

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 PCBs nos pequenos cetáceos

Inicialmente, todos os dados serão apresentados em  $\text{ng g}^{-1}$  (peso úmido) com intuito de padronizar e comparar os resultados obtidos entre pequenos cetáceos e demais organismos utilizados neste estudo. Entretanto, as concentrações destes compostos, calculadas em  $\text{ng g}^{-1}$  de peso lipídico, encontram-se no apêndice deste trabalho.

Dentre todas as espécies analisadas, os pequenos cetáceos apresentaram, conforme esperado, os maiores níveis de PCBs. Este fato ocorreu devido ao seu lugar ocupado na cadeia alimentar, uma vez que todos estes indivíduos são considerados predadores e ocupam o topo da teia trófica (Lewison et al., 2004).

#### 5.1.1 Teor lipídico em amostras de pequenos cetáceos

A tabela a seguir apresenta os resultados (médias e faixas) referentes ao processo de extração de lipídios em amostras de músculos e fígados de todas as espécies de golfinhos utilizados no presente estudo.

Tabela 17. Teor lipídico percentual das amostras de músculos e fígados de pequenos cetáceos, expressos em valores médios, mínimos e máximos (faixa).

Espécie	Teor Lipídico em músculos (%)	Média em músculos (%)	Teor Lipídico em fígados (%)	Média em fígados (%)
<i>Sotalia guianensis</i>	1,57 – 10,71	6,38	4,23 – 14,36	10,14
<i>Steno bredanensis</i>	1,23 – 5,88	3,62	3,92 – 19,70	9,03
<i>Pontoporia blainvillei</i>	1,36 – 9,07	3,54	5,37 – 10,38	6,62
<i>Tursiops truncatus</i>	2,10 – 11,27	7,47	5,83 – 13,90	9,98
<i>Stenella frontalis</i>	1,35 – 8,53	6,01	2,78 – 13,54	8,67

### 5.1.2 PCBs em *Sotalia guianensis*

O somatório dos PCBs nas amostras de músculos de *S. guianensis* atingiu uma faixa entre 90,78 e 982,84 ng g<sup>-1</sup> (peso úmido), com um valor médio de 353,77 ng g<sup>-1</sup> (peso úmido). Em amostras de fígado, o somatório dos PCBs alcançou valores entre 171,87 e 1696,86 ng g<sup>-1</sup> (peso úmido) e o valor médio foi de 669,30 ng g<sup>-1</sup> (peso úmido). Dos 51 congêneres analisados, 17 encontraram-se abaixo do limite de quantificação em *S. guianensis*. Os valores das concentrações médias, desvios padrão e faixa dos congêneres de PCBs encontrados acima do limite de quantificação em músculos e fígados de *S. guianensis* são apresentados, respectivamente, nas tabelas 18 e 19.

As análises apontaram um predomínio dos compostos hexa-PCBs, seguidos dos hepta e penta-PCBs, e os principais congêneres encontrados tanto em amostras de músculos quanto de fígados foram PCB 138, 153 e 180, respectivamente, o que é comum em análise de pequenos cetáceos (Lailson-Brito et al., 2010; Quinete, 2010; Leonel et al., 2012; Santos-Neto et al., 2014).

Houve predomínio dos congêneres hexaclorados tanto em amostras de músculos quanto em fígados, representando, respectivamente, 46% e 45% da distribuição dos PCBs nos tecidos mencionados. De acordo com Alonso (2008), congêneres de PCBs com 6 e 7 átomos de cloro em sua estrutura são mais dificilmente metabolizados devido à ausência de hidrogênios vicinais.

De uma forma geral, os indivíduos machos apresentaram maiores níveis de PCBs, tanto em amostras de músculos quanto em amostras de fígados.

Tabela 18. Concentrações médias (em ng g<sup>-1</sup> de peso úmido), desvio padrão e faixa dos PCBs em amostras de músculos de *Sotalia guianensis*.

	MÉDIA	DESVIO PADRÃO	MÍNIMO	MÁXIMO
<b>PCB 28</b>	2,59	1,46	1,74	5,50
<b>PCB 33</b>	240	1,53	2,00	5,62
<b>PCB 52</b>	12,13	6,03	3,42	21,34
<b>PCB 49</b>	3,27	1,77	2,26	6,65
<b>PCB 44</b>	4,71	2,75	3,09	9,96
<b>PCB 74</b>	3,04	1,81	2,76	4,68
<b>PCB 70</b>	5,72	3,86	2,81	12,99
<b>PCB 66</b>	4,67	2,61	2,65	10,93
<b>PCB 95</b>	10,25	5,59	3,00	22,09
<b>PCB 56/60</b>	2,23	1,39	1,85	4,74
<b>PCB 101</b>	17,54	8,84	4,06	33,70
<b>PCB 99</b>	11,19	7,08	3,24	29,70
<b>PCB 97</b>	3,20	1,79	2,24	6,24
<b>PCB 87</b>	5,17	3,05	2,38	10,56
<b>PCB 110</b>	8,63	5,19	2,52	16,04
<b>PCB 151</b>	5,40	4,18	2,76	16,89
<b>PCB 149</b>	16,22	12,03	4,16	49,94
<b>PCB 118</b>	17,00	9,61	4,28	38,44
<b>PCB 153</b>	44,56	38,26	11,33	157,34
<b>PCB 132</b>	11,71	10,05	2,89	37,96
<b>PCB 105</b>	5,49	2,98	2,41	10,01
<b>PCB 138</b>	48,69	40,57	12,83	170,44
<b>PCB 158</b>	3,31	2,70	2,53	11,79
<b>PCB 187</b>	18,85	16,07	4,41	65,86
<b>PCB 183</b>	7,09	5,93	3,50	24,38
<b>PCB 128</b>	6,43	5,33	2,00	22,41
<b>PCB 174</b>	4,64	3,59	3,25	14,38
<b>PCB 177</b>	5,61	4,60	2,77	18,82
<b>PCB 180</b>	32,29	26,23	7,31	105,59
<b>PCB 170</b>	16,94	14,64	3,80	59,63
<b>PCB 201</b>	3,96	2,85	2,64	10,64
<b>PCB 203</b>	3,91	3,05	2,99	12,32
<b>PCB 194</b>	4,94	3,31	5,18	11,67
<b>Σ PCBs</b>	353,77	230,31	90,78	982,84

Tabela 19. Concentrações médias (em ng g<sup>-1</sup> de peso úmido), desvio padrão e faixa dos PCBs em 15 amostras de fígados de *Sotalia guianensis*.

	MÉDIA	DESVIO PADRÃO	MÍNIMO	MÁXIMO
<b>PCB 28</b>	3,01	2,38	2,33	10,81
<b>PCB 52</b>	23,48	17,28	5,34	68,77
<b>PCB 49</b>	5,79	5,54	2,32	19,08
<b>PCB 44</b>	5,68	5,16	2,57	20,34
<b>PCB 74</b>	5,58	4,10	2,29	12,99
<b>PCB 70</b>	3,98	4,08	2,37	16,02
<b>PCB 66</b>	8,74	7,53	2,65	22,13
<b>PCB 95</b>	14,71	10,01	3,36	37,52
<b>PCB 101</b>	27,86	21,38	7,10	71,83
<b>PCB 99</b>	21,06	14,55	5,08	51,98
<b>PCB 97</b>	3,69	3,43	2,68	11,35
<b>PCB 87</b>	7,41	7,48	2,35	24,95
<b>PCB 110</b>	9,70	10,66	2,75	41,77
<b>PCB 151</b>	13,51	9,06	3,16	35,79
<b>PCB 149</b>	34,10	22,76	8,35	68,51
<b>PCB 118</b>	28,65	19,79	6,50	60,68
<b>PCB 153</b>	91,74	62,35	17,56	240,48
<b>PCB 132</b>	34,65	22,08	6,30	82,64
<b>PCB 105</b>	9,96	7,00	4,05	21,70
<b>PCB 138</b>	97,80	62,84	22,36	181,82
<b>PCB 158</b>	7,66	7,41	4,35	15,04
<b>PCB 126</b>	7,62	14,74	2,99	57,26
<b>PCB187</b>	37,18	27,34	7,53	118,03
<b>PCB 183</b>	14,24	10,68	4,06	46,54
<b>PCB 128</b>	11,50	6,83	2,75	24,74
<b>PCB 167</b>	3,70	2,50	3,31	9,51
<b>PCB 174</b>	9,53	6,76	3,20	19,35
<b>PCB 177</b>	6,12	4,10	3,62	18,14
<b>PCB 156</b>	4,21	3,28	2,97	13,78
<b>PCB 180</b>	57,37	44,54	11,17	197,47
<b>PCB 170</b>	28,01	21,93	5,88	96,69
<b>PCB 201</b>	15,12	9,09	5,06	99,77
<b>PCB 203</b>	7,40	4,78	2,92	20,42
<b>PCB 194</b>	8,55	7,65	6,29	30,22
<b>ΣPCBs</b>	669,30	445,88	–	–

A figura 27 apresenta os somatórios em  $\text{ng g}^{-1}$  (peso úmido) em função do grau de halogenação para *S. guianensis*.

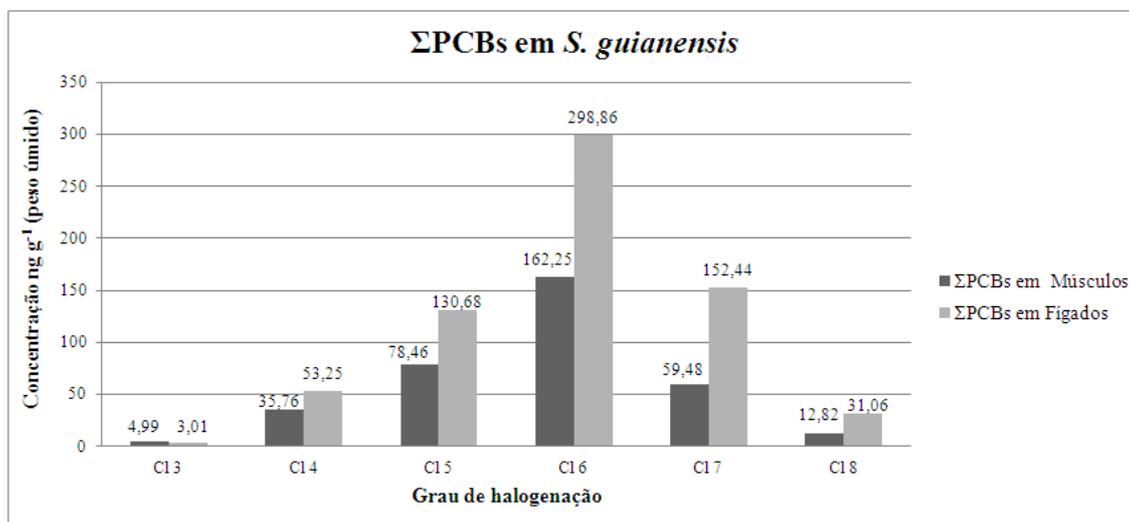


Figura 27. Somatório dos PCBs em amostras de músculos e fígados (em peso úmido) de *S. guianensis* em função de seu grau de halogenação.

A conservação da espécie *S. guianensis* é amplamente ameaçada por capturas acidentais em redes de pesca, porém a contaminação ambiental e algumas patologias inerentes a esta contaminação pode causar severos danos à saúde destes pequenos cetáceos (Flores e Da Silva, 2009; De Moura et al., 2012; De Moura et al., 2014). Além disso, esta espécie encontra-se muito vulnerável à contaminação por PCBs, uma vez que habitam áreas exclusivamente costeiras com até 30 metros de profundidade, que sofrem com uma carga expressiva de poluentes liberados através de atividades antrópicas, tais como efluentes industriais, dejetos agrícolas e também urbanos (De Moura, 2009).

O boto-cinza apresenta uma característica diferente das demais espécies de pequenos cetáceos, que é a altíssima fidelidade ao seu habitat (Azevedo et al., 2007) e em função desta característica, os poluentes encontrados nesta espécie são mais representativos do ambiente local, ao invés de refletir uma escala regional ou global (Flores e Bazzalo, 2004).

Os resultados para a espécie *Sotalia guianensis* obtidos no presente trabalho se assemelham aos níveis reportados por Quinete et al. (2011) para amostras de músculos e fígados desta mesma espécie de golfinhos encalhados na

região estuarina do Rio Paraíba do Sul. Além disso, estes dados encontram-se abaixo dos valores reportados em análises anteriores envolvendo amostras de gordura desta mesma espécie na Costa de São Paulo (Yogui et al., 2003; Kajiwara et al., 2004; Yogui et al., 2010), Baía de Guanabara (Dorneles et al., 2013), Baía da Ilha Grande e Baía de Paranaguá (Lailson-Brito et al., 2010) e Costa do Ceará (Santos-Neto et al., 2014).

Em relação a outros estudos realizados com algumas espécies semelhantes à *S. guianensis*, em regiões industrializadas ao redor do mundo, as concentrações de PCBs deste estudo foram semelhantes às encontradas em amostras de músculos e fígados de golfinhos do estuário do Rio *Pearl*, na China (Gui et al., 2014) e em Hong Kong (Ramu et al., 2005) e menores do que os níveis encontrados em duas regiões estuarinas dos Estados Unidos (Fair et al., 2010), no Mar Mediterrâneo (Corsolini et al., 1995) e também na costa japonesa (JEA, 1999).

A análise estatística de Kruskal-Wallis, realizada com os resultados de PCBs no presente trabalho, apontou uma diferença significativa para o somatório de PCBs entre músculos e fígados ( $P = 0,016653$ ). Da mesma forma, foi encontrada diferença significativa entre indivíduos machos e fêmeas, tanto em amostras de músculos ( $P = 0,001053$ ) quanto em fígados ( $P = 0,001644$ ), que indica que a acumulação entre fêmeas e machos ocorre de forma diferenciada ao longo de seus ciclos de vida. De forma geral, os indivíduos machos apresentaram concentrações mais elevadas de PCBs, tanto em amostras de fígados quanto em músculos.

Geralmente, as concentrações dos compostos organoclorados em mamíferos imaturos, tanto as fêmeas quanto machos, são similares e aumentam com a idade até atingirem a maturidade sexual (Reijnders, 1996). A partir desta fase da vida, as concentrações continuam aumentando em machos, mas as fêmeas podem transferir contaminantes orgânicos para as crias ao longo da gravidez, através da placenta, e também através do aleitamento materno (Borrell et al., 1995; Wells et al., 2005).

A análise estatística de Spearman em músculos de *S. guianensis* (Figura 28) apresentou leve correlação entre os congêneres pentaclorados e o sexo dos indivíduos e também entre o  $\Sigma$ PCBs e o sexo dos indivíduos utilizados neste estudo, indicando novamente uma diferença no processo de acumulação de PCBs

relacionada ao gênero. Não foram encontradas correlações relacionadas ao comprimento dos animais e também quanto à quantidade lipídica nos músculos.

Spearman Rank Order Correlations (Sotalia MUSC grau de cloração.sta)										
Marked correlations are significant at $p < 0,05000$										
Variable	CI 3	CI 4	CI 5	CI 6	CI 7	CI 8	$\Sigma$ PCBs	Comprimento	Sexo	Lipídios
CI 3	1,000000	<b>0,661538</b>	<b>0,569231</b>	0,072527	0,169231	0,529670	0,274725	0,125551	0,090083	-0,129670
CI 4	<b>0,661538</b>	1,000000	<b>0,898901</b>	0,336264	0,415385	0,367033	<b>0,542857</b>	0,033040	0,507968	0,226374
CI 5	<b>0,569231</b>	<b>0,898901</b>	1,000000	<b>0,674725</b>	<b>0,723077</b>	<b>0,578022</b>	<b>0,815385</b>	0,123348	<b>0,593047</b>	0,204396
CI 6	0,072527	0,336264	<b>0,674725</b>	1,000000	<b>0,978022</b>	<b>0,705495</b>	<b>0,951648</b>	0,035242	0,517978	0,006593
CI 7	0,169231	0,415385	<b>0,723077</b>	<b>0,978022</b>	1,000000	<b>0,797802</b>	<b>0,982418</b>	0,068282	0,517978	-0,046154
CI 8	0,529670	0,367033	<b>0,578022</b>	<b>0,705495</b>	<b>0,797802</b>	1,000000	<b>0,806593</b>	0,182820	0,307784	-0,336264
$\Sigma$ PCBs	0,274725	<b>0,542857</b>	<b>0,815385</b>	<b>0,951648</b>	<b>0,982418</b>	<b>0,806593</b>	1,000000	0,072687	<b>0,565522</b>	-0,010989
Comprimento	0,125551	0,033040	0,123348	0,035242	0,068282	0,182820	0,072687	1,000000	-0,163009	0,127754
Sexo	0,090083	0,507968	<b>0,593047</b>	0,517978	0,517978	0,307784	<b>0,565522</b>	-0,163009	1,000000	0,330305
Lipídios	-0,129670	0,226374	0,204396	0,006593	-0,046154	-0,336264	-0,010989	0,127754	0,330305	1,000000

Figura 28. Correlações de Spearman para músculos de *S. guianensis*.

A análise dos fígados apresentou correlação direta entre os compostos triclorados e o comprimento dos animais, indicando que, provavelmente, indivíduos maiores tendem a acumular estes compostos com maior facilidade ou possuem maior dificuldade em metabolizá-los. Além disso, foi encontrada uma leve correlação entre o somatório dos PCBs e o sexo dos indivíduos. Não foram observadas correlações significativas relacionadas ao teor lipídico das amostras de fígados.

Spearman Rank Order Correlations (Sotalia Fig grau de cloração.sta)										
Marked correlations are significant at $p < 0,05000$										
Variable	CI 3	CI 4	CI 5	CI 6	CI 7	CI 8	Sexo	$\Sigma$ PCBs	% Lipídios	Comprimento
CI 3	1,000000	<b>0,591209</b>	0,498901	0,340659	0,380220	0,301099	0,112604	0,410989	-0,321212	<b>0,656389</b>
CI 4	<b>0,591209</b>	1,000000	<b>0,881319</b>	<b>0,771429</b>	<b>0,591209</b>	0,507692	0,452918	<b>0,639560</b>	-0,490909	0,055066
CI 5	0,498901	<b>0,881319</b>	1,000000	<b>0,890110</b>	<b>0,837363</b>	<b>0,692308</b>	0,420388	<b>0,789011</b>	-0,224242	-0,112335
CI 6	0,340659	<b>0,771429</b>	<b>0,890110</b>	1,000000	<b>0,907692</b>	<b>0,714286</b>	0,437904	<b>0,912088</b>	-0,430303	-0,028634
CI 7	0,380220	<b>0,591209</b>	<b>0,837363</b>	<b>0,907692</b>	1,000000	<b>0,789011</b>	0,355328	<b>0,890110</b>	-0,272727	-0,017621
CI 8	0,301099	0,507692	<b>0,692308</b>	<b>0,714286</b>	<b>0,789011</b>	1,000000	0,162650	<b>0,674725</b>	-0,418182	-0,050661
Sexo	0,112604	0,452918	0,420388	0,437904	0,355328	0,162650	1,000000	<b>0,565522</b>	-0,435516	-0,163009
$\Sigma$ PCBs	0,410989	<b>0,639560</b>	<b>0,789011</b>	<b>0,912088</b>	<b>0,890110</b>	<b>0,674725</b>	<b>0,565522</b>	1,000000	-0,490909	0,072687
% Lipídios	-0,321212	-0,490909	-0,224242	-0,430303	-0,272727	-0,418182	-0,435516	-0,490909	1,000000	-0,200000
Comprimento	<b>0,656389</b>	0,055066	-0,112335	-0,028634	-0,017621	-0,050661	-0,163009	0,072687	-0,200000	1,000000

Figura 29. Correlações de Spearman para fígados de *S. guianensis*.

### 5.1.3 PCBs em *Steno bredanensis*

O somatório dos PCBs nas amostras de músculos de *S. bredanensis* atingiu uma faixa entre 379,93 e 3301,03 ng g<sup>-1</sup> (peso úmido), com um valor médio de 1498,27 ng g<sup>-1</sup> (peso úmido). Em amostras de fígado, o somatório dos PCBs alcançou valores entre 478,54 e 14832,96 ng g<sup>-1</sup> (peso úmido) e o valor médio foi de 5202,95 ng g<sup>-1</sup> (peso úmido).

Dentre os oito indivíduos da espécie *S. bredanensis* analisados neste estudo, somente cinco amostras de fígados foram obtidas. Os indivíduos SB 04, SB 05 e SB 06 apresentaram apenas amostras de músculos.

A análise de PCBs em indivíduos da espécie *Steno bredanensis* apresentou 43 congêneres dentre 51 analisados acima dos limites de quantificação. Os valores das concentrações médias, desvios padrão e faixa dos congêneres de PCBs encontrados acima do limite de quantificação em músculos e fígados de *Steno bredanensis* são apresentados, respectivamente, nas tabelas 20 e 21.

A figura 30 apresenta os somatórios em ng g<sup>-1</sup> (peso úmido) em função do grau de halogenação. Os três principais congêneres de PCBs encontrados em músculos foram PCB 153, 138 e 180, respectivamente. Já em amostras de fígados, os três principais congêneres encontrados foram, respectivamente, PCB 138, 153 e 180, diferindo suavemente das amostras de músculos. Assim como na espécie *Sotalia guianensis*, foi observado predomínio dos compostos hexaclorados em indivíduos da espécie *Steno bredanensis*, na qual em amostras de músculos estes congêneres representaram 44% da distribuição em amostras de músculos e 51% da distribuição em amostras de fígados.

Tabela 20. Concentrações médias (em ng g<sup>-1</sup> de peso úmido), desvio padrão e faixa dos PCBs em amostras de músculos de *Steno bredanensis*.

	MÉDIA	DESVIO PADRÃO	MÍNIMO	MÁXIMO
<b>PCB 28</b>	2,72	2,13	2,00	6,19
<b>PCB 52</b>	24,67	12,14	12,56	46,54
<b>PCB 49</b>	9,83	5,91	3,77	20,49
<b>PCB 44</b>	5,13	3,82	2,88	12,15
<b>PCB 74</b>	4,54	2,89	2,41	9,58
<b>PCB 70</b>	5,04	5,33	2,78	17,08
<b>PCB 66</b>	5,79	3,96	3,01	12,85
<b>PCB 95</b>	20,88	11,49	6,94	42,29
<b>PCB 56/60</b>	2,12	1,83	1,95	5,61
<b>PCB 101</b>	43,57	28,12	16,36	100,65
<b>PCB 99</b>	41,77	28,18	11,19	92,45
<b>PCB 97</b>	3,09	3,54	2,12	10,03
<b>PCB 87</b>	9,26	6,11	2,60	17,82
<b>PCB 110</b>	8,60	8,71	2,26	27,97
<b>PCB 151</b>	28,01	21,27	6,94	52,29
<b>PCB 149</b>	79,36	58,10	20,56	182,10
<b>PCB 118</b>	41,44	28,86	18,28	103,17
<b>PCB 153</b>	230,72	173,85	55,29	501,77
<b>PCB 132</b>	56,59	38,39	11,24	136,33
<b>PCB 105</b>	11,95	7,66	4,57	27,17
<b>PCB 141</b>	3,75	3,08	3,09	6,16
<b>PCB 138</b>	220,25	193,71	31,82	560,19
<b>PCB 158</b>	15,29	12,25	3,53	38,40
<b>PCB 126</b>	5,71	4,57	3,92	13,63
<b>PCB 187</b>	112,18	92,78	24,33	232,76
<b>PCB 183</b>	41,77	33,62	9,71	99,65
<b>PCB 128</b>	20,06	15,05	5,50	51,74
<b>PCB 167</b>	5,83	4,13	3,77	14,68
<b>PCB 174</b>	26,70	20,53	6,57	59,11
<b>PCB 177</b>	30,26	28,69	6,83	66,94
<b>PCB 180</b>	195,11	156,06	43,24	452,29
<b>PCB 170</b>	98,23	79,94	35,03	218,56
<b>PCB 201</b>	25,63	21,71	4,88	67,98
<b>PCB 203</b>	25,64	21,01	4,73	63,13
<b>PCB 195</b>	8,07	5,43	4,72	18,71
<b>PCB 194</b>	28,75	22,74	5,88	70,67
<b>ΣPCBs</b>	1498,27	1080,81	–	–

Tabela 21. Concentrações médias (em ng g<sup>-1</sup> de peso úmido), desvio padrão e faixa dos PCBs em amostras de fígados de *Steno bredanensis*.

	MÉDIA	DESVIO PADRÃO	MÍNIMO	MÁXIMO
PCB 18	19,77	24,12	3,28	58,47
PCB 28	7,49	4,18	3,51	13,40
PCB 33	4,17	3,78	3,73	10,95
PCB 52	73,19	68,22	14,18	165,93
PCB 49	29,16	24,80	3,82	68,34
PCB 44	10,32	5,04	4,59	16,39
PCB 74	10,74	7,38	2,81	21,99
PCB 70	6,97	4,05	2,88	12,12
PCB 66	14,79	7,54	3,82	24,55
PCB 95	59,03	54,51	7,26	123,24
PCB 101	110,28	102,05	11,48	258,40
PCB 99	148,02	171,39	7,38	394,22
PCB 97	3,41	4,16	3,29	10,18
PCB 87	20,04	12,24	4,88	37,77
PCB 110	11,18	6,95	5,65	22,38
PCB 151	102,68	125,12	3,18	283,29
PCB 149	278,11	320,77	9,18	734,78
PCB 118	99,90	96,79	8,60	224,66
PCB 153	851,52	1079,23	21,19	2552,81
PCB 132	410,70	579,85	11,64	1360,57
PCB 105	28,78	25,22	2,83	62,00
PCB 141	11,61	1,23	12,83	15,77
PCB 138	856,98	1032,39	122,27	2521,67
PCB 158	38,62	34,70	7,75	89,92
PCB 126	39,23	28,22	3,41	69,57
PCB 187	406,29	537,09	17,08	1310,16
PCB 183	144,77	188,98	6,59	461,94
PCB 128	68,35	64,22	3,29	142,83
PCB 167	16,49	14,73	4,76	33,73
PCB 174	86,38	99,00	3,32	234,31
PCB 177	57,98	75,57	2,69	183,55
PCB 156	7,66	3,29	2,87	11,18
PCB 157	10,31	9,70	3,74	24,91
PCB 180	602,51	793,74	29,10	1934,34
PCB 170	275,86	356,83	10,51	869,60
PCB 201	83,03	100,32	6,67	253,55
PCB 203	81,20	85,37	8,44	218,13
PCB 195	20,93	17,13	5,80	42,32
PCB 194	84,30	103,84	9,26	262,73
PCB 206	6,90	7,25	4,81	14,87
<b>ΣPCBs</b>	5202,95	6047,80	–	–

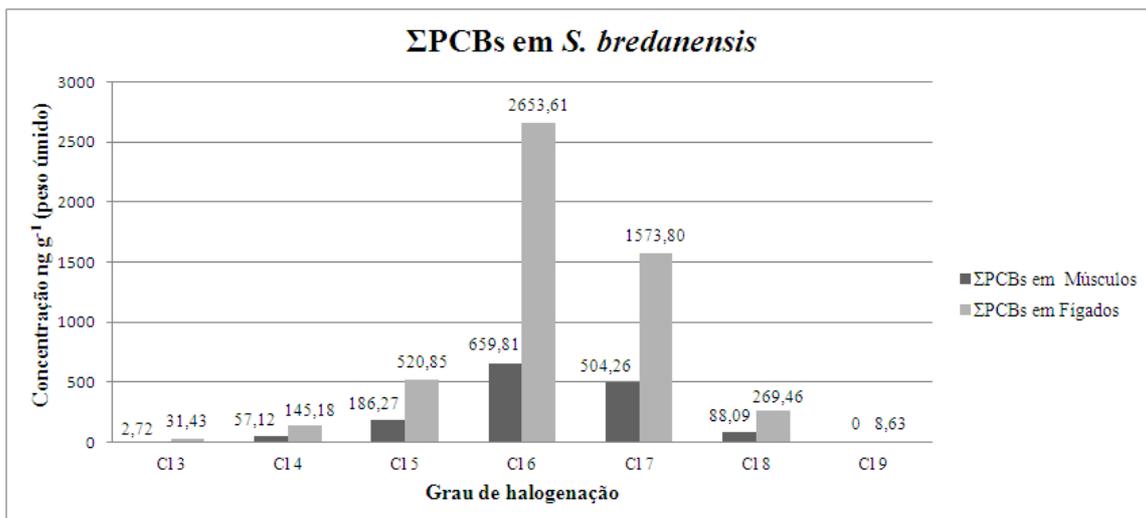


Figura 30. Somatório dos PCBs em amostras de músculos e fígados (em peso úmido) de *S. bredanensis* em função de seu grau de halogenação.

Dentre todos os cetáceos analisados, *S. bredanensis* apresentou os maiores níveis de PCBs. As concentrações destes poluentes encontram-se dez vezes mais altas do que as concentrações das demais espécies, considerando as concentrações em peso lipídico.

Os golfinhos *S. bredanensis* costumam habitar águas costeiras e estas regiões são as mais afetadas por atividades industriais e humanas (Alonso, 2008). Desta forma, seus hábitos de vida e sua distribuição podem influenciar diretamente para os altos níveis destes contaminantes encontrados nestes indivíduos.

Esta espécie foi a única a apresentar congêneres nonaclorados de PCBs acima do limite de quantificação e uma possível explicação para este fato pode ser a diferença de tamanho entre as espécies, uma vez que a espécie *Steno bredanensis* apresentou os maiores indivíduos dentre as espécies de pequenos cetáceos. Como os indivíduos da espécie *S. bredanensis* possuem o maior tamanho dentre as espécies, é possível que estes sejam animais com idade mais avançada que os demais cetáceos capturados neste estudo e uma vez que estes indivíduos apresentam, aparentemente, uma idade superior, sua exposição aos PCBs também foi mais prolongada que as das demais espécies, justificando os maiores níveis encontrados (Siciliano e Flach, 2007; Siciliano et al., 2007).

Além disso, outro importante fator emerge como possível explicação para o resultado obtido, que é a diferença dos hábitos alimentares destas espécies. A espécie *S. bredanensis* se destaca por ter como principais presas os peixes com tamanhos maiores e também os que ocupam o topo da cadeia alimentar, como, por exemplo, o peixe-espada (*Trichiurus lepturus*) (Jefferson, 2009; West et al., 2011) e este tipo de presas acumulam maiores quantidades de compostos organoclorados em seus corpos em função de sua posição na cadeia alimentar (Dorneles et al., 2013).

Os níveis de PCBs encontrados em indivíduos machos foram superiores aos encontrados em fêmeas, com exceção do indivíduo SB 06, que apresentou níveis semelhantes aos encontrados em machos. Mesmo apresentando resultados menores dentre os indivíduos desta espécie, as fêmeas desta espécie apresentaram resultados superiores aos machos adultos de outras espécies de golfinhos.

Dentre as fêmeas, os indivíduos SB 04 e SB 07 morreram no período de amamentação de seus filhotes, uma vez que foi encontrado leite em suas glândulas mamárias. Este fato também pode ser utilizado como base para justificar os menores níveis encontrados nestes dois indivíduos.

Os resultados encontrados nos fígados de *S. bredanensis* são superiores aos valores encontrados no trabalho de Marsili e Focardi (1996), na costa italiana, e semelhantes aos níveis encontrados em amostras de gordura desta mesma espécie em Taiwan (Chou et al., 2004), na Flórida, (Struntz, W. D. et al., 2004), em Massachussets (Tuerk et al., 2005) e também em trabalhos realizados na costa do Estado de São Paulo (Yogui et al., 2010) e Rio de Janeiro (Lailson-Brito et al., 2012).

A análise estatística de Kruskal-Wallis foi realizada para as amostras de músculos e fígados de *S. bredanensis* e não apontou diferença significativa entre os somatórios de PCBs em músculos e em fígados desta espécie ( $P = 0,111704$ ). Entre indivíduos machos e fêmeas não foi encontrada diferença significativa relacionada ao somatório de PCBs em amostras de músculos ( $P = 0,454210$ ) e fígados ( $P = 0,715935$ ).

O teste estatístico de Spearman para os músculos de *S. bredanensis* (Figura 31) apontou correlação entre os congêneres triclorados e tetraclorados com o sexo dos indivíduos analisados, sugerindo uma diferente acumulação destes compostos

em machos e fêmeas. Entretanto, não houve correlação significativa entre o teor lipídico dos músculos e as demais variáveis analisadas. Da mesma forma, a análise de Spearman não apresentou nenhuma relação entre o comprimento dos indivíduos e os congêneres de PCBs.

Nas análises de fígados, não foram encontradas correlações significativas entre os congêneres de PCBs e as variáveis sexo e comprimento dos indivíduos. Todavia, foi encontrada uma forte correlação direta entre os PCBs nonaclorados e o teor lipídico presente no tecido hepático destes animais, que já esperada, uma vez que a lipofilicidade destes compostos aumenta de acordo com o seu grau de halogenação (Penteado e Vaz, 2001).

Spearman Rank Order Correlations (Steno musc.sta)										
Marked correlations are significant at $p < 0,05000$										
Variable	CI 3	CI 4	CI 5	CI 6	CI 7	CI 8	$\Sigma$ PCBs	Comprimento	Sexo	% Lipídios
CI 3	1,000000	<b>0,833333</b>	0,500000	0,071429	0,000000	0,166667	0,238095	-0,170783	0,536111	0,547619
CI 4	<b>0,833333</b>	1,000000	<b>0,880952</b>	0,571429	0,500000	0,619048	0,690476	-0,414758	<b>0,728561</b>	0,214286
CI 5	0,500000	<b>0,880952</b>	1,000000	<b>0,857143</b>	<b>0,809524</b>	<b>0,857143</b>	<b>0,904762</b>	-0,512348	<b>0,728561</b>	-0,142857
CI 6	0,071429	0,571429	<b>0,857143</b>	1,000000	<b>0,904762</b>	<b>0,880952</b>	<b>0,976190</b>	-0,414758	0,549857	-0,595238
CI 7	0,000000	0,500000	<b>0,809524</b>	<b>0,904762</b>	1,000000	<b>0,976190</b>	<b>0,880952</b>	-0,487950	0,453632	-0,452381
CI 8	0,166667	0,619048	<b>0,857143</b>	<b>0,880952</b>	<b>0,976190</b>	1,000000	<b>0,904762</b>	-0,463553	0,453632	-0,380952
$\Sigma$ PCBs	0,238095	0,690476	<b>0,904762</b>	<b>0,976190</b>	<b>0,880952</b>	<b>0,904762</b>	1,000000	-0,390360	0,549857	-0,523810
Comprimento	-0,170783	-0,414758	-0,512348	-0,414758	-0,487950	-0,463553	-0,390360	1,000000	<b>-0,788811</b>	-0,073193
Sexo	0,536111	<b>0,728561</b>	<b>0,728561</b>	0,549857	0,453632	0,453632	0,549857	<b>-0,788811</b>	1,000000	0,151211
% Lipídios	0,547619	0,214286	-0,142857	-0,595238	-0,452381	-0,380952	-0,523810	-0,073193	0,151211	1,000000

Figura 31. Correlações de Spearman para músculos de *S. bredanensis*.

