

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SETOR DE CIÊNCIAS DA TERRA
CENTRO DE ESTUDOS DO MAR
PÓS-GRADUAÇÃO EM SISTEMAS COSTEIROS E OCEÂNICOS**

LUIZ HENRIQUE SIELSKI DE OLIVEIRA

**APLICAÇÃO DE UM MODELO PARA A CLASSIFICAÇÃO DE CORPOS D'ÁGUA
DO COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ, PARANÁ, BRASIL.**

**PONTAL DO PARANÁ
2009**

LUIZ HENRIQUE SIELSKI DE OLIVEIRA

**APLICAÇÃO DE UM MODELO PARA A DEFINIÇÃO DE CORPOS D'ÁGUA DO
COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ, PARANÁ, BRASIL.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Área de concentração em Manejo Integrado da Zona Costeira, Setor de Ciências Terra, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ciências

Orientador: Prof. Dr. Mauricio Almeida Noernberg

O48 Oliveira, Luiz Henrique Sielski de, 1982-
Aplicação de um modelo para a definição de corpos d'água do
Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil / Luiz Henrique
Sielski de Oliveira. - Pontal do Paraná, 2009.
96 f.: il. (algumas color.); 29 cm.

Orientador: Prof. Dr. Mauricio Almeida Noernberg.

Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em
Sistemas Costeiros e Oceânicos, Centro de Estudos do Mar, Setor de
Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná.

1. Gerenciamento costeiro. 2. Unidades de manejo. 3. Complexo
Estuarino de Paranaguá. I. Título. II. Mauricio Almeida Noernberg.

III.

Universidade Federal do Paraná.

CDD 333.916

Esta dissertação é dedicada aos meus pais, Luiz Antonio e Renilcea, pela confiança em mim depositada e pela criação que a mim foi empreendida.

Agradeço a todos os que apoiaram minha caminhada no campo do conhecimento. À Carolina pela cumplicidade, carinho e paciência comigo, todos os dias. Aos meus pais sem os quais não poderia investir nesta busca. Aos meus irmãos, Lucas e Gabi, pela amizade e pela união. À Lara pela convivência. À Macaca Branca Pequena pelos seus sorrisos que desencadeiam os nossos. Aos meus avôs e avós, fontes de inspiração e admiração, Luzia, Gino e Luiz (*in memoriam*) e Tereza. Ao Maurício pela orientação e dedicação. Ao Fernando pela oportunidade da minha primeira participação em um projeto científico e por ter permitido que me dedicasse à dissertação antes de tudo. Aos amigos, André, Byanka, Cazati, Clécio, Fabian, Guilherme, Joaquim, Liziane, Neto, Rangel, Rafaela, Raphael e Samuel pelos momentos compartilhados, pelas discussões e pela descontração. Sem estas pessoas esta dissertação não seria possível.

SE

se

nem

for

terra

se

trans

for

mar

RESUMO

A definição de unidades de manejo auxilia na concentração de esforços regionais de gerenciamento. Neste estudo, a abordagem proposta por FERREIRA et al. (2006) para a classificação de corpos d'água estuarinos foi aplicada ao Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), como uma primeira tentativa de dividi-lo em unidades de manejo. Isto foi feito como um teste para verificar a aplicabilidade da metodologia para um complexo estuarino. A abordagem considera indicadores regionais das condições de pressão e estado e parâmetros estuarinos. Um inventário de dados secundários necessários para a classificação foi feito envolvendo dados batimétricos, de salinidade, de clorofila-a (Chl-a) e de oxigênio dissolvido (OD). Em seguida, uma estrutura baseada em etapas foi tomada para agregar corpos d'água com características semelhantes ou dividi-los se estas são distintas. A fundamentação para o teste é exibir a distribuição de parâmetros estuarinos ao longo da superfície das águas e sobrepor estas distribuições a fim de estabelecer um conjunto de corpos d'água em que a combinação de parâmetros resulta em homogeneidade. O procedimento envolve o agrupamento, distribuição, exibição e consulta de classes de valores sobre os parâmetros. A intrusão da maré é usada como um teste de normalização para comprovar que diferentes corpos d'água definidos não apresentam a mesma massa d'água. Os resultados indicaram que a distribuição espacial dos dados refletiu na qualidade das informações extraídas de cada conjunto de dados. A divisão baseada na morfologia levou a identificação de quarenta e nove corpos d'água no CEP e exigiu maior esforço de processamento devido às características muito diversas do fundo e à presença de setores meandrantés. A salinidade mostrou um gradiente bem definido, influenciado pelo aporte de água doce, esta resultou em seis diferentes corpos d'água agrupados em três classes : oligo-mesohalina (água doce-15), polihalina (15-25), água marinha (> 25). A divisão humana resultou em três corpos d'água da sobreposição de dois corpos d'água definidos pelos indicadores de pressão (influência do uso do solo na bacia hidrográfica) e do estado (classes de Chl-a e OD). A sobreposição final das divisões natural e humana correspondeu a oito corpos d'água. Finalmente, este ensaio metodológico forneceu uma visão geral do sistema estuarino que permite o direcionamento de diferentes esforços de gerenciamento para cada unidade de manejo estabelecida. Então, estratégias de controle das emissões e efluentes e de monitoramento da balneabilidade devem ser concebidas para melhor assistir às condições específicas dentro do CEP. No entanto, essas medidas de gestão devem levar em conta a integração com a gestão de bacias hidrográficas e considerações sobre os divisores dos corpos d'água. O teste encontrou problemas relacionados com a escala espacial e a disponibilidade de dados. Considerações são feitas para estabelecer uma base de dados estuarinos considerando o desenvolvimento de metadados e delinear planos para a coleta de dados sobre algumas áreas estuarinas que se colocam como um problema de lacunas de dados.

Palavras-chave: Corpos d'água estuarinos. Unidades de manejo. Gerenciamento costeiro. Complexo estuarino de Paranaguá

ABSTRACT

Management units definition aids in getting together management regional efforts. In this study the approach proposed by FERREIRA *et al.* (2006) for estuarine water bodies classification was applied in Paranaguá Estuarine Complex (PEC) as a first attempt of dividing it into management units. This was done as a test to verify the method applicability in such a estuarine complex. The approach considers regional pressure and state condition features of estuarine water bodies. An inventory of secondary data required for classification was done involving bathymetric, salinity, Chlorophyll-a (Chl-a) and dissolved oxygen (DO) data. Then, a step based structure is taken to aggregate water bodies with similar characteristics or divide them if those are distinct. The basis for the test is to display estuarine parameters distribution along water surface and overlay them in order to establish a set of water bodies in which parameters combination results in homogeneity. The procedure involves grouping, distribution, display and query over estuarine parameters into specific class values. Tidal excursion is used as a normalization test to be sure that different water bodies defined have not the same water mass. Results indicated that spatial distribution of data was reflected in information quality extracted from each dataset. Morphologic based division lead to identification of forty nine water bodies in PEC and shown to be difficult due to highly diverse bottom features and to the presence of meandering sectors. Salinity showed a well defined gradient, influenced by fresh water input, this resulted in six different water bodies grouped in three salinity classes: oligo-mesohaline (freshwater-15), polyhaline (15-25), sea water (>25). Human division resulted in three water bodies from overlay of two water bodies defined by pressure (watershed land use influence) and state (Chl-a and DO classes). Natural and human division overlay summarizes eight final water bodies. Finally, this methodological test provided an overview of estuarine system allowing different management efforts to be directed to each unit established. Then, strategies to control effluents emission and balneability monitoring should be designed to better attend specific conditions into CEP. However, those management measures must regard integration with watershed management and considerations over water bodies' boundaries. The test found problems related to spatial scale and data availability. Considerations are made to establish an estuarine database regarding metadata development and to outline data gathering plans over some estuarine areas that pose a problem of data gaps.

Keywords: Estuarine water bodies. Management units. Coastal management. Paranaguá Estuarine Complex.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 01 – O Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP).....	18
FIGURA 02 – Distribuição dos valores de diâmetro médio no Complexo Estuarino de Paranaguá....	22
FIGURA 03 – Regiões funcionais de um estuário hipotético. Características geomorfológicas e processos na Zona de maré do Rio (ZR), Zona de Mistura (ZM) e Zona Costeira (ZC)	35
FIGURA 04 – Divisão de corpos d'água em classes de uso segundo CONAMA 357/2005.....	40
FIGURA 05 – Modelo de análise.....	41
FIGURA 06 – distribuição dos dados brutos utilizados na classificação dos corpos d'água do CEP..	43
FIGURA 07 – Procedimento para elaboração da grade regular, demonstrando a criação de um plano de informação de polígonos.	46
FIGURA 08 – Representação da área de estudo como base para os procedimentos de classificação dos corpos d'água.....	46
FIGURA 09 - Execução do MDE a partir dos pontos batimétricos.....	47
FIGURA 10 – Tabela de atributos do plano de informação de pontos gerado para os dados utilizados neste estudo.....	48
FIGURA 11 – Etapas para o procedimento de sobreposição estatístico.....	49
FIGURA 12 – Tabela de atributos da grade regular.....	50
FIGURA 13 – Editando a representação da grade regular.....	51
FIGURA 14 – Editando a representação dos parâmetros com métodos de classificação de dados...	51
FIGURA 15 – Estrutura da metodologia para a divisão de corpos d'água estuarinos.....	52
FIGURA 16 – Secionamento longitudinal de diferentes tipos de estuários.....	54
FIGURA 17 – Exemplo de secionamento na ocorrência de dois canais.....	54
FIGURA 18 – Densidade de dados de Clorofila-a, Salinidade e nutrientes utilizados.....	58
FIGURA 19 – Densidade dos dados de oxigênio dissolvido utilizados neste estudo.....	58
FIGURA 20 – Distribuição dos valores de clorofila para o CEP.....	60
FIGURA 21 – Distribuição dos valores de OD.....	61
FIGURA 22 – Regressão dos dados de Chl-a em função da salinidade.....	62
FIGURA 23 – Coeficiente de variação calculado para os valores de clorofila.....	63
FIGURA 24 – Coeficiente de variação calculado para os valores de OD.....	63
FIGURA 25 – Coeficiente de variação para os valores de salinidade.....	64
FIGURA 26 – Distribuição dos valores de salinidade para o CEP.....	65
FIGURA 27 – Secionamento da área de estudo.....	66
FIGURA 28 – Resultado da divisão morfológica.....	67
FIGURA 29 – Resultado da setorização em classes de salinidade.....	69
FIGURA 30 – Resultado da divisão natural, em vermelho os divisores dos corpos d'água naturais...	71
FIGURA 31 – Divisão dos corpos d'água definidos pelo critério de pressão.....	72
FIGURA 32 – Corpos d'água definidos pelos valores de clorofila.....	73
FIGURA 33 – Divisão dos corpos d'água definidos pelos valores de OD.....	74
FIGURA 34 – Divisão dos corpos d'água definidos pelas condições de estado.....	74
FIGURA 35 – Divisão final dos corpos d'água baseado na influência humana.....	75
FIGURA 36 – Divisão final dos corpos d'água homogêneos para a área de estudo.....	76
FIGURA 36 – Corpos d'água definidos para os estuários de Mondego, Sado e Ria Formosa em Portugal.....	77
FIGURA 38 – Zonação tripartite do eixo L-O do Complexo Estuarino de Paranaguá.....	79
FIGURA 38 – Divisão do CEP em setores: (1) Mistura, (2) Paranaguá, (3) Antonina, (4) Laranjeiras e (5) Pinheiros; e subestuários: (6) Cotinga, (7) Nhundiaquara, (8) Cachoeira, (9) Medeiros, (10) Itaquí, (11) Benito e (12) Guaraqueçaba.....	80

LISTA DE TABELAS

TABELA 01 – Área, em km ² , das bacias hidrográficas do Complexo Estuarino de Paranaguá.....	20
TABELA 02 – Contribuições unitárias de fósforo típicas	56
TABELA 03 – Número de corpos d'água definidos para o eixo L-O	67
TABELA 04 – Comparativo entre os parâmetros de três estuários portugueses e o Complexo Estuarino de Paranaguá	78

LISTA DE SIGLAS

- APA – Área de Proteção Ambiental
- ASSETS – *Assessment of Estuarine Trophic Status*
- CEM – Centro de Estudos do Mar
- CEP – Complexo Estuarino de Paranaguá
- DPSIR – *Driving forces-pressure-state-impact-response*
- FUNPAR – Fundação para Desenvolvimento Científico e Tecnológico da Universidade Federal do Paraná
- GC – Gerenciamento costeiro
- GESAMP – *Group of Experts on Scientific Aspects of Marine Environmental Protection*
- GPS – *Global Positioning System*
- IPARDES – Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social
- LOCG – Laboratório de Oceanografia Costeira e Geoprocessamento
- MDE – Modelo digital de elevação
- NLWRA – *National Land and Water Resources Audit*
- NOAA – *National Oceanic and Atmospheric Administration*
- SIG – Sistema de informações geográficas
- UFPR – Universidade Federal do Paraná
- ZC – Zona costeira
- ZM – Zona de mistura
- ZMT – Zona de Máxima Turbidez
- ZR – Zona de maré de rio

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
1.1 ASPECTOS GERAIS	13
1.2 OBJETIVOS	16
1.3 JUSTIFICATIVA	16
1.4 ÁREA DE ESTUDO	18
1.4.1 O Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP)	18
1.4.2 Classificações e divisões do CEP	22
2 REFERENCIAL TEÓRICO	24
2.1 OS SISTEMAS DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS E A REGIÃO COSTEIRA	25
2.1.1 Construção do SIG Costeiro	26
2.2 DADOS ESPACIAIS PARA A REPRESENTAÇÃO DOS SISTEMAS COSTEIROS	28
2.3 DADOS REQUERIDOS PARA A CLASSIFICAÇÃO DE CORPOS DE ÁGUA EM SISTEMAS ESTUARINOS	32
2.4 FUNDAMENTOS DA DIVISÃO DO ESTUÁRIO EM CORPOS D'ÁGUA HOMOGÊNEOS	33
2.4.1 Definições de estuários	33
2.4.2 O gerenciamento costeiro e os estuários	36
2.4.3 Classificação de corpos d'água em sistemas estuarinos	39
3 MÉTODOS	41
3.1 GEOMÁTICA ®	42
3.2 CONJUNTOS DE DADOS	42
3.2.1 Dados batimétricos	43
3.2.2 Dados de salinidade	44
3.2.3 Dados de clorofila-a e oxigênio dissolvido	44
3.3 REPRESENTAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	45
3.4 TRATAMENTO DOS DADOS	47
3.5 REPRESENTAÇÃO DOS PARÂMETROS EM UMA ESTRUTURA QUADRICULAR	48
3.6 CRIAÇÃO DOS PLANOS DE INFORMAÇÕES	49
3.7 VISUALIZAÇÃO E CLASSIFICAÇÃO DOS DADOS	50
3.8 PROCEDIMENTOS DA DIVISÃO DE CORPOS D'ÁGUA	52

3.8.1 Divisão natural	52
3.8.2 Divisão humana	55
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	57
4.1 AGRUPAMENTO DOS PARÂMETROS REQUERIDOS NA CLASSIFICAÇÃO DE CORPOS D'ÁGUA ESTUARINOS	57
4.1.1 Clorofila e Oxigênio Dissolvido	59
4.1.2 Salinidade	64
4.2 DEFINIÇÃO DE UNIDADES DE MANEJO HOMOGÊNEAS	66
4.2.1 Parâmetros relativos à dimensão natural	66
4.2.1.1 Divisão morfológica	66
4.2.1.2 Divisão de salinidade.....	68
4.2.2 Divisão natural	70
4.3.1 Parâmetros relativos a dimensão humana	71
4.3.1.1 Divisão da condição de pressões	71
4.3.1.2 Divisão baseada nas condições de estado	73
4.3.2 Divisão humana	75
4.3 DIVISÃO FINAL DOS CORPOS D'ÁGUA.....	75
5 CONSIDERACOES FINAIS	81
5.1 CONCLUSÃO	81
5.2 RECOMENDAÇÕES.....	84
REFERÊNCIAS	85

1 INTRODUÇÃO

1.1 ASPECTOS GERAIS

Os Sistemas de Informações Geográficas (SIG) são sistemas que trabalham diretamente com informações referenciadas geograficamente (CAMARA, 1996). Nas últimas décadas, o desenvolvimento dos SIG e dos sistemas orbitais de coletas de dados e a popularização dos aparelhos de GPS e dos computadores vêm contribuindo para uma expansão nos volumes de informações espaciais coletadas sobre os ambientes terrestres e aquáticos. Em oceanografia os dados fundamentais podem ser capturados por meio de instrumentos operados em campo ou por sensores operados remotamente. A temperatura da superfície do mar, o vento de superfície, a anomalia de elevação do nível médio do mar e a altura de ondas são alguns dos exemplos de parâmetros que podem ser medidos com satélites. Além disso, as técnicas de captura de dados em campo podem obter a posição do ponto de coleta geograficamente utilizando um aparelho de GPS possibilitando a sua utilização para aplicações em SIG.

O componente espacial sempre teve uma relativa importância na análise da distribuição e ocorrência dos fenômenos ambientais. Nos estuários e baías muitas das informações historicamente obtidas sobre as características morfológicas, hidrodinâmicas, e ecológicas podem ser analisadas espacialmente em um ambiente de SIG. Todavia, as tecnologias de geoprocessamento desenvolvidas tornaram mais prático o envolvimento deste componente para diversas aplicações nas mais distintas áreas da ciência e da administração pública (GREEN e RAY, 2002; TOLVANEN e KALLIOLA, 2008).

No gerenciamento de áreas costeiras, muitas vezes cientistas e gerenciadores se encontram na mesma arena tentando buscar respostas e soluções aos problemas ambientais. Apesar de não possuírem o mesmo conhecimento, ambos compartilham as ferramentas e conceitos sobre os problemas e questões a serem enfrentados.

No diálogo entre política e ciência as ações políticas e de gerenciamento geralmente decorrem dos alertas científicos, quando estes, já se encontram

amadurecidos dentro da própria comunidade científica, a partir do conhecimento científico emergente e, geralmente, já possuem relativo apoio de parte da sociedade. Este processo é adaptativo, participativo e constituído, salvo algumas modificações, passando pelas fases de identificação e avaliação das questões; preparação de um programa de Gerenciamento Costeiro (GC); adoção formal e financiamento do programa e; avaliação dos efeitos do programa (CICIN-SAIN e KNETCH, 1998). Para dar suporte às fases do gerenciamento a ciência e pesquisa desempenham diversas funções, e seu papel central é prover um melhor entendimento e definições sobre o funcionamento do sistema costeiro. Já a principal demanda dos tomadores de decisão do GC é pela integração de dados e conhecimentos relativos a diferentes processos naturais e sociais deste ambiente.

O problema da provisão de dados e informações científicas pode ser enfrentado de duas maneiras distintas e complementares. Pela coleta de dados em campo ou pelo levantamento de dados já produzidos (GREEN e RAY, 2002). Independentemente do meio de obtenção de dados os produtos derivados dos mesmos são apresentados na forma de gráficos, tabelas, mapas, fluxos, etc. Para o GC estes produtos são obtidos sobre ambientes costeiros específicos como as planícies costeiras, a plataforma rasa, os manguezais e os sistemas estuarinos. Uma questão central para gestores e cientistas é a integração dos diversos produtos derivados do processamento de dados da costa para o tratamento de um problema específico, comum a ambos, e nesta tarefa os SIG são ferramentas especialmente úteis (TOLVANEN e KALLIOLA, 2008).

Os dados espaciais são representações do mundo real, e como tal, uma abstração do que é percebido como realidade. Estas representações simplificam objetos e fenômenos ignorando quaisquer outros. Uma grande variedade de conjuntos de dados é produzida para representar os diferentes objetos e fenômenos do mundo real e estes conjuntos possuem diferenças em suas estruturas, semânticas e qualidade (CAMARA, 1996; GREEN e RAY, 2002). Além disso, o acesso aos dados pode ser regulado pelos produtores por meio de restrições legais ou financeiras.

Neste contexto, os metadados - formados por um conjunto de elementos que fornecem descrições sobre as características de cada conjunto de dados – contêm informações importantes para a valoração dos dados espaciais (AHONEN-RAINIO e KRAAK, 2005). O conteúdo dos metadados pode variar desde um breve resumo que

identifica o conjunto de dados até uma descrição detalhada e exaustiva de todo o conjunto de dados. Quando a tarefa de integração de dados espaciais se torna importante os dados primários e principalmente os secundários devem ser avaliados em relação a sua adequação ao problema que será enfrentado. Os metadados, aliados a técnicas de avaliação e visualização, permitem decidir se dados secundários podem ou não ser utilizados na aplicação que se pretende desenvolver (GREEN e RAY, 2002; AHONEN-RAINIO e KRAAK, 2005; TOLVANEN e KALLIOLA, 2008). Além disto, a representação espacial da distribuição dos dados e dos metadados pode auxiliar gestores e cientistas a decidir onde concentrar seus esforços de monitoramento e amostragem e identificar regiões onde a falta de dados ainda persiste como obstáculo às atividades de gerenciamento costeiro.

Uma potencial aplicação de SIG quando o assunto é o gerenciamento de determinada região geográfica ou ambiente é a identificação de unidades de manejo (TOWNEND *et al.*, 1996; BAJA *et al.*, 2007). A abordagem proposta por FERREIRA *et al.* (2006) para a definição de unidades de manejo conjuga parâmetros relativos à dimensão natural e à dimensão humana para agregar e separar corpos d'água com características semelhantes. Esta abordagem é aplicada em etapas partindo de uma classificação morfológica sobreposta a outra baseada na salinidade, representando a dimensão natural, a segunda etapa consiste em uma classificação baseada nas condições de influência dos assentamentos humanos que produzem alterações no estado dos corpos d'água estuarinos. O produto final é uma combinação das duas primeiras etapas que constituem unidades básicas para o manejo destes corpos d'água. O gerenciamento costeiro é um caso particular de gerenciamento ambiental e o manejo de corpos d'água estuarinos é um assunto especial dentro deste tópico.

O Centro de Estudos do Mar da Universidade Federal do Paraná (CEM-UFPR) atua como unidade de pesquisa desde 1980 produzindo informações e dados sobre a região costeira do Paraná, principalmente sobre os estuários da Baía de Guaratuba e do Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP). Estes registros têm se intensificado nos últimos anos desde a criação do curso de graduação em oceanografia, em 2000. A partir de parte destes registros algumas classificações foram produzidas para o CEP, como a setorização em subestuários (NOERNBERG *et al.*, 2006), em setores de salinidade (NETTO e LANA, 1997) e com base nas características morfológicas e sedimentares (LESSA *et al.*, 1998).

1.2 OBJETIVOS

Este trabalho tem como objetivo realizar uma divisão dos corpos d'água do Complexo Estuarino de Paranaguá pela aplicação da abordagem proposta por FERREIRA *et al.* (2006). Sendo que nesta aplicação foram utilizados dados produzidos para outros propósitos. Os objetivos específicos foram:

- Promover um levantamento de dados pretéritos sobre o sistema estuarino.
- Testar um método para a integração, visualização e classificação como um meio para uso de dados secundários utilizando técnicas de SIG.
- Verificar se os dados secundários são suficientes para serem aplicados na divisão do CEP em corpos d'água estuarinos.
- Fornecer subsídios para o gerenciamento costeiro identificando a falta de dados e provendo meios para a determinação de unidades de manejo.

1.3 JUSTIFICATIVA

Por ser importante ponto de acesso do continente para o mar e comumente apresentar áreas de grande densidade populacional, os estuários são ambientes-chave e seu entendimento é ferramenta valiosa para o gerenciamento das áreas costeiras.

Não diferindo da maioria dos estuários ao redor do globo, o CEP é caracterizado como palco de diversas atividades humanas que muitas vezes apresentam-se conflitantes entre si. Somam-se a isso as fortes restrições de uso sobre o litoral paranaense, que se configura hoje como uma área prioritária para a conservação, por compreender uma variedade de unidades de preservação, representadas principalmente pela existência de fragmentos significativos e bem preservados da Floresta Atlântica e pela ocorrência de grandes áreas cobertas por manguezais.

O CEP recebe a influência das atividades agrícolas e industriais das bacias de drenagem que em comum trazem ao corpo d'água estuarino efluentes contaminados (defensivos agrícolas e rejeitos de produção). Diretamente no corpo d'água ocorrem atividades portuárias e de turismo, apresenta setores históricos bem preservados e opções de lazer, também suporta as atividades de pesca e aqüicultura.

Neste cenário entre o desenvolvimento e a conservação está a necessidade de administrar uma vasta área formada por um mosaico de usos e conservação. Estuários são ambientes dinâmicos, em constante mudança, e muitas destas mudanças podem acarretar em riscos à sobrevivência destes sistemas. Alguns efeitos destas mudanças podem ser traduzidos em riscos ao abastecimento de água, no fechamento de praias devido ao derramamento de óleo no mar, no desenvolvimento de *blooms* de algas nocivas, na queda de produtividade da pesca, na perda de habitats e espécies marinhas entre outros problemas para a saúde humana e para os recursos costeiros. O enfrentamento destes problemas envolve o planejamento, a tomada de medidas de proteção, a elaboração de regras de uso e a implantação de estratégias de manejo. Para tanto as unidades de manejo podem ser vistas como uma parte de uma região para as quais determinadas medidas e ações de gerenciamento precisam ser dirigidas. Entende-se que unidades similares demandam por medidas e ações similares. A definição de unidades de manejo passa por um processo de divisão e agregação dentro de um contínuo de padrões que envolvem aspectos naturais e da influência humana. Na tentativa de promover o gerenciamento do corpo d'água estuarino unidades de manejo precisam ser estabelecidas.

Os resultados deste estudo pretendem corresponder a uma primeira tentativa de divisão do CEP em unidades de manejo considerando aspectos regionais das condições das pressões e estados incidentes sobre os corpos d'água. Como conseqüência, permite-se um agrupamento regional de ações governamentais de gerenciamento em relação aos processos que afetam o estuário.

1.4 ÁREA DE ESTUDO

1.4.1 O Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP)

O Complexo Estuarino de Paranaguá (25°16' S; 48°17' W) representa o maior estuário do Estado do Paraná, sul do Brasil. Caracterizado como um estuário de planície costeira (ANGULO, 1992; LESSA *et al.*, 2000) o CEP possui uma área total de 612 km² e um volume de água de 1,4.10⁹ m³ (LANA *et al.*, 2001) (FIGURA 01).

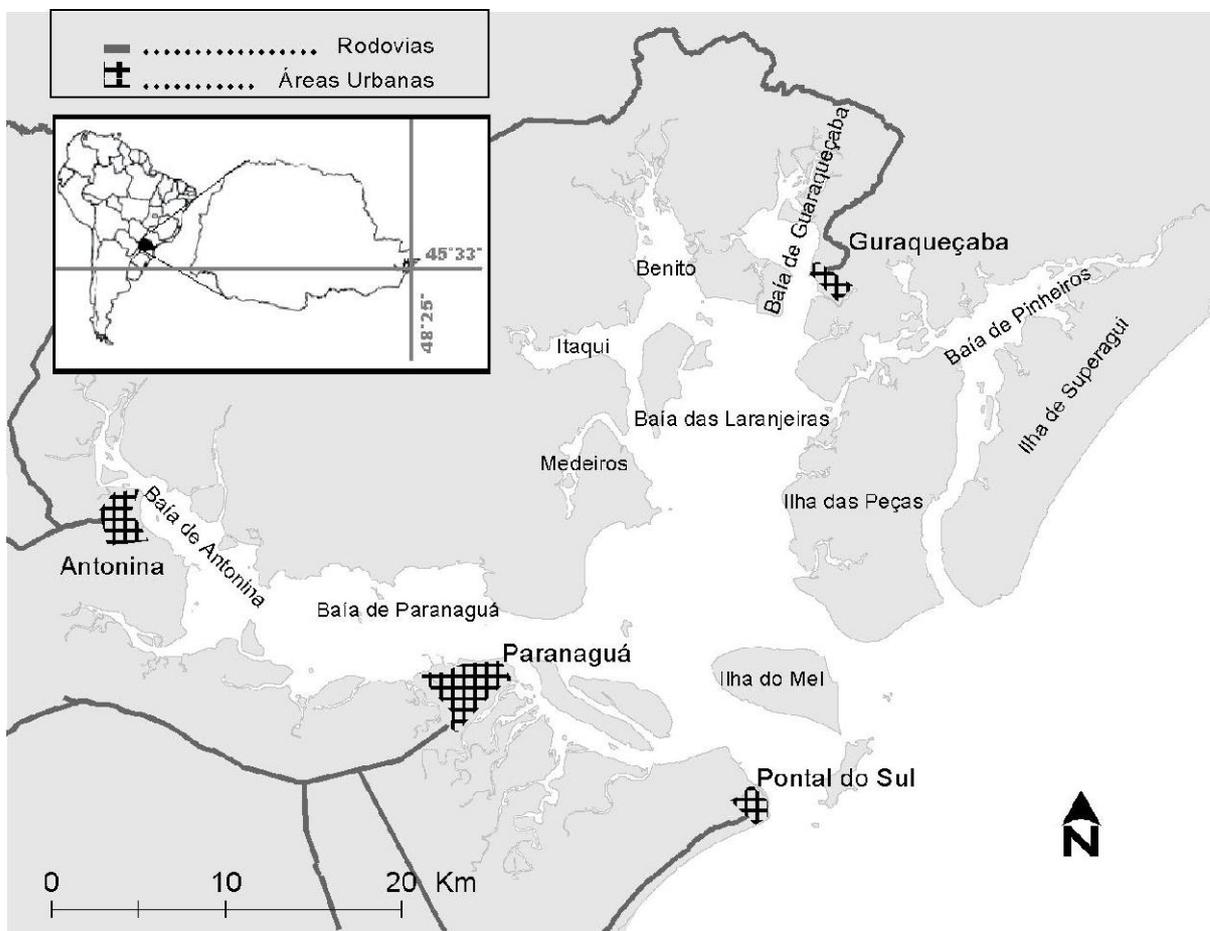


FIGURA 01 – O Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP)

Três grandes ilhas localizadas em sua desembocadura intercalam seus canais de acesso ao oceano. Na desembocadura sul, entre a Ilha do Mel e a Ilha da

Galheta juntamente ao continente, está o Canal da Galheta. Entre as ilhas do Mel e das Peças está o canal Sueste ou Barra Norte e, ao Norte, limitado entre as ilhas das Peças e do Superagui, está o canal do Superagui, que dá acesso à Baía dos Pinheiros que, por sua vez, faz conexão com o Complexo Estuarino de Cananéia-Iguape, sul do Estado de São Paulo. O sistema é dividido em dois corpos d'água principais. Na direção E-O, localizam-se as baías de Paranaguá e Antonina, com área de 260 km² e 50 km de extensão. Na direção NNE-SSO, estão localizadas a Baía de Laranjeiras, com área de 200 km² e 30 km de extensão, as baías de Guaraqueçaba e dos Pinheiros e as enseadas do Benito e do Rio Itaqui.

O clima da região é classificado como subtropical úmido mesotérmico com verão quente. Segundo Köppen, é classificado como "Cfa", onde "C" corresponde ao clima pluvial temperado, sendo a média da temperatura do mês mais frio compreendido entre -3 °C e + 18 °C, "f" ao clima sempre úmido, com chuvas em todos os meses do ano, e "a" à temperatura média do ar do mês mais quente acima de 22°C (IPARDES, 1990). A pluviosidade média é de 1988 mm, com chuvas durante o ano inteiro e maior índice pluviométrico durante o verão e secas no inverno (julho e agosto). O regime de ventos é controlado pela circulação atmosférica regional, que sofre influência do Centro de Alta Pressão do Atlântico Sul e da passagem de sistemas frontais, predominando ventos dos setores ENE, E, ESE e SE com velocidade máxima de 25 ms⁻¹ (S-SSO) e velocidade média de 4 ms⁻¹ (SOARES e MARONE, 2002).

