Patrick Simões Dias

Poluentes Orgânicos Persistentes e Isótopos Estáveis em Aves Marinhas de Ilhas Oceânicas Brasileiras

Tese apresentada ao Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências, Programa de Oceanografia, área de Oceanografia Química.

Orientadora: Prof. Dra. Rosalinda Carmela Montone

São Paulo

2015

Universidade de São Paulo
Instituto Oceanográfico

Poluentes Orgânicos Persistentes e Isótopos Estáveis em Aves
Marinhas de Ilhas Oceânicas Brasileiras

Patrick Simões Dias

Tese apresentada ao Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo como
parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências, Programa de
Oceanografia, área de Oceanografia Química.

Julgada em ____/____/____

Prof(a). Dr(a).

Conceito

Prof(a). Dr(a).

Conceito

Prof(a). Dr(a).

Conceito

Prof(a). Dr(a).

Conceito

Prof(a). Dr(a).

Conceito

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	v
RESUMO.....	vii
ABSTRACT.....	vii
	i
LISTA DE FIGURAS.....	ix
LISTA DE TABELAS.....	x
1. Introdução.....	1
1.1. Considerações gerais.....	1
1.2. Poluentes orgânicos persistentes (POPs).....	3
1.3. Isótopos estáveis de carbono e nitrogênio.....	7
1.4. Isótopos estáveis e a correlação com a concentração dos poluentes orgânicos persistentes nas aves marinhas.....	10
2. Objetivos.....	13
3. Material e métodos.....	14
3.1. Área de Estudo (adaptado de Serafini et al., 2010).....	14
3.1.1. Reserva Biológica do Atol das Rocas.....	14
3.1.2. Arquipélago de Trindade e Martin Vaz.....	17
3.2. Avifauna das ilhas.....	20
3.3. Amostragem.....	22
3.3.1. Amostragem no Atol das Rocas.....	23
3.3.2. Amostragem no Arquipélago de Trindade e Martin Vaz.....	24
3.4. Limpeza e preparação de materiais e reagentes usados.....	26
3.4.1. Cuidados analíticos.....	26
3.4.2. Preparação e tratamento dos reagentes Sólidos.....	26
3.4.3. Preparação das soluções padrão.....	27
3.4.4. Preparação da curva analítica.....	28
3.5. Análises de poluentes orgânicos persistentes.....	29
3.5.1. Preparação das amostras para análise de organoclorados em tecidos.....	29
3.5.2. Extração.....	29

3.5.3. Purificação do Extrato.....	29
3.5.4. Determinação do percentual de lipídios.....	30
3.5.5. Análise dos compostos por cromatografia em fase gasosa (CG).....	31
3.5.6. Identificação.....	32
3.6. Controle de Qualidade.....	33
3.6.1. Branco do Método.....	33
3.6.2. Branco fortificado.....	34
3.6.3. Duplicatas da Amostra.....	34
3.6.4. Matriz fortificada.....	35
3.6.5. Material de Referência Certificado (MRC).....	35
3.6.6. Recuperação do Surrogate.....	38
3.6.7. Limites de detecção e quantificação do Método.....	39
3.7. Análise de isótopos estáveis.....	42
3.8. Apresentação dos dados e análise estatística.....	43
4. Resultados e discussão.....	44
4.1. Reserva Biológica do Atol das Rocas.....	44
4.1.1. Poluentes orgânicos persistentes.....	44
4.1.1.1. DDTs.....	48
4.1.1.2. Ciclohexanos (HCHs) e hexaclorobenzeno (HCB).....	51
4.1.1.3. PCBs.....	53
4.1.2. Isótopos estáveis.....	56
4.1.3. Matrizes de correlação de POPs e isótopos estáveis.....	59
4.2. Arquipélago de Trindade e Martin Vaz.....	61
4.2.1. Poluentes orgânicos persistentes.....	61
4.2.1.1. DDTs.....	64
4.2.1.2. Ciclohexanos (HCHs) e hexaclorobenzeno (HCB).....	67
4.2.1.3. PCBs.....	68
4.2.2. Isótopos estáveis.....	71
4.2.3. Matrizes de Correlação.....	73
4.3. Visão geral entre ilhas oceânicas brasileiras e internacionais.....	75
5. Conclusões.....	80
6. Referências.....	82
ANEXOS.....	93

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar à minha linda noiva, esposa, namorada e companheira, Luciana de Moura Bueno, pelo amor, carinho, companheirismo, incondicional paciência e pela enorme preocupação que tem por mim sempre. Te amo!

Aos meus pais, por todo suporte, incentivo e dedicação que, na sua simplicidade, puderam me proporcionar e pelo exemplo de perseverança, superando todas as adversidades, para que eu pudesse continuar estudando e me instruindo.

À minha orientadora, Profa. Dr^a Rosalinda Carmela Montone, pelo acolhimento, orientação, paciência, confiança e amizade que tanto contribuíram para o meu desenvolvimento científico e pessoal. Sou muito grato

A todos os meus colegas de laboratório pelo companheirismo em todos os momentos de convívio, principalmente na hora do café.

Ao senhor Caio Vinícius Zecchin Cipro, esse extraordinário consigliere, companheiro de brassagens e de confraria, pela amizade, paciência e parceria. Sou muito grato pela sua camaradagem e por todos os importantíssimos ensinamentos, bro.

Ao Lourival, pela enorme paciência, grandiosos ensinamentos de vida e inestimável ajuda no laboratório.

Ao Professor Rolf Roland Weber e à Professora Márcia Caruso Bicego, pelos inúmeros momentos de aprendizado e de descontração. Espero continuar compartilhando muito mais desses momentos.

Aos membros da banca pelas valiosas críticas e sugestões que muito contribuíram para o aprimoramento da tese de doutorado.

Ao Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo pelo apoio institucional.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo suporte financeiro do projeto "Contaminação da Reserva Biológica Marinha do Atol das Rocas por resíduos sólidos e poluentes orgânicos processo: 2010/05055-0", do qual esse trabalho faz parte.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de doutorado.

À todas as pessoas envolvidas direta ou indiretamente nos trabalhos de amostragem durante as expedições realizadas ao Atol das Rocas e ao Arquipélago de Trindade, em especial à Fernanda Imperatrice Colabuono, Josilene da Silva, Ana Cecília R. A. Barbosa, Carol Theophilo, Vinicius Patire, Dalton Sazaki, Michel Gianeti e Alexandre Salaroli. Muito obrigado pela enorme colaboração e disposição!

A todas as pessoas que tive o prazer de conhecer ao longo desses 4 anos de doutorado.

E por último, mas não menos importante, o meu maior agradecimento é para a Dr^a Satie Taniguchi, pela extraordinária, inigualável e admirável pessoa que é. Exemplo máximo de sabedoria, eficiência, profissionalismo, humildade, gentileza e generosidade. Uma das pessoas que mais tenho prazer e orgulho de conviver. Obrigado novamente por tudo, Satie. Esse árduo trabalho jamais se concluiria se não fosse por você e pelo seu apoio.

RESUMO

A poluição por poluentes orgânicos persistentes (POPs) é um tema de considerável importância com relação à conservação de aves marinhas e de seus habitats. A Reserva Biológica do Atol das Rocas (AR) e o Arquipélago de Trindade e Martin Vaz (AT) abrigam grandes populações de aves marinhas no Brasil. As ilhas oceânicas brasileiras podem ser consideradas áreas remotas e preservadas, devido a sua distância do continente. Entretanto, essas regiões também estão sujeitas à influência desses agentes antrópicos oriundos das regiões costeiras. No presente estudo amostras de fígado de seis espécies de aves marinhas do AR e do AT foram analisadas para presença de POPs (PCBs, pesticidas organoclorados e PBDEs) e para isótopos estáveis (^{13}C e ^{15}N). PCBs (3,37 a 189), DDTs (0,5 a 23,1), HCB (0,31 a 12,3) e HCHs (<0,31 a 7,60) foram os compostos predominantes (valores em ng g^{-1} em massa úmida). A análise de isótopos estáveis contribuiu para esclarecer a relação dos valores de concentração de POPs com os hábitos de forrageio, dieta, distribuição espacial e estágio de vida dos indivíduos em estudo. Correlações significativas entre $\delta^{15}\text{N}$ e os poluentes sugere, em certo grau, uma considerável variação no perfil qualitativo dos PCBs associada ao nível trófico e ao efeito de transporte atmosférico como fonte de introdução desses contaminantes a esses organismos. Os dados de POPs e isótopos mostraram que aves que ocupam posições tróficas maiores tendiam a apresentar também maiores concentrações de contaminantes, assim como perfis qualitativos com predominância de contaminantes mais bioacumulativos.

ABSTRACT

Pollution persistent organic pollutants (POPs) is an issue of considerable importance with regard to the conservation of seabirds and their habitats. The Rocas Atoll Reserve (AR) and the Trindade e Martin Vaz Archipelago (AT) houses a large population of seabirds in Brazil. Brazilian oceanic islands could be considered as remote and preserved zones, due to its distance from the coast. However, this regions are subjected to the influence of these anthropogenic agents that arising from continental zones. In the present study, liver samples were collected from six seabird species from AR and AT and analysed for the presence of persistent organic pollutants (POPs: PCBs, organochlorine pesticides and PBDEs) and stable isotopes (^{13}C and ^{15}N). PCBs (3.37 to 189), DDTs (0.5 to 23.1), HCB (0.31 to 12.3) and HCHs (<0.31 to 7.60) were the predominant compounds (mean values in ng g^{-1} wet weight). The stable isotope analysis revealed the relationship of POP levels with foraging, diet, special distribution and living habits of the studied species. Significant correlations found between $\delta^{15}\text{N}$ and POPs suggests, to some extent, that such considerable variation in qualitative PCB levels associated with the trophic level and to the long-range atmospheric transport. POPs level and stable isotope data showed that seabirds that occupy higher trophic positions trend to show the highest POPs levels, as well as, showed the predominance of the most bioaccumulative contaminants on the respective qualitative profiles.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização das ilhas oceânicas brasileiras.	14
Figura 2. Localização e vista panorâmica do Atol das Rocas (fonte: Schulz-Neto, 2004).	15
Figura 3. Localização e vista panorâmica da Ilha da Trindade.	18
Figura 4. Aves marinhas nidificantes nas ilhas oceânicas brasileiras do presente estudo. (a) <i>Anous Stolidus</i> ; (b) <i>Anous minutus</i> ; (c) <i>Onychoprion fuscatus</i> ; (d) <i>Sula dactylatra</i> ; (e) <i>Sula leucogaster</i> ; (f) <i>Pterodroma arminjoniana</i>	20
Figura 5. Colônia reprodutiva de <i>Onychoprion fuscatus</i> na Ilha do Farol, Atol das Rocas.	24
Figura 6. Típica saída de trilha com vias bem sinalizadas (a) para trabalho observacional e de amostragem oportunista de exemplares de aves em seus respectivos ninhos (b). Juvenil (c) e adulto (d) de <i>O. fuscatus</i> em ninhos característicos em morros bem acima do nível do mar (em torno de 500 m de altitude).	25
Figura 7. Concentração de contaminantes em fígados de aves marinhas do Atol das Rocas. Grupos homogêneos para $\alpha = 0,05$ dados em itálico; nomes das espécies no eixo x.	46
Figura 8. Distribuição percentual entre os componentes do grupo dos DDTs.	50
Figura 9. Distribuição percentual de PCBs no fígado das aves de acordo com o grau de cloração.	54
Figura 10. Razões isotópicas (em ‰) das amostras de fígado de aves da Reserva Biológica do Atol das Rocas	57
Figura 11. Concentração de contaminantes em fígados de aves marinhas adultas e juvenis do Arquipélago de Trindade e Martin Vaz.	63
Figura 12. Distribuição percentual entre os componentes do grupo dos DDTs para aves do Arquipélago de Trindade e Martin Vaz.	66
Figura 13. Distribuição percentual de PCBs no fígado das aves de acordo com o grau de cloração.	68
Figura 14. Razões isotópicas (em ‰) das amostras de fígado de aves do Arquipélago de Trindade.	71
Figura 15 – Concentrações de PCBs, DDTs e $\delta^{15}\text{N}$ em fígado de aves comuns (<i>O. fuscatus</i> e <i>A. stolidus</i>) no Atol das Rocas e Arquipélago de Trindade	73

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Locais de ocorrências das aves marinhas do presente estudo	21
Tabela 2. Amostras coletadas durante expedições ao Atol das Rocas	23
Tabela 3. Amostras coletadas durante expedições ao Arquipélago de Trindade e Martin Vaz	25
Tabela 4. Congêneres de PCBs e os íons de monitoramento para cada nível de cloração.	32
Tabela 5. Congêneres de PBDEs e os íons de monitoramento para cada nível de bromação.	33
Tabela 6. Comparação dos valores experimentais e valores certificados para POCs (em ng g^{-1}).	36
Tabela 7. Comparação dos valores experimentais e valores certificados para PCBs (em ng g^{-1}).	37
Tabela 8. Comparação dos valores experimentais e valores certificados para PBDEs (em ng g^{-1}).	38
Tabela 9. Limites de detecção e quantificação dos PCBs em fígado (em ng g^{-1}).	40
Tabela 10. Limites de detecção e quantificação dos POCs em fígado (em ng g^{-1}).	41
Tabela 11. Limites de detecção e quantificação dos PBDEs em fígado (em ng g^{-1}).	41
Tabela 12. Concentrações médias e desvios-padrão para os compostos organohalogenados (em ng g^{-1} massa úmida) em fígado de <i>O. fuscatus</i> , <i>A. stolidus</i> , <i>A. minutus</i> , <i>S. dactylatra</i> e <i>S. leucogaster</i> na Reserva Biológica do Atol das Rocas.	45
Tabela 13. Matriz de correlação de Spearman para todo o conjunto de dados do Atol das Rocas.	60
Tabela 14. Concentrações médias e desvios-padrão dos compostos organohalogenados (em ng g^{-1} massa úmida) em fígado de <i>O. fuscatus</i> , <i>A. stolidus</i> e <i>P. arminjoniana</i> da Ilha da Trindade.	62
Tabela 15. Matriz de correlação de Spearman para todo o conjunto de dados do Arquipélago de Trindade.	74
Tabela 16. Tabela de comparação do nível de POPs (ng g^{-1} m.u.) relatados para aves aquáticas/marinhas em diversas partes do planeta.	79

1. Introdução

1.1.Considerações gerais

As ilhas oceânicas brasileiras – o Atol das Rocas, o Arquipélago de Trindade e Martin Vaz e o Arquipélago de São Pedro e São Paulo – são ambientes insulares relativamente distantes da costa e em geral com pequena porção emersa, podendo ser consideradas áreas remotas e preservadas devido a sua distância do continente. Entretanto, a crescente atividade humana, devido principalmente à ampliação da Zona Econômica Exclusiva (ZEE) brasileira e ao estabelecimento de tais ilhas oceânicas como território nacional, suscitou o interesse científico e de responsabilidade de preservação de tais regiões, como apontado por Serafini et al (2010). Essas ilhas também estão sujeitas à influência de agentes antrópicos oriundos das regiões costeiras, como é o caso dos poluentes orgânicos persistentes (POPs), potenciais geradores de impactos ambientais, que podem facilmente ser emitidos para a atmosfera e integrar um processo cíclico de contaminação global, sendo considerados um risco atual e futuro ao delicado equilíbrio desses ecossistemas marinhos.

Segundo Serafini et al (2010), o percentual de espécies endêmicas e residentes nessas ilhas é alto, sendo a vulnerabilidade destas espécies maior em relação às dos continentes devido ao espaço geográfico restrito e único, à especificidade de suas interações com o ambiente biótico e abiótico específico, e como consequência da menor variabilidade genética. Além disso, os organismos marinhos de tais localidades são vulneráveis a uma grande diversidade de poluentes, principalmente as aves marinhas, por normalmente possuírem longo

tempo de vida e ocuparem os níveis tróficos mais altos na cadeia alimentar desses ambientes remotos tropicais, o que conseqüentemente as tornam mais suscetíveis aos fenômenos de bioacumulação e biomagnificação dos POPs (Furness & Camphuysen, 1997).

A poluição por contaminantes orgânicos, foi responsável pelo declínio de populações de diversas espécies de aves marinhas (Koeman et al., 1969; Fry et al., 1987). Esses organismos são bastante sensíveis a mudanças no ambiente e este é um dos principais motivos pelo qual são comumente utilizadas para monitorar a poluição dos oceanos. São organismos relativamente fáceis de estudar e capazes de mostrar respostas rápidas a estes tipos de ameaça no ambiente (Furness & Camphuysen, 1997) e por serem locais que abrigam uma avifauna rica e estarem localizadas a uma distância considerável da costa, as ilhas oceânicas brasileiras, enquanto ambientes considerados prístinos e remotos, são também um importante local para o estudo de poluentes ambientais. Além das mudanças climáticas outros fatores afetam negativamente as populações de aves marinhas, como a poluição que é um tema de grande interesse na conservação das aves e do ambiente que elas habitam.

Diversos estudos, abordando uma grande variedade de posições tróficas, têm demonstrado correlações entre as concentrações de contaminantes persistentes, e as razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) (Ruus et al., 1999; Fisk et al., 2001; Hoekstra et al., 2003; Elliot, 2005) em organismos topos de cadeia, como as aves marinhas. O estabelecimento da análise de isótopos estáveis nesses organismos tem fornecido valiosas informações para auxiliar a

compreensão dos níveis de contaminação nas suas respectivas teias tróficas (Fisk et al., 2001). Isto é, em essência, devido ao duplo uso dos isótopos estáveis como indicadores do nível trófico e das fontes de alimentação, o que, portanto, demonstra quão útil pode ser essa ferramenta para o estudo de poluentes ambientais em organismos e nos respectivos ambientes que habitam.

1.2. Poluentes orgânicos persistentes (POPs)

Dentre os diversos tipos de poluição, os poluentes orgânicos persistentes têm grande destaque pela persistência e ubiquidade no ambiente e pelos efeitos tóxicos crônicos consolidadamente conhecidos (Bourne, 1976; Guzzo et al., 2014). Os poluentes orgânicos persistentes incluem substâncias sintéticas pertencentes a diferentes grupos químicos e, dentre um grande número, a Convenção de Estocolmo estabeleceu uma lista de 12 POPs prioritários, que são os mais persistentes e bioacumuláveis, sendo oito pesticidas organoclorados (Aldrin, Dieldrin, Endrin, Clordano, Heptacloro, DDT, Toxafeno e Mirex), dois produtos industriais (bifenilos policlorados (PCBs) e Hexaclorobenzeno (HCB), o qual também tem ação inseticida) e dois resíduos de atividades humanas não intencionais (dioxinas e furanos).

Em 2009, na Conferência das Partes (COP - Conference of the Parties), foram adotadas emendas no anexo da Convenção de Estocolmo, adicionando nove POPs (conhecidos como “Nasty Nine”) à lista de compostos banidos ou com restrição. Os nove compostos são: α -HCH, β -HCH, hexabromobifenil, clordecona, éter hexabromodifenil e éter hexabromodifenil (octaBDE), lindano, pentaclorobenzeno, ácido perfluorooctanessulfônico (PFOS) e seu sal (PFOS-S) e

o éter tetrabromodifenil e éter pentabromodifenil (pentaBDE) (UNEP, 2009). Ainda em 2010 o Endossulfan foi incluído na lista dos POPs pelo Comitê de Revisão de Poluentes Orgânicos Persistentes da Convenção de Estocolmo (POPRC, do inglês *Persistent Organic Pollutants Review Committee*).

Os PCBs (do inglês, *Polychlorinated Biphenyls*) formam um grupo de 209 compostos orgânicos que podem ter de 1 a 10 cloros. Entre as principais características, além das citadas acima pode-se destacar: alta constância dielétrica e resistências a altas temperaturas. Devido a essas propriedades eles foram usados em transformadores e capacitores, como fluídos isolantes, tintas e vernizes, borracha e resinas de poliéster, retardantes de chama e aditivos de óleos lubrificantes. Além disso, também foram usados como agente sinérgico para aumentar o período de vida ativo dos pesticidas organoclorados (Clark, 1992). Bifenilos policlorados foram utilizados industrialmente até a década de 1970 e banidos a partir de 1979 (Endo et al., 2005).

O grupo dos pesticidas organoclorados (POCs) apresenta um grande número de substâncias com considerável diversidade de estruturas, propriedades e usos. Dentre estes, estão alguns dos compostos mais amplamente utilizados no mundo ao longo das últimas décadas e seus metabólitos, sendo os DDTs (*o,p'*-DDD; *p,p'*-DDD; *o,p'*-DDE; *p,p'*-DDE; *o,p'*-DDT; *p,p'*-DDT), HCHs [*alfa*-HCH; *beta*-HCH; *gama*-HCH (Lindano); *delta*-HCH], drins, (Aldrin, Dieldrin, Endrin e Isodrin), clordanas (*cis*-clordana; *trans*-clordana; heptacloro; heptacloro epóxido) e HCB (hexaclorobenzeno). Esses pesticidas têm o seu uso restrito em muitos países, inclusive no Brasil, e estão entre os compostos orgânicos mais estudados no ambiente marinho (Jones & de Voogt, 1999).

Outros compostos como os Difenis Éter Polibromados (PBDEs, do inglês, *Polybrominated Diphenyl Ethers*) também são citados como contaminantes ambientais emergentes, que poderão ultrapassar os níveis dos PCBs em algumas décadas (Ikonomou, 2002) e podem vir a ser inclusos totalmente na lista dos POPs. Nos últimos anos, observa-se a crescente evidência da presença ambiental por PBDEs em estudos de contaminação, como evidenciado por Mizukawa et al. (2009), entretanto, análises sobre seus efeitos em aves marinhas ainda são escassas ou pouco conclusivas (e.g. Corsolini, 2006; Knudsen et al., 2007).

Os PBDEs são compostos usados como retardantes de chama em vários produtos como plásticos, têxteis, móveis, eletro-eletrônicos, entre outros (de Wit, 2002). Existem teoricamente 209 congêneres de PBDEs, sendo que foram produzidos principalmente na forma de três misturas técnicas: pentaBDE, octaBDE e decaBDE (Rahman et al., 2001). A mistura de pentaBDE foi usada principalmente na manufatura de espumas flexíveis de poliuretano, sendo usado para fazer cadeiras, poltronas, sofás, colchões, cortinas, entre outros produtos para casas e escritórios. A mistura de octaBDE, por sua vez, na manufatura de polímeros a base de acrilonitrila-butadieno-estireno usado em monitores de computador e em outros aparelhos eletrônicos correlatos (WHO, 1994). A mistura de decaBDE destaca-se por atingir até 83% de toda a produção mundial de PBDEs e é usada principalmente em têxteis e em plásticos de alta densidade para sets de televisões e computadores e outros equipamentos eletrônicos (Rahman et al., 2001).

Assim como a maioria dos demais POPs, os PBDEs apresentam resistência à degradação e também são hidrofóbicos (valores de $\log_{Kow}$ entre 4 e 10), sendo

que a solubilidade na água e a pressão de vapor diminuem com o aumento no número de bromos na molécula (WHO, 1994; Wong et al., 2001). Além disso, são compostos persistentes que bioacumulam e biomagnificam através da cadeia trófica. Apesar do grande tamanho da molécula, apresentam fatores de bioacumulação maiores que os PCBs de hidrofobicidade similar. Esses compostos apresentam uma toxicidade aguda e uma exposição prolongada que pode afetar a função tireóide e causar distúrbios neurológicos bem como efeitos estrogênicos e hepáticos (de Boer et al, 2000). Além disso, um efeito sinérgico com compostos parecidos com dioxinas ou outros POPs não podem ser excluídos.

Os bifenilos policlorados (PCBs), os Difenis Éter Polibromados (PBDEs) e os pesticidas organoclorados fazem parte do grupo de hidrocarbonetos clorados de alta massa molecular, capazes de permanecer no ambiente marinho por longo tempo e de acumular em tecidos animais. Esses POPs não são facilmente degradados por oxidação química ou ação bacteriológica, além de possuírem grande potencial para acumular e causar danos aos organismos e aos ecossistemas, mesmo em baixas concentrações (Clark, 2001). Segundo Furness & Camphuysen (1997), aves marinhas, por ocuparem um nível trófico mais elevado na cadeia alimentar local, apresentam uma concentração cerca de 10^6 vezes maior que a concentração da água do mar. Entre os efeitos sub-letais dos organoclorados em aves marinhas estão: mudanças nas atividades enzimáticas, deficiência do sistema imunológico, aumentando assim o risco de doença, alteração nos níveis de hormônio, causando atraso na ovulação e fracasso reprodutivo, crescimento deficiente, falhas na osmorregulação e no metabolismo do cálcio resultando em cascas de ovos muito finas, afetando assim a reprodução

(Azzarello & Van-Vleet, 1987; Ryan et al., 1988; Clark, 1992; Yamashita et al., 1993; Lee et al., 2001).

Os POPs são ubíquos, ou seja, estão presentes em todos os compartimentos do ecossistema global (Salgado, 2002; Mallory & Braune, 2012). Sendo assim, regiões remotas como as áreas de estudo também estão sujeitas à influência destes compostos, uma vez que os mesmos podem ser facilmente emitidos para a atmosfera e integrar um processo cíclico de contaminação global e atingir regiões remotas como ilhas oceânicas (Harvey & Steinhauer, 1973).

1.3.Isótopos estáveis de carbono e nitrogênio

A maior parte dos POPs possui forte propensão à bioacumulação, devido à sua natureza lipofílica e também sofrem biomagnificação. Assim, as concentrações aumentam quanto maior for a posição do organismo na rede trófica (Tanabe et al., 1991; Tanabe et al., 1998), sendo a dieta um dos principais fatores que determinam a exposição a este tipo de composto para aves marinhas (Fisk et al., 2001; Ito et al., 2013).

Valores de $\delta^{13}\text{C}$ são geralmente utilizados como traçador do habitat ou da zona de forrageio dos organismos, fornecendo informações para identificação e distinção de áreas de forrageio entre ambientes costeiros/bentônicos vs oceânicos/pelágicos, assim como no caso de caracterização de forrageio em áreas de menor latitude vs áreas de maior latitude, enquanto valores de $\delta^{15}\text{N}$ são particularmente utilizados como indicadores da posição trófica (Hobson, 1994; Cherel & Hobson, 2007). Uma vez que os valores de ^{15}N fornecem um quadro geral e descrevem a regular variabilidade do nível trófico, a correlação entre a

concentração de contaminantes e os valores de ^{15}N podem apresentar medidas quantitativas da tendência à bioacumulação para um dado contaminante. Dados de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ associados aos níveis de contaminação por poluentes encontrados em diversos compartimentos da cadeia trófica permitem, portanto, um melhor entendimento da influência do nível trófico na exposição e acumulação destes compostos e das relações ecológicas entre os organismos, contribuindo assim para o estudo da dinâmica e ecologia dos ecossistemas, e fornecendo apoio científico para a conservação.

Segundo Graham et al. (2010), as regiões costeiras e de menor latitude apresentam maior atividade primária, devido à maior abundância de nutrientes, direta influência de áreas de ressurgência e de maior incidência solar. Portanto, de um modo geral, dadas as condições energéticas abundantes para essas áreas, tanto o isótopo mais pesado (^{13}C), quanto o isótopo mais leve (^{12}C) têm capacidade de serem utilizados nos ciclos biogeoquímicos iniciados da captura do CO_2 atmosférico, possibilitando a atividade fotossintética com menor distinção e menor fracionamento das proporções originais dos isótopos estáveis de carbono ao longo da teia trófica. Já em regiões mais oceânicas, e/ou de maior latitude, as condições se invertem, ocorrendo o maior enriquecimento de ^{12}C e consequente diminuição da razão $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ao longo da teia trófica. Fatores como irregularidade sazonal na incidência de luz, presença limitada de elementos traços e nutrientes e baixa mistura vertical de uma coluna d'água pouco estratificada resulta em menor disponibilidade energética para realização da fotossíntese, exigindo dos produtores primários preferência pelo isótopo mais leve de carbono, que demanda menor custo energético para ser capturado do ambiente e incorporado ao

processo de fotossíntese, devido à sua maior frequência vibracional, que, dentre outras vantagens, possui maior difusão intracelular e consequente maior potencial reacional e também devido à sua maior biodisponibilidade. Uma vez que o ^{13}C proveniente do CO_2 atmosférico, em princípio deveria se apresentar igualmente disponível, na verdade se encontra preferencialmente fixado na forma de íon bicarbonato (HCO_3^-), que é o estado de equilíbrio mais propício para os isótopos mais pesados, caracterizados pela menor frequência vibracional e pela preferência por reações que tenham maior variação de energia para formação de estruturas mais estáveis, tal qual o íon bicarbonato, que é altamente estabilizado pelo efeito de ressonância eletrônica do sistema conjugado das ligações $\text{C}=\text{O}$ da referida molécula e que, portanto condiciona melhor os isótopos mais pesados de carbono em sua estrutura, conforme discutido por Zeebe et al. (1999).

