valores Este medidos a partir deste meridiano e os valores Norte medidos a partir do equador.

Neste sistema é usada uma projeção cilíndrica secante ao elipsóide ao longo de dois meridianos equidistantes. As coordenadas da origem (para garantir coordenadas positivas) do semiplano de projeção são 500 000 m na direção leste e 10 000 000 m na direção norte para pontos localizados no hemisfério sul. Para pontos no hemisfério norte a origem é 0 m na direção norte.

A referência de coordenadas geográficas ao datum incorreto pode conduzir a um erro de centenas de metros. A diversidade de datums existentes atualmente requer uma seleção cuidadosa do datum e uma conversão cuidadosa entre coordenadas em diferentes data e sistemas. O erro cometido pelo uso de um datum incorreto para a confecção de um mapa também é uma função da localização geográfica.

As Tabelas A.4 e A.5 mostram as diferenças nos valores das projeções planas para dois pontos distintos: um localizado na área de influência do ESEI e outro localizado no estado do Rio Grande do Sul.

Tabela A. 4: Diferença nos valores da projeção UTM para diferentes “data”, considerando um ponto localizado próximo ao ESEI.

Ponto Geográfico	Datum	Coordenadas UTM		Diferença em metros
		Zona 23K		
23° 01' 12" S 43° 12' 18" W	WGS 84	683.948,26 E 7.453.139,20 N	---	---
23° 01' 12" S 43° 12' 18" W	SAD 69	683.948,93 E 7.453.130,40 N	dx = 0,67 dy = 8,80	
23° 01' 12" S 43° 12' 18" W	Córrego Alegre	683.955,90 E 7.453.105,84 N	dx = 7,64 dy = 33,36	

Tabela A. 5: Diferença nos valores da projeção UTM para diferentes “data”, considerando um ponto próximo à Lagoa dos Patos e à Lagoa Mirim.

Ponto Geográfico	Datum	Coordenadas UTM		Diferença em metros
		Zona 22J		
30° 30' 00" S 50° 30' 00" W	WGS 84	547.980,56 E 6.625.702,53 N	---	---
30° 30' 00" S 50° 30' 00" W	SAD 69	547.980,74 E 6.625.690,54 N	dx = 0,18 dy = 11,99	
30° 30' 00" S 50° 30' 00" W	Córrego Alegre	547.982,62 E 6.625.652,74 N	dx = 2,06 dy = 49,79	

A.3. O GPS diferencial

O “DoD” (“Department of Defense” dos Estados Unidos) desenvolveu um sistema mundial aos quais os sistemas nacionais podem ser relacionados, criando um sistema de referência para a navegação global e para medidas. Este sistema inclui um elipsóide de referência, uma equação de gravidade elipsoidal, um modelo de gravidade terrestre, um geóide e relações de transformação para outros sistemas geodésicos. O “World Geodetic System” de 1984 (WGS-84) é o sistema de referência usado internamente pelo sistema de posicionamento global.

O sistema de posicionamento global (“Global Positioning System” – GPS) é um sistema de navegação que consiste de uma constelação de 24 satélites em 6 planos orbitais que fornece posição tridimensional e velocidade precisas e também tempo preciso em qualquer local do globo.

Os receptores GPS medem a distância até os satélites pelo processamento dos sinais recebidos a fim de determinar o tempo de trânsito correções atmosféricas usando modelos armazenados internamente e modelos transmitidos pelos satélites. Desde que a posição dos satélites é conhecida pela efeméride transmitida, a posição do receptor pode ser calculada pela triangularização das distâncias medidas. A velocidade do receptor pode ser resolvida comparando o desvio Doppler dos sinais recebidos e o desvio Doppler esperado nos vetores velocidade dos satélites, calculado a partir das efemérides.

A técnica diferencial é obtida colocando-se um receptor de referência em uma posição precisamente conhecida. Compara-se as distâncias medidas do satélite GPS com as distâncias calculadas através dos dados transmitidos pelos satélites, e, com a posição conhecida do receptor, os erros nas medidas de distância podem ser calculados. O erro calculado é então transmitido para o receptor móvel (“rover”). A solução resultante para a posição do móvel elimina os erros comuns aos dois receptores.

