CAIO VINÍCIUS ZECCHIN CIPRO

**Poluentes orgânicos e isótopos estáveis no
ecossistema da Baía do Almirantado, Ilha Rei
George, Antártida**

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

Orientadora: Professora Doutora
Rosalinda Carmela Montone

São Paulo

2011

Universidade de São Paulo
Instituto Oceanográfico

**Poluentes orgânicos e isótopos estáveis no
ecossistema da Baía do Almirantado, Ilha Rei
George, Antártida**

Caio Vinícius Zecchin Cipro

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

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

Dedico este trabalho aos meus avós, por
terem me dado a honra de trazer cada
um deles como parte indissolúvel de mim

Fétchez la vache!

Your mother was a hamster and your father smelt of elderberries!

Monty Python and the Holy Grail (1974)

SUMÁRIO:

SUMÁRIO:	v
AGRADECIMENTOS	viii
RESUMO	xi
ABSTRACT	xii
Índice de Figuras	xiii
Índice de Tabelas	xvi
1 Introdução	- 1 -
1.1 Prefácio	- 1 -
1.2 Poluentes orgânicos no ambiente antártico	- 2 -
1.2.1 Pesticidas organoclorados (adaptado de Cipro, 2007)	- 6 -
1.2.1.1 Ciclodienos	- 6 -
1.2.1.2 DDT e metabólitos	- 8 -
1.2.1.3 HCB e Mirex	- 9 -
1.2.1.4 Isômeros do HCH	- 9 -
1.2.2 Bifenilos policlorados (PCBs)	- 10 -
1.2.3 Difenis éter polibromados (PBDEs)	- 12 -
1.3 Isótopos estáveis	- 14 -
1.4 Matrizes estudadas	- 15 -
1.4.1 Neve e água de degelo	- 15 -
1.4.2 Vegetação	- 15 -
1.4.2.1 Gênero <i>Usnea</i>	- 16 -
1.4.2.2 Gênero <i>Brachythecium</i>	- 17 -
1.4.2.3 <i>Sanionia uncinata</i>	- 18 -
1.4.2.4 <i>Syntrichia princeps</i>	- 20 -
1.4.2.5 <i>Colobanthus quitensis</i>	- 20 -
1.4.3 Invertebrados	- 21 -
1.4.3.1 <i>Euphausia superba</i> (adaptado de Cipro, 2007)	- 22 -
1.4.3.2 <i>Nacella concinna</i>	- 25 -
1.4.4 Peixes	- 25 -
1.4.5 Aves	- 26 -
1.4.5.1 <i>Pygoscelis adeliae</i> (adaptado de Cipro, 2007)	- 27 -
1.4.5.2 <i>Pygoscelis antarctica</i> (adaptado de Cipro, 2007)	- 28 -
1.4.5.3 <i>Pygoscelis papua</i> (adaptado de Cipro, 2007)	- 29 -
1.4.5.4 <i>Larus dominicanus</i>	- 31 -
1.4.5.5 <i>Daption capense</i>	- 32 -
1.4.5.6 <i>Sterna vittata</i>	- 33 -
1.4.5.7 Gênero <i>Catharacta</i>	- 34 -
1.4.5.8 <i>Macronectes giganteus</i>	- 36 -
1.4.6 Mamíferos	- 36 -
1.4.6.1 <i>Lobodon carcinophagus</i>	- 37 -
1.4.6.2 <i>Leptonychotes weddellii</i>	- 37 -
1.4.6.3 <i>Arctocephalus gazella</i>	- 38 -
1.4.6.4 <i>Mirounga leonina</i>	- 39 -
1.5 Objetivo	- 41 -
1.5.1 Objetivos específicos	- 41 -

2 Materiais e métodos	- 42 -
2.1 Área de estudo (adaptado de Cipro, 2007)	- 42 -
2.2 Amostragem	- 46 -
2.2.1 Neve e água de degelo	- 46 -
2.2.2 Vegetação	- 47 -
2.2.3 Invertebrados	- 48 -
2.2.4 Peixes	- 49 -
2.2.5 Ovos de aves	- 50 -
2.2.6 Demais matrizes (tecidos de aves e pinípedes)	- 51 -
2.3 Cuidados analíticos	- 53 -
2.3.1 Limpeza dos materiais	- 53 -
2.3.2 Preparação de reagentes sólidos	- 54 -
2.3.3 Soluções padrão	- 54 -
2.3.4 Purificação em coluna de HPLC	- 54 -
2.3.5 Determinação de matéria orgânica extraível e peso seco	- 55 -
2.3.6 Condições cromatográficas	- 55 -
2.3.6.1 GC-ECD	- 55 -
2.3.6.2 GC-MS	- 56 -
2.3.7 Identificação e quantificação	- 56 -
2.3.7.1 GC-ECD	- 56 -
2.3.7.2 GC-MS	- 57 -
2.4 Testes metodológicos para análise de poluentes orgânicos em matrizes abióticas	- 57 -
2.5 Controle de qualidade	- 73 -
2.5.1 Limite de detecção do método - Neve e água de degelo	- 74 -
2.5.1.1 PCBs	- 75 -
2.5.1.2 Pesticidas organoclorados	- 76 -
2.5.1.3 PBDEs	- 78 -
2.5.2 Limite de detecção do método – Organismos	- 78 -
2.5.2.1 Pesticidas organoclorados	- 78 -
2.5.2.2 PBCs	- 79 -
2.5.2.3 PBDEs	- 80 -
2.6 Detalhamento das metodologias finais para poluentes orgânicos	- 80 -
2.6.1 Neve e água de degelo	- 80 -
2.6.2 Invertebrados e ovos de aves	- 81 -
2.6.3 Demais matrizes	- 82 -
2.7 Validação	- 83 -
2.8 Isótopos estáveis	- 86 -
2.9 Testes estatísticos	- 87 -
2.10 Números de licenças e projetos	- 87 -
3 Resultados e discussão	- 89 -
3.1 Neve e água de degelo	- 89 -
3.1.1 Série temporal	- 89 -
3.2 Vegetação	- 96 -
3.2.1 Isótopos estáveis	- 101 -
3.2.2 Testes estatísticos	- 103 -
3.3 Peixes	- 106 -
3.3.1 Isótopos estáveis	- 108 -
3.3.2 Testes estatísticos	- 111 -

3.4 Invertebrados e ovos de aves.....	- 112 -
3.4.1 Pingüins e krill.....	- 112 -
3.4.2 <i>Nacella concinna</i> e aves de maior nível trófico	- 116 -
3.4.3 Isótopos estáveis.....	- 120 -
3.4.4 Testes estatísticos.....	- 122 -
3.5 Fígado de aves	- 125 -
3.5.1 Isótopos estáveis.....	- 131 -
3.5.2 Testes estatísticos.....	- 133 -
3.6 Pinípedes.....	- 135 -
3.6.1 Isótopos estáveis.....	- 139 -
3.6.2 Testes estatísticos.....	- 143 -
3.7 Visão geral: amostras de animais.....	- 145 -
3.7.1 Testes estatísticos.....	- 149 -
4 Proposta de um indicador de biomagnificação baseado na massa molecular dos PCBs	- 152 -
5 Conclusões	- 155 -
6 Referências bibliográficas.....	- 157 -
Anexo I – Tabelas analíticas para dados de poluentes orgânicos.....	- 173 -
Anexo II – Tabelas sintéticas para pareamento de dados de poluentes orgânicos, $\delta^{15}\text{N}$ e o indicador proposto (MAP 2-9)	- 202 -
Anexo III – Gráficos analíticos para os resultados de análises de isótopos estáveis	- 209 -
Anexo IV – Limites de detecção dos métodos.....	- 215 -
Anexo V – Artigo publicado durante o doutorado.....	- 219 -
Anexo VI – Artigo aceito para publicação durante o doutorado	- 225 -

AGRADECIMENTOS

Quatro anos depois, algumas coisas mudaram muito, outras nem um pouco. Por isso começo mais uma vez agradecendo: a meus pais por terem permitido que eu crescesse imerso em liberdade de pensamento e senso crítico e, junto principalmente com meu Nonno e meu tio Robertino, estimularem uma atitude e visão das coisas que, no ultra-chato politicamente correto mundo das crianças de hoje, renderia alguma “atividade” para que eu parasse de perturbar. A meus irmãos, por serem quem são, tão diferentes de mim. A meus amigos de verdade por fazerem parecer que nunca estivemos longe uns dos outros, mesmo que tenhamos tomado rumos tão diferentes na vida. A Mariana, minha *adversária*, que, antes de tudo, está sempre do meu lado. É por causa de todos eles que me lembro todo dia do menino que eu era.

A minha orientadora, Rosalinda Camela Montone, a Rosa, pelas oportunidades todas que recebi durante esses anos de LabQOM, pelas críticas que só ajudaram a construir, a me preparar pro mundo da academia e sobretudo pela confiança que depositou em mim nos vários desafios que enfrentamos nesses meus anos de oceanografia que, agora me dou conta, já são mais que os de engenharia.

À disposição da banca de examinadores, que hão de dar contribuições valiosas e “fora-da-caixa”.

Aos funcionários do Instituto Oceanográfico que direta ou indiretamente contribuíram para a realização do trabalho; à Secretaria do DOF e da Pós-Graduação pela ajuda com as montanhas burocráticas, ao Sr. Pedro que vai receber os exemplares em cima da hora e salvar minha pele e ao Éder

especialmente por restituir à vida meu computador que resolvera “morrer” às vésperas do meu embarque para a França. Falando da França, agradeço a meu supervisor do estágio sanduíche, Professor Paco Bustamante, por ter me recebido tão bem na belíssima La Rochelle e por me mostrar as maravilhas possíveis com a “isotoparia”. Saudações cordiais aos companheiros Luc Fargier e Guillaume Champlong e à Catherine Portes e sua fiel escudeira Pipo.

Às instituições envolvidas no fomento e execução dos projetos relacionados ao presente trabalho: Ministério do Meio Ambiente (MMA), Secretaria da Comissão Interministerial para os Recursos do Mar e o Programa Antártico Brasileiro (SECIRM/PROANTAR), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), ao Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia – Antártico de Pesquisas Ambientais (INCT-APA) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

À Fundação de Amparo à pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pela concessão de bolsa de doutorado (2007/55956-0).

Ao Prof. Rolf, pela inveja boa que me dá da sua disposição e pelas inúmeras conversas. À Profa. Márcia pelo cotidiano e pelos toques que me deu na qualificação, junto com os da Profa. Thaïs. Aos invasores Sandrinha e Michel do DOB. Ao Lourival, que não deixa faltar nada e aí todo mundo acaba ficando mal acostumado. Só nós temos essa sorte! Como eu sou velho e nasci velho, lembranças ao povo “da antiga”, que de vez em quando dá as caras (ou não): Juliana, Rafael, César, Dênis, Maurício e Gilvan (cuja participação no trabalho com PBDEs foi fundamental).

