

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

MANUELA ZEGLIN CAMARGO

EFEITOS DA POLUIÇÃO POR HIDROCARBONETOS NA ESTRUTURA DAS
ASSOCIAÇÕES MACROBÊNTICAS DAS BAÍAS DA GUANABARA-RJ E
LARANJEIRAS-PR

PONTAL DO PARANÁ

2014

MANUELA ZEGLIN CAMARGO

EFEITOS DA POLUIÇÃO POR HIDROCARBONETOS NA ESTRUTURA DAS
ASSOCIAÇÕES MACROBÊNTICAS DAS BAÍAS DA GUANABARA-RJ E
LARANJEIRAS-PR

Dissertação apresentada ao curso de Pós Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do título de mestre em Sistemas Costeiros e Oceânicos.

Orientador: Prof. Dr. Maurício Garcia de Camargo

PONTAL DO PARANÁ

2014

CATALOGAÇÃO NA FONTE:
UFPR / SiBi - Biblioteca do Centro de Estudos do Mar
Liliam Maria Orquiza - CRB-9/712

C172e Camargo, Manuela Zeglin
Efeitos da poluição por hidrocarbonetos na estrutura das associações macrobênticas das baías da Guanabara-RJ e Laranjeiras-PR. / Manuela Zeglin Camargo. – Pontal do Paraná, 2014.
39 f.; 29 cm.

Orientador: Prof. Dr. Maurício Garcia de Camargo.

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

1. HPAs. 2. Hidrocarbonetos alifáticos. 3. Análise multivariada. I. Título. II. Camargo, Maurício Garcia de. III. Universidade Federal do Paraná.

CDD 547.01

TERMO DE APROVAÇÃO

Manuela Zeglin Camargo

Efeitos da poluição por hidrocarbonetos na estrutura das associações macrobênticas das baías da Guanabara -RJ e Laranjeiras - PR

Dissertação aprovada como requisito parcial para a obtenção do grau de
Mestre(a) em Sistemas Costeiros e Oceânicos, da Universidade Federal do
Paraná, pela Comissão formada pelos professores:



Dr(a). Mauricio Garcia de Camargo
Orientador(a) e Presidente(a)



Dr(a). Paulo da Cunha Lana - UFPR
Membro Examinador(a)



Dr(a). Paulo Cesar de Paiva - UFRJ
Membro Examinador(a)

Pontal do Paraná, 21/03/2014.

AGRADECIMENTOS

1
2
3 Ao meu orientador, Prof. Dr. Maurício Garcia de Camargo, por ter me recebido de
4 braços abertos no seu laboratório e sempre ter acreditado e feito de tudo para que este
5 trabalho desse certo.

6 Ao Leonardo Sandrini-Neto, que foi praticamente um co-orientador, parceiro nas
7 coletas e responsável pela idealização do trabalho. Foi peça fundamental nestes dois anos e
8 sem ele, provavelmente, o trabalho não teria se concretizado. Sem contar a grande amizade
9 de todos os momentos que vou levar pra sempre. Muito obrigada mesmo, Léo. Sem você
10 eu não teria conseguido.

11 Aos membros da banca, Prof. Dr. Paulo César de Paiva e Prof. Dr. Paulo da Cunha
12 Lana, pela disponibilidade em avaliar o trabalho. Especialmente ao professor Paulo Lana,
13 que esteve presente desde o início da jornada, auxiliando nos momentos mais difíceis dessa
14 pós-graduação.

15 Ao Prof. Dr. Renato da Silva Carreira, que disponibilizou o seu laboratório para as
16 análises químicas e auxiliou na interpretação dos resultados, além de ajudar na coleta no
17 Rio de Janeiro.

18 Ao meu pai, Nestor Tomaz de Camargo, que mesmo não estando fisicamente por
19 aqui, sempre permanece ao meu lado.

20 À minha mãe, Maria Helena Zeglin, que me passou tantos ensinamentos e lições de
21 vida, fazendo eu me tornar a pessoa que sou hoje.

22 À minha família, que sempre me apoiou em todas as minhas escolhas, inclusive na
23 idéia louca de sair de casa e morar na praia. Que sempre se esforçou ao máximo para estar
24 por perto e poder ajudar em tudo que era preciso. Amo muito todos vocês.

25 À Ana Cláudia, que sempre merece um agradecimento especial, por tudo que faz por
26 mim e representa na minha vida. Te amo muito.

27 Aos meus amigos queridos que estão distantes, Juliana, Thiago, Joelma, Je, Gui, Tay,
28 Yuri e Marília.

29 À turma 2012 do PGSISCO, que ajudaram a deixar esses dois anos muito mais
30 agradáveis.

31 À Manu Santana e a Thais, grandes amigas que me aguentaram muito desde a
32 graduação e que vou levar pra sempre com muito carinho.

33 Aos colegas de laboratório, em especial a querida Fernanda Souza, que estava disposta
34 a ajudar a qualquer momento e me ajudou muito, desde me ensinar a triar, na identificação
35 e nos momentos de finalização da dissertação.

36 À Kalina, que me mostrou a direção a seguir na hora de discutir um assunto em que
37 você não tem muita familiaridade.

38 E, por fim, ao CNPq pelos dois anos de bolsa concedidos e à UFPR pela oportunidade
39 de formação.

40

41

42

43

44

45

46

47

48

49

50

RESUMO

51
52
53 Concentrações de hidrocarbonetos (alifáticos e aromáticos (HPAs)) foram comparadas entre
54 as Baías da Guanabara – RJ (GUA) e Laranjeiras – PR (LAR), através de um delineamento
55 amostral hierárquico com diferentes escalas espaciais, e relacionadas com a estrutura das
56 associações macrobênticas locais. LAR não apresentou contaminação orgânica e GUA
57 evidenciou contaminação para ambos compostos, principalmente no setor intermediário.
58 Número de táxons e diversidade de Shannon-Weaver foram significativamente maiores em
59 LAR, enquanto número total de indivíduos foi maior em GUA, especialmente pela alta
60 abundância do gastrópode *Heleobia australis* que representou 91% do total. Uma análise
61 canônica de coordenadas principais (CAP) foi utilizada para modelar a relação entre a
62 estrutura das associações macrofaunais com as concentrações de HPAs, obtendo um índice de
63 correlação canônica de 95% e mostrando que esses compostos agem como fatores
64 estruturadores da distribuição da macrofauna bêntica.

65

66

67

68

69

70

71

72

73

74

75

76

ABSTRACT

77
78
79 Hydrocarbon concentrations (aliphatic and aromatic (PAHs)) were compared between
80 Guanabara – RJ (GUA) and Laranjeiras – PR (LAR) Bays, using a hierarchical desing nested
81 with different special scales, and related to the structure of local macrobenthic association.
82 LAR showed no organic contamination and GUA showed for both compounds, mainly in the
83 intermediary sector. Number of taxa and Shannon-Weaver diversity were significantly higher
84 in LAR, while total number of individual was higher in GUA, specially for the high
85 abundance of the gastropod *Heleobia australis* wich represented 91% of the total. A canonical
86 analysis of principal coordinates (CAP) was used to model the relation between the structure
87 of macrofaunal associations with the concentrations of PAHs, obtaining an index of canonical
88 correlation of 95% and showing that this compounds act as structuring factor in the
89 distribution of benthic macrofauna.

90

91

92

93

94

95

96

97

98

99

100

101

102

SUMÁRIO

103		
104		
105		
106	1. Introdução	11
107	2. Material e Métodos	13
108	2.1. Área de Estudo	13
109	2.1.1. Baía da Guanabara	13
110	2.1.2. Baía das Laranjeiras	14
111	2.2. Delineamento amostral e procedimento de campo.....	14
112	2.3. Análise laboratorial	16
113	2.4. Avaliação da origem dos hidrocarbonetos	19
114	2.5. Análises estatísticas.....	19
115	3. Resultados	21
116	3.1. Análises Granulométricas.....	21
117	3.2. Hidrocarbonetos alifáticos.....	22
118	3.3. Hidrocarbonetos aromáticos.....	26
119	3.4. Padrões de variabilidade da macrofauna bêntica.....	30
120	3.5. Relação entre a estrutura das associações macrofaunais e o gradiente de contaminação por	
121	hidrocarbonetos policíclicos aromáticos	36
122	4. Discussão	37
123	5. Conclusão	41
124	6. Referências	42
125	7. Anexos	48
126		
127		
128		
129		

130 **Efeitos da poluição por hidrocarbonetos na estrutura das associações macrobênticas das**
131 **baías da Guanabara-RJ e Laranjeiras-PR**

132

133 **Effects of hydrocarbon pollution in the structure of macrobenthic assemblages of the**
134 **bays of Guanabara-RJ and Laranjeiras-PR**

135

136 **Revista pretendida:** Marine Pollution Bulletin (*Mar. Pollut. Bull.*) ISSN (0025326X), Fator
137 de Impacto (JCR, 2013) = 2,531, Qualis CAPES= A1

138

139 Manuela Z. Camargo^{1,*}, Leonardo Sandrini-Neto¹, Renato S. Carreira², Maurício Garcia de
140 Camargo¹.

141

142 ¹ Centro de Estudos do Mar da Universidade Federal do Paraná, Caixa Postal 61, 83255-976
143 Pontal do Sul, Pontal do Paraná, PR, Brasil

144 ² LABMAM, Departamento de Química da Pontifícia Universidade Católica do Rio de
145 Janeiro, 22453-900, Rio de Janeiro, Brasil

146

147 **Palavras-chave:** HPAs, hidrocarbonetos alifáticos, análise multivariada

148 **Keywords:** PAHs, aliphatic hydrocarbons, multivariate analysis

149

150 * e-mail: manuelazeglin@gmail.com, fone: +55 (41) 9683-0602

151

152

153

154

1. Introdução

A poluição orgânica tem sido uma grande preocupação nos ambientes aquáticos, especialmente quando se trata de hidrocarbonetos alifáticos e policíclicos aromáticos, considerados contaminantes ubíquos em estuários com forte desenvolvimento urbano e industrial (Colombo et al., 2005; Wang et al., 2011).

Os hidrocarbonetos alifáticos podem ser sintetizados por organismos marinhos, plantas superiores, bactéria, fitoplâncton e zooplâncton, além de fazerem parte da composição do petróleo (Wang et al., 2009). Por outro lado, os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) são predominantemente de fontes antrópicas, formados da combustão incompleta de combustíveis fósseis, carvão, biomassa vegetal e do petróleo bruto e derivados (Liu et al., 2009).

Devido ao seu caráter hidrofóbico, assim que esses compostos atingem os corpos de água, tendem a adsorver no material particulado em suspensão e depositar no sedimento superficial, podendo afetar a disponibilidade de recursos em um ambiente, modificando importantes funções dos ecossistemas, como taxas de decomposição, dinâmica de oxigênio e reciclagem de nutrientes (Law & Biscaya, 1994; Venturini et al., 2008, Cibic et al., 2012). Entre os principais problemas relatados para o compartimento bêntico estão a perda de abundância, riqueza e diversidade das espécies e redução nas taxas de crescimento e reprodução (Olsen et al., 2007; Venturini & Tommasi, 2004; Venturini et al., 2008; Cibic et al., 2012).

A Baía da Guanabara (localizado no Rio de Janeiro) é um estuário amplamente conhecido pelo seu alto grau de poluição (Carreira et al., 2002; Wagener et al., 2012) e é um exemplo de um sistema tropical sob ação de longa e severa pressão ambiental, com praticamente toda a sua extensão evidenciando concentrações relativamente elevadas de

180 hidrocarbonetos (Wagener et al., 2012). Entretanto, apesar dos níveis de contaminação por
181 hidrocarbonetos serem bastante conhecidos (Trovão e Carreira, 2009; Wagener et al., 2012), a
182 utilização de organismos bênticos como indicadores de qualidade ambiental ainda é
183 incipiente, principalmente se relacionada a esse tipo de contaminação.

184 Por outro lado, a Baía das Laranjeiras situa-se em uma extensa Área de Proteção
185 Ambiental no litoral do Paraná e apresenta concentrações de hidrocarbonetos alifáticos e
186 policíclicos aromáticos sempre abaixo dos níveis indicativos de contaminação ambiental
187 (Volkman et al., 1992; Notar et al., 2001; Martins et al., 2012) sendo, também, classificada
188 pela UNESCO como reserva da biosfera (Choueri et al., 2009).

189 Este trabalho avaliou a estrutura das associações macrofaunais e a sua relação com as
190 concentrações de hidrocarbonetos em sedimentos sublitorais em diferentes escalas nas das
191 baías de Guanabara – RJ e Laranjeiras – PR através da utilização de um delineamento
192 hierárquico.

193 A incorporação de múltiplas fontes de variação espacial no desenho amostral é muito
194 importante para um melhor entendimento dos impactos antrópicos em um determinado local,
195 principalmente em estuários, que caracterizam-se por apresentar uma alta variabilidade
196 ambiental (Rosenberg et al., 2006; Dauvin & Ruellet, 2009). Este delineamento amostral é
197 bastante utilizado em estudos sobre a distribuição das associações macrobênticas (Barboza et
198 al., 2013), porém, ainda não foi utilizado em estudos de contaminação ambiental.

199 Dessa forma, espera-se que em uma baía menos contaminada (Laranjeiras) os padrões
200 de distribuição sejam mais complexos e variáveis, uma vez que não sofrem tanto os impactos
201 simplificadores que ocorrem em uma baía mais contaminada (Guanabara).

202

203

204

205 **2. Material e Métodos**

206

207 *2.1. Área de Estudo*

208

209 *2.1.1. Baía da Guanabara*

210 A Baía da Guanabara (GUA; Fig. 2b), localizada no Rio de Janeiro (22°40'-23°00'S,
211 43°00'-23°20'W), possui uma área superficial de aproximadamente 384 km² e é margeada por
212 mais de 9 milhões de habitantes com influência direta sobre a baía (IBGE, 2010; Silva et al.,
213 2012). Possui clima tropical-úmido chuvoso, com períodos de chuva no verão e seca no
214 inverno, com salinidade entre 25 e 32, com menores valores na região mais interna, onde há
215 maior influência dos rios e efluentes continentais (Neves et al., 2012). Devido ao aumento dos
216 níveis de poluição e a menor circulação na região mais interna da baía, os sedimentos desse
217 local apresentam condições redutoras, praticamente anóxicas (Soares-Gomes et al., 2012).
218 Embora haja uma grande expansão urbana nos arredores da baía, a margem interna ainda
219 possui um sistema de manguezal de 90 km², sendo que 43 km² fazem parte de uma área de
220 proteção ambiental (Guapimirim) (Kjerfve et al., 1997).