Spearman Rank Order Correlations (Steno Fig.sta)											
Marked correlations are significant at $p < 0,05000$											
Variable	CI 2	CI 3	CI 4	CI 5	CI 6	CI 7	CI 8	CI 9	Comprimento	Sexo	%
CI 2	1,000000	0,000000	<b>-0,900000</b>	-0,700000	-0,600000	-0,600000	-0,600000	<b>-0,900000</b>	0,564288	-0,707107	-0,800000
CI 3	0,000000	1,000000	0,400000	0,700000	0,600000	0,600000	0,600000	-0,100000	-0,564288	0,353553	-0,200000
CI 4	<b>-0,900000</b>	0,400000	1,000000	<b>0,900000</b>	0,800000	0,800000	0,800000	0,700000	-0,666886	0,707107	0,600000
CI 5	-0,700000	0,700000	<b>0,900000</b>	1,000000	<b>0,900000</b>	<b>0,900000</b>	<b>0,900000</b>	0,600000	-0,872082	0,707107	0,500000
CI 6	-0,600000	0,600000	0,800000	<b>0,900000</b>	1,000000	1,000000	1,000000	0,500000	-0,872082	0,353553	0,600000
CI 7	-0,600000	0,600000	0,800000	<b>0,900000</b>	1,000000	1,000000	1,000000	0,500000	-0,872082	0,353553	0,600000
CI 8	-0,600000	0,600000	0,800000	<b>0,900000</b>	1,000000	1,000000	1,000000	0,500000	-0,872082	0,353553	0,600000
CI 9	<b>-0,900000</b>	-0,100000	0,700000	0,600000	0,500000	0,500000	0,500000	1,000000	-0,666886	0,707107	<b>0,900000</b>
Comprimento	0,564288	-0,564288	-0,666886	-0,872082	-0,872082	-0,872082	-0,872082	-0,666886	1,000000	-0,544107	-0,666886
Sexo	-0,707107	0,353553	0,707107	0,707107	0,353553	0,353553	0,353553	0,707107	-0,544107	1,000000	0,353553
% Lipídios	-0,800000	-0,200000	0,600000	0,500000	0,600000	0,600000	0,600000	<b>0,900000</b>	-0,666886	0,353553	1,000000

Figura 32. Correlações de Spearman para fígados de *S. bredanensis*.

#### 5.1.4 PCBs em *Pontoporia blainvillei*

O somatório dos PCBs nas amostras de músculos de *P. blainvillei* atingiu uma faixa entre 25,67 e 74,93 ng g<sup>-1</sup> (peso úmido), com um valor médio de 43,53 ng g<sup>-1</sup> (peso úmido). Já em amostras de fígado, o somatório dos PCBs alcançou valores entre 53,45 e 248,40 ng g<sup>-1</sup> (peso úmido) e o valor médio foi 109,38 ng g<sup>-1</sup> (peso úmido).

Entre as cinco espécies de pequenos cetáceos analisadas no presente estudo, a espécie *P. blainvillei* apresentou as menores concentrações de PCBs (em peso úmido), tanto em músculos quanto em fígados. Entretanto, seus valores expressos em peso lipídico foram superiores aos encontrados em *S. guianensis*, por exemplo. Este resultado mais elevado que em *S. guianensis* pode ser justificado pelo menor percentual lipídico nas amostras de *P. blainvillei*, o que provocou resultados mais expressivos em peso lipídico.

As tabelas 22 e 23 apresentam, respectivamente, as concentrações médias dos congêneres de PCBs encontrados acima do limite de quantificação em músculos e fígados para a espécie *Pontoporia blainvillei*. Assim, apenas 8 congêneres de PCBs foram observados acima do limite de quantificação em amostras de músculos e 14 congêneres encontraram-se acima do limite de quantificação em fígados desta espécie.

Os três principais congêneres encontrados músculos foram, PCB 138, 153 e 180, respectivamente. Em fígados, o perfil foi muito semelhante ao encontrado em músculos, com os principais congêneres sendo PCB 153, 138 e 180, respectivamente.

Assim como nas espécies anteriores (*S. guianensis* e *S. bredanensis*), os congêneres de PCBs hexaclorados predominaram sobre os demais, porém os percentuais destes congêneres encontrados em amostras de *P. blainvillei* foram 46% em músculos e 51% em fígados. Além disso, esta espécie foi a única a não apresentar concentrações de congêneres tri e octaclorados acima do limite de quantificação em músculos. Já em amostras de fígados, os níveis de PCBs encontrados foram muito inferiores aos demais cetáceos deste estudo.

Tabela 22. Concentrações médias (em ng g<sup>-1</sup> de peso úmido), desvio padrão e faixa dos PCBs em amostras de músculos de *Pontoporia blainvillei*.

	MÉDIA	DESVIO PADRÃO	MÍNIMO	MÁXIMO
PCB 52	2,66	1,12	2,45	5,02
PCB 101	3,58	1,10	2,18	5,34
PCB 110	2,18	0,79	2,31	3,69
PCB 149	2,96	1,33	2,63	4,98
PCB 118	3,01	1,44	2,54	5,07
PCB 153	7,98	3,69	4,91	14,26
PCB 138	9,05	4,39	4,91	17,48
PCB 187	3,65	1,90	3,58	7,67
PCB 180	5,39	3,01	2,88	11,19
PCB 170	3,07	1,42	2,43	6,51
Σ PCBs	43,53	17,72	–	–

A figura 33 apresenta os somatórios em ng g<sup>-1</sup> (peso úmido) em função do grau de halogenação para *P.blainvillei*.

Tabela 23. Concentrações médias (em ng g<sup>-1</sup> de peso úmido), desvio padrão e faixa dos PCBs em amostras de fígados de *Pontoporia blainvillei*.

	MÉDIA	DESVIO PADRÃO	MÍNIMO	MÁXIMO
PCB 52	2,61	1,07	2,49	4,59
PCB 95	2,59	0,72	2,66	3,49
PCB 101	4,81	1,49	2,75	7,33
PCB 99	2,79	1,74	2,78	6,05
PCB 110	2,63	1,23	2,20	5,13
PCB 149	5,30	3,48	2,57	13,45
PCB 118	4,82	2,42	2,98	9,81
PCB 153	19,48	14,20	7,69	49,45
PCB 132	11,63	14,57	3,27	44,91
PCB 105	3,83	2,87	2,63	4,95
PCB 138	19,41	13,37	9,82	51,56
PCB 187	8,44	6,46	3,52	23,92
PCB 180	13,75	11,00	5,22	40,56
PCB 170	7,30	5,52	3,29	20,64
Σ PCBs	109,38	65,13	–	–

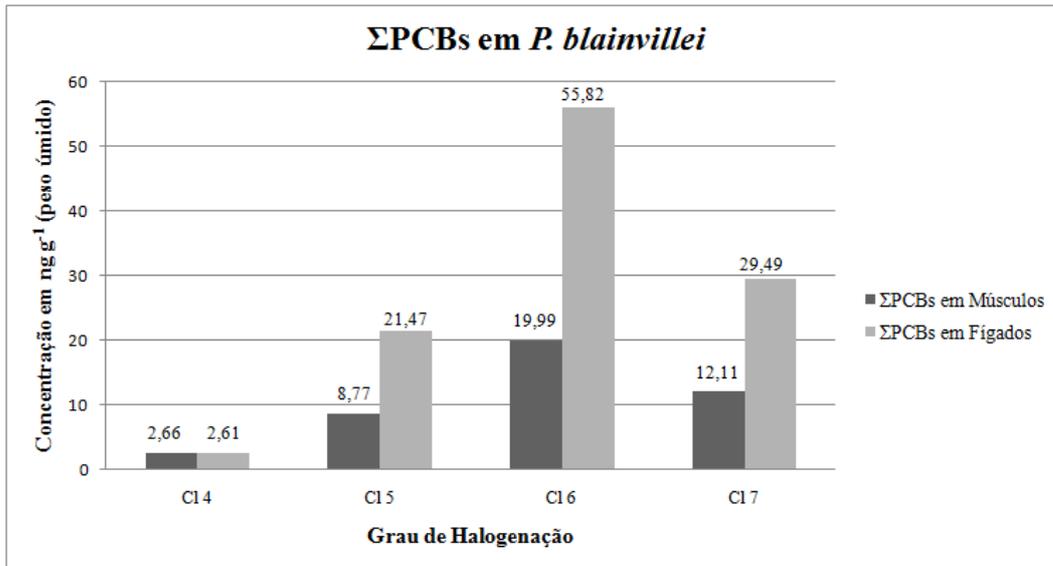


Figura 33. Somatório dos PCBs em amostras de músculos e fígados (em peso úmido) de *P. blainvillei* em função de seu grau de halogenação.

Como dito anteriormente, a espécie *P. blainvillei* apresentou as menores concentrações de PCBs dentre as cinco espécies de pequenos cetáceos analisados neste trabalho. De maneira geral, pode-se dizer que os níveis encontrados nesta espécie foram, aproximadamente, metade dos encontrados em amostras de *S. guianensis* e uma ordem de grandeza menor do que os níveis de PCBs em indivíduos da espécie *S. bredanensis*.

Assim como nas demais espécies, os indivíduos machos apresentaram concentrações de PCBs mais elevadas que as fêmeas e, de uma forma geral, os indivíduos maiores apresentaram os maiores níveis destes contaminantes. Como os dados referentes à maturação sexual destes indivíduos não estavam disponíveis, foram utilizados os dados de comprimento total para fazer uma divisão, de acordo com Rosas e Monteiro-Filho (2002): os filhotes possuem tamanhos inferiores a 100 cm, juvenis são maiores do que 100 cm e menores do que 127, no caso dos indivíduos machos, e menores do que 138 cm, no caso das fêmeas. Acima destes valores, todos são considerados adultos.

Os menores níveis de PCBs encontrados nesta espécie podem estar associados a diversos fatores, dentre os quais podem destacar a alta taxa de mortalidade de indivíduos muito jovens (Siciliano et al., 2006), o que propicia um curto período de exposição a estes poluentes, fazendo com que a absorção seja muito menor do que a das demais espécies. Além disso, naturalmente, a Toninha

possui um ciclo de vida mais curto que as demais espécies de cetáceos (Rocha-Campo et al., 2010), fato este que pode contribuir para a contaminação desta espécie em níveis menos elevados.

Outro fator que pode ser determinante para as menores concentrações de PCBs apresentadas por esta espécie é o seu hábito alimentar que nesta região é baseado na ingestão de cefalópodes, crustáceos e, principalmente, pequeno peixes ósseos, tais como o cangoá, pescadinha, pescada, piaba, peixe-vidro e manjuba, ou seja, presas que não ultrapassam 10 cm de comprimento, não ocupam o topo da cadeia alimentar e não concentram grandes quantidades de PCBs ao longo de seus ciclos de vida (Bittar e Di Benedetto, 2009; Leonel et al., 2010; Henning, 2011; Paso-Viola et al., 2014).

As concentrações dos congêneres de PCBs em todos os indivíduos apresentaram perfis mais semelhantes que as demais espécies de cetáceos, ou seja, todos os resultados se encontraram dentro da mesma ordem de grandeza. Como não existem evidências de que a Toninha apresente um padrão migratório, os indivíduos analisados neste trabalho podem pertencer a uma mesma população, de acordo com Secchi et al. (2003), que as inclui dentro de uma mesma unidade de manejo (FMA I, *Franciscana Management Areas*), compreendendo o Norte do Estado do Rio de Janeiro e uma pequena parte do litoral capixaba. Em um estudo mais recente, baseado em análises morfológicas e genéticas, Cunha et al. (2014) incluem a população de Toninhas do Norte do Estado do Rio de Janeiro em uma população única, ou seja, em um grupo em que os indivíduos que habitam uma faixa relativamente pequena do litoral brasileiro são geneticamente muito semelhantes. Desta forma, os resultados encontrados em *P. blainvillei* podem refletir um perfil bem característico quanto à contaminação por PCBs nesta região.

As concentrações de PCBs encontradas no presente estudo foram muito semelhantes aos resultados encontrados em trabalhos anteriores com amostras de *P. blainvillei* no litoral dos Estados de São Paulo (Kajiwara et al., 2004; Lailson-Brito et al., 2007; Yogui et al., 2010) e Rio Grande do Sul (Leonel et al., 2010).

Como existem poucos trabalhos envolvendo a análise dos níveis de PCBs nesta espécie, os dados do presente trabalho foram comparados outras espécies costeiras ao redor do mundo. As concentrações encontradas nesse estudo foram

inferiores às encontrados em amostras de golfinhos do Mar Negro (Turquia) (Tanabe et al., 1997), na Península Escandinava (Kleivane et al., 1995), no Reino Unido (Law et al., 2010) e na Península Ibérica (Méndez-Fernandez et al., 2014) e foram semelhantes aos níveis encontrados nesta mesma espécie no Mar Báltico (Bruhn et al., 1995) e na costa da Suécia (Karlson et al., 2000).

A análise de Kruskal-Wallis apontou uma diferença significativa entre os somatórios de PCBs em amostras de músculos e fígados de *P. blainvillei* ( $P = 0,021424$ ). Entretanto, em relação ao somatório de PCBs entre machos e fêmeas, não foram encontradas diferenças significativas entre as amostras de músculos ( $P = 0,074132$ ) e fígados ( $P = 0,376890$ ).

O teste de correlação de Spearman para as amostras de músculos de Toninhas revelou correlações significativas entre o sexo dos indivíduos e a concentração dos PCBs tetra, penta e hexaclorados. Foi encontrada também correlação entre o somatório de PCBs e o sexo dos indivíduos, o que sugere diferentes formas de acumulação de PCBs em função do gênero dos animais em questão. Não foram encontradas correlações relacionadas ao comprimento ou teor lipídico nos músculos desta espécie.

Em amostras de fígados de *P. blainvillei*, foram encontradas correlações significativas entre a concentração dos congêneres tetra e heptaclorados e o sexo dos indivíduos. Entretanto, esta análise também não revelou qualquer correlação significativa que estivesse relacionada ao comprimento ou teor lipídico nos fígados dos indivíduos desta espécie.

Variable	Spearman Rank Order Correlations (Toninhas musc)							
	CI 4	CI 5	CI 6	CI 7	ΣPCBs	Comprimento	Sexo	% Lipídico
CI 4	1,000000	0,733333	0,683333	0,366667	0,750000	-0,366667	0,845154	0,175734
CI 5	0,733333	1,000000	0,850000	0,750000	0,900000	-0,216667	0,732467	0,401677
CI 6	0,683333	0,850000	1,000000	0,883333	0,983333	0,116667	0,732467	0,426782
CI 7	0,366667	0,750000	0,883333	1,000000	0,866667	0,200000	0,394405	0,644357
ΣPCBs	0,750000	0,900000	0,983333	0,866667	1,000000	0,050000	0,732467	0,460255
Comprimento	-0,366667	-0,216667	0,116667	0,200000	0,050000	1,000000	-0,056344	-0,192470
Sexo	0,845154	0,732467	0,732467	0,394405	0,732467	-0,056344	1,000000	0,113364
% Lipídico	0,175734	0,401677	0,426782	0,644357	0,460255	-0,192470	0,113364	1,000000

Figura 34. Correlações de Spearman para músculos de *P. blainvillei*.

Spearman Rank Order Correlations (Toninhas fig)								
Marked correlations are significant at $p < 0,05000$								
Variable	CI 4	CI 5	CI 6	CI 7	$\Sigma$ PCBs	Comprimento	Sexo	% Lipídico
CI 4	1,000000	-0,033333	-0,583333	-0,633333	-0,366667	-0,050000	-0,845154	-0,500000
CI 5	-0,033333	1,000000	0,250000	0,133333	0,466667	0,100000	0,394405	-0,366667
CI 6	-0,583333	0,250000	1,000000	0,883333	0,900000	-0,366667	0,619780	0,300000
CI 7	-0,633333	0,133333	0,883333	1,000000	0,766667	-0,200000	0,732467	0,250000
$\Sigma$ PCBs	-0,366667	0,466667	0,900000	0,766667	1,000000	-0,150000	0,507093	0,083333
Comprimento	-0,050000	0,100000	-0,366667	-0,200000	-0,150000	1,000000	-0,056344	-0,250000
Sexo	-0,845154	0,394405	0,619780	0,732467	0,507093	-0,056344	1,000000	-0,169031
% Lipídico	-0,500000	-0,366667	0,300000	0,250000	0,083333	-0,250000	-0,169031	1,000000

Figura 35. Correlações de Spearman para fígados de *P. blainvillei*.

### 5.1.5 PCBs em *Tursiops truncatus*

O somatório dos PCBs nas amostras de músculos de *T. truncatus* atingiu uma faixa entre 122,18 e 582,82 ng g<sup>-1</sup> (peso úmido), com um valor médio de 310,01 ng g<sup>-1</sup> (peso úmido). Já em amostras de fígado, o somatório dos PCBs alcançou valores entre 302,48 e 1504,27 ng g<sup>-1</sup> (peso úmido) e o valor médio foi de 661,83 ng g<sup>-1</sup> (peso úmido).

As tabelas 24 e 25 apresentam, respectivamente, as concentrações médias dos congêneres de PCBs encontrados acima do limite de quantificação em músculos e fígados para a espécie *Tursiops truncatus*.

As concentrações de PCBs encontradas nesta espécie foram muito semelhantes às determinadas em *S. guianensis*. Os três congêneres mais abundantes foram, respectivamente PCB 153, 138 e 180, tanto em músculos quanto em fígados. Os congêneres hexaclorados de PCBs foram predominantes nos dois tecidos analisados, atingindo cerca de 47% da distribuição total de PCBs em amostras de músculos e responsáveis por 51% dos PCBs em fígados.

Tabela 24. Concentrações médias (em ng g<sup>-1</sup> de peso úmido), desvio padrão e faixa dos PCBs em amostras de músculos de *Tursiops truncatus*.

	MÉDIA	DESVIO PADRÃO	MÍNIMO	MÁXIMO
PCB 18	2,09	1,65	1,94	4,55
PCB 33	2,91	2,07	1,91	5,56
PCB 52	5,60	3,02	2,62	8,44
PCB 44	2,58	0,92	2,61	3,86
PCB 70	2,43	0,47	2,33	2,86
PCB 95	5,26	2,96	2,45	8,21
PCB 101	11,50	6,34	3,10	16,95
PCB 99	8,40	5,72	2,62	15,24
PCB 87	3,07	0,30	2,70	3,42
PCB 110	3,88	1,80	2,60	5,85
PCB 149	15,52	12,02	2,68	29,54
PCB 118	10,35	4,59	4,33	14,27
PCB 153	50,91	39,76	19,64	104,85
PCB 132	15,48	9,97	6,57	26,50
PCB 105	3,80	0,75	2,99	4,73
PCB 138	49,07	37,82	16,74	99,81
PCB 158	2,92	2,12	2,57	5,84
PCB 187	20,14	18,21	6,16	45,77
PCB 183	7,16	5,91	3,46	15,58
PCB 128	5,59	3,94	2,07	10,45
PCB 174	5,34	4,16	3,38	10,65
PCB 177	5,71	5,03	2,66	12,30
PCB 180	34,30	27,72	13,49	73,49
PCB 170	16,24	12,53	6,64	33,75
PCB 201	5,77	2,34	2,98	9,20
PCB 203	3,66	2,17	3,04	6,57
PCB 194	5,02	3,34	4,94	9,92
<b>Σ PCBs</b>	310,01	208,83	–	–

Tabela 25. Concentrações médias (em ng g<sup>-1</sup> de peso úmido), desvio padrão e faixa dos PCBs em amostras de fígados de *Tursiops truncatus*.

	MÉDIA	DESVIO PADRÃO	MÍNIMO	MÁXIMO
PCB 33	2,99	3,03	1,91	7,42
PCB 52	9,66	3,36	6,80	13,74
PCB 49	2,92	0,97	2,78	3,97
PCB 95	7,93	4,23	4,96	14,20
PCB 101	18,30	12,07	10,31	36,26
PCB 99	18,32	12,84	10,26	37,49
PCB 87	2,87	1,04	1,96	4,17
PCB 110	3,23	1,56	2,23	4,20
PCB 151	12,87	11,26	5,69	29,56
PCB 149	33,84	29,43	14,51	77,47
PCB 118	15,46	11,15	8,56	32,04
PCB 153	117,89	105,86	41,90	271,91
PCB 132	38,29	29,09	16,02	80,79
PCB 105	4,73	3,22	2,59	9,53
PCB 141	2,51	1,13	2,17	4,08
PCB 138	107,89	100,55	38,62	255,70
PCB 158	6,36	6,13	2,70	15,48
PCB 187	51,54	50,77	17,79	126,42
PCB 183	17,61	17,04	6,56	42,76
PCB 128	11,85	12,57	3,96	30,37
PCB 174	11,84	11,85	4,28	29,38
PCB 177	13,25	14,08	2,81	33,76
PCB 156	3,14	3,14	2,79	7,70
PCB 180	75,42	68,85	29,15	176,28
PCB 170	37,49	36,46	14,39	91,37
PCB 201	10,99	8,87	3,57	23,83
PCB 203	10,58	9,56	3,75	24,73
PCB 194	12,06	9,55	4,94	25,92
<b>Σ PCBs</b>	661,83	570,59	–	–

A figura 36 apresenta os somatórios em ng g<sup>-1</sup> (peso úmido) em função do grau de halogenação para *T. truncatus*.

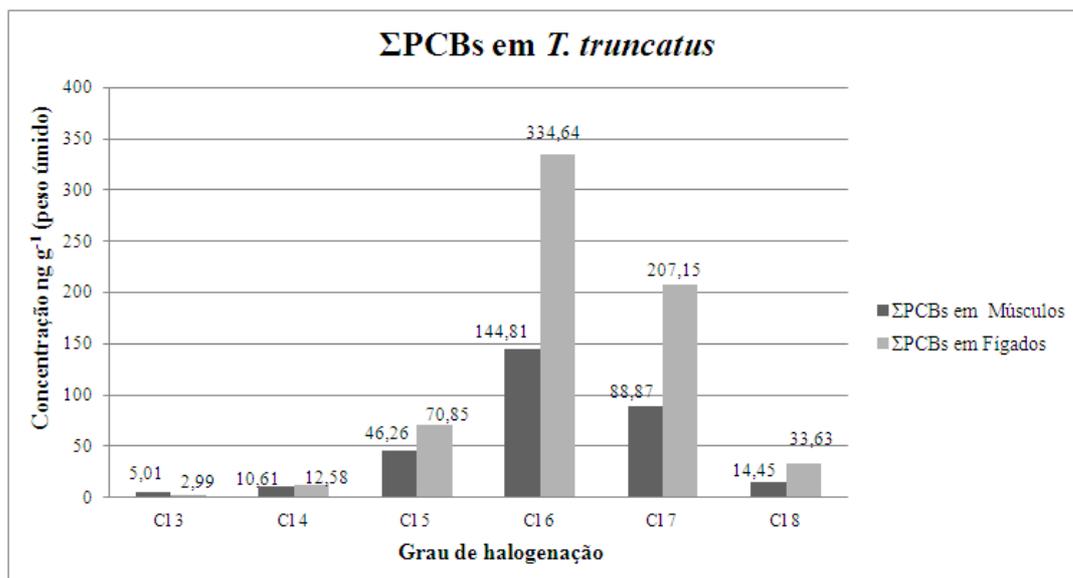


Figura 36. Somatório dos PCBs em amostras de músculos e fígados (em peso úmido) de *T. truncatus* em função de seu grau de halogenação.

Assim como nas demais espécies, os indivíduos machos da espécie *Tursiops truncatus* apresentaram as maiores concentrações de PCBs.

Levando-se em consideração que os golfinhos desta espécie podem alcançar cerca de 400 cm de comprimento, os indivíduos utilizados no presente trabalho ainda são muito jovens, de acordo com Siciliano et al. (2006) e esta condição pode ser utilizada para justificar os níveis semelhantes aos encontrados em indivíduos da espécie *S. guianensis*, uma vez que os indivíduos machos desta espécie geralmente alcançam a maturidade sexual quando atingem por volta dos 262 cm e as fêmeas aos 247 cm (Tolley et al., 1995; Fernandez e Hohn, 1998; Siciliano et al., 2007).

No Brasil, estes golfinhos são frequentemente avistados próximos à costa, mas podem ocupar diferentes áreas, tais como lagoas, estuários e também águas mais profundas (Jefferson et al., 2007). Assim, como *T. truncatus* não é um golfinho essencialmente costeiro e não apresenta movimentos migratórios de longas distâncias (Wells et al., 1990), os indivíduos desta espécie que habitam regiões pouco afastadas da costa podem não receber as maiores cargas de compostos organoclorados que as demais espécies que vivem exclusivamente em ambientes costeiros.

Os níveis de PCBs no presente trabalho se encontraram inferiores aos encontrados em amostras de gordura de Lailson-Brito et al. (2011), na costa do Estado do Rio de Janeiro e semelhantes aos níveis encontrados por Yogui et al. (2010) em indivíduos da costa do Estado de São Paulo.

Em relação às concentrações de PCBs em *Turisiops truncatus* em trabalhos ao redor do mundo, níveis os níveis de PCBs encontrados no presente trabalho foram menores em uma ordem de grandeza do que os resultados encontrados no trabalho de Johnson-Restrepo et al. (2005) na costa da Flórida, na costa italiana (Marsili e Focardi, 1997) e na costa da Geórgia, Estado Unidos (Balmer et al., 2011). Entretanto, foram semelhantes às concentrações de PCBs encontradas em amostras de músculos e fígados de *T. truncatus* da região Nordeste do Mar Adriático (Romanic et al., 2014), Mar Mediterrâneo (Storelli et al., 2007), costa da França (Wafo et al., 2005) e Espanha (Garcia-Alvarez et al., 2014).

A análise estatística de Kruskal-Wallis foi realizada para a espécie *T. truncatus* e não identificou diferença significativa entre os somatórios de PCBs para amostras de músculos e fígados ( $P= 0,291029$ ). Da mesma forma, não foram encontradas diferenças significativas entre indivíduos machos e fêmeas em relação aos níveis de PCBs em músculos ( $P= 0,400855$ ) e em fígados desta espécie ( $P= 0,596045$ ).

O teste de correlação de Spearman revelou em amostras de músculos apenas correlações significativas entre os congêneres com maior grau de halogenação (hexa, hepta e octaclorados) e o somatório de PCBs. Estas correlações já eram esperadas, uma vez que estes congêneres correspondem por mais de 72% de toda a distribuição de PCBs neste tecido.

Em amostras de fígados, foram encontradas correlações significativas entre os congêneres penta, hexa, hepta e octaclorados com o somatório de PCBs, além de uma forte correlação entre os congêneres triclorados e o sexo dos indivíduos. Provavelmente não foram encontradas outras correlações devido ao pequeno número de amostras de *T. truncatus* disponíveis para análise.

Spearman Rank Order Correlations ( <i>Tursiops muc</i> )										
Marked correlations are significant at $p < 0,05000$										
Variable	CI 3	CI 4	CI 5	CI 6	CI 7	CI 8	ΣPCBs	Comprimento	Sexo	% Lipídios
CI 3	1,000000	0,666131	0,648394	0,215869	0,118026	0,091507	0,243202	-0,301150	-0,922081	-0,320645
CI 4	0,666131	1,000000	0,896627	0,538157	0,406203	0,341784	0,548989	0,482816	-0,770309	-0,847551
CI 5	0,648394	0,896627	1,000000	0,828507	0,739781	0,697212	0,839485	0,491137	-0,870668	-0,554684
CI 6	0,215869	0,538157	0,828507	1,000000	<b>0,988774</b>	<b>0,975580</b>	<b>0,999577</b>	0,636163	-0,576920	-0,175567
CI 7	0,118026	0,406203	0,739781	<b>0,988774</b>	1,000000	<b>0,997194</b>	<b>0,986469</b>	0,601992	-0,490663	-0,038947
CI 8	0,091507	0,341784	0,697212	<b>0,975580</b>	<b>0,997194</b>	1,000000	<b>0,973128</b>	0,560794	-0,463274	0,035913
ΣPCBs	0,243202	0,548989	0,839485	<b>0,999577</b>	<b>0,986469</b>	<b>0,973128</b>	1,000000	0,618519	-0,599620	-0,176483
Comprimento	-0,301150	0,482816	0,491137	0,636163	0,601992	0,560794	0,618519	1,000000	-0,000000	-0,571987
Sexo	-0,922081	-0,770309	-0,870668	-0,576920	-0,490663	-0,463274	-0,599620	-0,000000	1,000000	0,337483
% Lipídios	-0,320645	-0,847551	-0,554684	-0,175567	-0,038947	0,035913	-0,176483	-0,571987	0,337483	1,000000

Figura 37. Correlações de Spearman para músculos de *T. truncatus*.

Spearman Rank Order Correlations ( <i>Tursiops fig</i> )										
Marked correlations are significant at $p < 0,05000$										
Variable	CI 3	CI 4	CI 5	CI 6	CI 7	CI 8	ΣPCBs	Comprimento	Sexo	% Lipídios
CI 3	1,000000	0,451448	-0,164224	-0,338442	-0,262530	-0,045031	-0,275312	0,223894	<b>0,974598</b>	-0,867841
CI 4	0,451448	1,000000	0,720519	0,585878	0,632918	0,789539	0,632603	0,237178	0,403667	0,046965
CI 5	-0,164224	0,720519	1,000000	<b>0,982585</b>	<b>0,992895</b>	<b>0,992728</b>	<b>0,992535</b>	0,507364	-0,289709	0,610638
CI 6	-0,338442	0,585878	<b>0,982585</b>	1,000000	<b>0,996737</b>	<b>0,953321</b>	<b>0,997786</b>	0,481157	-0,462066	0,732633
CI 7	-0,262530	0,632918	<b>0,992895</b>	<b>0,996737</b>	1,000000	<b>0,972762</b>	<b>0,999726</b>	0,523102	-0,393874	0,675476
CI 8	-0,045031	0,789539	<b>0,992728</b>	<b>0,953321</b>	<b>0,972762</b>	1,000000	<b>0,971109</b>	0,530117	-0,172743	0,515097
ΣPCBs	-0,275312	0,632603	<b>0,992535</b>	<b>0,997786</b>	<b>0,999726</b>	<b>0,971109</b>	1,000000	0,503235	-0,402476	0,688247
Comprimento	0,223894	0,237178	0,507364	0,481157	0,523102	0,530117	0,503235	1,000000	-0,000000	-0,050731
Sexo	<b>0,974598</b>	0,403667	-0,289709	-0,462066	-0,393874	-0,172743	-0,402476	-0,000000	1,000000	-0,881495
% Lipídios	-0,867841	0,046965	0,610638	0,732633	0,675476	0,515097	0,688247	-0,050731	-0,881495	1,000000

Figura 38. Correlações de Spearman para fígados de *T. truncatus*.

### 5.1.6 PCBs em *Stenella frontalis*

O somatório dos PCBs nas amostras de músculos de *S. frontalis* atingiu uma faixa entre 101,40 e 690,70 ng g<sup>-1</sup> (peso úmido), com um valor médio de 261,22 ng g<sup>-1</sup> (peso úmido). Já em amostras de fígado, o somatório dos PCBs alcançou valores entre 157,23 e 1822,31 ng g<sup>-1</sup> (peso úmido), com um valor médio de 658,58 ng g<sup>-1</sup> (peso úmido).

Comparando-se o somatório desta espécie com as demais, observa-se que os níveis de PCBs encontrados, tanto em músculos quanto em fígados, são muito semelhantes aos encontrados em *Sotalia guianensis* e *Tursiops truncatus*. Além disso, assim como nas demais espécies de pequenos cetáceos utilizadas neste estudo, os congêneres PCB 138, 153 e 180 foram, respectivamente, os compostos

predominantes desta classe. Os congêneres hexaclorados predominaram sobre os demais, totalizando 45% do total de PCBs em amostras de músculos e 47% do total em amostras de fígados.

As tabelas 26 e 27 apresentam, respectivamente, as concentrações médias dos congêneres de PCBs encontrados acima do limite de quantificação em músculos e fígados para a espécie *S. frontalis*.

Tabela 26. Concentrações médias (em ng g<sup>-1</sup> de peso úmido), desvio padrão e faixa dos PCBs em amostras de músculos de *Stenella frontalis*.

	MÉDIA	DESVIO PADRÃO	MÍNIMO	MÁXIMO
PCB 33	2,22	1,48	1,80	4,47
PCB 52	7,13	2,81	3,15	10,22
PCB 49	7,70	13,24	2,45	34,70
PCB 70	2,47	1,23	2,32	5,22
PCB 66	2,87	0,88	3,28	3,56
PCB 95	6,00	2,76	2,77	10,30
PCB 101	11,94	6,76	5,60	22,65
PCB 99	8,58	7,64	3,26	23,17
PCB 97	2,18	0,73	2,08	3,13
PCB 87	3,07	1,01	2,47	4,25
PCB 110	4,31	1,70	3,14	6,79
PCB 151	5,10	3,15	3,06	14,89
PCB 149	14,07	14,06	4,26	40,87
PCB 118	11,13	8,12	4,45	25,49
PCB 153	40,83	43,30	9,49	123,89
PCB 132	11,76	12,28	3,84	34,32
PCB 105	3,69	2,48	2,38	8,20
PCB 138	41,11	44,72	10,08	127,24
PCB 187	15,50	14,97	4,18	44,67
PCB 183	5,22	4,80	3,38	14,49
PCB 128	4,92	5,16	2,06	14,93
PCB 174	4,31	3,68	3,51	11,27
PCB 177	4,56	4,15	2,62	12,59
PCB 180	23,61	21,53	7,04	65,17
PCB 170	11,75	11,32	2,70	33,55
PCB 194	5,23	2,92	4,91	13,32
Σ PCBs	261,22	226,18	–	–

Tabela 27. Concentrações médias (em ng g<sup>-1</sup> de peso úmido), desvio padrão e faixa dos PCBs em amostras de fígados de *Stenella frontalis*.

	MÉDIA	DESVIO PADRÃO	MÍNIMO	MÁXIMO
PCB 18	4,07	4,84	1,90	13,24
PCB 28	4,54	2,11	2,41	7,70
PCB 33	2,78	1,91	1,93	5,86
PCB 52	8,17	7,10	2,49	20,66
PCB 49	2,55	1,28	2,25	4,34
PCB 74	2,37	1,77	2,38	5,63
PCB 66	3,57	2,30	2,62	7,48
PCB 95	8,18	7,51	2,64	21,32
PCB 101	19,43	19,51	4,75	54,07
PCB 99	18,30	19,51	4,15	54,98
PCB 97	2,74	1,76	2,12	5,57
PCB 87	5,66	4,56	2,57	14,19
PCB 110	3,83	2,32	2,35	8,18
PCB 151	16,95	15,13	2,67	37,93
PCB 149	32,73	39,43	3,74	105,78
PCB 118	22,71	19,40	5,82	56,77
PCB 153	100,85	87,68	17,65	249,46
PCB 132	31,22	26,55	4,67	74,98
PCB 105	7,68	6,32	2,36	18,37
PCB 141	2,61	1,47	2,64	4,36
PCB 138	108,82	120,48	18,12	336,09
PCB 158	8,29	7,40	3,63	19,95
PCB 126	6,02	5,81	3,02	16,63
PCB 187	49,96	52,59	9,17	149,73
PCB 183	14,91	16,89	3,64	46,51
PCB 128	11,90	13,55	2,03	37,38
PCB 174	10,99	12,77	3,54	34,41
PCB 177	12,90	13,57	2,57	39,23
PCB 156	4,45	4,60	3,26	13,25
PCB 180	69,18	71,74	14,20	201,91
PCB 170	36,03	35,75	6,70	103,66
PCB 201	10,15	9,16	3,47	27,73
PCB 203	9,37	9,61	3,05	27,73
PCB 194	11,36	9,62	4,94	29,29
<b>Σ PCBs</b>	<b>658,58</b>	<b>631,26</b>	<b>-</b>	<b>-</b>

A figura 39 apresenta os somatórios em  $\text{ng g}^{-1}$  (peso úmido) em função do grau de halogenação para *S. frontalis*.