Aos colegas que fazem o laboratório mais legal do IO ser o laboratório mais legal do IO: Amanda, Patrick (meu parceiro no “Gigantes do Garfo”),

Renato M.(dono da farmácia), Liziane, Diego, Ana Cecília, Fernanda (a quem sou muito grato por ter compartilhado trabalhos que me renderam excelentes oportunidades), Dayana, Caio Augusto, Josi, Felipe, Patrícia, Gabi, Renato O., Mauro, Vinícius, Silvio, Hileia (a quem devo muito pelo trabalho de laboratório), Paula e Edgar. Espero não ter esquecido ninguém, porque quando esqueci a Mariana Alonso no mestrado, a vergonha foi insuportável! Que isso sirva de redenção... tardia, é bem verdade!

Por fim, é impossível não agradecer mais uma vez pela sorte de termos a Satie Taniguchi, que conhece todas as análises de trás pra frente e em dois minutos “mata” problemas que nós, doutorandos, levamos horas e horas de elucubração e conjectura para tentar resolver. Só posso repetir o que escrevi no mestrado: não há criatura com mais paciência, solicitude e disposição. Como já se disse antes (eu incluído): você foi uma verdadeira co-orientadora.

RESUMO

Apesar da pequena influência antrópica direta em seu território, a Antártida não pode ser considerada livre do alcance de poluentes. No presente estudo, avaliou-se a distribuição e transferência de poluentes orgânicos (PCBs, pesticidas organoclorados e PBDEs) em compartimentos abióticos (neve e água de degelo) e bióticos (liquens, musgos, invertebrados, peixes, ovos de aves e tecidos de aves e pinípedes, para os quais também foi aplicada análise isotópica de nitrogênio-15 e carbono-13) do ecossistema da Baía do Almirantado. Os compartimentos abióticos tiveram concentrações entre 1,4 e 156 pg L⁻¹, apenas para grupos de organoclorados, com variação intra-sazonal importante e compatibilidade com níveis tróficos inferiores e amostras de vegetação, que por sua vez refletiram a importância de fontes secundárias de poluentes. Nos animais, *grosso modo*, os compostos prevalentes (em ng g⁻¹ peso úmido) foram PCBs, (6,82-1821), HCB (0,060-136) e DDTs, (0,410-524), níveis de duas a três ordens de grandeza superiores aos encontrados em vegetação. PBDEs ocorreram, de modo geral, em níveis uma ou duas ordens de grandeza abaixo dos organoclorados. A análise isotópica mostrou-se útil como ferramenta indicadora de nível trófico e origem de matéria orgânica consumida, correlacionando-se quantitativa e qualitativamente com os poluentes orgânicos pela indicação de fatores como *stress* nutricional e mudança de área de forrageio e/ou de dieta. Como alternativa, foi proposto um novo indicador de biomagnificação baseado no peso molecular dos PCBs, que apresentou resultados estatisticamente superiores ao $\delta^{15}\text{N}$ na maioria dos casos.

Palavras-chave: PBDEs, Pesticidas organoclorados, PCBs, POPs, Isótopos estáveis, Antártida, indicador de biomagnificação

ABSTRACT

Despite the small antropic direct influence on its territory, Antarctica cannot be considered out of pollutants' reach. The present study evaluated the distribution and transfer of organic pollutants (PCBs, organochlorine pesticides and PBDEs) in both abiotic (snow and melting water) and biotic (lichens, mosses, invertebrates, fishes, bird eggs and bird and pinnipeds' tissues, for which was also applied carbon-13 and nitrogen-15 stable isotopes analyses) compartments of the ecosystem from Admiralty Bay. Abiotic compartments showed concentrations between 1,4 and 156 pg L⁻¹, only for organochlorine groups, with considerable intraseasonal variation and compatibility with lower trophic levels and vegetation samples, which in turn reflected the importance of secondary pollutants sources. In animal samples, *grosso modo*, the prevailing compounds were (in ng g⁻¹ wet weight) PCBs (6,82-1821), HCB (0,060-136) and DDTs, (0,410-524), levels from two to three orders of magnitude superior to the ones found in vegetations. PBDEs occurred, in a general way, in levels from one to two orders of magnitude lower than the organochlorines. Stable isotope analyses proved useful as an indicator tool for trophic level and consumed organic matter, correlating itself in a qualitative and quantitative way with the organic pollutants by indication of factors as nutritional stress and variation in foraging areas and/or diet. As an alternative, a new biomagnifications indicator based on PCBs molecular weight was proposed, showing results statistically superior to the $\delta^{15}\text{N}$ in the majority of the cases.

Keywords: PBDEs, Organochlorine Pesticides, PCBs, POPs, Stable Isotopes, Antarctica, Biomagnification Indicator

Índice de Figuras

Figura 1 - Destilação global e “grasshopper effect” (Air Quality Processes Research / Environment Canada, 2010)	3 -
Figura 2 – <i>Remoteness Index</i> em dois cenários segundo Von Waldow et al. (2010).....	4 -
Figura 3 – Líquen do gênero <i>Usnea</i> (foto de Caio V. Z. Cipro)	16 -
Figura 4 – Musgo do gênero <i>Brachythecium</i> (Fonte: www.bryology.org)	17 -
Figura 5 – Campo de <i>Sanionia uncinata</i> em área a jusante do degelo sazonal (foto de Caio V. Z. Cipro)	19 -
Figura 6 – <i>Syntrichia princeps</i> . Foto por F. Gauna (CalPhotos Database)...	20 -
Figura 7 – <i>Colobanthus quitensis</i> (centro). Foto por Gerald & Buff Corsi (CalPhotos Database)	21 -
Figura 8 - <i>Euphausia superba</i> (FAO/SIDP Species factsheet)	22 -
Figura 9 - Captura global de <i>Euphausia superba</i> (FAO/UN, 2011)	23 -
Figura 10 – Distribuição global de <i>Euphausia superba</i> (FAO/UN, 2011) em projeção polar.....	24 -
Figura 11 – <i>Nacella concinna</i> (Foto de Caio V. Z. Cipro)	25 -
Figura 12 – <i>N. rossii</i> (Fonte: Rauschert, sob licença <i>Creative Commons</i>) e sua distribuição (Fonte: aplicativo Aquamaps em Fishbase.org)	26 -
Figura 13 – <i>Pygoscelis adeliae</i> (Foto de Caio V. Z. Cipro) e sua distribuição: Resultado de 5336 observações (AADC, 2007) e distribuição estimada (National Geographic, 2007)	27 -
Figura 14 – <i>Pygoscelis Antarctica</i> (Foto de Caio V. Z. Cipro) e sua distribuição: resultado de 561 observações (AADC) e distribuição estimada (70°South).-	29 -
Figura 15 – <i>Pygoscelis papua</i> (Foto de Caio V. Z. Cipro) e sua distribuição estimada (70°South).....	30 -
Figura 16 – <i>Larus dominicanus</i> (Foto de Caio V. Z. Cipro)	32 -
Figura 17 – <i>Daption capense</i> (Foto de Priscila Lange)	33 -
Figura 18 – <i>Sterna vittata</i> (Foto de Caio V. Z. Cipro)	34 -
Figura 19 – <i>Catharacta sp</i> (Foto de Caio V. Z. Cipro)	35 -
Figura 20 – <i>Macroneustes giganteus</i> (Foto de Fernanda I. Colabuono)	36 -
Figura 21 – <i>Lobodon carcinophagus</i> (Foto de Satie Taniguchi)	37 -

Figura 22 – <i>Leptonychotes weddellii</i> (Foto de Satie Taniguchi)	- 38 -
Figura 23 – <i>Arctocephalus gazella</i> (Foto de Satie Taniguchi)	- 39 -
Figura 24 – <i>Mirounga leonina</i> (Foto de Caio V. Z. Cipro)	- 40 -
Figura 25 – Ilha Rei George (licença livre GNU)	- 43 -
Figura 26 – Números (em vermelho) e projeções (em azul) para o turismo na Antártida (Fonte: IAATO, 2007)	- 44 -
Figura 27 - ASMA's e ASPA's na Ilha Rei George (Fonte: SCAR, 2007)	- 45 -
Figura 28 – Pontos de coleta de neve e água de degelo representados na Baía do Almirantado: Refúgio II, Yellow Point, Ponta Ullmann e Hennequin Point, com as iniciais no mapa.	- 47 -
Figura 29 – Pontos de coleta de ovos de aves na Baía do Almirantado	- 50 -
Figura 30 – Série temporal dos cromatogramas dos resíduos de limpeza de uma espuma de poliuretano.	- 59 -
Figura 31 – Análise do resíduo de limpeza de espuma após 9 semanas de procedimento.	- 60 -
Figura 32 – Análises do solvente de dessorção da espuma (acima) e da água residual (abaixo)	- 61 -
Figura 33 – Repetição do experimento da Figura 32, porém com acetonitrila- 62 -	-
Figura 34 – Cromatograma obtido pelo método de separação de fases	- 64 -
Figura 35 - Detalhamento da metodologia final usada para análise de neve e água de degelo	- 81 -
Figura 36 - Metodologia descrita em Cipro (2007)	- 82 -
Figura 37 - Metodologia utilizada após o advento da coluna de HPLC	- 83 -
Figura 38 – Distribuição porcentual dos PCBs em função do número de cloração para as três temporadas de coleta, da mais antiga para a mais recente, consecutivamente	- 93 -
Figura 39 – Dados para a partição neve/água de degelo normalizados pelo número de cloração	- 94 -
Figura 40 – Distribuição normalizada (%) dos congêneres de PCBs e PBDEs em vegetação coletada na ilha Rei George no verão austral de 2004-05	- 99 -
Figura 41 - Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ (‰) em amostras de vegetação (líquens com marcadores cheios) coletadas na Ilha Rei George, Antártida, no verão	

austral de 2005-06	- 101 -
Figura 42 – Dados normalizados (%) para ocorrência de PCBs em função do número de cloração nas amostras de <i>N. rossii</i>	- 108 -
Figura 43 – Razões isotópicas (em ‰) em indivíduos de peixes e das médias de peixes e invertebrados do presente trabalho.....	- 109 -
Figura 44 - Distribuição dos congêneres de PBCs em função do número de átomos de cloro na molécula.....	- 113 -
Figura 45 – Distribuição dos PBDEs em ovos de pingüins conforme o número de bromação	- 115 -
Figura 46 – Dados normalizados para PBDEs encontrados em ovos de Skuas. -	116 -
Figura 47 – Concentração de PCBs (em ng g ⁻¹ de peso úmido) nos ovos de três espécies de aves e em <i>N. concinna</i>	- 118 -
Figura 48 – Distribuição (%) dos PCBs conforme o número de cloração... -	119 -
Figura 49 - Razões isotópicas (em ‰) das amostras de ovos de aves do presente trabalho	- 120 -
Figura 50 – Distribuição de PCBs em função do número de cloração para amostras de fígado de aves.	- 129 -
Figura 51 - Razões isotópicas (em ‰) das amostras de fígado de aves do presente trabalho	- 132 -
Figura 52 – Distribuição (%) de PCBs em pinípedes em função do número de cloração.....	- 138 -
Figura 53 - Razões isotópicas (em ‰) das amostras de pinípedes do presente trabalho	- 140 -
Figura 54 – Distribuições gerais (%) de PCBs conforme o número de cloração para todas matrizes animais do presente trabalho.....	- 147 -
Figura 55 – Razões isotópicas (‰) em todas as matrizes animais do presente trabalho	- 148 -