Ao todo 14 bacias hidrográficas drenam suas águas para o Complexo de Paranaguá, totalizando uma área de 4.056,5 km² (TABELA 01). Suas nascentes estão localizadas na região de maior índice pluviométrico do estado, entre 1.500 e 2.000 mm por ano (BIGARELLA *et al.*, 1978). Quase todas têm seu alto curso em uma zona de declive, enquanto que o baixo curso corre na planície costeira, caracterizando o padrão de drenagem como dendrítico (BIGARELLA *et al.*, 1978). As principais bacias têm a nascente do curso principal na Serra do Mar. As três maiores, Serra Negra, Nhundiaquara e Cachoeira, drenam 55,4% da área drenada para o CEP. Serra Negra é a maior delas, drenando 880,3 km², o que equivale a 21,7% do total. Seus principais afluentes são os rios Guamiranga, Pederneiras, Açungui, Batalha e Bananal e suas terras fazem parte da Área de Proteção Ambiental (APA) de Guaraqueçaba (SOARES e MARONE, 2002). A bacia do

Nhundiaquara drena 744,7 km² (18,36% da área). Os principais afluentes são os rios São João, Ipiranga, Marumbi e rio do Pinto. Nesta bacia se localiza o Parque Estadual do Marumbi, importante área de preservação permanente. A bacia do Cachoeira ocupa 15,38% do território, drenando uma área total de 624,1 km². Seus principais afluentes são os rios Pequeno, Cotia, Mergulhão e Cacatu. A bacia do rio Guaraguaçu drena 395,5 km² (9,75%) e tem suas nascentes na Serra da Prata, área de reserva hídrica para o município de Paranaguá.

TABELA 01 – Área, em km², das bacias hidrográficas do Complexo Estuarino de Paranaguá

Bacias Hidrográficas	Área (km²)	Porcentagem
Serra Negra	880,3	21,70%
Nhundiaquara	744,7	18,36%
Cachoeira	624,1	15,38%
Guaraguaçu	395,5	9,75%
Guaraqueçaba	342,1	8,43%
Faisqueira	225,0	5,54%
Sebúi	144,2	3,55%
Paranaguá	143,9	3,54%
Pacotuva	122,4	3,01%
Pontal do Sul	102,4	2,51%
Superagui dentro	84,8	2,09%
Superagui de fora	71,2	1,75%
Peças de fora	68,8	1,69%
Medeiros	64,4	1,58%
Peças de dentro	41,7	1,02%
Área de Drenagem (total)	4.056,5	100%

FONTE: Adaptado de SOARES e MARONE (2002)

A circulação das águas do estuário é regida pelas correntes de marés com influência sazonal do aporte fluvial (KNOPPERS *et al.*, 1987). Estima-se que o aporte médio de água doce esteja próximo a 200 m³ s⁻¹ e o tempo necessário para troca completa da água do sistema (tempo de residência) seja de cerca de 3,5 dias (MARONE *et al.*, 1997).

As informações a respeito da dinâmica estuarina no CEP concentram-se no eixo L-O das Baías de Paranaguá e Antonina, onde a circulação e a estratificação são basicamente regidas por correntes de maré, com influência sazonal do aporte

fluvial. O sistema é classificado como parcialmente misturado do tipo B, com heterogeneidades laterais. Em estuários deste tipo, normalmente rasos, a salinidade aumenta de montante para jusante em todas as profundidades (MARONE *et al.*, 1997). A maré apresenta regime semidiurno, com desigualdades diurnas. A variação média da altura da maré é de 1,74 m na sizígia e 1,30 m na quadratura na região da desembocadura sul (Ilha da Galheta); de 2,09 m na sizígia e 1,70 m na quadratura na porção mediana do estuário (na região da cidade de Paranaguá); e de 2,7 m na sizígia e 2,0 m na quadratura na porção inferior do estuário, próximo à cidade de Antonina (MARONE e JAMIYANAA, 1997).

As ondas apresentam pouca influência no padrão de circulação das águas nas baías em função da perda de energia por atrito no banco da Galheta, principalmente na maré baixa. Entretanto, ondas podem ser formadas dentro da baía durante períodos relativamente longos de atuação do vento local (MARONE *et al.*, 1997). Os ventos apresentam um importante papel na geração de marés meteorológicas durante a passagem de frentes frias, quando podem causar uma elevação no nível da água dentro da Baía de Paranaguá de até 0,80 m (CAMARGO e HARARI, 1994; MARONE e CAMARGO, 1994). Além disso, o aumento do nível da água durante as marés meteorológicas permite que as ondas de *swell* ultrapassem o banco da Galheta e se propaguem estuário adentro (MARONE *et al.*, 1997).

Os sedimentos de fundo são compostos por siltes finos a areias finas pobremente selecionados (LAMOUR *et al.*, 2004). BIGARELLA *et al.* (1978) observaram que os sedimentos tornam-se mais finos e menos selecionados em direção ao interior do estuário (FIGURA 02).

Estudos anteriores identificaram a presença de uma Zona de Máxima Turbidez (ZMT) na região entre a Ilha do Teixeira e o Porto de Paranaguá e observaram sua migração longitudinal (ao longo do canal) durante o ciclo de maré semidiurna característica deste estuário (MANTOVANELLI, 1999; NOERNBERG, 2001). A concentração dos sedimentos em suspensão dentro da ZMT varia em função da descarga dos sedimentos trazidos pelos rios e da ação diferenciada das correntes de maré de sizígia e de quadratura (NOERNBERG, 2001).

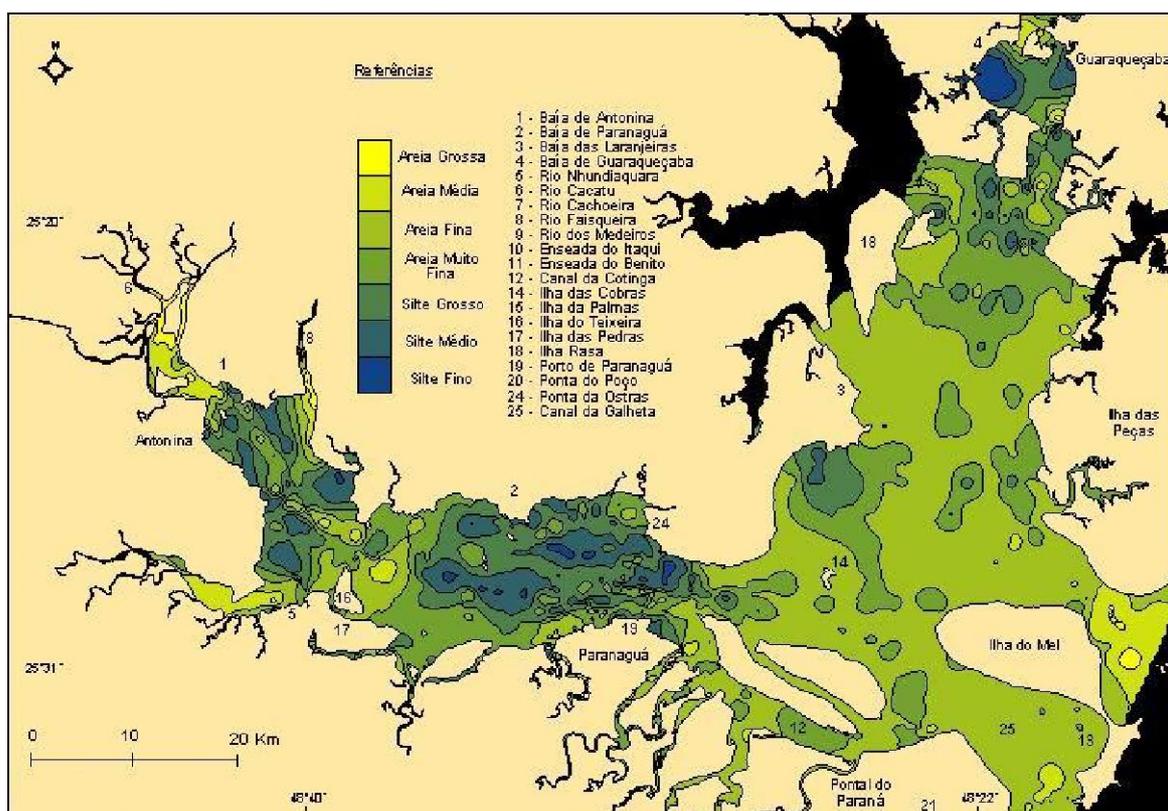


FIGURA 02 – Distribuição dos valores de diâmetro médio no Complexo Estuarino de Paranaguá

FONTE: LAMOUR et al. (2004)

1.4.2 Classificações e divisões do CEP

KNOPERS *et al.*, (1987) classificaram o eixo Leste-Oeste (L-O) do CEP utilizando parâmetros da estratificação salina vertical da coluna d'água e horizontal da superfície. Segundo os autores “No geral, o gradiente vertical aumenta da boca em direção a seção superior e o gradiente de superfície diminui em direção a boca da baía, o que é típico para um estuário positivo”. Apesar de classificar o setor como pertencente à classe parcialmente misturado do tipo B com heterogeneidade lateral, nota que em situações extremas de alta pluviosidade esta situação não é observada. E ainda destacam que os seus resultados coincidem com a classificação baseada na estrutura da salinidade, mas apontam a necessidade de estudos com séries temporais que contemplem vários ciclos de maré e considerem a variabilidade lateral para poder sustentar a classificação indicada acima.

Também no setor L-O MACHADO *et al.*, (1997) observaram uma estratificação salina bem definida no período mais chuvoso somente sob condições de 'forte' maré vazante. Em outros períodos (com menor pluviosidade) o padrão de estratificação foi bem misturado na boca do estuário, estuário acima verificaram um aumento progressivo da estratificação. Em outra situação contrastante (de 'fortes' ventos) foi constatada uma quase homogeneidade da coluna d'água no setor como um todo. Os autores concluem que mesmo sob influências sazonais no grau de estratificação o sistema atua como um estuário parcialmente misturado.

Um estudo sobre a influência das marismas (*Spartina alterniflora*) sobre as características superficiais do sedimento das planícies de maré (NETTO e LANA, 1997) é o primeiro que explicitamente divide o eixo L-O horizontalmente em classes de salinidade nos seus resultados. Identificam três setores mesohalino, polihalino e euhalino de alta energia. Apesar destes setores não estarem limitados espacialmente no mapa de maneira visível, os autores relacionam as classes de salinidade aos seus pontos de amostragem e o leitor pode recorrer à figura da área de estudo para posicionar espacialmente os limites dos setores de salinidade.

LANA *et al.* (2001) mencionam a existência das mesmas três classes de salinidade encontradas no artigo de NETTO e LANA (1997), mas concebendo a estas classes valores de salinidade e incluindo o termo oligo-mesohalino em lugar de mesohalino. Neste artigo apenas os nomes e valores das classes são apresentados não mostrando nenhuma relação espacial com o setor L-O do CEP.

Outros autores (HOSTIN *et al.*, 2007; MAFRA JR *et al.*, 2006; MARONE *et al.*, 2005) costumam mencionar a existência do gradiente de salinidade sempre fazendo referência a um ou mais dos estudos relatados acima para o mesmo setor (L-O) do CEP, mas sem indicar a mesma posição do setor euhalino observada no artigo de NETTO e LANA (1997).

Ainda, MACHADO *et al.* (1997) apontam que segundo o estado trófico, o setor L-O parece variar sazonalmente e espacialmente de quase oligotrófico (nas estações do ano com menor pluviosidade) estuário acima até eutrófico desde as seções médias em direção a boca, nos períodos com maior pluviosidade, sendo mesotrófico nas seções médias. Os autores apontam que sistemas de deposição nas margens, em áreas rasas mais abrigadas, podem absorver parte do material orgânico de origem antrópica. MARONE *et al.* (2005) descreveram que as mesmas condições do estado trófico permanecem desde o estudo de MACHADO *et al.*

(1997) e apontam que a alteração do estado trófico ocorre durante os períodos de maior pluviosidade na região próxima a cidade de Paranaguá.

A classificação baseada nas características morfológicas e hidrológicas do CEP, proposta por NOERNBERG *et al.* (2006), resultou na divisão do CEP em cinco setores e sete subestuários. Este é o primeiro estudo a contemplar o eixo N-S do complexo estuarino. Outra classificação de cunho morfológico foi produzida por LESSA *et al.* (1998). Esta foi baseada em parâmetros morfológicos e sedimentares e considerou apenas o eixo L-O dividindo este em três setores, uma zona superior meandrante, um funil estuarino e a boca do estuário.

Nesta pequena revisão pode ser constatado que o CEP possui poucos estudos que considerem sua setorização ou classificação como um todo (apenas NOERNBERG *et al.*, 2006). A maioria das classificações produzidas considera a estratificação da água e características fisiográficas (KNOPERS *et al.*, 1987). Apenas NETTO e LANA (1997) produziram uma classificação em termos de gradiente horizontal de salinidade baseando-se em parâmetros hidrográficos. E LESSA *et al.*, (1998) relacionam uma setorização aos parâmetros morfológicos e sedimentares envolvendo grande parte do CEP. Apesar de poucos estudos terem sido conduzidos neste sentido já formam uma base para futuras divisões e comparações.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

Nesta seção são apresentados os conceitos teóricos utilizados na classificação dos corpos d'água estuarinos do CEP. Iniciando com as definições de Sistemas de Informação Geográfica e encerrando com os fundamentos da classificação de corpos d'água em sistemas estuarinos.

2.1 OS SISTEMAS DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS E A REGIÃO COSTEIRA

Um SIG é um sistema baseado em computador que permite a captura, manipulação, transformação, recuperação, consulta, análise e exibição de dados georreferenciados (CAMARA, 1996). Esta tecnologia possibilita executar diversas aplicações devido a sua capacidade de manipulação de informações espaciais (GOODCHILD, 1992). Seu uso atinge atualmente diversos tipos de usuários, desde aqueles que trabalham diretamente com as informações espaciais até aqueles que não são familiarizados com os conceitos fundamentais de um SIG (GREEN e RAY, 2002; TOLVANEN e KALLIOLA, 2008). As definições de SIG geralmente fazem menção ao conjunto de ferramentas (BURROUGH, 1987) e aos dados e bancos de dados (SMITH *et al.*, 1987), mas alguns autores consideram também usuários, ações de decisão e procedimentos como parte do sistema (COWEN, 1988; ARONOFF, 1989; MEADEN e DO CHI, 1996). Estes sistemas são complexos na medida em que demandam, por vários aspectos para sua implementação, a necessidade de dados, especializações e treinamentos, equipamentos sofisticados, somados aos acordos necessários para o intercâmbio de dados, estruturas e formatos entre os atores envolvidos (BARTLETT, 2001).

O uso de SIG para a zona costeira é uma atividade que requer a consideração de fronteiras e limites (BARTLETT, 2001). Em primeiro lugar as fronteiras intrínsecas das regiões costeiras relativas aos ambientes terrestres, marinhos e atmosféricos. Em segundo, as fronteiras conceitual e cultural que representam uma transição entre a quantidade, qualidade, e variabilidade de dados disponíveis. Enquanto, há uma grande disposição de dados sobre a porção terrestre da região costeira a porção marinha ainda carece de amostragens mais abrangentes, que revelem a dinâmica e os processos necessários para o entendimento das relações ambientais na zona costeira como um todo. A porção costeira também representa uma fronteira administrativa, na qual, numerosas agências governamentais e organizações não governamentais possuem interesses e atividades. Em muitos casos, cada uma destas organizações possui suas próprias unidades de área, limites geográficos e divisões de responsabilidade e de autoridade. As fronteiras tecnológicas e científicas na aplicação de SIG também se

encontram no ambiente costeiro onde há necessidade de modelar dados e conceitos de objetos e fenômenos exclusivos.

Dentre as aplicações costeiras de SIG destacam-se a construção de cenários para previsão de inundações costeira e efeitos causados pela elevação do nível do mar (LEE *et al.*, 1992), o monitoramento e manejo da linha de costa (GAFFNEY e KELLY, 1996; LI *et al.*, 1998; WOODROFFE *et al.*, 2003; THOMALLA e VINCENT, 2003; EKEBOM *et al.*, 2003), a análise de parâmetros marinhos e oceanográficos (BASU e NAMALOTU, 1997; BASU, 1998), a análise da dispersão de substâncias e sedimento (NIELSEN, 2000), o estudo das características de manguezais (JENSEN *et al.*, 1991), o mapeamento de habitats bênticos (KHAN *et al.*, 1992; SOTHERAN *et al.*, 1997) a locação de recifes artificiais (GREEN e RAY, 2002; WRIGHT *et al.*, 1998) e na modelagem de sistemas estuarinos (NOERNBERG *et al.*, 2006; GREEN e KING, 1999).

2.1.1 Construção do SIG Costeiro

Antes de aprofundar a fundamentação dos SIG costeiros é importante definir alguns conceitos que são utilizados nesta seção. **Dados** representam a matéria bruta a partir da qual a informação é produzida. **Informação** é uma coleção de dados relevantes em um contexto específico e num tempo determinado, possuindo significado, relevância e propósito. **Metadados** correspondem à caracterização ou descrição de um conjunto de dados, têm como objetivos permitir uma apropriação eficiente, permitir a reprodução dos dados por outros SIG concebidos em diferentes programas de pesquisa ou atividades institucionais. **Banco de dados** são coleções de dados munidos de coerência lógica possuindo um significado implícito à determinada aplicação.

CAMARA *et al.* (1996) divide as etapas de construção do SIG nas fases de modelagem do mundo real, criação do banco de dados geográfico e operação. A etapa de modelagem consiste em criar um modelo que represente aquilo que existe e o que deverá ser estudado para se obter as informações necessárias. A criação do banco de dados geográfico baseia-se na captura e no armazenamento das informações, esta etapa envolve processos de conversão, captura, edição e

manipulação de dados a serem criados ou já existentes. Por fim, a etapa de operação consiste em começar a retirar informações do sistema, ou seja, a especificação e utilização de rotinas que possam atender a demanda para a qual o sistema foi idealizado.

TOLVANEN e KALLIOLA (2008) descrevem as etapas de construção do SIG com maior enfoque nos aspectos relativos às informações, partindo da determinação da necessidade de informações até a construção do SIG propriamente dito. A lógica desta abordagem é que o objetivo da aplicação precede a implantação do SIG e do banco de dados. Desta maneira, os autores incluem no processo uma etapa que antecede a construção do SIG em si e enfatiza o conhecimento da necessidade dos dados e suas fontes potenciais e a avaliação da aplicabilidade dos dados. Estas etapas são mais relevantes quando se utilizam dados secundários.

Para determinar a necessidade de informações é preciso conhecer o uso ao qual estas vão servir. É preciso saber quais resultados são esperados para que a base de informações seja a mais sólida possível (DOODY, 2003). No caso de um SIG estar sendo construído para um grande grupo de usuários, é importante consultar antecipadamente todos os grupos interessados sobre suas expectativas em relação aos resultados. A informação só será relevante se os dados espaciais forem colocados no contexto correto. Avaliações das fontes de dados potenciais devem reconhecer que em sua maioria estas representam os ambientes terrestres ou marinhos separadamente com divisões espaciais e jurisdicionais. Estes domínios são raramente representados em nível comparável de detalhamento (BARTLETT, 2001). Além disto, as fontes de informações sobre o domínio terrestre são mais abundantes.

A avaliação da aplicabilidade dos dados pode ser dividida em três etapas: (1) avaliação do modelo de completeza, que trata da busca por conjuntos de dados que contenham as informações necessárias para aplicação pretendida (BRASSEL *et al.*, 1995); (2) componente de utilização, exploração das restrições legais ou financeiras para o acesso ou uso particular de um conjunto de dados (ARONOFF, 1989) e; (3) análise de risco, para saber se dada a qualidade dos dados os riscos são aceitáveis (AGUMYA e HUNTER, 2005).

Os principais problemas relativos às aplicações de SIG para o gerenciamento costeiro são aqueles que envolvem: a definição de escalas espaciais e temporais, a consideração de fronteira entre a terra e o mar e o pouco reuso de informações

pretéritas para outras aplicações (KING e GREEN, 2001; GREEN e RAY, 2002; TOLVANEN e KALLIOLA, 2008). Lembrando que, em muitos casos, os dados sobre os parâmetros necessários às aplicações costeiras existem, mas especialmente na realidade brasileira a cultura de compartilhamento destes dados ainda é incipiente.

2.2 DADOS ESPACIAIS PARA A REPRESENTAÇÃO DOS SISTEMAS COSTEIROS

A atividade que envolve a construção de um SIG e a representação dos dados passa inevitavelmente pela abstração da realidade. Partimos de observações da realidade, destas construímos um modelo conceitual do mundo real e passamos a representação dos fenômenos e objetos do mundo real. A representação completa da realidade é impraticável e uma abstração de seus objetos e fenômenos é uma maneira de se obter uma representação adequada e simplificada da realidade.

Os dados espaciais descrevem os objetos do mundo real a partir de sua localização geográfica, dos relacionamentos espaciais ou topológicos e de seus atributos. A localização geográfica é determinada em relação a um sistema de coordenadas conhecido, os relacionamentos espaciais são determinados pelas relações entre os objetos e os atributos são propriedades medidas ou observadas próprias dos objetos que estão sendo representados.

Diversos tipos de dados podem ser utilizados para representar os sistemas costeiros em ambientes SIG. Dados temáticos descrevem qualitativamente a distribuição de uma grandeza geográfica. Dados cadastrais são os que descrevem elementos geográficos possuindo atributos que podem ser associados a diferentes representações gráficas. Redes descrevem objetos associados a atributos descritivos, estes objetos são representados com a topologia de rede (arco-nó) cujos arcos incluem atributos do sentido de fluxo e dos nós a impedância ou capacidade. Modelos numéricos do terreno descrevem a representação quantitativa de uma grandeza que varia continuamente no espaço. Imagens capturam indiretamente informações espaciais, são armazenadas como matrizes nas quais cada célula (*pixel*) possui um valor atribuído (CAMARA et al., 1996).

Ainda podemos distinguir os tipos de dados de acordo com a sua finalidade dois tipos principais são usados no presente estudo. Dados planialtimétricos são dados que determinam a posição de um objeto em relação a sua posição horizontal (x,y) e vertical (z). Na região costeira é comum que utilizemos dados batimétricos na representação da posição vertical de um objeto. Dados ambientais representam fenômenos de maneira quantitativa e qualitativa podendo ser coletados de maneira remota ou em campo a partir de pontos de amostragem. Neste estudo utilizamos dados coletados remotamente para a cobertura do solo e dados coletados em campo para os demais dados ambientais estuarinos.

Quanto à representação espacial dos dados geográficos podemos distinguir duas grandes classes, representação vetorial e representação matricial. Na representação vetorial os objetos são reproduzidos de maneira reduzida por três formas básicas: pontos, linhas e polígonos. Na representação matricial consiste em uma malha regular na qual cada célula possui um código referente ao atributo que está sendo representados. As partes gráficas dos dados cadastrais e redes admitem apenas a representação vetorial, já imagens admitem apenas a representação matricial enquanto os dados cadastrais admitem ambas as representações (CAMARA et al., 1996).

A classificação de dados é a determinação de intervalos de classe e das fronteiras de classes nas quais os dados serão mapeados, estas dependem, em parte do número de observações. O método de classificação escolhido reflete diferentes padrões que afetam a visualização do mapa. Esta classificação é usada para propósitos de exploração, para fazer mapas mais compreensíveis, facilitando sua interpretação, para representar algo sobre os dados ou sobre a área que não seja tão evidente sem ser classificado. A classificação pode ser efetuada por intervalos naturais, intervalos iguais, quantis, desvio padrão ou de maneira manual.

Como mencionado anteriormente, os dados relativos à costa podem ser obtidos por meios primários, medidos em campo, e secundários, derivados de dados coletados e já publicados. Primariamente, pelo investimento em coleta de dados primários, que pode ser realizada ativa ou passivamente, com medições em campo utilizando equipamentos específicos ou por intermédio de sensoriamento remoto, respectivamente. Os métodos de coleta envolvem o processamento de imagens aéreas ou de satélite, o uso de equipamentos carregados nas embarcações de pesquisa (e.g. sonar, ecobatímetro etc.), ou por meios de registro automático de

dados (e.g. ondômetros e marégrafos automáticos) (TERWINDT, 1992). Inevitavelmente, os dados coletados por estes meios podem ter custos financeiros inacessíveis, consumir muito tempo, requerer habilidades de levantamento, especialistas e equipamentos específicos que em alguns casos podem impedir logisticamente a continuidade do trabalho. Alternativamente, podem ser utilizados dados secundários, por meio de resgate de dados pretéritos. Neste caso, a iniciativa pode vir dos órgãos gestores ligados ao governo, em qualquer de suas esferas, ou da comunidade científica para reunir dados e informações já adquiridos e que podem ser utilizados em outras aplicações (MAGUIRE *et al.*, 1991; MEADEN e DO CHI, 1996). Esta categoria posterior inclui dados de materiais publicados ou arquivados, inclusive mapas e cartas, imagens aéreas, e de sensoriamento remoto e de satélites, além de observações relativas ao clima e sedimentos. Como na captação direta, os dados secundários também apresentam vantagens e desvantagens, do lado positivo os dados secundários são freqüentemente mais baratos e acessíveis que os primários. Porém, a menos que sejam acompanhados de documentação e de cópias dos metadados, os dados podem conter relevância e procedência discutíveis que podem render ao usuário, vulnerável, a propagação involuntária de erros e incertezas contidas nos conjuntos de dados iniciais (GREEN e RAY, 2002).

Os objetos costeiros possuem características complexas que tendem a percolar os limites entre a terra e o mar numa disputa de fronteiras. A conceituação ambiental e dos seus elementos deve viabilizar sua representação numérica, análise e visualização. O próprio conceito da costa é sujeito a definições subjetivas e específicas a um contexto (e.g. CARTER, 1988; SUGUIO, 1992; SHEEHAN, 1994; CLARK, 1996; GESAMP, 1997; RODRIGUEZ e WINDEVOXHEL, 1998). Os limites práticos dos dados devem ser estabelecidos expandindo-se a linha de costa em direção ao mar e em direção a terra dependendo do objetivo da aplicação, a área de interesse no SIG costeiro é estabelecida caso a caso.

Apesar da flexibilidade no estabelecimento dos limites práticos da zona costeira para sua representação em SIG, é fundamental adotar definições precisas e profundas da zona costeira e de seus elementos componentes. Diferentes princípios de delineamento da zona costeira acarretam em resultados um tanto diferentes. Os critérios adotados na definição produzem representações espaciais distintas da zona costeira. Este não é um problema para esforços locais, mas é preciso estabelecer

princípios acordados guiados por semântica e ontologia espacial explícita quando a informação costeira é harmonizada ou comparada entre fronteiras nacionais ou regionais (VALLEGA, 2005). As áreas econômicas são definidas por limites administrativos, áreas ecológicas têm suas fronteiras naturais com zonas de transição, e os impactos ambientais das atividades humanas se estendem além das fronteiras naturais e políticas (WESTMACOTT, 2001). Feições topográficas constituem parâmetros importantes tanto para os ambientes terrestres quanto para os marinhos, mas a criação de modelos digitais de elevação (MDE) unificados é problemática porque existem diferenças drásticas entre os MDE terrestres e os mapas batimétricos. Os modelos batimétricos podem incluir diversas discrepâncias derivadas de interpolações de pontos de medições de profundidade esparsamente distribuídos. O mesmo ocorre com comunidades biológicas nos ambientes terrestres, litorais, pelágicos, demersais e bentônicos. Registros de inventários e de monitoramentos podem ser de difícil utilização devido a limitações em suas características espaciais. Monitoramentos de qualidade de água tendem a ser concentrados nas imediações de regiões urbanas e industriais. Muitos inventários biológicos são restritos a pequenas áreas e registros de distribuição de uma única espécie, freqüentemente mostram apenas dados de ocorrência de espécies.

As atividades humanas são potencialmente relevantes espacialmente, desde pressões ambientais impostas por diferentes atividades econômicas até valores estéticos de paisagem. Apesar da localização destas atividades ser relativamente fácil de mapear, o diagnóstico sobre as respectivas significâncias ambientais requer dados de atributos sobre seus volumes de usos, áreas de impactos ou prognósticos de desenvolvimentos futuros, o que pode ser de difícil representação em um SIG (DYER e MILLARD, 2002). Outras medidas envolvendo desejos ou intenções sociais também devem ser consideradas e preparadas na forma de coberturas espaciais quando possível. Em determinadas situações é mais viável exibir apenas os metadados ao invés dos dados originais, da perspectiva do usuário pode ser de grande valia conhecer, para determinada área, a disponibilidade de dados adicionais e onde podem estes serem obtidos. Por exemplo, num SIG costeiro concebido para classificar um segmento da linha de costa em relação sensibilidade ambiental ao derramamento de óleo no mar pode ser importante saber quais tipos de vegetação costeira que ocorrem na área em questão, por outro lado, informações referentes às taxas de herbivorismo podem ser representadas apenas por símbolos

que representam a disponibilidade deste tipo de dados e apontam o endereço físico de onde estes dados poderão ser obtidos (e.g. um banco de dados de determinada instituição).

2.3 DADOS REQUERIDOS PARA A CLASSIFICAÇÃO DE CORPOS DE ÁGUA EM SISTEMAS ESTUARINOS

As categorias de informações definidas pelo modelo de classificação de corpos d'água proposto por FERREIRA *et al.* (2006) são agrupados primariamente entre físicos e humanos. Os dados físicos são subdivididos em dados morfológicos e de salinidade. Os dados da morfologia são obtidos por meio de batimetria e correspondem a largura e profundidade do canal em uma seção transversal. Os dados de salinidade correspondem ao gradiente de salinidade do estuário devendo representar uma condição média de maré e pluviosidade. Já a categoria de dados humanos é dividida em condições de estado e pressão derivados do modelo de DPSIR, Pressão – Estado – Impacto – Resposta, utilizado na abordagem ASSETS (Assessment of Estuarine Trophic Status) (BRICKER *et al.*, 2003). Os indicadores da condição de estado considerados são clorofila-a e oxigênio dissolvido (OD), representando sintomas de eutroficação. Os indicadores da condição de pressão selecionados correspondem às cargas de nutrientes (nitrogênio e fósforo) de origem humana que fluem para o estuário. Estes indicadores de pressão podem ser obtidos por cálculos de coeficientes de uso do solo distribuídos entre seções das bacias hidrográficas que deságuam no estuário.

2.4 FUNDAMENTOS DA DIVISÃO DO ESTUÁRIO EM CORPOS D'ÁGUA HOMOGÊNEOS

2.4.1 Definições de estuários

Foi no Simpósio de Veneza em 1958 que os cientistas se reuniram para precisar a terminologia e classificar os corpos de água salobra em termos de salinidade (VENICE SYSTEM, 1958). Em consequência do Simpósio de Estuários, realizado em 1964 na Geórgia, EUA, surgiu a definição de PRITCHARD (1967), que introduziu a idéia de gradiente de salinidade mensurável desde a água doce que aporta da drenagem continental até a água mais salina na embocadura onde o estuário se comunica com o oceano. Alguns anos mais tarde, BULGER *et al.* (1993) por meio de uma análise multivariada da distribuição de espécies '*biológicas*' de acordo com a preferência por classes de salinidade, indicou a existência de cinco zonas de salinidade sobrepostas: 0-4, 2-14, 11-18, 16-27 e 24-água marinha. LAFFOLEY e HISCOCK (1993) também propuseram uma classificação baseada na biologia, mas utilizando apenas comunidades bênticas para definir as zonas de salinidade. Os dois estudos consideram que suas classificações constituem um sistema baseado na biologia e no funcionamento do estuário para a definição de áreas, diferente do sistema Veneziano. Contudo, tais definições não relevam a intrusão da maré como fator determinante na setorização de estuários, ao contrário da definição de FAIRBRIDGE (1980), que indica haver um setor superior caracterizado pela presença de água doce, mas com forte influência da maré.