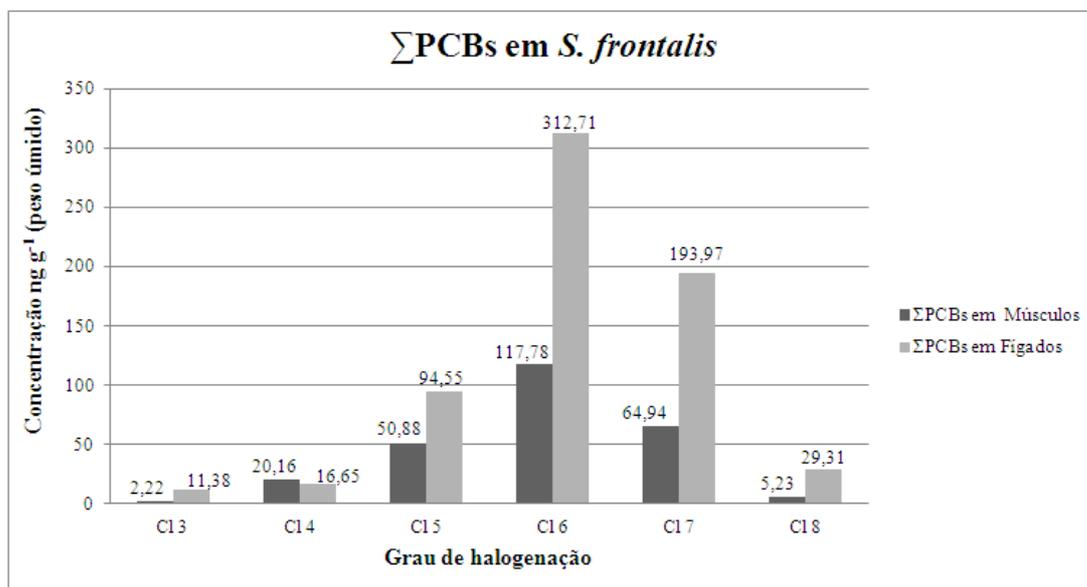


Figura 39. Somatório dos PCBs em amostras de músculos e fígados (em peso úmido) de *S. frontalis* em função de seu grau de halogenação.

Como mencionado anteriormente, os níveis de PCBs na espécie *Stenella frontalis* foram muito semelhantes aos das espécies *Sotalia guianensis* e *Tursiops truncatus*. Estes resultados podem estar associados a diversos fatores, tais como distribuição semelhante das espécies, hábito de vida (ocorrendo quase exclusivamente em água da plataforma continental) e, principalmente, devido ao seu hábito alimentar, uma vez que as três espécies possuem dietas muito parecidas, as quais são baseadas em lulas e peixes do mesmo porte, tal como o peixe-espada (*Trichiurus lepturus*) (Siciliano et al., 2006; Di Benedetto e Siciliano, 2007; Melo, et al., 2010; Lopes et al., 2012).

Os golfinhos adultos desta espécie podem atingir comprimentos de até 230 cm. Sabendo que a média dos indivíduos utilizados neste trabalho não ultrapassou 185 cm, é muito provável que os mesmos sejam ainda muito jovens e, desta forma, pode não ter havido contato prolongado por parte destes indivíduos com congêneres de PCBs (Sicialiano et al. 2009; Leonel et al., 2012).

As concentrações de PCBs em *S. frontalis* apresentadas neste estudo encontram-se cerca de 5 vezes menores do que os níveis determinados por

Kajiwara et al. (2004) em amostras de gordura de indivíduos capturados acidentalmente na costa do Estado de São Paulo. Os níveis do presente trabalho foram inferiores (aproximadamente metade) aos do estudo realizado por Yogui et al. (2010), na costa da cidade de Santos (SP). Estes resultados foram muito semelhantes aos níveis encontrados em amostras de gordura no Complexo Estuarino-Lagunar de Cananéia (SP) e na Baía de Paranaguá (PR) (Leonel et al., 2012) e também foram superiores em uma ordem de grandeza aos encontrados por Santos-Neto et al. (2014) na Costa do Estado do Ceará.

Apenas um trabalho referente à contaminação por PCBs em *Stenella frontalis* foi encontrado na literatura e os níveis de PCBs deste estudo encontram-se muito abaixo (aproximadamente duas ordens de grandeza) dos níveis encontrados em fígados de *S. frontalis* capturados acidentalmente na costa da Flórida, Estados Unidos (Watanabe et al., 2000).

Como existem poucos trabalhos envolvendo a análise dos níveis de PCBs nesta espécie, foi estabelecida uma comparação com uma espécie muito semelhante à *Stenella frontalis*, que é *Stenella coeruleoalba*. Deste modo, as concentrações de PCBs deste trabalho foram duas ordens de grandeza inferiores às encontradas em amostras de fígados por Aguilar e Borrell (1994) na costa da Espanha, por Marsili e Focardi (1997) e Reich et al. (1999), ambos na costa da Itália e foram também aproximadamente metade dos encontrados por Nakata et al. (1998) em amostras de fígados de indivíduos da costa da Califórnia, Estados Unidos.

A análise de Kruskal-Wallis não apontou diferença significativa entre os somatórios de PCBs em músculos e fígados de *S. frontalis*. Da mesma forma, não foram encontradas diferenças significativas entre indivíduos machos e fêmeas em função dos níveis de PCBs em músculos ( $P= 0,452869$ ) e em fígados desta espécie ( $P= 0,396501$ ).

O teste de correlação de Spearman apontou uma forte correlação direta entre os congêneres hexaclorados de PCBs e o sexo dos indivíduos para as amostras de músculos, que pode estar associada à transferência materna através da placenta e aleitamento. Além disso, foram encontradas fortes correlações diretas entre o teor lipídico dos músculos e o somatório de PCBs, e também entre os níveis dos congêneres hexa, hepta e octaclorados com o teor lipídico deste tecido.

Nas amostras de fígados, o teste de Spearman apontou uma forte correlação inversa entre os congêneres triclorados de PCBs e o comprimento dos indivíduos. Esta informação pode estar associada ao maior poder de eliminação de compostos com níveis de cloração inferiores ao longo do processo de crescimento dos indivíduos. Foram encontradas também fortes correlações diretas entre o sexo dos indivíduos e variáveis como o grau de halogenação (exceto os congêneres tetraclorados) e o somatório dos PCBs.

Spearman Rank Order Correlations (Stenella musc)										
Marked correlations are significant at $p < 0,05000$										
Variable	CI 3	CI 4	CI 5	CI 6	CI 7	CI 8	$\Sigma$ PCBs	Comprimento	Sexo	% Lipídios
CI 3	1,000000	-0,542857	-0,714286	-0,428571	-0,314286	-0,347863	-0,314286	0,714286	-0,414039	-0,463817
CI 4	-0,542857	1,000000	<b>0,942857</b>	0,771429	<b>0,828571</b>	<b>0,898645</b>	<b>0,828571</b>	-0,371429	0,414039	0,695725
CI 5	-0,714286	<b>0,942857</b>	1,000000	0,714286	0,771429	<b>0,840668</b>	0,771429	-0,428571	0,414039	0,782691
CI 6	-0,428571	0,771429	0,714286	1,000000	<b>0,942857</b>	<b>0,898645</b>	<b>0,942857</b>	-0,714286	<b>0,828079</b>	<b>0,811679</b>
CI 7	-0,314286	<b>0,828571</b>	0,771429	<b>0,942857</b>	1,000000	<b>0,985611</b>	1,000000	-0,485714	0,621059	<b>0,898645</b>
CI 8	-0,347863	<b>0,898645</b>	<b>0,840668</b>	<b>0,898645</b>	<b>0,985611</b>	1,000000	<b>0,985611</b>	-0,405840	0,525105	<b>0,882353</b>
$\Sigma$ PCBs	-0,314286	<b>0,828571</b>	0,771429	<b>0,942857</b>	1,000000	<b>0,985611</b>	1,000000	-0,485714	0,621059	<b>0,898645</b>
Comprimento	0,714286	-0,371429	-0,428571	-0,714286	-0,485714	-0,405840	-0,485714	1,000000	<b>-0,828079</b>	-0,492805
Sexo	-0,414039	0,414039	0,414039	<b>0,828079</b>	0,621059	0,525105	0,621059	<b>-0,828079</b>	1,000000	0,525105
% Lipídios	-0,463817	0,695725	0,782691	<b>0,811679</b>	<b>0,898645</b>	<b>0,882353</b>	<b>0,898645</b>	-0,492805	0,525105	1,000000

Figura 40. Correlações de Spearman para músculos de *S. frontalis*.

Spearman Rank Order Correlations (Stenella fig)										
Marked correlations are significant at $p < 0,05000$										
Variable	CI 3	CI 4	CI 5	CI 6	CI 7	CI 8	$\Sigma$ PCBs	Comprimento	Sexo	% Lipídios
CI 3	1,000000	0,600000	0,714286	0,542857	0,542857	0,714286	0,657143	<b>-0,828571</b>	<b>0,828079</b>	-0,085714
CI 4	0,600000	1,000000	<b>0,942857</b>	0,714286	0,714286	<b>0,942857</b>	<b>0,828571</b>	-0,600000	0,621059	0,142857
CI 5	0,714286	<b>0,942857</b>	1,000000	<b>0,885714</b>	<b>0,885714</b>	1,000000	<b>0,942857</b>	-0,771429	<b>0,828079</b>	0,200000
CI 6	0,542857	0,714286	<b>0,885714</b>	1,000000	1,000000	<b>0,885714</b>	<b>0,942857</b>	-0,771429	<b>0,828079</b>	0,314286
CI 7	0,542857	0,714286	<b>0,885714</b>	1,000000	1,000000	<b>0,885714</b>	<b>0,942857</b>	-0,771429	<b>0,828079</b>	0,314286
CI 8	0,714286	<b>0,942857</b>	1,000000	<b>0,885714</b>	<b>0,885714</b>	1,000000	<b>0,942857</b>	-0,771429	<b>0,828079</b>	0,200000
$\Sigma$ PCBs	0,657143	<b>0,828571</b>	<b>0,942857</b>	<b>0,942857</b>	<b>0,942857</b>	<b>0,942857</b>	1,000000	-0,714286	<b>0,828079</b>	0,428571
Comprimento	<b>-0,828571</b>	-0,600000	-0,771429	-0,771429	-0,771429	-0,771429	-0,714286	1,000000	<b>-0,828079</b>	0,257143
Sexo	<b>0,828079</b>	0,621059	<b>0,828079</b>	<b>0,828079</b>	<b>0,828079</b>	<b>0,828079</b>	<b>0,828079</b>	<b>-0,828079</b>	1,000000	0,207020
% Lipídios	-0,085714	0,142857	0,200000	0,314286	0,314286	0,200000	0,428571	0,257143	0,207020	1,000000

Figura 41. Correlações de Spearman para fígados de *S. frontalis*.

### 5.1.7 PCBs em pequenos cetáceos – Considerações gerais

A captura acidental é considerada a principal causadora da mortalidade de pequenos cetáceos no litoral brasileiro (De Moura et al., 2012). Entretanto, outros problemas de cunho antrópico são igualmente preocupantes para a conservação destes animais.

Avaliando o potencial efeito carcinogênico e a interferência endócrina causada pelos PCBs, os níveis destes compostos encontrados nos golfinhos representam uma preocupação adicional à manutenção destas espécies marinhas (Lailson-Brito et al., 2011). A contaminação por compostos organoclorados em cetáceos ocorre principalmente através da alimentação e pelo fato de estes animais ocuparem o topo da cadeia alimentar, ou seja, os golfinhos se encontram em uma posição de risco quanto à bioacumulação e biomagnificação destes poluentes (Leonel, 2007).

Além disso, o ambiente marinho pode atuar como uma espécie de grande sumidouro para os PCBs e os mamíferos marinhos destacam-se por sua capacidade de acumular altas concentrações de compostos organoclorados em seus tecidos devido ao alto teor lipídico em seus tecidos, grande expectativa de vida e à capacidade limitada em degradar tais contaminantes (Tanabe et al., 1988; Van Bressemer et al., 2009; Alonso et al., 2014).

Estas substâncias xenobióticas, ao serem incorporadas ao organismo do animal através da alimentação, são absorvidas no trato gastrointestinal e atingem rapidamente a corrente sanguínea. Com isso, os poluentes são transportados até o fígado, que metaboliza uma fração dos mesmos antes de alcançarem a circulação sistêmica, ou seja, antes mesmo de atingirem seus órgãos-alvo (Weijjs et al., 2011). Neste estágio, estas substâncias são capazes de atingir qualquer órgão ou tecido. Este processo é determinado pela capacidade de cada tecido em absorver diferentes compostos e também pelo fluxo sanguíneo que o mesmo recebe (Barbosa, 2015).

Os órgãos que recebem os maiores fluxos de sangue são o fígado, rins e cérebro. A capacidade do sangue e dos órgãos em captar estas substâncias depende tanto da massa do órgão em questão quanto da densidade de sítios de ligação específicos e não-específicos para a substância nesta região em particular

(Weijs et al., 2010). Então, uma substância absorvida em grandes quantidades pelo tecido muscular pode ser em grande parte removida da circulação sanguínea.

O fígado, por ser um tecido amplamente vascularizado, pode ser o primeiro órgão onde a concentração de PCBs irá aumentar significativamente, uma vez que o elevado fluxo de sangue recebido favorece cineticamente a entrada destes compostos neste órgão (Klaassen, 2013).

Após a fase de distribuição dos contaminantes para os tecidos e órgãos, estes são submetidos aos processos de metabolização e excreção. Vários órgãos possuem habilidades para metabolizar parte destes compostos através de reações enzimáticas e o fígado pode ser considerado o órgão com maior capacidade de metabolização destes compostos, devido à sua grande quantidade de enzimas metabólicas (Barbosa, 2015).

A principal via de metabolização é o sistema do citocromo P450 microsomal e as reações que ocorrem neste processo são divididas em dois tipos: Primeiramente, as reações de oxirredução (fase I) e de conjugação/hidrólise (fase II). Na fase I, radicais hidroxilas, tióis ou aminas são inseridos na estrutura molecular do poluente com o intuito de deixá-lo mais hidrofílico. Já as reações da fase II modificam as substâncias mediante a ligação de grupos hidrofílicos, como o ácido glicurônico, criando conjugados mais polares. Desta forma, essas reações aumentam significativamente a polaridade e hidrofilicidade dos compostos xenobióticos, permitindo sua excreção através das vias renais e biliares (Boon, 1985; Goerke e Weber, 2001; Golan, 2009; Klaassen, 2013).

Altos níveis de compostos organoclorados em mamíferos marinhos podem estar associados a anormalidades reprodutivas (Addison, 1989), deformidades e lesões ósseas (Harvell et al., 1999; Van Bressem et al., 2009), imunodepressão (Ross, 2002), câncer (Tanabe et al., 1994), abortos (Sherman, 2000) e impactos sobre as populações (Martineau et al., 1985). Nestes casos, até mesmo exposições a concentrações não-letais de PCBs podem, em longo prazo, tornar estes indivíduos mais vulneráveis à predação, uma vez que estes compostos reduzem suas capacidades de sobrevivência e reprodução (Reijnders, 1996; Gulland e Hall, 2007).

Até o início da década de 1980, observava-se um aumento nos níveis de bifenilas policloradas ao redor do planeta, uma vez que muitos países ainda não

havia banido tais compostos de seu mercado e também devido à altíssima produção por parte de Estados Unidos, Europa e Ásia (Quinete, 2010).

No ano de 1981, o governo brasileiro estabeleceu a proibição da comercialização de PCBs em território nacional, mas permitiu a continuação do uso dos equipamentos que estavam operando com estes compostos até a substituição do fluido dielétrico por outro isento de PCBs (Penteado e Vaz, 2001). Com isso, muitos equipamentos foram descartados de forma incorreta ou sofreram algum dano que possibilitou o *input* destes poluentes no meio ambiente (Lavandier, 2011).

Níveis consideráveis de PCBs são encontrados em diferentes compartimentos ambientais até os dias atuais e este fato pode estar associado à estabilidade química destes compostos e também aos altos custos para o seu tratamento, o que fez com que as indústrias estocassem grandes quantidades deste produto, porém o estoque muitas vezes foi realizado sem os devidos cuidados (Safe et al., 1987).

Como a estocagem deste material nem sempre era realizada de forma adequada, diversos incidentes ocorreram e propiciaram a entrada de mais PCBs no meio ambiente. Por exemplo, no ano de 1996, uma subestação do metrô localizada no bairro de Irajá, município do Rio de Janeiro, sofreu uma invasão por moradores locais, sendo esta depredada e saqueada. Este ato de vandalismo acarretou no vazamento de mais de 400 litros de Ascarel<sup>®</sup>, que eram provenientes de transformadores da rede elétrica. Este vazamento provocou a intoxicação de nove moradores da região e a morte de uma criança, pois muitos utilizaram este produto como óleo para fritura de alimentos, devido à aparente semelhança com óleo de cozinha (O Estado de São Paulo, 1996<sub>a,b</sub>).

Os dados reportados quanto à redistribuição dos PCBs em diferentes compartimentos ambientais, associada à progressiva deposição de altas concentrações de PCBs presentes na atmosfera, sugerem que os valores globais destes poluentes encontrados em organismos marinhos provavelmente não sofrerão declínios significativos em um futuro próximo, ou seja, antes de 2030-2040 (Tanabe et al., 1998; Breivik et al., 2011).

Como a área de estudo apresenta o fenômeno da ressurgência, este pode atuar como agente facilitador da liberação de poluentes para águas mais

superficiais (Conaway et al., 2009) através do “transporte lateral”. Isto pode ocorrer devido à suspensão de partículas que outrora se encontravam nos sedimentos ao longo da coluna d’água e também de matéria orgânica que contém PCBs (Mason e Sheu, 2002; Figueiredo et al., 2013).

De forma geral, no presente estudo as maiores concentrações de PCBs (em peso úmido) foram encontradas em amostras de fígados, quando comparadas com amostras de músculos. Como os PCBs apresentam grande afinidade por tecidos gordurosos, o fígado emerge como um dos principais órgãos para o acúmulo destes poluentes, por apresentar altos teores de gordura e pelo poder de metabolização de xenobióticos, como citado anteriormente (Azevedo-Silva et al., 2007).

Em todas as espécies, os indivíduos machos apresentaram os maiores níveis de PCBs, o que pode ser explicado por recentes gestações e lactações, pois segundo Borrell et al. (1995), em cetáceos a transferência de compostos organoclorados através da amamentação pode representar de 60 a 100% da carga de contaminantes no corpo da mãe, mas durante o período de gestação a transferência via placenta não supera 10% do montante de poluentes corporais da mãe. Tanabe et al. (1982) afirmam que compostos mais lipofílicos, tais como os congêneres de PCBs com elevado grau de cloração e DDTs, são transferidos em menores taxas do que os menos lipofílicos.

Os três principais congêneres encontrados em quase todas as amostras de cetáceos, tanto em amostras de músculos quanto em amostras de fígados foram, respectivamente, PCB 138, 153 e 180. Geralmente, estes congêneres são reportados como os mais abundantes em cetáceos e demais mamíferos marinhos de diversas regiões do mundo (Andersen et al., 2001; Weisbrod et al., 2001; Borrel et al., 2004; Lailson-Brito et al., 2010; Quinete, 2010; Quinete et al., 2011; Romanic et al., 2014).

Foi também observado predomínio dos congêneres hexaclorados em todas as amostras, representando aproximadamente metade da distribuição total dos PCBs em músculos e fígados, seguidos por hepta- e penta-PCBs. As espécies de cetáceos utilizadas no presente estudo apresentaram pequenas concentrações de congêneres leves de PCBs (tetraclorados ou com menor grau de cloração) e também de compostos extremamente pesados (octaclorados ou superiores).

A predominância destes congêneres citados pode estar relacionada à sua abundância nas misturas comerciais, à sua elevada resistência à degradação e sua maior persistência no meio ambiente (Aguilar, 1987; Borrel et al., 2006). Todavia, os congêneres mais clorados apresentam altos valores de  $\log K_{ow}$  e, com isso, se acumulam com maior facilidade em tecidos gordurosos, enquanto que os PCBs menos clorados são excretados mais facilmente, pois apresentam maior solubilidade em água (Kannan et al., 1998; Meadows et al., 1998).

Altas porcentagens de penta-, hexa- e hepta-PCBs já foram reportadas em pequenos cetáceos em estudos anteriores (Yogui et al., 2003; Kajiwara et al., 2004; Alonso et al., 2010; Lailson-Brito et al., 2012) e também em outras regiões do mundo, com outras espécies de mamíferos marinhos (Corsolini et al., 1995; Minh et al., 2000; Chou et al., 2004).

A ausência de altas concentrações dos congêneres nona e decaclorados pode estar associada à grande tendência destes compostos em sofrerem adsorção em sedimentos quando comparados com os menos clorados (WHO, 1993).

As concentrações encontradas em função do grau de cloração podem refletir o fato de que estes compostos foram amplamente utilizados no Brasil sob a forma de misturas comerciais (Lavandier et al., 2013) e os principais congêneres encontrados neste trabalho estão presentes, principalmente, nas misturas Aroclor 1254 e 1260, que foram aplicadas principalmente em transformadores, capacitores elétricos, sistemas de troca de calor, plastificantes, adesivos, lubrificantes, entre outros (Penteado e Vaz, 2001).

A mistura Aroclor 1254 era constituída principalmente por congêneres penta, hexa e tetraclorados, respectivamente, mas também possuía em menores proporções os congêneres heptaclorados (Mayes et al., 1998). Já na mistura Aroclor 1260, os congêneres hexa e heptaclorados respondiam por mais de 70% da sua composição (Yogui, 2002).

A figura 42 apresenta a composição das duas principais misturas de PCBs utilizadas no Brasil. Com base nesta imagem, podemos estabelecer uma relação entre a contaminação por PCBs nos pequenos cetáceos deste trabalho e o perfil das misturas Aroclor 1254 e 1260. Os gráficos de distribuição de PCBs por grau de halogenação em cetáceos neste trabalho muito se assemelham aos gráficos das composições destas duas misturas de PCBs citadas.

As altas concentrações dos compostos hexa e heptaclorados neste estudo podem estar relacionadas à contaminação pela mistura Aroclor 1260 e os pentaclorados podem estar associados em sua maioria à contaminação pela mistura Aroclor 1254 (vide figura 42).

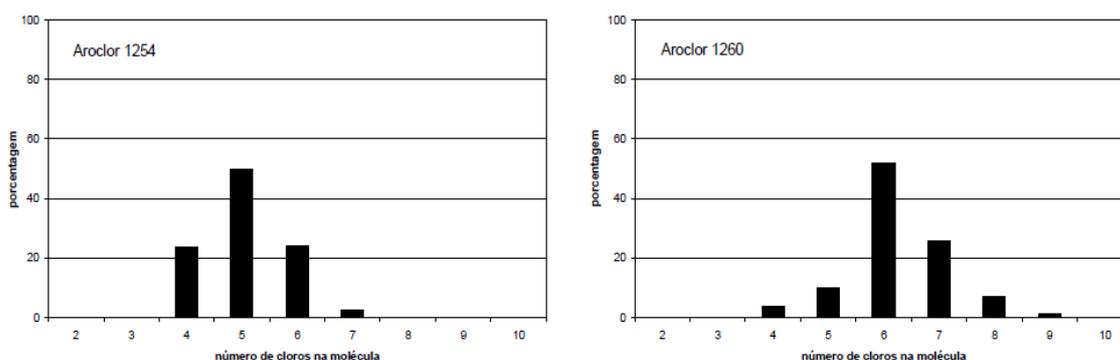


Figura 42. Padrão de distribuição percentual dos congêneres de PCBs nas misturas Aroclor 1254 e Aroclor 1260. Fonte: (Yogui, 2002).

Os congêneres com menor grau de halogenação não foram encontrados em altas concentrações no presente estudo. Estes, por serem mais solúveis, apresentam maior dispersão no meio ambiente e são transportados a locais distantes de sua fonte de emissão (Erickson, 1997). As concentrações relativamente baixas dos PCBs menos clorados (um a quatro átomos de cloro) podem estar relacionadas às propriedades físico-químicas destes compostos, uma vez que são mais rapidamente capturados pelos organismos, mas também são metabolizados e/ou excretados em tempos menores, não sendo bioacumulados de forma significativa (Bergen et al., 1993; Lacorte e Eggens, 1993).

O perfil e os níveis de POPs encontrados nos pequenos cetáceos deste estudo foram muito semelhantes nas espécies *Sotalia guianensis*, *Pontoporia blainvillei*, *Tursiops truncatus* e *Stenella frontalis*, uma vez que todas estas espécies apresentaram concentrações na mesma ordem de grandeza. A única exceção deste estudo foi a espécie *Steno bredanensis*, que apresentou concentrações de PCBs maiores que os demais em cerca de uma ordem de grandeza.

Existem muitas razões que podem explicar o porquê desta diferença entre as espécies, porém três destas emergem com maior importância, que são o hábito alimentar, a região em que vivem e a idade dos indivíduos. A tabela 28 traça um

paralelo entre a contaminação por PCBs em músculos e fígados das cinco espécies envolvidas no presente trabalho.

Tabela 28. Somatório dos PCBs (peso úmido) em músculos e fígados das cinco espécies envolvidas neste trabalho.

Espécie	ΣPCBs em músculos (ng g <sup>-1</sup> ww)	ΣPCBs em fígados (ng g <sup>-1</sup> ww)
<i>Pontoporia blainvillei</i>	43,53	109,38
<i>Stenella frontalis</i>	261,22	658,58
<i>Tursiops truncatus</i>	310,01	661,83
<i>Sotalia guianensis</i>	353,77	669,39
<i>Steno bredanensis</i>	1498,27	5202,95

Utilizando o hábito alimentar como base de comparação, *S. bredanensis* provavelmente apresentou os maiores níveis de POPs por se alimentar essencialmente de presas maiores, ou seja, peixes que ocupam o topo da cadeia alimentar e são capazes de acumular grandes quantidades de POPs em seus tecidos (Siciliano et al., 2007; Jefferson, 2009; Dorneles et al., 2013). Já a espécie *P. blainvillei* pode ter sido a espécie que apresentou os menores níveis de contaminantes orgânicos devido ao hábito alimentar, que é baseado na ingestão de crustáceos, cefalópodes e peixes de pequeno porte, os quais são presas que não ultrapassam 10 cm de comprimento e não ocupam altos níveis tróficos (Bittar e Di Benedetto, 2009; Paso-Viola et al., 2014).

No presente estudo, as espécies de cetáceos com hábitos estritamente costeiros estão entre as espécies mais ameaçadas pela poluição antrópica, uma vez que recebem a descarga destes compostos de forma direta devido às atividades agrícolas, desenvolvimento urbano desordenado, atividades industriais e pesca predatória (De Moura et al., 2014). Não obstante, observa-se que os índices de mortalidade destes animais ao longo das últimas décadas nestas regiões sofreram um aumento significativo (Harvell et al., 1999).

Sendo assim, esta razão pode ser mais uma a justificar os maiores níveis em *Steno bredanensis* e *Sotalia guianensis*, uma vez que ambos possuem hábitos essencialmente costeiros (Campos et al., 2011; De Moura et al., 2014). Além disso, observa-se que *Tursiops truncatus* pode apresentar uma grande plasticidade comportamental, ou seja, pode ser encontrado tanto em regiões costeiras quanto

em mar aberto, onde a carga dos poluentes é bem menor devido à distância da costa e à diluição que os mesmos sofrem até atingir estas regiões.

Contudo, as espécies *Stenella frontalis* e *Pontoporia blainvillei*, apesar de costeiras, apresentaram os menores valores dentre os cetáceos do presente estudo e isso pode estar relacionado à idade dos indivíduos em questão. Como sofreram mortes um tanto quanto prematuras, estas duas espécies não se expuseram por muito tempo aos poluentes em questão e, sendo assim, pode-se usar o fator idade para justificar os menores níveis de PCBs nestes indivíduos.

A tabela 29 apresenta o estágio de maturação de cada indivíduo dentre as cinco espécies de cetáceos utilizadas no presente estudo para análise da contaminação por PCBs em função do estágio de crescimento dos mesmos.

Tabela 29. Estágio de crescimento dos pequenos cetáceos em função de seu comprimento. Fonte: Siciliano et al. (2007).

Espécie	Comprimento (cm)	Estágio de Crescimento	Espécie	Comprimento (cm)	Estágio de Crescimento
<i>S. guianensis</i>			<i>P. blainvillei</i>		
SG 01	191	Adulto	PB 01	144	Adulto
SG 02	182	Adulto	PB 02	125	Juvenil
SG 03	177	Juvenil	PB03	144	Adulto
SG 04	190	Adulto	PB 04	136	Adulto
SG 05	183	Adulto	PB 05	122	Juvenil
SG 06	188	Adulto	PB 06	113	Juvenil
SG 07	168	Juvenil	PB 07	115	Juvenil
SG 08	184	Adulto	PB 08	102	Juvenil
SG 09	190	Adulto	PB 09	107	Juvenil
SG 10	201	Adulto			
SG 11	182	Adulto	<i>T. truncatus</i>		
SG 12	180	Adulto	TT 01	200	Juvenil
SG 13	186	Adulto	TT 02	250	Adulto
SG 14	102	Filhote	TT 03	270	Adulto
			TT 04	280	Adulto
<i>S. bredanensis</i>			<i>S. frontalis</i>		
SB 01	267	Adulto	SF 01	198	Adulto
SB 02	260	Adulto	SF 02	194	Adulto
SB 03	240	Adulto	SF 03	164	Juvenil
SB 04	260	Adulto	SF 04	200	Adulto
SB 05	200	Adulto	SF 05	186	Adulto
SB 06	260	Adulto	SF 06	166	Juvenil
SB 07	280	Adulto			
SB 08	264	Adulto			

Segundo Di Benedetto e Ramos (2004), o comprimento médio de um indivíduo adulto da espécie *S. guianensis* é de aproximadamente 185 cm. Assim, observa-se que a grande maioria dos espécimes de *S. guianensis* era composta por indivíduos adultos. Este dado pode servir com base para entender por que esta

espécie atingiu o segundo maior nível de contaminação por PCBs dentre as cinco analisadas.

A espécie *S. bredanensis* apresentou os maiores indivíduos dentre todos os coletados para este trabalho. Geralmente, os indivíduos desta espécie se tornam maduros com aproximadamente 220 cm de comprimento (Miyasaki e Perrin, 1994; Struntz et al., 2004) e esta informação corrobora a hipótese de que os exemplares de *S. bredanensis* deste trabalho são que possuem maior idade dentre todas as espécies, visto que o comprimento médio destes foi de aproximadamente 254 cm. Esta faixa de comprimento não os caracteriza como adultos jovens, e esta informação pode servir como base para a justificativa dos maiores níveis encontrados em *S. bredanensis*, visto que sua exposição aos PCBs foi prolongada.

As espécies *Tursiops truncatus* e *Stenella frontalis* apresentaram, respectivamente, tamanhos médios de 250 cm e 185 cm. Logo, são indivíduos mais jovens em relação à espécie anterior, uma vez que um adulto da espécie *T. truncatus* pode atingir até 400 cm de comprimento (Reevs e Smith, 2002) e *S. frontalis* pode atingir aproximadamente 230 cm (Hammond et al., 2008). Como são indivíduos mais jovens, pode-se entender o porquê dos níveis não muito elevados destas espécies, quando comparamos com *Sotalia guianensis* e *Steno bredanensis*.

Por fim, os menores níveis de PCBs encontrados foram os da espécie *P. blainvillei*. Este fato pode ser entendido se observarmos o perfil dos indivíduos coletados para este estudo e o perfil dos indivíduos capturados acidentalmente em redes de pescas, onde, em ambos os casos, os indivíduos são muito jovens. De acordo com Rosas et al. (2002), cerca de 75% das Toninhas capturadas acidentalmente não ultrapassam os 3 anos de idade e isso pode justificar a pequena carga de PCBs recebida por estes indivíduos, quando comparamos com as demais espécies.

Os níveis encontrados representam uma grande preocupação, pois sugerem a presença de uma fonte poluidora por PCBs na Costa Centro-Norte do Estado do Rio de Janeiro. A emissão de PCBs pode estar relacionada à proximidade com o maior centro de exploração e distribuição de petróleo no Brasil, que se encontra ao longo das cidades do Norte Fluminense (Carvalho e Totti, 2006). Na década de 1970, esta região sofreu inúmeras transformações

econômicas e estas propiciaram um intenso fluxo migratório para a região, a qual sofreu uma rápida expansão, sem qualquer planejamento (Fauré, 2003). Outro fato que pode ter contribuído para os níveis de PCBs encontrados é a intensa descarga que a região da costa Centro-Norte do Rio de Janeiro sofre do Rio Paraíba do Sul, o qual foi amplamente impactado por descargas agrícolas e industriais ao longo de seus 1100 km de extensão (Linde-Arias et al., 2008; Quinete et al., 2011).

### 5.1.8 PCBs em Lulas e Peixes

Inicialmente, estão dispostos na tabela a seguir os resultados (médias e faixas) referentes ao processo de extração de lipídios em amostras de músculos e fígados de todas as espécies de lulas e peixes utilizados no presente estudo.

Para as amostras de músculos, as lulas (*Loligo plei*) obtiveram os maiores percentuais lipídicos, totalizando 3,92%. Dentre todas as espécies, só foram obtidas amostras de fígados de peixes-espada, corvinas e tainhas, uma vez que os fígados das demais espécies não apresentaram a massa mínima para a realização das análises. Sendo assim, os peixes-espada (*Trichiurus lepturus*) apresentaram os maiores percentuais lipídicos em fígados, com um valor médio de 15,66%.

Tabela 30. Teor lipídico percentual das amostras de músculos e fígados de pequenos cetáceos, expressos em valores médios, mínimos e máximos (faixa).

Espécie	Teor Lipídico em músculos (%)	Média em músculos (%)	Teor Lipídico em fígados (%)	Média em fígados (%)
<i>Loligo plei</i>	3,21 – 5,32	3,92	—	—
<i>Scomber japonicus</i>	0,69 – 3,10	1,58	—	—
<i>Sardinella brasiliensis</i>	0,65 – 3,17	1,79	—	—
<i>Mugil liza</i>	0,61 – 1,43	1,00	1,80 – 3,70	2,82
<i>Micropogonias furnieri</i>	1,12 – 3,29	2,06	2,45 – 8,92	4,73
<i>Trichiurus lepturus</i>	1,07 – 2,37	1,74	9,41 – 23,07	12,26

As amostras de lulas e peixes apresentaram perfis de distribuição de PCBs diferentes dos golfinhos. De forma geral, nestas espécies a maior parte dos 52 congêneres de PCBs analisados encontrou-se abaixo do limite de quantificação.

As concentrações de PCBs em lulas e peixes, expressas em  $\text{ng g}^{-1}$  de peso lipídico, estão dispostas no apêndice deste trabalho.

Em amostras de lulas (*Loligo plei*), apenas nove congêneres foram encontrados acima do limite de quantificação e o somatório de PCBs atingiu uma faixa entre 17,40 e 41,90  $\text{ng g}^{-1}$  (peso úmido), com valor médio de 24,80  $\text{ng g}^{-1}$ .

