

**TOMÁS AUGUSTO BARROS RAMOS**

**SISTEMAS DE INDICADORES E ÍNDICES  
DE QUALIDADE DA ÁGUA E SEDIMENTO  
EM ZONAS COSTEIRAS**

Dissertação para a obtenção do grau  
de Mestre em Ciências das Zonas  
Costeiras, apresentada à Universidade  
de Aveiro

**UNIVERSIDADE DE AVEIRO**

**1996**

# SISTEMAS DE INDICADORES E ÍNDICES DE QUALIDADE DA ÁGUA E SEDIMENTO EM ZONAS COSTEIRAS

Dissertação de Mestrado, TOMÁS B. RAMOS, Universidade de Aveiro, 1996

## ERRATA

TEXTO		
Onde se lê	Pág./linha	Leia-se
...sistemas aquático...	ix/13	...sistemas aquáticos...
...de de qualidade ambiental...	3/29	...de qualidade ambiental...
...para cada cada parâmetro...	19/9	...para cada parâmetro...
...corresponde ao domínio de espécies...	24/26	... corresponde ao domínio de espécies oportunistas, $amax_p$ é a área abrangida no...
...contaminante atingido o valor...	32/5	...contaminante atingindo o valor...
...elevadas matéria orgânica.	63/9	...elevadas de matéria orgânica.
...físico-químicas amostrados...	64/12	...físico-químicas amostradas...
...representado a espécie...	70/4	...representando a espécie...
...entre 0 e 129 m...	78/1	...entre 0 e 130 m...
...escolha da alínea (a)...	109/8	...escolha da alínea (d)...
Os local G19...	119/23	O local G19...
...observar-se que...	127/5	...observa-se que...
...destaca-se os método...	137/13	...destacam-se os métodos...
...apresentam o maior...	137/15	...apresenta o maior...
...de cada dos tipos...	138/12	...de cada um dos tipos...

TABELAS		
Onde se lê	Pág./tabela/linha	Leia-se
...entre 0 e 129 m...	78/nota da tabela	...entre 0 e 130 m...
0,13; 0,24; 0,00; 0,00; 0,14; 0,00	191/C10/7	0,32; 1,78; 3,3E-03; 1,1E-06; 1,42E-01; 8,2E-03
0,24; 0,25; 0,00; 0,00; 0,10; 0,00	191/C10/8	0,49; 3,45; 7,3E-03; 2,4E-06; 8,7E-02; 1,8E-02
1,94; 1,02; 2,00; 1,82; 0,71; 1,59	191/C10/9	1,51; 1,94; 2,24; 2,24; 0,61; 2,23
1,11; 7,94; 0,02; 0,00; 0,23; 0,04	191/C10/10	1,11; 7,94; 1,63E-02; 5,5E-06; 0,23; 4,1E-02



Aos meus Pais

## AGRADECIMENTOS

Ao concluir o presente trabalho, desejo prestar o meu reconhecimento a quantos me apoiaram de modo decisivo na preparação desta dissertação:

Ao Prof. Doutor Victor Quintino da Universidade de Aveiro, pelo elevado saber, apoio e crítica construtiva com que orientou esta dissertação;

Ao Prof. Doutor João Joanaz de Melo da Universidade Nova de Lisboa, pelo incondicional apoio e estimulante incentivo, com que co-orientou esta dissertação;

À Junta Nacional de Investigação Científica e Tecnológica, pela concessão de uma bolsa de estudos no âmbito do Programa PRAXIS XXI;

Ao Projecto “SPIA-Sistema Pericial para Aplicação e Análise de Índices Ambientais”, objecto do contrato I&D nº 42/93 entre a Direcção Geral do Ambiente e o UNINOVA ao abrigo do Programa Específico para o Ambiente JNICT/DGA, no âmbito do qual foi realizada esta Dissertação;

À Parque Expo'98, nas pessoas do Engº Miguel Castelão e Engº Luís Miguel Rodrigues, e ao Gabinete de Saneamento Básico da Costa do Estoril, pela pronta disponibilização da informação, e ao Dr. Carlos Pereira pela cedência dos dados relativos ao seu relatório de estágio de licenciatura;

Aos colegas da equipa do Projecto SPIA, por possibilitarem interessantes *fora* de debate e integração deste trabalho;

A todos os amigos que de alguma forma contribuíram com o seu apoio, ideias e incentivos para a concretização deste trabalho;

À Sandra pela minuciosa e cuidada revisão desta dissertação e por todo o inestimável apoio proporcionado;

A meu Tio Emanuel Paulo Ramos, pela presença amiga e notável revisão crítica de várias partes desta dissertação;

À minha família pela presença interessada e participativa.

Dissertação realizada no âmbito da Bolsa PRAXIS XXI - BM/474/94

# SISTEMAS DE INDICADORES E ÍNDICES DE QUALIDADE DA ÁGUA E SEDIMENTO EM ZONAS COSTEIRAS

Dissertação de Mestrado, TOMÁS B. RAMOS, Universidade de Aveiro, 1996

## RESUMO

Os sistemas de indicadores e índices de qualidade ambiental constituem um dos métodos possíveis para análise, tratamento e transmissão de informação ambiental, de modo a tornar os dados científicos mais facilmente utilizáveis por decisores, técnicos, políticos ou pelo público em geral.

Este trabalho teve como principais objectivos, por um lado, rever e disponibilizar um conjunto de metodologias associadas a indicadores e índices de qualidade da água e sedimento em zonas costeiras (incluindo faixas costeiras, estuários, lagunas e rias) e, por outro lado, contribuir para um melhor conhecimento acerca das vantagens e limitações do uso destas metodologias na avaliação da qualidade ambiental de sistemas aquático costeiros.

Adoptada uma metodologia que teve por base a utilização de sistemas de índices e indicadores de qualidade da água e sedimento em zonas costeiras, procedeu-se à aplicação prática a três casos de estudo: Caso de Estudo I – Zona de Intervenção da EXPO'98; Caso de Estudo II – Complexo Industrial do Barreiro-Seixal; Caso de Estudo III – Emissário Submarino da Guia. De forma a garantir o máximo de fiabilidade dos resultados obtidos, efectuaram-se ensaios de sensibilidade aos resultados obtidos e comparações entre os resultados da avaliação da qualidade ambiental através dos sistemas de indicadores e índices *versus* a análise preliminar dos dados não tratados; estes ensaios demonstraram um grau de confiança aceitável nos resultados obtidos pelos sistemas de indicadores e índices aplicados.

Os resultados obtidos para as várias zonas de estudo evidenciaram três níveis distintos de qualidade ambiental: o caso de estudo I é caracterizado por forte degradação do ecossistema e apresenta concentrações elevadas de contaminantes; o caso de estudo II revela um grau moderado de degradação do ecossistema, conjuntamente com níveis potencialmente preocupantes de contaminantes; o caso de estudo III apresenta um ecossistema pouco perturbado, revelando no entanto em alguns locais, concentrações assinaláveis de contaminantes.

Este trabalho poderá constituir um contributo para estudos que pretendam criar e dinamizar programas de gestão da informação em sistemas costeiros, bem como futuras implementações de novos sistemas de indicadores e índices.



# WATER AND SEDIMENT QUALITY INDICATOR AND INDEX SYSTEMS IN COASTAL AREAS

MSc. Thesis, TOMÁS B. RAMOS, University of Aveiro, Portugal, 1996

## ABSTRACT

The use of environmental quality indicators and indices appears a good tool for treatment, analysis and transmission of raw environmental information, to technicians, decision-makers, managers or public in general.

The main goals of this work were: to review a number of methodologies for indicator and index systems of water and sediment quality in coastal areas (including coast lines, estuaries and lagoons); to make a contribution for a better knowledge about the advantages and limitations of these methodologies to evaluate environmental quality of coastal water systems.

The methodology for index and indicator analysis was applied to three case studies: Case Study I – EXPO'98; Case Study II – Barreiro-Seixal Industrial Zone; Case Study III – Guia Outfall. To assess the robustness of the results, sensitivity analysis and comparisons between environmental quality assessment results, through indicators and indices systems, *versus* raw data analysis, were performed. These tests have shown the reliability of the selected indicators and indices systems.

The three case studies have shown different environmental quality levels: the case study I presents strong ecosystem degradation and high levels of contaminants; the case study II shows a mid level of perturbation, as well as potential high levels of contaminants; the case III presents a slight degree of perturbation, although revealing significant contaminants concentrations in some locals.

This work is expected to support other studies for data management programs in coastal areas, as well as for future development of new indicators and indices systems.

## ÍNDICE DE MATÉRIAS

<b>AGRADECIMENTOS.....</b>	<b>V</b>
<b>RESUMO .....</b>	<b>IX</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>XI</b>
<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>1</b>
1.1 UTILIZAÇÃO DE INDICADORES E ÍNDICES AMBIENTAIS .....	1
1.2 VANTAGENS E LIMITAÇÕES DESTES TIPOS DE METODOLOGIAS.....	4
1.3 ÂMBITO E OBJECTIVOS.....	5
<b>2. DEFINIÇÃO DE CRITÉRIOS PARA SELECÇÃO DE PARÂMETROS VERSUS INDICADORES DE QUALIDADE DA ÁGUA E SEDIMENTO .....</b>	<b>7</b>
2.1 ENQUADRAMENTO LEGAL: PADRÕES DE QUALIDADE DA ÁGUA.....	7
2.2 SINGULARIDADES DOS SISTEMAS COSTEIROS.....	8
2.3 AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL PELA UTILIZAÇÃO DE DIFERENTES COMPARTIMENTOS..	9
2.3.1 Coluna de Água.....	9
2.3.2 Sedimento .....	11
2.3.3 Biota .....	12
2.4. SELECÇÃO DE PARÂMETROS.....	14
<b>3. REVISÃO E AVALIAÇÃO DE INDICADORES E ÍNDICES APLICADOS A SISTEMAS AQUÁTICOS COSTEIROS.....</b>	<b>19</b>
3.1 PROPRIEDADES E MÉTODOS DE CONSTRUÇÃO DE ÍNDICES .....	19
3.2 INDICADORES E ÍNDICES UTILIZADOS EM SISTEMAS AQUÁTICOS COSTEIROS .....	21
3.3 MÉTODOS DE AVALIAÇÃO DA QUALIDADE SEDIMENTAR.....	38
<b>4. METODOLOGIA.....</b>	<b>45</b>
4.1 METODOLOGIA GERAL.....	45
4.2 ANÁLISE E TRATAMENTO DE DADOS.....	48
4.2.1 Indicadores e Índices.....	48
4.2.2 Outros Métodos - Não Baseados em Indicadores e Índices .....	50
4.3 CASOS DE ESTUDO.....	52
4.3.1 Zona de Intervenção da EXPO'98 .....	52
4.3.2 Complexo Industrial do Barreiro-Seixal .....	53
4.3.3 Emissário Submarino da Guia .....	53
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>55</b>
5.1 CASO DE ESTUDO I - ZONA DE INTERVENÇÃO DA EXPO'98.....	55
5.1.1 Caracterização Genérica .....	55
5.1.2 Análise dos Dados.....	59

5.1.3 Aplicação dos Sistemas de Indicadores e Índices.....	73
5.2 CASO DE ESTUDO II - COMPLEXO INDUSTRIAL DO BARREIRO-SEIXAL.....	89
5.2.1 Caracterização Genérica.....	89
5.2.2 Análise dos Dados.....	92
5.2.3 Aplicação dos Sistemas de Indicadores e Índices.....	97
5.3 CASO DE ESTUDO III - EMISSÁRIO SUBMARINO DA GUIA.....	110
5.3.1 Caracterização Genérica.....	110
5.3.2 Análise dos Dados.....	113
5.3.3 Aplicação dos Sistemas de Indicadores e Índices.....	119
<b>6. ANÁLISE COMPARADA DOS SISTEMAS DE INDICADORES E ÍNDICES....</b>	<b>133</b>
6.1 AVALIAÇÃO GERAL.....	133
6.2 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO.....	136
<b>7. CONCLUSÕES.....</b>	<b>139</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>143</b>
<b>ANEXO A - Tabelas do Caso de Estudo I.....</b>	<b>157</b>
<b>ANEXO B - Análise Gráfica/Estatística do Caso de Estudo I.....</b>	<b>175</b>
<b>ANEXO C - Tabelas do Caso de Estudo II.....</b>	<b>185</b>
<b>ANEXO D - Tabelas do Caso de Estudo III.....</b>	<b>193</b>

## ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 2.1. Sistemas de variáveis-chave/indicadores apresentados por diferentes autores.....	16
Tabela 2.2 Principais vantagens e limitações da utilização de parâmetros de diferentes compartimentos (adaptado de Wilson, 1988).....	18
Tabela 3.1. Principais métodos de agregação (adaptado de Ott, 1978) baseados em algoritmos aritméticos.....	21
Tabela 3.2. Listagem resumo de sistemas de índices e/ou indicadores para avaliar a qualidade de sistemas aquáticos costeiros.....	23
Tabela 3.3 Atribuição de pontos para a qualidade da água estuarina.....	27
Tabela 3.4 Classes de qualidade de águas estuarinas e costeiras.....	28
Tabela 3.5 Métodos de avaliação da qualidade sedimentar (Adaptado de USEPA (1990; 1992; 1994) e MacDonald <i>et al.</i> (1992)).....	39
Tabela 5.1. Zona de Intervenção da EXPO'98. Caracterização dos grupos principais de afinidade obtidos na análise de classificação efectuada aos descritores abióticos. A sombreado indicam-se os descritores que caracterizam cada grupo/sub-grupo.....	63
Tabela 5.2. Zona de Intervenção da EXPO'98. Concentrações máximas de metais pesados nas estações localizadas na banquetta de lodos marginal (P'1, P'2, P'3 e P'4) e na Doca dos Olivais (DN, DC, DS) versus concentrações de referência do Estuário do Tejo e em três estuários Europeus, e normas locais estimadas.....	66
Tabela 5.3. Zona de Intervenção da EXPO'98. Abundância dos diferentes grupos de macrofauna bentónica.....	70
Tabela 5.4. Zona de Intervenção da EXPO'98. Resumo dos resultados da análise canónica de correspondências para a variável profundidade.....	73
Tabela 5.5. Zona de Intervenção da EXPO'98. Sensibilidade do índice de poluição (P) à variável profundidade (h).....	78
Tabela 5.6. Zona de Intervenção da EXPO'98. Sensibilidade do índice de poluição (P) à variável número de indivíduos (i).....	78
Tabela 5.7. Zona de Intervenção da EXPO'98. Sensibilidade do índice de poluição (P) à variável número de espécies (g).....	79
Tabela 5.8. Matriz de correlação de Spearman entre o índice de poluição (P), variáveis que integram o cálculo do índice (i - número de indivíduos, g - número de espécies, s - fracção de areia, t - fracção de silte, s' - granulometria, io - número teórico de indivíduos, g0 - número teórico de espécies, g' - número teórico de espécies num sedimento não poluído para o actual número de indivíduos, h - profundidade) e variáveis abióticas que não entram no cálculo do índice (pH, Eh, MOT - matéria orgânica total, A - teor de humidade). A sombreado apresentam-se as correlações significativas.....	80
Tabela 5.9. Zona de Intervenção da EXPO'98. Coeficientes de correlação de Spearman entre o índice de diversidade de Shannon-Wiener - H' e o número de indivíduos, número de espécies e o índice de poluição.....	83
Tabela 5.10. Zona de Intervenção da EXPO'98. Matriz de correlação de Spearman entre descritores abióticos do sedimento (s - areia,, t - finos pH, Eh, MOT - matéria orgânica total, A - teor de humidade e Prof - profundidade) e H' - índice de diversidade.....	83
Tabela 5.11. Zona de Intervenção da EXPO'98. Valores do índice PLI para as estações de amostragem P'1, P'2 P'3 e P'4, utilizando diferentes métodos de agregação.....	87

Tabela 5.12. Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Sensibilidade do índice de poluição (P) à variável profundidade (h).....	99
Tabela 5.13. Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Sensibilidade do índice de poluição (P) à variável número de indivíduos (i).....	100
Tabela 5.14. Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Sensibilidade do índice de poluição (P) à variável número de espécies (g).....	101
Tabela 5.15. Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Matriz de correlação de Spearman entre o índice de poluição (P), variáveis que integram o cálculo do índice (i - número de indivíduos, g - número de espécies, s - fracção de areia, t - fracção de silte, s' - granulometria, io - número teórico de indivíduos, g <sub>0</sub> - número teórico de espécies, g' - número teórico de espécies num sedimento não poluído para o actual número de indivíduos, h - profundidade) e variáveis abióticas que não entram no cálculo do índice (Eh, pH, T - temperatura, MOT - matéria orgânica total, C - fracção de cascalho). A sombreado representam-se as correlações significativas.....	102
Tabela 5.16. Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Coeficientes de correlação de Spearman entre o índice de diversidade Shannon-Wiener - H' e o número de indivíduos, o número de espécies e o índice de poluição.....	104
Tabela 5.17. Coeficientes de correlação de Spearman entre descritores abióticos do sedimento (Prof - profundidade, s - areia, t - finos, c - cascalho, T - temperatura, pH, Eh, MOT - matéria orgânica total) e o índice de diversidade H'. A sombreado representam-se as correlações significativas.....	105
Tabela 5.18. Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Valores do índice PLI para as estações de amostragem 68, 69, 70, 71 e 72, utilizando diferentes métodos de agregação.....	108
Tabela 5.19. Emissário Submarino da Guia. Sensibilidade do índice de poluição (P) à variável profundidade (h).....	121
Tabela 5.20. Emissário Submarino da Guia. Sensibilidade do índice de poluição (P) à variável número de indivíduos (i).....	122
Tabela 5.21. Emissário Submarino da Guia. Sensibilidade do índice de poluição (P) à variável número de espécies (g).....	123
Tabela 5.22. Emissário Submarino da Guia. Matriz de correlação de Spearman entre o índice de poluição (P), variáveis que integram o cálculo do índice (i - número de indivíduos, g - número de espécies, s - fracção de areia, t - fracção de silte, s' - granulometria, io - número teórico de indivíduos, g <sub>0</sub> - número teórico de espécies, g' - número teórico de espécies num sedimento não poluído para o actual número de indivíduos, h - profundidade) e variáveis abióticas que não entram no cálculo do índice (Eh, MOT - matéria orgânica total, C - fracção de cascalho). As correlações significativas apresentam-se a sombreado.....	124
Tabela 5.23. Emissário Submarino da Guia. Coeficientes de correlação de Spearman entre o índice de diversidade Shannon-Wiener - H' e o número de indivíduos, o número de espécies e o índice de poluição.....	126
Tabela 5.24. Emissário Submarino da Guia. Valores do índice PLI para as estações de amostragem G14, G15 G16, G19 e G20, utilizando diferentes métodos de agregação.....	130
Tabela 6.1. Análise comparativa dos resultados obtidos para o conjunto dos locais de amostragem dos diferentes sistemas de indicadores e índices para os três casos de estudo (I - Zona de Intervenção da EXPO'98, II - Complexo Industrial do Barreiro-Seixal, III - Emissário Submarino da Guia).....	133
Tabela 6.2 Matriz de avaliação dos diferentes sistemas de indicadores e índices de qualidade da água e sedimento (Índice de Poluição -P, Índice de Diversidade - H', Índice de Qualidade Biológica - BQI, Índice Carga Poluente - PLI, Sistema de Classificação das Águas Estuarinas e Costeiras - UKNWC) aplicados aos três casos de estudo. A pontuação é distribuída pela seguintes categorias: Bom - A, Médio - B e Fraco - C.....	137

## ÍNDICE DE FIGURAS

Fig. 1.1. Pirâmide de Informação (adaptado de Gouzee <i>et al.</i> , 1995 e Braat, 1991).....	2
Fig. 2.1. Selecção de parâmetros como potenciais indicadores.....	15
Fig. 2.2. Critérios para seleccionar bio-indicadores (Odum,1971; Phillips, 1980 <i>fide</i> Wilson 1988; Satsmadjis; 1985; Ten Brink <i>et al.</i> ,1991; Phillips & Rainbow,1993).....	17
Fig. 3.1. Fluxograma metodológico de construção de índices (adaptado de Ott, 1978). ....	19
Fig. 3.2. Representação do máximo primário e mínimos secundário e primário (Wilson & Jeffrey, 1987).24	
Fig. 4.1. Metodologia aplicada aos diferentes casos de estudo.....	46
Fig. 5.1. Zona de Intervenção da EXPO'98 - Estuário do Tejo. ....	56
Fig. 5.2. Zona de Intervenção da EXPO'98. Principais fontes poluidoras, respectivas emissões e usos potencialmente afectados.....	58
Fig. 5.3. Zona de Intervenção da EXPO'98. Localização dos locais de amostragem de sedimento (macrofauna bentónica e descritores abióticos) (Elaborado com base em Costa <i>et al.</i> , 1995). ....	60
Fig. 5.4. Zona de Intervenção da EXPO'98. Dendograma dos locais de amostragem, obtido pelo método de agrupamento por ligações médias, com base na matriz de correlação de Pearson sobre os dados dos descritores abióticos (Eh, Ph, MOT, teor de humidade, finos, areia e profundidade).....	62
Fig. 5.5. Zona de Intervenção da EXPO'98. Dendograma dos descritores abióticos, obtido pelo método de agrupamento por ligações médias, com base na matriz de correlação de Pearson.....	63
Fig. 5.6. Zona de Intervenção da EXPO'98. Localização dos locais de amostragem no sedimento (P'1, P'2, P'3, P'4, DN, DC, DS) e na coluna de água (P1, P2, P3 e P4) (Elaborado com base em Silva, 1993b).....	65
Fig. 5.7. Zona de Intervenção da EXPO'98. Curva de dominância da abundância para a amostra compósita de todos os locais de amostragem. ....	71
Fig. 5.8. Zona de Intervenção da EXPO'98. Curvas da dominância da abundância e da biomassa - curvas ABC -para a amostra compósita de todos os locais de amostragem.....	72
Fig. 5.9. Zona de Intervenção da EXPO'98. Resultados do Índice de Poluição para as estações com fauna. A linha horizontal representa o início da classe de perturbação <i>muito forte</i> (classe D: 4-8). ....	74
Fig. 5.10. Zona de Intervenção da EXPO'98. Resultados do Índice de Poluição para todas as estações. A linha horizontal representa o início da classe de perturbação <i>muito forte</i> (Classe D: 4-8).....	74
Fig. 5.11. Zona de Intervenção da EXPO'98. Mapeamento esquemático do Índice de Poluição - P - ao longo dos vários transectos. Cada célula representa uma estação de amostragem.....	75
Fig. 5.12. Zona de Intervenção da EXPO'98. Resultados do Índice de Poluição para os transectos com fauna, através da utilização de diferentes classes de perturbação ambiental. ....	76
Fig. 5.13. Zona de Intervenção da EXPO'98. Resultados do Índice de Poluição (valores médios do índice para as estações de cada transecto) para os transectos com fauna, através da utilização de diferentes classes de perturbação ambiental.....	76
Fig. 5.14. Zona de Intervenção da EXPO'98. Curva da dominância da abundância para um grupo de estações situadas mais a montante (70 a 145) e outro mais a jusante (1 a 69).....	81
Fig. 5.15. Zona de Intervenção da EXPO'98. Resultados do Índice de Diversidade - H' para as estações com fauna.....	82

Fig. 5.16. Zona de Intervenção da EXPO'98. Resultados do índice de Diversidade - H' para os transectos.	82
Fig. 5.17. Zona de Intervenção da EXPO'98. Distribuição pelas três categorias de qualidade biológica A (abiótica), B (alterada) e C (estável).....	84
Fig. 5.18. Zona de Intervenção da EXPO'98. Variação do índice de carga poluente - PLI por contaminante ao longo das diferentes estações de amostragem P' 1, P' 2, P' 3 e P' 4 e na Doca dos Olivais (DN, DC, DS).	86
Fig. 5.19. Zona de Intervenção da EXPO'98. Variação do índice de carga poluente - PLI por contaminante (a partir das concentrações máximas) ao longo das diferentes estações de amostragem P' e na Doca dos Olivais (DN, DC, DS).....	86
Fig. 5.20. Zona de Intervenção da EXPO'98. Variação do índice de carga poluente - PLI ao longo das diferentes estações de amostragem P' 1, P' 2, P' 3, e P' 4 e na Doca dos Olivais (DN, DC, DS).....	87
Fig. 5.21. Zona de Intervenção da EXPO'98. Contribuição de cada componente ambiental (biológica paisagística e química) para a avaliação da qualidade ambiental através do sistema de classificação de águas estuarinas e costeiras (UKNWC). .....	89
Fig. 5.22. Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Localização da área de estudo e locais de amostragem (Elaborado com base em Quintino & Rodrigues, 1994). .....	90
Fig. 5.23. Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Principais fontes poluidoras, respectivas emissões e usos potencialmente afectados.....	92
Fig. 5.24. Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Resultados do Índice de Poluição para as estações 1 a 29.....	97
Fig. 5.25. Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Repartição Espacial do índice de Poluição para as estações 1 a 29. ....	98
Fig. 5.26. Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Resultados do índice de Poluição para os grupos de estações A (3, 12 a 19, 22 e 23), B1 (1, 4 a 11, 24 a 28), B2 (2, 20, 21, 29), por duas vias de abordagem (a) e (b).....	99
Fig. 5.27. Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Repartição espacial da riqueza de espécies (por 0,1 m <sup>2</sup> ) pelas estações 1 a 29 (Quintino & Rodrigues, 1994).....	103
Fig. 5.28. Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Repartição espacial do índice de Diversidade - H' (bits/indivíduo) para as vários locais de amostragem.....	104
Fig. 5.29. Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Resultados do índice de Diversidade - H' para os grupos de estações A (3, 12 a 19, 22 e 23), B1 (1, 4 a 11, 24 a 28), B2 (2, 20, 21, 29).....	105
Fig. 5.30. Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Distribuição pelas três categorias de qualidade biológica A (abiótica), B (alterado) e C (estável).....	106
Fig. 5.31. Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Variação do índice de carga poluente - PLI por contaminante ao longo de diferentes estações de amostragem (68, 69, 70, 71 e 72) localizadas no Canal da CUF do Estuário do Tejo.....	107
Fig. 5.32. Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Variação do índice de carga poluente - PLI ao longo das diferentes estações de amostragem (68, 69, 70, 71 e 72).....	107
Fig. 5.33. Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Contribuição de cada componente ambiental (biológica, paisagística e química) para a avaliação da qualidade ambiental através do sistema de classificação de águas estuarinas e costeiras (UKNWC).....	109
Fig. 5.34. Emissário Submarino da Guia. Localização da área de estudo e dos locais de amostragem (sedimento) (Elaborado com base em Quintino & Rodrigues, 1995).....	111

Fig. 5.35. Emissário Submarino da Guia. Principais fontes poluidoras, respectivas emissões e usos potencialmente afectados na zona costeira associada ao emissário submarino da Guia.....	112
Fig. 5.36. Emissário Submarino da Guia. Repartição espacial do Índice de Poluição para as estações G1 a G20.....	120
Fig. 5.37. Emissário Submarino da Guia. Resultados do Índice de Poluição para os grupos de estações I (G1), IIa1 (G2, G3, G5, G6 e G11 a G13), IIa2 (G4, G7 a G10, G14, G17 e G18) e IIb, (G15, G16, G19 e G20).....	121
Fig. 5.38. Emissário Submarino da Guia. Repartição espacial da riqueza de espécies (sp/o,1m <sup>3</sup> ) para as estações G1 a G20 (Quintino & Rodrigues, 1995).....	125
Fig. 5.39. Emissário Submarino da Guia. Repartição espacial do Índice de Diversidade - H' (bits/indivíduo) para as estações G1 a G20.....	126
Fig. 5.40. Emissário Submarino da Guia. Resultados do Índice de Diversidade - H' para os grupos de estações I (G1), IIa1 (G2, G3, G5, G6 e G11 a G13), IIa2 (G4, G7 a G10, G14, G17 e G18) e IIb, (G15, G16, G19 e G20).....	127
Fig. 5.41. Emissário Submarino da Guia. Distribuição pelas três categorias de qualidade biológica A (abiótica), B (alterado) e C (estável).....	128
Fig. 5.42. Emissário Submarino da Guia. Variação do índice de carga poluente - PLI por contaminante ao longo de diferentes estações de amostragem (G14, G15, G16, G19 e G20).....	129
Fig. 5.43. Emissário Submarino da Guia. Variação do índice de carga poluente - PLI ao longo das diferentes estações de amostragem (G14, G15, G16, G19 e G20).....	130
Fig. 5.44. Emissário Submarino da Guia. Contribuição de cada componente ambiental (biológica, paisagística e química) para a avaliação da qualidade ambiental através do sistema de classificação de águas estuarinas e costeiras (UKNWC).....	132



## **1. INTRODUÇÃO**

### **1.1 Utilização de Indicadores e Índices Ambientais**

As zonas costeiras, devido à sua localização na fronteira entre meio terrestre e meio marinho, são atingidas por inúmeros problemas de contaminação e conflitos de gestão ambiental. Sendo áreas de especial sensibilidade e importância como ecossistemas muito produtivos, urge implementar modelos de avaliação e tratamento da informação, que passam pela elaboração de metodologias que quantifiquem e qualifiquem os processos dos sistemas costeiros, nomeadamente a qualidade dos compartimentos coluna de água, sedimento e biota. Com o objectivo primordial de dispor de uma ferramenta que permita tratar e transmitir a informação a diferentes receptores, muitas vezes não técnicos, bem como permitir uma avaliação realista e exequível, as metodologias utilizadas deverão ser dirigidas aos pontos fulcrais da estrutura do sistema costeiro, identificando as variáveis que melhor revelem o seu “estado ambiental”.

No âmbito do presente trabalho, os sistemas costeiros considerados referem-se unicamente ao meio aquático, cujo domínio se situa entre a fronteira terrestre e a fronteira com o oceano aberto, incluindo vários compartimentos (coluna de água, sedimento e biota). Referem-se, portanto, às massas de água marinhas, com influência terrestre, incluindo, faixas costeiras, estuários, lagunas e rias.

Tem vindo a ser revelado interesse crescente por parte de instituições nacionais e internacionais na adopção de sistemas de indicadores e índices de qualidade ambiental ou ecológica, de que se podem destacar os exemplos citados por Colijn *et al.* (1994) (*e.g.* OECD, Swedish EPA, Norwegian Central of Statistics, Danish Ministry of Environment, Dutch National Institut of Coastal and Marine Management/RIKZ), bem como a Comissão Europeia e o Banco Mundial.

Muitos têm sido os trabalhos realizados na área de indicadores e índices ambientais, quer para aplicação genérica a diferentes áreas (*e.g.* Thomas, 1972; Inhaber, 1976; Ott, 1978; Vos *et al.*, 1985; UNL, 1989; Jeffrey & Madden, 1991; Volta & Servida, 1992), quer para aplicações específicas, como são por exemplo os trabalhos efectuados na área de indicadores de qualidade da água em sistemas dulçaquícolas (*e.g.* Newman, 1992).

A necessidade crescente de tratar a informação ambiental na forma original tem conduzido ao desenvolvimento de metodologias, entre as quais se salienta a utilização de indicadores e índices ambientais. A sua utilização revela-se importante no sentido de tornar os dados científicos mais facilmente utilizáveis por decisores, técnicos, gestores, cientistas, políticos, grupos de interesse (*e.g.* organizações não governamentais) ou pelo público em geral.

A avaliação da qualidade do sistema pode assim ser efectuada através de indicadores e índices ambientais, estruturados para transmitir a informação científica de forma sintética preservando

o significado original dos dados. A utilização de indicadores sublinha que a avaliação da qualidade ambiental deverá ser efectuada com as variáveis que melhor espelhem os objectivos em causa, e não com todas as que podem ser medidas.

Tal como a origem da palavra *indicador* o ilustra (do latim *indicare*) esta representa algo a salientar ou revelar. Por exemplo uma descida de pressão de um barómetro pode indicar a aproximação de uma tempestade (Gouzee *et al.*, 1995). Um indicador actua como um termómetro que, ao medir a febre, indica se o paciente se encontra perante uma situação normal ou anormal; assim, dada a informação necessária, pode haver actuação para resolução da situação, caso se afigure necessário.

Ao seleccionar um indicador e/ou ao construir um índice, tal como ao adoptar um parâmetro estatístico, ganha-se em clareza e operacionalidade o que se perde em informação não tratada. A necessidade de comunicar os resultados das avaliações da qualidade ambiental constitui exigência imprescindível nos processos de gestão ambiental. Um índice é projectado para simplificar a informação sobre fenómenos complexos de modo a melhorar a comunicação.

Segundo Gouzee *et al.* (1995), os indicadores diferem de dados na forma original e dos dados estatísticos, mesmo quando são muitas vezes apresentados na forma estatística ou gráfica. Indicadores e índices podem ser vistos como o topo de uma pirâmide de informação (Fig. 1.1), cuja base é representada pela informação proveniente da monitorização e dos procedimentos analíticos.

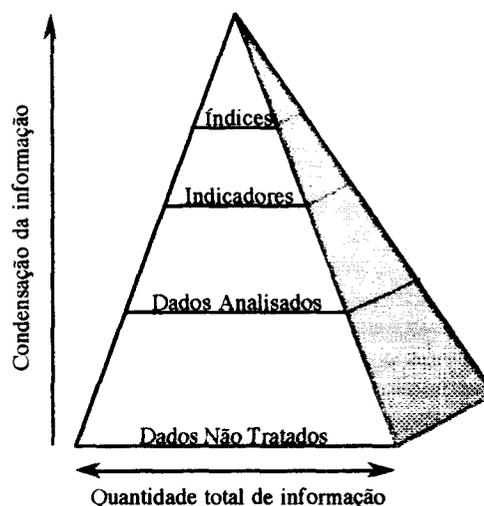


Fig. 1.1. Pirâmide de Informação (adaptado de Gouzee *et al.*, 1995 e Braat, 1991).

Consoante os objectivos em causa, as potenciais aplicações de índices ambientais poderão ser muito variadas como demonstra Ott (1978):

- **Atribuição de recursos** – suporte de decisões ambientais, ajudando os decisores ou gestores na atribuição de fundos, alocação de recursos naturais e determinação de prioridades;

- Classificação de locais – comparação de condições ambientais em diferentes locais ou áreas geográficas;
- Cumprimento de normas legais – aplicação a áreas específicas para clarificar e sintetizar a informação sobre o nível de cumprimento das normas ou critérios legais;
- Análise de tendências – aplicação a dados ambientais ao longo do tempo para determinar alterações na qualidade do ambiente (degradação ou melhoramento) que tenham ocorrido no período de tempo considerado. É especialmente útil recorrer a estas metodologias para analisar tendências que tenham que ser facilmente interpretadas mas também suficientemente representativas de um determinado estado do ambiente;
- Informação do público – informar o público sobre o estado do ambiente;
- Investigação científica – aplicação em desenvolvimentos científicos, nomeadamente indicando se deverão ser efectuados estudos científicos mais detalhados sobre a avaliação em causa, de forma a aprofundar a informação sintetizada que é transmitida pelo índice ou indicador.

No processo de construção de um índice, terão de ser estabelecidos, à partida, os potenciais utilizadores desse índice, com o objectivo de definir a forma como será transmitida a informação.

No âmbito deste trabalho, estabelece-se uma distinção entre indicadores e índices, em que o indicador corresponde a variáveis-chave/parâmetros, considerados isoladamente, que caracterizem o sistema e que são utilizadas para reflectir atributos ambientais; o índice corresponde a um nível superior de agregação dessas variáveis, onde após aplicado um determinado método de agregação se obtém o resultado final. Os métodos de classificação e agregação poderão ser baseados em algoritmos aritméticos (*e.g.* linear, geométrico, mínimo, máximo, aditivo) ou heurísticos (regras de decisão). Os algoritmos heurísticos são normalmente preferidos para parâmetros de difícil quantificação, enquanto os restantes algoritmos são preferidos para parâmetros facilmente quantificáveis e comparáveis com padrões.

Existem vários tipos de índices ambientais que podem ser classificados nas seguintes categorias (OCDE, 1993): (i) Estado do Ambiente – onde se incluem por exemplo os índices e indicadores de de qualidade ambiental, de sensibilidade e de risco ambiental; (ii) Pressão – nos quais se podem realçar os índices e indicadores de emissão de poluentes, eficiência tecnológica, intervenção no território e de impacte ambiental (muitas vezes utilizados em estudos de impacte ambiental, no apoio a decisões entre soluções alternativas); (iii) Resposta – onde podem ser incluídos os índices de adesão social, de sensibilização e de actividades de grupos sociais importantes.

No presente trabalho, apenas se consideram os índices de qualidade ambiental ou de diagnóstico. Por qualidade ambiental entende-se um conjunto de parâmetros que avaliam a qualidade de um sistema para um ou mais usos, para determinada perturbação ambiental (caso exista) e para determinada integração temporal e espacial. Assim, algumas das principais propriedades apresentadas em relação à construção de índices serão sempre referidas em relação a índices de qualidade ambiental.

Especificamente, os indicadores de qualidade de água apresentam determinadas características, das quais se podem salientar: (a) indicam a presença de contaminação do sistema aquático; (b) são indícios de perturbação do equilíbrio ecológico; (c) são “alertas” sobre as condições de qualidade da água para determinado uso.

## **1.2 Vantagens e Limitações deste Tipo de Metodologias**

A utilização deste tipo de metodologia de análise e tratamento de informação ambiental tem estado rodeada de alguma polémica, sendo normalmente argumentado que no processo de simplificação poderá haver perda significativa de informação, enquanto por outro lado existem aqueles que julgam ser preferível efectuar análises deste tipo, mesmo que incompletas, porque o que não é aceitável é não existir nenhuma informação sintetizada e facilmente transmitida, com base no argumento da complexidade dos sistemas.

Muitos autores têm reconhecido limitações à aplicação de indicadores e índices. Tomlinson (1984) e Liverman *et al.* (1988), *fide* Partidário (1990), apontam vários pontos que podem afectar a aplicabilidade de um indicador ou índice, como sejam, a elevada variedade de tipos de índices, a sua independência em relação à dimensão da amostra, a potencial distorção e incerteza associada aos resultados produzidos, a sua relevância em relação à caracterização da situação, a precisão e robustez em relação a valores extremos pouco frequentes, e a inexistência de valores limiares conhecidos.

Assim, alguns dos principais problemas associados à concepção e/ou utilização de indicadores e índices ambientais estão relacionados com: (i) inexistência de informação de base; definição dos parâmetros mais representativos do sistema em estudo; (ii) definição das equações matemáticas que melhor traduzem o comportamento dos parâmetros em face da avaliação ambiental; (iii) perda de informação no processo de simplificação dos dados; (iv) definição dos limites de variação do índice em relação às imposições ambientais.

Outros autores (*e.g.* Ott, 1978; Couillard & Lefebvre, 1985; Wilson, 1988; O'Connor *et al.*, 1986; Silva, 1993), salientam as vantagens de utilização de índices e/ou indicadores como bons instrumentos para tratamento e comunicação da informação. Uma das principais vantagens da utilização de indicadores e índices reside na capacidade de sintetizar a informação, identificando as variáveis chave – indicadoras – da caracterização da qualidade do sistema, assegurando mais fácil interpretação da informação, bem como uma ferramenta de extrema utilidade nos

processos de tomada de decisão. Os indicadores e índices não pretendem substituir outros métodos de tratamento e/ou de transmissão da informação mas sim intervir paralelamente e de forma complementar.

Um índice deve permitir avaliar locais críticos em relação à qualidade ambiental, alertando para a necessidade de implementação de estratégias de intervenção ambiental que promovam o controle dessas áreas. Tal como referem Wilson & Jeffrey (1987) em relação à vertente científica, um bom índice deverá permitir pelo menos, indicar uma direcção para estudos de investigação adicionais ou de carácter mais intensivo.

Assim, poderá afirmar-se que, ponderando as desvantagens/limitações *versus* vantagens de aplicação deste tipo de ferramenta metodológica, importa reter que este tipo de abordagem poderá ser de grande utilidade na avaliação da qualidade ambiental em muitos domínios, nomeadamente nos sistemas aquáticos costeiros. No entanto, haverá sempre a obrigatoriedade de integrar as limitações de cada caso de estudo, salvaguardando a fiabilidade e veracidade dos resultados finais.

### **1.3 Âmbito e Objectivos**

Este trabalho tem por objectivos principais rever e disponibilizar um conjunto de metodologias associadas à utilização de indicadores e ao cálculo de índices de qualidade ambiental em sistemas aquáticos costeiros, projectados para transmitir a informação científica de forma sintética, preservando o significado original dos dados. Pretende-se contribuir para um esclarecimento adicional acerca das principais vantagens e limitações da utilização deste tipo de metodologias na avaliação da qualidade ambiental de sistemas aquáticos costeiros.

Pretende-se ainda ensaiar a aplicação da metodologia proposta a vários casos de estudo. Com o objectivo de garantir a eficácia e utilidade dos indicadores e índices aplicados, é testada a robustez da metodologia adoptada, utilizando métodos de análise de sensibilidade. Este tipo de análise é também muito importante para verificar da preservação do significado original dos dados.

Procurou-se aplicar a metodologia a casos reais caracterizados por diferentes níveis de qualidade ambiental, características hidrográficas, fisiográficas e ecológicas. Assim, seleccionaram-se dois casos de estudo no Estuário do Tejo, um na margem norte, outro na margem sul, e um terceiro caso de estudo na faixa costeira adjacente à foz do mesmo rio. Os casos de estudo são designados por: (i) Caso de Estudo I: Zona de Intervenção da EXPO'98; (ii) Caso de Estudo II: Complexo Industrial do Barreiro-Seixal; (iii) Caso de Estudo III: Emissário Submarino da Guia

## **2. DEFINIÇÃO DE CRITÉRIOS PARA SELECÇÃO DE PARÂMETROS VERSUS INDICADORES DE QUALIDADE DA ÁGUA E SEDIMENTO**

Na construção e utilização de indicadores e índices ambientais, um dos passos mais importantes é seleccionar os parâmetros mais significativos no contexto da análise a efectuar. Tal como sublinha Ward (1992), decidir que indicadores deverão ser medidos constitui um passo fulcral da avaliação da qualidade dos sistemas aquáticos, nomeadamente nos processos de monitorização. No entanto, um dos principais objectivos deste capítulo não é apresentar uma lista exaustiva dos parâmetros reveladores da qualidade dos ecossistemas aquáticos costeiros, mas sim indicar e reflectir sobre alguns desses parâmetros como potenciais indicadores de qualidade ambiental perante uma situação específica, bem como sobre critérios relevantes para efectuar a selecção desses parâmetros.

Identificar os principais parâmetros indicadores de qualidade ambiental, tendo em vista diferentes usos, requer uma abordagem que por um lado seja suficientemente simples de modo que torne exequível a utilização desses parâmetros como indicadores, e por outro lado seja suficientemente abrangente e caracterizadora do sistema. Os parâmetros a seleccionar deverão constituir por si só e/ou agregados, indicadores credíveis da qualidade das diferentes componentes do sistema perante uma dada situação ambiental.

### **2.1 Enquadramento legal: Padrões de Qualidade da água**

Atendendo aos problemas de saúde pública originados pela degradação do meio marinho, torna-se fulcral seleccionar os indicadores que melhor caracterizem a qualidade da água em face das exigências legais. No entanto, as imposições legais nem sempre traduzem o que técnica e cientificamente é tido por mais apropriado.

Os padrões de qualidade da água até agora utilizados, apesar de serem aplicados de forma generalizada, muitas vezes apresentam-se desactualizados e geralmente dirigidos para a concentração das substâncias na coluna de água, o que restringe significativamente a avaliação da qualidade do sistema aquático e conduz muitas vezes a resultados de fraca credibilidade. Amaral *et al.* (1994) evidenciam esta problemática para o caso dos indicadores microbianos e a qualidade sanitária das águas costeiras.

A legislação Portuguesa que contempla as normas de qualidade da água consiste no Decreto-Lei nº 74/90 de 7 de Março. No caso específico dos programas de monitorização de águas estuarinas e marinhas, as normas cingem-se às águas conquícolas e às águas para utilização recreativa. Em relação à qualidade do sedimento, apenas existe um

despacho conjunto, publicado em 1995 pelo Ministério do Mar e Ministério do Ambiente e Recursos Naturais, sobre a gestão de material dragado<sup>1</sup>.

As normas fixadas por lei, compreendem os Valores Máximos Admissíveis (VMA) e os Valores Máximos Recomendáveis (VMR), para um conjunto de parâmetros e respectivos métodos analíticos de referência. De acordo com Gray *et al.* (1991), estes padrões derivam de bio-ensaios de curta duração, sobre os efeitos letais ou agudos em organismos-teste da coluna de água, assumindo-se o parecer de que é este o compartimento principal. Não levam em conta a sensibilidade de diferentes espécies à substância a ser testada, nem a acumulação em espécies não sensíveis a essa substância, mas responsáveis por impactes importantes ao nível do ecossistema. As diferenças biogeoquímicas existentes entre diferentes tipos de ecossistemas também não são contabilizadas, sendo aplicados os mesmos padrões a ecossistemas significativamente diferentes (*e.g.* águas interiores e águas marinhas). A aplicação destes padrões não leva em conta o tempo de residência da substância a analisar no sistema.

## **2.2 Singularidades dos Sistemas Costeiros**

No caso específico dos sistemas aquáticos costeiros, as características hidrodinâmicas e morfológicas são condicionantes significativas para a maioria dos fenómenos de poluição marinha, assim como o é a variação do gradiente vertical de densidade em função da variação sazonal da temperatura ou ainda em caso de afluxo de água doce à região em estudo.

A quantificação e qualificação de algumas propriedades específicas das zonas costeiras é um passo essencial para a compreensão e possível previsão de fenómenos perturbadores da qualidade do sistema. Estes sistemas são caracterizados por inúmeras singularidades e/ou flutuações hidrodinâmicas, físico-químicas e biológicas, pelo que apresentam uma dinâmica complexa.

Alguns dos diferentes factores que identificam a sensibilidade característica de determinada zona costeira, são por exemplo (Wallin & Hakanson, 1991): (i) morfometria da área (área, volume e profundidade média); (ii) tempo de residência característico da água superficial e de fundo; (iii) condições da dinâmica do fundo (erosão, acumulação e transporte material do fundo). Factores como estes podem condicionar a dispersão, sedimentação e recirculação de contaminantes numa área costeira, no entanto surgem alguns problemas quando se tenta quantificar tal influência.

---

<sup>1</sup> Diário da República – II Série, nº 141, 21 de Junho de 1995.

A qualidade da água para cada sistema específico será, em grande parte, função de características como as acima referidas, pelo que a comparação de diferentes locais terá que partir de uma análise do grau de semelhança existente entre eles.

Phillips & Rainbow (1993) ilustram este tipo de problema associado à utilização de sedimentos para monitorização de contaminantes em sistemas aquáticos. Segundo os autores é um erro vulgar assumir que as concentrações de contaminantes são tidas como as magnitudes absolutas do teor de contaminante em determinado ponto de amostragem. Pelo contrário, são resultado de uma complexa interacção dos fluxos relativos de contaminantes e matéria particulada para o sistema. Assim, para se compararem as concentrações absolutas de diferentes locais, terão de ser tidos em conta factores como as taxas de sedimentação de matéria particulada, se a intenção for comparar as magnitudes de entradas de contaminantes.

### **2.3 Avaliação da Qualidade Ambiental pela Utilização de Diferentes Compartimentos**

Serão aqui focadas algumas das diferenças, vantagens e desvantagens em monitorizar os diferentes compartimentos, coluna de água, sedimento e biota, e as consequências directas ou indirectas na busca e selecção de variáveis que melhor avaliem a qualidade deste tipo de sistemas, traduzidas em indicadores.

#### **2.3.1 Coluna de Água**

Existem vários problemas nos métodos tradicionais de monitorização de contaminantes presentes na coluna de água. A concentração de muitos dos contaminantes mais relevantes presentes nas águas marinhas ou interiores é em geral muita baixa (Satsmadjis, 1985), variando entre os  $\text{ng l}^{-1}$  e os  $\text{mg l}^{-1}$ , dependendo do contaminante envolvido, pelo que a análise destas substâncias se revela extremamente inconstante. Apesar disto, em alguns casos têm sido desenvolvidas técnicas analíticas robustas e seguras, pelo que é possível determinar com precisão para alguns contaminantes as concentrações existentes no meio.

O facto da maioria dos contaminantes serem encontrados a baixas concentrações nas águas naturais dificulta tecnicamente as análises de detecção e introduz erros inadvertidos na amostragem e nos procedimentos analíticos. Estes podem resultar de contaminações da amostra e/ou da perda de contaminante durante o manuseamento dessa mesma amostra. Exemplos de problemas deste tipo têm sido continuamente referidos para os metais, sendo apontado, como largamente aceite, o facto de que dados referentes a metais existentes em águas marinhas, anteriores a meados de 1970, não são muito fiáveis (Bruland *et al.*,

1978; Gordon *et al.*, 1982; Knaeur *et al.*, 1982; Bruland, 1983; Martin *et al.*, 1983; Wong *et al.*, 1983; Burton & Statham, 1990; *fide* Phillips & Rainbow, 1993).

Mesmo que estes problemas analíticos consigam ser ultrapassados (pelo menos em relação aos nutrientes e a alguns metais), a quantificação de contaminantes em águas naturais tem desvantagens adicionais (GESAMP, 1990), em relação à sua utilização regular como ferramenta de monitorização. Gray *et al.* (1991), nomeadamente referem que, como resultado da utilização de padrões de qualidade da água na gestão ambiental, a maioria dos programas de monitorização e vigilância tem focado a sua análise nas concentrações de substâncias potencialmente perigosas existentes na coluna de água, conduzindo a erros significativos na avaliação de problemas quer por excesso, quer por defeito.

Förstner (1980) e Tomlinson *et al.* (1980 *fide* Wilson & Jeffrey (1987)), evidenciam outra parte do problema da monitorização da coluna de água, ao sustentarem ser mais dispendioso e complexo. O trabalho desenvolvido por Soulsby *et al.* (1985) *fide* Wilson & Jeffrey (1987), considera os custos relativos e eficiência da amostragem de sedimento *versus* coluna de água. Apesar do facto da amostragem de sedimento ser trinta vezes mais dispendiosa em homens/dias e em exigências financeiras, existem tantas variações nas amostras de água que seriam necessárias algumas centenas de amostras para detectar cerca de 25 % da variação. Por exemplo, num estuário, no interior da coluna de água, a dimensão e a posição da interface água doce/água salobra, bem como a zona de turvação máxima, têm uma grande influência na especiação e no transporte de contaminantes.

Em muitos ambientes aquáticos, as concentrações de contaminantes presentes variam acentuadamente com o tempo em função da interação de diferentes factores, como sejam por exemplo, as correntes de maré, os fluxos de água doce ou as frequentes descargas de origem antropogénica (Phillips, 1980; Frenet, 1981; Habib & Minski, 1982; Carpenter & Huggett, 1984; *fide* Phillips & Rainbow, 1993). Para ultrapassar estes problemas de variação temporal, de modo que se produzam estimativas significativas, das concentrações médias dos contaminantes presentes no sistema aquático, são requeridos estudos prolongados sobre uma extensa variedade de condições, preferencialmente pela utilização de amostras de água integradas no tempo. Não sendo impossível de realizar tais exigências, é no entanto, de difícil exequibilidade em face dos custos associados.

De acordo com Phillips & Rainbow (1993) uma das maiores desvantagens da análise de contaminantes em água naturais é a ausência de correlação entre as concentrações de contaminantes presentes e a sua disponibilidade biológica.

### **2.3.2 Sedimento**

Nos últimos anos, vários estudos têm permitido conhecer melhor o comportamento biogeoquímico de substâncias potencialmente perigosas nos sistemas aquáticos, bem como a sua toxicidade para os organismos aquáticos. Estes trabalhos convergem para o parecer de que estas substâncias (*e.g.* metais pesados) tendem a acumular em primeiro lugar no sedimento (Gray *et al.*, 1991).

Muitos autores têm utilizado o sedimento para monitorizar a contaminação de sistemas aquáticos, evidenciando vantagens evidentes em relação à utilização de amostras de água, tal como sublinham por exemplo Wilson (1988) e Elliot & McManus (1989).

A maioria dos contaminantes mais importantes em sistemas aquáticos está preferencialmente associado à matéria particulada suspensa, em vez de estarem em solução, embora este comportamento varie significativamente consoante o contaminante. Este comportamento físico conduz a uma acumulação preferencial de contaminantes no compartimento sedimentar. Estes contaminantes acumulam-se nos sedimentos ao longo do tempo, reduzindo os problemas das curtas variações temporais, associados às análises de contaminantes na água. Assim, na maioria das situações, os níveis de contaminação nos sedimentos sofrem pequenas alterações para pequenos períodos de tempo, reflectindo as condições médias de períodos de semanas ou meses (*e.g.* Boehm & Farrington, 1984; Thomson *et al.*, 1984; Luoma, 1990; *fide* Phillips & Rainbow, 1993; ).

As concentrações de contaminantes no sedimento são geralmente significativamente superiores (em vários níveis de magnitude) às concentrações na coluna de água (pode reflectir amplificações de cerca de mil vezes a concentração de contaminantes existentes na água (Forstner, 1980; Vivian, 1980; *fide* Wilson & Jeffrey, 1987)), levando a que as análises sejam frequentemente mais simples e menos susceptíveis a problemas associados a fontes de contaminação durante o manuseamento da amostra ou durante a preparação da amostra para análise. A utilização de sedimentos para monitorização de determinadas contaminações em sistemas aquáticos é bem sucedida. Assim, os sedimentos são especialmente úteis na localização de fontes de contaminação e de gradientes de concentração.

A vantagem da utilização de sedimentos para monitorização regular de sistemas aquáticos, poderá ser realçada para a avaliação da biodisponibilidade de contaminantes. É conhecido que o sedimento pode actuar como “sumidouro” de contaminantes e que pode ocorrer remobilização. Burgess & Scott (1992) salientam que os processos de mobilização e transporte de contaminantes do sedimento têm sido intensivamente investigados, havendo resultados que demonstram que o sedimento contaminado actua como fonte de poluentes para os oceanos e para a atmosfera.

No entanto, a utilização de métodos exclusivamente químicos não permite avaliar a fracção biodisponível de determinado contaminante presente no sedimento. Enquanto muitos dos métodos fornecem informação relativa à remobilização potencial de contaminantes dos sedimentos, estes não permitem inferir com precisão acerca da biodisponibilidade. Nenhum estudo documentou a correlação entre a verdadeira biodisponibilidade de qualquer contaminante e a sua remoção do sedimento através da utilização de agentes lixiviantes, continuando a previsão exacta da biodisponibilidade dos contaminantes presentes no sedimento a ser tão imprecisa como a dos contaminantes em solução (Phillips & Rainbow, 1993).

Assim, enquanto a análise dos sedimentos é de considerável utilidade para identificar fontes de contaminantes ou para evidenciar tendências ao longo do tempo em contaminações locais, a avaliação da fracção biodisponível de contaminantes continua por ser resolvida.

Existem alguns problemas ligados à utilização de sedimentos, nomeadamente no que toca à relação entre metais, fracção orgânica do sedimento e granulometria do sedimento (Forstner, 1980; Vivian, 1980; *fide* Wilson & Jeffrey, 1987). Alguns autores recomendam a análise de uma fracção granulométrica padrão (Bryan *et al.*, 1980 *fide* Wilson & Jeffrey, 1987), que se, por um lado, poderá ser útil na comparação de sedimentos de diferentes granulometrias, por outro lado, não contribuirá muito para a avaliação do montante total de contaminante presente (Wilson & Jeffrey, 1987).

### **2.3.3 Biota**

Os problemas ambientais resultam de uma série de respostas a factores de perturbação. Muitos destes factores provocam alterações no comportamento, crescimento, ou viabilidade de organismos individuais. Estas respostas podem ser restritas a um número limitado de indivíduos num determinado *habitat* específico ou a uma maior percentagem de uma população ou de uma comunidade, numa área geográfica maior.

A utilização de bio-indicadores, delineando a sequência através da qual estes eventos de perturbação ambiental ocorrem, percebendo as inter-relações entre indivíduos e ecossistema, deverá disponibilizar um meio de identificação dos factores de perturbação que provocam esses problemas ambientais.

As variações nos níveis de poluentes no biota, relacionadas com as espécies, tamanho, sexo, condição, estação do ano e altura de maré, foram extensivamente discutidas por Phillips (1980) *fide* Wilson & Jeffrey (1987). Este autor concluiu que sendo possível

reduzir as dificuldades relacionadas com aquelas variáveis, terá de ser dada especial atenção aos procedimentos de amostragem.

Devido à capacidade considerável de alguns bio-indicadores poderem acumular contaminantes, a maior parte contém concentrações de contaminantes que permitem medições relativamente simples comparadas com as técnicas requeridas para análise da água. O problema da inadvertida contaminação das amostras, que desacreditou as análises de amostras de água por muitas décadas, é também largamente reduzido. Os bio-indicadores também oferecem uma capacidade de integração temporal das concentrações de contaminantes por eles acumulados, reflectindo, a curto prazo, uma média das flutuações temporais das concentrações de contaminantes na água. A grande vantagem da utilização de bio-indicadores, como sublinham Wilson (1988), Power and Chapman (1992) e Phillips & Rainbow (1993), é a medição directa da biodisponibilidade dos contaminantes, sem recurso ao pressuposto aplicado nos outros métodos. Assim, a presença do contaminante num bio-indicador é, por definição, biodisponibilidade.

O ambiente bio-sedimentar e em particular a macrofauna bentónica têm vindo a constituir um elemento, por excelência, em estudos de poluição marinha, nomeadamente devido à sua relativa estabilidade espacial e temporal e à sua relativa inércia, em comparação com as flutuações dos factores físico-químicos do meio, reflectindo o conjunto de condições locais existentes. Os organismos bentónicos comportam-se assim, como refere Hily (1984), como verdadeiros memorizadores, acumuladores e mesmo, nalguns casos, amplificadores das condições do meio. Muito do trabalho realizado com utilização de organismos da macrofauna como indicadores (Bryan & Gibbs, 1983; Bryan *et al.*, 1980; 1985; *fide* Wilson & Jeffrey, 1987), utilizam o grau de contaminação do sedimento para avaliar o grau de contaminação do estuário, em relação aos quais a macrofauna é comparada.

Vários autores, com base em estudos efectuados em meios perturbados, têm posto em evidência uma certa padronização, nos processos de adaptação dos ecossistemas bentónicos, apesar da complexidade dos fenómenos ecológicos observados. São relevantes os trabalhos de Sanders (1968, 1969), Hurlbert (1971) - sobre diversidade - de Pearson (1975), Pearson & Rosenberg (1976, 1978) - sobre o impacte da poluição, e particularmente do enriquecimento orgânico, na macrofauna bentónica - de Lambshead *et al.* (1983), Shaw *et al.* (1983), Warwick (1986), Warwick *et al.* (1987) - sobre análise da estrutura de comunidades bentónicas.

Uma das grandes dificuldades na utilização do biota reside na variação ecológica e na compreensão das necessidades de determinadas espécies, as quais possuem intervalos de tolerância maiores ou menores em relação às condições ambientais. Assim, por exemplo,

num estuário (Wilson & Jeffrey, 1987): (i) não é provável que as mesmas espécies sejam encontradas, muito a montante e simultaneamente a jusante; (ii) o grau mais elevado de poluição possível de detectar será determinado pelo limite máximo de tolerância do (s) indicador (es) escolhido (s).

#### **2.4. Selecção de Parâmetros**

De forma a reflectir os valores e as tendências dos dados em bruto, deverá ser efectuada uma selecção de parâmetros que melhor espelhem o significado dos dados originais, na perspectiva da avaliação da qualidade do sistema.

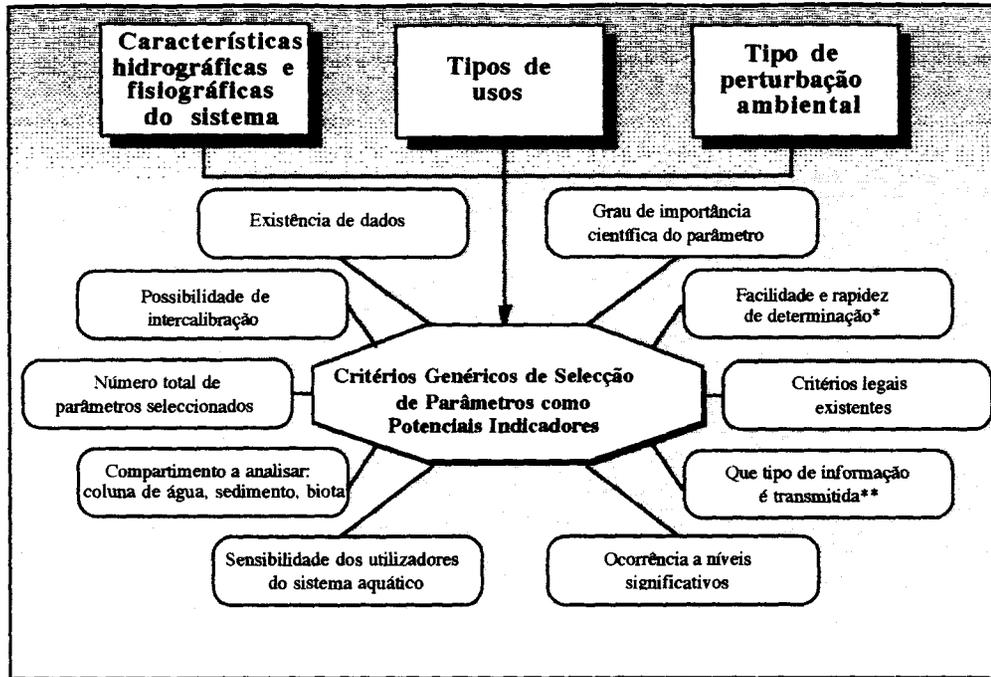
A selecção dos indicadores deve satisfazer, por um lado, a conveniência de tal escolha e, por outro, a precisão e relevância dos resultados. Os indicadores escolhidos deverão permitir inferir acerca do estado de qualidade e de mudança no sistema como um todo. Para proceder a esta selecção deverão ser analisados os três compartimentos: coluna de água; sedimento e biota, com especial ênfase nos dois últimos, em face do anteriormente exposto.

Ao ser processada a selecção de parâmetros, deverão ser assegurados dois requisitos básicos nos quais assenta o processo de selecção: (i) reflectir as propriedades básicas do ecossistema; (ii) reflectir o uso humano ou o impacte no ambiente marinho (Colijn *et al.*, 1994).

Sendo irrealista julgar-se que a identificação do estado de qualidade ambiental deverá passar pela obtenção de informação exaustiva, não dirigida, relativa à maioria das variáveis presentes, torna-se crucial dispor de critérios (Fig. 2.1) que possibilitem enquadrar o esforço a despendido na obtenção de informação relevante, nomeadamente pela identificação de variáveis-chave, sendo estas função das particularidades de cada caso de estudo.

No caso, por exemplo, de usos recreativos, os indicadores são geralmente os microorganismos ou agentes químicos cujas densidades ou concentrações na água, possam ser quantitativamente relacionados com o risco de saúde associado aos banhistas (Cabelli *et al.*, 1983). A selecção de indicadores microbiológicos tem sido recentemente objecto de estudo, por exemplo por Boyle *et al.* (1991) e Amaral *et al.* (1994).

Nos parâmetros seleccionados deverão ser representadas directa ou indirectamente, as diferentes componentes deste tipo de sistema natural, nomeadamente, de origem física-química e biológica.



\* Métodos analíticos e métodos de apoio à amostragem e armazenamento.  
 \*\* (i) natureza da informação (física, química, biológica); (ii) que processos funcionais lhe estão associados no ecossistema; (iii) que tipo de público pode receber essa informação.

Fig. 2.1. Seleção de parâmetros como potenciais indicadores.

Em relação às variáveis hidrográficas e fisiográficas (*e.g.* correntes de maré, comprimento da linha de costa, morfometria da área) considera-se que para grande parte das situações, estas deverão actuar como variáveis de suporte, isto é, não as incluir directamente na formulação de indicadores e índices, mas sim considerá-las como uma das condicionantes dos resultados obtidos para as variáveis físico/químicas e biológicas seleccionadas.

Os parâmetros que têm sido escolhidos para indicadores da qualidade de sistemas aquáticos, têm sido muitas vezes “importados” de trabalhos efectuados para sistemas de águas interiores, pelo que não são, na maior parte dos casos, adequados (Wilson & Jeffrey, 1987; Gray, *et al.*, 1991). Wilson & Jeffrey (1987) referem, por exemplo, que a escolha do oxigénio dissolvido, pode revelar-se inadequada, pois este pode variar muito em zonas costeiras, atingindo por vezes valores baixos, mesmo para estuários não poluídos.

A título exemplificativo, referem-se conjuntos de variáveis-chave/indicadores apresentados por diferentes autores (Tabela 2.1).

#### Seleção de parâmetros químicos - contaminantes

Qualquer que seja a lista de contaminantes críticos seleccionados como potenciais perturbadores da qualidade ambiental de um sistema aquático, será necessariamente incompleta. Por exemplo os PCB's (policlorobifenilos), passados 37 anos após o início

### 3. REVISÃO E AVALIAÇÃO DE INDICADORES E ÍNDICES APLICADOS A SISTEMAS AQUÁTICOS COSTEIROS

#### 3.1 Propriedades e Métodos de Construção de Índices

Um indicador ambiental pode ser apresentado individualmente ou matematicamente agregado a um nível superior, originando um índice ambiental; este traduz-se por agregação de dois ou mais indicadores ou subíndices. A construção e cálculo de um índice ambiental na forma clássica é processado através de dois passos fundamentais (Fig. 3.1):

(i) Cálculo dos subíndices para os parâmetros considerados – utilizando funções matemáticas específicas para cada cada parâmetro;

$$I_i = f_i(x_i) \quad (\text{eq. 3.1})$$

(ii) Agregação dos subíndices num índice global – utilizando diferentes funções matemáticas de agregação.

$$I = g(I_1, I_2, \dots, I_n) \quad (\text{eq. 3.2})$$

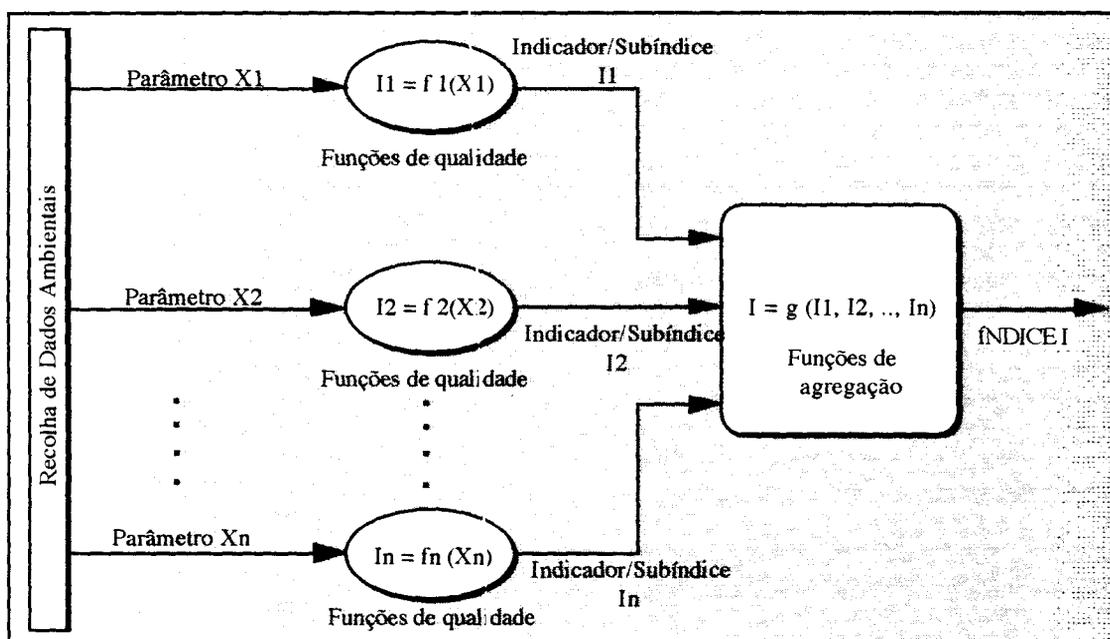


Fig. 3.1. Fluxograma metodológico de construção de índices (adaptado de Ott, 1978).