Índice de Tabelas

Tabela 1 – Fatores de equivalência tóxica (TEFs) dos PCBs em relação a 2,3,7,8-TCDD (Fonte: *USEPA ; **Van den Berg et al., 2006)	12 -
Tabela 2 – Relação das amostras de vegetação do presente trabalho.....	48 -
Tabela 3 – Amostras de ovos de aves antárticas na Baía do Almirantado ..	51 -
Tabela 4 – Amostras de fígado de aves no presente trabalho	52 -
Tabela 5 – Amostras de pinípedes no presente trabalho	53 -
Tabela 6 - Recuperações médias (%) dos pesticidas em cada um dos procedimentos de condicionamento	66 -
Tabela 7 – Recuperações médias (%) dos PCBs em cada procedimento de condicionamento	67 -
Tabela 8 – Recuperações médias (%) dos PBDEs	68 -
Tabela 9 – Recuperações (%) dos PCBs em sete replicatas	70 -
Tabela 10 – Recuperações (%) obtidas para o grupo dos pesticidas	72 -
Tabela 11 – Recuperações (%) obtidas para os PBDEs	73 -
Tabela 12 – LDMs para o grupo dos PCBs em pg.L^{-1} de amostra utilizada .	75 -
Tabela 13 - LDMs para o grupo dos pesticidas, em pg L^{-1} de amostra	77 -
Tabela 14 - LDMs para os PBDEs, em pg g^{-1} de amostra.....	78 -
Tabela 15 – LDMs para os pesticidas organoclorados em ng g^{-1}	79 -
Tabela 16 - LDMs para os PCBs em ng g^{-1}	80 -
Tabela 17 - LDMs para os PBDEs em ng g^{-1}	80 -
Tabela 18 – Resultado das análises de organoclorados do SRM 1945 em ng g^{-1}	85 -
Tabela 19 - Resultado das análises de PBDEs do SRM 1945 em ng g^{-1}	85 -
Tabela 20 – Concentrações de pesticidas organoclorados nos compartimentos abióticos, em pg L^{-1}	90 -
Tabela 21 – Concentrações de PCBs totais nas três temporadas de coleta em pg L^{-1}	92 -
Tabela 22 – Concentrações médias de poluentes orgânicos (em ng g^{-1} de peso seco) em vegetação da Ilha Rei George	97 -
Tabela 23 – Matriz de correlações de Pearson entre todas as variáveis pareadas investigadas na vegetação coletada na Ilha Rei George durante o	

verão austral de 2004-05. Os resultados estatisticamente significativos ($\alpha=0,05$) estão marcados com um asterisco.....	- 104 -
Tabela 24 – Média, desvio padrão (σ), máximo e mínimo das concentrações (ng g^{-1} peso úmido) encontradas nas 28 amostras de <i>N. rossii</i> que superaram os LDMs.....	- 107 -
Tabela 25 - Matriz de correlação de Spearman para o conjunto de dados de peixes. Valores significativos a $p<0,05$ marcados em vermelho	- 111 -
Tabela 26 – Concentrações de organoclorados (em ng g^{-1} de peso úmido) em <i>krill</i> e ovos de pingüins.	- 113 -
Tabela 27 – Concentrações de PBDEs em ovos de pingüins, em ng g^{-1} de peso lipídico	- 114 -
Tabela 28 – Concentrações (em ng g^{-1} peso úmido) de compostos organoclorados encontrados em ovos de 3 espécies de aves e no invertebrado <i>N. concinna</i>	- 117 -
Tabela 29 - Matriz de correlação de Spearman para o conjunto de dados de invertebrados. Valores significativos a $p<0,05$ marcados em vermelho	- 123 -
Tabela 30 - Matriz de correlação de Spearman para o conjunto de dados de ovos de aves. Valores significativos a $p<0,05$ marcados em vermelho	- 124 -
Tabela 31 – Amostras de fígado de aves que apresentaram concentrações (em ng g^{-1} peso úmido) de PBDEs acima dos LDMs	- 126 -
Tabela 32 - Amostras de fígado de aves que apresentaram concentrações (em ng g^{-1} peso úmido) de organoclorados acima dos LDMs	- 128 -
Tabela 33 - Matriz de correlação de Spearman para os conjuntos de dados de fígado de aves. Valores significativos a $p<0,05$ marcados em vermelho ...	- 134 -
Tabela 34 – Concentrações (em ng g^{-1} peso lipídico) de compostos organoclorados encontrados em gordura de pinípedes.	- 136 -
Tabela 35 - Matriz de correlação de Spearman para o conjunto de dados de pinípedes. Valores significativos a $p<0,05$ marcados em vermelho	- 144 -
Tabela 36 – Resultados gerais do presente trabalho. Concentrações em ng g^{-1} (peso úmido ou lipídico, conforme o caso). Razões isotópicas em ‰.	- 146 -
Tabela 37 - Matriz de correlação de Spearman para o conjunto de dados das amostras de animais do presente trabalho. Valores significativos a $p<0,05$ marcados em vermelho	- 150 -

Tabela 38 – Coeficientes de correlação de Spearman entre o indicador MAP2-9 e os dados obtidos no presente estudo para cada grupo de amostras de animais. Valores significativos a $p < 0.05$ marcados em vermelho - 153 -

1 Introdução

1.1 Prefácio

A Antártida tem sido considerada uma das poucas áreas do mundo protegidas da poluição. Entretanto, o interesse científico e a crescente atividade humana, especialmente nas proximidades das estações de pesquisa, podem gerar impactos ambientais. Esses impactos podem ser caracterizados pela introdução de agentes antropogênicos, seja de fontes pontuais de poluição, como a descarga de esgotos, efluentes domésticos, derivados de petróleo e a queima de combustíveis e dejetos; ou de fontes externas como os poluentes orgânicos persistentes (POPs) graças ao transporte de longa distância, resultado da circulação atmosférica e oceânica. O estudo de poluentes orgânicos em diversos compartimentos do ecossistema antártico da Baía do Almirantado tem sido realizado desde 1978 contribuindo para a compreensão do grau de contaminação a que áreas remotas como esta estão expostas. A presente proposta visa complementar e acompanhar o estudo da introdução de poluentes orgânicos na Baía do Almirantado, particularmente os POPs em diversos compartimentos, bem como compreender sua distribuição e transferência trófica utilizando isótopos estáveis de carbono e nitrogênio como ferramenta para determinação da assinatura isotópica. O estudo dos isótopos de nitrogênio é especialmente importante na determinação de níveis tróficos e na possível correlação positiva com os teores de poluentes encontrados nos organismos, como demonstrado em Dietz et al. (2004) e Borrell et al. (2006). Com a caracterização dos níveis de poluentes e dos estratos tróficos (por $\delta^{15}\text{N}$) é então possível estudar a biomagnificação dentro de uma trama estabelecida, como em Ikemoto et al. (2008). Além disso, há inúmeros trabalhos sobre análises de

isótopos de carbono como traçador de matéria orgânica no ambiente marinho, como Lee et al. (2009); Mizutani & Wada (1988) e também como Purinton et al. (2008), com ^{14}C , que não é estável. Os resultados obtidos poderão mostrar o comportamento dos compostos em questão dentro da trama trófica antártica, como ocorrem os acúmulos e transferências, bem como indicar quais desses compostos são mais sujeitos a biomagnificação.

1.2 Poluentes orgânicos no ambiente antártico

A Antártida, mesmo sendo o mais isolado continente na Terra, não escapou dos impactos negativos da atividade humana. Seus ecossistemas marinhos sem igual e sua fauna endêmica são afetados em escala local e regional pela sobrepesca, poluição e introdução de espécies exóticas. As mudanças climáticas globais também estão demonstrando ter impactos deletérios: elevação das temperaturas do mar e acidificação do oceano já ameaçam tramas tróficas bentônicas e pelágicas (Aronson et al., 2011).

Dentre os efeitos negativos supracitados, tem destaque óbvio no presente trabalho a poluição, mais especificamente a ocorrência de três grupos de contaminantes orgânicos: os pesticidas organoclorados, os bifenilos policlorados (PCBs) e os difenis éter polibromados (PBDEs), que serão devidamente caracterizados nas seções pertinentes (respectivamente 1.2.1, 1.2.2 e 1.2.3). Antes disso surge a questão de como esses compostos, que são necessariamente sintéticos, chegam a uma área isolada e remota do planeta, com aporte direto praticamente inexistente e incompatível com os teores encontrados em estudos ambientais. A resposta é dada por meio de um mecanismo conhecido como “destilação global” (Air Quality Processes Research / Environment Canada, 2010):

Esse processo de evaporação destes compostos em regiões de baixa e média latitude, transporte para regiões remotas frias (tais como as polares ou altas montanhas), conseqüente condensação e entrada na trama trófica é conhecido como destilação global, já que o planeta inteiro acaba funcionando como um imenso destilador. A repetição desses ciclos acoplados às variações sazonais na temperatura, formando passos intermediários, bem como o fracionamento dos compostos, até a chegada em regiões polares é conhecida como “*grasshopper effect*” (Gouin et al., 2004), ou seja, “efeito gafanhoto” (em tradução livre), uma alusão aos saltos deste inseto. Ambos os fenômenos são mostrados na Figura 1:

Figura 1 - Destilação global e “grasshopper effect” (Air Quality Processes Research / Environment Canada, 2010)

Contudo, considerando a heterogeneidade na distribuição de zonas que atuam como fontes emissoras de POPs e o potencial que os compostos de interesse têm para sofrer transporte atmosférico de longa distância, von Waldow et al. (2010) propõem um “*Remoteness Index*” (índice de longinquidade, em tradução livre), que pode ser visto em dois cenários na Figura 2: o primeiro representando uma associação entre os POPs e densidade populacional e atividade econômica e o segundo associando os POPs à atividade agrícola.

Figura 2 – *Remoteness Index* em dois cenários segundo Von Waldow et al. (2010).

Nota-se claramente que em ambos os cenários, o continente antártico (juntamente com a região mais central do Oceano Pacífico) aparece como a região mais remota (com relação aos POPs) do planeta.

Pelo fato de não ocorrerem naturalmente no ambiente e não serem facilmente degradados por ação química ou bacteriológica, tais compostos apresentam elevada persistência ambiental. Essa característica somada à toxicidade, lipossolubilidade e biomagnificação faz com que os organoclorados representem a maioria dos poluentes orgânicos persistentes (POPs) considerados prioritários pela UNEP (United Nations Environmental Programme) (Jones & de Voogt, 1999) e banidos e/ou restritos pela Convenção de Estocolmo, de maio de 2001, da qual resultou uma lista de doze compostos ou grupos de compostos, que ficaram conhecidos como os “*dirty dozen*” (a dúzia suja, em tradução livre), a saber: Aldrin, Clordano, DDT, Dieldrin, Endrin, Heptacloro, Hexaclorobenzeno, Mirex, Toxafeno, PCBs, Dioxinas e Furanos. Os signatários do tratado resultante desta convenção (sendo o Brasil um deles) se comprometem a tomar medidas para eliminar ou reduzir o descarte de POPs no meio ambiente. Como resultado de uma nova reunião em maio de 2009, nove novos POPs foram adicionados à lista: α e β -HCHs, Clordecona, Hexabromobifenil, Octa-BDE (que também contém congêneres hexa e hepta-bromados), Penta-BDE (que também contém congêneres tetra-bromados), Lindano, Pentaclorobenzeno e Ácido perfluorooctanossulfônico e derivados.