221 A Baía da Guanabara é influenciada por diversas fontes de poluição, com destaque
222 para um complexo industrial com cerca de 6.000 indústrias, uma refinaria de petróleo, portos
223 e esgoto doméstico, onde menos de 15% do total lançado na água recebe tratamento (Wagener
224 et al., 2012). Todas essas fontes fazem com que a qualidade da água dentro da baía sofra
225 expressiva piora, com aumento dos níveis de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, e redução
226 dos níveis de oxigênio dissolvido, causando riscos de eutrofização principalmente na área
227 mais interna da baía, que possui os maiores descartes de matéria orgânica e a circulação mais
228 restrita (Julio et al., 2013).

229 Com relação às concentrações de hidrocarbonetos, áreas fortemente poluídas situam-se
230 na porção noroeste da baía, nas imediações da refinaria de petróleo, das regiões portuárias e
231 da Marina da Glória na Enseada do Flamengo (Trovão e Carreira, 2009; Wagener et al.,
232 2012). A porção nordeste, por envolver uma grande área de proteção ambiental, possui
233 concentrações significativamente menores, sendo um dos poucos locais onde não é verificada
234 contaminação severa por hidrocarbonetos (Wagener et al., 2012).

235

236 2.1.2. Baía das Laranjeiras

237 A Baía das Laranjeiras (LAR; Fig. 2a) localiza-se no eixo norte-sul do Complexo
238 Estuarino de Paranaguá –PR (25°24'S, 48°23'W) e possui área de 240 km² (Martins et al.,
239 2012). Possui uma área de drenagem de aproximadamente 1462,1 km², compreendida com
240 mais 3 sub-estuários: Itaqui, Benito e Guaraqueçaba (Noernberg et al., 2006).

241 Existem poucos estudos realizados nesta baía, porém, sabe-se que nas suas bordas
242 encontra-se a cobertura vegetal mais bem preservada da Mata Atlântica Brasileira, cobrindo
243 de 75 a 97,6% da área vegetada total, com destaque para as florestas de manguezal e
244 marismas, que totalizam uma área de mais de 160 km² (Noernberg et al., 2006). Além dos
245 manguezais, ainda é possível encontrar diversos bancos de areia, ilhas e marismas, o que
246 fizeram com que a região se tornasse Unidade de Conservação, protegida por leis, como a
247 APA de Guaraqueçaba.

248

249 2.2. Delineamento amostral e procedimento de campo

250

251 O delineamento amostral incluiu quatro escalas de variação espacial: Baías
252 (100s km), Setores (km), Áreas (100s m) e Pontos (10s m) (Fig. 1, 2). Em cada baía, os
253 setores interno (S1), intermediário (S2) e externo (S3) foram definidos ao longo do gradiente

254 de salinidade-energia (Fig. 2). Em cada setor foram aleatoriamente determinadas 3 áreas,
 255 onde por sua vez foram aleatorizados 2 pontos (Fig. 1). Em cada ponto, quatro amostras para
 256 a identificação e contagem da macrofauna bêntica e uma amostra para hidrocarbonetos e
 257 granulometria foram coletadas com o auxílio de um amostrador do tipo Van Veen.

258

259

260

261

262

263

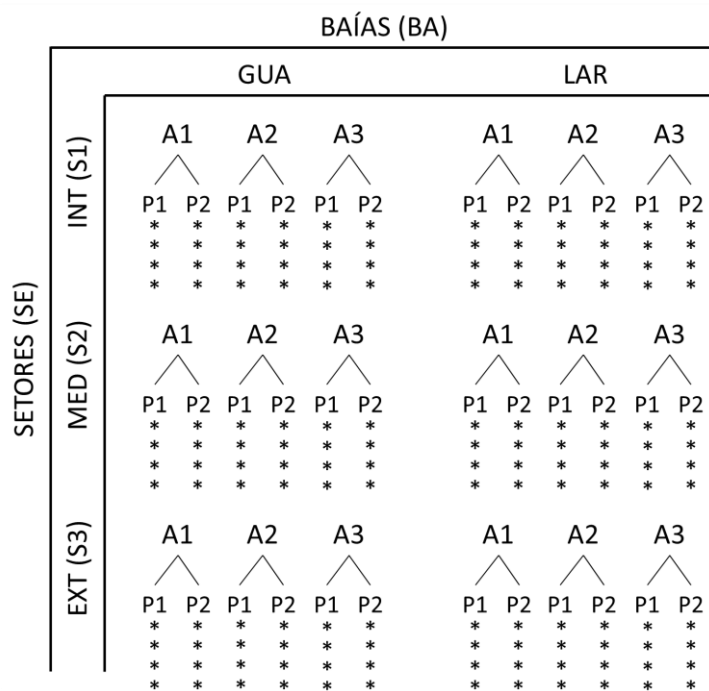
264

265

266

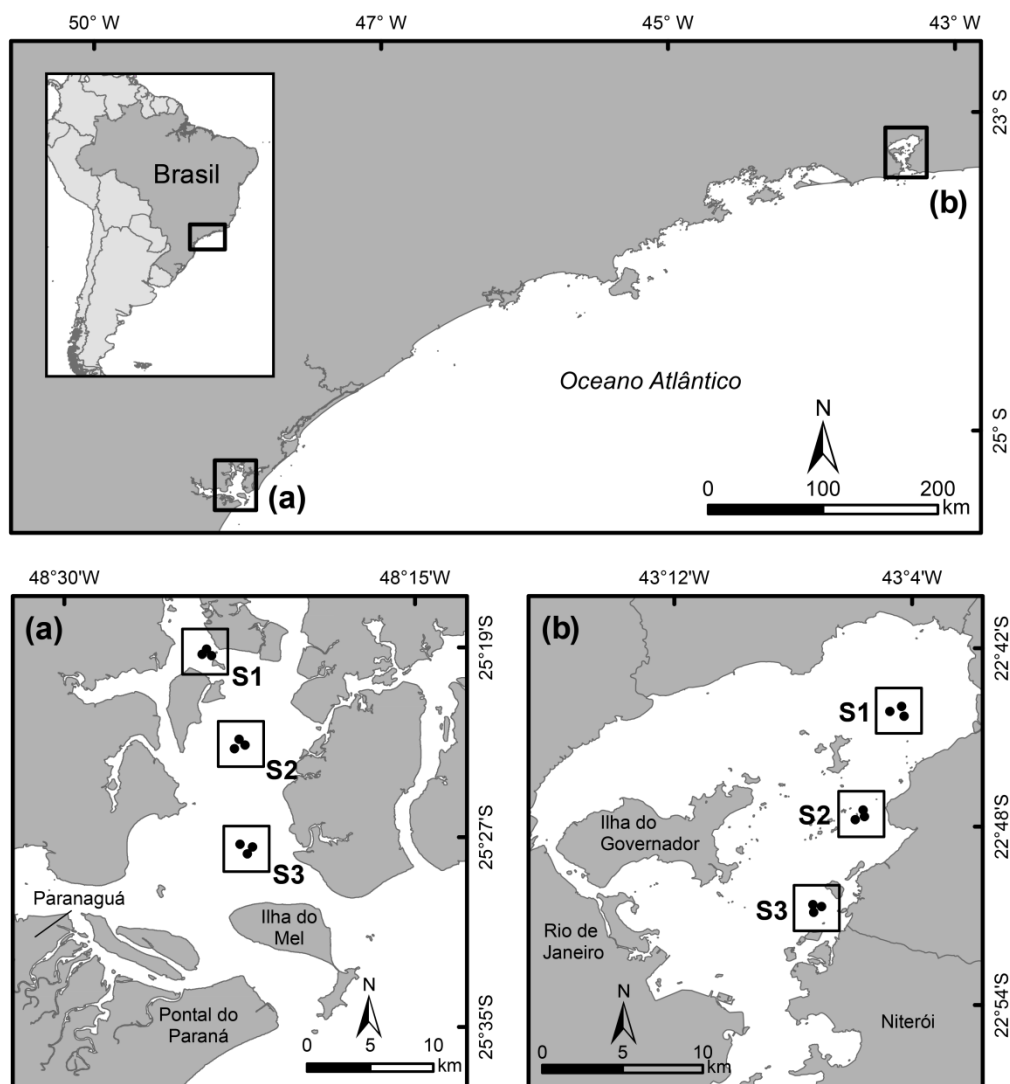
267

268



269 **Fig. 1.** Diagrama do delineamento amostral. INT = setor interno, MED = setor intermediário, EXT = setor
 270 externo.

271



272

273 **Fig. 2.** Localização da Baía das Laranjeiras – PR (a) e Baía da Guanabara – RJ (b), com indicação dos setores
 274 interno (S1), intermediário (S2) e externo (S3).

275

276 2.3. Análise laboratorial

277

278 As amostras da macrofauna foram fixadas em formalina 8%, lavadas através de malha
 279 0,5 mm e conservadas em álcool 70%. Em seguida, os organismos foram separados, contados
 280 e identificados até o menor nível taxonômico possível através de microscópio estereoscópico.

281 A metodologia para hidrocarbonetos foi baseada nos métodos EPA-8015B e EPA-
 282 8270D, para hidrocarbonetos alifáticos e policíclicos aromáticos, respectivamente. Foram

283 extraídos entre 5 e 10 g de sedimento liofilizado em aparelho ASE (accelerated solvent
284 extraction) seguindo os seguintes estágios: pré-aquecimento de 1 min; aquecimento de 5 min;
285 3 ciclos de extração estática do solvente com tempo de 5 minutos cada; purga de 1 min com
286 60% de fluxo; pressão de 1500 psi a 40°C e diclorometano como solvente. Em cada amostra
287 foram adicionados padrões subrogados para avaliação do método analítico, os quais foram
288 2500 ng de n-C₁₆D₃₄ e n-C₃₀D₆₂ cada e 100 ng de p-terfenil-D₁₄. Os dois primeiros são
289 utilizados na quantificação e validação do método para os hidrocarbonetos alifáticos (AHs) e
290 os demais para os HPAs.

291 Após a extração, as frações alifáticas e aromáticas foram separadas do extrato bruto
292 através de cromatografia líquida em coluna aberta contendo 10 g de sílica (desativada a 5%);
293 7 g de alumina (desativada a 2%) e 1 g de sulfato de sódio. Na coluna cromatográfica, são
294 adicionados 50 mL de hexano para obtenção da fração F1 (hidrocarbonetos alifáticos) e 100
295 mL de solução hexano:diclorometano (1:1).

296 Os extratos resultantes de cada fração foram concentrados em Turbovap®, sob fluxo
297 de N₂, até 1 mL e receberam a adição dos padrões internos de quantificação (F1: 2500 ng.mL⁻¹
298 ¹ de n-C₂₄ deuterado; F2: 100 ng.mL⁻¹ de naftaleno-D₈, 100 ng.mL⁻¹ acenafteno-D₁₀, 100
299 ng.mL⁻¹ fenantreno-D₁₀, 100 ng.mL⁻¹ criseno-D₁₂ e 100 ng.mL⁻¹ perileno-D₁₂).

300 Os hidrocarbonetos alifáticos são analisados em cromatógrafo a gás equipado com
301 detector de ionização de chama (GC-DIC- HP6890) e os HPAs através de cromatógrafo a gás
302 acoplado a um espectrômetro de massa (GC-MS).

303 Os limites de detecção e de quantificação (massa de sedimento médio extraídos) foram
304 de 2 a 9 ng.g⁻¹, respectivamente, para hidrocarbonetos alifáticos individuais e de 0,02 a 0,07
305 ng.g⁻¹, respectivamente, para HPAs individuais, sendo considerados como 0,00 para
306 realização das análises estatísticas.

307 O controle de qualidade analítico baseou-se na determinação de brancos através de
308 todo o procedimento e o cálculo do percentual de recuperação dos padrões subrogados.
309 Alguns compostos, particularmente entre os n-alcenos, apresentaram valores muito próximos
310 aos respectivos limites de detecção para os brancos e os valores médios encontrados nesses
311 brancos foram descontados das leituras das amostras. As recuperações dos padrões
312 subrogados entre 40 e 120% foram consideradas aceitáveis.

313 Dentre os hidrocarbonetos alifáticos foram quantificados os n-alcenos individuais (n-
314 C₁₂ ao n-C₄₀), os isoprenóides (pristano e fitano) e a mistura complexa não resolvida. Foram
315 quantificados 37 HPAs, dentre eles os 16 prioritários para estudos de qualidade ambiental
316 selecionados pela agência de proteção dos Estados Unidos (EPA) (Buchman, 2008), além de
317 alguns compostos alquilados como 1metil- e 2metil-naftaleno, C2 a C4-naftalenos, C1 a C3-
318 fluorenos, C1 a C4-fenantrenos, C1 a C3-dibenzotiofenos, C1 e C2-pirenos e C1 e C2-
319 crisenos.

320 Porcentagens de matéria orgânica e carbonato biodetrítico foram obtidas através do
321 método descrito por Gross (1971). A matéria orgânica sofreu oxidação através da introdução
322 de peróxido de hidrogênio 30% (H₂O₂) por tempo indeterminado, até que todo o conteúdo
323 estivesse oxidado e o resultado foi obtido através da diferença do peso inicial e final. O
324 carbonato de cálcio sofreu digestão ácida com HCl 10% e o resultado também foi a partir dos
325 pesos inicial e final.

326 Após a queima da matéria orgânica, o sedimento resultante foi analisado em um
327 granulômetro a laser Bluewave S5400, da marca Microtac, para a definição do tamanho
328 médio de grão, desvio padrão (i.e. grau de seleção), assimetria e curtose.