Os limites superiores e inferiores de um estuário permanecem em discussão, se considerada a definição de PRITCHARD (1967) o limite superior é indicado pela penetração da água salobra enquanto que na de FAIRBRIDGE (1980) é indicado pela penetração da onda de maré. Os limites inferiores também são discutíveis, segundo DYER (1996) podem haver características morfológicas sub mareais que indicam a influência marinha, como bancos e baixios, entretanto, estas características podem estar ausentes em muitos estuários. FRANKIGNOULLE *et al.* (1998) definiram os estuários no sentido de PRITCHARD (1967) e FAIRBRIDGE (1980) como 'estuários internos' e as plumas dos estuários no oceano como

'estuários externos', dessa forma, grande parte do Oceano Atlântico seria parte dos estuários do Rio Amazonas e do Rio da Prata. KETCHUM (1983) também considerou a influência dos estuários sobre a plataforma continental como uma zona estuarina, resultado da descarga fluvial.

Os padrões de circulação podem ser considerados em relação ao regime de salinidade em categorias de estuários positivos, negativos ou neutros, sendo estuários negativos aqueles com salinidade maior que a água marinha adjacente, devido a evaporação elevada e pouco aporte fluvial. Os estuários positivos podem ser divididos em Altamente estratificados, Fiordes, Parcialmente misturados e Homogêneos (OFFICER, 1977; PRITCHARD, 1955). Uma definição subsequente pode distinguir os estuários pelas características da maré, macro-maré, meso-maré ou micro-maré (DAVIES, 1964 e HAYES, 1975). A origem geomorfológica também incide sobre a definição de estuários como vales fluviais inundados, de planície costeira, construídos por barra, lagunas, fiordes, tectônicos ou complexos, formados por uma combinação destes (PRITCHARD, 1967; DYER, 1973; FAIRBRIDGE, 1980; KJERFVE, 1989; KJERFVE e MAGILL, 1989). Outra classificação derivada do regime de maré é dada sobre a diferença de amplitude do sinal de maré estuário acima, tipificando os sistemas estuarinos entre síncronos, sem diferenças entre a amplitude na boca e na cabeceira do estuário; hipsíncronos, quando a amplitude do sinal da maré é maior estuário acima; e hiposíncronos, quando a amplitude é maior na boca do estuário (ALLEN *et al.*, 1980; SALOMON e ALLEN, 1983; NICHOLS e BIGGS, 1985).

Apesar das definições clássicas de PRITCHARD (1967) e DYER (1973) fornecerem elementos para o entendimento do comportamento halino e do padrão de penetração da maré, a proposta de DAY JR *et al.* (1989) se aproxima mais de uma setorização na qual são estabelecidas as zonas de mistura (ZM), zona marinha ou costeira (ZC) e zona de maré de rio (ZR) (FIGURA 03). Esta divisão também é utilizada por KJERFVE (1986) no estudo da oceanografia física de estuários. Os estuários podem ser classificados de acordo com a mistura que ocorre entre a água doce e marinha. A intensidade dos processos de mistura determina o grau de estratificação salina no sistema. De acordo com a estratificação salina, os estuários podem ser classificados em três principais tipos: (1) estuários altamente estratificados ou do tipo cunha salina, (2) estuários parcialmente misturados e (3) estuários bem misturados (ou verticalmente homogêneos) (HANSEN e RATTRAY,

1966; DYER, 1997; MIRANDA *et al.*, 2002). Esta classificação decorre, portanto do balanço entre o fluxo fluvial e a penetração de água marinha. Os limites entre as zonas que compõem os diferentes segmentos são dinâmicos, variando de posição em diferentes escalas temporais, em resposta à intensidade das diferentes forçantes que influenciam neste balanço, como a descarga fluvial, as flutuações da maré, a geomorfologia, além do vento e circulação da região costeira adjacente.

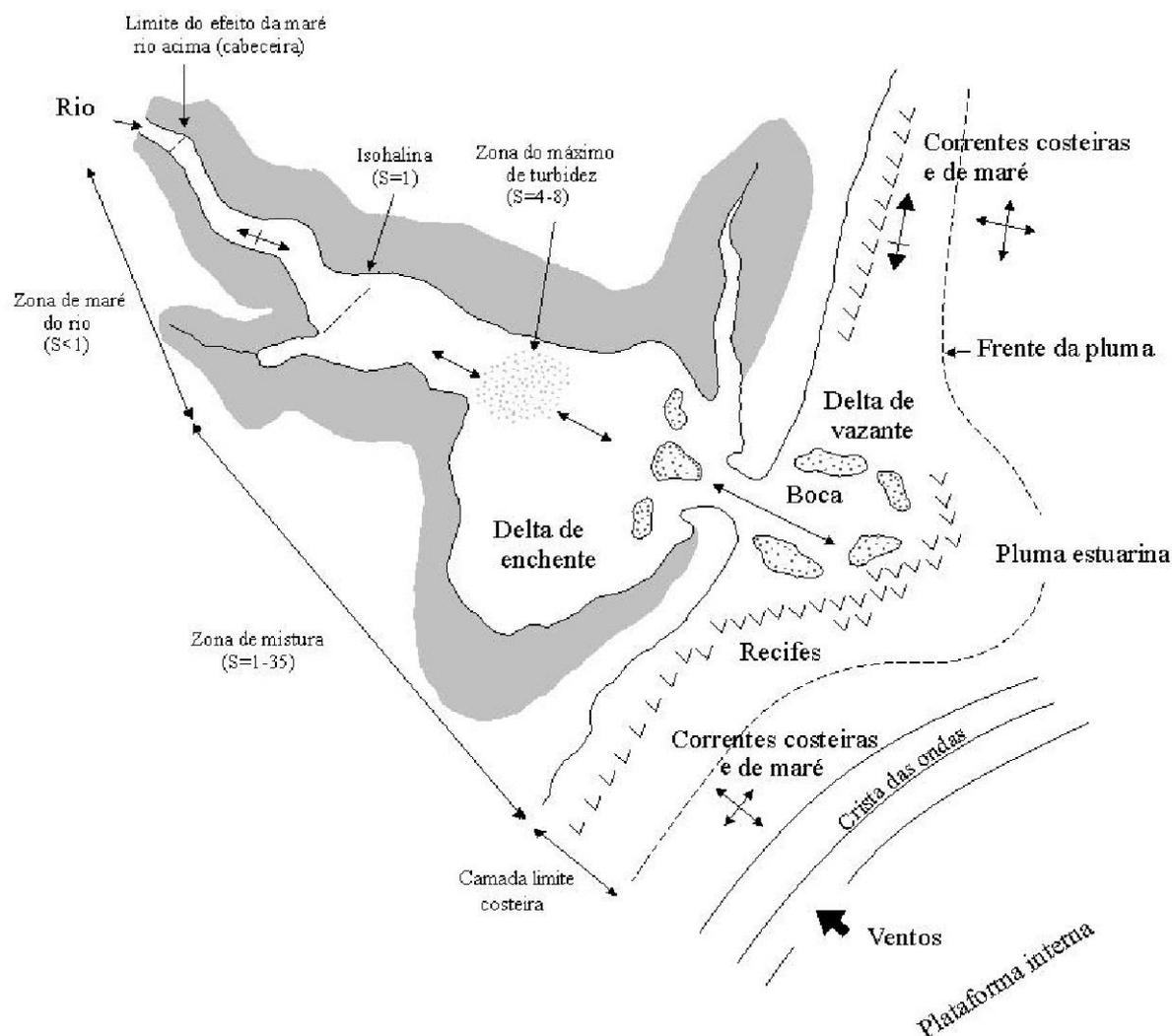


FIGURA 03 – Regiões funcionais de um estuário hipotético. Características geomorfológicas e processos na Zona de maré do Rio (ZR), Zona de Mistura (ZM) e Zona Costeira (ZC)

FONTE: Adaptado de MIRANDA *et al.* (2002)

Deste cenário decorrem algumas implicações para o gerenciamento costeiro. Primeiro, as medidas de manejo dos estuários devem envolver as áreas das bacias hidrográficas que contribuem para o estuário, da zona de maré de rio, da zona de mistura e da zona costeira. Segundo, a integração entre os compartimentos

terrestres e marinhos requer o conhecimento de diversas áreas do conhecimento, constituindo um objeto de pesquisa interdisciplinar. E terceiro, o gerenciamento das bacias hidrográficas é tido como uma ferramenta para o gerenciamento dos estuários, uma vez que as mudanças ocorrentes nas bacias conferem alterações aos estuários.

2.4.2 O gerenciamento costeiro e os estuários

A classificação dos estuários e o estabelecimento de seus limites e setores transcendem o debate científico para as esferas política administrativa e social. Na esfera administrativa ou de gerenciamento é necessário delimitar unidades manejáveis para permitir que a legislação e as ações de gerenciamento sejam relevantes e adequadamente implantadas. Onde há necessidade de proteger habitats, regular atividades de pesca ou controlar a qualidade da água, unidades de manejo precisam ser estabelecidas (CICIN-SAIN e KNETCH, 1998; BAÇÃO *et al.*, 2005).

As leis ambientais, os protocolos e estruturas de manejo pedem que os cientistas forneçam informações para os tomadores de decisão e legisladores, as definições de habitats e ecossistemas requeridas precisam ser legalmente defendíveis. Se os cientistas não fornecem informações e definições desta maneira, então, as mesmas são impostas pelos legisladores e tomadores de decisão. Mas, além destas definições dadas pela ciência (fundadas na biologia, geologia, física e química) também há necessidade de estabelecer definições legais, sócio-econômicas e de conservação. A sintetização de informações é necessária para a produção de estratégias de manejo. Abordagens padronizadas de classificação e definição são essenciais para estabelecer uma comunicação comum aos atores envolvidos na prática do gerenciamento (STRAIN *et al.*, 2005)

O conhecimento científico dos estuários é importante para a solução de problemas como: impactos e alterações na bacia hidrográfica e na geometria dos estuários, identificação de locais de sedimentação que podem prejudicar a navegação, cálculo do tempo de permanência de substâncias no interior dos

estuários, distribuição de propriedades físicas, químicas e biológicas para suporte a projetos de aquicultura, dentre outros.

Os estuários recebem substâncias e energia decorrentes das atividades humanas que podem acarretar em diminuição (declínio) da qualidade e alteração das condições de estado dos estuários. A capacidade do estuário em receber estas substâncias e energia depende dos processos físicos, químicos, biológicos e geológicos, os quais interagem entre si exigindo uma abordagem interdisciplinar (NOAA, 1996). Por exemplo, os processos de circulação e mistura entre as massas de água doce e marinha fazem do ambiente marinho bastante heterogêneo e os fenômenos ocorrentes dentro de seus limites possuem variabilidade temporal e espacial, distribuídas desde micro escala até macro escala. Por exemplo, em escala de tempo os processos de circulação da maré e o tempo de residência da água ocorrem em micro escala (horas a dias). Processos de erosão, alterações na linha de costa e alterações em áreas de manguezais e marismas (incremento e redução) ocorrem em meso escala (décadas). Já os processos que levam a formação e o assoreamento completo de um estuário são processos que ocorrem em macro escala (milênios). Em relação às escalas espaciais, feições morfológicas como dunas e ondulações de areia submersas correspondem à micro escala espacial, baixios e canais de enchente e vazante alternados e que interagem pertencem a meso escala enquanto os deltas de maré e as planícies de maré são elementos de macro escala (HANSON *et al.*, 2003 e HIBMA *et al.*, 2004). O manejo dos estuários depende do conhecimento sobre estes processos para tomar medidas e ações que permitam a melhor utilização destes ambientes como um recurso renovável.

A tomada de decisão efetiva para a zona costeira requer dos tomadores de decisão entendimento genuíno dos processos morfológicos, biológicos, e daqueles orientados pelo homem, prováveis de serem encontrados no sistema costeiro. Este nível de entendimento só é possível se a informação precisa, atual e apropriada esteja disponível para consulta, enquanto esta puder ser reconhecida como o produto final obtido do processamento dos dados. Uma base de dados costeira, organizada, planejada e coerente deve, portanto, ser vista como condição primária para a realização do bom gerenciamento costeiro (CICIN-SAIN e KNETCH, 1998 e BARTLETT, 2000). Infelizmente na prática a disponibilidade dos dados raramente pode ser assumida. SMITH e PIGGOTT (1987) anotam que a aquisição e o manejo da base de dados costeiros exigem níveis bastante altos de despesas e longos

períodos de tempo. Frequentemente, o maior problema do gerenciador é convencer seus superiores políticos e os contribuintes que o trabalho vale o esforço.

Os estuários são recursos que possuem valores múltiplos para a sociedade (NLWRA, 2002). Estes sistemas promovem um pacote completo de recursos, benefícios e serviços. Estuários dão suporte à pesca comercial, tradicional e recreativa, ao turismo e às experiências de contato com a natureza. Os estuários também são locais de assentamento humano provendo abrigos para estabelecimento de portos, rotas de transporte e comércio e recursos naturais para a indústria. Com múltiplos valores e múltiplos usos surgem muitos conflitos que pedem por estratégias de manejo. Como cada estuário possui suas próprias e distintas características e vulnerabilidades também possui suas próprias necessidades de manejo. O manejo do estuário também deve levar em conta um número crescente de designações políticas e legislativas nacionais e internacionais. O número de atores envolvidos no gerenciamento de um estuário também é grande, naturalmente há uma variedade de organizações com responsabilidades sobre o mar e sobre a terra no espaço costeiro. Muitos planos de manejo existem para diversos estuários ao em todos os continentes provendo mais fontes de informações, envolvendo o mais o público e promovendo uma abordagem mais holística para o manejo integrado das regiões costeiras (GREEN e KING, 2005).

Alguns exemplos de organizações no Reino Unido como a *Thames Estuary Partnership*, a *Solway Firth Partnership*, a *Moray Firth Partnership* e o *Forth Estuary Forum* promovem documentação, planos de manejo, folhetos e publicidade, e envolvem ativamente as comunidades locais no desenvolvimento de sítios na *web* e várias atividades locais como visitas ao campo, seminários e levantamentos de habitats (GREEN e KING, 2005). Além de programas conduzidos pelas organizações citadas, as geotecnologias que incluem o sensoriamento remoto, os SIG, o sistema GPS e também os computadores portáteis (PDA), a internet e os telefones celulares com tecnologia WAP e câmeras digitais vêm cada vez mais sendo utilizadas de maneira a facilitar o desenvolvimento, suporte e operação de sistemas de informações de estuários (GREEN e KING, 2005).

2.4.3 Classificação de corpos d'água em sistemas estuarinos

O conhecimento que se tem sobre os estuários é refletido no gerenciamento destes ambientes e as definições envolvendo os limites, compartimentos e tipos de estuários moldam as estratégias de gerenciamento. Além de conhecimento sobre os fenômenos considerados de ordem natural é necessário conhecimento sobre as formas de uso destes ambientes e, portanto sobre os aspectos da dimensão humana. Como no caso das alterações ambientais globais, que não permitem que se considerem separadamente as dimensões naturais e humanas no tratamento dos problemas decorrentes destas mudanças, o tratamento dos problemas ambientais estuarinos também impede esta separação.

O manejo de estuários depende de instrumentos legais e regulatórios para a ordenação das atividades humanas. No Brasil, a resolução do CONAMA 357/2005 (FIGURA 04) estabelece critérios para a classificação e enquadramento de corpos d'água, para seus efeitos, os sistemas estuarinos estão inseridos na categoria de águas salobras com salinidade entre 0,5 e 30. Esta resolução estabelece ainda padrões de lançamento de efluentes nestes corpos d'água. Os critérios para classificação são divididos em duas categorias: condições de qualidade da água e padrões de qualidade da água. As condições são definidas pela ausência ou por valores máximos de: toxicidade em organismos, carbono orgânico total, Oxigênio Dissolvido (OD), pH, óleos e graxas, materiais flutuantes, substâncias que produzam cor, odor e turbidez, resíduos sólidos e coliformes termotolerantes. Os padrões são definidos por valores máximos de parâmetros químicos orgânicos e inorgânicos apresentados em uma lista na referida resolução. Apesar desta classificação considerar parâmetros diretamente relacionados com a dimensão humana, os relacionamentos de causa e efeito não são explícitos na classificação e na tipologia dos sistemas, como um obstáculo a ser superado no campo da pesquisa e da ciência.

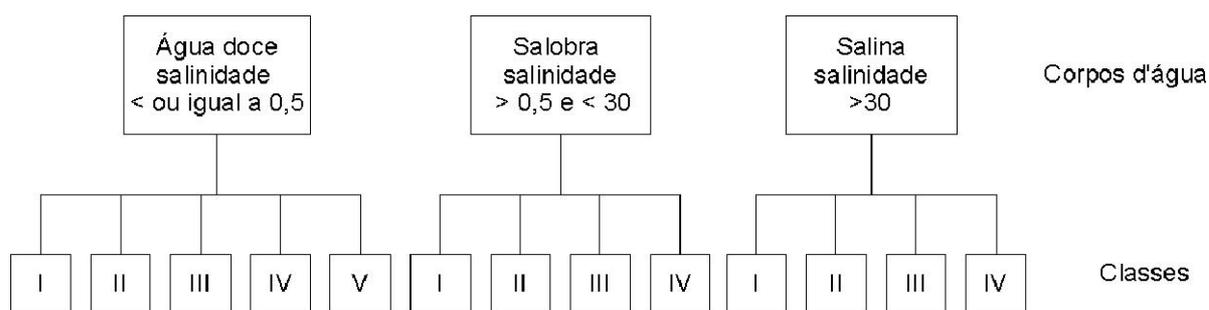


FIGURA 04 – Divisão de corpos d'água em classes de uso segundo CONAMA 357/2005

Cientistas e tomadores de decisão costumam dividir os problemas que enfrentam em partes manejáveis antes de começar a tratá-los. Nos problemas relativos aos estuários esta subdivisão não é exceção e tem por princípio a necessidade de se definir e classificar os sistemas estuarinos. Para os propósitos de monitoramento e gerenciamento dos estuários é importante definir unidades de manejo homogêneas que possibilitem a determinação do seu estado ecológico (FERREIRA *et al.*, 2006). O estado ecológico é determinado por uma série de parâmetros que, em conjunto, incidem na sua classificação. Nestas unidades de manejo o estado ecológico é considerado espacialmente uniforme, inclusive em sua dimensão humana, o que reflete as pressões exercidas sobre os corpos d'água (BRICKER *et al.*, 2003).

Diversas abordagens são usadas para definir e classificar os estuários e envolvem uma variedade de parâmetros incluindo a topografia (PRITCHARD, 1952), a morfologia (FAIRBRIDGE, 1980) e a estrutura salina (PRITCHARD, 1955; CAMERON e PRITCHARD, 1963), ou ainda, métodos compostos que combinam topografia, distribuição de salinidade e elementos da circulação de água (e.g. HANSEN e RATTRAY, 1966; OEY, 1984; PRANDLE, 1985; JAY e SMITH, 1998). Apesar de estas abordagens estabelecerem uma padronização que permite a comparação entre as divisões espaciais naturais elas não abrangem a dimensão humana. Na abordagem proposta por FERREIRA *et al.* (2006) os parâmetros desta dimensão são utilizados para classificar os corpos d'água envolvendo aspectos relativos às pressões e ao estado ecológico do estuário. Desta maneira, tal abordagem, permite prover uma base mais sólida para o desenvolvimento de estratégias e ações de gerenciamento mais efetivas (FERREIRA *et al.*, 2006). Consideram-se parâmetros morfológicos e de salinidade como componentes da

divisão natural e parâmetros de pressão (aporte de nutrientes - nitrogênio e fósforo) e de estado, como os sintomas de eutrofização (e.g. Clorofila-*a* e oxigênio dissolvido), como componentes da divisão humana. Um sistema de informações geográficas (SIG) é utilizado para conjugar e analisar os dados e visualizar os corpos de água identificados.

3 MÉTODOS

Esta seção descreve os métodos utilizados para realizar o levantamento das informações pertinentes à classificação de corpos d'água em sistemas estuarinos, para a produção de uma estrutura matricial sobre o CEP e para demonstrar a disponibilidade de dados. Os procedimentos de tratamento dos dados, da aquisição à apresentação, também pertencem a esta seção. O modelo de análise utilizado conjuga aspectos da análise espacial, da apresentação de dados e um procedimento estruturado em etapas para definir os corpos d'água homogêneos em estuários (FIGURA 05).

Modelo de Análise

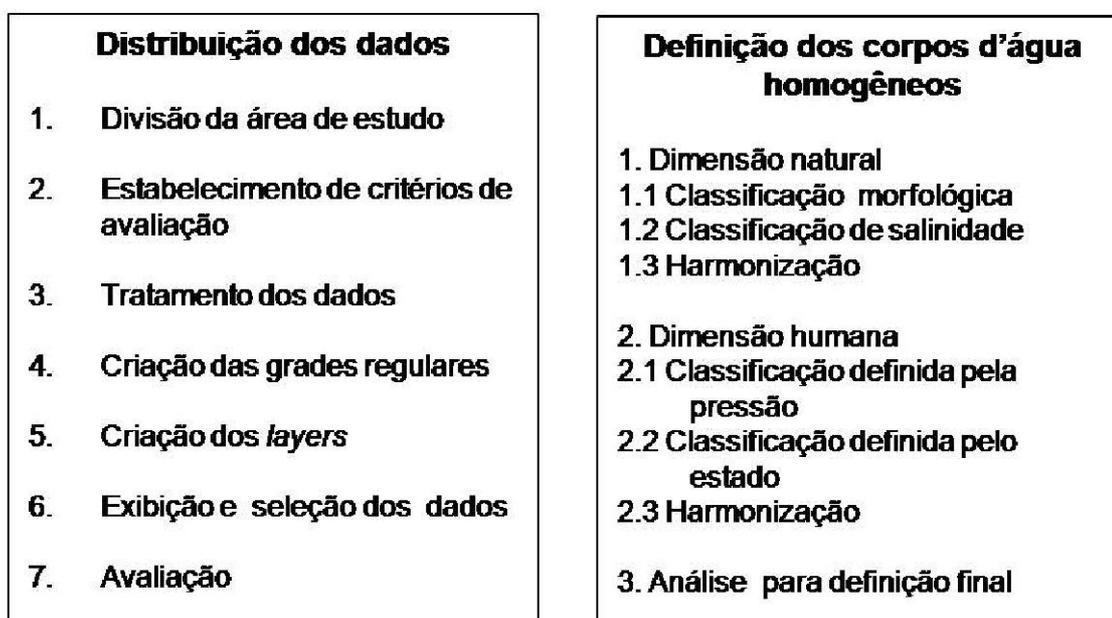


FIGURA 05 – Modelo de análise

3.1 GEOMATICA ®

Geomatica ® é um pacote de aplicativos proprietário desenvolvido para aplicações em SIG e processamento de imagens obtidas por sensoriamento remoto. Dentro das vantagens de utilização do software estão o suporte à leitura e/ou gravação de mais de 100 diferentes formatos de dados, incluindo *shapefile*, *dxf* e *rdg* e a integração de ferramentas de SIG, fotogrametria, cartografia, *web* e desenvolvimento de rotinas. O pacote inclui o Ortoengine ® que é uma ferramenta para o processamento de ortofotos e produção de modelos de elevação digital; o Modeler ®, usado para transformações e edição de planos de informações matriciais e vetoriais e o Focus ® usado para visualização, edição e processamento de imagens e dados geográficos ¹.

3.2 CONJUNTOS DE DADOS

Nesta seção são descritos os dados utilizados para a definição de corpos d'água homogêneos, constituídos de dados capturados entre 1994 e 1995 e de 1996 a 2000. Estes conjuntos de dados foram reunidos junto aos laboratórios de Oceanografia Costeira e Geoprocessamento e de Oceanografia Química do Centro de Estudos do Mar (CEM) da Universidade Federal do Paraná (UFPR) totalizando 989 pontos de coleta. A FIGURA 06 mostra a distribuição dos dados brutos utilizados para a classificação de corpos d'água do CEP. Foram utilizados apenas dados de superfície para OD, Chl-a e salinidade conforme os requerimentos da metodologia proposta por FERREIRA *et al.* (2006). Uma avaliação da aplicabilidade dos dados foi conduzida a fim de se obter o melhor desempenho na utilização de

¹. Outras ferramentas ainda fazem parte do pacote, como a ferramenta EASI ® para criação e execução de algoritmos, mas estas não foram utilizadas no presente estudo, para maiores informações sobre as ferramentas do pacote o leitor deve consultar o sítio www.pcigeomatics.com/products/desktop_production.html.

dados secundários. Os conjuntos de dados apresentados a seguir foram os que continham as informações necessárias para aplicação pretendida (BRASSEL *et al.*, 1995); com poucas ou nulas restrições legais ou financeiras para o acesso e uso particular (ARONOFF, 1989) e cujos os riscos de sua utilização são aceitáveis, dada sua qualidade (AGUMYA e HUNTER, 2005).

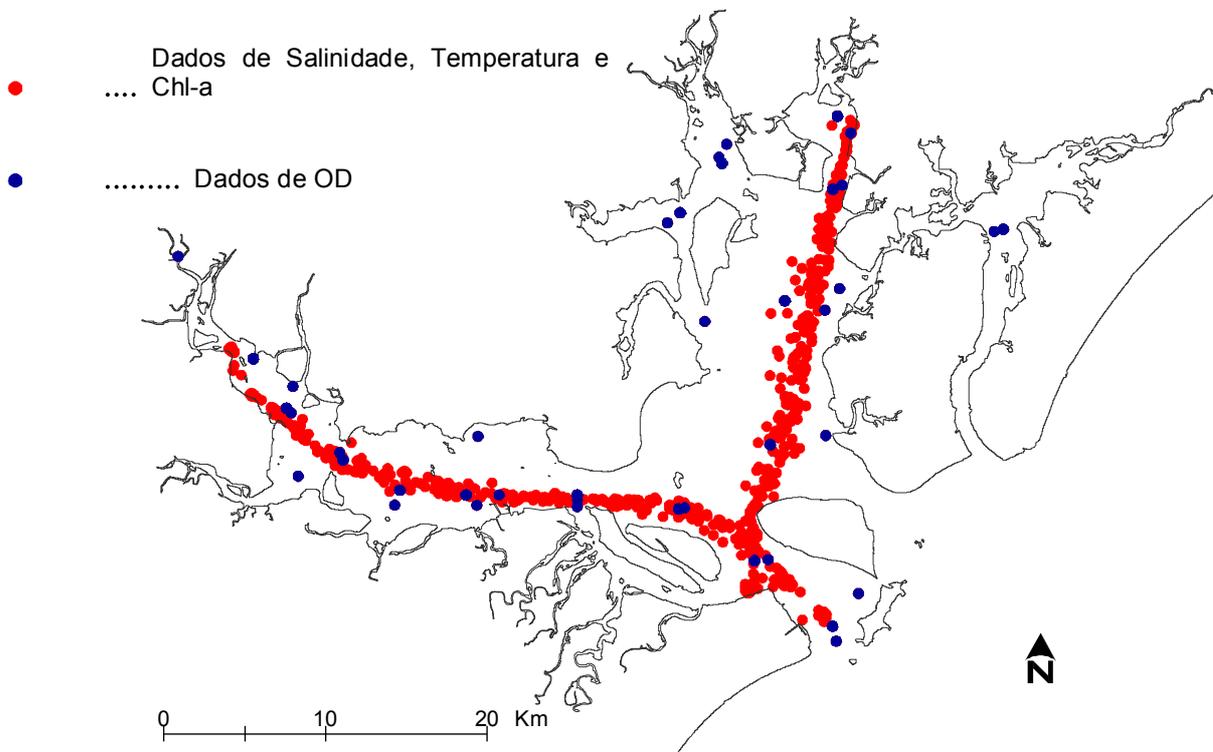


FIGURA 06 – distribuição dos dados brutos utilizados na classificação dos corpos d'água do CEP

3.2.1 Dados batimétricos

Os dados batimétricos foram obtidos de um conjunto de dados produzido pela digitalização de cartas náuticas da Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN) do Ministério da Marinha. Os dados deste conjunto são representados na forma de pontos tendo valores de profundidade como atributos. Estes dados foram produzidos e são mantidos pelo Laboratório de Oceanografia Costeira e Geoprocessamento (LOCG) do CEM – UFPR. São dados do tipo planialtimétricos. Os dados são das cartas 1820 - Proximidades da Barra de

Paranaguá com escala de 1:90 000 e última edição de 1976; 1821 - Barra de Paranaguá com escala de 1:24 992 e última edição de 1991; 1822 - Da Ilha do Mel a Paranaguá com escala de 1:25 000 e última edição de 1990; 1823 - De Paranaguá a Antonina com escala de 1:25 012 e última edição de 1991; 1824 - Da Barra de Paranaguá a Antonina com escala de 1:50 000 e última edição de 1995.

3.2.2 Dados de salinidade

Três equipamentos diferentes foram usados para obtenção dos conjuntos de dados de salinidade utilizados, um STD modelo SD-202 da Sensordata e um STD modelo S4 da InterOcean para os dados obtidos entre 1997 e 2000 e um refratômetro ATAGO, S/MILL para os dados obtidos em 1994 e 1995. Estes dados foram produzidos e são mantidos pelo LOCG e pelo Laboratório de Oceanografia Química do CEM - UFPR. Os dados de salinidade possuem alta dependência espacial e característica não estacionária de tal maneira que as observações locais de salinidade no CEP representam o determinado instante da coleta. Estes dados variam no tempo e no espaço em pequena escala, com o ciclo da maré e aporte fluvial. A escala espacial nas quais estes dados foram obtidos corresponde à área total de lâmina d'água do CEP.

3.2.3 Dados de clorofila-a e oxigênio dissolvido

Os valores de clorofila-a foram obtidos por amostragem na água de superfície com garrafas tipo *Van Dorn* que depois de filtradas foram analisadas pelo método fluorimétrico (PARSONS *et al.*, 1984), com um fluorômetro da Turner designs, modelo AU-100 calibrado de acordo com ARAR e COLLINS (1992). Os valores de oxigênio dissolvido foram obtidos fixando as amostras imediatamente após a coleta, conservando em local escuro sem variação de temperatura até serem analisadas pelo método de Winkler (GRASSHOFF *et al.*, 1983). Estes dados foram produzidos e são mantidos pelo LOCG e pelo Laboratório de Oceanografia Química.

Assim como os dados de salinidade estes também possuem alta dependência espacial e característica não estacionária. Estes dados variam em função, além da circulação estuarina, do processo de fotossíntese que por sua vez possui variações diurnas e sazonais. A escala espacial também corresponde a área da lâmina d'água do CEP.

3.3 REPRESENTAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A primeira etapa de elaboração do SIG para classificar os corpos d'água no sistema estuarino de Paranaguá foi elaborar um meio de representar o CEP de um modo que permitisse a sua divisão, tendo em vista o resultado final esperado. Para tanto a área de estudo foi dividida pela criação de uma grade regular formada por células de 1km^2 . A escolha do tamanho das células se deu por tentativa e análise dos coeficientes de variação dos parâmetros utilizados na classificação de corpos d'água. Também foram testadas grades com células de 100m^2 e 500m^2 .

O plano de informação da grade regular foi combinado com um plano de informação de linha de costa para que as células cobrissem apenas a porção marinha da área de estudo, lâmina d'água e oceano adjacente. Esta divisão serviu como base para a apresentação e classificação dos dados (FIGURAS 07 e 08). Um levantamento da densidade de dados foi feito para cada célula da grade num procedimento de sobreposição estatístico. Este procedimento sobrepôs o plano de informação de polígonos (grade regular) com outro de pontos (dados de OD, Chl-a e salinidade), o resultado confere o número de ocorrências para cada célula.