Já os PBDEs, de produção e uso mais recentes, ainda não apresentam o mesmo nível de resistência à utilização em escala global, mas apenas iniciativas de restrições parciais com alcance local ou regional, como a Diretiva RoHS (Restriction of Hazardous Substances Directive) da União Européia (EUR - Lex, 2003) ou então

de alguns estados norte-americanos, como a Califórnia (California Legislative Council, 2003). A única iniciativa de alcance global foi a inclusão na lista de POPs citada anteriormente, porém abrangendo apenas uma fração dos compostos. Mesmo não totalmente cobertos pela Convenção de Estocolmo, os PBDEs apresentam características físico-químicas e comportamento no meio ambiente bastante similares aos POPs e por isso mesmo são candidatos à inclusão em sua totalidade nesta lista (de Wit et al., 2006).

1.2.1 Pesticidas organoclorados (adaptado de Cipro, 2007)

1.2.1.1 Ciclodienos

Este grupo é representado por aldrin, dieldrin, endrin (sintetizados após a descoberta da síntese diênica por Otto Diels e Kurt Alder, daí os nomes), clordanos e heptacloro (bem como seu epóxido).

O aldrin é um inseticida de amplo espectro e altamente efetivo. Uma vez no solo, o aldrin pode se volatilizar, contaminando a atmosfera. O teor restante é rapidamente epoxilado e convertido a dieldrin, que é mais resistente à biotransformação e à degradação abiótica que o aldrin. O aldrin e o dieldrin foram extensivamente usados durante os anos 50 a 70 como inseticidas em lavouras de milho e algodão. O aldrin parou de ser fabricado nos EUA em 1987 (Neto, 2002). O dieldrin também teve sua produção nos EUA encerrada em 1987, porém seguiu sendo produzido no Brasil, para exportação, até 1993 e ainda é produzido em alguns países (Leite, 2002).

O endrin, que é um estereoisômero do dieldrin, foi utilizado em vários países como inseticida, rodenticida e avicida, bem como em culturas de algodão, trigo e maçã. Seu uso declinou à medida que a resistência desenvolvida pelos insetos

crecia, tendo sua produção nos EUA encerrada em 1991 (Assumpção, 2002).

O clordano técnico é uma mistura de mais de 140 compostos. Do clordano propriamente dito, o isômero cis é o que tem maior atividade inseticida. O clordano foi primeiramente sintetizado em 1947 pela Velsicol Chemical Corporation e durante 35 anos foi, junto com o heptacloro, um dos agrotóxicos mais utilizados nos Estados Unidos. Em março de 1978, a Agência de Proteção Ambiental norte americana (EPA) noticiou a suspensão parcial do uso do clordano nos EUA. Em 1988 foi anunciada a suspensão total nos EUA e em 1997 a empresa interrompeu toda a produção mundial (Oliveira, 2002).

O heptacloro é um inseticida organoclorado isolado do clordano em 1946 e foi extensivamente usado entre os anos de 1953 e 1974 no controle de pragas do solo, de sementes como milho e sorgo. Também foi usado no controle de formigas, larvas de mosca, cupins e outros insetos em solos cultivados e não cultivados e para insetos domésticos. O heptacloro epóxido, produto da degradação do heptacloro é mais tóxico e mais persistente no ambiente do que o seu precursor. Teve a produção drasticamente reduzida em 1974 e venda totalmente proibida em 1988, porém há notícias de grandes estoques na agropecuária e que provavelmente estejam sendo vendidos por indústrias não registradas (Lima, 2002).

O Endossulfan (também encontrado com os nomes comerciais Benzoepin, Endocel, Parrysulfan, Phaser, Thiodan, Thionex, Endosulfan e Endosulphan) é um inseticida de grande espectro, desenvolvido nos anos 50, mas usado em larga escala a partir dos anos 80. Após uma série de efeitos deletérios relatados, passa a sofrer restrições, primeiro nos EUA, depois na Europa, a partir do ano 2000, mas ainda é produzido e comercializado em várias partes do mundo, principalmente na Índia e China. É altamente tóxico e também tem ação como disruptor endócrino,

especialmente como estrogênio (Environment Canada, 2009).

1.2.1.2 DDT e metabólitos

O DDT é um inseticida persistente de amplo espectro que foi utilizado largamente na agricultura e no controle de vetores de doenças. Sintetizado pela primeira vez em 1874 por Othmar Zeidler, suas propriedades inseticidas foram descobertas apenas em 1939, por Paul Muller, que recebeu o Prêmio Nobel de Química em 1948 pela importância da descoberta e pelo posterior uso no combate a mosquitos transmissores de doenças. Porém, os insetos passaram a desenvolver resistência ao composto e os efeitos ambientais negativos foram evidenciados. Além do DDT, há também o DDD e o DDE, como resultados da transformação do DDT e também como impurezas no DDT grau técnico (Jesus, 2002). Na transformação por via oxidativa, a molécula do DDT perde um átomo de cloro e outro de hidrogênio, se transformando em DDE. Na via redutiva, há apenas a perda de um átomo de cloro e a formação de DDD, que ainda apresenta alguma atividade inseticida, mas é menos tóxico para peixes do que o DDT. Já o DDE é o menos tóxico dos três, porém encontrado em maiores concentrações nos organismos. Estima-se que 80% do total de DDTs esteja na forma de DDE nos organismos marinhos (Clark, 1992).

No início da década de 70, seu poder residual, antes tido como qualidade, começou a ser encarado como sério inconveniente de grande significado ecológico, dados os diversos efeitos deletérios reportados, notadamente a partir da publicação do livro "*Silent spring*", de Rachel Carson, em 1962. A Suécia pioneiramente proibiu seu uso em 1970. Os EUA proibiram seu uso agrícola em 1973 e diversos países europeus o fizeram na década seguinte. No Brasil, a proibição ocorreu em 1985, exceto para questões de saúde pública. Atualmente, seu emprego é limitado ao controle de zoonoses em países em desenvolvimento (Jesus, 2002).

1.2.1.3 HCB e Mirex

O HCB (Hexaclorobenzeno), utilizado principalmente como fungicida, foi introduzido no mercado em 1945. Sua introdução no ambiente ocorre também como subproduto de diversos processos industriais (Yogui, 2002) e também como resultado da decomposição térmica incompleta em incineradores de diversos compostos organoclorados. Devido à sua capacidade de volatilização, contamina também as precipitações atmosféricas e por isso o transporte de longa distância tem importância significativa na redistribuição do HCB no meio ambiente (Toledo, 2002). Por essas razões, ele serve como marcador que evidencia o processo de destilação global.

O mirex foi sintetizado pela primeira vez em 1946 e comercialmente disponibilizado em 1958. Por ter grande especificidade no combate a formigas (daí seu nome), foi utilizado no controle das mesmas no sudeste dos EUA, na América do Sul e na África do Sul. Com o nome de declorano, foi utilizado como retardador de chama em plásticos, borracha, papel e materiais elétricos. Esse uso superou, em alguns casos, o agrícola. Nos EUA, estima-se que 75% do total tenha sido usado em aplicações não agrícolas. No Canadá, ele sequer foi registrado como agrotóxico, mas apenas como retardante de fogo (Fernicola, 2002). Curiosamente, há a hipótese de um mecanismo diferente de transporte deste composto para regiões polares, envolvendo transporte de material particulado na troposfera superior (Weber & Goerke 2003).

1.2.1.4 Isômeros do HCH

O HCH (hexaclorociclohexano), também chamado erroneamente de BHC (hexaclone de benzeno), começou a ser utilizado quase na mesma época do DDT, como veneno de contato para insetos. Ele é um composto muito volátil, sendo

perdido em altas taxas (até 99,6%, segundo Clark, 1992) para a atmosfera durante sua aplicação. Em nível mundial, o HCH foi muito usado na fumigação de sementes, devido à sua estabilidade térmica. No Brasil, ele foi especificamente usado nas culturas de café, soja e algodão, bem como no controle da doença de Chagas (Weber & Montone, 1990). Sua formulação técnica possui uma série de isômeros, porém, o único que apresenta propriedades inseticidas é o γ -HCH, que foi vendido purificado com o nome de Lindano, mas devido ao preço foi menos utilizado do que o produto técnico (Yogui, 2002).

1.2.2 Bifenilos policlorados (PCBs)

Os PCBs (Bifenilos Policlorados), sintetizados pela primeira vez no século XIX, começaram a ser produzidos em escala comercial em 1929, pela Monsanto Corporation, nos EUA. Os PCBs formam um grupo de 209 congêneres (e isômeros) possíveis pela cloração das 10 posições disponíveis no bifenilo. A nomenclatura utilizada neste trabalho é a proposta por Ballschmiter & Zell (1980), em que cada um dos congêneres recebe um número de 1 a 209. Os produtos comerciais tinham diversos nomes conforme os mercados e composições. Por exemplo: Aroclor, Askarel, Pyranol, Pyroclor, Therminol (EUA), Phenochlor, Pyralene (França), Clophen, Elaol (Alemanha), Kanechlor, Santotherm (Japão), Fenchlor, Apirolito (Itália), Sovol (Rússia) e Ascarel (Brasil). Quanto à composição, a série Aroclor é identificada por quatro dígitos: os dois primeiros, 12, se referem à estrutura central (bifenilo) e os dois últimos ao percentual de cloro na mistura, havendo exceções (Salgado, 2002).

Entre as principais características dos PCBs, podem-se destacar a elevada estabilidade química, alta constante dielétrica e resistência a temperaturas elevadas.

Devido a estas propriedades, foram usados em transformadores e capacitores, como fluido isolante; tintas e vernizes, como plastificantes; como retardantes de chama; como aditivos de óleo lubrificante e como aditivo em fluidos hidráulicos (Risebrough & De Lappe, 1972). Outro importante uso dos PCBs foi como agente sinérgico para aumentar o período de vida de inseticidas organoclorados (Lara, 1976).

Embora amplamente utilizados na indústria desde 1929, os PCBs foram detectados em amostras ambientais apenas em 1966, pelo sueco Sören Jensen, enquanto estudava DDT em amostras de peixe (Jensen, 1972) e na verdade podem ser considerados ubíquos (Montone et al., 2005). Apesar das proibições estabelecidas nos anos 80, o fato de os equipamentos instalados ainda poderem ficar ativos até o fim de suas vidas úteis (Yogui, 2002) apresenta-se como um complicador. Segundo Tanabe (1988), estima-se que a produção mundial acumulada de PCBs tenha sido de aproximadamente 1,2 milhão de toneladas, dos quais cerca de 4% teria sido degradado ou incinerado, 31% atingido o ambiente e 65% armazenado ou nos equipamentos ainda em vida útil. Desse modo, os níveis de PCB no meio ambiente não devem decrescer em curto prazo e a problemática da poluição por esses compostos está longe de um final. A incineração de óleos lubrificantes poderia representar outro problema, já que desse processo podem resultar, além dos próprios PCBs, outros compostos poluentes, como PAHs (hidrocarbonetos policíclicos aromáticos) e dioxinas (Fuentes et al., 2007).