329

330

331 2.4. Avaliação da origem dos hidrocarbonetos

332

333 A origem dos hidrocarbonetos alifáticos foi analisada através dos seguintes índices:

- 334 • Índice Preferencial de Carbono – IPC (Wang et al., 1999);
- 335 • *Terrestrial Aquatic Ratio* – TAR (Bourboniere & Meyers, 1996);
- 336 • *Average Chain Length* – ACL (Belligotti et al., 2007).

337

338 A origem dos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos foi analisada através de razões
339 que envolvem compostos de mesma massa molecular, porém com estabilidades
340 termodinâmicas diferentes (Yunker et al., 2002):

- 341 • Fluoranteno/Fluoranteno + Pireno [Fl/(Fl+Pi)];
- 342 • Indeno[1,2,3-c,d]Pireno/Indeno[1,2,3-c,d]Pireno + Benzo(g,h,i)Perileno [I-Pi/(I-
343 Pi+BghiPe)];
- 344 • Benzo(a)Antraceno/Benzo(a)Antraceno + Criseno [BaA/(BaA+Cr)];
- 345 • Antraceno/Antraceno + Fenantreno [An/(An + Fe)].

346

347 2.5. Análises estatísticas

348

349 O tamanho médio do grão, os teores de matéria orgânica e carbonato de cálcio e as
350 concentrações de hidrocarbonetos alifáticos e policíclicos aromáticos foram separadamente
351 analisados por uma análise de variância de três fatores com o seguinte modelo: Baías (fixo, 2
352 níveis: GUA, LAR), Setor (fixo, 3 níveis ortogonais às Baías: S1, interno; S2, intermediário;
353 S3, externo) e Área (aleatório, 3 níveis aninhados na interação de Baía e Setor). Comparações
354 *a posteriori* nos termos significativos de interesse ($\alpha = 0,05$) foram realizadas pelo

355 procedimento Student-Newman-Keuls (SNK). A homogeneidade das variâncias foi verificada
356 pelo teste de Cochran e os dados transformados quando necessário (Underwood, 1997).

357 Diferenças no número total de indivíduos, número total de táxons, diversidade de
358 Shannon-Weaver e densidade de seis espécies numericamente dominantes foram
359 individualmente testadas por uma análise de variância (ANOVA) com o seguinte modelo
360 linear: Baía (fixo, 2 níveis: GUA e LAR), Setor (fixo, 3 níveis ortogonais às Baías: S1,
361 interno. S2, médio; S3, externo), Área (aleatório, 3 níveis aninhados na interação entre Baía e
362 Setor) e Pontos (aleatório, 2 níveis aninhados em Área). Componentes de variação (i.e.
363 magnitude dos efeitos) foram calculados para todas os termos do modelo. A homogeneidade
364 das variâncias foi verificada pelo teste de Cochran e os dados transformados quando
365 necessário (Underwood, 1997).

366 O mesmo modelo linear descrito nas análises univariadas foi utilizado em uma análise
367 de variância multivariada permutacional não-paramétrica (PERMANOVA, Anderson, 2001)
368 para testar diferenças na estrutura das associações macrofaunais. Uma análise de
369 escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) foi utilizada para visualização dos
370 padrões de variabilidade das associações macrofaunais entre Baías e Setores. A análise de
371 percentuais de similaridade (SIMPER) foi empregada para identificar os táxons que mais
372 contribuíram para a dissimilaridade total das associações entre as baías de Laranjeiras e
373 Guanabara. Todas as análises multivariadas foram conduzidas com o índice de similaridade
374 de Bray-Curtis com dados transformados para $\ln(x+1)$. Táxons com ocorrência inferior a 3
375 foram retirados.

376 Uma análise canônica de coordenadas principais (CAP, Anderson, 2008a) foi utilizada
377 para modelar as variações na estrutura das associações macrofaunais ao longo do gradiente de
378 contaminação por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos. Para isso, as concentrações
379 individuais dos 16 HPAs nas amostras de sedimento foram combinadas em um único

380 gradiente de contaminação pela análise de componentes principais (PCA). Os scores do
381 primeiro componente principal (PC1) foram utilizados como uma variável *proxy* da
382 contaminação por hidrocarbonetos aromáticos na CAP. A análise foi baseada nos coeficientes
383 de similaridade de Bray-Curtis com dados transformados para $\ln(x+1)$. A CAP é
384 especificamente formulada para identificar um eixo (i.e. gradiente) na nuvem multivariada de
385 dados bióticos que tem a relação mais forte com a variável abiótica de interesse (Anderson,
386 2008), mesmo na presença de outras potenciais fontes de variabilidade responsáveis por
387 diferenças na estrutura das associações. A parametrização excessiva do modelo foi controlada
388 pela escolha de 10 eixos de coordenadas principais (PCO, $m = 10$).

389 PERMANOVA e CAP foram realizadas pelo software PRIMER (Clarke & Gorley,
390 2006; Anderson et al, 2008). Todas as demais análises e gráficos foram produzidos na
391 linguagem R (R Core Team, 2013), com auxílio dos pacotes GAD (Sandrini-Neto e Camargo,
392 2010), vegan (Oksanen et al., 2012) e sciplot (Morales, 2012).

393

394 **3. Resultados**

395

396 *3.1. Análises Granulométricas*

397

398 O tamanho médio do grão e os teores de matéria orgânica e carbonato biodetrítico no
399 sedimento encontram-se na Tabela 2.

400 Em GUA, o tamanho médio do grão variou de silte grosso (aproximadamente 60 μm)
401 a areia média (até 500 μm), enquanto em LAR os sedimentos variaram de areia muito fina a
402 areia média. Apesar disso, não foram detectadas diferenças significativas no diâmetro médio
403 do grão (Tab. 1), sendo os sedimentos compostos predominantemente por areia fina (125-250
404 μm) em ambos estuários (Fig. 3).

405 Variações nos teores de matéria orgânica e carbonato biodetrítico foram causadas pela
406 combinação entre baías e setores (interação Ba×Se significativa; Tab. 1). Os teores de matéria
407 orgânica e carbonatos foram significativamente maiores em GUA, com exceção do setor
408 externo, onde não houve diferença entre baías (testes SNK; Tab. 1). Em GUA, as
409 porcentagens de matéria orgânica e carbonatos foram significativamente maiores nos setores
410 interno e intermediário, que não diferiram entre si (testes SNK; Tab. 1). Em LAR, teores de
411 matéria orgânica foram significativamente maiores no setor interno, não diferindo entre os
412 setores intermediário e externo. Não houve diferença na porcentagem de carbonato
413 biodetrítico entre os setores de LAR (testes SNK; Tab. 1).

414

415 3.2. *Hidrocarbonetos alifáticos*

416

417 Os valores de alifáticos totais, mistura complexa não resolvida (MCNR) e dos índices
418 para avaliação da origem dos compostos estão discriminados na Tabela 2.

419 O somatório dos alifáticos totais (Σ HA) variou de 18,66 a 516,78 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de sedimento
420 seco (média = 147,49, \pm 127,74 desvio padrão (DP)) em GUA e de 0,54 a 16,52 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (média
421 = 4,5 \pm 4,8 (DP)) em LAR (Fig. 3). Concentrações dos hidrocarbonetos alifáticos totais foram
422 significativamente maiores em GUA, independentemente do setor amostrado (testes SNK;
423 Tab. 1; Fig. 3). Concentrações de alifáticos variaram entre todos os setores de GUA, sendo
424 significativamente maiores no setor intermediário e menores no setor externo (testes SNK;
425 Tabela 2), Em LAR, o Σ HA foi significativamente maior no setor interno, não diferindo entre
426 os setores intermediário e externo (testes SNK; Tab. 1; Fig. 3).

427

428

429

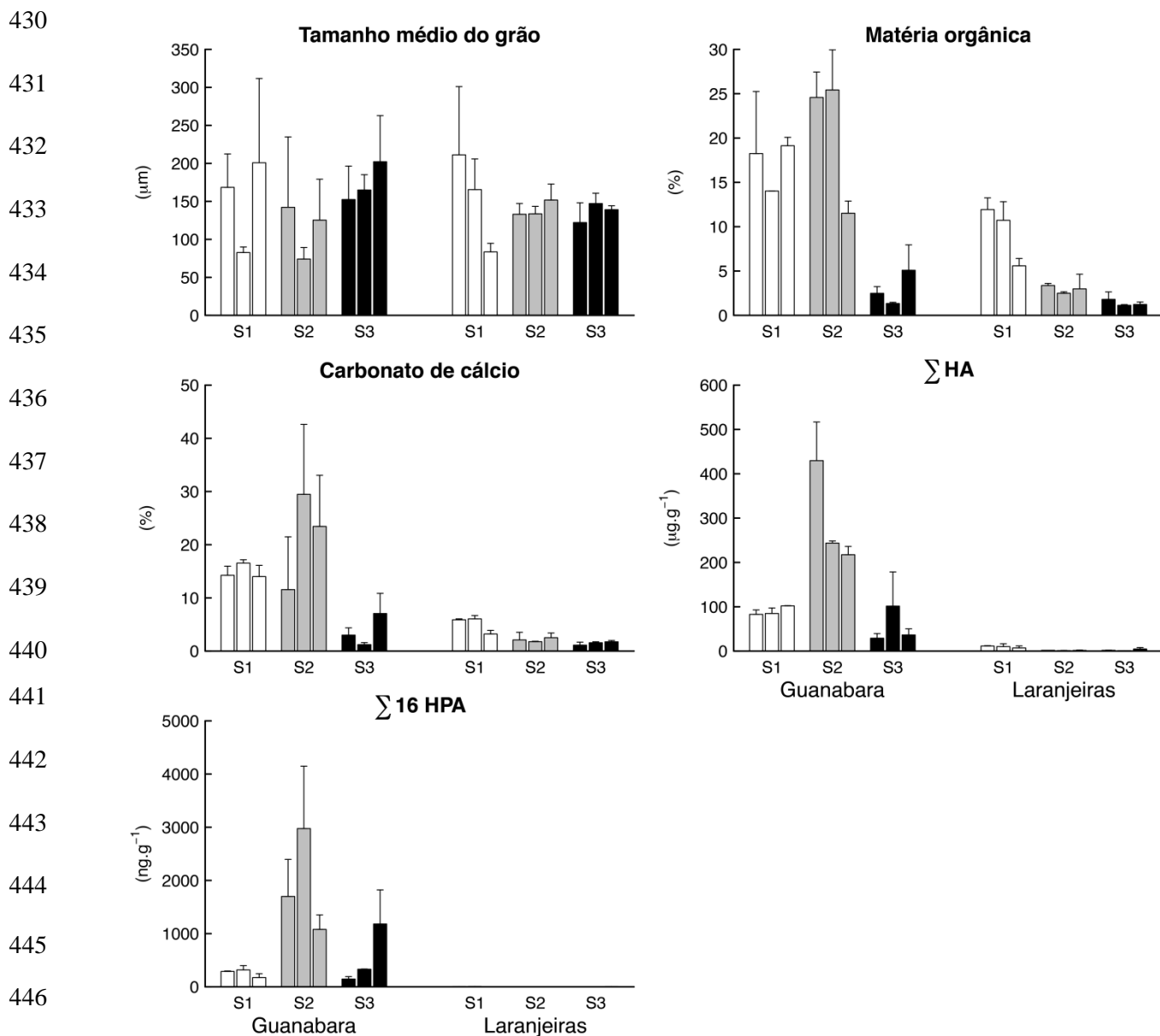


Fig. 3. Tamanho médio de grão (μm), teor de matéria orgânica (%), teor de carbonato de cálcio (%), hidrocarbonetos alifáticos totais (ΣHA - $\mu\text{g.g}^{-1}$) e somatório dos 16 HPAs prioritários ($\Sigma 16\text{HPA}$ - ng.g^{-1}) entre baías e setores. As barras indicam a média dos pontos de cada área, cada qual com o respectivo erro padrão.

457 **Tabela 1.** Sumário da análise de variância (n= 2 réplicas) para tamanho médio de grão, conteúdo de matéria
 458 orgânica, conteúdo de carbonato de cálcio, somatório total dos hidrocarbonetos alifáticos (HA), somatório total
 459 dos 16 HPAs prioritários. Para comparações SNK *a posteriori*: GUA = Baía da Guanabara; LAR = Baía das
 460 Laranjeiras. “>” indica $p < 0.05$ e “=” indica $p > 0.05$. Termos significantes de interesse ($\alpha = 0.05$) estão
 461 destacadas em negrito.
 462

Fontes	GL	Tamanho médio do grão		Matéria orgânica($\sin^{-1} \sqrt{}$)		CaCO ₃ ($\sin^{-1} \sqrt{}$)	
		MS	F	MS	F	MS	F
Baía = Ba	1	75,17	0,022	0,209	34,147***	0,296	34,242***
Setor = Se	2	2864,07	0,849	0,170	27,674***	0,096	11,099**
Ba × Se	2	3019,52	0,895	0,048	7,905**	0,049	5,626*
Área(Ba × Se)	12	3373,22	0,699	0,006	2,297	0,009	0,961
Resíduo	18	4828,88		0,003		0,009	
SNK teste	–			Entre os níveis de Se		Entre os níveis de Se	
				GUA: S3 < S1 = S2		GUA: S3 < S1 = S2	
				LAR: S3 = S2 < S1		LAR: S3 = S2 = S1	
				Entre os níveis de Ba		Entre os níveis de Ba	
				S1: LAR < GUA		S1: LAR < GUA	
				S2: LAR < GUA		S2: LAR < GUA	
				S3: LAR = GUA		S3: LAR = GUA	

Fontes	GL	Σ AH (ln)		Σ 16 PAH ($\sqrt{}$)	
		MS	F	MS	F
Baía = Ba	1	94,000	417,871***	5383,935	68,672***
Setor = Se	2	3,359	14,931***	549,001	7,003***
Ba × Se	2	5,566	24,745***	612,489	7,812**
Área(Ba × Se)	12	0,225	0,759	78,400	2,174
Resíduo	18	0,296		36,062	
SNK teste		Entre os níveis de Se		Entre os níveis de Se	
		GUA: S3 < S1 < S2		GUA: S1 = S3 < S2	
		LAR: S3 = S2 < S1		LAR: S1 = S2 = S3	
		Entre os níveis de Ba		Entre os níveis de Ba	
		S1: LAR < GUA		S1: LAR < GUA	
		S2: LAR < GUA		S2: LAR < GUA	
		S3: LAR < GUA		S3: LAR < GUA	

463 Códigos de significância: * $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$

464

465 A mistura complexa não resolvida atingiu valores superiores a 90% em todos os
466 pontos dos setores intermediário e externo de GUA, sendo detectada em apenas 10 amostras
467 (apenas do setor interno) de LAR, com média de 23,4%.