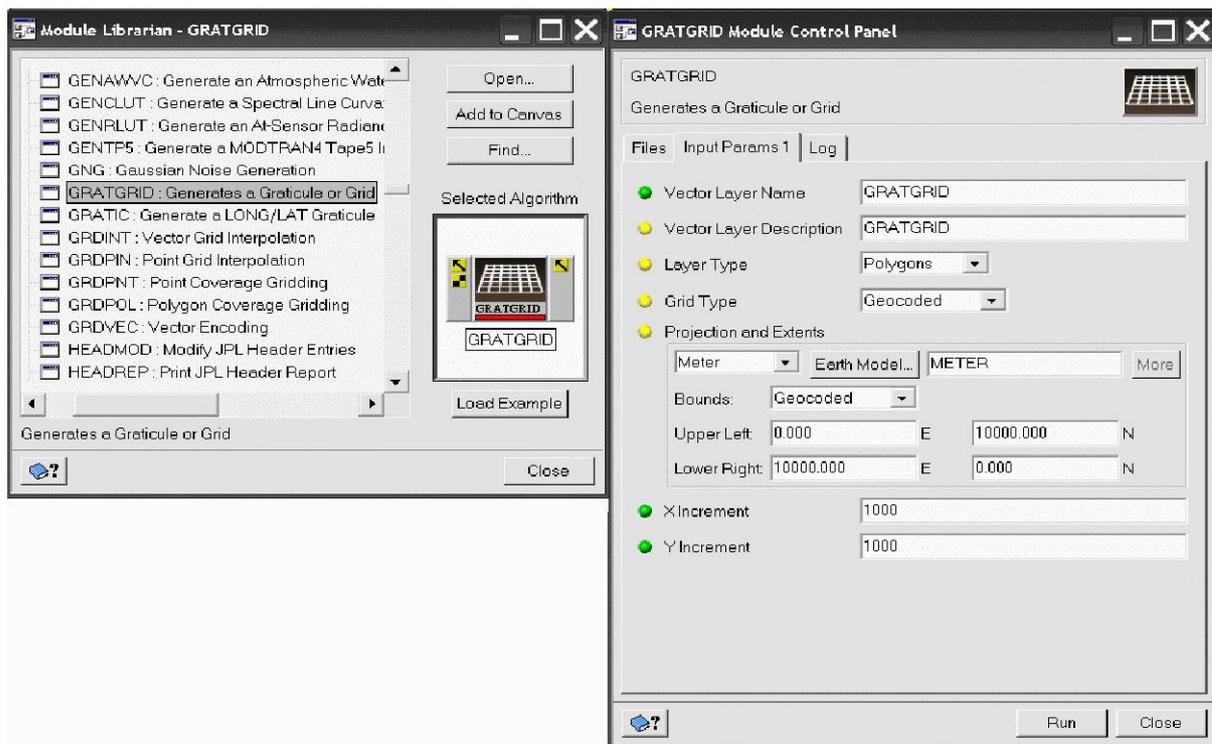


FIGURA 07 – Procedimento para elaboração da grade regular, demonstrando a criação de um plano de informação de polígonos.

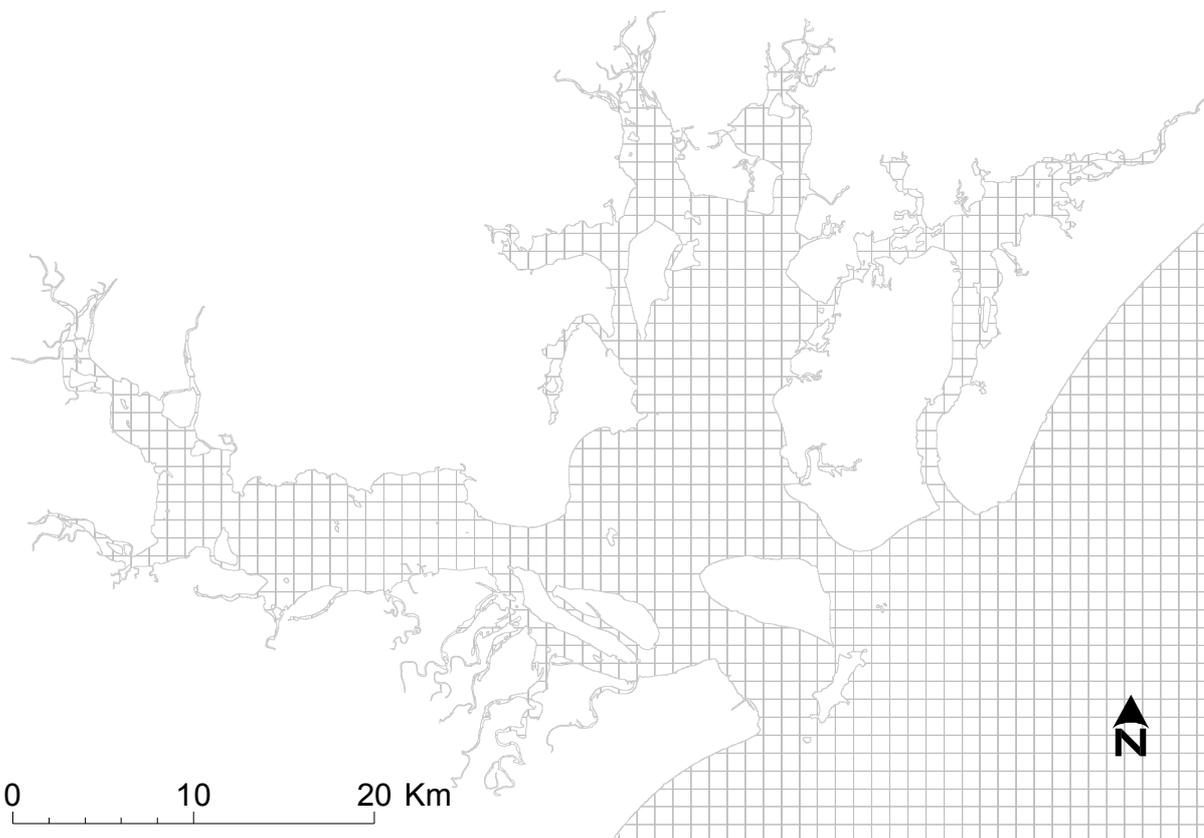


FIGURA 08 – Representação da área de estudo como base para os procedimentos de classificação dos corpos d'água

3.4 TRATAMENTO DOS DADOS

Os dados batimétricos não foram submetidos a nenhum tipo de tratamento específico. Apenas os pontos batimétricos referentes à área de estudo foram selecionados do conjunto de dados inicial para gerar o modelo digital de elevação (MDE). Neste procedimento foram eliminados os pontos batimétricos situados fora dos limites externos, da desembocadura, do CEP. O método de interpolação utilizou o algoritmo da diferença finita, recomendado para arquivos que contenham grande quantidade de pontos e que sejam bem distribuídos. O número de interações foi 10, representando o número máximo de vezes em que o MDE foi suavizado com tolerância de 1m de diferença no valor requerido durante a suavização (FIGURA 09).

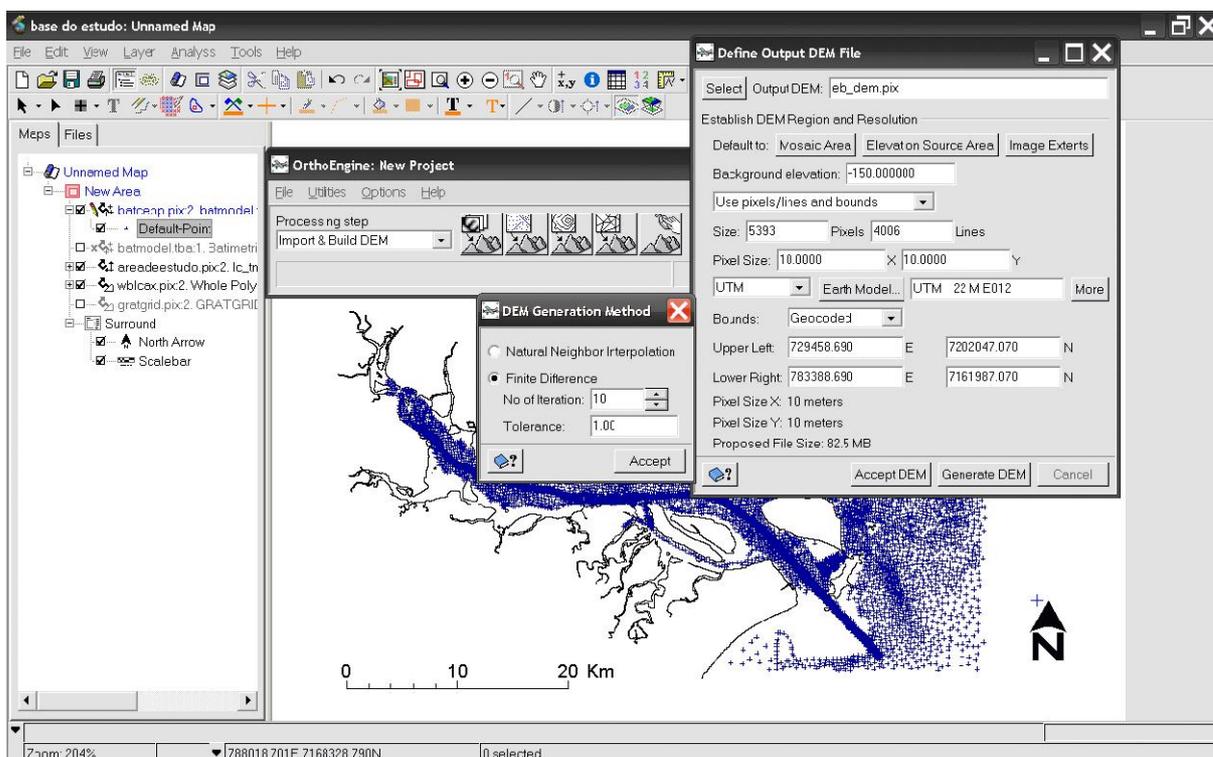


FIGURA 09 - Execução do MDE a partir dos pontos batimétricos

Os valores de salinidade de superfície capturados em cada ponto de coleta foram extraídos dos conjuntos de dados originais. Estes valores foram agrupados em uma tabela de atributos contendo as coordenadas dos pontos de coleta, data,

hora, valor de salinidade e um código correspondente ao projeto de origem dos dados.

Os dados de oxigênio dissolvido e clorofila-a foram extraídos dos conjuntos de dados originais e transformados, quando necessário, para a unidade de miligramas por litro (mg/l), para OD, e microgramas por litro ($\mu\text{g/l}$), para Chl-a. A filtragem dos dados considerou apenas os valores de OD e Chl-a na superfície do corpo d'água. Os valores foram agrupados em uma tabela de atributos contendo as coordenadas dos pontos de coleta, data, hora, valor de OD e de Chl-a e um código correspondente ao projeto de origem dos dados.

Um novo conjunto de dados foi criado agrupando os parâmetros de salinidade, Chl-a e OD como tabela de atributos dos pontos de coleta (FIGURA 10).

x	y	sal	od(mg/l)	chl_a(mg/l)	prof(m)	data(MM/AA)	fonte
762886.790000	7175946.230000	29.25	NoData	7.15	12.80	03/00	MNOEL
761378.700000	7176158.710000	28.21	NoData	6.58	12.69	03/00	MNOEL
758441.170000	7176766.068428	26.97	NoData	8.22	10.35	03/00	MNOEL
755823.730000	7177614.820000	25.67	NoData	10.20	12.58	03/00	MNOEL
753092.340000	7177722.200000	25.35	NoData	14.72	17.34	03/00	MNOEL
749252.350000	7177665.010000	24.31	NoData	15.25	11.89	03/00	MNOEL
745969.140000	7177818.170000	22.59	NoData	23.44	10.52	03/00	MNOEL
742561.230000	7178490.000000	19.81	NoData	28.20	7.08	03/00	MNOEL
739343.380000	7179490.030000	17.25	NoData	14.62	8.51	03/00	MNOEL
735893.700000	7180678.040000	14.82	NoData	7.20	8.05	03/00	MNOEL
733039.120000	7183332.460000	9.04	NoData	22.92	4.01	03/00	MNOEL
730669.120000	7186919.830000	1.94	NoData	50.45	5.71	03/00	MNOEL
760954.310000	7198693.770000	15.00	4.77	2.07	2.99	03/99	NBRA5
768098.430000	7201625.080000	9.00	4.80	8.00	2.00	01/98	NBRA4
767794.350000	7169783.051000	32.00	5.05	1.30	NoData	06/94	EMACH
768098.430000	7201625.080000	18.00	5.08	10.43	1.85	03/99	NBRA4
745101.270000	7177982.022000	14.00	5.15	NoData	NoData	02/95	EMACH
760920.335601	7200573.090662	15.00	5.27	10.53	NoData	12/97	ГБРАН
760954.310000	7198693.770000	18.00	5.28	8.14	2.33	12/98	NBRA5
767813.280000	7197062.730000	19.00	5.34	10.84	6.50	03/99	NBRA3
768098.430000	7201625.080000	19.90	5.43	6.58	2.50	12/98	NBRA4
768098.430000	7201625.080000	18.00	5.47	10.36	2.50	12/97	NBRA4
768098.430000	7201625.080000	20.70	5.48	5.18	1.66	11/98	NBRA4
764847.760000	7190105.160000	24.00	5.49	22.12	3.95	03/99	NBRA2
767813.280000	7197062.730000	22.30	5.51	5.94	6.96	12/98	NBRA3
778366.560000	7194574.160000	22.10	5.53	14.29	9.95	02/99	NBRA7
767813.280000	7197062.730000	13.00	5.54	8.11	6.90	02/99	NBRA3
768098.430000	7201625.080000	12.10	5.59	8.17	4.35	02/99	NBRA4
767813.280000	7197062.730000	13.50	5.61	9.04	4.00	01/98	NBRA3
768098.430000	7201625.080000	9.80	5.61	5.01	5.90	04/98	NBRA4
778366.560000	7194574.160000	20.20	5.67	10.74	7.00	04/98	NBRA7
767794.350000	7169783.051000	29.00	5.68	5.55	NoData	03/95	EMACH

FIGURA 10 – Tabela de atributos do plano de informação de pontos gerado para os dados utilizados neste estudo

3.5 REPRESENTAÇÃO DOS PARÂMETROS EM UMA ESTRUTURA QUADRICULAR

O procedimento de sobreposição estatístico (FIGURA 11) atribuiu os valores médios e o desvio padrão para cada uma das células da grade de 1km², estes valores são utilizados para representar a distribuição dos dados dentro do CEP. Em seguida coeficientes de variação foram calculados para os atributos salinidade, Chl-a e OD representando a variação do desvio padrão em relação à média. Por exemplo, um coeficiente de variação de 0,1 significa que os valores dentro daquela célula têm uma variação de 10% do desvio padrão em relação à média.

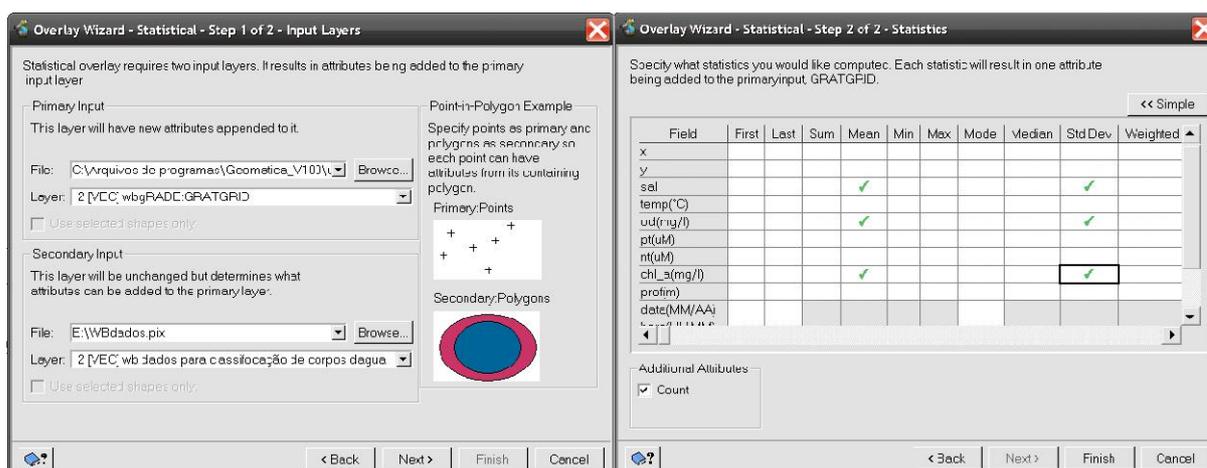


FIGURA 11 – Etapas para o procedimento de sobreposição estatístico

3.6 CRIAÇÃO DOS PLANOS DE INFORMAÇÕES

Os seguintes planos de informações foram criados a partir da importação das tabelas de atributos descritas nas seções anteriores. As colunas das tabelas (FIGURA 12) representam as variáveis utilizadas neste estudo. Os parâmetros *Shape ID*, *Area (sq m)* e *Perimeter (m)* são automaticamente gerados pelo aplicativo. O procedimento de sobreposição estatístico foi novamente executado automaticamente interligando as tabelas de atributos aos planos de informações. Estes procedimentos permitem então que sejam realizadas consultas e visualização dos dados e que seus atributos sejam classificados.

ShapeID	Area (sq m)	Perimeter (m)	MEAN(sa)_1	STCDEV(sa)_1	MEAN(od(mg/l))_1	STCDEV(od(mg/l))_1	MEAN(chl_a(mg/l))_1	STCDEV(chl_a(mg/l))_1	OverlayCount	cvsal	cvcla	cvod
1375	1e+006	4000	17.86913	5.8290565	6.5442857	0.65300152	1.195	6.1418945	23	0.326208	0.548628	0.099762
1684	1e+006	4000	22.801111	4.6377744	6.5725	0.77010182	8	6.0148441	18	0.203401	0.751856	0.117170
1591	1e+006	4000	20.45	6.151829	6.575	0.38890873	4.71	2.192031	2	0.300823	0.465399	0.059150
1596	1e+006	4000	22.996667	3.9158654	6.59	0.4384062	0.82	0.999359	3	0.170280	1.016577	0.066526
1680	1e+006	4000	19.877333	5.6641661	6.6041667	0.74507423	12.579286	0.177927	15	0.284956	0.809102	0.112819
3099	1e+006	4000	14.6	2.4041651	6.635	1.039447	6.86	4.0587929	2	0.164669	0.591661	0.156661
2553	1e+006	4000	22.14	0.9223822	6.64	0.98994949	10.566667	5.7691969	3	0.041662	0.545951	0.149039
3018	1e+006	4000	16.807037	5.3836075	6.7066667	1.2218742	8.442963	4.0960026	27	0.320319	0.485138	0.182168
2616	1e+006	4000	19.48125	5.2050256	6.766875	0.85657238	10.7275	5.7483743	16	0.267181	0.535854	0.126563
1335	1e+006	4000	27	1.979899	6.79	0.4384062	2.525	0.2374369	2	0.073330	0.900704	0.064566
1334	1e+006	4000	27.517391	3.3654464	6.8025	0.6472898	4.5190909	4.377763	23	0.122303	0.966726	0.095155
1085	1e+006	4000	14	6.3639E1	6.815	0.13435029	7.435	4.0517219	2	0.454569	0.544953	0.019714
3060	1e+006	4000	11.66875	6.0907272	6.825	0.97378985	6.840625	6.8182671	16	0.521969	0.996732	0.142660
1084	1e+006	4000	13.928571	5.4696967	6.8727143	0.83420671	9.2833333	7.2350804	15	0.392969	0.779362	0.121360
1691	1e+006	4000	25.208333	4.8451327	6.8875	0.72273828	3.5016667	3.2019109	12	0.192204	0.914396	0.104954
2890	1e+006	4000	20.35	2.7577164	6.9	0.87681241	10.755	3.7405949	2	0.135514	0.347801	0.126890
1961	1e+006	4000	26	0.9899499	6.945	0.78488853	8.125	2.6657926	2	0.038075	0.328098	0.113015
1602	1e+006	4000	24.001111	0.7305012	6.953	1.0900006	0.90	0.2101477	9	0.149936	1.109424	0.157920
1608	1e+006	4000	25.7236	3.9519814	6.9582857	0.54024872	5.572	6.9526991	25	0.153633	1.247792	0.077650
1180	1e+006	4000	20	11.313708	7.0015	1.1165216	3.425	0.7606959	2	0.565685	0.514072	0.159469
338	1e+006	4000	9.5	5.65685e-2	7.025	0.14849242	7.16	5.6427121	2	0.595458	0.788088	0.021138
881	1e+006	4000	10.090909	5.2811844	7.0791667	0.80647897	13.335556	4.372273	12	0.523361	1.077741	0.113923
2904	1e+006	4000	18.50625	5.5281665	7.17625	1.0952861	8.86875	2.477719	16	0.298719	0.279376	0.152627
1940	1e+006	4000	24.5	7.7781746	7.279	0.73256263	6.715	0.2798633	2	0.317477	0.190598	0.100641
2869	1e+006	4000	23.022222	4.3481647	7.2938889	1.2719514	9.8138889	3.6078039	18	0.188868	0.367622	0.174366
1958	1e+006	4000	23.8425	4.4890778	7.3213333	0.75406391	6.697	3.1136137	20	0.188281	0.464927	0.102955
1686	1e+006	4000	23.074	4.5146852	7.54	1.2105668	0.98	1.828804	10	0.195661	1.077305	0.160553
1043	1e+006	4000	31	1.4142156	8.7365	0.68942911	2.2	0.82024387	2	0.045620	0.372638	0.078914
2479	1e+006	4000	27	4.2426407	8.826	0.47376154	1.97	0.97580736	2	0.157135	0.495334	0.053678
2682	1e+006	4000	25	5.65685e-2	8.9075	0.4688118	1.74	0.42426407	2	0.226274	0.243830	0.052651
3098	1e+006	4000	24	5.65685e-2	9.0215	1.1179358	4.63	2.5455844	2	0.235702	0.549802	0.123919

FIGURA 12 – Tabela de atributos da grade regular

3.7 VISUALIZAÇÃO E CLASSIFICAÇÃO DOS DADOS

Nesta seção são descritas de maneira resumida as etapas para utilizar e visualizar os dados gerados neste estudo. Cada célula da grade regular recebeu, pelo procedimento de sobreposição estatístico, um valor para os atributos utilizados na classificação dos corpos d'água (OD, Chl-a, salinidade etc.). A visualização dos dados na grade foi efetuada utilizando o método manual de classificação de dados para representar os parâmetros nas classes exigidas para a determinação dos corpos d'água (FIGURAS 13 e 14).

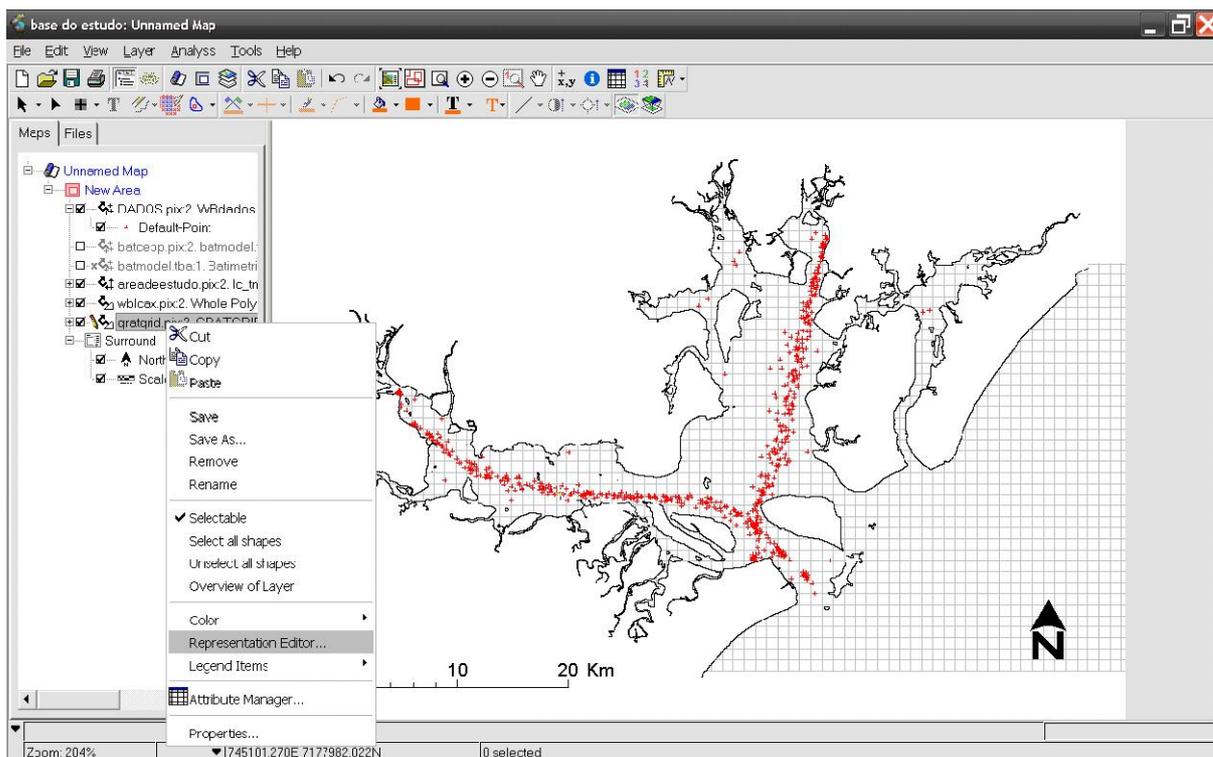


FIGURA 13 – Editando a representação da grade regular

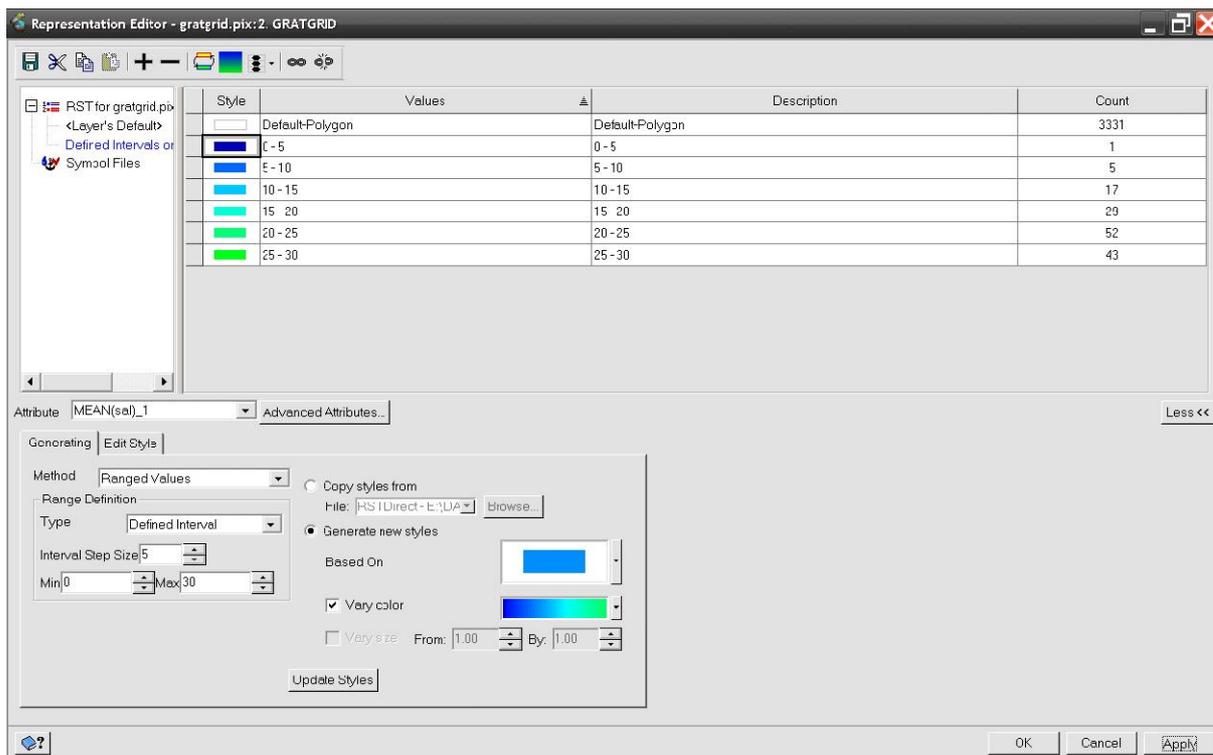


FIGURA 14 – Editando a representação dos parâmetros com métodos de classificação de dados

3.8 PROCEDIMENTOS DA DIVISÃO DE CORPOS D'ÁGUA

A divisão do estuário em corpos d'água homogêneos segue a metodologia proposta por FERREIRA *et al.* (2006) e é representada por uma abordagem estruturada em etapas (FIGURA 15). A divisão final dos corpos d'água é resultado da sobreposição das divisões natural e humana.

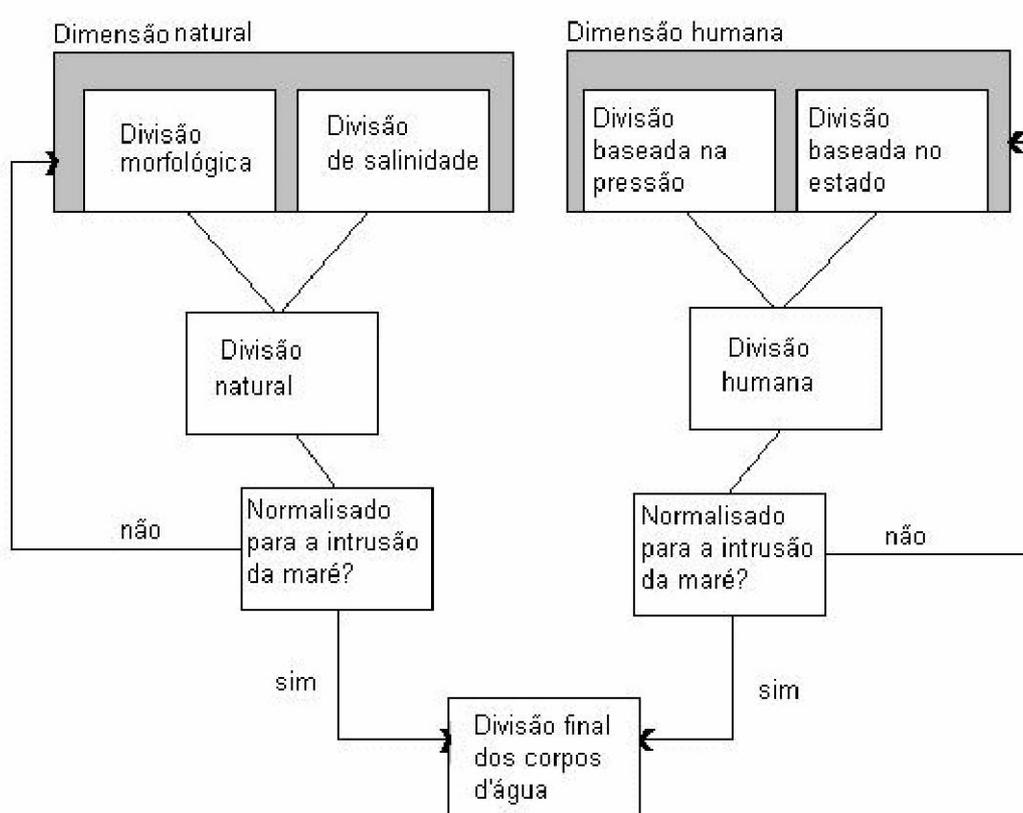


FIGURA 15 – Estrutura da metodologia para a divisão de corpos d'água estuarinos

FONTE: Adaptado de FERREIRA *et al.* (2006)

3.8.1 Divisão natural

Foram criadas seções longitudinais sobre o MDE produzido para calcular um fator adimensional de forma (Equação 01) que reflete a dominância dos processos

da coluna d'água ou da interface água-atmosfera. A definição final da divisão morfológica é produto de um processo iterativo de subdivisão e análise de agregação. A subdivisão consistiu no seccionamento da área do estuário usando ferramentas disponíveis em aplicativos de SIG. A distância entre as seções foi estabelecida heurísticamente em função da complexidade do CEP, sendo equidistantes onde as feições topográficas do estuário são semelhantes a de um estuário tubular (FIGURA 16). Primariamente foi realizada uma divisão longitudinal do estuário para estabelecer as seções equidistantes, sem considerar a complexidade da topografia (meandros, canais secundários e presença de ilhas ou baixios). Em seguida, em cada ponto equidistante da seção longitudinal, foram traçadas seções transversais utilizando o MDE batimétrico. Para cada seção transversal foram calculadas a largura média da seção e a profundidade média da seção. As seções longitudinais foram analisadas para identificação de unidades distintas, se na topografia fosse constatada a ocorrência de dois canais o seccionamento segue como no exemplo da FIGURA 17. A análise de agregação é realizada conforme a Equação 02. Esta análise foi realizada com pouco seccionamento (27 seções) e com muitas seções (154 seções), foi escolhido o seccionamento que resultou no maior número de corpos d'água.

$$\delta_i = \log\left(\frac{w_i}{|z_i|}\right) \quad (01)$$

onde w_i é a largura média da seção i (m) e z_i é a profundidade média da seção i

$$\phi_{i,i+1} = \frac{|\Delta\delta_{i,i+1}|}{(\delta_i + \delta_{i+1})} \quad (02)$$

onde ϕ é o fator de agregação adimensional e $\Delta\sigma$ é a diferença absoluta entre σ_i e σ_{i+1}



FIGURA 16 – Secionamento longitudinal de diferentes tipos de estuários

FONTE: Adaptado de FERREIRA *et al.* (2006)

A divisão de salinidade é realizada por uma estrutura espacial baseada na zonação de salinidade (Euhalino/mixohalino) e provê uma subdivisão natural adicional que complementa a subdivisão morfológica. As células contendo os valores médios de salinidade são agrupadas em classes de acordo com a divisão descrita em NETTO e LANA (1997) que corresponde a classificação Veneziana (VENICE SYSTEM, 1958).