Para usuários do GPS que se encontram em pontos geograficamente próximos, a fonte principal de erro são os erros devido a disponibilidade seletiva (“Selective Availability” - SA) e erros de propagação atmosférica. A SA é uma técnica usada pelo Departamento de Defesa dos Estados Unidos que introduz erros aleatórios nos dados transmitidos pelos satélites por razões de estratégia militar.

A chave para um sistema DGPS com boa relação custo benefício é uma conexão (“link”) de dados que permita a transmissão do erro diferencial, a partir da estação de referência para o móvel, com boa fidelidade e baixo custo. Entretanto, uma conexão (“link”) de radiocomunicações dedicado é relativamente caro.

A.3.1. Níveis de acurácia do GPS

Desde o início de operação do GPS identificamos 4 gerações de equipamentos e diferentes técnicas. Existem diferentes níveis de acurácia que podem ser obtidos com diferentes técnicas e equipamentos. A Figura A.1 (adaptada de Clynych, 1996, www.met.nps.navy.mil/~jclynch/gpsacc.html) mostra os níveis de acurácia dos equipamentos disponíveis. O eixo vertical representa a acurácia ou o nível de erro em escala de centímetros e escala de metros. O eixo horizontal representa a distância ao longo da superfície da terra entre a estação de referência e o equipamento remoto.

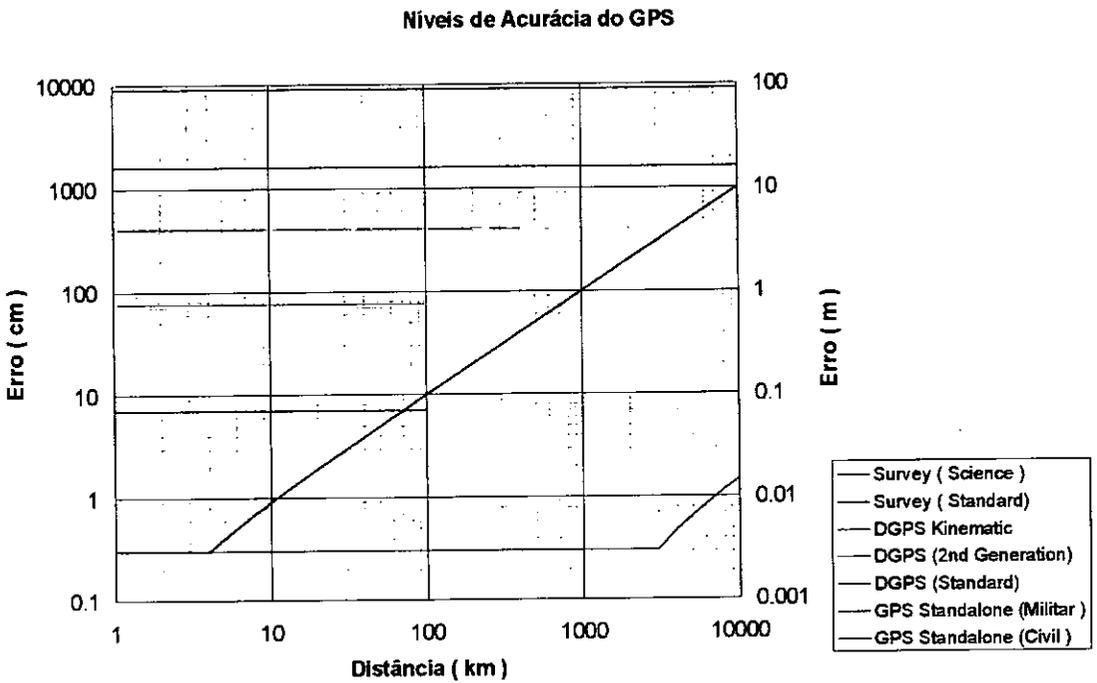


Figura A. 1: Comparação da acurácia para vários sistemas GPS.