O valor do somatório médio de PCBs para as lulas encontrou-se uma ordem de grandeza abaixo dos resultados médios apresentados em músculos e fígados de golfinhos, com exceção da espécie *Pontoporia blainvillei*, a qual possui valores na mesma ordem de grandeza para as amostras de músculos. Além disso, em amostras de *L. plei* os congêneres pentaclorados foram os congêneres de PCBs predominantes, totalizando 41% da distribuição total de PCBs.

Os valores das concentrações médias, desvios padrão e faixa dos congêneres de PCBs encontrados acima do limite de quantificação em músculos de *L. plei* estão apresentados na tabela 31. O gráfico apresentado na figura 43 apresenta os somatórios em  $\text{ng g}^{-1}$  em função do grau de halogenação para as amostras de músculos de lula nerítica.

Tabela 31. Concentrações médias (em  $\text{ng g}^{-1}$  de peso úmido), desvio padrão e faixa dos PCBs em amostras de músculos de *Loligo plei*.

	MÉDIA	DESVIO PADRÃO	MÍNIMO	MÁXIMO
<b>PCB 18</b>	2,23	1,22	< LQM	3,70
<b>PCB 31</b>	1,99	2,92	< LQM	10,0
<b>PCB 28</b>	2,22	2,19	< LQM	7,60
<b>PCB 52</b>	2,91	0,67	2,45	4,36
<b>PCB 101</b>	3,67	0,79	2,75	4,89
<b>PCB 110</b>	3,38	0,69	2,21	3,98
<b>PCB 118</b>	3,11	0,67	2,57	4,53
<b>PCB 153</b>	2,72	0,34	1,77	3,15
<b>PCB 138</b>	2,58	0,50	2,13	3,28
<b>Σ PCBs</b>	24,80	7,35	–	–

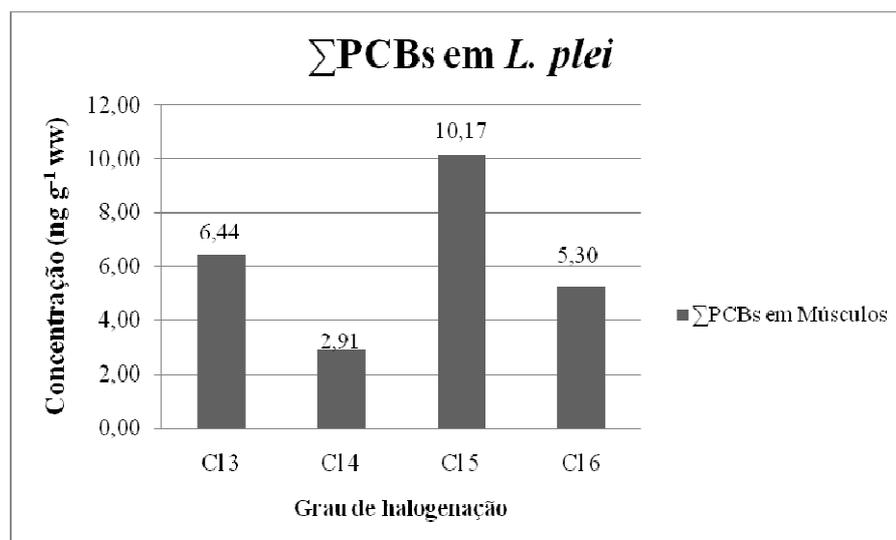


Figura 43. Somatório dos PCBs (peso úmido) para amostras de músculos de *Loligo plei* em função de seu grau de halogenação.

Como não foram encontrados trabalhos referentes à determinação dos níveis de PCBs em *Loligo plei*, foram estabelecidas comparações com outras espécies de lulas ao redor do mundo. Desta forma, as concentrações de PCBs encontradas no presente estudo são semelhantes às observadas em diferentes espécies de lulas do Japão (*Sagami Bay*) (Ueno et al., 2003), na Califórnia (Jarvis et al., 2007) e Coréia do Sul (Wo et al., 2010). Nossos dados de PCBs foram superiores em uma ordem de grandeza aos encontrados na região central do Mar do Japão (Ueno et al., 2003), no Mar Adriático (Perugini et al., 2004), na região Sudeste do Mar Adriático (Storelli et al., 2006) e no Pacífico Norte (Yamada et al., 1997).

Os níveis de PCBs encontrados foram relativamente baixos, comparando com os apresentados pelos organismos ocupantes do topo da cadeia alimentar nesta região. Uma das razões para tais resultados pode estar baseada na análise da dieta do *L. plei*, uma vez que esta espécie ocupa níveis intermediários na cadeia trófica desta região, ou seja, atua tanto como presa quanto como predadora. Esta espécie apresenta hábitos principalmente piscívoros e oportunistas, com mudanças sazonais e ontogênicas em sua dieta (Gasalla, Rodrigues e Postuma, 2010). Como não se alimenta de presas muito grandes, as quais não são capazes de acumular grandes cargas de PCBs, o *L. plei*, como esperado, apresentou menores valores dentre todas as espécies analisadas no presente estudo.

A figura 44 apresenta o resultado da análise estatística de Spearman para as amostras de músculos de lulas neríticas.

Neste teste foram encontradas correlações inversas entre as concentrações dos congêneres de PCBs tetraclorados e o percentual lipídico nos tecidos, provavelmente devido ao menor caráter lipofílico desta classe de congêneres, quando comparamos com PCBs com maior grau de cloração.

Além disso, foram encontradas também correlações inversas entre a concentração dos PCBs hexaclorados e o comprimento total dos indivíduos, provavelmente devido à diluição sofrida pelos POPs ao passo em que o organismo sofre crescimento.

Spearman Rank Order Correlations (Lulas)								
Marked correlations are significant at $p < 0,05000$								
Variable	CI 3	CI 4	CI 5	CI 6	$\Sigma$ PCBs	Comp. Total	Comp. Manto	% Lipídico
CI 3	1,000000	0,418182	0,527273	0,078788	0,854545	-0,512205	-0,434272	-0,127660
CI 4	0,418182	1,000000	0,733333	0,103030	0,745455	-0,036586	-0,245458	-0,759882
CI 5	0,527273	0,733333	1,000000	0,127273	0,757576	-0,164637	-0,207695	-0,528878
CI 6	0,078788	0,103030	0,127273	1,000000	0,260606	-0,689037	-0,509797	-0,085107
$\Sigma$ PCBs	0,854545	0,745455	0,757576	0,260606	1,000000	-0,432935	-0,528678	-0,401218
Comp. Total	-0,512205	-0,036586	-0,164637	-0,689037	-0,432935	1,000000	0,769373	0,201836
Comp. Manto	-0,434272	-0,245458	-0,207695	-0,509797	-0,528678	0,769373	1,000000	0,265144
% Lipídico	-0,127660	-0,759882	-0,528878	-0,085107	-0,401218	0,201836	0,265144	1,000000

Figura 44. Correlações de Spearman para músculos de *Loligo plei*.

Os resultados de PCBs em peixes menores (cavalinha e sardinha) foram muito semelhantes aos encontrados em lulas. A análise de PCBs em amostras de músculos de cavalinha (*S. japonicus*) revelou apenas oito congêneres acima do limite de quantificação do método. O somatório dos PCBs alcançou uma faixa entre 15,29 e 56,05 ng g<sup>-1</sup> em peso úmido e o seu valor médio foi 27,50 ng g<sup>-1</sup>.

Nesta espécie predominaram os congêneres pentaclorados de PCBs. Estes congêneres foram responsáveis por aproximadamente 60% da distribuição total dos PCBs em amostras de músculos. Diferentemente das demais espécies, a cavalinha apresentou apenas congêneres tetra, penta e hexaclorados.

Os valores das concentrações médias, desvios padrão e faixa dos congêneres de PCBs encontrados acima do limite de quantificação em músculos de *S. japonicus* estão apresentados na tabela 32 e os somatórios de PCBs em função do grau de halogenação estão dispostos na figura 45.

Tabela 32. Concentrações médias (em ng g<sup>-1</sup> de peso úmido), desvio padrão e faixa dos PCBs em amostras de músculos de *Scomber japonicus*.

	MÉDIA	DESVIO PADRÃO	MÍNIMO	MÁXIMO
PCB 52	2,96	2,11	<LQM	8,06
PCB 95	2,70	2,02	2,55	7,56
PCB 101	3,82	2,91	1,73	10,91
PCB 110	2,52	2,07	2,19	11,55
PCB 118	3,89	3,15	2,63	10,18
PCB 153	3,46	2,76	2,41	7,74
PCB 105	3,92	2,83	2,47	7,66
PCB 138	4,22	1,61	2,32	10,95
Σ PCBs	27,50	18,66	–	–

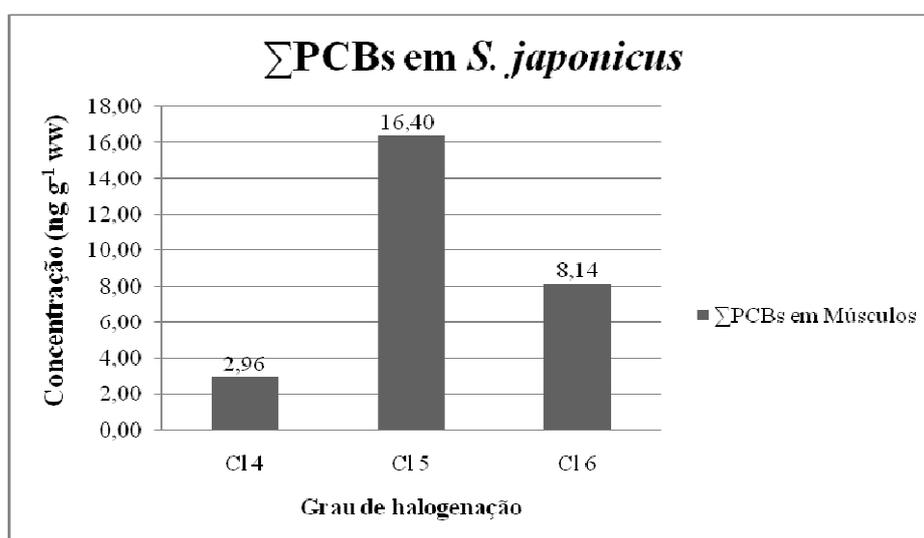


Figura 45. Somatório dos PCBs (peso úmido) para amostras de músculos de *Scomber japonicus* em função de seu grau de halogenação.

Os níveis de PCBs encontrados neste estudo foram aproximadamente quatro vezes maiores que os apresentados pela mesma espécie oriunda da região central do Mar Adriático (Corsi, Aurigi e Focardi, 2001) e na costa da Califórnia (Jarvis et al., 2007). Além disso, nossos resultados foram semelhantes aos encontrados por Moon e Ok (2006) em *Scomber japonicus* da costa da Coreia do Sul.

A cavalinha apresentou, assim como as demais espécies de peixes e lulas utilizados neste estudo, níveis bem menores de PCBs. Este resultado pode ser entendido se observarmos três fatores: O primeiro é o hábito alimentar desta

espécie, que é baseado na ingestão de pequenos peixes e lulas, ictioplâncton e zooplâncton crustáceo, ou seja, presas que possuem baixo potencial de absorção e concentração de POPs em seus organismos (Jarvis et al., 2007; Yoon et al., 2008; Takagi et al., 2009). O segundo motivo é a pesca comercial de indivíduos ainda muito pequenos (jovens), os quais provavelmente tiveram tempos de exposição aos PCBs reduzido pela captura (Jarvir et al., 2007). Por fim, o terceiro fator remete às atividades migratórias desenvolvidas por esta espécie, uma vez que são conhecidas migrações de grandes cardumes de cavalinhas tanto ao longo da região costeira quanto em mar aberto (Konno et al., 2001).

A análise estatística de Spearman apresentada pela figura 46 não revelou nenhuma correlação relevante entre a concentração de PCBs e as variáveis morfométricas dos indivíduos da espécie *Scomber japonicus*. Foram observadas somente correlações entre os congêneres e seus graus de halogenação; entre o peso dos indivíduos e o teor lipídico; e entre o comprimento e o peso dos peixes.

Variable	Spearman Rank Order Correlations (Cavalinhas)						
	CI 4	CI 5	CI 6	ΣPCBs	Comprimento	Peso	% Lipídico
CI 4	1,000000	0,975758	0,745455	0,951515	0,413651	0,563636	0,418182
CI 5	0,975758	1,000000	0,684848	0,963636	0,432173	0,587879	0,321212
CI 6	0,745455	0,684848	1,000000	0,793939	-0,012348	0,248485	0,393939
ΣPCBs	0,951515	0,963636	0,793939	1,000000	0,401303	0,575758	0,393939
Comprimento	0,413651	0,432173	-0,012348	0,401303	1,000000	0,913737	0,493912
Peso	0,563636	0,587879	0,248485	0,575758	0,913737	1,000000	0,672727
% Lipídico	0,418182	0,321212	0,393939	0,393939	0,493912	0,672727	1,000000

Figura 46. Correlações de Spearman para músculos de *Scomber japonicus*.

A análise de PCBs em sardinhas (*Sardinella brasiliensis*), assim como a espécie anterior, revelou apenas oito congêneres acima do limite de quantificação do método e o somatório de PCBs alcançou uma faixa entre 18,75 e 32,10 ng g<sup>-1</sup> (peso úmido) e seu valor médio foi 28,05 ng g<sup>-1</sup>.

Foram encontrados acima do LQM somente congêneres tetra, penta e hexaclorados. Os congêneres predominantes de PCBs foram os pentaclorados, os quais atingiram aproximadamente 62% de toda a distribuição em amostras de músculos para esta espécie.

Os valores médios, mínimo, máximos e desvios-padrão para os níveis de PCBs em músculos de sardinha estão dispostos na tabela 33.

Tabela 33. Concentrações médias (em  $\text{ng g}^{-1}$  de peso úmido), desvio padrão e faixa dos PCBs em amostras de músculos de *Sardinella brasiliensis*.

	MÉDIA	DESVIO PADRÃO	MÍNIMO	MÁXIMO
PCB 52	3,52	1,07	<LQM	4,82
PCB 95	2,92	0,51	2,46	3,74
PCB 101	3,35	0,59	2,51	4,22
PCB 110	3,15	0,87	2,33	3,88
PCB 118	3,21	0,53	2,55	3,52
PCB 153	2,90	0,31	2,16	4,26
PCB 105	3,16	0,64	2,38	4,70
PCB 138	2,88	0,62	2,39	4,47
$\Sigma$ PCBs	25,08	3,94	–	–

O gráfico representado na figura 47 representa a distribuição média dos congêneres de PCBs em função de seus graus de cloração.

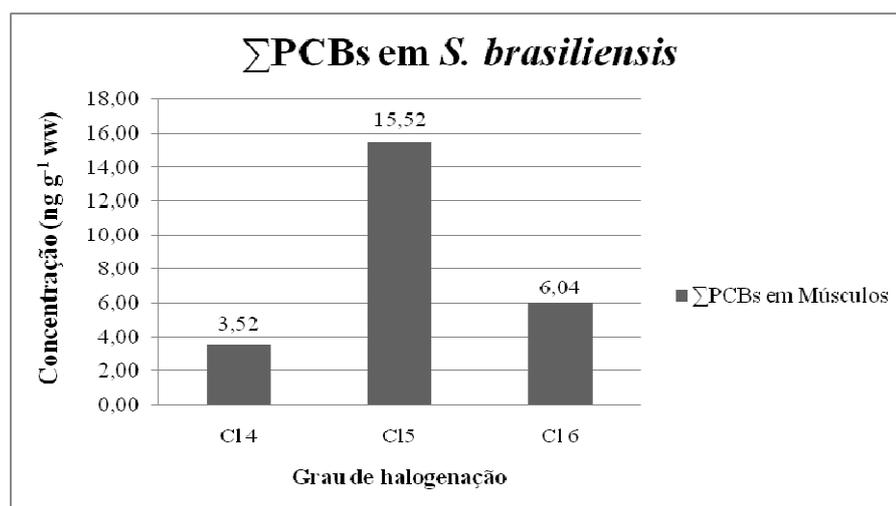


Figura 47. Somatório dos PCBs (peso úmido) para amostras de músculos de *Sardinella brasiliensis* em função de seu grau de halogenação.

Estabelecendo uma comparação entre as espécies sardinha e cavalinha, observou-se que ambas apresentaram os mesmos congêneres acima do LQM, somatórios de PCBs possuem valores muito próximos e também apresentaram os congêneres pentaclorados como os dominantes, com aproximadamente 60% do total da distribuição de PCBs. De fato, este resultado já era esperado, uma vez que são espécies com hábitos, tamanhos e distribuições muito semelhantes.

Como se trata de uma espécie essencialmente planctívora, são esperados níveis de contaminantes orgânicos mais reduzidos, uma vez que suas presas não

são capazes de acumular grandes cargas destes compostos (Schneider e Schwingel, 1999; Cergole e Neto, 2011). Apesar dos níveis de PCBs terem sido relativamente baixos, tal fato não possui relação com o tamanho dos indivíduos, uma vez que esta espécie atinge a maturidade sexual com 17 cm de comprimento e a média dos indivíduos utilizados neste estudo foi de 25 cm, ou seja, indivíduos adultos (Whitehead, 1985).

Os resultados de PCBs encontrados no presente estudo são muito semelhantes aos resultados encontrados por da Silva et al. (2003) em sardinhas oriundas da Baía de Guanabara e da Região Metropolitana do Estado Rio de Janeiro (Delgado et al., 2002). Além disso, os níveis de PCBs neste estudo são superiores em, aproximadamente, uma ordem de grandeza aos encontrados por Medeiros (2011) em sardinhas da Região Oceânica de Niterói.

A análise estatística de Spearman, representada pela figura 48, não revelou muitas correlações significativas entre as concentrações dos PCBs e as variáveis morfométricas para amostras de músculos de *S. brasiliensis*. Foram observadas somente correlações entre os congêneres pentaclorados e o peso dos indivíduos e também entre os congêneres em função dos grau de halogenação e o somatório dos PCBs.

Spearman Rank Order Correlations (Sardinhas)							
Marked correlations are significant at $p < 0,05000$							
Variable	CI 4	CI 5	CI 6	$\Sigma$ PCBs	Comprimento	Peso	% Lipídico
CI 4	1,000000	<b>0,878788</b>	0,381818	<b>0,866667</b>	0,388615	0,539394	0,369697
CI 5	<b>0,878788</b>	1,000000	0,442424	<b>0,951515</b>	0,542720	<b>0,721212</b>	0,127273
CI 6	0,381818	0,442424	1,000000	0,587879	0,241209	0,236364	-0,296970
$\Sigma$ PCBs	<b>0,866667</b>	<b>0,951515</b>	0,587879	1,000000	0,482418	0,587879	-0,006061
Comprimento	0,388615	0,542720	0,241209	0,482418	1,000000	<b>0,904534</b>	0,288111
Peso	0,539394	<b>0,721212</b>	0,236364	0,587879	<b>0,904534</b>	1,000000	0,381818
% Lipídico	0,369697	0,127273	-0,296970	-0,006061	0,288111	0,381818	1,000000

Figura 48. Correlações de Spearman para músculos de *Sardinella brasiliensis*.

A análise de PCBs em amostras de músculos de tainha (*Mugil liza*) apontou os menores níveis encontrados dentre todas as espécies utilizadas neste estudo, pois somente 5 congêneres foram encontrados acima do limite de quantificação (PCB 33, -52, 101, -138 e -153). O somatório de PCBs em amostras

de músculos atingiu uma faixa entre 5,92 e 22,35 ng g<sup>-1</sup> (peso úmido), com valor médio de 12,54 ng g<sup>-1</sup> (peso úmido).

Nas amostras de fígados os valores foram razoavelmente mais elevados, visto que o somatório de PCBs atingiu uma faixa entre 29,03 e 92,49 ng g<sup>-1</sup> e um valor médio de 53,80 ng g<sup>-1</sup> (peso úmido). Neste tecido 14 diferentes congêneres de PCBs foram determinados acima do LQM. Já era esperado que as amostras de fígados apresentassem as maiores concentrações de PCBs, pois, como já foi discutido anteriormente, este órgão possui alto teor de lipídios e também complexos enzimáticos responsáveis pela metabolização deste tipo de substâncias xenobióticas (Weijs et al., 2010; Klaassen, 2013; Barbosa, 2015).

Os perfis de distribuição dos PCBs quanto ao seu grau de halogenação foram diferentes em músculos e fígados de tainhas, de forma que os congêneres hexaclorados se apresentaram com dominantes em amostras de músculos (com cerca de 42% do total de PCBs) e em fígados os congêneres dominantes foram os pentaclorados, os quais atingiram cerca de 45% da distribuição total destes compostos.

As tabelas 34 e 35 a seguir apresentam a distribuição média dos PCBs para dos congêneres encontrados acima do LQM em músculos e fígados, respectivamente.

Tabela 34. Concentrações médias (em ng g<sup>-1</sup> de peso úmido), desvio padrão e faixa dos PCBs em amostras de músculos de *Mugil liza*.

	MÉDIA	DESVIO PADRÃO	MÍNIMO	MÁXIMO
<b>PCB 33</b>	2,85	2,39	< LQM	9,40
<b>PCB 52</b>	2,45	0,68	< LQM	3,59
<b>PCB 101</b>	2,02	0,90	1,58	3,48
<b>PCB 153</b>	2,37	1,07	1,92	6,56
<b>PCB 138</b>	2,84	1,99	2,15	8,18
<b>Σ PCBs</b>	12,54	6,11	–	–

Tabela 35. Concentrações médias (em  $\text{ng g}^{-1}$  de peso úmido), desvio padrão e faixa dos PCBs em amostras de músculos de *Mugil liza*.

	MÉDIA	DESVIO PADRÃO	MÍNIMO	MÁXIMO
PCB 31	3,27	1,62	2,19	6,40
PCB 52	5,23	1,18	3,50	7,01
PCB 49	2,19	0,58	2,28	3,81
PCB 44	2,91	0,58	2,72	3,58
PCB 70	3,91	0,80	2,73	4,95
PCB 95	4,35	0,86	3,00	5,64
PCB 101	5,48	1,79	2,99	9,34
PCB 99	2,96	1,01	2,76	5,10
PCB 87	2,73	0,69	1,96	3,70
PCB 110	4,61	1,03	3,12	6,02
PCB 149	2,74	1,67	<LQM	6,67
PCB 118	4,22	1,65	2,52	8,10
PCB 153	4,22	3,23	1,78	11,93
PCB 138	4,98	4,30	2,12	15,60
$\Sigma$ PCBs	53,80	17,82	–	–

A figura 49 apresenta os somatórios dos PCBs em  $\text{ng g}^{-1}$  (peso úmido) em função do grau de cloração para amostras de músculos e fígados de tainha.

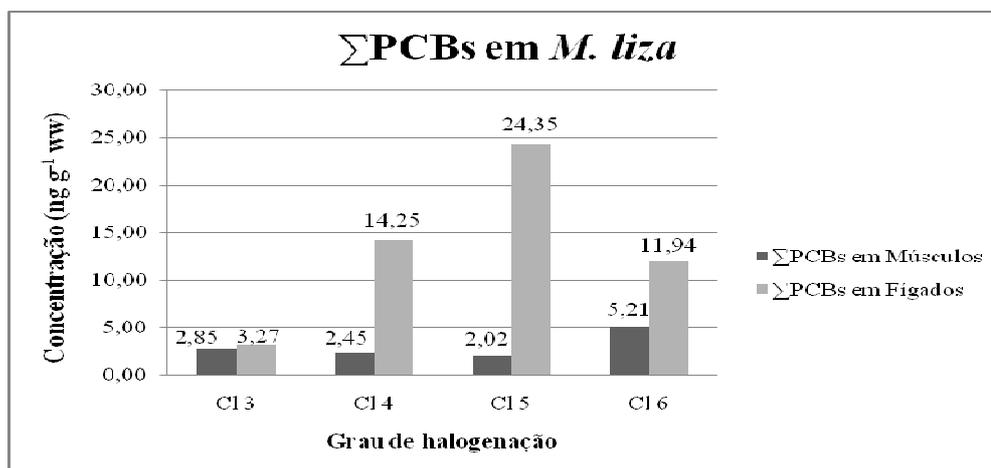


Figura 49. Distribuição dos PCBs em função do grau de halogenação em amostras de músculos e fígados de tainha.

Os resultados de PCBs encontrados para *Mugil liza* no presente estudo são inferiores em uma ordem de grandeza aos encontrados por da Silva et al. (2013) em tainhas oriundas da Baía de Guanabara, que segundo Dorneles et al. (2013) é a

área mais impactada por ações antrópicas no Brasil. Além disso, estes resultados são inferiores aos encontrados por Lavandier et al. (2013) em tainhas da Baía da Ilha Grande e muito semelhantes aos encontrados por Medeiros (2011) em tainhas do município de Niterói.

Estabelecendo uma comparação com outras espécies de tainha (*Mugil cephalus*), os resultados do presente estudo encontram-se uma ordem de grandeza inferiores aos encontrados por Ameer et al. (2013) na Lagoa Bizerte (Tunísia) e por Ferreira et al. (2004) na cidade do Porto em Portugal. Nossos resultados só foram superiores aos resultados encontrados por Baptista et al. (2013) na costa Sul de Portugal.

As tainhas apresentaram os menores níveis de contaminantes dentre todas as espécies analisadas neste estudo. Este resultado pode ser justificado se observarmos os hábitos alimentares desta espécie. As tainhas em fase larval se alimentam principalmente de plânctons (de Silva, 1980). Quando alcançam o estágio de subadulto ou adulto, sua dieta passa de planctívora para detritívora, onde se alimentam principalmente de detritos e microalgas bentônicas (Thompson et al., 2015).

De acordo com Da silva (2009), peixes detritívoros, tais como a tainha (*Mugil liza*) se encontram em níveis tróficos muito semelhantes aos organismos bentônicos sésseis e filtradores, e com isso podem apresentar menores concentrações de poluentes orgânicos persistentes.

O teste estatístico de Kruskal-Wallis apontou diferença significativa para o somatório de PCBs entre músculos e fígados ( $P = 0,000100$ ).

A análise estatística de Spearman para amostras de músculos de tainha (Figura 50) revelou apenas uma correlação inversa significativa entre o peso e a concentração dos PCBs triclorados. As demais correlações significativas encontradas foram entre os congêneres tri, tetra e hexa clorados com o somatório de PCBs. Estes congêneres representam cerca de 72% de toda a distribuição de PCBs neste tecido e talvez por isso tenham apresentado maiores pesos em suas correlações. Além disso, nenhuma correlação significativa foi encontrada para os congêneres de PCBs tetraclorados.

Spearman Rank Order Correlations (Tainha musc)									
Marked correlations are significant at $p < 0,05000$									
Variable	CI 3	CI 4	CI 5	CI 6	$\Sigma$ PCBs	Sexo	Comprimento	Peso	% Lipídico
CI 3	1,000000	0,551515	<b>0,890909</b>	<b>0,878788</b>	<b>0,939394</b>	0,113961	0,338502	<b>-0,709091</b>	-0,103030
CI 4	0,551515	1,000000	0,418182	0,248485	0,587879	0,189934	-0,153864	-0,381818	-0,115152
CI 5	<b>0,890909</b>	0,418182	1,000000	<b>0,927273</b>	<b>0,927273</b>	-0,037987	0,283110	-0,551515	-0,163636
CI 6	<b>0,878788</b>	0,248485	<b>0,927273</b>	1,000000	<b>0,915152</b>	-0,189934	0,529293	-0,527273	-0,006061
$\Sigma$ PCBs	<b>0,939394</b>	0,587879	<b>0,927273</b>	<b>0,915152</b>	1,000000	-0,037987	0,320038	-0,600000	-0,115152
Sexo	0,113961	0,189934	-0,037987	-0,189934	-0,037987	1,000000	-0,578638	-0,265908	0,037987
Comprimento	0,338502	-0,153864	0,283110	0,529293	0,320038	-0,578638	1,000000	0,080009	0,227719
Peso	<b>-0,709091</b>	-0,381818	-0,551515	-0,527273	-0,600000	-0,265908	0,080009	1,000000	0,224242
% Lipídico	-0,103030	-0,115152	-0,163636	-0,006061	-0,115152	0,037987	0,227719	0,224242	1,000000

Figura 50. Correlações de Spearman para músculos de *Mugil liza*.

Já para as amostras de fígados, a análise de Spearman (Figura 51) revelou forte correlação entre os congêneres tetra e pentaclorados com o teor lipídico apresentado nestes tecidos. Foram observadas também correlações não tão fortes quanto às anteriores, mas igualmente significativas dos congêneres tri e hexaclorados com o teor lipídico dos fígados. Estes resultados sugerem que a acumulação dos PCBs é diretamente proporcional à quantidade de lipídios presente no tecido hepático destes peixes.

Spearman Rank Order Correlations (Tainha fig)									
Marked correlations are significant at $p < 0,05000$									
Variable	CI 3	CI 4	CI 5	CI 6	$\Sigma$ PCBs	Sexo	Comprimento	Peso	% Lipídico
CI 3	1,000000	<b>0,733333</b>	<b>0,750000</b>	0,283333	<b>0,683333</b>	0,103510	-0,109248	-0,550000	<b>0,683333</b>
CI 4	<b>0,733333</b>	1,000000	<b>0,900000</b>	0,300000	<b>0,883333</b>	0,000000	0,403376	-0,283333	<b>0,883333</b>
CI 5	<b>0,750000</b>	<b>0,900000</b>	1,000000	0,600000	<b>0,983333</b>	0,103510	0,504219	-0,250000	<b>0,983333</b>
CI 6	0,283333	0,300000	0,600000	1,000000	<b>0,666667</b>	0,310530	0,588256	-0,233333	<b>0,666667</b>
$\Sigma$ PCBs	<b>0,683333</b>	<b>0,883333</b>	<b>0,983333</b>	<b>0,666667</b>	1,000000	0,207020	0,613467	-0,266667	1,000000
Sexo	0,103510	0,000000	0,103510	0,310530	0,207020	1,000000	0,156575	-0,414039	0,207020
Comprimento	-0,109248	0,403376	0,504219	0,588256	0,613467	0,156575	1,000000	0,226899	0,613467
Peso	-0,550000	-0,283333	-0,250000	-0,233333	-0,266667	-0,414039	0,226899	1,000000	-0,266667
% Lipídico	<b>0,683333</b>	<b>0,883333</b>	<b>0,983333</b>	<b>0,666667</b>	1,000000	0,207020	0,613467	-0,266667	1,000000

Figura 51. Correlações de Spearman para fígados de *Mugil liza*.

Os resultados referentes à contaminação por PCBs em corvinas (*Micropogonias furnieri*) foram superiores aos demais peixes e menores que os encontrados em peixes-espada. Nesta espécie foram encontrados 15 congêneres em amostras de músculos e 18 congêneres em amostras de fígados acima do LQM. Os somatórios de PCBs em músculos alcançaram uma faixa entre 25,66 e 100,94 ng g<sup>-1</sup> (peso úmido), com valor médio de 46,85 ng g<sup>-1</sup>. Já em fígados, os somatórios de PCBs se encontraram entre 48,68 e 109,53 ng g<sup>-1</sup> (peso úmido) e seu valor médio foi de 73,83 ng g<sup>-1</sup> (peso úmido).

Os congêneres pentaclorados foram predominantes tanto em amostras de músculos quanto em fígados, totalizando, respectivamente, 44% e 41% da distribuição total de PCBs. Os perfis de acumulação de PCBs não foram semelhantes em músculos e fígados, uma vez que em seguida aos congêneres pentaclorados, os congêneres predominantes em músculos foram os tetraclorados e em fígados foram os hexaclorados. Pela primeira vez foram observados congêneres heptaclorados em amostras de peixes e este resultado foi apresentando unicamente pelas amostras de fígado.

As tabelas a seguir apresentam as concentrações médias dos PCBs que se encontram acima do LQM em amostras músculos e fígados de corvinas.

Tabela 36. Concentrações médias (em ng g<sup>-1</sup> de peso úmido), desvio padrão e faixa dos PCBs em amostras de músculos de *Micropogonias furnieri*.

	MÉDIA	DESVIO PADRÃO	MÍNIMO	MÁXIMO
<b>PCB 18</b>	2,03	1,16	<LQM	3,63
<b>PCB 31</b>	3,06	1,36	<LQM	5,39
<b>PCB 28</b>	2,53	1,20	<LQM	3,96
<b>PCB 33</b>	2,00	0,91	1,89	3,78
<b>PCB 52</b>	3,65	2,32	2,68	9,64
<b>PCB 44</b>	3,11	2,16	<LQM	6,61
<b>PCB 70</b>	3,42	2,48	2,49	7,98
<b>PCB 95</b>	3,69	3,07	2,58	9,79
<b>PCB 101</b>	3,64	2,76	1,55	9,41
<b>PCB 87</b>	2,60	1,96	1,95	6,33
<b>PCB 110</b>	4,04	2,88	2,20	10,06
<b>PCB 118</b>	2,84	2,18	<LQM	7,50
<b>PCB 153</b>	3,06	2,15	1,73	6,66
<b>PCB 105</b>	3,73	1,61	2,44	6,45
<b>PCB 138</b>	3,46	2,53	<LQM	8,33
<b>Σ PCBs</b>	46,85	27,45	–	–

Tabela 37. Concentrações médias (em ng g<sup>-1</sup> de peso úmido), desvio padrão e faixa dos PCBs em amostras de fígados de *Micropogonias furnieri*.

	MÉDIA	DESVIO PADRÃO	MÍNIMO	MÁXIMO
PCB 31	4,53	2,74	3,28	10,58
PCB 28	5,14	2,15	2,43	8,49
PCB 33	3,23	1,22	1,86	5,17
PCB 52	4,45	1,13	3,04	6,14
PCB 44	2,61	0,89	<LQM	3,89
PCB 70	3,39	1,23	2,41	5,70
PCB 95	4,21	1,97	2,57	8,61
PCB 101	5,03	1,76	3,56	8,88
PCB 99	3,14	1,22	2,64	5,80
PCB 87	2,67	0,95	1,90	4,70
PCB 110	4,69	1,58	2,69	7,63
PCB 149	2,67	1,36	<LQM	5,80
PCB 118	4,05	1,34	3,11	6,98
PCB 153	9,10	2,34	6,56	12,44
PCB 105	3,05	1,29	<LQM	5,17
PCB 138	4,24	2,01	2,90	8,89
PCB 126	3,58	1,44	<LQM	5,27
PCB 180	4,06	2,43	2,87	9,52
Σ PCBs	73,83	19,69	–	–

As concentrações de PCBs encontradas em corvinas no presente estudo são aproximadamente quatro vezes menores que as encontradas por da Silva et al. (2013) em corvinas da Baía de Guanabara e três vezes menores que os níveis encontrados por Lavandier et al. (2013) em amostras desta mesma espécie na Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro. Os dados deste trabalho são muito semelhantes aos encontrados no estudo de Quinete et al. (2011), realizado na foz do Rio Paraíba do Sul, Campos do Goytacazes; aos encontrados por Medeiros (2011) em corvinas da região oceânica de Niterói; e também se assemelham aos resultados de Da Silva et al. (2003), encontrados em amostras de corvinas da Baía de Guanabara.