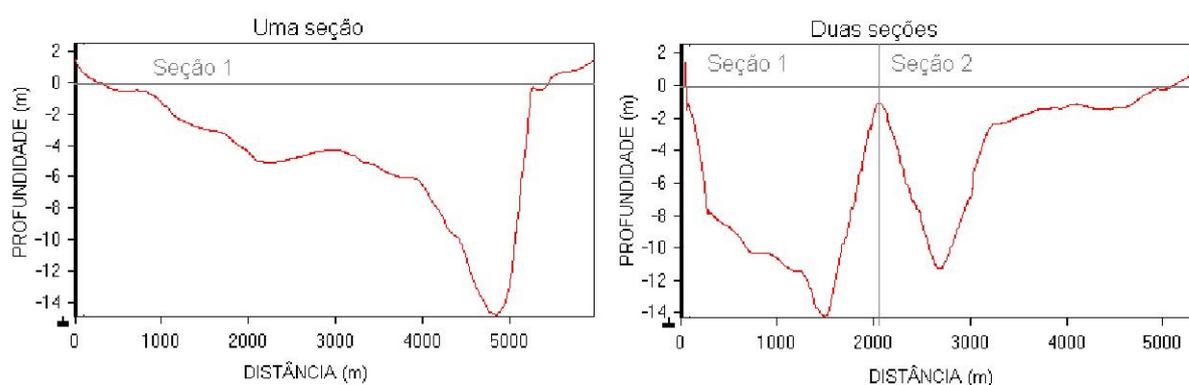


FIGURA 17 – Exemplo de seccionamento na ocorrência de dois canais

Para a definição final da divisão natural as divisões morfológicas e de salinidade são combinadas. Onde os limites das divisões são próximos entre si, estes são considerados como bandas e uma linha central é traçada entre eles, caso contrário, a combinação das divisões resultará em um número maior de corpos d'água. A intrusão da maré é usada como teste de normalização. Os valores de

intrusão foram calculados a partir de médias anuais de direção e velocidade de corrente de maré para os setores interno, mediano e de desembocadura do CEP. O comprimento da intrusão foi obtido para as direções de enchente e vazante multiplicando os valores de velocidade média das correntes de maré enchente e vazante pelos seus respectivos períodos. Este comprimento é confrontado com o comprimento dos corpos d'água definidos pela divisão natural sendo que, se o comprimento de um corpo d'água for menor do que a intrusão da maré este comprimento é estendido até o limite da intrusão.

3.8.2 Divisão humana

A divisão humana dos corpos d'água combina os fatores de pressão e estado dos estuários segundo a abordagem de pressão-estado-reposta (para maiores detalhes ver BRICKER *et al.*, 2003). Resumidamente, os fatores de pressão acarretam em mudanças nos fatores de estado dos estuários. As pressões podem ser traduzidas como o aporte de substâncias em um estuário e o estado reflete os impactos sofridos pelo aporte destas substâncias. No caso deste estudo sintomas de eutrofização (BRICKER *et al.*, 2003) são considerados como fatores de estado (clorofila-a e oxigênio dissolvido) e o aporte de nutrientes, representados pelas condições de ocupação e uso do solo nas bacias hidrográficas, é considerado como fator de pressão.

A exportação de nutrientes tem forte relação com o uso do solo nas bacias hidrográficas (VON SPERLING, 1995). As condições de uso e ocupação da bacia hidrográfica foram calculadas pela classificação do uso do solo nas bacias que deságuam no CEP. Esta classificação foi realizada por um procedimento de classificação supervisionada de uma imagem de satélite LANDSAT ETM+ de 1999. As bacias hidrográficas foram divididas em áreas vegetadas, áreas urbanas e áreas agrícolas ou de vegetação rasteira. Um índice de emissão de nutrientes foi atribuído para cada classe de uso do solo (TABELA 02) e a soma destes resultou num valor de fator de pressão para cada bacia hidrográfica (Equação 03). A contribuição por esgotos também foi considerada para o Nitrogênio e Fósforo assumindo valores de 2,5 g/hab/dia para Fósforo e 13 g/hab/dia para Nitrogênio, como em MACHADO *et*

al. (1997), estes índices foram somados ao resultado da contribuição da área urbana em Kg/ano. Para determinar a zonação por condições de pressão o valor do fator de pressão foi dividido pelo comprimento da linha de costa e um índice de similaridade τ (Equação 04) foi definido heurísticamente para agregar as seções contínuas da linha de costa com pressões similares.

TABELA 02 – Contribuições unitárias de fósforo típicas

Fonte	Tipo	Valores típicos	Unidade
Drenagem	Áreas de florestas	10	kg/km ² /ano
	Áreas agrícolas	50	kg/km ² /ano
	Áreas urbanas	100	kg/km ² /ano
Esgotos	Domésticos	1,0	kg/hab/ano

FONTE: VON SPERLING (1995)

$$C_i = \Sigma (A_i \times c_i) \quad (03)$$

Onde C_i é o índice de emissão de nutriente para cada bacia de hidrográfica (kg/dia); A_i é a área ocupada pelas diferentes categorias de uso do solo nas bacias hidrográficas (Km²); c_i são os coeficientes de exportação de cargas difusas de cada parâmetro ambiental para as diferentes categorias de uso e ocupação da terra (kg/Km²/dia).

$$\tau_{i,i+1} = \frac{|\Delta\lambda_{i,i+1}|}{(\lambda_i + \lambda_{i+1})} \quad (04)$$

onde $\tau_{i,i+1}$ é o fator de agregação (sem unidades); λ_i é índice de pressão normalizado por comprimento da linha de costa (índice de pressão/metro) e $\Delta\lambda$ é a diferença absoluta entre λ_i e λ_{i+1} .

Os dados de Chl-a e OD foram representados em formato matricial no SIG. A agregação foi conduzida pelo estabelecimento de divisores de concentração para cada uma das variáveis, os planos de informações sobrepostos produziram o componente de estado dos copos d'água. Esta etapa foi realizada com base no sistema de classificação estabelecido por NOAA (1996) E BRICKER *et al.* (2003). Novamente a definição final da divisão humana dos corpos d'água foi normalizada

para a intrusão da maré, adequando os limites dos corpos d'água aos limites da intrusão

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 AGRUPAMENTO DOS PARÂMETROS REQUERIDOS NA CLASSIFICAÇÃO DE CORPOS D'ÁGUA ESTUARINOS

A abordagem utilizada para agrupamento dos parâmetros requeridos para a definição de corpos d'água do CEP promoveu uma visão geral da distribuição das informações sobre o sistema estuarino. O procedimento de agrupamento permitiu a exibição dos parâmetros e a consulta às classes de valores específicos. Uma idéia geral da densidade de dados sobre a área de estudo pode ser vista nas FIGURAS 18 e 19. Apesar das informações estarem bem distribuídas ao longo dos canais principais dos eixos L-O e N-S do complexo, foi verificada a ausência de informações em grande parte da Baía de Pinheiros e na região próxima a margem Oeste da Baía das Laranjeiras. Os agrupamentos efetuados também se mostraram apropriados para as etapas de definição de corpos d'água que são descritas mais adiante.

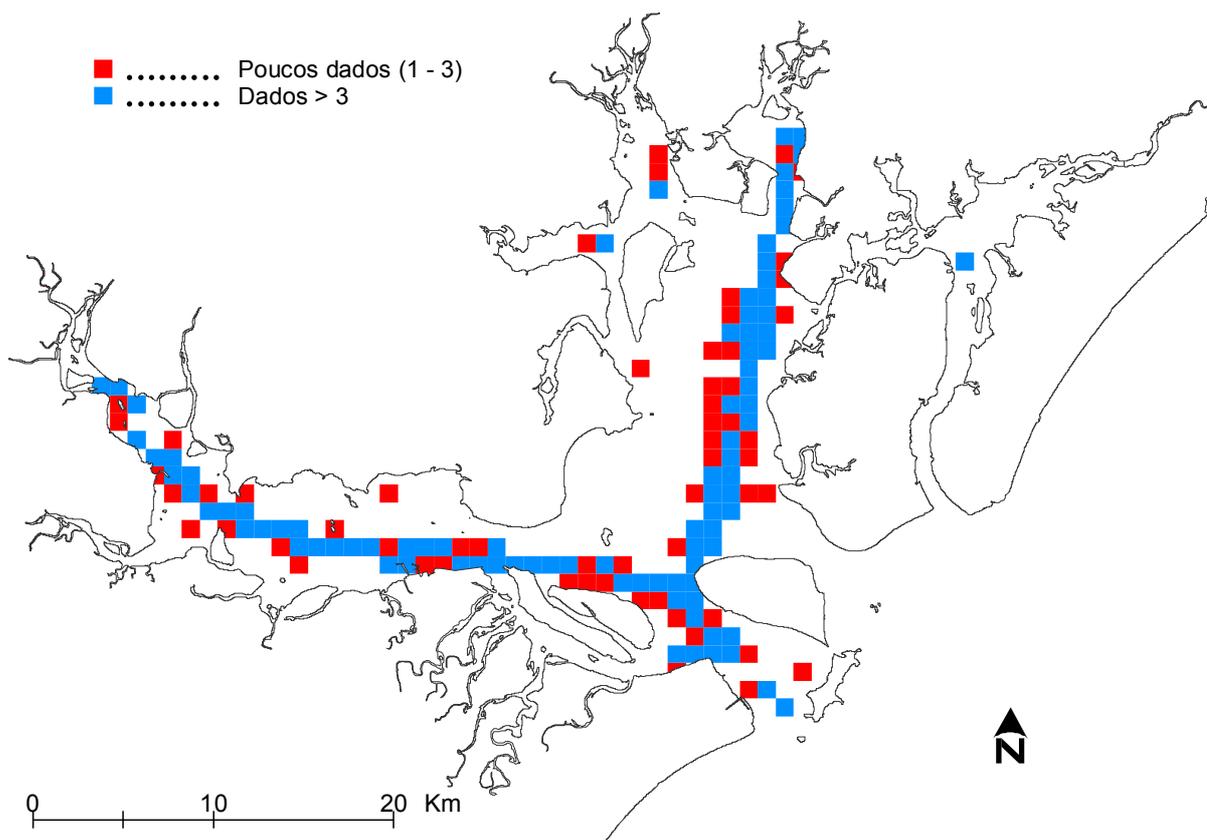


FIGURA 18 – Densidade de dados de Clorofila-a, Salinidade e nutrientes utilizados

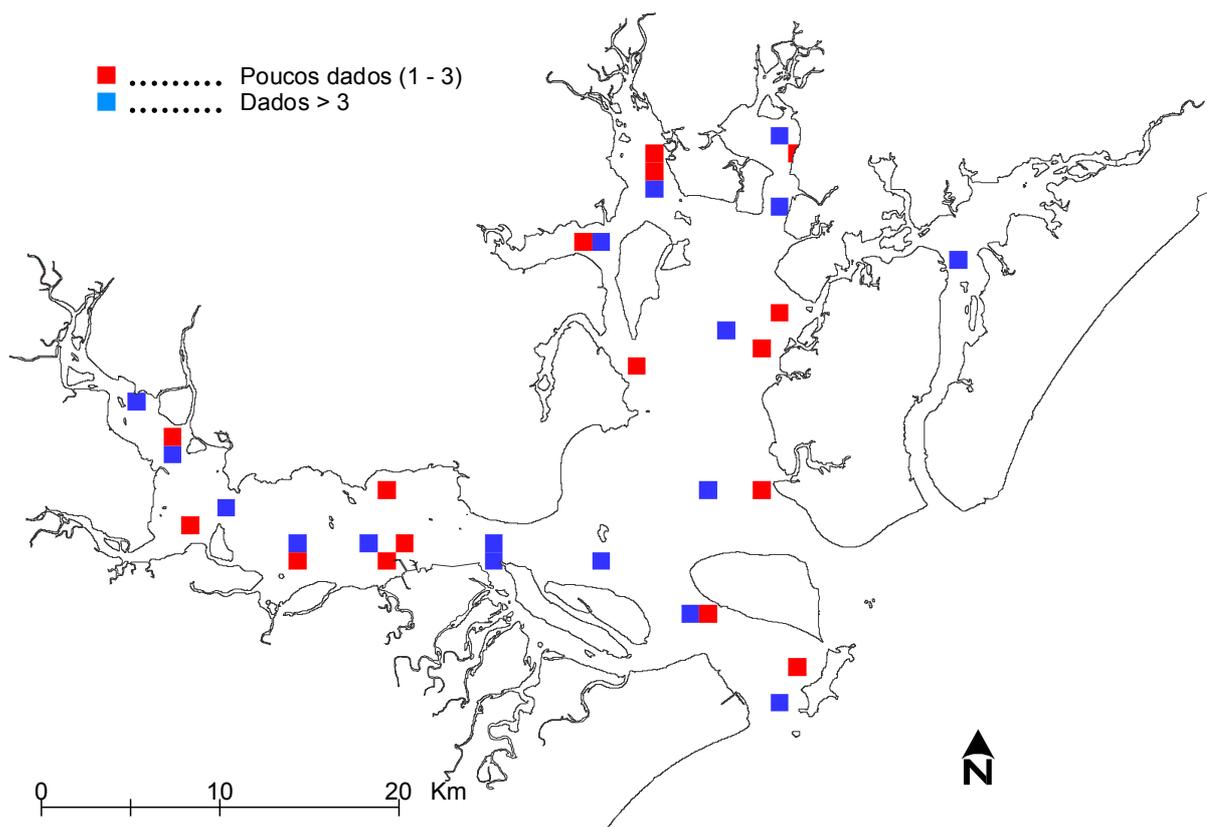


FIGURA 19 – Densidade dos dados de oxigênio dissolvido utilizados neste estudo

O tamanho das células tem relação direta com o número de dados inseridos dentro destas e relação inversa com o grau de detalhamento (resolução espacial). Quanto menor o tamanho das células menos dados serão contidos nas células, porém com maior detalhamento da superfície do estuário. Nesta situação, com poucos dados contidos nas células (<3), se perde consistência dos resultados estatísticos. Por outro lado, com tamanhos de célula muito grandes perde-se o detalhamento das informações. Portanto, o tamanho de células utilizado 1 Km² foi o que obteve o maior número de informações contidas nas células sem perder detalhamento na resolução espacial. A seguir são apresentados os resultados produzidos pela operação de agrupamento por classes de Chl-a, OD e salinidade.

4.1.1 Clorofila e Oxigênio Dissolvido

As FIGURAS 20 e 21 representam a distribuição dos valores de Chl-a e OD para o CEP respectivamente. Observa-se que a cobertura espacial dos dados de Chl-a é mais abrangente do que a dos de OD. A distribuição dos dados reflete-se na qualidade da informação extraída dos conjuntos de dados. Pode-se entender que a divisão produzida com base nos dados de Chl-a é mais confiável do que aquela produzida com base nos de OD. A faixa de valores e as médias representadas nas células da grade regular correspondem à quantidade de informações obtidas para cada parâmetro dentro de cada célula.

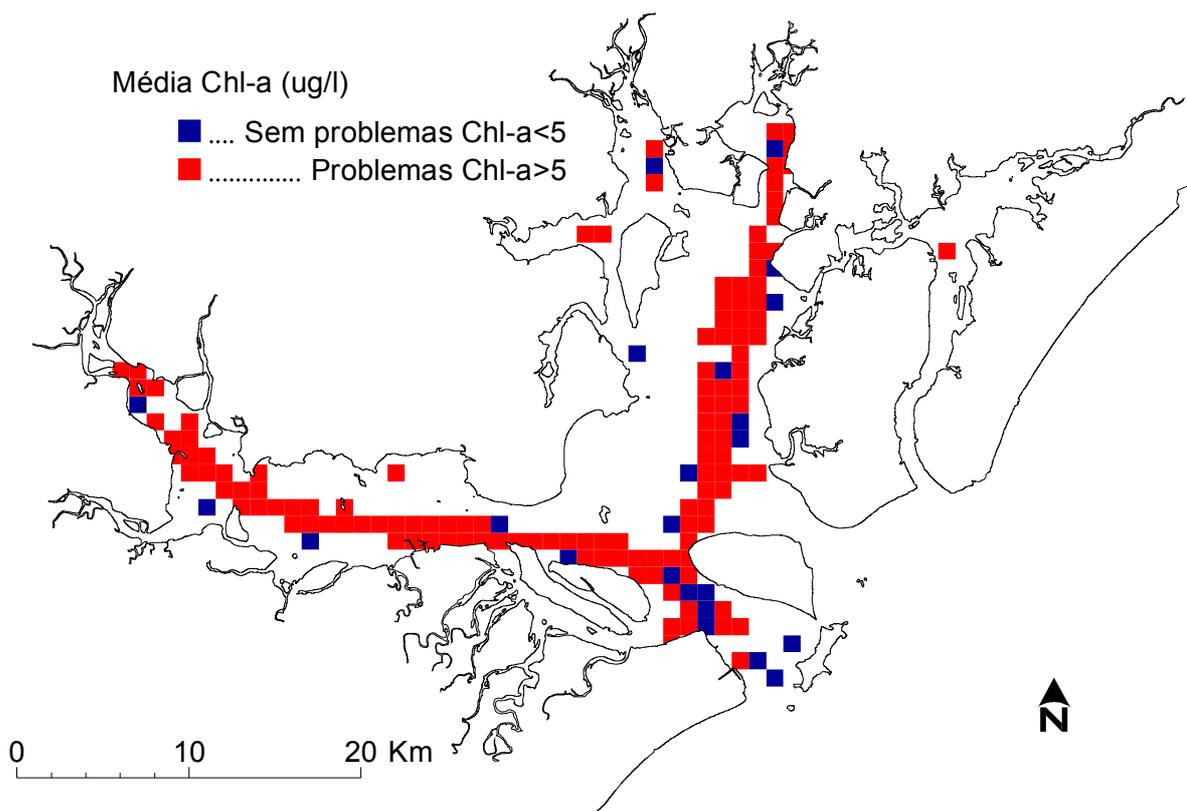


FIGURA 20 – Distribuição dos valores de clorofila para o CEP

A distribuição espacial dos pontos de OD não permite uma exploração profunda dos resultados. Entretanto, o oxigênio dissolvido é um fator limitante para os seres vivos aquáticos e, portanto, de extrema relevância na classificação de águas estuarinas. A dinâmica do OD está diretamente envolvida com os processos de fotossíntese e respiração ou decomposição, que, por sua vez, estão diretamente relacionados ao fotoperíodo, à intensidade luminosa e à temperatura. Baixas concentrações de OD na água podem indicar poluição ou degradação da matéria orgânica. A variação diária na concentração de oxigênio dissolvido em águas estuarinas é controlada basicamente pelas marés e pela luz. Em geral, concentrações de oxigênio são maiores durante a maré alta (COHEN ET AL., 1999) e durante o dia devido à atividade fotossintética dos produtores primários. Os dados utilizados no presente estudo, não apresentaram grande variação da concentração de OD na água. A maior concentração de oxigênio dissolvido foi de 10,74 mg/L e a menor concentração foi de 4,77 mg/L. Ambos valores foram observados no verão, janeiro de 1998 e março de 1999, e durante marés de vazante e enchente, respectivamente. Porém, para fins de gerenciamento do estuário, todos os valores

encontrados estiveram abaixo dos limites estabelecidos pela NOAA (1985,1999) e CONAMA 375/2005 com média de 6,88 mg/L e desvio padrão de $\pm 0,95$.

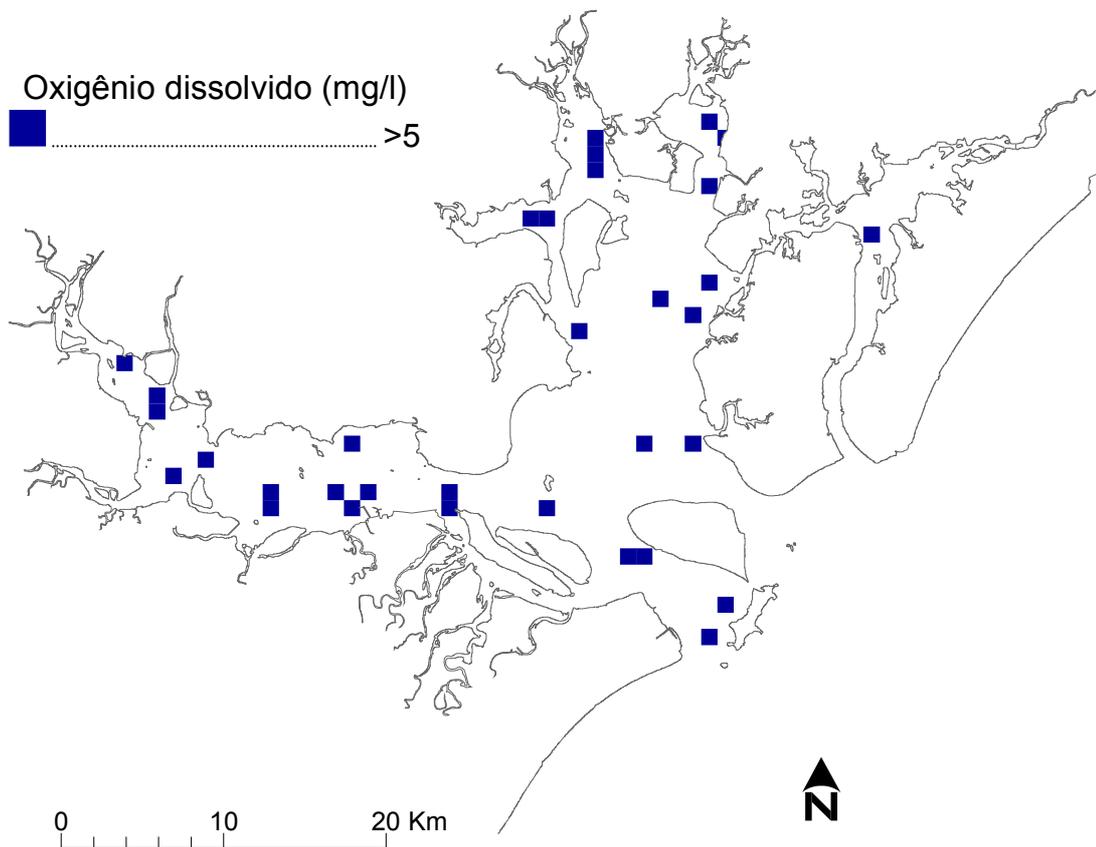


FIGURA 21 – Distribuição dos valores de OD

De acordo com o critério da NOAA (1985, 1999), os valores de clorofila apresentam problemas para o corpo estuarino nos eixos L-O e N-S, exceto na parte mais externa do eixo L-O. Alguns pontos próximos às margens do sistema estuarino também foram agrupados na classe 'sem problemas (Chl-a<5)'. A Chl-a apresentou correlação com a salinidade sendo que os maiores valores de Chl-a foram encontrados em situações de menor salinidade (FIGURA 22). Esta correlação pode ser explicada com a proximidade das regiões urbanas, nos setores interno e mediano do estuário, e com períodos de chuva que carregam nutrientes para o estuário favorecendo a produção primária e diminuem a salinidade das águas estuarinas.

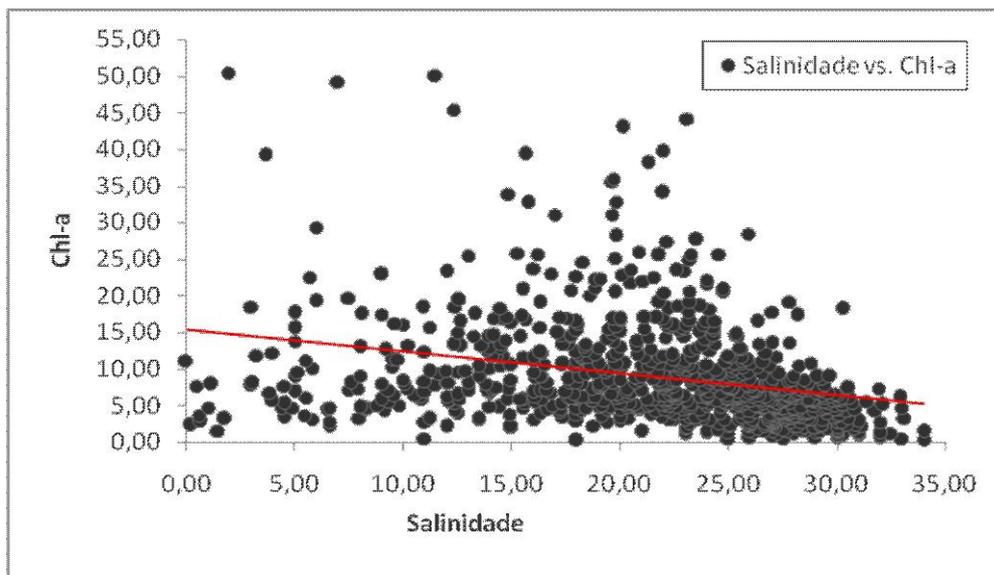


FIGURA 22 – Regressão dos dados de Chl-a em função da salinidade

Analisando os coeficientes de variação para estes dois parâmetros (FIGURA 23 e 24) percebe-se que em comparação com a Chl-a o OD quase não varia. Isto indica que as classes finais definidas pelo fator de estado correspondem mais a distribuição do parâmetro Chl-a. Esta baixa variabilidade do OD ao longo do sistema supõe que um monitoramento deste parâmetro pode ser realizado com menos pontos de observação, enquanto que a variabilidade da clorofila parece responder melhor às perturbações. Esta situação indica que a Chl-a é o fator que mais induz a heterogeneidade do CEP. Possivelmente é o fator que mais responde às pressões exercidas pelo aporte de substâncias e energia no sistema estuarino. Assim este parâmetro pode ser visto como o parâmetro a ser monitorado com maior frequência.

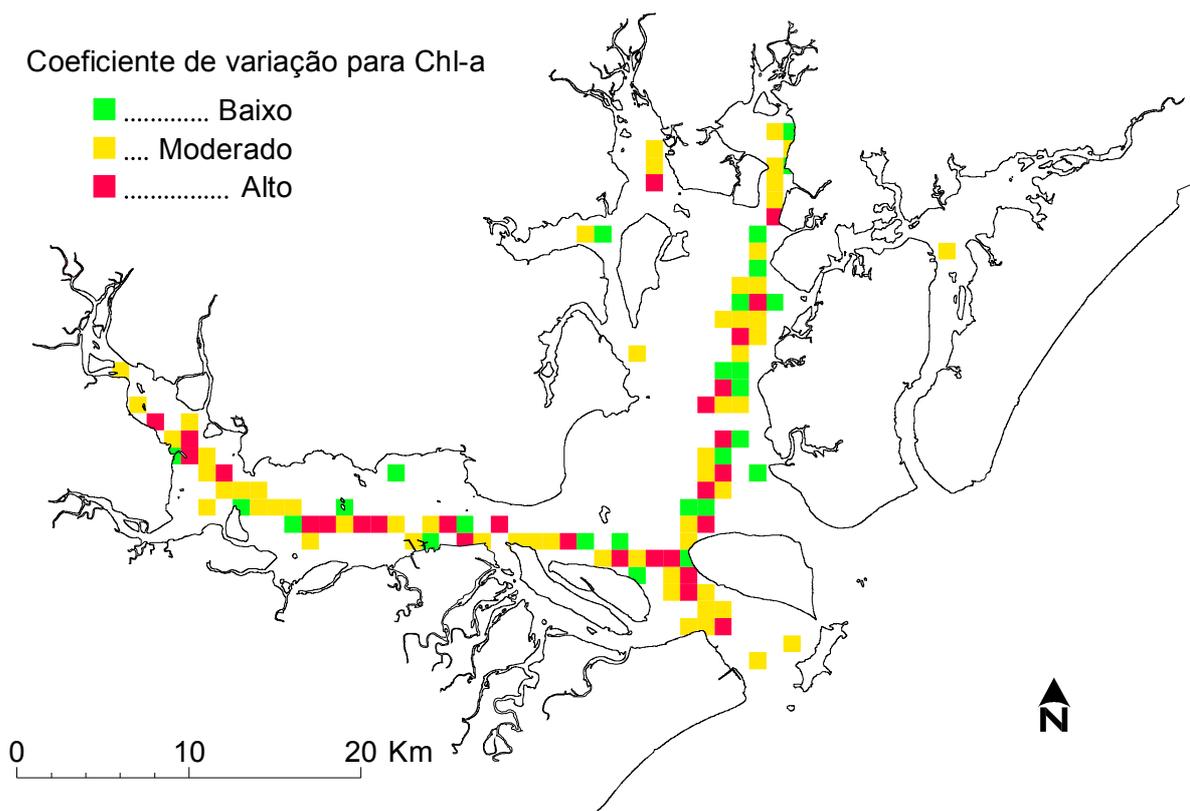


FIGURA 23 – Coeficiente de variação calculado para os valores de clorofila.