O mesmo raciocínio equivale para o princípio do fracionamento observado para ^{15}N ao longo da cadeia alimentar, ocasionado por uma retenção seletiva do isótopo de maior massa atômica em função da excreção do isótopo mais leve, fenômeno principalmente observado em processos metabólicos de desaminação e transaminação de aminoácidos na síntese da uréia, como descrito por Macko et al (1987). Isso fornece uma ferramenta para comparar o nível trófico relativo dos vários consumidores vivendo no mesmo ambiente, uma vez que os organismos acabam ficando enriquecidos em ^{15}N à medida que ocupam níveis maiores na teia trófica.

As razões $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ refletem a dieta e a distribuição das aves durante a formação do tecido em análise (Bearhop et al. 2002; Hobson & Clark, 1992). Através, portanto, da análise de tecidos com maior taxa de renovação, como o

fígado, é possível obter informações de variações isotópicas de períodos mais recentes (normalmente em torno de 7 a 10 dias), que antecederam à coleta do tecido e também obter informações mais recentes sobre áreas de forrageio e tipos de dietas (Tieszen et al., 1983). Assim, a análise de isótopos estáveis de carbono e nitrogênio é uma ferramenta importante e atualmente muito utilizada no estudo da dieta e do nível trófico de organismos marinhos (e.g. Hobson & Welch, 1992; Hobson et al., 1994; Vander Zanden et al., 2001; Forero & Hobson, 2003; Bugoni et al., 2010).

1.4.Isótopos estáveis e a correlação com a concentração dos poluentes orgânicos persistentes nas aves marinhas

As informações a respeito da ocorrência de POPs em aves de ilhas remotas do mundo são escassas e geralmente mostram que as concentrações nesses organismo são muito baixas. No Brasil, Dias et al. (2013) demonstraram que apesar da localização remota e relativa preservação de alguns locais, como o Arquipélago de São Pedro e São Paulo, as concentrações de POPs encontradas em espécies de aves locais indicaram que estão expostas à ação dos agentes antropogênicos. O mesmo foi relatado em diversas ilhas oceânicas em outras partes do mundo como mostrado por Monod et al. (1992). Esses autores coletaram tecidos de aves (fígado, músculo e gordura) das Ilhas Kerguelen, que estão localizadas no sudoeste do Oceano Índico, a mais de 4800 km da costa leste da África do Sul e relataram concentrações de DDTs similares aos encontrados por Dias et al (2013). As concentrações relativamente altas de PCBs nos dois trabalhos foram relacionadas à derrames acidentais de óleo

transformador ou de sua queima e também ao transporte atmosférico à longa distância.

Existem relatos da ocorrência de POPs em aves de ilhas remotas da península Antártica, como nas ilhas Shetlands do Sul. Os pinguins, aves que exibem pequeno deslocamento dos locais de nidificação e forrageio apresentaram baixas concentrações enquanto as aves migratórias, como as skuas, continham concentrações quase 80 vezes maiores, principalmente de PCBs em sua camada adiposa (Taniguchi et al., 2009).

A maior parte dos Poluentes orgânicos persistentes possui forte propensão à bioacumulação devido a sua natureza lipofílica e sofrem biomagnificação, ou seja, as concentrações aumentam quanto maior for a posição do organismo na rede trófica (Tanabe et al., 1991; Tanabe et al., 1998), sendo a dieta um dos principais fatores que determinam a exposição a este tipo de composto (Fisk et al., 2001).

O conhecimento da ecologia e biologia das espécies de aves marinhas, em seus respectivos ecossistemas, é essencial para a interpretação e avaliação da ocorrência e concentrações de poluentes orgânicos persistentes. Diversos estudos (Hobson et al, 1994; Forero & Hobson, 2003; Bugoni et al, 2010, Roscales et al, 2011) têm utilizado o anilhamento, análises isotópicas e geolocalizadores, como ferramentas que permitem obter dados ecológicos de diversas espécies de aves marinhas, em diferentes períodos de seus ciclos de vida, além de permitir o monitoramento de indivíduos e populações em longo prazo. Através destas técnicas é possível estabelecer áreas de distribuição, forrageio, além de

esclarecer aspectos da ecologia alimentar das aves. Assim, vários estudos, abordando uma grande variedade de posições tróficas, têm demonstrado correlações entre as concentrações de contaminantes persistentes, e as razões isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) (Ruus et al., 1999; Fisk et al., 2001; Hoekstra et al., 2003; Elliot, 2005, Colabuono et al., 2014).).

O estudo de poluentes orgânicos na Reserva Biológica do Atol das Rocas e no Arquipélago de Trindade e Martin Vaz será uma contribuição importante para a compreensão do grau de contaminação a que áreas remotas estão expostas. Os resultados obtidos também contribuirão para estabelecer a linha de base desses poluentes em regiões oceânicas brasileiras e elucidar os processos de biomagnificação dos poluentes nos ecossistemas marinhos. Numa escala global contribuirá para diminuir a lacuna existente no Atlântico Sul, bem como para uma melhor compreensão da distribuição e tendência desses poluentes no Hemisfério Sul.

A análise de poluentes orgânicos persistentes e de isótopos estáveis em aves de ilhas oceânicas brasileiras vai mostrar os distintos modos pelos quais esses contaminantes alcançam e se distribuem em organismos de tais remotas regiões, assim como as diferentes bioacumulações em função dos característicos hábitos de vida das espécies de aves.

2. Objetivos

Objetivo geral:

Avaliar o panorama atual da ocorrência e distribuição de poluentes orgânicos persistentes (POPs) e a influência de fatores ecológicos em 6 espécies de aves marinhas (*Sula dactylatra*, *Sula leucogaster*, *Anous minutus*, *Anous stolidus*, *Onychoprion fuscatus*, *Pterodroma arminjoniana*) nidificantes na Reserva Biológica do Atol das Rocas e do Arquipélago de Trindade e Martin Vaz.

Objetivos específicos:

- Determinar bifenilos policlorados (PCBs), pesticidas organoclorados (POCs) e difenis éteres polibromados (PBDEs) no fígado de carcaças de 6 espécies de avifauna marinha de ilhas oceânicas brasileiras.
- Determinar a razão isotópica do carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e do nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) no fígado das espécies estudadas para avaliação do nível trófico e dieta alimentar.
- Correlacionar os fatores ecológicos (dieta, nível trófico, ocorrência e distribuição espacial e temporal das aves) com o acúmulo e biomagnificação de POPs em aves marinhas das duas ilhas oceânicas.

3. Material e métodos

3.1. Área de Estudo

As ilhas oceânicas brasileiras abordadas nesse estudo compreendem a Reserva Biológica do Atol das Rocas (AR) e o Arquipélago de Trindade e Martin Vaz (AT).

Figura 1. Localização das ilhas oceânicas brasileiras (adaptado de Serafini et al., 2010).

3.1.1. Reserva Biológica do Atol das Rocas

A Reserva Biológica do Atol das Rocas está localizada na costa do Rio Grande do Norte ($03^{\circ}45' - 03^{\circ}56' S$; $33^{\circ}37' - 33^{\circ}56' W$) (Figuras 1 e 2). É o único atol do Atlântico Sul e um dos menores do planeta, distante 267 km a leste da cidade de Natal/RN, e 148 km a oeste do Arquipélago Fernando de Noronha. É a primeira Unidade de Conservação marinha brasileira, criada em junho de 1979 (Serafini et al., 2010).

Figura 2. Localização e vista panorâmica do Atol das Rocas
(fonte: Schulz-Neto, 2004).

É composto pelas Ilhas do Farol e do Cemitério, que juntas possuem uma área total de 7,5 km². O Atol das Rocas pertence aos montes submarinos da Zona de Fratura Fernando de Noronha (Kikuchi & Leão, 1997; Silva et al., 2002), ou seja, sua origem é vulcânica associada ao depósito de algas calcárias e corais no topo de vulcões já extintos (Gasparini, 2004). O clima equatorial é amenizado pelos ventos alísios de sudeste e afetado pela Corrente Equatorial Sul, sendo sua temperatura média de 26°C e a umidade relativa alta, de 80% ou mais, todos os meses (Silva et al., 2002).

Ao lado do Arquipélago Fernando de Noronha, o Atol é a principal colônia de aves marinhas e a segunda maior população de fêmeas de tartarugas-verdes que desovam no Atlântico Sul. Desta forma, por sua relevante importância ecológica e também por ser o único atol disposto em território brasileiro, o Atol das

Rocas foi a primeira Reserva Biológica do Brasil, estabelecida pelo Decreto-Lei nº 83.549 de 5 de junho de 1979. Já na década seguinte, em 5 de junho de 1986, foi estabelecida a APA Triangular, abrangendo também o Arquipélago Fernando de Noronha e o Arquipélago de São Pedro e São Paulo (Decreto nº 92.755, de 1986). Em 2001, foi inscrito pela Unesco, juntamente com Fernando de Noronha, na Lista do Patrimônio Natural Mundial. Por ser uma reserva biológica, a categoria de Unidade de Conservação de proteção integral mais restritiva da lei brasileira, não são permitidas a exploração de recursos naturais nem atividades recreativas e de visitação no local, exceto aquelas com fins científicos e visitas com objetivos educacionais. O acesso é exclusivamente marítimo e demanda cuidados para evitar a colisão em seus bancos de recifes de corais, o que já ocasionou inúmeros naufrágios no local em épocas anteriores. Segundo informações disponibilizadas no site do IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis), antes da criação da unidade de conservação a área era usada para atividades de pesca, retirada de corais e cascalhos e para a captura de animais, como as tartarugas e aves marinhas. O acesso até esta área é restrito e, geralmente, é feito por cerca de quatro pessoas por estada, entre pesquisadores, estudantes, voluntários e funcionários do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), órgão que administra o atol, apesar da Marinha do Brasil manter no local um farol em funcionamento desde 1967.

Alguns fatores são conhecidos por afetarem a conservação das aves marinhas no Atol das Rocas, como a predação de ovos pelos camundongos (*Mus musculus*), provavelmente introduzidos nas ilhas através de embarcações que chegaram ao local anteriormente; e os eventos naturais, como as grandes marés

de sizígia, que destroem ninhos e carregam os ovos, ninhegos e jovens de diferentes espécies (Schulz-Neto, 1998). Entretanto, além de alguns registros de poluição, como o citado por Schulz-Neto (2004), que observou jovens e adultos de *Sula* spp. e *Onychoprion fuscatus* sujos de petróleo no Atol, não existem dados sobre os outros tipos de poluição, que afetam não somente as aves, mas toda a biota local.

3.1.2.Arquipélago de Trindade e Martin Vaz

A Ilha de Trindade localiza-se na porção leste da cadeia submarina Vitória Trindade (Figuras 1 e 3), cerca de 1100 km da costa do Espírito Santo, 48 km a oeste do Arquipélago de Martin Vaz, 2500 km do Arquipélago de São Pedro e São Paulo e 4200 km da costa da África (20°30'S - 29°19'W). A Ilha possui 6 km de comprimento com uma área de 9,28 km², e constitui o topo de uma montanha de formação vulcânica que se eleva cerca de 5.500 m do fundo do mar, com superfície de 8,2 km² e ponto culminante a 620 m acima do nível do mar (Alves, 1998). As águas que circundam a ilha são pertencentes a corrente do Brasil, com alta salinidade (37) e alta temperatura (27°C) (DHN, 1998). Devido a sua posição isolada, a fauna da Ilha de Trindade desperta um particular interesse científico (Oliveira, 1951; Gasparini & Floeter, 2001).

Há indícios de que este complexo insular tenha emergido entre 3 e 3,5 milhões de anos atrás, por atividade vulcânica na zona abissal do Atlântico, formando a cadeia submarina Vitória-Trindade, que se estende desde o continente até 1.000 km a leste de Martin Vaz (Alves, 1998; Gasparini, 2004).

Figura 3. Localização e vista panorâmica da Ilha da Trindade.

Esta ilha possui um relevo extremamente acidentado, reflexo do tempo de duração de sua atividade vulcânica, que se estendeu até cinco mil anos atrás (Alves, 1998; Gasparini, 2004). O clima é o tropical atlântico amenizado por ventos alísios de leste e sudeste, e sua temperatura média anual de 27°C. A ilha se abastece de água potável por três fontes que são originadas por precipitações frequentes (Gasparini & Floeter, 2001). Quase todos os dias ocorrem chuvas rápidas que recebem o nome de Pirajás. Essa alta frequência de chuvas ocorre devido à altura de Trindade, formando assim um obstáculo para as nuvens carregadas, que acabam precipitando ao chocarem com a ilha, caracterizando o fenômeno das chuvas orográficas. Já o Arquipélago de Martin Vaz, o território mais oriental do Brasil, localizado a 48 km ao leste da Ilha da Trindade, é desabitado e com pouca vegetação. Apesar de sua proximidade de Trindade, Martin Vaz não faz parte da mesma plataforma insular (Alves, 1998). Tanto Trindade quanto Martin Vaz são de domínio da Marinha do Brasil, administrados pelo 1º Distrito Naval. Neste espaço territorial a Marinha mantém, desde 1957, o

Posto Oceanográfico da Ilha da Trindade (POIT) e, desde 1989, este complexo insular é denominado Reserva Municipal Marinha de Vitória. Por sua ocupação atual, este espaço é percorrido apenas por integrantes das forças militares (Alves, 1998; Gasparini, 2004) e mais atualmente por grupos de até oito pesquisadores por expedição, com a instalação da Estação Científica da Ilha da Trindade (ECIT) no final de 2011.

Para Gasparini (2004), a ocupação humana na Ilha da Trindade não está restrita apenas às últimas décadas, mas ocorreu também à época das grandes navegações. O autor relata que uma das hipóteses de descobrimento do local remonta a 1502, durante uma expedição da Coroa Portuguesa, que acabou por batizá-la por Ilha da Santíssima Trindade. Dois séculos mais tarde, uma expedição do governo inglês desconsiderou a posse da ilha pelos portugueses, criando um impasse diplomático entre os dois países (Alves, 1998). Portugal, com intuítos colonizadores deixa na ilha alguns militares e seis casais açorianos no final do século XVIII, sem sucesso. Depois de algum tempo, novamente abandonada pelas forças militares, a Ilha da Trindade foi, no período de 1822 a 1889, utilizada por piratas e comerciantes de escravos. Já no século XX, os entraves diplomáticos relacionados com a posse da ilha terminaram e o seu domínio passou a ser brasileiro (Alves, 1998). Na 1ª Guerra Mundial este espaço serviu como base para guarnições militares, sendo novamente abandonado em seguida. Alguns anos mais tarde, entre 1924 a 1926, a ilha foi transformada em um presídio para presos políticos, abrigando, naquele momento, alguns líderes da Revolução Tenentista. Já na 2ª Guerra Mundial, este território serviu como ponto estratégico. Finalmente, em 1957, iniciou-se a criação do POIT como parte do Programa de Participação

do Brasil no Ano Geofísico Internacional. Desde então, a ilha é ocupada pela Marinha do Brasil (Alves, 1998; Gasparini, 2004).

3.2. Avifauna das ilhas

A avifauna das ilhas oceânicas brasileiras é composta por espécies residentes, migratórias e visitantes. Pelo menos oito espécies de aves marinhas nidificam em várias das respectivas ilhas, entre as quais se destacam a trinta-réis-das-rocas (*Onychoprion fuscatus*), trinta-réis-escuro (*Anous stolidus*), trinta-réis-preto (*Anous minutus*), atobá-mascarado (*Sula dactylatra*), atobá-marrom (*Sula leucogaster*), atobá-de-pé-vermelho (*Sula sula*), fragata-comum (*Fregata magnificens*) e a pardela-da-trindade (*Pterodroma arminjoniana*) (Figura 4 e Tabela 1).

Figura 4. Aves marinhas nidificantes nas ilhas oceânicas brasileiras do presente estudo.
Laridae: (a) *Anous stolidus*; (b) *Anous minutus*; (c) *Onychoprion fuscatus*
Sulidae: (d) *Sula dactylatra*; (e) *Sula leucogaster*
Procellariidae: (f) *Pterodroma arminjoniana*

Tabela 1. Locais de ocorrências das aves marinhas do presente estudo

Ordem	Família	Espécie	Local de ocorrência
Procellariiformes	Procellariidae	<i>Pterodroma arminjoniana</i>	Arquipélago de Trindade
Suliformes	Sulidae	<i>Sula leucogaster</i>	Atol das Rocas
Suliformes	Sulidae	<i>Sula dactylatra</i>	Atol das Rocas e Trindade
Charadriiformes	Laridae	<i>Anous stolidus</i>	Atol das Rocas e Trindade
Charadriiformes	Laridae	<i>Anous minutus</i>	Atol das Rocas
Charadriiformes	Laridae	<i>Onychoprion fuscatus</i>	Atol das Rocas e Trindade

A pardela-de-trindade possui o arquipélago de Trindade e Martim Vaz como os únicos sítios de reprodução no oceano Atlântico, sendo assim essa ave é considerada endêmica dessa porção do Atlântico sul (Sick, 1997; Vooren & Brusque, 1999; Fonseca-Neto, 2004). *P. arminjoniana* é também a única espécie globalmente ameaçada com nidificação confirmada nas ilhas, pois possui uma área de reprodução muito pequena, o que a torna particularmente vulnerável (BirdLife International, 2009). Além disso, *P. arminjoniana* e *Puffinus lherminieri* (que nidifica no Arquipélago de Fernando de Noronha e nas Ilhas Itatiaia) são os dois únicos representantes da ordem Procellariiformes que nidificam em território nacional (Efe & Musso, 2001; Luigi et al., 2008). A espécie *S. leucogaster*, juntamente com a espécie *S. dactylatra* possui vasta distribuição pelos oceanos tropicais e subtropicais e tais espécies estão presentes praticamente em quase todas as ilhas oceânicas brasileiras, sendo que *S. dactylatra* só não está presente no Arquipélago de São Pedro e São Paulo e a espécie *S. leucogaster* não está presente no Arquipélago de Trindade e Martin Vaz.

3.3. Amostragem

Foram realizadas expedições ao Atol das Rocas e ao Arquipélago de Trindade e Martin Vaz para amostragem oportunista de carcaças de aves. Devido ao estado de inanição que na grande maioria das vezes caracterizava a causa mortis dos indivíduos, não foi possível coletar a gordura subcutânea e visceral, tecidos preferenciais para análise de poluentes orgânicos, pois eram praticamente inexistentes ou estavam em quantidades muito abaixo das necessárias para análise laboratorial. Dessa maneira, o tecido definido como mais apropriado para análise foi o fígado das carcaças, porque era o tecido mais preservado e em menor estado de decomposição. Além disso, é considerado um tecido importante nas análises de poluentes, tanto pelas suas características lipofílicas e metabólicas de acumulação dos POPs, como pela assinatura isotópica útil e capaz de dar informações recentes (em torno de 7-15 dias) sobre tipos de dietas e de áreas de forrageio das aves.

Os dados biométricos foram coletados e o gênero e o estágio de vida para cada espécie foram complementarmente determinados por dimorfismo sexual e por desenvolvimento assimétrico gonadal, conforme descrito por Guioli et al (2014). Foram considerados ninhegos os indivíduos que ainda não trocaram sua primeira plumagem (penugens não impermeabilizantes), estão restritos ao ninho e dependem completamente dos pais para alimentação. Os juvenis são os indivíduos que já fizeram a primeira muda e portanto possuem plumagem impermeabilizante (penas de vôo e coberteiras), não dependem mais do ninho ou de seus pais para alimentação. São diferenciados dos indivíduos adultos através

da coloração da plumagem e das partes nuas (bico e patas), característica de cada espécie. Todas as espécies analisadas apresentaram esse dimorfismo entre juvenis e adultos.

As amostras foram devidamente identificadas e embrulhadas em papel alumínio previamente descontaminado e armazenadas em freezer à -20°C até análise em laboratório.

3.3.1. Amostragem no Atol das Rocas

Foram amostrados cinquenta e quatro fígados de indivíduos encontrados mortos de *O. fuscatus*, *A. stolidus*, *A. minutus*, *S. dactylatra* e *S. leucogaster* (Tabela 2), encontrados através de caminhadas pela ilha e observações diárias das aves em suas respectivas colônias reprodutivas e adjacências (Figuras 4 e 5) durante quatro expedições (1ª expedição em janeiro de 2010, 2ª expedição em junho de 2010, 3ª expedição em maio de 2011 e 4ª expedição em dezembro de 2011), cada uma com duração de aproximadamente 30 dias.

Tabela 2. Amostras coletadas durante expedições ao Atol das Rocas

Estágio de maturidade	<i>O. fuscatus</i>	<i>A. stolidus</i>	<i>A. minutus</i>	<i>S. dactylatra</i>	<i>S. leucogaster</i>
Ninhego	14	01	-	06	-
Juvenil	14	04	-	01	-
Adulto	05	04	03	01	01
Total	33	09	03	08	01

Figura 5. Colônia reprodutiva de *Onychoprion fuscatus* na Ilha do Farol, Atol das Rocas

3.1.2.Amostragem no Arquipélago de Trindade e Martin Vaz

Durante os períodos de 21 de abril de 2011 à 07 de maio de 2011 e de 28 de novembro de 2011 à 27 de janeiro de 2012 foram realizadas duas expedições à Ilha da Trindade (Figura 6). Dezenove amostras de fígado de três espécies de aves foram coletadas durante caminhadas, observações diárias e nas várias colônias e ninhos alcançáveis somente por percursos pré-determinados de trilhas (Tabela 3).

As saídas ocorreram a cada 2-3 dias para os vários picos e platôs, que muitas vezes se encontravam a mais de 500 m de altitude, com percursos de alta dificuldade, por conta do terreno acidentado, mas que eram bem estruturados e sinalizados pelos guias militares da ilha.

Figura 6. Típica saída de trilha com vias bem sinalizadas (a) para trabalho observacional e de amostragem oportunista de exemplares de aves em seus respectivos ninhos (b). Juvenil (c) e adulto (d) de *O. fuscatus* em ninhos característicos em morros bem acima do nível do mar (em torno de 500 m de altitude).

Tabela 3. Amostras coletadas durante expedições ao Arquipélago de Trindade e Martin Vaz

Estágio de maturidade	<i>O. fuscatus</i>	<i>A. stolidus</i>	<i>P. arminjoniana</i>
Ninhego	12	-	01
Juvenil	-	-	02
Adulto	01	01	02
Total	13	01	05

3.4.Limpeza e preparação de materiais e reagentes usados

3.4.1.Cuidados analíticos

Toda a vidraria utilizada foi previamente lavada com detergente Extran alcalino Merck e enxaguada em água corrente. Depois de seca foi coberta com alumínio e levada a mufla durante 4 horas a 450 °C. Vidrarias volumétricas que não podiam ser mufladas foram enxaguadas com os solventes diclorometano e n-hexano antes do uso.

Os solventes utilizados, marca J. T. Baker (grau resíduos Pesticidas) eram de altíssimo grau de pureza e, portanto, apropriados para os procedimentos desenvolvidos no presente trabalho.

3.4.2.Preparação e tratamento dos reagentes Sólidos

Os reagentes sólidos utilizados da Merck (sulfato de sódio usado para desidratar as amostras durante a etapa de extração; sílica gel e alumina neutra para preenchimento das colunas de adsorção durante purificação dos extratos) foram calcinados em mufla a pelo menos 450 °C durante 4 horas e posteriormente estocados em apropriados frascos de vidro tampados e logo em seguida guardados em dessecadores. A passagem da sílica e da alumina pela mufla, para que sejam eliminados quaisquer resíduos orgânicos que possam interferir nas análises, faz com que estes reagentes sejam completamente ativados. Porém estes compostos são utilizados a 5% de desativação, para melhor desempenho nas análises (deixando alguns sítios polares menos disponíveis, do contrário seria necessário um solvente mais polar para obviamente eluir os compostos mais polares, além de poder aumentar a quantidade de interferentes eluídos). Portanto

são adicionados 5% em massa de água ultra-pura Milli-Q, extraída cinco vezes com o mesmo n-hexano de grau de pureza para análise de resíduos orgânicos.

3.4.3.Preparação das soluções padrão

As soluções de padrões organoclorados e organobromados utilizadas foram adquiridas do laboratório internacional *AccuStandard* (EUA). A escolha dos analitos foi dada segundo a ampla relevância e abrangência ambientais desses compostos, por terem tido alta produção industrial, de apresentarem características de bioacumulação, por apresentarem características de biomagnificação e de serem indicadores dos aparentes fenômenos climáticos, geológicos e biológicos pelos quais alegadamente se difundiram e se distribuíram no ambiente em análise. A partir desses padrões certificados foram preparados cinco tipos de soluções: as misturas com padrões externos, sendo uma para PCBs, uma para pesticidas e uma para PBDEs; a solução contendo os dois *surrogates* e o solução do padrão interno (PI).

A mistura de PCBs continha 51 congêneres (IUPAC # 8, 18, 28, 31, 33, 44, 49, 52, 56/60, 66, 70, 74, 77,81, 87, 95, 97, 99, 101, 105, 110, 114, 118, 123, 126, 128, 132, 138, 141, 149, 151, 153, 156, 157, 158, 167, 169, 170, 174, 177, 180, 183, 187, 189, 194, 195, 201, 203, 206, 209), com uma gama de compostos variando de 2 a 10 átomos de cloro por molécula. A mistura de pesticidas continha os DDTs e seus metabólitos (*o,p'*-DDD; *p,p'*-DDD; *o,p'*-DDE; *p,p'*-DDE; *o,p'*-DDT; *p,p'*-DDT), HCHs [*alfa*-HCH; *beta*-HCH; *gama*-HCH (Lindano); *delta*-HCH]; clordanas (*cis*-clordana; *trans*-clordana; Heptacloro; Heptacloro epóxido), drins (Aldrin; Isodrin; Dieldrin; Endrin), Endossulfans I e II, Hexaclorobenzeno (HCB),

Metoxicloro e Mirex, totalizando 25 compostos. A mistura de PBDEs continha 7 congêneres (IUPAC # 28, 47, 99, 100, 153, 154, 183), com compostos contendo de 3 a 7 átomos de Bromo. Todas as misturas dos padrões externos de cada classe possuíam concentração de $1,0 \text{ ng } \mu\text{L}^{-1}$ para cada congênere.

A solução *surrogate* continha o PCB 103 e o PCB 198 e a solução de Padrão Interno (PI) continha o composto TCMX (2,3,5,6-tetracloro-*m*-xileno), todas em concentração de $1,0 \text{ ng } \mu\text{L}^{-1}$.

3.4.4.Preparação da curva analítica

As curvas analíticas para os PCBs, PBDEs e POCs foram construídas por regressão linear, com nove pontos, nas seguintes concentrações: 1, 5, 10, 20, 50, 80, 100, 150 e $200 \text{ pg } \mu\text{L}^{-1}$. Foi considerado adequado um coeficiente de correlação linear (r^2) maior ou igual a 0,995. Esse parâmetro permite uma estimativa da qualidade da curva obtida, pois quanto mais próximo de 1,0, menor a dispersão do conjunto de pontos experimentais e menor a incerteza dos coeficientes de regressão estimados (Ribani et al., 2004).

A quantificação foi feita pelo método de padronização interna, calculando-se razões entre os *surrogates* e os compostos de interesse, baseada nas curvas analíticas montadas com as nove concentrações citadas acima para cada grupo de compostos. As curvas eram verificadas periodicamente recalculando-se seus próprios pontos e consideradas apropriadas para o uso analítico se apresentasse um fator de resposta com menos de 25% de variação.

3.5.Análises de poluentes orgânicos persistentes

As análises para determinação dos poluentes orgânicos persistentes (POCs, PCBs e PBDEs) foram adaptadas de MacLeod et al. (1986), otimizadas por Taniguchi (2002) e realizadas no Laboratório de Química Orgânica marinha (Lab-QOM) do Instituto Oceanográfico da USP (IOUSP).

3.5.1.Preparação das amostras para análise de organoclorados em tecidos

Foram utilizadas amostras do fígado das aves coletadas e as alíquotas utilizadas foram cortadas da parte interna de cada amostra original para evitar quaisquer contaminações que pudessem ter ocorrido na superfície e logo foram pesadas em papel alumínio utilizando-se balança analítica.

3.5.2.Extração

A amostra de fígado (0,25 g) foi macerada com cerca de 10 g de sulfato de sódio anidro. Foram adicionados em cada uma das amostras 100 ng de cada surrogate (PCB 103 e PCB 198). Em seguida, as amostras foram extraídas em extrator Soxhlet por 8h com 80 mL de n-hexano e diclorometano (1:1 v/v). Após o término da extração os extratos foram individualmente concentrados a 1,0 mL, de onde foram retirados 0,1 mL para determinação de percentual de lipídios.