A.4. Características do núcleo do sistema de aquisição

As características principais do núcleo do sistema de aquisição são as seguintes:

- facilidade de programação em ANSI C ou TxBASIC
- taxa de amostragem rápida de até 100 KHz
- poderoso processador principal Motorola 68832
- baixo consumo de corrente no modo “idle” – 150 μ A
- 8 canais analógicos de 12 bit
- 3 canais seriais síncronos
- expansão para cartão PCMCIA

As especificações técnicas do “Model 8” são as seguintes:

- | | |
|-------------------------------------|-----------------------------|
| • processador | principal 68832 e PIC 16C64 |
| • capacidade de dados (memória RAM) | 256K |
| • capacidade de programa (EEPROM) | 256K |
| • canais analógicos | 8 de 12 bit |
| • taxa de amostragem máxima (Hz) | 100K (ANSI C), 2K (TxBASIC) |
| • tensão de entrada analógica | 0 – 4.096 V |
| • linhas digitais | 14 (PWM, I/O, Freqüência) |
| • corrente mínima | 150 μ A |
| • corrente de pico | 150 mA |
| • portas RS-232 | 2 |
| • faixa de tensão de alimentação | 7 a 15 V |
| • linguagem de programação | ANSI C, TxBASIC |
| • temperatura de operação | 0° – 70° C |

Apêndice B – Análise de dados

B.1. As equações do sistema “kriging”

Seja $Z(x)$ uma função distribuição aleatória expressa por

$$Z(x) = m(x) + e(x) + \zeta \quad \text{Eq. 47}$$

onde:

- $m(x)$ - função determinística que descreve a tendência de $Z(x)$
- $e(x)$ - resíduo espacialmente dependente de $Z(x)$; caracteriza a variabilidade entre dois pontos separados pelo vetor h
- ζ - ruído espacialmente independente

A partir de n observações $Z(x_i)$ deseja-se mapear o processo $Z(x)$ dentro de uma região ou domínio D .

Da função $Z(x)$ diz-se ter estacionariedade de ordem 2 quando

- o valor esperado (ou momento de primeira ordem) existe e não depende do ponto x :

$$E\{Z(x)\} = m(x) = \mu \quad \text{Eq. 48}$$

- para cada par $\{Z(x), Z(x+h)\}$, a covariância existe e é uma função da distância de separação h :

$$\text{Cov}(Z(x_i), Z(x_j)) = C(x_i - x_j) \quad \text{Eq. 49}$$

O estimador “kriging” ordinário é linear e satisfaz à hipótese

$$Z^*(x_0) = \sum_{i=1}^N \lambda_i Z(x_i) \quad \text{Eq. 50}$$

onde: $\sum_{i=1}^N \lambda_i = 1$ para garantir que o sistema não será polarizado.

A condição de soma dos coeficientes de ponderação acima garante que

$$\begin{aligned} E\{Z^*(x_0)\} &= E\left\{\sum_{i=1}^N \lambda_i Z(x_i)\right\} \\ &= E\{Z(x_0)\} \sum_{i=1}^N \lambda_i \\ &= \mu \end{aligned} \quad \text{Eq. 51}$$

O estimador “kriging” ordinário é definido como um estimador ótimo uma vez que o objetivo é minimizar o erro quadrático médio da estimação

$$\sigma^2(x_0) = E\{(Z(x_0) - Z^*(x_0))^2\} \quad \text{Eq. 52}$$

Para determinar o estimador ótimo é necessário minimizar a função f

$$f(\lambda_1, \dots, \lambda_n, \varphi) = E\{(Z(x_0) - Z^*(x_0))^2\} - 2\varphi\left(\sum_{i=1}^N \lambda_i - 1\right) \quad \text{Eq. 53}$$

com respeito a $\lambda_1, \dots, \lambda_n$ e φ (o parâmetro φ é um multiplicador de Lagrange).