468 A razão entre MCNR e os alifáticos resolvidos (AR, compostos que puderam ser
469 identificados através de cromatografia) variou de 0,4 a 14,4, indicando presença de
470 hidrocarbonetos petrogênicos em todos os pontos dos setores intermediário e externo de
471 GUA. A razão MCNR:AR variou de 0,0 a 1,7 em LAR, evidenciando a presença de
472 hidrocarbonetos de origem natural.

473 O IPC variou de 1,6 a 4,0 em GUA e de 2 a 8,5 em LAR, indicando hidrocarbonetos
474 alifáticos de origem petrogênica nos pontos do setor externo da primeira baía e
475 hidrocarbonetos de origem natural, predominantemente terrestre, em praticamente todos os
476 pontos da segunda.

477 O índice, utilizado para distinguir a origem marinha ou terrígena dos hidrocarbonetos
478 de fontes naturais, indicou que todos os pontos, nas duas baías, têm predominância de
479 compostos de fontes terrígenas, principalmente plantas superiores, como as encontradas nas
480 florestas de mangue.

481 O índice ACL (comprimento médio da cadeia) teve média de $30 \pm 0,2$ (DP) e $29,5 \pm$
482 $0,2$ (DP) em GUA e LAR, respectivamente. Esses valores são os mesmos encontrados em
483 folhas de manguezais de regiões quentes (Belligotti et al., 2007), indicando a presença de
484 matéria orgânica de origem terrestre, proveniente dos manguezais encontrados nas duas
485 regiões.

486

487

488

489 3.3. Hidrocarbonetos aromáticos

490

491 Os valores de HPAs totais, 16 HPAs prioritários, maior e menor peso molecular,
492 porcentagem de perileno e razões que investigam a origem dos compostos estão apresentados
493 na Tabela 2.

494 O somatório dos HPAs analisados variou de 101,26 a 4148,38 ng.g^{-1} de sedimento
495 seco (média = $910,4 \pm 1029,8$ (DP)) em GUA e de 0,52 a 8,27 ng.g^{-1} (média = $4,02 \pm$
496 $2,58$ (DP)) em LAR. A análise de variância identificou concentrações significativamente
497 maiores do $\Sigma 16$ HPA em GUA, independentemente do setor amostrado (testes SNK; Tab. 1;
498 Fig. 3). Concentrações do $\Sigma 16$ HPA foram significativamente maiores no setor intermediário
499 de GUA, não diferindo entre os setores interno e externo (testes SNK; Tab. 1). Não houve
500 diferenças significativas entre setores de LAR (testes SNK; Tab. 1).

501 Praticamente todas as amostras de GUA apresentaram predominância de HPAs de
502 maior peso molecular, indicadores da presença de HPAs provenientes de combustão. Em
503 LAR a predominância foi oposta, sugerindo a presença de HPAs provenientes de petróleo.

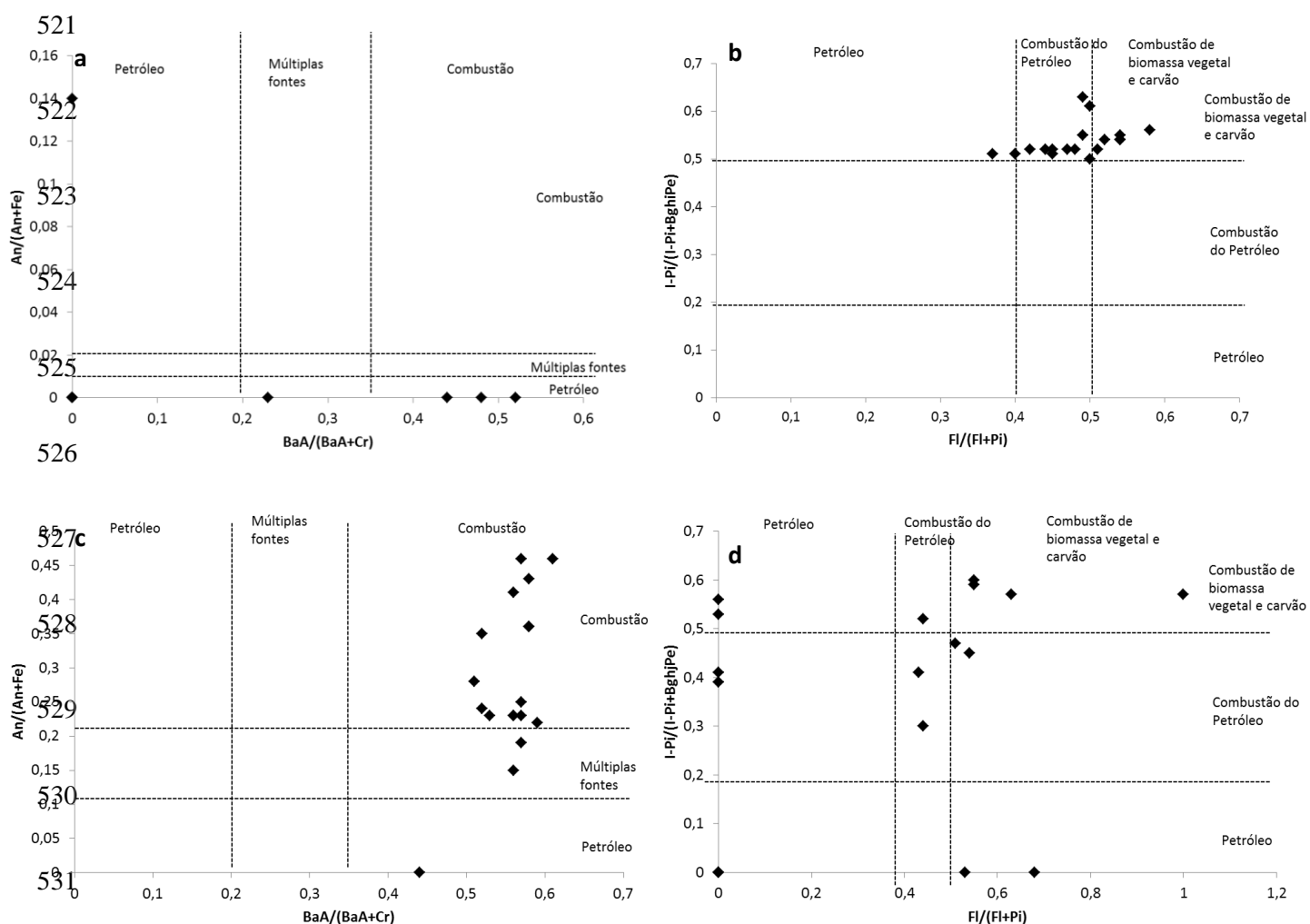
504 Para os limites TEL (*Threshold Effect Level*), ERL (*Effect range-low*) e PEL
505 (*Probable Effect Level*) – definidos pela agência de proteção ambiental do Estados Unidos
506 (EPA) para os 16 HPAs prioritários para estudos de qualidade ambiental (Buchman, 2008) –,
507 GUA apresentou todos os pontos no setor intermediário com valores superiores ao nível TEL
508 para o somatório total dos HPAs e para alguns compostos individuais como o acenafteno,
509 benzo(a)antraceno e criseno. Além disso, em todos os pontos desse setor os valores foram
510 superiores ao nível ERL para o acenafteno. Em LAR nenhum composto atingiu nenhum dos
511 níveis de efeito adverso.

512 A porcentagem de perileno em relação aos seus isômeros foi menor que 10% na
513 maioria dos pontos de GUA e superior a esse valor em todos os pontos de LAR, indicando

514 aporte de perileno antrópico na baía do Rio de Janeiro e de perileno de origem natural na baía
 515 do Paraná.

516 As razões entre isômeros de mesma massa molecular mostraram que GUA está sobre
 517 influência de HPAs de origem pirolítica, tanto da combustão de combustíveis fósseis,
 518 biomassa vegetal, carvão e petróleo (Fig. 4a,b). Por outro lado, LAR evidenciou uma
 519 influência de múltiplas fontes, tanto pirolítica quanto petrogênica (Fig. 4c,d).

520



532 **Fig. 4.** Plot das razões entre HPAs de mesma massa molecular de todas as amostras sedimentares.(a) e (b)
 533 BaA/(BaA+Cr) versus An/(An+Fe) e FI/(FI+Pi) versus I-Pi/(I-Pi+BghiPe) para a Baía da Guanabara; (c) e (d)
 534 BaA/(BaA+Cr) versus An/(An+Fe) e FI/(FI+Pi) versus I-Pi/(I-Pi+BghiPe) para a Baía das Laranjeiras.

535 **Tab. 2.** Tamanho médio de grão (Mz, μm), porcentagem de matéria orgânica (%MO), porcentagem de carbonato biodetrítico ($\%C_aCO_3$), somatório total dos hidrocarbonetos
 536 alifáticos (ΣAHs - $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), MCNR ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), razão entre MCNR e alifáticos resolvidos (MCNR/AR), Índice Preferencial de Carbono (IPC), *Terrestrial Aquatic Ratio* (TAR),
 537 *Average Chain Length* (ACL), somatório total dos HPAs (ΣHPAs - $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$), somatório dos 16 HPAs prioritários ($\Sigma 16\text{HPAs}$), HPAs com menor peso molecular (LMW), HPAs
 538 com maior peso molecular (HMW), porcentagem de perileno, fluoranteno/fluoranteno+pireno [Fl/(Fl+Pi)], indeno[1,2,3-c,d]pireno/indeno[1,2,3-
 539 c,d]pireno+benzo(g,h,i)perileno [I-Pi/(I-Pi+BghiPe)], benzo(a)antraceno/benzo(a)antraceno+criseno [BaA/(BaA+Cr)], antraceno/antraceno+fenantreno [An/(An+Fe)].
 540

Pontos	Mz	%MO	%CaCO ₃	ΣAHs	MCNR	MCNR/AR	IPC	TAR	ACL	ΣHPAs	$\Sigma 16\text{HPAs}$	LMW	HMW	%per	Fl/ (Fl+Pi)	I-Pi/ Pi+BghiPe)	(I- BaA/ (BaA+Cr)	An/ (An+Fe)
Guanabara																		
S1A1P1	124,40	11,24	12,53	97,22	74,49	4	3,4	0,009	29,8	468,72	281,12	10,29	270,83	21,7	0,49	0,55	0,51	0,28
S1A1P2	212,40	25,25	15,96	101,40	81,28	3	3,5	0,009	29,8	492,73	297,73	9,61	288,11	17,0	0,45	0,51	0,57	0,25
S1A2P1	75,33	14,00	17,17	102,53	81,11	3,8	3,9	0,010	29,8	774,34	397,85	44,11	353,74	18,1	0,52	0,54	0,53	0,23
S1A2P2	89,94	14,04	15,91	516,78	483,23	14,4	3	0,015	29,8	431,62	237,79	12,61	225,18	15,0	0,5	0,5	0,52	0,35
S1A3P1	311,70	20,08	11,90	342,62	319,41	11,4	3,2	0,011	29,7	170,35	101,26	3,24	98,02	7,7	0,49	0,63	0,52	0,24
S1A3P2	89,94	18,18	16,11	248,41	229,38	13,8	3	0,008	29,8	437,74	246,49	9,08	237,41	6,2	0,48	0,52	0,56	0,23
S2A1P1	234,80	27,45	1,65	238,70	219,45	14,4	3,3	0,016	30,1	4013,61	2394,73	101,92	2292,81	4,1	0,37	0,51	0,57	0,46
S2A1P2	49,51	21,71	21,48	198,88	185,93	12,1	3	0,032	30,1	1781,30	1004,90	51,32	953,57	5,5	0,4	0,51	0,61	0,46
S2A2P1	89,25	29,95	42,62	236,06	216,21	10,9	3,1	0,025	30,2	3067,71	1801,49	73,72	1727,77	5,7	0,42	0,52	0,58	0,43
S2A2P2	58,86	20,89	16,31	39,53	36,67	12,8	1,8	0,032	30,2	7076,39	4148,38	158,25	3990,14	6,2	0,45	0,52	0,58	0,36
S2A3P1	71,49	10,15	13,83	18,66	16,90	13,8	2	0,031	30,2	2385,95	1351,91	65,02	1286,89	3,4	0,44	0,52	0,56	0,41
S2A3P2	179,20	12,89	33,05	178,57	165,89	9,6	2,1	0,025	30,1	1440,31	806,37	45,29	761,08	5,5	0,47	0,52	0,58	0,36
S3A1P1	108,40	1,73	4,37	24,37	22,72	10,6	2,1	0,068	29,8	265,56	191,25	5,63	185,62	-	0,51	0,52	0,57	0,23
S3A1P2	196,40	3,24	1,64	22,78	20,82	13,1	2,4	0,107	30,1	148,98	101,50	2,49	99,01	1,1	0,54	0,55	0,57	0,19
S3A2P1	185,10	1,47	0,84	50,20	45,34	9,3	1,6	0,065	30	473,45	327,07	21,98	305,09	2,4	0,5	0,61	0,56	0,23
S3A2P2	144,80	1,21	1,6	97,22	74,49	4	3,4	0,065	30	453,66	334,84	19,48	315,36	-	0,54	0,54	0,44	0,00
S3A3P1	262,80	7,95	10,85	101,40	81,28	3	3,5	0,000	30,1	2771,99	1822,07	86,55	1735,52	0,3	0,58	0,56	0,56	0,15
S3A3P2	141,50	2,22	3,28	102,53	81,11	3,8	3,9	0,081	30,2	888,63	540,30	29,56	510,73	0,6	0,54	0,54	0,59	0,22

541

542

543

544

545 **Tab. 2.** Continuação.