3.5.3.Purificação do Extrato

Os 0,9 mL restantes de extrato foram eluídos com 80 mL de mistura n-hexano:diclorometano (1:1 v/v) através de coluna cromatográfica de adsorção contendo 16 g de alumina neutra:8 g de sílica gel desativadas 5% com água Ultra-pura Milli-Q.

O extrato coletado foi concentrado a 0,5 mL para em seguida ser eluído por duas colunas (Phenogel 100 A, com 22,5 x 250 mm da Phenomenex) de exclusão por tamanho, conectadas em série. Diclorometano foi o solvente utilizado para eluição. A fração purificada coletada foi concentrada e nela adicionados 90 µL de solução do padrão interno (TCMX) na concentração de 1,0 ng µL⁻¹. O volume final foi acertado para 900 µL, de onde foi retirado uma alíquota de 100 µL para injeção em cromatógrafo em fase gasosa (GC).

3.5.4.Determinação do percentual de lipídios

Como os poluentes orgânicos persistentes são predominantemente apolares e apresentam alta lipossolubilidade, a quantidade de poluentes acumulados nos organismos pode apresentar grande correlação com a quantidade de lipídios e, portanto, é de grande interesse mensurar a quantidade de matéria orgânica que a amostra contém. O percentual lipídico foi calculado por gravimetria, separando-se 0,1 mL do volume total concentrado, logo após extração. Este volume foi transferido para pequenos frascos de vidro, previamente pesados em balança analítica. Após a total evaporação em temperatura ambiente, cada frasco foi novamente pesado e a diferença entre a pesagem inicial e a pesagem após a adição e evaporação da alíquota foi utilizada no cálculo da percentagem de lipídios. A equação utilizada foi:

$$\% \text{ lipídios} = \left(\frac{\text{resíduo}(mg)}{\text{Massaextraída}(mg)} \right)$$

3.5.5. Análise dos compostos por cromatografia em fase gasosa (CG)

Para a análise de PCBs e PBDEs as amostras foram injetadas em um cromatógrafo a gás acoplado a um espectrômetro de massas (GC/MS), 5973N da Agilent Technologies com impacto de elétrons (EI). O equipamento operou no modo de monitoramento seletivo de íons (do inglês *SIM – Selected Ion Monitoring*) (70eV). A coluna utilizada foi a HP 5MS da Agilent com 30 m de comprimento, 0,25 mm de diâmetro interno e 0,25 µm de espessura de filme de 5% fenil metilsiloxana. O gás de arraste utilizado foi o hélio (He) com fluxo constante de 1,1 mL min⁻¹, O volume injetado foi de 1 µL no modo sem divisão de fluxo (*splitless*). As temperaturas do GC/MS foram de 280 °C, 280 °C e 300 °C no injetor, na interface e na fonte de íons, respectivamente.

A rampa de temperatura utilizada na separação dos PCBs teve início em 75 °C, permanecendo por 3 minutos, quando começou a subir a uma taxa de 15 °C min⁻¹ até atingir 150°C, depois alcançou 260 °C a uma taxa de 2 °C min⁻¹ e então subiu até 300 °C a uma taxa de 20 °C min⁻¹, mantendo-se estável nessa temperatura por 10 min, totalizando 66 minutos de análise. Para PBDEs a rampa de temperatura teve início a 70 °C durante 1 minuto, aumentando a uma taxa de 12 °C min⁻¹ até 154 °C, em seguida a 2 °C min⁻¹ até 210 °C e a 3 °C min⁻¹ até 300 °C, permanecendo constante durante 5 minutos.

Para a análise dos pesticidas organoclorados as amostras foram injetadas em um cromatógrafo a gás acoplado a um detector de captura de elétrons (GC-ECD) 6890 da Agilent Technologies. O gás de arraste usado foi o hidrogênio (H₂) com pressão constante de 13,00 psi. A coluna utilizada foi a HP 5MS da Agilent com 30 m de comprimento, 0,25 mm de diâmetro interno e 0,25 µm de espessura

de filme de 5% fenil metilsiloxana. A rampa utilizada na separação dos compostos teve início em 60 °C, elevou-se a 150 °C a uma taxa de 50 °C min⁻¹, ficando constante durante 5 minutos. Em seguida alcançou 200 °C a 1,0 °C min⁻¹ e então aumentou novamente a 18 °C min⁻¹ até 300 °C, mantendo-se estável nessa temperatura por 4,5 minutos, totalizando 90 minutos de corrida. As temperaturas do injetor e do detector foram de 300 °C e 320 °C, respectivamente. Nitrogênio (N₂) foi utilizado como gás auxiliar (*makeup*) com um fluxo de 60 mL min⁻¹. O volume injetado foi de 2 µL no modo sem divisão de fluxo (*splitless*).

3.5.6. Identificação

A identificação dos POCs, PCBs e PBDEs foi realizada através de comparações entre as ordens de eluição e os tempos de retenção dos analitos de interesse e os respectivos parâmetros dos padrões *Accustandard*. Os congêneres de PCBs e de PBDEs foram caracterizados complementarmente pela identificação de íons específicos formados da quebra no espectrômetro de massas operado em modo de monitoramento seletivo de íons.

As Tabelas 4 e 5 abaixo apresentam os íons característicos para qualificação dos congêneres de PCBs e PBDEs.

Tabela 4. Congêneres de PCBs e os íons de monitoramento para cada nível de cloração.

Nível de Cloração	Congêneres	Íon de Quantificação	Íon Secundário	Íon Terciário
Cl 2	PCB 04-15	222	224	226
Cl 3	PCB 16-39	255,95	257,95	259,95
Cl 4	PCB 40-81	291,9	289,9	293,9
Cl 5	PCB 82-127	325,9	323,9	327,9
Cl 6	PCB 128-169	359,9	362,9	363,9
Cl 7	PCB 170-193	393,8	395,8	397,8
Cl 8	PCB 194-205	429,75	427,75	431,75
Cl 9	PCB 206-208	463,7	427,7	431,7
Cl 10	PCB209	487,7	499,7	495,7

Tabela 5. Congêneres de PBDEs e os íons de monitoramento para cada nível de bromação.

Nível de Bromação	Congêneres	Íon de Quantificação	Íon Secundário	Íon Terciário
Br 1	BDE 01-03	248	250	-
Br 2	BDE 04-15	327,9	325,9	329,9
Br 3	BDE 16-39	405,8	407,8	409,8
Br 4	BDE 40-81	485,7	483,7	487,7
Br 5	BDE 82-127	536,6	565,6	561,6
Br 6	BDE 128-169	643,55	641,55	645,5
Br 7	BDE 170-193	721,45	723,45	719,45

3.6. Controle de Qualidade

O controle de qualidade é uma ferramenta adequada para assegurar a eficiência das técnicas analíticas empregadas na análise dos compostos de interesse, pois garante a qualidade e confiabilidade dos resultados em termos de identificação e quantificação avaliando a precisão, exatidão, seletividade e sensibilidade do método. Os parâmetros e procedimentos definidos para avaliação do controle de qualidade foram baseados em Wade & Cantillo (1994) e estão descritos a seguir.

3.6.1. Branco do Método

O branco do método é qualquer matriz isenta dos compostos de interesse submetida a análise de forma a detectar qualquer contaminante proveniente do procedimento analítico capaz de inviabilizar a detecção e quantificação dos compostos de interesse, seja pela inserção de impurezas durante o procedimento ou mesmo pela pré-existência de interferentes no material analítico. Realizando-se a análise de branco com o Sulfato de Sódio (Na_2SO_4) utilizado na maceração

conforme metodologia empregada, pode-se estabelecer o grau de contaminação e o nível de interferentes a que as amostras restantes estão sujeitas.

O branco aceitável não pode apresentar mais de três interferentes coeluentes aos analitos e seu nível não pode ser mais que 3 vezes o limite de detecção do método. A contaminação apresentada na análise de um branco aceitável é considerada como correspondente à contaminação do método e, portanto, supostamente adquirida por todas as amostras nas eventuais etapas da análise. Com base nessa premissa emprega-se como procedimento padrão descontar tal contaminação do resultado das amostras.

3.6.2.Branco fortificado

Para avaliar o comportamento, em termos de perda, recuperação e contaminação de fundo dos analitos sem a influência da matriz, foi adicionada uma mistura dos mesmos em concentração conhecida ao sulfato de sódio (Na_2SO_4) utilizado como branco no procedimento de análise.

A precisão da análise foi calculada de acordo com a seguinte fórmula:

$$E(\%) = \left(\frac{Cr - Cc}{Cr} \right) \times 100$$
, onde Cr é concentração real e Cc é concentração calculada. Consideram-se aceitáveis erros abaixo de 50%.

3.6.3.Duplicatas da Amostra

A amostra duplicata é útil para a demonstração da homogeneidade e precisão analítica do método e é preparada executando-se todos os procedimentos de extração e purificação em uma replicata de uma amostra escolhida aleatoriamente.

A análise da duplicata deve apresentar um percentual relativo da diferença (PRD) menor ou igual a 25% calculado pela seguinte equação:

$$PRD (\%) = \left\{ \frac{(Cma - Cmd)}{(Cma + Cmd)} \right\} \times 100, \text{ onde } Cma \text{ é a concentração medida do}$$

analito na amostra e Cmd é a concentração medida do analito na amostra duplicata. Foram utilizadas alíquotas de amostras de fígado de peixe-voador como matriz para duplicatas da amostra e da matriz fortificada.

3.6.4. Matriz fortificada

Através da fortificação dos analitos em concentração conhecida numa porção de amostra pode-se avaliar a eficiência do método de análise na presença de uma matriz representativa. Essa eficiência é caracterizada pela medida da recuperação percentual dos analitos adicionados e como tal é considerada aceitável se contiver 80% dos analitos adicionados numa faixa de recuperação entre 60% e 120%. Na matriz fortificada e no branco fortificado foram adicionados também 50 µL de cada uma das misturas contendo os compostos a serem analisados (PCBs, POCs e PBDEs) na concentração de 1 ng µL⁻¹

3.6.5. Material de Referência Certificado (MRC)

Através da análise do material de referência certificado (MRC) pelo método de trabalho pode-se assegurar um maior grau de confiança no resultado, uma vez que o MRC é uma amostra bem caracterizada com relação à presença e quantidade dos analitos de interesse e com valores de incerteza certificados.

Foi utilizado como material de referência certificado gordura de baleia - Whale Blubber SRM1945 - (SRM/NIST – *Standard Reference Material/National*

Institute of Standards and Technology) e foram considerados aceitáveis resultados de análises que estivessem próximos aos valores certificados com erro máximo de $\pm 30\%$. Com base nesse parâmetro as análises realizadas pela metodologia proposta foram satisfatórias apresentando resultados dentro do intervalo de confiança pré-estabelecido, como apresentado nas Tabelas 6, 7 e 8.

Tabela 6. Comparação dos valores experimentais e valores certificados para POCs (em ng g⁻¹).

POCs	SRM1945	Valor Certificado	Máximo 30% acima	Mínimo 30% abaixo
α -HCH	14,6	16.9 $\pm$ 1.4	22,0	11,8
HCB	27,5	30.6 $\pm$ 1.5	39,8	21,4
Oxiclordana	19,7	21.2 $\pm$ 1.1	27,6	14,8
α -Clordana	2,12	11.8 $\pm$ 0.5	15,3	8,26
<i>o,p'</i> -DDE	13,1	14.2 $\pm$ 1.4	18,5	9,94
α -Clordana	44,1	48.1 $\pm$ 1.6	62,5	33,7
Dieldrin	22,1	50.1 $\pm$ 4.1	65,1	35,1
<i>p,p'</i> -DDE	455	497 $\pm$ 19	646	348
<i>o,p'</i> -DDD	19,8	19.5 $\pm$ 1.2	25,4	13,7
<i>p,p'</i> -DDD	126	120 $\pm$ 5	156	84,0
<i>o,p'</i> -DDT	78,9	91 $\pm$ 14	118	63,7
<i>p,p'</i> -DDT	239	233 $\pm$ 8	303	163
Mirex	24,5	31.0 $\pm$ 3.4	40,3	21,7

Tabela 7. Comparação dos valores experimentais e valores certificados para PCBs
(em ng g⁻¹).

PCBs	SRM1945	Valor Certificado	Máximo 30% acima	Mínimo 30% abaixo
PCB 18	4,87	4.35 ± 0.56	5,66	3,05
PCB 31	3,12	3.56 ± 0.36	4,63	2,49
PCB 28	11,4	13.1 ± 1.1	17,03	9,17
PCB 52	39,0	40.7 ± 1.3	52,9	28,5
PCB 49	17,7	18.3 ± 0.1	23,8	12,8
PCB 44	12,8	12.1 ± 0.5	15,7	8,47
PCB 74	23,8	21.6 ± 7.8	28,1	15,1
PCB 70	10,1	11.0 ± 1.1	14,3	7,70
PCB 66	22,6	22.4 ± 0.5	29,1	15,7
PCB 95	34,1	33.9 ± 0.5	44,1	23,7
PCB 101	71,9	78 ± 12	101	54,6
PCB 99	52,6	58.5 ± 5.2	76,1	41,0
PCB 87	19,6	20.6 ± 2.6	26,8	14,4
PCB 77	0,33	0.416 ± 0.061	0,541	0,291
PCB 110	31,2	33.8 ± 2.3	44,0	23,7
PCB 151	25,2	28.6 ± 1.3	37,2	20,0
PCB 149	78,0	89.0 ± 6.9	115	62,3
PCB 118	73,0	76.5 ± 2.9	99,5	53,6
PCB 153	218	228 ± 10	296	160
PCB 132	24,9	21.1 ± 4.8	27,4	14,8
PCB 105	28,3	28.6 ± 1.2	37,2	20,0
PCB 138	162	146 ± 13	190	102
PCB 126	0,44	0.182 ± 0.048	0,24	0,13
PCB 187	119	121 ± 11	157,3	84,7
PCB 183	36,3	38.0 ± 1.8	49,4	26,6
PCB 128	21,0	23.0 ± 1.1	29,9	16,1
PCB 174	24,9	25.2 ± 0.1	32,8	17,6
PCB 177	26,7	28.6 ± 1.2	37,2	20,0
PCB 156	12,1	11.4 ± 0.9	14,8	7,98
PCB 180	137	138 ± 10	179	96,6
PCB 169	0,250	0.158 ± 0.041	0,21	0,110
PCB 170	45,9	42.6 ± 2.2	55,4	29,8
PCB 201	79,1	84.2 ± 8.0	109	58,9
PCB 195	13,6	14.3 ± 2.2	18,6	10,0
PCB 194	55,0	53.5 ± 5.2	69,6	37,5
PCB 206	47,2	44.9 ± 4.2	58,3	31,4
PCB 209	20,0	17.2 ± 1.9	22,4	12,0

Tabela 8. Comparação dos valores experimentais e valores certificados para PBDEs (em ng g⁻¹).

POCs	SRM1945	Valor Certificado	Máximo 30% acima	Mínimo 30% abaixo
PBDE 28	2,44	2.66 ± 0.37	3,46	1,86
PBDE 47	35,7	39.6 ± 0.2	51,5	27,7
PBDE 100	12,5	10.3 ± 1.1	13,4	7,21
PBDE 99	15,8	18.9 ± 2.3	24,6	13,2
PBDE 154	15,5	13.3 ± 1.7	17,3	9,31
PBDE 153	7,19	8.34 ± 0.55	10,8	5,84

3.6.6. Recuperação do *surrogate*

O *surrogate* é um determinado composto que apresenta similaridade química com os analitos de interesse para que seja representativo em termos de recuperação, porém é ausente na amostra. É utilizado de forma a minimizar os erros aleatórios e sistemáticos, bem como verificar variações provocadas durante o processo de medida.

O *surrogate* deve corresponder às seguintes condições analíticas:

- O composto escolhido deve eluir da coluna adequadamente separado de todos os compostos da amostra e com tempo de retenção mais próximo possível ao dos compostos de interesse;
- Ser estável nas condições de análise;
- A quantidade injetada deve ser próxima à da substância de interesse e deve ser suficientemente estável para permitir a estocagem por um tempo adequado.

Dentro dos parâmetros observados, os surrogates foram, portanto, adicionados em todas as amostras e brancos antes de cada extração.

O cálculo da recuperação do Surrogate foi realizado através da relação:

$$R\% \text{ Surrogate} = \left[\frac{[Cm(S) \times Ca(PI)]}{[Cm(PI) \times Ca(S)]} \right] \times 100, \text{ onde } Cm \text{ é a concentração média}$$

na amostra, Ca é a concentração adicionada na amostra, S é o Surrogate e PI é o padrão interno.

Em todas as análises de rotina bem como nos testes metodológicos e de controle de qualidade os resultados de recuperação para o surrogate variaram de 80% a 115%, tomando-se o cuidado de repetir a análise que apresentasse resultados fora das condições de qualidade.

3.6.7.Limites de detecção e quantificação do Método

O Limite de Detecção/Quantificação (LDM) é definido como sendo a concentração mínima de uma determinada substância que pode ser medida, registrada e quantificada com 99% de confiança de que a concentração do analito é maior que zero. Para sua determinação, foram utilizadas 10 replicatas de matriz fortificada em concentração de 2,5 ng g⁻¹ submetidas ao procedimento metodológico proposto. Com base nos resultados obtidos, determinou-se o LDM através da seguinte equação (Wade & Cantillo, 1994):

$$LDM = t(n-1) \times S,$$

onde n é número de réplicas de análises, S é o desvio padrão da média de concentrações e t é o valor do teste *Student-t* com 95% de intervalo de confiança, sendo que para $n=10$, t equivale a 2,3.

As Tabelas 9, 10 e 11 apresentadas a seguir contêm os valores de LDM determinados experimentalmente para cada classe de poluente.

Tabela 09. Limites de Detecção e Quantificação dos PCBs em fígado (em ng g^{-1}).

COMPOSTO	LDM	LQM	COMPOSTO	LDM	LQM
PCB 8	0,38	1,69	PCB 153	0,38	1,69
PCB 18	0,43	1,92	PCB 132	0,58	2,60
PCB 31	0,48	2,13	PCB 105	0,51	2,27
PCB 28	0,49	2,20	PCB 141	0,44	1,98
PCB 33	0,41	1,83	PCB 138	0,46	2,05
PCB 52	0,54	2,43	PCB 158	0,53	2,39
PCB 49	0,48	2,13	PCB 126	0,66	2,98
PCB 44	0,58	2,59	PCB 187	0,77	3,45
PCB 74	0,49	2,20	PCB 183	0,75	3,37
PCB 70	0,52	2,31	PCB 128	0,45	2,00
PCB 66	0,57	2,55	PCB 167	0,72	3,23
PCB 95	0,54	2,43	PCB 174	0,71	3,16
PCB 56/60	0,41	1,85	PCB 177	0,56	2,50
PCB 101	0,30	1,36	PCB 156	0,59	2,66
PCB 99	0,58	2,62	PCB 157	0,73	3,28
PCB 97	0,46	2,05	PCB 180	0,62	2,76
PCB 81	0,52	2,31	PCB 169	0,53	2,38
PCB 87	0,41	1,85	PCB 170	0,53	2,39
PCB 77	0,51	2,30	PCB 199	0,58	2,62
PCB 110	0,48	2,17	PCB 203	0,63	2,83
PCB 151	0,60	2,67	PCB 189	0,60	2,71
PCB 123	0,50	2,25	PCB 195	1,01	4,53
PCB 149	0,58	2,59	PCB 194	1,09	4,89
PCB 118	0,56	2,50	PCB 206	1,02	4,59
PCB 114	0,43	1,91	PCB 209	0,74	3,31

Tabela 10. Limites de Detecção e Quantificação dos POCs em fígado (em ng g⁻¹).

COMPOSTO	LDM	LQM	COMPOSTO	LDM	LQM
α-HCH	0,31	1,40	Endossulfan I	0,27	1,21
HCB	0,30	1,36	α-Clordana	0,45	2,00
β-HCH	0,43	1,91	Dieldrin	0,23	1,03
γ-HCH	0,36	1,63	p,p'-DDE	0,27	1,20
δ-HCH	0,41	1,82	o,p'-DDD	0,20	0,91
Heptacloro	0,22	0,97	Endrin	0,28	1,23
Aldrin	0,22	0,99	Endossulfan II	0,42	1,88
Isodrin	0,33	1,48	p,p'-DDD	0,29	1,31
Heptacloro Epóxido A	0,42	1,88	o,p'-DDT	0,31	1,39
Oxiclordana	0,47	2,12	p,p'-DDT	0,28	1,24
Heptacloro Epóxido B	0,41	1,86	Metoxicloro	0,32	1,44
γ-Clordana	0,34	1,54	Mirex	0,41	1,84
o,p'-DDE	0,19	0,87			

Tabela 11. Limites de Detecção e Quantificação dos PBDEs em fígado (em ng g⁻¹).

COMPOSTO	LDM	LQM
PBDE 28	0,86	3,85
PBDE 47	0,82	3,66
PBDE 100	0,81	3,62
PBDE 99	0,76	3,40
PBDE 154	0,80	3,59
PBDE 153	0,85	3,81
PBDE 183	1,06	4,75

3.7. Análise de isótopos estáveis

A análise de isótopos estáveis foi realizada em analisador elementar (Costec Instruments Elemental Combustion System) acoplado ao detector de espectrometria de massas com razão isotópica (EA-IRMS, Thermo Scientific Delta V Advantage). A massa de fígado liofilizado por amostra foi em torno de 600 µg. As razões isotópicas de nitrogênio e carbono foram expressas em ‰, de acordo com a seguinte equação:

$$\delta X = \left[\left(R_{\text{sample}} / R_{\text{standard}} \right) - 1 \right] \times 100$$

Onde X (‰) é ^{13}C ou ^{15}N e R representa a razão isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ou $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ da amostra (R_{sample}) e do padrão (R_{standard}). A calibração para as análises isotópicas de carbono e nitrogênio total foram feitas através dos padrões certificados USGS-40 (ácido glutamínico: $\delta^{13}\text{C} = -26,389\text{‰}$ vs PDB; $\delta^{15}\text{N} = -4,5\text{‰}$ vs ar atmosférico) e IAEA-600 (caféina: $\delta^{13}\text{C} = -27,771\text{‰}$ vs PDB; $\delta^{15}\text{N} = +1,0\text{‰}$ vs ar atmosférico). De acordo com Post et al. (2007), a influência dos lipídios na análise isotópica de carbono pode ser considerada relevante em tecidos com uma alta percentagem de lipídios (>40%) e que possuem razão C:N maior que 3,5. Entretanto, não foi necessário nenhum tipo de pré-tratamento para extração de lipídios, já que a razão C:N nas amostras analisadas não foi maior que 3,5, com valor médio de 2.74 ± 0.21 e não houveram percentuais (m/m) de lipídios maiores que 10% em todas as amostras. As avaliações de repetibilidade e precisão das análises foram realizadas através da análise em replicata (n = 10) de uma amostra de fígado de albatroz, adotado como padrão secundário. A precisão experimental

(dada em Erro Padrão da média) para as análises de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) total foi respectivamente de $\pm 0,12\text{ ‰}$ e $\pm 0,15\text{ ‰}$.

3.8. Apresentação dos dados e análise estatística

As concentrações de organoclorados obtidas foram expressas em peso úmido. Concentrações em peso úmido possuem maior relevância toxicológica do que as concentrações em peso lipídico (Henriksen et al., 1996) e são utilizadas na maioria dos trabalhos sobre poluentes orgânicos em animais para efeito de comparação entre espécies distintas.

A análise de variância (ANOVA unilateral com teste HSD de Tukey) foi realizada para detecção de diferenças significativas e de presença de grupos homogêneos para cada grupo de poluente dentro das espécies e dentro os estágios de vida de cada espécie. O coeficiente de correlação de Spearman (r_s), que indica monotonicidade, num conjunto de dados, foi aplicado para avaliação de correlação das concentrações dos POPs e dados de isótopos estáveis para cada espécie. Os testes estatísticos foram realizados no Microsoft Excel (versão 2010) e no StatSoftStatistica (12.0) com nível de significância de 5% ($p < 0,05$) para distribuição paramétrica. Teste de Shapiro-Wilk W e transformação logarítmica (para casos de assimetria e heterocedasticidade positiva) foram empregados para verificação e padronização, respectivamente, como descrito por Royston (1982) para realização de operações com distribuições não paramétricas.

4.Resultados e discussão

4.1.Reserva Biológica do Atol das Rocas

4.1.1.Poluentes orgânicos persistentes

Os resultados obtidos nas amostras de fígado das aves para os grupos analisados encontram-se na Tabela 12.

Os compostos predominantes nas espécies de aves do Atol das Rocas foram (em ng g^{-1} massa úmida): PCBs (de 3,37 a 189), DDTs (de 0,500 a 23,1), HCB (de 0,31 a 12,3) e HCHs (de $<0,31$ a 7,60). Os demais pesticidas organoclorados (Drins, clordanas, Endossulfans e Mirex) e PBDEs apresentaram valores abaixo do limite de detecção do método (LDM). De modo geral, os valores médios de concentração dos organoclorados apresentaram razoável variabilidade entre as espécies, como mostrado na Tabela 12. Entretanto, apesar dos níveis muito baixos de contaminantes, pode-se observar estratificação intraespecífica característica entre indivíduos jovens (juvenis e ninhegos) e adultos, como mostrado na Figura 7. As maiores concentrações de poluentes foram encontradas num indivíduo adulto da espécie *S. dactylatra* ($\Sigma\text{PCB}=189 \text{ ng g}^{-1} \text{ mu}$; $\Sigma\text{DDTs}=23,1 \text{ ng g}^{-1} \text{ mu}$; $\text{HCB}=11,91 \text{ ng g}^{-1} \text{ mu}$). Houve diferença significativa nos níveis de poluentes entre adultos e jovens dentro de cada espécie ($p=0,03921$ entre *A. stolidus* jovem x adulto; $p=0,000341$ entre *O. fuscatus* jovem x adulto; $p=0,000130$ entre *S. dactylatra* jovem x adulto) e no geral, houve homogeneidade de grupos para indivíduos adultos e jovens das espécies *O. fuscatus*, *A. minutus* e *A. stolidus* e *S. leucogaster* de forma que para DDTs e PCBs não foram observados entre si valores médios significativamente diferentes. (Resultado do teste)

Tabela 12. Concentrações médias e desvios-padrão para os compostos organo-halogenados (em ng g⁻¹ massa úmida) em fígado de *O. fuscatus*, *A. stolidus*, *A. minutus*, *S. dactylatra* e *S. leucogaster* na Reserva Biológica do Atol das Rocas.

	<i>O. fuscatus</i> <i>n=33</i>	<i>A. stolidus</i> <i>n=09</i>	<i>A. minutus</i> <i>n=03</i>	<i>S. dactylatra</i> <i>n=08</i>	<i>S. leucogaster</i> <i>n=01</i>
Σ HCHs	1.96 ±1.63 <i>a</i>	1.78 ±0.73 <i>a</i>	4.44 ±2.24 <i>a</i>	2.16 ±0.77 <i>a</i>	2.76 <i>a</i>
HCB	2.65 ±3.46 <i>a</i>	3.93 ±3.62 <i>a</i>	2.97 ±2.65 <i>a</i>	3.18 ±3.64 <i>a</i>	6.41 <i>a</i>
Σ Drins	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22
Σ Clordanas	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22
Σ DDTs	2.58 ±1.93 <i>a</i>	5.93 ±3.85 <i>ab</i>	6.79 ±4.00 <i>ab</i>	7.40 ±6.59 <i>b</i>	11.8 <i>ab</i>
Σ Endossulfans	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27
Mirex	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41
Σ PCBs	23.6 ±21.7 <i>a</i>	65.2 ±28.2 <i>b</i>	72.0 ±8.91 <i>ab</i>	60.9 ±57.3 <i>b</i>	85.2 <i>ab</i>
Σ PBDEs	<0.76	<0.76	<0.76	<0.76	<0.76
% lipídios	4,28 ±2,09	5,56 ±1,99	4,67 ±1,41	5,05 ±1,66	8,4

Grupos homogêneos para cada classe de POPs logo abaixo dos respectivos valores de concentração, em itálico. $\alpha=0,05$ - Anova unilateral Tukey Post-hoc

Como os POPs são acumulados nos tecidos, indivíduos mais velhos, tendem a apresentar maiores concentrações desses contaminantes (Warham, 1996). Em geral, indivíduos da família Laridae (*O. fuscatus*, *A. minutos* e *A. Stolidus*) alcançam a maturidade sexual entre seu segundo e terceiro ano vida e chegam a viver em média vinte anos (Burger & Gochfeld, 2001; Gochfeld & Burger, 1996) e membros da família Sulidae (*S. dactylatra* e *S. leucogaster*) começam a procriar entre três e seis anos de vida, vivendo em média vinte anos e podendo chegar até os quarenta anos de idade (Carboneras, 1992).