Para o estimador proposto, a equação anterior torna-se:

$$f(\lambda_1, \dots, \lambda_n, \varphi) = E\left\{\left(Z(x_0) - \sum_{i=1}^N \lambda_i Z(x_i)\right)^2\right\} - 2\varphi\left(\sum_{i=1}^N \lambda_i - 1\right) \quad \text{Eq. 54}$$

Expandindo-se a expressão, obtemos

$$\begin{aligned}
 f(\lambda_1, \dots, \lambda_n, \varphi) &= E \{ Z(x_0)^2 \} \\
 &- 2 E \{ Z(x_0) \sum_{i=1}^N \lambda_i Z(x_i) \} + E \{ (\sum_{i=1}^N \lambda_i Z(x_i))^2 \} \\
 &- 2\varphi (\sum_{i=1}^N \lambda_i - 1)
 \end{aligned}
 \tag{Eq. 55}$$

$$\begin{aligned}
 f(\lambda_1, \dots, \lambda_n, \varphi) &= C(0) + \mu^2 - 2 \sum_{i=1}^N \lambda_i E \{ Z(x_0) Z(x_i) \} \\
 &+ \sum_{i=1}^N \sum_{j=1}^N \lambda_i \lambda_j E \{ Z(x_i) Z(x_j) \} - 2\varphi (\sum_{i=1}^N \lambda_i - 1)
 \end{aligned}
 \tag{Eq. 56}$$

$$\begin{aligned}
 f(\lambda_1, \dots, \lambda_n, \varphi) &= C(0) + \mu^2 - 2 \sum_{i=1}^N \lambda_i (C(x_0 - x_i) + \mu^2) \\
 &+ \sum_{i=1}^N \sum_{j=1}^N \lambda_i \lambda_j (C(x_i - x_j) + \mu^2) - 2\varphi (\sum_{i=1}^N \lambda_i - 1)
 \end{aligned}
 \tag{Eq. 57}$$

Desde que:

$$\sum_{i=1}^N \sum_{j=1}^N \lambda_i \lambda_j = 1
 \tag{Eq. 58}$$

Temos:

$$\begin{aligned}
 f(\lambda_1, \dots, \lambda_n, \varphi) &= C(0) - 2 \sum_{i=1}^N \lambda_i C(x_0 - x_i) \\
 &+ \sum_{i=1}^N \sum_{j=1}^N \lambda_i \lambda_j C(x_i - x_j) - 2\varphi (\sum_{i=1}^N \lambda_i - 1)
 \end{aligned}
 \tag{Eq. 59}$$

Rearranjando:

$$f(\lambda_1, \dots, \lambda_n, \varphi) = C(0) - 2 \sum_{i=1}^N \lambda_i C(x_0 - x_i) + \sum_{i=j} \lambda_i \lambda_j C(x_i - x_j) + \sum_{i \neq j} \lambda_i \lambda_j C(x_i - x_j) - 2\varphi \left(\sum_{i=1}^N \lambda_i - 1 \right)$$

Eq. 60

$$f(\lambda_1, \dots, \lambda_n, \varphi) = C(0) - 2 \sum_{i=1}^N \lambda_i C(x_0 - x_i) + C(0) \sum_{i=1}^N \lambda_i^2 + 2 \sum_{i < j} \lambda_i \lambda_j C(x_i - x_j) - 2\varphi \left(\sum_{i=1}^N \lambda_i - 1 \right)$$

Eq. 61

A equação anterior deve ser minimizada com respeito a $\lambda_1, \dots, \lambda_n$ e φ . Deve-se notar que f é um polinômio de segundo grau em $\lambda_1, \dots, \lambda_n$ e φ . Então, diferenciando-se a equação anterior para $k = 1, \dots, n$ pode-se obter as seguintes leis de formação

$$\frac{\partial f}{\partial \lambda_n} = 2 \sum_{j=1}^N \lambda_j C(x_n - x_j) - 2C(x_0 - x_n) - 2\varphi$$

Eq. 62

$$\frac{\partial f}{\partial \varphi} = -2 \left(\sum_{i=1}^N \lambda_i - 1 \right)$$