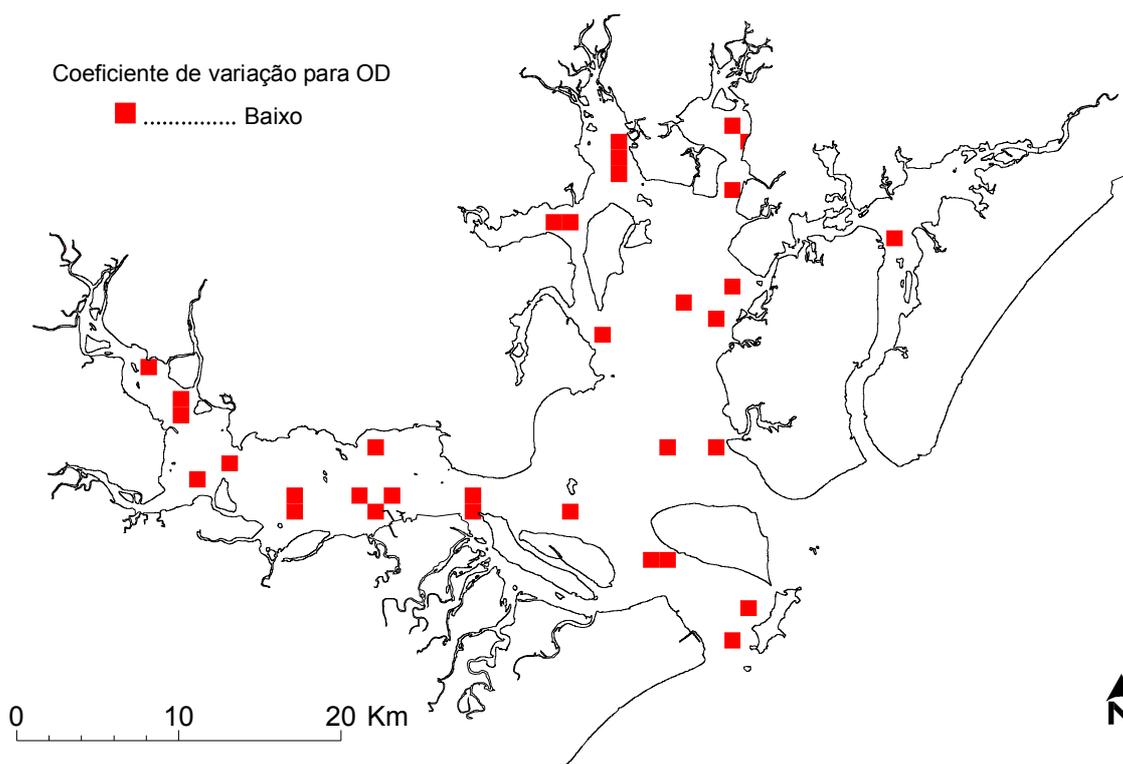


FIGURA 24 – Coeficiente de variação calculado para os valores de OD

4.1.2 Salinidade

Como era esperado a representação da salinidade foi a única a mostrar um gradiente bem definido, tendo valores menores estuário acima, devido ao aporte de água doce. Em parte do eixo N-S do CEP onde não foram encontrados dados, a identificação dos setores de salinidade é complicada ao contrário do eixo L-O. Da mesma maneira não foi possível comprovar se no eixo N-S ocorre um gradiente lateral de salinidade. A ausência de estudos que consideraram o gradiente de salinidade neste setor e os padrões de estratificação também foram obstáculos para validar a classificação. Para o eixo L-O as classificações de KNOPERS *et al.*, (1987) e NETTO e LANA (1997) contribuíram para precisar o estabelecimento dos limites entre os corpos d'água. Os coeficientes de variação para a salinidade (FIGURA 25) evidenciaram que, em comparação a Chl-a e OD, este é o parâmetro que mais claramente define a setorização do estuário.

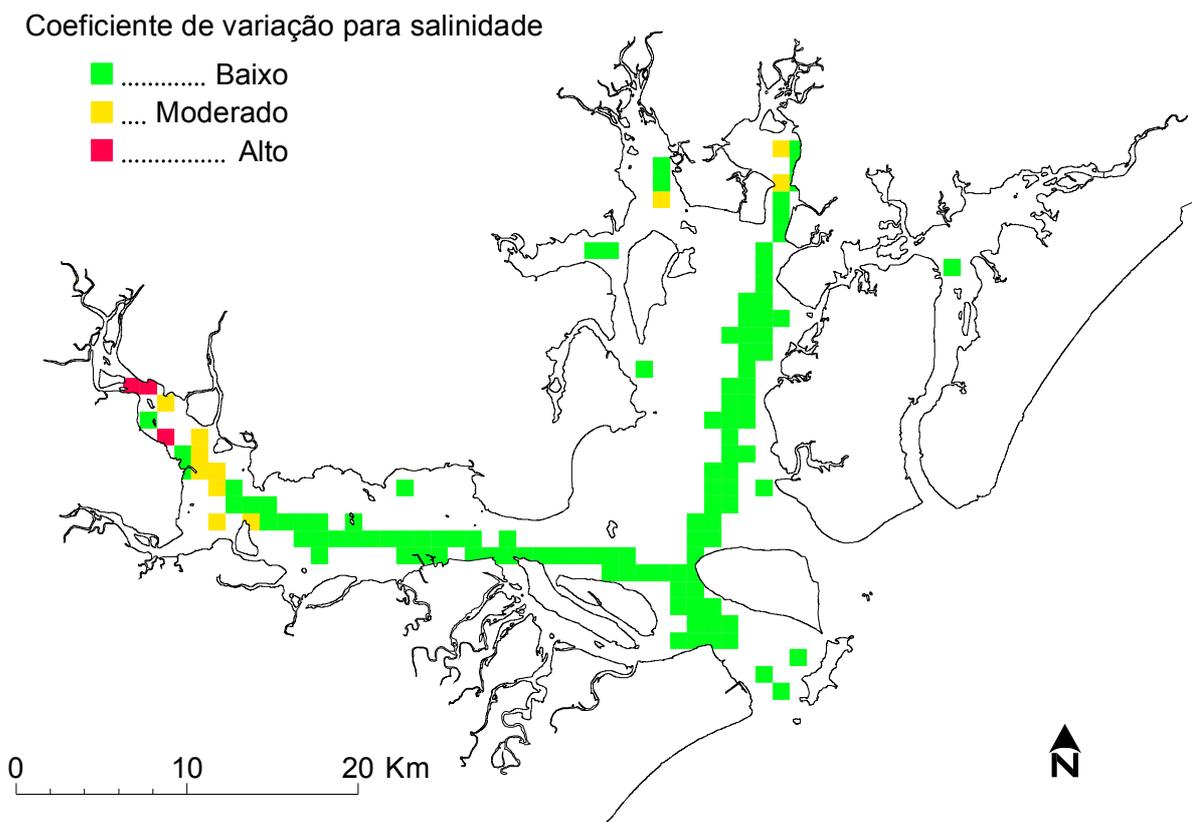


FIGURA 25 – Coeficiente de variação para os valores de salinidade

A baixa variabilidade da salinidade nas regiões mais internas aumentando gradativamente em direção a boca para ambos os eixos, N-S e L-O, do estuário mostram que as classes de valores de salinidade aumenta neste sentido. Na boca do estuário foram encontrados valores de salinidade mais baixos enquanto que nas cabeceiras não ocorreram valores de salinidade elevados (FIGURA 26).

Classes de salinidade

- 0 - 15
- 15 - 25
- 25 - 30

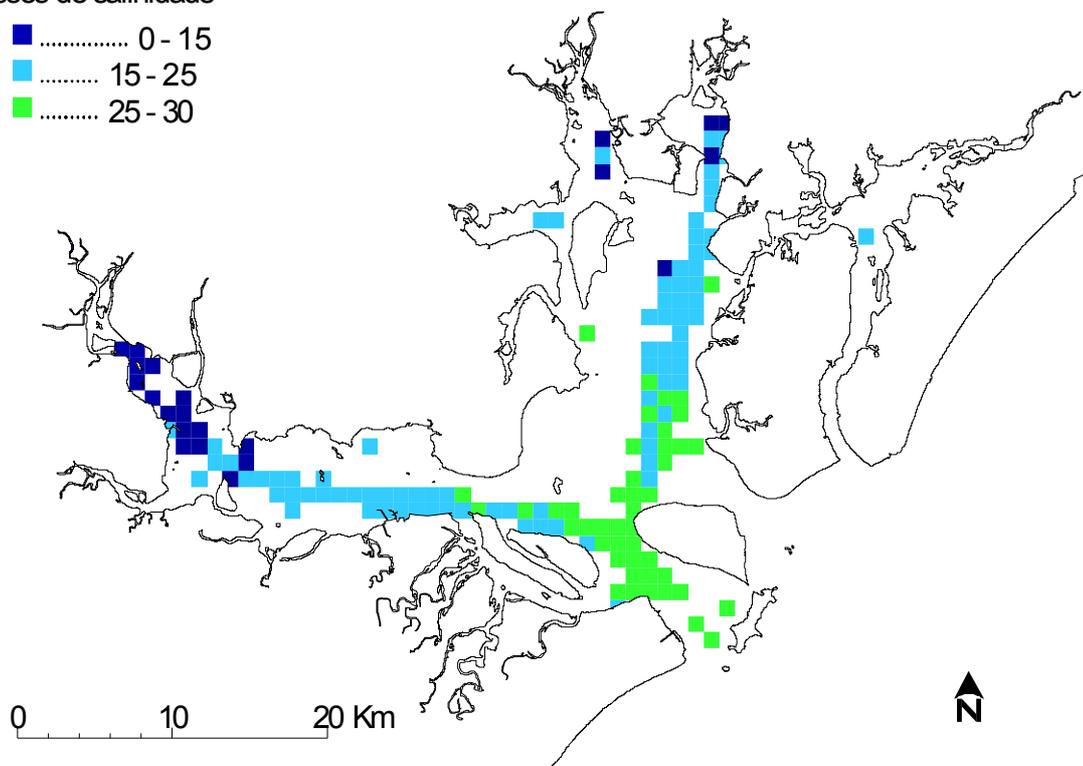


FIGURA 26 – Distribuição dos valores de salinidade para o CEP

4.2 DEFINIÇÃO DE UNIDADES DE MANEJO HOMOGÊNEAS

4.2.1 Parâmetros relativos à dimensão natural

4.2.1.1 Divisão morfológica

O processo de divisão morfológica resultou na determinação de 353 seções longitudinais no CEP (FIGURA 27). A TABELA 03 mostra o seccionamento que resultou no maior número de seções definidos por $\phi > 0,3$ para o eixo L-O. O procedimento de agregação morfológica usando o critério $\phi > 0,3$ resultou na identificação de dezenove corpos d'água no eixo L-O (139 seções), vinte no eixo N-S (96 seções) e nove na Baía de Pinheiros (123 seções) (FIGURA 28). Apesar do eixo L-O ser mais extenso o seccionamento executado no corpo principal deste resultou num número de corpos d'água muito próximo ao do eixo N-S.

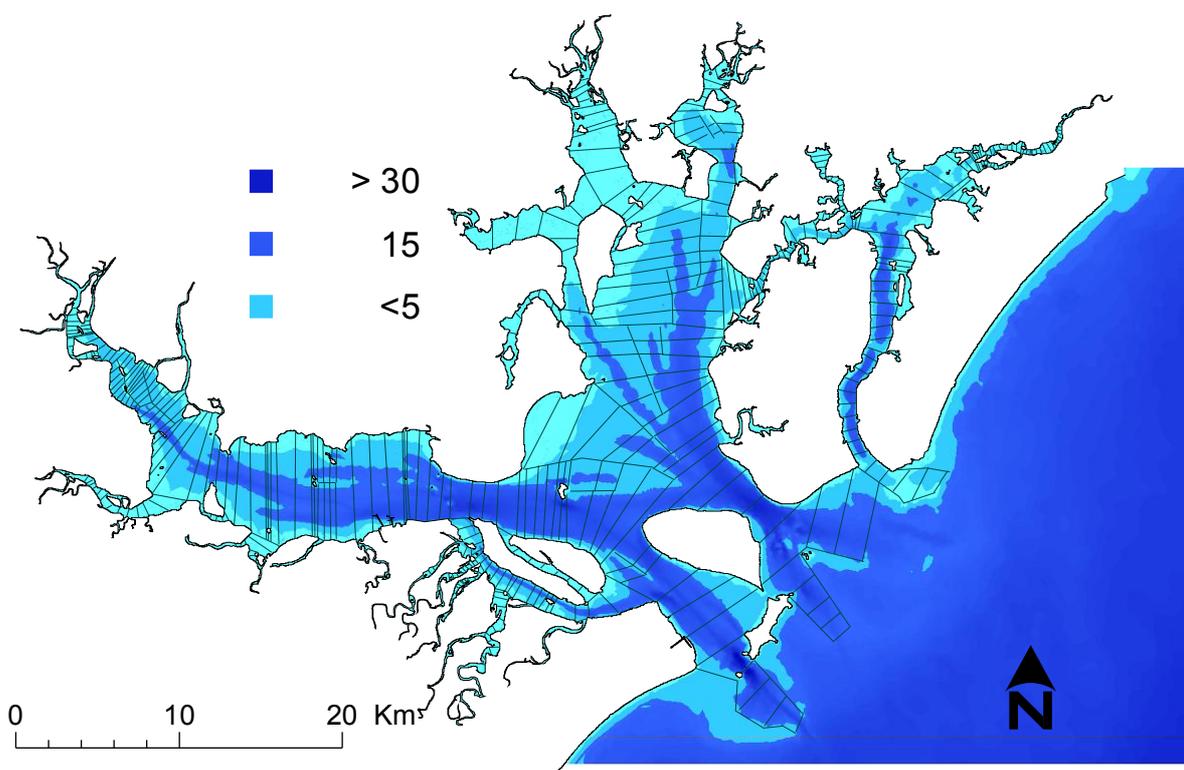


FIGURA 27 – Seccionamento da área de estudo

TABELA 03 – Número de corpos d'água definidos para o eixo L-O para seccionamentos com diferentes números de seções

Número de seções	Nº de corpos d'água definidos por $\phi > 0,3$
27	1
96	1
139	2
154	1

FONTE: O Autor (2009)

A definição de seções transversais mostrou-se complicada para o CEP devido a alta complexidade e a presença de distintas características morfológicas como setores meandrantos (corpos d'água 3 e 4 e 14 a 19 do eixo L-O) referentes ao subestuário da Cotinga e a zona superior meandrante identificada por LESSA *et al.* (1998). O setor da Baía de Pinheiros devido a sua morfologia tubular foi o que apresentou menos problemas para o seccionamento e também é o setor que mais se assemelha aos estuários estudados por FERREIRA *et al.* (2006).

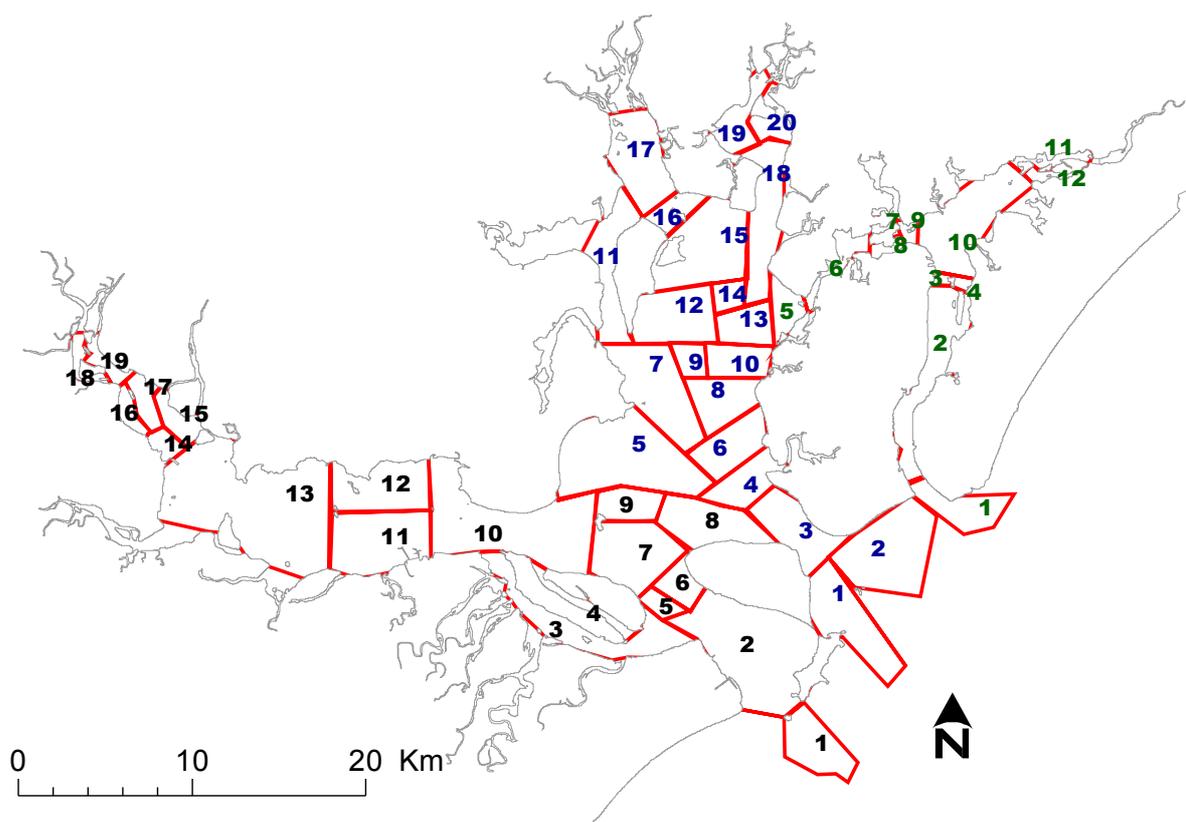


FIGURA 28 – Resultado da divisão morfológica

A etapa de seccionamento morfológico entre todas as etapas foi a mais trabalhosa exigindo muita atenção às formas de fundo com constantes consultas aos perfis transversais. Os subestuários delimitados por NOERNBERG, *et al.*(2006) também foram seccionados, mas não foram considerados na divisão final dos corpos morfológicos devido à diferenças na escala que exigem um seccionamento com maior resolução. Além disso, o seccionamento destes subestuários resulta em um número elevado de pequenos corpos d'água que não fazem sentido aos propósitos de manejo e monitoramento do CEP como um todo. Alternativamente pode-se considerar cada um destes corpos d'água como unidades de manejo em si.

A consideração de feições morfológicas conhecidas como, por exemplo, canais de enchente e vazante, deltas de enchente, baixios e planícies de maré podem servir como critérios adicionais para facilitar a divisão morfológica quando se trata de um complexo estuarino. Mapas de sedimento também podem enriquecer esta divisão indicando ambientes com diferenças em relação às características hidrodinâmicas.

4.2.1.2 Divisão de salinidade

A divisão de salinidade resultou em seis corpos d'água distintos para os dois eixos principais do CEP (FIGURA 29). Nesta etapa os corpos d'água 3 e 4 do eixo L-O e o estuário da Baía de Pinheiros foram descartados devido a ausência de dados.

Para os corpos d'água 1 do eixo L-O e 1 e 2 do eixo N-S não houveram dados de salinidade suficientes para estabelecer seus limites externos. Portanto, estes foram incorporados ao setor definido como água marinha tendo seus limites definidos por um critério baseado apenas na topografia. Deste modo, uma linha foi traçada entre o continente e as ilhas situadas nas desembocaduras sul (Ilha do Mel e Iha da Galheta) e sueste (Ilha do Mel e Ilha das Palmas) do CEP. A definição dos limites externos dos estuários não é contemplada na abordagem de FERREIRA *et al.* (2006), mas parecem ter seus limites externos definidos pela topografia, então se tentou seguir a mesma definição.

Os problemas encontrados nesta etapa são relativos às definições dos setores de salinidade. As classes definidas neste estudo foram escolhidas para

representar mais aproximadamente as divisões que já vêm sendo usadas para o CEP e trata-se de uma combinação entre as divisões propostas pela NOAA, (1985 e 1999) e as classes utilizadas por NETTO e LANA (1997). Assim a superfície de salinidade apresentou três classes distintas em ambos os setores, N-S e L-O (oligo-mesohalina: água doce-15, polihalina: 15-25 e água marinha: >25). O setor definido como água marinha foi escolhido para representar o setor mais externo da baía já que os dados utilizados neste estudo não apontaram a existência de um setor euhalino dentro do estuário.

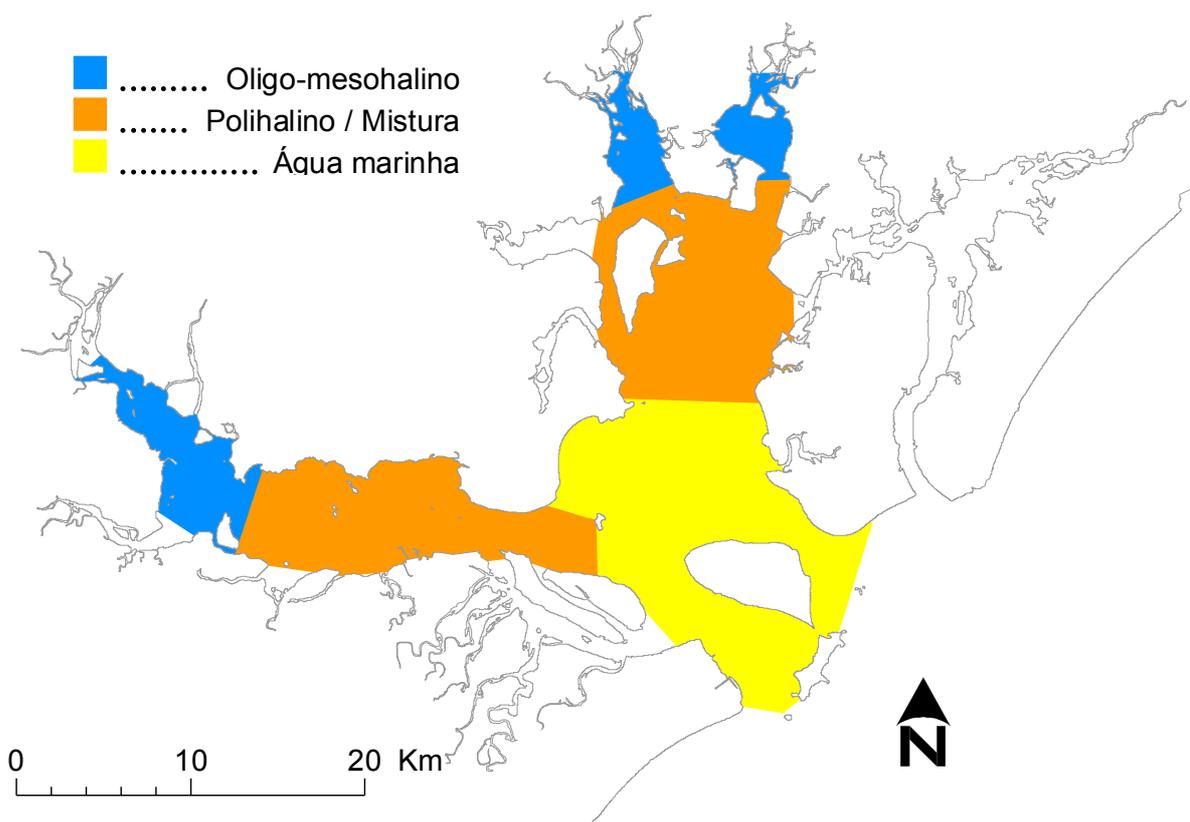


FIGURA 29 – Resultado da setorização em classes de salinidade.

A falta de dados na margem oeste do eixo N-S do CEP não permite indicar a ocorrência de heterogeneidade horizontal como apontam KNOPERS *et al.* (1987) para o eixo L-O. A homogeneidade lateral é caracterizada pela ausência de gradiente horizontal mesmo que haja um gradiente longitudinal de salinidade, verticalmente o estuário pode ser tanto homogêneo quanto estratificado. Segundo DYER (1973) estuários lateralmente homogêneo ocorrem quando a largura do estuário é pequena e o cisalhamento lateral é suficiente para criar condições

lateralmente homogêneas. Sob estas condições, mesmo que haja um aumento uniforme dos valores de salinidade e que a média do fluxo por uma seção transversal resulte em direção ao mar, o estuário ainda pode ser lateralmente homogêneo. PRITCHARD (1955) destaca que a profundidade e a largura dos estuários são fatores importantes para sua tipificação. Por exemplo, se o fluxo fluvial e o prisma de maré são mantidos constantes, um aumento na largura do estuário resulta numa alteração da razão entre o volume de maré e o fluxo fluvial. Se as velocidades de corrente de maré são maiores em seções constrictas do estuário, este tende a ser bem misturado, mas em seções mais largas este se torna mais estratificado. Supõe-se que não há homogeneidade lateral no eixo L-O baseado na largura das seções transversais, ainda que, para corroborar esta, mais explorações sejam necessárias.

Uma revisão mais profunda da setorização por salinidade ainda é necessária, tendo em vista que as classificações executadas até o momento se concentram no eixo L-O e não tiveram como objetivo principal produzir tal zonação. Ainda continuam faltando estudos que considerem maiores séries temporais de dados, de preferência monitoramentos contínuos e que sejam capazes de capturar as situações mais diversas de condições de maré e meteorológicas, os estudos de MARONE e CAMARGO (1994) e MARONE e JAMIYANNA (1997) abrangem situações extremas e ciclos de maré completos. Geralmente os estudos baseados na biologia tendem a amostrar um dado instante da maré, não sendo suficientes para indicar qualquer setorização da salinidade.

4.2.2 Divisão natural

A divisão natural final (FIGURA 30) eliminou os corpos d'água menores 14-19, 5 e 6 do eixo L-O pelo critério de salinidade e pelo teste de normalização utilizando a intrusão da maré. O corpo d'água 13 do eixo L-O também foi eliminado pela normalização utilizando a intrusão da maré. No eixo N-S os corpos d'água 1 a 9 foram mesclados entre si e unidos aos corpos 2, 5, 6 e 7 do eixo L-O pelo critério de salinidade. Os divisores entre os setores 6, 7 e 8 do eixo N-S foram relocados considerando os limites entre a divisão de salinidade e a divisão morfológica como

unidades de conservação e áreas de remanescentes da Mata Atlântica. O principal problema em relação a esta etapa é a falta de informações sobre os fluxos de substâncias e energia das bacias hidrográficas para o estuário (como se vê em MACHADO *et al.*, 1997 e MARONE *et al.*, 2005). Este fato confere um risco ao produto final da etapa de definição de corpos d'água humanos. A alternativa para contornar esta falta de dados foi o cálculo do índice λ (Eq.(3)) com base nas classes de ocupação das bacias hidrográficas. Apesar de não ser a situação ideal para representar as pressões exercidas sobre o CEP, esta alternativa promoveu uma visão geral de como os setores do estuário são influenciados distintamente pelas bacias hidrográficas em seu entorno.

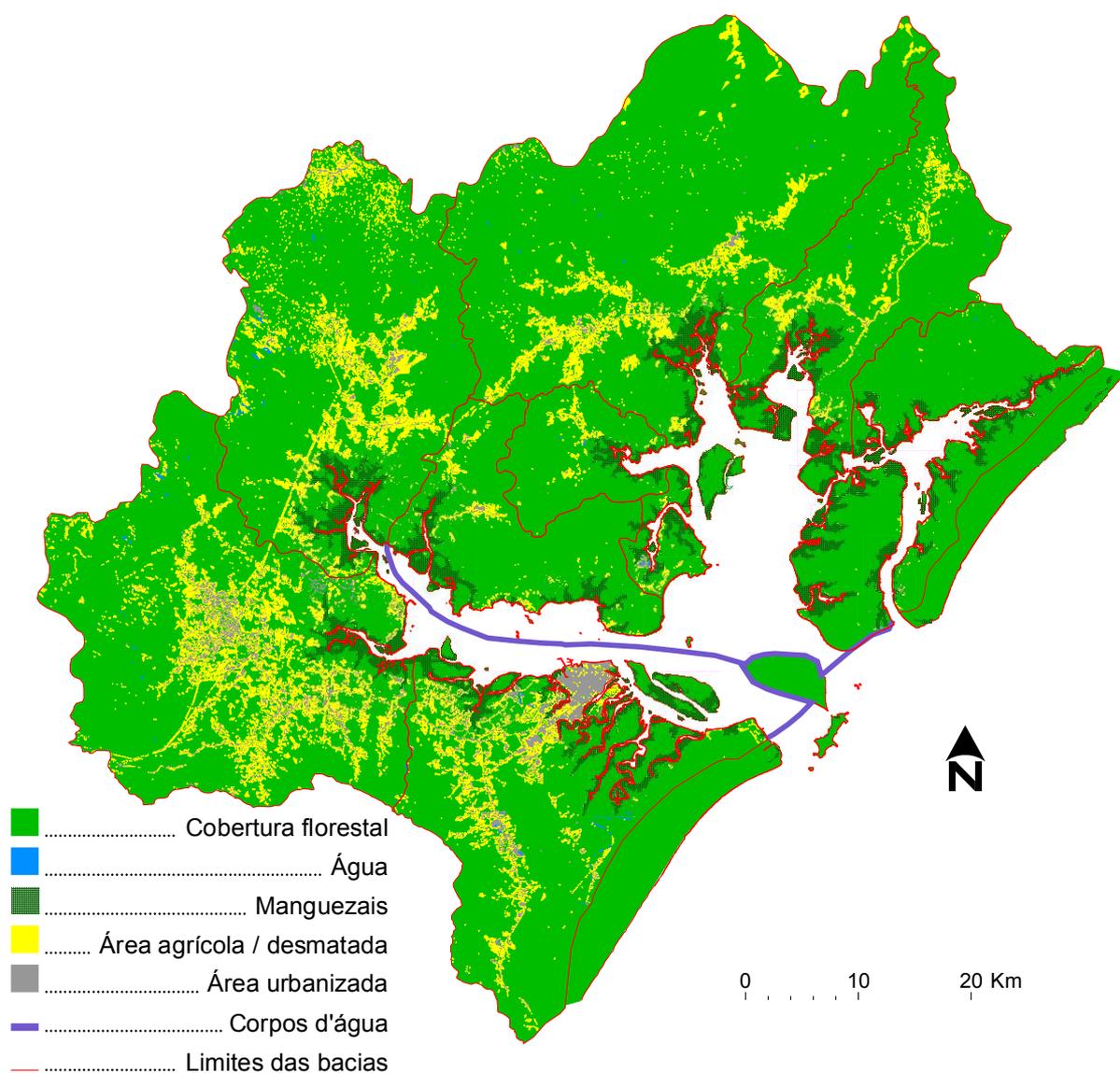


FIGURA 31 – Divisão dos corpos d'água definidos pelo critério de pressão.

4.3.1.2 Divisão baseada nas condições de estado

Os parâmetros selecionados para a determinação do estado do CEP constituíram dois corpos d'água para o fator Chl-a (FIGURA 32) e um único corpo d'água para OD (FIGURA 33), todos os valores de OD obtidos foram menores que 5mg/l. A avaliação do estado combinou os dois parâmetros em uma sobreposição de planos de informação. O resultado corresponde diretamente a distribuição dos valores de clorofila sendo estabelecidos dois corpos d'água, um sem problemas para ambos os parâmetros e outro com problemas para a Chl-a (FIGURA 34).

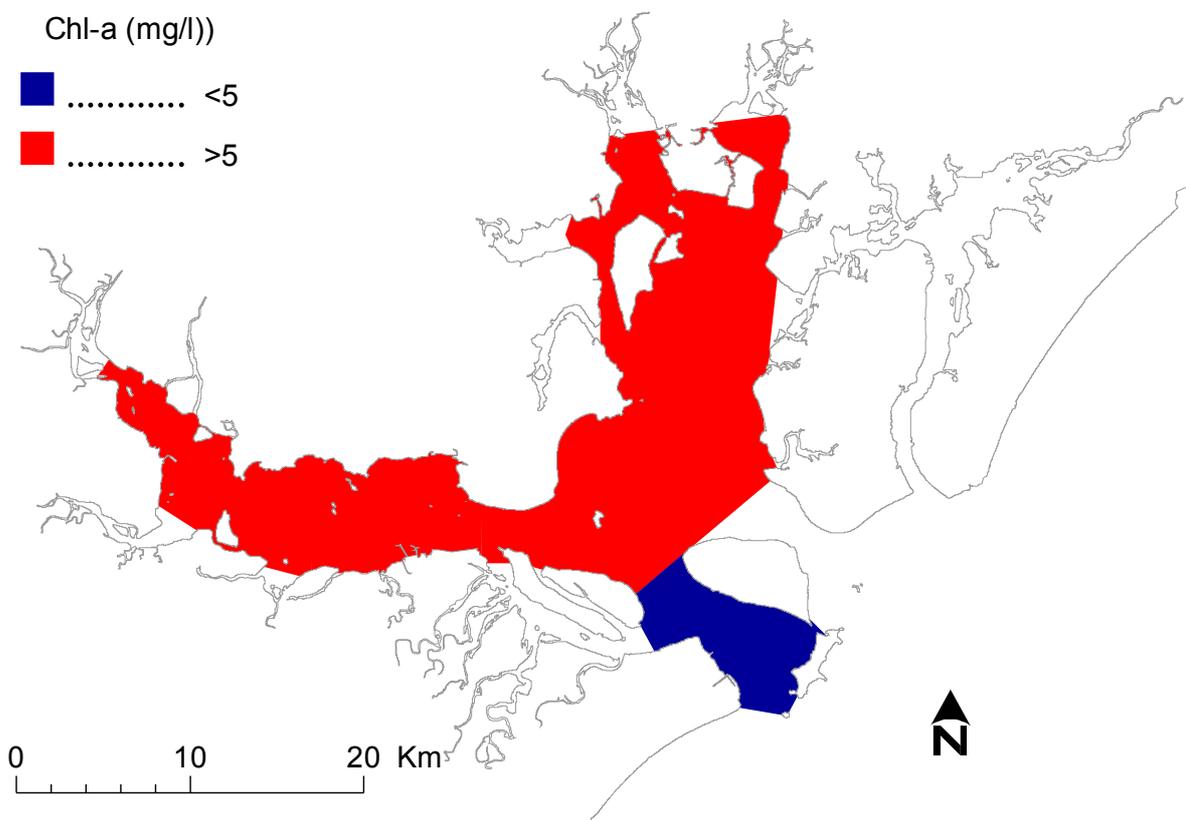


FIGURA 32 – Corpos d'água definidos pelos valores de clorofila.