Dentre os 209 isômeros e congêneres, poucos possuem elevada toxicidade, se destacando aqueles com configuração coplanar, ou seja, os que apresentam substituição nas posições *para* e pelo menos duas em *meta*, não as apresentando nas posições *orto*. Em sua configuração coplanar, tais congêneres (77, 126 e 129)

são aproximadamente isoestereômeros da 2,3,7,8-TCDD e do 2,3,4,7,8-PCDF, conduzindo à dedução de que apresentam respostas tóxicas e biológicas semelhantes a estes compostos, que são extremamente tóxicos (Safe, 1984). A Tabela 1 apresenta os fatores de equivalência tóxica (TEF) de PCBs em relação a 2,3,7,8-TCDD (USEPA - United States Environmental Protection Agency, 2007 ; Van den Berg et al., 2006).

Tabela 1 – Fatores de equivalência tóxica (TEFs) dos PCBs em relação a 2,3,7,8-TCDD (Fonte: *USEPA ; **Van den Berg et al., 2006)

Composto	1994 WHO *	1997 WHO*			2005 WHO**	
		mamíferos (humanos inclusive)	Peixes	Aves	Composto	mamíferos (humanos inclusive)
PCB-77	0,0005	0,0001	0,0001	0,05	PCB-77	0,0001
PCB-81	--	0,0001	0,0005	0,1	PCB-81	0,0003
PCB-105	0,0001	0,0001	<0,000005	0,0001	PCB-126	0,1
PCB-114	0,0005	0,0005	<0,000005	0,0001	PCB-169	0,03
PCB-118	0,0001	0,0001	<0,000005	0,00001		
PCB-123	0,0001	0,0001	<0,000005	0,00001	PCB-105	0,00003
PCB-126	0,1	0,1	0,005	0,1	PCB-114	0,00003
PCB-156	0,0005	0,0005	<0,000005	0,0001	PCB-118	0,00003
PCB-157	0,0005	0,0005	<0,000005	0,0001	PCB-123	0,00003
PCB-167	0,00001	0,00001	<0,000005	0,00001	PCB-156	0,00003
PCB-169	0,01	0,01	0,00005	0,001	PCB-157	0,00003
PCB-170	0,0001	--	--	--	PCB-167	0,00003
PCB-180	0,00001	--	--	--	PCB-189	0,00003
PCB-189	0,0001	0,0001	<0,000005	0,00001		

1.2.3 Difenis éter polibromados (PBDEs)

Os PBDEs formam um grupo de compostos incluído em uma categoria mais abrangente, a dos retardantes de chama bromados (em inglês BFR – *Brominated flame retardants*), que são substâncias usadas em plásticos, têxteis, circuitos eletrônicos, espumas e outros materiais com a função de reduzir a probabilidade e intensidade do fogo. Tais compostos são adicionados aos polímeros, porém sem ligação química, de modo que são facilmente separados e lixiviados para o meio ambiente, onde, como os POPs, apresentam persistência, lipossolubilidade e são bioacumulados. Por essa mesma razão, são encontrados em regiões costeiras que

recebam efluentes antropogênicos provenientes de áreas industriais ou contaminadas (de Wit, 2002).

McDonald (2002) levantou as composições das três maiores misturas comerciais de PBDEs, sendo elas o decabromodifenileter (deca-BDE técnico) com aproximadamente 98% de deca- e 2% de nona-BDE; o octa-BDE técnico, que possui 10% de hexa-, 40% de hepta-, 30% de octa- e o restante nona- e deca-BDE; e por fim, o penta-BDE técnico com 40% de tetra-BDE, 45% de penta- e 6% de hexa-BDE.

PBDEs são estruturalmente muito parecidos com os PCBs, com a exceção dos substituintes (bromo ao invés de cloro) e com o grupo éter entre os dois anéis (fenil) e também têm nomenclatura exatamente análoga aos PCBs e tais como esses, também podem ser considerados ubíquos (de Wit et al., 2006) e mais presentes na biota marinha do que na terrestre (de Wit, 2002).

Darnerud (2003) apresenta uma série de efeitos deletérios dos PBDEs em humanos e vida selvagem, baseados em estudos *in vivo* e *in vitro*. De acordo com o autor, efeitos críticos do Penta-BDE incluem desarranjos no desenvolvimento neuro-comportamental e alterações nos níveis de hormônios da tireóide. Os efeitos adversos do Octa-BDE incluem toxicidade fetal e teratogênese enquanto o Deca-BDE afeta negativamente a morfologia da tireóide, do fígado e dos rins. Testes de laboratório mostraram que o Penta-BDE é a mais tóxica entre as três formulações técnicas, com o Deca-BDE mostrando a menor toxicidade.

Outros estudos sobre PBDEs em peixes mostraram alterações no valor de hematócrito e glicose sanguínea, bem como redução no sucesso da desova (de Wit 2002 e referências subcitadas).

1.3 Isótopos estáveis

Segundo (Kojadinovic et al., 2008), a análise de isótopos estáveis ao longo de uma trama trófica se apresenta como um método alternativo e complementar às tradicionais análises de conteúdo estomacal. O princípio que embasa essa abordagem é que os valores encontrados para razões isotópicas de nitrogênio e carbono nos consumidores refletem aqueles das suas presas, já são enriquecidos de uma maneira previsível. Tradicionalmente expressado como $\delta^{15}\text{N}$ (‰), a variação do ^{15}N para o ^{14}N geralmente exibe um enriquecimento de 2 a 5‰ em relação ao nitrogênio ingerido (Kelly, 2000). Essa discrepância do $\delta^{15}\text{N}$ é causada por uma retenção seletiva do isótopo pesado em função da excreção do mais leve. Isso fornece uma ferramenta para comparar o nível trófico relativo de vários consumidores vivendo no mesmo ambiente. A variação do ^{13}C para ^{12}C (expressa como $\delta^{13}\text{C}$) também é enriquecida em relação ao carbono ingerido, mas em um grau muito menos intenso do que para $\delta^{15}\text{N}$, na ordem de 1‰ (DeNiro & Epstein, 1978). O uso mais comum do $\delta^{13}\text{C}$ em estudos ecológicos marinhos é como traçador espacial. A dependência relativa dos consumidores primários para com a produção primária de distintas origens (costeira e/ou bentônica *versus* oceânica e/ou pelágica) determina os valores de $\delta^{13}\text{C}$ nas tramas tróficas (France, 1995), que também podem variar em função das massas d'água no oceano aberto (DeNiro & Epstein 1978, Francois et al., 1993), em função da variação da temperatura, entre outros fatores, o que gera um gradiente latitudinal no $\delta^{13}\text{C}$ dos produtores primários, com enriquecimento em direção ao equador, como demonstrado por Cherel & Hobson (2007). As razões isotópicas também têm a vantagem de oferecer informação em uma maior escala de tempo do que a análise de conteúdo estomacal que, embora

seja mais precisa na determinação da espécie das presas, permite apenas uma pequena compreensão dos hábitos tróficos globais da espécie em questão. Dado que os tecidos possuem diferentes taxas de renovação (*turnover rates*), as medidas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ fornecem informações sobre a dieta em diferentes escalas temporais.

1.4 Matrizes estudadas

1.4.1 Neve e água de degelo

A escolha dessas matrizes deve-se ao fato de representarem o último compartimento abiótico ocupado pelos contaminantes em questão antes da absorção por produtores primários e conseqüente biomagnificação ao longo da trama trófica. São relatados diversos trabalhos mostrando a importância da contaminação por essas vias, desde organismos da base da cadeia alimentar, como o *krill* antártico (*Euphausia superba*) em Cincinelli et al. (2009) até aves, como em Geisz et al. (2008).

Pelos processos de transporte anteriormente descritos, os contaminantes são seguidamente volatilizados e retirados da atmosfera por diversos processos que incluem partição entre a fase atmosférica e a aquosa bem como a condensação e deposição em neve, chuva, solo e vegetação (ver Wania & Mackay 1995). Dessa forma, as medidas em amostras de neve vêm sendo usadas há bastante tempo (por exemplo Peel, 1975) para caracterizar os aportes de poluentes orgânicos oriundos de transporte atmosférico de longa distância. Esse mecanismo é confirmado por medidas em ar (Montone et al., 2003) bem como do acoplamento entre ar e neve (Patton et al., 1989) ou outros compartimentos abióticos (Dickhut et al., 2005).

1.4.2 Vegetação

Segundo (Yogui & Sericano, 2008), amostras de vegetação têm sido usadas

para monitorar poluição por compostos orgânicos desde o começo dos anos 1980 (ver Buckley 1982). O principal mecanismo de absorção de poluentes orgânicos lipofílicos pela vegetação envolve uma etapa de partição entre o ar e o tecido vegetal na superfície foliar. Esta via metabólica é função das propriedades físico-químicas do contaminante (por exemplo lipofilicidade e pressão de vapor), de condições ambientais, como temperatura, e da própria espécie de planta em questão (Simonich & Hites, 1995). Além do mais, Morosini et al. (1993) encontraram uma correlação entre os níveis de contaminantes em vegetação e o ar circundante, sugerindo que a vegetação incorpora a poluição atmosférica ao longo do tempo.

1.4.2.1 Gênero *Usnea*

Uma foto de um líquen do gênero *Usnea* pode ser vista na Figura 3

Figura 3 – Líquen do gênero *Usnea* (foto de Caio V. Z. Cipro)

Usnea é um gênero cosmopolita de macrolíquens fruticulosos e, portanto, resultado da associação de um fungo pertencente à família Parmeliaceae (Ascomycota) e uma alga (Chlorophyta) (Wirtz et al., 2006). Estão presentes neste

trabalho amostras das espécies *Usnea antarctica* e *Usnea aurantiaco-atra*, que ocorrem na Ilha Rei George principalmente em feições de rocha bem drenadas e geologicamente estáveis de modo a permitir seu lento crescimento (Francelino et al., 2006). A proximidade de ninhos de aves também é um fator a ser considerado, dada a oferta de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, que normalmente são limitantes neste ambiente (op. cit). A propósito, a influência do nitrogênio de origem animal será amplamente discutida na seção pertinente (3.2 Vegetação).

1.4.2.2 Gênero *Brachythecium*

Uma foto de um musgo do gênero *Brachythecium* pode ser vista na Figura 4.

Figura 4 – Musgo do gênero *Brachythecium* (Fonte: www.bryology.org)

Uma publicação recente (Victoria et al., 2009), com época de coleta bastante próxima à do presente trabalho mostra a ocorrência de duas espécies do gênero *Brachythecium* na área de estudo: *B. austrosalebrosus* e *B. glaciale*, porém a

identificação não pôde ir além do gênero.

Ao contrário dos líquens, os musgos ocorrem predominantemente em áreas sujeitas ao acúmulo de água de degelo sazonal. Os terraços marinhos de segundo nível, que abrigam mais da metade de todas as coberturas de briófitas na área de estudo, são os locais onde toda a água de degelo a jusante se destina antes à descarga final na baía, e, por vezes, devido ao acúmulo de sedimentos mais finos, permite o represamento de parte desta água, formando o ambiente ideal para o desenvolvimento dos musgos (Francelino et al., 2006), graças à maior dependência de água destes em relação aos líquens bem como à sua tremenda capacidade de aprisionar água (Glime, 2007).