Geralmente os algoritmos associados a estes procedimentos de cálculo são matematicamente simples. Tanto para o cálculo de subíndices como para o cálculo de índices existe um conjunto alargado de funções já largamente utilizadas. De acordo com Ott (1978), as funções para o cálculo de subíndices podem ser de diferentes tipos:

(i) função linear; (ii) função linear segmentada; (iii) função não linear; (iv) função não linear segmentada; (v) classes. O procedimento associado à transformação dos dados através de funções matemáticas, quer relacionadas singularmente com cada parâmetro, quer relacionadas de igual forma com todos os parâmetros, permite de uma forma expedita transformar valores de concentrações em valores de qualidade. Para o cálculo de índices globais existem várias funções de agregação, baseadas em algoritmos matemáticos (Tabela 3.1).

Landwehr & Deininger (1976), Ott (1978), Béron *et al.* (1982) e Couillard & Lefebvre (1985), documentam as características mais significativas dos diferentes algoritmos de agregação, nomeadamente as vantagens de utilização de uns em detrimento de outros.

Em relação à ponderação, esta poderá ser efectuada através de diferentes métodos, dos quais se podem destacar a ordenação e a atribuição de diferentes graus de importância aos diferentes parâmetros, podendo esta última ser realizada através da atribuição de pesos, por especialistas sectoriais ou grupos de interesses.

Com base em escalas de qualidade já estabelecidas ou a estabelecer, proceder-se-á à classificação dos valores obtidos em escalas ou classes de qualidade. As escalas de classificação poderão ser de diferentes tipos (quantitativas ou qualitativas), mas em qualquer deles terão de ser definidos os critérios que originaram as várias classificações, havendo o objectivo permanente de fazer corresponder a cada valor um nível de qualidade e usos potenciais.

Um índice cujos valores aumentam com o aumento da degradação ambiental, escala crescente, designa-se normalmente por índice de poluição; por outro lado um índice cujos valores diminuem com o aumento da degradação ambiental, escala decrescente, designa-se normalmente por índice de qualidade ambiental.

É de importância crucial definir o âmbito temporal dos índices, na medida em que a metodologia de cálculo e o significado de um índice anual, por exemplo, é significativamente diferente de um índice relativo a dados diários, para o mesmo parâmetro analítico ou conjunto de parâmetros. De igual forma é também de importância fulcral definir o âmbito espacial dos índices, evidenciando as agregações espaciais efectuadas e seus pressupostos.

**Tabela 3.1.** Principais métodos de agregação (adaptado de Ott, 1978) baseados em algoritmos aritméticos.

Método de Agregação	Algoritmo	Variáveis
(i) Somatório	$I = \sum_{i=1}^n I_i$	$I_i$ corresponde ao subíndice e $n$ ao número de parâmetros
(ii) Média aritmética simples	$I = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n I_i$	$I_i$ corresponde ao subíndice e $n$ ao número de parâmetros
(iii) Média aritmética ponderada	$I = \sum_{i=1}^n I_i W_i \quad e \quad \sum_{i=1}^n W_i = 1$	$W_i$ corresponde ao peso atribuído ao subíndice $I_i$
(iv) Raiz do somatório de potências	$I = \left( \sum_{i=1}^n I_i^p \right)^{\frac{1}{p}}$	$p$ é um número real positivo, superior a 1 e $I_i$ corresponde ao subíndice
(v) Raiz quadrada da média dos quadrados	$I = \sqrt{\frac{1}{n} (I_1^2 + I_2^2 + \dots + I_n^2)}$	$I_n$ corresponde ao subíndice e $n$ ao número de parâmetros
(vi) Média geométrica simples	$I = \prod_{i=1}^n (I_i)^{\frac{1}{n}}$	$I_i$ corresponde ao subíndice
(vii) Média geométrica ponderada	$I = \prod_{i=1}^n I_i^{W_i}$	$W_i$ corresponde ao peso atribuído a cada subíndice $I_i$
(viii) Mínimo	$I = \text{Min} (I_1, I_2, \dots, I_n)$	$I_i$ corresponde a cada subíndice
(ix) Máximo	$I = \text{Max} (I_1, I_2, \dots, I_n)$	$I_i$ corresponde a cada subíndice

### 3.2 Indicadores e Índices Utilizados em Sistemas Aquáticos Costeiros

A avaliação da qualidade de sistemas aquáticos costeiros tem sido alvo de várias metodologias de análise, desde os métodos mais tradicionais de inventariação qualitativa e quantitativa até aos métodos baseados nas mais recentes tecnologias de informação. A aplicação a sistemas costeiros de metodologias baseada em índices e indicadores tem sido relativamente pouco explorada, ao contrário dos sistemas dulçaquícolas onde são muitos os trabalhos realizados utilizando este tipo de metodologia, nomeadamente os apresentados por Horton (1965), Cairns *et al.* (1968), Brown *et al.* (1970; 1972), Harkins (1974), Landwehr & Deininger (1976), Zand (1976), Dunnette (1979), Béron *et al.* (1982), Couillard & Lefebvre (1985), Mano (1989), Roberto & Abreu (1991) e Garen

(1993), quer analisando e desenvolvendo aplicações particulares de determinados índices, quer efectuando extensas revisões sobre índices já existentes.

O grau de complexidade e as singularidades que caracterizam os sistemas costeiros poderão ser apontados como factores que têm contribuído para o desencorajamento na aplicação e desenvolvimento de índices de avaliação da qualidade ambiental destes sistemas. Segundo Wilson (1988), a conversão das metodologias de índices e indicadores aplicadas a sistemas de água doce para sistemas marinhos não se tem mostrado muito satisfatória.

Apresenta-se uma sistematização de trabalhos onde directa ou indirectamente são utilizados indicadores e/ou índices aplicados à avaliação de qualidade de sistemas aquáticos costeiros, onde se efectua uma breve descrição das diferentes metodologias. Por estar fora do âmbito do presente estudo, exclui-se desta análise as outras categorias de índices, nomeadamente os de análise de risco ecológico em zonas costeiras (de que podem ser exemplo os índices apresentados por Robulliard *et al.*, 1984 *fide* Carter, 1988), bem como as restantes categorias já referidas no capítulo 1. Apresenta-se uma listagem que pretende evidenciar trabalhos relevantes sobre esta temática. Na Tabela 3.2 expõe-se um resumo da análise, na qual por ordem cronológica dos trabalhos referenciados se efectua uma classificação de acordo com o tipo de utilização focalizada por cada metodologia.

Procurou-se estruturar uma classificação temática, onde se estabeleceram quatro grupos: (i) contaminação - as metodologias são dirigidas para avaliar o grau de contaminação (essencialmente de origem química, *e.g.* metais pesados ou organoclorados) do sistema aquático devido à presença de contaminantes na coluna de água ou no sedimento; (ii) estrutura da comunidade - através da análise da estrutura das comunidades biológicas (para a maioria dos casos através da análise da macrofauna bentónica) procuram avaliar a qualidade ambiental do sistema; utilizam variáveis biológicas, tais como riqueza específica e abundância em indivíduos; (iii) eutrofização - apresentam um grau elevado de especificidade, onde tentam avaliar um determinado tipo de perturbação ambiental, a eutrofização em águas costeiras, utilizando para tal indicadores estritamente relacionados com o fenómeno; (iv) gestão ambiental - apresentam uma abordagem que procura avaliar a qualidade global do sistema aquático, pelo que são metodologias estruturalmente abrangentes do ponto de vista de avaliação da qualidade ambiental.

Além dos índices potencialmente utilizáveis para avaliar a qualidade destes sistemas utilizando variáveis biológicas, destacam-se também os organismos actuando apenas como indicadores, nomeadamente sobre as variações de níveis de contaminantes no biota, actuando como indicadores directos da biodisponibilidade de contaminantes. Os bio-

indicadores têm sido largamente utilizados como integradores espaciais e temporais de contaminantes, nomeadamente metais pesados e compostos organoclorados.

Não se pretendendo apresentar uma análise de cada um dos trabalhos desenvolvidos na área de bio-indicadores (a diferentes níveis de organização biológica) por não se enquadrar no âmbito deste estudo, apresenta-se no entanto algumas referências de destaque, a título exemplificativo, nomeadamente os trabalhos desenvolvidos por James & Evison (1979), Soule & Kleppel (1988), Varanasi *et al.* (1992), Peakall (1992), Phillips & Rainbow (1993) e Rainbow & Phillips (1993).

**Tabela 3.2.** Listagem resumo de sistemas de índices e/ou indicadores para avaliar a qualidade de sistemas aquáticos costeiros.

Autor	Ano	Índices/Indicadores	Classificação
Shannon & Weaver	1949	"Shanon-Wiener Index"	Estrutura da comunidade
Leppäkoski	1975	"Benthic Pollution Index"	Estrutura da comunidade
Johanson & Johnson	1976	"Pollution Index"	Contaminação
Word	1978	"Infaunal Trophic Index"	Estrutura da comunidade
Müller	1979	"Index of Geoaccumulation"	Contaminação
Bellan	1980	"Annelid Index of Pollution"	Estrutura da comunidade
UKNWC	1981	UKNWC	Gestão ambiental
Satsmadjis	1982	"Pollution Coefficient"	Estrutura da comunidade
Johnston	1983	"Environmental Quality Index"	Gestão ambiental
Satsmadjis & Voutsinou-Taliadouri	1985	"Index of Metal Pollution"	Contaminação
Wilson & Jeffrey	1987	"Biological Quality Index"	Estrutura da comunidade
Wilson & Jeffrey	1987	"Pollution Load Index"	Contaminação
Majeed	1987	"Biotic Indices"	Estrutura da comunidade
Ramm	1990	"Community Degradation Index"	Estrutura da comunidade
Jüstitic	1991	"Oxygen Index"	Eutrofização
Ten Brink <i>et al.</i>	1991	AMOEBAs	Estrutura da comunidade
Haire <i>et al.</i> ; MDE	1992	"Nutrient Loading Index"	Contaminação
Haire <i>et al.</i> ; MDE	1992	"Eutrophication Index"	Eutrofização
Kent <i>et al.</i>	1992	WIMCI	Gestão ambiental
MDE	1992	"Living Resources Index"	Gestão ambiental
Silva	1993	-	Gestão ambiental

De seguida apresenta-se com algum detalhe algumas das propriedades e métodos associados aos diferentes sistemas de indicadores e índices listados na Tabela 3.2.

#### • Diversidade Específica, H' (Shannon & Weaver, 1949)

O índice de *Shannon-Wiener* (Shannon & Weaver, 1949) é um dos índices de diversidade mais utilizados em ecologia das comunidades. Tal como outros índices de diversidade, permite caracterizar as relações de abundância de espécies numa comunidade. É baseado na teoria da informação e é caracterizado por duas propriedades fundamentais (Ludwig & Reynolds, 1988): (a)  $H' = 0$  se e só se existir uma espécie na amostra; (b)  $H'$  é máximo apenas quando todas as espécies presentes na amostra estão representadas pelo mesmo número de indivíduos. Este índice é calculado pela seguinte equação:

• “Annelid Index of Pollution”, AIP (Bellan, 1980; Bellan *et al.*, 1988)

Bellan (1980) e Bellan *et al.* (1988) desenvolveram o índice AIP (“Annelid Index of Pollution”), o qual abrange todas as espécies indicadoras de poluição, todas representadas pela sua dominância (% de indivíduos) pretendendo opor contra um segundo grupo de espécies, denominadas “sentinelas” ou “detectores”, indicadores de águas de boa qualidade. A razão das somas das dominâncias nestes dois grupos fornecem um índice que poderá ser considerado como um critério biológico da qualidade de um determinado ambiente. O índice é sempre superior a 1 para águas poluídas e inferior a 1 em águas de boa qualidade ou pouco poluídas. Nos casos aplicados, este índice de poluição apresentou-se bem correlacionado com o grau de poluição, bem como com o índice de diversidade de Shannon & Weaver (1949).

• UKNWC (UK National Water Council, 1981 *vide* Newman, 1992)

Em Inglaterra, Gales e Irlanda, a qualidade da águas estuarinas e costeiras é avaliada na base de um esquema de classificação estabelecido em 1981 pela UKNWC. Este esquema de classificação integra os usos possíveis para o estuário. Neste método de avaliação são atribuídos pontos às diferentes componentes, em primeiro lugar à componente biológica, paisagística e qualidade química das zonas inseridas no estuário ou água costeira (Tabela 3.3). As pontuações relativas a cada componente são então somadas, originando um valor que de acordo com o esquema de classificação identifica-se a qualidade da água do estuário (Tabela 3.4).

**Tabela 3.3** Atribuição de pontos para a qualidade da água estuarina

Qualidade Biológica (soma de a, b, c e d)	Pontos atribuídos se corresponder à descrição
(a) Permite a passagem de e para a água doce para todas as espécies relevantes de peixes migratórios, quando não é impedido por barreiras físicas;	2
(b) Suporta populações de peixes residentes, as quais estão em conformidade com as características físicas e hidrográficas;	2
(c) Suporta as comunidades bênticas as quais estão em conformidade com as características físicas e hidrográficas;	2
(d) Ausência de concentrações elevadas de substâncias tóxicas persistentes no biota, qualquer que seja a fonte.	4
Qualidade Paisagística (Escolha de uma alínea)	
(a) Estuários ou zonas de estuários que não recebam uma carga significativa de poluentes ou que essas cargas não causem danos significativos na qualidade paisagística;	10
(b) Estuários ou zonas de estuários que recebam cargas de poluentes que causem certos danos na qualidade paisagística, mas que não interferem significativamente com os usos do estuário;	6
(c) Estuários ou zonas de estuários que recebam cargas que resultem em danos significativos na qualidade paisagística, interferindo com os usos;	3
(d) Estuários ou zonas de estuários que recebam cargas que causem extensos prejuízos públicos.	0

• “Annelid Index of Pollution”, AIP (Bellan, 1980; Bellan *et al.*, 1988)

Bellan (1980) e Bellan *et al.* (1988) desenvolveram o índice AIP (“*Annelid Index of Pollution*”), o qual abrange todas as espécies indicadoras de poluição, todas representadas pela sua dominância (% de indivíduos) pretendendo opor contra um segundo grupo de espécies, denominadas “sentinelas” ou “detectores”, indicadores de águas de boa qualidade. A razão das somas das dominâncias nestes dois grupos fornecem um índice que poderá ser considerado como um critério biológico da qualidade de um determinado ambiente. O índice é sempre superior a 1 para águas poluídas e inferior a 1 em águas de boa qualidade ou pouco poluídas. Nos casos aplicados, este índice de poluição apresentou-se bem correlacionado com o grau de poluição, bem como com o índice de diversidade de Shannon & Weaver (1949).

• UKNWC (UK National Water Council, 1981 *fide* Newman, 1992)

Em Inglaterra, Gales e Irlanda, a qualidade das águas estuarinas e costeiras é avaliada na base de um esquema de classificação estabelecido em 1981 pela UKNWC. Este esquema de classificação integra os usos possíveis para o estuário. Neste método de avaliação são atribuídos pontos às diferentes componentes, em primeiro lugar à componente biológica, paisagística e qualidade química das zonas inseridas no estuário ou água costeira (Tabela 3.3). As pontuações relativas a cada componente são então somadas, originando um valor que de acordo com o esquema de classificação identifica-se a qualidade da água do estuário (Tabela 3.4).

**Tabela 3.3** Atribuição de pontos para a qualidade da água estuarina

Qualidade Biológica (soma de a, b, c e d)	Pontos atribuídos se corresponder à descrição
(a) Permite a passagem de e para a água doce para todas as espécies relevantes de peixes migratórios, quando não é impedido por barreiras físicas;	2
(b) Suporta populações de peixes residentes, as quais estão em conformidade com as características físicas e hidrográficas;	2
(c) Suporta as comunidades bênticas as quais estão em conformidade com as características físicas e hidrográficas;	2
(d) Ausência de concentrações elevadas de substâncias tóxicas persistentes no biota, qualquer que seja a fonte.	4
Qualidade Paisagística (Escolha de uma alínea)	
(a) Estuários ou zonas de estuários que não recebam uma carga significativa de poluentes ou que essas cargas não causem danos significativos na qualidade paisagística;	10
(b) Estuários ou zonas de estuários que recebam cargas de poluentes que causem certos danos na qualidade paisagística, mas que não interferem significativamente com os usos do estuário;	6
(c) Estuários ou zonas de estuários que recebam cargas que resultem em danos significativos na qualidade paisagística, interferindo com os usos;	3
(d) Estuários ou zonas de estuários que recebam cargas que causem extensos prejuízos públicos.	0

**Tabela 3.3** Atribuição de pontos para a qualidade da água estuarina (continuação).

Qualidade Química (Escolha de um valor)		
Oxigênio Dissolvido excede um valor de saturação de:		
	60 %	10
	40 %	6
	30 %	5
	20 %	4
	10 %	3
	abaixo de 10 %	0

**Tabela 3.4** Classes de qualidade da águas estuarinas e costeiras

Classificação (Classe)	Descrição da Qualidade	Número de pontos
A	Boa	30 - 24
B	Regular	23 - 16
C	Fraca	15 - 9
D	Má	8 - 0

• “Pollution Coefficient”, P (Satsmadjis, 1982; 1985; Maurer & Haydock, 1989; Maurer et al., 1991)

O índice de poluição P (*“Pollution Coefficient”*) desenvolvido por Satsmadjis (1982) *fide* Satsmadjis (1985) para estimar a poluição em áreas costeiras, foi aplicado a dados da Grécia e da Califórnia. Este método é baseado numa série de relações envolvendo granulometria, profundidade e medidas bióticas. P é calculado a partir de vários algoritmos interligados, utilizando constantes empíricas. Essas constantes baseam-se em sedimentos de uma zona marinha não contaminada. De acordo com MAFF (1993), o cálculo do índice envolve um conjunto de pressupostos, a destacar: (i) o número de espécies aumenta linearmente com o número de indivíduos; (ii) a estrutura do sedimento pode ser representada por um único valor (S') baseado nas percentagens relativas de areia e silte; (iii) a abundância faunística está relacionada com S' e com a profundidade.

Baseado nos pressupostos acima discriminados, são estabelecidas as equações utilizadas no cálculo do Índice de Poluição - P -, que se apresentam de seguida:

$$S' = s + \frac{t}{5 + 0,2s} \quad (\text{eq. 3.10})$$

$$i_0 = (-0,0187S'^2 + 2,63S' - 4,0)(2,20 - 0,0166h) \quad (\text{eq. 3.11})$$

$$g_0 = \frac{i_0}{0,0124i_0 + 1,63} \quad (\text{eq. 3.12})$$

$$g' = \frac{i}{0,0124i + 1,63} \quad (\text{eq. 3.13})$$

$$P = \frac{g'}{\left[ g \left( \frac{i}{i_0} \right)^{\frac{1}{2}} \right]} \quad (\text{eq. 3.14})$$

Onde,  $s$  é a percentagem de areia,  $t$  é a percentagem de silte,  $h$  corresponde à profundidade (em metros),  $i$  o número de indivíduos e  $g$  o número de espécies. A equação 3.10 traduzida por  $S'$  espelha a granulometria do sedimento, é sustentada no conceito “*Sand Equivalent*”, e é calculada a partir das fracções de areia e silte. A equação 3.11 estima o número teórico de indivíduos ( $i_0$ ) como função de  $S'$  e da profundidade  $h$ . O número teórico de espécies ( $g_0$ ) é estimado pela equação 3.12 como função de  $i_0$ . A equação 3.13 estima o número de espécies ( $g'$ ) que ocorrem num ambiente não poluído, correspondente ao actual número de indivíduos ( $i$ ) encontrado na amostra. O cálculo de  $P$  deriva de todas as fórmulas anteriores (equação 3.14). Consoante os valores de  $P$ , são atribuídas várias classes de perturbação ambiental: classe A: 1,5–2,0 – fraco; classe B: 2,0–3,0 – moderado; classe C: 3,0–4,0 – forte; classe D: 4,0–8,0 – muito forte; classe E: > 8 – extremo.

Esta abordagem permite evidenciar a influência da textura do substrato sedimentar na avaliação do grau de poluição de um determinado local pertencente a um sistema aquático costeiro. Pelos casos práticos aos quais a metodologia foi aplicada poder-se-á constatar que existe uma potencial capacidade de aplicação a diferentes zonas costeiras.

• “*Index of Metal Pollution in Marine Sediments*”, q (Satsmadjis & Voutsinou-Taliadouri, 1985)

Satsmadjis & Voutsinou-Taliadouri (1985) apresentam o índice  $q$  (“*Index of Metal Pollution in Marine Sediments*”), destinado a avaliar a contaminação de sedimentos marinhos por metais pesados, mesmo para baixos graus de contaminação.

Em primeiro lugar é avaliada a granulometria do sedimento numa zona não contaminada na área de estudo, através da relação matemática traduzida pela equação 3.15. A expressão  $f$  intitulada índice de finos ou “*clay equivalent*” integra a fracção de argila,  $g$ , e a fracção de silte,  $t$ . Esta equação é análoga à equação 3.10, com uma diferença em relação à inclusão da fracção de argila em lugar da fracção de areia.

$$f = g + \frac{t}{0,2g + 5} \quad (\text{eq. 3.15})$$

De forma a estimar o valor da concentração de determinado metal para sedimento não contaminado e para a composição granulométrica  $f$ , é utilizada a expressão traduzida pela equação 3.16.

$$c = E k d (\log f / \log 5) \quad (\text{eq. 3.16})$$

Onde,  $c$  é a concentração estimada,  $f$  o índice de finos e  $E$ ,  $k$  e  $d$  são constantes. A constante  $d$  é denominada “constante de enriquecimento” e caracteriza a magnitude da influência da granulometria na concentração do metal, numa forma que se pretende ser facilmente interpretável; o enriquecimento induzido por partículas finas traduzido por esta constante pode tomar os seguintes valores: • enriquecimento muito fraco,  $d < 1,2$ ; • enriquecimento moderado,  $1,2 \leq d \leq 1,4$ ; • enriquecimento substancial,  $1,4 \leq d \leq 2,0$ ; • enriquecimento muito elevado,  $2 \leq d \leq 4$ ; • enriquecimento extremo,  $d > 4$ . A constante  $E$  é arbitrária, pelo que pode representar o índice de finos médio de todas as amostras ou uma média ponderada pelo valor da área atribuída a cada estação.

$$q = \frac{c'}{c} \quad (\text{eq. 3.17})$$

O valor final do índice (eq. 3.17) é calculado a partir da razão entre a concentração real do metal e a concentração estimada pela equação 3.16. Se a razão exceder o valor 1, reflecte o grau de poluição provocado pelo metal em causa.

• “Environmental Quality Index”, EQI (Johnston, 1983 *vide* Wilson, 1988)

Johnston (1983) *vide* Wilson (1988) apresenta o índice EQI (“*Environmental Quality Index*”), destinado a servir de medida grosseira da qualidade ambiental para propósitos exclusivos de gestão ambiental. Esta metodologia incorpora várias categorias (1A, 1B, ..., 4C) às quais é atribuída uma pontuação de acordo com o efeito ou o uso se encontrarem muito ou pouco afastados da situação normal, totalizando a pontuação total o índice. Os dados de base referentes a comunidades que são utilizados no índice são características referentes aos dados não tratados da comunidade e não dependem da enumeração detalhada de espécies.

• “Biological Quality Index”, BQI e “Pollution Load Index”, PLI (Jeffrey et al., 1985 fide Wilson, 1988; Wilson & Jeffrey, 1987; Wilson et al., 1987; Wilson & Elkaïm, 1991; Jeffrey et al., 1991)

Wilson & Jeffrey (1987) apresentam dois índices, BQI (“*Biological Quality Index*”) e PLI (“*Pollution Load Index*”), onde assentam nos conceitos base relacionados com as características químicas e biológicas de um estuário não poluído. Os índices foram construídos tendo em conta os seguintes objectivos: (i) o método deverá ser aplicável por toda a Europa Ocidental; onde os detalhes mais específicos são para ser aplicados pelo menos dentro destes limites, enquanto que os princípios gerais poderão ser utilizados universalmente. Este critério tem em vista permitir a possibilidade de comparação entre diferentes estuários, restringindo no entanto a utilização de dados biológicos passíveis de serem utilizados; (ii) a qualidade ambiental deverá poder ser determinada em qualquer época do ano; (iii) os procedimentos e técnicas deverão situar-se dentro das capacidades técnicas de um grande número de agências ou entidades responsáveis por tais tarefas; apesar deste critério limitar a utilização de algumas novas técnicas de investigação, a formulação do índice deverá ser suficientemente flexível de forma a poder incorporar dados originados por essas técnicas, caso estas venham a ser largamente utilizadas; (iv) o procedimento deverá ser o mais rápido e económico, e consistente com a validade científica, evitando excesso de amostragens e de análises; (v) os índices deverão informar o público do estado da qualidade estuarina, bem como facilitar a compreensão de dados por parte de especialistas ambientais e administradores não especializados

Os índices são baseados na colocação de locais de amostragem numa base aleatória e estratificada (evitando o excesso de amostragem) das zonas intertidais do estuário, estabelecendo zonas baseadas na facies biosedimentar. Para o cálculo do BQI é feito corresponder a cada zona estabelecida uma das três categorias descritas por Pearson & Rosenberg (1978): (A) abiótica – totalmente desprovida de macroorganismos; (B) oportunista – dominada por pequenas espécies oportunistas; (C) estável – com evidências de considerável diversidade de espécies ou com condições de estabilidade a longo prazo. A escala de qualidade associada ao BQI é estabelecida desde o valor BQI=10 (100 % estável) traduzindo uma elevada qualidade biológica, decrescendo logaritmicamente até um valor de PLI= 1 (100 % abiótico), que reflecte a fraca qualidade biológica. As áreas alocadas a cada uma das categorias são então medidas e expressas como uma proporção da área total do estuário:

$$A+B+C = 1 \quad (\text{eq. 3.18})$$

Sendo de seguida calculado o BQI de acordo a seguinte equação:

$$BQI = \text{antilog}_{10}(C-A) \quad (\text{eq. 3.19})$$

A forma original do PLI depende do conceito de valores base. Posteriormente foi alargado aos valores limiares de contaminantes, definidos como as concentrações mínimas associadas a alteração ou degradação da qualidade do sistema estuarino. A escala de qualidade associada ao PLI é estabelecida por um valor base (**B** – não poluído) de contaminante atingido o valor **PLI=10** (fraca contaminação), decrescendo logaritmicamente até ao valor **PLI=1** (elevada contaminação), atingindo um valor limiar (**T** – degradação ambiental). Para cada duplicação da contaminação decresce a pontuação em dez vezes. O PLI é calculado pela seguinte equação:

$$PLI = \text{antilog}_{10} \left( 1 - \frac{CP-B}{T-B} \right) \quad (\text{eq. 3.20})$$

Onde, **B** corresponde ao valor base, **T** ao limiar, e **CP** à concentração de contaminante.

Para cada local é depois calculado o valor do PLI total após serem agregados os PLI para cada contaminante, através da aplicação de uma média geométrica sobre os **n** contaminantes:

$$PLI = (PLI_1 \times PLI_2 \times \dots \times PLI_n)^{\frac{1}{n}} \quad (\text{eq. 3.21})$$

Por último pode ser calculado o PLI para toda a área de análise (*e.g.* estuário) utilizando também a média geométrica aplicada sobre os **j** locais:

$$PLI = (PLI_1 \times PLI_2 \times \dots \times PLI_j)^{\frac{1}{j}} \quad (\text{eq. 3.22})$$

Os autores consideram que estes índices poderão ser aplicados num largo espectro europeu, onde os princípios de aplicação permanecerão os mesmos para quase todas as situações. Os índices estão construídos de forma a poderem vir a ser alterados.

• “Biotic Indices”, BI (Majeed, 1987)

Baseado no pressuposto de que agrupando a macrofauna por diferentes grupos ecológicos permite a sua utilização como indicadores biológicos, Majeed (1987) apresenta sete índices, BI (*“Biotic Indices”*). A distribuição dos grupos ecológicos de acordo com um gradiente de enriquecimento orgânico conduz a 7 índices bióticos definindo diferentes estádios de degradação da comunidade. Estações com baixos teores de matéria orgânica e comunidades béticas normais, o índice toma o valor 0, enquanto para as estações com teores elevados de matéria orgânica onde nenhuma comunidade consegue sobreviver, o

índice toma o valor 7. Os valores do índice de 0 a 7 representam uma medida da degradação da comunidade.

• “Community Degradation Index”, CDI (Ramm, 1990)

Baseado num índice desenvolvido para rios, CDI (“Community Degradation Index”), Ramm (1990) aplica este índice a 62 sistemas estuarinos e lagunares da África do Sul. Os 62 sistemas foram classificados em 6 grandes grupos baseados em 8 parâmetros físico-hidrológicos. O principal objectivo deste índice é produzir para planeadores um cenário do grau relativo de degradação do sistema. Os valores do índice CDI são calculados para cada sistema comparando uma lista de referência (baseada em dados históricos e pareceres de especialistas locais) de espécies faunísticas (peixes) com uma lista das espécies faunísticas resultado de dados recentes. O cálculo do CDI é efectuado através da equação 3.23:

$$CDI = 10 (1 - J) \left( \frac{\text{Log } (P)}{\text{Log } (P_{\text{máx}})} \right) \quad (\text{eq. 3.23})$$

Onde, **P** corresponde ao valor de referência de espécies faunísticas associado a cada grupo de locais, onde **P<sub>máx</sub>** corresponde ao valor de P mais elevado encontrado para todos os estuários e  $J = \frac{O}{P}$ , onde **O** é a riqueza específica estimada para dados recentes.

Em regra geral os valores de CDI são classificados com base na seguinte escala: < 2 relativamente pouco degradado; 2-5 ligeiramente degradado; 5-7 moderadamente degradado; 7-8 fortemente degradado; > 8 severamente degradado. A facilidade de representar graficamente os resultados do índice torna-o facilmente utilizável por gestores, planeadores e por outros decisores, facilitando a comunicação com os cientistas da especialidade.

• “Oxygen Index”, D (Jüstic, 1991)

Jüstic (1991) desenvolveu o índice D (“Oxygen Index”), para avaliar o estado trófico de um determinado ecossistema costeiro. Este trabalho tenta responder à questão sobre que indicadores deverão ser utilizados para avaliar o estado trófico, nomeadamente aquando da utilização do défice oxigénio dissolvido (OD) junto ao fundo, quando é que este é realmente um bom indicador de eutrofização.

De forma a minimizar erros potenciais na utilização do indicador OD este índice contempla a concentração excedente à superfície e o défice junto ao fundo de OD. Para os dados em

bruto de cada estação são calculadas médias das concentrações do excedente à superfície ( $X_s$ ) e déficit no fundo ( $X_b$ ), utilizando a simples transformação de:

$$X_s = \frac{O_2}{O_2'} - 1 \quad \text{e} \quad X_b = 1 - \frac{O_2}{O_2'} \quad (\text{eq. 3.24 e eq. 3.25})$$

Onde  $O_2$  corresponde à concentração de oxigénio medido e  $O_2'$  a concentração de oxigénio para 100 % de saturação. O índice  $D$  é calculado baseado na distância Euclidiana entre  $X_s$  e  $X_b$ :

$$D = \sqrt{(X_s)^2 + (X_b)^2} \quad (\text{eq. 3.26})$$

O autor propõe critérios de classificação do nível trófico consoante o valor do índice: < 0.2 condições oligotróficas; > 0.4 condições eutróficas.

Dada a natureza dos sistemas costeiros a variação das taxas de oxigénio depende das condições fisiográficas e hidrográficas de cada local, pelo que não poderão ser comparados locais de características marcadamente diferentes. O índice não é apropriado para caracterizar o estado trófico de sistemas aquáticos isolados e com baixa produtividade.

• AMOEBBA (Ten Brink *et al.*, 1991; Ten Brink, 1991)

Ten Brink *et al.* (1991) desenvolveram a metodologia designada por AMOEBBA, um modelo conceptual para o desenvolvimento de objectivos ecológicos quantitativos e verificáveis. O objecto de estudo desta abordagem é apenas a componente biológica do sistema aquático. Baseado num sistema de referência (ecossistema “não perturbado” por actividades humanas) é efectuada uma comparação com a situação presente; de forma a que esta comparação seja quantitativa são seleccionadas espécies-chave animais e vegetais – “*target variables*” –, as quais podem ser expressas em termos de número, distribuição e saúde. Esta metodologia é baseada na conceito de desenvolvimento sustentável e tem por objectivo fundamental avaliar a sustentabilidade de determinada actividade exercida sobre um ecossistema.

A metodologia assenta em três grandes fases: (i) selecção das variáveis-chave; (ii) descrição do sistema de referência; (iii) comparação da situação presente com a situação de referência. As variáveis-chave são dispostas numa ordem sistemática em forma de círculo, representando a distância do topo até ao centro do círculo o número para cada espécie na situação de referência. Os números actuais são representados de forma sobreposta sobre o círculo.

A definição de um sistema de referência, a selecção das variáveis-chave e definição dos objectivos ecológicos é de difícil execução prática e pouco consensual, e poderá conduzir a um excesso de simplificação da situação real, pelo que existem algumas limitações significativas na aplicação desta metodologia. Por outro lado apresenta muitas vantagens, tais como: a possibilidade de representar quantitativamente objectivos de conservação da natureza, pescas, usos recreativos, entre outros; AMOEBA é uma abordagem simples e facilmente visualizável; em princípio esta metodologia poderá ser aplicada a muitos sistemas diferentes;

• “Nutrient Loading Index”, NLI e “Eutrophication Index”, EI (Haire *et al.*, 1992; MDE, 1992a; 1992b; 1993; 1994)

Haire *et al.* (1992) e MDE (1992a; 1992b; 1993; 1994) apresentam dois índices de qualidade da água aplicados à Baía de Chesapeake, em que o primeiro avalia a quantidade de nutrientes que entra no estuário, NLI (“Nutrient Loading Index”), e o segundo avalia a qualidade da água face ao estado trófico, EI (“Eutrophication Index”). Estes índices foram construídos de forma a simplificar os resultados científicos dos programas de monitorização e torná-los compreensíveis por audiências não-científicas, retratando a qualidade da água nos tópicos mais importantes naquele sistema.

O índice NLI é uma simples quantificação dos valores médios diários dos montantes de nutrientes que entram no sistema. O índice é dividido em duas partes, as quais representam as fontes pontuais e fontes difusas, cuja soma representa o montante total de nutrientes. O índice EI integra informação de vários parâmetros de qualidade da água, originando um único valor. A formulação para o cálculo do índice é a forma multiplicativa utilizada no índice geral de qualidade da água da “National Sanitation Foundation” (Brown *et al.*, 1970). Nesta formulação é calculado, em primeiro lugar, um subíndice para cada variável e depois agregado pela forma multiplicativa para obter o índice final (equação 3.27).

$$\text{Índice} = (\text{subíndice } 1)^{\text{peso } 1} \times (\text{subíndice } 2)^{\text{peso } 2} \times \dots \times (\text{subíndice } n)^{\text{peso } n} \quad (\text{eq. 3.27})$$

Cinco variáveis representando as principais características do sobre-enriquecimento por nutrientes foram introduzidas para o cálculo do índice. Estas cinco variáveis são azoto total, fósforo total, clorofila *a*, turvação (Disco de Secchi) e oxigénio dissolvido. De forma a que o índice seja conservativo, o índice considera os piores valores sazonais de qualidade da água para cada ano, que no caso da eutrofização foi considerado o período de Verão (meses de Julho, Agosto e Setembro). O estuário foi dividido em diferentes zonas de acordo com gradientes de salinidade, face à importância desta variabilidade na qualidade da água. Os valores dos subíndices são medidas relativas que comparam as

condições observadas com as condições desejadas. O subíndice é calculado pela razão entre a concentração desejada (valor objectivo) (numerador) e a concentração observada (denominador). A cada variável foi aplicada um peso de acordo com a sua importância para a avaliação global da qualidade da água.

Os resultados obtidos através da aplicação deste índice estão de acordo com a opinião de especialistas de qualidade da água, representando com sucesso a situação sumária da qualidade da água na Baía de Chesapeake, e poderá ser utilizado para transmitir a informação para uma audiência não científica.

• “Wetlands Integrated Monitoring Condition Index”, WIMCI (Kent et al., 1992)

Kent et al. (1992) propõem o índice WIMCI (“Wetlands Integrated Monitoring Condition Index”), para avaliar o estado global de uma determinada zona húmida (ZH). A construção de um índice deste tipo tem em vista facilitar a integração das medidas funcionais e estruturais de uma ZH, podendo ainda servir para avaliar a eficácia de projectos de restauração, manutenção e melhoramento da integridade dessas zonas. O WIMCI é determinado em relação a uma determinada ZH a ser monitorizada face a uma ZH de referência. São integradas no índice oito vertentes funcionais de zonas húmidas, às quais são associados parâmetros directamente relacionados, que resultaram de uma selecção baseada em diferentes critérios, tais como base técnica, simplicidade, custo e tempo de implementação. Assim, a cada uma das funções é calculado um valor através da seguinte equação:

$$F_n = \frac{\text{Variável medida na ZH monitorizada}}{\text{Variável medida na ZH de referência}} \quad (\text{eq. 3.28})$$

As variáveis consideradas para o cálculo das oito funções são:

(F<sub>1</sub>) Função *habitat aquático*: é aqui definido como o local que suporta as actividades de alimentação, reprodução e sobrevivência dos organismos aquáticos, incluindo invertebrados, peixes, anfíbios e répteis. As variáveis utilizadas nesta função são o número de espécies na ZH monitorizada e na ZH de referência. A amostragem das duas variáveis deve ser padronizada em relação ao método, data e esforço de amostragem. Consoante cada aplicação, as espécies analisadas poderão ser apenas relativas a uma parte específica do *habitat* (e.g. exclusivamente espécies aquáticas).

(F<sub>2</sub>) Função *retenção de água*: acumulação temporária de água na ZH, traduzida por exemplo em reduções da velocidade da corrente que inunda a ZH. As variáveis utilizadas nesta função são o volume de água armazenada na ZH monitorizada e na ZH de referência. Esta variável é normalmente disponibilizada por modelos hidrodinâmicos

aplicados a zonas húmidas (e.g. TR 55 - Soil Conservation Service Hydrology Unit, 1986; HEC-1 - U.S. Army Corps of Engineers, 1981; *fide* Kent *et al.*, 1992).

(F<sub>3</sub>) Função *recarregamento de água subterrânea*: definida como o movimento de infiltração da água superficial para o subsolo. A partir de resultados provenientes do mesmo tipo de modelos, referidos para a Função F<sub>2</sub>, são estimados os volumes de recarga da água infiltrada; assim as variáveis utilizadas são o volume de recarregamento para a ZH monitorizada e para a ZH de referência.

(F<sub>4</sub>) Função *metabolismo de nutrientes*: é definida como a remoção ou transformação activa de nutrientes, em especial azoto e fósforo. É estimada a diferença entre os montantes de azoto e fósforo total que entram e os que são exportados da zona húmida; a partir dessa estimativa são obtidas as perdas líquidas de azoto e fósforo, que constituem as variáveis calculadas para a ZH monitorizada e para a ZH de referência.

(F<sub>5</sub>) Função *exportação de produção primária*: é descrita como a concentração de sólidos suspensos voláteis que são exportados pela água que é transportada para ecossistemas adjacentes. As variáveis estimadas são as concentração de sólidos suspensos voláteis na ZH monitorizada e na ZH de referência;

(F<sub>6</sub>) Função *retenção de sedimentos*: consiste na retenção na zona húmida de sedimentos em suspensão. As variáveis utilizadas são a perda líquida total de sólidos em suspensão na ZH monitorizada e na ZH de referência, estimadas a partir da diferença entre os montantes de sólidos em suspensão que entram no sistema e os montantes que saem do sistema.

(F<sub>7</sub>) Função *retenção de contaminantes*: definida como a retenção de contaminantes pela ZH, é estimada com base no balanço entre os montantes desses contaminantes (e.g. metais e hidrocarbonetos) que entram e saem da zona húmida.

(F<sub>8</sub>) Função *habitat natural*: é estimado de forma análoga à função F<sub>1</sub> (apenas para o *habitat* aquático) e integra espécies pertencentes a *habitat* semi-aquático e terrestre.

O valor final do WIMCI é calculado através da seguinte equação:

$$WIMCI = \sum_{i=1}^n F_i / n \quad (\text{eq. 3.29})$$

Onde, *n* é o número de funções e *F<sub>i</sub>* o valor da função *i*. Os valores do índice variam entre 0 para uma ZH que não satisfaz a qualidade exigida em nenhuma das funções e 1 para uma ZH que atinge valores semelhantes ao da ZH de referência. Nesta metodologia

aqui descrita o índice aplica o mesmo peso a cada uma das funções, podendo no entanto ser facilmente modificado se se considerar que as funções têm significâncias diferentes.

• “Living Resources Index”, LRI (MDE, 1992a)

MDE (1992a) apresenta o índice LRI (“*Living Resources Index*”), semelhante ao EI (“*Eutrophication Index*”) para avaliação da qualidade da água, apenas com uma alteração, a da inclusão de uma variável suplementar, as espécies bênticas (número/área). Este índice pretende espelhar a resposta dos recursos vivos a mudanças da qualidade da água.

• Indicadores do Estado do Ambiente para Águas Estuarinas e Costeiras (Silva, 1993a)

Silva (1993a) apresenta um trabalho baseado num conjunto de indicadores do estado do ambiente para águas costeiras e estuarinas, os quais foram apresentados a título exemplificativo de sistemas de indicadores, no capítulo 2.4. Os indicadores propostos pretendem proporcionar um sistema de agregação da informação ambiental respeitante às águas marinhas e estuarinas, para apoio à tomada de decisão e para acompanhamento da evolução do estado do ambiente destes ecossistemas. Este sistema foi construído com vista a ser aplicado às zonas costeiras portuguesas.

Com base na caracterização da costa e estuários portugueses foi efectuada uma selecção justificada dos indicadores ambientais por diferentes categorias: (i) caracterização fisiográfica, hidrológica e dos usos da água; (ii) pressão da poluição; (iii) qualidade estética; (iv) qualidade da água; (v) qualidade do ecossistema. Consoante a categoria do indicador foram delimitadas classes de qualidade.

A metodologia adoptada baseou-se no pressuposto de que os indicadores seleccionados devem ser tão simples quanto possível, recorrendo às variáveis ambientais mais conhecidas e observadas, e cujos valores são de maior confiança, pois só se poderá aplicar na prática se houver informação disponível.

### **3.3 Métodos de Avaliação da Qualidade Sedimentar**

Com base nos argumentos apresentados em relação às vantagens de monitorizar e avaliar a qualidade do compartimento sedimentar e o biota a este associado, face à análise da coluna de água, para um grande número de perturbações ambientais e usos do sistema, apresenta-se uma análise mais detalhada e direccionada para este compartimento.

As metodologias apresentadas de seguida apesar de não se enquadrarem totalmente nos tipos de metodologias tradicionalmente associadas a sistemas de índices e indicadores (apresentadas no ponto 3.2), constituem elemento crucial na avaliação da qualidade deste

compartimento, pelo que se julga oportuno referi-las e efectuar a possível intercepção com metodologias associadas a índices e indicadores.

A gestão de sedimentos contaminados e apresentação de diferentes estratégias de avaliação têm sido abordadas por diferentes autores, nomeadamente através dos trabalhos realizados por USEPA (1990; 1992; 1994) e MacDonald *et al.* (1992). Nestes trabalhos destacam-se as revisões efectuadas, onde são listados diferentes métodos de avaliação da qualidade sedimentar e apresentadas as principais vantagens e limitações de cada um (Tabela 3.5).

Especificamente em relação ao método de avaliação da qualidade sedimentar através da análise de perturbações ao nível da comunidade bentónica podem ser utilizadas diferentes variáveis biológicas, nomeadamente riqueza específica, abundância em indivíduos, biomassa e diversidade, bem como parâmetros relativos à estrutura da comunidade e estudo analítico da diversidade (Quintino, 1992).

Segundo Frithsen & Holland (1992), as comunidades benthicas constituem bons indicadores de perturbações naturais e antropogénicas; conseqüentemente o estudo das comunidades benthicas deverá ser uma parte integrante dos programas de monitorização e das estratégias de análise de risco ambiental. Segundo os mesmos autores, os estudos de monitorização ambiental conduzidos na Baía de Chesapeake e em outros sistemas, mostraram que várias medidas da estrutura das comunidades benthicas podem ser utilizadas para avaliar as condições ambientais de todo o sistema.

**Tabela 3.5** Métodos de avaliação da qualidade sedimentar (Adaptado de USEPA (1990; 1992; 1994) e MacDonald *et al.* (1992)).

Método	Descrição	Vantagens	Limitações
(1) "Sediment Background (SB) Approach"	A concentração de contaminantes no sedimento é comparada com a concentração ambiente - "background" de locais não contaminados situados na mesma área.	<ul style="list-style-type: none"> <li>Apenas necessita de dados relativos à química do sedimento.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Não utiliza directamente dados biológicos ou toxicológicos.</li> </ul>
(2) "Spiked-Sediment Toxicity (SST) Approach"	São estabelecidas relações dose-resposta expondo organismos teste a sedimentos que tenham sido introduzidas concentrações conhecidas de químicos ou mistura de químicos.	<ul style="list-style-type: none"> <li>Adequado para a maioria das classes de químicos e tipos de sedimentos;</li> <li>Produz informação precisa sobre efeitos biológicos.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Tendência para custos elevados de implementação, se utilizado como ferramenta reguladora;</li> <li>Procedimentos de "spiking" não estão ainda padronizados;</li> <li>Necessita de validação com dados campo.</li> </ul>

Método	Descrição	Vantagens	Limitações
(3) "Water Quality Guidelines (WQG) Approach"	Os valores guia de qualidade do sedimento são gerados a partir de valores guia de qualidade da água. Assume-se que a qualidade dos sedimentos marinhos pode ser avaliada através de medições da concentração de contaminantes na água intersticial do sedimento e comparar estas concentrações com valores guia de qualidade da água.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Valores guia de qualidade da água disponíveis para muitas variáveis, e dados toxicológicos disponíveis para muitos químicos.</li> <li>• Apenas são necessárias medidas de campo para a água intersticial</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Assume que a principal via de exposição dos organismos aquáticos a contaminantes é através da água intersticial.</li> <li>• Poucos dados disponíveis sobre a toxicidade de misturas complexas de contaminantes.</li> <li>• Assume sensibilidades semelhantes entre organismos da coluna água e da endofauna bentónica.</li> </ul>
(4) "Interstitial Water Toxicity (IWT) Approach"	• A toxicidade da água intersticial é quantificada e procedimentos de identificação e estimativa são aplicados para identificar e quantificar componentes químicos responsáveis pela toxicidade sedimentar. Os procedimentos são implementados em três fases de forma a caracterizar a toxicidade da água intersticial, identificar o tóxico suspeito e confirmar a identificação do tóxico.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Apenas necessita de medições de rotina acerca dos químicos presentes na água intersticial e a maioria dos testes de toxicidade utilizados estão estabelecidos.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Custos de implementação podem ser elevados;</li> <li>• Apenas alguns dados estão disponíveis sobre correlações entre qualidade da água intersticial e toxicidade e/ou bioacumulação;</li> <li>• Inexistência de métodos standardizados para medição da qualidade da água intersticial e incerteza sobre mudanças na química da água intersticial depois da recolha e extração.</li> </ul>
(5) "Equilibrium Partitioning (EP) Approach"	É determinado um valor de qualidade de sedimento para um determinado contaminante, através do cálculo da concentração sedimentar do contaminante a que deverá corresponder a uma concentração equivalente na água intersticial, para a qual existem critérios de qualidade da água para o contaminante.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Aplicável a uma grande variedade de sistemas aquáticos;</li> <li>• Necessita apenas de valores guia de qualidade da água e dados químicos específicos do local;</li> <li>• A USEPA está a desenvolver investigações que irão proporcionar dados para este método, e permitir validação de campo.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Não contempla efeitos sinérgicos, aditivos ou antagónicos de contaminantes;</li> <li>• Assume que o sedimento e a água intersticial estão em equilíbrio;</li> <li>• A concentração química na água intersticial é medida indirectamente;</li> <li>• Assume que a principal via de exposição dos organismos aquáticos a contaminantes é através da água intersticial;</li> <li>• Procedimentos técnicos para desenvolvimento de critérios de qualidade de sedimento para metais está ainda em desenvolvimento.</li> </ul>

Método	Descrição	Vantagens	Limitações
(6) "Tissue Residue (TR) Approach"	São estabelecidas concentrações seguras de determinados químicos específicos através da determinação da concentração química do sedimento que resultará em resíduos aceitáveis nos tecidos. Métodos para deduzir resíduos inaceitáveis nos tecidos, são baseados em critérios crónicos de qualidade da água ou factores de bioconcentração, experiências crónicas de dose-resposta ou correlações de campo e níveis de risco para a saúde pública.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Tem sido muito utilizado para desenvolvimento de valores guia de qualidade da água.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Assume que a principal via de exposição é através da água em vez da cadeia alimentar;</li> <li>• O método continua em fase de desenvolvimento.</li> </ul>
(7) "Benthic Community Structure Assessment (BCSA) Approach"	A degradação ambiental é medida através da avaliação das alterações na estrutura da comunidade bentónica.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Reconhecido como um valioso método <i>in situ</i> para avaliação da qualidade sedimentar;</li> <li>• Pode ser aplicado a uma grande variedade de ecossistemas aquáticos e grupos de contaminantes.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Caro e moroso;</li> <li>• Não identifica químicos específicos, responsáveis por impactes ambientais.</li> </ul>
(8) "Screening Level Concentration (SLC) Approach"	Baseado nos efeitos biológicos, este método é aplicável ao desenvolvimento de valores guia de qualidade de sedimento concebidos para a protecção dos organismos bentónicos. SLC é a estimativa da concentração mais elevada de um contaminante, que pode ser tolerada por uma proporção pré definida de espécies de endofauna bentónica.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Versatilidade e confiança nos dados que estão geralmente disponíveis;</li> <li>• Baseado em efeitos específicos em organismos marinhos residentes.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Difícil de determinar directamente relações de causa/efeito;</li> <li>• Assume que a distribuição dos organismos bentónicos está em primeiro lugar relacionada com a química do sedimento;</li> <li>• Assume que os efeitos adversos apenas se manifestam apenas quando as espécies estão ausentes no local;</li> <li>• Necessidade de grandes quantidades de dados;</li> <li>• Dificuldade em determinar o nível de protecção a dar aos organismos bentónicos.</li> </ul>
(9) "Sediment Quality Triad (SQT) Approach"	Contaminação química do sedimento, toxicidade sedimentar e estrutura da comunidade de macrofauna bentónica são medidas no mesmo sedimento. A correspondência entre a química sedimentar, toxicidade e efeitos biológicos são utilizados para determinar as concentrações no sedimento que discriminem condições de fracos, incertos e fortes efeitos biológicos.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Integra dados de três medidas em separado para ajudar a distinguir efeitos tóxicos da variabilidade natural;</li> <li>• Pode ser utilizado para qualquer contaminante medido.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Difícil de determinar valores guia para um determinado contaminante;</li> <li>• Dispendioso e esforço de trabalho elevado;</li> <li>• Tendências podem resultar de contaminantes que não foram medidos;</li> <li>• Testes de Bio-ensaios em sedimentos ainda não estão standardizados;</li> <li>• Necessidade de critérios estatísticos.</li> </ul>

Método	Descrição	Vantagens	Limitações
(10) "Apparent Effects Threshold (AET) Approach"	Quando a concentração de determinado contaminante presente no sedimento estiver acima do que for estatisticamente significativo, serão sempre esperados efeitos biológicos. Os valores produzidos por AET são empiricamente originados a partir da conjugação de dados de campo sobre a química do sedimento com um conjunto de indicadores de efeitos biológicos.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Utiliza informação de efeitos biológicos para o desenvolvimento de valores-guia;</li> <li>• Pode ser utilizado para qualquer químico para o qual o método analítico esteja disponível;</li> <li>• Podem ser utilizadas observações de campo e bio-ensaios laboratoriais.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Risco de sob-protecção se AET for utilizado directamente para o delineamento de valores-guia para sedimento;</li> <li>• AET poderá aumentar quando a quantidade de dados de base é expandida;</li> <li>• AET é baseado em primeiro lugar em efeitos agudos; efeitos crónicos e sub-letais não são considerados.</li> </ul>
(11) "Sediment Assessment Strategy Recommended by the International Joint Commission (IJC)"	Os sedimentos contaminados são avaliados em duas fases: (i) uma avaliação inicial que é baseada na estrutura das comunidades de macrofauna bentónica e nas concentrações de contaminantes nos sedimentos e nos tecidos biológicos; (ii) uma avaliação detalhada que é baseada numa amostragem faseada das vertentes física, química e biológica do sedimento, incluindo bio-ensaios laboratoriais de toxicidade.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Considera todos os factores físicos, químicos e efeitos biológicos importantes.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Dispendioso e demorado;</li> <li>• Aplicável a áreas onde são necessárias acções de tratamento.</li> </ul>
(12) "National Status and Trends Program Data Base (NSTP-DB Approach)"	Três intervalos de concentrações são determinados para cada químico: o intervalo sem efeitos; o intervalo de efeitos possíveis e o intervalo de efeitos prováveis. Estes valores são aritmeticamente determinados a partir de uma base de dados com informação onde é conjugada a vertente química e biológica de bio-ensaios laboratoriais em sedimentos contaminados com modelos de equilíbrio de partição e estudos de campo.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Não é necessário trabalho de campo;</li> <li>• Integra informação gerada por todos os métodos baseados nos efeitos;</li> <li>• Os dados necessários estão prontamente disponíveis.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Protocolos formalizados não foram ainda desenvolvidos para produzir valores guia destes dados;</li> <li>• Esforço de trabalho intenso;</li> <li>• Dados foram originados a partir de um grande número de locais ao longo dos Estados Unidos da América e pode resultar em tendências desconhecidas.</li> </ul>

Para avaliar perturbações ao nível da estrutura das comunidades bentónicas podem ser utilizados diferentes tipos de estudos analíticos, dos quais se destacam:

- Curvas de rarefação da diversidade, Sanders (1968), modificado por Hulbert (1971) – Este método desenvolvido para sistemas marinhos e apresentado como uma nova forma de apresentar a diversidade, é baseado na abundância da fracção poliquetas/bivalves (dois

dos grupos mais abundantes) pertencente à comunidade aquática. Este método permite comparar amostras de diferentes tamanhos.

- Curvas k-dominância da abundância, segundo Lamshead *et al.* (1983) e Shaw *et al.* (1983) – Esta metodologia integra o conceito de dominância de indivíduos por espécie, considerando a 1ª espécie mais abundante, a 2ª espécie mais abundante, e assim sucessivamente até à k espécie mais abundante; consiste basicamente na obtenção de uma curva cumulativa de frequência das abundâncias das diferentes espécies. Com base nesta metodologia conseguem-se comparar diferentes amostras quanto à dominância da abundância. Este método foi desenvolvido com o objectivo específico de avaliar alterações na estrutura das comunidades de invertebrados bentónicos de sedimentos móveis face a enriquecimento orgânico de origem antropogénica.
- Curvas de dominância da abundância e da biomassa (curvas ABC), segundo Warwick (1986) e Warwick *et al.* (1987) – A metodologia assenta basicamente na obtenção de uma curva de dominância da biomassa e de uma curva de dominância da abundância (curva K). Resultam três formas típicas possíveis, correspondendo a situações não poluídas, moderadamente poluídas e fortemente poluídas. Este método tem por objectivo principal avaliar modificações na estrutura das comunidades em resposta a factores de perturbação de origem antropogénica.
- Sucessão de variáveis biológicas primárias (riqueza específica, abundância e biomassa) - modelo SAB, Pearson & Rosenberg, (1978) – Os autores apresentam um modelo que procura espelhar as mudanças nas comunidades bênticas face ao enriquecimento orgânico progressivo do ambiente marinho, em função das variáveis biológicas primárias;
- Método baseado no reconhecimento de grupos ecológicos ou indicadores biológicos relacionados com o enriquecimento orgânico, por Hily *et al.* (1986) – A metodologia é baseada no reconhecimento de grupos de espécies (essencialmente poliquetas) com diferentes sensibilidades a este tipo de poluição, e no estabelecimento de uma escala de índices bióticos;
- Ajustamento ao modelo log-normal, apresentado por Gray (1979, 1982, 1983) – Parte de uma distribuição log-normal de indivíduos por espécies e oferece um método que permite avaliar os efeitos de perturbações de poluentes nas comunidades.



## **4. METODOLOGIA**

### **4.1 Metodologia Geral**

Ao considerar-se como elementos fulcrais o tipo de perturbação ambiental, os usos potenciais do sistema aquático e as características intrínsecas do sistema, parte-se para a implementação de uma metodologia baseada em indicadores e índices que contemple tais vertentes. A metodologia é aplicada a vários casos de estudo e está dividida por diferentes fases (Fig. 4.1).

Em primeiro lugar é efectuada uma caracterização genérica do sistema costeiro nas suas diferentes vertentes, nomeadamente propriedades intrínsecas, perturbações ambientais e usos potenciais. A estrutura desta análise de descrição genérica e enquadramento dos vários casos de estudo é baseada nas metodologias de avaliação da qualidade ambiental do ambiente marinho propostas por GESAMP (1986; 1994).

Após brevemente caracterizado o sistema aquático em estudo, é efectuada uma análise preliminar dos dados não tratados, utilizando metodologias não baseadas em indicadores e índices, nomeadamente normas de qualidade para águas e sedimento e análise da composição e estrutura das comunidades biológicas. Esta avaliação será depois comparada com os resultados obtidos pela aplicação de indicadores e índices.

Considera-se que nenhum sistema de indicadores e índices pode descrever na íntegra e isoladamente a qualidade da água e sedimento de uma zona costeira, pelo que se propõe que sejam utilizados diferentes índices e indicadores em paralelo. A metodologia é aplicada de forma a assegurar o método mais direccionado para a avaliação das perturbações ambientais face aos usos que se pretendem.

Na escolha dos indicadores e índices foram considerados alguns critérios de selecção (Ott, 1978; O'Connor *et al.*, 1986): (i) socialmente relevantes; (ii) simples e facilmente interpretados por leigos na matéria em análise; (iii) cientificamente defensáveis, perante os objectivos a alcançar; (iv) integrar escalas que permitam quantificar e/ou qualificar o grau de qualidade; (v) aceitáveis em termos de custo; (vi) incluir variáveis que sejam medidas de forma regular e alargada; (vii) incluir variáveis que estejam relacionados com os usos; (viii) permitir um compromisso entre a simplificação do método e a fiabilidade dos resultados.

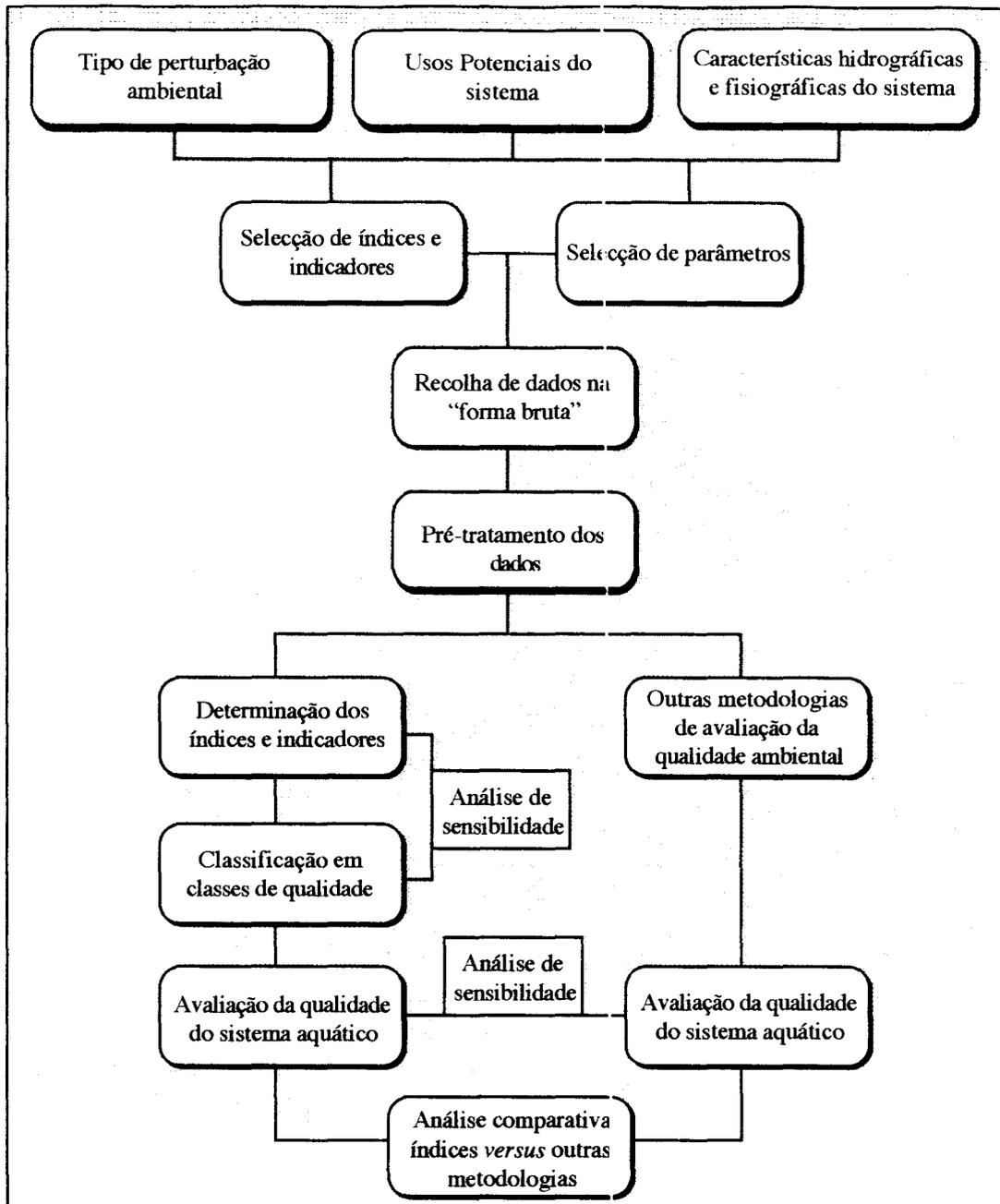


Fig. 4.1. Metodologia aplicada aos diferentes casos de estudo.

Na selecção dos indicadores e índices utilizados foram também considerados os seguintes critérios:

- (i) existência de dados que viabilize a sua aplicação;
- (ii) existência suficiente de informação acerca dos procedimentos metodológicos de implementação;
- (iii) interesse específico para cada caso de estudo.

Foi tido ainda em consideração que para a avaliação da qualidade ambiental de sistemas aquáticos costeiros a qualidade do sedimento constitui um indicador sensível da “saúde” global do ecossistema, tal como sublinha MacDonald (1993). A utilização de diferentes métodos permitirá também inferir acerca de possíveis correlações entre eles e testar a eficiência de uns face aos outros.

Não foram individualmente considerados usos humanos específicos como as actividades de recreio ou lazer, mas sim um uso principal que é a base para esta avaliação: *a qualidade ambiental como suporte do ecossistema aquático*.

A utilização do conceito de qualidade ambiental exige que seja definida a amplitude e a forma como é aqui considerado, dada a subjectividade que o envolve; por exemplo, Melo e Pimenta (1993), apresentam uma definição de âmbito alargado, que consiste na “medida da aptidão do ambiente para satisfazer as diferentes necessidades do homem e garantir o equilíbrio do ecossistema”. O conceito no qual foi assente esta metodologia tem por base o suporte da vida aquática, através da análise dirigida de algumas componentes do sistema costeiro, nomeadamente verificar quando é que os agentes antropogénicos não induzem variabilidade espaço-temporal que suplante a dos factores naturais. Não apresenta um espectro tão amplo quanto a definição acima citada, pois não engloba referências concretas para necessidades humanas, como seja a avaliação da qualidade sanitária das águas para fins recreativos.

Quando existem diferentes usos possíveis para a mesma zona, e cada um obriga a determinados critérios de qualidade da água e sedimento a partir de indicadores comuns, considera-se que deverá ser adoptado o critério mais restritivo quando se pretender avaliar de forma global o sistema.

Nesta metodologia admite-se que os usos estão directamente dependentes da qualidade do sistema aquático, e esta por sua vez está dependente da características intrínsecas do sistema e das perturbações ambientais que nele ocorrem (emissões provenientes de fontes poluentes).

Os métodos utilizados foram submetidos a uma análise de sensibilidade, a qual permite avaliar o desempenho da metodologia em si e compará-la com outros métodos de avaliação da qualidade da água e sedimento em zonas costeiras. Este tipo de análise é de grande importância para que o significado original dos dados não seja “mascarado” ou distorcido da realidade, tal como demonstram por exemplo Melo & Rosmaninho (1994).

Foi também efectuada uma análise comparativa entre os vários sistemas de indicadores e índices, quer face aos resultados obtidos nos vários casos de estudo, quer em relação às

características específicas de cada método, proporcionado assim, uma avaliação do desempenho individual de cada método.

## 4.2 Análise e Tratamento de Dados

### 4.2.1 Indicadores e Índices

Os sistemas de indicadores e índices aplicados aos vários casos de estudo foram os seguintes: (i) Índice de Poluição<sup>1</sup> - P; (ii) Índice de Diversidade<sup>2</sup> - H'; (iii) Índice de Qualidade Biológica<sup>3</sup> - BQI; (iv) Índice de Carga Poluente<sup>4</sup> - PLI; (v) Sistema de classificação das águas estuarinas e costeiras<sup>5</sup>. - UKNWC, os quais foram já apresentados (capítulo 3.2). A maioria destes indicadores e índices estão preferencialmente direccionados para avaliar a qualidade do sistema aquático com base nas componentes sedimento e biota.

Em relação ao índice de qualidade biológica (BQI), foi considerada uma alteração da estrutura conceptual de base, de forma a possibilitar um análise mais realista dos vários casos de estudo. O índice está essencialmente concebido para avaliar situações de perturbação ambiental originadas por enriquecimento orgânico. Das três categorias biológicas (A - abiótica, B - oportunista e C - estável) que este método propõe, considerou-se no âmbito deste trabalho que a categoria B incluiria, quer as situações onde predominam espécies oportunistas devidas ao enriquecimento orgânico, quer onde existam alterações da comunidade original, nomeadamente empobrecimento ou diminuição da exuberância, passando a denominar-se por categoria B - alterada.

A análise de sensibilidade de cada índice foi efectuada por diferentes vias de abordagem, consoante a estrutura do índice:

#### Índice de Poluição - P

Fez-se variar algumas das principais variáveis (profundidade, número de indivíduos e número de espécies) que integram o método de cálculo, atribuindo diferentes valores constantes (extremos e intermédios) e valores aleatórios, de forma a verificar a influência de cada variável nos resultados finais do índice. Testou-se a igualdade das médias e os coeficientes de correlação obtidos entre o índice calculado a partir dos valores originais e o índice calculado para os diferentes cenários simulados com as variáveis profundidade, número de indivíduos e número de espécies.

---

<sup>1</sup> "Pollution Coefficient" - Satsmadjis (1982).

<sup>2</sup> Shannon & Weaver (1949).

<sup>3</sup> "Biological Quality Index" - BQI - Jeffrey *et al.* (1985) *fide* Wilson 1988; Wilson & Jeffrey (1987).

<sup>4</sup> "Pollution Load Index" - PLI - Jeffrey *et al.* (1985) *fide* Wilson 1988; Wilson & Jeffrey (1987).