Eq. 63

Iguala-se as derivadas acima a zero e resolve-se o sistema linear descrito abaixo

$$\left\{ \begin{array}{l} \sum_{j=1}^N \lambda_j C(x_1 - x_j) = C(x_0 - x_1) + \varphi \\ \dots \\ \sum_{j=1}^N \lambda_j C(x_n - x_j) = C(x_0 - x_n) + \varphi \\ \sum_{i=1}^N \lambda_j = 1 \end{array} \right.$$

Sob a forma matricial, o sistema “kriging” pode ser escrito como:

$$\begin{bmatrix} C_{11} & \dots & C_{n1} & 1 \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ C_{1n} & \dots & C_{nn} & 1 \\ 1 & \dots & 1 & 0 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} \lambda_1 \\ \dots \\ \lambda_n \\ \varphi \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} C_{10} \\ \dots \\ C_{n0} \\ 1 \end{bmatrix}$$

B.2. Programa Matlab para a geração de malhas de teste

```
%          Arquivo malha.m
% gerador de malhas de teste
%          junho 1998
%          J. O. G. Pecly

clear
pause on;
% more on;
% more n;

% limites
Xmin = -50;
Xmax = 50;
Ymin = -50;
Ymax = 50;
% steps
StepX = 4;
StepY = 4;
% offset da funcao
Xoffset = 10;
Yoffset = -10;
Zoffset = 25;
% valor base da superficie
Zbase = 0;

% MESHGRID  Generation of X and Y arrays for 3-D plots.
%          [X,Y] = MESHGRID(x,y) transforms the domain specified by vectors
%          x and y into arrays X and Y that can be used for the evaluation
%          of functions of two variables and 3-D surface plots.
%          The rows of the output array X are copies of the vector x and
%          the columns of the output array Y are copies of the vector y.

% define a geometria do grid
[X,Y] = meshgrid(Xmin:StepX:Xmax, Ymin:StepY:Ymax);

% desloca a superficie
X = X + Xoffset;
Y = Y + Yoffset;

% define a funcao a ser usada
% equacao do cone reto
Z = - sqrt(X.^2 + Y.^2);
```

```
Z = Z + Zoffset;
```

```
% restringe o valor minimo da superficie
```

```
Z = Z.*(Z>Zbase)+Zbase*(Z<Zbase);
```

```
% gera o grid
```

```
mesh(Z)
```

```
% VIEW(AZ,EL) Set the angle of the view from which an observer sees the current  
% 3-D plot.
```

```
% AZ is the azimuth or horizontal rotation and
```

```
% EL is the vertical elevation (both in degrees)
```

```
% VIEW(2) sets the default 2-D view, AZ = 0, EL = 90.
```

```
% VIEW(3) sets the default 3-D view, AZ = -37.5, EL = 30.
```

```
% define o angulo de visao
```

```
view(-20,35)
```

```
lx = (Xmax-Xmin)/StepX+1;
```

```
ly = (Ymax-Ymin)/StepY+1;
```

```
x = X(1:lx*ly);
```

```
y = Y(1:lx*ly);
```

```
z = Z(1:lx*ly);
```

```
% gera o indice do ponto
```

```
n = 1:1:lx*ly;
```

```
% cria arquivo de saida
```

```
v = [n; x; y; z];
```

```
fid = fopen('cone1.txt','w');
```

```
fprintf(fid,'%d %12.4f %12.4f %12.4f\n',v);
```

```
fclose(fid);
```

B.3. Um procedimento para uso de um programa de geoestatística

A agência de proteção ambiental dos Estados Unidos (“United States Environmental Protection Agency” - EPA) produziu o primeiro aplicativo de domínio público, o GEO-EAS (“Geostatistical Environment Assessment Software”), desenvolvido por Englund e Sparks (1988), tal como apresentado no documento EPA/600/4-88/033a. O sucesso dos resultados da aplicação do GEO-EAS levou a EPA a recomendar o seu uso na análise espacial de dados ambientais, conforme o documento “Guidance for Data Usability in Risk Assessment” (EPA/540/G-90/008, 1990).