Os estudos relacionados ao hábito alimentar de *M. furnieri* (Mendoza-Carranza e Vieira, 2008; Morasche, Tubino e Monteiro-Neto, 2010) indicam que os indivíduos adultos desta espécie possuem hábitos essencialmente carnívoros, visto que se alimentam principalmente de crustáceos, poliquetas, bivalves e peixes. Segundo Vazzoler (1991), os peixes representam o item preferencial no

hábito alimentar desta espécie. Tal resultado pode explicar os níveis mais elevados em corvinas, quando comparamos com os resultados encontrados em lulas, cavalinhas e sardinhas, os quais se encontram em níveis tróficos inferiores na cadeia alimentar (Schneider e Schwingel, 1999; Jarvis et al., 2007; Gasalla, Rodrigues e Postuma, 2010).

A figura 52 apresenta os somatórios dos PCBs em  $\text{ng g}^{-1}$  (peso úmido) em função do grau de cloração para amostras de músculos e fígados de corvinas.

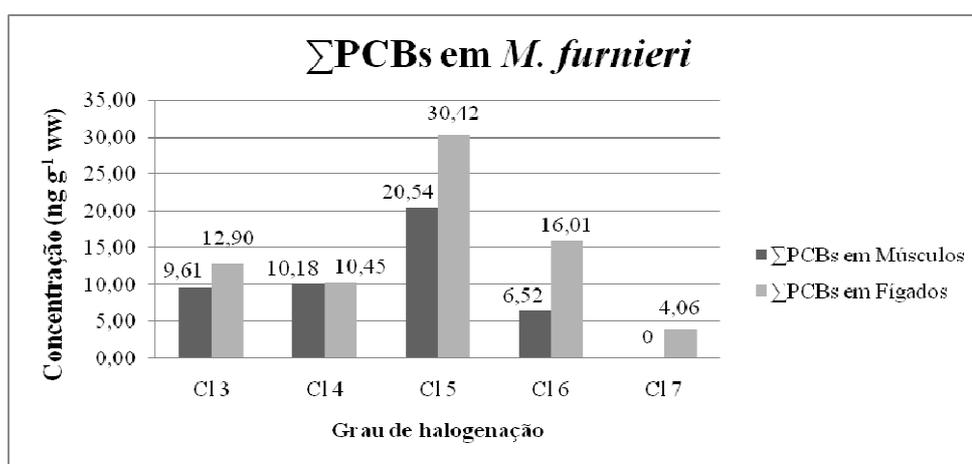


Figura 52. Distribuição dos PCBs em função do grau de halogenação em amostras de músculos e fígados de corvinas.

A análise estatística de Kruskal-Wallis também apontou uma diferença significativa para o somatório de PCBs entre as amostras de músculos e fígados de corvina ( $P = 0,036224$ ).

O teste estatístico de Spearman (Figura 53), realizado em músculos de corvinas, revelou correlações inversas significativas entre a concentração dos congêneres triclorados de PCBs e o comprimento dos indivíduos, que pode indicar que o padrão de acumulação desta classe de congêneres é inversamente proporcional ao comprimento dos peixes. Além disso, foi observada uma correlação significativa direta entre os níveis dos congêneres tetraclorados e o teor lipídico dos músculos de corvina, informando que a acumulação destes PCBs é diretamente proporcional à quantidade lipídica neste tecido.

Spearman Rank Order Correlations (Corvinas musc)									
Marked correlations are significant at $p < 0,05000$									
Variable	CI 3	CI 4	CI 5	CI 6	$\Sigma$ PCBs	Sexo	Comprimento	Peso	% Lipídico
CI 3	1,000000	0,583333	<b>0,716667</b>	<b>0,766667</b>	<b>0,866667</b>	0,517549	<b>-0,697504</b>	-0,516667	0,483333
CI 4	0,583333	1,000000	<b>0,833333</b>	0,516667	<b>0,833333</b>	0,310530	-0,092440	0,166667	<b>0,733333</b>
CI 5	<b>0,716667</b>	<b>0,833333</b>	1,000000	<b>0,683333</b>	<b>0,950000</b>	0,621059	-0,546238	-0,200000	0,600000
CI 6	<b>0,766667</b>	0,516667	<b>0,683333</b>	1,000000	<b>0,750000</b>	<b>0,724569</b>	-0,504219	-0,450000	0,250000
$\Sigma$ PCBs	<b>0,866667</b>	<b>0,833333</b>	<b>0,950000</b>	<b>0,750000</b>	1,000000	0,621059	-0,596660	-0,283333	0,633333
Sexo	0,517549	0,310530	0,621059	<b>0,724569</b>	0,621059	1,000000	-0,521917	-0,310530	0,103510
Comprimento	<b>-0,697504</b>	-0,092440	-0,546238	-0,504219	-0,596660	-0,521917	1,000000	<b>0,823558</b>	-0,260513
Peso	-0,516667	0,166667	-0,200000	-0,450000	-0,283333	-0,310530	<b>0,823558</b>	1,000000	-0,066667
% Lipídico	0,483333	<b>0,733333</b>	0,600000	0,250000	0,633333	0,103510	-0,260513	-0,066667	1,000000

Figura 53. Correlações de Spearman para músculos de *Micropogonias furnieri*.

Já em amostras de fígados, não foram observadas muitas correlações significativas importantes entre os níveis de PCBs e as variáveis morfométricas das corvinas. Foram observadas somente correlações significativas entre o somatório dos congêneres tetraclorados e o teor lipídico dos fígados desta espécie, que podem indicar que neste tipo de tecido a acumulação desta classe de PCBs ocorre de forma diretamente proporcional.

Spearman Rank Order Correlations (Corvinas fig)										
Marked correlations are significant at $p < 0,05000$										
Variable	CI 3	CI 4	CI 5	CI 6	CI 7	$\Sigma$ PCBs	Sexo	Comprimento	Peso	% Lipídico
CI 3	1,000000	0,261905	0,166667	-0,476190	-0,095238	0,190476	-0,377964	0,518110	0,142857	-0,238095
CI 4	0,261905	1,000000	<b>0,857143</b>	0,500000	0,547619	<b>0,880952</b>	0,000000	-0,216883	-0,452381	<b>-0,738095</b>
CI 5	0,166667	<b>0,857143</b>	1,000000	0,619048	0,619048	<b>0,976190</b>	0,000000	0,000000	-0,119048	-0,666667
CI 6	-0,476190	0,500000	0,619048	1,000000	<b>0,857143</b>	0,666667	0,125988	-0,530159	-0,309524	-0,333333
CI 7	-0,095238	0,547619	0,619048	<b>0,857143</b>	1,000000	0,690476	0,000000	-0,277129	-0,119048	-0,571429
$\Sigma$ PCBs	0,190476	<b>0,880952</b>	<b>0,976190</b>	0,666667	0,690476	1,000000	0,000000	-0,108442	-0,238095	-0,619048
Sexo	-0,377964	0,000000	0,000000	0,125988	0,000000	0,000000	1,000000	-0,510061	-0,377964	0,125988
Comprimento	0,518110	-0,216883	0,000000	-0,530159	-0,277129	-0,108442	-0,510061	1,000000	<b>0,879582</b>	-0,216883
Peso	0,142857	-0,452381	-0,119048	-0,309524	-0,119048	-0,238095	-0,377964	<b>0,879582</b>	1,000000	-0,119048
% Lipídico	-0,238095	<b>-0,738095</b>	-0,666667	-0,333333	-0,571429	-0,619048	0,125988	-0,216883	-0,119048	1,000000

Figura 54. Correlações de Spearman para fígados de *Micropogonias furnieri*.

Dentre todas as espécies de peixes investigados neste trabalho, a espécie *Trichiurus lepturus* (peixe-espada) apresentou as concentrações mais elevadas de PCBs. Em relação ao perfil de distribuição dos congêneres de PCBs, as distribuições em peixe-espada foram muito semelhantes às encontrados em músculos e fígados de corvina, que também é um peixe com hábito alimentar carnívoro.

Acima do LQM foram encontrados 20 congêneres em amostras de músculos e 28 congêneres em fígados. Os  $\Sigma$ PCBs alcançaram valores entre 66,31 e 168,63 ng g<sup>-1</sup> (peso úmido) e seu valor médio foi 105,64 ng g<sup>-1</sup> (peso úmido), ao passo que em fígados esta faixa atingiu valores entre 135,91 e 416,18 ng g<sup>-1</sup> (peso úmido) e o valor médio foi de 266,82 ng g<sup>-1</sup> (peso úmido).

Os congêneres pentaclorados foram predominantes tanto em amostras de músculos quanto em fígados, pois foram responsáveis por aproximadamente 45% da distribuição total de PCBs em músculos e em fígados representaram aproximadamente 34% do total de PCBs. Apesar de músculos e fígados terem sido os congêneres predominantes, a distribuição dos congêneres de PCBs foi muito diferente entre estes dois tecidos, pois a segunda classe de PCBs predominantes em músculos foi a dos tetraclorados (com 27% do total de PCBs), enquanto que em amostras de fígados os compostos hexaclorados foram a segunda classe predominante, representando 24% do total de PCBs e seguidos dos PCBs tetraclorados, os quais atingiram aproximadamente 22% do  $\Sigma$ PCBs. Além disso, apenas os fígados de peixe-espada apresentaram congêneres diclorados e heptaclorados de PCBs acima do LQM.

As tabelas a seguir apresentam as concentrações médias dos congêneres de PCBs encontrados acima do limite de quantificação do método (LQM) em músculos e fígados de *Trichiurus lepturus*, respectivamente, assim como os valores mínimos e máximos alcançados e também os desvios-padrão para cada uma destas variáveis.

Tabela 38. Concentrações médias (em ng g<sup>-1</sup> de peso úmido), desvio padrão e faixa dos PCBs em amostras de músculos de *Trichiurus lepturus*.

	<b>MÉDIA</b>	<b>DESVIO PADRÃO</b>	<b>MÍNIMO</b>	<b>MÁXIMO</b>
<b>PCB 18</b>	2,54	1,74	1,69	7,30
<b>PCB 31</b>	5,65	5,03	2,22	19,31
<b>PCB 28</b>	3,67	1,31	2,35	4,59
<b>PCB 33</b>	3,56	1,30	2,09	5,92
<b>PCB 52</b>	9,23	2,89	6,28	15,31
<b>PCB 49</b>	3,66	1,11	2,47	5,42
<b>PCB 44</b>	5,16	1,76	3,17	8,64
<b>PCB 70</b>	6,87	2,09	4,64	10,45
<b>PCB 66</b>	4,07	1,32	2,82	6,45
<b>PCB 95</b>	6,70	2,06	4,34	10,19
<b>PCB 101</b>	7,87	2,35	5,13	12,60
<b>PCB 99</b>	5,02	1,19	3,16	7,17
<b>PCB 97</b>	3,25	1,10	2,10	5,00
<b>PCB 87</b>	4,60	2,23	<LQM	8,78
<b>PCB 110</b>	7,44	2,16	5,31	12,09
<b>PCB 149</b>	3,41	1,09	2,68	4,79
<b>PCB 118</b>	6,07	1,73	3,89	9,60
<b>PCB 153</b>	4,94	1,98	2,21	7,87
<b>PCB 105</b>	6,27	2,63	2,74	11,83
<b>PCB 138</b>	5,67	1,99	3,08	8,10
<b>ΣPCBs</b>	105,64	30,69	–	–

Tabela 39. Concentrações médias (em ng g<sup>-1</sup> de peso úmido), desvio padrão e faixa dos PCBs em amostras de fígados de *Trichiurus lepturus*.

	MÉDIA	DESVIO PADRÃO	MÍNIMO	MÁXIMO
PCB 8	4,49	1,34	2,49	4,83
PCB 18	4,26	1,72	2,29	7,72
PCB 31	8,71	6,24	3,84	24,06
PCB 28	7,41	4,54	2,84	17,04
PCB 33	5,62	2,14	2,47	9,33
PCB 52	18,09	6,46	8,53	25,24
PCB 49	7,22	2,18	4,37	11,21
PCB 44	10,29	3,25	5,96	17,80
PCB 70	12,39	4,28	5,87	21,14
PCB 66	7,41	2,34	3,97	12,64
PCB 95	14,22	4,54	6,81	22,89
PCB 56/60	4,03	1,33	1,85	5,44
PCB 101	17,78	5,37	9,06	28,61
PCB 99	10,27	3,47	4,78	15,50
PCB 97	5,45	1,79	2,61	9,07
PCB87	8,97	3,06	4,39	15,13
PCB 110	15,24	4,57	8,03	23,75
PCB 151	3,62	1,57	2,95	5,71
PCB 149	10,73	4,03	4,97	17,39
PCB 118	13,42	4,81	6,53	23,90
PCB 153	19,96	9,14	6,38	33,55
PCB 132	5,31	2,66	2,76	9,38
PCB 105	6,33	1,50	3,85	9,45
PCB 141	3,37	1,36	<LQM	5,64
PCB 138	19,91	9,20	8,50	35,80
PCB 187	6,72	3,37	3,65	11,28
PCB 180	9,74	4,99	2,77	16,38
PCB 170	5,85	2,61	2,89	9,70
<b>ΣPCBs</b>	266,82	103,85	–	–

A figura 55 apresenta as distribuições médias dos PCBs em ng g<sup>-1</sup> (peso úmido) em função do grau de cloração para amostras de músculos e fígados de *Trichiurus lepturus*.

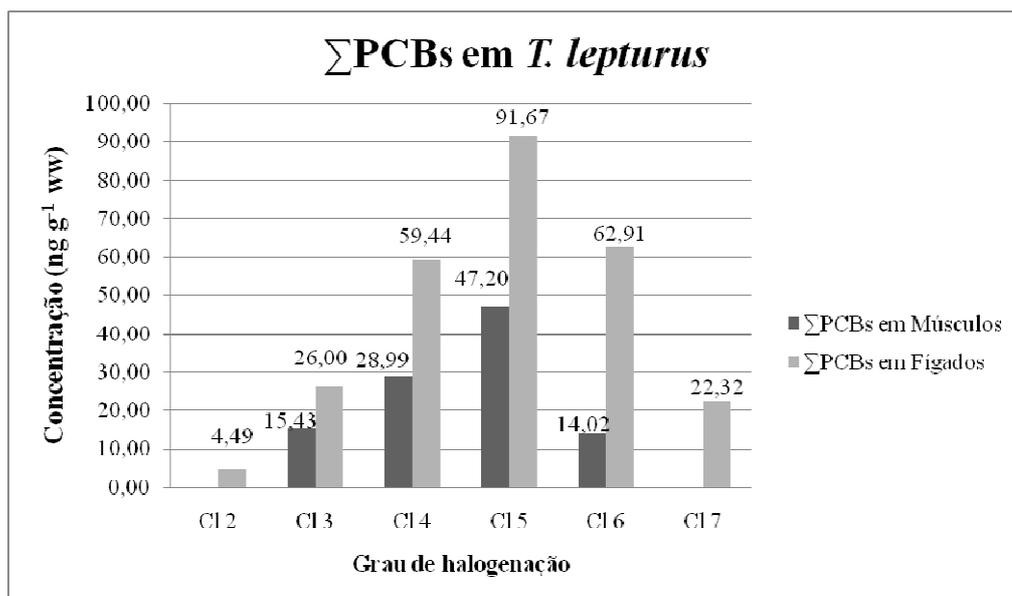


Figura 55. Distribuição dos PCBs em função do grau de halogenação em amostras de músculos e fígados de peixes-espada.

Os níveis de PCBs encontrados no presente estudo foram duas vezes mais elevados que os encontrados por Quinete et al. (2011) em peixes-espadas da região da Foz do Rio Paraíba do Sul. Estas concentrações foram maiores também que os dados apresentados por Magalhães (2005), em amostras de *Trichiurus lepturus* oriundas do litoral da cidade Santos, São Paulo.

Além disso, as concentrações deste estudo são muito semelhantes aos encontrados por Lavandier et al. (2013), em peixes-espada da Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro; e por da Silva et al. (2003) em peixes da Baía de Guanabara.

Desta forma, os resultados apresentados pela espécie *Trichiurus lepturus* foram mais semelhantes aos encontrados nos pequenos cetáceos analisados neste trabalho do que aos das demais espécies de peixes. Este resultado pode ter sido fruto de seu hábito de vida e também de sua dieta. O peixe-espada apresenta hábito demerso-pelágico e sua distribuição ocorre desde o Canadá até a costa da Argentina, desde a região costeira até águas com profundidades em torno de 350 metros (Magro, 2000; Haimovich, 2000).

Esta espécie é essencialmente piscívora, sendo considerada oportunista e muito voraz quanto à alimentação. Em algumas situações apresenta hábitos canibais, mas cefalópodes e crustáceos também estão incluídos em sua dieta

(Bittar, Castello e Di Benedetto, 2008; Bittar et al., 2009). Apresenta grande heterogeneidade espacial e temporal, as quais influenciadas pela disponibilidade de alimentos (Martins et al., 2005). O *T. lepturus* está entre as seis espécies mais comercializadas no mercado pesqueiro mundial (Martins e Haimovich, 1997) e, além da importância comercial em algumas regiões do mundo, apresenta também relevância ecológica, uma vez que sua posição trófica dos indivíduos adultos é subsequente àquela ocupada pelos pequenos cetáceos (Chiou et al., 2006; Bittar, Castello e Di Benedetto, 2008).

Os níveis encontrados em *Trichiurus lepturus* foram superiores aos do pequeno cetáceo *Pontoporia blainvillei* e este fato pode ser explicado por duas razões. A primeira está relacionada à alta taxa de mortalidade de indivíduos ainda muito jovens da espécie *P. blainvillei*. Com isso, não houve muito tempo de exposição aos contaminantes organoclorados. A segunda razão pode estar relacionada à hipótese de que o *Trichiurus lepturus* é um potencial competidor trófico da *Pontoporia blainvillei* (Bassoi, 2005; Di Benedetto, 2001).

Por fim, o teste estatístico Kruskal-Wallis apresentou diferença significativa para o somatório de PCBs entre as amostras de músculos e fígados de peixes-espada ( $P = 0.000116$ ).

A análise estatística de Spearman para as amostras de músculos de peixe-espada revelou apenas correlações significativas entre o somatório das concentrações dos congêneres hexaclorados e o teor lipídico. Além desta, outras correlações significativas foram estabelecidas, porém sem grande importância para a discussão dos resultados apresentados.

Variable	Spearman Rank Order Correlations (Peixe espada musc)							
	CI 4	CI 5	CI 6	ΣPCBs	Sexo	Comprimento	Peso	% Lipídico
CI 4	1,000000	<b>0,769697</b>	<b>0,660606</b>	<b>0,769697</b>	-0,406181	0,237083	0,255320	0,714286
CI 5	<b>0,769697</b>	1,000000	<b>0,890909</b>	0,430303	0,058026	0,042553	0,121581	0,750000
CI 6	<b>0,660606</b>	<b>0,890909</b>	1,000000	0,296970	0,058026	0,158055	0,060791	<b>0,785714</b>
ΣPCBs	<b>0,769697</b>	0,430303	0,296970	1,000000	-0,406181	0,182372	0,224925	0,285714
Sexo	-0,406181	0,058026	0,058026	-0,406181	1,000000	-0,116405	-0,058203	0,000000
Comprimento	0,237083	0,042553	0,158055	0,182372	-0,116405	1,000000	<b>0,890244</b>	0,522544
Peso	0,255320	0,121581	0,060791	0,224925	-0,058203	<b>0,890244</b>	1,000000	0,571429
% Lipídico	0,714286	0,750000	<b>0,785714</b>	0,285714	0,000000	0,522544	0,571429	1,000000

Figura 56. Correlações de Spearman para músculos de *Trichiurus lepturus*.

Finalmente, para as amostras de fígados de peixe-espada, o teste de Spearman apontou correlações significativas entre os níveis de PCBs pentaclorados e o teor lipídico e também entre as concentrações dos congêneres hexaclorados e o teor lipídico. Estas correlações indicam que as concentrações dos PCBs penta e hexaclorados, que foram predominantes em fígados, são diretamente proporcionais à quantidade de lipídios presentes neste tecido.

Spearman Rank Order Correlations (Peixe espada fig)											
Marked correlations are significant at $p < 0,05000$											
Variable	CI 2	CI 3	CI 4	CI 5	CI 6	CI 7	$\Sigma$ PCBs	Sexo	Comprimento	Peso	% Lipídico
CI 2	1,000000	0,503030	<b>0,866667</b>	0,600000	-0,115152	-0,309091	0,369697	-0,406181	-0,024316	0,255320	0,090909
CI 3	0,503030	1,000000	0,527273	<b>0,733333</b>	0,369697	0,393939	<b>0,672727</b>	-0,058026	0,303953	0,431613	0,357576
CI 4	<b>0,866667</b>	0,527273	1,000000	<b>0,854545</b>	0,163636	-0,090909	<b>0,648485</b>	-0,406181	-0,346506	-0,109423	0,381818
CI 5	0,600000	<b>0,733333</b>	<b>0,854545</b>	1,000000	0,587879	0,406061	<b>0,915152</b>	-0,174078	-0,279637	-0,151976	<b>0,648485</b>
CI 6	-0,115152	0,369697	0,163636	0,587879	1,000000	<b>0,915152</b>	<b>0,806061</b>	0,406181	-0,127660	-0,218846	<b>0,793939</b>
CI 7	-0,309091	0,393939	-0,090909	0,406061	<b>0,915152</b>	1,000000	<b>0,636364</b>	0,522233	0,000000	-0,091186	0,551515
$\Sigma$ PCBs	0,369697	<b>0,672727</b>	<b>0,648485</b>	<b>0,915152</b>	<b>0,806061</b>	<b>0,636364</b>	1,000000	-0,058026	-0,121581	-0,091186	<b>0,854545</b>
Sexo	-0,406181	-0,058026	-0,406181	-0,174078	0,406181	0,522233	-0,058026	1,000000	-0,116405	-0,058203	-0,058026
Comprimento	-0,024316	0,303953	-0,346506	-0,279637	-0,127660	0,000000	-0,121581	-0,116405	1,000000	<b>0,890244</b>	-0,030395
Peso	0,255320	0,431613	-0,109423	-0,151976	-0,218846	-0,091186	-0,091186	-0,058203	<b>0,890244</b>	1,000000	-0,176293
% Lipídico	0,090909	0,357576	0,381818	<b>0,648485</b>	<b>0,793939</b>	0,551515	<b>0,854545</b>	-0,058026	-0,030395	-0,176293	1,000000

Figura 57. Correlações de Spearman para fígados de *Trichiurus lepturus*.

## 5.2 PBDEs em Pequenos Cetáceos

A análise de PBDEs em pequenos cetáceos apresentou como principais congêneres as espécies BDE-47, -100 e -99, tanto em amostras de músculos quanto em fígados. Em quase todas as amostras as concentrações destes congêneres se encontraram acima do limite de detecção do método. A tabela a seguir apresenta a distribuição e o somatório médios (em ng g<sup>-1</sup> peso úmido) dos PBDEs encontrados acima do LQM nas amostras de músculos e fígados das cinco espécies de pequenos cetáceos analisadas no presente trabalho.

Tabela 40. Distribuição média  $\pm$  desvio padrão e somatório dos PBDEs (em ng g<sup>-1</sup> de peso úmido) encontrados acima do LQM em pequenos cetáceos.

Espécie	Tecidos	BDE 47	BDE 100	BDE 99	BDE 154	BDE 153	$\Sigma$ PBDEs
<i>Sotalia guianensis</i>	Músculo	8,72 $\pm$ 8,52	4,65 $\pm$ 2,91	3,64 $\pm$ 1,37	<LQM	<LQM	17,01 $\pm$ 12,65
	Fígado	24,81 $\pm$ 22,27	12,32 $\pm$ 9,99	9,72 $\pm$ 6,31	3,76 $\pm$ 1,77	<LQM	50,61 $\pm$ 38,10
<i>Steno bredanensis</i>	Músculo	27,19 $\pm$ 22,08	9,43 $\pm$ 7,30	6,25 $\pm$ 4,16	<LQM	<LQM	42,87 $\pm$ 33,28
	Fígado	85,64 $\pm$ 101,23	34,50 $\pm$ 40,20	25,19 $\pm$ 28,75	22,16 $\pm$ 32,75	16,45 $\pm$ 22,59	184,02 $\pm$ 223,97
<i>Pontoporia blainvillei</i>	Músculo	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM	<LQM
	Fígado	9,19 $\pm$ 4,41	4,88 $\pm$ 2,17	3,70 $\pm$ 2,03	<LQM	<LQM	17,77 $\pm$ 7,82
<i>Tursiops truncatus</i>	Músculo	8,41 $\pm$ 4,52	4,24 $\pm$ 1,81	3,71 $\pm$ 2,03	<LQM	<LQM	16,36 $\pm$ 8,09
	Fígado	24,99 $\pm$ 21,00	12,38 $\pm$ 9,37	8,80 $\pm$ 4,16	4,10 $\pm$ 3,22	<LQM	50,26 $\pm$ 37,56
<i>Stenella frontalis</i>	Músculo	7,94 $\pm$ 5,61	4,27 $\pm$ 2,86	4,43 $\pm$ 2,28	<LQM	<LQM	16,64 $\pm$ 10,59
	Fígado	50,86 $\pm$ 38,96	18,76 $\pm$ 13,01	15,36 $\pm$ 9,08	6,38 $\pm$ 3,74	5,22 $\pm$ 4,03	96,58 $\pm$ 66,51

Os congêneres BDE-153, -154 e -183 apresentaram concentrações médias abaixo do LQM em todas as amostras de músculos dos cetáceos. Entretanto, em músculos da espécie *Steno bredanensis*, os congêneres BDE-153 e -154 apresentaram níveis acima do limite de detecção, o que sugere a presença de tais congêneres na região estudada. Esta hipótese pode ser confirmada se observarmos a distribuição dos PBDEs nas amostras de fígados destes golfinhos, com exceção da espécie *Pontoporia blainvillei*, que apresentou somente os congêneres BDE-47, -100 e -99 acima do LQM. Este resultado ocorreu provavelmente devido à alta taxa de mortalidade de indivíduos ainda muito jovens, o que pode ter propiciado uma curta exposição aos PBDEs (Rosas et al., 2002; Siciliano et al., 2006). Além disso, a base da alimentação da *P. blainvillei* é baseada em pequenos peixes, os quais não ocupam o topo da cadeia alimentar e, devido este fato, não são capazes de acumular grandes quantidades de PBDEs em seus tecidos (Bittar e Di Benedetto, 2009; Leonel et al., 2010; Henning, 2011).

Assim como na análise de PCBs, *Steno bredanensis* apresentou as maiores concentrações de PBDEs tanto em amostras de músculos quanto em fígados e este resultado era esperado, uma vez que esta espécie se alimenta de presas maiores, as quais possuem a capacidade de acumular maiores quantidades de poluentes orgânicos (Siciliano et al., 2007; Jefferson, 2009). Além disso, como já foi comentado anteriormente, esta espécie apresentou todos os indivíduos já dentro da fase adulta, o que significa que a sua exposição aos PBDEs foi maior do que a dos demais animais deste estudo.

As concentrações destes compostos nas espécies *Sotalia guianensis*, *Tursiops truncatus* e *Stenella frontalis* foram praticamente idênticas em amostras de músculos. Em amostras de fígados, as concentrações foram semelhantes apenas em *Sotalia guianensis* e *Tursiops truncatus*, uma vez que na espécie *Stenella frontalis* as concentrações no fígado foram aproximadamente o dobro destas últimas espécies.

Assim como no caso dos PCBs deste trabalho, foram observadas em todas as espécies de golfinhos concentrações mais altas de PBDEs nos indivíduos machos, e este resultado pode estar associado à transferência materna através placenta ou amamentação (Wells et al., 2005).

As figuras a seguir apresentam as distribuições médias dos congêneres de PBDEs (em peso úmido) encontrados acima do limite de quantificação nos músculos e fígados das cinco espécies de pequenos cetáceos, com exceção da espécie *Pontoporia blainvillei*, que apresentou todos os congêneres de PBDEs abaixo do LQM nas amostras músculos.

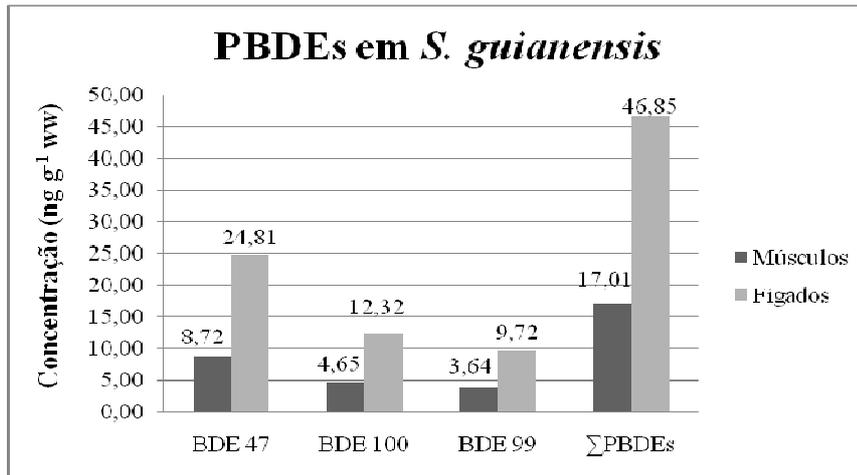


Figura 58. Distribuição dos congêneres de PBDEs encontrados acima do LQM em *S. guianensis*.

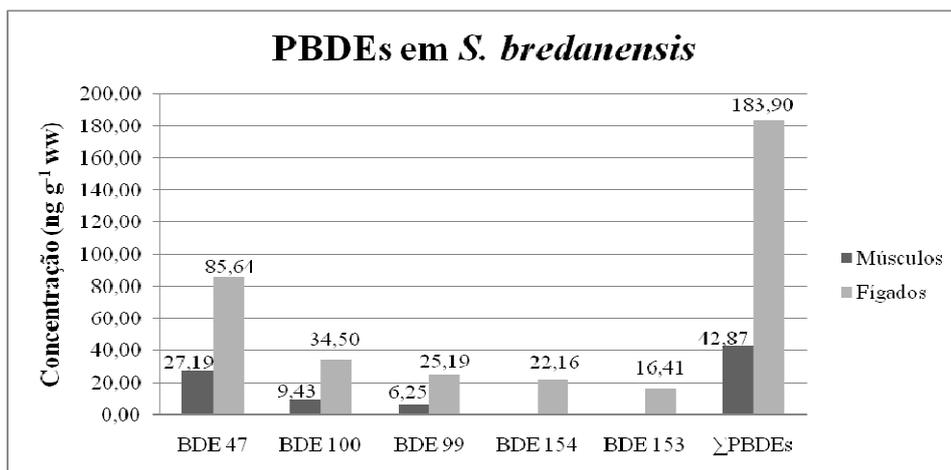


Figura 59. Distribuição dos congêneres de PBDEs encontrados acima do LQM em *S. bredanensis*.

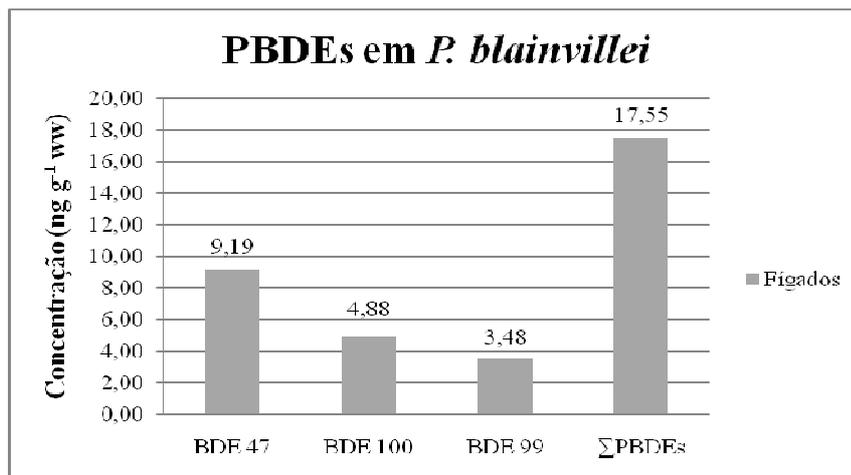


Figura 60. Distribuição dos congêneres de PBDEs encontrados acima do LQM em *P. blainvillei*.

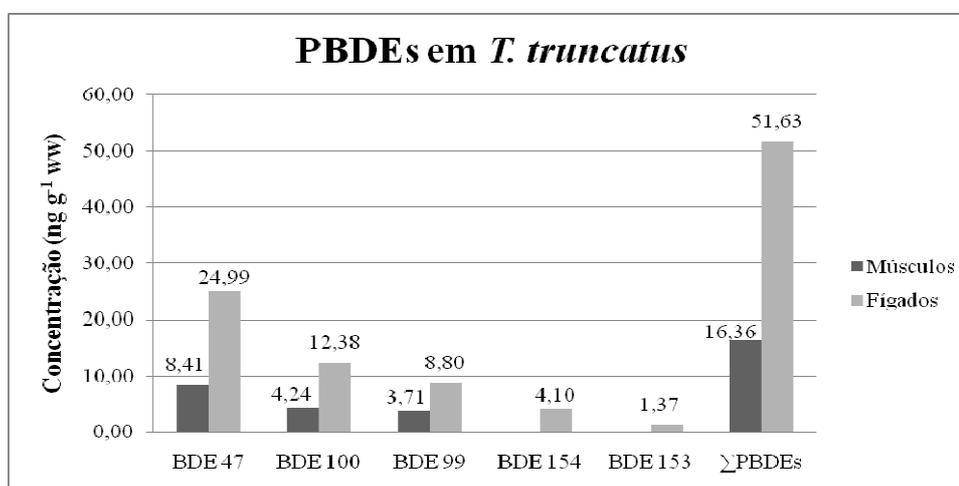


Figura 61. Distribuição dos congêneres de PBDEs encontrados acima do LQM em *T. truncatus*.

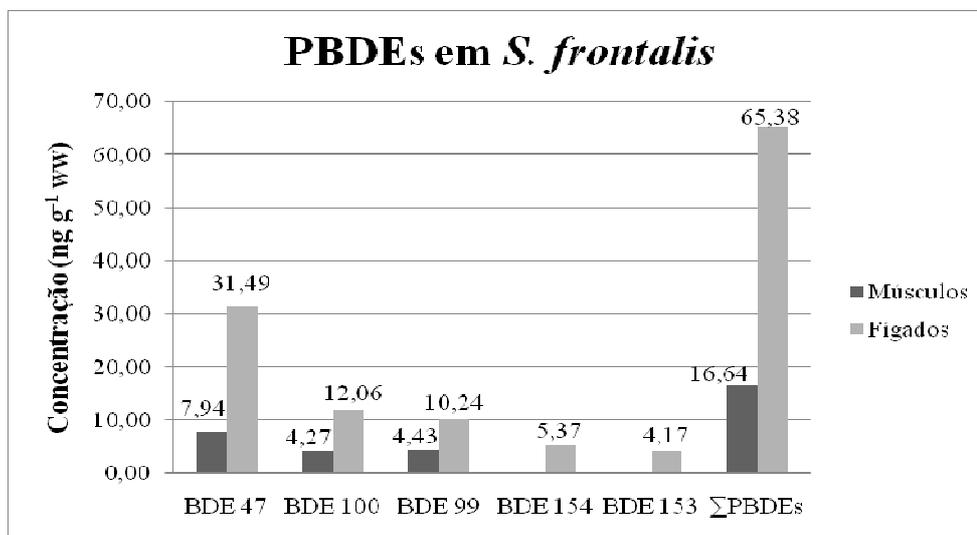


Figura 62. Distribuição dos congêneres de PBDEs encontrados acima do LQM em *S. frontalis*.