Figura 7. Concentração de contaminantes em fígados de aves marinhas do Atol das Rocas. Grupos homogêneos para $\alpha = 0,05$ dados em *itálico*; nomes das espécies no eixo x.

PCBs e DDTs possuem comportamentos semelhantes, tanto no ambiente como nos organismos e suas distribuições e predominâncias nos tecidos estão relacionadas à grande persistência destes compostos e às diferenças no metabolismo e na excreção dos mesmos em relação aos outros compostos organoclorados (Guruge et al., 2001).

Pôde-se também observar valores estatisticamente diferentes para os DDTs totais entre as espécies *O. fuscatus* e *S. dactylatra* ($p=0,00698$). Para os PCBs, a espécie *O. fuscatus* apresentou valores significativamente diferentes dos valores observados nas espécies *S. stolidus* ($p=0,00535$) e *S. dactylatra* ($p=0,02293$). Essas diferenças significativas podem estar relacionadas ao tipo de dieta diferenciada da espécie *O. fuscatus*. Schulz-Neto (2004) relata que foi observada a competição entre *O. fuscatus*, *A. stolidus* e *S. dactylatra* para algumas espécies de presas, porém o índice de sobreposição utilizado não se mostrou significativo quando analisado com todas as presas. Dentre as estratégias utilizadas para minimizar a competição entre as três espécies, o autor cita além da captura de diferentes espécies, a utilização de áreas preferenciais de forrageio, o que levou a captura mais frequente de presas em diferentes estágios de vida.

A. stolidus apresentou proporções mais elevadas de presas encontradas em ambiente recifal principalmente em estágio larval. Ainda relatado pelo autor, as frequências mais elevadas de presas pelágicas registradas para *O. fuscatus* e *S. dactylatra* mostrou que essas espécies preferiam áreas de forrageio mais pelágicas e distantes do Atol, o que pode ser corroborado pela ampla variação de $\delta^{13}\text{C}$ para *O. fuscatus* e pelos valores da assinatura isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ para *S. dactylatra* e *S. Leucogaster*, obtidos neste estudo, indicando maior influência

também de áreas de forrageio com características pelágicas afastadas do Atol (Figura 10). Além disso, foi observada uma diferença significativa no tamanho de indivíduos capturados. O maior trato digestivo de indivíduos da espécie *S. dactylatra* permite a captura de presas de tamanhos significativamente maiores, em comparação ao tamanho das presas capturadas por indivíduos de *O. fuscatus*, caracterizando uma estratégia para minimização de competição, como evidenciado por Schulz-Neto (2004).

4.1.1.1.DDTs

O DDT foi um dos praguicidas mais difundidos na segunda metade do século XX devido à ação inseticida rápida, prolongada, pelo baixo custo de produção, de aplicação e seu uso indiscriminado. Estimado em cerca de 2 milhões de toneladas entre 1940 e 1973, somente nos EUA, DDT foi detectado a níveis de resíduos em praticamente todos os compartimentos bióticos e abióticos globais, como abordado por de Jesus (2002).

O uso de DDT no mundo ocorreu de forma indiscriminada como praguicida em agricultura e no controle de pragas através de programas de saúde pública, justificado pelas suas características, ou seja, inseticida, de prolongada ação residual, baixa toxicidade aguda para os mamíferos e baixo custo (Clark, 2001). Diversos países aboliram o uso do DDT a partir da década de 1970, porém, pela Conferência das Nações Unidas de dezembro de 2000, o DDT deixa a lista dos compostos totalmente proibidos, principalmente pela baixa toxicidade aos humanos, para o controle de vetores. Atualmente alguns países ainda fazem uso para controle de vetores transmissores de doenças tropicais como a malária, tifo,

dengue e febre amarela. Entre eles encontram-se o México, a Venezuela, Equador e Costa Rica entre outros da África e Ásia.

No Brasil foi proibido a partir de 1985 com restrições para uso apenas por órgãos públicos e até o fim de seus estoques, porém apenas em 14 de maio de 2009 entrou em vigor a Lei Federal nº 11.936, proibindo em território nacional a fabricação, importação, exportação, manutenção em estoque, comercialização e uso do respectivo composto químico e seus produtos comerciais (BRASIL, 2009).

O DDT e seus metabólitos podem ser transportados no ambiente por processos de solubilização, adsorção, bioacumulação ou volatilização (de Jesus, 2002). DDT pode alcançar a atmosfera através da evaporação dos resíduos presentes no solo e na água, ou durante sua aplicação no controle de vetores causadores de doenças como malária e uma vez na atmosfera, as partículas são impulsionadas pelos ventos para longe da fonte de aplicação (OPAS, 1982). Acredita-se que a precipitação seja a maior via de remoção do DDT da atmosfera, embora difusão para grandes corpos d'água e transformação química também ocorram (OPAS, 1982)

Os DDTs totais em amostras de fígados das aves do Atol das Rocas foram encontrados em concentrações entre 2,58 e 23,1 ng g⁻¹, podendo ser considerados valores baixos. Os valores de DDTs encontrados nos fígados das aves referem-se à presença do *p,p'*-DDE, *o,p'*-DDE, *p,p'*-DDT e *o,p'*-DDT. Os DDEs (orientações *p,p'* e *o,p'* somados) representaram mais de 70% dos compostos de DDTs nas aves em estudo e o *p,p'*-DDE, particularmente o composto predominante abundante em todas espécies, representou mais de 50% das médias específicas totais, como mostrado na Figura 8.

Figura 8. Distribuição percentual entre os componentes do grupo dos DDTs.

O p,p' -DDE, produto da biotransformação do p,p' -DDT por via oxidativa, é comumente encontrado em tecidos e ovos de aves devido ao seu alto grau de estabilidade química e persistência no ambiente (Colabuono et al., 2012). Apesar dos DDTs terem sido banidos muitas décadas atrás, altas concentrações de p,p' -DDE têm sido encontradas em aves predadoras de topo devido à sua bioconcentração e potencial bioacumulação desse composto (Jones & Voogt, 1999; Colabuono et al., 2012, Cipro et al., 2013). Bouwman et al. (2012) detectaram DDTs em ovos de *O. fuscatus* e *A. stolidus* nas ilhas Rodrigues, no hemisfério Sul, e os valores se encontraram na mesma ordem de grandeza dos já descritos para as aves do Atol no presente estudo. Dentre os compostos de DDTs determinados no estudo de Bouwman et al. (2012), o p,p' -DDE também foi o composto em maior abundância, entretanto, diferentemente do presente estudo a espécie *O. fuscatus* apresentou valores médios maiores que *A. stolidus*.

As maiores proporções dos metabólitos de DDT em comparação ao DDT original refletem o perfil mundial de desuso deste tipo de pesticida que apesar de estar em equilíbrio em muitos dos compartimentos ambientais, teve seu uso

banido e/ou restringido e portando ocorre em quantidades residuais e consequentemente nas suas formas degradadas em maior proporção.

Esse padrão residual é bem distinto e bastante observado em outras partes do mundo, onde normalmente os congêneres *p,p'* substituídos ocorrem em maior proporção que os demais (Lee et al., 2001; Kajiwara et al., 2008; Guruge et al., 2001), justamente pelo fato de a mistura técnica que foi largamente produzida e comercializada até meados da década de 70 ter em sua composição mais de 60% do *p,p'*-DDT como princípio ativo e apenas 20% do congênere *o,p'*-DDT em sua composição mássica.

Os valores encontrados de DDTs totais nos organismos em estudo refletem a persistência e o perfil bioacumulativo, bem como o grau de dispersão e o processo de redistribuição deste grupo de poluente organoclorado no meio ambiente, e em particular no ambiente marinho. Uma vez que seu uso foi restrito e/ou banido em vários outros países de forma rigorosa e devido ao fato de se encontrar baixas concentrações, pode-se dizer que esses compostos podem ser provenientes de outras regiões em função do transporte atmosférico, uma vez que não existem relatos da sua utilização nessa região (Heck, 2001).

4.1.1.2.Ciclohexanos (HCHs) e hexaclorobenzeno (HCB)

Os valores médios de HCB e HCHs quantificados entre as espécies em estudo não apresentaram diferenças significativas. O γ -HCH, mais conhecido como Lindano e que apresenta atividade inseticida conhecida, foi o único HCH presente acima do LDM e foi detectado em todas as amostras de aves analisadas na mesma ordem de grandeza. Historicamente uma mistura técnica então

comercializada, e que consistia de 55-80% de α -HCH, 5-14% de β -HCH, 8-15% de γ -HCH e de 1-5% de ϵ -HCH, foi substituída por Lindano puro na Europa e nas Américas (Breivik et al. 1999). A ausência de níveis detectáveis de α -HCH - produto predominante na mistura técnica - e de β -HCH - isômero com características mais persistentes e bioacumulativas (Walker et al., 1999) - pode indicar nenhum uso recente da mistura técnica nas regiões que afetam as áreas de forrageios das aves em estudo (Bouwman et al. 2012). Essa classe de contaminantes é conhecida por ter altas taxas de eliminação e, logo, são considerados menos persistentes em aves marinhas que outros contaminantes organoclorados como os PCBs e DDTs (Moisey et al. 2001), de modo que é justificável não apresentar padrões de bioacumulação e biomagnificação como os demais contaminantes com características mais persistentes. Além disso, de acordo com Pandit et al. (2001), os HCHs volatilizam e degradam rapidamente em áreas tropicais, o que também pode explicar os baixos níveis encontrados nesse estudo.

O HCB é classificado como produto químico sintético de atividade fungicida, porém registrado também como poluente orgânico persistente de uso industrial, que pode estar presente em águas oceânicas devido ao processo de destilação global, no qual os poluentes são transportados por via atmosférica para longas distâncias da sua fonte. Todavia, segundo Tanabe et al. (1998), a volatilidade do HCB contribui para que esse composto não se constitua numa fonte de poluição severa em ambientes marinhos tropicais e, portanto, os baixos valores encontrados nesse estudo podem estar associados a esse perfil de distribuição.

As concentrações médias de HCB estiveram na mesma ordem de grandeza para todas as espécies analisadas, porém uma ordem de grandeza abaixo dos níveis de DDTs e PCBs e com pouca variação significativa de concentração entre as espécies, não sendo possível observar características bioacumulativas para esse contaminante nas aves em estudo. Apesar de que entre as espécies ser verificada uma moderada variação nas concentrações, os valores de concentração permaneceram na mesma ordem de grandeza para as todas as espécies, se apresentando uma ordem de grandeza maior apenas no indivíduo adulto de *S. dactylatra*. O HCB é um composto relativamente volátil capaz de ser transportado por longas distâncias podendo ser absorvido pelos organismos através da cadeia alimentar e/ou via exposição atmosférica (Calamari et al., 1991; Aono et al., 1997). Porém mesmo o transporte atmosférico constituindo fonte principal de contaminação, a região de baixa latitude da ReBio Atol das Rocas não provém condições para uma relevante presença de compostos com considerável volatilidade, suficiente para serem influenciados pelo processo de destilação global, de forma que altas concentrações sejam mais comumente encontradas em espécies restritas às regiões polares que aquelas que vivem em regiões de menor latitude (Colabuono et al. 2012; Cipro et al. 2012; Van denBrink, 1997).

4.1.1.3.PCBs

O grupo dos PCBs representou os POPs predominantes em estudo, sendo observados valores médios de uma ordem de grandeza acima dos demais valores das classes de contaminantes. Por conta da grande persistência ambiental dos congêneres mais pesados (de maior massa molecular), o efeito de

biomagnificação não somente torna os valores absolutos maiores ao longo da teia trófica como também fazem com que os perfis qualitativos apresentem predominância dos congêneres mais pesados (Cipro et al. 2012; Fuoco & Ceccarini, 2001).

A distribuição percentual média dos grupos de congêneres de PCBs para as espécies em estudo está apresentada na Figura 9.

Figura 9. Distribuição percentual de PCBs no fígado das aves de acordo com o grau de cloração.

De modo geral, o comportamento observado nos perfis qualitativos foi bastante coerente com os dados de dieta e de níveis tróficos previamente apresentados e também com as diferenciações ecológicas de cada espécie já que essa variação no perfil qualitativo pode estar associada diretamente aos diferentes hábitos alimentares, áreas de forrageio e mais especificamente ao nível trófico das aves em estudo.

A predominância dos grupos mais leves e intermediários, em especial os tetra e penta-clorados seguidos dos tri-clorados pode indicar a influência do

transporte atmosférico de longa distância como fonte de exposição de poluentes para o ecossistema em estudo, uma vez que tais compostos com menor grau de cloração apresentam maior volatilidade, são menos hidrofóbicos e podem se dispersar na atmosfera tanto por via úmida, quanto por via seca, adsorvidos no material particulado ou na forma de aerossóis (von Waldow et al. 2010; Dias et al. 2013). Com relação ao perfil qualitativo dos PCBs, as espécies *S. dactylatra* e *S. leucogaster* apresentaram os perfis proporcionalmente mais pesados, com maior porcentagem de hexa e heptaclorados que de triclorados, seguido pelas espécies *A. stolidus* e *A. minutus*. Indivíduos de *O. fuscatus* exibiram proporcionalmente os perfis mais leves, com maior porcentagem de tri e tetraclorados em comparação à contribuição percentual de hexa e heptaclorados.

A presença de congêneres leves e intermediários (congêneres de menor massa molecular e de massa molecular intermediária) em *O. fuscatus*, *A. stolidus* e *A. minutus*, com predominância dos tetraclorados, seguidos pelos penta- e triclorados, que está diretamente associada ao transporte atmosférico de longa de distância, reflete a influência mais direta dos níveis mais baixos na cadeia trófica (Cipro et al. 2013).

Bouwman et al (2012) evidenciaram perfis qualitativos e quantitativos de PCBs para ovos das espécies *A. stolidus* e *S. fuscatus* ligeiramente diferentes, com maior predominância de grupos mais pesados (penta- e hexa-clorados) e com valores absolutos médios com uma ordem de grandeza menor que os valores encontrados nos fígados das aves no presente estudo. Os autores ressaltam a influência direta do transporte atmosférico como fonte de contaminação para a ilha do estudo, mas destacam e discorrem sobre a influência do efeito de transferência

dos compostos mais hidrofóbicos da fêmea para ovo, tendendo a alterar os perfis qualitativos e quantitativos, para maior contribuição percentual de congêneres mais pesados nos ninhegos e ovos.

Como observado por Schulz-Neto (2004), as espécies *S. dactylatra* e *S. leucogaster* observadas no Atol apresentaram dieta constituída principalmente de peixes pelágicos (*O. micropterus*, *E. volitans* e *E. velox*) significativamente maiores dos que os capturados pelas demais espécies do atol, de modo que seu nível trófico relativamente elevado corrobora seu perfil qualitativo dos congêneres mais pesados, assim como os maiores valores absolutos para PCBs totais. Dias et al. (2013) observaram perfil qualitativo e valores de concentração de PCBs em *S. leucogaster* do Arquipélago de São Pedro e São Paulo semelhantes aos valores observados para os indivíduos do presente estudo, denotando o perfil qualitativo semelhante de distribuição e de bioacumulação, além de evidenciar as características de dispersão e de ubiquidade desses contaminantes em áreas tropicais oceânicas análogas.

4.1.2. Isótopos estáveis

Os dados de razões isotópicas para fígado de aves (figura 10) apresentaram separação significativa em 3 grupos homogêneos distintos: entre *O. fuscatus* e *A. minutus*, entre *A. minutus* e *A. stolidus* e entre *S. leucogaster* e *S. dactylatra* ($p < 0.05$, ANOVA + teste unilateral Tukey's HSD post-hoc). Os dados agrupados refletem similaridade nas dietas e áreas de forrageio já mencionados entre os gêneros *Sula* e entre indivíduos do gênero *Anous* e *Onychoprion*, o que é

corroborado inclusive pelos semelhantes perfis qualitativos e quantitativos dos contaminantes já discutidos.

Figura 10. Razões isotópicas (em ‰) das amostras de fígado de aves da Reserva Biológica do Atol das Rocas

Peixes em estado larval e pequenos moluscos, como lulas, representam a maioria da dieta dessas aves, especialmente para as aves do gênero *Anous*. Como evidenciado por Schulz-Neto (2004), estas aves forrageiam mais próximo ao Atol, particularmente com grande frequência de espécies de presas de espécies de peixes recifais e em estado larval. O autor destaca que a espécie *O. fuscatus*, juntamente com as aves do gênero *Sula*, procuravam áreas mais distantes do Atol para forragear, o que, em princípio, significaria um nível trófico próximo ou maior ao nível trófico observado para as aves do gênero *Anous*. Entretanto, Marques et al. (2011) e Schulz-Neto (1998 e 2004) destacaram que a espécie *O. fuscatus* é a única dentre as aves nidificantes da ReBio Atol das Rocas com hábitos migratórios observáveis, o que pode ser evidenciado inclusive pela

expressiva variação nos valores de $\delta^{13}\text{C}$, provavelmente devido ao efeito de gradiente latitudinal na migração. Marques et al. (2011) observaram valores de razões isotópicas semelhantes aos valores apresentados para a espécie *O. fuscatus* e conseguiram identificar áreas de invernagem localizadas na região do Mar de Sargaços, através da análise de isótopos estáveis em penas dessa espécie, comparando com assinaturas isotópicas de regiões tropicais e subtropicais do Oceano Atlântico. Essa área do Mar de Sargaços é uma área ao norte-noroeste do Atol das Rocas, que possui características oligotróficas típicas de ambientes oceânicos tropicais (Casey et al. 2007). Tal fato sustenta a hipótese de Schulz-Neto (2004) sobre estratégias de indivíduos da espécie *O. fuscatus* utilizarem áreas de forrageio com relativa baixa produtividade para reduzir a competitividade com as aves do gênero *Sula*, e corrobora também os valores relativamente menores de $\delta^{15}\text{N}$ e de perfil e níveis de contaminantes observados no presente estudo para essa espécie.

Os valores de $\delta^{15}\text{N}$ observados para as aves do gênero *Sula* indicam em posição trófico acima das demais espécies, o que de certa forma é consideravelmente compatível e plausível com todo o conjunto de informações sobre os hábitos alimentares em capturar presas maiores e demais dados de contaminantes os quais possuem os maiores valores totais de contaminantes acumulados. Ainda para o gênero *Sula*, é válido dizer que a assinatura de nitrogênio e sua assinatura trófica significativamente maior corroboram e estão associados à predominância dos congêneres mais pesados de PCBs, assim como está em pleno acordo com os maiores valores de concentração médios dos

demais poluentes observados para esse gênero no presente estudo, como poderá ser visto na próxima seção.

4.1.3. Matrizes de correlação de POPs e isótopos estáveis

A Tabela 13 apresenta a matriz de correlação para os dados de fígado de aves do Atol das Rocas. Poucas correlações significativas foram observadas quando os grupos foram analisados separadamente, especialmente entre $\delta^{15}\text{N}$ e os números de cloração dos PCBs, provavelmente em função do reduzido número de amostras. De fato, uma grande parcela das correlações são fortes e significativas nas espécies com maior número amostral. Quando os dados de todas as espécies são tomados em conjunto, diversos valores estatisticamente significativos aparecem e todos eles com correlações positivas. Entretanto, algumas poucas correlações se tornam fracas, talvez devido a diferenças interespecíficas na biotransformação e excreção e também em função de diferentes valores de linha de base de nível trófico de áreas de alimentação distintas, como pode ser visto nas flutuações das assinaturas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ na Figura 10. Deste modo, apesar da solidez de várias amostras agrupadas para propósitos de comparação, cautela deve ser tomada quanto ao agrupamento de espécies com características e comportamentos distintos.

Correlações significativas entre grupos de poluentes de volatilidade similares foram encontradas: HCHs e HCB, HCB e PCBs bi- e tri-clorados ($r_s = 0,78$ e $0,67$, $p < 0,05$ respectivamente). Porém correlações significativas dos DDTs e PCBs totais com os dois grupos anteriormente citados não são esclarecidas pela similaridade na volatilidade, já que no geral DDTs e PCBs são menos voláteis.

Tabela 13. Matriz de correlação de Spearman para todo o conjunto de dados do Atol das Rocas.

		Σ PCBs	HCB	Σ HCHs	Σ DDTs	$\delta^{15}\text{N}$	CI2	CI3	CI4	CI5	CI6	CI7
<i>O. fuscatus</i> n=33	Σ PCBs	1,00										
	HCB	0,80	1,00									
	Σ HCHs	0,66	0,66	1,00								
	Σ DDTs	0,81	0,87	0,68	1,00							
	$\delta^{15}\text{N}$	0,71	0,68	0,47	0,61	1,00	0,59	0,73	0,70	0,62	0,42	0,61
<i>A. stolidus</i> n=09	Σ PCBs	1,00										
	HCB	0,73	1,00									
	Σ HCHs	0,18	0,68	1,00								
	Σ DDTs	0,59	0,74	0,71	1,00							
	$\delta^{15}\text{N}$	0,71	0,46	0,31	0,18	1,00	0,28	0,52	0,17	0,50	0,44	0,24
<i>A. minutus</i> n=03	Σ PCBs	1,00										
	HCB	0,95	1,00									
	Σ HCHs	0,17	0,59	1,00								
	Σ DDTs	0,65	0,86	0,20	1,00							
	$\delta^{15}\text{N}$	0,52	0,21	0,13	0,72	1,00	0,20	0,81	0,02	0,66	-0,68	
<i>S. dactylatra</i> n=08	Σ PCBs	1,00										
	HCB	0,97	1,00									
	Σ HCHs	0,23	0,55	1,00								
	Σ DDTs	0,95	0,98	0,34	1,00							
	$\delta^{15}\text{N}$	0,88	0,33	0,27	0,83	1,00	0,20	0,02	-0,25	0,02	0,34	0,38
Todas as amostras	Σ PCBs	1,00										
	HCB	0,71	1,00									
	Σ HCHs	0,39	0,49	1,00								
	Σ DDTs	0,86	0,71	0,34	1,00							
	$\delta^{15}\text{N}$	0,59	0,40	0,26	0,58	1,00	0,42	0,59	0,46	0,49	0,50	0,48

Resultados significativos ($p < 0.05$) em negrito.

$\delta^{15}\text{N}$ apresentou correlação significativa com HCB, DDTs e PCBs (totais e por grau de cloração) em *O. fuscatus*, *A. stolidus* e *S. dactylatra* e também quanto ao agrupamento geral de espécies, demonstrando sua ampla utilidade como marcador de posição trófica e consequentemente como indicador de biomagnificação. Nenhuma correlação significativa foi observada entre HCHs e $\delta^{15}\text{N}$ em praticamente nenhuma espécie, o que pode indicar, como já mencionado, que os HCHs não sofrem biomagnificação ou que não se pode observar

biomagnificação desses compostos através de tal ferramenta. Para as espécies analisadas separadamente foram observadas também muitas correlações positivas e/ou significativas entre $\delta^{15}\text{N}$ e os grupos de maior grau de cloração dos PCBs, o que pode ser um indicativo de biomagnificação ou de existência de diferentes fontes de contaminação para esses grupos, já que compostos considerados extremamente persistentes no organismo apresentam, normalmente, melhores relações com a dieta, enquanto que aqueles que são rapidamente eliminados (e.g. HCHs) pelo organismo não se correlacionam muito bem com o nível trófico (Kidd et al., 1995; Hoekstra et al. 2003). Fracas correlações de $\delta^{15}\text{N}$ podem ser indicativos de influência de fatores externos, como stress nutricional de ou alterações na dieta por influência antrópica, que também são responsáveis por variações e flutuações do $\delta^{15}\text{N}$ dentro de um mesmo nível trófico (Bugoni et al, 2010), o que faz com que haja muita variabilidade e pouca correlação com o nível de alguns contaminantes.

4.2.Arquipélago de Trindade e Martin Vaz

4.2.1.Poluentes orgânicos persistentes

Os resultados obtidos nas amostras de fígado das aves para os grupos analisados encontram-se na Tabela 14. Os compostos predominantes nas espécies de aves do Arquipélago de Trindade e Martin Vaz, em ordem decrescente, foram (em ng g^{-1} massa úmida): PCBs (de 11,6 a 40,0), DDTs (de 2,74 a 18,7), HCB (de 0,48 a 7,26) e os HCHs (de <0,31 a 4,77). Os demais pesticidas organoclorados e PBDEs apresentaram valores abaixo dos respectivos limites de detecção do método (LDM).

Tabela 14. Concentrações médias e desvios-padrão dos compostos organohalogenados em fígado de *O. fuscatus*, *A. stolidus* e *P. arminjoniana* da Ilha da Trindade (ng g⁻¹ massa úmida)

	<i>O. fuscatus</i> <i>n=13</i>	<i>A. stolidus</i> <i>n=01</i>	<i>P. arminjoniana</i> <i>n=03</i>
Σ HCHs	1,23 ± 1,02	1,55	1,80 ± 2,19
HCB	1,19 ± 0,598	3,28	3,89 ± 2,69
Σ Drins	<0,33	<0,33	<0,33
Σ Clordanas	<0,47	<0,47	<0,47
Σ DDTs	4,57 ± 2,07	8,93	10,56 ± 6,53
Σ Endossulfans	<0,42	<0,42	<0,42
Mirex	<0,41	<0,41	<0,41
Σ PCBs	18,8 ± 6,44	23,9	27,4 ± 11,0
Σ PBDEs	<0,76	<0,76	<0,76
% lipídios	4,62 ± 1,11	4,40	5,44 ± 1,93

Os PCBs e os DDTs apresentaram valores totais uma ordem de grandeza acima que os demais contaminantes, mas de modo geral, os valores dos demais grupos de contaminantes apresentaram valores baixos e com pouca variabilidade em ordens de grandeza entre as espécies, como mostrado na Tabela 8.

Entretanto, apesar dos baixos níveis de contaminantes, as maiores concentrações de poluentes foram encontradas nos indivíduos adultos de cada espécie (Figura 11), podendo-se, portanto, observar a estratificação intraespecífica característica da bioacumulação, em função do maior tempo de vida dos organismos.

Figura 11. Concentração de contaminantes em fígados de aves marinhas adultas e juvenis do Arquipélago de Trindade e Martin Vaz.

Não foi possível observar acumulação quantitativa diferenciada para os mesmos grupos de contaminantes em nenhum dos nichos ocupados pelas aves, no sentido de não se observarem espécies com concentração de mesmos grupos de contaminantes em ordens de grandeza maiores que em outras espécies,

característica pertinente para identificação de bioacumulação e biomagnificação de um grupo de contaminantes em uma trama trófica. Essa característica é bastante interessante, pois sugere, num primeiro momento, a forte influência da redistribuição dos processos de dispersão, deposição e distribuição mais homogênea dos POPs nos compartimentos abióticos circundantes ao arquipélago, área de forrageio pelas aves, além de alternativamente levantar questões sobre eventuais similaridades nos hábitos alimentares e no nicho trófico ocupado por tais espécies, para explicar essa homogeneidade no perfil quantitativo dos POPs. Diferenças muito sutis com relação aos hábitos de forrageio e nas estratégias para diminuição de sobreposição de nicho e da competitividade de recursos podem explicar a ocorrência de moderada homogeneidade dos POPs nesses organismos topo de cadeia.

4.2.1.1.DDTs

A totalidade das amostras de fígados analisadas apresentaram presença do DDT e seus metabólitos. O DDT técnico é uma mistura que contém de 63 a 67% do *p,p'*-DDT, 8 a 20% do *o,p'*-DDT, 3 a 5% do *p,p'*-DDD e 0,2 a 4% do *o,p'*-DDD. Os valores de DDTs totais em *O. fuscatus* variaram entre 2,74 e 11,1 ng g⁻¹, em *P. arminjoniana* variaram entre 5,36 e 18,7 ng g⁻¹ e foram de 8,93 ng g⁻¹ em *A. stolidus*. As concentrações podem ser consideradas baixas, se comparadas às regiões costeiras, mais impactadas pelo uso continental em grande escala observado por Roscales et al.(2011) e Jaspers et al. (2014), que encontraram valores totais semelhantes ao presente estudo em ambientes insulares e valores de DDTs totais cerca de duas a quatro vezes ordem de grandeza maiores em

ambientes mais próximos das fontes locais e continentais de emissão dos referidos poluentes.