Como trata-se de uma aplicação DOS (“Microsoft Disk Operational System”), o GEO-EAS apresenta uma importante limitação quanto ao número de pontos presentes no arquivo de dados. Isso se deve à quantidade de memória disponível para o programa executável, limitada à 640 KB.

Para o desenvolvimento dessa pesquisa foi utilizado o aplicativo GS Win® em sua versão 3.05.06 Beta. Trata-se de uma versão de teste de uma aplicação específica para o sistema operacional Windows ® em versão de 32 bits. O método de interpolação usado é o “kriging” pontual. Infelizmente, nenhuma outra informação é dada com relação ao algoritmo implementado nesse aplicativo.

Como atualmente pode-se encontrar uma série de aplicativos comerciais, nesse tópico é sugerido um conjunto de passos para análise geoestatística de dados de campo usando-se programas especializados:

1. *Gerar um arquivo ASCII de entrada* contendo, em colunas, pares coordenados e o valor da função a ser avaliada. Cada programa requer um arquivo de dados com pequenas variações de formato. Este arquivo pode conter várias colunas, uma para cada variável, de modo que pode-se selecionar a função a ser analisada no momento de executar o programa.
2. Usar uma ferramenta de geoestatística, como por exemplo o Geo-EAS, para a *modelagem do variograma*. Escolher e listar os parâmetros dos modelos, como o o efeito pepita, o alcance e o patamar que produzem os melhores ajustes.

3. Importar o arquivo de dados original e *escolher a geometria da malha*. O espaçamento entre as linhas da malha e o número de linhas da malha são parâmetros alternativos. Observar que o espaçamento da malha pode ser diferente para as duas direções ortogonais e é fortemente influenciado pela malha amostral. Alguns programas podem, também, permitir a escolha de uma malha não uniforme.
4. *Selecionar o “kriging” como método padrão para a estimação*.
5. *Ajustar as opções de anisotropia* em função do modelo estrutural selecionado. O alcance e direção preferencial devem ser ajustadas.
6. *Ajustar as opções de busca* em função a anisotropia identificada (valor do alcance e tendência de direção) e do número de pontos vizinhos a considerar na ponderação.
7. Rodar o programa para *produzir um arquivo contendo os valores interpolados* para cada ponto da malha.
8. Rodar o módulo de mapeamento para *produzir os mapas de contorno* a partir do arquivo de “grid”. De modo geral os programas permitem sobrepor os pontos amostrais às curvas de contorno, permitindo uma verificação qualitativa do mapa gerado.
9. *Selecionar as escalas* adequadas dos eixos coordenados no módulo de mapeamento de modo a obter uma melhor visualização. *Adicionar legenda, indicação de escala e convenção de níveis*.
10. *Sobrepor o mapa de contorno gerado à um mapa base*, obtido de um mapa cartográfico da região em estudo. Este mapa base é normalmente obtido pelo uso de um “scanner” para gerar uma imagem do tipo TIFF ou BMP.

Esse procedimento pode ser repetido, interativamente, a fim de melhorar a qualidade do mapa final produzido.

Durante o desenvolvimento desse estudo, os passos 1 a 7 foram realizados com o auxílio do GS Win ®, enquanto os passos 8 a 10 foram realizados através do uso do aplicativo Surfer ® em sua versão 6.04.

Considerando-se a série para o subconjunto dos dados (671 amostras), os resultados obtidos para a análise de semivariância com o GS Win ® foram os mesmos obtidos com o uso do GEO-EAS. A série completa (4025 amostras) não foi analisada no

GEO-EAS devido às suas limitações com relação ao número máximo de pontos presentes na série de dados.

Adicionalmente, alguns programas possuem recursos para cálculo de volumes e seções transversais, a partir de um arquivo de “grid”, úteis quando se deseja, por exemplo, calcular a massa de traçador recuperada com a campanha de amostragem.

A fim de estabelecer uma alternativa prática para a implementação do sistema devemos escolher de um padrão de amostragem sistemático e regular quando a campanha de campo está sendo preparada.