<sup>5</sup> UKNWC - UK National Water Council (1981) *fide* Newman (1992).

Procurou-se confrontar os resultados produzidos por este método com a avaliação ambiental efectuada sem a utilização de indicadores e índices, nomeadamente através da comparação da distribuição espacial dos resultados, bem como da análise global produzida para toda a área de estudo. Avaliou-se ainda, a existência ou não de correlação (pela utilização do coeficiente de Spearman) entre o índice de poluição e as diferentes variáveis que integram o algoritmo de cálculo, e entre o índice de poluição e alguns descritores abióticos do sedimento.

#### *Índice de Diversidade de Shannon-Wiener - H'*

Efectuou-se a comparação dos resultados obtidos por H' com os resultados produzidos pelo índice de poluição - P. Avaliou-se a existência ou não de correlação, pelo coeficiente de Spearman, entre H' e as variáveis que integram o índice, e entre H' e descritores abióticos do sedimento. Foi também efectuada a comparação entre os resultados deste índice *versus* a avaliação ambiental produzida sem a utilização de indicadores e índices.

#### *Índice de Qualidade Biológica - BQI*

Aos resultados produzidos pelo índice de qualidade biológica efectuiu-se uma análise comparativa com a avaliação ambiental obtida pelos métodos não baseados em índices e indicadores. Procurou-se aplicar o índice tendo em conta os piores cenários possíveis, de forma a possibilitar uma análise conservativa.

#### *Índice de Carga Poluente - PLI*

Efectuou-se a análise comparativa entre os resultados finais do índice PLI e a avaliação baseada em normas de qualidade para água e sedimento, quer por local de amostragem, quer para a área de estudo total. De forma a testar o método de agregação dos diferentes PLI por local de amostragem, originados a partir dos PLI por contaminante, procedeu-se à comparação entre o método da média geométrica simples (utilizado pelo PLI) e outros dois métodos de agregação, passíveis de serem aplicados no contexto deste índice: média aritmética simples e subíndice mínimo.

#### *Sistema de Classificação das Águas Estuarinas e Costeiras - UKNWC:*

Procedeu-se à comparação dos resultados obtidos pelo sistema de classificação das águas estuarinas e costeiras com os resultados da avaliação ambiental sem a utilização de indicadores e índices. Nesta análise foi tido em conta o facto deste método não incluir na componente química, descritores de contaminação, mas apenas o teor em oxigénio dissolvido.

#### 4.2.2 Outros Métodos - Não Baseados em Indicadores e Índices

Os métodos não baseados em indicadores e índices utilizados neste trabalho para avaliar a qualidade ambiental de cada sistema aquático foram os seguintes:

##### Componente físico-química

Sempre que a informação de base o permitiu, foi analisada a variabilidade espacial dos parâmetros base e dos contaminantes na coluna de água e no sedimento.

Nos casos em que a informação obtida consistia sobretudo em listas de dados, procurou-se identificar grupos de afinidade entre locais de amostragem e entre descritores, através de análises de classificação sobre os dados abióticos. Para tal, os dados originais foram centrados e reduzidos, para permitir comparar descritores com unidades de medida diferentes e possibilitar a utilização de coeficientes quantitativos. Através da aplicação do coeficiente de correlação de Pearson, foi obtida uma matriz de correlação a partir da qual se efectuou a construção do dendograma pelo método das ligações médias (Ludwig & Reynolds, 1988). Utilizou-se ainda o método de análise de correspondências, onde se procurou definir relações entre as variáveis abióticas e os locais de amostragem. Estas análises foram efectuadas para o caso de estudo I, uma vez que a informação relativa aos restantes casos de estudo já se encontrava tratada.

Para a avaliação da qualidade ambiental traduzida pela análise dos contaminantes (metais pesados e policlorobifenilos) presentes no sedimento e na coluna de água, recorreu-se à comparação com normas referentes a outros países, nomeadamente as normas apresentadas por Wilson & Jeffrey (1987), MacDonald *et al.* (1992), Persaud *et al.* (1993) e Jaagumagi *et al.* (1995), uma vez que as normas nacionais não estão particularmente direccionadas para sistemas aquáticos marinhos. Para avaliar a qualidade do sedimento foram também utilizadas as normas nacionais existentes sobre gestão de materiais dragados (Despacho Conjunto do Ministério do Mar e Ministério do Ambiente e Recursos Naturais<sup>6</sup>).

No caso de estudo I (Zona de Intervenção da EXPO'98), foram efectuadas comparações com o nível de contaminação por metais pesados com zonas de referência do Estuário do Tejo, bem como com zonas de referência de alguns estuários europeus. Aplicou-se também a este caso de estudo um método que permite estimar um valor correspondente a uma norma local de qualidade (Donze *et al.*, 1990), o qual estima uma concentração para cada metal (potencial norma local), com base nas fracções de matéria orgânica e argila integradas num algoritmo com constantes derivadas para um sedimento padrão (25 % de

---

<sup>6</sup> Diário da República – II Série, nº 141, 21 de Junho de 1995.

argila e 10 % de matéria orgânica) para diferentes metais. Neste algoritmo (equação 4.1), **a**, **b** e **c** são constantes associadas a cada metal, **CP** é a concentração do metal para o sedimento padrão, **A** a percentagem de argila e **MO** a percentagem de matéria orgânica.

$$\text{NormaLocal} = \text{CP} \times \left( \frac{\text{a} + (\text{b} \times \text{A}) + (\text{c} \times \text{MO})}{\text{a} + (\text{b} \times 25) + (\text{c} \times 10)} \right) \quad (\text{eq. 4.1})$$

Este método não foi aplicado aos restantes casos de estudo por não existir informação, acerca da fracção de argila.

### Componente biológica

A caracterização biológica dos sedimentos superficiais baseou-se no estudo da composição e da estrutura da comunidade bêntica e das variáveis biológicas riqueza específica (quantidade total de espécies diferentes), abundância (quantidade de indivíduos) e biomassa. A selecção desta componente da informação biológica deve-se a que a metodologia adoptada incide essencialmente sobre a análise do compartimento sedimentar.

Quando necessário, procurou-se identificar grupos de afinidade entre locais, recorrendo-se à análise de classificação da matriz de dados biológicos (abundância *versus* locais de amostragem). Através da aplicação do coeficiente de correlação não paramétrico de Spearman, foi obtida uma matriz de correlação a partir da qual se efectuou a construção do dendograma pelo método das ligações médias (Ludwig & Reynolds, 1988). Com base no método de análise canónica de correspondências, procurou-se definir relações entre as variáveis abióticas e as variáveis biológicas, uma vez que o método possibilita obter a percentagem de variância dos dados biológicos explicada pelos dados abióticos (ter Braak, 1986 *fide* Quintino & Rodrigues, 1995). Estas análises foram apenas realizadas para o caso de estudo I, dado que a informação referente aos restantes casos de estudo já se encontrava tratada.

Uma vez que os dados de base são relativos a amostragens no espaço os resultados obtidos foram mapeados, por forma a procurar padrões de variação nas áreas em estudo.

O estudo da estrutura das comunidades bentónicas foi efectuado através da análise da distribuição dos indivíduos pelas espécies com base na construção de curvas-K (Lamshead *et al.*, 1983; Shaw *et al.*, 1983) e curvas comparativas de dominância da abundância e biomassa (curvas ABC, Warwick, 1986; Warwick *et al.*, 1987). A construção destas curvas foi realizada para o caso de estudo I, uma vez que para os restantes casos, a informação a que se teve acesso apresentava este tipo de análise (Quintino & Rodrigues, 1994;1995).

### 4.3 Casos de Estudo

Os casos de estudo seleccionados para a aplicação da metodologia foram os seguintes: caso de estudo I – Zona de Intervenção da EXPO'98, caso de estudo II – Complexo Industrial do Barreiro-Seixal, caso de estudo III – Emissário Submarino da Guia. A selecção dos três casos teve por base os seguintes critérios:

- (i) Existência de informação de base suficiente para viabilizar a implementação da metodologia;
- (ii) Posicionamento geográfico dos três casos de estudo: associados ao sistema estuarino do Estuário do Tejo, apresentam uma distribuição sequencial na direcção de montante para jusante, um localizado na margem norte, outro na margem sul e outro na faixa costeira adjacente à embocadura do estuário.
- (iii) Características hidrográficas e fisiográficas diferenciadas, que permite considerá-los, cada um, como uma unidade homogénea; o caso de estudo I é uma zona estuarina maioritariamente intertidal, enquanto o caso de estudo II é uma zona estuarina essencialmente subtidal; o caso de estudo III é uma faixa costeira aberta, marcada por profundidades mais elevadas.
- (iv) Existência *a priori* de diferentes níveis de qualidade ambiental;

#### 4.3.1 Zona de Intervenção da EXPO'98

A informação de base que foi utilizada é referente aos dados das campanhas de monitorização ambiental do ecossistema aquático da área de intervenção da EXPO'98. A obtenção desta informação foi solicitada a diferentes entidades pelo Parque EXPO 98, SA, para permitir estabelecer a situação de referência ambiental desta área. Da informação produzida pelas campanhas de monitorização seleccionaram-se os parâmetros relevantes para a aplicação da metodologia adoptada.

A monitorização relativa aos dados biológicos foi efectuada, entre Outubro de 1994 e Maio de 1995, pela Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa (Costa *et al.*, 1995; Pereira, 1995) e a monitorização dos parâmetros físico-químicos (descritores genéricos, contaminantes na coluna de água e no sedimento) foi efectuada pelo Instituto Hidrográfico (Silva, 1993b), durante duas campanhas de amostragem de modo a cobrir dois ciclos de maré completos (uma maré viva e uma maré média), em Agosto de 1993. As amostras de água foram recolhidas a duas ou três profundidades (superfície, meio e fundo), consoante a altura da coluna de água. As amostras de sedimentos para determinação de contaminantes foram recolhidas em três secções verticais em cada local de amostragem.

A informação utilizada na análise referentes aos descritores físico-químicos (descritores base e contaminantes) é a correspondente às listagens de dados originais sem tratamento, dos trabalhos de Costa *et al.* (1995), Pereira (1995) e Silva (1993b). De igual forma a informação biológica utilizada corresponde aos dados originais não tratados, nomeadamente listagens faunísticas, dos trabalhos de Costa *et al.* (1995) e Pereira (1995).

#### **4.3.2 Complexo Industrial do Barreiro-Seixal**

Para aplicação da metodologia proposta utilizaram-se dados produzidos em campanhas de amostragem realizadas na área de estudo, que tiveram por objectivo efectuar a avaliação do estado de qualidade do sistema aquático receptor dos efluentes do Complexo Industrial do Barreiro Seixal. Este estudo foi conduzido pelo Instituto Nacional de Engenharia e Tecnologia Industrial (INETI), sendo composto por um diagnóstico ambiental da componente biosedimentar (Quintino & Rodrigues, 1991; 1994) e da coluna de água (Costa *et al.*, 1991). Do total de informação disponível seleccionaram-se os parâmetros mais importantes para a aplicação da metodologia adoptada.

A campanha de amostragem relativa aos sedimentos superficiais decorreu entre 28 de Maio e 2 de Junho de 1989, enquanto que a campanha de amostragem da coluna de água decorreu nos meses de Junho e Setembro de 1989.

A informação utilizada na análise relativa aos descritores físico-químicos (descritores base da coluna de água e contaminantes do sedimento e da coluna de água) é a correspondente aos dados originais não tratados, dos trabalhos de Costa *et al.* (1991) e Vale (1986). Por outro lado, a caracterização biológica e físico-química (descritores base) do sedimento assenta em informação tratada proveniente do diagnóstico ambiental efectuado por Quintino & Rodrigues (1991; 1994).

#### **4.3.3 Emissário Submarino da Guia**

A informação utilizada para aplicação da metodologia proposta assenta no trabalho realizado por várias instituições que foram responsáveis por diferentes componentes do estudo de monitorização ambiental do Emissário Submarino da Guia: (a) Componente Sedimentar: da responsabilidade do Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro (DB/UA) (Quintino & Rodrigues, 1995), em colaboração com o Instituto Hidrográfico e com o Instituto das Tecnologias Ambientais do Instituto Nacional de Engenharia e Tecnologia Industrial (ITA/INETI); (b) Coluna de Água: da responsabilidade do Instituto das Tecnologias Ambientais do Instituto Nacional de Engenharia e Tecnologia Industrial (ITA/INETI, 1994).

A partir da informação produzida pelas campanhas de monitorização seleccionaram-se os parâmetros relevantes para a aplicação da metodologia adoptada.

A monitorização relativa aos sedimentos superficiais, incluindo a determinação de parâmetros físico-químicos e biológicos, foi realizada pelo DB/UA entre 8 e 9 de Março de 1994. A monitorização da coluna de água levada a cabo pelo ITA/INETI decorreu entre 17 e 18 de Março de 1994 (campanha de inverno).

A informação utilizada na análise relativa aos descritores físico-químicos (descritores base da coluna de água e contaminantes do sedimento e da coluna de água) é a correspondente aos dados originais não tratados, dos trabalhos de ITA/INETI (1994) e ITA/INETI *in* Quintino & Rodrigues (1995). A caracterização biológica e físico-química (descritores base) do sedimento é suportada em informação tratada proveniente do diagnóstico ambiental realizado por Quintino & Rodrigues (1995).

## **5. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **5.1 Caso de Estudo I - Zona de Intervenção da EXPO'98**

#### **5.1.1 Caracterização Genérica**

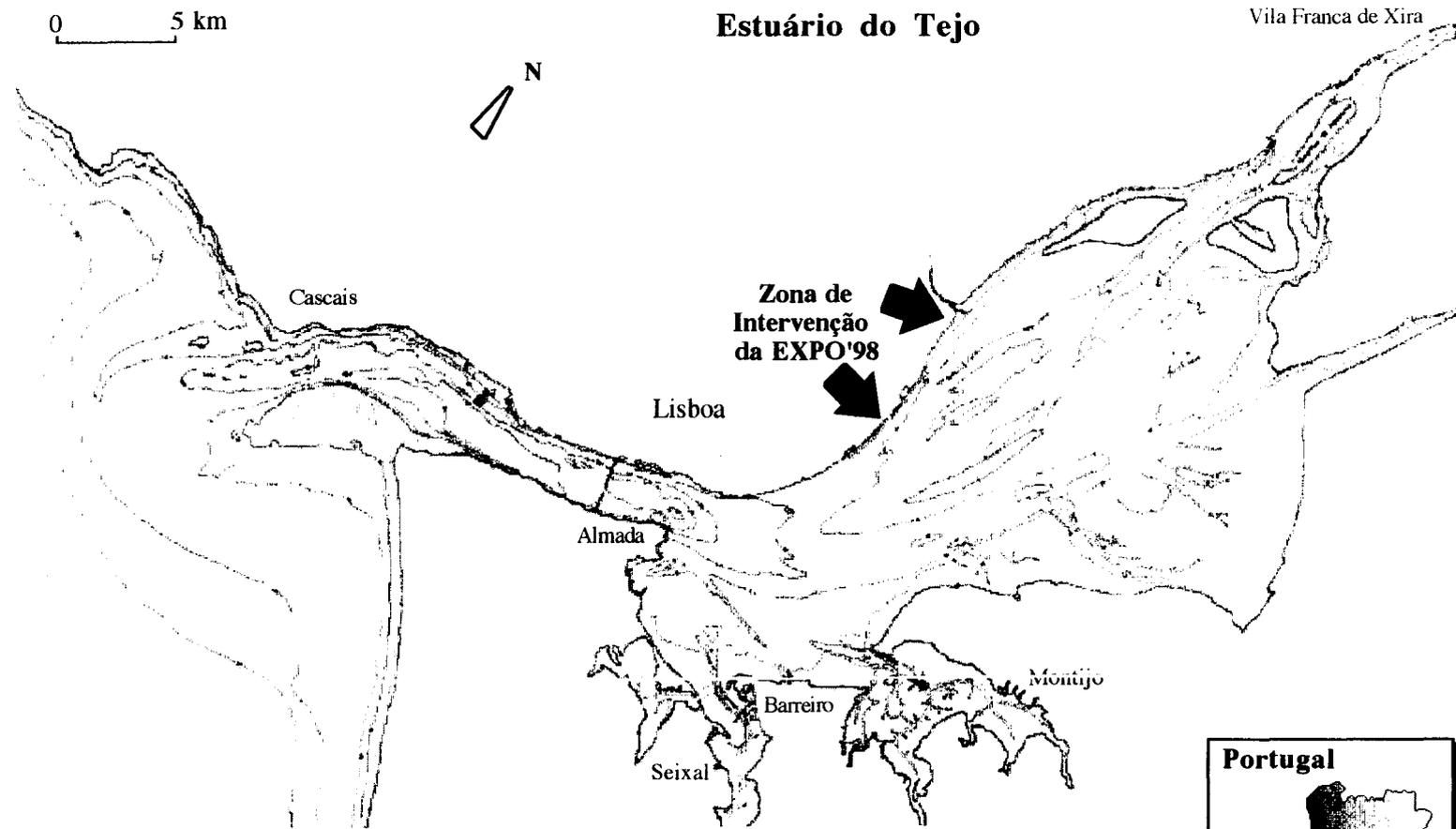
##### *Área de estudo e definição da fronteira de análise*

A área de estudo está incluída no Estuário do Tejo que ocupa um volume médio de  $1900 \times 10^6$  m<sup>3</sup>, uma área de cerca de 320 km<sup>2</sup>, da qual cerca de 40 % (130 km<sup>2</sup>) é intertidal, e uma extensão de 80 km com início na Barra (Secção S.Julião-Bugio) até Muge. Para uma maré e um caudal médios a intrusão salina atinge aproximadamente a zona de Vila Franca de Xira (Ferreira *et al.*, 1992). A área em análise está compreendida entre a Foz do Rio Trancão, a montante, e as proximidades da Ponte da Matinha a jusante – zona de intervenção da EXPO'98 (Fig. 5.1), correspondendo assim ao sistema aquático associado a esta área.

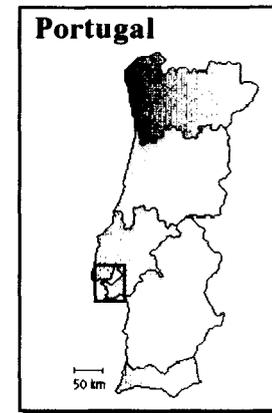
Vários estudos têm procurado efectuar a divisão do estuário em zonas homogéneas, do ponto de vista hidrodinâmico e ecológico, para efeitos de gestão da qualidade da água do Estuário. Câmara *et al.* (1987a; 1987b) e Ferreira *et al.* (1992) apresentam propostas para esta divisão do estuário baseadas em vários critérios metodológicos, nomeadamente morfológicos, hidrodinâmicos, qualidade da água e ecológicos. Assim, procurou-se confrontar a localização da área de estudo (zona de intervenção da EXPO'98) com as zonas homogéneas estabelecidas nos trabalhos desenvolvidos por aqueles autores. Nesse sentido, a área de estudo está incluída na zona de influência da Cala do Norte, marcada quer pelas suas características físicas particulares, quer pelos níveis elevados de contaminação presente.

##### *Natureza do projecto e tipo de perturbação ambiental*

São muitas as perturbações ambientais que influenciam este sistema aquático, em especial as de origem antropogénica. De acordo com Lopes *et al.* (1991), Ferreira *et al.*, (1992), HIDROPROJECTO/IPA (1995a), a área de estudo está integrada numa das partes mais degradadas do estuário, onde ocorre um número elevado de descargas de efluentes de origem industrial e doméstica (com e sem tratamento) e em especial a carga de contaminantes transportada pelo Rio Trancão. Para além do Rio Trancão, assinalam-se ainda as valas de drenagem existentes na zona em estudo, que servem de meio receptor de



Fonte: CNA/TEJO n° 31 Rel. 28



Fonte: cnig

Fig. 5.1. Zona de Intervenção da EXPO'98 - Estuário do Tejo.

águas residuais domésticas e industriais Além das fontes de contaminação pontual, existem ainda as fontes difusas, onde se destacam por exemplo as escorrências provenientes de áreas urbanas.

Admite-se que esta situação venha a evoluir num sentido positivo perante as medidas de controle e tratamento previstas para os efluentes que são descarregados nesta área (*e.g.* Estação de Tratamento de Águas Residuais de S. João da Talha) e em grande parte da bacia hidrográfica do Rio Trancão.

### Usos potencialmente afectados

#### *Água*

Os ecossistemas costeiros suportam uma grande variedade de usos que se repartem por diferentes sectores, nomeadamente, biológico, económico e social. Geralmente os vários tipos de usos estão relacionados com a sustentação da vida aquática e do seu *habitat*, produção aquática, utilização recreativa, aspectos paisagísticos/estéticos e saúde pública (MacDonald *et al.*, 1992). Outros usos tais como a produção de energia, assimilação de determinados resíduos, abastecimentos a indústrias (águas de processo) e transporte, poderão também ser considerados, no entanto são menos comuns que os usos acima citados em primeiro lugar. Assim, os principais usos potenciais destas águas estuarinas, aqui identificados são os seguintes: (i) avaliação da qualidade ambiental – suporte da vida aquática e do seu *habitat*; (ii) utilização recreativa com contacto indirecto; (iii) produção aquática; (iv) aspectos paisagísticos/estéticos; (v) transporte e (vi) abastecimento industrial.

#### *Sedimento*

A contaminação de sedimentos pode afectar actividades como: (i) as operações de dragagem, (ii) deposição dos sedimentos dragados, (iii) aquacultura, (iv) pesca, (v) saúde pública, (vi) reabastecimento de sedimento às praias, (vii) utilização como material de construção, (viii) formação ou recuperação de bancos intertidais e (ix) qualidade ambiental como suporte da vida aquática e do seu *habitat*.

Apresenta-se na Figura 5.2 a identificação das principais fontes de poluição, respectivos tipos de emissões e os usos potenciais para a água e sedimento.

### Normas de qualidade

As normas nacionais directamente aplicáveis a este sistema aquático são as que constam no Decreto-Lei nº 74/90 de 7 de Março, relativo às normas de qualidade da água. Em

relação à qualidade do sedimento apenas existem normas portuguesas aplicáveis à gestão dos sedimentos envolvidos em operações de dragagem (despacho conjunto publicado em 1995 pelo Ministério do Ambiente e Recursos Naturais e Ministério do Mar<sup>8</sup>).

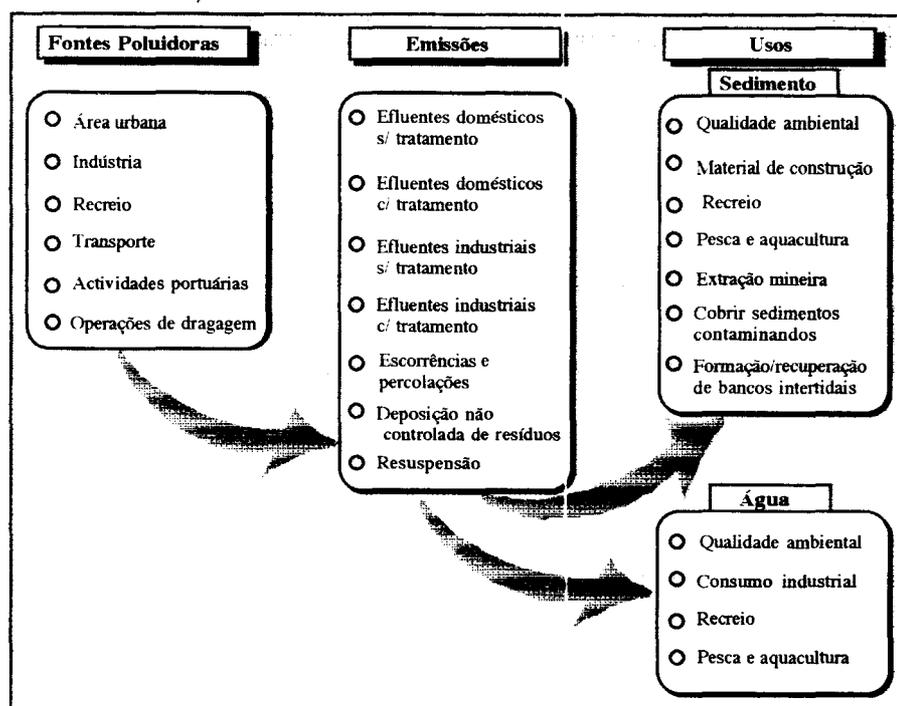


Fig. 5.2. Zona de Intervenção da EXPO'98. Principais fontes poluidoras, respectivas emissões e usos potencialmente afectados.

Principais factores fisiográficos e hidrográficos

A água doce afluente ao estuário é assegurada principalmente pelo Rio Tejo. Segundo Loureiro (1979) o caudal modular é de  $300 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  e em condições de estiagem o caudal poderá ser inferior a  $50 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ , podendo atingir os  $10\,000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  em situações de cheia. A circulação é controlada essencialmente pela maré que apresenta um período semi-diurno, com amplitudes máximas de 4 m, apresentando uma estratificação moderada para condições normais (Figuères *et al.*, 1985). O tempo de residência varia entre cerca de 140 dias para um caudal de  $50 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  e 6 dias para caudais da ordem dos  $2\,000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ . Para o caudal modular ( $300 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ) é de cerca de 23 dias (Martins *et al.*, 1984 *fide* Câmara *et al.*, 1987a).

De acordo com Lopes *et al.*, (1991) a profundidade média da Cala do Norte é de cerca de 2 m, para uma área total de  $2 \text{ km}^2$  e um volume de  $1,87 \times 10^2 \text{ km}^3$ . Para um valor médio de salinidade o tempo de residência estimado é de cerca 8,6 dias. Segundo Elias *et al.* (1993), a taxa anual de sedimentação nas zonas semi-abrigadas adjacentes à margem

<sup>8</sup> Diário da República – II Série, nº 141, 21 de Junho de 1995.

ribeirinha da EXPO'98 é de cerca de 30 cm ano<sup>-1</sup>, podendo atingir valores superiores para locais mais abrigados do ponto de vista hidrodinâmico.

O elevado tempo de residência da água na Cala do Norte, a velocidade da corrente e o movimento de oscilação da massa de água favorecem a acumulação de contaminantes (*e.g.* matéria orgânica e metais pesados); Ferreira (1990) considera que existe uma exportação relativamente lenta e limitada de poluentes da Cala do Norte para a zona central do estuário, restringindo assim a área poluída.

### **5.1.2 Análise dos Dados**

Apresenta-se seguidamente a caracterização dos dados utilizados para a avaliação do sistema aquático, nomeadamente os dados necessários à implementação dos sistemas de indicadores e índices, bem como outros dados não directamente utilizados pela referida metodologia mas necessários à análise complementar efectuada.

De forma a poder testar e confrontar os resultados produzidos pela metodologia adoptada procedeu-se em primeiro lugar a uma análise preliminar da informação, de forma a avaliar a qualidade ambiental do ecossistema aquático, isto é, utilizando métodos de avaliação que não são tradicionalmente categorizados como sistemas baseados em índices e indicadores.

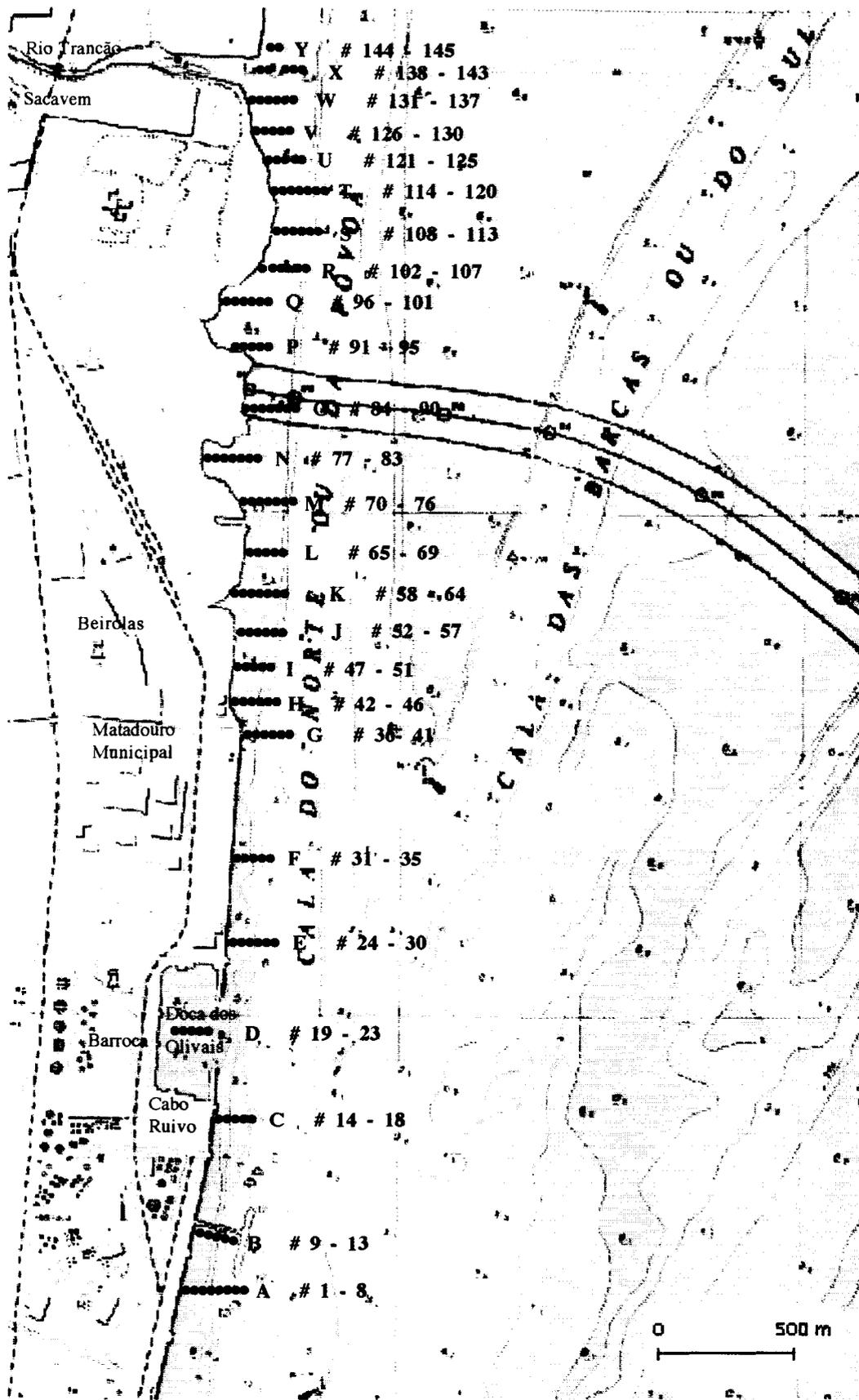
#### **(a) Caracterização físico-química dos sedimentos**

##### *Parâmetros de caracterização base*

Os sedimentos foram caracterizados com base em amostras de 145 locais, distribuídos por 25 transectos localizados entre a Foz do Rio Trancão, a montante, e a Ponte da Matinha a jusante (Fig. 5.3).

A caracterização dos sedimentos baseou-se nos seguintes descritores: potencial redox (Eh) (valor médio dos quatro primeiros centímetros), pH, matéria orgânica total (MOT) (%), teor em humidade (%), granulometria (percentagem da fracção de areia e percentagem da fracção de finos) e profundidade. A informação relativa a estes descritores para os diferentes locais de amostragem é apresentada na Tabela A1 do Anexo A.

Procedeu-se ao mapeamento esquemático de alguns dos descritores, por forma a evidenciar eventuais padrões espaciais. Da análise efectuada não foi possível detectar, de forma explícita, tendências espaciais em relação a nenhum dos descritores estudados. No entanto, é possível delinear algumas considerações genéricas tais como a ocorrência de valores de pH superiores para as estações mais a jusante ou ainda a existência de menores



Fonte: Instituto Hidrográfico - Carta nº 48 (INT 1878)

Fig. 5.3. Zona de Intervenção da EXPO'98. Localização dos locais de amostragem de sedimento (macrofauna bentônica e descritores abióticos) (Elaborado com base em Costa *et al.*, 1995).

teores em finos nos transectos localizados na foz do Rio Trancão (*cf.* Fig. B1 a B4, Anexo B).

Os sedimentos superficiais na área em estudo são de natureza essencialmente vasosa (cerca de 89 % dos locais de amostragem apresentam valores superiores a 90 % de finos). Pontualmente em algumas estações ocorrem teores de areia relativamente mais elevados; (por exemplo as estações 25 e 132 com respectivamente, 91 % e 49 %). Segundo Costa *et al.* (1995), a fracção de cascalho é maioritariamente constituída por pedras e fragmentos de conchas. De acordo com os mesmos autores, algumas estações com menor percentagem de finos (60 a 80 %), foram classificadas como vaso-arenosas.

Esta caracterização granulométrica está em concordância com a apresentada por Gaudêncio *et al.* (1991), onde é salientada a presença nesta área de areia vasosa com teores em finos entre 30 e 80 % e vasa com teores em finos superiores a 80 %.

Em relação à matéria orgânica, é de assinalar o elevado teor global, verificando-se valores superiores ou iguais a 10 % em 47 locais. O teor máximo de 13,3 % foi registado no transecto G (localizado em frente a um matadouro, segundo Costa *et al.*, 1995).

Os valores muitos negativos de potencial redox, com valores extremos de cerca de -300 mV, revelam um sedimento predominantemente reduzido (valores inferiores a -200 mV em 44 estações), reflectindo os teores elevados de matéria orgânica total. Em relação ao pH, assinalam-se os valores baixos, inferiores a 7,0 em cerca de 43 % dos locais e inferiores a 6,0 em 6 estações.

A título comparativo julga-se pertinente salientar que para uma outra zona no Estuário do Tejo, Barreiro-Seixal, Quintino & Rodrigues (1994) referem para as zonas mais contaminadas valores médios de pH de 7,0, de potencial redox de 88,5 mV e 8 % de matéria orgânica, para sedimentos com granulometria análoga à do presente caso de estudo.

De forma a identificar afinidades entre grupos de estações efectuou-se uma análise de classificação sobre a matriz de descritores abióticos (matéria orgânica total, Eh, pH, MOT, teor em humidade, areia, finos, e profundidade), excluindo contudo as estações de amostragem sem macrofauna bentónica ou apenas com uma espécie. Os dados originais foram centrados e reduzidos, por forma a permitir comparar descritores com unidades de medida diferentes, bem como possibilitar a utilização de coeficientes quantitativos. A matriz normalizada foi submetida ao coeficiente correlação de Pearson e a matriz de correlação foi classificada através do método de ligações médias.

Os grupos evidenciados no dendograma (Fig. 5.4) caracterizam-se pela predominância de factores abióticos com variações semelhantes entre os locais constituintes de cada grupo. Nomeadamente, são de assinalar os seguintes grupo de locais:

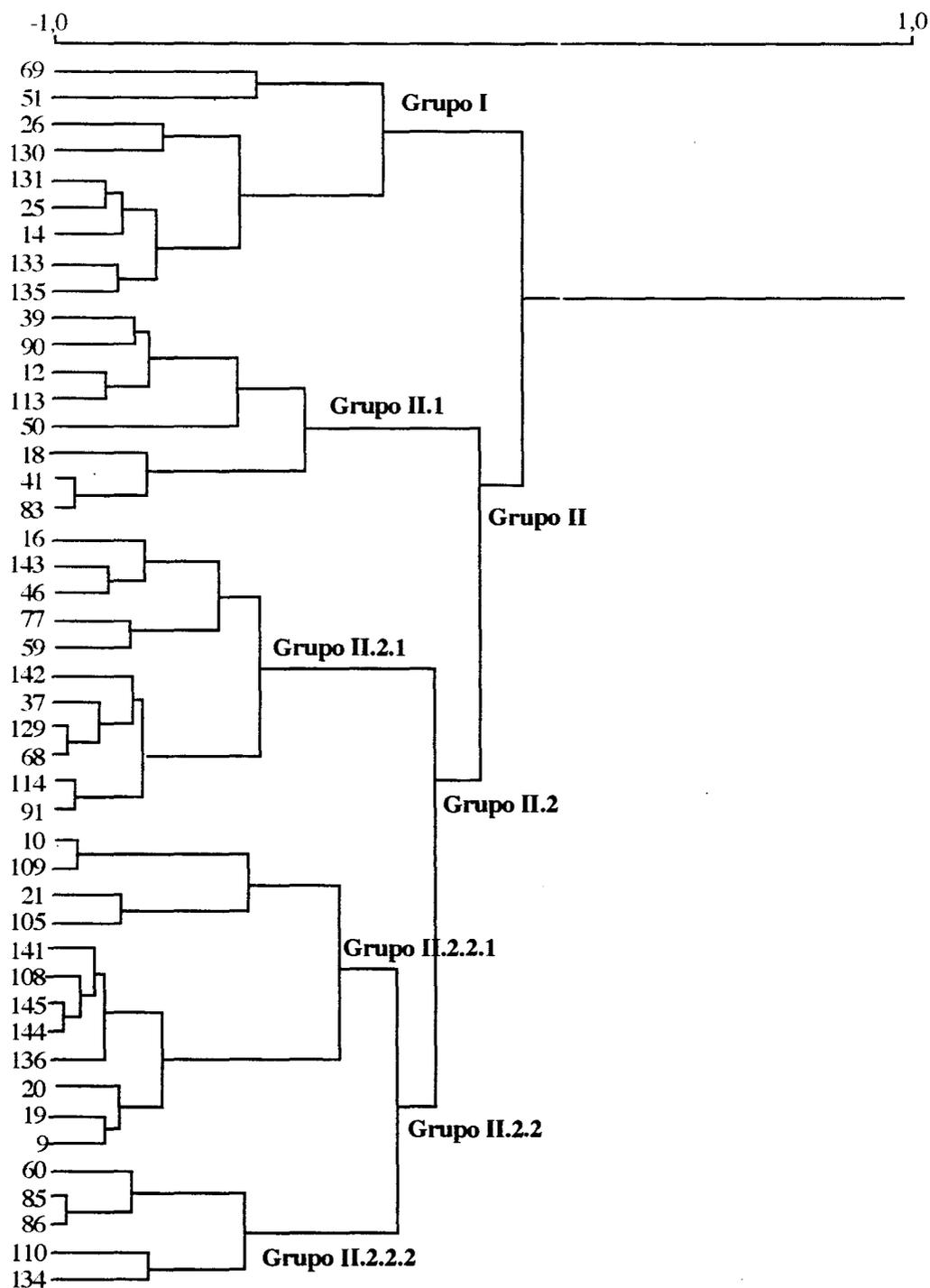


Fig. 5.4. Zona de Intervenção da EXPO'98. Dendograma dos locais de amostragem, obtido pelo método de agrupamento por ligações médias, com base na matriz de correlação de Pearson sobre os dados dos descritores abióticos (Eh, Ph, MOT, teor de humidade, finos, areia e profundidade).

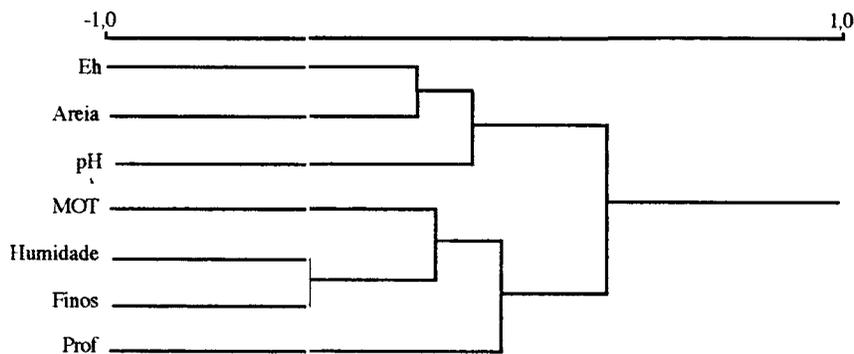
Grupo I (GI) - caracterizado por percentagens elevadas de areia e menores percentagens de finos; Grupo II (GII) - subdividido em vários subgrupos, este grupo principal apresenta percentagens elevadas de finos, reduzidas percentagens de areia e teores superiores de humidade; Grupo II.1 (GII.1) - caracterizado por valores elevados de profundidade; Grupo II.2 (GII.2) - apresenta valores reduzidos de profundidade; Grupo II.2.1 (GII.2.1) - apresenta reduzidos valores de pH; Grupo II.2.2 (GII.2.2) é essencialmente caracterizado pelos mais baixos valores de Eh; Grupo II.2.2.2 (GII.2.2.2) é caracterizado pela presença dos valores mais elevados de potencial redox e percentagens mais elevadas matéria orgânica.

Os grupos principais quando comparados em relação a todos os descritores apresentam várias diferenças que são sintetizadas na Tabela 5.1.

**Tabela 5.1.** Zona de Intervenção da EXPO'98. Caracterização dos grupos principais de afinidade obtidos na análise de classificação efectuada aos descritores abióticos. A sombreado indicam-se os descritores que caracterizam cada grupo/sub-grupo.

	GI	GII	GII.1	GII.2	GII.2.1	GII.2.2	GII.2.2.1	GII.2.2.2
Areia	33,31	3,02	5,07	3,61	1,70	5,26	1,16	4,58
Finos	65,27	96,89	95,30	96,20	98,08	94,40	98,83	95,05
pH	7,35	7,29	7,27	7,28	6,72	7,64	7,46	7,88
Eh	-177,21	-191,52	-225,14	-208,35	-163,63	-228,88	-223,63	-88,44
MOT	7,80	8,73	8,60	8,53	8,26	8,85	8,75	9,55
Humidade	46,50	54,89	52,03	56,56	56,72	56,13	57,55	51,25
Profundidade	1,20	2,26	6,53	1,31	1,26	0,88	0,88	0,50

O mesmo tipo de análise de classificação, aplicada à matriz de correlação entre descritores, evidenciou dois grupos principais, um constituído por humidade, finos, MOT e profundidade, e outro por pH, Eh e areia (Fig. 5.5). O primeiro grupo confirma a coexistência de teores elevados de areia, pH e Eh. O segundo grupo confirma a coexistência de teores elevados de finos e de matéria orgânica, bem como com percentagens elevadas de água. Este resultado é coerente com a interpretação dos grupos de afinidade entre locais (Tabela 5.1).



**Fig. 5.5.** Zona de Intervenção da EXPO'98. Dendrograma dos descritores abióticos, obtido pelo método de agrupamento por ligações médias, com base na matriz de correlação de Pearson.

Utilizando o método de análise de correspondências, procurou-se definir relações entre as variáveis abióticas e os locais de amostragem. O resultado obtido (*cf.* Fig. B5, Anexo B) mostra o papel predominante dos descritores areia e potencial redox na solução final, os quais apresentam valores particularmente elevados nos locais 25, 51 e 132 (areia) e nos locais 24, 87 e 60 (potencial redox).

### Contaminantes

Os dados relativos à caracterização da qualidade do sedimento referem-se a sete amostras, quatro obtidas na banquetta de lodos marginal, entre as proximidades da Foz do Rio Trancão, a montante, e as proximidades da Ponte da Matinha a jusante, P'1, P'2, P'3 e P'4, e três no interior da Doca dos Olivais, denominadas por Doca-Norte (DN), Doca-Centro (DC) e Doca-Sul (DS) (Fig. 5.6).

Das variáveis físico-químicas amostrados nas campanhas do Instituto Hidrográfico foram seleccionados vários contaminantes medidos em três secções verticais (até um máximo de 112 cm), nomeadamente metais pesados (cádmio, cobre, mercúrio, chumbo e zinco) e policlorobifenilos (PCB's - soma dos teores dos congéneres: 28, 52, 101, 118, 153, 138, 180) presentes no sedimento na fracção granulométrica total (*cf.* Tabela A2, Anexo A). Excluiu-se a análise dos pesticidas organoclorados, pois este contaminante não integra os sistemas de indicadores e índices seleccionados, pelo que se considerou que seria inadequada a sua inclusão apenas nesta parte do trabalho.

Da análise global dos teores dos diferentes metais em estudo foi possível verificar a existência de valores elevados, quando comparados com valores de outros sistemas costeiros análogos (Donze *et al.*, 1990) ou quando confrontados com normas de qualidade para sedimentos de ambientes marinhos e costeiros (Wilson & Jeffrey, 1987; MacDonald *et al.*, 1992; Persaud *et al.*, 1993; Jaagumagi *et al.*, 1995). Por outro lado as concentrações de PCB's não apresentam níveis elevados na maioria das estações, destacando-se apenas a estação P'1 com alguns valores ligeiramente superiores em relação aos restantes.

Segundo as normas portuguesas de classificação de materiais dragados, em relação ao grau de contaminação por metais e PCB's, verifica-se que: na maioria dos locais de amostragem o sedimento é classificado na classe 2 (material dragado com contaminação vestigiária) e classe 3 (material dragado ligeiramente contaminado). Os locais P'1 e P'2 apresentam o maior número de contaminantes classificados na classe 3. As baixas concentrações de PCB's permitem que sejam classificados na classe 1 (material dragado limpo) em todos os locais de amostragem.

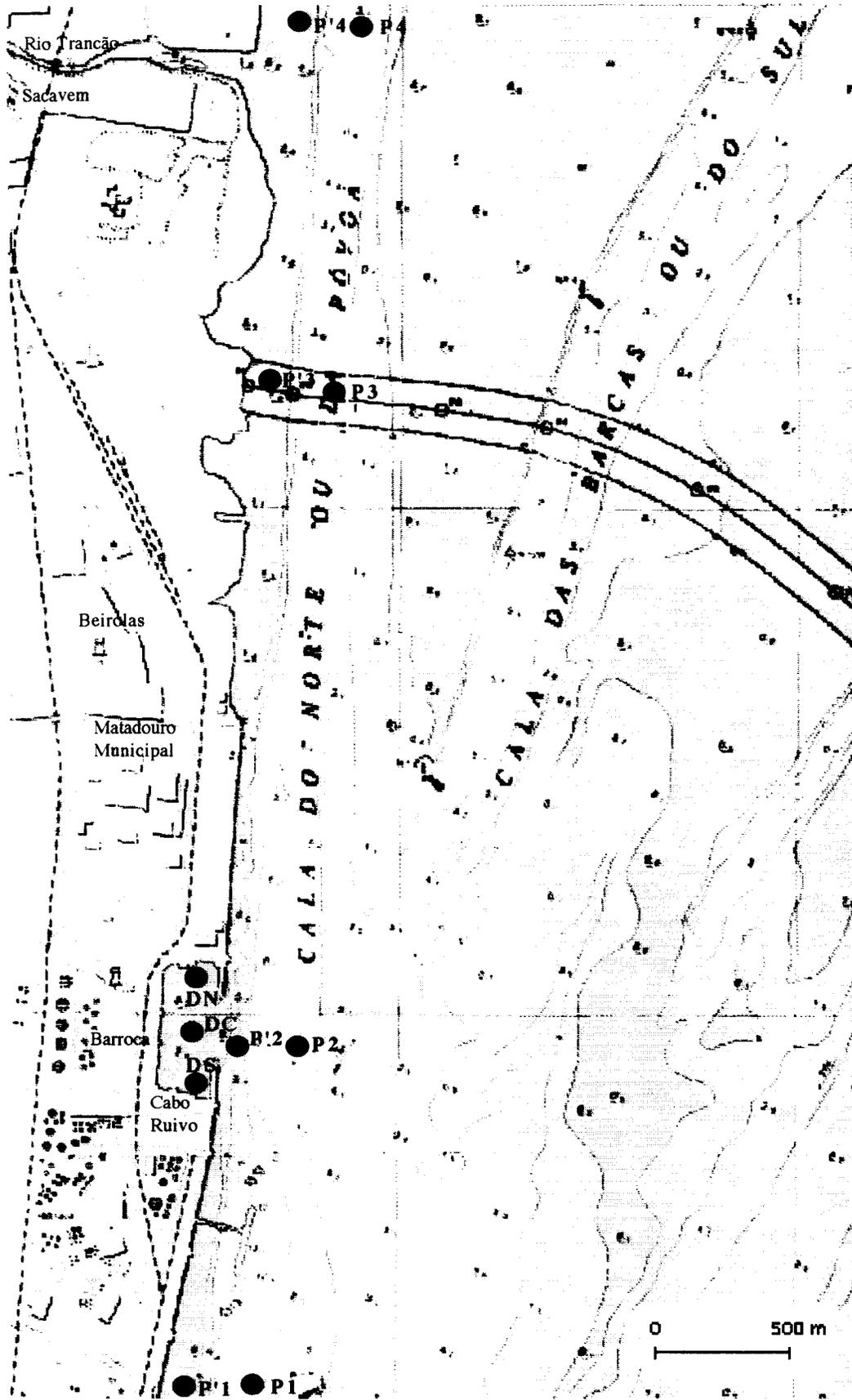


Fig. 5.6. Zona de Intervenção da EXPO 98. Localização dos locais de amostragem no sedimento (P'1, P'2, P'3, P'4, DN, DC e DS) e na coluna de água (P1, P2, P3 e P4) (Elaborado com base em Silva, 1993b).

Relativamente a zonas potencialmente não contaminadas do Estuário do Tejo, zonas de referência, efectua-se a comparação com o zona de referência seleccionada por Nunes (1993), a Cala das Barcas, que estimou valores de referência a partir de cinco estações do trabalho realizado por Vale (1986). Na Tabela 5.2 pode-se verificar a variabilidade entre a zona de estudo e a zona de referência, bem como com normas locais de qualidade estimadas de acordo com a metodologia proposta por Donze *et al.*, (1990), que utilizando as fracções de matéria orgânica e argila integradas num algoritmo (apresentado no capítulo 4.) com constantes derivadas para um sedimento padrão (25 % de argila e 10 % de matéria orgânica) para diferentes metais, estima uma concentração para cada metal, que corresponde a uma potencial norma de qualidade local. São ainda apresentados nesta tabela valores de referência para outros estuários europeus.

**Tabela 5.2.** Zona de Intervenção da EXPO'98. Concentrações máximas de metais pesados nas estações localizadas na banquetta de lodos marginal (P'1, P'2, P'3 e P'4) e na Doca dos Olivais (DN, DC, DS) versus concentrações de referência do Estuário do Tejo e em três estuários Europeus, e normas locais estimadas.

Estações	Cu (mgkg <sup>-1</sup> )	Pb (mgkg <sup>-1</sup> )	Zn (mgkg <sup>-1</sup> )	Hg (mgkg <sup>-1</sup> )	Cd (mgkg <sup>-1</sup> )
P'1	129,7	211,4	826,0	2,32	0,98
P'2	89,5	226,6	797,0	2,55	2,75
P'3	77,2	175,7	623,0	2,48	2,61
P'4	91,3	150,7	703,0	1,74	1,87
DN	75,2	245,5	943,0	1,53	1,05
DC	74,7	102,0	685,0	1,15	0,85
DS	68,7	152,8	855,0	1,64	1,24
Valor de referência*	25,6	71,2	167,6	-	1,74
Elbe (Alemanha - 1974)**	18	39	156	< 0,4	1,9
Seine (França - 1986)**	5	27	34	0,03	0,3
Avon (Reino Unido - 1985)**	19	39	98	0,12	0,3
Norma local***	46,3	639,0	653,0	0,6	2,4

\* Média das concentrações das estações 13, 14, 15, 18 e 19 localizadas na Cala das Barcas e analisadas por Vale (1986). Local de referência seleccionado segundo Nunes (1993).

\*\* Concentrações de referência de metais pesados para sedimento total em diferentes estuários europeus (adaptado de Donze *et al.*, 1990).

\*\*\* Norma local (valor médio) estimada para as estações P'1, P'2, P'3 e P'4, com base nas percentagens de argila e matéria orgânica (cf. Tabela A3, Anexo A), segundo Donze *et al.* (1990).

Da análise comparativa efectuada é possível verificar que a maioria dos metais apresenta concentrações superiores aos valores de referência, quer do Estuário do Tejo, quer em relação aos outros estuários europeus. No entanto deve-se salientar que pelo facto de se desconhecer a granulometria da zona a que se referem estas concentrações de referência, o erro associado a esta comparação pode ser significativo. Relativamente às normas locais estimadas segundo Donze *et al.* 1990, a maioria dos metais ultrapassam as normas locais com excepção do chumbo que nunca atinge a norma local.

A presença de teores elevados de metais pesados no Estuário do Tejo tem sido confirmada por diferentes autores (*e.g.* Martin *et al.*, 1982; Figüeres *et al.*, 1985). Andreae (1982) sublinha que em relação ao arsénio e ao mercúrio, estes contaminantes estão presentes em concentrações muito superiores às encontradas em estuários não contaminados. Donze *et*

*al.* (1990) ao apresentarem uma comparação de diferentes estuários, referem que o Estuário do Tejo é um dos mais contaminados do mundo. Especificamente em relação à área em análise, estudos efectuados por Vale (1986) e Nunes (1993) detectaram também níveis elevados de teores em metais pesados nos sedimentos na zona da Cala do Norte.

A representação gráfica dos teores em metais não mostra padrões espaciais bem definidos (*cf.* Fig. B6 a B11, Anexo B). Contudo, os teores máximos de todos os contaminantes foram registados numa das estações localizadas mais a jusante, respectivamente ou em P'1 ou P'2 (estações mais próximas da Doca dos Olivais), conforme se pode observar na Tabela A2 do Anexo A.

Nunes (1993) refere uma tendência espacial marcada por um aumento da concentração, da maioria dos metais analisados, das estações de montante para jusante, com valores máximos junto à foz do Rio Trancão, decrescendo de seguida para o local mais a jusante (mais próximo da Doca dos Olivais). Este padrão espacial não é confirmado com os dados do presente trabalho, apesar da malha de amostragem ser diferente e por tal não permitir comparações de fiabilidade assegurada. Factores como as características intrínsecas do sistema, nomeadamente os factores hidrográficos e fisiográficos, bem como a heterogeneidade sedimentar, poderão originar grandes flutuações na distribuição espacial tridimensional (em profundidade, longitudinalmente e transversalmente) das concentrações dos contaminantes.

A variação em profundidade permite verificar que nas estações distribuídas ao longo dos locais dispostos longitudinalmente na banquetta de lodos marginal, com excepção da estação P'4 (junto à foz do Rio Trancão), o comportamento vertical das concentrações espelha uma tendência global de aumento em profundidade (com excepção do Cd na estação P'1 e do Cu na estação P'2), tal como se pode observar pela análise das Figuras B6 a B11 (*cf.* Anexo B). Vale (1986) e Nunes (1993) não identificaram esta tendência de aumento da concentração em profundidade.

#### **(b) Caracterização físico-química da coluna de água**

A informação relativa à caracterização da qualidade da coluna de água refere-se a amostras de água de quatro estações de amostragem (P1, P2, P3 e P4) (*cf.* Tabela A4, Anexo A) localizadas nas proximidades das estações de amostragem de sedimento superficial (P'1, P'2, P'3 e P'4), mas a uma distância superior da margem (Fig. 5.6). A estação localizada no Rio Trancão não foi considerada nesta análise.

### Parâmetros de caracterização base

A salinidade medida ao longo das quatro estações revela valores da ordem de 32-35 ‰, colocando em relevo a forte influência marinha que se faz sentir nesta zona. A temperatura da água apresentou valores entre 19 e 23 °C.

As concentrações de oxigénio dissolvido (OD) revelam teores médios integrados em profundidade que variam entre 5-6 mg l<sup>-1</sup> e concentrações mínimas pontuais significativamente baixas em todos os locais, atingindo mesmo valores nulos. Esta zona é conhecida por apresentar teores baixos de OD relativamente ao estuário na sua totalidade (Ferreira, 1989), devido por um lado às características hidrodinâmicas singulares e por outro devido à forte influência antropogénica marcada pelas descargas de contaminantes (orgânicos e inorgânicos), associados a um conjunto alargado de fontes poluentes, em que uma grande parte é de origem industrial, tal como se pode verificar pelo inventário apresentado em HIDROPROJECTO / IPA (1995a).

Os valores médios de sólidos em suspensão em profundidade variam entre 38 mg l<sup>-1</sup> e 79 mg l<sup>-1</sup>, atingindo no entanto valores máximos da ordem de 500 mg l<sup>-1</sup>. Estes valores espelham em parte a elevada taxa de sedimentação existentes nesta zona, conjuntamente com os factores hidrográficos e fisiográficos favoráveis, com o conseqüente assoreamento crescente, tal como referem os estudos recentes realizados por Silva & Elias (1993), e Elias *et al.* (1993). A entrada de sólidos para esta zona faz-se através de diferentes vias, nomeadamente pela Cala do Norte, Cala das Barcas e Rio Trancão.

Os valores médios de amónia em profundidade variam entre cerca de 7 e 15 µmol l<sup>-1</sup>, atingindo valores máximos de 125 µmol l<sup>-1</sup>. Uma das rotas de entrada deste nutriente neste sistema aquático tem origem nas descargas antropogénicas de origem orgânica, nomeadamente através do Rio Trancão. A concentração média de fósforo em profundidade varia entre aproximadamente 2 e 3 µmol l<sup>-1</sup>, atingindo valores máximos pontuais de cerca de 21 µmol l<sup>-1</sup>. A gama de concentrações médias aqui apresentada para estes nutrientes é similar aos valores obtidos durante as campanhas de monitorização do “Estudo Ambiental do Estuário do Tejo”, que decorreu entre o período de 1980 a 1983 (Martins & Dauffner, 1982; Martins *et al.*, 1983a; Martins *et al.*, 1983b; Silva *et al.*, 1986).

### Contaminantes

Das variáveis físico-químicas amostrados na coluna de água durante as campanhas realizadas pelo IH foram seleccionados os metais pesados (cádmio, cobre, mercúrio, chumbo e zinco) (*cf.* Tabela A4, Anexo A), para caracterizar a zona de estudo. As normas nacionais existentes para estes contaminantes são exclusivamente para águas doces, pelo

que se consideraram normas para águas marinhas existentes noutros países. Assim, segundo as normas apresentadas por MacDonald *et al.* (1992), os resultados obtidos na campanha de monitorização revelam que os valores médios em profundidade dos metais pesados Pb, Cd e Hg apresentam-se dentro das normas legais para protecção da vida aquática; os teores médios de Zn estão de acordo com a maioria das normas, com excepção das Australianas. O metal pesado Cu apresenta teores médios em profundidade que ultrapassam alguns dos valores estipulados, nomeadamente as normas da USEPA e Canadianas.

Pontualmente, atingem-se concentrações máximas dos metais analisados (com excepção do mercúrio) que se aproximam e/ou ultrapassam os limites indicados para a protecção da vida aquática, apresentados em MacDonald *et al.* (1992).

### **(c) Caracterização biológica dos sedimentos**

Em relação aos dados biológicos foram seleccionados apenas os dados relativos à macrofauna bentónica, aos quais foi efectuado o tratamento necessário para a análise de diferentes variáveis biológicas, nomeadamente: riqueza específica (quantidade total de espécies diferentes), abundância (quantidade de indivíduos) e biomassa. A caracterização da macrofauna bentónica baseou-se na amostragem referente a 145 locais, distribuídos por 25 transectos, já referidos na caracterização físico-química dos sedimentos superficiais (Fig. 5.3).

Apresenta-se na Tabela A5 (*cf.* Anexo A) a abundância, presenças e biomassa por espécie e na Tabela A6 (*cf.* Anexo A) a abundância, riqueza em espécies e biomassa por local de amostragem; as estações sem fauna foram excluídas destas tabelas.

Procedeu-se ao mapeamento destas variáveis sobre a zona de estudo, nos diferentes locais de amostragem, de forma a permitir a visualização de eventuais padrões espaciais. No entanto, da análise efectuada não foi possível detectar, de forma clara, padrões espaciais em relação a nenhuma das variáveis representadas (*cf.* Fig. B12 e B13, Anexo B).

Do total dos locais apenas 77 apresentam fauna, dos quais 22 locais são representados por 1 indivíduo e 51 locais com menos de 10 indivíduos. É ainda de destacar que: (i) dois locais têm mais de 10 % da abundância total; (ii) 59 locais têm menos de 1 % da abundância total; (iii) 46 locais apresentam menos de 1 % da abundância máxima existente num só local (541 indivíduos); (iv) 66 locais têm menos de 10 % da abundância máxima existente num só local; (v) dos 77 locais com fauna 32 têm apenas 1 espécie.

A área em análise representada por 145 estações de amostragem apresenta um total de 1999 indivíduos repartidos por 5 grupos, onde o grupo Moluscos detém o valor mais elevado de abundância, conforme se apresenta na Tabela 5.3. O número total de espécies diferentes é de 30, representado a espécie dominante cerca de 71 % da abundância total, tendo a segunda espécie dominante cerca de 10 % da abundância total. Apenas 7 espécies são representadas por valores superiores ou iguais a 1 % do total de indivíduos e das 30 espécies recenseadas 21 têm menos de 10 indivíduos.

*Peringia ulvae* é a espécie mais frequente, estando presente em 70 % dos locais. Cerca de 5 espécies (16,7 %) estão presentes em mais de 10 % dos locais e 14 espécies estão presentes em apenas 1 local.

As espécies mais abundantes são respectivamente, *Peringia ulvae*, *Oligoquetas*, *Scrobicularia plana* e *Hediste diversicolor*. Estes resultados coincidem em parte com os apresentados por Calvário (1982), onde identifica uma zona B no estuário, que é caracterizada por ser nitidamente estuarina, integrando grandes superfícies vasosas, onde as espécies eurihalinas dominantes mais representativas são: *Scrobicularia plana*, *Hydrobia ulvae*, *Nereis Diversicolor*, *Carcinus maenas* e *Cyathura carinata*.

**Tabela 5.3.** Zona de Intervenção da EXPO'98. Abundância dos diferentes grupos de macrofauna bentónica.

Grupos	Abundância (n° de indivíduos)
Anelídeos	367 (203 poliquetas)
Moluscos	1549
Crustáceos	48
Antozoários	32
Ascídeos	3
Total	1999

Em relação à biomassa, verifica-se que 83 % da biomassa total pertence a uma única espécie, a terceira espécie mais abundante (*Scrobicularia plana*). Do total de espécies destacam-se 5 espécies com mais de 1 g. É ainda de assinalar que as quatro estações com mais biomassa representam cerca de 50 % da biomassa total

HIDROPROJECTO/IPA (1995b) apresentam uma compilação da informação existente para a Cala do Norte, onde identificam uma listagem de 52 espécies diferentes de macroinvertebrados bentónicos que ocorrem nesta zona do estuário. É ainda salientado que das espécies presentes na listagem, segundo Le Bris (1988) *vide* HIDROPROJECTO/IPA (1995b), algumas podem ser destacadas pelo seu papel como indicadores biológicos de degradação do meio estuarino (*e.g.* *Scrobicularia plana*, *oligoquetas*, *Nereis diversicolor*, *Streblospio dekhuzeni*).

A análise da estrutura das comunidades de macrofauna bentónica baseou-se no estudo da distribuição dos indivíduos pelas diferentes espécies, através da construção de curvas dominância da abundância - curvas K - (Lambhead *et al.*, 1983; Shaw *et al.*, 1983) e das curvas comparativas da dominância da abundância e da biomassa - curvas ABC (Warwick, 1986; Warwick *et al.*, 1987). Estas curvas foram construídas para a amostra compósita total que integra todos os locais de amostragem com fauna.

Da representação gráfica obtida para a curva K (Fig. 5.7) podemos observar que a curva apresenta uma configuração marcada por um início em valores elevados de frequência que demonstra que a área analisada é dominada por uma espécie. A parte terminal da curva denota que uma fracção significativa das espécies estão representadas por poucos indivíduos.

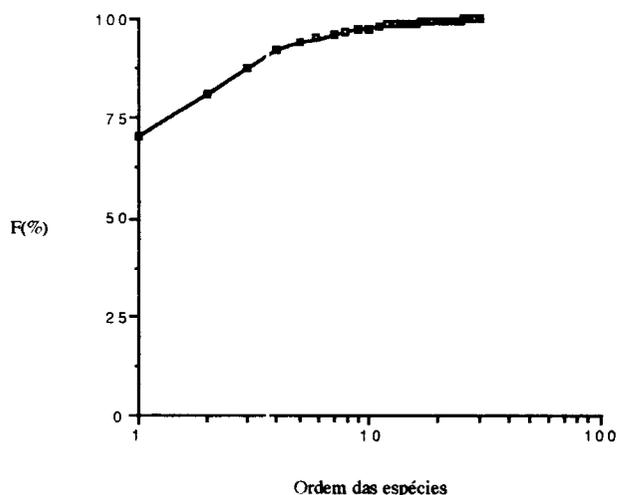
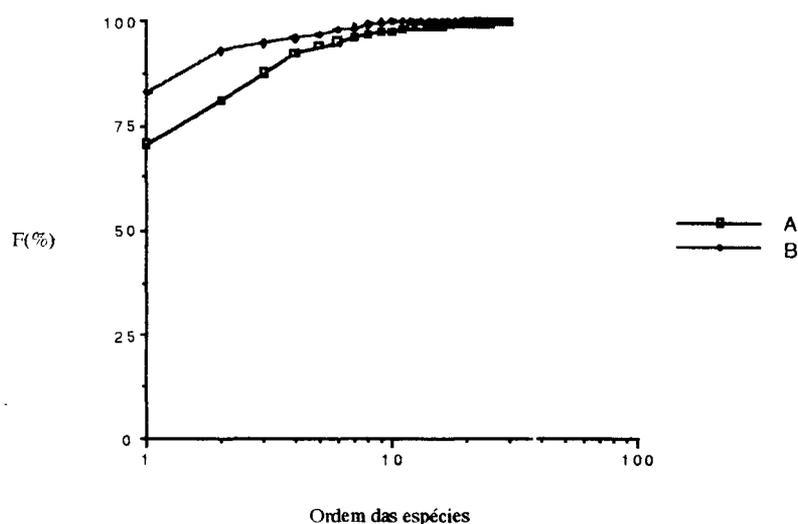


Fig. 5.7. Zona de Intervenção da EXPO'98. Curva de dominância da abundância para a amostra compósita de todos os locais de amostragem.

Por outro lado na análise da curvas ABC (Fig. 5.8) regista-se que a curva da abundância se encontra abaixo da curva da biomassa. Ao contrário do que seria de prever a resposta dada por este método em relação à qualidade ambiental da zona de estudo indica que a zona não estaria perturbada, o que não corresponde à avaliação já efectuada com base no estudo da macrofauna global e análise das variáveis biológicas primárias. É de assinalar contudo, o ponto de partida muito elevado para ambas as curvas.

Possivelmente uma das origens de erro poderá estar associada ao facto de se tratar de uma zona maioritariamente intertidal e este método não se encontrar bem validado para estas zonas. A presença de uma espécie com elevada biomassa (cerca de 83 % da biomassa total), contribui também para que o resultado seja algo “mascarado” em relação ao que acontece na realidade. Outro factor que poderá estar na origem desta distorção do

resultado consiste no facto de que a sensibilidade desta metodologia tende a decrescer à medida que os factores de perturbação ambiental aumentam, tal como sublinham Beukema (1988), Meire & Dereu (1990), Rodrigues *et al.*, (1994), *fide* Quintino & Rodrigues (1995).



**Fig. 5.8.** Zona de Intervenção da EXPO'98. Curvas da dominância da abundância e da biomassa - curvas ABC -para a amostra compósita de todos os locais de amostragem.

De forma a avaliar a existência de grupos de afinidade entre locais de amostragem relativamente às variáveis biológicas aplicou-se à amostra uma análise de classificação, com a aplicação do coeficiente de correlação não paramétrico de Spearman. Efectuou-se esta análise à matriz de dados de abundância em 45 locais (retirando os locais com apenas com uma espécie).

Dos resultados obtidos destaca-se a inexistência de uma estrutura coerente dos dados, não sendo assim possível tecer considerações relevantes sobre o agrupamento dos locais face à abundância de indivíduos. As relações apresentadas no dendograma ilustram ligações por adição de elementos (locais de amostragem) isolados (*cf.* Fig. B15, Anexo B), não sendo de todo possível identificar grupos de afinidade.