De um modo geral, o comportamento observado nos perfis qualitativos dos DDTs nas aves da Ilha da Trindade foi bem similar e coerente com os dados previamente apresentados para as aves do Atol das Rocas. Os maiores teores totais de DDT total foram encontrados em *P. arminjoniana*, enquanto *O. fuscatus* e *A. stolidus* apresentam níveis similares para os indivíduos adultos. O metabólito *p,p'*-DDE, foi o composto mais abundante em todas espécies, representando aproximadamente 50-60% para as espécies *O. fuscatus* e *P. arminjoniana* e 80% do total de DDTs para *A. stolidus* (Figura 12).

Os perfis e níveis de DDTs na espécie de petrel do presente estudo se mostram relativamente maiores, quando comparados ao perfil das demais espécies da Ilha Trindade e se mostram similares aos valores totais encontrados por Roscales et al. (2011) em populações de petreus de regiões tropicais das Ilhas da Madeira, Cabo Verde, Canárias e Açores. Todavia os autores relatam que as maiores contribuições percentuais de *p,p'* e *o,p'*-DDT em relação aos seus metabólitos sugerem introdução recente desse grupo de contaminantes, o que é justificado pela proximidade com os países subsaarianos do continente africano que ainda fazem uso desse contaminante para controle de malária.

Figura 12. Distribuição percentual entre os componentes do grupo dos DDTs para aves do Arquipélago de Trindade e Martin Vaz .

Nas espécies do presente estudo, as maiores proporções dos metabólitos de DDT em comparação ao DDT original, aparecem em todos os indivíduos, tanto adultos, quanto juvenis e novamente refletem o perfil de desuso deste tipo de pesticida que apesar de estar em equilíbrio em muitos dos compartimentos ambientais, não parece apresentar introduções recentes dessa classe de contaminante na região oceânica do Arquipélago de Trindade e Martin Vaz. Os valores encontrados de DDTs totais nos organismos em estudo refletem, também, a persistência e o perfil bioacumulativo, bem como o grau de dispersão e o processo de redistribuição desse grupo de poluente organoclorado no meio ambiente.

4.2.1.2.Ciclohexanos (HCHs) e hexaclorobenzeno (HCB)

O γ -HCH, assim como no Atol das Rocas, foi o único HCH presente acima do respectivo LDM e esteve presente em apenas 68% das amostras analisadas. Além disso, nas espécies estudadas foram encontradas baixas concentrações de HCHs. Isso pode ser atribuído novamente à alta pressão de vapor dos HCHs, comparada às dos outros organoclorados, que favorece sua volatilização em regiões tropicais e consequentemente tende a diminuir sua taxa de introdução nesses ecossistemas, como também abordado por Bouwman et al. (2012).

Os níveis de HCB não foram detectados em níveis tão altos quanto os níveis de PCBs e DDTs. Pelo contrário, foram semelhantes às concentrações dos HCHs, sugerindo similaridade nos processos de dispersão e acumulação desses contaminantes.

Entre as espécies analisadas, o HCB foi detectado em maior concentração nos dois exemplares adultos de *P. arminjoniana* (7,26 e 6,36 ng g⁻¹ massa úmida), seguido pelos indivíduos adultos das duas demais espécies (3,28 ng g⁻¹ para o indivíduo adulto de *A. stolidus* e 2,60 ng g⁻¹ para o indivíduo adulto de *O. fuscatus*). Alguns indivíduos juvenis de *O. fuscatus* e de *P. arminjoniana* apresentaram valores abaixo ou bem próximos do respectivo LDM do HCB. Esses resultados denotam a característica de baixa persistência e acumulação dessa classe de contaminantes em ambientes de baixa latitude como o Arquipélago de Trindade e Martin Vaz, além de sugerir a via do transporte atmosférico como fonte principal de exposição desses compostos, que por sua vez podem também não apresentar bioacumulação expressiva devido à maiores taxas de metabolização,

como observado por Bouwman et al. (2012) nas mesmas espécies de Sternidae de *O. fuscatus* e *A. stolidus* do presente estudo.

4.2.1.3.PCBs

O grupo dos PCBs representou novamente os POPs predominantes em estudo, sendo observados valores médios uma ordem de grandeza acima das demais classes de contaminantes, exceto para os DDTs, que apresentaram médias similares ou ligeiramente inferiores.

A distribuição percentual média dos grupos de congêneres de PCBs para as espécies em estudo está apresentada na Figura 13.

Figura 13. Distribuição percentual de PCBs no fígado das aves de acordo com o grau de cloração.

De modo geral, o comportamento observado nos perfis qualitativos dos PCBs foi bastante similar com os dados do Atol das Rocas e mostrou-se bastante influenciado e correlacionado com as características ecológicas de cada espécie,

já que essa variação no perfil qualitativo desse grupo de poluentes aparenta corresponder rigorosamente aos diferentes perfis de dieta, que é um dos principais fatores para determinar a exposição a este tipo de composto, como apresentado por Tanabe et al. (1991).

Como já discorrido, a predominância dos grupos de congêneres mais leves, em especial tetra e pentaclorados seguidos dos tri-clorados, sugere a influência do transporte atmosférico de longa distância como fonte de contaminação e dispersão dos POPs para ecossistemas longe de fontes pontuais como o caso em estudo, e esse perfil é novamente observado principalmente nas espécies *A. stolidus* e *O. fuscatus*. Com relação ao perfil qualitativo dos PCBs, a espécie *P. arminjoniana* apresentou os congêneres mais pesados de PCBs, seguido pelas espécies *O. fuscatus* e *A. stolidus* que também exibiram os perfis mais leves de congêneres de PCBs.

A presença de congêneres de menor massa molecular em *O. fuscatus* e *A. stolidus*, com predominância dos tetraclorados, seguidos pelos tri- e pentaclorados, denota influência direta do transporte atmosférico de longa de distância na introdução desses contaminantes em ambientes remotos, uma vez que tais compostos apresentam maior pressão de vapor e menor hidrofobicidade que os demais congêneres analisados, como também alto grau de adsorção em material particulado e matéria orgânica em suspensão facilitando o carreamento pelos ventos e transporte até os vários estratos atmosféricos (Harvey & Steinhauer, 1973; Salgado, 2002). A predominância do perfil de congêneres mais leves nessas duas espécies de aves sugere também que ambas podem estar ocupando níveis tróficos mais baixos na cadeia trófica, que sofrem a influência imediata do

transporte atmosférico como fonte de exposição e contaminação como apontado por Cipro et al. (2013).

Os maiores valores e o perfil qualitativo de PCBs encontrado em *P. arminjoniana*, caracterizado pela maior ocorrência de congêneres de PCBs mais pesados, (penta- e hexaclorados) evidencia a influência dos hábitos de forrageio na acumulação e biomagnificação desses contaminantes em relação às espécies *O. fuscatus* e *A. stolidus*.

Como evidenciado por Fonseca-Neto (2004), diferentemente dos indivíduos de *O. fuscatus* e em especial indivíduos de *A. stolidus*, que forrageiam respectivamente em áreas próximas e adjacentes ao Arquipélago de Trindade e se alimentam de pequenos moluscos e peixes recifais muitas vezes em estado larval, os indivíduos adultos de *P. arminjoniana* passam mais tempo em vôo e forrageiam em áreas mais afastadas do Arquipélago mesmo durante o período reprodutivo. Essa espécie utiliza, pela relação custo-eficiência, a estratégia de seleção de presas com maior valor energético agregado, fazendo com que ocupem as posições mais elevadas na estrutura da comunidade trófica da qual fazem parte, como mostrado por Ballance et al. (1997).

Essa distinção por presas com maior valor energético agregado faz com que os efeitos de biomagnificação dos PCBs sejam evidenciados e perceptíveis na distribuição dos congêneres de PCBs, com maior proporção de contaminantes com maior massa molecular, que são também mais lipofílicos, com maior persistência no ambiente e consequentemente possuem maior propensão à biomagnificação (Fuoco & Ceccarini, 2001), como constatado pelo perfil qualitativo dos PCBs acumulados nesses organismos.

4.2.2. Isótopos estáveis

Os dados de isótopos estáveis para fígado de aves do Arquipélago de Trindade apresentaram separação clara entre dois grupos distintos (Figura 14). O grupo de baixo e mais à direita é constituído pelas espécies *A. stolidus* e *O. fuscatus*, onde pequenos peixes recifais, muitas vezes em estágio larval, representam a parte majoritária da dieta, enquanto o grupo de cima representado por indivíduos da espécie de petrel da ilha, o *P. arminjoniana*, que além de ter como parte majoritária da dieta constituída praticamente por lulas da família Ommastrephidae, tende a capturar as maiores presas, com maior valor energético que as presas capturadas pelas outras duas espécies de aves em estudo, resultando num nível trófico mais elevado.

Figura 14. Razões isotópicas (em ‰) das amostras de fígado de aves do Arquipélago de Trindade.

O enriquecimento do $\delta^{13}\text{C}$ também é plausível com as informações de dieta e de comportamento alimentar, uma vez que o deslocamento à esquerda

corroborar os hábitos mais pelágicos dos indivíduos da espécie *P. arminjoniana*. Em contrapartida, aos valores menos negativos do grupo mais à direita, característico de uma dieta mais costeira/recifal/bentônica justificada pelo forrageio em áreas mais próximas e adjacentes do arquipélago identificado para as duas espécies que compõem esse grupo.

Não foi possível observar separação ou distinção clara de nichos isotópicos entre a espécie *A. stolidus* e *O. fuscatus*, padrão diferente do observado no Atol das Rocas, principalmente devido ao número limitado de indivíduos da espécie *A. stolidus*. Entretanto, com base nas informações de dieta e de similaridade nos níveis de contaminantes é possível afirmar que ambas tendem a apresentar certa sobreposição trófica em Trindade, com moderada variabilidade e particularidade nas áreas de forrageio e no comportamento alimentar, como acontece inclusive com indivíduos de *P. arminjoniana*. Segundo Luigi et al. (2009), foram observados indivíduos de *P. arminjoniana* capturando presas no período noturno, ampliando sua dieta com indivíduos de diferentes profundidades do oceano que migram à superfície nesses períodos (migração nictimeral), no intuito de diminuir a competitividade por recursos.

De maneira geral os dados de isótopos estáveis corroboram os níveis e perfis qualitativos de contaminantes encontrados nas espécies em estudo, onde níveis mais elevados e perfis de contaminantes com características mais acumulativas e biomagnificativas são evidenciados nos indivíduos de *P. arminjoniana*, identificada como espécie de maior nível trófico, enquanto os menores níveis e o perfil de contaminantes com características menos

acumulativas foram observados em *A. stolidus* e *O. fuscatus*, espécies de menor nível trófico.

Cabe destacar a correlação positiva nas concentrações de POPs (principalmente para PCBs e DDTs) e nível trófico das espécies (*O. fuscatus* e *A. stolidus*) comuns no Arquipélago de Trindade e Atol das Rocas (fig.15).

Fig. 15 – Concentrações de PCBs, DDTs e $\delta^{15}\text{N}$ em fígado de aves comuns (*O. fuscatus* e *A. stolidus*) no Atol das Rocas e Arquipélago de Trindade

4.2.3. Matrizes de Correlação

A Tabela 15 apresenta a matriz de correlação para os dados de fígado de aves da Ilha da Trindade. Correlações positivas relevantes foram observadas quando os grupos foram analisados separadamente, especialmente entre $\delta^{15}\text{N}$ e os números de cloração dos PCBs. Entretanto, não foram significativas, provavelmente em função do reduzido número de amostras. Outras correlações significativas e positivas também foram observadas nas espécies separadamente, porém quando os dados de todas as espécies são agrupados, outros valores positivos e estatisticamente significativos são observados. Correlações significativas e positivas entre classes de poluentes com propriedades físico-

químicas (volatilidade e massa molecular, e.g.) semelhantes também foram encontradas, como por exemplo entre HCHs e HCB e entre DDTs e PCBs.

Tabela 15. Matriz de correlação de Spearman para todo o conjunto de dados do Arquipélago de Trindade.

		Σ PCBs	HCB	Σ HCHs	Σ DDTs	δ 15N	CI2	CI3	CI4	CI5	CI6	CI7
<i>O. fuscatus</i> n=13	Σ PCBs	1.00										
	HCB	0,51	1.00									
	Σ HCHs	0,55	0,77	1.00								
	Σ DDTs	0,66	0,62	0,68	1.00							
	δ 15N	0,47	0,36	0,30	0,39	1.00	0,24	0,35	0,70	0,61	0,33	-
<i>P. arminjoniana</i> n=05	Σ PCBs	1.00										
	HCB	0,69	1.00									
	Σ HCHs	0,78	0,88	1.00								
	Σ DDTs	0,87	0,57	0,56	1.00							
	δ 15N	0,78	0,68	0,70	0,80	1.00	0,25	0,15	0,47	0,85	0,87	0,86
Todas as amostras	Σ PCBs	1.00										
	HCB	0,81	1.00									
	Σ HCHs	0,76	0,77	1.00								
	Σ DDTs	0,86	0,75	0,78	1.00							
	δ 15N	0,72	0,43	0,46	0,75	1.00	0,16	0,15	0,35	0,63	0,73	0,71

Resultados significativos ($p < 0.05$) em negrito.

De modo geral, essas correlações são plausíveis e estão em conformidade com os dados de poluentes e de nível trófico apresentados ao longo de toda discussão e corroboram as observações de similaridade nos processos de distribuição desses grupos de contaminantes ao longo da teia trófica. Algumas correlações significativas, e.g., entre DDTs e HCB ou entre DDTs e HCHs não são necessariamente ou exclusivamente esclarecidas pela similaridade na volatilidade ou na tendência de acumulação, uma vez que no geral DDTs são menos voláteis e apresentaram perfis mais bioacumulativos que as outras duas classes de contaminantes que apresentaram praticamente mesmas ordens de grandezas em quase todas as amostras e, portanto, tais correlações podem refletir algum efeito relacionado a fenômenos de metabolização diferenciada ou de flutuações no nível

trófico do animal devido a estresse nutricional ou mudança de dieta. Os valores de $\delta^{15}\text{N}$ apresentaram correlações positivas e significativas com HCB, DDTs e PCBs (totais e com os de maior grau de cloração), demonstrando mais uma vez sua utilidade para discriminação das relações tróficas e consequentemente como indicador de biomagnificação. Novamente nenhuma correlação significativa foi observada entre HCHs e $\delta^{15}\text{N}$, em praticamente todos os cenários, o que pode indicar, como já cogitado que o mesmo não sofra biomagnificação ou que possua preferencial excreção em relação às outras classes de contaminantes.

4.3. Visão geral entre ilhas oceânicas brasileiras e internacionais

Algumas considerações sobre o panorama geral de contaminantes nas ilhas oceânicas brasileiras puderam ser feitas, baseado nos dados levantados no presente estudo e nos dados gerados no Arquipélago de São Pedro e São Paulo (ASPSP) pelo autor dessa tese em seu trabalho de mestrado e que já foi publicado (Dias et al. 2013).

Analisando-se os resultados mostrados na Tabela 16 é possível perceber que os níveis de contaminantes encontrados para as ilhas oceânicas brasileiras podem ser considerados baixos e de linha de base quando comparados com os níveis em organismos de outras regiões remotas (Ilhas Canárias e da Madeira), principalmente em regiões tropicais e temperadas do atlântico, de modo que a lacuna de informações sobre POPs nessa região tropical do atlântico sul começa a ser preenchida.

Especificamente para as ilhas brasileiras, avaliando-se os níveis de contaminantes nas aves que ocupam as posições tróficas mais altas em cada ilha

(*Sula leucogaster* no Arquipélago de São Pedro e São Paulo, *Sula dactylatra* e *Sula leucogaster* no Atol das Rocas e *Pterodroma arminjoniana* para o Arquipélago de Trindade) é possível observar uma tendência geral de diminuição dos níveis de contaminantes ao longo dos anos, como mostrado pelos dados comparativos com o trabalho de Weber (1983) e também pode se observar certa tendência de diminuição dos níveis de contaminantes à medida que se distancia do continente e da linha do Equador, onde indivíduos no ASPSP apresentam os maiores valores de PCBs totais, seguidos pelos valores encontrados nas aves do gênero *Sula* do Atol das Rocas e por último os menores valores de PCBs totais nas aves da espécie *P. arminjoniana* no Arquipélago de Trindade. Outra tendência observada, à medida que há um aumento latitudinal em direção ao sul, é um aumento da contribuição de congêneres mais pesados no percentual dos PCBs totais para as aves representativas das maiores posições tróficas para cada ilha.

Para as aves no ASPSP o perfil qualitativo dos PCBs tem maior contribuição dos tetraclorados, seguidos imediatamente dos tri- e penta-clorados, com pouca contribuição dos hexa, já no Atol das Rocas as aves de maior nível trófico apresentam similaridade na predominância dos tetra-clorados, mas já tendem a apresentar contribuições percentuais bem similares tanto de tri quanto de penta-clorados, com alguns indivíduos já apresentando expressiva contribuição dos hexaclorados. Os indivíduos de *P. arminjoniana*, representantes do maior nível trófico do Arquipélago de Trindade, também apresentaram maior proporção de tetraclorados, porém é possível observar maior presença de pentaclorados, seguidos dos hexaclorados e só então, como quarto maior grupo, os PCBs triclorados. Esse padrão pode estar refletindo o efeito de destilação global onde os

contaminantes, que uma vez foram dispersos na atmosfera por conta da temperatura suficiente para que se disperse na atmosfera, vão sofrendo processo de condensação e de reentrada nos ecossistemas à medida que vão sendo transportados de regiões de menor latitude para regiões de maior latitude, podendo sofrer fracionamento da sua relação de concentração entre as fases onde está presente.

Outra questão importante ainda com relação às diferenças observadas para os perfis de contaminantes entre as espécies amostradas nas ilhas brasileiras é que, segundo Ballance et al. (1997), espécies que tendem a passar mais tempo em vôo para capturar presas com melhor valor energético agregado fazem isso para compensar a baixa produtividade característica de áreas pelágicas em regiões tropicais. Tal estratégia é beneficiada pelo menor tamanho corporal, necessitando de menor quantidade de energia que as aves de maior porte corporal para que se mantenha em voo, como é o caso da *P. arminjoniana* no Arquipélago de Trindade. É razoável afirmar que essa eficiência energética no vôo associada à vantagem de capturar presas com maior valor energético faz com que aves de pequeno porte, como *P. arminjoniana*, normalmente ocupem níveis tróficos bem próximos aos ocupados por espécies de aves de tamanho significativamente maior como o caso das aves do gênero *Sula* do Atol das Rocas e do ASPSP que não apresentam valores absolutos de $\delta^{15}\text{N}$ muito maiores que os valores observados para a espécie de petrel de Trindade.

Em comparação aos níveis de contaminantes em outras regiões, no geral os valores encontrados para as aves do presente estudo são similares ou menores que os valores para outras regiões remotas do planeta.

Os valores de HCHs e HCB são particularmente baixos nas espécies em estudo e encontram-se bem abaixo dos valores encontrados em espécies principalmente do Ártico.

Comparativamente, espécies de aves marinhas nos ecossistemas árticos, largamente afetados pelo efeito de destilação global e pela proximidade com os países mais industrializados, apresentaram os maiores níveis de POPs, chegando a ser 3 a 4 ordens de magnitudes maiores que os níveis encontrados em aves de regiões tropicais e subtropicais, como o caso das aves das regiões de Açores, Cabo Verde, Ilha da Madeira e Ilhas Canárias. Por outro lado, em ilhas com características de faixa de latitude e afastamento do continente relativamente similares às características das ilhas do presente estudo, como foi o caso das Ilhas Canárias e demais ilhas estudadas por Rocalet et al. (2011), as espécies de aves marinhas essencialmente mostraram níveis de contaminantes muito semelhantes ou no máximo uma ordem de grandeza acima aos níveis encontrados para as aves marinhas das ilhas oceânicas brasileiras do presente trabalho. Além disso, os perfis qualitativos de contaminantes, em especial dos PCBs, apresentam ênfase nos congêneres mais pesados à medida que direciona ao topo na trama trófica, confirmado pelas análises de isótopos estáveis aliadas às informações de dieta e comportamento alimentar, conforme mostrado por Roscales et al. (2011). Tal similaridade pode reforçar a conformidade e semelhança nos processos de dispersão e acumulação envolvidos na introdução e distribuição desses compostos nas teias tróficas de ambientes remotos tropicais.

Tabela 16. Tabela de comparação do nível de POPs (ng g⁻¹ m.u.) relatados para aves aquáticas/marinhas em diversas partes do planeta.

Espécies	Localização	Ano	ΣDDTs	ΣPCBs	ΣHCHs	HCB	Referências
<i>Sula leucogaster</i>	Brasil (ASPSP)	1979	51,0	155	nd	nd	Weber, 1983
<i>Sula leucogaster</i>	Brasil (ASPSP)	2009	8,13	85,8	2,31	1,88	Dias et al., 2013
<i>Onychoprion fuscatus</i>	Brasil (Atol das Rocas)	2010-2011	2,58	23,6	1,96	2,65	Presente trabalho
<i>Anous stolidus</i>	Brasil (Atol das Rocas)	2010-2011	5,93	65,2	1,78	3,93	Presente trabalho
<i>Anous minutus</i>	Brasil (Atol das Rocas)	2010-2011	6,79	72,0	4,44	2,97	Presente trabalho
<i>Sula dactylatra</i>	Brasil (Atol das Rocas)	2010-2011	7,4	60,9	2,16	3,18	Presente trabalho
<i>Sula leucogaster</i>	Brasil (Atol das Rocas)	2010-2011	11,8	85,2	2,76	6,41	Presente trabalho
<i>Anous stolidus</i>	Brasil (Ilha da Trindade)	2012-2013	8,93	23,9	1,55	3,28	Presente trabalho
<i>Onychoprion fuscatus</i>	Brasil (Ilha da Trindade)	2012-2013	4,57	18,8	1,23	1,19	Presente trabalho
<i>Pterodroma arminjoniana</i>	Brasil (Ilha da Trindade)	2012-2013	10,56	27,4	1,80	3,89	Presente trabalho
<i>Puffinus boydi</i>	Cabo Verde	2006	7,20	39,4	nd	nd	Roscales et al., 2011
<i>Calonectris edwardsii</i>	Cabo Verde	2006	7,69	43,3	nd	nd	Roscales et al., 2011
<i>Bulweria bulwerii</i>	Cabo Verde	2006	14,72	65,2	nd	nd	Roscales et al., 2011
<i>Oceanodroma castro</i>	Cabo Verde	2006	35,8	115	nd	nd	Roscales et al., 2011
<i>Calonectris borealis</i>	Ilhas Canárias	2003	13,13	59,2	nd	nd	Roscales et al., 2011
<i>Bulweria bulwerii</i>	Ilhas Canárias	2003	33,5	122	nd	nd	Roscales et al., 2011
<i>Calonectris borealis</i>	Ilha da Madeira	2005	38,2	51,4	nd	nd	Roscales et al., 2011
<i>Bulweria bulwerii</i>	Ilha da Madeira	2005	89,4	311	nd	nd	Roscales et al., 2011
<i>Oceanodroma borealis</i>	Ilha da Madeira	2005	172	420	nd	nd	Roscales et al., 2011
<i>Puffinus assimilis</i>	Açores	2003	12,5	57,4	nd	nd	Roscales et al., 2011
<i>Calonectris borealis</i>	Açores	2003	42,1	99,3	nd	nd	Roscales et al., 2011
<i>Bulweria bulwerii</i>	Açores	2003	59,0	262	nd	nd	Roscales et al., 2011
<i>Oceanodroma borealis</i>	Açores	2003	319	1073	nd	nd	Roscales et al., 2011
<i>Sula leucogaster</i>	Brasil (ASPSP)	2007	10,0	50,0	nd	nd	Cunha et al., 2012
<i>Uria lomvia</i>	Ártico	2007-2008	1175-3125	1454-2897	48.7-288	358-1645	Braune et al., 2014
<i>Fulmarus glacialis</i>	Ártico	2007-2008	5759-6048	9184-11190	90.3-99.7	985-1440	Braune et al., 2014
<i>Haliaeetus albicilla</i>	Groenlândia	1997-2009	7200	11000	220	780	Jaspers et al., 2013
<i>Accipiter nisus</i>	Ilhas Canárias	2009-2012	1955.8	35.6	190.2	2.7	Luzardo et al., 2014
<i>Asio otus</i>	Ilhas Canárias	2009-2012	475.8	0.9	141.8	0.4	Luzardo et al., 2014
<i>Buteo buteo</i>	Ilhas Canárias	2009-2012	403.9	0.8	135.4	0.1	Luzardo et al., 2014
<i>Falco pelegrinoides</i>	Ilhas Canárias	2009-2012	974.07	32.3	207.6	0.3	Luzardo et al., 2014
<i>Falco tinnunculus</i>	Ilhas Canárias	2009-2012	699.6	16.8	210.1	1.2	Luzardo et al., 2014
<i>Tyto alba</i>	Ilhas Canárias	2009-2012	597.9	0.6	72.4	0.01	Luzardo et al., 2014
<i>Larus hyperboreus</i>	Noruega (Svalbard)	2003-2005	165.8	769.8	0.67	13.2	Sagerup et al., 2009

5. Conclusões

Os poluentes orgânicos persistentes ocorreram em baixas concentrações nas 6 espécies de avifauna das ilhas oceânicas brasileiras, Atol das Rocas e Arquipélago de Trindade e Martin Vaz, com predominância de PCBs, seguidos pelos DDTs, HCB e HCHs. Os demais pesticidas organoclorados (Drins, clordanas, Endossulfans e Mirex) e PBDEs não foram detectados.

Os indivíduos adultos (24,7% do total amostrado) apresentaram as maiores concentrações de POPs evidenciando uma estratificação intraespecífica característica da bioacumulação desses poluentes.

Similaridades na distribuição e bioacumulação de POPs foram observadas na avifauna marinha, particularmente para as espécies de Sternidae (*Anous Stolidus* e *Onychoprion fuscatus*) comuns entre a Reserva Biológica do Atol das Rocas e do Arquipélago de Trindade e Martin Vaz.

As análises de isótopos estáveis mostraram que as diferenças nas dietas, hábitos alimentares e nas áreas de forrageio observadas entre as aves da família Sulidae (gênero *Sula*) e Sternidae (gêneros *Anous* e *Onychoprion*) no Atol das Rocas e entre as aves da família Procellariidae (*P. arminjoniana*) e Sternidae (gêneros *Anous* e *Onychoprion*) do Arquipélago de Trindade e Martin Vaz foram determinantes para compreensão das posições e das relações tróficas dessas aves.

A acumulação e o perfil de distribuição dos poluentes orgânicos persistentes ao longo das posições tróficas foram influenciados pelos fatores

ecológicos como a peculiaridade dos hábitos alimentares e migratórios e das diferentes áreas de forrageio.

A presença de POPs com expressiva volatilidade e a predominância dos grupos mais leves de congêneres de PCBs denota a influência do transporte atmosférico de longa distância como fonte de exposição de poluentes para os ecossistemas remotos em estudo.

Correlações entre $\delta^{15}\text{N}$ e os POPs demonstraram uma considerável associação entre os perfis qualitativos dos POPs, especialmente os PCBs, com o nível trófico e os dados ecológicos das aves.

Os resultados obtidos representam uma contribuição essencial à esparsa literatura de POPs e isótopos estáveis para a fauna marinha do Atlântico Sul, especialmente para avifauna das ilhas oceânicas brasileiras do Atol das Rocas e do Arquipélago de Trindade e Martin Vaz.

6.Referências

- Alves, R. J. V. (1998) – Ilha da Trindade & Arquipélago Martin Vaz: Um Ensaio Geobotânico. Serviço de Documentação da Marinha, DHN, Brasil. 144 p.
- Aono, S., Tanabe, S., Fujise, Y., Kato, H., Tatsukawa, R. 1997. Persistent organochlorines in minke whale (*Balaenoptera acutorostrata*) and their prey species from the Antarctic and the North Pacific. *Environmental Pollution* 98, 81-89.
- Azzarelo, M. Y. & Van Vleet, E. S. 1987. Marine birds and plastic pollution. *Marine Ecology Progress Series* 37, 295-305.
- Ballance, L.T., Pitman, R.L., Reilly, S.B. 1997. Seabird community structure along a productivity gradient: Importance of competition and energetic constraint. *Ecology*, 78(5), 1502-1518.
- Bearhop, S., Waldron, S., Votier, S.C., Furness, R.W. 2002. Factors that influence assimilation rates and fractionation of nitrogen and carbon stable isotopes in avian blood and feathers. *Physiological and Biochemical Zoology* 75, 451 - 458.
- Bourne, W.R.P. 1976. Seabirds and pollution. In: Johnson, R (Ed.). *Marine Pollution*. Academic Press, London, 403-502.
- Bouwman, H., Kylin, H., Yive, N.S.C.K., Tatayah, V., Loken, K., Skaare, J. U., Polder, A. 2012. First report of chlorinated and brominated hydrocarbon pollutants in marine bird eggs from an oceanic Indian Ocean island. *Envir. Res.* 118, 53-64.
- BRASIL. Lei nº 11.936, de 14 de maio de 2009.
- Braune, B. M., Gaston, A. J., Letcher, R. J., Grant Gilchrist H., Mallory M. L., Provencher J.F. 2014. A geographical comparison of chlorinated, brominated and fluorinated compounds in seabirds breeding in the eastern Canadian Arctic. *Environment Research* 134, 46-56.
- Breivik, K., Pacyna, J.M., Munch, J., 1999. Use of alpha-, beta- and gamma-hexachlorocyclohexane in Europe, 1970–1996. *Sci. Total Environ.* 239, 151-163.