1.4.2.3 *Sanionia uncinata*

O musgo *Sanionia uncinata* é o que apresenta a maior biomassa dentre todas as comunidades vegetais terrestres na área de estudo (Francelino et al., 2006). Como já anteriormente dito para o gênero *Brachythecium*, a disponibilidade de água de degelo nas áreas de terraços marinhos de segundo nível, somada a presença ocasional de sedimentos finos favorece grandemente a colonização da área por briófitas, como pode ser visto na Figura 5.

Figura 5 – Campo de *Sanionia uncinata* em área a jusante do degelo sazonal (foto de Caio V. Z. Cipro)

Vale ressaltar que *Sanionia uncinata* e *Drepanocladus uncinatus* são sinônimos (United States Department of Agriculture, 2011). A espécie aparece com essa última nomenclatura em alguns trabalhos da literatura científica que estarão presentes neste texto, por exemplo, Bacci et al. (1986). Segundo Glime (2007), a espécie também ocorre no ambiente ártico, em condições análogas, com a disponibilidade de água afetando fortemente a atividade fotossintética do organismo em questão, enquanto a temperatura não tem praticamente nenhum efeito nessa variável, ao contrário do que ocorre em sua taxa de respiração, o que resulta num ótimo de temperatura bastante baixo, evidenciando a adaptação da espécie a ambientes polares.

1.4.2.4 *Syntrichia princeps*

Segundo Victoria et al. (2009), *Syntrichia princeps* é encontrada na área de estudo em diversos estágios de crescimento nos mesmos lugares em que ocorre *Sanionia uncinata* (em encostas, terraços marinhos e platôs), além de pequenos picos, porém com substrato de seixos ou afloramentos rochosos. A espécie também foi observada em associação com líquens e também com a gramínea *Deschampsia antarctica*.

Figura 6 – *Syntrichia princeps*. Foto por F. Gauna (CalPhotos Database)

1.4.2.5 *Colobanthus quitensis*

A espécie *Colobanthus quitensis* é uma das apenas duas angiospermas que ocorrem na Antártida, sendo a outra a gramínea (Poaceae) *Deschampsia antarctica*. Conseqüentemente é a única espécie de todo o conjunto amostral de vegetação do presente trabalho a apresentar um sistema radicular verdadeiro, o que terá implicações nos perfis de poluentes orgânicos apresentados na seção pertinente (3.2 Vegetação). Na área de estudo, segundo Pereira et al. (2007), *C. quitensis* ocorre freqüentemente em associação com musgos. No mesmo trabalho, a espécie

é citada como ornitocoprofílica e sua presença registrada especialmente nas vizinhanças de ninhos de *Larus dominicanus* e *Catharacta sp.* Uma foto de *C. quitensis* pode ser vista na Figura 7:

Figura 7 – *Colobanthus quitensis* (centro). Foto por Gerald & Buff Corsi (CalPhotos Database)

Segundo Bravo et al. (2001), *C. quitensis* é uma planta adaptada ao frio, porém com um mecanismo distinto daquele apresentado por *Deschampsia antarctica*: enquanto esta apresenta tolerância ao congelamento, *C. quitensis* evita o congelamento pela síntese de diversas moléculas orgânicas responsáveis pelo efeito crioscópico. Por essa razão, a planta apresenta taxa fotossintética relativamente alta mesmo sob baixas temperaturas (op. cit). Para fins de comparação na literatura, as espécies *Sagina quitensis* e *Colobanthus crassifolius* são sinônimos.

1.4.3 Invertebrados

São apresentadas duas espécies de invertebrados: o krill antártico (*Euphausia superba*), organismo pelágico e uma espécie de lapa (*Nacella concinna*), organismo bentônico.

1.4.3.1 *Euphausia superba* (adaptado de Cipro, 2007)

Figura 8 - *Euphausia superba* (FAO/UM, 2011)

O padrão de distribuição das populações de krill antártico (Figura 8) está diretamente ligado a fatores hidrodinâmicos, à disponibilidade de alimento e à distribuição de seus diversos predadores. As densidades de krill antártico variam consideravelmente ao longo do espaço e do tempo, devido ao comportamento gregário da espécie, que pode formar grupos de poucos metros até mais de 100 Km de extensão. Estes grupos podem estar localizados na superfície ou a diversas profundidades, migrando verticalmente ou permanecendo estacionários dentro dos primeiros 100m da coluna d'água. Esses agrupamentos podem ser transientes (de horas a dias) ou durar ciclos completos de vida, com os componentes variando consideravelmente em tamanho, forma e desenvolvimento das gônadas. Este comportamento pode ser explicado como uma estratégia adaptativa para evitar predadores seletivos (peixes, aves, etc...) e aumentar a eficiência na busca por alimento. Esses grupos estão normalmente associados a ilhas, à plataforma ou talude continental e zonas de mistura de águas. Embora o krill seja normalmente

encontrado em agrupamentos densos, uma parte significativa e talvez maior esteja em uma forma dispersa (adaptado de FAO/UN, 2011).

Figura 9 - Captura global de *Euphausia superba* (FAO/UN, 2011)

Outra questão importante com relação ao krill antártico é o interesse pesqueiro. A pesca exploratória começou em 1961-62 com a captura de 4 toneladas pela, na época, União Soviética. Atualmente a captura anual está estabilizada em uma quantidade próxima a 110 mil toneladas (a evolução da captura global pode ser vista na Figura 9). Os países com maior representatividade neste número são o Japão, Polônia e Ucrânia. A pesca normalmente é feita com arrastos de meia-água, com redes laterais ou cônicas. Um dos fatores limitantes para o aumento nas taxas de captura é a rápida degradação enzimática sofrida pelos intestinos e pelo fígado, o que faz ser necessário que haja o devido processamento dentro de uma a três horas após a pesca. Mesmo assim, o krill fresco tem um sabor demasiadamente forte e normalmente é consumido após ser desidratado. Além do consumo humano em diversas formas, também é usado como isca para outras pescarias, mesmo esportivas e também como alimento para outros animais, como por exemplo trutas

de cativeiro (Yoshitomi et al., 2006). Espera-se a resolução de diversas questões econômicas para que se assuma uma cota permissível de vários milhões de toneladas por ano, contudo é aceito que a base científica para o gerenciamento dessa pesca é fraca e ainda são necessários muitos outros dados sobre a espécie (adaptado de FAO/UN, 2011), para que seja possível discutir a sustentabilidade de tal cota. A distribuição da espécie pode ser vista na Figura 10.

Figura 10 – Distribuição global de *Euphausia superb* (FAO/UN, 2011) em projeção polar

O krill antártico é considerado uma espécie chave no ecossistema local, como o herbívoro predominante (que se alimenta preferencialmente de grandes diatomáceas, mas inclui em sua dieta muitos outros itens, como seus próprios ovos, larvas, mudas, fezes; outros indivíduos de krill vivos ou mortos, outros componentes do zooplâncton e diatomáceas que vivem associadas ao gelo marinho) que canaliza a matéria orgânica produzida pelo fitoplâncton para uma grande variedade de componentes da biota antártica, como baleias, focas, aves, peixes e cefalópodes, que estão entre seus maiores predadores (FAO, op. cit.).

1.4.3.2 *Nacella concinna*

A espécie *Nacella concinna* (Figura 11) é um depositívoro bentônico, herbívoro, tendo estreito acoplamento ao microfitobentos e ao sedimento (Corbisier et al., 2004).

Figura 11 – *Nacella concinna* (Foto de Caio V. Z. Cipro)

Segundo Picken (1980), *N. concinna* é o mais conspicuo invertebrado encontrado no litoral da Península Antártica e nas ilhas do arco Scotia, sendo encontrada desde a zona entre-marés até 110m de profundidade, graças à sua resistência a dessecação e estresse térmico. A espécie *Patinigera polaris*, que consta em alguns estudos mais antigos, é um sinônimo.

1.4.4 Peixes

Segundo a base de dados Fishbase.org, *Notothenia rossii* é uma espécie largamente distribuída (Figura 12), conhecida desde a porção final da Península Antártica, Arco Scotia, Ilhas Príncipe Edward, Crozet, Kerguelen, Heard e Macquarie até os Bancos Ob' e Lena. Esta espécie é tipicamente encontrada em profundidades de 0 a 350 metros, atinge comprimento total máximo de 92 cm e peso máximo em torno de 10 kg.

Figura 12 – *N. rossii* (Fonte: Rauschert, sob licença *Creative Commons*) e sua distribuição (Fonte: aplicativo Aquamaps em Fishbase.org)

Os hábitos alimentares e habitats preferenciais de *N. rossii* variam ao longo dos estágios de crescimento de seu ciclo de vida (Burchett, 1983). Os estágios mais jovens (pós-larva) são pelágicos e alimentam-se principalmente de larvas de crustáceos e outros zooplânctons pequenos. Pequenos juvenis ocupam bancos de algas costeiras e alimentam-se de pequenos copépodos planctônicos, anfípodos, larvas de peixes e larvas de decápodos. Juvenis maiores permanecem nos bancos de macroalgas e alimentam-se principalmente de peixes, eufasídeos, isópodos, anfípodos e algas, junto com pequenas quantidades de outros grupos demersais tais como poliquetas, gastrópodos e decápodos. Algas são um alimento regular e não são ingeridas acidentalmente. Quando estão presentes, peixes jovens são as presas preferidas. Adultos de *N. rossii* tornam-se semipelágicos e habitam áreas de alimentação na plataforma continental, alimentando-se principalmente de ctenóforos, hidrozoários, anfípodos, eufasídeos e peixes, dependendo da abundância das presas (Cardoso, 2005).

1.4.5 Aves

Este é o grupo com o maior número de amostras e de espécies no presente trabalho, bem como o que apresenta a maior diversificação em dietas, distribuição e

nichos ecológicos, variáveis fundamentais para a interpretação da acumulação de poluentes orgânicos.

1.4.5.1 *Pygoscelis adeliae* (adaptado de Cipro, 2007)

O pingüim de Adélia se reproduz em grandes colônias, algumas excedendo um milhão de indivíduos, nas Shetlands do Sul, South Orkney, South Sandwich e Ilha Bouvet, e também ao longo da costa e de outras ilhas antárticas. São migratórios, mas provavelmente sejam circumpolares ao sul de 60° S. Indivíduos já foram encontrados ao norte das Falklands / Malvinas, South Georgia, e das Ilhas Kerguelen, Heard e Macquarie (Harrison, 1985). Atualmente, sua área de ocorrência (Figura 13) está estimada entre 50 e 100 mil Km² e uma população global estimada entre 4 e 5,2 milhões de indivíduos. As tendências globais para essa população ainda não foram medidas, mas ela parece estável e não se acredita que ela atinja os limites para que seja posta na lista vermelha da IUCN (i.e. queda superior a 30% em dez anos ou três gerações), por estas razões, ela está classificada com o índice LC (*Least Concern*) (Birdlife International, 2011a).