Utilizando o método de análise canónica de correspondência, procurou-se definir relações entre as variáveis biológicas e as abióticas. A partir da matriz de dados de abundância para as 45 estações, procedeu-se à referida análise. De acordo com os resultados obtidos (*cf.* Fig. B14, Anexo B), existe uma separação notória entre um grupo de anelídeos associados a estações de profundidades elevadas, e um outro grupo mais variado integrando moluscos e crustáceos, também associados a locais de profundidade elevada.

A variável profundidade é a única que apresenta um coeficiente correlação canónica significativo apesar de não ser muito elevado e não permitir uma boa explicação da variância dos dados biológicos (Tabela 5.4).

**Tabela 5.4.** Zona de Intervenção da EXPO'98. Resumo dos resultados da análise canónica de correspondências para a variável profundidade.

Eixos	1	2	3	4	Inércia Total
Valores Próprios	456	.506	.412	.397	3.448
Correlação espécies-Profundidade	.778	.000	.000	.000	
Percentagem cumulativa de variância					
•dos dados das espécies:	13.2	27.9	39.9	51.4	
•da relação espécies-profundidade:	100.0	.0	.0	.0	
Soma de todos os eixos próprios					3.448
Soma de todos os eixos canónicos					.456

Esta variável explica, no total 13,2 % da variância dos dados biológicos. Estes valores representam resultados significativos mas relativamente pouco elevados, pelo que não é possível detectar gradientes com significado.

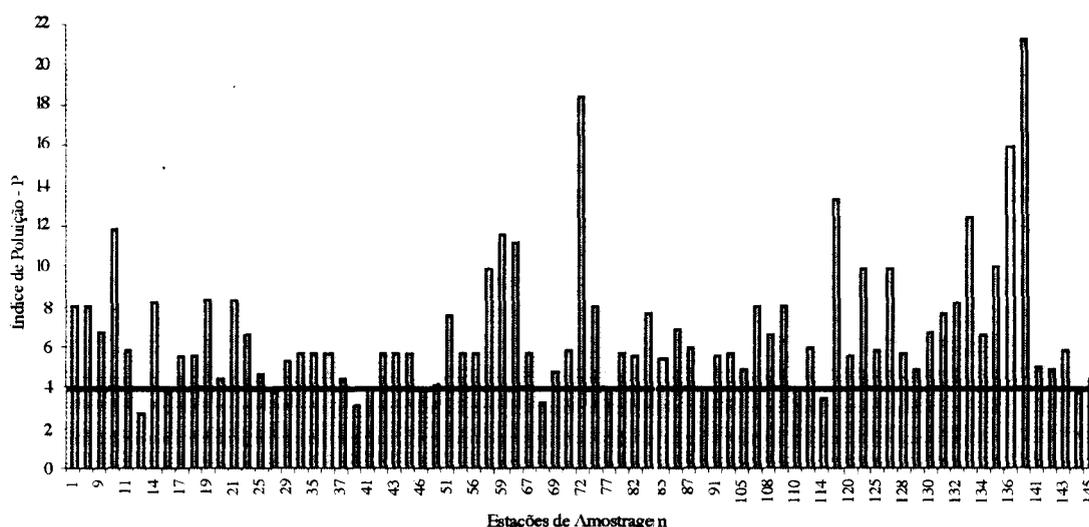
A informação biológica aqui analisada revela uma zona fortemente perturbada, onde os valores de abundância, riqueza específica e biomassa são significativamente baixos, quando comparados com valores de zonas pouco ou não perturbadas do mesmo estuário.

### 5.1.3 Aplicação dos Sistemas de Indicadores e Índices

#### Índice de Poluição – P

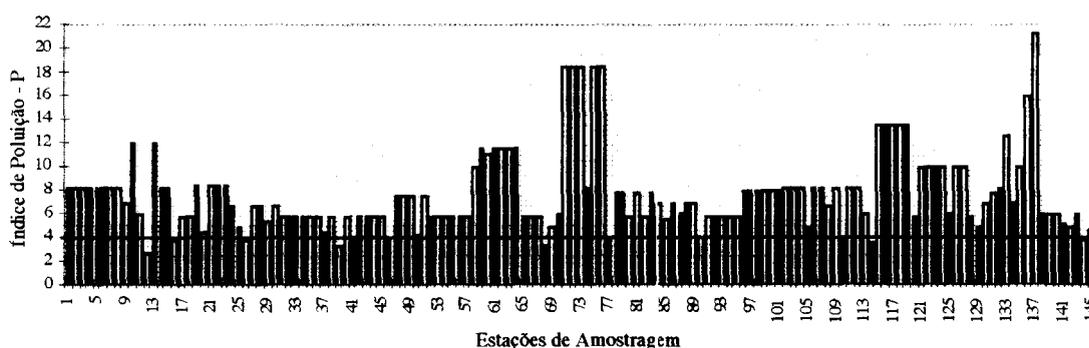
Este índice foi calculado por estação de amostragem e por transecto. A interpretação dos valores obtidos foi efectuada de acordo com uma escala de perturbação ambiental pré-definida (Satsmadjis, 1985). O índice tem por base informação de carácter biológico e físico, e o facto de quase 50 % dos locais se encontrarem desprovidos de fauna, limita os resultados e avaliações finais.

Na Figura 5.9 é apresentado o valor de P para as várias estações com fauna (cf. Tabela A7, Anexo A). Verifica-se que a grande maioria dos locais encontram-se classificados a partir da classe de perturbação *muito forte* (classe D: 4-8).



**Fig. 5.9.** Zona de Intervenção da EXPO'98. Resultados do Índice de Poluição para as estações com fauna. A linha horizontal representa o início da classe de perturbação *muito forte* (classe D: 4-8).

Com o objectivo de obter um diagnóstico mais completo e eventualmente poder identificar padrões de variação longitudinal, atribuiu-se um valor máximo hipotético às estações sem fauna, igual ao valor máximo atingido no transecto, representando assim todas os locais amostrados conforme se apresenta na Figura 5.10. A partir da representação gráfica efectuada não é clara a existência de tendências longitudinais.



**Fig. 5.10.** Zona de Intervenção da EXPO'98. Resultados do Índice de Poluição para todas as estações. A linha horizontal representa o início da classe de perturbação *muito forte* (Classe D: 4-8).

Tendo em vista identificar potenciais padrões de variação espacial, quer longitudinalmente (montante para jusante) quer transversalmente (distância à margem), efectuou-se a representação gráfica da informação para as estações de cada transecto conforme se apresenta na Figura 5.11.

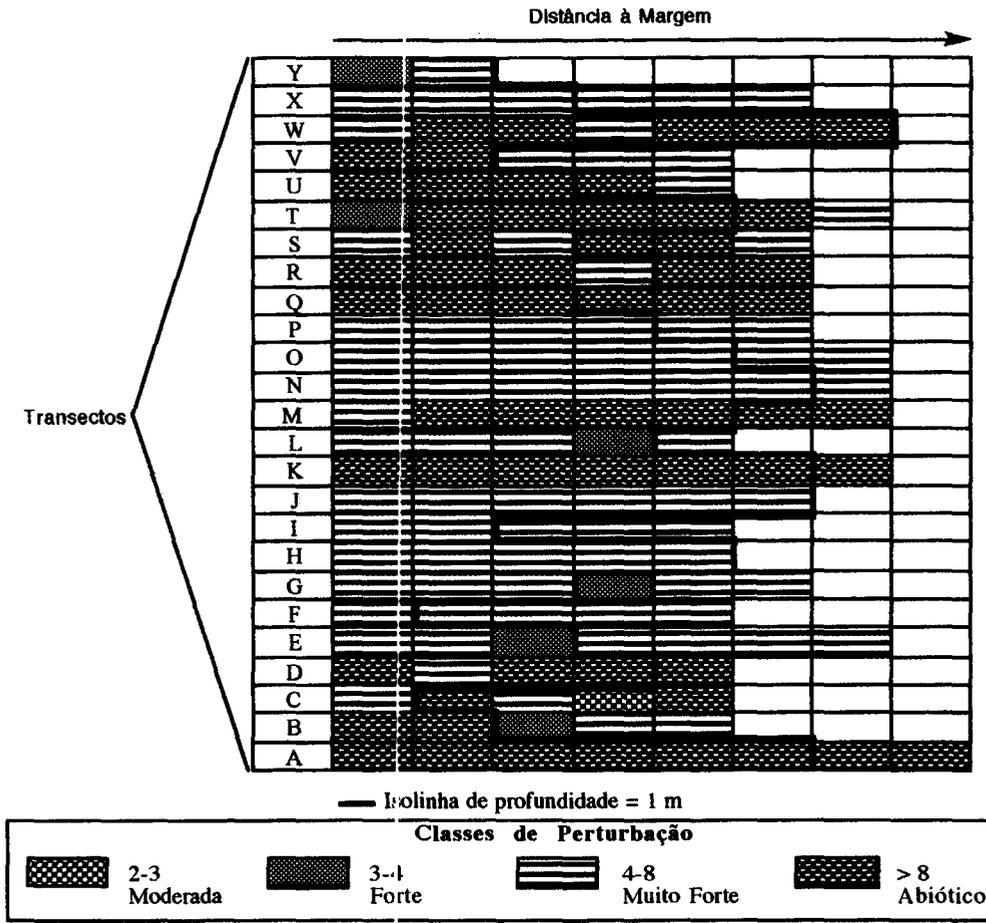


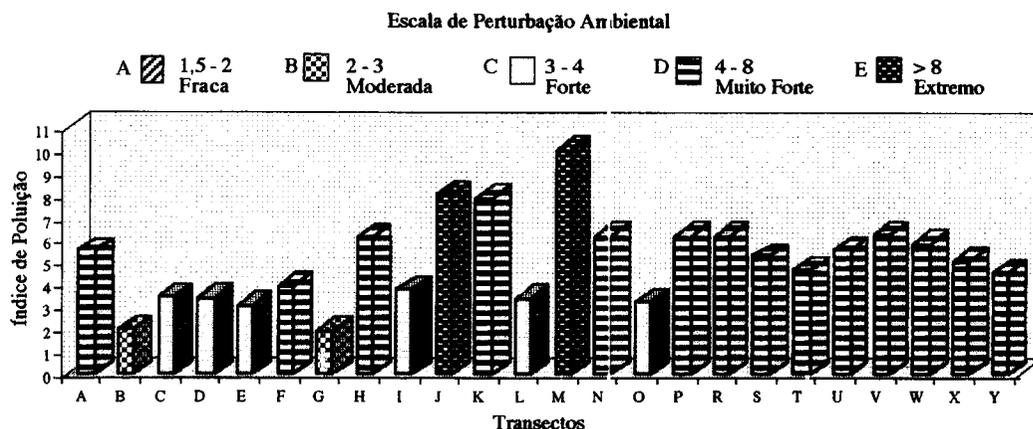
Fig. 5.11. Zona de Intervenção da EXPO'98. Mapeamento esquemático do Índice de Poluição - P - ao longo dos vários transectos. Cada célula representa uma estação de amostragem.

No entanto, como se pode observar não é possível identificar padrões espaciais explícitos em face da predominância das classes de maior perturbação. Para tal contribui também o facto de terem sido estimados valores do índice para as estações sem fauna (valor máximo do transecto).

Com o objectivo de calcular o Índice de Poluição por transecto, considerou-se o valor médio das variáveis físicas (profundidade, silte e areia), para o conjunto das estações que integram cada transecto, o número total de indivíduos e o número total de espécies diferentes presentes no transecto. Assim, obtiveram-se os resultados do índice de poluição por transecto (*cf.* Tabela A8, Anexo A), os quais estão representados nas respectivas classes de qualidade ambiental, correspondendo a diferentes graus de perturbação (Fig. 5.12).

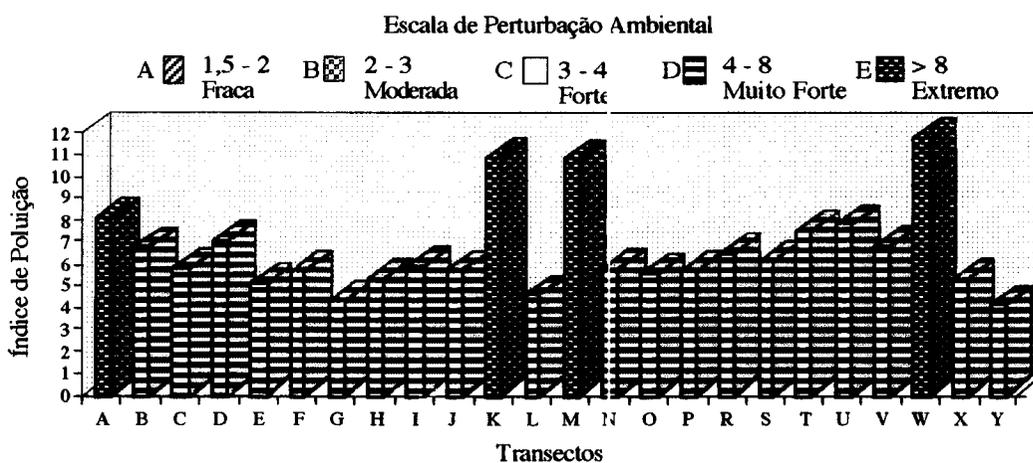
Observa-se que existe uma predominância das classes de maior perturbação (classes C, D e E), em cerca de 92 % dos transectos. Por outro lado as classes menos perturbadas (A e

B) apenas são registadas em alguns dos transectos, nomeadamente a classe B é registada em dois transectos, enquanto que nenhum transecto é integrado na classe A. É de salientar que os transectos menos perturbados estão localizados mais a jusante, logo mais afastados da foz do Rio Trancão.



**Fig. 5.12.** Zona de Intervenção da EXPO'98. Resultados do Índice de Poluição para os transectos com fauna, através da utilização de diferentes classes de perturbação ambiental.

Necessariamente a agregação das estações por transecto permite alguma dissimulação dos valores individuais dos locais, mas por outro lado favorece uma análise mais integrada da zona de estudo. De forma a testar a agregação efectuada para obtenção de resultados por transecto, procedeu-se à agregação seguindo outra via de abordagem. Para tal utilizou-se para cada transecto, a média do índice de poluição das respectivas estações. Tal como se pode observar pela Figura 5.13, esta forma de abordagem é mais coerente com os resultados individuais do índice por local, classificando todos os transectos nas duas classes mais perturbadas.



**Fig. 5.13.** Zona de Intervenção da EXPO'98. Resultados do índice de Poluição (valores médios do índice para as estações de cada transecto) para os transectos com fauna, através da utilização de diferentes classes de perturbação ambiental tal.

O facto de se ter considerado a percentagem de silte correspondente à fracção menor que 0,063 mm (por limitação da informação existente), logo incluindo também a fracção de argila, poderá ter contribuído para alguma sobrevalorização dos resultados absolutos do índice, pois o número teórico de indivíduos ( $i_0$ ) estimado aumenta com a granulometria ( $s'$ ), que por sua vez aumenta com a percentagem de silte ( $t$ ), se a fracção de areia ( $s$ ) for mantida constante. Os valores máximos de  $s'$  são atingidos para teores elevados de areia, o que conduz ao incremento directo do valor de  $i_0$  estimado, que por sua vez leva ao acréscimo do índice.

À semelhança do trabalho efectuado por Maurer & Haydock (1989) procurou-se testar a influência da variável profundidade nos resultados produzidos pelo índice. Esta análise de sensibilidade reveste-se de um interesse acrescido neste caso de estudo, na medida em que se trata de uma zona maioritariamente intertidal, ao contrário de outros casos (Satsmadijs, 1985; Maurer & Haydock, 1989), em que o índice foi aplicado a profundidades mais elevadas. O facto de este índice não ter sido aplicado a sistemas estuarinos, poderá também acarretar algumas limitações na comparação de resultados.

Atribuíram-se valores extremos de profundidade por local, valores máximos constantes de 20 m (cerca de duas vezes a profundidade máxima) e mínimos de 0 e 1 m, com o objectivo de testar a sensibilidade dos resultados do índice à influência desta variável. Considerou-se também a exclusão do factor da profundidade (2,20-0,0166h) e atribuíram-se ainda valores aleatórios de profundidade entre 0 e 130 m e entre 0,2 e 11 m (amplitude do conjunto dos locais de amostragem).

Os resultados obtidos (Tabela 5.5) mostram que esta variável não modifica a classe de degradação atribuída aos locais, não sendo pois determinante para os valores estimados do índice. Os coeficientes de correlação entre os valores do índice calculados com e sem alteração da profundidade ilustram bem esta conclusão. Os coeficientes de variação ao permanecerem iguais demonstram igualmente a constância da dispersão relativa dos resultados para ambas as situações.

Para valores sucessivamente superiores de profundidade (até 130 m), ainda que irrealis para a zona de estudo, os resultados do índice são cada vez mais baixos, mas continuam a apresentar coeficientes de correlação elevados e coeficientes de variação iguais, pelo que apesar do valor absoluto do índice diminuir, em termos relativos continua a representar os mesmos resultados.

A comparação das médias por meio de um teste de  $t$  (Davis, 1986), mostrou que só existem diferenças significativas ( $\alpha=0,05$  e 152 graus de liberdade) entre a média original

e a média calculada para os valores aleatórios de profundidade entre 0 e 129 m e sem o factor da profundidade (2,20-0,0166h).

**Tabela 5.5.** Zona de Intervenção da EXPO'98. Sensibilidade do índice de poluição (P) à variável profundidade (h).

	Valor Médio	Desvio Padrão	Coef. Variação	Amplitude Variação	Coef. Correlação
P	6,86	3,30	0,48	18,65	-
P (h=0 m)	6,90	3,30	0,48	18,61	1
P (h=1 m)	6,87	3,29	0,48	18,54	1
P (h=20 m)	6,36	3,04	0,48	17,15	1
P (sem h)*	4,65	2,22	0,48	12,55	1
P (h aleatório)**	6,76	3,25	0,48	18,38	1
P (h aleatório)++	4,53	2,42	0,53	11,78	0,7

\* Sem o factor da profundidade: (2,20-0,0166h).

\*\* Valor aleatório entre os extremos de profundidade , 0,2 a 11 m.

++Valor Aleatório entre 0 e 129 m.

Procurou-se ainda testar a influência das variáveis número de indivíduos (i) e número de espécies (g) nos resultados do índice. Em relação ao primeiro atribuíram-se valores constantes por local de 11 (resultante do número máximo de espécies num local), 100, 500 e 1000 indivíduos e valores aleatórios entre 11 e 541 (amplitude de abundância para o conjunto dos locais) e entre 11 e 1000 indivíduos; os números de espécies considerados foram os números reais medidos nas amostragens. Os resultados obtidos demonstram uma influência importante desta variável (i) nos resultados do índice, tal como se pode constatar pela Tabela 5.6. Testaram-se os coeficientes de correlação obtidos para um grau de confiança de 95 % ( $\alpha=0,05$ ) e 75 graus de liberdade (Rohlf & Sokal, 1995). Para o valor calculado de 0,26 verifica-se que a correlação é significativamente diferente de zero, enquanto para o coeficiente de correlação igual a 0,24 o teste rejeita a hipótese de ser significativamente diferente de zero.

Os coeficientes de variação são superiores ao índice original e constantes para cada um dos valores testados, o que ilustra que as variações relativas entre cada um dos índices alterados são análogas. Efectuou-se o teste *t* às médias do índice de poluição calculado para os diferentes números de indivíduos testados *versus* o índice não alterado. Os resultados para um nível de significância de 5 % ( $c=0,05$ ) demonstram que é aceite a hipótese das médias serem significativamente diferentes.

Apesar da sensibilidade comprovada do índice a esta variável, a classificação final dos locais por classes de perturbação evidencia pouca influência ao nível da informação transmitida, isto é, as classes de perturbação mais forte continuam a predominar, tal como se pode observar pelos valores médios obtidos (Tabela 5.6).

**Tabela 5.6.** Zona de Intervenção da EXPO'98. Sensibilidade do índice de poluição (P) à variável número de indivíduos (i).

	Valor Médio	Desvio Padrão	Coef. Variação	Amplitude Variação	Coef. Correlação
P	6,86	3,3	0,48	18,65	–
P (i=11)	11,28	5,15	0,55	23,67	0,26
P (i=100)	20,94	11,42	0,55	43,93	0,26
P (i=500)	17,16	9,36	0,55	36,01	0,26
P (i=1000)	13,54	7,39	0,55	28,42	0,26
P (i aleatório)*	19,44	10,85	0,56	43,05	0,26
P (i aleatório)**	17,56	10,47	0,6	44,5	0,24

\* Valor aleatório entre os extremos de abundância, 11 e 541 indivíduos por 0,05 m<sup>2</sup>; o limite mínimo está dependente do número máximo de espécies, 11.

\*\* Valor aleatório entre 11 e 1000 indivíduos.

Em relação ao número de espécies por local testou-se também para diferentes valores, respectivamente 1, 30, 100, 500 e ainda para valores aleatórios entre 1 e 11 espécies (amplitude de riqueza específica) e entre 1 e 500 espécies; para cada um dos valores de espécies testados (com excepção do primeiro o qual foi confrontado com o número real de indivíduos) atribuíram-se números aleatórios de indivíduos respectivamente, entre 30-100, 100-200, 500-1000, 541-1000 e 500-1000 (Tabela 5.7).

Os resultados mostram baixos coeficientes de correlação entre o índice original e o índice alterado, permitindo constatar uma influência elevada desta variável. Testaram-se os coeficientes de correlação para um grau de confiança de 95 % ( $\alpha=0,05$ ) e 75 graus de liberdade. Os coeficientes de correlação, com excepção do valor 0,32, não são aceites como significativamente diferentes de zero. Efectuou-se o teste *t* às médias dos índices de poluição calculados para os diferentes números de espécies atribuídas para a análise de sensibilidade *versus* o índice sem alteração. Para um nível de significância de 5 % ( $\alpha=0,05$ ) e 152 graus de liberdade, verificou-se que apenas para a situação de valores de espécies aleatórios entre 1 e 11 espécies as médias não são significativamente diferentes.

**Tabela 5.7.** Zona de Intervenção da EXPO'98. Sensibilidade do índice de poluição (P) à variável número de espécies (g).

	Valor Médio	Desvio Padrão	Coef. Variação	Amplitude Variação	Coef. Correlação
P	6,86	3,3	0,48	18,65	–
P (g=1)	15,22	9,98	0,66	32,88	0,32
P (g=30)	1,06	0,12	0,11	0,64	0,15
P (g=100)	0,34	0,03	0,09	0,17	0,11
P (g=500)	0,05	0,01	0,12	0,03	0,07
P (g aleatório*)	7,83	6,46	0,83	29,51	-0,08
P (g aleatório**)	0,17	0,21	1,27	1,43	-0,03

\* Valor aleatório entre os extremos de riqueza específica, 1 e 11 espécies.

\*\* Valor aleatório entre 1 e 500 espécies.

É de destacar que esta variável exerce uma influência preponderante na variabilidade das classes de perturbação produzidas pelo índice, conseguindo alterar os resultados de forma

a integrá-los nas classes de menor ou maior perturbação, consoante é feito variar o número de espécies, tal como se pode observar pelos valores médios obtidos .

Determinaram-se as correlações, pelo coeficiente de Spearman, existentes entre o índice de poluição e diferentes variáveis que integram as equações do algoritmo de cálculo deste índice (número de indivíduos e de espécies, % de areia e silte, profundidade, número teórico de indivíduos e de espécies, valor teórico de granulometria, número teórico de espécies num sedimento não poluído para o actual número de indivíduos) e variáveis abióticas que podem estar potencialmente correlacionadas (Eh, pH, MOT). Na Tabela 5.8 apresentam-se os coeficientes de correlação obtidos.

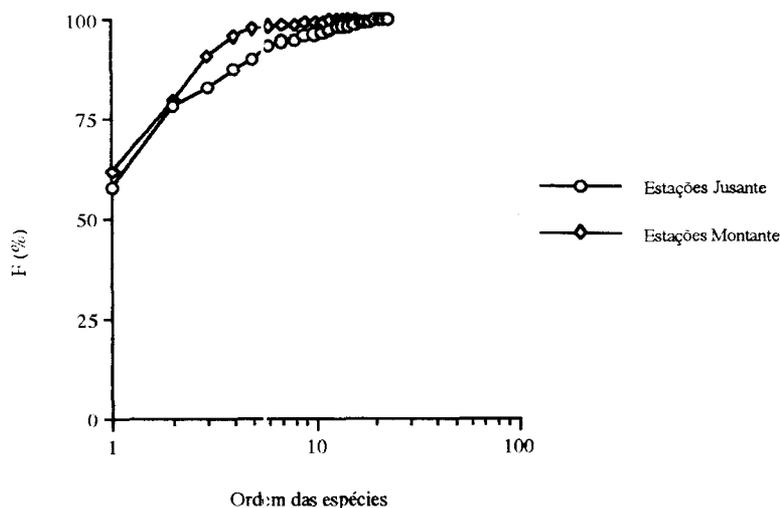
Os resultados evidenciam correlações maioritariamente baixas entre o índice de poluição e as diferentes variáveis analisadas. No entanto, verificam-se correlações significativas entre o índice P e as variáveis granulometria (s'), número de espécies (g), percentagem de silte (t), pH, teor em humidade (A) e matéria orgânica total (MOT).

Tabela 5.8. Matriz de correlação de Spearman entre o índice de poluição (P), variáveis que integram o cálculo do índice (i - número de indivíduos, g - número de espécies, s - fracção de areia, t - fracção de silte, s' - granulometria, io - número teórico de indivíduos, g0 - número teórico de espécies, g' - número teórico de espécies num sedimento não poluído para o actual número de indivíduos, h - profundidade) e variáveis abióticas que não entram no cálculo do índice (pH, Eh, MOT - matéria orgânica total, A - teor de humidade). A sombreado apresentam-se as correlações significativas.

	h	s'	io	go	i	g	g'	P	s	t	pH	Eh	MOT	A
h	1,00													
s'	0,13	1,00												
io	-0,13	0,06	1,00											
go	-0,19	-0,38	0,06	1,00										
i	0,09	0,44	-0,04	-0,07	1,00									
g	-0,04	0,05	-0,18	-0,37	0,14	1,00								
g'	0,05	-0,36	0,06	0,40	-0,25	0,03	1,00							
P	0,13	<b>0,26</b>	-0,12	0,05	-0,22	<b>0,41</b>	0,14	1,00						
s	-0,19	0,08	0,06	-0,51	0,08	0,50	-0,12	0,02	1,00					
t	0,05	0,30	0,09	-0,27	-0,03	0,02	-0,03	<b>0,42</b>	0,10	1,00				
pH	0,16	-0,02	-0,19	-0,01	0,01	-0,54	0,07	<b>0,72</b>	-0,12	-0,07	1,00			
Eh	-0,44	-0,24	0,04	0,27	0,09	-0,31	-0,30	-0,01	-0,01	-0,31	0,01	1,00		
MOT	-0,11	-0,14	0,17	0,10	-0,16	0,05	0,01	<b>0,43</b>	0,07	0,55	-0,23	0,04	1,00	
A	0,51	0,04	-0,39	-0,22	0,13	0,30	0,02	<b>0,32</b>	-0,18	0,03	-0,10	-0,34	0,05	1,00

Quando comparada a avaliação da qualidade ambiental do sistema aquático efectuada no capítulo 5.1.2 com a avaliação resultante da implementação do índice de poluição - P, poder-se-á afirmar que em termos globais as avaliações são coincidentes, revelando o elevado estado de perturbação da área de estudo. Pontualmente, os resultados do índice de poluição revelaram uma predominância de resultados de maior degradação ambiental em estações situadas mais a montante, pelo que se considerou importante testar este diagnóstico face às metodologias aplicadas na avaliação preliminar da informação. Assim,

aplicou-se a curva-K a um grupo de estações situadas mais a jusante (estações 1 a 69) e a um grupo de estações situadas mais a montante (estações 70 a 145) (Fig. 5.14).



**Fig. 5.14.** Zona de Intervenção da EXPO'98. Curva da dominância da abundância para um grupo de estações situadas mais a montante (70 a 145) e outro mais a jusante (1 a 69).

Da curva-K calculada destaca-se a existência de maior perturbação da comunidade bentónica a montante, coincidindo assim com os resultados obtidos pelo índice de poluição. É visível a existência de maior número de espécies na parte terminal da curva das estações de jusante, as espécies menos abundantes, enquanto que na curva de montante verifica-se a existência de menos espécies na parte terminal da curva. A curva de montante mostra que o povoamento é dominado por um conjunto menor de espécies. Assim, existem indícios de maior perturbação nas estações situadas mais a montante.

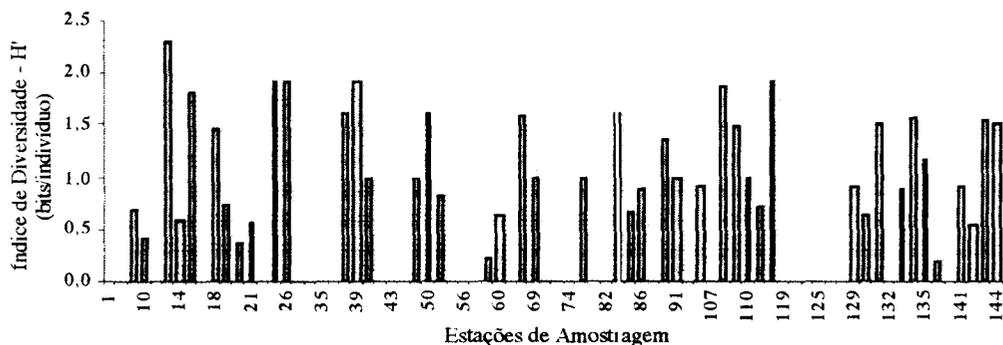
Tal como sublinham Maurer & Haydock (1989) e Maurer *et al.* (1991) há a necessidade de serem recalculadas as constantes empíricas que são integradas no algoritmo de cálculo, uma vez que estas foram estimadas para o Mar Mediterrâneo na Grécia, para que esta metodologia possa ser aplicada com maior rigor em outros locais. Apesar desta potencial limitação, estes autores conseguiram aplicar este índice com sucesso na costa sul da Califórnia (Oceano Pacífico).

Por outro lado em MAFF (1993), ao testarem este índice referem várias limitações na aplicação e análise dos resultados obtidos; sublinham que o índice apresenta pouca sensibilidade para níveis intermédios de poluição, podendo ficar a dever-se à sobestimação dos valores de abundância teóricos quando comparados com os níveis naturais. A equação que estima o número teórico de espécies não tem em conta que para situações de poluição moderada ou fraca a abundância pode aumentar mas o número de espécies pode manter-se constante ou apenas aumentar ligeiramente. Estes autores

sugerem que as expressões utilizadas para estimar o número teórico de espécies e de indivíduos deverão ser novamente equacionadas.

Índice de Diversidade de Shannon-Wiener - H'

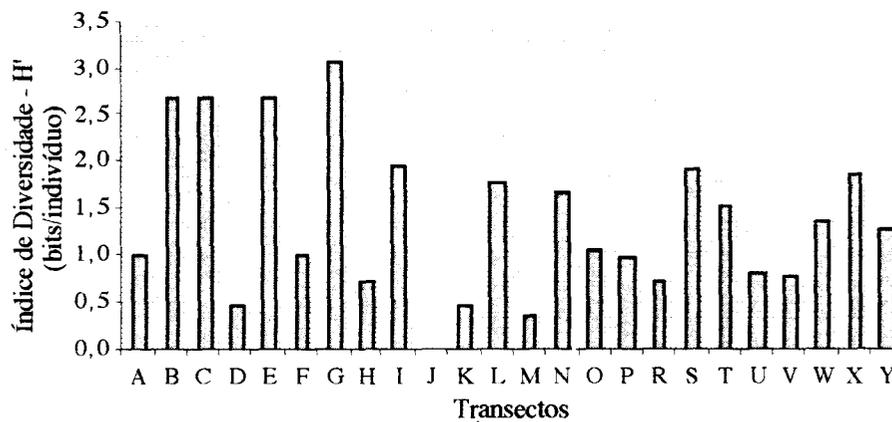
A partir dos dados originais de abundância de indivíduos e riqueza de espécies por local de amostragem calculou-se o índice de diversidade para cada estação de amostragem (cf. Tabela A9, Anexo A). A Figura 5.15 ilustra os resultados obtidos.



**Fig. 5.15.** Zona de Intervenção da EXPO'98. Resultados do índice de Diversidade - H' para as estações com fauna.

Observam-se variações acentuadas da diversidade nos locais de amostragem. Este índice variou entre 0 bits/indivíduo, nos locais apenas com uma espécie, e 2,29 bits/indivíduo na estação 12, localizada a jusante da Doca dos Olivais.

O índice de diversidade foi também determinado para cada transecto, em relação à amostra composta (cf. Tabela A10, Anexo A). Os resultados são ilustrados na Figura 5.16, notando-se, no geral, valores mais elevados de diversidade nos transectos localizados a jusante (transectos B, C, E e G).



**Fig. 5.16.** Zona de Intervenção da EXPO'98. Resultados do índice de Diversidade - H' para os transectos.

Pela análise estatística, comprova-se a correlação significativa (para  $\alpha=0,05$  e 76 graus de liberdade) existente entre  $H'$  e as três variáveis analisadas, número de indivíduos, número de espécies e índice de poluição - P (Tabela 5.9). Salientam-se convergências entre  $H'$  e P, nomeadamente o facto de ser o local 12 que apresenta simultaneamente o valor mais elevado de  $H'$  e o valor mais baixo de P.

**Tabela 5.9.** Zona de Intervenção da EXPO'98. Coeficientes de correlação de Spearman entre o índice de diversidade de Shannon-Wiener -  $H'$  e o número de indivíduos, número de espécies e o índice de poluição.

	Número de indivíduos	Número de espécies	Índice de Poluição - P
$H'$	0,64	0,90	- 0,46

Determinaram-se ainda os coeficientes de correlação de Spearman existentes entre o índice de diversidade  $H'$  e vários descritores abióticos do sedimento. Da análise da matriz de correlação é de destacar a existência de um coeficiente de correlação significativo, ainda que baixo, entre  $H'$  e MOT, para um nível de significância de 0,05 e 76 graus de liberdade (Tabela 5.10).

**Tabela 5.10.** Zona de Intervenção da EXPO'98. Matriz de correlação de Spearman entre descritores abióticos do sedimento (s - areia,, t - finos pH, Eh, MOT - matéria orgânica total, A - teor de humidade e Prof - profundidade) e  $H'$  - índice de diversidade.

	$H'$	s	t	pH	Eh	MOT	A	Prof
$H'$	1.000	.	.	.	.	.	.	.
s	0.174	1.000	.	.	.	.	.	.
t	-0.197	-0.924	1.000	.	.	.	.	.
pH	0.126	0.405	-0.446	1.000	.	.	.	.
Eh	-0.148	0.043	-0.046	0.016	1.000	.	.	.
MOT	-0.274	-0.200	0.217	-0.041	0.216	1.000	.	.
A	-0.054	-0.301	0.257	0.036	0.008	0.023	1.000	.
Prof	0.090	0.134	-0.099	-0.100	-0.189	0.012	0.015	1.000

Relativamente à análise efectuada no capítulo 5.1.2, onde é avaliada a qualidade ambiental do sistema aquático sem recorrer a indicadores e índices, verifica-se que os resultados de  $H'$  são coincidentes com os obtidos pela análise das variáveis biológicas primárias, espelhando os baixos valores de diversidade específica associados aos locais de estudo.

### Índice de Qualidade Biológica – BQI

Este índice afecta a cada categoria identificada (categoria A, B e C, respectivamente abiótica, alterada e estável) a dimensão da área correspondente. A implementação aqui efectuada foi realizada a partir da classificação de cada estação de amostragem, considerando um espaçamento constante entre estações e transectos. Assim, atribuiu-se a cada estação uma fracção da área total abrangida pelas 145 estações, isto é a cada estação fez-se corresponder 0,69 % da área total.

Assim, procedeu-se à classificação dos vários locais de amostragem numa das três categorias acima descritas. A classificação nestas categorias (A, B, C) envolve a utilização do conceito de espécies indicadoras, pelo que é crucial a utilização de trabalhos de referência sobre potenciais espécies indicadoras em sistemas estuarinos ou costeiros (e.g. Pearson & Ronsenberg, 1978; Hily *et al.*, 1986).

Partindo do pressuposto que todos os locais sem fauna e os locais com um indivíduo e/ou presença de uma única espécie, enquadram-se na categoria A, à partida 100 locais, cerca de dois terços encontravam-se nestas condições. Desta forma, mesmo assumindo a subjectividade associada à classificação dos restantes locais na categoria B ou C, na hipótese mais optimista teríamos 45 locais classificados na categoria C contra 100 locais classificados na categoria A.

Do processo de atribuição das três categorias aos vários locais é notório o peso maioritário assumido pela categoria A, ilustrando assim um cenário dominado por uma classe que espelha elevada degradação ambiental (Fig. 5.17).

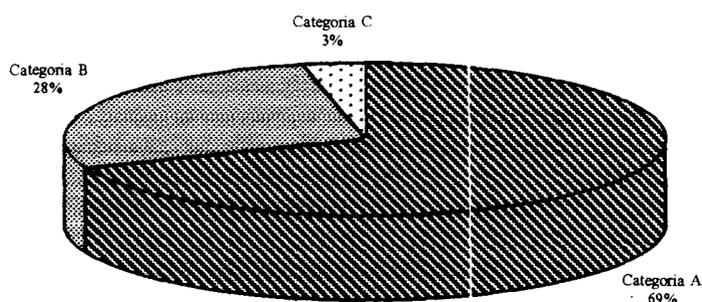


Fig. 5.17. Zona de Intervenção da EXPO'98. Distribuição pelas três categorias de qualidade biológica A (abiótica), B (alterada) e C (estável).

Da aplicação do algoritmo de cálculo do BQI resulta o valor de 0,22 (numa escala de 0,1 a 10), que de forma clara atribui à zona de estudo uma classificação que revela elevada perturbação do sistema biológico.

Apesar dos resultados globais serem concordantes com a avaliação da qualidade ambiental sem a utilização de indicadores e índices, efectuada no capítulo 5.1.2, será de salientar que este tipo de abordagem tem algumas limitações, nomeadamente em relação à eventual subjectividade inerente ao processo de classificação numa das três classes. Outra das limitações associadas à aplicação deste índice está relacionada com o facto de que no presente caso de estudo a área em análise diz respeito apenas a uma pequena fracção do estuário, o que acarreta uma limitação acrescida. Este método está especialmente direccionado para aplicações ao conjunto do sistema estuarino, disponibilizando uma

macro-avaliação, tal como demonstram as várias aplicações até agora realizadas na Irlanda e em França (*e.g.* Wilson & Jeffrey, 1987; Wilson & Elkaim, 1991).

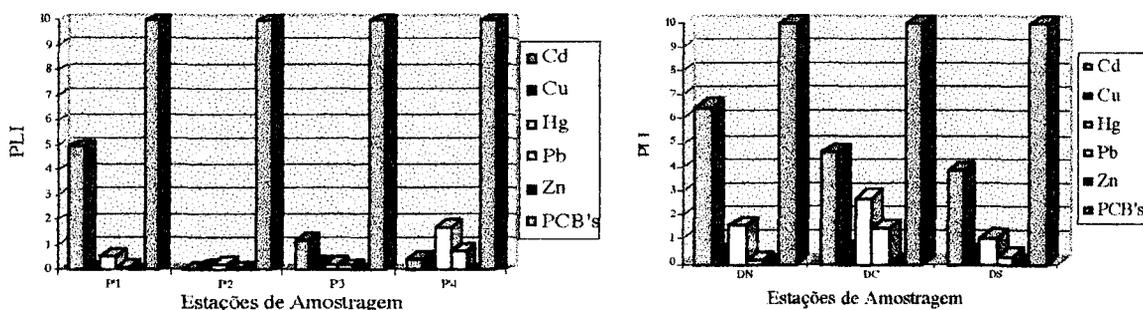
### Índice de Carga Poluente – PLI

A partir das concentrações médias de cada contaminante analisado no sedimento, por local de amostragem, procedeu-se à implementação do índice de carga poluente - PLI. Assim, e de acordo com os resultados obtidos (*cf.* Tabelas A11 e A12, Anexo A) em primeiro lugar foi calculado o valor de PLI por contaminante ao longo dos diferentes locais (subíndices), que depois foram agregados no PLI por local e por último no PLI da zona de estudo (conforme descrição do índice, capítulo 3.2).

Os valores atribuídos às constantes necessárias à implementação do índice, nomeadamente, concentrações correspondentes à linha base ou de referência (B) e concentrações limiares de degradação ambiental (T), foram as apresentadas por Wilson & Jeffrey (1987) (*cf.* Tabela A13, Anexo A). Esta informação foi derivada para estuários Irlandeses onde foram detectadas associações entre concentrações de contaminantes e alterações das comunidades biológicas. Um dos pressupostos base de aplicação deste índice (e do anterior - BQI) é de que a amostragem deve ser efectuada de forma a definir zonas baseadas na fácies sedimentar; tal pressuposto é assegurado pela predominância da fracção fina na área analisada.

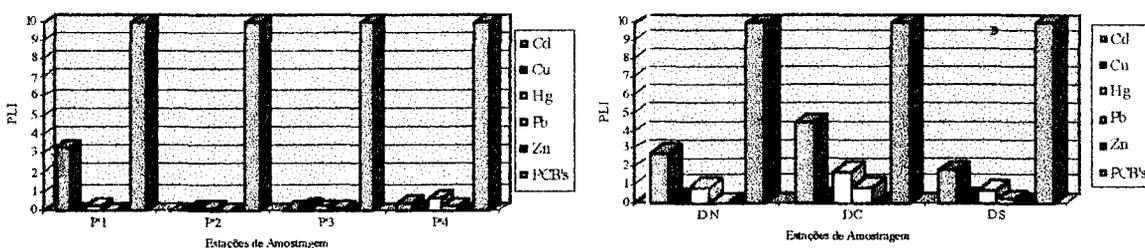
Tal como se pode observar pela Figura 5.18 os valores do índice PLI para cada contaminante ao longo das diferentes estações P' (localizadas na banquetta de lodos marginal na frente ribeirinha da EXPO'98), ilustram maioritariamente valores baixos (entre 0-1), com excepção dos PCB's em todas as estações e do Cd na estação P'1. O mercúrio e o cádmio conseguem ultrapassar a magnitude 1, respectivamente nas estações P'3 e P'4. Segundo a escala de qualidade deste índice, este comportamento traduzido por magnitudes próximas de zero revela níveis relativamente elevados de contaminação, em oposição às magnitudes de 10 que revelam fraca contaminação. Os valores de PLI inferiores a 1 significam que a concentração do contaminante excedeu o limite de degradação ambiental (T), isto é, a partir do qual podem surgir alterações ou perturbações inaceitáveis na qualidade ambiental do sistema aquático.

Em relação às estações de amostragem localizadas no interior da Doca dos Olivais (DN, DC, DS) obtiveram-se resultados para o PLI associado a cada contaminante que salientam um panorama de menor contaminação em relação a alguns dos metais, nomeadamente Cd, Hg, e Pb, quando comparados com as estações P'. Novamente, apenas os níveis de PCB's revelam de forma destacada fraca contaminação; o cádmio espelha indícios de menor contaminação.



**Fig. 5.18.** Zona de Intervenção da EXPO'98. Variação do índice de carga poluente - PLI por contaminante ao longo das diferentes estações de amostragem P' 1, P' 2, P' 3 e P' 4 e na Doca dos Olivais (DN, DC, DS).

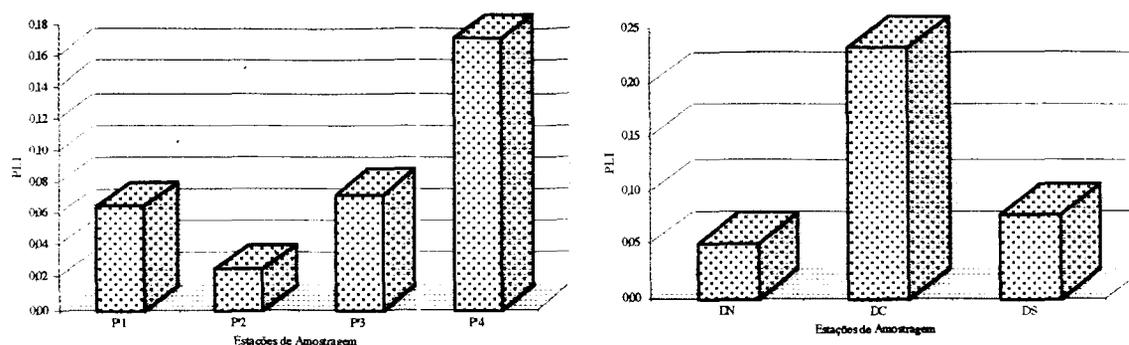
Ao efectuar o cálculo dos subíndices PLI por contaminante para as concentrações máximas observadas (*cf.* Tabela A14 e A15, Anexo A), verifica-se que para as estações P' os valores obtidos situam-se todos abaixo de 1, com excepção do Cd na estação P' 1 e PCB's em todas as estações, tal como se pode verificar pela Figura 5.19. Em relação às estações localizadas na doca, verifica-se que com excepção dos resultados obtidos para o Cd e PCB's em todos os locais e Hg na estação DC, todos os restantes contaminantes encontram-se abaixo de PLI igual a 1.



**Fig. 5.19.** Zona de Intervenção da EXPO'98. Variação do índice de carga poluente - PLI por contaminante (a partir das concentrações máximas) ao longo das diferentes estações de amostragem P' e na Doca dos Olivais (DN, DC, DS).

Da agregação efectuada dos diferentes contaminantes resulta um valor de PLI por local, que como se pode verificar pela Figura 5.20 evidencia uma contaminação elevada generalizada, traduzida por magnitudes inferiores de PLI (maior contaminação) nas estações mais próximas da Doca dos Olivais (P' 1 e P' 2), e em especial na estação P' 2 que se situa aproximadamente em frente da doca. Relativamente às estações no interior da Doca dos Olivais existe uma contaminação global acentuada.

Por último obtiveram-se os PLI da área de estudo total, 0,067 e 0,096, respectivamente para a frente ribeirinha da EXPO'98 (estações P' localizadas na banquetta de lodos marginal) e Doca do Olivais, resultado da agregação dos diferentes PLI por local.



**Fig. 5.20.** Zona de Intervenção da EXPO'98. Variação do índice de carga poluente - PLI ao longo das diferentes estações de amostragem P'1, P'2, P'3, e P'4 e na Doca dos Olivais (DN, DC, DS).

O método de agregação dos subíndices PLI por contaminante e por local é a média geométrica simples, que face a outros métodos de agregação, a média geométrica (simples e ponderada) apresenta vantagens já demonstradas e sublinhadas por vários autores (*e.g.* Ott, 1978).

No entanto, com objectivo de testar a agregação efectuada testaram-se outros métodos de agregação de forma a avaliar eventuais perdas de informação face à simplificação matemática efectuada. Assim, compararam-se os resultados da agregação inicial pelo método da média geométrica simples com outros dois métodos de agregação, passíveis de serem aplicados no contexto deste estudo: média aritmética simples e subíndice mínimo (Tabela 5.11).

**Tabela 5.11.** Zona de Intervenção da EXPO'98. Valores do índice PLI para as estações de amostragem P'1, P'2, P'3 e P'4, utilizando diferentes métodos de agregação.

Métodos de Agregação	Estações de Amostragem			
	P'1	P'2	P'3	P'4
Média Geométrica Simples	0,06	0,02	0,07	0,17
Média Aritmética Simples	1,97	1,77	2,00	2,25
Subíndice Mínimo	1,85E-07	7,50E-08	7,72E-07	8,10E-06

Os resultados da comparação entre os diferentes métodos de agregação revelam que todos os métodos apresentam sensivelmente o mesmo padrão de variação relativa entre locais, destacando-se o método de agregação por média aritmética simples pelos valores mais elevados do índice, "mascarando" um pouco mais os resultados individuais dos subíndices por contaminante, que predominantemente apresentam valores de PLI menores que 1.

Os resultados do PLI estão maioritariamente de acordo com a análise efectuada aquando da avaliação preliminar dos dados (capítulo 5.1.2), nomeadamente em relação a serem as estações P'1 e P'2 as mais contaminadas. É no entanto de salientar que a resposta dada por este índice quanto ao grau de contaminação, está estritamente dependente dos valores

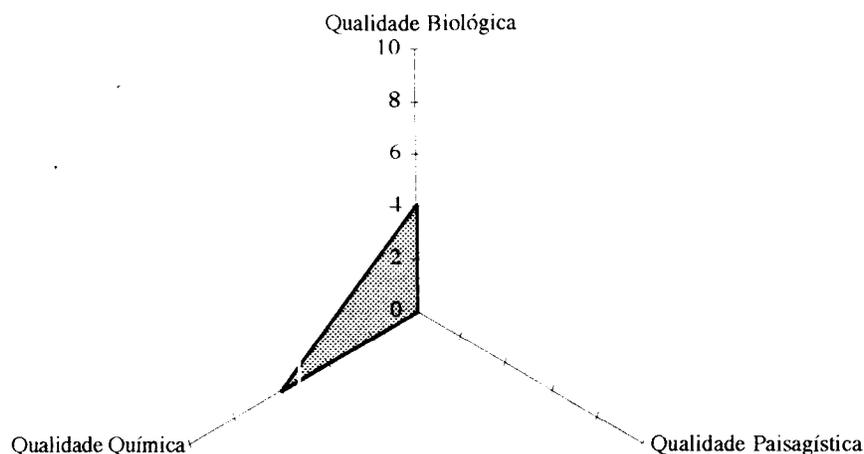
de referência e limites de degradação ambiental considerados, pelo que idealmente deverão ser utilizados dados especificamente associados ao sistema costeiro a ser avaliado. Necessariamente que se os objectivos do estudo não impuserem avaliações de cariz absoluto, mas sim favorecerem comparações relativas (*e.g.* comparações de locais ou sistemas costeiros análogos) este tipo de limitação assume menor importância.

#### Sistema de classificação de águas estuarinas e costeiras (UKNWC)

Implementou-se o sistema de classificação de águas estuarinas e costeiras (UKNWC) à área de estudo, tendo no entanto presente que existiam várias limitações à partida. Parte da informação necessária à completa aplicação deste método não é conhecida, dada a quase total inexistência de estudos sobre a presença de contaminantes no biota no sistema aquático associado a esta zona do estuário (M. Helena Costa, comunicação pessoal); constitui disto excepção a determinação de mercúrio em macroalgas por Ferreira (1989), e na ictiofauna por Lima *et al.* (1982) *vide* Ferreira (1989), nas proximidades da área de estudo.

De acordo com o valor obtido (10 pontos) pela agregação dos pontos atribuídos a cada uma das componentes ambientais avaliadas (biológica, paisagística e química), a área em análise fica classificada na classe C - fraca qualidade, não atingindo no entanto a classe D, a correspondente à pior qualidade. Por não se conhecerem com o pormenor desejado algumas das variáveis em jogo, a avaliação efectuada possui um grau de incerteza considerável, pelo que os resultados obtidos deverão ser interpretados à luz de um carácter exemplificativo do método.

Os pontos atribuídos foram distribuídos da seguinte forma (de acordo com a descrição do método no capítulo 3.2): • *Qualidade biológica* - (a) 2 pontos; (b) 0 pontos; (c) 0 pontos; (d) 2 pontos - considerou-se 50 % de pontuação total, uma vez que não existe informação disponível; • *Qualidade paisagística* - escolha da alínea (d) que corresponde a zero pontos; • *Qualidade Química* - 6 pontos. A distribuição da pontuação encontra-se representada na Figura 5.21, onde é possível observar de imediato que a área preenchida é muito pequena, face ao máximo de qualidade possível, que é representada por um triângulo com 10 pontos em cada um dos eixos. Os pontos atribuídos a cada uma das componentes ambientais tiveram por base informação relativa a vários trabalhos realizados sobre a zona de estudo, de que se destacam por exemplo Silva (1993b), Costa *et al.*, (1995) e HIDROPROJECTO/IPA (1995a; 1995b).



**Fig. 5.21.** Zona de Intervenção da EXPO'98. Contribuição de cada componente ambiental (biológica paisagística e química) para a avaliação da qualidade ambiental através do sistema de classificação de águas estuarinas e costeiras (UKNWC).

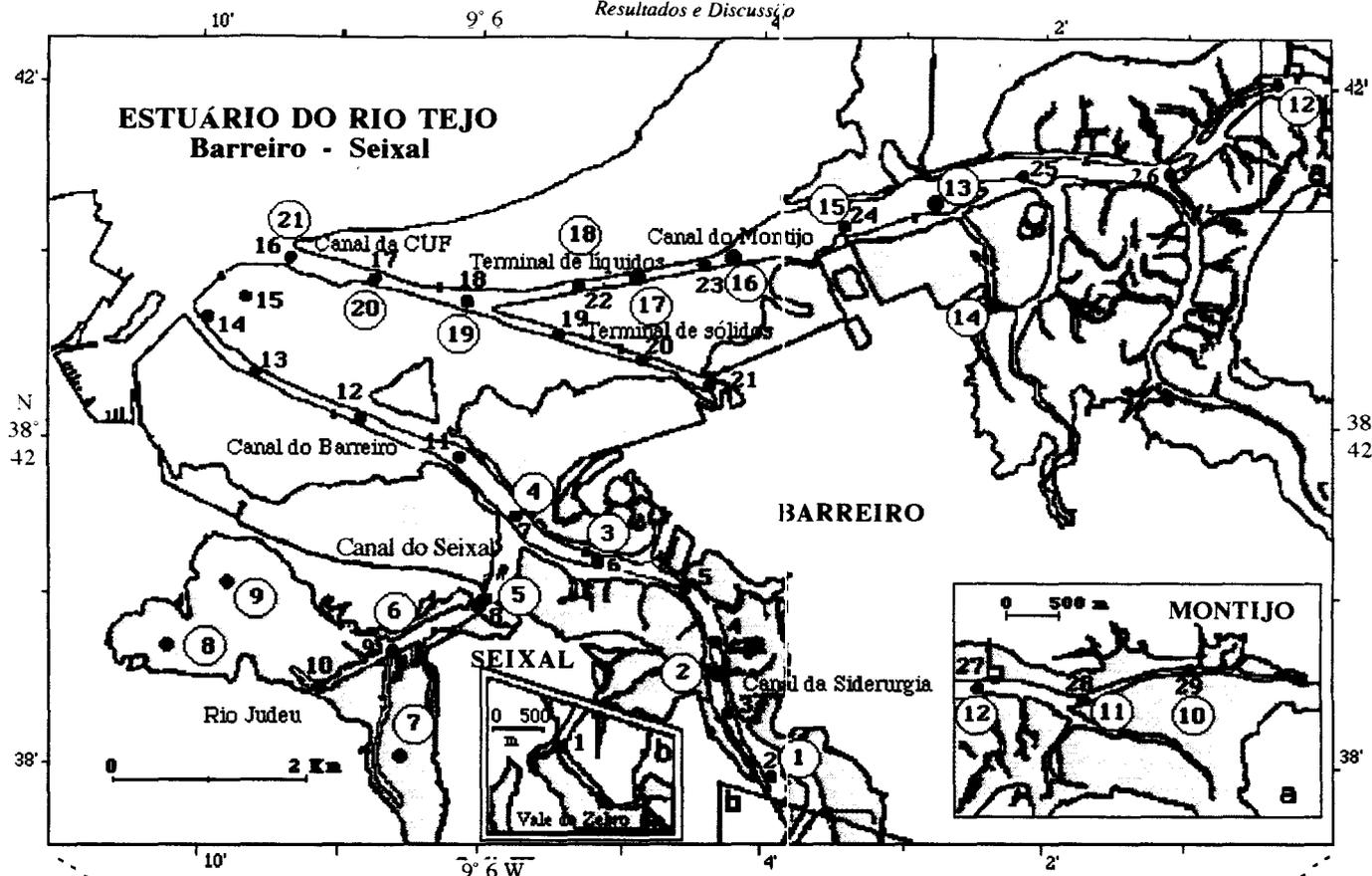
Tal como é referido por outros autores (Wilson & Jeffrey, 1987; Wilson, 1988), este método por ser baseado em indicadores que assumem maior importância em sistemas dulçaquícolas, mostra-se globalmente pouco apropriado em sistemas marinhos, conduzindo a avaliações demasiado optimistas, em parte por não incluir indicadores de contaminação. Concretamente neste caso de estudo, apesar do resultado obtido por este método mostrar fraca qualidade ambiental, a avaliação é algo optimista quando comparada com a análise preliminar efectuada aos dados base, bem como pelos outros métodos baseados em índices e indicadores, aqui aplicados. São atingidos 6 pontos na componente ambiental *Qualidade Química* (para um máximo possível de 10 pontos), o que evidencia a deficiente análise produzida por este método, pois apenas considera a variável oxigénio dissolvido, omitindo a presença de contaminantes.

## 5.2 Caso de Estudo II - Complexo Industrial do Barreiro-Seixal

### 5.2.1 Caracterização Genérica

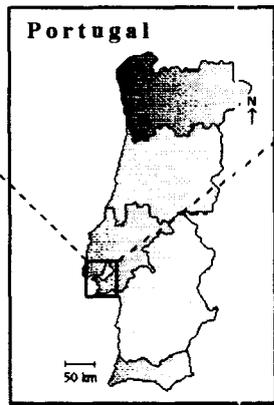
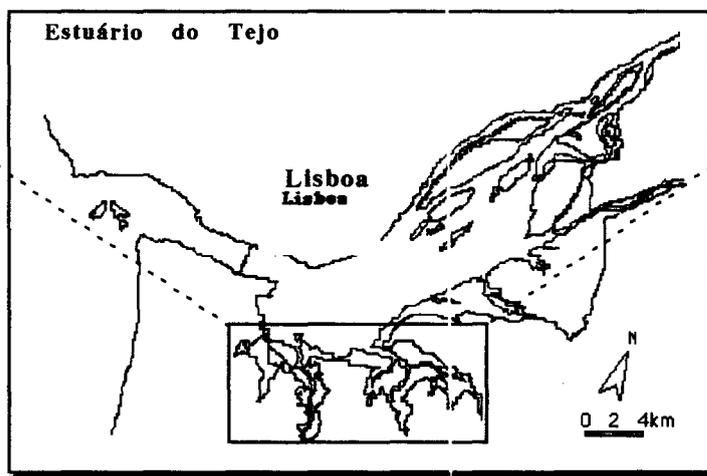
#### Área de estudo e definição da fronteira de análise

A área de estudo está contida no Estuário do Tejo, que foi brevemente caracterizado no caso de estudo I. Especificamente em relação à área restrita de análise deste caso de estudo, esta encontra-se integrada na região estuarina do Barreiro, Seixal e Montijo, situados na margem esquerda do estuário. As fronteiras de análise estão situadas nas zonas mais a jusante do Canal da CUF e Canal do Barreiro e pelas zonas mais a montante do Canal da Siderurgia (Vale do Zebro), Canal do Montijo e Rio Judeu (Fig. 5.22).



Fonte: Quintino & Rodrigues (1994) e Costa *et al.* (1991)

Legenda:  
 Locais de amostragem  
 n° - Sedimento  
 n° - Água



Fonte: cnig

**Fig. 5.22.** Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Localização da área de estudo e locais de amostragem (Elaborado com base em Quintino & Rodrigues, 1994 e Costa *et al.*, 1991).

### *Natureza do projecto e tipo de perturbação ambiental*

Parte da zona de estudo está condicionada pela proximidade de unidades industriais, em especial o Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Além da contaminação de origem industrial existem também outras fontes pontuais de contaminação provenientes da proximidade de grandes aglomerados urbanos, nomeadamente Barreiro, Seixal, Montijo e Almada. A poluição difusa é outro dos factores de perturbação a ter em conta, por exemplo através das escorrências provenientes das áreas urbanas e agrícolas. Constituem ainda pontos de destaque como elementos geradores de perturbação ambiental, as actividades portuárias e a indústria naval existente nas proximidades.

### *Usos potencialmente afectados*

#### *Água*

Os principais usos potenciais das águas costeiras abrangidas nesta área de estudo são os seguintes: (i) avaliação da qualidade ambiental – suporte da vida aquática e do seu habitat; (ii) utilização recreativa; (iii) produção aquática; (iv) aspectos paisagísticos/estéticos; (v) transporte e (vi) abastecimento industrial.

#### *Sedimento*

Os principais usos potenciais do sedimento associado a este sistema aquático são múltiplos, destacando-se os seguintes: (i) aquacultura; (ii) pesca; (iii) saúde pública; (iv) reabastecimento de sedimento às praias; (v) utilização como material de construção; (vi) formação ou recuperação de bancos intertidais; (vii) qualidade ambiental e correspondente suporte da vida aquática e do seu habitat.

Na Figura 5.23 resume-se a identificação das principais fontes de poluição, respectivos tipos de emissões e os principais usos potenciais para a água e sedimento.

### *Normas de qualidade*

As normas nacionais aplicáveis a este sistema aquático são as mesmas que são mencionadas aquando da descrição do caso de estudo I (capítulo 5.1.1).

Principais factores fisiográficos e hidrográficos

Com base nos resultados do modelo hidrodinâmico bidimensional para o Estuário do Tejo, apresentados por Neves & Rodrigues (1994), ainda que seja uma análise à escala de todo o sistema estuarino, é possível verificar que, quer em situação de preia-mar, quer em situação de baixa-mar, o escoamento da massa de água é caracterizado por velocidades maioritariamente baixas. Em especial as zonas localizadas mais a montante são marcadas por velocidades residuais (resultante da soma vectorial das componentes da velocidade ao longo ciclo de maré em cada ponto do estuário) reduzidas.

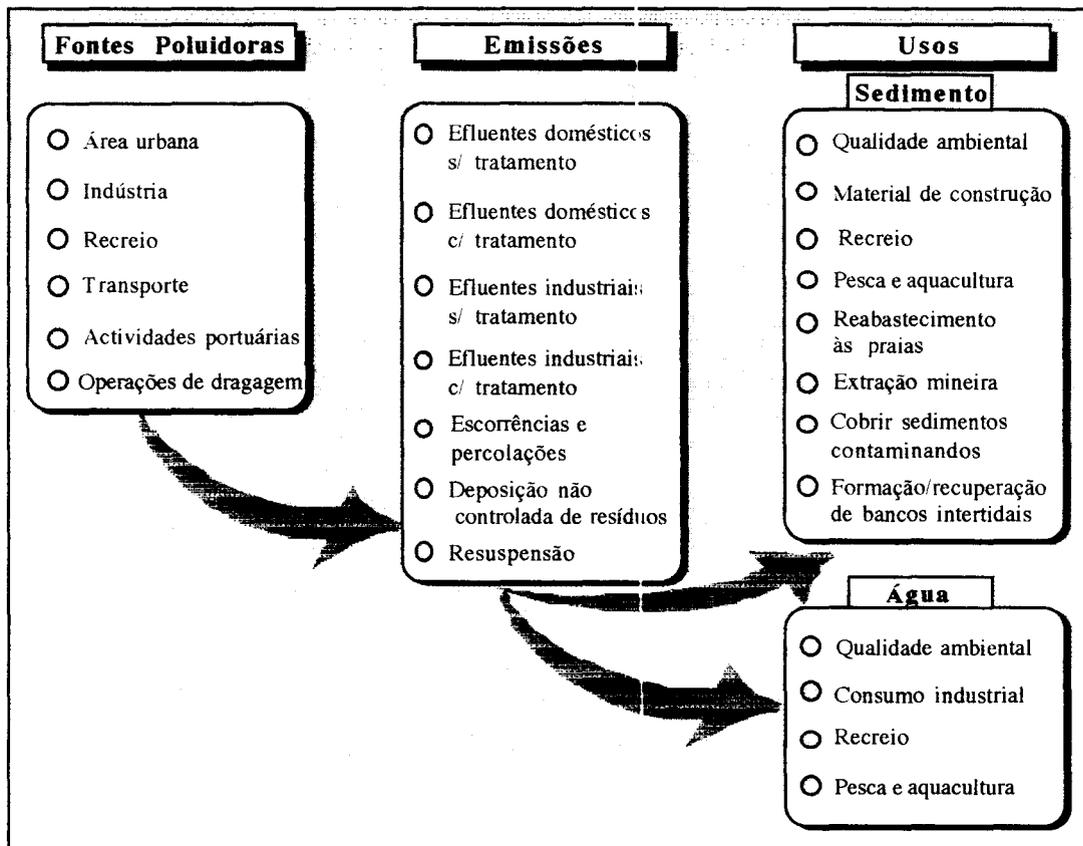


Fig. 5.23. Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Principais fontes poluidoras, respectivas emissões e usos potencialmente afectados.

**5.2.2 Análise dos Dados**

Seguindo o mesmo procedimento metodológico aplicado no caso de estudo I, efectuou-se a avaliação preliminar da qualidade ambiental do sistema aquático em estudo, isto é, sem recorrer a sistemas de indicadores e índices. Para tal utilizaram-se especialmente os dados que são directamente necessários à implementação dos sistemas de indicadores e índices, bem como informação não especificamente utilizada, mas essencial para esta análise. Após esta avaliação preliminar fica garantida a possibilidade de comparar e testar os resultados da aplicação dos índices e indicadores com esta análise.

### **(a) Caracterização físico-química dos sedimentos**

Os dados relativos à caracterização físico-química do sedimento superficial referem-se à amostragem realizada em 29 locais, distribuídos espacialmente pelo Canal da CUF, Canal do Montijo, Canal da Siderurgia, Canal do Seixal e Rio Judeu (Fig. 5.22). Segundo Quintino & Rodrigues (1994), no local de amostragem 14 cujo sedimento superficial apresenta apenas fracção biogénica (restos de conchas de bivalves), não foram determinados parâmetros sedimentares, nem de macrofauna bentónica.

#### *Parâmetros de caracterização base*

A caracterização abiótica dos sedimentos superficiais teve por base a análise de vários parâmetros, nomeadamente temperatura do sedimento (medida a -4 cm), pH, potencial redox (Eh) (medido a -4 cm), matéria orgânica total (MOT) e granulometria (percentagem da fracção de finos, areia e cascalho) (*cf.* Tabela C1, Anexo C). Foram ainda efectuadas colheitas de água junto ao fundo, com o objectivo de determinar o oxigénio dissolvido.

O estudo da granulometria dos sedimentos superficiais da área de estudo revelou que os sedimentos são essencialmente vasosos, apresentando na globalidade teores relativamente elevados de finos. Segundo Quintino & Rodrigues (1994) é possível identificar um padrão espacial onde os finos aumentam de jusante para montante. Nas estações 8 e 28 o teor de finos é reduzido, 0,13 e 3,75 %, respectivamente, apresentado teores elevados de areia e cascalho.

Os valores de pH variaram entre 6,5 e 7,6, apresentando na maioria das estações valores entre 7,3 e 7,6 (em 18 dos locais de amostragem). Apenas numa estação de amostragem registou-se um valor inferior a 7,0, na estação de amostragem 29, o local mais a montante do Canal do Montijo. Registaram-se dois valores de 7,1 e um valor de 7,0 em estações mais a montante do Rio Judeu (estações 9 e 10) e Canal da CUF, respectivamente.

A temperatura do sedimento oscilou entre 18 e 21 °C e apresentou como valor mais frequente a temperatura de 20 °C, em 16 estações. O valor mais baixo foi registado em quatro locais de amostragem (estações 13, 15, 16 e 17), localizados numa das zona mais a jusante da área de estudo. O valor máximo de temperatura foi medido na estação 1, localizada no Vale do Zebro, a montante

Os valores de Eh revelaram valores sempre positivos, ainda que pouco elevados em grande parte dos locais de amostragem. O intervalo de variação foi entre um valor mínimo de 21 mV, registado na estação 18 (Canal da CUF), e um valor máximo de 371 mV, registado na estação 25 (Canal do Montijo).