Pontos	Mz	%MO	%CaCO3	ΣAHs	MCNR	MCNR/AR	IPC	TAR	ACL	ΣHPAs	Σ16HPAs	LMW	HMW	%per	Fl/ (Fl+Pi)	I-Pi/ Pi+BghiPe	(I- BaA/ (BaA+Cr)	An/ (An+Fe)
Laranjeiras																		
S1A1P1	121,40	13,25	5,71	12,22	6,38	1,1	5,8	0,042	29,5	15,97	6,81	2,37	4,44	83,2	0,43	0,41	-	-
S1A1P2	301,00	10,61	6,06	10,57	3,76	0,6	5,8	0,034	29,5	31,46	7,13	1,74	5,39	75,4	0,54	0,45	-	-
S1A2P1	205,80	12,82	5,43	16,52	5,03	0,4	4,3	0,045	29,6	42,27	8,27	2,03	6,24	81,1	0,55	0,6	0,48	-
S1A2P2	125,20	8,62	6,68	3,79	2,40	1,7	4,4	0,216	29,4	35,06	7,02	1,73	5,29	72,8	0,63	0,57	0,23	-
S1A3P1	94,79	4,77	3,89	2,72	1,63	1,5	4,9	0,000	29	6,76	2,51	0,51	2,00	89,6	0,44	0,3	-	-
S1A3P2	72,23	6,41	2,53	11,58	5,06	0,8	5,1	0,038	29,5	27,40	5,55	1,22	4,33	83,8	0,51	0,47	-	-
S2A1P1	118,90	3,13	0,66	1,72	0,73	0,7	6,1	0,078	29,5	9,63	2,14	0,77	1,37	80,2	-	0,53	-	-
S2A1P2	147,20	3,60	3,53	1,68	0,00	0	4,4	0,100	29,4	18,65	4,14	1,33	2,81	79,3	0,55	0,59	-	-
S2A2P1	143,40	2,32	1,69	1,53	0,00	0	6	0,092	29,5	14,33	2,76	1,40	1,35	85,1	1	0,57	-	-
S2A2P2	123,80	2,66	1,85	0,54	0,00	0	7,1	0,073	29,4	3,39	1,27	0,39	0,88	90,0	-	0,41	-	-
S2A3P1	172,80	1,34	1,64	0,74	0,00	0	6,7	0,065	29,5	12,50	1,90	1,11	0,78	91,1	-	0,56	-	-
S2A3P2	130,70	4,64	3,40	2,33	0,64	0,4	5,9	0,041	29,5	5,56	2,06	0,64	1,42	85,2	-	0,39	-	-
S3A1P1	96,08	2,64	0,56	1,38	0,00	0	6,4	0,080	29,4	1,56	0,52	0,32	0,20	100,0	-	-	-	-
S3A1P2	148,10	0,96	1,68	2,14	0,64	0,4	6,4	0,106	29,5	11,10	1,44	0,23	1,20	83,9	-	-	-	-
S3A2P1	160,70	1,05	1,75	0,90	0,00	0	8,5	0,089	29,5	1,56	0,34	0,34	0,00	100,0	-	-	-	-
S3A2P2	133,60	1,21	1,39	0,96	0,00	0	5,2	0,089	29,4	6,26	4,71	0,53	4,17	70,5	0,44	0,52	0,44	-
S3A3P1	133,90	0,94	1,51	1,65	0,00	0	3,4	0,059	29,9	15,28	6,29	1,22	5,07	74,7	0,53	-	0,52	-
S3A3P2	144,20	1,51	1,99	7,86	2,87	0,6	2	0,058	29,8	13,63	7,49	3,14	4,35	60,2	0,68	-	-	0,14

546

547

548

549

550

551 3.4. Padrões de variabilidade da macrofauna bêntica

552

553 No total, 75.538 indivíduos pertencentes a 27 táxons foram coletados em GUA. O
554 gastrópode *Heleobia australis* foi o organismo mais abundante, compreendendo pouco mais
555 de 91% da abundância total neste estuário.

556 Em LAR foram encontrados 7.558 indivíduos distribuídos em 55 táxons. Poliqueta foi
557 o grupo dominante e mais diversificado, com 28 táxons. Os poliquetas *Aricidea* sp.A e
558 *Lumbricalus januarii* contribuíram com 18% e 6% da abundância total, respectivamente.
559 Além desse grupo, oligoquetas da subfamília Tubificidae também apresentaram alta
560 abundância, compreendendo pouco mais de 21% do total.

561 O número total de indivíduos foi maior em GUA, contudo, descritores como o número
562 de táxons e a diversidade de Shannon-Weaver revelaram associações macrofaunais menos
563 diversificadas e com elevada dominância quando comparadas a LAR (Fig. 6). O número total
564 de indivíduos, número de táxons, diversidade de Shannon-Weaver e densidade dos seis táxons
565 numericamente dominantes mostraram diferenças significativas nas menores escalas espaciais
566 adotadas (e.g. Pontos e Áreas) (Tab. 3). Contudo, as estimativas dos componentes de variação
567 (i.e. magnitude dos efeitos) calculados para cada termo da análise de variância indicaram uma
568 grande contribuição das maiores escalas de variabilidade, particularmente na comparação
569 entre baías (Tab. 3).

570 Diferenças entre as baías GUA e LAR explicaram 42% da variação total no número
571 total de indivíduos (Tab. 3; Fig. 6). Variações no número de táxons e na diversidade, apesar
572 de significativas entre áreas, foram mais relevantes na comparação entre baías, e explicaram
573 37 e 52% da variabilidade total, respectivamente (Tab. 3; Fig. 6).

574 Parte dos padrões descritos para o número total de indivíduos deve-se à contribuição
575 do gastrópode *Heleobia australis*, que apresentou densidades significativamente maiores em
576 GUA (Fig. 6). A análise dos componentes de variação revelou que a diferença entre baías foi

577 responsável por aproximadamente 66% da variabilidade total na densidade de *H. australis*
578 (Tab. 3; Fig. 6).

579 A ocorrência dos poliquetas *L. januarii* e *M. papillicornis* esteve restrita aos setores
580 intermediário e externo de LAR (Fig. 6). Componentes de variação calculados para as duas
581 espécies (Tab. 3) revelaram uma elevada contribuição de baías, contudo também mostram que
582 a interação Ba×Se é igualmente importante na definição dos padrões de distribuição destas
583 espécies.

584 O poliqueta espionídeo *Streblospio benedicti* foi a única espécie, dentre as seis
585 analisadas por ANOVA, cuja diferença significativa entre setores (30,2%) foi mais importante
586 que a quantificada para as demais fontes de variação (Tab. 3). Este padrão esteve
587 primariamente relacionado aos picos nas áreas 2 e 3 do setor externo de GUA (Fig. 6).

588 Padrões de variabilidade de oligoqueta e do poliqueta *Aricidea* sp foram menos
589 consistentes entre baías e setores (Tab. 3, Fig. 6). Componentes de variação apresentaram
590 uma contribuição bastante similar na maioria dos termos envolvidos na análise de variância
591 (Tab. 3).

592

593

594

595

596

597

598

599

600

601

602 **Tab. 3.** Sumário da análise de variância e porcentagem dos componentes de variação (n = 4 réplicas) para
 603 densidade total da macrofauna, número total de táxons, índice de diversidade Shannon-Weaver e densidade dos
 604 táxons numericamente dominantes. Transformações dos dados estão indicados em parênteses.
 605

Fontes	GL	Total de indivíduos (ln)			Total táxons ($\sqrt{\ln}$)			Shannon-Weaver (ln)		
		MS	F	%CV	MS	F	%CV	MS	F	%CV
Baía = Ba	1	209,77	138,10***	42,0	162,09	143,24***	37,3	28,60	220,92***	52,7
Setor = Se	2	11,99	7,89**	11,5	70,61	62,40***	30,0	3,24	25,04***	21,3
Ba × Se	2	14,71	9,69**	18,3	7,63	6,74*	13,0	0,28	2,15	6,6
Área(Ba × Se)	12	1,52	1,63	6,7	1,13	7,44***	8,7	0,13	15,78***	10,3
Ponto(Ar(Ba × Se))	18	0,93	4,77***	10,6	0,15	1,21	2,0	0,01	0,70	–
Resíduo	108	0,20		10,9	0,13		8,9	0,01		9,1
Fontes	GL	<i>Heleobia australis</i> (ln)			<i>Streblospio benedicti</i> ($\sqrt{\ln}$)			<i>Lumbricalus januarii</i> ($\sqrt{\ln}$)		
		MS	F	%CV	MS	F	%CV	MS	F	%CV
Baía = Ba	1	1304,6		65,7	16,92	16,77**	15,4	141,44	45,25***	28,9
		4	307,84***							
Setor = Se	2	12,18	2,87	6,3	41,81	41,42***	30,2	40,16	12,85**	18,3
Ba × Se	2	6,02	1,42	4,2	12,99	12,87**	23,2	40,16	12,85**	25,9
Área(Ba × Se)	12	4,24	5,24***	10,1	1,01	2,61*	9,1	3,13	5,77***	11,8
Ponto(Ar(Ba × Se))	18	0,81	3,08***	5,7	0,39	1,75*	6,7	0,54	3,04***	6,3
Resíduo	108	0,26		7,9	0,22		15,4	0,18		8,8
Fontes	GL	<i>Aricidea</i> sp. ($\sqrt{\ln}$)			<i>Magelona papillicornis</i> (ln)			Oligochaeta (ln)		
		MS	F	%CV	MS	F	%CV	MS	F	%CV
Baía = Ba	1	201,15	12,86**	20,5	16,49	14,80**	23,2	70,27	77,87***	21,2
Setor = Se	2	135,21	8,65**	20,2	4,66	4,18*	13,6	67,48	74,77***	25,5
Ba × Se	2	94,96	6,07*	23,3	4,66	4,18*	19,3	39,93	44,25***	27,6
Área(Ba × Se)	12	15,64	4,25**	15,6	1,11	3,63**	15,9	0,90	0,62	–
Ponto(Ar(Ba × Se))	18	3,68	7,50***	11,4	0,31	2,67***	11,0	1,45	2,96***	10,6
Resíduos	108	0,49		9,0	0,12		17,0	0,49		15,1

606 Códigos de significância: * $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$

607

608 Diferenças significativas na estrutura das associações macrofaunais foram encontradas
 609 em todas as fontes de variabilidade contempladas no modelo (Tab. 4). Apesar das diferenças
 610 significativas serem detectadas nas menores escalas de investigação pela PERMANOVA, a
 611 análise dos componentes de variação (Tab. 4) revelou uma importante diferença entre baías,
 612 que contribuiu com 47% da dissimilaridade das associações macrofaunais. A combinação
 613 entre Baías e Setores, representada pela interação Ba×Se, foi o segundo componente mais

614 importante, explicando aproximadamente 18% da dissimilaridade das associações
 615 macrofaunais (Tab. 4). Esses padrões são claramente ilustrados pelo nMDS, que revelou uma
 616 clara distinção entre as baías GUA e LAR quanto a semelhança entre seus setores (Fig. 5).
 617 Diferenças entre setores para cada nível do fator Baía também são evidentes no diagrama. A
 618 estrutura das associações macrofaunais do setor interno é diferente daquela formada pelo
 619 agrupamento dos demais setores em GUA. Por outro lado, a estrutura da macrofauna do setor
 620 externo difere do agrupamento formado pelos setores intermediário e interno em LAR (Fig.
 621 5).

622

623 **Tab. 4.** Sumário da PERMANOVA e porcentagem do componente de variação (9999 permutações, n = 4
 624 réplicas) baseado na dissimilaridade de Bray-Curtis, com densidades da macrofauna transformadas para $\ln(x+1)$.
 625

Fontes	GL	MS	<i>Pseudo-F</i>	%CV
Baía = Ba	1	150094,97	50,50***	47,2
Setor = Se	2	34057,89	11,46***	15,0
Ba × Se	2	22101,06	7,44***	18,4
Área(Ba × Se)	12	2972,19	3,49***	6,1
Ponto(Ar(Ba × Se))	18	851,81	1,77***	2,1
Resíduos	108	482,46		11,1

626 Códigos de significância: * $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$

627

628 A análise de percentuais de similaridade (SIMPER) mostrou que apenas as espécies *H.*
 629 *australis* e *S. benedicti* contribuíram com aproximadamente 94% da similaridade média de
 630 Bray-Curtis para a formação do agrupamento GUA. *Aricidea* sp., oligoqueta, *S. benedicti* e *L.*
 631 *januarii* contribuíram com pouco mais de 47% da similaridade média de Bray-Curtis para a
 632 formação do agrupamento LAR.