Figura 13 – *Pygoscelis adeliae* (Foto de Caio V. Z. Cipro) e sua distribuição: Resultado de 5336 observações (AADC, 2007) e distribuição estimada (National Geographic, 2007)

Segundo Lynnes et al., (2004), na região de South Orkney, a dieta da espécie é quase que exclusivamente composta de krill (*Euphausia sp*, sendo *E.*

superba a mais representativa espécie, tanto em frequência quanto em massa). Um estudo mais antigo, porém realizado na Ilha Rei George (Volkman et al., 1980) mostra uma composição muito similar. Nos dois estudos, em número muito pequeno aparecem outras presas: anfípodas (como *Themisto gaudichaudii*), peixes (principalmente *Pleuragramma antarcticum* e *Champscephalus gunnari*) e cefalópodes (como *Psychroteuthis glacialis*). Ainley et al., (1998) encontraram variação temporal durante a fase de alimentação dos filhotes em função das condições do *pack ice*, porém no Mar de Ross.

1.4.5.2 *Pygoscelis antarctica* (adaptado de Cipro, 2007)

Os pingüins antárticos (também nomeados como *P. antarcticus*) reproduzem-se principalmente em South Orkney, Shetlands do Sul, South Georgia, South Sandwich e tão ao sul na península antártica quanto a Ilha Anvers. Grupos menores se reproduzem nas Ilhas Balleny, Bouvet e Peter First. Indivíduos já foram encontrados em pontos distantes de terra firme em latitudes elevadas do Oceano Austral. Também há reporte de indivíduos na Tasmânia e na Ilha Macquarie (Harrison, 1985)

Assim como o pingüim de Adélia, o pingüim antártico tem sua área de ocorrência (Figura 14) estimada entre 50 e 100 mil Km² e uma população global estimada em aproximadamente 8 milhões de indivíduos, e também está classificada com o índice LC (*Least Concern*) (Birdlife International, 2011b)

Figura 14 – *Pygoscelis Antarctica* (Foto de Caio V. Z. Cipro) e sua distribuição: resultado de 561 observações (AADC) e distribuição estimada (70°South)

Sladen (1964), *apud* Harrison (1985) sugeriu que tanto a população quanto a área de ocorrência da espécie aumentavam proporcionalmente ao abate de baleias, com as quais os pingüins compartilham um importante recurso alimentar: o *krill*. A propósito, o *krill* é componente quase exclusivo da dieta também desta espécie. Tanto Volkman et al., (1980) quanto Lynnes et al., (2004) reportam composições de conteúdo estomacal superiores a 98% (em peso úmido) de eufausídeos.

1.4.5.3 *Pygoscelis papua* (adaptado de Cipro, 2007)

A espécie é circumpolar na zona sub-antártica. A subespécie *P. p. papua* se reproduz nas Falkland / Malvinas, Ilhas Staten, Prince Edward, Marion, Crozet, Kerguelen e Macquarie e também ao sul da convergência antártica, em South Georgia e Heard Island. A subespécie *P. p. ellsworthi* se reproduz em South Sandwich, South Orkney, e Shetlands do Sul e ao longo da Península Antártica até aproximadamente 65°S. A extensão da ocorrência pelágica da espécie não é completamente conhecida; provavelmente as populações mais setentrionais se desloquem até mares adjacentes enquanto as mais meridionais sejam mais fortemente migratórias. Algumas populações passam o inverno em até 43°S na costa argentina. Indivíduos errantes já foram reportados na Tasmânia e Nova

Zelândia (Harrison, 1985). A área estimada de ocorrência da espécie pode ser vista na Figura 15.

A população global de *Pygoscelis papua* foi estimada em 314 mil pares. Populações na Península Antártica (que representam 25% do total) estão aumentando em diversos pontos (como a Ilha Signy), algumas chegaram a dobrar nos últimos 20 anos. Inversamente, populações em ilhas sub-antárticas (75% do total) podem ter decaído substancialmente. Por exemplo, populações em Bird Island (a única monitorada nas South Georgia e que representa 33% do total) decaíram 67% nos últimos 25 anos; em Marion Island (3% do total), caíram 11% de 1994 a 1997; e nas Falklands / Malvinas (21% do total), caíram 45% de 1932/33 a 1995. Levantamentos mais recentes mostram que a população aumentou de 65 mil pares em 1995/96 para 113 mil pares em 2000, enquanto um aumento sugerido para a Ilha Macquarie necessita de confirmação. As ameaças à espécie incluem perturbação causada por humanos, poluição local e potencial interação com meios pesqueiros, de modo que seu *status* atual na IUCN é de quase-ameaçada (Birdlife International, 2011c).

Figura 15 – *Pygoscelis papua* (Foto de Caio V. Z. Cipro) e sua distribuição estimada (70°South)

Por sua vez, *Pygoscelis papua* parece ter a dieta diferente das duas outras espécies de pingüim apresentadas, com uma representatividade menor de eufausídeos e maior de peixes e cefalópodes (Volkman et al., 1980). Há também um outro fator a ser levado em consideração, que é a própria convergência antártica, um forte limitante da ocorrência de *E. superba*. Enquanto Volkman et al., (1980) e Croxall et al., (1987) mostram porcentagens de eufausídeos no conteúdo estomacal ao redor de 85% para amostras além de 60°S, neste último trabalho esta porcentagem cai para cerca de 30% apenas quando a latitude é de 47°S, ou seja, fora da convergência antártica.

1.4.5.4 *Larus dominicanus*

Segundo Higgins & Davies (1996), *Larus dominicanus* (Figura 16) são gaivotas amplamente distribuídas no Hemisfério Sul, reproduzindo-se na América do Sul, África do sul, Austrália, Nova Zelândia, nas ilhas subantárticas e Península Antártica. A espécie é altamente oportunista, consumindo desde peixes e invertebrados da zona entremarés até fontes “artificiais” de alimento, como resíduos e descarte de pesca, além de comportamento cleptoparasita (inter e intraespecífico) (Bertellotti & Yorio, 2000).

Figura 16 – *Larus dominicanus* (Foto de Caio V. Z. Cipro)

Contudo, Favero et al. (1997) demonstraram que na área do estudo e especialmente durante a época de acasalamento, formação dos ovos e cria dos filhotes, o invertebrado *Nacella concinna* representa o item mais freqüente (mais de 90%, chegando a representar 40% das calorias ingeridas) entre todos analisados em sua dieta: carniça, anfípodas, outros moluscos, peixes e eufausídeos, nessa ordem.

1.4.5.5 *Daption capense*

Segundo Coria et al. (1997) a espécie comumente conhecida como Pomba do Cabo (vista na Figura 17) se reproduz nas South Georgia, South Sandwich, South Orkney, South Shetland, Bouvet, Crozet, Kerguelen, Heart, Macquarie, Balleny e Peter I, além de diversas localidades na península antártica bem como no continente. Este mesmo trabalho analisou a dieta (conteúdo estomacal) dessa ave, encontrando *Euphausia superba* mais uma vez como sendo a principal presa em termos de freqüência e número, mas não em massa, já que cerca de 64% dessa variável era representada por peixes, notadamente a espécie *Electrona antarctica*. Anfípodas apareceram em proporção inferior a 1% da massa e cefalópodes em uma

proporção ainda menor.

Figura 17 – *Daption capense* (Foto de Priscila Lange)

1.4.5.6 *Sterna vittata*

De acordo com Casaux et al. (2008) o trinta-réis antártico (Figura 18) é uma espécie circumpolar encontrada em regiões antárticas e sub-antárticas. A população total é estimada em 50 mil pares, dos quais cerca de 35 mil pertencem à subespécie *S. v. gaini*, e se reproduzem no Arquipélago das Shetlands do Sul. Ainda que não esteja globalmente ameaçada, essa subespécie está sendo negativamente afetada por queda no sucesso reprodutivo e abandono de colônias devido à interferência humana, pressão de predadores e provavelmente escassez de alimento.

Figura 18 – *Sterna vittata* (Foto de Caio V. Z. Cipro)

No trabalho supracitado, a dieta desta espécie é composta principalmente por peixes (*Notothenia coriiceps* e *Electrona antarctica*, nessa ordem), seguidos por *Euphausia superba* e anfípodas (gamarídeos). A contribuição de peixes na dieta dos filhotes aumenta na medida em que crescem. Peixes e anfípodas são trazidos principalmente durante o dia e o *krill* durante os períodos crepusculares. O tipo de presa está diretamente relacionado com a duração da viagem e esta por sua vez com a pressão predatória das skuas sobre os filhotes.

1.4.5.7 Gênero *Catharacta*

Dentro do gênero *Catharacta*, ocorrem duas espécies dentro da área de estudo: *Catharacta macckormicki* e *C. lonnbergi*, que são morfologicamente muito parecidas e, na verdade, apresentam taxonomia não muito bem resolvida. Segundo Birdlife International (2011) há autores que consideram as duas espécies a mesma, outros que consideram espécies separadas e ainda outros que as consideram como subespécie de *C. skua*. Mesmo considerando as espécies separadas, há hibridação

comprovada entre as duas espécies (Votier et al., 2004).

Considerando todos esses fatores, bem como a dificuldade de identificação em campo, as skuas (Figura 19, também conhecidas em português como gaivota-rapineira ou estercorário) serão tratadas como gênero apenas.

Figura 19 – *Catharacta sp* (Foto de Caio V. Z. Cipro)

Segundo Reinhardt et al. (2000), na dieta das skuas na área de estudo constam principalmente ovos e filhotes de aves, principalmente de pingüins e dentre os pingüins, principalmente *Pygoscelis adeliae*; outras aves, como pequenos petréis, carcaças e placenta de focas, peixes e invertebrados como krill, anfípodas e moluscos. Por fim, devido à presença humana na Antártida, o lixo das estações aparece na dieta das skuas com alguma frequência.

A espécie se reproduz por toda a costa antártica, especialmente no Mar de Ross e preferencialmente em áreas livres de gelo na vizinhança de colônias de pingüins. Realiza migração trans-equatorial, sendo encontrada no inverno austral no Alasca, Groenlândia (Birdlife International 2011) e até mesmo na Europa (Votier,

2004).

1.4.5.8 *Macronectes giganteus*

Segundo Harrison (1985), o petrel gigante do sul (Figura 20), é um procelariiforme de grande porte, de características pelágicas e distribuição circumpolar no hemisfério sul, formando colônias de reprodução desde o sul da América do Sul até ilhas subantárticas e em poucas localidades do continente antártico.

Figura 20 – *Macronectes giganteus* (Foto de Fernanda I. Colabuono)

Além disso, existe uma forte segregação de idade e sexo quanto à dieta, com ambos os sexos se alimentando de carcaças de pingüins e focas, porém com apenas as fêmeas se alimentando consideravelmente de presas de origem marinha, como peixes, lulas e crustáceos (Forero et al., 2005).

1.4.6 Mamíferos

Os mamíferos no presente trabalho são representados exclusivamente pela subordem Pinnipedia (Carnivora), família Phocidae, com exceção de *Arctocephalus gazella*, que pertence à família Otariidae.

1.4.6.1 *Lobodon carcinophagus*

Segundo Jefferson et al. (2008), a foca-caranguejeira (vista na Figura 21) tem uma distribuição circumpolar no hemisfério sul, altamente ligada às variações sazonais do *pack ice*. São encontradas na costa antártica tão ao sul quanto McMurdo e indivíduos errantes já foram reportados nas costas sul da Oceania, América do Sul e África. Sua dieta é composta quase que exclusivamente de *krill* (notadamente *Euphausia superba*), que compõe 95% do total que ainda inclui pequenos peixes e lulas.