- Bugoni, L., McGill, R.A.R., Furness, R.W. 2010. The importance of pelagic longline fishery discards for a seabird community determined through stable isotope analysis, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, vol. 391, Issues 1-2, 190-210.
- Burger, J. & Gochfeld, M. 2001. Laridae, Sternidae and Rynchopidae. In: Steele J H, Thorpe S A and Turekian KK (eds) *Encyclopedia of Ocean Sciences*, vol. 3, pp 1469-1480. London: Academic Press.
- Calamari, D., Bacci, E., Focardi, S., Gaggi, C., Morosini, M., Vighi, M. 1991. Role of plant biomass in the global environmental partitioning of chlorinated hydrocarbons. *Environmental Toxicology and Chemistry* 98, 1489 - 1495.
- Carboneras, C. (1992). Family Sulidae (Gannets and Boobies), p. 312- 325. In: J. delHoyo, A. Elliott e J. Sargatal (eds.) *Handbook of the birds of the world*, v. 1. Ostrich to ducks. Barcelona: Lynx Edicions.
- Casey J.R., Lomas, M.W., Mandecki, J., Walker, D.E. 2007. *Prochlorococcus* contributes to new production in the Sargasso Sea deep chlorophyll maximum. *Geophys. Res. Lett.* 34, 1-5.
- Cherel, Y., Hobson, K A. 2007. Geographical variation in carbon stable isotope signatures of marine predators: a tool to investigate their foraging areas in the southern Ocean. *Marine Ecology Progress Series* 329, 281 - 287.
- Cipro, C.V.Z., Bustamante, P. Taniguchi, S., Montone, R.C. 2012. Persistent organic pollutants and stable isotopes in pinnipeds from King George Island, Antarctica. *Mar. Pol. Bul.* 64, 2650-2655.
- Cipro, C.V.Z., Colabundo, F.I., Taniguchi, S., Montone, R.C. 2013. Persistent organic pollutants in bird, fish and invertebrate samples from King George Island, Antarctica. *Antarctic Science*, 1-8.
- Clark, G., Tristscher, A., Bell, D., & Lucier, G. 1992. Intergrated approach for evaluating species and interindividual differences in responsiveness to dioxins and structural analogs. *Environmental Health Perspective*, 98: 125–132.
- Clark, R.B. 2001. *Marine Pollution*. 5rd edition. Oxford University Press. 172p.
- Colabundo, F.I., Taniguchi, S., Montone, R.C. 2012. Organochlorine contaminants in albatrosses and petrels during migration. *Chemosphere* 86, 701-708.

- Colabuono, F.I., Barquete, V., Taniguchi, S., Ryan, P.G., Montone, R.C. 2014. Stable isotopes of carbon and nitrogen in the study of organochlorine contaminants in albatrosses and petrels. *Marine Pollution Bulletin* 83, 241-247.
- Corsolini, S.; Covaci, A.; Ademollo, N.; Focardi, S. & Schepens, P. 2006. Occurrence of organochlorine pesticides (OCPs) and their enantiomeric signatures, and concentrations of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the Adélie penguin food web, Antarctica. *Environmental Pollution*, 140:371-382.
- Cunha, L.S.T., Torres, J.P.M., Muñoz-Armanz, J., Jiménez, B. 2012. Evaluation of the possible adverse effects of legacy persistent organic pollutants (POPs) on the brown booby (*Sula leucogaster*) along the Brazilian coast. *Chemosphere*, 87, 1069-1044.
- de Boer J, de Boer K, Boon JP. In: Paasivirta J, editor. The handbook of environmental chemistry, new types of persistent halogenated compounds. Springer-Verlag; 2000. pp. 61 – 95. ISBN 3-540-6583-6.
- de Jesus, M.G.S. 2002. DDT. In: Fernícola, N.A.G.G.; Oliveira, S.S. *Cadernos de Referência Ambiental*, vol 13, Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs). Centro de Recursos Ambientais, p. 343-382.
- de Wit, C.A.N. 2002. An overview of brominated flame retardants in the environment. *Chemosphere* 46, 583-624.
- [DHN] Diretoria de Hidrografia e Navegação. 1998. Ilhas Oceânicas: Ilha da Trindade e ilhas Martin Vaz, In: Roteiro: Costa Leste—do Cabo Calcanhar ao Cabo Frio. Serviço de Documentação da Marinha. 11^a ed. Niterói, 197-200.
- Dias, P.S., Cipro, C.V.Z, Taniguchi, S., Montone, R.C. 2013. Persistent organic pollutants in marine biota of São Pedro and São Paulo Archipelago, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 74 (1), 435-440.
- Efe M. A. & Musso, C.M. 2001. Primeiro registro de *Puffinus Iherminieri* Lesson, 1839 no Brasil. *Nattereria*, 2: 21–23.
- Elliott, J. E. 2005. Chlorinated hydrocarbon contaminants and stable isotope ratios in pelagic seabirds from the North Pacific Ocean. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 49, 89-96.

- Endo, S., Takizawa, R., Okuda, K., Takada, H., Chiba, K., Kanehiro, H., Ogi, H., Yamashita, R., & Date, T. 2005. Concentration of polychlorinated biphenyls (PCBs) in beached resin pellets: Variability among individual particles and regional differences. *Marine pollution bulletin*, 50: 1103-1114.
- Fisk, A.T., Hobson, K.A., Nostrom, R.J. 2001. Influence of chemical and biological factors on trophic transfer of persistent organic pollutants in the Northwater Polynya marine food web. *Environmental Science and Technology* 35, 732-738.
- Fonseca-Neto, F.P. 2004. Aves marinhas da Ilha Trindade. p.119-146 in: *Aves marinhas insulares brasileiras: bioecologia e conservação* (Organizado por Joaquim Olinto Branco). Editora da UNIVALI, Itajaí, SC.
- Forero, M.G., Hobson, K. A. 2003. Using stable isotopes of nitrogen and carbon to study seabird ecology: applications in the Mediterranean seabird community. *Scientia Marina* 67, 23-32.
- Fry, D.M., Fefer, S.I., Sileo, L. 1987. Ingestion of plastic debris by Laysan Albatrosses and Wedge-tailed Shearwaters in the Hawaiian Islands. *Marine Pollution Bulletin* 18 (6B), 339-343.
- Fuoco, R., Ceccarini, A., 2001. Polychlorobiphenyls in Antarctic matrices. In: Caroli, S., Cescon, P., Walton, D.W.H. (Eds.), *Environmental contamination in Antarctica: a challenge for analytical chemistry* 237–274
- Furness, R. W. & Camphuysen, K.C.J. 1997. Seabirds as monitors of the marine environment. *ICES Journal of Marine Science* 54, 726–737.
- Gasparini, J.L. 2004. Ilha da Trindade e Arquipélago Martin Vaz – pedaços de Vitória no azul Atlântico. GSA, 100 p., Vitória, ES, Brasil.
- Gasparini, J. L. & Floeter, S. R. 2001. The shore fishes of Trindade Island. *Journal of Natural History*, 35(11): 1639-1656.
- Gochfeld, M. & Burger, J. 1996. Family Sternidae (Terns). Pp. 624-667. In: *Handbook of the birds of the world. Vol. 3. Hoatzin to Auks.* (J. del Hoyo, A. Elliott & J. Sargatal., eds.). Barcelona: Lynx Edicions.
- Graham, B. S., Koch, P.L., Newsome, S.D., McMahon, K.W., Aurioules, D. Using isoscapes to trace the movements and foraging behavior of top predators in

- oceanic ecosystems., Isoscapes: Understanding movement, pattern and processes on Earth through isotope mapping, 2010, pp. 299-318.
- Guioli, S., Nandi, S., Zhao, D., Burgess-Shannon, J., Lovell-Badge, R., Clinton, M. 2014. Gonadal Asymmetry and Sex Determination in Birds. *Sexual Development*. 8: 227-242.
- Guruge, K.S., Tanaka, H., Tanabe, S. 2001. Concentration and toxic potential of polychlorinated biphenyl congeners in migratory oceanic birds from the North Pacific and the Southern Ocean. *Marine Environmental Research*, 52: 271-288.
- Guzzo, M. M., Eckbo, N., Gabrielsen, G. W., Fisk, A. T., Hylland, K., Borgå, K. 2014. Persistent organic pollutant concentrations in fledglings of two arctic seabird species. *Environmental Pollution*. 184, 414- 418.
- Harvey, G.R., Steinhauer, W.G. 1973. Atmospheric transport of polychlorobiphenyls to the North Atlantic. *Atmospheric Environmental*, 8: 777-782.
- Heck, M.C., Costabeber, I., Emanuelli, T. 2001. Aspectos farmacocinéticos e degradação no meio ambiente dos compostos organoclorados, *Bol. SBCTA*, v. 35, n.1/2, p.33-40.
- Henriksen, E.O., Gabrielsen, G.W., Skaare, J.U. 1996. Levels and congener pattern of Polychlorinated biphenyls in kittiwakes (*Rissa tridactyla*) in relation to mobilization of body-lipids associated with reproduction. *Environmental Pollution* 92, 27 - 37.
- Hobson, K.A. & Clark, R.G. 1992. Assessing avian diets using stable isotopes II: factors influencing diet-tissue fractionation. *The Condor* 94: 189–197.
- Hobson, K.A. & Welch, H.E. 1992. Determination of trophic relationships within a high Arctic marine food web using $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ analysis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 84, 9–18.
- Hobson, K.A., Piatt, J.F., Pitocchelli, J. 1994. Using stable isotopes to determine seabird trophic relationships. *Journal of Animal Ecology* 63, 786-798.
- Hoekstra, P.F., O'Hara, T.M., Fisk, A.T., Borgå, K., Solomon, K.R., Muir, D.C.G. 2003. Trophic transfer of persistent organochlorine contaminants (OCs) within

- an Arctic marine food web from the southern Beaufort–Chukchi Seas. *Environmental Pollution* 124, 509-522.
- Ikonomou, M. G.; Rayne, S.; Addison, R. F. 2002. Exponential Increases of the Brominated Flame Retardants, Polybrominated Diphenyl Ethers, in the Canadian Arctic from 1981 to 2000. *Environ. Sci. Technol.*, 36(9):1886-1892.
- Ito, A., Yamashita, R., Takada, H., Yamamoto, T., Shiomi, K., Zavalaga, C., Abe, T., Watanabe, S., Yamamoto, M., Sato, K., Kohno, H., Yoda, K., Iida, T., Watanuki, Y. 2013. Contaminants in Tracked Seabirds Showing Regional Patterns of Marine Pollution. *Environ. Sci. Technol.* 47, 7862-7867.
- Jaspers, V. L. B., Sonne, C., Soler-Rodriguez, F., Boertmann, D., Dietz, R., Eens, M., Rasmussen, L. M., Covaci, A. Persistent organic pollutants and methoxylated polybrominated diphenyl ethers in different tissues of white-tailed eagles (*Haliaeetus albicilla*) from West Greenland. 2013. *Environmental Pollution* 175, 137-146.
- Jones, K.C. & Voogt, P. 1999. Persistent organic pollutants (POPs): state of the science. *Environmental Pollution* 100, 209-221.
- Kajiwara, N., Watanabe, M., Wilson, S., Eybatov, T., Mitrofanov, I. V., Aubrey, D. G.; Khuraskin, L. S., Miyazaki, N.; Tanabe, S. 2008. Persistent organic pollutants (POPs) in Caspian seals of unusual mortality event during 2000 and 2001. *Environmental Pollution* 152: 431-442.
- Kidd, K.A., Schindler, D.W., Hesslein, R.H., Muir, D.C.G. 1995. Correlation between nitrogen isotope ratios and concentrations of organochlorines in biota from a freshwater food web. *Science of Total Environment* 160/161, 381-390.
- Kikuchi, R.K.P., Leão, Z.M.A.N. 1997. Rocas (Southwestern Equatorial Atlantic, Brazil): an atoll built primarily by coralline algae. *Proc 8th Int. Coral Reef Sym.* 1, 731-736.
- Knudsen, L. B., Borga, K., Jorgensen, E. H., Van Bavel, B., Schlabach, M., Verreault, J. & Gabrielsen, G.W. 2007. Halogenated organic contaminants and mercury in northern fulmars (*Fulmarus glacialis*): levels, relationships to dietary descriptors and blood to liver comparison, *Environmental Pollution*, 146 (1) (2007), pp. 25–33.

- Koeman, J.H., Teun Noever De Brauw, M.C., Vos, R.H. 1969. Chlorinated biphenyls in fish, mussels and birds from the River Rhine and the Netherlands coastal area. *Nature* 221, 1126–1128.
- Lee, K., Tanabe, S., Koh, C. 2001. Contamination of polychlorinated biphenyls (PCBs) in sediments from Kyeonggi Bay and nearby areas, Korea. *Marine Pollution Bulletin* 42, 273-279.
- Luigi, G., Bugoni, L., Fonseca-Neto F.P. & Teixeira, D.M. 2008. Biologia e conservação do petrel-de-trindade, *Pterodroma arminjoniana*, na ilha da Trindade, Atlântico sul. In: Mohr LV, Castro JWA, Costa PMS, Alves RJV (eds) *Ilhas oceânicas brasileiras: da pesquisa ao manejo*, vol. 2. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- Luzardo, O. P., Ruiz-Suárez, N., Henríquez-Hernández, L. A., Valerón, P. F., Camacho, M., Zumbado, M., Boada, L. D. 2014. Assessment of the exposure to organochlorine pesticides, PCBs and PAHs in six species of predatory birds of the Canary Islands, Spain. *Science of the Total Environment* 472, 146-153.
- Macko, S. A., Fogel, M. L., Hare, P. E. & Hoering, T. C. 1987. Isotopic fractionation of nitrogen and carbon in the synthesis of amino acids by microorganisms. *Chemical Geology* 65, 79-92.
- MacLeod, W.D., Brown, D.W., Friedman, A.J., Burrows, D.G., Maynes, O., Pearce, R.W., Wigren, C A. & Bogar, R. G., 1985. Standard Analytical Procedures of the NOAA National Analytical Facility. Extractable Toxic Organic Components. Second edition, U. S. Department of Commerce, NOAA/NMFS. NOAA Tech. Memo. NMFSF/NWC-92, p. 121.
- Mallory, M. L. & Braune, B. M. 2012. Tracking contaminants in seabirds of Arctic Canada: Temporal and spatial insights. *Marine Pollution Bulletin* 64, 1475-1484.
- Marques, F.P., Robaldo, R.B., Bugoni, L. 2011. Identificação das áreas de invernagem do trinta-réis-das-rocas *Onychoprion fuscatus* no Oceano Atlântico, determinadas por isótopos estáveis. Trabalho de conclusão de curso. UFPEL-Universidade Federal de Pelotas.

- Mizukawa, K., Takada, H., Takeuchi, I., Ikemoto, T., Omori, K., Tsuchiya, K. 2009. Bioconcentration and biomagnification of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) through lower-level coastal marine food web. *Marine Pollution Bulletin* 58, 1217-1224.
- Monod, J., Arnaud, P.M., Arnoux, A. 1992. The Level of Pollution of Kerguelen Islands Biota by Organochlorine Compounds During the Seventies. *Marine Pollution Bulletin*, 24(12): 626-629.
- Moisey, J., Fisk, A.T., Hobson, K.A., Norstrom, R.J. 2001. Hexachlorocyclohexane (HCH) isomers and chiral signatures in the Arctic marine food web of the Northwater Polynya. *Environmental Science Technology* 35, 1920-1927.
- [OPAS] Organization Panamericana de la Salud. 1982. Criterios de salud ambiental 9: DDT y sus derivados. Organizacion Mundial de la Salud,. 221 p.
- Pandit, G. G., Mohan Rao, A., Jha, S. K., Krishnamoorthy, T. M., Kale, S. P., Raghu, K., Murthy, N. B. K., 2001. Monitoring of organochlorine pesticides residues in the indian marine environment. *Chemosphere* 44, 301–305.
- Post, D.M., Layman, C.A., Arrington, D.A., Takimoto, G., Quattrochi, J., Montana, C.G. 2007. Getting to the fat of the matter: models, methods and assumptions for dealing with lipids in stable isotope analyses. *Oecologia* 152, 179-189.
- Rahman, F., Langford, K.H., Scrimshaw, M.D., Lester, J.N., 2001. Polybrominated diphenyl ether (PBDE) flame retardants. *Sci. Total. Environ.* 275, 1–17.
- Ribani, M., Bottoli, C.B.G., Collins, C.H. 2004. Validação em métodos cromatográficos e eletroforéticos. *Química Nova*, 27(5): 771-780.
- Roscales, J.L., González-Solís, J., Muñoz-Arnanz, J., Jiménez, B. 2011. Geographic and trophic patterns of OCs in pelagic seabirds from the NE Atlantic and the Mediterranean: A multi-species/multi-locality approach. *Chemosphere* 85, 432-440.
- Royston, J.P. 1982. Algorithm AS 181: The W Test for Normality. *Applied Statistics*, Vol. 31, No. 2. 176-180.

- Ruus, A., Ugland, K.I., Espeland, O., Skaare, J.U., 1999. Organochlorine contaminants in a local marine food chain from Jarfjord, northern Norway. *Marine Environmental Research* 48, 131 - 146.
- Ryan, P.G. 1988. Effects of ingested plastic on seabird feeding: Evidence from chickens, *Marine Pollution Bulletin* 19(3), 125-128.
- Sagerup, K., Helgason, L. B., Polder, A., Strøm, H., Josefsen, T. D., Skåre, J. U., Gabrielsen, G. W. 2009. Persistent organic pollutants and mercury in dead and dying glaucous gulls (*Larus hyperboreus*) at Bjørnøya (Svalbard). *Sci. Total Environ.* 407(23), 6009-16.
- Salgado, P.E. de T. 2002. Bifenilas Policloradas. In: Fernícola, N.A.G.G.; Oliveira, S.S. *Cadernos de Referência Ambiental*, vol 13, Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs). Centro de Recursos Ambientais, p. 63-120.
- Schulz-Neto, A. 1998. Aspectos biológicos da avifauna na Reserva Biológica do Atol das Rocas, Rio Grande do Norte, Brasil. *Homero* 1, 8-19.
- Schulz-Neto, A. 2004. Aves marinhas do Atol das Rocas, In: Branco, J. O. (Ed.). *Aves marinhas e insulares brasileiras: biologia e conservação*. Editora Univali. 169-192.
- Serafini, T.Z., de França, G.B., Andriguetto-Filho, J.M. 2010. Brazilian oceanic islands: known biodiversity and its relation to the history of human use and occupation. *Journal of Integrated Coastal Zone Manegement*. 10(3):281-301.
- Sick, H. 1997. *Ornitologia brasileira*. Rio de Janeiro: Ed. Nova Fronteira.
- Silva, M.B., Campos, C.E.C., Targino, S G. 2002. Atol das Rocas – primeira unidade de conservação marinha do Brasil e único atol do Atlântico sul. *Revista de Gerenciamento Costeiro Integrado*, 2: 27–28.
- Tanabe, S., Nishimura, A., Hanaoka, S., Yanagi, T. Takeoka, H., Tatsukawa, R. 1991. Persistent organochlorines in coastal fronts. *Marine Pollution Bulletin* 22 (7), 344-351.
- Tanabe, S., Senthilkumar, K., Kannan, K., Subramanian, A.N. 1998. Accumulation Features of Polychlorinated Biphenyls and Organochlorine Pesticides in Resident and Migratory Birds from South India. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 34, 387-397.

- Taniguchi, S., Montone, R.C., Bicego, M.C.; Colabuono, F.I.; Weber, R.R.; Sericano, J.L. 2009. Chlorinated pesticides, polychlorinated biphenyls and polycyclic aromatic hydrocarbons in the fat tissue of seabirds from King George Island, Antarctica. *Marine Pollution Bulletin* 58, 129-133.
- Tieszen, L.L., Boutton, T.W., Tesdahl, K.G., Slade, N.A. 1983. Fractionation and turnover of stable carbon isotopes in animal tissues: Implications for $\delta^{13}\text{C}$ analysis of diet. *Oecologia* 57, 32-37.
- Van den Brink, N. W. 1997. Directed transport of volatile organochlorine pollutants to polar regions: the effect on the contamination pattern of Antarctic seabirds. *Sci. Tot. Envir.* 198, 43-50.
- Vander Zanden, M.J., Rasmussen, J.B. 2001. Variation in $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ trophic fractionation: implications for aquatic food web studies. *Limnol. Oceanogr.* 46, 2061–2066.
- Vooren, C. M. & Brusque, L. 1999. Diagnóstico sobre as aves do ambiente costeiro do Brasil. In: Workshop Avaliação de ações prioritárias para a conservação da biodiversidade das zonas costeiras marinhas. Programa Nacional da Diversidade Biológica (PRONABIO), Ministério do Meio Ambiente, Brasília. Disponível em: <http://www.bdt.org.br/workshop/costa/aves>.
- von Waldow, H., Macleod, M., Scheringer, M., Hungerbühler, K., 2010. Quantifying remoteness from emission sources of persistent organic pollutants on a global scale. *Environ. Sci. Technol.* 44, 2791–2796.
- Walker, K., Vallero, D.A., Lewis, R.G., 1999. Factors influencing the distribution of lindane and other hexachlorocyclohexanes in the environment. *Environ. Sci. Technol.* 33, 4373–4378.
- Warham, J. 1996. The behaviour, population biology and physiology of the petrels. London: Academic Press.
- Weber, R.R., 1983. DDT and PCBs in equatorial atlantic organisms. *Mar. Pollut. Bull.* 14 (7), 274–275.
- [WHO] World Health Organization. 1994. Brominated Diphenyl Ethers. Environmental Health Criteria N° 162. WHO International Program on Chemical Safety.

- Wong, A; Lei, YD; Alaei, M; et al. (2001) Vapor pressures of the polybrominated diphenyl ethers. J Chem Eng Data 46:239–242.
- Yamashita, N., Tanabe, S., Ludwig, J.P., Kurita, H., Ludwig, M.E., Tatsukawa, R. 1993. Embryonic abnormalities and organochlorine contamination in double-crested cormorants (*Phalacrocorax auritus*) and Caspian terns (*Sterna caspia*) from the upper Great Lakes in 1988. Environmental Pollution 79, 163-173.
- Zeebe, R.E., Wolf-Gladrow, D.A., Jansen, H. 1999. On the time required to establish chemical and isotopic equilibrium in the carbon dioxide system in seawater. Marine Chemistry, 65, 135-153.

ANEXOS

Anexo I – Tabelas analíticas para dados de POPs e Isótopos Estáveis

Concentrações de PCBs (ng g⁻¹ massa úmida) em aves da Reserva Biológica do Atol das Rocas.

Compostos	AM302	AM406	AM413	AS113	AS115	AS301	AS303	AS305	AS309
PCB8	1,8	1,89	1,99	0,78	0,8	1,98	1,15	2,72	0,91
PCB18	1,8	1,47	1,99	0,72	0,8	1,98	1,07	2,72	0,91
PCB31	0,87	0,99	0,92	<0.48	<0.48	1,47	0,95	1,19	<0.48
PCB28	2,4	2,7	3,80	1,25	3,58	1,97	1,12	5,34	2,36
PCB33	3,75	2,42	2,89	0,53	5,74	2,06	0,85	3,92	2,79
PCB52	6,31	7,17	8,57	1,24	5,96	7,5	3,47	5,5	8,38
PCB49	2,17	2,03	3,03	0,94	2,61	2,45	1,18	1,98	3,32
PCB44	4,41	4,01	5,19	1,4	3,29	4,86	1,99	4,9	4,75
PCB74	1,64	2,14	2,16	<0.49	1,82	2,1	<0.49	1,85	1,86
PCB70	3,98	3,78	4,58	1,24	5,16	4,32	1,25	5,69	5,4
PCB66	2,5	3,12	3,36	0,93	4	2,34	0,92	4,19	4,4
PCB95	6,38	6,58	7,40	1,41	6,69	5,97	2,33	6,02	7,22
PCB56/60	0,85	1,74	1,33	<0.41	1,24	1,1	<0.41	1,34	1,12
PCB81	<0.52	<0.52	<0.52	<0.52	<0.52	<0.52	<0.52	<0.52	<0.52
PCB101	4,94	7,36	8,06	1,17	7,38	5,77	1,42	5,75	6,26
PCB99	2	2,85	2,61	<0.58	2,76	2,62	<0.58	2,4	2,45
PCB97	1,64	2,29	2,23	<0.46	1,69	1,67	0,71	2,71	2,28
PCB87	2,53	3,89	4,09	0,93	2,46	1,49	0,53	2,57	2,99
PCB77	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51
PCB110	4,11	6,3	6,30	1,81	5,73	4,73	1,66	5,99	4,79
PCB123	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50
PCB118	2,45	3,31	2,98	0,99	3,57	1,79	1,38	3,35	2,54
PCB114	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43
PCB105	<0.51	<0.51	<0.51	0,61	<0.51	<0.51	<0.51	0,92	<0.51
PCB126	<0.66	<0.66	<0.66	<0.66	<0.66	<0.66	<0.66	<0.66	<0.66
PCB151	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60
PCB149	1,69	2,48	2,48	<0.58	4,25	<0.58	0,63	1,85	1,13
PCB153	1,22	1,66	1,66	0,9	2,52	2,1	1,63	1,87	0,82
PCB132	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	1,33	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58
PCB141	<0.44	<0.44	<0.44	<0.44	<0.44	<0.44	<0.44	<0.44	<0.44
PCB138	2,32	2,76	2,76	0,89	4,01	1,63	1,74	2,43	<0.46
PCB158	0,87	<0.53	<0.53	<0.53	0,62	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53
PCB128	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45
PCB167	<0.72	<0.72	<0.72	<0.72	<0.72	<0.72	<0.72	<0.72	<0.72
PCB156	<0.59	<0.59	<0.59	<0.59	<0.59	<0.59	<0.59	<0.59	<0.59
PCB157	<0.73	<0.73	<0.73	<0.73	<0.73	<0.73	<0.73	<0.73	<0.73
PCB169	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53
PCB187	<0.77	<0.77	<0.77	<0.77	0,82	<0.77	<0.77	<0.77	<0.77
PCB183	<0.75	<0.75	<0.75	<0.75	<0.75	<0.75	<0.75	<0.75	<0.75
PCB174	<0.71	<0.71	<0.71	<0.71	<0.71	<0.71	<0.71	<0.71	<0.71
PCB177	<0.56	<0.56	<0.56	<0.56	<0.56	<0.56	<0.56	<0.56	<0.56
PCB180	<0.62	<0.62	<0.62	<0.62	0,65	<0.62	<0.62	<0.62	<0.62
PCB170	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53
PCB189	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60
PCB201	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58
PCB203	<0.63	<0.63	<0.63	<0.63	<0.63	<0.63	<0.63	<0.63	<0.63
PCB195	<1.01	<1.01	<1.01	<1.01	<1.01	<1.01	<1.01	<1.01	<1.01
PCB194	<1.09	<1.09	<1.09	<1.09	<1.09	<1.09	<1.09	<1.09	<1.09
PCB206	<1.02	<1.02	<1.02	<1.02	<1.02	<1.02	<1.02	<1.02	<1.02
PCB209	<0.74	<0.74	<0.74	<0.74	<0.74	<0.74	<0.74	<0.74	<0.74

Concentrações de PCBs (ng g⁻¹ massa úmida) em aves da Reserva Biológica do Atol das Rocas.