As concentrações de *S. guianensis* do presente estudo foram muito semelhantes às encontradas por Quinete et al. (2011) em amostras de *Sotalia guianensis* da região próxima à foz do Rio Paraíba do Sul, em Campos dos Goytacazes. Estes dados também foram semelhantes aos encontrados por Yogui et al. (2011) em cetáceos da costa de São Paulo e por Dorneles et al. (2010), em um estudo realizado na Região dos Lagos, Rio de Janeiro.

Em *Steno bredanensis*, as concentrações de PBDEs foram superiores aos encontrados por Dorneles et al. (2010) na Região dos Lagos, semelhantes aos encontrados por Yogui et al. (2011) em São Paulo e aos encontrados por Tuerk et al. (2005) no Golfo da Flórida, Estados Unidos.

Os níveis de PBDEs em *Pontoporia blainvillei* foram semelhantes aos encontrados por Yogui et al. (2011) em São Paulo e menores que as encontradas por Leonel et al. (2012) em Toninhas oriundas de três áreas de manejo desta espécie (FMA I, II e III).

Em *Tursiops truncatus*, as concentrações de PBDEs deste estudo foram superiores às encontradas por Yogui et al. (2011) na Costa de São Paulo e por Pettersson et al. (2004) em golfinhos nariz-de-garrafa do Mar Mediterrâneo. As concentrações do presente estudo foram menores que as encontradas por Dorneles et al. (2010) na Região dos Lagos; por Barón et al. (2015) na costa da Espanha e por Fair et al. (2010) na Leste dos Estados Unidos.

Finalmente, as concentrações de PBDEs encontradas em *Stenella frontalis* no presente estudo foram inferiores às encontradas por Dorneles et al. (2010) no Rio de Janeiro; Yogui et al. (2011) em São Paulo e por Leonel et al. (2012) nos Estados de São Paulo e Paraná.

Nenhuma correlação significativa foi encontrada entre os níveis de PBDEs e as variáveis morfométricas para as amostras de músculos e fígados de *Steno bredanensis* e *Tursiops truncatus*.

Em fígados de *Sotalia guianensis*, o congênere BDE-47 apresentou correlação significativa direta com o sexo dos indivíduos e também com o teor lipídico deste tecido. Nos músculos não foram obtidas correlações significativas.

Spearman Rank Order Correlations (Sotalia fig)							
Marked correlations are significant at p <0,05000							
Variable	BDE 47	BDE 100	BDE 99	ΣPBDEs	Comprimento	Sexo	% Lipídico
BDE 47	1,000000	0,960440	0,898681	0,982418	0,246697	0,613065	0,725934
BDE 100	0,960440	1,000000	0,911896	0,969231	0,259913	0,470434	-0,173626
BDE 99	0,898681	0,911896	1,000000	0,920707	0,073951	0,421315	-0,273128
ΣPBDEs	0,982418	0,969231	0,920707	1,000000	0,162996	0,613065	-0,221978
Comprimento	0,246697	0,259913	0,073951	0,162996	1,000000	-0,163009	-0,015419
Sexo	0,613065	0,470434	0,421315	0,613065	-0,163009	1,000000	0,012512
% Lipídico	0,725934	-0,173626	-0,273128	-0,221978	-0,015419	0,012512	1,000000

Figura 63. Correlações de Spearman para fígados de *S. guianensis* (PBDEs).

Já em fígados da espécie *Pontoporia blainvillei*, o congêner BDE-100 apresentou correlações significativas com o teor lipídico encontrado no tecido e com o sexo dos indivíduos desta espécie.

Spearman Rank Order Correlations (Toninhas fig)							
Marked correlations are significant at p <0,05000							
Variable	BDE 47	BDE 100	BDE 99	ΣPBDEs	Comprimento	Sexo	% Lipídico
BDE 47	1,000000	0,783333	0,779773	0,933333	0,416667	0,619780	0,142261
BDE 100	0,783333	1,000000	0,627209	0,866667	0,183333	0,765154	-0,041841
BDE 99	0,779773	0,627209	1,000000	0,898434	0,457693	0,519615	0,136181
ΣPBDEs	0,933333	0,866667	0,898434	1,000000	0,450000	0,732467	0,075314
Comprimento	0,416667	0,183333	0,457693	0,450000	1,000000	-0,056344	-0,192470
Sexo	0,619780	0,765154	0,519615	0,732467	-0,056344	1,000000	0,113364
% Lipídico	0,142261	-0,041841	0,136181	0,075314	-0,192470	0,113364	1,000000

Figura 64. Correlações de Spearman para fígados de *P. blainvillei* (PBDEs).

Em músculos de *Stenella frontalis*, o teor lipídico apresentou correlação direta com os congêneres BDE-47, -99, -100 e ΣPBDEs. Além disso, o BDE-47 também apresentou correlação direta com o sexo dos indivíduos.

Spearman Rank Order Correlations (Stenella musc)							
Marked correlations are significant at p <0,05000							
Variable	BDE 47	BDE 100	BDE 99	ΣPBDEs	Comprimento	Sexo	% Lipídios
BDE 47	1,000000	0,828571	0,942857	0,942857	-0,714286	0,828079	0,811679
BDE 100	0,828571	1,000000	0,942857	0,942857	-0,314286	0,414039	0,811679
BDE 99	0,942857	0,942857	1,000000	1,000000	-0,485714	0,621059	0,898645
ΣPBDEs	0,942857	0,942857	1,000000	1,000000	-0,485714	0,621059	0,898645
Comprimento	-0,714286	-0,314286	-0,485714	-0,485714	1,000000	-0,828079	-0,492805
Sexo	0,828079	0,414039	0,621059	0,621059	-0,828079	1,000000	0,525105
% Lipídios	0,811679	0,811679	0,898645	0,898645	-0,492805	0,525105	1,000000

Figura 65. Correlações de Spearman para músculos de *S. frontalis* (PBDEs).

Nos fígados de *S. frontalis*, os congêneres BDE-100, -153, -154 e ΣPBDEs apresentaram correlação direta com o teor lipídico deste tecido. O BDE-

47 apresentou correlação direta com o sexo dos indivíduos e uma forte correlação inversa o comprimento dos indivíduos, o que sugere que a acumulação deste congênera é inversamente proporcional ao tamanho do animal. O parâmetro  $\Sigma$ PBDEs também apresentou correlações com os parâmetros sexo (correlação direta) e comprimento (correlação inversa).

Spearman Rank Order Correlations (Stenella fig)									
Marked correlations are significant at $p < 0,05000$									
Variable	BDE 47	BDE 100	BDE 99	BDE 154	BDE 153	$\Sigma$ PBDEs	Comprimento	Sexo	% Lipídios
BDE 47	1,000000	<b>0,885714</b>	0,257143	0,600000	0,600000	<b>0,942857</b>	<b>-0,942857</b>	<b>0,828079</b>	0,637748
BDE 100	<b>0,885714</b>	1,000000	0,600000	<b>0,885714</b>	<b>0,885714</b>	<b>0,942857</b>	-0,771429	0,621059	<b>0,811679</b>
BDE 99	0,257143	0,600000	1,000000	<b>0,885714</b>	<b>0,885714</b>	0,485714	-0,028571	0,207020	0,782691
BDE 154	0,600000	<b>0,885714</b>	<b>0,885714</b>	1,000000	1,000000	0,771429	-0,428571	0,414039	<b>0,840668</b>
BDE 153	0,600000	<b>0,885714</b>	<b>0,885714</b>	1,000000	1,000000	0,771429	-0,428571	0,414039	<b>0,840668</b>
$\Sigma$ PBDEs	<b>0,942857</b>	<b>0,942857</b>	0,485714	0,771429	0,771429	1,000000	<b>-0,885714</b>	<b>0,828079</b>	<b>0,811679</b>
Comprimento	<b>-0,942857</b>	-0,771429	-0,028571	-0,428571	-0,428571	<b>-0,885714</b>	1,000000	<b>-0,828079</b>	-0,492805
Sexo	<b>0,828079</b>	0,621059	0,207020	0,414039	0,414039	<b>0,828079</b>	<b>-0,828079</b>	1,000000	0,525105
% Lipídios	0,637748	<b>0,811679</b>	0,782691	<b>0,840668</b>	<b>0,840668</b>	<b>0,811679</b>	-0,492805	0,525105	1,000000

Figura 66. Correlações de Spearman para figados de *S. frontalis* (PBDEs).

Os níveis de PBDEs encontrados em amostras ambientais continuam aumentando anualmente em todo o mundo, visto que estes poluentes ainda são considerados emergentes (Lavandier et al., 2013). As concentrações encontradas no presente trabalho e em outros relacionados à contaminação por PBDEs em cetáceos no Brasil, já citados nos parágrafos anteriores, servem como um alerta para a utilização destes compostos, uma vez que as proibições às misturas Penta-BDE e Octa-BDE ocorreram apenas em 1998 na União Européia e em 2004 nos Estados Unidos (Ross et al., 2009; Lavandier, 2011; Alonso et al., 2014). A proibição à mistura comercial Deca-BDE ocorreu anos mais tarde, no ano de 2008 na União Européia e somente em 2013 nos Estados Unidos (Turyk et al., 2010; Alonso et al., 2014).

No continente asiático não existem muitas restrições à utilização e comercialização dos PBDEs (Muenhor et al., 2010; Lee e Kim, 2015) e um dos países que mais sofre com a poluição por PBDEs atualmente é a China, devido à intensa urbanização sofrida nos últimos 30 anos (Sun et al., 2010). Estima-se que a produção da formulação Deca-BDE tenha sofrido um aumento de 200% na China entre os anos de 2000 e 2005 (Zhu et al., 2010). Além disso, a importação de produtos eletro-eletrônicos oriundos da Ásia emerge como mais uma provável via de contaminação humana e do meio ambiente brasileiro (Lavandier, 2011).

A presença dos congêneres BDE-47, -100 e -99 acima dos limites de quantificação sugerem a existência de uma fonte poluidora pela mistura Penta-BDE. Estes três congêneres representam mais de 85% da constituição desta mistura (de Boer e Cofino, 2002; de Wit, 2002) e esta hipótese pode ser confirmada se observarmos que, em alguns casos deste trabalho, as concentrações dos congêneres BDE-153 e BDE-154 foram determinadas acima do LQM e estes congêneres também se encontram na mistura Penta-BDE, mesmo que em menores proporções (Alaee et al., 2003). A formulação Penta-BDE é utilizada predominantemente (95-97%) como um aditivo retardante de chamas em móveis e espumas de poliuretano (FPUF), as quais são amplamente empregadas em estofamentos de sofás, bancos e colchões (Lee e Kim, 2015; Quinete, 2010) e, como os PBDEs, nunca foram produzidos no Brasil, é muito provável que estes compostos tenham entrado no país através da importação destes materiais.

Os níveis de PBDEs encontrados não sugerem a existência de uma fonte de contaminação pela mistura Octa-BDE nesta região, pois o congênere BDE-183, que é um dos predominantes nesta mistura (de Wit, 2002), foi encontrado abaixo do limite de detecção em todas as amostras analisadas. A principal utilização da mistura Octa-BDE ocorre em plásticos acrilonitrilabutadieno-estireno (ABS), que são utilizados para retardar chamas em equipamentos elétricos e eletrônicos (Botato e Torres, 2007). No meio ambiente, os constituintes deste mistura podem sofrer fotólise e/ou degradação anaeróbica, a qual promove a “desbromação” dos Octa-BDEs e a consequente produção de congêneres de PBDEs com menor grau de halogenação, que podem apresentar maior toxicidade e maior potencial de bioacumulação (Krol et al., 2014; Law, 2014)

A formulação Deca-BDE é constituída principalmente pelo congênere BDE-209, onde representa cerca de 97-98% desta composição (de Boer e Cofino, 2002). Esta mistura foi a principal responsável pela demanda mundial de PBDEs, representando cerca de 80% do total de PBDEs comercializados em todo o globo (Leonel et al., 2012). Estes compostos foram amplamente utilizados em todo o mundo em aparelhos de TV e gabinetes de computadores (Botaro e Torres, 2007; Lee e Kim, 2015). A mistura Deca-BDE pode sofrer degradação ambiental e, com isso, sofrer redução na quantidade de bromos em sua estrutura e formar compostos de PBDEs mais tóxicos que o próprio BDE-209 (Alaee et al., 2003).

Segundo Botaro e Torres (2007), os principais produtos desta formulação são os BDE-206, -207 e -208 (nona-BDEs), BDE-203 (Octa-BDE), BDE-153, -154 e -183 (Hexa-BDEs) e, por fim, os congêneres BDE-47 e -99 (Penta-BDEs).

Estes congêneres menos bromados podem representar grandes riscos à saúde humana, pois podem ser absorvidos pela pele, pulmão e estômago, atingindo rapidamente a corrente sanguínea e pode permanecer no organismo por até 30 anos (Li, 2005; Xu et al., 2009).

Estudos relacionados à toxicologia dos PBDEs afirmam que a exposição aos congêneres BDE-47 e BDE-99 em períodos de desenvolvimento do sistema nervoso central pode afetar o comportamento motor do indivíduo (Lavandier, 2011). Os metabólitos dos PBDEs podem atuar também como potenciais competidores pelo sítio de ligação do hormônio T4 (Tiroxina) e atuar como interferentes nas funções da tireóides (Richardson et al., 2008). As formulações com menores graus de halogenação, ou seja, as quais apresentam até seis átomos de bromo em sua estrutura podem provocar possíveis efeitos neurotóxicos e carcinogênicos em seres humanos (Cetin e Odabasi, 2008; Schechter et al., 2010).

Em cetáceos, os PBDEs podem causar diversos efeitos nocivos, tais como alterações endócrinas, reprodutivas e no desenvolvimento, câncer e severas alterações no sistema nervoso central (Darnerup et al., 2001; Hallgren e Darnerup, 2002; de Wit, 2002; Sepulveda et al., 2010).

Uma vez que os PBDEs estejam no meio ambiente, podem sofrer degradação química e formar metabólitos, os quais são tóxicos ao meio ambiente e à biota (Ross et al., 2009). Comparativamente, os PBDEs apresentam maior potencial bioacumulativo e são transportados mais facilmente através da atmosfera quando comparados com os PCBs (Ikonomou et al., 2005). Devido a este fato, os PBDEs já foram encontrados em níveis consideráveis em diferentes amostras ambientais oriundas de todas as partes do planeta (Shaw et al., 2008) e até mesmo em áreas remotas, como o Ártico (Gocht et al., 2007).

Em geral, as concentrações dos PBDEs observadas no Hemisfério Sul são menores que as observadas no Hemisfério Norte, provavelmente devido ao maior consumo destes compostos em países mais industrializados (Ueno et al., 2004; Kalantzi et al., 2009). Com base nas crescentes concentrações de PBDEs reportadas em amostras ambientais do Brasil, o Congresso Nacional estudava a

aprovação de um projeto de lei acerca da redução dos teores de PBDEs em produtos eletrônicos importados, os quais deveriam possuir concentrações de PBDEs inferiores a 0,1% em massa (Brasil, 2009). Entretanto, este projeto visava a redução nos teores de PBDEs apenas em computadores e seus acessórios (Lavandier et al., 2013). Até o presente momento não foram encontrados dados referentes à aprovação de tal projeto de lei.

Desta maneira, o monitoramento constante dos PBDEs em diferentes matrizes ambientais é altamente recomendado para a avaliação dos possíveis riscos ambientais causados por estes compostos pois, segundo alguns estudos, é estimado que por volta do ano 2050 as concentrações de PBDEs superem as de PCBs (Ikonomou et al., 2002; Breivik et al., 2011). Assim, mais dados referentes à contaminação ambiental por PBDEs no país devem ser reportados com o intuito de fornecer mais informações que auxiliem no entendimento da distribuição e destino ambiental destes poluentes na região e também auxiliem no estabelecimento de estratégias de conservação dos golfinhos locais.

### 5.3 PBDEs em Lulas e Peixes

A análise dos éteres difenílicos polibromados em amostras de lulas e peixes não apresentou concentrações médias acima dos limites de quantificação do método, tanto em músculos quanto em fígados.

Em alguns casos, as concentrações de PBDEs obtidas se encontraram acima do limite de detecção do método (LDM). Na espécie *Trichiurus lepturus*, a qual representa um predador voraz e que ocupa o topo da cadeia alimentar, os níveis de PBDEs foram muito próximos aos valores do LQM, porém não foram suficientemente elevados para que uma quantificação e tabulação dos dados pudesse ser efetuada.

Como já relatado anteriormente neste presente estudo, os PBDEs ainda são considerados poluentes emergentes (Dias, 2015), pois suas concentrações sofrem significativas elevações a cada ano. Devido ao fato destes poluentes terem apresentado concentrações significativas em pequenos cetáceos, sugere-se a existência de uma de uma fonte de poluição por PBDEs na Costa Centro-Norte do

Rio de Janeiro (Lavandier et al., 2015) e novos trabalhos de monitoramento ambiental devem ser conduzidos a fim avaliar a distribuição, destino e o transporte dos PBDEs no Hemisfério Sul.

#### 5.4 OCPs em Pequenos Cetáceos

A análise dos pesticidas organoclorados em músculos e fígados de pequenos cetáceos revelou menores concentrações destes compostos, quando comparadas aos resultados dos PCBs. Em geral, as concentrações de OCPs foram cerca de cinco vezes menores do que as verificadas para as bifenilas policloradas tanto em amostras de músculos quanto em amostras de fígados.

Dentre todas as espécies de pesticidas investigados nos golfinhos, somente as espécies de DDTs, HCB, HCHs, Mirex e Metoxicloro (apenas em *Steno bredanensis*) foram encontrados acima do LQM. Os DDTs (DDT, DDD e DDE) predominaram em todas as espécies de cetáceos.

As tabelas a seguir apresentam as concentrações médias (em ng g<sup>-1</sup> em peso úmido) dos pesticidas organoclorados encontrados acima do LQM. As concentrações calculadas em ng g<sup>-1</sup> (peso lipídico) se encontram no Apêndice deste trabalho.

Tabela 41. Concentrações médias (em ng g<sup>-1</sup> de peso úmido), desvio padrão (DP) e faixa dos OCPs em amostras de músculos e fígados de *Sotalia guianensis* encontrados acima do LQM.

	Músculos		Fígados	
	MÉDIA ± DP	FAIXA	MÉDIA ± DP	FAIXA
<b>HCB</b>	<LQM	<LQM	4,73 ± 4,54	1,67 – 19,04
<b>β-HCH</b>	<LQM	<LQM	4,08 ± 4,07	<LQM – 14,32
<b>γ-HCH</b>	5,88 ± 3,81	2,21 – 14,66	8,17 ± 3,49	4,21 – 16,64
<b>p,p'-DDE</b>	36,13 ± 38,55	6,37 – 150,61	250,37 ± 204,05	45,16 – 634,50
<b>o,p'-DDD</b>	12,92 ± 9,70	5,91 – 35,36	<LQM	<LQM
<b>p,p'-DDD</b>	2,51 ± 3,42	<LQM – 10,20	21,16 ± 24,94	3,28 – 48,50
<b>o,p'-DDT</b>	1,66 ± 2,31	1,36 – 8,67	8,19 ± 10,10	1,73 – 38,84
<b>p,p'-DDT</b>	3,28 ± 2,14	1,37 – 8,85	<LQM	<LQM
<b>Mirex</b>	12,99 ± 11,11	2,71 – 36,03	11,87 ± 9,85	2,32 – 38,96

Tabela 42. Concentrações médias (em ng g<sup>-1</sup> de peso úmido), desvio padrão (DP) e faixa dos OCPs em amostras de músculos e fígados de *Steno bredanensis* encontrados acima do LQM.

	Músculos		Fígados	
	MÉDIA ± DP	FAIXA	MÉDIA ± DP	FAIXA
<b>γ-HCH</b>	5,57 ± 5,43	1,69 – 18,46	5,20 ± 3,45	1,56 – 10,78
<b>p,p'-DDE</b>	197,72 ± 166,49	16,78 – 499,24	373,97 ± 355,57	124,72 – 995,36
<b>o,p'-DDD</b>	19,61 ± 18,01	2,99 – 50,26	<LQM	<LQM
<b>p,p'-DDD</b>	18,33 ± 16,87	1,45 – 50,61	20,39 ± 14,59	3,76 – 37,46
<b>o,p'-DDT</b>	6,28 ± 3,35	2,20 – 11,98	16,60 ± 24,02	2,83 – 59,41
<b>p,p'-DDT</b>	8,99 ± 9,02	2,12 – 26,96	<LQM	<LQM
<b>Mirex</b>	13,48 ± 9,50	2,97 – 26,90	25,71 ± 39,11	25,71 ± 39,11

Tabela 43. Concentrações médias (em ng g<sup>-1</sup> de peso úmido), desvio padrão (DP) e faixa dos OCPs em amostras de músculos e fígados de *Pontoporia blainvillei* encontrados acima do LQM.

	Músculos		Fígados	
	MÉDIA ± DP	FAIXA	MÉDIA ± DP	FAIXA
<b>HCB</b>	<LQM	<LQM	2,97 ± 1,48	2,11 – 6,01
<b>β-HCH</b>	<LQM	<LQM	5,80 ± 2,46	2,84 – 10,09
<b>γ-HCH</b>	1,77 ± 1,01	1,64 – 3,00	5,04 ± 1,71	3,48 – 9,14
<b>p,p'-DDE</b>	29,97 ± 17,58	13,69 – 40,19	86,38 ± 33,26	42,56 – 120,58
<b>p,p'-DDD</b>	1,88 ± 2,08	<LQM – 5,72	2,64 ± 1,95	<LQM – 5,91
<b>Mirex</b>	3,02 ± 2,43	1,93 – 7,29	4,51 ± 2,15	2,12 – 8,67

Tabela 44. Concentrações médias (em ng g<sup>-1</sup> de peso úmido), desvio padrão (DP) e faixa dos OCPs em amostras de músculos e fígados de *Tursiops truncatus* encontrados acima do LQM.

	Músculos		Fígados	
	MÉDIA ± DP	FAIXA	MÉDIA ± DP	FAIXA
<b>HCB</b>	<LQM	<LQM	2,71 ± 0,94	<LQM – 3,58
<b>β-HCH</b>	<LQM	<LQM	3,80 ± 1,82	2,01 – 5,66
<b>γ-HCH</b>	2,25 ± 0,51	1,73 – 2,83	4,25 ± 3,13	2,35 – 7,86
<b>p,p'-DDE</b>	65,54 ± 35,18	33,98 – 111,08	111,51 ± 48,94	65,79 – 163,13
<b>p,p'-DDD</b>	1,77 ± 0,37	1,42 – 2,25	4,50 ± 2,01	2,84 – 6,74
<b>o,p'-DDT</b>	<LQM	<LQM	3,00 ± 1,76	1,59 – 4,93
<b>Mirex</b>	1,92 ± 0,15	1,86 – 2,14	8,25 ± 4,31	3,89 – 12,50

Tabela 45. Concentrações médias (em  $\text{ng g}^{-1}$  de peso úmido), desvio padrão (DP) e faixa dos OCPs em amostras de músculos e fígados de *Stenella frontalis* encontrados acima do LQM.

	Músculos		Fígados	
	MÉDIA $\pm$ DP	FAIXA	MÉDIA $\pm$ DP	FAIXA
<b>HCB</b>	2,55 $\pm$ 1,57	1,42 – 4,96	3,83 $\pm$ 2,84	<LQM – 5,55
<b><math>\beta</math>-HCH</b>	<LQM	<LQM	2,48 $\pm$ 1,44	<LQM – 4,66
<b><math>\gamma</math>-HCH</b>	2,73 $\pm$ 1,66	1,84 – 5,98	3,23 $\pm$ 2,01	1,64 – 6,98
<b>p,p'-DDE</b>	67,87 $\pm$ 77,12	23,48 – 223,23	124,55 $\pm$ 94,59	41,06 – 252,02
<b>p,p'-DDD</b>	6,64 $\pm$ 10,49	1,49 – 27,94	7,69 $\pm$ 6,14	1,98 – 16,80
<b>o,p'-DDT</b>	3,12 $\pm$ 1,94	1,41 – 6,44	3,33 $\pm$ 1,80	1,60 – 6,44
<b>Mirex</b>	3,26 $\pm$ 1,53	1,85 – 6,18	18,42 $\pm$ 31,33	2,95 – 82,21

Assim como nas análises de PCBs e PBDEs, a espécie *S. bredanensis* apresentou as maiores concentrações médias dentre as cinco espécies de cetáceos avaliadas neste trabalho, enquanto que *P. blainvillei* apresentou os menores níveis. Como PCBs e OCPs. Em todos os indivíduos analisados, as amostras de fígados apresentaram as maiores concentrações de OCPs, seguidas pelas amostras de músculos.

Foram observadas também diferentes concentrações entre machos e fêmeas e entre indivíduos juvenis e adultos, assim como já explicado no tópico relacionado aos PCBs e PBDEs.

A espécie p,p'-DDE foi predominante em todas as espécies analisadas, como pode ser verificado nas tabelas anteriores. A maior concentração média deste composto atingiu o valor de 373,97  $\text{ng g}^{-1}$  (peso úmido) em fígados de *Steno bredanensis* e a menor concentração média foi 29,97  $\text{ng g}^{-1}$  em músculos de *Pontoporia blainvillei*.

A degradação do DDT no meio ambiente pode ocorrer através de interações químicas (principalmente por reações com a luz solar) ou pela biotransformação provocada por microorganismos presentes no solo (D'Amato, Torres e Malm, 2002). O principal resultado desta biotransformação sofrida pelo DDT é a produção dos compostos DDD e DDE (Barbosa, 2015). Assim, ao perder uma molécula de HCl em um destes processos citados anteriormente, o p,p'-DDT forma como produto de degradação o p,p'-DDE, que é muito mais persistente no meio ambiente que o seu precursor (Rogan et al., 1986).

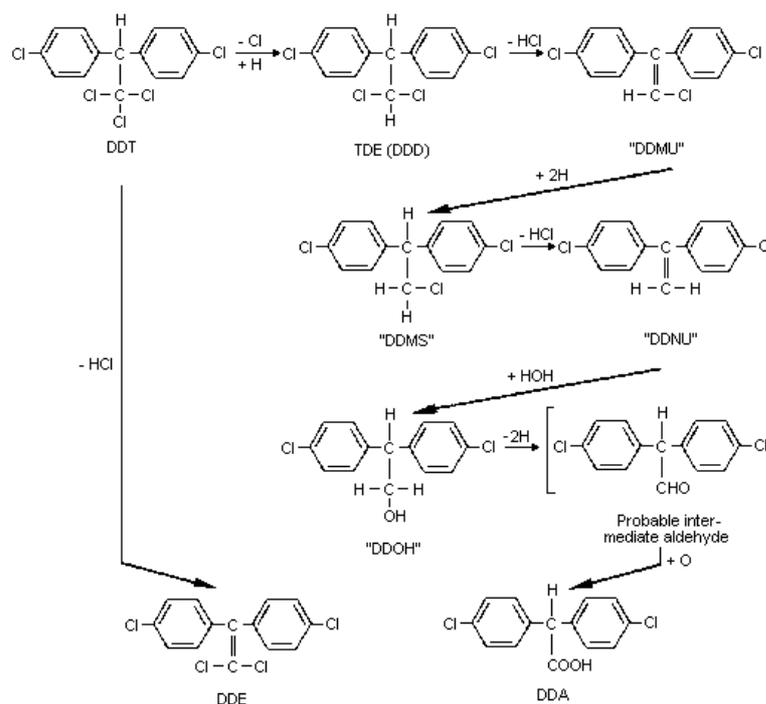


Figura 67. Biotransformações sofridas pelo DDT. Fonte: (Peterson e Robinson, 1964).

Os DDTs são absorvidos por pequenos organismos aquáticos e, devido aos processos de bioacumulação e biomagnificação, podem apresentar níveis muito mais elevados em peixes predadores e em mamíferos marinhos (ATSDR, 2002). O DDT foi amplamente utilizado no Brasil com propósitos agrícolas na década de 1970 e no início da década de 1980 (Leonel et al., 2012).

Como o DDT e seus metabólitos são compostos altamente lipofílicos e resistentes à degradação devido à ampla estabilidade das ligações entre átomos de cloros e carbonos

Desta forma, a razão  $p,p'$ -DDE/ $\Sigma$ DDTs foi calculada em músculos e fígados de cetáceos com o intuito de avaliar se a contaminação é recente ou não. Os valores encontrados acima de 0,60 indicam um aporte antigo de DDTs e valores abaixo desta relação apontam para um aporte recente (Borrel e Aguilar, 1987).

As razões calculadas para todas as espécies de cetáceos se encontraram entre 0,64 e 0,94, o que indica que as fontes de DDT não são novas. Todavia, de acordo com Leonel (2007), não há como afirmar que a transformação do  $p,p'$ -

DDT em p,p'-DDE ocorreu no meio ambiente, no pequeno cetáceo ou em suas presas, porque altas razões de p,p'-DDE/ $\Sigma$ DDTs podem ser fruto de uma alimentação rica em p,p'-DDE (Storelli e Marcotrigiano, 2000). Este fator pode se determinante no mascaramento desta razão e fará com que o resultado não reflita exatamente o que ocorre atualmente nesta região estudada, principalmente devido à alimentação baseada em espécies migratórias (Leonel, 2007). Além do mais, as altas concentrações de p,p'-DDE podem ser justificadas pelo transporte atmosférico de longa distância, uma vez que este composto apresenta maior eficiência de transporte atmosférico que as demais espécies de DDTs (Iwata et al., 1994).

Desta forma, estes altos valores na razão p,p'-DDE/ $\Sigma$ DDTs indicam que este sistema se encontra estabilizado e não há novos aportes de DDTs (Aguilar, 1984). A ausência de novas descargas contendo DDTs também pode ser ratificada se observarmos o banimento da utilização, comercialização e distribuição destes compostos pelo governo brasileiro em 1985 (Brasil, 1985). Assim, o DDT só poderá ser utilizado novamente em território nacional em casos muito específicos, tais como em campanhas públicas de saúde, que envolve o combate aos vetores da leishmaniose e da malária, e em situações emergenciais agrícolas (D'Amato, Torres e Malm, 2002).

A relação  $\Sigma$ DDTs/ $\Sigma$ PCBs foi calculada para verificar se a contaminação por pesticidas na região se deu por intermédio industrial ou agrícola. Se esta razão apresentar valores inferiores a 1,00, o predomínio da contaminação é industrial, e valores maiores do que 1,00 indicam que a contaminação por compostos organoclorados ocorreu devido à utilização destes compostos na agricultura (Vetter et al., 1996).

O cálculo desta razão revelou valores abaixo de 1,00 em todas as espécies de pequenos cetáceos, os quais se encontraram em uma faixa entre 0,18 e 0,98, e este resultado sugere que a contaminação ocorreu por fatores industriais. Como citado anteriormente, esta região sofreu um intenso e desordenado processo de urbanização por conta do turismo e pela descoberta de petróleo na Bacia de Campos (Fauré, 2003; Hagmar et al., 2006). Outro fato que pode ter contribuído para este panorama é o aporte de contaminantes que a região recebe do Rio Paraíba do Sul, o qual atravessa os dois estados mais industrializados do país, São

Paulo e Rio de Janeiro, e apresenta milhares de indústrias em seu entorno (Matuo et al., 1990; Alonso, 2008; Quinete et al., 2011).

Após os DDTs, o pesticida organoclorado mais abundante neste estudo foi o Mirex, que apresentou concentrações menores que o p,p'-DDE em cerca de uma ordem de grandeza. Nos pequenos cetáceos, este composto atingiu valores entre 3,02 e 25,71 ng g<sup>-1</sup> (peso úmido). Comparativamente, os níveis de mirex foram superiores aos dos compostos HCB e HCHs, e este fato pode ser explicado se observarmos a estrutura química do mirex, a qual possui 12 átomos de cloro, número maior que o encontrado nos compostos HCHs e HCB. Como o mirex possui mais átomos de cloro em sua estrutura, esta característica o torna muito mais estável e persistente que os HCHs e HCB (Yogui et al., 2003).

Devido às suas características, o mirex apresenta pequena mobilidade e baixo potencial para sofrer transporte atmosférico, pois possui baixa solubilidade em água e baixa pressão de vapor (WHO, 1990; Fasola et al., 1998). Como este composto apresenta alta hidrofobicidade, irá possuir maior tendência a se adsorver em sedimentos e partículas do solo (Pinto, Pinto e Maciel, 2007). Desta forma, poderá permanecer estático por longos períodos neste compartimento (Ritter et al., 1995). O mirex basicamente não é metabolizado pela maioria dos organismos e pode sofrer processos de bioacumulação e biomagnificação ao longo da cadeia alimentar (Li e Macdonald, 2005; Santos-Neto et al., 2014).

Dentre os HCHs, apenas o  $\gamma$ -HCH (Lindano) foi encontrado acima do LQM em ambos os tecidos das cinco espécies de cetáceos, ao passo que o  $\beta$ -HCH foi encontrado apenas nos fígados destes animais. O isômero  $\beta$ -HCH apresentou concentrações médias entre 2,48 e 5,80 ng g<sup>-1</sup> (peso úmido), ao passo que o isômero  $\gamma$ -HCH apresentou valores entre 1,77 e 8,17 ng g<sup>-1</sup> (peso úmido).

Os menores níveis dos HCHs podem ser entendidos se observarmos uma característica destes compostos, que é a alta taxa de eliminação do organismo e a menor persistência, quando comparamos com os demais pesticidas (Clark et al., 1987; Loganathan e Kannan, 1994).

Os isômeros de HCHs estão normalmente presentes no meio ambiente sob a forma de gases na atmosfera ou dissolvidos em água e uma pequena fração deste composto está adsorvida no material particulado (Walker et al., 1999). No Brasil, o Lindano foi utilizado principalmente como pesticida em plantações de café, soja

e algodão, bem como no controle do vetor da Doença de Chagas (Dias et al., 2013). Segundo Magalhães et al. (2012), o governo brasileiro ainda permite a utilização do Lindano como agente de conservação de madeira.

O HCB apresentou níveis relativamente baixos em pequenos cetáceos e foi encontrado em todas as espécies, exceto em *Steno bredanensis*. As concentrações médias do HCB se encontraram entre 2,55 e 4,73 ng g<sup>-1</sup> (peso úmido). Apesar da sua alta estabilidade química, o HCB é relativamente volátil e, devido a esta característica, este composto pode sofrer transporte de longo alcance e atingir principalmente as regiões polares e/ou subpolares (Leonel, 2007). Comumente são encontradas concentrações mais elevadas nestas regiões do que em regiões tropicais e temperadas (Aono et al., 1997; ATSDR, 2015).

Sendo assim, devido à restrição de sua utilização na década de 1980 e às suas características físico-químicas, pode-se entender o porquê das pequenas concentrações de HCB encontradas na Costa Centro-Norte do Estado do Rio de Janeiro. Entretanto, apesar do banimento da produção e comercialização do HCB na maioria dos países, este ainda pode ser obtido como subproduto da fabricação de solventes clorados e novos pesticidas (Barbut, 2007; CETESB, 2012).

As concentrações de OCPs encontradas em *Sotalia guianensis* neste estudo são cerca de uma ordem de grandeza menores que as encontradas por Yogui et al. (2003) e Kajiwara et al. (2004) em *Sotalia guianensis* oriundos do Estado de São Paulo. Além disso, nossos níveis foram semelhantes aos encontrados por Santos-Neto et al. (2014), na costa do Nordeste brasileiro, e por Yogui et al. (2010) em São Paulo.