633

634

635

636

637

638

639

640

641

642

643

644

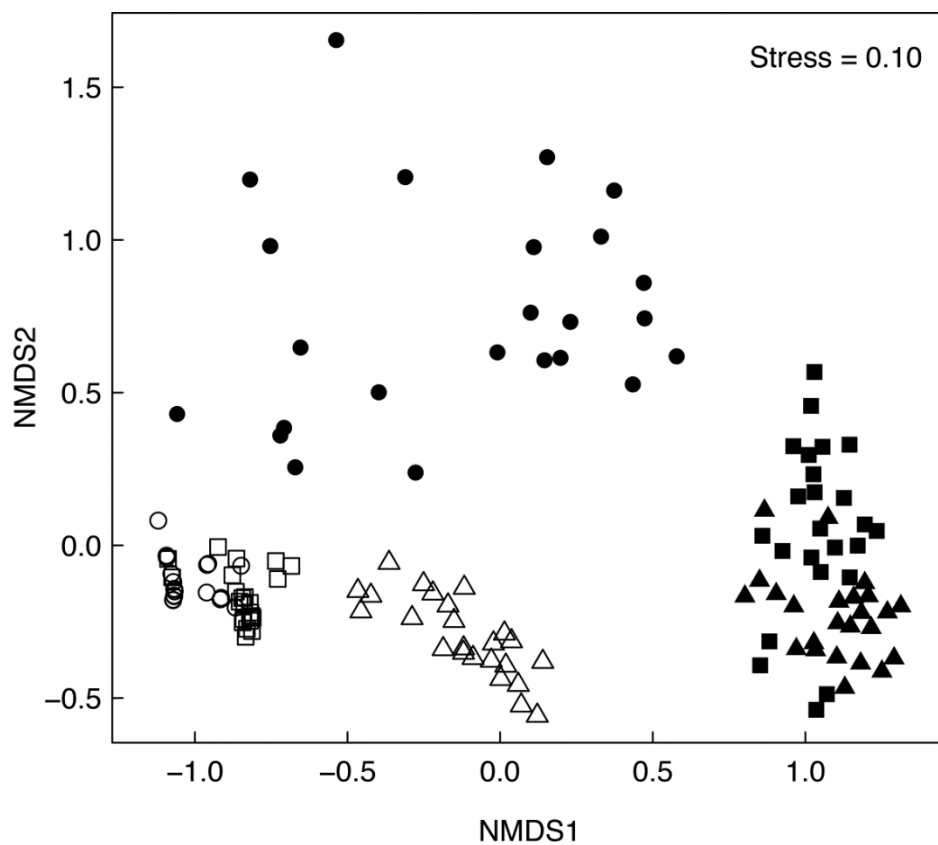
645

646

647

648

649

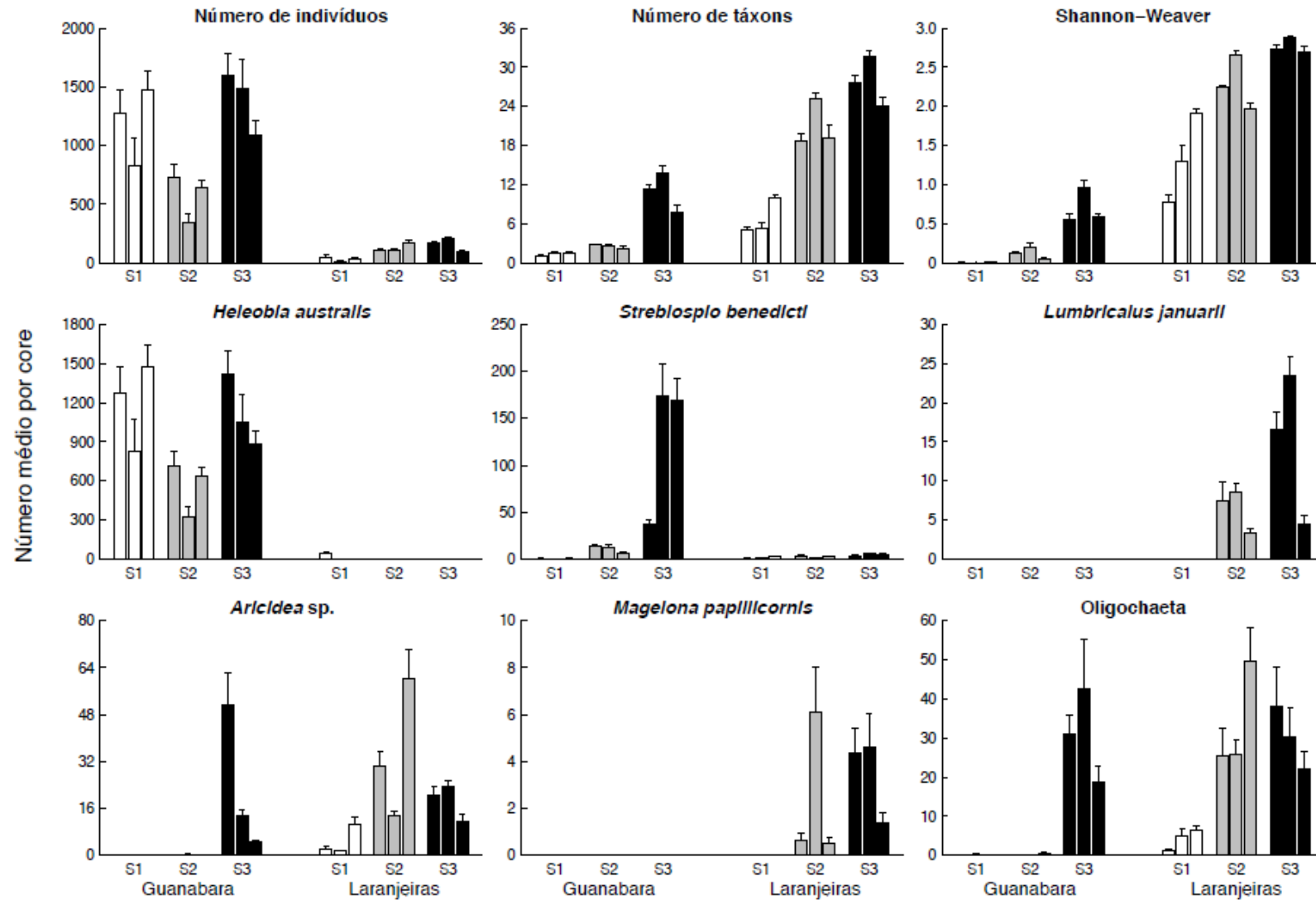


650 **Fig. 5.** Escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) baseado na matrix de similaridade de Bray-Curtis

651 com dados transformados para $\ln(x+1)$, comparando as associações macrofaunais entre LAR (Setor 1 = ○; Setor

652 2 = □; Setor 3 = △) e GUA (Setor 1 = ●; Setor 2 = ■; Setor 3 = ▲).

653



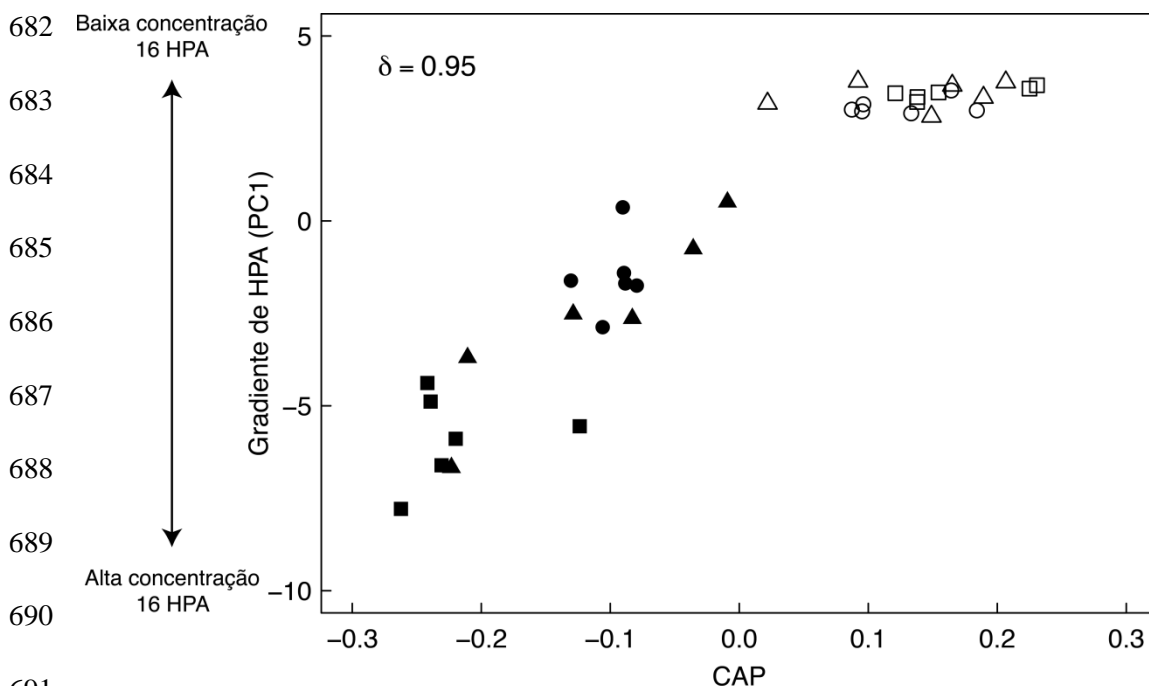
670 **Fig. 6.** Distribuição do número de indivíduos, número de táxons, diversidade de Shannon-Weaver e das seis espécies numericamente dominantes para cada baía estudada.

671 3.5. Relação entre a estrutura das associações macrofaunais e o gradiente de contaminação
 672 por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos

673

674 O primeiro componente (PC1) da PCA explicou 90% da variabilidade conjunta dos 16
 675 HPAs nos sedimentos amostrados, claramente servindo como um *proxy* do gradiente de
 676 contaminação por estes compostos. Uma forte relação entre a estrutura das associações
 677 macrofaunais e o gradiente de contaminação por HPAs foi observada, com um coeficiente de
 678 correlação canônica de $\delta = 0.95$ (com $m = 10$ eixos de coordenadas principais) (Fig. 7). As
 679 amostras mais contaminadas por hidrocarbonetos estiveram situadas em GUA,
 680 particularmente no setor intermediário.

681



692 **Fig. 7.** Análise canônica de coordenadas principais (CAP), baseada na matriz de similaridade de Bray-Curtis
 693 com dados transformados para $\ln(x+1)$, relacionando a estrutura das associações macrofaunais ao longo do
 694 gradiente de contaminação por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos em LAR (Setor 1 = ○; Setor 2 = □;
 695 Setor 3 = △) e GUA (Setor 1 = ●; Setor 2 = ■; Setor 3 = ▲).

696

697

698 4. Discussão

699

700 Como era esperado, GUA apresentou valores de alifáticos totais e hidrocarbonetos
701 alifáticos consistentes com níveis de contaminação por hidrocarbonetos (Volkman et al.,
702 1992; Notar et al., 2001) na maioria dos pontos analisados, especialmente no setor
703 intermediário da baía. Por outro lado, LAR não evidenciou contaminação em nenhum dos
704 pontos amostrados.

705 Tanto GUA quanto LAR apresentaram hidrocarbonetos alifáticos de fontes
706 predominantemente terrígenas, provenientes principalmente das florestas de mangue
707 encontradas no entorno das duas baías.

708 Com relação aos HPAs, GUA apresentou predominância de fontes pirolíticas,
709 provenientes da combustão de combustíveis fósseis, carvão e biomassa vegetal, como já foi
710 verificado por outros autores que estudaram a mesma área de estudo (Meniconi et al., 2002;
711 Wagener et al., 2012). Entretanto, Massone et al., (2013) sugerem que esse resultado, na
712 realidade, está associado ao alto grau de degradação do material orgânico dessa baía, ao invés
713 de refletir realmente predominância das fontes de combustão. O padrão das séries de
714 alquilados das amostras (Anexo I) confirma essa afirmação, com a distribuição mostrando que
715 os hidrocarbonetos que contêm menor número de alquilações (mais leves) estão em menores
716 concentrações do que os que contêm maiores grupos de alquilados (Page et al., 1993).

717 A utilização de um delineamento hierárquico, dividido em diferentes escalas de
718 variação, mostrou-se muito importante para estudos de avaliação ambiental de
719 hidrocarbonetos, principalmente no caso de LAR, onde foram encontrados valores do
720 somatório total de alifáticos 50 vezes maior aos encontrados por Martins et al., (2012) no
721 setor interno da baía.

722 Diferentemente do delineamento hierarquizado, onde a variabilidade dentro de cada
723 setor foi apropriadamente estimada através das áreas (100s m) e pontos (10s m) replicados, a
724 concentração encontrada por Martins et al., (2012) foi baseada em uma única amostra e
725 extrapolada para toda a região interna de LAR. Tal prática pode levar a resultados espúrios
726 decorrentes da elevada variabilidade na distribuição de contaminantes em escalas menores às
727 adotadas no estudo.

728 A distribuição da macrofauna benthica realmente foi mais complexa em LAR, onde não
729 existe contaminação orgânica por hidrocarbonetos. A clara distinção na estrutura das
730 associações macrobênticas entre as duas baías analisadas ficou evidente no agrupamento
731 nMDS, juntamente com os componentes de variação calculados pela PERMANOVA. Em
732 geral, as diferenças estão possivelmente associadas a processos estruturadores distintos
733 operantes em cada baía, podendo ser condicionados por fatores abióticos, como salinidade,
734 características sedimentares e profundidade; bióticos, como disponibilidade de alimento e
735 competição; e por influências antrópicas, como descarga de efluentes, derrames de óleo,
736 atividades industriais, entre outros (Barros et al., 2008; Venturini et al., 2008).

737 Em GUA, o número total de indivíduos decresce do setor interno para o externo,
738 enquanto os descritores de riqueza e diversidade aumentam, assim como os padrões
739 encontrados por Santi et al., (2009) e Neves et al., (2012), mesmo sendo padrões bastante
740 variáveis entre os setores. Vale ressaltar que os trabalhos realizados na Baía da Guanabara
741 abrangem praticamente toda a extensão da baía, enquanto este trabalho tem enfoque apenas na
742 porção leste.

743 O gastrópode *Heleobia australis* foi bastante significativo para o número total de
744 indivíduos em GUA, com dominância de 91% e encontrado principalmente no setor interno
745 da baía. Este setor já foi descrito como um local com condições de hipóxia e anoxia, que
746 resultam em um grande empobrecimento da fauna benthica, porém, elevada dominância de

747 espécies oportunistas, capazes de se adaptar e sobreviver a condições inóspitas (Dauer et al.,
748 1993; Mendes et al., 2006), como é o caso da *H. australis*, frequentemente encontrada em
749 locais bastante degradados (Echeverria et al., 2010; Carcedo & Fiori, 2012).

750 *Streblospio benedicti* foi o poliqueta dominante em GUA, estando presente no setor
751 intermediário (o mais contaminado por hidrocarbonetos alifáticos e HPAs) e praticamente
752 ausente no setor interno, onde apesar de não haver contaminação por hidrocarbonetos,
753 apresenta teores de matéria orgânica muito elevados, tornando-se um local quase anóxico e
754 prejudicando a sobrevivência neste local.