Os teores de matéria orgânica total (MOT) evidenciam um cenário marcado por valores elevados deste descritor num grupo considerável de estações de amostragem, atingindo um máximo de 13,13 % na estação 18, que também apresentou o valor mais baixo de Eh. Os valores mínimos foram de 0,76 e 0,93 nas estações 8 e 28, respectivamente; estes valores reduzidos de MOT coincidem com valores reduzidos de finos e com valores elevados de Eh, em especial na estação 8 (351 mV). Quintino & Rodrigues (1994) sublinham a existência de uma tendência espacial traduzida por um enriquecimento em MOT segundo um eixo jusante-montante.

Os teores de oxigénio dissolvido medidos junto ao fundo variaram entre 5,34 e 8,34 mg l<sup>-1</sup>, verificando-se que apenas nas estações de amostragem 1 e 29 ocorreram valores inferiores a 6 mg l<sup>-1</sup>. A maioria das estações apresentou valores da ordem de 7-8 mg l<sup>-1</sup>.

### Contaminantes

No âmbito desta campanha de amostragem não existe informação disponível sobre a presença de contaminantes no sedimento. No entanto, com o objectivo de obter um panorama genérico sobre a zona de estudo, mesmo sabendo das limitações associadas, por um lado, à localização espacial e à área abrangida pelas estações de amostragem, e por outro, às diferenças temporais, optou-se por efectuar esta análise. Com base em informação disponível sobre uma parte da área de estudo, da autoria de Vale (1986), realizou-se esta avaliação parcelar sobre a presença de contaminantes no sedimento.

Seleccionaram-se cinco estações de amostragem (68, 69, 70, 71 e 72) integradas numa das partes da área de estudo, Canal da CUF; os contaminantes seleccionados para efectuar esta avaliação foram os metais pesados Zn, Cu, Cr, Pb e Cd (*cf.* Tabela C2, Anexo C).

A análise das concentrações dos vários metais revela níveis significativamente elevados, de acordo com as normas apresentadas por Wilson & Jeffrey (1987), MacDonald *et al.* (1992), Persaud *et al.* (1993), Jaagumagi *et al.* (1995). Destacam-se os valores singularmente elevados de Zn, Pb e Cu. De acordo com as normas de qualidade sedimentar aqui utilizadas, a área definida por estas estações de amostragem encontra-se fortemente contaminada, atingindo e ultrapassando os limiares a partir dos quais poderão ocorrer efeitos graves no ecossistema.

De acordo com as normas portuguesas de classificação de materiais dragados, face ao grau de contaminação por metais, verifica-se que: na maioria dos locais de amostragem o sedimento é classificado na classe 2 (material dragado com contaminação vestigiária) e classe 3 (material dragado ligeiramente contaminado); destaca-se o metal Pb por atingir a classe 4 (material dragado contaminado) e classe 5 (material dragado muito contaminado),

respectivamente nos locais 69 e 70 a 72; atinge também a classe 4 o metal Cd na estação 72.

### **(b) Caracterização físico-química da coluna de água**

Os dados disponíveis para a caracterização físico-química da coluna de água referem-se a metais pesados medidos em 21 estações de amostragem localizadas na área de estudo (Fig. 5.22). As amostras foram colhidas à superfície da coluna de água e junto ao fundo em algumas das estações. No âmbito desta amostragem para a caracterização da qualidade água receptora dos efluentes provenientes do complexo industrial do Barreiro-Seixal (Costa *et al.*, 1991), não são referidos parâmetros de caracterização base, pelo que não é possível apresentar a avaliação correspondente.

#### Contaminantes

Os metais pesados Cr, Fe, Ni, Cu, Zn, Hg e Pb são os contaminantes que serão aqui analisados. As concentrações dos metais referem-se aos quantitativos totais (fracção dissolvida e particulada).

Da análise das diferentes concentrações obtidas pelos vários locais de amostragem (*cf.* Tabela C3, Anexo C) e da comparação com as normas de qualidade da água para ambientes marinhos apresentadas por MacDonald *et al.* (1992), tendo em vista a protecção da vida aquática, identificam-se vários cenários: (i) com excepção do Ni, todos os restantes metais ultrapassam algumas das normas em várias das estações de amostragem; especificamente os metais que apresentam uma maior percentagem de valores acima das normas são o Fe, Cu, Zn, Hg e Pb; (ii) verifica-se que é no Canal do Montijo na estação 10 que são registados os valores máximos de Fe, Cu, Zn, As e Pb e na estação 11 o valor máximo de Cr. Na estação 5 situada na Baía do Seixal e na estação 2 situada no Canal da Siderurgia, são obtidas as concentrações máximas de Ni e Hg, respectivamente.

### **(c) Caracterização biológica dos sedimentos superficiais**

Com base no diagnóstico de qualidade ambiental relativo à componente biológica (comunidades de macrofauna bentónica) do sistema aquático em estudo, apresentado por Quintino e Rodrigues (1994), efectuou-se a caracterização biológica dos sedimentos superficiais. Esta caracterização aqui efectuada, avalia por um lado a composição da comunidade benthica e por outro lado analisa a estrutura da comunidade.

Na amostragem realizada foram identificadas 52 espécies, representadas por 4437 indivíduos, com uma biomassa total de 1226,9 g. O grupo dos anelídeos é o mais representado, possuindo cerca de 48,1 % da riqueza específica total, 54,3 % da

abundância e 10,7 % da biomassa. A percentagem mais elevada de biomassa é apresentada pelos moluscos, com cerca de 80,8 %.

Os valores mais baixos de riqueza específica verificaram-se na parte mais a montante de alguns dos canais estudados, especificamente no Canal da CUF, Canal do Montijo, Canal da Siderurgia. A distribuição espacial da abundância revelou que os valores mais baixos foram obtidos no Canal da CUF e no Canal do Montijo. A variação da biomassa apresentou uma distribuição algo semelhante à abundância (*cf.* Tabela C4, Anexo C).

Tal como sublinhado por Quintino & Rodrigues (1994), esta zona de estudo apresenta partes mais pobres biologicamente nas regiões terminais do Canal do Montijo, Canal da Siderurgia e no terminal de sólidos do Canal da CUF. Nas regiões do Rio Judeu, Baía do Seixal e início do Vale do Zebro, não se verifica a tendência de empobrecimento biológico de jusante para montante. Uma análise holística permite identificar o Canal do Barreiro, como o mais exuberante do ponto de vista biológico.

Da aplicação de uma análise de classificação sobre a matriz de abundância por local, à qual foram retirados os géneros com uma única presença, resultou a identificação de dois grupos principais de afinidade, A e B, integrando 10 e 18 estações de amostragem, respectivamente. As diferenças entre os dois grupos são essencialmente devidas à estrutura da comunidade e não devidas à composição (riqueza específica, abundância e biomassa) (Quintino & Rodrigues, 1994). Da subdivisão dos grupos principais A e B, destacam-se os grupos com maior significado:

Grupo A - inclui os locais 3, 12 a 19, 22 e 23, localizados na região mais a jusante da área de estudo, com excepção do local 3. Os valores de pH e oxigénio dissolvido são mais elevados que em relação aos restantes grupos, enquanto a temperatura apresenta o valor mais baixo. Comparativamente com o grupo B1, este grupo apresenta teores mais elevados de finos e matéria orgânica.

Grupo B1 - inclui os locais 1, 4 a 11, 24 a 28, localizados nas regiões mais a montante do área de estudo. Este grupo é caracterizado pelos valores máximos das variáveis biológicas primárias (riqueza específica, abundância e biomassa).

Grupo B2 - inclui o local 2 no Canal da Siderurgia, os locais 20 e 21 situados junto ao terminal de sólidos, na parte terminal do Canal da CUF, e o local 29 localizado na parte terminal do Canal do Montijo. Este grupo de estações de amostragem apresenta o maior grau de empobrecimento do sistema biológico. Os locais deste grupo são caracterizados pela presença dos teores mais elevados de finos e matéria orgânica, e menores valores de oxigénio dissolvido, pH e Eh.

A análise da estrutura do povoamentos bentónico de cada um dos grupos (A, B1, B2), através da aplicação dos métodos da curva-K e curvas ABC por Quintino & Rodrigues (1994), permitiu delinear as seguintes considerações: (i) as curvas-K aplicadas aos vários grupos indicam que a comunidade bentónica apresenta um estado de perturbação crescente de B1 para A e de A para B2. A curva-K do grupo B2 evidencia a ausência de “cauda terminal”, indiciando a existência de perturbação. (ii) os resultados das curvas ABC ilustram um estado de perturbação moderada para os grupos A e B2, sendo no entanto mais agravada em B2; a curva ABC do grupo B1 evidencia uma comunidade não perturbada.

### 5.2.3 Aplicação dos Sistemas de Indicadores e Índices

#### Índice de Poluição – P

O estado de perturbação ambiental das estações de amostragem do caso de estudo II, com base no cálculo do índice de poluição - P (cf. Tabela C5, Anexo C), é apresentado na Figura 5.24.

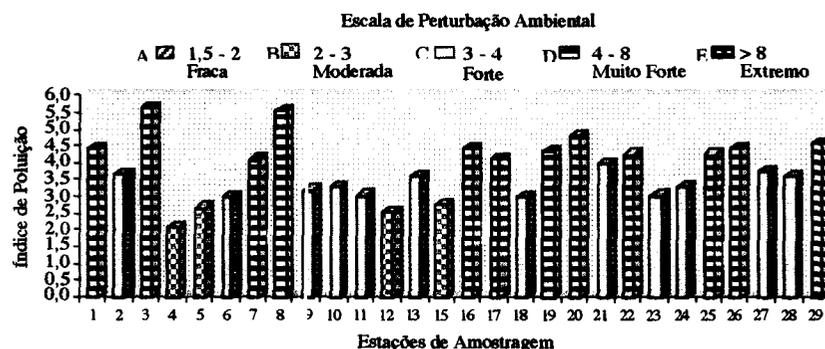


Fig. 5.24. Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Resultados do Índice de Poluição para as estações 1 a 29.

Os resultados mostram predominância das classes de perturbação C e D, respectivamente *forte* e *muito forte* perturbação ambiental. A classe B, perturbação ambiental *moderada*, surge em quatro locais. Os valores mais elevados do índice são verificados nas estações 3 e 8, respectivamente na parte mais a montante do Canal da Siderurgia e no Canal do Seixal; a estação 3 apresenta o valor mínimo de riqueza específica verificado na área de estudo. As estações de amostragem menos perturbadas (4, 5, 12 e 15) correspondem a locais com os valores mais altos de riqueza específica e valores igualmente elevados de abundância.

De forma a identificar eventuais padrões espaciais traduzidos pelo índice de poluição, efectuou-se a representação gráfica para os vários locais contidos na área de estudo. A

representação espacial dos valores do índice (Fig. 5.25) permite destacar os seguintes pontos: (i) os Canais da Siderurgia e do Barreiro apresentam locais menos perturbados face aos restantes canais e espelham uma potencial tendência para maior perturbação nas estações localizadas mais a montante; (ii) no Canal do Seixal, verifica-se que a estação mais a jusante é a que apresenta maior perturbação; (iii) o canal da CUF é dominado por uma maioria de estações com perturbação ambiental *muito forte*; (iv) o Canal do Montijo apresenta uma certa alternância do grau de perturbação ao longo das várias estações, destacando-se a estação mais a montante com o valor máximo de perturbação.

De acordo com a análise apresentada no capítulo 5.2.2 e de forma a maximizar a avaliação da qualidade da área de estudo, adoptou-se os grupos de afinidade entre locais de amostragem apresentados em Quintino & Rodrigues (1994) (grupos A, B1 e B2), efectuando o cálculo do índice de poluição para estes grupos.

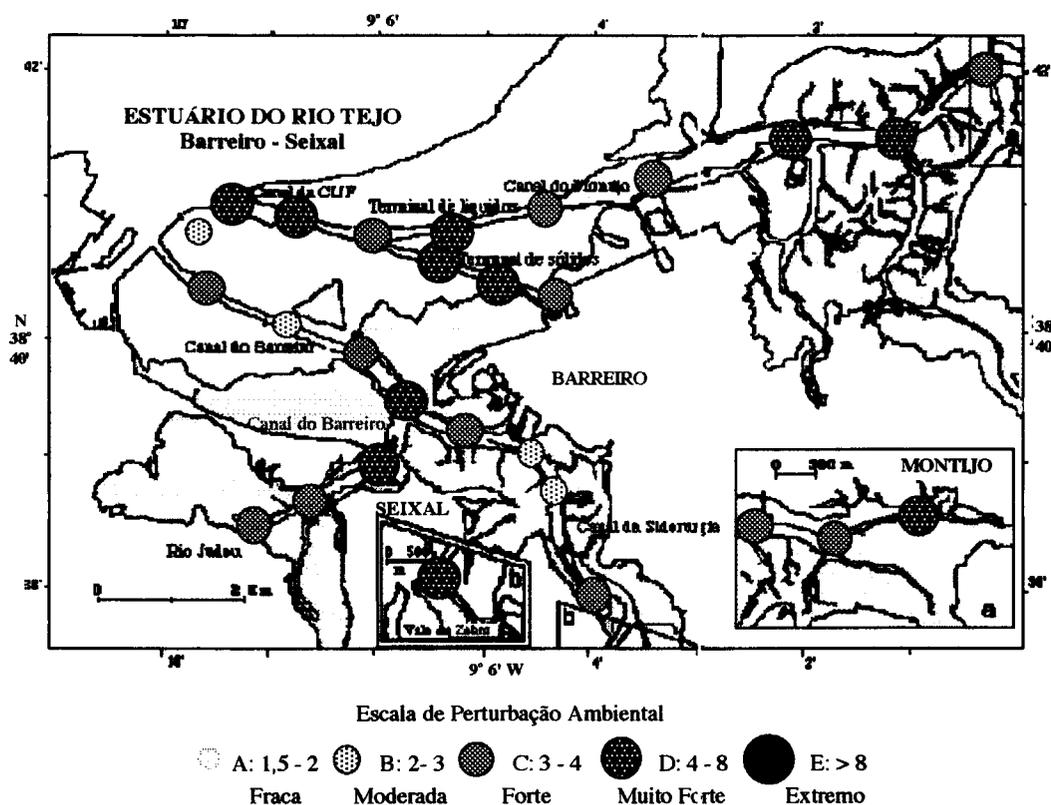
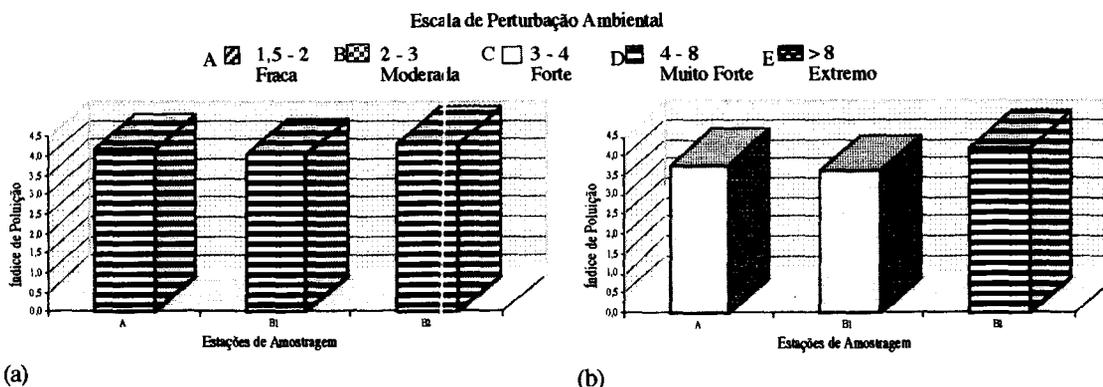


Fig. 5.25. Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Repartição Espacial do Índice de Poluição para as estações 1 a 29.

Com o objectivo de utilizar a forma mais robusta de agregação da informação de cada local de amostragem, procedeu-se ao cálculo do índice seguindo duas vias distintas de agregação da informação (cf. Tabela C6 e C7, Anexo C): (a) a partir dos valores médios das variáveis que integram o índice (número de espécies e de indivíduos, profundidade,

fracção de areia e silte) para o conjunto de locais de cada grupo; (b) com base nos valores médios dos índices de poluição calculados para cada grupo de locais.

A primeira forma de agregação apresenta valores finais de P mais elevados, mas a diferença relativa entre grupos mantém-se em ambas as formas de agregação (Fig. 5.26). A segunda forma de agregação evidencia uma avaliação que corresponde melhor aos resultados individuais (por local de amostragem) do índice e à análise preliminar dos dados, efectuada no capítulo 5.2.2, onde é destacado o grupo B2 como o que apresenta sinais de maior perturbação.



**Fig. 5.26.** Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Resultados do Índice de Poluição para os grupos de estações A (3, 12 a 19, 22 e 23), B1 (1, 4 a 11, 24 a 28), B2 (2, 20, 21, 29), por duas vias de abordagem (a) e (b).

Seguindo o mesmo tipo de análise de sensibilidade que foi efectuada para o caso de estudo anterior, procede-se à avaliação da influência induzida pela variável profundidade no resultado final do índice. Atribuíram-se valores constantes de 0, 1 e 30 m, valores aleatórios entre os extremos de profundidade registados na área de estudo, entre 1,7 e 13,7 m, e valores aleatórios entre 0 e 132 m (Tabela 5.12).

**Tabela 5.12.** Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Sensibilidade do índice de poluição (P) à variável profundidade (h).

	Valor Médio	Desvio Padrão	Coef. Variação	Amplitude Variação	Coef. Correlação
P	3,76	0,86	0,23	3,52	-
P (h=0 m)	3,83	0,88	0,23	3,57	1,00
P (h=1 m)	3,38	0,77	0,23	3,15	1,00
P (h=30 m)	3,38	0,77	0,23	3,15	1,00
P (sem h)*	2,59	0,59	0,23	2,42	1,00
P (h aleatório)**	3,80	0,87	0,23	3,54	1,00
P (h aleatório)++	2,59	1,06	0,41	4,10	0,66

\* Sem o factor da profundidade:  $(2,20-0,0165h)$ .

\*\* Valor aleatório entre os extremos de profundidade, 1,7 a 13,7 m.

++ Valor aleatório entre 0 e 132 m.

Os resultados obtidos ilustram de novo fraca influência da variável profundidade nos resultados do índice de poluição - P. Os elevados e significativos coeficientes de

correlação ( $\alpha=0,05$  e 26 graus de liberdade) vêm reforçar a demonstração de tal facto. Os valores iguais dos coeficientes de variação para a maioria dos cenários espelham a constância da dispersão relativa dos dados em torno do valor médio.

A comparação das médias por meio de um teste de  $t$  (Davis, 1986), mostrou que só existem diferenças significativas ( $\alpha=0,05$  e 54 graus de liberdade) entre o índice de poluição original e o índice calculado para  $h$  aleatório entre 0 e 132 m, e para a situação em que é excluído o factor da profundidade.

Testou-se também a influência da variável número de indivíduos nos resultados finais do índice de poluição. Estimaram-se os índices de poluição para diferentes situações de número de indivíduos: • valores constantes de 16 (número máximo de espécies num local de amostragem), 100, 500, 1000 indivíduos; • valores aleatórios entre 16 e 284 indivíduos (extremos de abundância registados no conjunto de todos os locais) e entre 16 e 1000 indivíduos (Tabela 5.13).

**Tabela 5.13.** Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Sensibilidade do índice de poluição (P) à variável número de indivíduos (i).

	Valor Médio	Desvio Padrão	Coef. Variação	Amplitude Variação	Coef. Correlação
P	3,76	0,86	0,23	3,52	–
P (i=16)	3,49	2,06	0,59	8,83	0,63
P (i=100)	5,55	3,28	0,59	14,06	0,63
P (i=500)	4,55	2,69	0,59	11,53	0,63
P (i=1000)	3,59	2,12	0,59	9,10	0,63
P (i aleatório)*	5,31	3,25	0,61	13,81	0,63
P (i aleatório)**	4,39	2,58	0,59	8,97	0,66

\* Valor aleatório entre os extremos de abundância, 16 e 284 indivíduos por  $0,05 \text{ m}^2$ ; o limite mínimo está dependente do número máximo de espécie, 16.

\*\* Valor aleatório entre 16 e 1000 indivíduos.

Os resultados dos coeficientes de correlação significativos ( $\alpha=0,05$  e 26 graus de liberdade, segundo Rohlf & Sokal, 1995), obtidos entre o índice calculado para os dados originais e os índices calculados para os vários cenários de variação do número de indivíduos, ilustram a fraca influência desta variável, por si só, nos resultados do índice P. Os coeficiente de variação ilustram uma dispersão relativa dos dados sensivelmente constante para todos os casos testados.

Através da aplicação do teste  $t$ , avaliou-se a igualdade das médias entre P original e P estimado para as diferentes situações em que se fizeram variar os valores de abundância. Os resultados do teste  $t$  ( $\alpha=0,05$  e 54 graus de liberdade) demonstram que é aceite a hipótese das médias serem significativamente diferentes entre o índice P original e os cenários em que o número de indivíduos é igual a 100 e para números aleatórios entre 16 e 284 indivíduos.

De acordo com os valores médios obtidos, verifica-se que para a maioria dos cenários testados os valores do índice P aumentam de magnitude, logo maior o grau de perturbação, fazendo alterar em muitos dos casos a classe de perturbação por local de amostragem.

Por último testou-se a influência da variável número de espécies nos resultados produzidos pelo índice de poluição. Consideraram-se diferentes números constantes de espécies de 1, 16, 100 e 500 espécies e ainda valores aleatórios entre 2 e 16 espécies (extremos de riqueza específica encontrados entre todos os locais) e entre 1 e 500 espécies. Para cada um destes cenários (com excepção do primeiro em que foi considerado o número real de indivíduos) consideraram-se diferentes intervalos de valores aleatórios de números de indivíduos entre 16-100, 100-500, 500-1000, 16-100 e 500-1000 (Tabela 5.14).

**Tabela 5.14.** Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Sensibilidade do índice de poluição (P) à variável número de espécies (g).

	Valor Médio	Desvio Padrão	Coef. Variação	Amplitude Variação	Coef. Correlação
P	3,76	0,86	0,23	3,52	-
P (g=1)	33,01	11,62	0,35	40,60	-0,36
P (g=16)	2,23	0,41	0,19	1,56	-0,18
P (g=100)	0,38	0,06	0,16	0,19	-0,10
P (g=500)	0,06	0,01	0,16	0,03	-0,01
P (g aleatório*)	5,35	3,15	0,59	12,12	-0,21
P (g aleatório**)	0,40	1,37	3,44	7,30	0,18

\* Valor aleatório entre os extremos de riqueza específica medidos no conjunto de todos os locais (2 e 16 espécies).

\*\* Valor aleatório entre 1 e 500 espécies.

A análise dos coeficientes de correlação obtidos revela que estes não são significativamente diferentes de zero ( $\alpha=0,05$  e 26 graus de liberdade), permitindo assim verificar a forte influência desta variável nos resultados do índice P.

Efectuado o teste *t* para testar a igualdade das médias ( $\alpha=0,05$  e 54 graus de liberdade) entre o índice P calculado a partir dos valores originais e os vários cenários considerados, verificou-se que a hipótese das médias não serem significativamente diferentes é rejeitada para todos os casos.

Facilmente se confirma o peso que detém esta variável, número de espécies, nos resultados do índice, pois quando observados os valores médios de imediato sobressaem as variações na escala de perturbação ambiental, consoante os cenários considerados: baixos valores de riqueza específica produzem valores muito elevados do índice e vice-versa. Estes resultados são convergentes com os que foram obtidos no caso de estudo anterior.

De forma a obter um panorama ainda mais abrangente da variação deste índice, determinaram-se ainda as correlações, (aplicação do método de correlação de Spearman) existentes entre o índice P e as várias variáveis que compõem o algoritmo de cálculo, bem como com as variáveis abióticas de caracterização do sedimento superficial (Tabela 5.15). As correlações obtidas revelam valores baixos e não significativamente diferentes de zero ( $\alpha=0,05$  e 26 graus de liberdade) para a maioria das variáveis. São disto excepção as variáveis, número de espécies (g), número de indivíduos (i) e número teórico de espécies num sedimento não poluído para o actual número de indivíduos (g'), com a correlação mais elevada para g. À semelhança do caso de estudo I, o número de espécies apresenta a correlação mais elevada, relativamente às variáveis que compõem o algoritmo de cálculo do índice.

**Tabela 5.15.** Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Matriz de correlação de Spearman entre o índice de poluição (P), variáveis que integram o cálculo do índice (i - número de indivíduos, g - número de espécies, s - fracção de areia, t - fracção de silte, s' - granulometria, io - número teórico de indivíduos, g<sub>0</sub> - número teórico de espécies, g' - número teórico de espécies num sedimento não poluído para o actual número de indivíduos, h - profundidade) e variáveis abióticas que não entram no cálculo do índice (Eh, pH, T- temperatura, MOT - matéria orgânica total, C - fracção de cascalho). A sombreado representam-se as correlações significativas.

	Prof	s	t	C	T	pH	Eh	MOT	s'	io	go	i	g	g'	P
Prof	1,00														
s	0,14	1,00													
t	-0,06	-0,98	1,00												
C	-0,28	0,63	-0,69	1,00											
T	-0,18	0,20	-0,22	0,29	1,00										
pH	0,46	0,29	-0,22	0,13	0,14	1,00									
Eh	-0,05	0,30	-0,32	0,25	-0,09	-0,18	1,00								
MOT	-0,08	-0,84	0,78	-0,51	-0,27	-0,28	-0,12	1,00							
s'	0,15	1,00	-0,98	0,62	0,19	0,30	0,31	-0,84	1,00						
io	-0,03	0,89	-0,87	0,70	0,34	0,22	0,18	-0,83	0,89	1,00					
go	-0,03	0,89	-0,87	0,70	0,34	0,22	0,18	-0,83	0,89	1,00	1,00				
i	0,13	0,39	-0,41	0,25	0,14	0,08	-0,12	-0,25	0,38	0,39	0,39	1,00			
g	0,18	0,49	-0,48	0,27	0,18	0,08	-0,08	-0,39	0,48	0,48	0,48	0,93	1,00		
g'	0,13	0,39	-0,41	0,25	0,14	0,08	-0,12	-0,25	0,38	0,39	0,39	1,00	0,93	1,00	
P	-0,29	-0,07	0,06	0,06	0,02	0,02	0,09	-0,09	-0,06	-0,01	-0,01	<b>0,67</b>	<b>0,76</b>	<b>0,67</b>	1,00

A análise comparativa entre a avaliação da qualidade ambiental da zona de estudo utilizando o índice de poluição - P - e a avaliação efectuada no capítulo 5.2.2 (sem utilizar sistemas de indicadores e índices), mostra uma convergência relativamente aceitável, quer dos ponto de vista de toda a área de estudo, quer pontualmente ao nível dos diferentes locais, mas em especial em relação à diferença entre os grupos de locais semelhantes (A, B1 e B2). Salienta-se, no entanto, que a classificação do índice P para os locais de amostragem integrados no grupo B1, está sobrevalorizada, indicando mais perturbação do que a poderá existir. De acordo com a avaliação efectuada em 5.2.2, e com a avaliação de Quintino & Rodrigues (1994), este grupo de locais é essencialmente caracterizado pela ausência de perturbação.

A análise de sensibilidade efectuada a este índice permitiu sublinhar a influência do número de espécies nos resultados finais. Este facto é igualmente detectado pela comparação dos resultados da repartição espacial da riqueza de espécies (Fig. 5.27) *versus* a repartição espacial do índice de poluição (Fig. 5.25). De facto observa-se, globalmente, que onde a riqueza em espécies é mais elevada o índice de poluição é mais baixo.

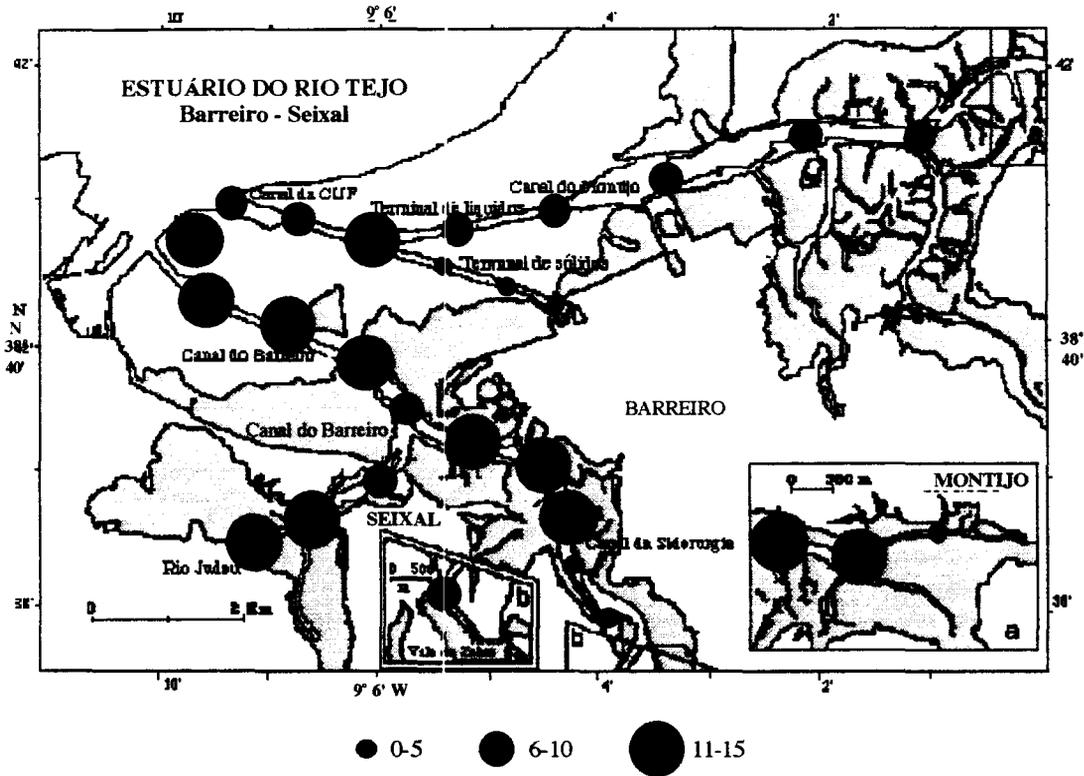


Fig. 5.27. Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Repartição espacial da riqueza de espécies (por 0,1 m<sup>2</sup>) pelas estações 1 a 29 (Quintino & Rodrigues, 1994).

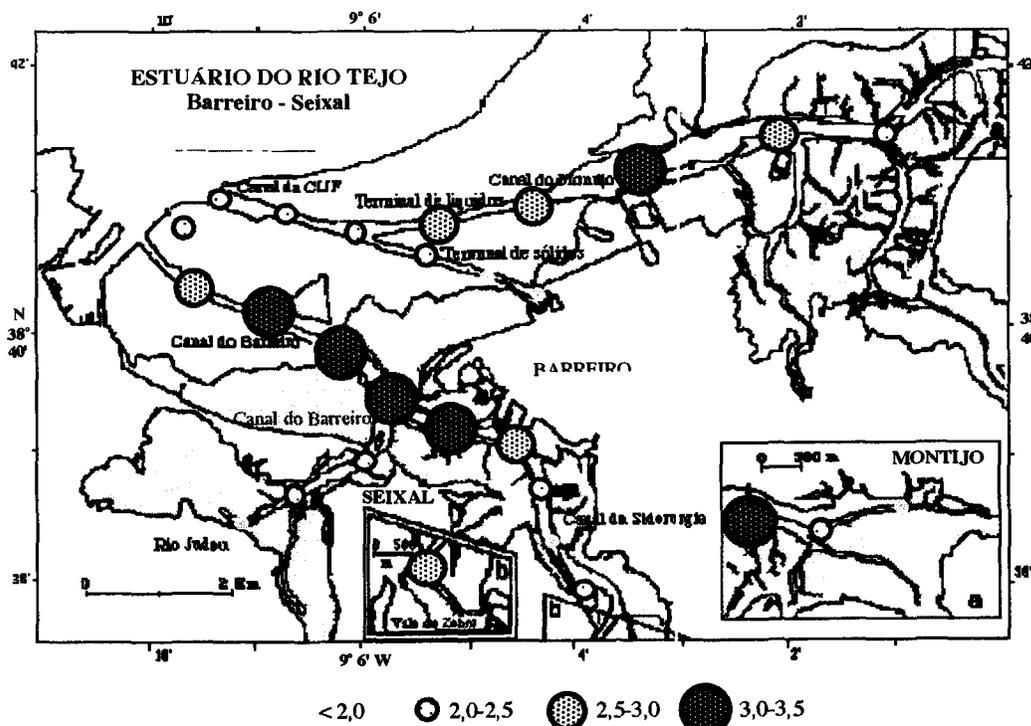
#### Índice de Diversidade - Shannon Wiener - H'

Aplicou-se o índice de diversidade a todos os locais de amostragem (*cf.* Tabela C8, Anexo C). Na Figura 5.28 apresentam-se os resultados obtidos. Os valores de diversidade oscilaram entre 0,81 e 3,46 bits/indivíduo, respectivamente nos locais de amostragem 21 e 24, estando a maioria dos locais de amostragem acima do valor de 2 bits /indivíduo. Salienta-se que comparativamente ao caso de estudo I, os valores de diversidade desta zona de estudo são superiores.

Os coeficientes de correlação existentes entre o índice de diversidade  $H'$  e as variáveis número de indivíduos, número de espécies e índice de poluição revelaram apenas correlação significativa ( $\alpha=0,05$  e 26 graus de liberdade) entre  $H'$  e o número de espécies (Tabela 5.16). À semelhança do caso de estudo anterior, a correlação mais elevada é com o número de espécies.

**Tabela 5.16.** Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Coeficientes de correlação de Spearman entre o índice de diversidade Shannon-Wiener -  $H'$  e o número de indivíduos, o número de espécies e o índice de poluição.

	Número de indivíduos	Número de espécies	Índice de Poluição - P
$H'$	0,25	0,55	- 0,29



**Fig. 5.28.** Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Repartição espacial do índice de Diversidade -  $H'$  (bits/indivíduo) para as vários locais de amostragem.

Calculou-se ainda o índice de diversidade  $H'$  (bits/indivíduo/0,1 m<sup>2</sup>) para os os grupos de afinidade entre locais amostragem (A, B1, B2) (cf. Tabela C9, Anexo C). O grupo B2 apresenta o menor valor de diversidade, enquanto o grupo B1 possui o maior valor de diversidade (Fig. 5.29). Os resultados obtidos entre os três grupos de afinidade são concordantes com os resultados obtidos pelo índice de poluição - P

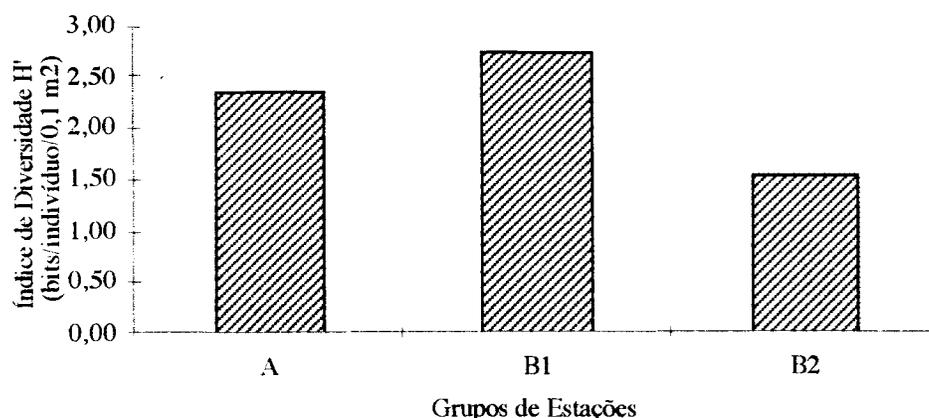


Fig. 5.29. Complexo Industrial do Fiarreiro-Seixal. Resultados do índice de Diversidade - H' para os grupos de estações A (3, 12 a 19, 22 e 23), B1 (1, 4 a 11, 24 a 28), B2 (2, 20, 21, 29).

Determinaram-se os coeficientes de correlação de Spearman entre o índice de diversidade H' e vários descritores abióticos do sedimento (Tabela 5.17). Os resultados mostraram a existência de correlações significativas ( $\alpha=0,05$  e 26 graus de liberdade) entre H' e profundidade, areia, finos, pH e matéria orgânica total.

Tabela 5.17. Coeficientes de correlação de Spearman entre descritores abióticos do sedimento (Prof - profundidade, s - areia, t - finos, c - cascalho, T - temperatura, pH, Eh, MOT - matéria orgânica total) e o índice de diversidade H'. A sombreado representam-se as correlações significativas.

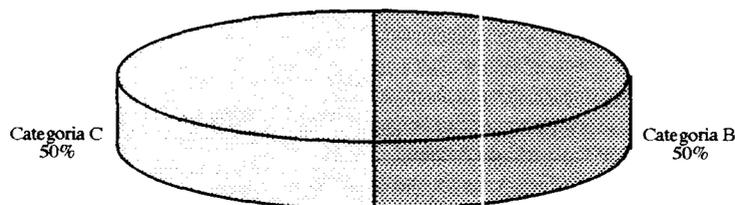
	H'	Prof	s	t	c	T	pH	Eh	MOT
H'	1,00	.	.	.	.	.	.	.	.
Prof	0,44	1,00	.	.	.	.	.	.	.
s	0,65	0,14	1,00	.	.	.	.	.	.
t	0,57	-0,06	-0,98	1,00	.	.	.	.	.
c	0,34	-0,28	0,63	-0,69	1,00	.	.	.	.
T	0,29	-0,18	0,20	-0,22	0,29	1,00	.	.	.
pH	0,50	0,46	0,29	-0,22	0,13	0,14	1,00	.	.
Eh	0,20	-0,05	0,30	-0,32	0,25	-0,09	-0,18	1,00	.
MOT	0,59	-0,08	-0,84	0,78	-0,51	-0,27	-0,28	-0,12	1,00

Os resultados do índice de diversidade H' são genericamente concordantes com a avaliação efectuada no capítulo 5.2.2, sem utilização de índices e indicadores, nomeadamente na análise da variabilidade das variáveis biológicas primárias.

### Índice de Qualidade Biológica - BQI

Em primeiro lugar delimitou-se diferentes áreas baseadas na fácies biosedimentar, recorrendo à análise efectuada por Quintino & Rodrigues (1994), sobre os principais gradientes biosedimentares. Estimada a área ocupada por cada um dos grupos de afinidade (A, B1, B2), efectuou-se a classificação numa das categorias de qualidade biológica (A- abiótica, B- alterada e C- estável).

Assumindo que os grupos de estações A e B2 ocupam cerca de 50 % da área de estudo, e o grupo B1 representa os restantes 50 %, procedeu-se à distribuição da área afecta a cada uma das categorias de qualidade biológica definidas pelo BQI. O resultado desta classificação é apresentado na Figura 5.30.



**Fig.5.30.** Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Distribuição pelas três categorias de qualidade biológica A (abiótica), B (alterado) e C (estável).

O resultado do BQI para a área de estudo total foi de 3,16, que revela uma perturbação moderada do sistema biológico e que é concordante com a avaliação ambiental previamente efectuada no capítulo 5.3.2 (sem índices e indicadores), onde é salientado o estado de perturbação mais elevado do grupo de afinidade B2, seguido pelo grupo A. Tal como foi referido para o caso de estudo I, a aplicação deste índice a uma fracção do sistema estuarino pode acrescentar alguma incerteza aos resultados, uma vez que o BQI está essencialmente projectado para avaliar estuários na sua totalidade.

#### Índice de Carga Poluente – PLI

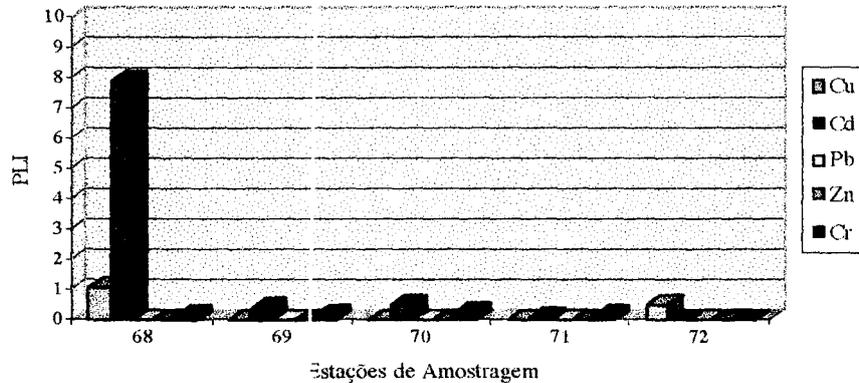
Face à inexistência de dados sobre contaminantes no sedimento nas campanhas levadas a cabo pelo INETI em 1989, procurou-se avaliar esta componente com base em outros trabalhos realizados na zona de estudo. Considerou-se o trabalho realizado por Vale (1986), que abrange todo o Estuário do Tejo, do qual se seleccionou um grupo de estações localizadas numa das partes da área de estudo, Canal da CUF.

Ainda que este procedimento não permita uma avaliação com o máximo de fiabilidade, pois além de ser restrito a uma parte da área total de estudo, existem diferenças de localização espacial e desfazamento temporal, em relação ao programa de amostragem do INETI, considera-se poder ser um contributo importante para a avaliação ambiental aqui desenvolvida.

Tal como em relação ao caso de estudo I, este índice é aplicado apenas a uma pequena parte do sistema estuarino, o que pode acarretar algumas limitações, uma vez que este índice foi desenvolvido para aplicações a sistemas estuarinos na sua globalidade.

Após efectuados os cálculos do índice de carga poluente (PLI) para cada contaminante considerado (*cf.* Tabela C10, Anexo C), procedeu-se à respectiva representação gráfica.

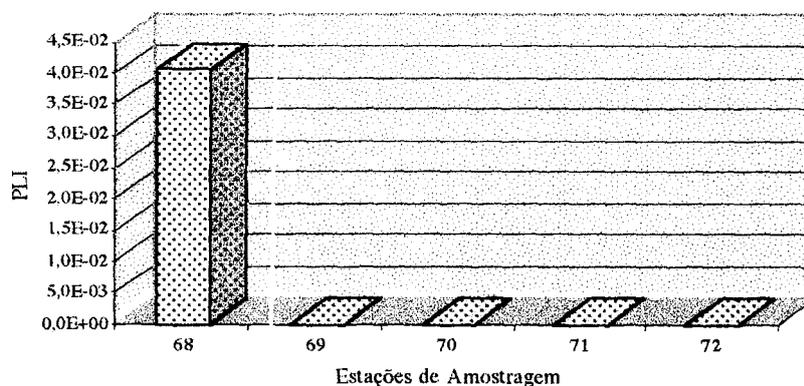
De acordo com a Figura 5.31 identifica-se uma clara contaminação em todos os locais de amostragem, com excepção do Cd no local 68. Os valores das constantes referentes à linha base de contaminação (B) e limiar de degradação ambiental (T), que integram o algoritmo de cálculo do PLI, foram os consideradas por Wilson & Jeffrey (1987) (cf. Tabela A13, Anexo A).



**Fig. 5.31.** Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Variação do índice de carga poluente - PLI por contaminante ao longo de diferentes estações de amostragem (68, 69, 70, 71 e 72) localizadas no Canal da CUF do Estuário do Tejo.

Os valores do PLI por contaminante inferiores a 1 demonstram que as concentrações excederam o limiar de degradação ambiental (T), facto que foi verificado para todos os contaminantes das estações 69 a 72 e para os metais Pb, Zn e Cr da estação 68.

Posteriormente efectuou-se a análise dos PLI por local de amostragem (cf. Tabela C10, Anexo C), resultantes da agregação dos diferentes PLI por contaminante obtidos para cada local. A Figura 5.32 ilustra o resultado dessa agregação, ou seja, a dominância de valores muito próximos de zero para os locais 69 a 72 e um valor superior para a estação 68, mas igualmente muito baixo. Esta classificação denota um grau de contaminação acentuado para o conjunto de locais analisados.



**Fig. 5.32.** Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Variação do índice de carga poluente - PLI ao longo das diferentes estações de amostragem (68, 69, 70, 71 e 72).

Determinou-se também o valor de PLI da área de estudo total definida pelo conjunto de estações consideradas. Assim, por agregação dos valores de PLI por local de amostragem, obteve-se o PLI da área total de 2,24E-06, espelhando a forte contaminação.

Com o objectivo de avaliar a sensibilidade do método de agregação utilizada pelo PLI (média geométrica simples), realizou-se a mesma agregação utilizando outros métodos: a média aritmética simples e o subíndice mínimo (Tabela 5.18).

Tabela 5.18. Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Valores do índice PLI para as estações de amostragem 68, 69, 70, 71 e 72, utilizando diferentes métodos de agregação.

Métodos de Agregação	Estações de Amostragem				
	68	69	70	71	72
Média Geométrica Simples	4,07E-02	3,58E-05	7,07E-06	4,37E-09	1,25E-09
Média Aritmética Simples	1,84	0,12	0,15	0,04	0,10
Subíndice Mínimo	5,5E-06	3,4E-14	2,7E-11	5,4E-20	3,8E-27

A partir dos resultados obtidos verifica-se uma concordância geral apenas em relação à estação 68 em face das restantes, destacando-a como a menos contaminada. As estações de amostragem mais contaminadas alternam entre a estação 71 e 72, consoante o método de agregação, havendo concordância entre os métodos de média geométrica simples e subíndice mínimo em classificar a estação 72 como a mais contaminada. Tal como no caso de estudo I, a média aritmética simples aumenta a magnitude global do índice.

A variabilidade razoavelmente similar entre os vários métodos de agregação é demonstrada pelos significativos coeficientes de correlação de valor igual a 1, obtidos entre o método de agregação utilizado pelo PLI (média geométrica simples) e os outros dois métodos aqui testados.

A avaliação da qualidade ambiental, especificamente em relação à presença de contaminantes, produzida por este índice é maioritariamente concordante com a análise efectuada no capítulo 5.2.2, quer ao nível dos diferentes contaminantes avaliados, quer ao nível dos vários locais de amostragem.

#### Sistema de classificação de águas estuarinas e costeiras

A área estuarina contemplada por este caso de estudo não oferece grande quantidade de informação base disponível sobre algumas das vertentes necessárias à aplicação deste método, o que à partida limitou de forma significativa a aplicação do sistema de classificação das águas estuarinas e costeiras.

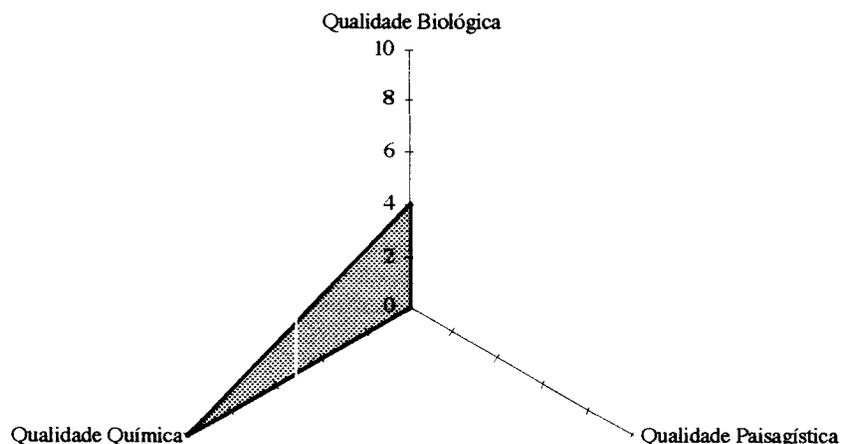
Tendo em conta as limitações de informação existentes procurou-se efectuar a aplicação deste método com a maior acuidade possível, atribuindo a pontuação a cada uma das várias componentes ambientais consideradas pelo método (biológica, paisagística e química)

Os pontos atribuídos às várias componentes foram distribuídos da seguinte forma:

- *Qualidade biológica* - (a) 1 ponto; (b) 1 ponto; (c) 0 pontos; (d) 2 pontos; considerou-se 50 % de pontuação total para (a), (b) e (d) uma vez que não existe informação disponível
- *Qualidade paisagística* - escolha da alínea (a) que corresponde a 0 pontos;
- *Qualidade Química* - 10 pontos.

Assim, a pontuação totalizou 14 pontos pelo que a classe de qualidade ambiental atribuída é a classe C (15-9 pontos) que indica fraca qualidade ambiental. A figura apresentada seguidamente ilustra a repartição da pontuação pelas diferentes componentes ambientais e reflecte a pequena área obtida, face à que poderia ser alcançada para um máximo de qualidade (triângulo com 10 pontos em cada um dos lados).

De uma forma genérica poder-se-á afirmar que os resultados obtidos por este método reflectem em parte a imagem da qualidade ambiental definida na análise preliminar dos dados. À semelhança do caso de estudo I, os resultados da componente ambiental *Qualidade Química* encontram-se sobrevalorizados, por não incluírem informação relativa a contaminantes, tendo apenas em conta as concentrações de oxigénio dissolvido.



**Fig. 5.33.** Complexo Industrial do Barreiro-Seixal. Contribuição de cada componente ambiental (biológica, paisagística e química) para a avaliação da qualidade ambiental através do sistema de classificação de águas estuarinas e costeiras (UKNWC).

### 5.3 Caso de Estudo III - Emissário Submarino da Guia

#### 5.3.1 Caracterização Genérica

##### Área de estudo e definição da fronteira de análise

A área de estudo integra-se na zona costeira próxima à zona de rejeição do emissário submarino da Guia. A análise integra-se numa área elipsoidal, descentrada no emissário, com o eixo maior de cerca de 6 km orientado NW-SE e o eixo menor com cerca de 2,5 km. Esta faixa costeira localizada num enfiamento à zona da Guia, fronteira com a Baía de Cascais, encontra-se sensivelmente posicionada numa zona de transição entre a parte terminal do Estuário do Tejo e o início da Plataforma Continental (Fig. 5.34).

##### Natureza do projecto e tipo de perturbação ambiental

Este caso de estudo tem por base a informação associada à monitorização ambiental do emissário submarino da Guia numa situação de pré-funcionamento, que caracteriza a situação de referência do local face a este projecto de tratamento e destino final de águas residuais.

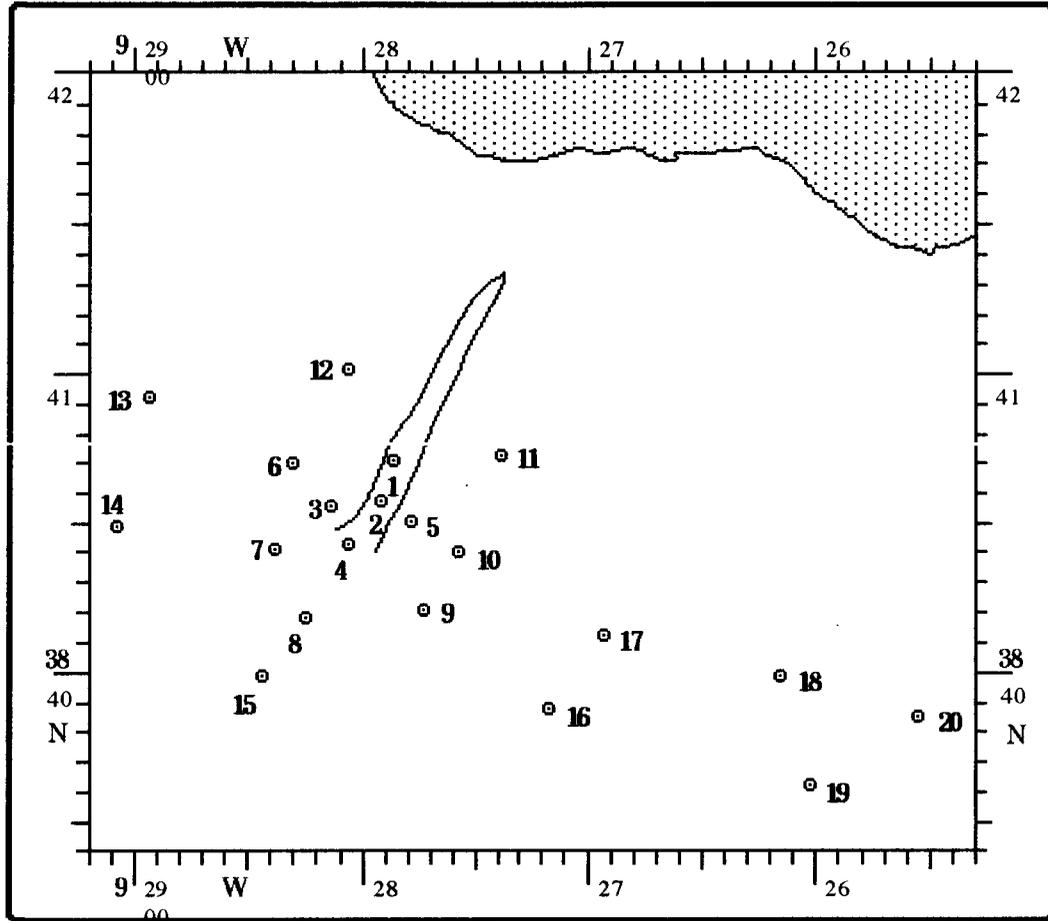
De acordo com INETI (1994), as águas residuais são previamente submetidas a operações de pré-tratamento na zona da Guia, sendo depois encaminhadas para o emissário submarino com um comprimento de 2,75 km. Os primeiros 950 m do emissário estão implantados em superfície rochosa, sofrendo de seguida uma bifurcação em dois “ramos”, que distam de 250 m nas extremidades. Os “ramos” designados por ramo leste

(rectilíneo) e por ramo oeste (curvilíneo), apresentam uma extensão de cerca de 1 800 m e dispõem de difusores nos últimos 400 m, que irão promover a dispersão das águas residuais a cerca de 45 m de profundidade. No horizonte de projecto, os caudais poderão atingir um valor máximo de  $320\ 000\ \text{m}^3\ \text{dia}^{-1}$ , correspondendo a uma população de 1,2 milhões de habitantes. Segundo Neves e Neves (1992), o sistema de saneamento da Costa do Estoril serve uma região de cerca de 22 000 hectares.

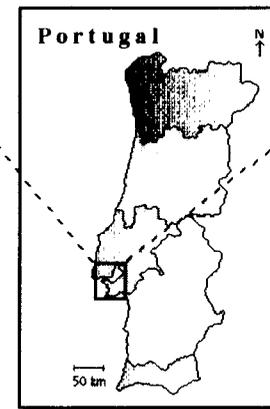
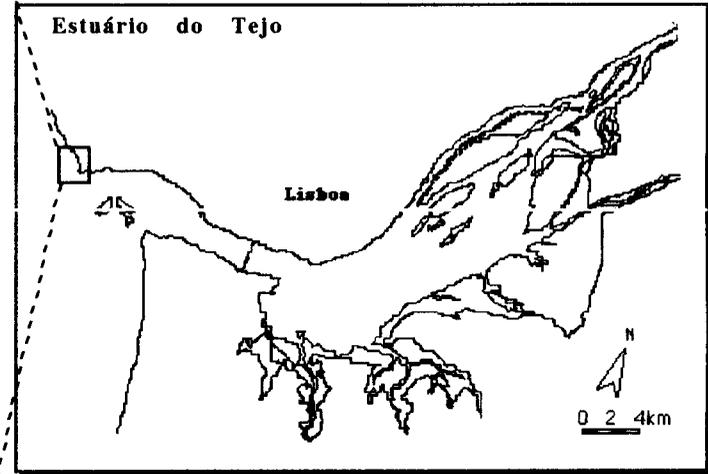
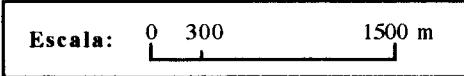
Algumas das potenciais rotas de entrada de contaminantes para esta faixa costeira poderão estar relacionadas com a proximidade do Estuário do Tejo e consequente carga contaminante associada, bem como com escorrências e descargas de efluentes urbanos com e sem tratamento provenientes dos aglomerados urbanos, e efluentes industriais descarregados essencialmente no estuário.

Neves & Rodrigues (1994), salientam que a qualidade da água nas diferentes áreas da embocadura do Estuário do Tejo é muito variável, dependendo das descargas locais e

Emissário Submarino da Guia



Fonte: Quintino & Rodrigues (1995)



Fonte: cnig

Fig. 5.34. Emissário Submarino da Guia. Localização da área de estudo e dos locais de amostragem (sedimento) (Elaborado com base em Quintino & Rodrigues, 1995).

também do transporte associado à hidrodinâmica, que pode transportar contaminantes a longas distâncias, da ordem da dezena de quilómetros.

Usos potencialmente afectados

*Água*

Os principais usos potenciais das águas costeiras abrangidas por esta análise, são os seguintes: (i) avaliação da qualidade ambiental – suporte da vida aquática e do seu habitat;

(ii) utilização recreativa com contacto directo e indirecto; (iii) produção aquática; (iv) aspectos paisagísticos/estéticos; (v) transporte.

*Sedimento*

O principais usos potenciais do sedimento associado a este sistema aquático são:

(i) qualidade ambiental e correspondente suporte da vida aquática e do seu habitat; (ii) actividades de recreio; (iii) pesca e aquacultura; (iv) utilização do sedimento para material de construção; (v) reabastecimento às praias; (vi) extracção mineira; (vii) cobrir sedimentos contaminados.

A Figura 5.35 ilustra as principais fontes de poluição, respectivos tipos de emissões e os principais usos potenciais para a água e sedimento

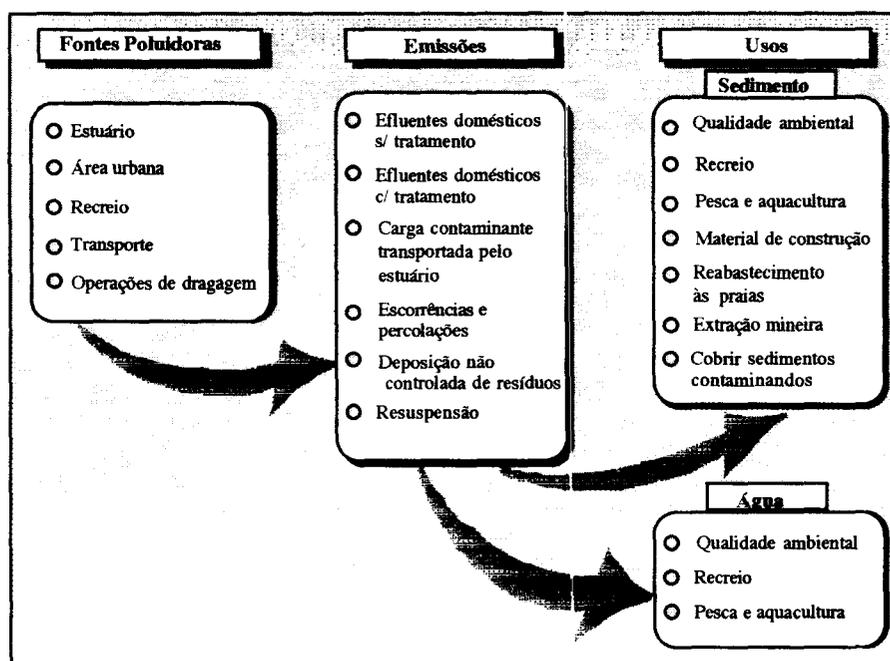


Fig. 5.35. Emissário Submarino da Guia. Principais fontes poluidoras, respectivas emissões e usos potencialmente afectados na zona costeira associada ao emissário submarino da Guia.

### Normas de qualidade

As normas nacionais aplicáveis a este sistema aquático são as mesmas que são mencionadas na descrição do caso de estudo I (capítulo 5.1.1).

### Principais factores fisiográficos e hidrográficos

De acordo com Neves & Rodrigues (1994), a circulação hidrodinâmica nesta região é bastante complexa, devendo-se em parte ao grande prisma de maré do estuário que origina elevadas velocidades na secção Oeiras-Bugio, e ainda devido à acção directa do vento.

Segundo os mesmos autores, a circulação na zona da embocadura do Estuário do Tejo é condicionada pelo jacto de saída do estuário, e nas zonas mais afastadas deste, pelo vento. O jacto de saída reparte-se por duas células de circulação distintas: uma do lado do Estoril e outra do lado da Costa da Caparica. Na zona da embocadura do estuário as velocidades residuais são elevadas, verificando-se que o jacto do estuário tem tendência a deflectir para norte. DRENA (1985) também sublinha que as correntes residuais na zona da Guia revelam uma circulação preferencial na direcção do Cabo Raso.

### **5.3.2 Análise dos Dados**

Apresenta-se de seguida a caracterização dos dados utilizados para a avaliação da qualidade ambiental do sistema aquático em estudo, em especial os dados necessários à implementação dos sistemas de indicadores e índices, bem como dados não especificamente utilizados na metodologia proposta mas necessários à análise de caracterização a realizar.

Tal como para os casos de estudo I e II, procedeu-se em primeiro lugar a uma análise complementar da informação com o objectivo de poder testar e confrontar com os resultados produzidos pelos métodos baseados em indicadores e índices de qualidade ambiental.

#### **(a) Caracterização físico-química dos sedimentos**

A informação relativa à caracterização genérica dos sedimento refere-se a amostras de sedimento de 20 estações, cobrindo uma área elipsoidal, descentrada no emissário, com o eixo maior de aproximadamente 6 km (sentido NW-SE) e o eixo menor com cerca de 2,5 km (Fig. 5.34). Os locais de amostragem G1 a G5 situam-se a cerca de 150 m do emissário, integrando a área próxima de rejeição das águas residuais. Os locais G6 a G10 definem uma área intermédia de afastamento ao emissário, enquanto que os locais G11 a

G20 constituem a área mais afastada do emissário, com cerca de 4 km para o local G20, o mais distante.

#### Parâmetros de caracterização base

A caracterização abiótica do sedimento baseou-se nos seguintes descritores: potencial redox (Eh) (a cerca de -2 e -4 cm), matéria orgânica total (MOT) (%), granulometria (percentagem da fracção de finos, areia e cascalho) e profundidade (*cf.* Tabela D1, Anexo D).

De acordo com a análise apresentada por Quintino & Rodrigues (1995), a repartição do teor em finos do sedimento superficial segue essencialmente dois gradientes: (i) gradiente de envasamento crescente correlacionado com um aumento da profundidade e definido por um eixo Costa-Largo, perpendicular à costa; (ii) gradiente de envasamento crescente no sentido Plataforma Continental - Estuário.

As percentagens máximas de finos (fracção < 0,063 mm), são atingidas nos locais G15, G16 e G19, respectivamente com 15 %, 13,7 % e 79,5 %, sendo a fracção de areia dominante em todos os locais, com excepção do local G19. São atingidos valores acima dos 90 % de areia em 16 dos 20 locais. No local G1 o sedimento superficial é caracterizado pela presença de areia e cascalho.

A distribuição dos teores de matéria orgânica revela um padrão espacial marcado pela correlação elevada e significativa com o teor em finos (coeficiente de correlação de Pearson igual a 0,96, para um nível de significância de 0,01), tal como demonstram Quintino & Rodrigues (1995).

Os valores de potencial redox apresentam uma gama de valores dominada por valores elevados, onde cerca de 15 locais apresentam valores acima dos 200 mV e um máximo de 416,3 mV no local G1, havendo apenas um local (G19) com Eh negativo de cerca de -3,7 mV.

A profundidade dos 20 locais de amostragem apresenta um valor médio da ordem dos 42 m, variando entre um mínimo de 32,8 m e máximo de 63,3 m.

#### Contaminantes

Os contaminantes analisados no sedimento e aqui considerados são os metais pesados (Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, e Pb) e os policlorobifenilos (PCB's - soma dos teores dos congêneres: 28, 52, 101, 118, 153, 138 e 180) (*cf.* Tabela D2, Anexo D). De acordo com o relatório do ITA/INETI, integrado em Quintino & Rodrigues (1995), foram

determinados metais pesados apenas nas estações de amostragem G14, G15, G16, G19 e G20, com base na inexistência de fracção fina ( $< 0,063$  mm) nas restantes estações.

Excluiu-se desta análise os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAH') e os pesticidas organoclorados, na medida em que estes contaminantes não integram os métodos baseados em indicadores e índices seleccionados. Não foram também considerados os metais Hg e Cr, pois apresentaram concentrações inferiores aos limites de detecção e para não contribuirem com avaliações menos credíveis na aplicação dos sistemas de indicadores e índices foram excluídos da análise.

As concentrações dos metais pesados analisados no sedimento superficial revelaram níveis que de acordo com normas de qualidade para sedimentos de ambientes marinhos e costeiros (Wilson & Jeffrey, 1987; MacDonald *et al.*, 1992; Persaud *et al.*, 1993; Jaagumagi *et al.*, 1995), poderão ser potencialmente preocupantes, atingindo os patamares mínimos a partir dos quais poderão ocorrer efeitos ao nível dos sistemas biológicos. Os valores máximos dos metais Fe, Co, Ni e Cu são atingidos no local G19 (apresenta os teores mais elevados de matéria orgânica e de finos e o valor mais baixo de potencial redox), enquanto que em relação aos metais Zn e Pb os máximos registam-se no local G20.

As normas apresentadas por Persaud *et al.* (1993), Jaagumagi *et al.* (1995) e Wilson & Jeffrey (1987) definem dois patamares : (i) um primeiro patamar que estabelece o valor mínimo ou de referência, marcado por níveis de contaminação que geralmente não afectam os organismos; quando este valor é excedido poderão iniciar-se processos de perturbação ao nível biológico; (ii) o segundo patamar define o limiar a partir do qual poderão ocorrer perturbações graves nos organismos. Segundo as normas apresentadas por estes autores efectuou-se a classificação dos locais de amostragem para os vários contaminantes: (a) em todos os locais de amostragem é excedido o primeiro patamar para todos os metais; (b) é excedido o segundo patamar (apenas o que é apresentado por Wilson & Jeffrey, 1987) para todos os locais de amostragem em relação aos metais Zn e Co, para os locais G15, G16, G19 e G20 para o metal Fe, para os locais G19 e G20 para o metal Pb e para o local G19 para o metal Ni.

As concentrações de PCB's revelam a inexistência de contaminação significativa, não atingindo os limiares a partir dos quais poderão haver efeitos nos organismos, de acordo com as normas acima citadas. É de salientar no entanto que apesar do valor ser igualmente baixo, atinge-se o máximo de  $4,233 \text{ ngg}^{-1}$  na estação G19, sendo cerca de 20 vezes superior ao valor mínimo observado.

Por outro lado, de acordo com as normas portuguesas de classificação de materiais dragados, face ao grau de contaminação, as concentrações de metais pesados e PCB's indicam que: os níveis dos contaminantes registados no local G14 estão maioritariamente classificados na classe 1 (material dragado limpo); em relação aos locais G15, G16, G19 e G20, verifica-se que os contaminantes são classificados repartidamente pela classe 1 e classe 2 (material dragado com contaminação vestigiária).

### **(b) Caracterização físico-química da coluna de água**

A informação utilizada na caracterização e análise dos descritores base da coluna água refere-se a uma estação de amostragem (*cf.* Tabela D3, Anexo D) localizada nas proximidades da zona de descarga do emissário. As amostras foram colhidas a três profundidades, superfície, meio e fundo.

#### Parâmetros de caracterização base

A Temperatura oscilou entre 13,8 e 13,3 °C, enquanto os valores de salinidade variaram entre 34 e 36 ‰. A coluna de água apresenta forte oxigenação, revelando valores elevados de oxigénio dissolvido (OD) entre 7,9 mg l<sup>-1</sup> nas águas de fundo e 9,0 mg l<sup>-1</sup> nas águas de superfície; as percentagens de saturação em OD oscilaram entre 134,8 e 152,9 %.

Os valores pH variaram entre 8,12 e 8,13, valores típicos de uma zona costeira deste tipo. As concentrações de sólidos em suspensão encontram-se entre valores de 25,5 e 27,1 mg l<sup>-1</sup>. Em relação aos nutrientes analisados apresentaram variações entre 0,82 e 0,44 mg l<sup>-1</sup>N de nitratos e de 0,02 a 0,03 mg l<sup>-1</sup>P de fosfatos.