Em relação à espécie *Steno bredanensis*, os trabalhos de Yogui et al. (2010) em São Paulo e de Struntz et al. (2004), na costa da Flórida (EUA), apresentaram níveis OCPs aproximadamente duas ordens de grandeza mais elevados que os reportados no presente estudo e o trabalho de Lailson-Brito et al. (2012) apresentou concentrações também maiores, porém apenas em uma ordem de grandeza. As concentrações do presente estudo são muito semelhantes às encontradas por Marsili e Focardi (1997) na costa italiana.

A espécie *Pontoporia blainvillei* apresentou concentrações de OCPs muito semelhantes às encontradas por Yogui et al. (2010), por Leonel et al. (2010) e por

Lailson-Brito et al. (2011) na costa dos estados de São Paulo, Rio Grande do Sul e Paraná, respectivamente.

Os níveis de OCPs em *Tursiops truncatus* apresentadas neste estudo são muito semelhantes às encontradas por Yogui et al. (2010) e Lailson-Brito et al. (2012) e menores que as encontradas por Wilson et al. (2012) no Golfo do México (EUA).

Finalmente, em *Stenella frontalis* os níveis de OCPs do presente trabalho foram semelhantes aos encontrados por Yogui et al. (2010), Leonel et al. (2012) e por Santos-Neto et al. (2014). Além disso, as concentrações deste estudo são uma ordem de grandeza inferiores às encontradas por Kajiwarra et al. (2004).

A análise estatística de Spearman foi realizada com intuito de verificar possíveis correlações significativas entre os níveis dos diferentes pesticidas organoclorados e as variáveis morfométricas dos pequenos cetáceos.

Assim, em músculos de *S. guianensis* (Figura 68) foram encontradas correlações significativas entre o,p'-DDD e  $\gamma$ -HCH e este fato sugere que a acumulação destes dois contaminantes segue padrões semelhantes. Além disso, uma correlação foi estabelecida também entre o mirex e o sexo dos indivíduos, indicando que provavelmente o padrão de contaminação entre os sexos é diferenciado.

Spearman Rank Order Correlations (Sotalia musc)										
Marked correlations are significant at $p < 0.05000$										
Variable	g-HCH	p,p'-DDE	o,p'-DDD	p,p'-DDD	o,p'-DDT	p,p'-DDT	Mirex	Comprimento	Sexo	% Lipídios
g-HCH	1,000000	-0,019780	<b>0,846154</b>	0,080005	0,029221	-0,389011	0,261538	0,191630	0,155143	0,239560
p,p'-DDE	-0,019780	1,000000	-0,375824	<b>0,777826</b>	<b>0,591161</b>	0,463736	0,529670	0,270926	0,227710	0,156044
o,p'-DDD	<b>0,846154</b>	-0,375824	1,000000	-0,317797	-0,177573	<b>-0,617582</b>	-0,063736	0,110132	-0,122613	0,063736
p,p'-DDD	0,080005	<b>0,777826</b>	-0,317797	1,000000	<b>0,620495</b>	0,160010	0,460028	0,158135	0,355503	0,062226
o,p'-DDT	0,029221	<b>0,591161</b>	-0,177573	<b>0,620495</b>	1,000000	-0,096654	0,384367	0,018022	0,043506	-0,110140
p,p'-DDT	-0,389011	0,463736	<b>-0,617582</b>	0,160010	-0,096654	1,000000	0,274725	0,134362	0,240222	0,221978
Mirex	0,261538	0,529670	-0,063736	0,460028	0,384367	0,274725	1,000000	-0,017621	<b>0,818255</b>	0,380220
Comprimento	0,191630	0,270926	0,110132	0,158135	0,018022	0,134362	-0,017621	1,000000	-0,163009	<b>0,588107</b>
Sexo	0,155143	0,227710	-0,122613	0,355503	0,043506	0,240222	<b>0,818255</b>	-0,163009	1,000000	0,207692
% Lipídios	0,239560	0,156044	0,063736	0,062226	-0,110140	0,221978	0,380220	<b>0,588107</b>	0,207692	1,000000

Figura 68. Correlações de Spearman para músculos de *S. guianensis* (OCPs).

Em relação aos fígados de *S. guianensis* (Figura 69), foram encontradas diversas correlações significativas entre as espécies de DDTs e demais pesticidas. Foram encontradas também correlações entre p,p'-DDE e o sexo dos animais, sugerindo perfis de distribuição diferentes em machos e em fêmeas; e foi estabelecida também uma correlação direta entre o composto  $\gamma$ -HCH e o teor

lipídico encontrado no fígado, que pode ser justificado pela alta afinidade deste composto por gordura e substâncias apolares (D'Amato, Torres e Malm, 2002).

Spearman Rank Order Correlations (Sotalia fig)										
Marked correlations are significant at $p < 0,05000$										
Variable	HCB	b-HCH	g-HCH	pp'-DDE	pp'-DDD	op'-DDT	Mirex	Comprimento	Sexo	% Lipídios
HCB	1,000000	0,324506	0,112088	0,459341	<b>0,595604</b>	<b>0,578022</b>	<b>0,696703</b>	0,433922	0,065060	0,257143
b-HCH	0,324506	1,000000	-0,147904	0,518769	<b>0,593825</b>	0,523184	0,461373	0,305310	0,015080	-0,183225
g-HCH	0,112088	-0,147904	1,000000	-0,085714	-0,059341	-0,054945	0,081319	-0,279736	<b>0,277756</b>	<b>0,626374</b>
pp'-DDE	0,459341	0,518769	-0,085714	1,000000	<b>0,920879</b>	<b>0,885714</b>	<b>0,828571</b>	0,202644	<b>0,565522</b>	0,076923
pp'-DDD	<b>0,595604</b>	<b>0,593825</b>	-0,059341	<b>0,920879</b>	1,000000	<b>0,920879</b>	<b>0,775824</b>	0,136564	0,470434	0,169231
op'-DDT	<b>0,578022</b>	0,523184	-0,054945	<b>0,885714</b>	<b>0,920879</b>	1,000000	<b>0,771429</b>	0,253305	0,422890	-0,002198
Mirex	<b>0,696703</b>	0,461373	0,081319	<b>0,828571</b>	<b>0,775824</b>	<b>0,771429</b>	1,000000	0,202644	0,435402	0,200000
Comprimento	0,433922	0,305310	-0,279736	0,202644	0,136564	0,253305	0,202644	1,000000	-0,163009	-0,334803
Sexo	0,065060	0,015080	0,277756	<b>0,565522</b>	0,470434	0,422890	0,435402	-0,163009	1,000000	<b>0,553010</b>
% Lipídios	0,257143	-0,183225	<b>0,626374</b>	0,076923	0,169231	-0,002198	0,200000	-0,334803	<b>0,553010</b>	1,000000

Figura 69. Correlações de Spearman para fígados de *S. guianensis* (OCPs).

Em músculos da espécie *S. bredanensis* (Figura 70), foram encontradas correlações entre os níveis de  $\gamma$ -HCH e o sexo dos indivíduos e entre o mirex e p,p'-DDT. Em amostras de fígados, foi encontrada uma forte correlação direta entre  $\gamma$ -HCH e o comprimento dos indivíduos.

O baixo número de correlações estabelecidas para *S. bredanensis* pode estar relacionado ao pequeno número de indivíduos desta espécie utilizados no presente estudo.

Spearman Rank Order Correlations (Steno musc)										
Marked correlations are significant at $p < 0,05000$										
Variable	g-HCH	p,p'-DDE	o,p'-DDD	p,p'-DDD	o,p'-DDT	p,p'-DDT	Mirex	Comprimento	Sexo	Teor lipídico
g-HCH	1,000000	-0,619048	0,523810	0,166667	-0,309524	-0,190476	0,095238	0,317168	<b>-0,728561</b>	0,142857
p,p'-DDE	-0,619048	1,000000	-0,357143	0,309524	<b>0,785714</b>	0,547619	0,261905	-0,390360	0,549857	-0,452381
o,p'-DDD	0,523810	-0,357143	1,000000	-0,238095	0,238095	0,547619	0,690476	0,439155	-0,673575	0,285714
p,p'-DDD	0,166667	0,309524	-0,238095	1,000000	0,142857	0,047619	-0,238095	-0,317168	0,109971	-0,261905
o,p'-DDT	-0,309524	<b>0,785714</b>	0,238095	0,142857	1,000000	<b>0,857143</b>	0,571429	-0,219578	0,274929	-0,261905
p,p'-DDT	-0,190476	0,547619	0,547619	0,047619	<b>0,857143</b>	1,000000	<b>0,809524</b>	-0,073193	-0,013746	-0,214286
Mirex	0,095238	0,261905	0,690476	-0,238095	0,571429	<b>0,809524</b>	1,000000	0,365963	-0,481125	-0,071429
Comprimento	0,317168	-0,390360	0,439155	-0,317168	-0,219578	-0,073193	0,365963	1,000000	<b>-0,788811</b>	0,414758
Sexo	<b>-0,728561</b>	0,549857	-0,673575	0,109971	0,274929	-0,013746	-0,481125	<b>-0,788811</b>	1,000000	-0,384900
Teor lipídico	0,142857	-0,452381	0,285714	-0,261905	-0,261905	-0,214286	-0,071429	0,414758	-0,384900	1,000000

Figura 70. Correlações de Spearman para músculos de *S. bredanensis* (OCPs).

Spearman Rank Order Correlations (Steno fig)								
Marked correlations are significant at $p < 0,05000$								
Variable	g-HCH	pp'-DDE	pp'-DDD	op'-DDT	Mirex	Comprimento	Sexo	Teor lipídico
g-HCH	1,000000	-0,600000	<b>-0,900000</b>	-0,800000	0,300000	<b>0,974679</b>	-0,353553	-0,700000
pp'-DDE	-0,600000	1,000000	0,800000	<b>0,900000</b>	0,400000	-0,666886	0,707107	0,600000
pp'-DDD	<b>-0,900000</b>	0,800000	1,000000	<b>0,900000</b>	-0,100000	-0,872082	0,353553	0,600000
op'-DDT	-0,800000	<b>0,900000</b>	<b>0,900000</b>	1,000000	0,300000	-0,872082	0,707107	0,500000
Mirex	0,300000	0,400000	-0,100000	0,300000	1,000000	0,102598	0,707107	-0,300000
Comprimento	<b>0,974679</b>	-0,666886	-0,872082	-0,872082	0,102598	1,000000	-0,544107	-0,666886
Sexo	-0,353553	0,707107	0,353553	0,707107	0,707107	-0,544107	1,000000	0,353553
Teor lipídico	-0,700000	0,600000	0,600000	0,500000	-0,300000	-0,666886	0,353553	1,000000

Figura 71. Correlações de Spearman para fígados de *S. bredanensis* (OCPs).

Em amostras de músculos de *P. blainvillei* (Figura 72), foram encontradas correlações significativas dos compostos p,p'-DDE, p,p'-DDD e mirex com o sexo dos indivíduos, o que sugere que neste tipo de tecido a acumulação destes compostos segue diferentes padrões. Em amostras de fígados (Figura 66), foram estabelecidas apenas correlações significativas entre o composto p,p'-DDE e o sexo dos indivíduos; e também entre os compostos p,p'-DDD e mirex.

Variable	Spearman Rank Order Correlations (Toninha musc)						
	g-HCH	pp'-DDE	pp'-DDD	Mirex	Comprimento	Sexo	Teor lipídico
g-HCH	1,000000	0,233333	0,192470	-0,383333	-0,267785	0,259808	0,333333
pp'-DDE	0,233333	1,000000	<b>0,769881</b>	0,433333	0,058578	<b>0,692820</b>	-0,316667
pp'-DDD	0,192470	<b>0,769881</b>	1,000000	0,594147	0,046218	<b>0,869657</b>	-0,619252
Mirex	-0,383333	0,433333	0,594147	1,000000	-0,066946	<b>0,692820</b>	-0,516667
Comprimento	-0,267785	0,058578	0,046218	-0,066946	1,000000	-0,173931	-0,493728
Sexo	0,259808	<b>0,692820</b>	<b>0,869657</b>	<b>0,692820</b>	-0,173931	1,000000	-0,519615
Teor lipídico	0,333333	-0,316667	-0,619252	-0,516667	-0,493728	-0,519615	1,000000

Figura 72. Correlações de Spearman para músculos de *P. blainvillei* (OCPs).

Variable	Spearman Rank Order Correlations (Toninhas fig)								
	HCB	b-HCH	g-HCH	pp'-DDE	pp'-DDD	Mirex	Comprimento	Sexo	Teor lipídico
HCB	1,000000	0,283333	0,400000	0,316667	0,550000	0,383333	0,359836	0,519615	0,516667
b-HCH	0,283333	1,000000	<b>0,850000</b>	0,600000	0,400000	0,333333	-0,443519	0,606218	-0,183333
g-HCH	0,400000	<b>0,850000</b>	1,000000	0,266667	0,300000	0,166667	-0,460255	0,433013	0,066667
pp'-DDE	0,316667	0,600000	0,266667	1,000000	0,466667	0,366667	0,041841	<b>0,779423</b>	0,200000
pp'-DDD	0,550000	0,400000	0,300000	0,466667	1,000000	<b>0,800000</b>	0,510465	0,346410	0,266667
Mirex	0,383333	0,333333	0,166667	0,366667	<b>0,800000</b>	1,000000	0,510465	0,000000	0,133333
Comprimento	0,359836	-0,443519	-0,460255	0,041841	0,510465	0,510465	1,000000	-0,173931	0,543938
Sexo	0,519615	0,606218	0,433013	<b>0,779423</b>	0,346410	0,000000	-0,173931	1,000000	0,086603
Teor lipídico	0,516667	-0,183333	0,066667	0,200000	0,266667	0,133333	0,543938	0,086603	1,000000

Figura 73. Correlações de Spearman para fígados de *P. blainvillei* (OCPs).

Em *T. truncatus* não foram estabelecidas correlações significativas entre os níveis de OCPs e as demais variáveis morfométricas dos indivíduos, o que provavelmente ocorreu devido ao pequeno número de amostras utilizadas neste estudo.

Em músculos de *S. frontalis*, foram estabelecidas fortes correlações diretas envolvendo os compostos  $\gamma$ -HCH, p,p'-DDE, p,p'-DDD e mirex com o sexo dos indivíduos. Além disso, outras correlações foram estabelecidas entre os diferentes pesticidas. Os fígados de *S. frontalis* (Figura 74) apresentaram correlações dos composto p,p'-DDE e p,p'-DDD com o sexo dos indivíduos.

Spearman Rank Order Correlations (Stenella musc)									
Marked correlations are significant at $p < 0,05000$									
Variable	HCB	g-HCH	pp'-DDE	pp'-DDD	op'-DDT	Mirex	Comprimento	Sexo	Teor lipídico
HCB	1,000000	0,771429	<b>0,828571</b>	<b>0,942857</b>	0,771429	0,314286	-0,600000	0,621059	0,714286
g-HCH	0,771429	1,000000	<b>0,828571</b>	<b>0,885714</b>	<b>0,885714</b>	0,485714	-0,657143	<b>0,828079</b>	0,257143
pp'-DDE	<b>0,828571</b>	<b>0,828571</b>	1,000000	<b>0,942857</b>	0,714286	0,428571	-0,714286	<b>0,828079</b>	0,657143
pp'-DDD	<b>0,942857</b>	<b>0,885714</b>	<b>0,942857</b>	1,000000	<b>0,828571</b>	0,485714	-0,771429	<b>0,828079</b>	0,600000
op'-DDT	0,771429	<b>0,885714</b>	0,714286	<b>0,828571</b>	1,000000	0,200000	-0,714286	0,621059	0,257143
Mirex	0,314286	0,485714	0,428571	0,485714	0,200000	1,000000	-0,600000	<b>0,828079</b>	-0,085714
Comprimento	-0,600000	-0,657143	-0,714286	-0,771429	-0,714286	-0,600000	1,000000	<b>-0,828079</b>	-0,200000
Sexo	0,621059	<b>0,828079</b>	<b>0,828079</b>	<b>0,828079</b>	0,621059	<b>0,828079</b>	<b>-0,828079</b>	1,000000	0,207020
Teor lipídico	0,714286	0,257143	0,657143	0,600000	0,257143	-0,085714	-0,200000	0,207020	1,000000

Figura 74. Correlações de Spearman para músculos de *S. frontalis* (OCPs).

Spearman Rank Order Correlations (Stenella fig)										
Marked correlations are significant at $p < 0,05000$										
Variable	HCB	b-HCH	g-HCH	pp'-DDE	pp'-DDD	op'-DDT	Mirex	Comprimento	Sexo	Teor lipídico
HCB	1,000000	-0,314286	-0,485714	-0,028571	0,428571	0,142857	0,142857	-0,542857	0,414039	-0,085714
b-HCH	-0,314286	1,000000	-0,257143	0,657143	0,600000	<b>0,828571</b>	<b>0,828571</b>	-0,142857	0,207020	0,657143
g-HCH	-0,485714	-0,257143	1,000000	0,085714	-0,428571	-0,600000	-0,600000	0,371429	0,000000	0,085714
pp'-DDE	-0,028571	0,657143	0,085714	1,000000	<b>0,828571</b>	0,657143	0,657143	-0,542857	<b>0,828079</b>	0,771429
pp'-DDD	0,428571	0,600000	-0,428571	<b>0,828571</b>	1,000000	<b>0,828571</b>	<b>0,828571</b>	-0,771429	<b>0,828079</b>	0,657143
op'-DDT	0,142857	<b>0,828571</b>	-0,600000	0,657143	<b>0,828571</b>	1,000000	1,000000	-0,371429	0,414039	0,428571
Mirex	0,142857	<b>0,828571</b>	-0,600000	0,657143	<b>0,828571</b>	1,000000	1,000000	-0,371429	0,414039	0,428571
Comprimento	-0,542857	-0,142857	0,371429	-0,542857	-0,771429	-0,371429	-0,371429	1,000000	<b>-0,828079</b>	-0,600000
Sexo	0,414039	0,207020	0,000000	<b>0,828079</b>	<b>0,828079</b>	0,414039	0,414039	<b>-0,828079</b>	1,000000	0,621059
Teor lipídico	-0,085714	0,657143	0,085714	0,771429	0,657143	0,428571	0,428571	-0,600000	0,621059	1,000000

Figura 75. Correlações de Spearman para fígados de *S. frontalis* (OCPs).

Ao estudar e conhecer um pouco mais sobre a contaminação de OCPs nestas espécies de pequenos cetáceos é possível traçar uma relação direta entre a saúde dos oceanos e a vida do ser humano. Como já citado anteriormente neste trabalho, existe uma conexão direta entre as saúdes do ser humano e dos oceanos (Fleming et al., 2006).

Esta interação homem-oceano pode ser atribuída à degradação dos ambientes costeiros, que é causada pela ocupação destas regiões sem nenhum planejamento (Hacon et al., 2005). Como os mamíferos marinhos ocupam o topo da cadeia alimentar, assim como os humanos, e estão sujeitos a inúmeros processos relacionados à bioacumulação e biomagnificação de POPs, estas espécies emergem como sentinelas (Bard, 1999; de Moura et al., 2014). Sendo assim, analisar a contaminação dos mamíferos marinhos desta região pode ajudar a estabelecer uma comparação com os seres humanos da Costa Centro-Norte do Rio de Janeiro e verificar se a saúde dos mesmos está sob ameaça.

As concentrações de OCPs encontradas em amostras de músculos e fígados destas cinco espécies de pequenos cetáceos não são fruto de despejos recentes, porém o monitoramento constante da região é extremamente necessário

para a compreensão da distribuição e do destino destes compostos ao longo dos tempos. Com isso, podem ser estabelecidas metas para conservação das espécies de golfinhos e estratégias para monitorar também a saúde dos seres humanos que habitam as regiões costeiras.

## 5.5 OCPs em Lulas e Peixes

A análise dos pesticidas organoclorados em amostras de lulas e peixes apresentou um perfil muito similar entre as espécies. Os compostos  $\gamma$ -HCH e p,p'-DDE foram os únicos encontrados acima do LQM e este perfil pode ser observado em todas as amostras de músculos e fígados. A única exceção ocorreu nos fígados de peixe-espada, os quais apresentaram também os compostos HCB, p,p'-DDD e mirex acima do limite de quantificação.

Assim como nos pequenos cetáceos, o composto mais abundante em todas as amostras destes animais foi o p,p'-DDE, que é muito mais persistente e resistente à degradação no meio ambiente que o seu precursor, p,p'-DDT (Rogan et al., 1986). A tabela a seguir apresenta as concentrações médias dos OCPs encontrados acima do LQM nestas espécies.

As espécies HCB,  $\beta$ -HCH, algumas espécies de DDTs e mirex foram detectadas, uma vez que se encontraram acima do LDM. Entretanto, como estas não apresentaram valores superiores aos do LQM, não puderam ser expressas nas quantificações estabelecidas para os demais pesticidas.

Com exceção da espécie *Sardinella brasiliensis* (sardinha), todas as concentrações de OCPs, tanto em músculos quanto em fígados se encontraram dentro da mesma ordem de grandeza.

As maiores concentrações de p,p'-DDE foram encontradas em amostras de fígados de *T. lepturus*, o qual é um peixe predador voraz e canibal (Haimovich, 2000; (Martins et al., 2005), ocupante do mais alto nível trófico dentre estas espécies de lulas e peixes utilizados neste estudo. Entretanto, o peixe-espada não apresentou os maiores níveis deste composto em músculos, mas sim a espécie *M. furnieri*. Esta espécie também possui hábitos carnívoros, assim como o *T.*

*lepturus*, porém sua alimentação é baseada em poliquetas, bivalves e peixes (Vazzoler, 1991; (Mendoza-Carranza e Vieira, 2008), ou seja, presas menores que as do peixe-espada. Os fígados de corvina também apresentaram concentrações de  $\gamma$ -HCH superiores às encontradas em peixe-espada. No estudo realizado por Quinete et al. (2011), envolvendo estas duas espécies, oriundas da região próxima à foz do Rio Paraíba do Sul, apresentou valores de POPs superiores em amostras de corvinas, quando comparadas aos peixes-espada

Tabela 46. Distribuição média  $\pm$  desvio padrão e somatório dos PBDEs (em ng g<sup>-1</sup> de peso úmido) encontrados acima do LQM em pequenos cetáceos.

Espécie	Tecidos	HCB	$\gamma$ -HCH	p,p'-DDE	p,p'-DDD	Mirex
<i>L. plei</i>	Músculo	<LQM	3,75 $\pm$ 2,01	22,58 $\pm$ 11,54	<LQM	<LQM
<i>S. japonicus</i>	Músculo	<LQM	1,37 $\pm$ 0,71	19,13 $\pm$ 5,72	<LQM	<LQM
<i>S. brasiliensis</i>	Músculo	<LQM	2,04 $\pm$ 1,08	4,47 $\pm$ 2,67	<LQM	<LQM
<i>M. liza</i>	Músculo	<LQM	4,33 $\pm$ 2,28	6,69 $\pm$ 4,32	<LQM	<LQM
	Fígado	<LQM	6,64 $\pm$ 1,70	8,97 $\pm$ 3,36	<LQM	<LQM
<i>M. furnieri</i>	Músculo	<LQM	4,12 $\pm$ 4,56	34,48 $\pm$ 15,59	<LQM	<LQM
	Fígado	<LQM	18,18 $\pm$ 12,66	26,80 $\pm$ 7,10	<LQM	<LQM
<i>T. lepturus</i>	Músculo	<LQM	6,19 $\pm$ 8,51	26,30 $\pm$ 9,64	<LQM	<LQM
	Fígado	1,70 $\pm$ 0,93	10,56 $\pm$ 5,18	36,12 $\pm$ 20,57	1,48 $\pm$ 0,79	6,61 $\pm$ 3,91

O perfil da distribuição dos OCPs em músculos destas espécies não foi semelhante ao apresentado em PCBs. Um exemplo desta disparidade pode ser ilustrado pela semelhança dos níveis de PCBs entre sardinhas e cavalinhas que foram muito semelhantes, mas diferiram totalmente quanto à contaminação por OCPs. Como já mencionado, eram esperados perfis semelhantes nestas duas

espécies, pois ambas possuem tamanhos, hábitos de vida e alimentares muito semelhantes (Schneider e Schwingel, 1999; Yoon et al., 2008).

Os fígados apresentaram níveis mais altos em peixes-espada, seguidos das corvinas e tainhas, assim como ocorreu na análise dos PCBs. Comparando o peixe-espada com a espécie de pequeno cetáceo *Pontoporia blainvillei*, pode-se observar que os níveis de OCPs no mamífero marinho foram superiores, diferentemente do que aconteceu com as concentrações de PCBs.

Os níveis encontrados em *T. lepturus*, *M. furnieri*, *M. liza* e *S. brasiliensis* foram superiores aos encontrados por da Silva et al. (2003) em peixes oriundos da Baía de Guanabara. No estudo de monitoramento de pesticidas no Lago Paranoá no, em Brasília no final da década de 1990, Caldas et al. (1999) estabeleceu uma comparação com estudos realizados na década de 1970 no mesmo local e verificou o declínio das concentrações de DDTs, HCHs, drins e clordanas. As concentrações das espécies de DDTs e  $\gamma$ -HCH encontradas no estudo de Caldas et al. (1999) foram muito semelhantes às encontradas no presente estudo. As concentrações de DDTs e HCHs encontradas por Liebezeit et al. (2011) e por Miranda et al. (2008) no Estado do Paraná também foram muito semelhantes às encontradas nos peixes deste estudo.

Finalmente, as lulas deste estudo apresentaram níveis de  $\gamma$ -HCH e p,p'-DDE semelhantes aos encontrados por Ueno et al. (2003) no Japão, por Santhi et al. (2012) na costa da Malásia e por Storelli et al. (2006) na costa italiana.

A análise estatística de Spearman não apresentou nenhuma correlação significativa nas amostras de músculos de *L. plei*. Entretanto, em músculos cavalinhas (*S. japonicus*), foi observada uma correlação significativa direta entre o composto  $\gamma$ -HCH e o teor lipídico deste tecido.

Variable	Spearman Rank Order Correlations (Cavalinhas)				
	Marked correlations are significant at p < 0,05000				
	g-HCH	pp'-DDE	Comprimento	Peso	% Lipídico
g-HCH	1,000000	0,210836	0,328977	0,564369	<b>0,716113</b>
pp'-DDE	0,210836	1,000000	0,444364	0,384200	0,087271
Comprimento	0,328977	0,444364	1,000000	<b>0,886012</b>	0,502730
Peso	0,564369	0,384200	<b>0,886012</b>	1,000000	<b>0,719673</b>
% Lipídico	<b>0,716113</b>	0,087271	0,502730	<b>0,719673</b>	1,000000

Figura 76. Correlações de Spearman para músculos de *S. japonicus* (OCPs).

Em tecido muscular de sardinhas, o composto p,p'-DDE apresentou uma correlação direta com o teor lipídico contido neste tecido, o que sugere que a acumulação deste pesticidas é diretamente proporcional à quantidade de lipídios presentes no músculos.

Spearman Rank Order Correlations (Sardinhas)					
Marked correlations are significant at p < 0,05000					
Variable	g-HCH	pp'-DDE	Comprimento	Peso	% Lipídico
g-HCH	1,000000	0,175758	0,000000	-0,018182	-0,103030
pp'-DDE	0,175758	1,000000	-0,160806	-0,333333	<b>0,781818</b>
Comprimento	0,000000	-0,160806	1,000000	<b>0,904534</b>	0,288111
Peso	-0,018182	-0,333333	<b>0,904534</b>	1,000000	0,381818
% Lipídico	-0,103030	<b>0,781818</b>	0,288111	0,381818	1,000000

Figura 77. Correlações de Spearman para músculos de *S. brasiliensis* (OCPs).

Nos músculos tainhas (*M. liza*) foi observada uma única correlação, a qual ocorreu entre o composto p,p'-DDE e o teor lipídico presente neste tecido. Assim como em músculos, somente uma correlação significativa foi observada em amostras de fígados de tainha e esta ocorreu entre o composto  $\gamma$ -HCH e o teor lipídico.

Spearman Rank Order Correlations (Tainha musc)					
Marked correlations are significant at p < 0,05000					
Variable	g-HCH	pp'-DDE	Comprimento	Peso	% Lipídico
g-HCH	1,000000	-0,054545	-0,320038	-0,321212	0,090909
pp'-DDE	-0,054545	1,000000	-0,418511	0,115152	<b>0,866667</b>
Comprimento	-0,320038	-0,418511	1,000000	0,080009	0,227719
Peso	-0,321212	0,115152	0,080009	1,000000	0,224242
% Lipídico	0,090909	<b>0,866667</b>	0,227719	0,224242	1,000000

Figura 78. Correlações de Spearman para músculos de *M. liza* (OCPs).

Spearman Rank Order Correlations (Tainha fig)						
Marked correlations are significant at p < 0,05000						
Variable	g-HCH	p,p'-DDE	Sexo	Comprimento	Peso	% Lipídico
g-HCH	1,000000	0,233333	0,310530	0,117651	-0,450000	<b>0,733333</b>
p,p'-DDE	0,233333	1,000000	0,103510	0,554641	0,033333	0,250000
Sexo	0,310530	0,103510	1,000000	0,156575	-0,414039	0,207020
Comprimento	0,117651	0,554641	0,156575	1,000000	<b>0,826899</b>	0,613467
Peso	-0,450000	0,033333	-0,414039	<b>0,826899</b>	1,000000	-0,266667
% Lipídico	<b>0,733333</b>	0,250000	0,207020	0,613467	-0,266667	1,000000

Figura 79. Correlações de Spearman para fígados de *M. liza* (OCPs).

Em músculos de corvina não foram obtidas correlações significativas entre os níveis dos pesticidas organoclorados e as variáveis biológicas dos indivíduos, mas em fígados o composto p,p'-DDE apresentou uma correlação significativa inversa com o parâmetro peso dos indivíduos e este resultado sugere que a acumulação deste composto é inversamente proporcional ao peso dos peixes.

Spearman Rank Order Correlations (Corvinas fig)						
Marked correlations are significant at p < 0,05000						
Variable	g-HCH	p,p'-DDE	Sexo	Comprimento	Peso	% Lipídico
g-HCH	1,000000	0,142857	-0,251976	0,024098	-0,095238	-0,047619
p,p'-DDE	0,142857	1,000000	0,125988	-0,481963	<b>-0,738095</b>	0,000000
Sexo	-0,251976	0,125988	1,000000	-0,510061	-0,377964	0,125988
Comprimento	0,024098	-0,481963	-0,510061	1,000000	<b>0,879582</b>	-0,216883
Peso	-0,095238	<b>-0,738095</b>	-0,377964	<b>0,879582</b>	1,000000	-0,119048
% Lipídico	-0,047619	0,000000	0,125988	-0,216883	-0,119048	1,000000

Figura 80. Correlações de Spearman para fígados de *M. furnieri* (OCPs).

Em músculos de peixes-espada, foi verificada correlação direta entre p,p'-DDE e o peso dos indivíduos. Nas amostras de fígados, os compostos p,p'-DDE e p,p'-DDD apresentaram correlações diretas com o teor lipídico deste tecido.

Spearman Rank Order Correlations (Peixe espada musc)						
Marked correlations are significant at p < 0,05000						
Variable	g-HCH	pp'-DDE	Sexo	Comprimento	Peso	% Lipídico
g-HCH	1,000000	0,333333	-0,058026	0,072949	0,024316	-0,321429
pp'-DDE	0,333333	1,000000	0,406181	-0,607906	<b>0,662617</b>	-0,500000
Sexo	-0,058026	0,406181	1,000000	-0,116405	-0,058203	0,000000
Comprimento	0,072949	-0,607906	-0,116405	1,000000	<b>0,890244</b>	0,522544
Peso	0,024316	<b>0,662617</b>	-0,058203	<b>0,890244</b>	1,000000	0,571429
% Lipídico	-0,321429	-0,500000	0,000000	0,522544	0,571429	1,000000

Figura 81. Correlações de Spearman para músculos de *T. lepturus* (OCPs).

Spearman Rank Order Correlations (Peixe espada fig)									
Marked correlations are significant at p < 0,05000									
Variable	HCB	g-HCH	pp'-DDE	pp'-DDD	Mirex	Sexo	Comprimento	Peso	% Lipídico
HCB	1,000000	0,127273	-0,345455	0,139394	0,103030	-0,406181	0,066870	-0,054711	-0,054545
g-HCH	0,127273	1,000000	-0,575758	-0,042424	0,212121	0,290129	0,382980	0,541036	0,090909
pp'-DDE	-0,345455	-0,575758	1,000000	<b>0,766667</b>	0,127273	-0,290129	-0,200609	-0,151976	<b>0,818182</b>
pp'-DDD	0,139394	-0,042424	<b>0,766667</b>	1,000000	-0,333333	-0,058026	-0,194530	-0,352585	<b>0,903030</b>
Mirex	0,103030	0,212121	0,127273	-0,333333	1,000000	<b>-0,522233</b>	0,085107	0,389060	-0,187879
Sexo	-0,406181	0,290129	-0,290129	-0,058026	<b>-0,522233</b>	1,000000	-0,116405	-0,058203	-0,058026
Comprimento	0,066870	0,382980	-0,200609	-0,194530	0,085107	-0,116405	1,000000	<b>0,890244</b>	-0,030395
Peso	-0,054711	0,541036	-0,151976	-0,352585	0,389060	-0,058203	<b>0,890244</b>	1,000000	-0,176293
% Lipídico	-0,054545	0,090909	<b>0,818182</b>	<b>0,903030</b>	-0,187879	-0,058026	-0,030395	-0,176293	1,000000

Figura 82. Correlações de Spearman para fígados de *T. lepturus* (OCPs).

Os organismos marinhos como lulas e peixes podem representar bons indicadores de poluição ambiental, pois concentram poluentes em seus tecidos a partir da água e também pela sua dieta, o que possibilita a transferência para demais organismos ao longo da cadeia trófica e também para os seres humanos (Boon, 1985).

As propriedades físico-químicas dos OCPs são as principais responsáveis pela rápida absorção dos pesticidas organoclorados por parte dos organismos aquáticos (D'Amato, Torres e Malm, 2002). Apesar de apresentarem alto poder de bioacumulação, os OCPs podem apresentar concentrações e taxas de acumulação variáveis em função das espécies, do tempo de exposição e das condições ambientais (Konradsen et al., 2004). Os peixes podem apresentar processos de bioacumulação destes POPs de forma mais rápida que os organismos invertebrados (WHO, 1990)

De acordo com Heath (1987), os principais efeitos da contaminação por pesticidas organoclorados em peixes são a interferência endócrina, degenerescência das células reprodutivas, danos no DNA e alterações em seus processos migratórios. Quando os organismos marinhos são contaminados pelos OCPs, os poluentes serão transportados pelo sangue até os tecidos como fígado, tecido adiposo, músculo e ossos, onde sofrerão acumulação e/ou transformações (Chan et al., 1999). Estas transformações ocorrem principalmente no tecido hepático, que poderá fazer com que o poluente seja excretado pela bile ou pelos rins do peixe (Matuo et al., 1990).

Segundo Ameer et al. (2013) e Li e Macdonald (2005), a contaminação por OCPs em peixes e demais organismos marinhos posam um severo risco às saúdes dos seres humanos, dos mamíferos marinhos e das inúmeras comunidades de organismos aquáticos que vivem em uma área contaminada, ocasionando como principal consequência o desequilíbrio ambiental.