755 *S. benedicti* é um poliqueta oportunista e ocorre com frequência em ambientes que
756 estão sofrendo algum estresse (Dauer et al., 2003). Entretanto, são organismos que não se
757 mostram muito tolerantes a drásticas reduções de oxigênio dissolvido, como ocorre no setor
758 interno, da maneira como toleram altos níveis de contaminação orgânica, como ocorre no
759 setor intermediário (Reish, 1979; Llansó, 1991; Mendes & Soares-Gomes, 2013).

760 Em LAR a diversidade das espécies foi significativamente maior que em GUA, com
761 dominância dos poliquetas *Aricidea* sp e de um morfotipo de oligoquetas da família
762 Tubificinae, que juntos somaram mais de 35% da similaridade média deste estuário, além dos
763 poliquetas *Magelona papillicornis* e *Lumbicalus januarii*.

764 Os oligoquetas estiveram praticamente ausentes nos setores interno e intermediário de
765 GUA, apesar de serem organismos considerados tolerantes a poluição e a condições de
766 oxigênio reduzido, uma vez que são capazes de diminuir consideravelmente sua taxa de
767 respiração para poder sobreviver nestes locais (Chapman, 2001; Giere, 2006). Entretanto,
768 apesar da sobrevivência, nessas condições de enriquecimento de matéria orgânica e
769 contaminação, suas taxas de desenvolvimento e reprodução são bastante afetadas, sendo
770 encontrado em menor número do que em LAR, que apresenta maior abundância e um
771 ambiente mais favorável (Giere e Pfannjuche, 1982).

772 A distribuição dos poliquetas *Aricidea* sp, *M. papillicornis* e *L. januarii* sugere que
773 estas três espécies são bastantes sensíveis à contaminação, principalmente as duas últimas
774 espécies que ficaram restritas aos setores intermediário e externo de LAR. *Aricidea* sp teve
775 um distribuição um pouco mais ampla, encontrada no setor externo de GUA e no setor interno
776 de LAR, sugerindo uma tolerância um pouco maior a teores mais elevados de matéria
777 orgânica.

778 A definição de um gradiente de contaminação pelos 16 HPAs a partir do primeiro
779 componente da PCA se mostrou particularmente útil, principalmente se comparada a
780 descritores comumente utilizados como o somatório total de HPAs. O primeiro eixo da PCA
781 explicou 90% da variabilidade total destes 16 compostos de forma integrada, apontando um
782 claro gradiente com maiores concentrações no setor intermediário de GUA e menores
783 concentrações em sedimentos de LAR.

784 Como padrões multivariados das associações bênticas são mais sensíveis às mudanças
785 ambientais que respostas isoladas de táxons indicadores ou índices bióticos (Anderson, 2008),
786 a relação da macrofauna com o gradiente de contaminação por hidrocarbonetos foi verificada
787 pela análise canônica de coordenadas principais (CAP). A CAP é uma técnica estatística
788 muito útil para análise centrada em um único gradiente frente a múltiplos fatores
789 potencialmente relevantes para estruturação das associações macrofaunais (Anderson et al.,
790 2008).

791 O modelo gerado para caracterizar a relação entre a estrutura das associações
792 macrofaunais e o gradiente de contaminação por hidrocarbonetos pode ser considerado
793 robusto (dado a elevada correlação canônica $\delta = 0.95$), mas de certa maneira limitado quando
794 considerada a amostragem temporalmente restrita. Uma das principais qualidades da CAP é
795 sua característica preditiva, dada como a capacidade de alocar corretamente novas amostras
796 ao longo do gradiente de contaminação inicialmente descrito. Neste sentido, amostragens da

797 macrofauna bêntica e hidrocarbonetos ao longo de escalas temporais mais amplas (e.g. anos)
798 são importantes para integrar as respostas no tempo e conseqüentemente melhorar a
799 capacidade preditiva do modelo.

800 Apesar do modelo proposto não estabelecer relações de causalidade entre o gradiente
801 de contaminação e a estrutura das associações, ele representa um avanço considerável na
802 avaliação da poluição por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos em sedimentos estuarinos,
803 sobretudo se considerado o seu potencial preditivo com a ampliação das escalas temporais e
804 espaciais adotadas.

805

806 **5. Conclusão**

807

808 A utilização de um delineamento hierárquico para avaliação dos hidrocarbonetos se
809 mostrou essencial para a verificação da variabilidade em escalas espaciais menores, sendo
810 encontrados valores bastante superiores aos encontrados em estudos com amostragem
811 simplificada.

812 A Baía da Guanabara e a Baía das Laranjeiras realmente diferem entre si quando
813 comparados níveis de contaminação e distribuição da macrofauna bêntica, com maior
814 diversidade e número de táxons nos locais onde não foi evidenciada contaminação.

815 A análise de integração da macrofauna bêntica com os hidrocarbonetos policíclicos
816 aromáticos obteve uma alta correlação canônica, indicando que essa classe de hidrocarbonetos
817 exerce influência sobre a distribuição desses organismos. Entretanto, é provável que existam
818 diversas outras fontes de variação que, em conjunto, expliquem totalmente os padrões de
819 distribuição, como salinidade e temperatura, por exemplo, além do fator temporal, que
820 também não foi incorporado neste estudo.

821

822 **6. Referências**

823

824 ANDERSON, M. J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of
825 variance. **Austral Ecol.**, v. 26, p. 32–46.

826

827 ANDERSON, M. J. (2008). Animal-sediment relationships re-visited: characterizing species'
828 distributions along an environmental gradient using canonical analysis and quantile regression
829 splines. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.**, v. 366, p. 16–27.

830

831 ANDERSON, M. J., GORLEY, R. N., CLARKE, K. R. (2008). PERMANOVA+ for
832 PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E, Plymouth, UK.

833

834 BARBOZA, C. A. M., HADLICH, H. L., SANDRINI-NETO, L., MARTINS, C. C., LANA,
835 P. C. (2013). Is the distribution of the lancelet *Branchiostoma caribaeum* affected by sewage
836 discharges? An analysis at multiple scales of variability. **Mar. Pollut. Bull.**, v. 69, p. 178-
837 188.

838

839 BARROS, F., HATJE, V., FIGUEIREDO, M. B., MAGALHÃES, W. F., DÓREA, H. S.,
840 EMÍDIO, E. S. (2008). The structure of the benthic marofaunal assemblages and sediments
841 characteristics of the Paraguaçu estuarine system. **Estuar. Coast Shelf S.**, v. 78, p. 753-762.

842

843 BELLIGOTTI F.M.; CARREIRA, R.S.; SOARES, M.L.G. (2007). Contribuição ao estudo do
844 aporte de matéria orgânica em sistemas costeiros: Hidrocarbonetos biogênicos em folhas de
845 mangue. **Geochimica Brasiliensis**, v. 21(1), p. 71 – 85.

846

847 BÍCEGO, M. C., TANIGUCHI, S.; YOGUI, G. T.; MONTONE, R. C.; SILVA, D. A. M.;
848 LOURENÇO, R. A.; MARTINS, C. C.; SASAKI, S. T.; PELLIZARI, V. H.; WEBER, R. R.
849 (2006). Assessment contamination by polychlorinated biphenyls and aliphatic and aromatic
850 hydrocarbons in sediments of the Santos and São Vicente Estuary System, São Paulo, Brazil.
851 **Mar. Pollut Bull.**, v. 52, p. 1784-1832.

852

853 BORJA, A., FRANCO, J., PÉREZ, V. (2000). A marine biotic index to establish the
854 ecological quality of soft-bottom benthos within european estuarine and coastal environments.
855 **Mar. Pollut. Bull.**, v. 40, p. 1100-1114.

856

857 BOURBONNIERE, R. A., MEYERS, P. A. (1996). Sedimentary geolipid records of
858 historical changes in the watersheds and productivities of Lakes Ontario and Erie. **Limnol.**
859 **Oceanogr.**, v. 41, p. 352-359.

860

861 BUCHMAN, M. F. (2008). NOAA Screening Quick Reference Tables, NOAA **OR&R**
862 **Report 08-1**, Seattle WA, Office of Response and Restoration Division, National Oceanic
863 and Atmospheric Administration, 34 p

864

865 CARCEDO, M. C.; FIORI, S. M. (2012). Long-term study of the life cycle and growth of
866 *Heleobia australis* (Caenogastropoda, Cochliopidae) in the Bahía Blanca estuary, Argentina.
867 **Cienc. Mar.**, v. 38(4), p. 589-597.

868

- 869 CARRERA-PARRA, L. F. (2005). Phylogenetic relationship of *Lumbricalus* FRAME, 1992
870 (Polychaeta: Lumbrineridae), with ecological and distribution data. **Mar Ecol.**, v. 26, p. 166-
871 170.
- 872
- 873 CARREIRA, R. S., WAGENER, A. L. R., READMAN, J. W., FILEMAN, T. W., MACKO,
874 S. A., VEIGA, A. (2002). Changes in the sedimentary organic carbon pool of a fertilized
875 tropical estuary, Guanabara Bay, Brazil: an elemental, isotopic and molecular marker
876 approach. **Mar. Chem.**, v. 79, p. 207-227.
- 877
- 878 CHAPMAN, P. M. (2001). Utility and relevance of aquatic oligochaetes in ecological risk
879 assessment. **Dev Hydrobiol**, v. 158, p. 149-169.
- 880
- 881 CHEN, C-W.; CHEN, C-F. (2011). Distribution, origin, and potential toxicological
882 significance of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments of Kaohsiung Harbor,
883 Taiwan. **Mar. Pollut. Bull.**, v. 63, p. 417-423.
- 884
- 885 CHOUERI, R. B.; CESAR, A.; TORRES, R. J.; ABESSA, D. M. S.; MORAIS, R. D.;
886 PEREIRA, C. D. S.; NASCIMENTO, M. R. L.; MOZETO, A. A.; RIBA, I.; DELVALLS, T.
887 A. (2009). Integrated sediment quality assessment in Paranaguá Estuarine System, southern
888 Brazil. **Ecotox. Environ. Safe.**, v. 72, p. 1824-1831.
- 889
- 890 CIBIC, T.; FRANZO, A.; CELUSSI, M.; FABBRO, C.; DEL NEGRO, P. (2012). Benthic
891 ecosystem functioning in hydrocarbon and heavy-metal contaminated sediments of an
892 Adriatic lagoon. **Mar. Ecol. - Prog Ser**, v. 458, p. 69-87.
- 893
- 894 CLARKE, K. R., GORLEY, R. N. (2006). PRIMER v6: User manual/Tutorial. PRIMER-E
895 Ltd, Plymouth, UK.
- 896
- 897 DAUER, D. M. (1993). Biological criteria, environmental health and estuarine macrobenthic
898 community structure. **Mar. Pollut. Bull.**, v. 26, p. 249-257.
- 899
- 900 DAUER, D. M., MAHON, H. K., SARDÁ, R. (2003). Functional morphology and feeding
901 behavior of *Streblospio benedicti* and *S. shrubsolli* (Polychaeta: Spionidae). **Hydrobiology**, v.
902 496, p. 207-213.
- 903
- 904 DAUVIN, J.-C., RUELLET, T. (2009). The estuarine quality paradox: is it possible to define
905 an ecological quality status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems?
906 **Mar. Pollut. Bull.**, v. 59, p. 38-47.
- 907
- 908 DEAN, H. K. (2008). The use of polychaetes (Annelida) as indicator species of marine
909 pollution: a review. **Rev. Biol. Trop.**, v. 56, p. 11-38.
- 910
- 911 ECHEVERRÍA, C. A.; NEVES, R. A. F.; PESSOA, L. A.; PAIVA, P. C. (2010). Spatial and
912 temporal distribution of the gastropod *Heleobia australis* in a eutrophic estuarine system
913 suggests a metapopulation dynamics. **Natural Science**, v. 2, p. 860-867.
- 914
- 915 FAUCHALD, K. & JUMARS, P. A. (1979). The diet of worms: a study of polychaete feeding
916 guilds. **Oceanogr. Mar. Biol.**, v. 17, p. 193-284.
- 917

- 918 GROHMANN, P. A. (2009). Hydroids (Cnidaria, Hydrozoa) of the intertidal zone of
919 Governador and Paquetá islands, Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Iheringia, Série**
920 **Zoologia**, v. 99, n. 3, p. 291-294.
- 921
- 922 GROSS, M. G. (1971). Carbon determination. *In*: CARVER, R. E. (Ed), Procedures in
923 Sedimentary Petrology. Wiley-Interscience, New York, pp. 573-596.
- 924
- 925 GIÈRE, O. & PFANNKUCHE, O. (1982). Biology and ecology of marine oligochaeta, a
926 review. **Oceanogr. Mar. Biol.**, v. 20, p. 173-308.
- 927
- 928 GIÈRE, O. (2006). Ecology and biology of marine oligochaeta – an inventory rather than
929 another review. **Hydrobiologia**, v. 564, p. 103-116.
- 930
- 931 IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), contagem da população. (2009).
932 http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/resultados_dou/RJ2009.pdf.
933 Acesso: 14 de outubro de 2013.
- 934
- 935 LAMOUR, M. R., SOARES, C. R., CARRILHO, J. C. (2004). Mapas de parâmetros texturais
936 de sedimentos de fundo do Complexo Estuarino de Paranaguá – PR. **Boletim Paranaense de**
937 **Geociências**, v. 55, p. 77-82.
- 938
- 939 LAW, R. J.; BISCAYA, J. L. (1994). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) – Problems
940 and progress in sampling, analysis and interpretation. **Mar. Pollut. Bull.**, v. 29, p. 235-241.
- 941
- 942 LIU, L-Y.; WANG, J-Z.; GUAN, Y-F.; ZENG, E. Y. (2012). Use of aliphatic hydrocarbons
943 to infer terrestrial organic matter in coastal marine sediments off China. **Mar. Pollut. Bull.**, v.
944 64, p. 1940-1946.
- 945
- 946 LIU, Y., CHEN, L.; HUANG, Q-H.; LI, W-Y.; TANG, Y-J.; ZHAO, J-F. (2009). Source
947 apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface sediments of the
948 Huangpu River, Shanghai, China. **Sci Total Environ.**, v. 407, p. 2931-2938.
- 949
- 950 JULIO, L. M., FERREIRA-SILVA, M. A., JUNQUEIRA, A. O. R., LAVRADO, H. P.,
951 SILVA, S. H. G. (2013). Espécies exóticas do zoobentos de substrato consolidado da Baía de
952 Guanabara. *In*: MENICONI, M. F. G., SILVA, T. A., FONSECA, M. L., LIMA, S. O. F.,
953 LIMA, E. F. A., LAVRADO, H. P., FIGUEIREDO-JR, A. G. (Org). Baía da Guanabara –
954 Síntese do Conhecimento Ambiental. Ambiente e Influência Antrópica. 1ed. Rio de Janeiro. P
955 248-269.
- 956 .
- 957 KJERFVE, B.; RIBEIRO, C. H. A.; DIAS, G. T. M.; FILIPPO, A. M.; QUARESMA, V. S.
958 (1997). Oceanographic characteristics of an impacted coastal bay: Baía da Guanabara, Rio de
959 Janeiro, Brazil. **Cont Shelf Res**, v. 17, n. 13, p. 1609-1643.
- 960
- 961 LANA, P. C.; MARONE, E.; LOPES, R. M.; MACHADO, E. C. (2001). The subtropical
962 Estuarine Complex of Paranaguá Bay, Brazil. *In*: Coastal Marine Ecosystem of Latin
963 America. Berlin, Germany, 135-145.
- 964
- 965 LLANSÓ, R. J. (1991). Tolerance of low dissolved oxygen and hydrogen sulfide by the
966 polychaete *Streblospio benedicti* (Webster). **J Exp Mar Biol Ecol**, v. 153, p. 165-178.
- 967