#### Contaminantes

Dos metais analisados na campanha de monitorização realizada pelo ITA/INETI (1994), seleccionaram-se para esta análise os metais pesados Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, e Pb (*cf.* Tabela D4, Anexo D), os mesmos que foram utilizados aquando da análise do sedimento superficial.

As normas nacionais existentes para estes contaminantes são exclusivamente para águas doces, pelo que se consideraram normas para águas marinhas existentes noutros países. De acordo com as normas apresentadas por MacDonald *et al.* (1992) para protecção da vida aquática, verifica-se que: (i) os metais Ni e As não ultrapassam as normas; (ii) os metais Fe, Cu, Zn e Pb ultrapassam os limites estipulados. Em relação ao metal Co não foi possível efectuar comparação, pois estes autores não apresentam normas para este contaminante.

### (c) Caracterização biológica dos sedimentos superficiais

Os dados relativos a esta componente referem-se às comunidades de macrofauna bentónica e respectiva análise da composição e estrutura dessas comunidades. A caracterização biológica dos sedimentos superficiais passa pela análise de diferentes variáveis biológicas, nomeadamente: riqueza específica (quantidade total de espécies diferentes), abundância (quantidade de indivíduos) e biomassa.

De acordo com a informação apresentada em Quintino & Rodrigues (1995), no total das amostras recolhidas pelos 20 locais de amostragem (os mesmos locais descritos anteriormente na caracterização físico-química do sedimento), foram recenseadas 153 espécies, 7 228 indivíduos e com uma biomassa total de 353,4683 g (em peso húmido). Os valores médios de riqueza específica, abundância e biomassa, foram respectivamente, 23,4 espécies/0,1 m<sup>2</sup>, 120,5 indivíduos/0,1 m<sup>2</sup> e 5,89114 g/m<sup>2</sup>.

No conjunto das espécies mais frequentes, o grupo dos Anelídeos Poliquetas é dominante, representando cerca de 60 % do total das espécies. Os restantes grupos mais importantes estão representados pelos Moluscos (6 espécies), Crustáceos (2 espécies), Equinodermes (2 espécies) e outros grupos (3 espécies). Em relação à abundância os Anelídeos Poliquetas lideram destacadamente. Todos os grupos faunísticos estão representados nas 26 espécies mais abundantes (representam mais de 87 % da abundância total). É alvo de destaque especial o poliqueta *Hyalinoecia bilineata* que representa 37 % da abundância total.

Moluscos Bivalves, Gasterópodes e Anelídeos Poliquetas partilham a dominância de biomassa. O Molusco Bivalve *Venus striatula* detém 67 % da biomassa total.

A variabilidade da riqueza específica, abundância e biomassa (cf. Tabela D5, Anexo D) por local de amostragem evidencia um padrão espacial que é essencialmente marcado por: (i) a repartição da riqueza específica por 0,1 m<sup>2</sup> apresenta dois gradientes segundo dois eixos principais, eixo Costa-Largo marcado por um aumento do número médio de espécies para maiores distâncias da linha de costa, e o eixo Plataforma-Estuário também caracterizado por um aumento do número médio de espécies; (ii) igualmente em relação à abundância média por local de amostragem são identificados os mesmos gradientes principais, segundo os eixos atrás referidos; (iii) a biomassa média por local de amostragem não segue os gradientes anteriores, apresentando os valores mais elevados para profundidades intermédias, coincidindo com a distribuição do Molusco Bivalve *Venus striatula*.

O local G1 é aquele que apresenta menor riqueza de espécies e é igualmente destacado pelas percentagens mais elevadas de cascalho. O local G19 destaca-se dos restantes

locais, especialmente dos locais circundantes ou situados a profundidades semelhantes, pelos baixos valores de riqueza específica (o segundo valor mais baixo), de abundância (valor mais baixo de todos os locais) e de biomassa. Este local é também caracterizado pelo teor mais elevado de finos, potencial redox mais baixo e nível mais elevado de contaminação, diferenciado-se também dos restantes locais devido a estas variáveis.

Com base na análise de classificação efectuada sobre a abundância das espécies por local de amostragem resultou um dendograma que identifica cinco grupos principais (Quintino & Rodrigues, 1995):

Grupo I - caracterizado por apenas um local de amostragem (G1), situado na vizinhança de um dos ramos do emissário. Apresenta um número reduzido de espécies, baixos valores de abundância e biomassa. As percentagens mais elevadas de cascalho e de Eh definem também este grupo.

Grupo II - integra os restantes 19 locais de amostragem demonstrando que o emissário está instalado numa única comunidade bentónica;

Grupo IIa1 - composto por 7 locais de amostragem (G2, G3, G5, G6, G11, G12 e G13), que estão localizados a menores profundidades e junto à zona de descarga do emissário. É caracterizado pela abundância elevada de alguns anelídeos;

Grupo IIa2 - integrando 8 locais de amostragem (G4, G7 a G10, G14, G17 e G18) situados a profundidades um pouco superiores ao grupo anterior, este grupo marca a transição entre o grupo anterior e o grupo IIb;

Grupo IIb - definido por 4 locais de amostragem (G15, G16, G19 e G20) que apresentam os valores mais elevados de riqueza específica e abundância em indivíduos por local. É também caracterizado pelos valores mais elevados de finos, matéria orgânica total e pelos valores mais baixos de Eh.

Ainda segundo os mesmos autores, a análise da estrutura das comunidades, pelos métodos da curva-K e curva ABC, evidencia essencialmente os seguintes pontos: Grupo I - a curva -K ilustra baixa diversidade específica e não apresenta “cauda terminal”, podendo sugerir a existência de alguma perturbação; esta análise é confirmada pelo resultado da curva ABC. Grupo II - apresenta uma curva-K regular, caracterizada por fraco declive e existência de “cauda terminal”; Grupo IIa1, IIa2 e IIb - as curvas-K denotam uma estrutura não perturbada da comunidade, com diversidade mais elevada para o Grupo IIa1. As curvas ABC revelam povoamentos não perturbados para os Grupos IIa1 e IIa2, enquanto que para o Grupo IIb existem indícios de perturbação.

#### d) Toxicidade Sedimentar

Os resultados da avaliação da toxicidade sedimentar apresentados por Quintino & Rodrigues (1995) revelam que os valores mais elevados de mortalidade da espécie-teste (ouriço-do-mar *Paracentrotus lividus*) ocorrem nos locais de amostragem G15, G19 e G20. Os autores sublinham que apesar dos valores serem relativamente baixos, estão de acordo com a avaliação do estado de perturbação da comunidade bentónica nos locais G1, G19 e G20, e com os teores mais elevados de contaminantes em G19 e G20. Os valores mais elevados de desenvolvimento larvar anormal ocorreram no local G20, o que segundo Quintino & Rodrigues (1995) é concordante com a contaminação de fundo em relação aos metais pesados e com a perturbação moderada da comunidade bentónica verificada.

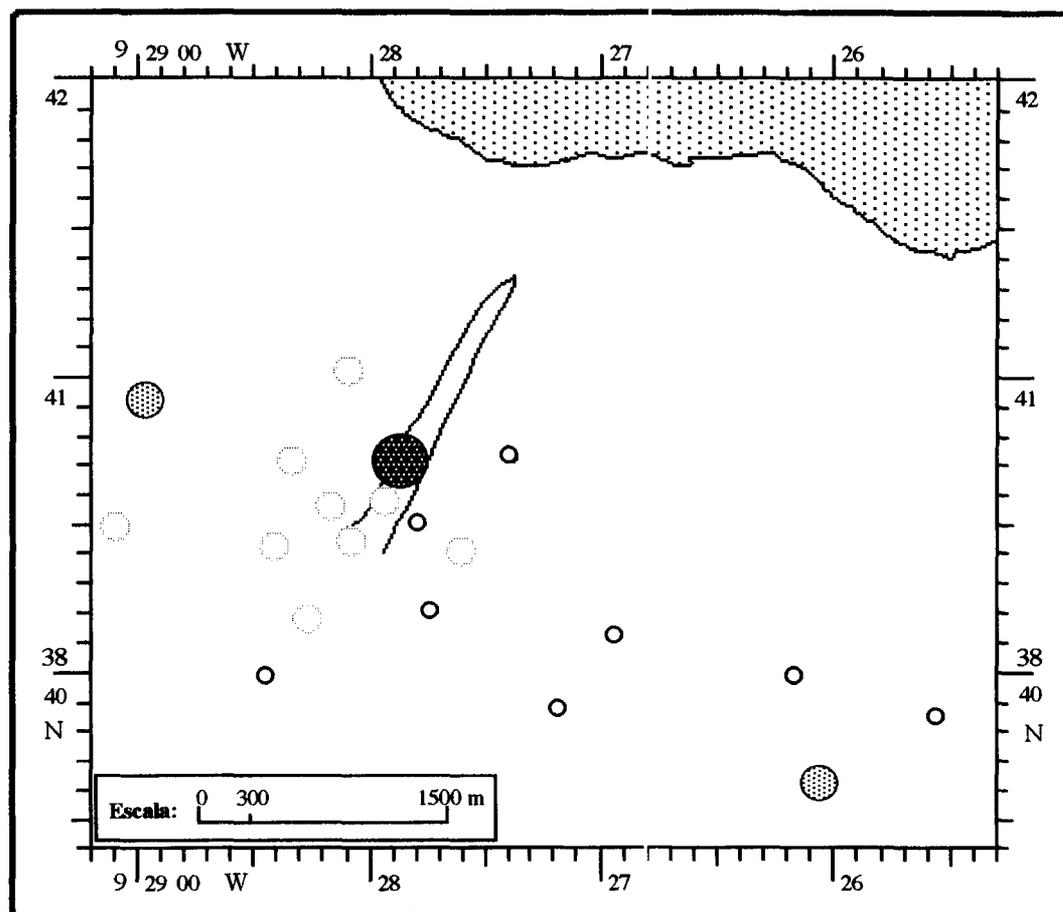
### 5.3.3 Aplicação dos Sistemas de Indicadores e Índices

#### Índice de Poluição – P

Aplicou-se o índice de poluição - P - a todos os locais de amostragem (G1 a G20), segundo os princípios metodológicos referidos anteriormente. A partir dos resultados obtidos (cf. Tabela D6, Anexo D) efectuou-se a representação espacial apresentada na Figura 5.36, onde os locais de amostragem são classificadas numa das classes de perturbação ambiental.

A Figura 5.36 ilustra de forma clara que a maioria das estações estão classificadas nas classes de *fraca* e *muito fraca* degradação ambiental. Constituem excepção os locais G13 e G19 que indicam um grau *moderado* de perturbação e o local G1 que revela um grau *muito forte* de perturbação.

O local de amostragem G1 coincide com o local que apresenta a menor riqueza específica e menor biomassa. O local G19 é aquele que apresenta menor número de indivíduos e o segundo valor mais baixo de riqueza específica, juntamente com os valores mais baixos de potencial redox, teores mais elevados de finos, maiores concentrações de contaminantes e níveis mais elevados de toxicidade. Os resultados do índice de poluição - P - reflectem de uma forma consistente o estado de perturbação ambiental deste local, tendo em conta a avaliação da qualidade ambiental sem o recurso a índices e indicadores (capítulo 5.3.2). No entanto, em relação ao local G1 os resultados do índice P sobrevalorizam a perturbação e não permitem concluir por si só, que este local é alvo de perturbação de origem natural, nomeadamente, devido às fortes correntes, tal como sugerem Quintino & Rodrigues (1995). O local de amostragem G13 apresenta um número relativamente reduzido de espécies e número de indivíduos, bem como de biomassa.



Escala de Perturbação Ambiental

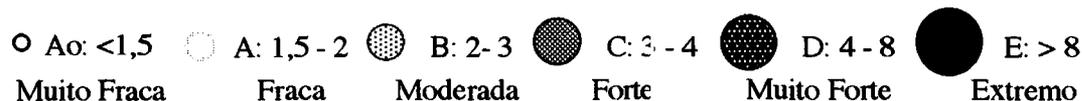
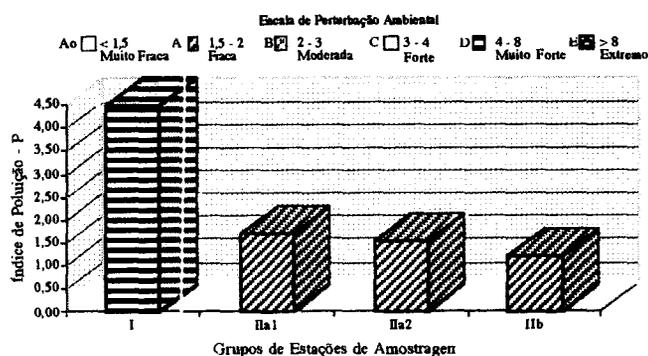


Fig. 5.36. Emissário Submarino da Guia. Repartição e espacial do índice de Poluição para as estações G1 a G20.

De forma a obter uma avaliação que reflectisse as grandes tendências espaciais existentes no ambiente sedimentar da zona de estudo efectuou-se o cálculo do índice de poluição para os vários grupos de estações (Fig. 5.37), resultantes da análise de classificação realizada por Quintino e Rodrigues (1995) e cujo resultado é sinteticamente apresentada no capítulo 5.3.2 (Grupos I, IIa1, IIa2, IIb).

Tal como para o caso de estudo anterior, utilizaram-se duas vias distintas de agregação para o cálculo do índice (cf. Tabela D7 e D8, Anexo D): (i) utilizando os valores médios das variáveis (número de espécies e de indivíduos, profundidade, percentagem de areia e de silte) de cada grupo de estações; (ii) a partir dos valores médios dos índices de poluição calculados para cada grupo de locais. Os resultados foram idênticos, pelo que não foi necessário proceder à selecção de uma das vias de abordagem.

Os resultados ilustram a análise obtida na caracterização das variáveis biológicas primárias nos diferentes grupos de estações de amostragem, não evidenciando no entanto, por efeito da agregação da informação, os casos de perturbação moderada verificados nas estações G13 e G19. Os resultados da aplicação das curvas-K e ABC aos diferentes grupos de estações de amostragem, descrito por Quintino & Rodrigues (1995), diferem em relação aos resultados obtidos através do índice P para o Grupo IIb. Os indícios de perturbação detectados pelas curvas-K e ABC não são convergentes com a classe atribuída pelo índice P.



**Fig. 5.37.** Emissário Submarino da Guia. Resultados do Índice de Poluição para os grupos de estações I (G1), IIa1 (G2, G3, G5, G6 e G11 a G13), IIa2 (G4, G7 a G10, G14, G17 e G18) e IIb, (G15, G16, G19 e G20).

Tal como para o caso de estudo I e II, procurou-se testar a influência de diferentes variáveis que integram o algoritmo de cálculo do índice de poluição. Em primeiro lugar fez-se variar os valores de profundidade, atribuindo diferentes valores constantes de 0, 1 e 100 m, valores aleatórios entre os valores extremos de profundidade medida (32,8 e 63,3 m) e valores aleatórios entre 0 e 130 m; considerou-se também a hipótese em que foi retirada a expressão associado à profundidade (2,20-0,0166h) (Tabela 5.19).

**Tabela 5.19.** Emissário Submarino da Guia. Sensibilidade do índice de poluição (P) à variável profundidade (h).

	Valor Médio	Desvio Padrão	Coef. Variação	Amplitude Variação	Coef. Correlação
P	1,70	0,74	0,44	3,63	-
P (h=0 m)	2,05	0,85	0,42	4,16	1,00
P (h=1 m)	2,04	0,85	0,42	4,14	1,00
P (h=100 m)	1,01	0,42	0,42	2,06	1,00
P (sem h)*	1,38	0,57	0,42	2,80	1,00
P (h aleatório)**	1,63	0,75	0,46	3,62	0,99
P (h aleatório)++	1,41	0,88	0,62	4,05	0,91

\* Sem o factor da profundidade: (2,20-0,0166h).

\*\* Valor aleatório entre os extremos de profundidade, 32,8 a 63,3 m.

++Valor Aleatório entre 0 e 130 m.

Perante os resultados obtidos poder-se-á afirmar que, tal como no caso de estudo I e II, a variável profundidade exerce pouca influência no resultado final do índice, tal como se

pode verificar pelos coeficientes de correlação obtidos entre o índice original, não alterado, e o índice alterado para diferentes situações de profundidade. Os coeficientes de variação evidenciam também que a dispersão relativa em torno da média é sensivelmente a mesma para os diferentes valores de P estimado. Observou-se também que para os cenários h=100 m e sem o factor de profundidade, os resultados do índice diminuem o suficiente ao ponto de conseguir reduzir o grau de perturbação dos locais de amostragem com maior perturbação original (G1, G13 e G19).

A comparação das médias por meio de um teste de *t* (Davis, 1986), mostrou que só existem diferenças significativas ( $\alpha=0,05$  e 38 graus de liberdade) entre o índice calculado para o valor constante de profundidade igual a 100 m e o índice original.

Avaliou-se também a influência do número de indivíduos no resultado final do índice de poluição. Foram testados diferentes valores constantes de 39 (número máximo de espécies num local), 100, 500 e 1000 indivíduos, bem como valores aleatórios entre 39 e 367 indivíduos (extremos de abundância registados no conjunto de todos os locais) e entre 39 e 1000 indivíduos (Tabela 5.20).

Os resultados obtidos para os coeficientes de correlação ilustram de forma explícita a fraca influência exercida por esta variável nos resultados do índice. Em relação à variação da médias de P original e as diferentes situações correspondentes aos diferentes números de indivíduos atribuídos, testou-se a igualdade das médias por aplicação do teste *t*. Para um nível de significância de 5 % ( $\alpha=0,05$ ) e 38 graus de liberdade, apenas para a situação em que *i*=1000 indivíduos é aceite a hipótese das médias serem significativamente diferentes.

**Tabela 5.20.** Emissário Submarino da Guia. Sensibilidade do índice de poluição (P) à variável número de indivíduos (*i*).

	Valor Médio	Desvio Padrão	Coef. Variação	Amplitude Variação	Coef. Correlação
P	1,70	0,74	0,44	3,63	–
P ( <i>i</i> =39)	1,57	0,85	0,54	4,00	0,99
P ( <i>i</i> =100)	1,85	1,00	0,54	4,72	0,99
P ( <i>i</i> =500)	1,52	0,82	0,54	3,87	0,99
P ( <i>i</i> =1000)	1,20	0,65	0,54	3,05	0,99
P ( <i>i</i> aleatório)*	1,77	0,98	0,56	4,65	0,98
P ( <i>i</i> aleatório)**	1,50	0,72	0,48	3,37	0,97

\* Valor aleatório entre os extremos de abundância, 39 e 367 indivíduos por 0,05 m<sup>2</sup>; o limite mínimo está dependente do número máximo de espécie, 39.

\*\* Valor aleatório entre 39 e 1000 indivíduos.

Os coeficientes de variação são iguais para a maioria dos valores de abundância testados, pelo que é visível a existência de uma dispersão relativa dos dados idêntica, para todas as situações testadas.

Salienta-se também que, apenas na situação testada para  $i=1000$  indivíduos, os resultados do índice por local de amostragem variaram o suficiente para que os três locais mais perturbados transitassem para uma classe de menor perturbação.

Por fim testou-se ainda a influência do número de espécies nos resultados do índice de poluição (Tabela 5.21). Seguindo o mesmo tipo de análise de sensibilidade até agora apresentado, consideraram-se diferentes números constantes de espécies de 1, 40, 100, 500 espécies e valores aleatórios entre 7 e 39 espécies (extremos de riqueza específica medida no conjunto de todos os locais) e entre 1 e 500 espécies. Para cada um destes cenários (com exceção do primeiro em que foi considerado o número real de indivíduos) foram considerados valores aleatórios de números de indivíduos entre 40-100, 100-500, 39-100, e 500-1000, respectivamente.

**Tabela 5.21.** Emissário Submarino da Guia. Sensibilidade do índice de poluição (P) à variável número de espécies (g).

	Valor Médio	Desvio Padrão	Coef. Variação	Amplitude Variação	Coef. Correlação
P	1,70	0,74	0,44	3,63	–
P (g=1)	35,31	3,45	0,10	15,40	-0,31
P (g=40)	0,89	0,05	0,05	0,21	-0,02
P (g=100)	0,35	0,03	0,09	0,10	0,28
P (g=500)	0,05	0,01	0,09	0,02	-0,03
P (g aleatório*)	1,80	0,66	0,37	2,17	-0,09
P (g aleatório**)	0,21	0,31	1,43	1,39	0,15

\* Valor aleatório entre os extremos de riqueza específica medidos no conjunto de todos os locais (7 e 39 espécies).

\*\* Valor aleatório entre 1 e 500 espécies.

O teste aos coeficientes de correlação (para  $\alpha=0,05$  e 18 graus de liberdade, Rohlf & Sokal, 1995) vem demonstrar que as correlações não são significativamente diferentes de zero em nenhum dos cenários estabelecidos. Os baixos coeficientes de correlação obtidos ilustram de forma clara que o número de espécies influencia de forma acentuada os resultados do índice P.

Após aplicado o teste *t* para testar a igualdade das médias do índice original *versus* os índices estimados para as várias situações em que foram atribuídos diferentes números de espécies, verificou-se que apenas entre o índice calculado a partir de números aleatórios, entre 7 e 39 espécies, e o índice original, as médias não são significativamente diferentes ( $\alpha=0,05$  e 38 graus de liberdade).

Os resultados por local de amostragem destacam para o primeiro cenário (g=1) uma transição de todos os locais para a classe de perturbação mais elevada ( $P>8$ ). Para os cenários de g=40, g=100 e g=500 verifica-se que todos os locais são classificados na classe de menor perturbação ( $P<1,5$ ).

Assim, e de acordo com a análise aqui efectuada é possível detectar o peso que detém a variável número de espécies nos resultados do índice de poluição, conseguindo fazer variar os valores de P entre os limites da escala de perturbação. Esta constatação vem assim confirmar a análise efectuada nos casos de estudo anteriores.

Com o objectivo de avaliar potenciais correlações existentes entre o índice de poluição e diferentes variáveis que integram directamente os cálculos do índice, bem como variáveis abióticas de caracterização do sedimento, aplicou-se o método de correlação de Spearman (Tabela 5.22). Na generalidade os resultados ilustram baixas correlações entre as diferentes variáveis analisadas e o índice P, ressaltando três variáveis com correlações elevadas e significativas ( $\alpha=0,05$  e 18 graus de liberdade), nomeadamente o número de indivíduos, o número de espécies e o número teórico de espécies num sedimento não poluído (para o actual número de indivíduos).

**Tabela 5.22.** Emissário Submarino da Guia. Matriz de correlação de Spearman entre o índice de poluição (P), variáveis que integram o cálculo do índice (i - número de indivíduos, g - número de espécies, s - fracção de areia, t - fracção de silte, s' - granulometria, io - número teórico de indivíduos, go - número teórico de espécies, g' - número teórico de espécies num sedimento não poluído para o actual número de indivíduos, h - profundidade) e variáveis abióticas que não entram no cálculo do índice (Eh, MOT - matéria orgânica total, C - fracção de cascalho). As correlações significativas apresentam-se a sombreado.

	Prof	Eh	MOT	C	s	t	s'	io	go	i	g	g'	P
Prof	1,00												
Eh	-0,62	1,00											
MOT	0,71	-0,71	1,00										
C	-0,26	0,38	-0,25	1,00									
s	-0,56	0,41	-0,59	-0,08	1,00								
t	0,75	-0,64	0,72	-0,33	-0,77	1,00							
s'	-0,56	0,40	-0,59	-0,09	1,00	-0,77	1,00						
io	-0,88	0,46	-0,46	0,22	0,20	-0,44	0,20	1,00					
go	-0,88	0,46	-0,46	0,22	0,20	-0,44	0,20	1,00	1,00				
i	0,42	-0,34	0,40	-0,22	-0,13	0,36	-0,13	-0,26	-0,26	1,00			
g	0,25	-0,25	0,27	-0,03	-0,07	0,31	-0,07	-0,09	-0,09	0,88	1,00		
g'	0,42	-0,34	0,40	-0,22	-0,13	0,36	-0,13	-0,26	-0,26	1,00	0,88	1,00	
P	-0,29	0,33	-0,30	0,02	0,09	-0,33	0,10	0,14	0,14	-0,36	-0,39	-0,36	1,00

Após a avaliação da qualidade ambiental da zona de estudo utilizando o índice de poluição - P - e confrontando com os resultados da análise efectuada no capítulo 5.3.2 (sem utilizar sistemas de indicadores e índices), poder-se-á afirmar existir uma concordância relativamente fraca na avaliação produzida pelas duas vias de abordagem. É de salientar que o resultado do índice de poluição obtido para o local G1, revela um nível de perturbação que está sobrevalorizado em relação à realidade, revelando um deficiente desempenho do índice. Os resultados do índice para os grupos IIa1, IIa2 e IIb revelam também alguma distorção da realidade, nomeadamente ao classificar o grupo IIb como o menos perturbado.

À semelhança dos casos de estudo anteriores, a principal conclusão retida na análise de sensibilidade aos resultados do índice de poluição, foi a de que o número de espécies constitui uma variável determinante nos resultados do índice. Assim, efectuada a comparação entre os resultados do índice por local de amostragem (Fig. 5.36) *versus* a riqueza específica por local de amostragem (Fig. 5.38), verifica-se um nível de concordância acentuado, com variação inversa das duas grandezas.

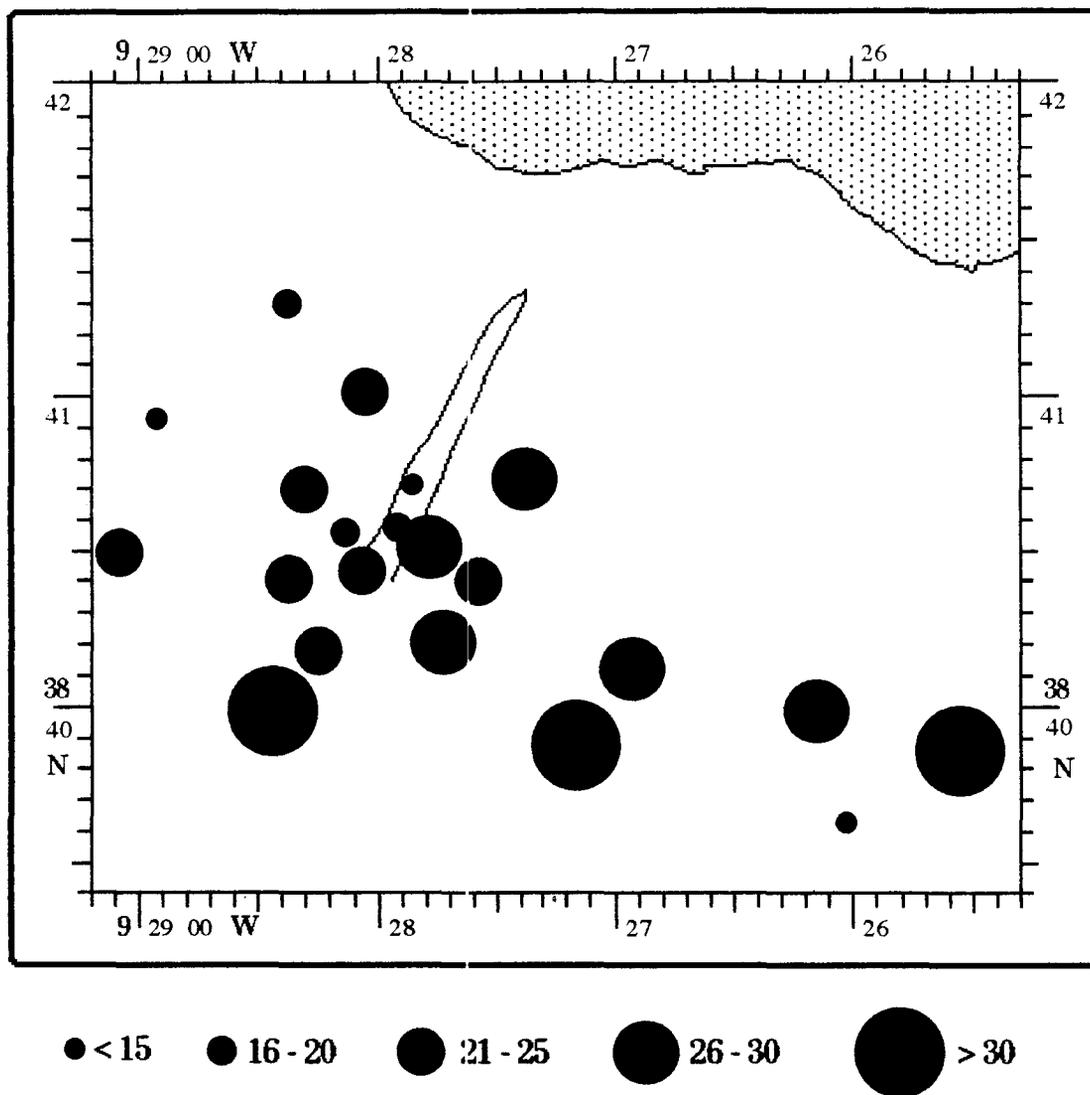


Fig. 5.38. Emissário Submarino da Guia. Repartição espacial da riqueza de espécies (sp/o, 1m<sup>2</sup>) para as estações G1 a G20 (Quintino & Rodrigues, 1995).

#### Índice de Diversidade de Shannon Wiener - H'

Implementou-se o cálculo do índice de diversidade de Shannon Wiener - H' para cada local de amostragem, tendo por base a informação relativa à repartição do número de indivíduos pelas diferentes espécies (cf. Tabela D9, Anexo D). Os resultados do índice para toda a área de estudo é representada na Figura 5.39. Verifica-se uma predominância de valores de diversidade situados acima de 3 bits/indivíduo. É de notar que

comparativamente ao caso de estudo I e II, a diversidade estimada neste caso de estudo é superior.

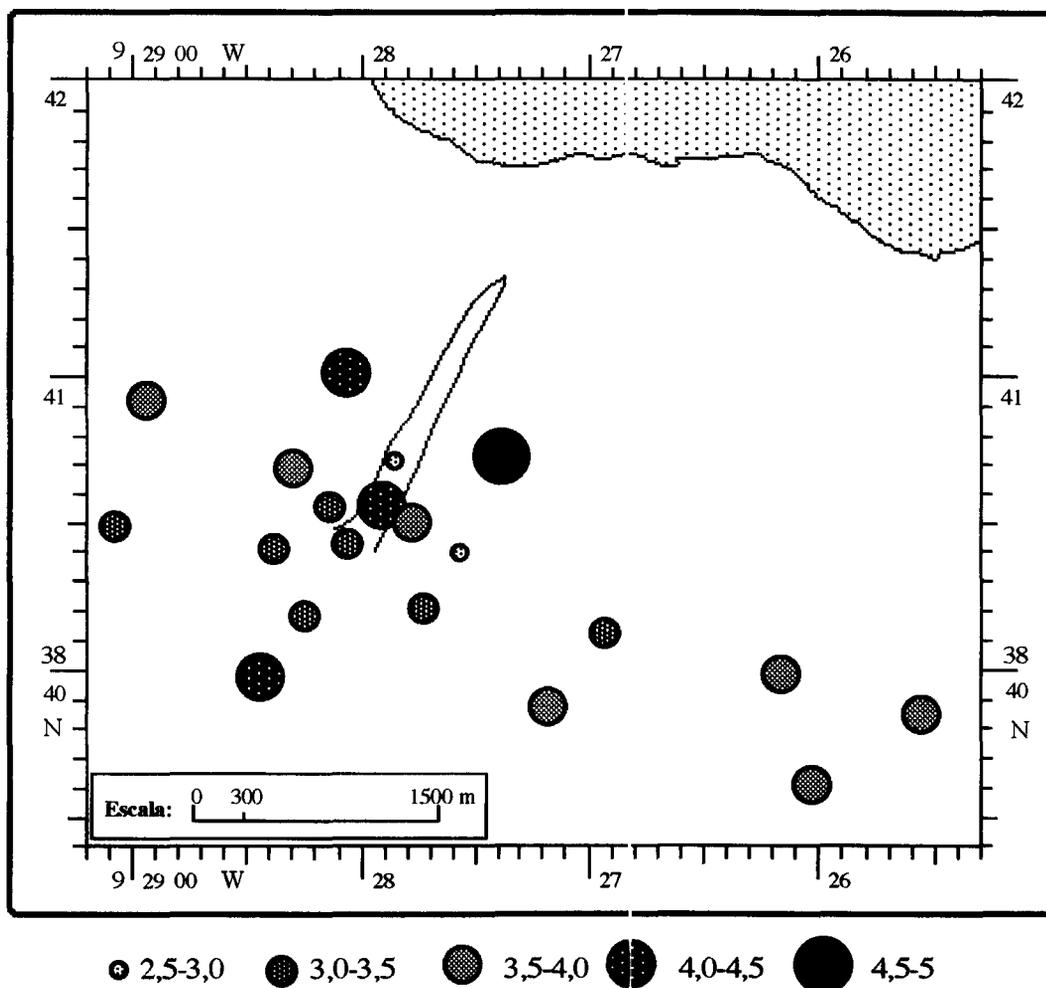


Fig. 5.39. Emissário Submarino da Guia. Repartição espacial do Índice de Diversidade -  $H'$  (bits/indivíduo) para as estações G1 a G20

Da análise das correlações entre o índice de diversidade e o número de indivíduos, número de espécies e índice de poluição - P, conforme a Tabela 5.23, verifica-se a inexistência de correlações significativas (para  $\alpha=0,05$  e 18 graus de liberdade).

Tabela 5.23. Emissário Submarino da Guia. Coeficientes de correlação de Spearman entre o índice de diversidade Shannon-Wiener -  $H'$  e o número de indivíduos, o número de espécies e o índice de poluição.

	Número de indivíduos	Número de espécies	Índice de Poluição - P
$H'$	-0,14	0,23	-0,24

Destaca-se também que ao contrário do foi detectado no caso de estudo I e II, não existe correlação significativa entre o número de espécies e os valores de  $H'$ . É no entanto de

destacar que o valor mais baixo de  $H'$ , ocorrido no local G1, coincide com o menor valor de espécies e com o máximo de perturbação revelado pelo índice P.

Calculado o índice de diversidade  $H'$  (bits/indivíduo/0,1 m<sup>2</sup>) para os diferentes grupos de estações (I, IIa1, IIa2, IIb) (cf. Tabela D10, Anexo, D) descritos no capítulo 5.3.2, observar-se que o grupo IIa1 apresenta o valor mais elevado de diversidade, enquanto o grupo I detém o menor valor de diversidade (Fig. 5.40). É de salientar que o valor de diversidade do grupo I reflecte o facto deste grupo ser apenas representado por um local de amostragem, enquanto todos os restantes grupos são formados por amostras compostas de vários locais.

Os resultados obtidos pelo índice de diversidade são coincidentes com a análise efectuada no capítulo 5.3.2, que reflecte de uma forma geral um padrão essencialmente marcado pela inalteração da comunidade bentónica original.

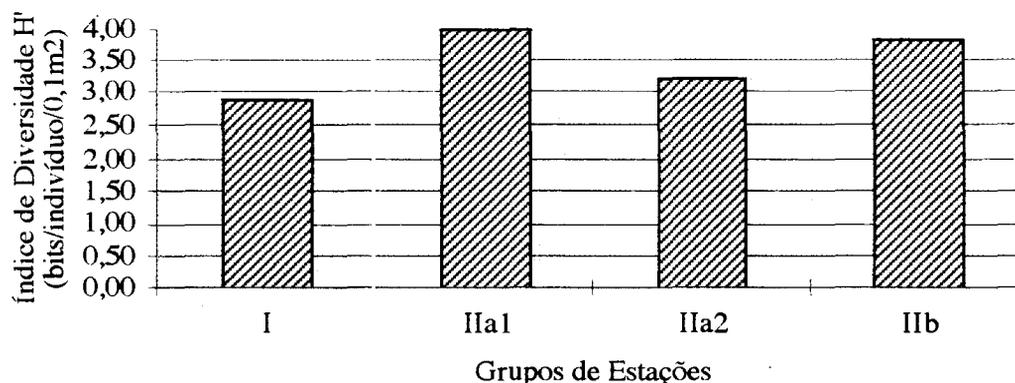


Fig. 5.40. Emissário Submarino da Guia. Resultados do Índice de Diversidade -  $H'$  para os grupos de estações I (G1), IIa1 (G2, G3, G5, G6 e G11 a G13), IIa2 (G4, G7 a G10, G14, G17 e G18) e IIb, (G15, G16, G19 e G20).

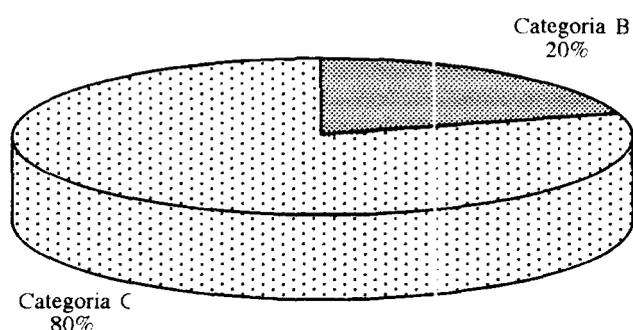
Determinaram-se os coeficientes de correlação de Spearman entre o índice de diversidade  $H'$  e diferentes descritores abióticos do sedimento. Verificou-se a inexistência de coeficiente de correlação significativamente diferentes de zero entre  $H'$  e os vários descritores, para um nível de significância de 0,05 e 18 graus de liberdade.

#### Índice de Qualidade Biológica – BQI

O índice de qualidade biológica foi projectado para avaliar sistemas estuarinos, pelo que a sua aplicação a este caso de estudo (uma faixa costeira aberta) poderá envolver algumas limitações. No entanto, com o objectivo de maximizar o leque de comparações entre os diferentes casos de estudo e testar individualmente cada sistema de indicadores e índices seleccionado, procedeu-se à determinação deste índice.

Em primeiro lugar delimitou-se diferentes áreas baseadas na fácies biosedimentar, recorrendo à análise efectuada por Quintino & Rocrigues (1995), sobre os principais gradientes biosedimentares e repartição espacial das unidades de povoamento de macrofauna bentónica. Assim, tendo em conta a área ocupada por cada um dos grupos de afinidade (I, IIa1, IIa2, IIb), efectuou-se a classificação numa das categorias de qualidade biológica (A- abiótica, B- alterada e C- estável).

Assumindo que os grupos de estações IIa1 e IIa2 representam cerca de 63 % da área de estudo, e o grupo I e IIb representam respectivamente, 2 % e 35 %, efectuou-se a distribuição da área afectada a cada uma das categorias de qualidade biológica consideradas pelo índice, cujo resultado se apresenta na Figura 5.41.



**Fig. 5.41.** Emissário Submarino da Guia. Distribuição pelas três categorias de qualidade biológica A (abiótica), B (alterado) e C (estável).

A partir do algoritmo de cálculo deste índice obteve-se um valor para a área de estudo total de 6,31 que revela uma qualidade biológica razoavelmente elevada e que coincide com a avaliação previamente efectuada no capítulo 5.3.2. As estações de amostragem G1, G19 e G20 são as principais responsáveis pela evidência de alguma instabilidade do sistema biológico associado à macrofauna benthica.

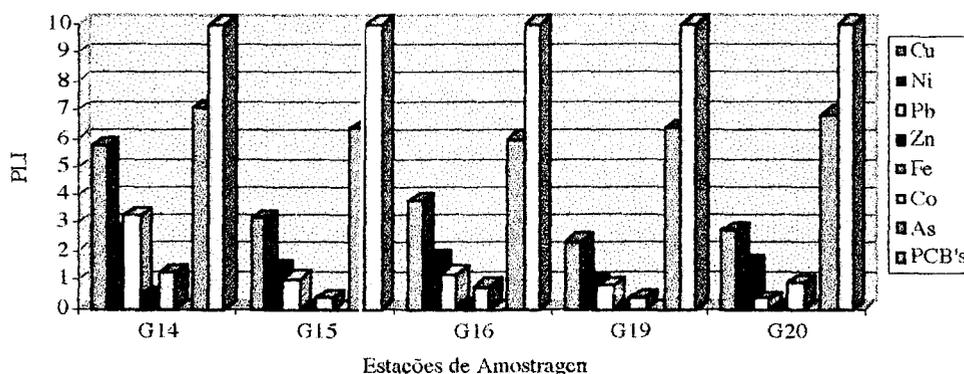
### Índice de Carga Poluente – PLI

Segundo os procedimentos metodológicos previamente descritos efectuou-se o cálculo do índice de carga poluente - PLI. Tal como referido em relação ao BQI, a aplicação do índice PLI envolve à partida limitações associadas ao facto da área de estudo não se tratar de um sistema estuarino. No entanto, tendo presente o facto de este índice apenas ter sido aplicado a sistemas estuarinos e com o objectivo de possibilitar uma macro-avaliação, assumiu-se poder efectuar esta implementação desde que à partida sejam incluídas tais limitações na apreciação dos resultados finais.

Assim, a partir dos dados disponíveis sobre as concentrações de metais pesados e PCB's em cinco locais de amostragem (G14, G15, G16, G19 e G20), determinaram-se os valores de PLI por contaminante em cada local (*cf.* Tabela D11, Anexo D). Tal como no caso de estudo I e II, na implementação do algoritmo utilizaram-se os valores apresentados por Wilson & Jeffrey (1987) para as constantes referentes à linha base ou de referência (B) e ao limiar de degradação ambiental (T) (*cf.* Tabela A13, Anexo A).

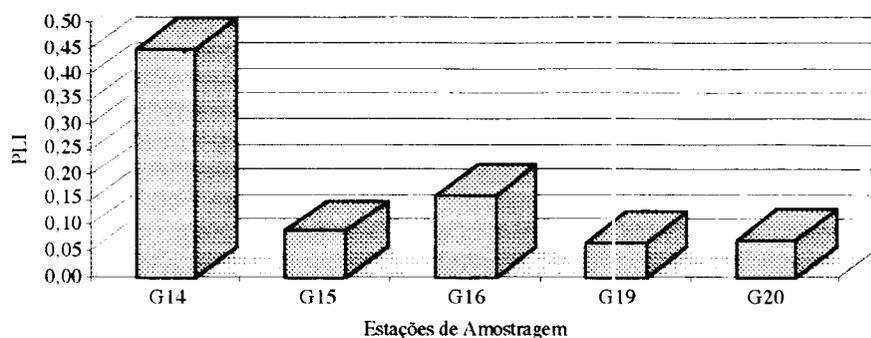
Apenas são apresentados dados de contaminantes sobre cinco locais de amostragem, uma vez que não foram determinados metais nos restantes locais, devido à presença minoritária de fracção fina (< 0,063 mm).

A representação gráfica desses resultados (Fig. 5.42) ilustra de forma expressiva a ausência de contaminação por PCB's e indícios de contaminação em relação ao arsénio, em todas as estações. O PLI do metal cobre revela níveis de contaminação moderada, apresentando no entanto valores mais preocupantes nos locais G19 e G20. Os PLI dos restantes metais revelam na globalidade níveis mais críticos de contaminação, em especial os valores de Pb nas estações G19 e G20, Ni na estação G19, Fe nas estações G15, G16, G19 e G20 e de Zn em todas as estações. Estes valores mais preocupantes de PLI (< 1) revelam que as concentrações excederam o limite de degradação ambiental (T) considerado.



**Fig. 5.42.** Emissário Submarino da Guia. Variação do índice de carga poluente - PLI por contaminante ao longo de diferentes estações de amostragem (G14, G15, G16, G19 e G20).

Da agregação dos diferentes PLI por contaminante em cada local de amostragem é obtido o PLI por local (*cf.* Tabela D11, Anexo D), que permite avaliar a qualidade ambiental por local de amostragem face à contaminação existente. O gráfico apresentado de seguida (Fig. 5.43) ilustra claramente um menor nível de contaminação na estação de amostragem G14, relativamente às restantes estações analisadas, nomeadamente as estações G19 e G20, as mais contaminadas. A análise dos valores de PLI registado em todos os locais evidencia assinalável contaminação, com valores situados entre 0 e 1.



**Fig. 5.43.** Emissário Submarino da Guia. Variação do índice de carga poluente - PLI ao longo das diferentes estações de amostragem (G14, G15, G16, G19 e G20).

Por fim calculou-se o valor de PLI da área de estudo total, através da agregação dos diferentes valores de PLI por local de amostragem. O PLI resultante foi de 0,126, revelando um expressivo nível de contaminação da área definida por este grupo de estações de amostragem.

De forma análoga à análise realizada nos casos de estudo anteriores, procedeu-se ao teste do método de agregação utilizada pelo PLI, média geométrica simples, através da comparação com outros métodos de agregação, a média aritmética simples e o subíndice mínimo (Tabela 5.24).

**Tabela 5.24.** Emissário Submarino da Guia. Valores do índice PLI para as estações de amostragem G14, G15, G16, G19 e G20, utilizando diferentes métodos de agregação.

Métodos de Agregação	Estações de Amostragem				
	G14	G15	G16	G19	G20
Média Geométrica Simples	0,45	0,09	0,16	0,07	0,07
Média Aritmética Simples	3,84	2,82	2,96	2,63	2,82
Subíndice Mínimo	7,2E-07	9,1E-10	1,1E-08	4,4E-10	3,8E-09

De acordo com a Tabela 5.24, os resultados evidenciam o mesmo tipo de variação ao longo das várias estações de amostragem, com os valores mais elevados de contaminação a serem observados em G19 e G20 (valores mínimos de PLI), enquanto a menor contaminação é registada em G14 (maior valor de PLI). Este padrão de variabilidade sensivelmente igual para os vários métodos é confirmado pelos elevados e significativos coeficientes de correlação ( $\alpha=0,05$  e 3 graus de liberdade) obtidos entre o método de agregação utilizado pelo PLI (média geométrica simples) e os outros dois métodos testados, 0,99 e 0,98, respectivamente.

Salienta-se também que o método de agregação por média aritmética simples apresenta resultados de magnitude superior, que espelham uma situação de menor contaminação,

sobestimando em parte o panorama de contaminação revelado pelos PLI desagregados para os diferentes contaminantes.

Os resultados globais deste índice são em geral concordantes com a avaliação efectuada no capítulo relativo à análise dos dados sem utilizar índices e/ou indicadores, quer em relação à existência de contaminação nas várias estações analisadas para a maioria dos contaminantes, excepto para os PCB's, quer em relação à análise particular que evidencia as estações G19 e G20 como as mais contaminadas.

No entanto, considera-se que para uma melhor interpretação dos resultados deste índice, não deverá ser esquecido que os valores produzidos sobre a contaminação, estão fortemente dependentes das constante B (linha base ou de referência) e T (limiar de degradação ambiental) utilizadas no cálculo do índice. Em especial, os valores de T considerados são mais restritivos relativamente a valores apresentados em outras referências (*e.g.* Persaud *et al.*, 1993, Jaagumagi *et al.*, 1995), pelo que o nível de contaminação revelado pelo PLI poderá estar sobreestimado.

#### *Sistema de classificação de águas estuarinas e costeiras*

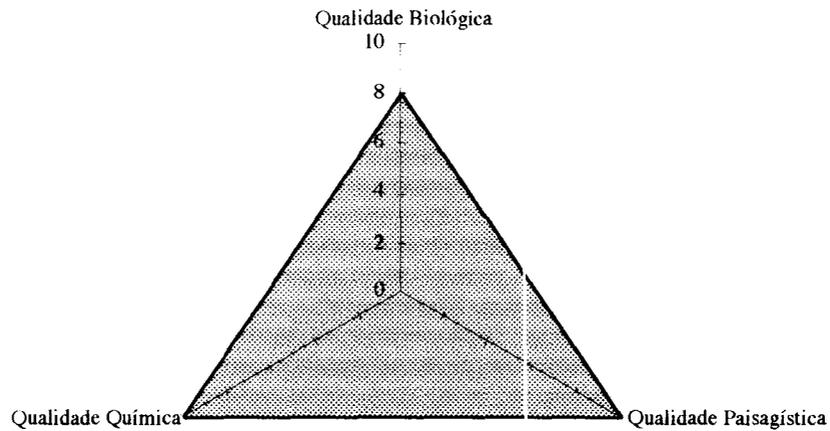
A aplicação do sistema de classificação de águas estuarinas e costeiras exige um conjunto de conhecimentos específicos sobre diferentes componentes que caracterizam a área a analisar. Tal conhecimento está muitas vezes reservado a técnicos que já efectuaram trabalho detalhado sobre a área de estudo e que por tal possuem maior sensibilidade para efectuar determinado tipo de julgamento.

A existência ou não de informação sobre a área a analisar constitui outro dos elementos fulcrais para uma correcta classificação das várias componentes (biológica, química e paisagística) que integram este método.

Tendo em conta as limitações existentes, procedeu-se à implementação deste método à área de estudo. Os pontos atribuídos às diferentes componentes apresentam a seguinte distribuição: • *Qualidade biológica* - (a) 2 pontos; (b) 2 pontos; (c) 2 pontos; (d) 2 pontos - considerou-se 50 % de pontuação total, uma vez que não existe informação disponível; • *Qualidade paisagística* - escolha da alínea (a) que corresponde a 10 pontos; • *Qualidade Química* - 10 pontos;

De acordo com os valores individuais de cada componente a classificação obtida é de 28 pontos, ficando assim classificada na classe A (24-30 pontos) que corresponde a boa qualidade, que como se pode observar pela Figura 5.44 faltam apenas dois pontos na

componente biológica para que o triângulo fique “completo”, espelhando o “ótimo” de qualidade ambiental.



**Fig. 5.44.** Emissário Submarino da Guia. Contribuição de cada componente ambiental (biológica, paisagística e química) para a avaliação da qualidade ambiental através do sistema de classificação de águas estuarinas e costeiras (UKNWC).

Tal como nos casos de estudo anteriores os resultados deste método são excessivamente optimistas na avaliação da componente ambiental *Qualidade Química*, indicando valores que não têm em conta os níveis de contaminantes existentes, pois apenas considera a análise do oxigénio dissolvido.

## 6. ANÁLISE COMPARADA DOS SISTEMAS DE INDICADORES E ÍNDICES

### 6.1 Avaliação Geral

Após aplicados os diferentes sistemas de indicadores e índices aos três casos de estudo procedeu-se a uma análise comparativa dos resultados individuais obtidos para cada método.

Na Tabela 6.1 apresenta-se uma análise comparativa entre os resultados médios, obtidos para os diferentes casos de estudo. Os resultados evidenciam as diferenças detectadas pela avaliação da qualidade ambiental na análise preliminar dos dados efectuada para cada caso de estudo, recorrendo a metodologias que não são tradicionalmente categorizadas como sistemas de indicadores e índices. O caso de estudo I apresenta, globalmente, menor qualidade ambiental, destacando-se também o caso de estudo II pela igualmente elevada contaminação de origem metálica. O caso de estudo III apresenta o nível mais elevado de qualidade ambiental.

**Tabela 6.1.** Análise comparativa dos resultados obtidos para o conjunto dos locais de amostragem dos diferentes sistemas de indicadores e índices para os três casos de estudo (I - Zona de Intervenção da EXPO'98, II - Complexo Industrial do Earreiro-Seixal, III - Emissário Submarino da Guia).

Sistemas de Indicadores e índices	Casos de Estudo	Valor Médio	Desvio Padrão	Coef. Variação	Amplitude Variação
P	I	6,858	3,297	0,481	18,645
	II	3,756	0,861	0,229	3,517
	III	1,700	0,740	0,440	3,630
H'	I	0,665	0,692	1,041	2,292
	II	2,424	0,625	0,258	2,650
	III	3,605	0,510	0,141	1,691
BQI	I	0,220	-	-	-
	II	3,162	-	-	-
	III	6,310	-	-	-
PLI local	I	0,080	0,060	0,750	0,150
	II	0,008	0,018	2,233	0,041
	III	0,170	0,160	0,960	0,380
UKNWC	I	10	-	-	-
	II	14	-	-	-
	III	28	-	-	-

A avaliação individual de cada sistema de indicadores e índices aplicado, revela essencialmente que:

• Índice de Poluição – P

Os resultados deste índice mostraram uma concordância global com a avaliação preliminar dos dados na forma “bruta”; revelou ainda um grau de sensibilidade assinalável entre as situações de maior e menor perturbação. A aplicação pioneira em sistemas estuarinos, com resultados aceitáveis, vem contribuir para um maior espectro potencial de aplicação. Pontualmente o índice proporcionou respostas menos robustas, nomeadamente através de resultados de perturbação sobrevalorizados, como aconteceu no caso de estudo III.

A variável número de espécies apresenta-se como aquela que exerce maior influência nos resultados do índice, tal como foi verificado ao longo dos diferentes casos de estudo.

Da análise de sensibilidade efectuada salienta-se a necessidade de repensar a estrutura do índice, nomeadamente através da exclusão ou de uma nova forma de inclusão de algumas das variáveis, nomeadamente a profundidade, face ao fraco peso exercido no resultados finais. Tal como já referido anteriormente, para uma aplicação de maior fiabilidade seria necessário recalcular as constantes empíricas para a situação nacional.

• Índice de Diversidade – H'

O índice H' apresentou valores médios de diversidade superiores para o caso de estudo com menor degradação ambiental, enquanto para os restantes casos revelou valores médios inferiores de diversidade, em especial para o caso de estudo I, o mais degradado. Este comportamento evidenciou assim, um nível de concordância relevante com a análise preliminar dos dados. Verificou-se uma convergência entre valores mais elevados de diversidade e níveis superiores de qualidade ambiental. No entanto, salienta-se que este comportamento não constitui uma regra absoluta, pois a aplicação deste tipo de índice para confrontar com a qualidade ambiental exige que sejam tomadas em conta várias considerações.

Os índices de diversidade não permitem por si só avaliar o estado de “saúde ecológica” de determinado ecossistema, permitem apenas avaliar a estrutura da comunidade (abundância numérica em cada espécie de uma comunidade) através da medida da diversidade, que é máxima quando os indivíduos se distribuem igualmente pelas espécies, e mínima se existir uma só espécie. O facto de existir mais diversidade num local que noutro, não significa necessariamente menos perturbação ou maior estabilidade, ao contrário do que durante muito anos se pensou, nomeadamente tal como refere Zand (1976), quando se utilizam índices de diversidade para avaliar a qualidade da água. Os meios costeiros, e em particular os estuarinos, apresentam por outro lado complicações acrescidas para a aplicação destes índices, pois naturalmente já apresentam baixa diversidade.

Apesar das limitações acima referidas estes índices poderão ter uma importância relativa significativa, quando utilizados juntamente com outro tipo de métodos, podendo ser um complemento importante da análise. Igualmente se existirem dados cronológicos, podem permitir uma análise da evolução temporal de determinado sistema. Estes índices poderão por exemplo ser utilizados na avaliação de perturbação potencial em locais contaminados, nomeadamente por metais pesados, como referem Bolgiano *et al.* (1993).

Considera-se que as aplicações efectuadas nestes casos de estudo permitiram aferir positivamente os resultados produzidos pelos outros métodos de análise utilizados (com e sem recurso aos sistemas de indicadores e índices). Interessa sublinhar que este tipo de índice não deverá ser utilizado isoladamente para avaliar a qualidade ambiental de um ecossistema, pois necessariamente poderá conduzir a resultados erróneos. Tal como sublinha Diaz (1992), utilizar a diversidade por si só, é ineficaz para avaliar um impacto ou alteração num ecossistema.

• *Índice de Qualidade Biológica – BQI:*

Os resultados obtidos para os três casos de estudo mostraram consistência em relação à classificação relativa de qualidade entre eles. O facto de estar especialmente projectado para avaliar sistemas estuarinos como um todo e não apenas partes isoladas, contribui para um agravamento da dificuldade de implementação, pois exige um conhecimento que pode ser incrementado para grandes escalas de análise.

Não obstante as limitações acima enunciadas, julga-se oportuno salientar que este índice além de apresentar um valor acrescentado, dado ter sido projectado para aplicações conjuntas com o índice de carga poluente (PLI), apresenta resultados satisfatórios de aplicações a estuários europeus (*e.g.* Wilson & Elkaim, 1991; Wilson *et al.*, 1987).

• *Índice de Carga Poluente – PLI:*

A avaliação ambiental produzida por este índice assinala o caso de estudo I e II como os mais contaminados, o que coincide com os resultados da análise preliminar dos dados efectuada. Os resultados estimados pelo índice tiveram por base dois conceitos fulcrais neste tipo de avaliação: linha base ou de referência e limiar de degradação ambiental; necessariamente que as constantes atribuídas a estes dois patamares, controlam os resultados finais do índice, pelo que deverão ser investidos maiores esforços na obtenção de valores localmente testados, de forma a poder assegurar maior fiabilidade nas estimativas de qualidade ambiental. Tal como o BQI, este índice tem sido conjuntamente aplicado com algum sucesso em estuários europeus.

• Sistema de Classificação das Águas Estuarinas e Costeiras – UKNWC:

Os resultados da aplicação deste método revelaram coerência entre os três casos de estudo, onde é apresentada uma classificação de degradação decrescente do caso de estudo I para os casos de estudo II e III.

A informação produzida por este método é de carácter multidisciplinar e fornece um tipo de informação a um nível muito agregado e genérico, ilustrando um tipo de abordagem conceptual que é particularmente relevante do ponto de vista da gestão ambiental de sistemas costeiros. No entanto, este método apresenta vários problemas conceptuais em que, por um lado, os indicadores que integra têm maior importância em sistemas dulçaquícolas, e por outro, não integra indicadores que revelem o estado de contaminação. Estas limitações conduzem geralmente a avaliações ambientais demasiado optimistas, tal como foi verificado nos três casos de estudo.

## 6.2 Avaliação do Desempenho

Procurou-se ainda realizar uma avaliação comparativa dos diferentes sistemas de índices e indicadores utilizados em relação a diferentes variáveis que se considera de grande importância para avaliar o desempenho destes tipos de metodologias. Esta avaliação aqui sugerida, ainda que subjectiva, pretende contribuir para um melhor conhecimento dos métodos aqui analisados, bem como proporcionar uma base de trabalho para aplicações deste tipo.

As variáveis utilizadas para esta análise assentam num determinado tipo de informação que constituiu o suporte desta avaliação qualitativa:

- Facilidade de implementação - avaliação da facilidade de execução do algoritmo de cálculo, em face do tratamento necessário à utilização das variáveis, requisitos técnicos para efectuar o processamento do índice e tempo total associado até à obtenção dos resultados (sem contar com a etapa de recolha dos dados na “forma bruta”).
- Credibilidade técnica e científica - avaliar o grau de confiança técnico e científico perante uma análise das principais características e propriedades do método, tendo em conta requisitos básicos que devem ser garantidos em determinado tipo de estudos (e.g. se um índice pretender avaliar o grau de contaminação de sedimentos tem que ter em conta as características granulométricas dos locais de estudo).
- Relevância social: - estimada com base na importância que seria dada pelos utilizadores do sistema aquático aos principais indicadores analisados, tendo em conta as possíveis

percepções desses utilizadores, em concordância com conceitos apresentados por West (1989).

- Capacidade de síntese e transmissão da informação - avaliar a possibilidade de representar os resultados obtidos através de uma escala de qualidade (quantitativa ou qualitativa) e ser de fácil interpretação por um conjunto alargado de potenciais utilizadores.
- Sensibilidade e robustez - avaliar a existência de um compromisso entre o nível de simplificação e a credibilidade dos resultados; avaliar também a resposta do índice para situações extremas e intermédias.
- Custo monetário de implantação - avaliar o custo monetário de aplicação de determinado sistema de indicadores e índices como ferramenta regular de monitorização, controle e vigilância ambiental e/ou como instrumento de apoio à decisão.

Da análise efectuada (Tabela 6.2), destaca-se os métodos UKNWC e H' com a maior percentagem de variáveis classificadas na categoria C (Fraco), enquanto o índice PLI apresentam o maior número de variáveis classificadas na categoria A (Bom).

**Tabela 6.2** Matriz de avaliação dos diferentes sistemas de indicadores e índices de qualidade da água e sedimento (Índice de Poluição -P, Índice de Diversidade - H', Índice de Qualidade Biológica - BQI, Índice Carga Poluente - PLI, Sistema de Classificação das Águas Estuarinas e Costeiras - UKNWC) aplicados aos três casos de estudo. A pontuação é distribuída pelas seguintes categorias: Bom - A, Médio - B e Fraco - C.

	Sistemas de Indicadores e Índices				
	P	H'	BQI	PLI	UKNWC
Facilidade de implementação	B	A	B	A	A
Credibilidade técnica e científica	B	A	A	A	C
Relevância social	C	C	B	B	A
Capacidade de síntese e transmissão da informação	A	C	A	A	A
Sensibilidade e robustez	B	B	B	B	C
Custo monetário de implantação	B	B	B	B	B

De acordo com a classificação efectuada por grupos temáticos no capítulo 3, estes sistemas de indicadores e índices utilizados nos diferentes casos de estudo, são integrados nas seguintes classes: P, H' e BQI classificados na classe de Estrutura da Comunidade, PLI na classe de Contaminação, UKNWC na classe de Gestão Ambiental.

Das aplicações práticas efectuadas no âmbito deste trabalho poder-se-á considerar que dos diferentes tipos temáticos de sistemas de indicadores e índices utilizados, aparentemente apenas o UKNWC poderia ser aplicado isoladamente para avaliar a qualidade ambiental

de um determinado sistema costeiro, pois os restantes apenas avaliam uma componente isolada do sistema (perturbações no biota ou contaminantes no sedimento).

No entanto para delinear considerações acerca desta matéria, deverão ser salientados vários factores a ter em conta: (i) as metodologias que utilizam os organismos como variáveis-chave tiram partida do facto de estes permitirem medir directamente o efeito de perturbações; (ii) os métodos que trabalham a um nível muito genérico não permitem muitas vezes identificar as origens de perturbação do sistema; (iii) quando são englobados num mesmo método variáveis de características muito diferentes (*e.g.* contaminantes e variáveis biológicas), o risco de haver perdas significativas de informação é potencialmente superior, pelo que em face da confirmação de tais limitações deverão ser utilizados diferentes métodos em paralelo.

Assim, julga-se que apesar do mérito e da utilidade individual de cada dos tipos de métodos testados neste trabalho, e da possibilidade de os implementar em simultâneo, deverão ser canalizados esforços de investigação sobre os sistemas de índices e indicadores que integrem as principais componentes do ecossistema a ser analisado, aqui denominado por classe de *Gestão Ambiental*, tendo sempre presente que este tipo de abordagem requiere maiores precauções de implementação, para garantir um nível de robustez e sensibilidade credíveis.

## **7. CONCLUSÕES**

A eficiente análise, tratamento e transmissão da informação produzida pelos diferentes intervenientes nos processos de monitorização e vigilância ambiental constitui factor primordial para uma adequada gestão ambiental de sistemas costeiros. O recurso a metodologias baseadas em índices e indicadores pode constituir um contributo crucial para processar a informação numa forma sintética e mais facilmente interpretável por decisores, gestores, técnicos, cientistas, grupos de interesse ou pelo público em geral.

Dada a significativa e crescente utilização de sistemas de indicadores e índices ambientais, julga-se essencial sublinhar que tais métodos apresentam vantagens, bem como limitações inequívocas, pelo que a sua implementação requer a avaliação da robustez dos resultados (nomeadamente através da introdução de análise de sensibilidade) garantindo o conhecimento do grau de incerteza associado.

A selecção dos parâmetros que melhor caracterizem a qualidade de sistemas aquáticos costeiros é tarefa complexa e encontra-se rodeada de alguma incerteza quanto aos critérios e níveis de integração, nos quais os parâmetros e processos deverão ser analisados. Os parâmetros seleccionados deverão constituir por si só e/ou agregados, indicadores credíveis da qualidade das diferentes componentes do sistema perante uma dada situação ambiental.

A avaliação das vantagens e desvantagens da utilização de um compartimento do sistema aquático (coluna de água, sedimento e biota) em detrimento de outro, como fonte de potenciais indicadores da qualidade ambiental do sistema, indica que os compartimentos sedimento e biota (especialmente o que se encontra associado ao sedimento) têm vantagens assinaláveis para um conjunto alargado de perturbações e usos dos sistemas costeiros.

A aplicação da metodologia adoptada aos diferentes casos de estudo permitiu, por um lado, demonstrar o tipo de resultados que pode ser obtido pela utilização deste tipo de ferramenta metodológica, e por outro, obter uma avaliação comparativa dos vários sistemas de indicadores e índices utilizados.

As características de localização (duas zonas de estuário e uma faixa costeira) e de qualidade ambiental (com graus de perturbação distintos) dos vários casos de estudo, possibilitaram efectuar uma análise comparativa entre sistemas costeiros, testando para situações extremas e intermédias as diferentes respostas da metodologia adoptada.

Os resultados obtidos pelos sistemas de indicadores e índices implementados foram maioritariamente credíveis, demonstrando um grau de incerteza aceitável. Pontualmente obtiveram-se respostas menos robustas por parte de alguns dos métodos, nomeadamente o índice de poluição (Satsmadjis, 1985) ao sobrevalorizar alguns dos valores de perturbação ambiental estimados para o caso de estudo III, e o sistema de classificação de águas estuarinas e costeiras (UKNWC, 1981 *vide* Newman, 1992) ao transmitir uma imagem demasiado optimista em relação à qualidade ambiental verificada em todos os casos de estudo, por não apresentar indicadores de contaminação.

A análise comparada dos diversos métodos avaliados permitiu efectuar uma síntese dos principais resultados. Fez-se salientar a coerência existente entre os diferentes níveis de qualidade ambiental identificados para cada um dos três casos de estudo. A avaliação proposta para avaliar o desempenho individual de cada sistema metodológico, possibilitou a diferenciação dos sistemas de índices e indicadores com fraco e eficiente desempenho durante a aplicação prática efectuada; o índice de carga poluente (Wilson & Jeffrey, 1987) apresenta a melhor pontuação, enquanto o sistema de classificação de águas estuarinas e costeiras (UKNWC, 1981 *vide* Newman, 1992) e o índice de diversidade de Shannon-Wiener (Shannon & Weaver, 1949), têm a classificação mais fraca. No entanto, a utilidade de cada um dos métodos não é função exclusiva do seu desempenho individual, mas essencialmente da aplicação conjunta.

A avaliação da qualidade ambiental produzida pela aplicação dos sistemas de indicadores e índices, permitiu diferenciar três graus de degradação ambiental distintos: o caso de estudo I, Zona de Intervenção da EXPO'98, apresenta um ecossistema fortemente perturbado, marcado por concentrações elevadas de contaminantes; o caso de estudo II, Complexo Industrial do Barreiro-Seixal, é caracterizado por um ecossistema moderadamente perturbado, onde os níveis de contaminantes são potencialmente elevados, a julgar pela análise dos dados disponíveis, relativa a apenas uma pequena parte da área de estudo; o caso de estudo III, Emissário Submarino da Guia, evidenciou a melhor qualidade ambiental, traduzida por um ecossistema pouco perturbado; no entanto parte da zona de estudo apresenta níveis potencialmente preocupantes de alguns contaminantes, em particular a área mais próxima da embocadura do estuário.

O contributo dado por esta dissertação poderá constituir um suporte para programas de gestão da informação em sistemas costeiros, bem como para estudos de formulação de novos sistemas de indicadores e índices, direccionados para aplicações específicas. Considera-se que estas metodologias não vêm substituir os tradicionais métodos de inventariação, processamento e avaliação da informação ambiental, mas sim complementá-los. Os sistemas aquáticos costeiros, apesar do seu elevado grau de complexidade, associado às inúmeras singularidades que o caracterizam, não inviabilizam

a adopção de metodologias baseadas em sistemas de indicadores e índices de qualidade ambiental. Pelo contrário a sua aplicação é efectivamente útil e preferível na transmissão de informação de forma sintética, embora com grande cautela em respeitar as limitações inerentes a cada metodologia.



## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

AMARAL, M.J., CAEIRO, S.S., RAMOS, T.B. & ALCÂNTARA, F. (1994). Considerações sobre Programas de Monitorização e Vigilância na Presença de Exutores Submarinos. In: Santana, F., Antunes, P. Rodrigues, A. Farinha, J. & Peres, I. (ed.), *4ª Conferência Nacional Sobre a Qualidade do Ambiente*, 11-19, Vol. I. Lisboa.

ANDREAE, M.O., 1982 - Arsenic and mercury in the estuarine environment. In: *Estuarine processes, an application to the Tagus Estuary*, 135-155, UNESCO/CNA (DGQA), 1986. Lisboa.

BASCOM, W. (1982). The Effects of Waste Disposal on the Coastal Waters of Southern California. *Environ. Sci. Technol* **16**, (4), 226A-236A.

BELLAN, G. (1980). Relationship of Pollution to Rocky Substratum Polychaetes on the French Mediterranean Coast. *Marine Pollution Bulletin*. **11**, (11), 318-321.

BELLAN, G., DESROSIERS, G. & WILLSIE, A. (1988). Use of Annelid Pollution Index for Monitoring a Moderately Polluted Littoral Zone. *Marine Pollution Bulletin*. **19**, (12), 662-665.

BÉRON, P., VALIQUETTE, L., PATRY, G. & BRIÈRE, F. (1982). Indices de Qualité des Eaux. *Trib. Cebedeau*. **467**, (35), 385-391.

BOLGIANO, N.C., REID, R.N. & PATIL, G.P. (1993). A Study of the Relationship Between Diversity Indices of Benthic Communities and Heavy Metals Concentrations of Northwest Atlantic Sediments. In: Patil, G.P. & Rao, C.R. (ed.). *Multivariate Environmental Statistics*, 33-73. Elsevier Science Publishers B.V. Amsterdam.

BOYLE, O.C., MASTERSON, E.F. & STAPLETON, L. (1991). The Use of Indicator Organisms for the Protection of Recreational Users of Estuarine and Coastal Waters from Risks to Health. In: Jeffrey, D.W. & Madden, B. (ed.). *Bioindicators and Environmental Management*, 37-54. Academic Press Limited. London.

BOYLE, T.P., SMILLIE, G.M., ANDERSON, J.C., BEESON, D.R. (1990). A Sensitivity Analysis of Nine Diversity and Seven Similarity Indices. *Journal of Water Pollution Control Federation*. **62**, (6), 749-762.

BRAAT, L. (1991). The Predictive Meaning of Sustainability Indicators. In: Kuik, O. & Verbruggen, H. (ed.), *In Search of Indicators of Sustainable Development*, 57-70. Kluwer Academic Publishers, Netherlands.

BROWN, R.M., MCCLELLAND, N., DEININGER, R.A. & TOZER, R. (1970). A Water Quality Index - Do We Dare? *Water & Sewage Works*. **117**, (10), 339-343.

BROWN, R.M., MCCLELLAND, N.I., DEININGER, R.A. & O'CONNOR, M.F. (1972). A Water Quality Index - Crashing Psychological Barrier. In: Thomas, W.A. (ed.), *Indicators of Environmental Quality*, 173-182. Proceedings of the symposium held during the AAAS meeting in Philadelphia, Pennsylvania, 26-31, December 1971. Plenum Press. New York.

BURGESS, R.M. & SCOTT, K.J. (1992). The Significance of In-Place Contaminated Marine Sediments on the Water Column: Processes and Effects. In: Burton, G.A. (ed.), *Sediment Toxicity Assessment*, 129-166. Lewis Publishers, Inc.

CABELLI, V.J., DUFOUR, A.P., MCCABE, M.J. & LEVIN, M.A. (1983). A Marine Recreational Water Quality Criterion Consistent With Indicator Concepts and Risk Analysis. *Journal WPCF*. **55** (10), 1306-1313.

CAIRNS JR., J., ALBAUGH, D.W., BUSEY, F. & CHANAY, M.D. (1968). The Sequential Comparison Index - A Simplified Method for Non-Biologists to Estimate Relative Differences in Biological Diversity in Stream Pollution Studies. *Journal of Water Pollution Control Federation*. **40**, (9), 1607-1613.

CALVÁRIO, J. (1982). *Povoamentos Bentónicos Intertidais (substratos móveis)*. Estudo Ambiental do Estuário do Tejo. CNA/TEJO nº 19 - Rel. 18. Lisboa.

CÂMARA, A.S., SILVA, M.C., FERREIRA, J.G., RODRIGUES, A.C., REMÉDIO, J.M., CASTRO, P.P., FERNANDES, T.F. & MACHADO, V. (1987a). *Sistema de Gestão da Qualidade da Água do Estuário do Tejo*. Estudo Ambiental do Estuário do Tejo. SEARN, nº 15. Lisboa.

CÂMARA, A.S., SILVA, M.C., RAMOS, L., & FERREIRA, J.G. (1987b). TEJO1 - An Interactive Program for the Division of Estuaries into Homogeneous Areas. *Water Sci. & Tech.* **19**, 43-51.

CARTER, R.W.G. (1988). *Coastal Environments. An Introduction to the Physical, Ecological and Cultural Systems of Coastlines* (1<sup>st</sup> ed). London. Academic Press.

COLIJN, F., LAANE, R., SKJOLDAL, H. & ASJES, J. (1994). Ecological Quality Objectives in Perspective. In: *North Sea Task Force Meeting*. Ebeltoft, Denmark.

COSTA, M.B., BARREIROS, M.A. & GARCIA, H.M. (1991). *Metais Pesados nas Águas do Estuário do Rio Tejo Constrangidas pelo Complexo Industrial do Barreiro-*

Seixal, 1989/90. Laboratório Nacional de Engenharia e Tecnologia Industrial, Departamento de Estudos de Impacte Industrial (LNETI/DEII). DEII 6/91.

COSTA, M.J., LOPES, M.T., ASSIS, C., COSTA, J.L., ALMEIDA, P.R., CATARINO, F., MELO, R. & SERÓDIO, J. (1995). *Situação de Referência - Caracterização Biológica: Flora e Fauna*. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Estudo realizado para Parque EXPO'98, S.A.

COUILLARD, D. & LEFEBVRE, Y. (1985). Analysis of Water Quality Indices. *Journal of Environmental Management*. 21., 161-179.

DAVIS, J.C. (1986). *Statistics and Data Analysis in Geology*. John Wiley & Sons, Inc.

DIAZ, R.J. (1992). Ecosystem Assessment Using Estuarine and Marine Benthic Community Structure. In: Burtor, G.A. (ed.), *Sediment Toxicity Assessment*, 67-85. Lewis Publishers, Inc.

DONZE, M., NIEUWENDIJK, C., BOXTEL, A. & QUAACK, M. (1990). *Shaping the Environment: Aquatic Pollution and Dredging in the European Community*. DELWEL publishers.

DRENA (1985). *Notas técnicas sobre o Projecto de Remodelação e Aplicação do Sistema de Saneamento da Costa do Estoril*. Lisboa.

DUNNETTE, D.A. (1979). A Geographically Variable Water Quality Index Used in Oregon. *Journal of Water Pollution Control Federation*. 51, (1), 53-61.

ELIAS, N.P. (1994). EXPO'98: *Estudo Preliminar do Assoreamento e da Qualidade da Água nas Imediações da Doca dos Olivais - Análise dos Resultados da Campanha Hidrográfica de Agosto de 1993 na Zona da EXPO'98*. Nota Técnica 7. Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Departamento de Hidráulica, Núcleo de Estuários. processo 604/1/11338. Estudo realizado para Parque EXPO'98, S.A.

ELIAS, N.P., SILVA, M.C. & OLIVEIRA, E.M. (1993). EXPO'98: *Estudo Preliminar do Assoreamento e da Qualidade da Água nas Imediações da Doca dos Olivais - Breve Análise de Intervenções Possíveis*. Nota Técnica 3. Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Departamento de Hidráulica, Núcleo de Estuários. processo 604/1/11338. Estudo realizado para Parque EXPO'98, S.A.

ELLIOT, M. & MCMANUS, J. (1989). Advances and Future Direction in Marine and Estuarine Studies. In: MacManus, J. & Elliot, M. (ed.). *EBSA 17 Symposium*., 1-6. Denmark.

- FERREIRA, J. G. (1989). *Mercúrio em Algas Macrófitas do Estuário do Tejo*. Estudo Ambiental do Estuário do Tejo. 3ª série, nº 25. Dissertação de Doutoramento. Universidade Nova de Lisboa.
- FERREIRA, J.G. (1990). Análise da Variabilidade da Qualidade da Água Através da Utilização de Uma Base de Dados. In: *2ª Conferência Nacional Sobre a Qualidade do Ambiente*. Vol I. 97-107. Lisboa.
- FERREIRA, J.G., NEVES, R.J.J., RAMOS, T.B. & RODRIGUES, V.J. (1992). Modelação Ecológica de Zonas Costeiras. Aplicação ao Estuário do Tejo. In: Pires, A.R., Pio, C., Bóia, C. & Nogueira, T. (ed.), *3ª Conferência Nacional da Qualidade do Ambiente*, 421-434, Vol. I. Aveiro.
- FIGUÈRES, G., MARTIN, J.M., MEYBECK, M., & SEYLER, P. (1985). A Comparative Study of Mercury Contamination in the Tagus Estuary (Portugal) and major French Estuaries (Gironde, Loire, Rhône). *Est. Coast. Shelf Sci.* **20**, 183-203.
- FÖRSTNER, U., AHLF, W. & CALMANO, W. (1993). Sediment Quality Objectives and Criteria Development in Germany. *Water Science Technology*. **28**, (8-9), 307-316.
- FRITHSEN, J.B. & HOLLAND, A.F. (1992). Benthic Communities as Indicators of Ecosystem Condition. In: McKenzie, D.H., Hyatt, D.E. & McDonald, V.J. (ed.). *Ecological Indicators*, 459-460. Vol. 1. Elsevier Science Publishers.
- FUGE, R. & JAMES, K.H. (1974). Trace Metal Concentrations in *Fucus* from the Bristol Channel. *Marine Pollution Bulletin*. **5**, 9-12.
- GAREN, D.C. (1993). Revised Surface-Water Supply Index for Western United States. *Journal of Water Resources Planning and Management*. **119**, (4), 437-454.
- GAUDÊNCIO, M.J., GUERRA, M.T. & GLÉMAREC, M. (1991). Recherches Biosédimentaires sur la Zone Maritime de l'Estuaire du Tage, Portugal: données sédimentaires préliminaires. In: Elliott, M. & Ducrotcy, J.P. (ed.), *Estuaries and Coasts: Spatial and Temporal Intercomparisons*, ECSC 19 Symposium, 11-16. Olsen & Olsen.
- GESAMP – Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution (1986). *Environmental Capacity - An Approach to Marine Pollution Prevention*. Rep. Stud. GESAMP No. 30.
- GESAMP – Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection (1990). *The State of the Marine Environment*. Blackwell Scientific Publications. London.

GESAMP – Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection (1994). *Guidelines for Marine Environmental Assessments*. Rep. Stud. GESAMP No. 54.

GOUZEE, N., MAZIJN, B. & BILLHARZ, S. (1995). *Indicators of Sustainable Development for Decision-Making*. Report of the Workshop of Ghent, Belgium, 9-11 January 1995, Submitted to UN Commission on Sustainable Development. Published by the Federal Planning Office of Belgium.

GRAY, J. (1979). Pollution-Induced Changes in Populations. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*. B. **286**, 545-561.

GRAY, J. (1982). Effects of Pollutants On Marine Ecosystems. *Netherlands Journal of Sea Research*. **46**, 424-443.

GRAY, J. (1983). Use and Misuse of the Log-Normal Plotting Method for Detection of Effects of Pollution – a Reply to Shaw *et al.* (1983). *Marine Ecology Progress Series*. **11**, 203-204.

GRAY, J., CALAMARI, D., DUCE, R., PORTMANN, J.E., WELLS, P.G. & WINDOM, H.L. (1991). Scientifically Based Strategies for Marine Environmental Protection and Management. *Marine Pollution Bulletin*. **22**, (9), 432-440.

HAIRE, M.S., PANDAY, N.N., DOMOTOR, D.K. & FLORA, D.G. (1992). Chesapeake Bay Water Quality Indices. In: McKenzie, D.H., Hyatt, D.E. & McDonald, V.J. (ed.). *Ecological Indicators*, 1115-1134. Vol. 2. Elsevier Science Publishers.

HARDING, L.E. (1992). Measures of Marine Environmental Quality. *Marine Pollution Bulletin*. **25**, (1-4), 23-27.

HARKINS, R.D. (1974). An Objective Water Quality Index. *Journal of Water Pollution Control Federation*. **46**, (3), 588-591.

HIDROPROJECTO/IPA (1995a). *Estudo de Impacte Ambiental da Central de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos dos Municípios de Amadora, Lisboa, Loures e Vila Franca de Xira*. Tomo IV - Hidrologia e Hidrodinâmica, Qualidade da Água e Sedimentos. Estudo realizado para ValorSul, SA.

HIDROPROJECTO/IPA (1995b). *Estudo de Impacte Ambiental da Central de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos dos Municípios de Amadora, Lisboa, Loures e Vila Franca de Xira*. Tomo V - Bioecologia. Estudo realizado para ValorSul, SA.

- HILY, C. (1984). Variabilité de la Macrofaune Benthique dans les Milieux Hyper-Trophiques de la Rade de Brest. Thèse de Doctorat d'Etat, Université de Bretagne Occidentale, Brest.
- HILY, C., BRIS, H.L. & GLÉMAREC, M. (1986). Impacts Biologiques des Emissaires Urbains Sur les Ecosystemes Benthiques. *Océanis*. **12**, (6), 419-426.
- HORTON, R.K. (1965). An Index-Number System for Rating Water Quality. *Journal of Water Pollution Control Federation*. **37**, (3), 300-306.
- HURLBERT, S.H. (1971). The Non concept of Species Diversity: a Critique and Alternative Parameters. *Ecology* **52**, (4), 577-586.
- INHABER, H. (1976). *Environmental Indices*. John Wiley & Sons. New York.
- ITA/INETI (1994). *Monitorização Ambiental da Costa do Estoril - Campanha de Inverno / 94*. Instituto Nacional de Engenharia e Tecnologia Industrial, Instituto das Tecnologias Ambientais. Estudo para o Gabinete de Saneamento Básico da Costa do Estoril.
- JAAGUMAGI, R., PERSAUD, D. & BEDARD, D. (1995). Ontario's Approach to Sediment Assessment and Remediation. Second SETAC World Congress (16th Annual Meeting). Vancouver, British Columbia, Canada.
- JAMES, A. & EVISON, L. (ed.) (1979). *Biological Indicators of Water Quality*. John Wiley & Sons.
- JEFFREY, D.W. & MADDEN, B. (ed.) (1991). *Bioindicators and Environmental Management*. Academic Press. London.
- JEFFREY, D.W., MADDEN, B., RAFFERTY, B., DWYER, R. & WILSON, J.G. (1991). Indicator Organisms as a Guide to Estuarine Management. In: Jeffrey, D.W. & Madden, B. (ed.). *Bioindicators and Environmental Management*, 55-64. Academic Press. London.
- JUSTIC, D. (1991). A Simple Oxygen Index for Trophic State Description. *Marine Pollution Bulletin*. **22**, (4), 201-204.
- KENT, D.M. REIMOLD, R.J., KELLY, J.M. & TAMMI, C.E. (1992). Coupling Wetlands Structure and Function: Developing a Condition Index for Wetlands Monitoring. In: McKenzie, D.H., Hyatt, D.E. & McDonald, V.J. (ed.). *Ecological Indicators*, 559-570. Vol. 1. Elsevier Science Publishers.

- LAMBSHEAD, P.J., PLATT, H.M., & SHAW, K.M. (1983). The Detection of Differences Among Assemblages of Marine Benthic Species. Based on an Assessment of Dominants and Diversity. *Journal of Natural History*, **17**, 859-874.
- LANDWEHR, J.M. & DEININGER, R.A. (1976). A Comparison of Several Water Quality Indices. *Journal of Water Pollution Control Federation*. **48**, (5), 954-958.
- LEPPÄKOSKI, E. (1975). Assessment of Degree of Pollution on the Basis of Macrozoobenthos in Marine and Brackish-Water Environments. *Acta Academiae Aboensis*. Ser. B. **35**, (2), 1-89.
- LOPES, A., BRIGITTE, E., EARATA, F., GONÇALVES, G., NUNES, L.M., TEIXEIRA, M., SIMAS, M., VICENTE, P., CAEIRO, S., RAMOS, T.B. & RODRIGUES, V. (1991). *Poluição da Cala do Norte do Estuário do Tejo*. DCEA-FCT-UNL, Monte de Caparica.
- LOUREIRO, J.M. (1979). *Curvas de Duração dos Caudais Médios Diários no Rio Tejo*. DGRAH, DSH, Divisão de Hidrometria. Lisboa.
- LUDWIG, J.A. & REYNOLDS, J.F. (1988). *Statistical Ecology: a Primer on Methods and Computing*. John Wiley & Sons, New York.
- MACDONALD, D.D. (1993). *Development of An Approach to the Assessment of Sediment Quality in Florida Coastal Waters*. Florida Department of Environment Regulation. D.D. MacDonald Environment Sciences, Ltd. British Columbia.
- MACDONALD, D.D., SMITH, S.L., WONG, M.P., MUDROCH, P. (1992). *The Development of Canadian Marine Environmental Quality Guidelines*. Marine Environment Quality Series No.1. Minister of Supply and Services Canada. Ottawa, Ontario.
- MAFF – Ministry of Agricultural, Fisheries and Food (1993). *Aquatic Environment Monitoring Report - Analysis and interpretation of benthic community data at sewage-sludge disposal sites*. Number 37. Directorate of Fisheries Research. Lowestoft, UK.
- MAJEED, S.A. (1987). Organic Matter and Biotic Indices on the Beaches of North Brittany. *Marine Pollution Bulletin*. **18**, (9), 491-495.
- MANO, A.P. (1989). *Contribuição para o Estudo da Aplicabilidade de Índices de Qualidade da Água*. Dissertação de Mestrado. Universidade Nova de Lisboa.
- MARTIN, J.M., FIGUÈRES, G. & MEYBECK, M. (1982). *Le Mercure et l'Arsenic dans L'Estuaire du Tage*. CNA/Tejo nº 17, Rel. 16. Lisboa

- MARTINS, M. & DUFFNER, M.J. (1982). *Estudo da Qualidade da Água - resultados referentes às observações sinópticas em 1980*. Estudo Ambiental do Estuário do Tejo. CNA/Tejo nº 14, Rel. 13. Lisboa.
- MARTINS, M., MACHADO, V., CALVÃO, T. & CRESPO, J. (1983a). *Estudo da Qualidade da Água - resultados referentes às observações sinópticas em 1981*. Estudo Ambiental do Estuário do Tejo. CNA/Tejo nº 29, Rel. 26. Lisboa.
- MARTINS, M.M., CALVÃO, T. & FIGUEIREDO, H. (1983b). *Estudo da Qualidade da Água - resultados referentes às observações sinópticas em 1982*. Estudo Ambiental do Estuário do Tejo. CNA/Tejo nº 30, Rel. 27. Lisboa.
- MARTINS, M.M., FERREIRA, J.G., CALVÃO, T. & FIGUEIREDO, H. (1984). *Nutrientes no Estuário do Tejo - Comparação da Situação em Caudais Médios e em Cheia*. In: I Simpósio Luso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Lisboa.
- MAURER, D. & HAYDOCK, I. (1989). Coefficient of Pollution: Palos Verdes California Shelf 1973 and 1984. *Marine Pollution Bulletin*. **20**, (5), 219-222.
- MAURER, D., ROBERTSON, G. & HAYDOCK, I. (1991). Coefficient of Pollution (p): the Southern California Shelf and Some Ocean Outfalls. *Marine Pollution Bulletin*. **22**, (3), 141-148.
- MDE – Maryland Department of the Environment (1992a). *Water Quality Index: 1991 Update*. Water Management Administration. Chesapeake Bay and Special Projects Program. February 1992.
- MDE – Maryland Department of the Environment (1992b). *Water Quality Index: 1991 Update*. Water Management Administration. Chesapeake Bay and Special Projects Program. September 1992.
- MDE – Maryland Department of the Environment (1993). *Water Quality Index: 1992 Update*. Water Management Administration. Chesapeake Bay and Special Projects Program. December 1993.
- MDE – Maryland Department of the Environment (1994). *Water Quality Index: 1993 Update*. Water Management Administration. Chesapeake Bay and Watershed Management Administration. Mathematical Modelling and Information Systems Management Program. August 1994.
- MELO, J.J. & PIMENTA, C. (1993). *Ecologia e Ambiente*. Difusão Cultural Lda. Lisboa.

- MELO, J.J. & ROSMANINHO, L. (1994). Avaliação Comparativa Multicritério das Alternativas Para o Novo Atravessamento do Tejo em Lisboa. In: Santana, F., Antunes, P. Rodrigues, A. Farinha, J. & Peres, I. (ed.), *4ª Conferência Nacional Sobre a Qualidade do Ambiente*, C78-C87, Vol. I. Lisboa: DCEA-FCT-UNL.
- NEVES, M.J.V. & NEVES, A.R. (1992). Descarga de Águas Residuais no Mar - Exutores Submarinos. *Ingenium* Jul-Ago, 43-49.
- NEVES, R.J.J. & RODRIGUES, V. (1994). *Qualidade da Água nas Praias da Embocadura do Estuário (Margem Sul, Guincho e Costa do Estoril - Verão de 1994)*. Instituto Superior Técnico. Estudo elaborado para o Gabinete de Saneamento Básico da Costa do Estoril, no âmbito do Programa de Monitorização da Costa do Estoril.
- NEWMAN, P.J. (1992). Surface Water Quality Indicators. In: Colombo, A.G. (ed.), *Environmental Impact Assessment*, 211-233. EuroCourses. Kluwer Academic Press. Vol. 1. Brussels and Luxembourg.
- NUNES, L.M. (1993). *Distribuição de Metais Pesados nos Sedimentos da Cala do Norte do Estuário do Tejo*. ECOTEJO, Rel. A-8402-01-93-UNL, Ed. DCEA/FCT.
- O'CONNOR, J.S., PUGH, W.L., WOLFE, D.A. & DEWLING, R.T. (1986). Protection of Natural Resources Through Environmental Indices. *Sea Technology*. **27**, (9), 31-33.
- OCDE (1993). *Draft Synthesis Report, Group on State of the Environment Workshops on Indicators for Use in Environmental Performance Reviews*. Doc ENV/EPOC/SE(96), OCDE, Paris.
- ODUM, E.P. (1971). *Fundamentos de Ecologia*. 4ª edição. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa.
- OTT, W.R. (1978). *Environmental Indices - Theory and Practice*. Ann Arbor Science. Michigan.
- PARTIDÁRIO, M.R. (1990). *Indicadores de Qualidade do Ambiente Urbano*. Dissertação de Mestrado. Universidade Técnica de Lisboa.
- PEAKALL, D. (1992). *Animal Biomarkers as Pollution Indicators*. Ecotoxicology series 1. Chapman & Hall.

PEARSON, T. H. (1975). The benthic ecology of Loch Linnhe and Loch Eil, a sea-loch system on the west coast of Scotland, IV. Changes in the benthic fauna attributable to organic enrichment. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **20**, 1-41.

PEARSON, T.H. & ROSENBERG, R. (1976). A Comparative Study of the Effects on the Marine Environment of Waste from Cellulose Industries in Scotland and Sweden. *AMBIO*, **5**, nº 2, .

PEARSON, T.H. & ROSENBERG, R. (1978). Macrobenthic Succession in Relation to Organic Enrichment and Pollution of the Marine Environment, *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* **16**, 229-311.

PEREIRA, C. (1995). *Macrozoobentos Intertidal do Estuário do Tejo (Zona Oriental de Lisboa)*. Relatório de Estágio da Licenciatura em Recursos Faunísticos e Ambiente. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.

PERSAUD, D., JAAGUMAGI, R. & HAYTON, A. (1993). *Guidelines for the Protection and Management of Aquatic Sediment Quality in Ontario*. Queen's Printer for Ontario.

PHILLIPS, D.J.H. & RAINBOW, P.S. (1993). *Biomonitoring of Trace Aquatic Contaminants*. Oxford. Elsevier Science Publisher Ltd.

POWER, E.A. & CHAPMAN, P.M. (1992) Assessing Sediment Quality. In: Burton, G.A. (ed.), *Sediment Toxicity Assessment*, 1-18. Lewis Publishers, Inc.

QUINTINO, V. (1992). A Ciência e Tecnologia no Apoio à Resolução de Conflitos Ambientais - A actividade de diagnóstico e de monitorização de efeitos ecológicos de contaminantes. In: *CENERT- Curso de Tecnologias ambientais- NEIL/LNETI*, Lisboa.

QUINTINO, V. & RODRIGUES, A.M. (1991). *Diagnóstico do Estado de Qualidade do Ambiente Biosedimentar Subtidal do Estuário do Rio Tejo: Barreiro-Seixal*. Laboratório Nacional de Engenharia e Tecnologia Industrial, Departamento de Estudos de Impacte Industrial (LNETI/DEII). DEII 9/91.

QUINTINO, V. & RODRIGUES, A.M. (1994). Diagnóstico do Estado de Qualidade da Região do Barreiro-Seixal, Estuário do Rio Tejo, Através da Análise do Ambiente Biosedimentar. In: Pires, A.R., Pio, C., Bóia, C. & Nogueira, T. (ed.), *3ª Conferência Nacional da Qualidade do Ambiente*, 967-990, Vol. I.I. Aveiro.

QUINTINO, V. & RODRIGUES, A.M. (1995). *Monitorização Ambiental do Emissário Submarino da Guia: Componente Sedimentar*. Relatório Final. Universidade de Aveiro -

Fundação João Jacinto de Magalhães. Estudo elaborado para o Gabinete de Saneamento Básico da Costa do Estoril.

RAINBOW, P.S. & PHILLIPS, D.J.H. (1993). Cosmopolitan Biomonitors of Trace Metals. *Marine Pollution Bulletin*. **26**, (11), 593-601.

RAMM, A.E.L. (1990). Application of the Community Degradation Index to South African Estuaries. *Water Research*. **24**, (3), 383-389.

ROBERTO, S. & ABREU, R.M. (1991). Utilidade dos Indicadores de Qualidade das águas. *Ambiente*. **5**, (1), 47-51.

ROHLF, F.J. & SOKAL, R.R. (1995). *Statistical Tables*. W.H. Freeman and Company. New York.

SANDERS, H.L. (1968). Marine Benthic Diversity: A Comparative Study, *The American Naturalist*. **102**, 925:243-282.

SANDERS, H.L. (1969). Benthic Marine Diversity and the Stability - Time Hypothesis. In: *Diversity And Stability In Ecological Systems*, Brookhaven Symposia in Biology: nº22.

SATSMADJIS, J. (1985). Comparison of Indicators of Pollution in the Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*. **16**, (10), 395-400.

SATSMADJIS, J. & VOUTSINOUS-TALIADOURI, F. (1985). An Index of Metal Pollution in Marine Sediments. *Oceanol. Acta*. **8**, (3), 277-284.

SHANNON, C.E. & WEAVER, W. (1949). *The Mathematical Theory of Communication*. The University of Illinois Press, Urbana, IL.

SHAW, K.M., LAMBSHEAD, P.J.D., PLATT, H.M. (1983). Detection of Pollution-Induced Disturbance in Marine Benthic Assemblages With Special Reference to Nematodes, *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **11**, 195-202.

SILVA, M.C. (1993a). Estudo Preparatório para a Definição de Projectos de Ambiente Elegíveis no Contexto do Fundo de Coesão - *Indicadores do Estado do Ambiente para Águas Costeiras e Estuárias*. Vol. 3. Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa.

SILVA, M.C., CALVÃO, T. & FIGUEIREDO, H. (1986). Controle da Qualidade da Água - *resultados referentes às observações realizadas em 1982 e 1983*. Estudo Ambiental do Estuário do Tejo. PGRH/T-DGRN-SEARN, nº 9. Lisboa.

SILVA, M.C. & ELIAS, N.P. (1993). EXPO'98: *Estudo Preliminar do Assoreamento e da Qualidade da Água nas Imediações da Doca dos Olivais - Breve Síntese dos Conhecimentos sobre a Zona em Estudo*. Nota Técnica 2. Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Departamento de Hidráulica, Núcleo de Estuários. processo 604/1/11338. Estudo realizado para Parque EXPO'98, S.A.

SILVA, P.P. (1993b). *Qualidade da Água e Sedimentos nas Imediações da Doca dos Olivais e na Foz do Rio Trancão*. Instituto Hidrográfico (IH), Projecto OM 4240/93, Rel. TF.QP.06/93. Estudo realizado para Parque EXPO'98, S.A.

SOULE, D.F. & KLEPPEL, G.S. (ed. ) (1988). *Marine Organisms as Indicators*. Springer-Verlag. New York, Inc.

TEN BRINK, B.J.E (1991). The AMOEBA Approach as a Useful Tool for Establishing Sustainable Development. In: Kuik, O. & Verbruggen, H. (ed.), *In Search of Indicators of Sustainable Development*, 57-70. Kluwer Academic Publishers, Netherlands.

TEN BRINK, B.J.E., HOSPER, S.H. & COLIJN, F. (1991). A Quantitative Method for Description & Assessment of Ecosystems: the AMOEBA-approach. *Marine Pollution Bulletin*. **23**, 265-270.

THOMAS, W.A. (ed.) (1972). *Indicators of Environmental Quality*. Plenum Press. New York.

UNL (1989). *Desenvolvimento de uma Metodologia de Avaliação de Qualidade Ambiental e Definição de Estratégias de Intervenção* – relatório de progresso. Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa (DCEA/FCT/UNL). Estudo elaborado para a Direcção Geral da Qualidade do Ambiente. Lisboa.

USEPA (1990). *Managing Contaminated Sediments - EPA Decision Making Processes*. United States Environmental Protection Agency. Office of Water. Sediment Oversight Technical Committee (WH-553). EPA 506/6-90/002.

USEPA (1992). *Sediment Classification Methods Compendium*. United States Environmental Protection Agency. Office of Water (WH-556). Sediment Oversight Technical Committee. EPA 823-R-92-006.

USEPA (1994). *EPA's Contaminated Sediment Management Strategy*. United States Environmental Protection Agency. Office of Water (4305). EPA 823-R-94-001.

- VALE, C. (1986). *Distribuição de Metais e Matéria Particulada em Suspensão no Sistema Estuarino do Tejo*. Dissertação apresentada para provas de acesso à categoria de Investigador Auxiliar. Instituto Nacional de Investigação das Pescas.
- VARANASI, U., STEIN, J.E., JOHNSON, L.L., COLLIER, T.K., CASILLAS, E. & MYERS, M. (1992). Evaluation of Biondicators of Contaminant Exposure and Effects in Coastal Ecosystems. In: Mckenzie, D.H., Hyatt, D.E. & McDonald, V.J. (ed.). *Ecological Indicators*, 459-460. Vol. 1. Elsevier Science Publishers.
- VOLTA, G. & SERVIDA, A. (1992). Environmental Indicators and Measurement Scales. In: Colombo, A.G. (ed.), *Environmental Impact Assessment*, 181-188. EuroCourses. Kluwer Academic Press. Vol. 1. Brussels and Luxembourg.
- VOS, J.B., FEENSTRA, J.F., BOER, J., BRAAT, L.C., VAN BAALEN, J. (1985). *Indicators for the State of the Environment*. Institute for Environment Studies, Free University Amsterdam. The Netherlands.
- WALLIN, M. & HAKANSON, L. (1991). The Importance of Inherent Properties of Coastal Waters. *Marine Pollution Bulletin*. **22**, (8), 381-388.
- WARD, R.C. (1992). Indicator Selection: A Key Element in Monitoring System Design. In: Mckenzie, D.H., Hyatt, D.E. & McDonald, V.J. (ed.). *Ecological Indicators*, 459-460. Vol. 1. Elsevier Science Publishers.
- WARWICK, R. M. (1986). A New Method for Detecting Pollution Effects on Marine Macrobenthic Communities. *Marine Biology*, **92**, 557-562.
- WARWICK, R. M., PEARSON, T. H., RUSWAHYUNI (1987). Detection of Pollution Effects on Marine Macrobenthos: Further Evaluation of the Species Abundance/Biomass Method. *Marine Biology*. **95**, 193-200.
- WASHINGTON, H.G. (1984). Diversity, Biotic and Similarity Indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research*. **18**, (6), 653-694.
- WEST, N. (1989). A Preliminary Review of Water Quality Parameters and Recreational User Perceptions of Nearshore Water Quality. *Journal of Coastal Research*. **5**, (3), 563-572.
- WILSON, J.G & ELKAÏM, B. (1991). A Comparison of the Pollution Status of Twelve Irish and French Estuaries. In: Elliot, M. Ducrotoy, J.P. (ed.). *Estuaries and Coasts: Spatial and Temporal Intercomparisons*. ECSA 19 Symposium. Olsen & Olsen Publishers.

WILSON, J.G. & JEFFREY, D.W. (1987). Europe Wide Indices for Monitoring Estuarine Quality. In: Richardson, D.H.S. (ed.). *Biological Indicators of Pollution*, 225-242. Royal Irish Academy, Dublin.

WILSON, J.G. (1988). *The Biology of Estuarine Management*. Croom Helm Ltd. London.

WILSON, J.G., DUCROTOY, J.P., DESPREZ M. & ELKAIM, B. (1987). Application D'Indices de Qualité Écologique des Estuaries en Manche Centrale et Orientale - Comparaison de la Seine et de la Somme. *VIE MILIEU*. **37**, (1) 1-11.

ZAND, S.M. (1976). Indexes Associated With Information Theory in Water Quality. *Journal of Water Pollution Control Federation*. **48**, (8), 2026-2031.

**ANEXO A**

**Tabelas do Caso de Estudo I:**

**Zona de Intervenção da EXPO' 98**



**Tabela A1.** Descritores Abióticos no sedimento de 145 estações de amostragem localizadas na frente ribeirinha da EXPO'98 (Elaborado com base em Pereira, 1995 e Costa *et al.*, 1995).

Estação	Areia (%)	Finos (%)	pH	Eh (mV)	MOT (%)	Humidade (%)	Profundidade (m)
1	1,70	98,3	6,9	-69,3	11,7	60,1	1
2	0,50	99,5	7,6	-159,3	11,4	58,0	1
3	0,79	92,2	7,8	-133,8	10,3	57,7	1
4	0,40	99,6	7,2	-149,7	4,9	56,7	1
5	0,20	99,8	6,6	-191,3	11,4	54,1	0,7
6	0,33	99,7	6,7	-121,3	9,0	46,7	0,7
7	0,17	99,9	7,0	-127,3	11,8	49,9	2,5
8	4,09	98,3	7,2	-284,0	9,0	49,9	9,5
9	2,82	97,3	7,6	-203,0	7,8	52,1	0,5
10	0,79	99,3	7,3	-143,3	10,6	55,8	1
11	3,45	96,6	6,9	-134,5	10,6	56,7	1,5
12	0,78	99,1	7,0	-164,5	7,9	57,1	7
13	2,48	97,3	7,8	-259,3	11,6	52,8	8
14	16,09	83,8	7,6	-160,5	8,5	51,1	1
15	0,54	99,5	8,0	-185,5	6,0	53,8	3
16	0,67	99,4	6,8	-153,5	9,6	56,2	4
17	1,08	98,9	7,3	-291,3	7,0	51,0	6
18	11,29	88,2	7,1	-293,5	9,0	42,9	8,5
19	0,33	99,9	7,5	-188,8	8,1	56,9	0,5
20	0,32	99,5	8,1	-172,0	9,3	57,7	0,5
21	0,25	99,3	7,5	-258,0	10,7	54,7	0,5
22	0,19	99,9	7,3	-78,5	10,3	58,3	1
23	1,15	98,9	7,3	-238,5	7,9	51,5	5
24	18,13	81,7	7,7	108,3	7,5	52,5	0,5
25	91,00	7,0	8,2	-40,5	5,5	19,0	1
26	23,41	76,2	6,8	-178,0	6,8	51,6	1
27	0,56	99,5	7,3	-144,5	7,5	64,3	1,5
28	1,64	98,4	7,3	-142,5	6,4	56,9	1,5
29	5,12	74,2	7,4	-140,0	6,3	54,2	3,5
30	1,59	98,4	7,4	-244,0	9,4	56,5	3,5
31	1,10	98,9	7,4	-129,0	10,0	62,8	1
32	0,17	99,9	7,7	-205,0	10,3	64,0	3
33	0,36	99,7	7,6	-215,0	9,8	64,8	4
34	2,47	97,6	7,2	-160,3	9,6	59,2	4
35	2,52	97,6	7,4	-184,5	8,5	63,6	6
36	1,57	98,4	7,2	-81,8	9,1	60,3	0,5
37	0,3	97,7	7,0	-138,5	7,9	59,1	0,5
38	1,24	98,8	6,2	-70,3	13,3	57,9	1
39	6,07	93,2	7,8	-197,5	7,9	58,6	5
40	0,64	99,4	6,6	-92,5	10,2	48,3	1,5
41	4,83	95,2	7,2	-231,8	11,3	52,7	7
42	1,12	98,8	7,4	-151,3	8,9	55,2	0,5
43	0,39	99,6	5,7	-164,3	8,0	50,6	0,5
44	0,36	99,7	6,4	-186,8	6,9	56,9	0,7
45	0,42	99,6	6,3	-196,0	9,4	52,1	0,8
46	0,62	99,4	6,4	-223,0	7,7	49,7	1
47	0,29	99,7	7,0	-220,0	11,4	44,4	0,5
48	1,35	99,7	6,6	-66,3	9,7	44,4	1
49	2,61	99,5	6,4	-99,8	10,4	46,8	2
50	11,45	93,2	7,4	-176,0	6,4	39,2	6

Estação	Areia (%)	Finos (%)	pH	Eh (mV)	MOT (%)	Humidade (%)	Profundidade (m)
51	40,21	60,0	6,5	-114,0	10,8	45,7	4
52	2,70	96,9	6,9	-239,5	11,3	58,3	1
53	14,07	85,2	6,7	-217,3	7,0	44,4	0,8
54	1,46	95,5	6,9	-163,0	8,9	56,1	0,9
55	1,37	99,6	6,8	-201,5	8,8	58,4	1
56	1,42	99,6	6,3	-212,0	7,5	53,7	1
57	1,33	99,7	6,3	-209,5	8,5	49,2	1
58	2,78	97,2	7,3	-144,0	8,0	33,8	0,5
59	11,25	88,4	6,7	-131,8	7,3	58,6	0,5
60	2,26	97,9	8,1	23,8	8,5	57,7	0,5
61	0,48	99,5	7,1	-196,5	10,8	58,7	0,5
62	0,37	99,7	7,0	-215,0	10,6	57,1	0,5
63	0,50	99,5	7,4	-177,0	7,3	58,1	1
64	0,43	99,6	7,5	-180,8	7,4	60,8	2
65	0,16	99,8	7,1	-128,8	6,8	43,0	0,4
66	0,30	99,7	6,6	-142,3	8,9	60,2	0,7
67	0,42	99,6	5,9	-161,0	6,9	57,4	0,8
68	0,42	99,5	6,9	-152,0	8,8	57,8	1
69	22,29	77,6	6,7	-241,5	9,3	60,1	2
70	1,95	98,8	7,1	-275,0	10,4	48,3	0,5
71	0,67	99,3	7,3	-210,8	12,4	67,7	0,5
72	0,88	99,0	6,9	-263,0	9,7	51,2	0,5
73	0,31	99,7	6,2	-173,5	10,5	48,6	1
74	0,33	99,7	6,4	-129,8	10,8	48,5	1
75	0,20	99,8	6,5	-147,8	11,4	50,7	1,2
76	0,33	99,7	6,7	-96,5	11,4	49,0	1,3
77	0,38	99,6	5,8	-58,8	6,5	50,2	0,3
78	0,18	99,8	6,3	-182,3	8,0	58,7	0,4
79	0,33	99,6	6,0	-197,0	7,0	54,3	0,4
80	0,33	99,7	6,5	-107,0	9,9	56,2	0,5
81	0,63	99,4	6,6	-188,0	7,9	57,1	0,5
82	1,34	93,8	7,0	-243,0	7,8	52,0	0,8
83	0,46	99,6	7,2	-234,3	10,5	54,2	5,2
84	6,09	93,4	8,0	-95,8	9,0	47,2	0,5
85	7,00	92,5	8,0	-95,8	9,9	51,4	0,5
86	7,60	92,0	8,0	-95,8	10,0	51,3	0,5
87	8,43	90,3	8,0	100,3	10,2	55,2	0,5
88	0,50	99,5	6,9	-155,0	12,1	57,6	0,5
89	0,45	99,6	6,3	-146,7	11,4	52,7	5
90	1,54	98,4	6,6	-213,0	7,3	44,1	7
91	0,64	98,6	7,2	-278,5	7,2	59,5	0,7
92	0,28	99,7	6,9	-211,0	9,4	61,8	0,7
93	0,47	99,5	7,3	-153,8	8,9	57,5	1
94	0,24	99,7	6,5	-178,7	9,8	60,3	1
95	0,35	99,5	6,8	-277,0	7,8	56,9	1,1
96	0,30	99,7	6,6	-234,8	10,7	43,4	0,4
97	0,34	99,6	6,6	-157,0	10,9	45,9	0,5
98	0,28	99,7	6,7	-203,0	10,4	49,0	1
99	0,38	99,5	6,1	-215,0	11,8	47,3	1,2
100	0,45	99,6	6,4	-156,8	10,0	47,2	1,7
101	0,28	99,7	5,6	-152,7	10,6	51,4	2,1
102	1,91	98,1	6,7	-186,3	8,6	60,6	0,3

Estação	Areia (%)	Finos (%)	pH	Eh (mV)	MOT (%)	Humidade (%)	Profundidade (m)
103	0,28	99,7	5,7	-188,3	8,5	58,8	0,3
104	0,27	99,6	6,5	-168,5	7,2	59,7	0,3
105	0,20	99,8	6,3	-186,3	9,2	61,8	0,5
106	0,38	99,6	7,4	-139,5	12,4	58,9	1,5
107	1,96	98,0	7,5	-358,8	9,7	56,1	2,5
108	5,17	94,4	7,5	-98,5	10,4	46,7	0,5
109	0,52	99,4	7,8	-322,0	7,1	58,3	0,5
110	0,17	99,8	7,3	-175,0	10,4	55,2	0,5
111	0,58	99,5	7,4	-165,3	11,8	56,1	6
112	0,51	99,5	7,0	-188,0	11,9	58,2	9
113	1,48	97,8	7,5	-186,0	9,8	44,6	11
114	7,19	92,5	7,2	-187,7	8,2	54,4	0,2
115	1,15	98,6	7,0	-79,0	8,3	59,2	0,2
116	0,20	99,8	6,2	-139,8	9,3	57,4	0,2
117	0,69	99,3	6,5	-154,0	9,5	56,0	1
118	0,71	99,2	6,7	-140,8	8,7	56,8	1
119	0,57	99,4	6,9	-188,5	9,4	59,1	4,5
120	2,78	96,9	7,9	-179,8	7,8	55,6	7,5
121	0,61	99,5	7,1	-216,0	11,3	48,6	0,5
122	0,41	99,6	7,0	-191,8	9,7	49,8	0,5
123	0,78	99,2	5,8	-174,8	8,4	48,0	0,6
124	0,26	99,7	6,3	-177,8	9,5	54,8	2,3
125	3,52	96,5	6,9	-157,0	10,4	49,4	1,8
126	0,30	99,6	6,7	-159,3	10,9	50,4	0,3
127	1,15	98,8	6,1	-89,7	8,5	51,6	0,8
128	0,43	99,5	6,2	-134,7	10,8	49,9	2
129	1,30	98,7	8,0	-112,8	9,0	57,0	0,7
130	1,72	98,3	6,8	-159,8	8,4	57,1	0,3
131	18,71	75,6	6,9	-255,7	7,4	45,9	0,5
132	49,40	46,1	7,9	-180,0	8,7	46,5	0,5
133	19,17	80,8	7,8	-198,5	7,9	54,4	0,5
134	19,38	80,6	7,9	-216,5	7,2	48,7	0,5
135	16,56	82,1	8,0	-196,0	10,8	49,5	0,5
136	19,33	80,5	7,5	-208,3	6,0	49,9	0,5
137	2,602	97,4	7,5	-227,3	8,8	58,7	0,5
138	4,37	95,6	7,2	-80,3	7,0	57,1	0,5
139	2,07	98,0	6,8	-140,3	6,3	61,0	0,7
140	6,49	93,5	6,8	-232,5	6,5	58,6	1
141	7,73	92,1	6,9	-287,0	6,5	55,0	2
142	1,32	98,7	7,4	-251,0	8,3	59,2	2
143	2,45	97,6	7,2	-179,7	8,5	60,2	3
144	0,09	99,9	6,4	-203,5	7,4	54,1	0,5
145	0,56	99,4	7,5	-241,3	7,5	57,1	0,8

**Tabela A2.** Concentrações de metais pesados e PCB's no sedimento em quatro estações (P'1, P'2, P'3 e P'4) na zona ribeirinha da EXPO'98 (banqueta de lodos marginal) e na Doca dos Olivais (DN, DC e DS)  
(Elaborado com base em Silva, 1993b).

Estação	Profundidade	Cd (mgkg <sup>-1</sup> )	Cu (mgkg <sup>-1</sup> )	Hg (mgkg <sup>-1</sup> )	Pb(mgkg <sup>-1</sup> )	Zn (mgkg <sup>-1</sup> )	PCB's (mgkg <sup>-1</sup> )
Estação P'1	0-20 cm	0,92	90,6	1,30	126,5	503	0,020
	40-60 cm	0,98	73,9	1,79	188,6	587	0,106
	80-102 cm	0,51	129,7	2,32	211,4	826	0,224
	Média	0,80	98,1	1,80	175,50	638,67	0,117
	Desvio Padrão	0,26	28,6	0,51	43,94	167,58	0,103
	Coef. Variação	0,32	0,3	0,28	0,25	0,26	0,880
	Valor Mínimo	0,51	73,9	1,30	126,50	503,00	0,020
Valor Máximo	0,98	129,7	2,32	211,40	826,00	0,224	
Estação P'2	0-20 cm	2,59	89,5	2,22	176,5	571	0,020
	34-54 cm	2,62	75,1	2,32	184,5	642	0,024
	67-87 cm	2,75	77,8	2,55	226,6	797	0,024
	Média	2,65	80,8	2,36	195,87	670,00	0,023
	Desvio Padrão	0,09	7,7	0,17	26,91	115,57	0,002
	Coef. Variação	0,03	0,1	0,07	0,14	0,17	0,110
	Valor Mínimo	2,59	75,1	2,22	176,50	571,00	0,020
Valor Máximo	2,75	89,5	2,55	226,60	797,00	0,024	
Estação P'3	0-20 cm	0,54	74,8	1,85	141,9	536	0,013
	44-64 cm	1,05	76,2	2,46	175,7	623	0,020
	88-108 cm	2,61	77,2	2,48	175,3	608	0,020
	Média	1,40	76,1	2,26	164,30	589,00	0,018
	Desvio Padrão	1,08	1,2	0,36	19,40	46,51	0,004
	Coef. Variação	0,77	0,02	0,16	0,12	0,08	0,210
	Valor Mínimo	0,54	74,8	1,85	141,90	536,00	0,010
Valor Máximo	2,61	77,2	2,48	175,70	623,00	0,020	
Estação P'4	0-20 cm	1,87	91,3	1,74	150,7	529	0,016
	48-82 cm	1,84	62,7	1,12	109,3	703	0,016
	85-105 cm	1,77	42,6	0,57	62,7	290	0,014
	Média	1,83	65,5	1,14	107,57	507,33	0,015
	Desvio Padrão	0,05	24,5	0,59	44,03	207,35	0,001
	Coef. Variação	0,03	0,4	0,51	0,41	0,41	0,090
	Valor Mínimo	1,77	42,6	0,57	62,70	290,00	0,010
Valor Máximo	1,87	91,3	1,74	150,70	703,00	0,016	
Estação DN	0-20 cm	0,71	75,2	1,53	245,50	943	0,030
	20-40 cm	1,05	72,8	1,39	195,20	916	0,030
	40-60 cm	0,29	51,7	0,69	83,20	519	0,020
	Média	0,68	66,6	1,20	174,63	792,67	0,030
	Desvio Padrão	0,38	12,9	0,45	83,08	237,39	0,008
	Coef. Variação	0,56	0,2	0,37	0,48	0,30	0,280
	Valor Mínimo	0,29	51,7	0,69	83,20	519,00	0,020
Valor Máximo	1,05	75,2	1,53	245,50	943,00	0,034	
Estação DC	0-20 cm	0,85	74,7	1,15	102,00	685	0,020
	46-66 cm	0,84	56,8	0,72	77,60	525	0,020
	92-112 cm	0,83	50,3	0,74	74,10	489	0,050
	Média	0,84	60,6	0,87	84,57	566,33	0,030
	Desvio Padrão	0,01	12,6	0,24	15,20	104,33	0,021
	Coef. Variação	0,01	0,2	0,28	0,18	0,18	0,720
	Valor Mínimo	0,83	50,3	0,72	74,10	489,00	0,020
Valor Máximo	0,85	74,7	1,15	102,00	685,00	0,053	
Estação DS	0-10 cm	0,58	61,7	1,64	152,80	543	0,020
	10-38 cm	1,24	68,7	1,26	137,70	855	0,030
	Média	0,91	65,2	1,45	145,25	699,00	0,030
	Desvio Padrão	0,47	5,0	0,27	10,68	220,62	0,004
	Coef. Variação	0,51	0,08	0,19	0,07	0,32	0,150
	Valor Mínimo	0,58	61,7	1,15	102,00	543,00	0,020
Valor Máximo	1,24	68,7	1,64	152,80	855,00	0,028	

**Tabela A3.** Variação nas estações P'1, P'2, P'3 e P'4 dos teores de matéria orgânica (MO) e granulometria da fracção fina em percentagem (Elaborado com base em Silva, 1993b e Elias, 1994).

	Profundidade (cm)	MO (mgg <sup>-1</sup> )	<62 $\mu$	32 $\mu$	8 $\mu$	16 $\mu$	4 $\mu$	2 $\mu$
<b>Estação P'1</b>	0-20	135,7	2	10	17	15	11	44
	40-60	102,1	9	18	16	13	10	34
	80-102	106	6	17	18	12	10	37
	<i>Média</i>	114,60	5,67	15,00	17,00	13,33	10,33	38,33
	<i>Desvio Padrão</i>	18,38	3,51	4,36	1,00	1,53	0,58	5,13
	<i>Coef. Variação</i>	0,16	0,62	0,29	0,06	0,11	0,06	0,13
	<i>Valor Mínimo</i>	102,10	2,00	10,00	16,00	12,00	10,00	34,00
<i>Valor Máximo</i>	135,70	9,00	18,00	18,00	15,00	11,00	44,00	
<b>Estação P'2</b>	0-20	87,7	6	13	11	16	11	43
	34-54	103,9	5	9	18	15	11	42
	67-87	100,7	4	12	16	15	12	41
	<i>Média</i>	97,42	5,00	11,33	15,00	15,33	11,33	42,00
	<i>Desvio Padrão</i>	8,60	1,00	2,08	3,61	0,58	0,58	1,00
	<i>Coef. Variação</i>	0,09	0,20	0,18	0,24	0,04	0,05	0,02
	<i>Valor Mínimo</i>	87,67	4,00	9,00	11,00	15,00	11,00	41,00
<i>Valor Máximo</i>	103,90	6,00	13,00	18,00	16,00	12,00	43,00	
<b>Estação P'3</b>	0-20	135,2	4	14	14	15	11	42
	44-64	123	1	12	17	17	10	43
	88-108	115,7	2	12	17	14	11	44
	<i>Média</i>	124,63	2,33	12,67	16,00	15,33	10,67	43,00
	<i>Desvio Padrão</i>	9,85	1,53	1,15	1,73	1,53	0,58	1,00
	<i>Coef. Variação</i>	0,08	0,65	0,09	0,11	0,10	0,05	0,02
	<i>Valor Mínimo</i>	115,70	1,00	12,00	14,00	14,00	10,00	42,00
<i>Valor Máximo</i>	135,20	4,00	14,00	17,00	17,00	11,00	44,00	
<b>Estação P'4</b>	0-20	122,3	3	11	16	16	11	43
	42-62	95,37	6	10	16	16	12	40
	85-105	120,1	4	9	15	19	12	41
	<i>Média</i>	112,59	4,33	10,00	15,67	17,00	11,67	41,33
	<i>Desvio Padrão</i>	14,95	1,53	1,00	0,58	1,73	0,58	1,53
	<i>Coef. Variação</i>	0,13	0,35	0,10	0,04	0,10	0,05	0,04
	<i>Valor Mínimo</i>	95,37	3,00	9,00	15,00	16,00	11,00	40,00
<i>Valor Máximo</i>	122,30	6,00	11,00	16,00	19,00	12,00	43,00	

**Tabela A 4.** Descritores abióticos medidos na coluna de água ao longo quatro estações (P1, P1, P3 e P4) na frente ribeirinha da EXPO'98 (Elaborado com base em Silva, 1993b).

	Profundidade	O.D. (mg l <sup>-1</sup> )	pH	Matéria em suspensão (mg l <sup>-1</sup> )	Amônia (μmol l <sup>-1</sup> )	Fósforo (μmol l <sup>-1</sup> )	Cd (μg l <sup>-1</sup> )	Cu (μg l <sup>-1</sup> )	Hg (μg l <sup>-1</sup> )	Pb (μg l <sup>-1</sup> )	Zn (μg l <sup>-1</sup> )
Estação P 1	Valor Médio Superfície	5,71	8,04	39,84	8,16	2,50	0,63	4,33	0,01	0,72	17,17
	Valor Médio Meio	5,66	8,05	47,58	6,79	2,37	0,67	3,02	0,01	0,55	11,17
	Valor Médio Fundo	5,63	8,04	84,59	6,67	2,35	0,63	3,45	0,01	0,68	17,00
	Valor Médio Total	5,67	8,04	57,34	7,21	2,41	0,64	3,60	0,01	0,65	15,11
	Desvio Padrão	0,04	0,00	23,92	0,83	0,08	0,02	0,67	0,00	0,09	3,42
	Coef. Variação	0,01	0,00	0,42	0,12	0,03	0,03	0,19	0,00	0,14	0,23
	Valor Máximo*	6,95	8,16	507,00	45,00	6,30	1,40	8,80	0,01	1,50	30,00
Valor Mínimo*	0,00	7,89	14,00	2,70	1,65	0,40	1,90	0,01	0,40	8,00	
Estação P 2	Valor Médio Superfície	6,10	8,05	43,93	11,44	3,15	0,80	4,47	0,01	0,87	19,67
	Valor Médio Meio	6,14	8,07	50,31	6,59	2,40	0,71	3,31	0,01	0,66	13,83
	Valor Médio Fundo	5,98	8,04	78,84	7,98	2,58	0,82	3,20	0,01	0,80	14,17
	Valor Médio Total	6,07	8,05	57,69	8,67	2,71	0,78	3,66	0,01	0,78	15,89
	Desvio Padrão	0,08	0,02	18,59	2,50	0,39	0,06	0,70	0,00	0,11	3,28
	Coef. Variação	0,01	0,00	0,32	0,29	0,14	0,08	0,19	0,00	0,14	0,21
	Valor Máximo*	6,93	8,63	435,00	125,00	21,20	1,30	7,30	0,01	1,90	24,00
Valor Mínimo*	3,32	7,97	12,00	2,00	1,67	0,40	1,80	0,01	0,40	8,00	
Estação P 3	Valor Médio Superfície	5,50	8,01	35,16	16,43	2,94	0,70	5,00	0,01	1,42	29,83
	Valor Médio Fundo	5,58	8,03	41,06	14,13	2,91	0,90	2,78	0,01	0,78	17,50
	Valor Médio Total	5,54	8,02	38,11	15,28	2,93	0,80	3,89	0,01	1,10	23,67
	Desvio Padrão	0,06	0,02	4,18	1,63	0,02	0,14	1,57	0,00	0,45	8,72
	Coef. Variação	0,01	0,00	0,11	0,11	0,01	0,18	0,40	0,00	0,41	0,37
	Valor Máximo*	6,69	8,20	168,00	57,00	6,40	2,70	9,00	0,01	4,90	59,00
	Valor Mínimo*	1,76	7,87	11,00	4,90	1,65	0,40	1,60	0,01	0,50	13,00
Estação P 4	Valor Médio Superfície	5,12	8,00	52,40	14,11	2,70	0,87	5,40	0,01	0,85	34,00
	Valor Médio Fundo	5,16	8,03	74,50	16,37	3,44	0,78	4,70	0,01	0,82	17,83
	Valor Médio Total	5,14	8,02	63,45	15,24	3,07	0,83	5,05	0,01	0,83	25,92
	Desvio Padrão	0,03	0,02	15,63	1,60	0,52	0,06	0,49	0,00	0,02	11,43
	Coef. Variação	0,01	0,00	0,25	0,10	0,17	0,07	0,10	0,00	0,03	0,44
	Valor Máximo*	6,58	8,15	288,00	125,00	21,10	1,30	13,00	0,01	2,30	98,00
	Valor Mínimo*	0,00	7,71	13,00	2,60	1,24	0,40	2,90	0,01	0,40	9,00

\*Em relação ao total da amostra.

**Tabela A5.** Espécie de macrofauna bentônica presente nas 145 estações de amostragem: abundância (A- número de indivíduos por 0,05 m<sup>2</sup>), presenças (P - número de presenças) e biomassa (B- peso seco em g) (Elaborado com base em Pereira, 1995 e Costa *et al.*, 1995).

Espécies	A	P	B
<b>Poliquetas</b>			
<i>Capitellidae</i>	3	2	0,00265
<i>Caultteriella bioculata</i>	3	2	0,00015
<i>Hediste diversicolor</i>	100	20	1,16370
<i>Nephtys hombergii</i>	2	2	0,18960
<i>Nereidae</i>	4	4	0,00035
<i>Nereis sp.</i>	5	5	0,02190
<i>Polydora sp.</i>	1	1	0,00005
<i>Sabellaria spinulosa</i>	6	1	0,01280
<i>Spionidae</i>	4	4	0,00025
<i>Streblospio shrubsolei</i>	22	5	0,00030
<i>Tharyx marioni</i>	12	5	0,00020
<i>Prionospio sp.</i>	1	1	0,00005
<i>Pygospio sp.</i>	1	1	0,00020
<b>Oligoquetas</b>	203	31	0,00600
<b>Gastrópodes</b>			
<i>Hinia reticulata</i>	1	1	1,18600
<i>Peringia ulvae</i>	1415	54	0,88990
<b>Bivalves</b>			
<i>Anomia ephippium</i>	1	1	0,72230
<i>Cerastoderme edule</i>	2	1	0,00080
<i>Nucula nucleus</i>	1	1	0,00005
<i>Scrobicularia plana</i>	129	20	85,88410
<b>Cirrípodes</b>			
<i>Balanus improvisus</i>	14	3	0,73910
<i>Elminius modestus</i>	1	1	0,02090
<b>Anfípodes</b>			
<i>Caprella acanthifera</i>	2	1	0,00040
<i>Corophium acherusicum</i>	3	1	0,00005
<i>Gammaropsis maculata</i>	1	1	0,00010
<i>Sthenothoe marina</i>	1	1	0,00010
<b>Decápodes</b>			
<i>Carcinus maenas</i>	6	6	10,07780
<i>Dípteros (larvas)</i>	20	9	2,00000
<b>Actiniários</b>			
<i>Actinia equina</i>	32	2	0,43170
<b>Ascidiáceas</b>			
<i>Molgulidae</i>	3	1	0,10660

**Tabela A6.** Abundância (A - número de indivíduos por 0,05 m<sup>2</sup>), presença de espécies por local de amostragem (S - número de espécies) e Biomassa (B - peso seco em g) (Elaborado com base em Pereira, 1995 e Costa *et al.*, 1995).

Estações	A	S	B
1	2	1	0,00020
6	2	1	0,00005
9	15	3	1,70550
10	23	2	0,39400
11	1	1	0,00010
12	59	11	2,95510
14	7	2	0,01595
16	13	5	0,13145
17	1	1	0,00005
18	18	4	0,00015
19	27	3	0,03480
20	541	6	1,09680
21	112	4	7,08220
24	1	1	0,00010
25	6	4	1,63795
26	5	4	0,98225
29	1	1	0,00030
31	1	1	0,00005
35	1	1	0,00030
36	1	1	0,92640
37	11	4	0,00970
39	5	4	0,00070
41	2	2	0,00010
42	1	1	0,00005
43	1	1	0,00070
45	1	1	0,00005
46	2	2	0,00630
50	14	5	5,06385
51	4	2	0,00010
54	1	1	0,00010
56	1	1	0,00005
58	3	1	0,00080
59	223	3	8,02240
60	19	2	0,00320
67	1	1	0,00005
68	3	3	4,73295
69	2	2	0,00065
70	1	1	1,07180
72	12	1	0,00360
74	2	1	0,00110
77	2	2	0,00055
80	1	1	0,00005
82	1	1	0,00010
83	63	4	0,88010
85	72	6	0,12070
86	106	5	5,81310
87	1	1	0,00000
90	5	3	0,38930
91	4	2	0,00015
92	1	1	0,00005

Estações	A	S	B
105	3	2	0,00035
107	2	1	0,00060
108	84	5	2,65240
109	84	4	3,29730
110	2	2	0,00020
113	5	2	0,12440
114	6	4	0,12545
119	6	1	0,00200
120	1	1	0,00005
122	3	1	0,00130
125	1	1	0,01640
126	3	1	0,00040
128	1	1	0,00020
129	3	2	0,05680
130	6	2	0,00230
131	133	5	16,24460
132	1	1	1,00000
133	80	3	20,07630
134	21	4	3,02880
135	32	3	0,01700
136	36	2	0,01030
137	17	1	0,00360
141	3	2	2,40070
142	3	2	2,24570
143	23	4	2,91340
144	4	3	0,96190
145	34	6	5,18960

**Tabela A7.** Resultados da aplicação do índice de poluição - P, por estação de amostragem, à zona de intervenção da EXPO'98. h - profundidade (m); s - % de areia (0,063-1 mm); t - % silte (< 0,063 mm); i - número de indivíduos por 0,05 m<sup>2</sup>; g - número de espécies; s' - granulometria calculada; io - número teórico de indivíduos; go - número teórico de espécies; g' - número teórico de espécies para i; P - Índice de Poluição.

Transecto	Estação	h	s	t	s'	io	go	i	g	g'	P
A	1	1,00	1,70	98,30	20,11	90	33	2	1	1	8,12
	6	0,70	0,33	99,70	20,01	90	33	2	1	1	8,11
B	9	0,50	2,82	97,30	20,31	91	33	15	3	8	6,80
	10	1,00	0,79	99,30	20,04	90	33	23	2	12	11,88
	11	1,50	3,45	96,60	20,43	91	33	1	1	1	5,81
	12	7,00	0,78	99,10	20,00	86	32	59	11	25	2,74
C	14	1,00	16,09	93,80	26,29	114	37	7	2	4	8,23
	16	4,00	0,67	99,40	20,03	88	32	13	5	7	3,77
	17	6,00	1,08	98,90	20,04	87	32	1	1	1	5,66
	18	8,50	11,29	98,20	23,44	98	34	18	4	10	5,65
D	19	0,50	0,33	99,90	20,05	90	33	27	3	14	8,38
	20	0,50	0,32	99,50	19,97	90	33	541	6	65	4,41
	21	0,50	0,25	99,30	19,91	90	33	112	4	37	8,30
E	24	0,50	18,13	91,70	27,60	119	38	1	1	1	6,64
	25	1,00	91,00	7,00	91,30	175	46	6	4	4	4,76
	26	1,00	23,41	76,20	31,28	131	40	5	4	3	3,78
	29	3,50	5,12	74,20	17,44	77	30	1	1	1	5,36
F	31	1,00	1,10	98,90	20,05	90	33	1	1	1	5,78
	35	6,00	2,52	97,60	20,25	87	32	1	1	1	5,69
G	36	0,50	1,57	98,40	20,09	90	33	1	1	1	5,79
	37	0,50	0,30	97,70	19,61	88	32	11	4	6	4,42
	39	5,00	6,07	93,20	21,07	91	33	5	4	3	3,16
	41	7,00	4,83	95,20	20,79	89	33	2	2	1	4,03
H	42	0,50	1,12	98,80	20,03	90	33	1	1	1	5,78
	43	0,50	0,39	99,60	20,00	90	33	1	1	1	5,78
	45	0,80	0,42	99,60	20,01	90	33	1	1	1	5,78
	46	1,00	0,62	99,40	20,02	90	33	2	2	1	4,05
I	50	6,00	11,45	93,20	24,24	102	35	14	5	8	4,20
	51	4,00	40,21	50,00	44,81	163	45	4	2	2	7,60
J	54	0,90	1,46	95,50	19,50	88	32	1	1	1	5,71
	56	1,00	1,42	99,60	20,27	91	33	1	1	1	5,80
K	58	0,50	2,78	97,20	20,27	91	33	3	1	2	9,92
	59	0,50	11,25	98,40	23,44	104	36	223	3	51	11,54
	60	0,50	2,26	97,90	20,22	91	33	19	2	10	11,15
L	67	0,80	0,42	99,60	20,01	90	33	1	1	1	5,77
	68	1,00	0,42	99,50	19,99	90	33	3	3	2	3,28
	69	2,00	22,29	77,60	30,49	127	40	2	2	1	4,82
M	70	0,50	1,95	98,80	20,28	91	33	1	1	1	5,82
	72	0,50	0,88	99,00	20,01	90	33	12	1	7	18,49
	74	1,00	0,33	99,70	20,01	90	33	2	1	1	8,10
N	77	0,30	0,38	99,60	20,00	90	33	2	2	1	4,06
	80	0,50	0,33	99,70	20,01	90	33	1	1	1	5,78
	82	0,80	1,34	93,80	19,15	86	32	1	1	1	5,66
	83	5,20	0,46	99,60	20,02	87	32	63	4	26	7,68

Transecto	Estação	h	s	t	s'	io	go	i	g	g'	P
O	85	0,50	7,00	92,50	21,45	96	34	72	6	29	5,49
	86	0,50	7,60	92,00	21,71	97	34	106	5	36	6,89
	87	0,50	8,43	90,30	21,94	98	34	1	1	1	6,03
	90	7,00	1,54	98,40	20,08	86	32	5	3	3	4,09
P	91	0,70	0,64	98,60	19,87	89	33	4	2	2	5,63
	92	0,70	0,28	99,70	20,00	90	33	1	1	1	5,78
R	105	0,50	0,20	99,80	20,00	90	33	3	2	2	4,93
	107	2,50	1,96	98,00	20,14	89	33	2	1	1	8,08
S	108	0,50	5,17	94,40	20,81	93	34	84	5	31	6,63
	109	0,50	0,52	99,40	19,99	90	33	84	4	31	8,14
	110	0,50	0,17	99,80	19,99	90	33	2	2	1	4,06
	113	11,00	1,48	97,80	19,95	83	31	5	2	3	6,01
T	114	0,20	7,19	92,50	21,56	97	34	6	4	4	3,53
	119	4,50	0,57	99,40	20,01	87	32	6	1	4	13,44
	120	7,50	2,78	96,90	20,22	86	32	1	1	1	5,65
U	122	0,50	0,41	99,59	20,01	90	33	3	1	2	9,86
	125	1,80	3,52	96,50	20,44	91	33	1	1	1	5,81
V	126	0,30	0,30	99,60	19,98	90	33	3	1	2	9,87
	128	2,00	0,43	99,50	19,99	89	33	1	1	1	5,75
	129	0,70	1,30	98,70	20,06	90	33	3	2	2	4,93
	130	0,30	1,72	98,28	20,11	91	33	6	2	4	6,84
W	131	0,50	18,71	75,60	27,36	118	38	133	5	41	7,65
	132	0,50	49,40	46,10	52,50	181	47	1	1	1	8,19
	133	0,50	19,17	80,80	28,32	122	39	80	3	31	12,54
	134	0,50	19,38	80,60	28,46	122	39	21	4	11	6,70
	135	0,50	16,56	82,10	26,44	115	38	32	3	16	9,98
	136	0,50	19,33	80,50	28,41	122	39	36	2	17	15,95
	137	0,50	2,60	97,40	20,25	91	33	17	1	9	21,38
X	141	2,00	7,73	92,10	21,80	96	34	3	2	2	5,10
	142	2,00	1,32	98,70	20,07	89	33	3	2	2	4,91
	143	3,00	2,45	97,60	20,23	89	33	23	4	12	5,92
Y	144	0,50	0,09	99,90	20,00	90	33	4	3	2	3,77
	145	0,80	0,56	99,40	20,00	90	33	34	6	17	4,49

**Tabela A 8.** Resultados da aplicação do índice de poluição - P, por transecto, à zona de intervenção da EXPO'98. h - profundidade (m); s - % de areia (0,063-1 mm); t - % silte (< 0,063 mm); i - número de indivíduos por 0,05 m<sup>2</sup>; g - número de espécies; s' - granulometria calculada; io - número teórico de indivíduos; go - número teórico de espécies; g' - número teórico de espécies para i; P - Índice de Poluição.