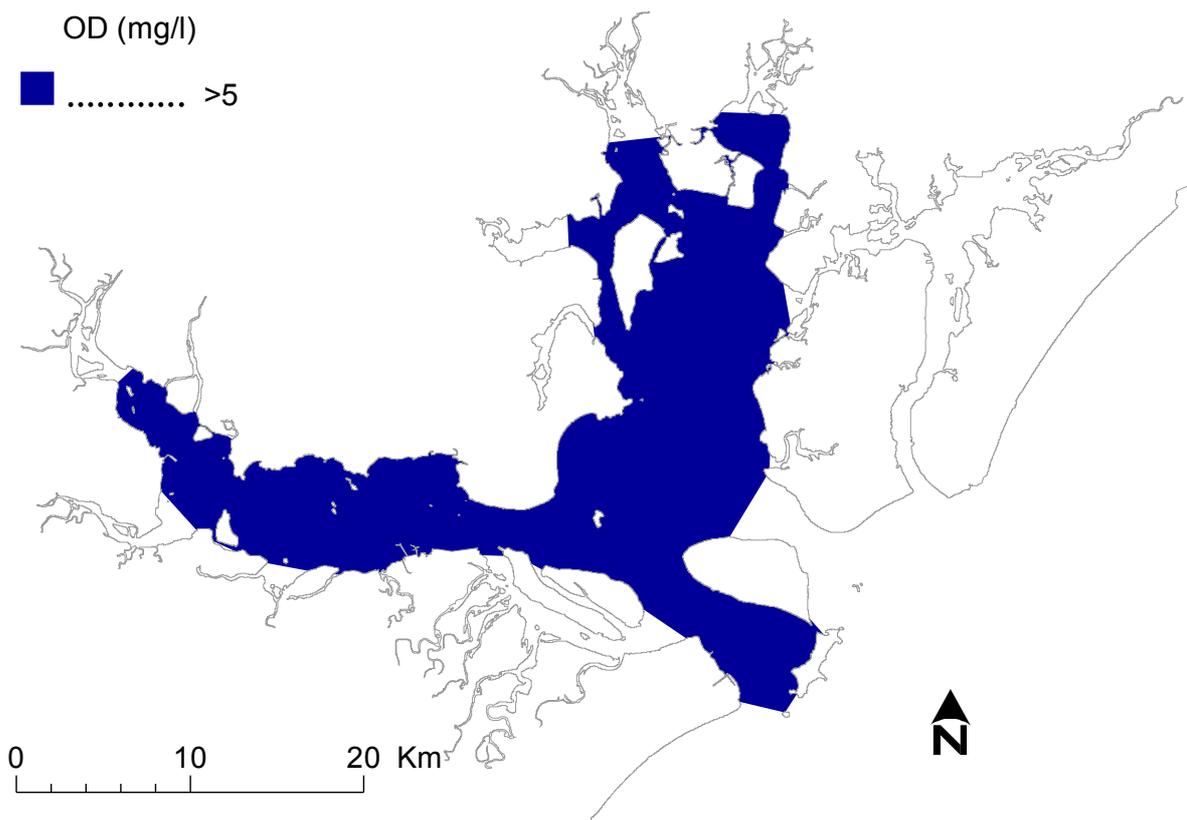


FIGURA 33 – Divisão dos corpos d'água definidos pelos valores de OD.

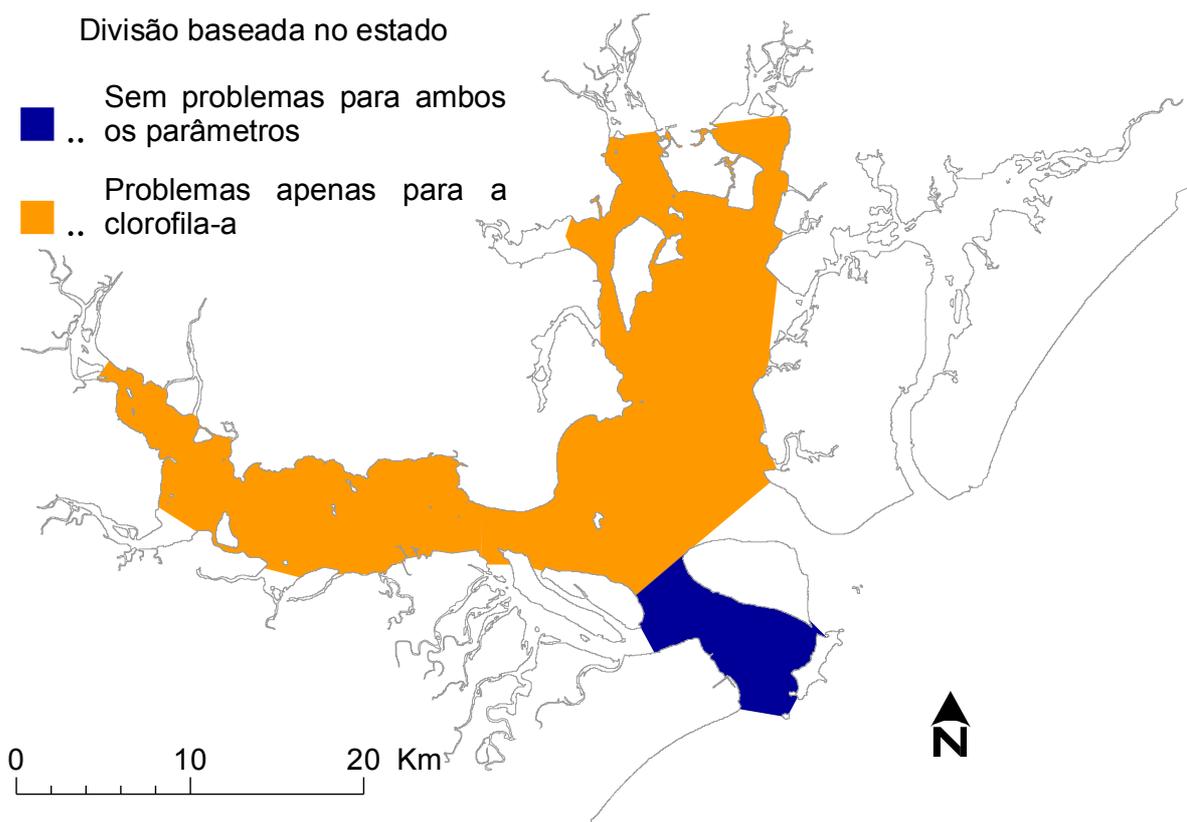


FIGURA 34 – Divisão dos corpos d'água definidos pelas condições de estado.

4.3.2 Divisão humana

A divisão humana final (FIGURA 35) resultou em três corpos d'água correspondendo com maior evidência ao fator definido pela pressão. Nesta etapa o corpo d'água 3 foi normalizado pela intrusão da maré de modo que teve sua área reduzida em direção à boca do estuário.

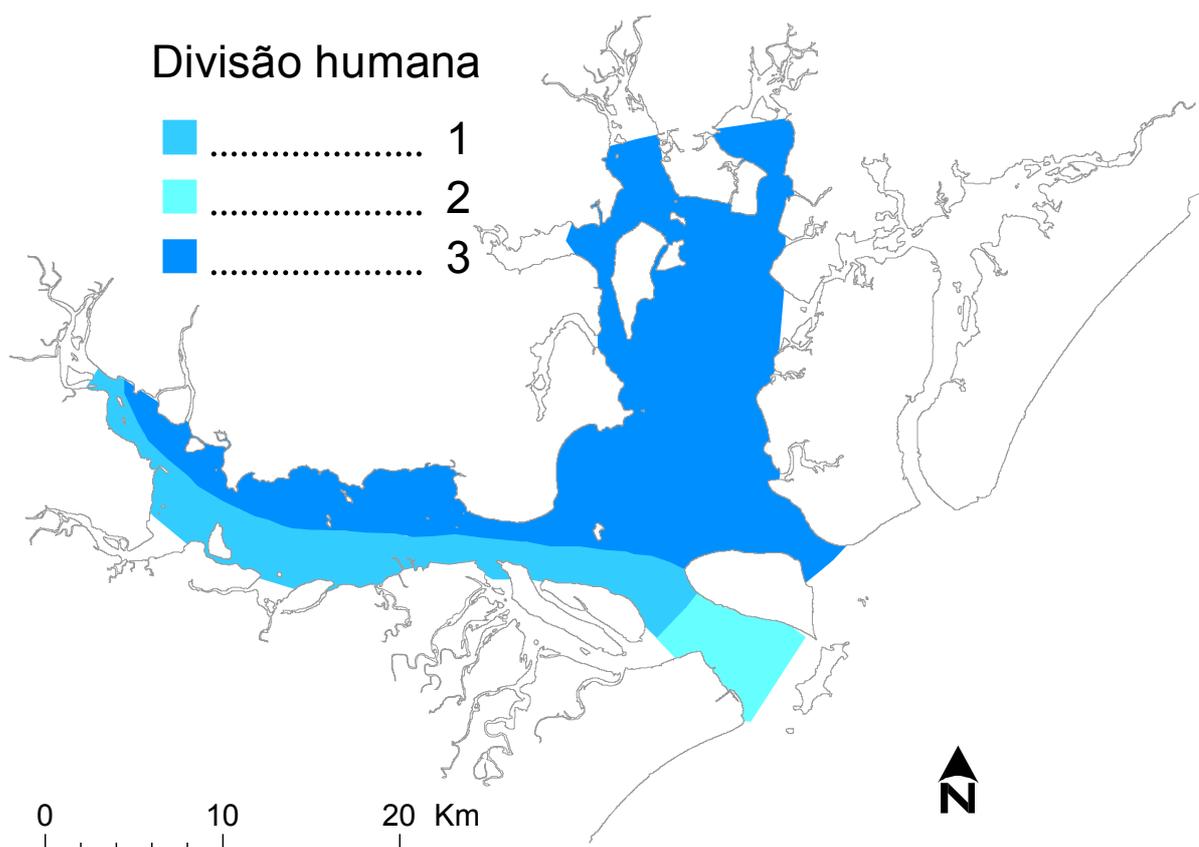


FIGURA 35 – Divisão final dos corpos d'água baseado na influência humana.

4.3 DIVISÃO FINAL DOS CORPOS D'ÁGUA

Os corpos d'água representantes da dimensão humana foram sintetizados aos representantes da dimensão natural em uma divisão final. O produto desta sintetização resultou em dez corpos d'água (FIGURA 36). O divisor entre os corpos

d'água 1/5, 2/6, 3/7, 3/4 8/9 e 8/10 foram mantidos como na divisão humana. Já os divisores entre os corpos 1/2, 2/3, 5/6 e 6/7 foram mantidos como na divisão natural.

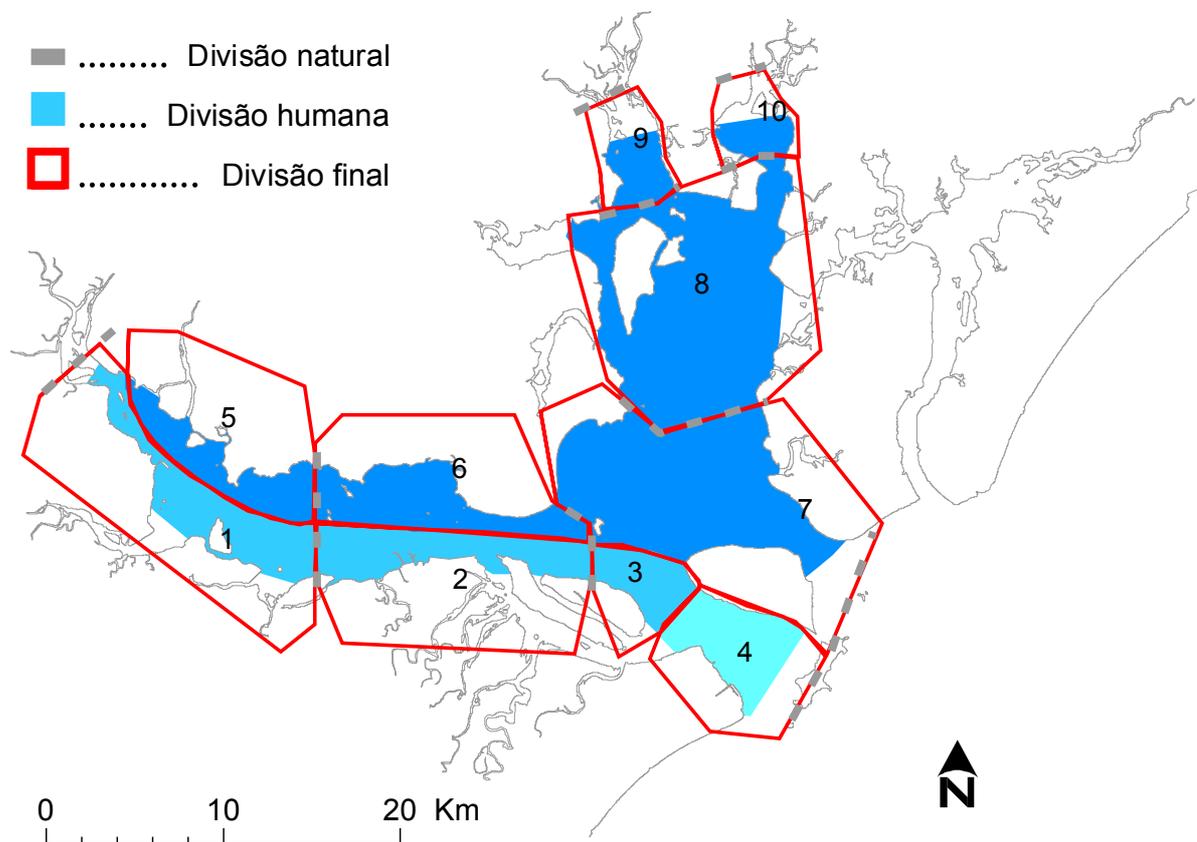


FIGURA 36 – Divisão final dos corpos d'água homogêneos para a área de estudo

Para o gerenciamento do CEP medidas e ações baseadas nesta divisão dos corpos d'água devem ser consideradas em integração com as bacias hidrográficas. Os corpos d'água 1 e 2 são mais afetados pela influência humana e os esforços para a manutenção ou recuperação destes deve ser os mais intensos. Mesmo que estes dois corpos d'água estejam separados dos corpos 5 e 6 não se podem negar as trocas d'água e, portanto, energia e substâncias entre estes. De tal maneira que as ações também devem levar em conta os corpos d'água vizinhos. A tarefa de separar um objeto fluido com natureza difusa é sempre problemática sendo notável que seus limites não sejam rígidos. Do mesmo modo qualquer medida de gerenciamento deve ser flexível.

A divisão aqui apresentada pode enriquecer as estratégias para definição dos limites de emissão de efluentes nos corpos d'água e para realização dos monitoramentos de balneabilidade. Os corpos d'água 7 a 10 são os que menos

sofrem pressão das bacias hidrográficas, apesar de terem apresentado problemas na divisão definida pelo estado estes corpos podem ser considerados em boas condições podendo ser direcionados às atividades de maricultura, recreação e pesca. O problema referido ao estado do corpo d'água está intimamente relacionado com os valores de Chl-a encontrados. Certa atenção deve ser dada a este parâmetro, pois o critério para estabelecimento da classe 'problema' foi transposto para a área de estudo e pode não condizer com a realidade regional. Os valores considerados altos para o parâmetro podem representar uma produtividade primária natural e não induzida pela influência humana.

FERREIRA *et al.* (2006) testaram a metodologia aplicada neste estudo para três estuários portugueses, um estuário tubular (Mondego), um estuário lagunar (Sado) e um sistema de ilhas barreiras (Ria Formosa) (FIGURA 36). Os parâmetros físicos, morfologia, circulação, estrutura de salinidade e tempo de residência, diferem entre os estuários. Dados demográficos do entorno dos estuários e as condições de pressão e estado de eutrofização também demonstram o quanto os três sistemas diferem entre si. A TABELA 04 mostra os parâmetros estuarinos dos três sistemas portugueses e do CEP.

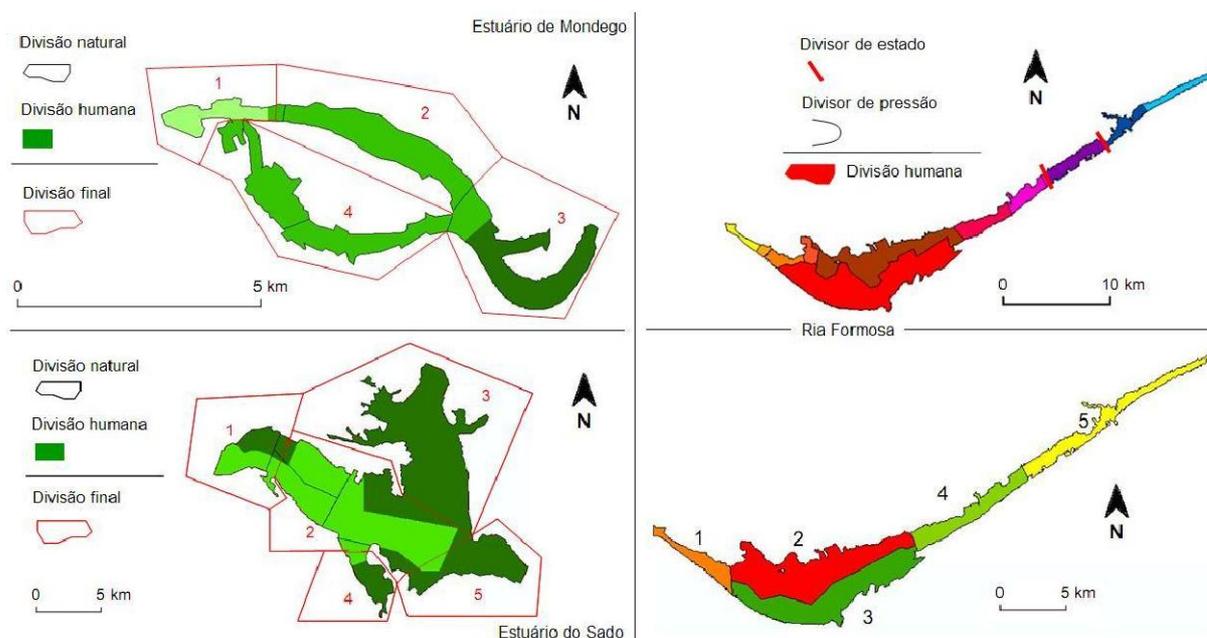


FIGURA 36 – Corpos d'água definidos para os estuários de Mondego, Sado e Ria Formosa em Portugal

FONTE: Adaptado de FERREIRA *et al.* (2006)

Nos testes de FERREIRA *et al.* (2006) a divisão morfológica apresentou cinco corpos d'água para os estuários de Mondego e do Sado. Já o sistema lagunar da Ria Formosa, mais raso com muitas áreas intermareais, apresentou 10 corpos d'água definidos pelo critério morfológico. Comparativamente a divisão morfológica do CEP resultou em 51 corpos d'água, 39 apenas nos eixos N-S e L-O e 12 no setor da baía de Pinheiros cuja classificação foi posteriormente descartada por falta de dados. Este resultado denota a complexidade morfológica do CEP. Esta situação indica que o CEP deve receber um tratamento diferenciado para sua divisão.

TABELA 04 – Comparativo entre os parâmetros de três estuários portugueses e o Complexo Estuarino de Paranaguá

Parâmetros	Estuário de Mondego ^a	Estuário do Sado ^a	Ria Formosa ^a	Complexo Estuarino de Paranaguá
Volume (10 ⁶ m ³)	22	500	92	2000 ^b
Área da lâmina d'água (km ²)	6.4	180	49	612 ^b
Descarga fluvial (m ³ s ⁻¹)	80	40	—	200 ^b
Amplitude de maré (m)	3.0	2.7	2.0	2.2 ^b
Tempo de residência (dias)	9	32	1	3.49 ^b
População (habitantes)	66000	128000	145000	184000 ^d
Aporte de nitrogênio (t ano ⁻¹)	143	3788	421	611 ^e
Aporte de fósforo (t ano ⁻¹)	27	837	83	115 ^e
Razão N/P	11	4	14	7 ^e

FONTE: Adaptado de ^aFERREIRA *et al.* (2006), ^bMARONE *et al.* (1997), ^dIBGE (2000) e ^eMACHADO *et al.* (1997)

A ocorrência de seis corpos d'água no setor mais interno do eixo L-O acusa uma diferenciação morfológica em relação aos demais setores da zonação tripartite deste eixo conforme indicado por LESSA *et al.* (2000) (FIGURA 37). Por outro lado o processo de divisão/agregação baseado no critério de pressão, definido pelo uso do solo nas bacias hidrográficas, resultou numa diferenciação apenas entre os eixos principais do CEP e as margens Norte e Sul do eixo L-O. Enquanto que nos estuários de Mondego, Sado e Ria Formosa tiveram dois, cinco e onze corpos d'água definidos, respectivamente, pelo critério de pressão. Na combinação entre os corpos d'água definidos pelas divisões naturais e humanas pode haver o prevailecimento de uma das duas divisões. Cabe aos operadores da divisão destacar o que pode ser considerado como influência antrópica que poderá obter melhores respostas de medidas de gerenciamento.

Em comparação às divisões anteriores do CEP a classificação final produzida pela metodologia proposta por FERREIRA *et al.* (2006) apresentou algumas vantagens. Em primeiro lugar deixa evidente a disparidade da disponibilidade de dados nos diferentes setores do CEP. Em muitos dos sub-estuários definidos por NOERNBERG *et al.* (2004) (FIGURA 38) não há dados para se conduzir uma identificação dos corpos d'água. Outra vantagem é a consideração de fatores de influência antrópica que permitem identificar locais que sofrem maiores alterações e que podem ser priorizados por medidas de gerenciamento costeiro. De fato a consideração da dimensão humana na classificação do CEP chama atenção para a suscetibilidade e vulnerabilidade dos corpos d'água.

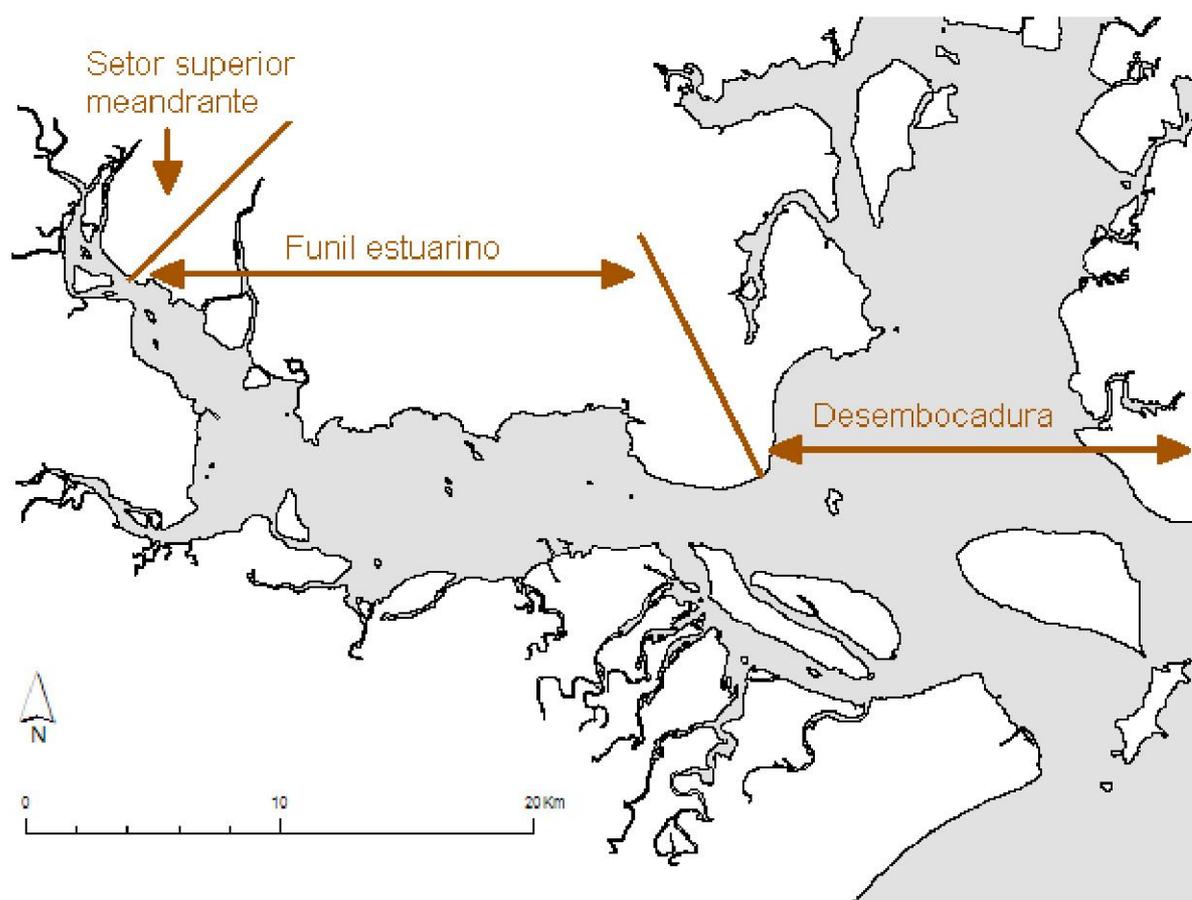


FIGURA 38 – Zonação tripartite do eixo L-O do Complexo Estuarino de Paranaguá

FONTE: Adaptado de LESSA *et al.* (2000)

Dentre os problemas encontrados na aplicação da metodologia para o CEP pode-se ressaltar que a falta de dados associada às dimensões a complexidade morfológica do sistema estuarino se colocam como obstáculos para uma classificação mais

precisa dos corpos d'água. A divisão hierárquica em setores e subestuários conduzida por NOERNBERG *et al.* (2004) pode ser utilizada como base para uma classificação mais minuciosa que considere fatores da influência humana nos corpos d'água do CEP. Nesta divisão hierárquica os subestuários podem funcionar como unidades na menor escala de manejo. NOERNBERG *et al.* (2004) destacam que as características morfológicas dos subestuários são controladas pela amplitude de maré e pela energia de gradientes hidráulicos, os estuários que apresentam gradientes hidráulicos mais elevados possuem maiores áreas inundáveis e de planície de maré.

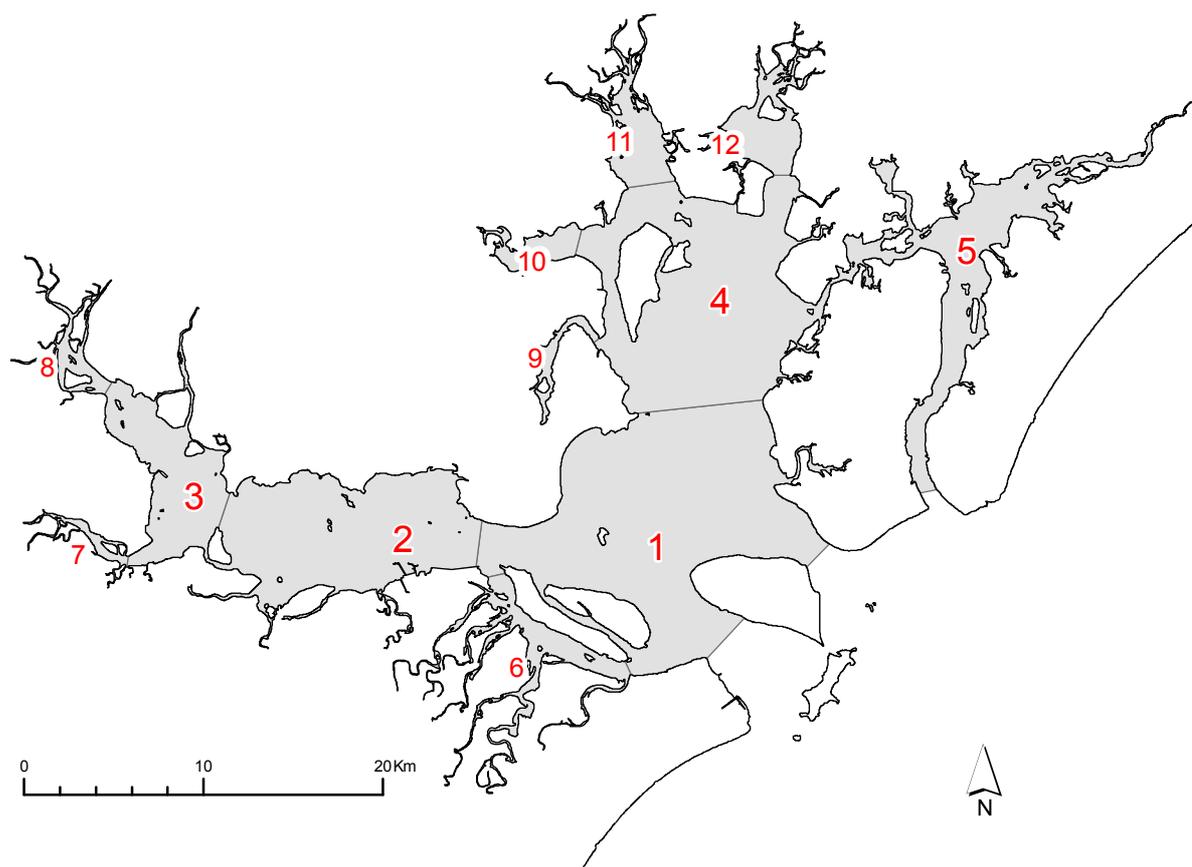


FIGURA 38 – Divisão do CEP em setores: (1) Mistura, (2) Paranaguá, (3) Antonina, (4) Laranjeiras e (5) Pinheiros; e subestuários: (6) Cotinga, (7) Nhundiaquara, (8) Cachoeira, (9) Medeiros, (10) Itaquí, (11) Benito e (12) Guaraqueçaba

FONTE: Adaptado de NOERNBERG *et al.* (2004)

Desde que sejam realizados levantamentos de dados batimétricos, de salinidade, de concentração de nutrientes, OD e Chl-a pode-se avançar na definição dos subestuários agregando os critérios de gerenciamento às características morfológicas. Neste sentido, a abordagem proposta por FERREIRA *et al.* (2006)

incorpora definições técnicas à setorização de estuários trazendo o uso de corpos d'água como unidades básicas para a operação instrumentos de GC.

Tanto a abordagem testada neste estudo, quanto as setorizações prévias do CEP, mesmo que considerem uma dimensão humana, não são bem sucedidas, do ponto de vista do GC, ao excluir os usuários do espaço e dos recursos estuarinos como parte integrante do instrumento. Uma classificação mais objetiva e fiel aos princípios do gerenciamento costeiro e ao próprio conceito de unidades de manejo deve considerar estes atores e usuários presentes nos sistemas costeiros. Outras intenções sociais, arranjos de governança, os valores e as formas de uso dos sistemas costeiros também são alguns aspectos que dariam mais consistência e maior credibilidade a esta abordagem em se tratando de gerenciamento costeiro.