- 968 MARTINS, C. C.; BÍCEGO, M. C.; FIGUEIRA, R. C. L.; ANGELLI, J. L. F.; COMBI, T.;
969 GALLICE, W. C.; MANSUR, A. V.; NARDES, E.; ROCHA, M. L.; WISNIESKI, E.;
970 CESCHIM, L. M. M.; RIBEIRO, A. P. (2012). Multi-molecular markers and metals as
971 tracers of organic matter inputs and contamination status from an Environmental Protection
972 Area in the SW Atlantic (Laranjeiras Bay, Brazil). **Sci Total Environ**, v. 417-418, p. 158-
973 168.
- 974
975 MASSONE, C. G.; WAGENER, A. L. R.; GIODA, A. (2013). Revisiting hydrocarbons
976 source appraisal in sediments exposed to multiple inputs. **Mar Pollut Bull**, v. 73, p. 345-354.
977
- 978 MEN, B.; HE, M.; TAN, L.; LIN, C.; QUAN, X. (2009). Distributions of polycyclic aromatic
979 hydrocarbons in the Daliao River Estuary of Liaodong Bay, Bohai Sea, China. **Mar Pollut**
980 **Bull**, v. 58, p. 818-826.
- 981
982 MENDES, C. L. T., SOARES-GOMES, A., TAVARES, M. (2006). Seasonal and spatial
983 distribution of sublittoral soft-bottom mollusks assemblages at Guanabara Bay, Rio de
984 Janeiro, Brazil. **J Coastal Res**, v. 39, p. 136-140.
- 985
986 MENDES, C. L. T. & SOARES-GOMES, A. (2013). First signs of changes to a tropical
987 lagoon system in the southeastern Brazilian coastline. **J Coastal Conser**, v. 17, p. 11-23.
988
- 989 MENICONI, M. F. G., GABARDO, I. T., CARNEIRO, M. E. R., BARBANTI, S. M.,
990 SILVA, G. C., MASSONE, C. G. (2002) Brazilian Oil Spills Chemical Characterization-Case
991 Studies. **EnvironForensics**, v. 3, p. 303-321.
- 992
993 MORALES, M. (2012). `sciplot`: Scientific Graphing Functions for Factorial Designs. R
994 package version 1.1-0. <http://CRAN.R-project.org/package=sciplot>
995
- 996 MUNIZ, P.; PIRES-VANIN, A. M. S.; MARTINS, C. C.; MONTONE, R. C.; BÍCEGO, M.
997 C.(2006). Trace metals and organic compounds in the benthic environment of a subtropical
998 embayment (Ubatuba Bay, Brazil). **Mar Pollut Bull**, v. 52, p. 1090-1117.
999
- 1000 NEVES, R. A. F.; ECHEVERRÍA, C. A.; PESSOA, L. A.; PAIVA, P. C.; PARANHOS, R.;
1001 VALENTIN, J. L. (2012). Factors influencing spatial patterns of molluscs in a eutrophic
1002 tropical bay. **J Mar Bio Assoc U.K.**, p. 1-13.
1003
- 1004 NOERNBERG, M. A., LAUTERT, L. F. C., ARAÚJO, A. D., MARONE, E., ANGELOTTI,
1005 R., NETTO Jr, J. P. B., KRUG, L. A. (2006). Remote sensing and GIS integration for
1006 modeling the Paranaguá Estuarine Complex – Brazil. **J Coastal Res**, v. 39, p. 1627-1631.
1007
- 1008 NOTAR, M.; LESKOVSEK, H.; FAGANELI, J. (2001). Composition, distribution and
1009 sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of the Gulf of Trieste, northern
1010 Adriatic Sea. **Mar Pollut Bull**, v. 42, p. 36-44.
1011
- 1012 OLSEN, G. H.; CARROLL, M. L., RENAUD, P. E., AMBROSE Jr, W. G., OLSSON, R.,
1013 CARROLL, J. (2007). Benthic community response to petroleum-associated components in
1014 Arctic versus temperate marine sediments. **Mar Biol**, v. 151, p. 2167-276.
1015
- 1016 OKSANEN, J., BLANCHET, F. G., KINDT, R., LEGENDRE, P., MINCHIN, P. R.,
1017 O'HARA, R. B., SIMPSON, G. L., SOLYMOS, P., HENRY, M., STEVENS, H., WAGNER,

- 1018 H. (2012). *vegan*: Community Ecology Package. R package version 2.0–4. [http://CRAN.R](http://CRAN.R-project.org/package=vegan)
1019 [project.org/package=vegan](http://CRAN.R-project.org/package=vegan).
1020
- 1021 PAGE, D. S., BOEHM, P. D., DOUGLAS, G. S. BENCE, A. E. (1995). Identification of
1022 hydrocarbon sources in the benthic sediments of Prince William Sound and the Gulf of
1023 Alaska Following the Exxon Valdez oil spill. *In*: WELLS, P. G., BUTLER, J. N., HUGHES,
1024 J. S. (Eds), Exxon Valdez Oil Spill: Fate and Effects in Alaskan Waters. American Society for
1025 Testing and Materials, Philadelphia, pp. 41-83.
1026
- 1027 PIEPER, W. W. (2007). Distribuição espacial da macrofauna bêntica na região sub-litoral do
1028 Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), eixo norte-sul – Baía das Laranjeiras. Monografia
1029 (Graduação em Oceanografia) – Setor de Ciências da Terra – Universidade Federal do Paraná.
1030
- 1031 R Development Core Team (2012). **R**: A language and environment for statistical computing.
1032 R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [http://www.R-](http://www.R-project.org)
1033 [project.org](http://www.R-project.org).
1034
- 1034 REISH, D. J. (1979). Bristle worms (Annelida: Polychaeta). *In*: HART, C. W. & FULLER, S.
1035 L. H. (Eds). Pollution Ecology of Estuarine Invertebrates. Academic Press, New York.
1036
- 1037 READMAN, J. W., FILLMANN, G., TOLOSA, I., BARTOCCI, J., VILLENEUVE, J. P.,
1038 CATINNI, C., MEE, L. D. (2002). Petroleum and PAH contamination of the Black Sea. **Mar**
1039 **Pollut Bull**, v. 44, p. 48-62.
1040
- 1041 ROSENBERG, R., MAGNUSSON, M., NILSSON, H.C. (2009). Temporal and spatial
1042 changes in marine benthic habitats in relation to the EU Water Framework Directive: the use
1043 of sediment profile imagery. **Mar. Pollut. Bull.**, v. 58, p. 565–572.
1044
- 1045 SANDRINI-NETO, L.; CAMARGO, M.G. (2010). **GAD**: an R package for ANOVA designs
1046 from general principles. R package version 1.0. <http://www.R-project.org>.
1047
- 1048 SANTI, L. & TAVARES, M. (2009). Polychaeta assemblage of na impact esuary, Guanabara
1049 Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Braz J Oceanogr**, v. 57(4), p. 287-303.
1050
- 1051 SILVA, F. S.; MENDONÇA FILHO, J. G.; OLIVEIRA, A. D.; MENDONÇA, J. O.;
1052 GOMES, S. B. V. C.; SANTOS, E. S.; INNECCO, B. R.; CRAPEZ, M. A. C. (2012). Matéria
1053 orgânica particulada e atividade bacteriana nos sedimentos superficiais da Baía da Guanabara,
1054 no Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 42, n. 2, p. 411-422.
1055
- 1056 SILVA, T. F.; AZEVEDO, D. A.; AQUINO NETO, F. R. (2007). Distribution of polycyclic
1057 aromatic hydrocarbons in surface sediments and waters from Guanabara Bay, Rio de Janeiro,
1058 Brazil. **J Braz Chem Soc**, v. 18, p. 628-637.
1059
- 1060 SOARES-GOMES, A.; MENDES, C. L. T.; TAVARES, M.; SANTI, L. (2012). Taxonomic
1061 sufficiency of polychaete taxocenes for estuary monitoring. **Ecol Indic**, v. 15, p. 149-156.
1062
- 1063 TROVÃO, R. H. & CARREIRA, R. S. (2009). Hidrocarbonetos alifáticos em sedimentos
1064 superficiais da Enseada do Flamengo, Baía de Guanabara – RJ. **Geochimica Brasiliensis**, v.
1065 23, n. 2, p. 193-202.
1066

- 1067 UNDERWOOD, A. J. (1997). Experiments in ecology: their logical design and interpretation
1068 using analysis of variance. New York: Cambridge University Press, 504 pp.
1069
- 1070 VENTURINI, N.; TOMMASI, L. R. (2004). Polycyclic aromatic hydrocarbons and changes
1071 in the trophic structure of polychaete assemblages in sediments of Todos os Santos Bay,
1072 Northeastern, Brazil. **Mar Pollut Bull**, v. 48, p. 97-107.
1073
- 1074 VENTURINI, N.; MUNIZ, P.; BÍCEGO, M. C.; MARTINS, C. C.; TOMMASI, L. R.
1075 (2008). Petroleum contamination impact on macrobenthic communities under the influence of
1076 an oil refinery: Integrating chemical and biological multivariate data. **Estuar Coast Shelf S**,
1077 v. 78, p. 457-467.
1078
- 1079 VOLKMAN, J. K.; HOLDWORTH, G. D.; NEILL, G. P.; BAVOR, J. H. (1992).
1080 Identification of natural, anthropogenic and petroleum hydrocarbons in aquatic sediments. **Sci**
1081 **Total Environ**, v. 112, p. 203-219.
1082
- 1083 WAGENER, A. L. R.; MENICONI, M. F. G.; HAMACHER, C.; FARIAS, C. O.; SILVA, G.
1084 C.; GABARDO, I. T.; SCOFIELD, A. L. (2012). Hydrocarbons in sediments of a chronically
1085 contaminated bay: The challenge of source assignment. **Mar Pollut Bull**, v. 64, p. 284-294.
1086
- 1087 WANG, C., WANG, W.; HE, S.; DU, J.; SUN, Z. (2011). Sources and distribution of
1088 aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons in Yellow River Delta Nature Reserve, China.
1089 **Appl Geochem**, v. 26, p. 1330-1336.
1090
- 1091 WANG, Z.; FINGAS, M.; PAGE, D. S. (1999). Oil spill identification. **J Chromatogr A**, v.
1092 843, p. 369-411.
1093
- 1094 WANG, Z.; YANG, C.; KELLY-HOOPER, F.; HOLLEBONE, B. P.; PENG, X.; BROWN,
1095 C. E.; LANDRIAULT, M.; SUN, J.; YANG, Z. (2009). Forensic differentiation of biogenic
1096 organic compounds from petroleum hydrocarbons in biogenic and petrogenic compounds
1097 cross-contaminated soils and sediments. **J Chromatogr A**, v. 1216, p. 1174-1191.
1098
- 1099 YUNKER, M. B., MACDONALD, R. W., VINGARZAN, R., MITCHELL, R. H.,
1100 GOYETTE, D., SYLVESTRE, S. (2002). PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal
1101 of PAHs ratios as indicators of PAHs sources and composition. **Org Geochem**, v. 33, p. 489-
1102 515.
1103
1104
1105
1106
1107
1108
1109
1110
1111
1112
1113
1114
1115
1116

1117 **7. Anexos**

1118

1119 Anexo I: Concentração de hidrocarbonetos alquilados para cada ponto amostrado.

1120

1121

Guanabara	HPAs alquilados (ng.g ⁻¹)	Laranjeiras	HPAs alquilados (ng.h ⁻¹)
S1A1P1	138,75	S1A1P1	0,0
S1A1P2	159,58	S1A1P2	11,9
S1A2P1	321,90	S1A2P1	18,2
S1A2P2	164,95	S1A2P2	14,8
S1A3P1	55,32	S1A3P1	0,0
S1A3P2	167,03	S1A3P2	9,0
S2A1P1	1493,51	S2A1P1	3,6
S2A1P2	694,68	S2A1P2	7,0
S2A2P1	1142,59	S2A2P1	5,6
S2A2P2	2712,68	S2A2P2	0,0
S2A3P1	930,13	S2A3P1	4,1
S2A3P2	569,11	S2A3P2	0,0
S3A1P1	62,18	S3A1P1	0,0
S3A1P2	41,29	S3A1P2	6,4
S3A2P1	128,11	S3A2P1	0,0
S3A2P2	102,77	S3A2P2	0,0
S3A3P1	855,03	S3A3P1	2,7

1122