Compostos	AS412	AS416	AS417	OF101	OF102	OF107	OF108	OF109	OF110
PCB8	1,88	<0,38	3,46	0,58	0,56	0,57	0,6	0,74	<0,38
PCB18	1,88	3,46	<0,43	0,78	0,53	<0,43	0,67	1,13	<0,43
PCB31	0,86	1,19	<0,48	0,73	<0,48	<0,48	<0,48	<0,48	<0,48
PCB28	3,8	4,24	2,95	0,95	1,44	1,4	1,43	<0,49	1,27
PCB33	3	3,74	1,88	0,64	0,51	1,05	0,78	<0,41	0,72
PCB52	5,05	7,97	5,32	1,79	2,63	1,85	2,13	2,03	2,16
PCB49	5,29	3,08	2,37	<0,48	1,09	0,95	0,6	0,73	0,82
PCB44	11,4	4,43	3,19	1,25	1,27	1,23	1,14	1,29	0,72
PCB74	5	1,97	2,68	<0,49	<0,49	<0,49	<0,49	<0,49	<0,49
PCB70	4,73	5,27	5,51	0,76	1,43	0,69	0,71	<0,52	<0,52
PCB66	2,24	3,28	4,07	1,04	0,92	0,68	0,61	<0,57	<0,57
PCB95	6,14	6,73	6,82	1,12	1,11	0,89	1,37	1,63	1,39
PCB56/60	2,32	1,16	1,36	0,81	0,8	<0,41	<0,41	<0,41	<0,41
PCB81	<0,52	<0,52	<0,52	<0,52	<0,52	<0,52	<0,52	<0,52	<0,52
PCB101	10,85	5,93	7,38	<0,30	1,2	<0,30	<0,30	0,62	<0,30
PCB99	5,14	1,91	3,51	<0,58	0,68	<0,58	0,73	0,73	<0,58
PCB97	4,12	2,07	2,67	<0,46	<0,46	<0,46	<0,46	<0,46	<0,46
PCB87	5,26	2,77	3,91	<0,41	0,88	1,06	0,42	0,6	<0,41
PCB77	<0,51	<0,51	<0,51	<0,51	<0,51	<0,51	<0,51	<0,51	<0,51
PCB110	13,12	4,26	7,34	0,63	1,56	1,01	1	0,83	0,82
PCB123	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50
PCB118	5,51	2,33	4,08	0,62	1,34	0,89	0,7	0,62	<0,56
PCB114	<0,43	<0,43	<0,43	<0,43	<0,43	<0,43	<0,43	<0,43	<0,43
PCB105	1,19	<0,51	1,18	<0,51	<0,51	<0,51	<0,51	<0,51	<0,51
PCB126	<0,66	<0,66	<0,66	<0,66	<0,66	<0,66	<0,66	<0,66	<0,66
PCB151	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60
PCB149	1,78	1,95	3,97	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58
PCB153	0,97	1,3	3,38	0,65	1,97	1,05	1,03	1,2	0,72
PCB132	<0,58	<0,58	1,16	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58
PCB141	<0,44	<0,44	<0,44	<0,44	<0,44	<0,44	<0,44	<0,44	<0,44
PCB138	1,67	1,66	6,34	<0,46	1,81	0,6	1,07	1,34	<0,46
PCB158	<0,53	<0,53	1,06	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53
PCB128	<0,45	<0,45	<0,45	<0,45	<0,45	<0,45	<0,45	<0,45	<0,45
PCB167	<0,72	<0,72	<0,72	<0,72	<0,72	<0,72	<0,72	<0,72	<0,72
PCB156	<0,59	<0,59	<0,59	<0,59	<0,59	<0,59	<0,59	<0,59	<0,59
PCB157	<0,73	<0,73	<0,73	<0,73	<0,73	<0,73	<0,73	<0,73	<0,73
PCB169	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53
PCB187	<0,77	<0,77	<0,77	<0,77	<0,77	<0,77	<0,77	<0,77	<0,77
PCB183	<0,75	<0,75	<0,75	<0,75	<0,75	<0,75	<0,75	<0,75	<0,75
PCB174	<0,71	<0,71	<0,71	<0,71	<0,71	<0,71	<0,71	<0,71	<0,71
PCB177	<0,56	<0,56	<0,56	<0,56	<0,56	<0,56	<0,56	<0,56	<0,56
PCB180	<0,62	<0,62	3,23	<0,62	<0,62	<0,62	1,28	1,72	<0,62
PCB170	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53
PCB189	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60
PCB201	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58
PCB203	<0,63	<0,63	<0,63	<0,63	<0,63	<0,63	<0,63	<0,63	<0,63
PCB195	<1,01	<1,01	<1,01	<1,01	<1,01	<1,01	<1,01	<1,01	<1,01
PCB194	<1,09	<1,09	<1,09	<1,09	<1,09	<1,09	<1,09	<1,09	<1,09
PCB206	<1,02	<1,02	<1,02	<1,02	<1,02	<1,02	<1,02	<1,02	<1,02
PCB209	<0,74	<0,74	<0,74	<0,74	<0,74	<0,74	<0,74	<0,74	<0,74

Concentrações de PCBs (ng g⁻¹ massa úmida) em aves da Reserva Biológica do Atol das Rocas.

Compostos	OF111	OF112	OF114	OF116	OF117	OF118	OF119	OF120	OF204
PCB8	1,03	0,82	0,44	0,67	1,36	<0,38	0,83	0,56	3,06
PCB18	0,7	1,14	0,5	0,57	0,75	1,03	1,38	1,12	1,38
PCB31	<0,48	<0,48	0,49	<0,48	<0,48	<0,48	<0,48	<0,48	0,55
PCB28	1,1	0,65	0,82	<0,49	0,76	<0,49	1,22	<0,49	1,84
PCB33	0,43	0,71	0,45	0,48	0,52	0,43	0,51	<0,41	1,44
PCB52	1,23	1,7	1,48	1,65	1,45	1,88	1,63	2,98	1,31
PCB49	0,74	0,53	0,53	0,82	0,88	0,76	0,8	1,92	1,16
PCB44	1,26	0,93	1,18	1,58	0,97	1,14	1,17	1,61	0,75
PCB74	<0,49	<0,49	<0,49	<0,49	<0,49	<0,49	<0,49	<0,49	<0,49
PCB70	<0,52	<0,52	<0,52	<0,52	<0,52	0,57	<0,52	1,52	<0,52
PCB66	<0,57	<0,57	0,66	<0,57	<0,57	0,64	<0,57	0,93	0,89
PCB95	1,87	0,7	1,53	0,98	1,69	1,63	1,14	2,84	1,37
PCB56/60	<0,41	<0,41	<0,41	<0,41	0,51	<0,41	<0,41	<0,41	<0,41
PCB81	<0,52	<0,52	<0,52	<0,52	<0,52	<0,52	<0,52	<0,52	<0,52
PCB101	<0,30	<0,30	<0,30	2,09	<0,30	0,35	<0,30	0,41	2,01
PCB99	<0,58	<0,58	<0,58	1,15	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58
PCB97	<0,46	<0,46	<0,46	<0,46	<0,46	0,53	<0,46	<0,46	<0,46
PCB87	<0,41	<0,41	<0,41	1,97	0,48	0,62	<0,41	0,76	<0,41
PCB77	<0,51	<0,51	<0,51	<0,51	<0,51	<0,51	<0,51	<0,51	<0,51
PCB110	0,68	0,55	0,92	2,7	0,62	1,2	0,74	0,99	1,95
PCB123	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50
PCB118	<0,56	<0,56	1,32	1,46	<0,56	1,17	1	1,79	1,51
PCB114	<0,43	<0,43	<0,43	<0,43	<0,43	<0,43	<0,43	<0,43	<0,43
PCB105	<0,51	<0,51	<0,51	1,06	<0,51	<0,51	<0,51	<0,51	<0,51
PCB126	<0,66	<0,66	<0,66	<0,66	<0,66	<0,66	<0,66	<0,66	<0,66
PCB151	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60
PCB149	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58
PCB153	0,41	<0,38	0,4	<0,38	<0,38	0,89	<0,38	0,56	1,33
PCB132	<0,58	<0,58	0,66	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58
PCB141	<0,44	<0,44	<0,44	<0,44	<0,44	<0,44	<0,44	<0,44	<0,44
PCB138	1,06	<0,46	<0,46	<0,46	<0,46	0,72	<0,46	<0,46	<0,46
PCB158	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53
PCB128	<0,45	<0,45	<0,45	<0,45	<0,45	<0,45	<0,45	<0,45	<0,45
PCB167	<0,72	<0,72	<0,72	<0,72	<0,72	<0,72	<0,72	<0,72	<0,72
PCB156	<0,59	<0,59	<0,59	<0,59	<0,59	<0,59	<0,59	<0,59	<0,59
PCB157	<0,73	<0,73	<0,73	<0,73	<0,73	<0,73	<0,73	<0,73	<0,73
PCB169	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53
PCB187	<0,77	<0,77	<0,77	<0,77	<0,77	<0,77	<0,77	<0,77	<0,77
PCB183	<0,75	<0,75	<0,75	<0,75	<0,75	<0,75	<0,75	<0,75	<0,75
PCB174	<0,71	<0,71	<0,71	<0,71	<0,71	<0,71	<0,71	<0,71	<0,71
PCB177	<0,56	<0,56	<0,56	<0,56	<0,56	<0,56	<0,56	<0,56	<0,56
PCB180	1,09	<0,62	<0,62	<0,62	<0,62	<0,62	1,29	<0,62	<0,62
PCB170	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53
PCB189	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60
PCB201	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58
PCB203	<0,63	<0,63	<0,63	<0,63	<0,63	<0,63	<0,63	<0,63	<0,63
PCB195	<1,01	<1,01	<1,01	<1,01	<1,01	<1,01	<1,01	<1,01	<1,01
PCB194	<1,09	<1,09	<1,09	<1,09	<1,09	<1,09	<1,09	<1,09	<1,09
PCB206	<1,02	<1,02	<1,02	<1,02	<1,02	<1,02	<1,02	<1,02	<1,02
PCB209	<0,74	<0,74	<0,74	<0,74	<0,74	<0,74	<0,74	<0,74	<0,74

Concentrações de PCBs (ng g⁻¹ massa úmida) em aves da Reserva Biológica do Atol das Rocas.

Compostos	OF205	OF210	OF211	OF212	OF213	OF214	OF215	OF216	OF217
PCB8	1,12	1,03	2,41	1,74	1,68	1,37	1,27	1,34	2,25
PCB18	0,76	1,07	2,81	1,08	1,05	1,11	1,33	1,33	2,54
PCB31	<0.48	1,33	2,85	1,02	1,02	1,34	0,72	0,82	1,75
PCB28	0,6	1,04	3,89	1,11	1,51	1,4	1,24	1,64	2,92
PCB33	<0.41	<0.41	0,55	0,55	0,68	0,96	<0.41	<0.41	1,6
PCB52	0,86	0,8	7,09	0,91	0,87	1,42	1,29	1,17	3,74
PCB49	0,51	<0.48	2,58	0,74	0,77	0,55	0,55	0,55	1,17
PCB44	0,98	0,89	4,85	0,79	0,81	1	1,33	1,33	2,65
PCB74	<0.49	<0.49	1,99	<0.49	<0.49	<0.49	<0.49	<0.49	<0.49
PCB70	<0.52	<0.52	5,18	0,87	0,79	0,52	1,06	1,11	2,92
PCB66	<0.57	<0.57	3,49	0,99	1,03	0,97	<0.57	<0.57	1,6
PCB95	<0.54	0,8	6,12	1,39	1,39	1,52	1,27	1,57	3,21
PCB56/60	<0.41	<0.41	0,99	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	0,96
PCB81	<0.52	<0.52	<0.52	<0.52	<0.52	<0.52	<0.52	<0.52	<0.52
PCB101	<0.30	0,36	3,56	0,54	0,54	0,59	0,48	0,38	4,27
PCB99	<0.58	<0.58	1,45	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	1,61
PCB97	<0.46	<0.46	1,42	<0.46	<0.46	0,65	<0.46	<0.46	1,5
PCB87	<0.41	0,43	2,13	1,01	1,12	<0.41	<0.41	<0.41	2,51
PCB77	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51
PCB110	0,93	<0.48	3,75	1,47	1,33	1,31	0,52	0,52	4,16
PCB123	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50
PCB118	0,61	<0.56	2,87	0,92	0,92	0,61	<0.56	<0.56	3,52
PCB114	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43
PCB105	<0.51	<0.51	0,85	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51	1,37
PCB126	<0.66	<0.66	<0.66	<0.66	<0.66	<0.66	<0.66	<0.66	<0.66
PCB151	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	0,65
PCB149	<0.58	<0.58	0,75	<0.58	<0.58	0,66	0,77	0,69	2,56
PCB153	1,5	1,19	2,8	1,13	1,02	0,86	1,00	1,08	2,59
PCB132	<0.58	<0.58	0,79	0,78	0,68	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58
PCB141	<0.44	<0.44	<0.44	<0.44	<0.44	<0.44	<0.44	<0.44	<0.44
PCB138	1,79	1,25	1,1	1,26	1,37	1,03	0,55	0,55	2,97
PCB158	0,64	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53
PCB128	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45
PCB167	<0.72	<0.72	<0.72	<0.72	<0.72	<0.72	<0.72	<0.72	<0.72
PCB156	<0.59	<0.59	<0.59	<0.59	<0.59	<0.59	<0.59	<0.59	<0.59
PCB157	<0.73	<0.73	<0.73	<0.73	<0.73	<0.73	<0.73	<0.73	<0.73
PCB169	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53
PCB187	<0.77	<0.77	0,91	<0.77	<0.77	<0.77	<0.77	<0.77	<0.77
PCB183	<0.75	<0.75	<0.75	<0.75	<0.75	<0.75	<0.75	<0.75	<0.75
PCB174	<0.71	<0.71	<0.71	<0.71	<0.71	<0.71	<0.71	<0.71	<0.71
PCB177	<0.56	<0.56	<0.56	<0.56	<0.56	<0.56	<0.56	<0.56	<0.56
PCB180	1,23	1,17	1,89	1,13	0,02	0,71	<0.62	<0.62	2,13
PCB170	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53
PCB189	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60
PCB201	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58
PCB203	<0.63	<0.63	<0.63	<0.63	<0.63	<0.63	<0.63	<0.63	<0.63
PCB195	<1.01	<1.01	<1.01	<1.01	<1.01	<1.01	<1.01	<1.01	<1.01
PCB194	<1.09	<1.09	<1.09	<1.09	<1.09	<1.09	<1.09	<1.09	<1.09
PCB206	<1.02	<1.02	<1.02	<1.02	<1.02	<1.02	<1.02	<1.02	<1.02
PCB209	<0.74	<0.74	<0.74	<0.74	<0.74	<0.74	<0.74	<0.74	<0.74

Concentrações de PCBs (ng g⁻¹ massa úmida) em aves da Reserva Biológica do Atol das Rocas.

Compostos	OF218	OF219	OF220	OF221	OF304	OF306	OF402	OF407	OF410
PCB8	2,34	1,24	1,14	1,03	0,97	2,67	1,97	3,75	0,68
PCB18	2,94	1,22	0,92	1,07	0,97	2,67	1,97	3,75	0,68
PCB31	1,85	<0.48	<0.48	1,33	<0.48	0,65	0,92	1,33	0,75
PCB28	2,85	1,18	1,08	1,04	1,76	2,82	4,35	4,61	2,72
PCB33	1,42	<0.41	<0.41	<0.41	1,49	4,17	3,52	3,6	3,04
PCB52	2,43	1,37	1,37	0,8	<0.54	9,16	5,24	9,57	1,4
PCB49	1,42	0,57	0,57	<0.48	0,64	4,6	3,07	3,09	0,6
PCB44	2,18	1,52	1,52	0,89	<0.58	4,58	6,14	5,36	0,63
PCB74	1,12	<0.49	<0.49	<0.49	<0.49	2,09	2,47	2,65	<0.49
PCB70	4,13	0,59	0,59	<0.52	<0.52	4,57	2,43	5,46	<0.52
PCB66	3,15	<0.57	<0.57	<0.57	0,72	3,87	3,42	4,11	<0.57
PCB95	6,02	1,45	1,45	0,8	0,96	6,11	3,23	8,37	1,48
PCB56/60	0,87	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	1	1,1	1,24	<0.41
PCB81	<0.52	<0.52	<0.52	<0.52	<0.52	<0.52	<0.52	<0.52	<0.52
PCB101	<0.30	0,33	0,33	0,36	0,36	5,45	2,65	7,38	<0.30
PCB99	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	2,23	1,96	2,63	<0.58
PCB97	<0.46	0,74	0,74	<0.46	<0.46	<0.46	2,08	2,3	<0.46
PCB87	<0.41	0,52	0,52	0,43	0,43	2,18	2,47	2,82	<0.41
PCB77	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51
PCB110	0,6	1,01	1,01	<0.48	<0.48	4,12	5,47	5,95	<0.48
PCB123	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50
PCB118	<0.56	1,48	1,48	<0.56	<0.56	2,38	3,01	3,47	<0.56
PCB114	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43
PCB105	0,58	0,55	0,55	<0.51	<0.51	0,76	<0.51	<0.51	<0.51
PCB126	<0.66	<0.66	<0.66	<0.66	<0.66	<0.66	<0.66	<0.66	<0.66
PCB151	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60
PCB149	<0.58	0,59	0,59	<0.58	1,15	<0.58	2,27	1,86	<0.58
PCB153	<0.38	1,43	1,43	1,19	0,99	1,73	1,23	1,86	<0.38
PCB132	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58
PCB141	<0.44	<0.44	<0.44	<0.44	<0.44	<0.44	<0.44	<0.44	<0.44
PCB138	0,61	1,91	1,91	1,25	1,55	2,93	<0.46	3,82	<0.46
PCB158	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	0,95	<0.53	<0.53	<0.53
PCB128	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45
PCB167	<0.72	<0.72	<0.72	<0.72	<0.72	<0.72	<0.72	<0.72	<0.72
PCB156	<0.59	<0.59	<0.59	<0.59	<0.59	<0.59	<0.59	<0.59	<0.59
PCB157	<0.73	<0.73	<0.73	<0.73	<0.73	<0.73	<0.73	<0.73	<0.73
PCB169	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53
PCB187	<0.77	1,00	<0.77	<0.77	<0.77	<0.77	<0.77	<0.77	<0.77
PCB183	<0.75	<0.75	<0.75	<0.75	<0.75	<0.75	<0.75	<0.75	<0.75
PCB174	<0.71	<0.71	<0.71	<0.71	<0.71	<0.71	<0.71	<0.71	<0.71
PCB177	<0.56	<0.56	<0.56	<0.56	<0.56	<0.56	<0.56	<0.56	<0.56
PCB180	2,75	<0.62	<0.62	<0.62	<0.62	2,43	2,97	2,89	<0.62
PCB170	<0.53	<0.53	<0.53	0,61	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53
PCB189	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60
PCB201	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58
PCB203	<0.63	<0.63	<0.63	<0.63	<0.63	<0.63	<0.63	<0.63	<0.63
PCB195	<1.01	<1.01	<1.01	<1.01	<1.01	<1.01	<1.01	<1.01	<1.01
PCB194	<1.09	<1.09	<1.09	<1.09	<1.09	<1.09	<1.09	<1.09	<1.09
PCB206	<1.02	<1.02	<1.02	<1.02	<1.02	<1.02	<1.02	<1.02	<1.02
PCB209	<0.74	<0.74	<0.74	<0.74	<0.74	<0.74	<0.74	<0.74	<0.74

Concentrações de PCBs (ng g⁻¹ massa úmida) em aves da Reserva Biológica do Atol das Rocas.

Compostos	SD201	SD202	SD203	SD206	SD207	SD209	SD405	SD409	SL408
PCB8	<0.38	0,8	1,68	2,45	1,18	1,81	2,36	2,59	3,03
PCB18	0,95	1,2	2,01	1,77	1,06	2,59	2,36	3,21	3,03
PCB31	0,64	0,88	1,52	1,78	0,88	1,31	1,47	4,18	1,12
PCB28	0,68	1,21	1,57	1,47	0,99	3,87	4,02	5,08	4,07
PCB33	<0.41	0,8	1,12	1,6	0,56	3,39	3,21	3,8	2,92
PCB52	1,66	1,66	3,28	2,55	1,27	4,01	6,75	7,18	8,04
PCB49	0,71	0,52	1,05	1,17	0,83	2,24	2,5	2,97	2,52
PCB44	0,59	0,96	1,37	1,25	0,94	2,52	5,38	4,69	3,49
PCB74	<0.49	<0.49	0,87	0,71	<0.49	2,13	1,54	2,09	1,75
PCB70	0,82	0,83	2,49	1,11	<0.52	4,25	3,95	4,21	4,88
PCB66	0,66	<0.57	2,34	0,64	<0.57	3,56	2,17	3	2,91
PCB95	1,74	0,94	3,12	1,77	1,14	3,81	5	6,26	5,93
PCB56/60	<0.41	<0.41	1,01	<0.41	<0.41	2,07	1,24	1,06	0,98
PCB81	<0.52	<0.52	<0.52	<0.52	<0.52	<0.52	<0.52	<0.52	<0.52
PCB101	1,34	0,97	3,69	1,31	0,69	3,2	4,46	5,57	5,68
PCB99	<0.58	<0.58	1,7	<0.58	<0.58	1,65	2,02	4,47	2,67
PCB97	0,67	<0.46	2,24	1,15	0,89	1,09	1,02	1,6	1,05
PCB87	1,02	<0.41	1,81	0,9	<0.41	1,77	1,89	2,84	2,37
PCB77	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51
PCB110	1,6	0,59	4,81	1,39	1,15	3,8	3,27	4,25	4,59
PCB123	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50
PCB118	0,82	<0.56	3,38	1,12	1,07	3,51	2,58	9,3	3,25
PCB114	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43
PCB105	0,73	<0.51	1,12	<0.51	<0.51	1,88	<0.51	2,5	<0.51
PCB126	<0.66	<0.66	<0.66	<0.66	<0.66	<0.66	<0.66	<0.66	<0.66
PCB151	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60
PCB149	0,61	0,8	2,34	<0.58	<0.58	1,71	1,91	2,91	1,58
PCB153	0,61	0,74	5,26	1,91	2,05	3,53	3,67	17,75	4,09
PCB132	0,84	<0.58	1,51	<0.58	<0.58	0,9	0,91	8,21	1,01
PCB141	<0.44	<0.44	<0.44	<0.44	<0.44	<0.44	<0.44	<0.44	<0.44
PCB138	1,7	1,67	6,29	1,54	2,27	2,7	4,7	14,18	5,83
PCB158	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	3,1	0,82
PCB128	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	4,39	<0.45
PCB167	<0.72	<0.72	<0.72	<0.72	<0.72	<0.72	<0.72	4,46	<0.72
PCB156	<0.59	<0.59	<0.59	<0.59	<0.59	<0.59	<0.59	1,42	<0.59
PCB157	<0.73	<0.73	<0.73	<0.73	<0.73	<0.73	<0.73	<0.73	<0.73
PCB169	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53
PCB187	<0.77	<0.77	2,34	<0.77	<0.77	1,16	2,2	2,28	2,68
PCB183	<0.75	<0.75	1,15	<0.75	<0.75	<0.75	<0.75	6,76	<0.75
PCB174	<0.71	<0.71	<0.71	<0.71	<0.71	<0.71	<0.71	<0.71	<0.71
PCB177	<0.56	<0.56	<0.56	<0.56	<0.56	<0.56	<0.56	5,84	<0.56
PCB180	1,05	2,6	6,67	2,69	2,31	2,65	4,69	9,65	4,91
PCB170	<0.53	<0.53	2,16	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	14,71	<0.53
PCB189	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60
PCB201	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	4,87	<0.58
PCB203	<0.63	<0.63	<0.63	<0.63	<0.63	<0.63	<0.63	3,3	<0.63
PCB195	<1.01	<1.01	<1.01	<1.01	<1.01	<1.01	<1.01	<1.01	<1.01
PCB194	<1.09	<1.09	<1.09	<1.09	<1.09	<1.09	<1.09	4,08	<1.09
PCB206	<1.02	<1.02	<1.02	<1.02	<1.02	<1.02	<1.02	<1.02	<1.02
PCB209	<0.74	<0.74	<0.74	<0.74	<0.74	<0.74	<0.74	<0.74	<0.74

Concentrações de POCs (ng g⁻¹ massa úmida), percentagem de lipídeos e valores $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ em aves da Reserva Biológica do Atol das Rocas.

Compostos	AM302	AM406	AM413	AS113	AS115	AS301	AS303	AS305	AS309
<i>HCB</i>	0,76	2,26	5,91	0,00	7,65	1,94	0,49	8,35	0,88
<i>a-HCH</i>	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	0,47	<0.31	<0.31	0,40	<0.31
<i>b-HCH</i>	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43
<i>g-HCH</i>	3,52	6,99	2,81	1,95	1,55	1,36	1,26	1,97	1,38
<i>d-HCH</i>	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41
<i>pp'-DDE</i>	3,45	2,70	8,53	0,50	8,15	3,90	3,22	3,94	3,31
<i>op'-DDE</i>	<0.19	<0.19	0,44	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19
<i>pp'-DDD</i>	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29
<i>op'-DDD</i>	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20
<i>pp'-DDT</i>	2,09	0,85	2,29	<0.28	0,98	0,86	1,12	1,47	1,59
<i>op'-DDT</i>	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31
<i>Heptacloro</i>	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22
<i>Heptacloro Ep.A</i>	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42
<i>Heptacloro Ep.B</i>	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41
<i>Oxiclordana</i>	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47
<i>g-Clordana</i>	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34
<i>a-Clordana</i>	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45
<i>Aldrin</i>	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22
<i>Isodrin</i>	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33
<i>Dieldrin</i>	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23
<i>Endrin</i>	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28
<i>Endossulfan I</i>	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27
<i>Endossulfan II</i>	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42
<i>Metoxicloro</i>	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32
<i>Mirex</i>	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41
% Lipídeos	4,8	3,2	6	5,6	7,2	2,8	5,2	8,4	6
$\delta^{13}\text{C}$	-15,5510	-15,6490	-15,6050	-15,8290	-15,1050	-15,8290	-15,8700	-15,4880	-15,8030
$\delta^{15}\text{N}$	9,1190	8,9174	9,0711	9,1995	9,6110	8,7347	8,8034	9,5667	8,4987

Concentrações de POCs (ng g⁻¹ massa úmida), percentagem de lipídeos e valores $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ em aves da Reserva Biológica do Atol das Rocas.

Compostos	AS412	AS416	AS417	OF101	OF102	OF107	OF108	OF109	OF110
<i>HCB</i>	5,15	1,92	8,95	1,44	0,33	1,33	1,31	1,96	0,75
<i>a-HCH</i>	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31
<i>b-HCH</i>	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43
<i>g-HCH</i>	1,00	1,36	3,36	0,86	1,25	1,38	<0.36	1,75	0,90
<i>d-HCH</i>	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41
<i>pp'-DDE</i>	3,06	4,19	9,90	2,46	2,24	1,03	1,51	2,45	1,26
<i>op'-DDE</i>	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19
<i>pp'-DDD</i>	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29
<i>op'-DDD</i>	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20
<i>pp'-DDT</i>	1,29	1,46	4,46	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28
<i>op'-DDT</i>	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31
<i>Heptacloro</i>	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22
<i>Heptacloro Ep.A</i>	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42
<i>Heptacloro Ep.B</i>	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41
<i>Oxiclordana</i>	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47
<i>g-Clordana</i>	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34
<i>a-Clordana</i>	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45
<i>Aldrin</i>	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22
<i>Isodrin</i>	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33
<i>Dieldrin</i>	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23
<i>Endrin</i>	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28
<i>Endossulfan I</i>	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27
<i>Endossulfan II</i>	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42
<i>Metoxicloro</i>	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32
<i>Mirex</i>	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41
% Lipídeos	4,4	2,8	7,6	0	0	0	5,2	6,8	3,6
$\delta^{13}\text{C}$	-15,3520	-15,2670	-16,0820	-16,6090	-16,5360	-16,0890	-14,7540	-16,4410	-16,7680
$\delta^{15}\text{N}$	9,6264	8,9508	9,1914	7,7961	7,5392	7,6613	8,6940	7,6378	7,8105

Concentrações de POCs (ng g⁻¹ massa úmida), percentagem de lipídeos e valores $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ em aves da Reserva Biológica do Atol das Rocas.