5 CONSIDERACOES FINAIS

5.1 CONCLUSÃO

As divisões dos corpos d'água definidos pelos parâmetros morfológicos, de salinidade, Chl-a e OD foram estabelecidas heurísticamente com base nos valores apresentados nas células da grade regular. A abordagem de divisão da área de estudo em uma grade regular facilitou a entrada dos dados para produzir a classificação dos corpos d'água. Além disso, a abordagem pode ser estendida para outros parâmetros estuarinos e para diferentes camadas de profundidade do corpo d'água estuarino, como à distribuição de espécies bentônicas e no mapeamento de habitats marinhos. Contudo, se a pretensão for avaliar a coluna d'água e o leito do estuário haverá a necessidade de testar diferentes tamanhos de células.

A metodologia proposta por FERREIRA, *et al.* (2006) e aqui testada mostrou como um ponto fraco a consideração de fronteiras e limites destacada por BARTLETT (2001). Mesmo que a definição final dos corpos d'água tenha reproduzido os limites encontrados nas etapas anteriores, estes limites ainda tratam de objetos (corpos d'água) que espacialmente tem seus limites definidos por uma natureza difusa. Neste sentido, maiores explorações são necessárias para que em

acordo, cientistas e tomadores de decisão, possam determinar em que proporção as faixas de fronteiras entre os corpos d'água podem ser aceitas. Como produto de investigação científica com aplicações ao gerenciamento costeiro, é primordial que o maior número de atores seja consultado e participe da discussão sobre a definição dos limites entre os corpos d'água a fim de considerar todos os aspectos do zoneamento. Ainda que os limites encontrados sejam dinâmicos, a metodologia traz definições conceituais suficientes e facilmente entendíveis para reproduzir sua aplicação. Sucessivas etapas de reprodução da metodologia poderão refinar ainda mais o estabelecimento dos limites entre os corpos d'água. Outro problema é em relação à falta de dados, os dados de OD só puderam ser utilizados devido a pouca variabilidade e porque todos foram agrupados dentro da mesma classe de valor, mas o problema permanece. A representação quadriculada utilizada para exibir os dados serviu como ferramenta para informar esta falta de dados.

Quanto às etapas de construção do SIG para definição de corpos d'água podemos destacar que as etapas descritas por TOLVANEN e KALIOLA (2008) foram especialmente úteis para a elaboração da aplicação baseada em dados secundários. O resultado das etapas de determinação da necessidade de informações e avaliação da fonte de dados contribuiu para um levantamento ágil dos dados requeridos para a definição dos corpos d'água do CEP. Apesar disto a etapa seguinte de avaliação da aplicabilidade dos dados não pode ser executada completamente, já que as bases de dados consultadas não são dotadas de documentação sobre os dados na forma de metadados. Desta forma não é possível verificar a qualidade dos resultados finais.

A aplicação da metodologia trouxe a tona os problemas da falta de dados, da consideração de escalas de trabalho e de definições conceituais sobre o CEP e suas unidades componentes. Primeiro, em relação à falta de dados constatou que, como mostrado nos resultados, em cada uma das etapas ocorreram áreas nas quais os divisores não puderam ser aplicados. Para as áreas onde existem dados disponíveis, a falta de documentação sobre os dados e de um repositório ao menos para os metadados constituem os principais obstáculos à sua utilização. O CEP é em parte bem estudado, esta parte se refere especificamente ao eixo L-O que abriga os portos de Paranguá e Antonina e teve maior atenção em termos de pesquisa em comparação ao eixo N-S nos últimos anos. Neste caso ainda há necessidade de obtenção de dados primários sobre os parâmetros referentes às dimensões naturais

e humanas que incidem na definição de unidades de manejo homogêneas sobre o CEP. Em segundo lugar, esta falta de dados tem direta implicação sobre a consideração das escalas de trabalho. Para o propósito de investigação e manejo de porções específicas do CEP a cobertura das informações precisa ser mais refinada. O agrupamento de parâmetros utilizados na classificação dos corpos d'água também deve manter relação com a escala espacial da área que se pretende manejar ou investigar. Portanto, para definir corpos d'água em diferentes setores de um estuário tanto a distribuição dos dados quanto a resolução da grade regular devem ser representativas às escalas espaciais da investigação. Para os subestuários, definidos como unidades de manejo em si (NOERNBERG et al., 2006), a ausência de informações impediu a definição destas como unidades de manejo homogêneas da perspectiva adotada pela metodologia. Ainda sobre estas unidades maiores esforços são requeridos para compreender o funcionamento destes sistemas e dar suporte a tomada de decisão numa escala espacial mais refinada. Por fim, as definições conceituais requerem ser estabelecidas de maneira mutuamente acordada entre cientistas e os tomadores de decisão. A consideração de definições deve ser baseada no melhor entendimento dos processos costeiros, do seu funcionamento e de suas mudanças.

Em relação ao gerenciamento do CEP pode-se dizer que a metodologia testada promove uma visão do sistema que permite o direcionamento de ações e medidas de manejo distintas para cada um dos corpos d'água definidos. A reprodução da metodologia é relativamente simples de modo que realmente pode informar os operadores do gerenciamento costeiro. A diferença mais relevante entre esta metodologia e a CONAMA 375/2005 é a consideração das bacias hidrográficas para a definição dos corpos d'água. A CONAMA 375/2005 carece de definições legais precisas em relação aos limites estuarinos, deixando ao cargo dos tomadores de decisão e cientistas a solução para estas definições. Outro aspecto positivo da metodologia é a potencial aproximação entre ciência e política, o procedimento de definição de corpos d'água traz consigo intenções do gerenciamento. O resultado final é definitivamente um produto de pesquisa e uma ferramenta de gestão.

5.2 RECOMENDAÇÕES

Parece promissor o estabelecimento de relações entre as ações para o gerenciamento dos estuários e o gerenciamento de bacias hidrográficas a partir da aplicação da metodologia testada neste estudo. Como trabalho futuro podem ser testadas diferentes informações para definir as unidades de manejo em relação a outras pressões das bacias hidrográficas como emissões xenobióticas. Outra possibilidade é a de integrar esta metodologia com a modelagem descrita por NOERNBERG *et al.* (2006). Uma modelagem de banco de dados para os parâmetros utilizados neste estudo também pode ser desenvolvida lançando mão dos relacionamentos espaciais presentes na metodologia de FERREIRA *et al.* (2006).

Alguns desafios a serem enfrentados adiante podem ser indicados. As mudanças no estado do estuário podem ser manifestadas de diferentes maneiras entre os compartimentos pelágico e bentônico. Para tanto maiores explorações desta abordagem podem ajudar no enfrentamento dos problemas causados sobre os estuários com medidas de manejo mais condizentes com a realidade do local. A ciência pode subsidiar o gerenciamento com informações sobre as conseqüências da atividade humana no ambiente. Da mesma forma, a ciência pode auxiliar na busca de indicadores para a avaliação dos resultados obtidos a partir das medidas de gerenciamento.

O suprimento de informações para a tomada de decisão depende de uma mudança na natureza do diálogo entre a ciência e a política. Por um lado os tomadores de decisão pedem por conhecimento científico, inclusive sobre dados e informações, por outro, a ciência produz alertas e estudos que precisam ser dirigidos aos processos de tomada de decisão. A agenda científica precisa incorporar as demandas políticas e os tomadores de decisão precisam esclarecer suas demandas em conjunto com a comunidade científica.

REFERÊNCIAS

AGUMYA, A.; HUNTER G. J. Responding to the consequences of uncertainty in geographical data. **International Journal of Geographical Information Science**. v.16, n.5, p. 405-417, 2005.

AHONEN-RAINIO, P.; M. J. KRAAK. Deciding on fitness for use: evaluating the utility of sample maps as an element of geospatial metadata. **Cartography and Geographic Information Science**. v.32, n.2, p. 101-112, 2005.

ALLEN, G. P.; SALOMON, J. C.; BASSOULLET, P.; DUPENHOUAT, Y.; DE GRANPRE. C. Effects of tides on mixing and suspended sediment transport in macrotidal estuaries. **Sedimentary Geology**. v. 26, p.69–90, 1980.

ANGULO, R.J. **Geologia da Planície Costeira do Estado do Paraná**. 332f. Tese (Doutorado em Geologia Sedimentar e Ambiental) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1992.

ARAR, E.J.; COLLINS, G.B.. *In vitro* determination of Chlorophyll-*a* and Phaeophytin-*a* in marine and freshwater phytoplankton by fluorescence. In: **USEPA Methods for the determination of chemical substances in marine and estuarine environmental samples**. Washington, EPA Reprint, Turner Designs, chap. 2. 1992.

ARONOFF, S. **Geographical Information Systems: a management perspective**. Ottawa, WDI Publications, 1989.

BAÇÃO, F.; LOBO. V.; PAINHO, M. Self-organizing maps as substitutes for K-means clustering. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON COMPUTATIONAL SCIENCE. **Lecture Notes in Computer Science**, v. 3516. 2005, Berlin, Springer-Verlag, p. 476-483, 2005.

BAJA, S.; CHAPMAN, D. M.; DRAGOVICH, D. Spatial based compromise programming for multiple criteria decision making in land use planning. **Environmental Modeling and Assessment**. v.12, n.3, p. 171-184, 2007.

BARTLETT, D.J. Working on frontiers of science: applying GIS to the coastal zone. In: Wright, D. J.; Bartlett, D. J. (eds), **Marine and Coastal Geographical Information Systems**, chap. 2, London, Taylor e Francis Pub., 2001.

BASU, A.; NALAMOTU, C. Marine geographic information system for the exclusive economic zone, **Marine Geodesy**, v. 20, n. 2-3, p. 255-265, 1997.

BASU, A. Case study of land and marine data integration using GIS. **Surveying and Land Information Systems**, Ilse Genovese. v. 58, n. 3, p. 147-155, 1998.

BIGARELLA, J. J., BECKER, R. D.; MATOS, D. J.; WERNER, A. (1978). **A Serra do Mar e a Porção Oriental do Estado do Paraná**. Curitiba: Secretaria de Estado do Planejamento, Governo do Paraná, 1998.

BRASSEL, K., BUCHER, F., STEPHAN, E. and VCKOVSKI, A. Completeness. In: Guptill, S.C. and Morrison, J.L. (eds.), **Elements of spatial data quality**, Exeter, UK: Elsevier Science Ltd., p.81-108, 1995.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 357. Diário Oficial da União, 18 mar. 2005. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>> Acessado em: 20/09/08

BRICKER, S.B.; CLEMENT, C.G.; PIRHALLA, D.E.; ORLANDO, S.P.; FARROW, D.R.G. National Estuarine Eutrophication Assessment: Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's Estuaries. **NOAA, National Ocean Service, Special Projects Office and the National Centers for Coastal Ocean Science**, Silver Spring, MD, 71 p., 1999.

BRICKER, S. B.; FERREIRA, J. G.; SIMAS, T. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. **Ecological Modelling**. v. 169, p. 36-60, 2003.

BULGER, A. J.; HAYDEN, B. P.; MONACO, M. E.; NELSON, D. M.; McCORMICK-RAY, M. G. Biologically-based estuarine salinity zones derived from a multivariate analysis. **Estuaries**, v. 16, p. 311–322, 1993.

BURROUGH, P. A. Spatial aspects of ecological data. In: Jongman, R.H.; Ter Braak, C.J.F and Van Tongeren, O.F.R. (eds.), **Data Analysis in Community and Landscape Ecology**, Pudoc, Wageningen, p. 213–251, 1987.

CAMARA, G.; CASANOVA, M. A.; HEMERLY, A. S.; MAGALHÃES G. C.; MEDEIROS, C. M. B. **Anatomia de Sistemas de Informação Geográfica**. Rio de Janeiro, 205 p., 1996.

CAMARGO, R.; HARARI, J. Modelagem numérica de ressacas na plataforma sudeste do Brasil a partir de cartas sinóticas de pressão atmosférica na superfície. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, São Paulo, v. 42, p. 9-34, 1994.

CAMERON, W.M.; PRITCHARD, D.W. Estuaries. In Hill, M.N.(ed.). **The Sea: Ideas and Observations on Progress in the Study of the Seas**. New York: Interscience, p. 306-324, 1963.

CICIN-SAIN, B.; KNECHT, R. W. **Integrated coastal and ocean management: concepts and practices island press**. 517 p., 1998.

CARTER, R. W. G. **Coastal Environments**. London: Academic Press, 617 p. 1988.

CLARK, J. Integrated Coastal Zone Management – A word wide Challenge to Comprehend – Shoreline and Coastal Waters as Single Unit. **Sea Technology**, Virginia: Arlingtonv. 37, n. 6. 1996

COHEN, M.C.L.; LARA, R.J.; RAMOS, J.F. DA F.; DITTMAR, T. Factors influencing the variability of Mg, Ca and K in waters of a mangrove creek in Bragança, North Brazil. **Mangroves and Salt Marshes**, v. 3, p. 9 15. 1999.

COWEN, D. J. GIS versus CAD versus DBMS: what are the differences? **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 54, p.1551- 1555, 1998.

DAVIES, J.L. A morphogenetic approach to world shorelines. **Zeitschrift für Geomorphologie**, v. 8, p. 127–142, 1964.

DAY JR., J. W.; HALL, C. A. S.; KEMP, W. M; YANEZ-ARANCIBA, A. Estuarine Ecology. **New York Usa Wiley Interscience**, Los Angeles, 558 p., 1989.

DOODY, J.P. Information required for integrated coastal zone management: conclusions from the European Demonstration Programme. **Coastal Management**, v. 30 n. 2, p.163-173, 2003.

DYER, K. R. **Estuaries: A Physical Introduction**. Chichester: John Wiley e Sons, 140 p., 1973.

_____. The definition of the Severn estuary. **Proceedings of the Bristol Naturalists' Society**, v. 56, p. 53–66, 1996.

_____. **Estuaries: A Physical Introduction**. 2 ed., Chichester: John Wiley e Sons, 195 p., 1997.

DYER, B.W.; MILLARD, T.K. A generic framework for value management of environment data in the context of integrated coastal zone management. **Ocean e Coastal Management**, v. 45, p. 59-75, 2002.

EKEBOM, J.; LAIHONEN, P.; SUOMINEN, T. A GIS-based step-wise procedure for assessing physical exposure in fragmented archipelagos. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 57, p. 887–898, 2003.

FAIRBRIDGE, R. W. The estuary: its definition and geochemical role. In: Olausson, E. e Cato, I. (eds.), **Chemistry and Geochemistry of Estuaries**. New York : John Wiley, p. 1–35, 1980.

FERREIRA, J.G., NOBRE, A.M., SIMAS, T.C., SILVA, M.C., NEWTON, A., BRICKER, S.B., WOLFF, W.J., STACEY, P.E., SEQUEIRA, A. A methodology for defining homogeneous water bodies in estuaries – application to the transitional systems of the EU water Framework Directive. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 66, p.468–482, 2006.

FRANKIGNOULLE, M.; ABRIL, G.; BORGES, A.; BOURGE, I.; CANON, C.; DELILLE, B.; LIBERT, E.; THEÁTE, J.-M. Carbon dioxide emission from European estuaries. **Science** v. 282, p. 434–436, 1998.

FUNDAÇÃO PARA DESENVOLVIMENTO CIENTÍFICO E TECNOLÓGICO DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ (FUNPAR). **Estudo de impacto ambiental (EIA) de uma usina termelétrica na Baía de Paranaguá e do Porto de desembarque, subestação e linha de transmissão associados**. Companhia Paranaense de Eletricidade. Reporte técnico, Curitiba, 1997.

GAFFNEY, D. A.; KELLY W. A. Under the boardwalk: a Shore-Protection Plan Emerges, **Geo Info Systems**, v. 6, n. 10, p. 22-29, 1996.

GOODCHILD, M. F. Geographical data modelling. **Computers and Geosciences**, v. 18, p. 401–408, 1992.

GRASSHOFF, K.; EHRHARDT, M.; KREMLING, K. (eds.). **Methods of Seawater Analysis**. 2nd, Verlag Chemie, Weinheim, 419 p., 1983.

GREEN, D. R.; KING, S. D. **Integrated information for integrated coastal planning: reconciling onshore and offshore datasets in countries around the North Sea**. Norcoast Seminar and Workshop – Integrated Coastal Zone Planning and Management, Aalborg, Denmark, 31st May – 1st June, 1999.

GREEN, D. R.; KING, S. D. Applying the Geospatial Technologies to Estuary Environments. In: Smith, J.; Bartlett, D. J. (eds), **GIS for Coastal Zone Management**. cap. 18, Boca Raton: CRC press, 2005.

GREEN, D. R.; RAY, S. T. Using GIS for siting artificial reefs—data issues, problems and solutions: ‘real world’ to ‘real world’. **Journal of Coastal Conservation**, v. 8, p. 7-16, 2002.

GROUP OF EXPERTS ON SCIENTIFIC ASPECTS OF MARINE ENVIRONMENTAL PROTECTION (GESAMP). **The Contributions of Science to Integrated Coastal Management**. GESAMP Reports and Studies. N 61. FAO, Roma, 1997.

HANSEN, D.V.; RATTRAY Jr., M. Gravitational circulation in straits and estuaries. **Journal of Marine Research**, New Haven, v. 23, n.1, p. 102-122, 1965.

_____. New dimensions in estuary classification. **Limnology and Oceanography**, Waco, v.11, n.3, p.319-32, 1966.

HANSON, H.; AARNINKHOF, M.; CAPOBIANCO, M.; JIMÉNEZ, J.A.; LARSON, M.; NICHOLLS, R.J.; PLANT, N.G.; SOUTHGATE, H.N.; STEETZEL, H.J.; STIVE, M.J.F.; de VRIEND, H.J. Modelling of coastal evolution on yearly to decadal time scales, **Journal of Coastal Research**, v. 19, n.4, p. 790–811, 2003.

HAYES, M. O. Morphology of sand accumulations in estuaries: an introduction to the symposium. In Cronin, L.E. (ed), **Estuarine Research**, New York: Academic Press, v. 2., pp. 3-22, 1975.

HIBMA, A.; STIVE, M.J.F.; WANG, Z.B. Estuarine morphodynamics. **Coastal Engineering**, v. 51, p. 765–778, 2004.

HOSTIN, L. M.; SANDRINI-NETO, L.; OLIVEIRA, V. M. Associações macrofaunais em áreas sujeitas à dragagens do Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP). In: Boldrini, E. B.; Soares, C. R.; de Paula, E. V. (org.). **Dragagens portuárias no Brasil: licenciamento e monitoramento ambiental**. UNIBEM, 2007. v. 1, p. 288-299,

INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONOMICO E SOCIAL (IPARDES). **Macrozoneamento da APA de Guaraqueçaba**. Curitiba, 2 v, 1990.

JAY, D.A.; SMITH, J.D. Residual circulation in and classification of shallow stratified estuaries. In: Dronkers, J. e Van Leussen, W. (eds.), **Physical Processes in Estuaries**, Berlin: Springer-Verlag, p. 21–41, 1998.

JENSEN, J.R.; RAMSEY, E.; DAVIS, B.A.; THOEMKE, C.W. The measurement of mangrove characteristics in southwest Florida using SPOT multispectral data. **Geocarto**. v. 2, p. 13–21, 1991.

KETCHUM, B. H. **Estuaries and Enclosed Seas**. Amsterdam: Elsevier, 500 p., 1983.

KHAN, M.; FADLALLAH, Y.; AL-HINAI, K. Thematic mapping of subtidal coastal habitats in the Western Arabian Gulf using Landsat TM Data: Abu Ali Bay, Saudi Arabia, **International Journal of Remote Sensing**, v. 13, n. 4, p. 605–614, 1992.

KING, S. D.; GREEN, D. R. Redefining the Limits of the Coastal Zone: Bridging the Gap Between Land and Sea Using Remote Sensing, GIS, and the Internet', **GeoCoast**, 1, 2, pp.1-15, 2001.

KJERVFE, B. Circulation and salt flux in a well mixed estuary. In: Van de Kreeke, J. (ed.), **Physics of Shallow Estuaries and Bays**. Berlin: Springer-Verlag, p. 22-29, 1986.

_____. Estuarine Geomorfology and Physical Oceanography. In: Day Jr., J. W.; Hall, C.H.A.S.; Kemp, W.M.; Yañez-Aranciba, A. (eds.). **Estuarine Ecology**. New York: Willey e Sons, p. 47-78, 1989.

KJERFVE, B.; MAGGIL, K. E. Geographic and hydrodynamic characteristics of shallow coastal lagoons. **Marine Geology**, v. 88, p. 187–199, 1989.

KNOPPERS, B. A.; BRANDINI, F. P.; THAMM, C. A. Ecological studies in the bay of Paranaguá. II. Some physical and chemical characteristics. **Nerítica**, Curitiba, v. 2, p.1-36, 1987.

LAFFOLEY, D. d'A; HISCOCK, K. The classification of benthic estuarine communities for nature conservation assessments in Great Britain. **Netherlands Journal of Aquatic Ecology**, v. 27, p.181–187, 1993.

LAMOUR, M. R.; SOARES, C. R.; CARRILHO, J. C. Mapas dos parâmetros texturais dos sedimentos de fundo do Complexo Estuarino de Paranaguá - PR. **Boletim Paranaense de Geociências**, Curitiba, n. 55, p. 77-82, 2004.

LANA, P. C.; MARONE, E.; LOPES, R. M.; MACHADO, E. C. The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay. In: Seeliger, U.; Kjerfve, B. (eds.). **Coastal Marine Ecosystems of Latin America**. Berlin: Springer, p. 132-145, 2001.

LEE, J. K.; PARK, R. A.; MAUSEL, P. W. Application of geoprocessing and simulation modelling to estimate impacts of Sea Level Rise on the Northeast Coast of Florida, **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 58, n 11, p. 1579-1586, 1992.

LESSA, G.C.; MEYERS, S.; MARONE, E. Holocene stratigraphy in the Paranaguá estuary, south Brazil. **Journal Sed. Res**, v. 68, n. 6, p. 1060-1076, 1998.

LESSA, G. C.; ANGULO, R. J.; GIANINNI, P. C. F.; ARAÚJO, A. D. Estratigraphy and holocene evolution of a regressive barrier in south Brazil. **Marine Geology**. Amsterdam, v. 165, n. 1/4, p. 87-108, 2000.

LI, R.; KEONG, C. W.; RAMCHARAN, E.; KJERFVE, B.; WILLIS, D. A coastal GIS for shoreline monitoring and management – case study in Malaysia, **Surveying and Land Information Systems**, v. 58, n. 3, p. 157-166, 1998.

MACHADO, E. C. ; DANIEL, C. B. ; BRANDINI, N. ; QUEIROZ, R. L. V. Temporal and spatial dynamics of nutrients and particulate suspended matter in Paranaguá Bay, PR, Brazil. **Nerítica**, Curitiba, v. 11, p. 15-34, 1997

MAFRA JR, L. L.; FERNANDES, L. F.; PROENCA, L. A. O. Harmful algae and toxins in Paranaguá bay, Brazil: bases for monitoring. **Braz. j. oceanogr.**, São Paulo, v.54, n. 2-3. p. 107-121, 2006.

MAGUIRE, D.; GOODCHILD, M.; RHIND, D. **Geographical Information Systems: principles and applications**. New York: John Wiley e Sons, 1991.

MANTOVANELLI, A. **Caracterização da dinâmica hídrica e do material particulado em suspensão na Baía de Paranaguá e em sua bacia de drenagem**. 152 f. Dissertação (Mestrado em Geologia Ambiental) – Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 1999.

MARONE ; MACHADO, E C ; LOPES, R M ; SILVA, E. T. Land-ocean fluxes in the Paranaguá Bay Estuarine System. **Brazilian Journal Of Oceanography**, São Paulo, v. 53, n. 3/4, p. 169-181, 2005.

MARONE, E.; MANTOVANELLI, A.; NOERNBERG, M.A.; KLINGENFUSS, M.S.; LAUTERT, L.F.C.; PRATA JR., V.P. **Caracterização física do complexo estuarino da Baía de Paranaguá**. Pontal do Sul: UFPR, 1997. Relatório consolidado do convênio APPA/CEM.

MARONE, E.; JAMIYANAA, D. Tidal characteristics and a numerical model for the M2 tide at the Estuarine Complex of Paranaguá Bay, Paraná, Brazil. **Nerítica**, Curitiba, v.11, p. 95-107, 1997.

MARONE, E.; CAMARGO R. Marés meteorológicas no litoral do estado do Paraná: o evento de 18 de agosto de 1993. **Nerítica**, Curitiba, v.8, p. 73-85, 1994.

MEADEN, G. J.; DO CHI, T. Geographical information systems: applications to marine fisheries. **FAO Fisheries Technical Paper**. Nº. 356. Rome, FAO. 335p, 1996.

MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. **Princípios de oceanografia física de estuários**. São Paulo: EDUSP, 2002.

NETTO, S. ; LANA, P. C. . Influence of *Spartina alterniflora* on superficial sediment characteristics of tidal flats in Paranaguá Bay (South-Eastern Brazil). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 44, p. 641-648, 1997.

NICHOLS, M. M.; BIGGS, R. B. Estuaries. In: Davis Jr, R. A. (ed.), **Coastal Sedimentary Environments**. 2nd. ed. New York: Springer Verlag, p. 77–186, 1985.

NIELSEN, C. **The application of GIS techniques in the analysis and presentation of complex hydraulic models**. Presented at AURISA 2000 – The 28th Annual Conference of AURISA Hyatt Coolum Resort, Coolum QLD, p. 20-24, 2000.

NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION (NOAA) **Strategic Assessment of Near Coastal Waters: Northeast Case Study**. Susceptibility and status of northeast estuaries to nutrient discharges. 50 p. 1988.

NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION (NOAA). **NOAA's Estuarine Eutrophication Survey**. Office of Ocean Resources Conservation and Assessment, 55 p., 1996. Disponível em: <<http://seaserver.nos.noaa.gov>>. Acessado em: 13/02/2008.

NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION (NOAA). **Coastal Assessment and data Synthesis System**. 1999. Disponível em: <<http://cads.nos.noaa.gov/>> Acessado em: 18/03/2008

NATIONAL LAND AND WATER RESOURCES AUDIT (NLWRA) **Australian Catchment, River and Estuary Assessment**. Report, 2v. 2002 Disponível em: <<http://lwa.gov.au/products/list/3705?page=2>> Acessado em: 24/08/2008

NOERNBERG, M. A. **Processos morfodinâmicos no Complexo Estuarino de Paranaguá - Paraná - Brasil: um estudo a partir de dados *in situ* e Landsat - TM**. Curitiba, 2001, 180f. Tese (Doutorado em Geologia Ambiental), Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná.

NOERNBERG, M.A.; LAUTERT, L.F.C.; ARAÚJO, A.D.; MARONE, E.; ANGELOTTI, R.; NETTO JR., J.P.B.; KRUG, L. A. Remote sensing and GIS integration for modeling the Paranaguá Estuarine Complex -Brazil. **Journal of Coastal Research**, SI39:1627-1631, 2006.

OEY, L.Y. On steady salinity distribution and circulation in partially mixed and well mixed estuaries, **Journal of Physical Oceanography**, v. 14, p. 629–645, 1984.

OFFICER, C.B. Longitudinal circulation and mixing relations in estuaries. In: **Estuaries, Geophysics and the Environment**, Washington: National Academy of Sciences, v. 13-21, 1997.

PARSONS, T. R.; MAITA, Y.; LALLI, E. C. **A manual of chemical and biological methods for seawater analysis**. Oxford: Pergamon Press. 173p, 1984.

PRANDLE, D. On salinity regimes and the vertical structure of residual flows in narrow tidal estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 20, p. 615–635, 1985.

PRITCHARD, D.W. Salinity distribution and circulation in the Chesapeake Bay Estuarine System. **Journal of Marine Research**, New Haven, v.11, n.1a, p. 106-123, 1952.

_____. Estuarine circulation patterns. **Proceedings of the American Society of Civil Engineers**, v. 81, n. 717, p. 1-11, 1955.

_____. What is an estuary: physical view point. In: Lauff, G. H. (ed.). **Estuaries**. Washington, D.C.: American Association for the Advance of Science, n.83, p.3-5, 1967.
RODRÍGUEZ, J. J.; WINDEVOXHEL, N. J. **Análisis Regional de la Situación de La Zona Marina Costera Centroamericana**. Banco Inter-Americano de Desenvolvimento BID. Washington, D. C. n. env-121. 1998.

SALOMON, J. C.; ALLEN, G. P. Rôle sédimentologique de la marée dans les estuaires à fort marnage. **Compagnie Française des Pétroles. Notes et Mémoires** 18:35–44, 1983.

SMITH, A. W. S.; PIGGOTT, T. L. In search of a coastal management database. **Shore and Beach**, v. 55, p. 13-20, 1987.

SMITH, R.A.; SCHWARZ, G.E.; ALEXANDER, R.B. Spatially referenced regressions on watershed attributes (SPARROW): regional interpretation of water quality monitoring data. Regional interpretation of water-quality monitoring data. **Water Resources Research**, v. 33, p. 2781–2798, 1997.

SOARES, C. R.; MARONE, R. **Relatório consolidado do Convênio APPA-CEM**. 140p. Pontal do Sul: UFPR, 2002. Relatório Técnico.

SOTHERAN, I.S.; FOSTER-SMITH, R.L.; DAVIES, J. Mapping marine benthic habitats using image processing techniques with a raster-based geographic information system. **Estuarine and Coastal Shelf Science**, v. 44 (suppl. A), p. 25–31, 1997.

STRAIN, L.; BINNS, A.; RAJABIFARD, A.; WILLIAMSON, I. **Spatially Administering the Marine Environment Proceedings of SSC 2005 Spatial Intelligence, Innovation and Praxis**. The national biennial Conference of the Spatial Sciences Institute. Melbourne: Spatial Sciences Institute. 2005

SUGUIO, K. **Dicionário de Geologia Marinha**. São Paulo: T. A. Queiroz, V 15 1992.

TERWINDT, J.H.J. **Users report on instruments for coastal research**. International Geographical Union Commission on the Coastal Environment. Working Group Coastal Instrumentation, 31p, 1992.

THOMALLA, F.; VINCENT, C.E. Beach response to shore-parallel break waters at Sea Palling. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, Norfolk, UK, v. 56, p. 203-212, 2003.

TOLVANEN, H.; KALLIOLA, R. A structured approach to geographical information in coastal research and management. **Ocean e Coastal Management**, v. 51, p. 485–494, 2008.

TOWEND, L. H.; TOMLINSON, B.; HILL, C.; CRAGGS, M. Defining management units for use in shoreline management planning. In Fleming, C. A. (ed), **Coastal management: putting policy into practice**. London: Thomas Telford. p. 79-85, 1996.

VALLEGA, A. From Rio to Johannesburg: the role of coastal GIS. **Ocean e Coastal Management**, v. 48 n.7–8, p.588–618, 2005.

VENICE SYSTEM. Symposium on the classification of brackish waters. Venice April 8–14, 1958. **Archives Oceanography and Limnology** 11, suppl, 1–248, 1958.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Belo Horizonte: Editora do Depto de Eng. Sanitária UFMG, 1995. 243 p.

WESTMACOTT S. Developing decision support systems for integrated coastal management in the tropics: is the ICM decision-making environment too complex for the development of a useable and useful DSS? **Journal of Environmental Management**, v.62, n.1, p. 55–74, 2001.

WOODROFFE, C. D.; SAMOSORN, B.; SIMMS, A. D.; KENNEDY D. M.; MARTHICK, J. Determining sediment budgets and coastal depositional morphodynamics based on 3-dimensional terrain modelling using GIS. In: COASTGIS'03, 2003, Genova **Proceedings**. Genova, 2003. Disponível em: <<http://www.gisig.it/coastgis/papers/woodroffe.htm>> Acessado em: 08/09/2008.

WRIGHT, R.; RAY, S.; GREEN, D. R.; WOOD, M. Development of a GIS of the Moray Firth (Scotland, UK) and its application in environmental management (site selection for an 'artificial reef'). **The Science of the Total Environment**, v. 223, p. 65-76, 1998.