Segundo D'Amato et al. (2002) e Miranda et al. (2008), ainda existe uma escassez de trabalhos de monitoramento dos níveis de pesticidas organoclorados em áreas costeiras de países em desenvolvimento. Desta forma, novos trabalhos de monitoramento destes compostos são necessários nos próximos anos para realizar uma melhor avaliação do destino dos mesmos no ambiente e também para

avaliação da saúde dos oceanos e da população humana que vive em regiões costeiras.

## 5.6 Isótopos estáveis e níveis dos POPs

A razão isotópica de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  foi calculada para os músculos de todas as espécies de indivíduos utilizados no presente estudo. Como a análise do conteúdo estomacal indica basicamente o último alimento ingerido e não a dieta preferencial de uma dada espécie, a utilização de isótopos estáveis pode auxiliar no entendimento acerca da preferência alimentar e também do nível trófico que a mesma ocupa (Bird et al., 2008; Kehrig et al., 2013).

O tecido muscular pode refletir o hábito alimentar dos indivíduos nos últimos meses através da “assinatura” de  $\delta^{15}\text{N}$ . A análise de tecidos como o fígado revela uma “assinatura” de  $\delta^{15}\text{N}$  derivada da ingestão mais recente de alimentos (Hobson et al., 1996). Por causa disso, que foram utilizadas amostras de músculos.

Como a Costa Centro-Norte do Estado do Rio de Janeiro é constituída por dois ambientes com características muito heterogêneas, que são o Norte Fluminense e a Região dos Lagos, foi necessário realizar uma separação em dois grupos diferentes. As espécies pertencentes ao grupo do Norte Fluminense (NF) são *Sotalia guianensis* e *Pontoporia blainvillei*, pois a maior parte dos indivíduos pertencem a esta área e os indivíduos das demais espécies de cetáceos, lulas e peixes pertencem à Região dos Lagos (RL), uma vez que foram coletados nesta área.

Inicialmente, serão dispostos os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  e, como já foi citado anteriormente, este isótopo é amplamente utilizado para verificar diferenças entre os níveis tróficos das espécies e também a assimilação de alimento ao longo dos tempos (Peterson e Fry, 1987).

Os valores do  $\delta^{15}\text{N}$  em músculos de *S. guianensis* variaram entre 14,1 e 15,8‰ (média:  $14,9 \pm 0,9\%$ ), ao passo que em *P. blainvillei* estes valores se encontraram entre 13,3 e 13,8 (média:  $13,6 \pm 0,2\%$ ). O Teste Estatístico de

Kruskal-Wallis apontou uma diferença significativa para os resultados de  $\delta^{15}\text{N}$  entre as espécies ( $P = 0,037109$ ).

A variação nos valores de  $\delta^{15}\text{N}$  entre as espécies foi mais acentuada em *S. guianensis* quando comparada a *P. blainvillei* e este dado sugere que no Norte Fluminense o número de presas que possuem importância para a dieta é bem maior em *S. guianensis* do que em *P. blainvillei*, que possui menor número de presas (Bittar e Di Benedetto, 2009).

Visivelmente as amostras de músculos destas duas espécies de golfinhos não apresentaram valores muito similares de  $\delta^{15}\text{N}$  e, segundo Kehrig et al. (2013), este resultado sugere a existência de uma ligeira diferença na posição trófica destas duas espécies de cetáceos. Esta diferença pode estar associada a diversos fatores, tais como o tamanho dos indivíduos de cada espécie, uma vez que os menores indivíduos de uma dada espécie (mais jovens) tendem a sofrer um menor enriquecimento de  $\delta^{15}\text{N}$  que os indivíduos maiores (Jennings et al., 2002). Desta forma, como a maioria dos indivíduos da espécie *S. guianensis* era composta por adultos e da espécie *P. blainvillei* por indivíduos juvenis, pode-se entender a diferença no enriquecimento deste isótopo.

De acordo com Pimm (2002), as espécies que se alimentam de presas semelhantes e coexistem no mesmo habitat tendem a minimizar a competição por alimentos através da utilização de diferentes áreas físicas ou até mesmo de diferentes presas. Além disso, a seletividade das presas de *P. blainvillei* está associada à anatomia do seu aparato oral e de seu trato gastrointestinal, os quais limitam o tamanho do alimento ingerido (Beneditto et al., 2009). *S. guianensis*, além de possuir maior tamanho e viver mais tempo que *P. blainvillei* (Jefferson et al., 1993), pode se alimentar de maiores presas e este fato pode ter contribuído para os maiores valores de  $\delta^{15}\text{N}$  encontrados nesta espécie.

Como PCBs, PBDEs e OCPs são compostos que sofrem biomagnificação ao longo da cadeia trófica (Leonel et al., 2010; Quinete et al., 2011), é normal que os organismos que ocupem os níveis tróficos mais altos apresentem maiores concentrações destes POPs e foi observada nítida diferença entre *S. guianensis* e *P. blainvillei*, pois os níveis de PCBs em músculos de *S. guianensis* foram praticamente uma ordem de grandeza superiores aos encontrados em *P. blainvillei*, os de OCPs em *S. guianensis* foram duas vezes mais elevados do que

em *P. blainvillei* e apenas os músculos desta última espécie apresentaram concentrações de PBDEs acima dos LQM.

Os valores de  $\delta^{13}\text{C}$  em músculos de *S. guianensis* apresentaram uma variação entre -18,2 e -15,1‰ (média:  $-16,2 \pm 1,4\%$ ) e em *P. blainvillei* os valores estiveram entre -16,7 e -15,5 (média:  $-15,9 \pm 0,5\%$ ). Em relação a este isótopo, não foi encontrada diferença significativa entre *S. guianensis* e *P. blainvillei* ( $P = 0,648504$ ).

As diferenças nas “assinaturas” de  $\delta^{13}\text{C}$  podem representar diferenças entre as regiões onde estas duas espécies de golfinhos se alimentam, uma vez que o enriquecimento de  $\delta^{13}\text{C}$  está associado a hábitos alimentares mais próximos da região bentônica e costeira, ao passo que valores menores de  $\delta^{13}\text{C}$  podem representar hábitos mais pelágicos e mais distantes da costa (DeNiro e Epstein, 1978; Hobson, 1999).

Assim, os valores de  $\delta^{13}\text{C}$  corroboram a hipótese de que *S. guianensis* possui hábitos preferencialmente mais pelágicos que a espécie *P. blainvillei*, a qual tende a se alimentar em regiões mais bentônicas (Di Benedetto et al., 2011). Ambas as espécies são costeiras e vivem em pequenas profundidades (Siciliano et al., 2006), mas a espécie *P. blainvillei* tem sua vida muito mais conectada ao fundo do mar que *S. guianensis* e este fato pode ser confirmado se observarmos o estudo de Cremer e Simões-Lopes (2005), que faz referência ao baixo número de registro referentes à avistagem da Toninha.

Os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  e  $\delta^{13}\text{C}$  encontrados no presente estudo (Figura 83) são tipicamente encontrados em pequenos cetáceos oriundos de regiões costeiras e foram muito semelhantes aos encontrados no estudo de Di Benedetto et al. (2011), o qual utilizou as duas mesmas espécies.

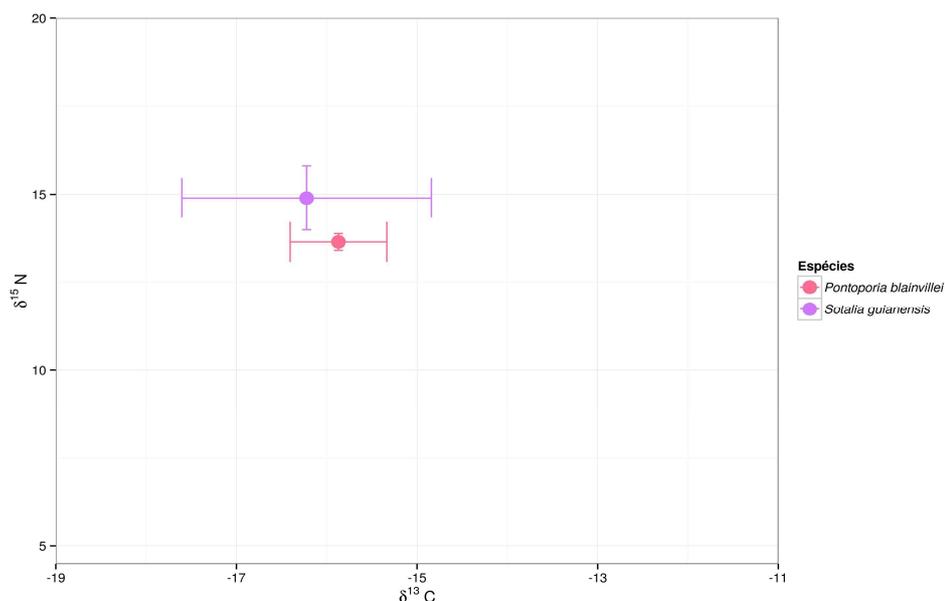


Figura 83. Relação entre  $\delta^{15}\text{N}$  e  $\delta^{13}\text{C}$  em músculos de *S. guianensis* e *P. blainvillei*. As barras representam os desvios-padrão.

A análise estatística de Spearman foi realizada para estas duas espécies do grupo NF (Figuras 84 e 85). Em *P. blainvillei*, o  $\delta^{15}\text{N}$  apresentou correlação significativa com os congêneres hexa e heptaclorados de PCBs e também com o p,p'-DDE. Já o  $\delta^{13}\text{C}$  apresentou correlação direta com o composto p,p'-DDD. Em *S. guianensis*, o  $\delta^{15}\text{N}$  apresentou correlação direta com os congêneres hexaclorados e com o somatório de PCBs. Além disso, foi observada uma correlação inversa entre  $\delta^{15}\text{N}$  e o,p'-DDT. Nenhuma correlação significativa foi encontrada para  $\delta^{13}\text{C}$  em amostras de músculos de *S. guianensis*. Em *S. guianensis* não foram encontradas correlações significativas entre os isótopos estáveis e as concentrações de PBDEs.

Spearman Rank Order Correlations (Toninhas POPs)											
Marked correlations are significant at $p < 0,05000$											
Variable	CI 4	CI 5	CI 6	CI 7	$\Sigma\text{PCBs}$	g-HCH	pp'-DDE	pp'-DDD	Mirex	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
CI 4	1,000000	0,583333	-0,516667	-0,350000	-0,183333	0,366667	-0,066667	-0,309626	-0,250000	-0,181848	-0,250000
CI 5	0,583333	1,000000	0,000000	0,100000	0,433333	-0,300000	0,316667	0,133892	0,433333	-0,109109	0,142857
CI 6	-0,516667	0,000000	1,000000	<b>0,950000</b>	<b>0,850000</b>	-0,166667	<b>0,683333</b>	0,543938	0,616667	0,218218	<b>0,928571</b>
CI 7	-0,350000	0,100000	<b>0,950000</b>	1,000000	<b>0,816667</b>	-0,033333	<b>0,733333</b>	0,585779	0,616667	0,181848	<b>0,964286</b>
$\Sigma\text{PCBs}$	-0,183333	0,433333	<b>0,850000</b>	<b>0,816667</b>	1,000000	-0,383333	0,616667	0,309626	<b>0,666667</b>	-0,036370	1,000000
g-HCH	0,366667	-0,300000	-0,166667	-0,033333	-0,383333	1,000000	0,233333	0,192470	-0,383333	0,472805	-0,142857
pp'-DDE	-0,066667	0,316667	<b>0,683333</b>	<b>0,733333</b>	0,616667	0,233333	1,000000	<b>0,769881</b>	0,433333	0,691023	<b>0,821429</b>
pp'-DDD	-0,309626	0,133892	0,543938	0,585779	0,309626	0,192470	<b>0,769881</b>	1,000000	0,594147	<b>0,841526</b>	0,486506
Mirex	-0,250000	0,433333	0,616667	0,616667	<b>0,666667</b>	-0,383333	0,433333	0,594147	1,000000	0,036370	0,642857
$\delta^{13}\text{C}$	-0,181848	-0,109109	0,218218	0,181848	-0,036370	0,472805	0,691023	<b>0,841526</b>	0,036370	1,000000	0,236403
$\delta^{15}\text{N}$	-0,250000	0,142857	<b>0,928571</b>	<b>0,964286</b>	1,000000	-0,142857	<b>0,821429</b>	0,486506	0,642857	0,236403	1,000000

Figura 84. Correlações de Spearman para POPs e isótopos estáveis em *P. blainvillei*.

Spearman Rank Order Correlations (Sotalia Isótopos)												
Marked correlations are significant at $p < 0,05000$												
Variable	CI 6	CI 7	CI 8	ΣPCBs	g-HCH	p,p'-DDE	o,p'-DDD	p,p'-DDD	o,p'-DDT	p,p'-DDT	Mirex	<sup>15</sup> N
CI 3	0,243956	0,331868	<b>0,657143</b>	0,410989	0,221978	0,204396	0,081319	0,148898	0,092158	0,107692	0,103297	-0,333501
CI 4	<b>0,551648</b>	<b>0,621978</b>	<b>0,613187</b>	<b>0,709890</b>	<b>0,569231</b>	0,446154	0,367033	0,297796	0,168582	0,107692	0,437363	-0,095286
CI 5	<b>0,767033</b>	<b>0,810989</b>	<b>0,705495</b>	<b>0,876923</b>	<b>0,578022</b>	<b>0,626374</b>	0,257143	0,462251	0,262988	0,195604	<b>0,595604</b>	-0,079405
CI 6	1,000000	<b>0,978022</b>	<b>0,723077</b>	<b>0,960440</b>	0,235165	<b>0,832967</b>	-0,134066	<b>0,633372</b>	0,393358	0,406593	<b>0,687912</b>	<b>0,952861</b>
CI 7	<b>0,978022</b>	1,000000	<b>0,815385</b>	<b>0,986813</b>	0,217582	<b>0,859341</b>	-0,151648	<b>0,602259</b>	0,375376	<b>0,476923</b>	<b>0,718681</b>	-0,174691
CI 8	<b>0,723077</b>	<b>0,815385</b>	1,000000	<b>0,828571</b>	-0,019780	<b>0,758242</b>	-0,362637	<b>0,580036</b>	0,330421	<b>0,547253</b>	0,507692	-0,397026
ΣPCBs	<b>0,960440</b>	<b>0,986813</b>	<b>0,828571</b>	1,000000	0,287912	<b>0,859341</b>	-0,103297	<b>0,651151</b>	0,370880	0,437363	<b>0,714286</b>	<b>0,814293</b>
g-HCH	0,235165	0,217582	-0,019780	0,287912	1,000000	-0,019780	<b>0,846154</b>	0,080005	0,029221	-0,389011	0,261538	0,317620
p,p'-DDE	<b>0,832967</b>	<b>0,859341</b>	<b>0,758242</b>	<b>0,859341</b>	-0,019780	1,000000	-0,375824	<b>0,777826</b>	<b>0,591161</b>	0,463736	0,529670	-0,365263
o,p'-DDD	-0,134066	-0,151648	-0,362637	-0,103297	<b>0,846154</b>	-0,375824	1,000000	-0,317797	-0,177573	<b>-0,617582</b>	-0,063736	0,365263
p,p'-DDD	<b>0,633372</b>	<b>0,602259</b>	<b>0,580036</b>	<b>0,651151</b>	0,080005	<b>0,777826</b>	-0,317797	1,000000	<b>0,620495</b>	0,160010	0,460028	-0,096351
o,p'-DDT	0,393358	0,375376	0,330421	0,370880	0,029221	<b>0,591161</b>	-0,177573	<b>0,620495</b>	1,000000	-0,096654	0,384367	<b>-0,633438</b>
p,p'-DDT	0,406593	0,476923	<b>0,547253</b>	0,437363	-0,389011	0,463736	<b>-0,617582</b>	0,160010	-0,096654	1,000000	0,274725	-0,079405
Mirex	<b>0,687912</b>	<b>0,718681</b>	0,507692	<b>0,714286</b>	0,261538	0,529670	-0,063736	0,460028	0,384367	0,274725	1,000000	-0,015881
<sup>15</sup> N	<b>0,952861</b>	-0,174691	-0,397026	<b>0,814293</b>	0,317620	-0,365263	0,365263	-0,096351	<b>-0,633438</b>	-0,079405	-0,015881	1,000000

Figura 85. Correlações de Spearman para POPs e isótopos estáveis em *S. guianensis*.

Estas correlações apontam a existência de uma associação entre os níveis destes POPs e os valores encontrados para os isótopos estáveis. As correlações diretas indicam uma relação de proporção direta entre as variáveis e a correlação inversa indica que estas variáveis são inversamente proporcionais. Entretanto, o coeficiente de correlação não mensura uma relação entre causa e efeito, havendo possibilidade de que outros fatores possam estar influenciando tais variáveis (Callegari-Jacques, 2003).

Segundo Colabuono (2011), a redistribuição dos POPs entre diferentes órgãos e tecidos nos organismos pode acarretar em um rápido aumento da concentração destes compostos em alguns tecidos e um possível decréscimo em outros e este fato pode ter sido responsável, ao menos parcialmente, pelas variações e inexistência de correlações dos isótopos de carbono e nitrogênio com alguns destes poluentes analisados.

Desta forma, pode-se dizer que, em relação à análise de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$ , houve uma separação entre *S. guianensis* e *P. blainvillei*, evidenciando uma pequena diferença entre os níveis tróficos ocupados por estas duas espécies de pequenos cetáceos ao longo da cadeia alimentar e também houve diferença entre as regiões onde preferencialmente estas espécies se alimentam.

Em relação às espécies do grupo da Região dos Lagos (RL), foi realizada uma tabela com intuito de padronizar os resultados.

Tabela 47: Razão isotópica de  $\delta^{15}\text{N}$  e  $\delta^{13}\text{C}$  para os indivíduos do grupo Referente à Região dos Lagos.

Espécie	$\delta^{15}\text{N}$ ‰ (faixa)	$\delta^{15}\text{N}$ ‰ (Média $\pm$ SD)	$\delta^{13}\text{C}$ ‰ (faixa)	$\delta^{13}\text{C}$ ‰ (Média $\pm$ SD)
<i>S. bredanensis</i>	15,9 – 20,7	17,5 $\pm$ 1,9	-15,9 até -15,2	-15,6 $\pm$ 0,3
<i>T. truncatus</i>	11,4 – 17,8	15,2 $\pm$ 2,3	-17,6 até -15,7	-16,7 $\pm$ 0,9
<i>S. frontalis</i>	11,9 – 16,4	14,1 $\pm$ 2,1	-17,9 até -15,4	-16,8 $\pm$ 0,9
<i>T. lepturus</i>	12,9 – 14,3	13,6 $\pm$ 0,6	-17,4 até -16,6	-17,2 $\pm$ 0,3
<i>M. furnieri</i>	13,2 – 14,1	13,5 $\pm$ 0,4	-16,9 até -16,1	-16,5 $\pm$ 0,3
<i>S. japonicus</i>	11,3 – 12,2	11,7 $\pm$ 0,4	-19,0 até -16,8	-17,9 $\pm$ 0,9
<i>L. plei</i>	10,8 – 11,6	11,1 $\pm$ 0,3	-18,6 até -18,1	-18,3 $\pm$ 0,2
<i>S. brasiliensis</i>	10,6 – 11,5	11,0 $\pm$ 0,4	-17,9 até -17,3	-17,5 $\pm$ 0,3
<i>M. liza</i>	4,7 – 14,0	8,7 $\pm$ 3,3	-14,8 até 11,7	-13,0 $\pm$ 1,4

De acordo com as análises dos níveis de POPs realizadas entre estas nove espécies apresentadas na tabela e os seus valores de  $\delta^{15}\text{N}$ , surge a hipótese da existência de diferentes significativas níveis tróficos dentro do grupo da Região dos Lagos (RL) (Peterson e Fry, 1987; Hobson et al., 1999).

As espécies *S. bredanensis*, *T. truncatus* e *S. frontalis* apresentaram, como previsto, os valores mais altos de  $\delta^{15}\text{N}$ , respectivamente, visto que são predadores que ocupam o topo da cadeia trófica (Siciliano et al., 2006). A análise de  $\delta^{15}\text{N}$  apresentou um contínuo enriquecimento deste isótopo ao longo da tabela, a partir da espécie *M. liza*, que apresenta hábitos alimentares detritívoros e níveis inferiores na cadeia trófica, até *S. bredanensis*, que é um golfinho predador, ocupante do topo da cadeia alimentar e que se alimenta de grandes presas, tais como o *T. lepturus* (Siciliano et al., 2007; Dorneles et al., 2013).

O enriquecimento de  $\delta^{15}\text{N}$  a partir da espécie *M. liza* até *S. bredanensis* foi de aproximadamente 8,8‰ e este resultado corrobora a hipótese de uma significativa diferença entre as posições tróficas ocupadas por estes animais (Di Benedetto et al., 2012), pois .

Como já citado anteriormente, PCBs, PBDEs e OCPs possuem alto potencial bioacumulativo (Erisckson, 1997; Flores et al., 2004) e os níveis destes compostos apresentados pelos organismos ocupantes do topo da cadeia alimentar tendem a ser mais elevados, ao passo que em organismos ocupantes de menores níveis tróficos estas concentrações não se apresentariam em níveis tão elevados (Jennings et al., 2002).

A ordem crescente dos níveis de POPs calculados no presente trabalho para da RL reflete uma grande semelhança com os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  encontrados, ou seja, corroborando a hipótese de que estes compostos sofrem biomagnificação ao longo da teia trófica e, por isso, os cetáceos apresentaram os maiores valores.

A figura 86 apresenta a relação entre  $\delta^{15}\text{N}$  e  $\delta^{13}\text{C}$  para os músculos das espécies pertencentes ao grupo RL.

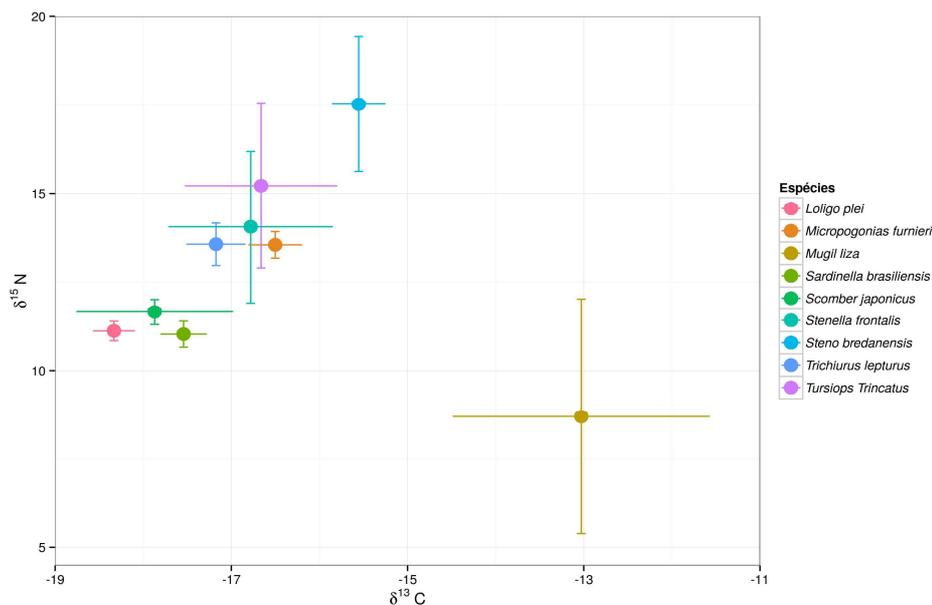


Figura 86. Relação entre  $\delta^{15}\text{N}$  e  $\delta^{13}\text{C}$  em músculos do grupo RL. As barras representam os desvios-padrão.

A diferença obtida entre os pequenos cetáceos do grupo RL pode estar relacionada a diversos fatores, como citado anteriormente para o grupo NF, que podem ser o tamanho, a idade dos indivíduos, diferenças entre os metabolismos e também o tipo de alimento que consomem (Kehrig et al., 2013).

Estas relações isotópicas são comumente utilizados para estimar a posição trófica das espécies dentro de uma cadeia alimentar, visto que, geralmente, o consumidor apresenta um enriquecimento de  $\delta^{15}\text{N}$  de 3 a 4‰ em relação à sua presa (De Niro e Epstein, 1981).

Com o auxílio da tabela anterior, podemos observar possíveis relações entre predador e presa em função destas variações de  $\delta^{15}\text{N}$  entre as espécies de cetáceos, lulas e peixes do grupo RL. Por exemplo, *S. bredanensis* está ocupando um nível trófico acima do *T. lepturus*, que é uma de suas presas preferenciais (Jefferson, 2009; West et al., 2011). Entretanto, as demais espécies de golfinhos

(*T. truncatus* e *S. frontalis*) não apresentaram valores suficientemente maiores que *T. lepturus* para afirmar que estes se encontram em níveis tróficos diferentes, mesmo sendo o *T. lepturus* uma de suas presas favoritas (Siciliano et al., 2006; Melo et al., 2010; Lopes et al., 2012), porém quando comparamos *T. truncatus* e *S. frontalis* com outras de suas presas preferenciais, tais como a lula nerítica (*L. plei*), é possível visualizar uma possível diferença entre os níveis tróficos, baseada no enriquecimento de  $\delta^{15}\text{N}$ .

A variação nos valores de  $\delta^{15}\text{N}$  entre os cetáceos ocorreu de forma mais acentuada em *T. truncatus*, quando comparamos com as demais espécies de cetáceos, e isto pode representar, segundo Bittar e Di Benedetto (2009), que o número de presas importantes em sua dieta é maior do que as de *S. frontalis* e *S. bredanensis*, respectivamente.

Em relação aos peixes e lulas, as espécies *T. lepturus* e *M. furnieri* apresentaram enriquecimentos de  $\delta^{15}\text{N}$  muito semelhantes e este fato sugere que estas duas espécies ocupam níveis tróficos mais elevados que *S. japonicus*, *L. plei*, *S. brasiliensis* e *M. liza* (Kehrig et al., 2013). O enriquecimento de  $\delta^{15}\text{N}$  em músculos tainhas revelou que esta espécie está ocupando o menor nível trófico dentre todas as espécies do grupo RL. Além disso, em *M. furnieri* foi observada a maior variabilidade dos resultados de  $\delta^{15}\text{N}$  entre todas as espécies deste grupo e este fato sugere que a dieta desta espécie possui maior variabilidade alimentos, pois a mesma se alimenta de detritos e restos de todos os tipos animais mortos (Oliveira, 1997; Froese e Pauly, 2008; Lemos et al., 2014).

As assinaturas de  $\delta^{13}\text{C}$  nas espécies de golfinhos da RL apresentaram os maiores valores para *S. bredanensis*, seguida de *T. truncatus* e *S. frontalis*. Desta forma, este resultado pode ser entendido se observarmos os hábitos de vida destas três espécies, uma vez que *S. bredanensis* é uma espécie de pequeno cetáceo que possui hábitos de vida essencialmente costeiros, ao passo que *S. frontalis* e *T. truncatus* comumente utilizam o talude, que é praticamente o limite da plataforma continental (Pinedo et al., 1992; Siciliano et al., 2006; Jefferson, 2009; Caballero et al., 2013).

Em relação aos peixes e lulas, observou-se que as espécies *L. plei*, *S. japonicus* e *T. lepturus* apresentaram, respectivamente, os menores valores de  $\delta^{13}\text{C}$ . Este resultado pode corroborar a hipótese de que estas espécies possuem

hábitos mais pelágicos que os demais peixes utilizados neste estudo (Di Benedetto et al., 2012; Kehrig et al., 2013). Outro exemplo que corrobora esta hipótese é o maior enriquecimento de  $\delta^{13}\text{C}$  em *M. liza*, a qual possui hábitos essencialmente bentônicos (Bizerril e Costa, 2001). A separação desta espécie em relação às demais pode ser evidenciada se observarmos o gráfico ilustrado na figura 86.

O teste de Spearman não revelou correlações significativas entre os níveis dos POPs e as razões isotópicas de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  para as espécies *S. bredanensis*, *T. truncatus* e *S. frontalis*. A ausência de correlações significativas pode estar associada ao baixo número de indivíduos utilizados neste estudo.

Em *T. lepturus* foram observadas correlações significativas do  $\delta^{15}\text{N}$  com os congêneres penta e hexaclorados de PCBs, ou seja, evidenciando uma possível relação de proporcionalidade direta entre estas variáveis.

Spearman Rank Order Correlations (Peixe-espada)								
Marked correlations are significant at $p < 0,05000$								
Variable	CI 3	CI 4	CI 5	CI 6	g-HCH	pp'-DDE	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
CI 3	1,000000	<b>0,769697</b>	<b>0,660606</b>	<b>0,769697</b>	0,018182	-0,333333	-0,166667	0,483333
CI 4	<b>0,769697</b>	1,000000	<b>0,890909</b>	0,430303	0,018182	-0,236364	0,050000	<b>0,766667</b>
CI 5	<b>0,660606</b>	<b>0,890909</b>	1,000000	0,296970	0,066667	-0,224242	0,033333	<b>0,866667</b>
CI 6	<b>0,769697</b>	0,430303	0,296970	1,000000	0,527273	0,054545	-0,283333	0,150000
g-HCH	0,018182	0,018182	0,066667	0,527273	1,000000	0,333333	-0,133333	-0,066667
pp'-DDE	-0,333333	-0,236364	-0,224242	0,054545	0,333333	1,000000	-0,133333	-0,216667
$\delta^{13}\text{C}$	-0,166667	0,050000	0,033333	-0,283333	-0,133333	-0,133333	1,000000	0,116667
$\delta^{15}\text{N}$	0,483333	<b>0,766667</b>	<b>0,866667</b>	0,150000	-0,066667	-0,216667	0,116667	1,000000

Figura 87. Correlações de Spearman calculadas entre os níveis de POPs e isótopos estáveis em músculos de *T. lepturus*.

Em corvinas (*M. furnieri*) foram encontradas correlações significativas entre os congêneres pentaclorados de PCBs e  $\delta^{15}\text{N}$  e entre o composto p,p'-DDE e  $\delta^{13}\text{C}$  (Figura 88).

Spearman Rank Order Correlations (Corvinas)								
Marked correlations are significant at $p < 0,05000$								
Variable	CI 3	CI 4	CI 5	CI 6	g-HCH	pp'-DDE	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
CI 3	1,000000	0,583333	<b>0,716667</b>	<b>0,766667</b>	0,250000	0,100000	-0,071429	0,392857
CI 4	0,583333	1,000000	<b>0,833333</b>	0,516667	0,266667	0,466667	0,428571	0,678571
CI 5	<b>0,716667</b>	<b>0,833333</b>	1,000000	<b>0,683333</b>	0,216667	0,083333	0,071429	<b>0,750000</b>
CI 6	<b>0,766667</b>	0,516667	<b>0,683333</b>	1,000000	0,150000	-0,300000	-0,428571	0,535714
g-HCH	0,250000	0,266667	0,216667	0,150000	1,000000	-0,166667	0,000000	0,428571
pp'-DDE	0,100000	0,466667	0,083333	-0,300000	-0,166667	1,000000	<b>0,857143</b>	-0,178571
$\delta^{13}\text{C}$	-0,071429	0,428571	0,071429	-0,428571	0,000000	<b>0,857143</b>	1,000000	0,035714
$\delta^{15}\text{N}$	0,392857	0,678571	<b>0,750000</b>	0,535714	0,428571	-0,178571	0,035714	1,000000

Figura 88. Correlações de Spearman calculadas entre os níveis de POPs e isótopos estáveis em músculos de *M. furnieri*.

Em amostras de músculos de Cavalinha (*S. japonicus*), foram observadas fortes correlações diretas para o isótopo  $\delta^{15}\text{N}$  com os congêneres tetra, penta e hexaclorados e também com o pesticida  $\gamma\text{-HCH}$ .

Spearman Rank Order Correlations (Cavalinha)							
Marked correlations are significant at $p < 0,05000$							
Variable	CI 4	CI 5	CI 6	g-HCH	pp'-DDE	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
CI 4	1,000000	<b>0,975758</b>	<b>0,745455</b>	<b>0,951515</b>	0,042424	0,191485	<b>0,866667</b>
CI 5	<b>0,975758</b>	1,000000	<b>0,684848</b>	<b>0,890909</b>	-0,006061	0,069631	<b>0,883333</b>
CI 6	<b>0,745455</b>	<b>0,684848</b>	1,000000	<b>0,818182</b>	0,054545	0,052223	<b>0,783333</b>
g-HCH	<b>0,951515</b>	<b>0,890909</b>	<b>0,818182</b>	1,000000	0,175758	0,200189	<b>0,833333</b>
pp'-DDE	0,042424	-0,006061	0,054545	0,175758	1,000000	-0,156670	-0,100000
$\delta^{13}\text{C}$	0,191485	0,069631	0,052223	0,200189	-0,156670	1,000000	0,025367
$\delta^{15}\text{N}$	<b>0,866667</b>	<b>0,883333</b>	<b>0,783333</b>	<b>0,833333</b>	-0,100000	0,025367	1,000000

Figura 89. Correlações de Spearman calculadas entre os níveis de POPs e isótopos estáveis em músculos de *S. japonicus*.

Não foram encontradas correlações significativas entre os isótopos estáveis e as concentrações de POPs em músculos de *L. plei* e *S. brasiliensis*. Finalmente, em músculos de *M. liza*, apenas uma correlação significativa foi estabelecida e este ocorreu entre  $\delta^{15}\text{N}$  e o pesticida  $\gamma\text{-HCH}$  (Figura 89).

Spearman Rank Order Correlations (Tainhas)								
Marked correlations are significant at $p < 0,05000$								
Variable	CI 3	CI 4	CI 5	CI 6	g-HCH	pp'-DDE	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
CI 3	1,000000	0,551515	<b>0,890909</b>	<b>0,878788</b>	0,296970	-0,357576	-0,322080	0,036370
CI 4	0,551515	1,000000	0,418182	0,248485	0,369697	0,430303	0,364459	0,412189
CI 5	<b>0,890909</b>	0,418182	1,000000	<b>0,927273</b>	0,187879	-0,345455	-0,364459	0,084863
CI 6	<b>0,878788</b>	0,248485	<b>0,927273</b>	1,000000	0,042424	-0,527273	-0,584830	-0,351573
g-HCH	0,296970	0,369697	0,187879	0,042424	1,000000	-0,054545	0,008476	<b>0,739516</b>
pp'-DDE	-0,357576	0,430303	-0,345455	-0,527273	-0,054545	1,000000	<b>0,695015</b>	0,303080
$\delta^{13}\text{C}$	-0,322080	0,364459	-0,364459	-0,584830	0,008476	<b>0,695015</b>	1,000000	0,556604
$\delta^{15}\text{N}$	0,036370	0,412189	0,084863	-0,351573	<b>0,739516</b>	0,303080	0,556604	1,000000

Figura 90. Correlações de Spearman calculadas entre os níveis de POPs e isótopos estáveis em músculos de *M. liza*.

Desta maneira, a razão isotópica calculada para estes golfinhos e algumas de suas possíveis presas foi baseada no estudo de pequenos grupos amostrais, e este fato pode não representar um resultado expressivo que englobe toda a população destas duas áreas distintas, mas pode servir como uma poderosa ferramenta para investigar as preferências alimentares e as relações tróficas estabelecidas na Costa Centro-Norte do Estado do Rio de Janeiro. Assim, ainda são necessários trabalhos futuros que contemplem um maior número de indivíduos coletados para confirmar os padrões de  $\delta^{15}\text{N}$  e  $\delta^{13}\text{C}$  destes pequenos cetáceos e de suas presas preferenciais nesta região costeira.