Transecto	h	s	t	s'	io	go	i	g	g'	P
A	2,05	1,02	98,41	19,93	89	33	4	2	2	5,61
B	3,34	1,89	98,00	20,11	89	32	98	16	34	2,05
C	4,14	5,26	94,63	20,90	91	33	39	8	18	3,53
D	1,94	1,25	98,69	20,05	89	33	680	7	68	3,50
E	2,00	20,21	76,49	28,67	121	39	13	7	7	3,17
F	3,60	1,33	98,74	20,08	88	32	2	2	1	4,02
G	2,50	2,44	97,12	20,14	89	33	19	11	10	2,01
H	1,80	0,58	99,42	20,01	89	33	5	2	3	6,24
I	2,70	11,18	90,42	23,68	103	35	18	6	10	3,87
J	1,81	4,20	95,36	20,53	91	33	2	1	1	8,17
K	1,00	2,55	97,43	20,23	91	33	245	4	52	7,99
L	0,98	5,86	94,10	21,11	94	34	6	4	4	3,49
M	0,86	0,45	99,53	20,01	90	33	15	2	8	10,11
N	1,16	0,55	98,65	19,86	89	33	67	5	27	6,28
O	4,17	4,25	95,38	20,56	90	33	184	10	47	3,29
P	0,90	0,33	99,60	19,99	90	33	5	2	3	6,26
R	0,90	0,62	99,34	20,01	90	33	5	2	3	6,26
S	6,00	0,65	99,20	19,99	86	32	175	6	46	5,39
T	2,09	1,02	98,87	20,02	89	33	13	4	7	4,75
U	1,72	1,11	98,90	20,05	89	33	4	2	2	5,63
V	1,03	0,98	98,98	20,03	90	33	13	3	7	6,36
W	0,50	21,07	77,92	29,53	126	39	320	6	57	5,97
X	1,53	4,06	95,92	20,56	92	33	29	5	15	5,18
Y	0,84	1,79	98,20	20,12	90	33	38	6	18	4,65

**Tabela A9.** Resultados da aplicação do índice de diversidade  $H'$  em bits/indivíduo (por estação de amostragem) à zona de intervenção da EXPO'98.

Estações	$H'$
1	0,00
6	0,00
9	0,70
10	0,43
11	0,00
12	2,29
14	0,59
16	1,82
17	0,00
18	1,46
19	0,75
20	0,37
21	0,57
24	0,00
25	1,92
26	1,92
29	0,00
31	0,00
35	0,00
36	0,00
37	1,62
39	1,92
41	1,00
42	0,00
43	0,00
45	0,00
46	1,00
50	1,63
51	0,81
54	0,00
56	0,00
58	0,00
59	0,20
60	0,63
67	0,00
68	1,58
69	1,00
70	0,00
72	0,00
74	0,00
77	1,00
80	0,00
82	0,00
83	1,62
85	0,68
86	0,88
87	0,00
90	1,37
91	1,00
92	0,00
105	0,92
107	0,00

Estações	$H'$
108	1,87
109	1,50
110	1,00
113	0,72
114	1,92
119	0,00
120	0,00
122	0,00
125	0,00
126	0,00
128	0,00
129	0,92
130	0,65
131	1,51
132	0,00
133	0,90
134	1,57
135	1,16
136	0,18
137	0,00
141	0,92
142	0,55
143	1,55
144	1,50
145	1,07

**Tabela A10.** Resultados do índice de diversidade  $H'$  em bits indivíduo (por transecto) à zona de intervenção da EXPO'98.

Transectos	$H'$
A	1,00
B	2,67
C	2,68
D	0,46
E	2,66
F	1,00
G	3,08
H	0,72
I	1,95
J	0,00
K	0,47
L	1,79
M	0,35
N	1,67
O	1,06
P	0,97
R	0,72
S	1,94
T	1,55
U	0,81
V	0,77
W	1,37
X	1,84
Y	1,29

**Tabela A 11.** Resultados do índice de carga poluente - PLI aplicado às estações de amostragem P'1, P'2, P'3 e P'4 localizadas na zona de intervenção da EXPO'98.

Estações	PLI - Cd	PLI - Cu	PLI - Hg	PLI - Pb	PLI - Zn	PLI - PCB	PLI / Estação
P'1	4,97	0,09	0,62	0,14	1,85E-07	10,00	0,06
P'2	0,07	0,21	0,25	0,09	7,50E-08	10,00	0,02
P'3	1,26	0,26	0,30	0,19	7,72E-07	10,00	0,07
P'4	0,47	0,45	1,76	0,82	8,10E-06	10,00	0,17
Valor Médio	1,69	0,25	0,73	0,31	2,28E-06	10,00	0,08
Desvio Padrão	2,24	0,15	0,70	0,34	3,89E-06	0,00	0,06
Coef. Variação	1,32	0,61	0,96	1,10	1,70	0,00	0,75
Amplitude Variação	4,90	0,37	1,51	0,74	8,02E-06	0,01	0,15

**Tabela A 12.** Resultados do índice de carga poluente - PLI aplicado às diferentes estações de amostragem localizadas na doca dos olivais (DN, DC, DS) da zona de intervenção da EXPO'98.

Estações	PLI - Cd	PLI - Cu	PLI - Hg	PLI - Pb	PLI - Zn	PLI - PCB	PLI / Estação
DN	6,56	0,43	1,60	0,15	2,20E-09	10,00	0,05
DC	4,62	0,58	2,72	1,48	1,48E-06	10,00	0,23
DS	3,89	0,46	1,08	0,31	3,25E-08	10,00	0,08
Valor Médio	5,02	0,49	1,80	0,65	5,06E-07	10,00	0,12
Desvio Padrão	1,38	0,08	0,84	0,73	8,46E-07	0,00	0,10
Coef. Variação	0,27	0,17	0,46	1,12	1,67	0,00	0,83
Amplitude Variação	2,67	0,15	1,64	1,34	1,48E-06	0,00	0,18

**Tabela A13.** Constantes referentes à concentração base ou de referência (B) e concentrações limiares de degradação ambiental (T) (Wilson & Jeffrey, 1987).

Contaminantes	B - Base ( $\mu\text{gg-1}$ )	T - Limiar ( $\mu\text{gg-1}$ )
Cd	0,50	1,50
Cu	5,00	50,00
Hg	0,05	1,50
Pb	10,00	100,00
Zn	20,00	100,00
Fe	2,00	20,00
Co	5,00	10,00
Cr	5,0	50,00
As	5,00	100,00
Ni	5,00	20,00
PCB's	0,10	460,00

**Tabela A14.** Resultados do índice de carga poluente - PLI (referente às concentrações máximas dos contaminantes) às estações de amostragem P' 1, P' 2, P' 3 e P' 4 localizadas na zona de intervenção da EXPO'98.

Estações	PLI - Cd	PLI - Cu	PLI - Hg	PLI - Pb	PLI - Zn	PLI - PCB	PLI / Estação
P'1	3,31	0,02	0,27	0,06	8,32E-10	9,99	0,01
P'2	0,06	0,13	0,19	0,04	1,94E-09	10,00	0,01
P'3	0,08	0,25	0,21	0,14	2,90E-07	10,00	0,03
P'4	0,43	0,12	0,68	0,27	2,90E-08	10,00	0,04
Valor Médio	0,97	0,13	0,34	0,13	8,05E-08	10,00	0,02
Devio Padrão	1,57	0,09	0,23	0,11	1,40E-07	0,01	0,01
Coef. Variação	1,62	0,73	0,69	0,83	1,74	0,00	0,58
Amplitude Variação	3,26	0,23	0,49	0,23	2,89E-07	0,01	0,03

**Tabela A 15.** Resultados do índice de carga poluente - PLI (referente às concentrações máximas dos contaminantes) às diferentes estações de amostragem localizadas na doca dos olivais (DN, DC, DS) da zona de intervenção da EXPO'98.

Estações	PLI - Cd	PLI - Cu	PLI - Hg	PLI - Pb	PLI - Zn	PLI - PCB	PLI / Estação
DN	6,56	0,43	1,60	0,15	2,20E-09	10,00	0,05
DC	4,62	0,58	2,72	1,48	1,48E-06	10,00	0,23
DS	3,89	0,46	1,08	0,31	3,25E-08	10,00	0,08
Valor Médio	5,02	0,49	1,80	0,65	5,06E-07	10,00	0,12
Devio Padrão	1,38	0,08	0,84	0,73	8,46E-07	0,00	0,10
Coef. Variação	0,27	0,17	0,46	1,12	1,67	0,00	0,83
Amplitude Variação	2,67	0,15	1,64	1,34	1,48E-06	0,00	0,18

## **ANEXO B**

**Análise Gráfica/Estatística do Caso de Estudo I:**

**Zona de Intervenção da EXPO' 98**



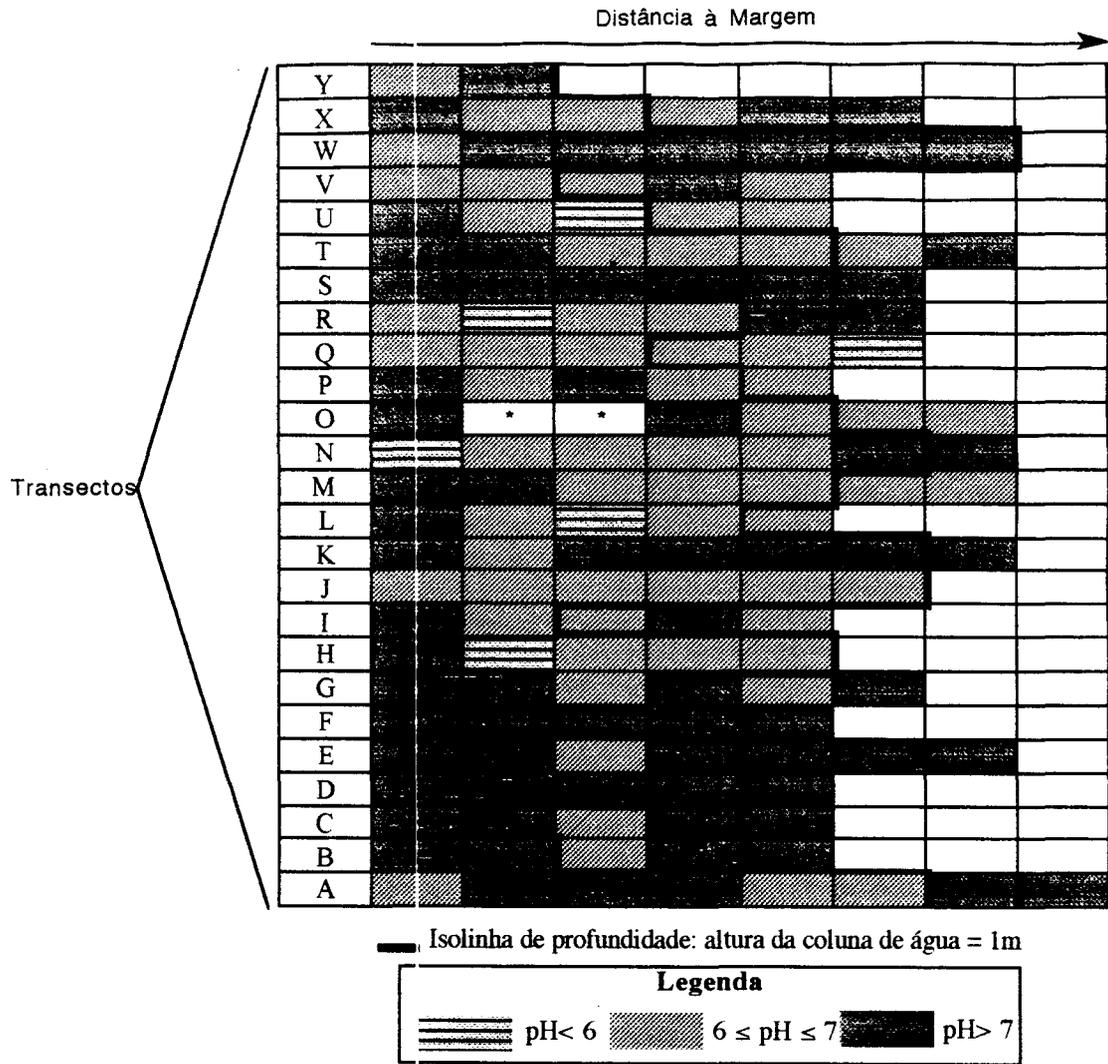


Fig. B1. Mapeamento esquemático do descritor pH ao longo dos vários transectos.

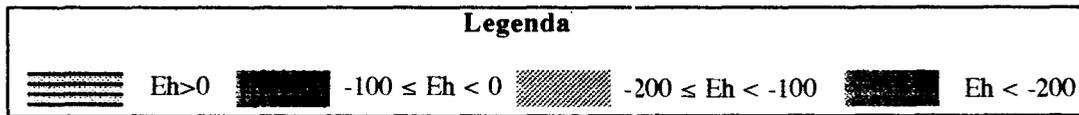
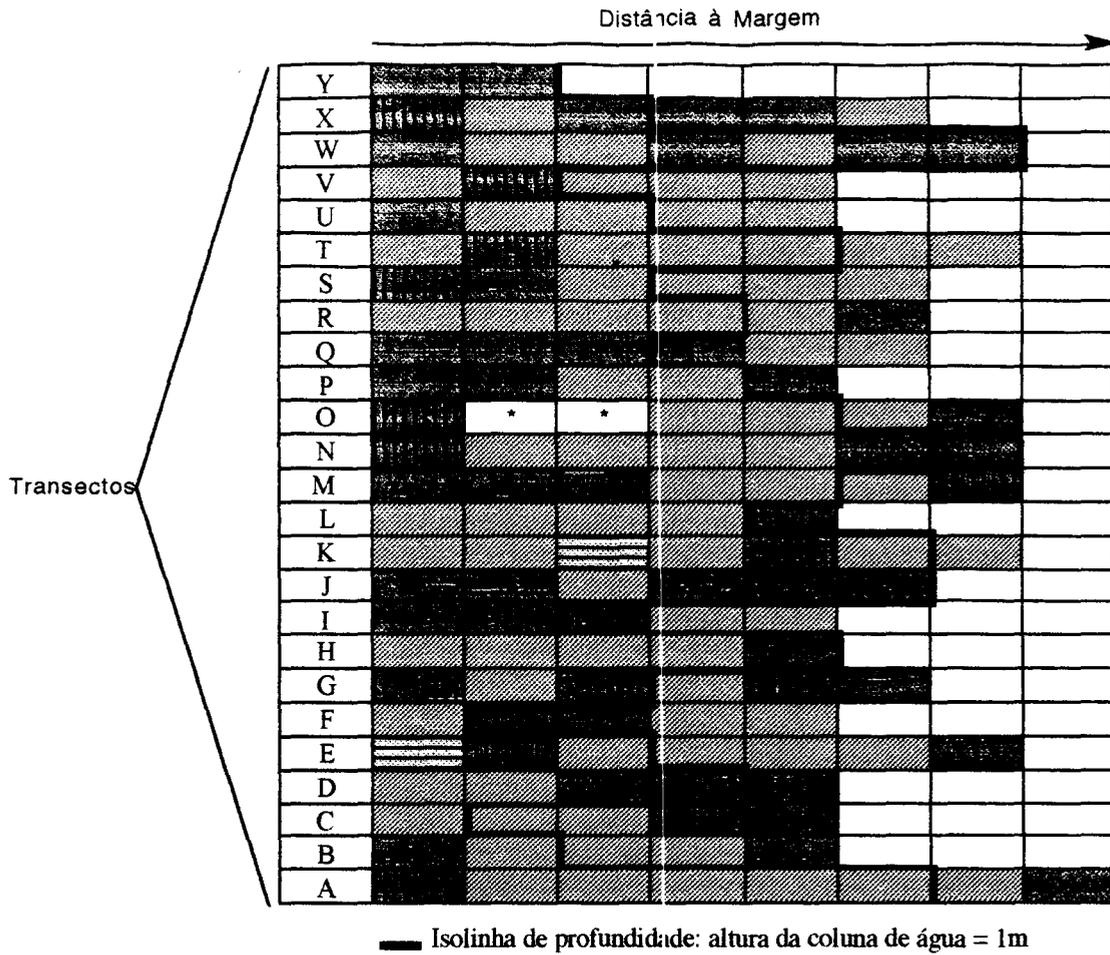
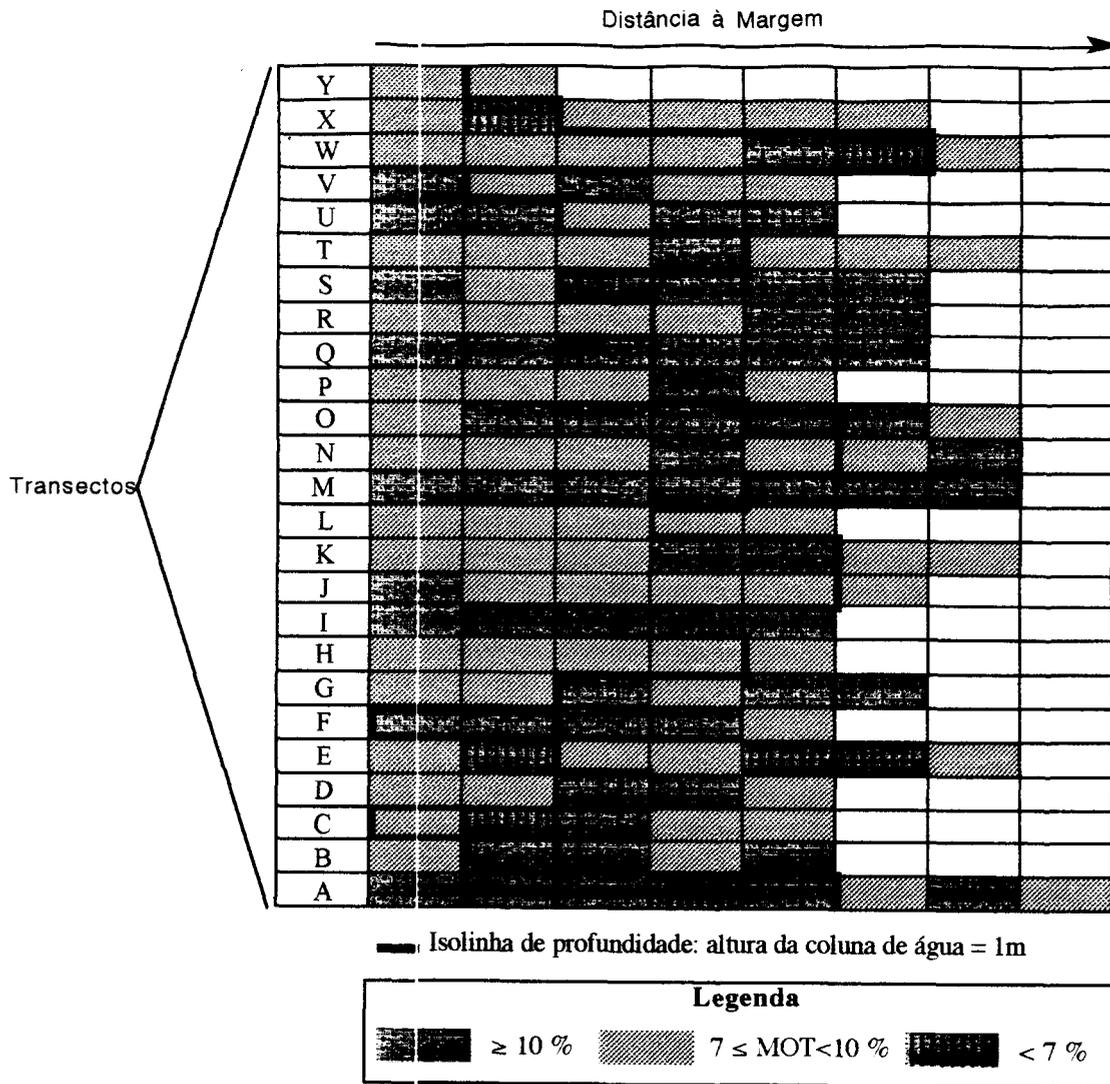
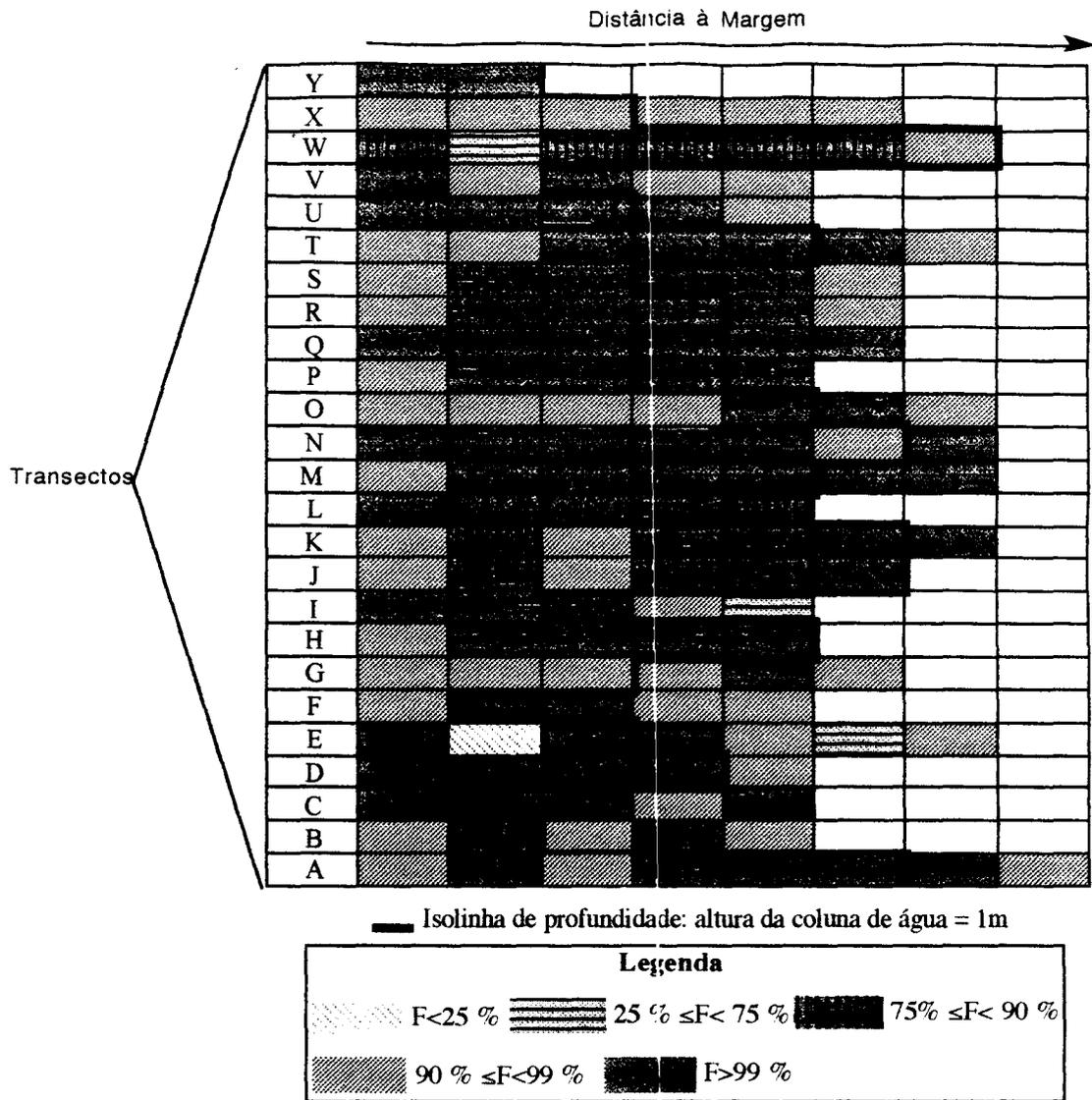


Fig. B2. Mapeamento esquemático do descritor Eh ao longo dos vários transectos.



**Fig. B3.** Mapeamento esquemático do descritor matéria orgânica total (MOT) ao longo dos vários transectos.



**Fig. B4.** Mapeamento esquemático do descritor teor em finos (F- fracção fina) ao longo dos vários transectos

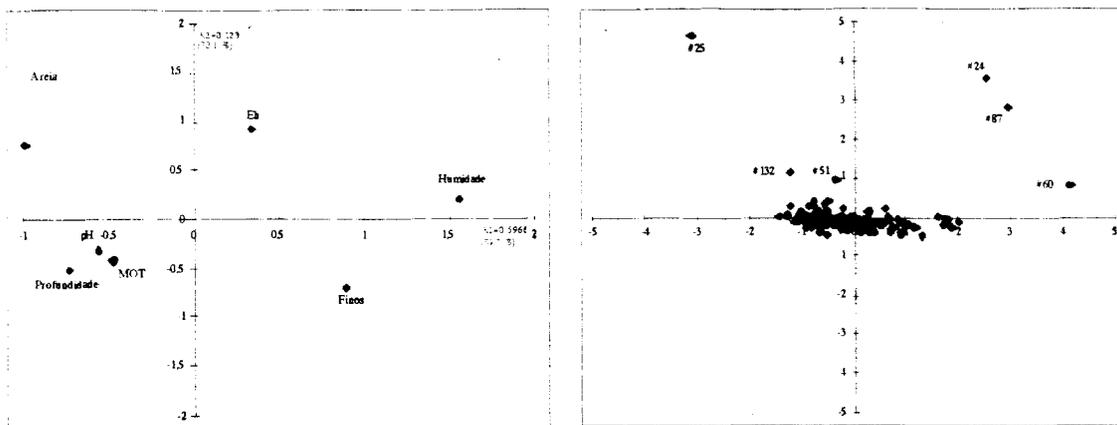


Fig. B5. Resultados da análise de correspondência aplicada às variáveis abióticas.

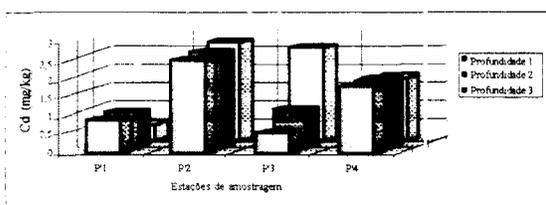


Fig. B6. Variação longitudinal da concentração de Cd ao longo das estações P'1, P'2, P'3, P'4 e em profundidade (onde profundidade 1 é menor que profundidade 2 e menor que profundidade 3).

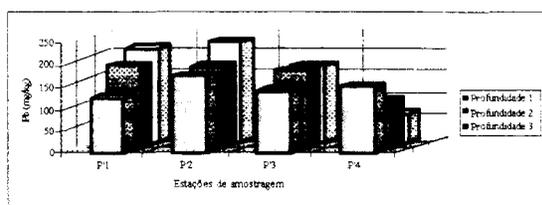


Fig. B7. Variação longitudinal da concentração de Pb ao longo das estações P'1, P'2, P'3, P'4 e em profundidade (onde profundidade 1 é menor que profundidade 2 e menor que profundidade 3).

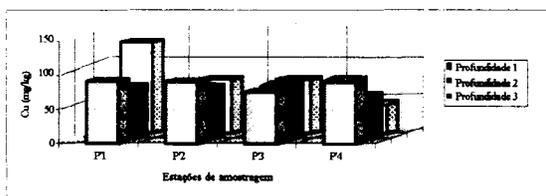


Fig. B8. Variação longitudinal da concentração de Cu ao longo das estações P'1, P'2, P'3, P'4 e em profundidade (onde profundidade 1 é menor que profundidade 2 e menor que profundidade 3).

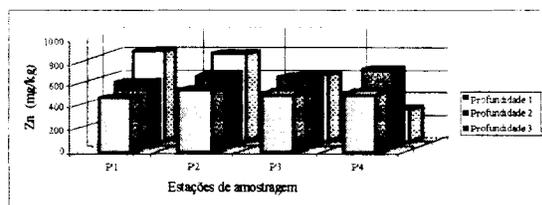


Fig. B9. Variação longitudinal da concentração de Zn ao longo das estações P'1, P'2, P'3, P'4 e em profundidade (onde profundidade 1 é menor que profundidade 2 e menor que profundidade 3).

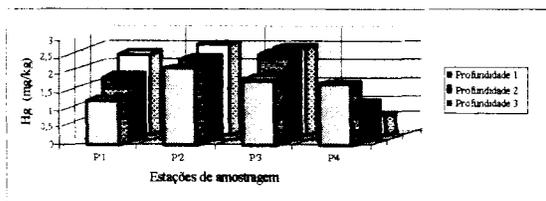


Fig. B10. Variação longitudinal da concentração de Hg ao longo das estações P'1, P'2, P'3, P'4 e em profundidade (onde profundidade 1 é menor que profundidade 2 e menor que profundidade 3).

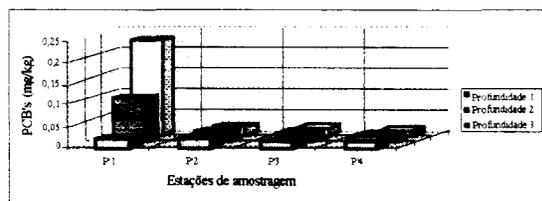
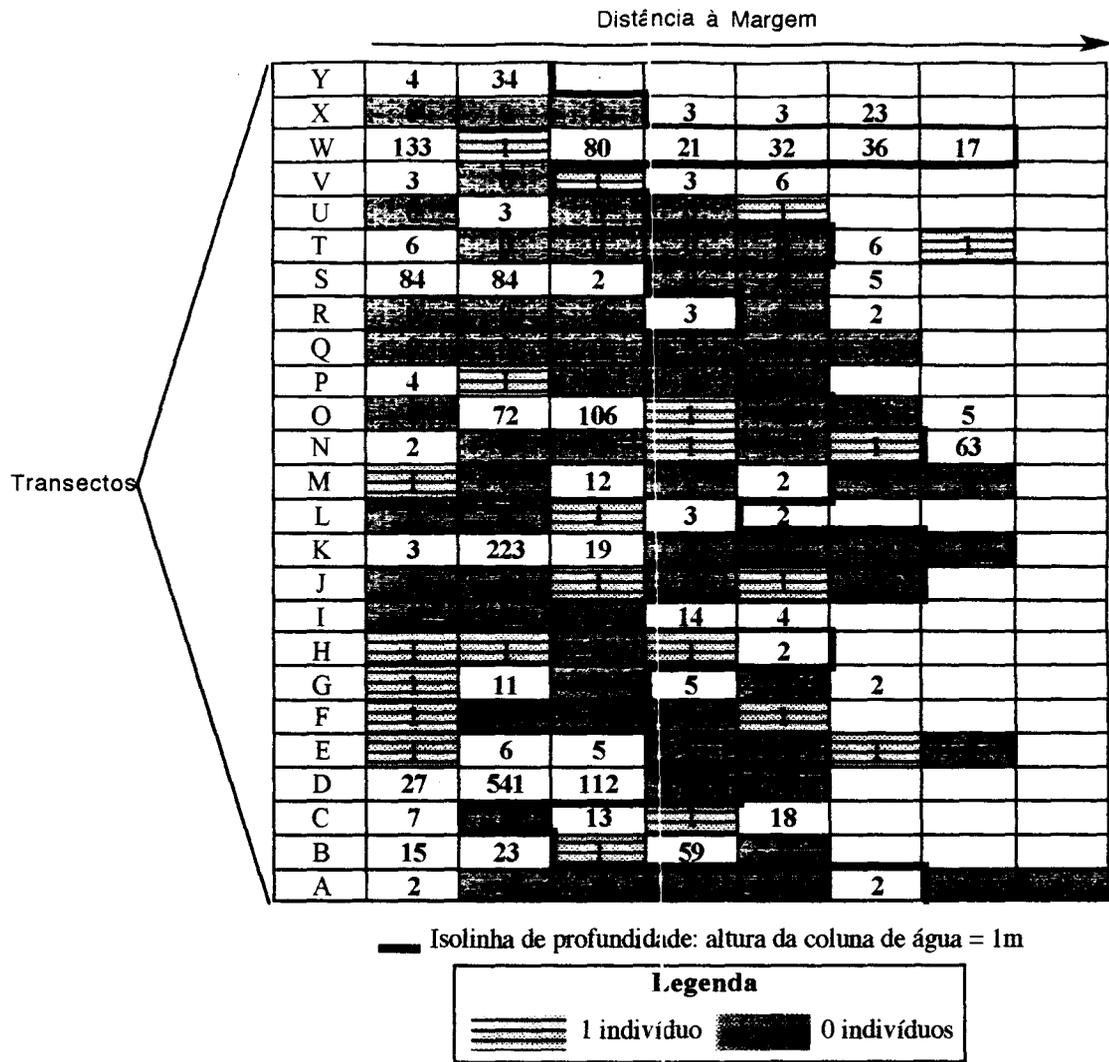


Fig. B11. Variação longitudinal da concentração de PCB's ao longo das estações P'1, P'2, P'3, P'4 e em profundidade (onde profundidade 1 é menor que profundidade 2 e menor que profundidade 3).



**Fig. B12.** Mapeamento esquemático da variável biológica abundância (nº de indivíduos por 0,05 m<sup>2</sup>) ao longo dos vários transectos.

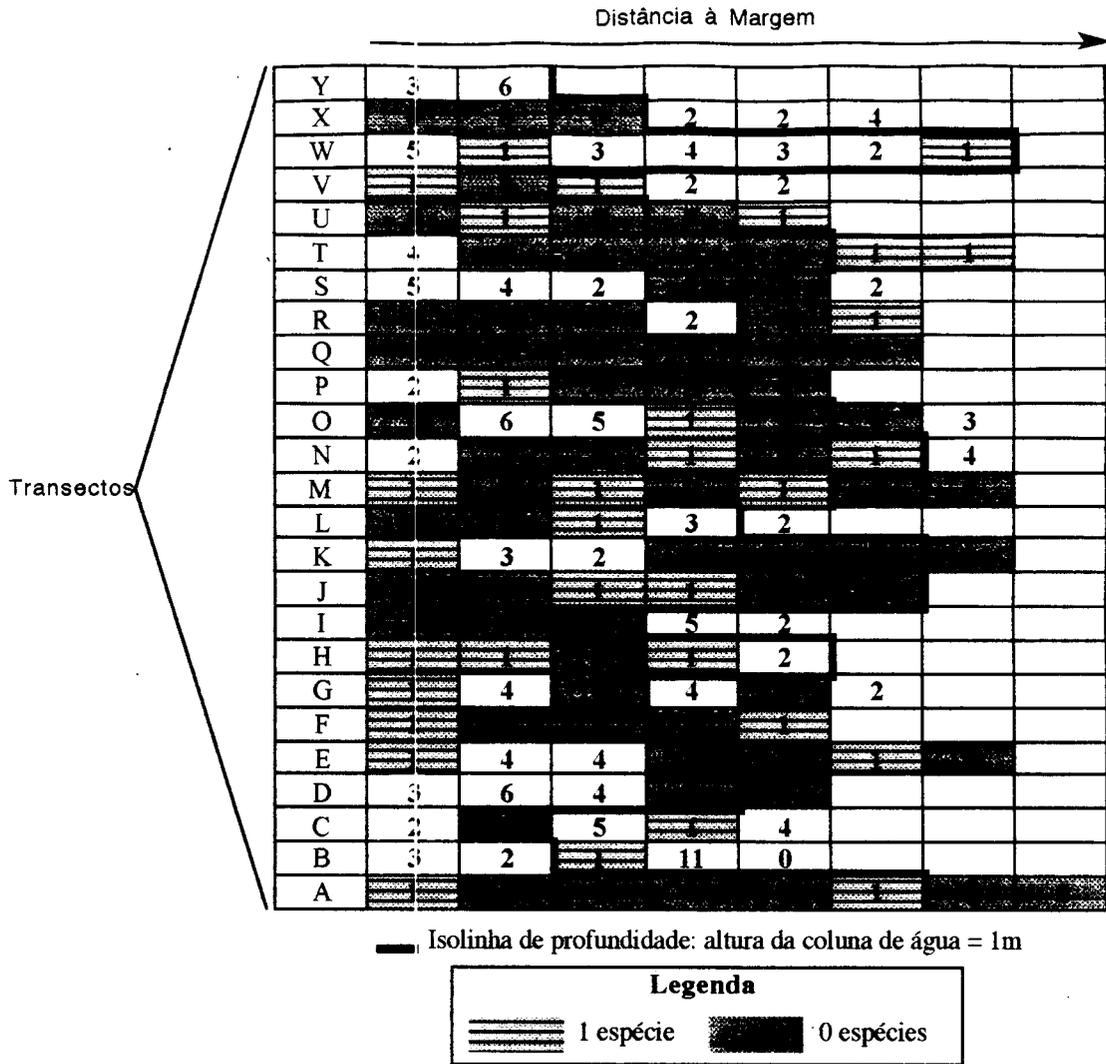


Fig. B13. Mapeamento esquemático da presença de espécies (nº de presenças) ao longo dos vários transectos.

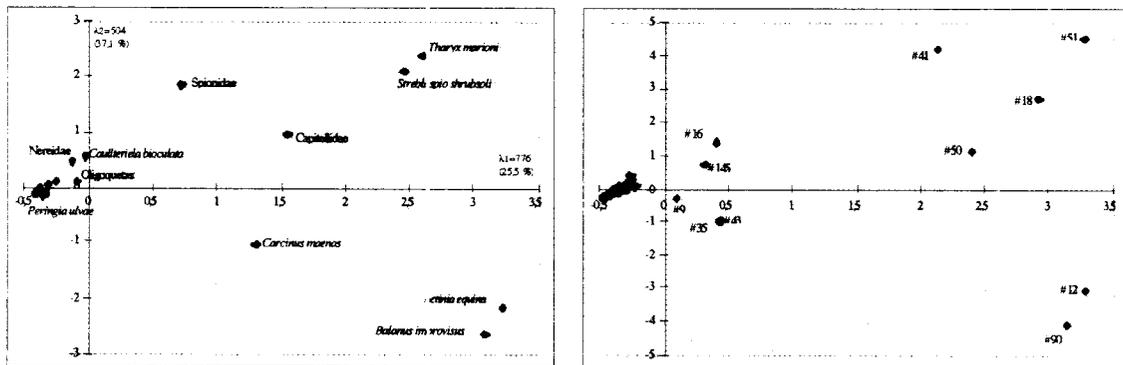
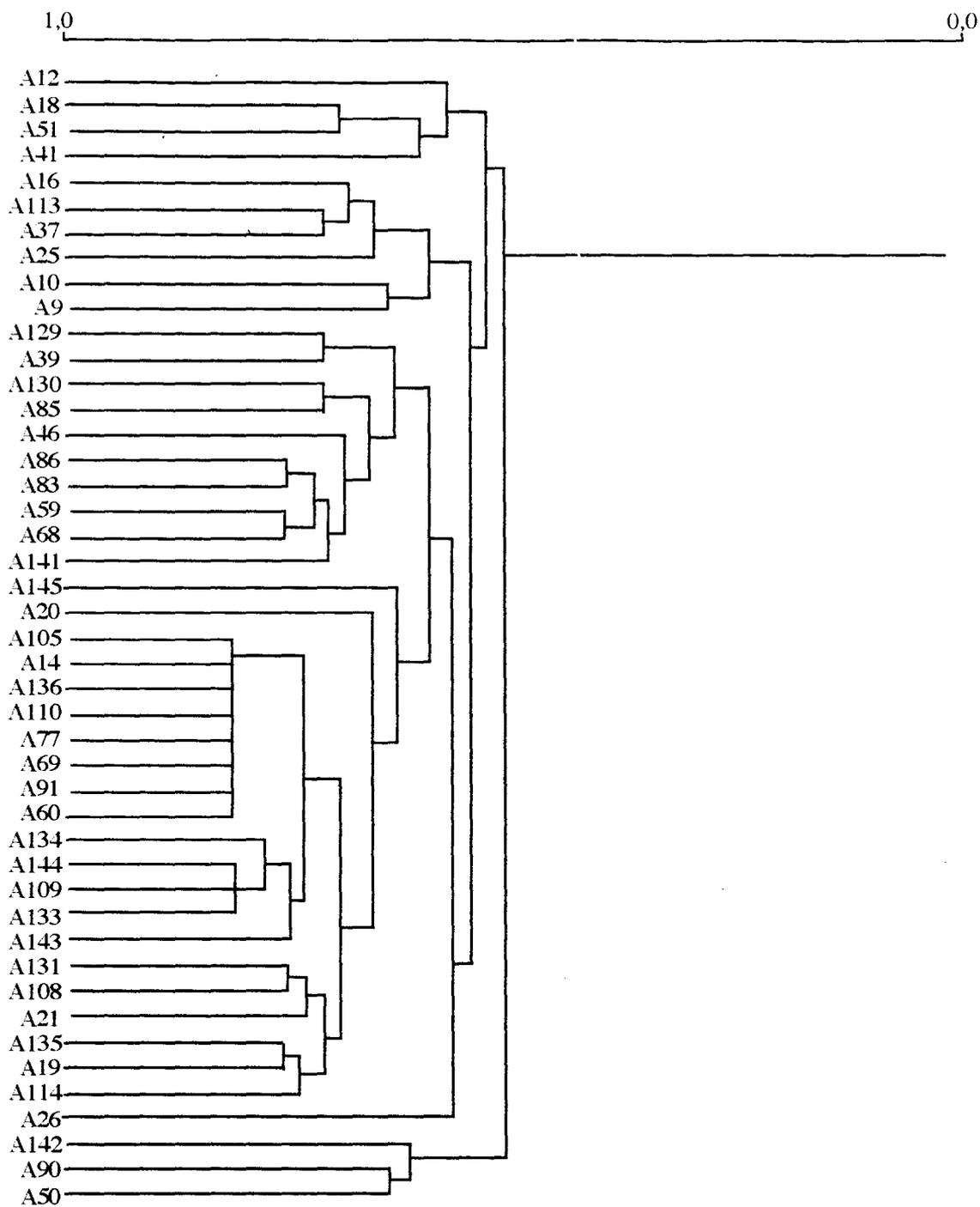


Fig. B14. Resultados da análise canônica aplicada às variáveis biológicas.



**Fig. B15.** Dendrograma dos 45 locais de amostragem, obtido pelo método de agrupamento por ligações médias, com base na matriz de correlação de Spearman sobre os dados de abundâncias das espécies (excluídos os locais sem fauna, com abundância igual a 1 e presença de uma só espécie).

## **ANEXO C**

**Tabelas do Caso de Estudo II:**

**Complexo Industrial do Barreiro-Seixal**



**Tabela C1.** Descritores abióticos do sedimento das 29 estações de amostragem localizadas na zona do Complexo Industrial Barreiro - Seixal (Retirado de Quintino & Rodrigues, 1991; 1994). A profundidade foi estimada a partir da carta hidrográfica nº 47 (ITN 1877) do Instituto Hidrográfico.

Estações	Profundidade (m*)	Areia (%)	Silte (%)	Cascalho (%)	Temp. (°C)	pH	Eh (mV)	OD (mg l <sup>-1</sup> O <sub>2</sub> )	MOT (%)
1	1,7	54,96	40,80	4,24	21	7,4	61	5,34	2,58
2	2,3	2,59	97,41	0	20	7,3	61	6,80	7,97
3	5,5	1,57	98,41	0,02	20	7,3	51	6,99	8,19
4	6,7	3,53	96,47	0	20	7,2	81	6,96	7,74
5	8,4	48,72	51,24	0,04	20	7,4	71	7,07	3,35
6	7,4	29,86	67,35	2,79	20	7,3	101	7,33	5,09
7	13,7	58,60	41,09	0,31	20	7,4	31	7,02	2,46
8	6,0	78,04	0,13	21,83	20	7,3	351	7,14	0,76
9	4,2	68,67	26,63	4,7	20	7,1	61	7,07	2,96
10	1,9	42,46	13,88	43,66	20	7,1	91	7,51	8,17
11	7,5	88,98	8,69	2,33	19	7,4	51	7,85	2,76
12	7,8	28,09	71,91	0	20	7,3	91	7,44	5,15
13	6,7	60,11	39,89	0	18	7,3	61	7,61	2,91
15	2,2	20,45	78,51	1,04	18	7,3	121	7,86	5,98
16	7,2	28,75	71,25	0	18	7,2	101	8,14	5,54
17	7,1	18,28	81,11	0,61	18	7,4	91	7,85	4,98
18	7,0	6,53	93,39	0,08	19	7,5	21	7,66	13,13
19	6,7	1,52	98,48	0	20	7,4	41	7,91	7,92
20	6,1	2,97	97,03	0	19	7,2	71	6,73	8,26
21	5,7	1,43	98,57	0	19	7,0	101	6,39	8,94
22	6,5	60,42	34,92	4,66	20	7,4	191	7,30	3,84
23	7,1	17,93	82,03	0,04	19	7,2	121	7,74	9,72
24	8,0	29,69	70,29	0,02	20	7,4	201	7,22	7,20
25	8,8	92,57	7,07	0,36	19	7,5	371	6,94	4,40
26	6,0	54,95	43,31	1,74	20	7,6	91	8,34	4,02
27	2,5	71,46	25,12	3,42	20	7,2	141	8,01	3,04
28	3,4	96,10	3,75	0,15	20	7,3	161	8,22	0,93
29	2,1	2,31	97,55	0,14	19	6,5	121	5,52	6,90

\* - Relativo ao Zero Hidrográfico.

**Tabela C2.** Concentração dos contaminantes analisados na fracção fina do sedimento (silte) nas estações de amostragem 68, 69, 70, 71 e 72 localizadas no Canal da CUF do Estuário do Tejo (Retirado de Vale, 1986).

Estações	Zn (µg g <sup>-1</sup> )	Cu (µg g <sup>-1</sup> )	Cr (µg g <sup>-1</sup> )	Pb (µg g <sup>-1</sup> )	Cd (µg g <sup>-1</sup> )
68	521	48	88	261	0,6
69	1177	137	82	615	1,9
70	946	226	78	1031	1,8
71	1307	291	90	1834	2,7
72	1037	64	148	2478	5,4

**Tabela C3.** Concentrações dos elementos metálicos encontrados na coluna de água da zona do Complexo Industrial Barreiro- Seixal (Retirado de Costa *et al.*, 1991).

Locais	Estações	Cr ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	Fe ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	Ni ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	Cu ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	Zn ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	As ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	Hg ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	Pb ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )
Canal da Siderurgia	1m	1,745	330,10	2,538	4,778	161,30	1,540	3,054	6,3065
	2m	3,581	447,95	0,342	3,360	111,15	2,003	2,869	5,5005
	3m	3,965	555,40	1,250	6,302	76,14	3,900	$\leq 0,1$	4,288
	4m	1,311	500,45	2,457	7,703	80,57	3,240	3,656	6,4735
Baía do Seixal	5m	0,694	274,90	3,987	9,156	75,31	2,784	1,661	3,5345
	6s	0,901	557,30	1,078	2,899	69,52	1,566	2,536	6,359
	7s	$\leq 0,1$	467,70	0,542	2,325	34,80	1,533	$\leq 0,1$	5,449
	8s	$\leq 0,1$	246,20	0,500	1,492	53,06	$\leq 0,1$	4,351	2,775
Canal do Montijo	9s	1,803	605,00	0,538	8,040	60,63	2,793	1,119	7,213
	10s	$\leq 0,1$	4514,00	$\leq 0,2$	16,120	348,70	14,830	$\leq 0,1$	155,8
	11s	19,770	2306,00	$\leq 0,2$	6,020	274,60	$\leq 0,1$	$\leq 0,1$	72,65
	12s	$\leq 0,1$	1388,00	2,538	2,419	183,70	$\leq 1,270$	$\leq 0,1$	40,46
	13m	2,418	1009,90	1,474	4,697	99,17	6,194	$\leq 0,1$	11,18
	14s	1,539	216,00	0,577	4,759	220,30	12,820	$\leq 0,1$	13,97
	15m	0,593	464,40	2,080	4,157	80,66	5,502	2,230	5,108
	16s	$\leq 0,1$	350,20	2,730	$\leq 0,1$	17,48	$\leq 0,1$	$\leq 0,1$	9,94
	17m	1,008	451,75	1,047	3,873	77,23	4,627	1,753	6,774
	18s	$\leq 0,1$	358,90	2,070	$\leq 0,1$	18,62	3,000	$\leq 0,1$	10,71
	19s	$\leq 0,1$	583,20	2,050	$\leq 0,1$	44,90	$\leq 0,1$	$\leq 0,1$	14,39
20s	$\leq 0,1$	869,90	2,720	$\leq 0,1$	34,03	$\leq 0,1$	$\leq 0,1$	20,5	
21s	$\leq 0,1$	1933,00	2,810	2,310	138,20	$\leq 0,1$	$\leq 0,1$	45,33	

NOTA: m - concentração média entre a água superficial e de fundo; s - concentração medida na água superficial.

**Tabela C4.** Valores médios de riqueza específica (S), abundância (A) e biomassa (B), por local de amostragem (Retirado de Quintino & Rodrigues, 1994).

Estações	S (sp/0,1m <sup>2</sup> )	A (ind/0,1m <sup>2</sup> )	B (g/0,1m <sup>2</sup> )
1	10,00	57,00	3,89
2	4,00	7,00	0,22
3	3,00	10,00	0,24
4	15,00	246,50	122,70
5	16,00	283,50	237,21
6	13,00	71,50	78,50
7	9,00	32,50	1,81
8	6,00	22,00	0,21
9	15,00	169,00	12,65
10	13,00	246,00	9,68
11	14,00	61,50	4,84
12	16,00	156,50	8,02
13	12,00	53,50	9,02
15	14,00	141,50	31,02
16	9,00	74,00	5,65
17	7,00	29,00	10,05
18	11,00	189,00	2,89
19	5,00	19,00	0,74
20	3,00	7,00	0,15
21	2,00	2,00	0,05
22	8,00	23,00	1,39
23	6,00	9,00	2,79

Estações	S (sp/0,1m <sup>3</sup> )	A (ind/0,1m <sup>3</sup> )	B (g/0,1m <sup>3</sup> )
24	9,00	23,50	0,72
25	9,00	40,50	2,49
26	9,00	38,50	8,32
27	13,00	130,50	39,39
28	12,00	69,00	26,13
29	3,00	6,00	0,07

**Tabela C5.** Resultados da aplicação do índice de poluição - P, por estação de amostragem, à zona do Complexo Industrial Barreiro - Seixal. h - profundidade (m); s - % de areia (0,063-1 mm); t - % silte (< 0,063 mm); i - número de indivíduos por 0,1 m<sup>2</sup>; g - número de espécies; s' - granulometria calculada; io - número teórico de indivíduos; go - número teórico de espécies; g' - número teórico de espécies para i; P - Índice de Poluição.

Estações	h	s	t	s'	io	go	i	g	g'	P
1	1,7	54,96	40,80	57,5	185	47	57	10	24	4,40
2	2,3	2,59	97,41	20,2	90	33	7	4	4	3,65
3	5,5	1,57	98,41	20,1	87	32	10	3	6	5,61
4	6,7	3,53	96,47	20,4	88	32	247	15	53	2,09
5	8,4	48,72	51,24	52,2	170	45	284	16	55	2,66
6	7,4	29,86	67,35	36,0	138	41	72	13	28	3,04
7	13,7	58,60	41,09	61,1	171	46	33	9	16	4,08
8	6	78,04	0,13	78,0	183	47	22	6	12	5,56
9	4,2	68,67	26,63	70,1	188	48	169	15	45	3,19
10	1,9	42,46	13,88	43,5	163	45	246	13	53	3,29
11	7,5	88,98	8,69	89,4	170	45	62	14	26	3,05
12	7,8	28,09	71,91	34,9	135	41	157	16	44	2,54
13	6,7	60,11	39,89	62,5	182	47	54	12	23	3,59
15	2,2	20,45	78,51	29,1	123	39	142	14	42	2,78
16	7,2	28,75	71,25	35,4	137	41	74	9	29	4,38
17	7,1	18,28	81,11	27,7	113	37	29	7	15	4,12
18	7	6,53	93,39	21,3	91	33	189	11	48	3,00
19	6,7	1,52	98,48	20,1	86	32	19	5	10	4,34
20	6,1	2,97	97,03	20,3	88	32	7	3	4	4,81
21	5,7	1,43	98,57	20,1	87	32	2	2	1	3,98
22	6,5	60,42	34,92	62,5	183	47	23	8	12	4,23
23	7,1	17,93	82,03	27,5	113	37	9	6	5	3,05
24	8	29,69	70,29	36,1	138	41	24	9	12	3,29
25	8,8	92,57	7,07	92,9	162	45	41	9	19	4,22
26	6	54,95	43,31	57,7	180	47	39	9	18	4,38
27	2,5	71,46	25,12	72,8	191	48	131	13	40	3,74
28	3,4	96,1	3,75	96,3	163	45	69	12	28	3,55
29	2,1	2,31	97,55	20,2	90	33	6	3	4	4,54

**Tabela C6.** Resultados da aplicação do índice de poluição - P, por grupo de locais, à zona do Complexo Industrial Barreiro - Seixal. h - profundidade (m); s - % de areia (0,063-1 mm); t - % silte (< 0,063 mm); i - número de indivíduos por 0,1 m<sup>2</sup>; g - número de espécies; s' - granulometria calculada; io - número teórico de indivíduos; go - número teórico de espécies; g' - número teórico de espécies para i; P - Índice de Poluição.

Grupos	h	s	t	s'	io	go	i	g	g'	P
A	6,38	24,4	75,0	32,00	128	40	70	9	28	4,16
B1	6,16	58,5	35,4	60,60	182	47	103	11	35	4,06
B2	4,05	2,3	97,6	20,20	88	32	6	3	3	4,36

**Tabela C7.** Resultados da aplicação do índice de poluição - P, por grupo de locais, à zona do Complexo Industrial Barreiro - Seixal. O valor de P corresponde ao valor médio do grupo de estações que compõem cada grupo (A, B1, B2).

Grupos	Valores Médios de P
A	3,76
B1	3,61
B2	4,24

**Tabela C8.** Resultados da aplicação do índice de diversidade  $H'$  em bits/por indivíduo (por estação de amostragem) à zona do Complexo Industrial Barreiro - Seixal.

Estações	$H'$
1	2,76
2	2,18
3	1,29
4	2,27
5	2,55
6	3,22
7	3,08
8	2,27
9	2,48
10	1,97
11	3,42
12	3,03
13	2,75
15	2,45
16	2,09
17	2,22
18	2,05
19	2,08
20	1,38
21	0,81
22	2,78
23	2,71
24	3,46
25	2,77
26	2,48
27	3,03
28	2,49
29	1,78

**Tabela C9.** Resultados da aplicação de índice de diversidade  $H'$  em bits/indivíduo/0,1 m<sup>2</sup> (por grupo de locais de amostragem) à zona do Complexo Industrial Barreiro - Seixal.

Grupos	H'
A	2,35
B1	2,73
B2	1,54

**Tabela C10.** Resultados do índice de carga poluente - PLI aplicado às estações de amostragem 68, 69, 70, 71 e 72 localizadas na zona do Complexo Industrial Barreiro - Seixal.

Estações	PLI - Cu	PLI - Cd	PLI - Pb	PLI - Zn	PLI - Cr	PLI / Estação
68	1,11	7,94	0,02	5,46E-06	0,14	4,07E-02
69	0,01	0,40	1,90E-06	3,45E-14	0,19	3,58E-05
70	1,23E-04	0,50	4,52E-11	2,66E-11	0,24	7,07E-06
71	4,41E-06	0,06	5,41E-20	8,18E-16	0,13	4,37E-09
72	0,49	1,26E-04	3,78E-27	1,94E-12	0,01	1,25E-09
Valor Médio	0,13	0,24	0,00	0,00	0,14	0,00
Desvio Padrão	0,24	0,25	0,00	0,00	0,10	0,00
Coef. Variação	1,94	1,02	2,00	1,82	0,71	1,59
Amplitude Variação	1,11	7,94	0,02	0,00	0,23	0,04



## **ANEXO D**

**Tabelas do Caso de Estudo III:**

**Emissário Submarino da Guia**



**Tabela D1.** Descritores abióticos no sedimento das 20 estações de amostragem localizadas na zona do Emissário Submarino da Guia (Retirado de Quintino & Rodrigues, 1995).

Estações	Profundidade (m)	Eh (mV)	MOT (%)	Cascalho (%)	Areia (%)	Finos (%)
G1	33,8	416,3	1,7	13,6	85,4	1,0
G2	35,8	346,3	1,5	0,2	97,8	2,0
G3	37,6	276,3	1,8	0,0	97,0	3,0
G4	40,8	306,3	1,9	0,0	96,3	3,7
G5	36,4	246,3	1,9	0,0	96,8	3,2
G6	36,4	331,3	1,8	0,0	97,2	2,8
G7	42,3	336,3	2,0	0,0	96,0	4,0
G8	46,7	316,3	1,5	0,0	95,5	4,5
G9	43,7	306,3	2,1	0,0	96,7	3,3
G10	39,8	316,3	2,1	0,0	97,8	2,2
G11	33,5	351,3	1,3	0,2	97,1	2,7
G12	32,8	306,3	1,3	0,0	96,7	3,3
G13	40,3	306,3	2,6	0,0	93,6	6,4
G14	49,9	76,3	2,1	0,0	96,6	3,4
G15	63,3	96,3	5,0	0,6	84,5	15,0
G16	49,6	176,3	3,8	0,0	86,3	13,7
G17	39,2	216,3	2,2	0,0	97,0	2,9
G18	38,4	316,3	2,5	0,0	95,2	4,8
G19	50,3	-3,7	10,0	0,0	20,4	79,5
G20	40,0	156,3	2,6	0,0	91,4	8,6

**Tabela D2.** Concentração dos contaminantes analisados na fração fina do sedimento (silte) nas estações de amostragem G14, G15, G16, G19 e G20 localizadas na zona do Emissário Submarino da Guia (Retirado de ITA/INETI in Quintino & Rodrigues, 1995).

Estações	Cu ( $\mu\text{gg}^{-1}$ )	Ni ( $\mu\text{gg}^{-1}$ )	Pb ( $\mu\text{gg}^{-1}$ )	Zn ( $\mu\text{gg}^{-1}$ )	Fe ( $\mu\text{gg}^{-1}$ )	Co ( $\mu\text{gg}^{-1}$ )	As ( $\mu\text{gg}^{-1}$ )	PCB's ( $\mu\text{gg}^{-1}$ )
G14	15,70	13,60	52,90	125,00	17900,00	40,70	19,10	0,000350
G15	27,10	17,50	98,30	221,00	26400,00	55,20	23,60	0,000702
G16	23,70	16,40	91,80	177,00	22000,00	49,70	26,20	0,001398
G19	32,80	20,10	107,00	241,00	27200,00	56,80	23,50	0,004233
G20	30,00	16,80	140,00	312,00	20500,00	52,10	20,70	0,001052

**Tabela D3.** Valores dos parâmetros físico-químicos na coluna de água na zona do Emissário Submarino da Guia (Retirado de ITA/INETI, 1994).

Locais	Temp. (°C)	Ph (Esc. Sorensen)	Salinidade (%)	O.D. ( $\text{mg l}^{-1}$ )	O.D. (% saturação)	Sol. Susp. ( $\text{mg l}^{-1}$ )	Nitratos ( $\text{mg l}^{-1}\text{N}$ )	Fosfatos ( $\text{mg l}^{-1}\text{P}$ )
Guia superfície	13,8	8,12	34,3	9,0	152,9	25,5	0,82	0,03
Guia meio	13,4	8,13	35,8	8,5	144,6	11,5	0,44	0,03
Guia fundo	13,3	8,12	35,9	7,9	134,8	27,1	0,50	0,02

**Tabela D4.** Concentrações dos elementos metálicos encontrados na coluna de água da zona do Emissário Submarino da Guia (Retirado de ITA/INEII, 1994).

Locais	Fe ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	Co ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	Ni ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	Cu ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	Zn ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	As ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	Pb ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )
Guia superfície	121,0	0,94	3,30	3,10	41,5	2,2	7,8
Guia meio	47,3	0,12	0,32	0,92	$\leq 0,1$	0,5	2,7
Guia fundo	199,0	0,52	0,48	0,52	$\leq 0,1$	$\leq 0,1$	1,5

**Tabela D5.** Valores médios de riqueza específica (S), abundância (A) e biomassa (B), por local de amostragem (Retirado de Quintino & Rodrigues, 1995).

Estações	S (sp/0,1m <sup>2</sup> )	A (ind/0,1m <sup>2</sup> )	B (g/0,1m <sup>2</sup> )
G1	7,3	32,0	0,07530
G2	19,3	46,3	3,24649
G3	18,7	67,0	6,76057
G4	21,7	94,7	7,78343
G5	26,7	97,0	11,15153
G6	21,0	64,7	4,62893
G7	23,3	115,3	10,26170
G8	22,7	130,0	1,39880
G9	27,3	135,7	6,98970
G10	22,7	126,0	5,23807
G11	27,3	75,7	5,35630
G12	21,3	57,3	5,15957
G13	14,0	37,3	0,41327
G14	22,3	111,7	6,18667
G15	38,7	233,3	5,04213
G16	32,3	264,0	4,74377
G17	25,7	175,0	6,49183
G18	26,3	153,3	13,86237
G19	11,0	26,0	2,78294
G20	39,3	367,0	10,24950

**Tabela D6.** Resultados da aplicação do índice de poluição - P, por estação de amostragem, à zona do Emissário Submarino da Guia. h - profundidade (m); s - % de areia (0,063-1 mm); t - % silte (< 0,063 mm); i - número de indivíduos por 0,1 m<sup>2</sup>; g - número de espécies; s' - granulometria calculada; io - número teórico de indivíduos; go - número teórico de espécies; g' - número teórico de espécies para i; P - Índice de Poluição.

Estações	h	s	t	s'	io	go	i	g	g'	P
G1	33,8	85,40	1,00	85,4	138	41	32	7	16	4,49
G2	35,8	97,80	2,00	97,9	119	38	46	19	21	1,75
G3	37,6	97,00	3,00	97,1	118	38	67	19	27	1,93
G4	40,8	96,30	3,70	96,5	115	38	95	22	34	1,72
G5	36,4	96,80	3,20	96,9	120	38	97	27	34	1,43
G6	36,4	97,20	2,80	97,3	119	38	65	21	27	1,72
G7	42,3	96,00	4,00	96,2	114	37	115	23	38	1,61
G8	46,7	95,50	4,50	95,7	109	37	130	23	40	1,62
G9	43,7	96,70	3,30	96,8	111	37	136	27	41	1,36
G10	39,8	97,80	2,20	97,9	114	38	126	23	39	1,66
G11	33,5	97,10	2,70	97,2	123	39	76	27	29	1,38
G12	32,8	96,70	3,30	96,8	125	39	57	21	24	1,70
G13	40,3	93,60	6,40	93,9	120	38	38	14	18	2,28
G14	49,9	96,60	3,40	96,7	103	36	112	22	37	1,60
G15	63,3	84,50	15,00	85,2	97	34	233	39	52	0,86
G16	49,6	86,30	13,70	86,9	115	38	264	32	54	1,10
G17	39,2	97,00	2,90	97,1	116	38	175	26	46	1,46
G18	38,4	95,20	4,80	95,4	120	38	153	26	43	1,46
G19	50,3	20,40	79,50	29,2	78	30	26	11	13	2,09
G20	40	91,40	8,60	91,8	123	39	367	39	59	0,87

**Tabela D7.** Resultados da aplicação do índice de poluição - P, por grupo de locais, à zona do Emissário Submarino da Guia. h - profundidade (m); s - % de areia (0,063-1 mm); t - % silte (< 0,063 mm); i - número de indivíduos por 0,1 m<sup>2</sup>; g - número de espécies; s' - granulometria calculada; io - número teórico de indivíduos; go - número teórico de espécies; g' - número teórico de espécies para i; P - Índice de Poluição.

Grupos	h	s	t	s'	io	go	i	g	g'	P
I	33,8	85,40	1,00	85,4	138	41	32	7	16	4,49
IIa1	36,1	96,60	3,34	96,7	121	39	64	21	26	1,72
IIa2	42,6	96,39	3,60	96,5	113	37	130	24	40	1,56
IIb	50,8	70,65	29,20	72,2	120	38	227	30	51	1,23

**Tabela D8.** Resultados da aplicação do índice de poluição - P, por grupo de locais, à zona do Emissário Submarino da Guia. O valor de P corresponde ao valor médio do grupo de estações que compõem cada grupo (I, IIa1, IIa2 e IIb).

Grupos	Valores Médios de P
I	4,49
IIa1	1,74
IIa2	1,56
IIb	1,23

**Tabela D9.** Resultados da aplicação do índice de diversidade  $H'$  em bits/indivíduo (por estação de amostragem) à zona do Emissário Submarino da Guia.

Estações	$H'$
G1	2,89
G2	4,29
G3	3,01
G4	3,35
G5	3,95
G6	3,94
G7	3,30
G8	3,13
G9	3,39
G10	2,94
G11	4,58
G12	4,27
G13	3,86
G14	3,09
G15	4,21
G16	3,60
G17	3,03
G18	3,72
G19	3,75
G20	3,81

**Tabela D10.** Resultados da aplicação do índice de diversidade  $H'$  em bits/indivíduo (por grupo de locais de amostragem) à zona do Emissário Submarino da Guia.

Grupos	$H'$
I	2,06
IIa1	3,51
IIa2	3,03
IIb	3,42

**Tabela D11.** Resultados do índice de carga pluyente - PLI aplicado às estações de amostragem G14, G15, G16, G19 e G20 localizadas na zona do Emissário Submarino da Guia.

Estações	PLI - Cu	PLI - Ni	PLI - Pb	PLI - Zn	PLI - Fe	PLI - Co	PLI - As	PLI - PCB	PLI / Estação
G14	5,78	2,67	3,34	0,49	1,31	7,24E-07	7,11	10,00	0,45
G15	3,23	1,47	1,04	0,03	0,44	9,12E-10	6,37	10,00	0,09
G16	3,84	1,74	1,23	0,11	0,77	1,15E-08	5,98	10,00	0,16
G19	2,41	0,98	0,84	0,02	0,40	4,37E-10	6,39	10,00	0,07
G20	2,78	1,63	0,36	2,24E-03	0,94	3,80E-09	6,83	10,00	0,07
Valor Médio	3,61	1,70	1,36	0,13	7,72E-01	1,48E-07	6,54	10,00	0,17
Devio Padrão	1,33	0,62	1,15	0,20	3,76E-01	3,22E-07	0,44	0,00	0,16
Coef. Variação	0,37	0,36	0,85	1,58	0,49	2,17	0,07	0,00	0,96
Amplitude Variação	3,37	1,69	2,98	0,48	9,10E-01	7,24E-07	1,12	0,00	0,38