Compostos	OF111	OF112	OF114	OF116	OF117	OF118	OF119	OF120	OF204
<i>HCB</i>	0,63	0,56	0,36	1,26	1,36	1,48	1,11	1,33	1,01
<i>a-HCH</i>	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31
<i>b-HCH</i>	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43
<i>g-HCH</i>	0,67	1,14	1,89	1,19	1,98	0,48	0,65	<0.36	1,07
<i>d-HCH</i>	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41
<i>pp'-DDE</i>	1,28	<0.27	0,71	0,48	0,73	0,39	1,22	1,02	1,37
<i>op'-DDE</i>	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19
<i>pp'-DDD</i>	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29
<i>op'-DDD</i>	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20
<i>pp'-DDT</i>	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	0,53
<i>op'-DDT</i>	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31
<i>Heptacloro</i>	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22
<i>Heptacloro Ep.A</i>	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42
<i>Heptacloro Ep.B</i>	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41
<i>Oxiclordana</i>	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47
<i>g-Clordana</i>	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34
<i>a-Clordana</i>	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45
<i>Aldrin</i>	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22
<i>Isodrin</i>	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33
<i>Dieldrin</i>	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23
<i>Endrin</i>	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28
<i>Endossulfan I</i>	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27
<i>Endossulfan II</i>	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42
<i>Metoxicloro</i>	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32
<i>Mirex</i>	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41
% Lipídeos	4,4	6	3,2	3,2	3,6	5,6	5,2	2,4	6,8
$\delta^{13}\text{C}$	-14,9300	-16,5450	-16,2640	-15,4570	-16,1810	-16,8230	-16,1810	-14,7070	-16,9500
$\delta^{15}\text{N}$	8,4074	7,6902	8,1804	8,5557	8,2202	7,4687	7,4967	8,8315	8,0194

Concentrações de POCs (ng g⁻¹ massa úmida), percentagem de lipídeos e valores $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ em aves da Reserva Biológica do Atol das Rocas.

Compostos	OF205	OF210	OF211	OF212	OF213	OF214	OF215	OF216	OF217
<i>HCB</i>	0,87	0,31	9,84	1,51	1,51	0,43	1,07	1,07	9,33
<i>a-HCH</i>	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31
<i>b-HCH</i>	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43
<i>g-HCH</i>	1,50	0,59	5,28	1,48	1,48	3,74	2,32	2,53	0,92
<i>d-HCH</i>	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41
<i>pp'-DDE</i>	1,99	1,45	4,77	1,36	1,78	1,98	1,57	1,61	5,44
<i>op'-DDE</i>	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	0,88
<i>pp'-DDD</i>	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29
<i>op'-DDD</i>	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20
<i>pp'-DDT</i>	0,51	0,84	1,54	1,76	1,76	1,21	0,58	1,18	1,05
<i>op'-DDT</i>	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31
<i>Heptacloro</i>	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22
<i>Heptacloro Ep.A</i>	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42
<i>Heptacloro Ep.B</i>	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41
<i>Oxiclordana</i>	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47
<i>g-Clordana</i>	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34
<i>a-Clordana</i>	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45
<i>Aldrin</i>	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22
<i>Isodrin</i>	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33
<i>Dieldrin</i>	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23
<i>Endrin</i>	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28
<i>Endossulfan I</i>	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27
<i>Endossulfan II</i>	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42
<i>Metoxicloro</i>	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32
<i>Mirex</i>	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41
% Lipídeos	1,6	6,4	7,6	7,2	2,8	3,2	3,6	4,4	4,8
$\delta^{13}\text{C}$	-16,2290	-15,0500	-14,8260	-16,8050	-16,9830	-16,2640	-15,1440	-16,6800	-14,7580
$\delta^{15}\text{N}$	7,5935	8,5457	9,0105	7,8937	7,4497	7,8187	8,3775	8,6280	9,2348

Concentrações de POCs (ng g⁻¹ massa úmida), percentagem de lipídeos e valores $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ em aves da Reserva Biológica do Atol das Rocas.

Compostos	OF218	OF219	OF220	OF221	OF304	OF306	OF402	OF407	OF410
HCB	12,33	1,19	1,34	1,94	1,48	12,19	2,41	8,49	3,81
a-HCH	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31
b-HCH	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43
g-HCH	3,97	2,05	2,12	1,05	1,60	7,60	4,68	2,91	3,64
d-HCH	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41
pp'-DDE	5,70	1,28	0,95	1,15	1,35	6,35	2,78	3,94	1,45
op'-DDE	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19
pp'-DDD	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29
op'-DDD	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20
pp'-DDT	0,65	0,61	0,77	0,66	0,69	0,67	1,48	1,20	1,55
op'-DDT	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31
Heptacloro	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22
Heptacloro Ep.A	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42
Heptacloro Ep.B	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41
Oxiclordana	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47
g-Clordana	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34
a-Clordana	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45
Aldrin	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22
Isodrin	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33
Dieldrin	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23
Endrin	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28
Endossulfan I	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27
Endossulfan II	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42
Metoxicloro	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32
Mirex	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41
% Lipídeos	5,6	4,4	1,2	4,8	5,2	6,8	6,4	4,4	4,8
$\delta^{13}\text{C}$	-15,3760	-16,6320	-16,3150	-15,7790	-16,3940	-14,6250	-16,1490	-15,2210	-14,9940
$\delta^{15}\text{N}$	9,3334	8,0601	8,5747	8,3287	8,2563	9,0132	9,2619	9,7548	8,7058

Concentrações de POCs (ng g⁻¹ massa úmida), percentagem de lipídeos e valores $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ em aves da Reserva Biológica do Atol das Rocas.

Compostos	SD201	SD202	SD203	SD206	SD207	SD209	SD405	SD409	SL408
<i>HCB</i>	0,94	0,68	2,83	1,39	1,79	2,82	3,06	11,91	6,41
<i>a-HCH</i>	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31
<i>b-HCH</i>	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43
<i>g-HCH</i>	2,24	3,25	2,95	1,52	1,58	1,13	1,83	2,81	2,76
<i>d-HCH</i>	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41
<i>pp'-DDE</i>	2,09	3,56	3,67	2,52	3,68	3,37	7,61	14,53	10,74
<i>op'-DDE</i>	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	3,24	<0.19
<i>pp'-DDD</i>	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29
<i>op'-DDD</i>	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20
<i>pp'-DDT</i>	0,65	1,94	1,30	0,79	1,06	1,93	1,21	5,29	1,07
<i>op'-DDT</i>	<0.31	<0.31	0,75	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31
<i>Heptacloro</i>	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22
<i>Heptacloro Ep.A</i>	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42
<i>Heptacloro Ep.B</i>	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41
<i>Oxiclordana</i>	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47
<i>g-Clordana</i>	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34
<i>a-Clordana</i>	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45
<i>Aldrin</i>	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22
<i>Isodrin</i>	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33
<i>Dieldrin</i>	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23
<i>Endrin</i>	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28
<i>Endossulfan I</i>	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27
<i>Endossulfan II</i>	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42
<i>Metoxicloro</i>	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32
<i>Mirex</i>	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41
% Lipídeos	8,4	6	3,2	4,8	4,8	5,6	3,6	4	8,4
$\delta^{13}\text{C}$	-15,6300	-15,7310	-15,4390	-15,0770	-15,9660	-15,2390	-15,5380	-15,6040	-15,4320
$\delta^{15}\text{N}$	10,4574	10,7631	10,7025	10,7775	10,8680	10,5460	10,3842	10,8643	10,8942

Concentrações de PCBs (ng g⁻¹ massa úmida) em aves do Arquipélago de Trindade e Martin Vaz.

Compostos	AS01	OF01	OF02	OF03	OF04	OF05	OF06	OF07	OF08	OF09
PCB8	2,02	1,15	0,94	1,32	0,56	1,27	0,79	1,48	0,48	0,95
PCB18	1,3	1,46	1,04	0,5	1,39	0,89	1,07	1,35	1,7	0,6
PCB31	1,92	<0.48	0,69	<0.48	1,83	0,72	0,66	0,73	0,62	1,3
PCB28	1,31	1,01	1,61	1,01	1,48	0,65	1,12	0,8	1,58	0,83
PCB33	1,04	1,11	0,93	0,6	1,25	0,88	0,92	0,83	0,91	0,6
PCB52	2,69	1,43	1,9	3,69	1,68	3,67	1,85	1,65	2,08	1,83
PCB49	1,57	0,79	0,58	1,53	0,58	1,23	0,87	0,93	0,81	0,85
PCB44	1,55	1,56	1,23	1,39	1,48	2,29	1,88	1,27	1,44	1,47
PCB74	0,58	<0.49	<0.49	<0.49	<0.49	0,51	<0.49	<0.49	<0.49	<0.49
PCB70	0,93	0,59	<0.52	1,68	0,53	1,42	<0.52	<0.52	0,74	0,6
PCB66	1,15	<0.57	<0.57	2,21	0,77	1,03	<0.57	<0.57	0,75	<0.57
PCB95	1,62	2,37	1,2	3,19	2,03	2,83	1,48	2,19	2,13	1,64
PCB56/60	1,41	0,92	0,75	1,71	0,79	0,98	<0.41	1,11	0,81	0,63
PCB81	<0.52	<0.52	<0.52	<0.52	<0.52	<0.52	<0.52	<0.52	<0.52	<0.52
PCB101	1,38	0,79	0,82	1,32	1,07	1,56	0,79	1,15	1,49	1,12
PCB99	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	0,69	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58
PCB97	<0.46	<0.46	<0.46	<0.46	0,51	0,9	<0.46	<0.46	0,72	<0.46
PCB87	0,43	<0.41	0,57	0,67	0,71	0,95	<0.41	0,9	1,04	<0.41
PCB77	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51
PCB110	1,03	1,08	0,95	<0.48	1,32	2,06	0,81	1,02	1,6	1,14
PCB123	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50
PCB118	1,03	<0.56	<0.56	1,57	1,73	1,09	0,58	0,57	1,58	1,41
PCB114	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43
PCB105	<0.51	<0.51	<0.51	0,87	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51
PCB126	<0.66	<0.66	<0.66	<0.66	<0.66	<0.66	<0.66	<0.66	<0.66	<0.66
PCB151	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60
PCB149	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	0,98	<0.58	<0.58	0,59	<0.58
PCB153	0,89	0,65	<0.38	0,8	0,64	0,87	<0.38	0,61	1,13	0,61
PCB132	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	0,96	<0.58	<0.58	0,72	0,65	<0.58
PCB141	<0.44	<0.44	<0.44	<0.44	<0.44	<0.44	<0.44	<0.44	<0.44	<0.44
PCB138	<0.46	1,06	<0.46	<0.46	<0.46	1,24	<0.46	<0.46	0,72	<0.46
PCB158	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53
PCB128	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45
PCB167	<0.72	<0.72	<0.72	<0.72	<0.72	<0.72	<0.72	<0.72	<0.72	<0.72
PCB156	<0.59	<0.59	<0.59	<0.59	<0.59	<0.59	<0.59	<0.59	<0.59	<0.59
PCB157	<0.73	<0.73	<0.73	<0.73	<0.73	<0.73	<0.73	<0.73	<0.73	<0.73
PCB169	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53
PCB187	<0.77	<0.77	<0.77	<0.77	<0.77	<0.77	<0.77	<0.77	<0.77	<0.77
PCB183	<0.75	<0.75	<0.75	<0.75	<0.75	<0.75	<0.75	<0.75	<0.75	<0.75
PCB174	<0.71	<0.71	<0.71	<0.71	<0.71	<0.71	<0.71	<0.71	<0.71	<0.71
PCB177	<0.56	<0.56	<0.56	<0.56	<0.56	<0.56	<0.56	<0.56	<0.56	<0.56
PCB180	<0.62	<0.62	<0.62	<0.62	<0.62	<0.62	<0.62	<0.62	<0.62	<0.62
PCB170	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53	<0.53
PCB189	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60	<0.60
PCB201	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58	<0.58
PCB203	<0.63	<0.63	<0.63	<0.63	<0.63	<0.63	<0.63	<0.63	<0.63	<0.63
PCB195	<1.01	<1.01	<1.01	<1.01	<1.01	<1.01	<1.01	<1.01	<1.01	<1.01
PCB194	<1.09	<1.09	<1.09	<1.09	<1.09	<1.09	<1.09	<1.09	<1.09	<1.09
PCB206	<1.02	<1.02	<1.02	<1.02	<1.02	<1.02	<1.02	<1.02	<1.02	<1.02
PCB209	<0.74	<0.74	<0.74	<0.74	<0.74	<0.74	<0.74	<0.74	<0.74	<0.74

Concentrações de PCBs (ng g⁻¹ massa úmida) em aves do Arquipélago de Trindade e Martin Vaz.

Compostos	OF10	OF11	OF12	OF13	PA01	PA02	PA03	PA04	PA05
PCB8	0,68	0,62	0,9	0,54	0,68	0,69	0,72	0,86	0,62
PCB18	0,78	1,19	0,82	0,91	0,85	0,73	0,99	0,98	0,67
PCB31	0,7	1,72	1,37	<0,48	1,09	0,76	0,7	0,56	0,53
PCB28	1	1,76	1,18	2,36	1,8	1,76	1,79	0,64	1,63
PCB33	0,6	2,22	0,85	2,79	0,91	1,45	1,18	0,71	1,12
PCB52	0,6	0,89	2,44	1,6	2,83	2,05	2,33	2,23	2,36
PCB49	0,65	0,65	1,99	0,65	1,14	1	0,65	0,78	0,87
PCB44	0,93	0,93	1,7	0,93	1,57	1,53	1,44	1,59	1,02
PCB74	<0,49	<0,49	1,51	<0,49	<0,49	<0,49	<0,49	<0,49	<0,49
PCB70	<0,52	<0,52	1,41	<0,52	1,6	0,86	0,88	<0,52	<0,52
PCB66	<0,57	<0,57	1,04	<0,57	1,03	0,79	0,72	0,64	0,64
PCB95	1,98	1,78	2,91	<0,54	1,61	1,39	1,87	2,13	1,89
PCB56/60	0,7	0,7	0,96	0,7	1,4	0,67	1	0,9	0,78
PCB81	<0,52	<0,52	<0,52	<0,52	<0,52	<0,52	<0,52	<0,52	<0,52
PCB101	0,64	0,64	2,71	0,64	2,34	1,99	2,25	1,76	1,26
PCB99	<0,58	<0,58	0,98	<0,58	1,95	<0,58	2	1	<0,58
PCB97	<0,46	<0,46	0,54	<0,46	2,37	<0,46	2,57	<0,46	<0,46
PCB87	0,67	0,67	1,35	0,67	1,3	1,48	1,45	1,02	0,56
PCB77	<0,51	<0,51	<0,51	<0,51	<0,51	<0,51	<0,51	<0,51	<0,51
PCB110	<0,48	<0,48	2,21	<0,48	1,96	1,41	1,94	1,23	1,22
PCB123	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50
PCB118	0,91	0,66	1,75	0,58	2,75	1,3	2,57	1,03	0,9
PCB114	<0,43	<0,43	<0,43	<0,43	<0,43	<0,43	<0,43	<0,43	<0,43
PCB105	<0,51	<0,51	0,61	<0,51	<0,51	<0,51	<0,51	<0,51	<0,51
PCB126	<0,66	<0,66	<0,66	<0,66	<0,66	<0,66	<0,66	<0,66	<0,66
PCB151	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60	0,89	<0,60	1,01	<0,60	<0,60
PCB149	<0,58	<0,58	0,67	<0,58	<0,58	<0,58	0,6	<0,58	<0,58
PCB153	0,77	0,45	1,14	0,63	3,78	1,29	3,44	1,44	0,96
PCB132	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58	1,08	0,63	1,08	<0,58	<0,58
PCB141	<0,44	<0,44	<0,44	<0,44	<0,44	<0,44	<0,44	<0,44	<0,44
PCB138	<0,46	<0,46	0,89	<0,46	1,81	0,6	1,58	1,34	<0,46
PCB158	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53
PCB128	<0,45	<0,45	<0,45	<0,45	0,88	<0,45	0,99	<0,45	<0,45
PCB167	<0,72	<0,72	<0,72	<0,72	<0,72	<0,72	<0,72	<0,72	<0,72
PCB156	<0,59	<0,59	<0,59	<0,59	<0,59	<0,59	<0,59	<0,59	<0,59
PCB157	<0,73	<0,73	<0,73	<0,73	<0,73	<0,73	<0,73	<0,73	<0,73
PCB169	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53
PCB187	<0,77	<0,77	<0,77	<0,77	<0,77	<0,77	<0,77	<0,77	<0,77
PCB183	<0,75	<0,75	<0,75	<0,75	<0,75	<0,75	<0,75	<0,75	<0,75
PCB174	<0,71	<0,71	<0,71	<0,71	0,72	<0,71	0,75	<0,71	<0,71
PCB177	<0,56	<0,56	<0,56	<0,56	<0,56	<0,56	<0,56	<0,56	<0,56
PCB180	<0,62	<0,62	<0,62	<0,62	0,98	<0,62	1,01	<0,62	<0,62
PCB170	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53	<0,53
PCB189	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60
PCB201	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58	<0,58
PCB203	<0,63	<0,63	<0,63	<0,63	<0,63	<0,63	<0,63	<0,63	<0,63
PCB195	<1,01	<1,01	<1,01	<1,01	<1,01	<1,01	<1,01	<1,01	<1,01
PCB194	<1,09	<1,09	<1,09	<1,09	<1,09	<1,09	<1,09	<1,09	<1,09
PCB206	<1,02	<1,02	<1,02	<1,02	<1,02	<1,02	<1,02	<1,02	<1,02
PCB209	<0,74	<0,74	<0,74	<0,74	<0,74	<0,74	<0,74	<0,74	<0,74

Concentrações de POCs (ng g⁻¹ massa úmida), percentagem de lipídeos e valores $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ em aves do Arquipélago de Trindade e Martin Vaz.

Compostos	AS01	OF01	OF02	OF03	OF04	OF05	OF06	OF07	OF08	OF09
HCB	3,28	1,52	1,21	0,84	0,72	1,25	0,80	0,78	0,48	1,75
<i>a-HCH</i>	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31
<i>b-HCH</i>	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43
<i>g-HCH</i>	1,55	2,05	1,64	<0,70	1,19	1,70	<0,70	1,52	2,05	2,08
<i>d-HCH</i>	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41
<i>pp'-DDE</i>	7,39	3,43	3,02	2,62	3,54	3,99	3,95	4,05	4,49	3,02
<i>op'-DDE</i>	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19
<i>pp'-DDD</i>	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29
<i>op'-DDD</i>	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20
<i>pp'-DDT</i>	1,54	<0,47	0,57	0,48	0,82	0,55	<0,47	<0,47	0,80	0,97
<i>op'-DDT</i>	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31
<i>Heptacloro</i>	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22
<i>Heptacloro</i>										
<i>Ep.A</i>	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42
<i>Heptacloro</i>										
<i>Ep.B</i>	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41
<i>Oxiclordana</i>	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47
<i>g-Clordana</i>	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34
<i>a-Clordana</i>	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45
<i>Aldrin</i>	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22
<i>Isodrin</i>	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33
<i>Dieldrin</i>	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23
<i>Endrin</i>	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28
<i>Endossulfan I</i>	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27
<i>Endossulfan II</i>	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42
<i>Metoxicloro</i>	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32
<i>Mirex</i>	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41
% Lipídeos	4,4	4	4,4	4,8	5,2	6,8	3,6	4,4	6	3,2
$\delta^{13}\text{C}$	16,7910	16,8700	16,4880	16,3030	16,3520	16,2670	16,0820	16,6090	16,5360	16,0890
$\delta^{15}\text{N}$	8,6669	8,8034	8,6624	7,4823	7,8774	8,0610	8,9346	8,7302	8,4987	7,8404

Concentrações de POCs (ng g⁻¹ massa úmida), percentagem de lipídeos e valores $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ em aves do Arquipélago de Trindade e Martin Vaz.

Compostos	OF10	OF11	OF12	OF13	PA01	PA02	PA03	PA04	PA05
HCB	<0,46	1,16	2,60	<0,46	7,26	2,06	6,36	2,16	1,62
a-HCH	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31
b-HCH	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43
g-HCH	<0,70	0,71	3,11	<0,70	4,77	0,77	3,48	<0,70	<0,70
d-HCH	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41
pp'-DDE	2,74	3,50	7,02	3,99	13,22	4,75	10,33	4,39	3,95
op'-DDE	<0.19	<0.19	1,70	<0.19	3,03	1,29	3,54	0,86	1,41
pp'-DDD	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29
op'-DDD	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20
pp'-DDT	<0,47	0,99	2,34	0,84	2,47	<0,47	2,73	0,84	<0,47
op'-DDT	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31	<0.31
Heptacloro	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22
Heptacloro Ep.A	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42
Heptacloro Ep.B	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41
Oxiclordana	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47	<0.47
g-Clordana	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34	<0.34
a-Clordana	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45
Aldrin	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22	<0.22
Isodrin	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33	<0.33
Dieldrin	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23	<0.23
Endrin	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28	<0.28
Endossulfan I	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27	<0.27
Endossulfan II	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42
Metoxicloro	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32	<0.32
Mirex	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41	<0.41
% Lipídeos	3,2	3,6	5,6	5,2	8,4	6	3,2	4,8	4,8
$\delta^{13}\text{C}$	-16,7540	-16,4410	-16,1768	-17,2300	-17,0490	-17,2050	-17,0090	-17,3500	-17,4290
$\delta^{15}\text{N}$	8,7184	7,6722	9,1751	8,3829	10,0025	8,9807	10,7368	9,7014	9,1869

Anexo II - Gráficos Analíticos para os Resultados de análise de Isótopos Estáveis

Aves – Atol das Rocas - Resultados Individuais

Aves – Arquipélago de Trindade - Resultados Individuais

Anexo III – Artigo publicado durante o doutorado

2011

“Specific profiles of polybrominated diphenylethers (PBDEs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in fish and tucuxi dolphins from the estuary of Paraíba do Sul River, Southeastern Brazil”

Natalia Quinete, Ricardo Lavandier, Patrick Simões Dias, Satie Taniguchi, Rosalinda Carmela Montone, Isabel Moreira.

Marine Pollution Bulletin 62(2): 440-446.

Abstract

Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) are ubiquitous pollutants in the environment and subject of several studies due to their adverse effects as endocrine disruptors. Despite the concern over widespread distribution of PBDEs even in sparsely populated regions of the world, few studies have reported their occurrence in Brazil. In this study, PBDEs and PCBs levels were measured in selected fish species and dolphins from Paraíba do Sul River, Brazil. BDE 47 and 85 were the predominant congeners. Low chlorinated congeners showed the highest concentrations in fish; however dolphins presented the highest proportion of PCBs 153, followed by 138 and 180. The daily intake of PBDEs and PCBs was estimated for the population of this region. PCB daily intake through consumption of croaker was above the limits set by the Brazilian Ministry of Agriculture, raising great concern over the existence of a source of PCB contamination in Brazil.

Anexo IV – Artigo publicado durante o doutorado

2012

“Contamination by chlorinated pesticides, PCBs and PBDEs in Atlantic spotted dolphin (*Stenella frontalis*) in western South Atlantic”

Juliana Leonel, Satie Taniguchi, Dalton K. Sasaki, Mauro J. Cascaes, Patrick Simões Dias, Silvina Botta, Marcos C. de O. Santos, Rosalinda C. Montone.

Chemosphere 86(7): 741-746.

Abstract

Chlorinated pesticides, PCBs and PBDEs were analysed in nine blubber samples of Atlantic spotted dolphins, *Stenella frontalis*, incidentally captured during fishing operations in southern and southeastern Brazil between 2005 and 2007. The majority of compounds analysed were detected, suggesting widespread contamination over the region. Although the samples came from a location far from main coastal industrial areas, the results revealed an influence from such sources. Therefore, levels of PCBs (774–23 659 ng g⁻¹ lipid wt.) and PBDEs (23–1326 ng g⁻¹ lipid wt.) detected seem to be related to the movement of individuals throughout near-shore and offshore waters. The sample from a lactating female exhibited a lower level of contamination and a distinct pattern, indicating selective transfer favouring less lipophilic compounds.

Anexo V – Artigo publicado durante o doutorado

2013

“Polychlorinated biphenyls (PCBs) and Polybrominated Diphenyl ethers (PBDEs) in three fish species from an estuary in the southeastern coast of Brazil”

Ricardo Lavandier, Natalia Quinete, Rachel Ann Hauser-Davis, Patrick Simões Dias, Satie Taniguchi, Rosalinda Montone, Isabel Moreira.

Chemosphere 90(9): 2435-2443.

Abstract

Polychlorinated biphenyls (PCBs) and Polybrominated Diphenyls Ethers (PBDEs) are two highly lipophilic classes of persistent organic pollutants able to resist degradation and with the ability to bioaccumulate through the food chain. In Brazil, there are still few studies on PCBs and PBDEs in aquatic organisms. In this study, we determined the levels of PBDEs and PCBs in three different fish species from the Ilha Grande Bay, located in the southern state of Rio de Janeiro, Brazil. PBDEs levels were very low, with values below the limit of quantification. PCBs concentrations ranged from 2.29 to 27.60 ng g⁻¹ ww in muscle and from 3.41 to 34.22 ng g⁻¹ ww in liver of the three investigated fish species. Significant positive correlations were established between PCBs concentration and fish biometric variables in mullet (length and lipid content) and a statistically significant change between seasons in croaker was observed.

Anexo VI – Artigo publicado durante o doutorado

2013

“Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDES) and Polychlorinated Biphenyls (PCBS) in Mussels and Two Fish Species from the Estuary of the Guanabara Bay, Southeastern Brazil”

Sinai F. Gonçalves da Silva, I.M.R.A. Brüning, Rosalinda C. Montone, Satie Taniguchi, Mauro J. Cascaes, Patrick Simões Dias, Ricardo C. Lavandier, Rachel A. Hauser-Davis, Isabel Moreira.

Bulletin of environmental contamination and toxicology 91(3): 261-266

Abstract

The present investigation aimed to analyze PBDE and PCB contamination in mussels (*Perna perna*) and two commercially important fish species, croaker (*Micropogonias furnieri*) and mullet (*Mugil liza*), in the Guanabara Bay, the most important Brazilian estuary, by gas chromatography coupled to mass spectrometry, in order to further knowledge regarding these compounds in the southern hemisphere. This is also the first report of PBDE in this mussel species in the Guanabara Bay. Fish were captured in September (dry season, winter) and March (wet season, summer) 2007 and September 2008. Mussels were collected in August (dry season, winter) 2006, in February (wet season, summer) 2007, and in August 2007 (winter). The results show that all samples showed higher PCB contamination when compared to other ecosystems around the world. On the other hand, PBDEs presented lower concentrations in 41 % of the samples. Croakers presented the highest PCB and PBDE levels, with mullet showing intermediary values and mussels, the lowest.

Anexo VII – Artigo publicado durante o doutorado

2013

“Persistent organic pollutants in marine biota of São Pedro and São Paulo Archipelago, Brazil”

Patrick Simões Dias, Caio V. Z. Cipro, Satie Taniguchi, Rosalinda C. Montone.

Marine Pollution Bulletin 74(1): 435-440

Abstract

Remote islands, such as the São Pedro and São Paulo Archipelago (SPSPA), Brazil, are pristine areas. However, these locations are not exempt from the arrival of anthropogenic agents, such as persistent organic pollutants (POPs). The present study aimed to determine the occurrence and distribution of POPs in the marine biota of the SPSPA. Sample extractions were performed using a microwave-assisted method. The predominant compounds were PCBs and DDTs, which respectively had mean wet weight concentrations of 62.23 and 9.23 ng g⁻¹ in the tropical two-wing flying fish (*Exocoetus volitans*), 78.66 and 6.81 ng g⁻¹ in the brown booby (*Sula leucogaster*) and 43.40 and 3.03 ng g⁻¹ in the red rock crab (*Grapsus grapsus*). Low levels of contaminants suggest a relative degree of isolation. Occurrence and distribution profiles of PCBs support long-range atmospheric transport as the main source of contamination and demonstrate the ubiquity of these pollutants in the marine environment.

Anexo VIII – Artigo submetido, em revisão

“Persistent organic pollutants and stable isotopes in avifauna from the Rocas Atoll Reserve, Brazil”

Patrick Simões Dias, Caio V. Z. Cipro, Fernanda I. Colabuono, Satie

Taniguchi, Rosalinda C. Montone.

Chemosphere

Abstract

Pollution is an issue of considerable importance with regard to the conservation of seabirds and their habitats. The Rocas Atoll Reserve houses the largest population of seabirds in Brazil. In the present study, liver samples were collected from five seabird species in the Rocas Atoll Reserve and analysed for the presence of persistent organic pollutants (POPs: PCBs, organochlorine pesticides and PBDEs) and stable isotopes (^{13}C and ^{15}N). PCBs (3.37 to 189 ng g⁻¹), DDTs (0.5 to 23.1 ng g⁻¹) and HCB (0.31 to 12.3 ng g⁻¹) were the predominant compounds (mean values in wet weight). Stable isotope analysis revealed that the differences in POP levels maybe associated with foraging, diet and living habits. Significant correlations between $\delta^{15}\text{N}$ and POPs were found, which suggests that such considerable variation in qualitative PCB levels could be associated with the trophic level. The stratification of the POP concentrations and variation in PCB profiles are in accordance with the trophic level, diet and ecological data.