Figura 21 – *Lobodon carcinophagus* (Foto de Satie Taniguchi)

1.4.6.2 *Leptonychotes weddellii*

A foca de Weddell (vista na Figura 22), circumpolar no hemisfério sul, ocorre em grandes números quando associada ao *fast ice*. Também ocorre em alto-mar na zona de *pack ice* até a convergência antártica. São presentes em diversas das ilhas subantárticas e em ilhas ao longo da península antártica que apresentem zonas

sazonalmente livres de gelo. Errantes já foram reportados no sul da Austrália e da América do Sul e também na nova Zelândia. Sua dieta é composta principalmente de peixes, desde vários notothenídeos até o enorme *Dissostichus mawsoni* (com vários nomes comuns: merluza antártica, merlonga, marlonga etc...). Lulas e outros invertebrados compõem uma pequena parte da dieta (Jefferson et al. 2008).

Figura 22 – *Leptonychotes weddellii* (Foto de Satie Taniguchi)

1.4.6.3 *Arctocephalus gazella*

De acordo com Jefferson et al. (2008), o lobo marinho antártico (visto na Figura 23) é uma espécie que apresenta um dimorfismo sexual muito acentuado, com machos de 4 a 5 vezes mais pesados e de 1,4 a 1,5 vezes mais longos que as fêmeas. Além de ser o único pertencente à família Otariidae no presente trabalho, *A. gazella* é a espécie dentre os presentes pinípedes que atinge mais ao norte, chegando a ultrapassar a convergência antártica.

Figura 23 – *Arctocephalus gazella* (Foto de Satie Taniguchi)

A maior parte da população se reproduz nas Geórgias do Sul e Ilhas Bird, mas as colônias são esparsas, podendo ser encontradas nas Shetlands do Sul, South Orkney, South Sandwich, Prince Edward, Marion, Crozet, Kerguelen, Heard, McDonald, Macquarie e Bouvet. Errantes já foram reportados tão ao norte quanto o Arquipélago Juan Fernandez (33° S) e estima-se que sua distribuição possa incluir também a costa atlântica da América do Sul até a desembocadura do Rio da Prata (35° S). Sua dieta é sazonal e dependente da localização, podendo incluir krill, peixes, lulas e mesmo pingüins.

1.4.6.4 *Mirounga leonina*

O elefante marinho do sul (Figura 24), o maior dos pinípedes, também apresenta dimorfismo sexual muitíssimo acentuado, como *A. gazella*. Machos adultos típicos têm de 1500 a 3000 Kg, com máximo de 3700 Kg, enquanto fêmeas adultas típicas vão de 350 a 600 Kg com máximo de 800 Kg. Sua distribuição é quase circumpolar no hemisfério sul. Embora atinjam o continente antártico e áreas de grande latitude, como a Ilha Ross (77° S), eles ocorrem mais comumente em águas subantárticas, onde se localiza a maior parte dos rochedos e praias onde se

reproduzem. Errantes já foram reportados no sul da África, Oceania e mesmo no Brasil. Há ainda o registro mais norte já confirmado, em Omã, na Península Arábica (Jefferson et al., 2008).

Figura 24 – *Mirounga leonina* (Foto de Caio V. Z. Cipro)

Sua dieta é composta aproximadamente por 75% de lulas e 25% de peixes, dentre os quais os do gênero *Notothenia* são considerados os mais importantes quando perto da plataforma continental antártica. Existe segregação sexual no forrageio, com fêmeas se alimentando predominantemente em profundidades de meia-água em áreas de oceano profundo enquanto os machos atravessam tais áreas, indo mais ao sul, na borda da plataforma continental, onde sua atividade de mergulho sugere preferência por presas bentônicas. (op. cit.).

1.5 Objetivo

Avaliar a distribuição e destino de poluentes orgânicos em matrizes bióticas e abióticas do ecossistema antártico da Baía do Almirantado, bem como a transferência desses compostos nos diversos compartimentos da biota, usando isótopos estáveis como ferramenta para determinação da origem da matéria orgânica e nível trófico dos organismos.

1.5.1 Objetivos específicos

Verificar a adequação de metodologias para análise de compostos organoclorados e PBDEs em amostras de neve e água de degelo da Baía do Almirantado e então determinar a concentração de tais compostos nestas matrizes.

Determinar a concentração de compostos organoclorados e PBDEs em diversos organismos de distintos níveis da trama trófica antártica

Determinar a composição isotópica (carbono-13 e nitrogênio-15) em amostras dos mesmos organismos supracitados.

Verificar a possível correlação do nível trófico dos organismos com os teores de poluentes orgânicos que sofram biomagnificação

Investigar a adequação de um novo indicador de biomagnificação, proposto pelo presente estudo, baseado na massa molecular dos PCBs.

2 Materiais e métodos

2.1 Área de estudo (adaptado de Cipro, 2007)

A Ilha Rei George é a maior do arquipélago das Shetlands do Sul, localizada próximo à porção norte da Península Antártica, da qual é separada a sul pelo Estreito de Bransfield. Como referência, o Cabo Horn está a aproximadamente 1200Km ao norte, separado da ilha em questão pela Passagem de Drake, onde as águas dos Oceanos Pacífico e Atlântico se encontram e que é tida como um dos mares mais violentos do mundo. A ilha é largamente coberta por gelo e, mesmo no verão, a área recoberta não é inferior a 90% do total (SCAR, 2007).

A Baía do Almirantado é a maior da Ilha Rei George, cobrindo uma área de aproximadamente 120 Km² e com profundidade máxima de aproximadamente 600m. Em sua porção N-NE estão localizadas as enseadas MacKellar e Martel e na SW está a enseada Ezcurra. A comunicação com o Estreito de Bransfield, a sul, é feita por um canal de cerca de 500m de profundidade e formato de “U”, típico de regiões de fiordes. A linha de costa é bastante recortada, alternando geleiras, costões rochosos e praias (formadas por cascalho, seixos e areia). Entre maio e agosto, ocorre o congelamento das águas superficiais da baía, que se associa a temperaturas mais baixas do ar e a ausência de ventos e ondas (adaptado de Yogui, 2002). Segundo Rakusa-Suszczewski (1995), os efeitos das mudanças climáticas globais já podem ser notados na área de estudo, pela deglaciação que causa o recuo de geleiras existentes no entorno da baía.

Figura 25 – Ilha Rei George (licença livre GNU)

No mapa acima (Figura 25) podem ser vistas as estações com ocupação ao longo de todo o ano (são nove) e aquelas usadas apenas no verão (Macchu Picchu, peruana). Além delas, há dois refúgios: um americano (“Copacabana” – Pieter J. Lenie) que pode abrigar quatro pessoas e um equatoriano, que pode ser ocupado por três pessoas e que há bastante tempo se encontrava desativado, sofreu reformas no verão de 2005-06 e deve voltar a ser utilizado. De qualquer modo, a influência antrópica direta na área de estudo é mínima, o que não significa que ela esteja livre de receber os compostos organoclorados, que chegam via atmosfera. Diversos estudos prévios já detectaram estes compostos em compartimentos bióticos e abióticos da Baía do Almirantado, como Weber & Montone (1990); Montone et al. (2001) e Lukowski (1983).

A Ilha Rei George é um importante centro científico e logístico na Antártida, pela quantidade de estações científicas e pela infra-estrutura já instalada, como a pista de pouso da base chilena “Presidente Eduardo Frei Montalva”, que serve para abastecer a cadeia de suprimentos para atividades locais e como centro para

expedições a outras partes da Antártida, funcionando como “*hub*” logístico, bem como para efetuar o transporte de pessoal. Atualmente, existem também números cada vez maiores relacionados ao turismo na região, o que gera preocupações pela falta de regulamentação e fiscalização formais e específicas da atividade, pois existem apenas sugestões de planos a serem incorporadas ao Tratado Antártico, como em Davis (1999). Os números estão na Figura 26:

Figura 26 – Números (em vermelho) e projeções (em azul) para o turismo na Antártida (Fonte: IAATO, 2007)

Existe uma série de danos conhecidos à biota antártica por atividades humanas inadequadas (não só, mas principalmente relacionadas ao turismo), tais como a morte de musgos e líquens após serem pisados, queda no sucesso reprodutivo de aves (Giese, 1996) e perturbação da vida selvagem local, o que leva a uma série de questões, como definir os limites de tolerância para aproximação dos animais; o manuseio de resíduos tanto em terra quanto da embarcação; a instrução

dada aos visitantes; o gerenciamento dos turistas realizado pela operadora, especialmente nos desembarques; a experiência do pessoal envolvido; a frequência das visitas e até mesmo especificações navais para operar na região (adaptado de Enzenbacher, 1992).

Postos todos esses fatos, a preocupação com a preservação de áreas com grande interesse científico levou à criação das ASMAs (Antarctic Specially Managed Areas) e além disso, áreas de grande concentração de seres vivos, colônias de reprodução, desenvolvimento de filhotes, de animais ameaçados de extinção, enfim, áreas essenciais à preservação dos ecossistemas locais são denominadas ASPAs (Antarctic Specially Protected Areas) e, para estas, demanda-se prévia autorização do SCAR (Scientific Committee on Antarctic Research) para acessos e coletas. Essas áreas estão destacadas na Figura 27.

Figura 27 - ASMAs e ASPAs na Ilha Rei George (Fonte:SCAR, 2007)

2.2 Amostragem

2.2.1 Neve e água de degelo

Foram coletadas amostras tanto de neve quanto de água de degelo em cada um dos pontos com os seguintes cuidados analíticos: utilizou-se uma concha de inox previamente limpa com solvente orgânico adequado (n-hexano de grau analítico). As amostras de água foram acondicionadas em frascos de boca larga, preenchidos até a metade para evitar a quebra durante o congelamento e preenchidos totalmente para neve. Os frascos continham originalmente os solventes de grau analítico usados no laboratório, caso contrário, eram então descontaminados por 4h a 450°C em mufla. A neve coletada não superou os cinco cm de profundidade, para evitar influência de degelo de anos anteriores. Os frascos foram mantidos congelados desde sua chegada à EACF (Estação Antártica Comandante Ferraz) até análise no LabQOM. As coletas ocorreram em 2007-08 (fim de novembro e começo de dezembro), 2008-09 (meados de dezembro) e 2009-10 (fim de fevereiro e começo de março).

Os pontos de coleta podem ser vistos na Figura 28 e são, de cima para baixo: Refúgio II, Yellow Point, Ponta Ullmann, Punta Plaza e Hennequin.

Figura 28 – Pontos de coleta de neve e água de degelo representados na Baía do Almirantado: Refúgio II, Yellow Point, Ponta Ullmann e Hennequin Point, com as iniciais no mapa.

Por fim, deve-se dizer que por causa da redistribuição não-linear dos solutos que ocorre entre as fases sólida e líquida, como demonstrado por Gross et al. (1977) e mais adiante no presente trabalho, quando da realização das análises, toda a massa dentro do frasco era descongelada a temperatura ambiente, normalmente de um dia para o outro e só então a alíquota necessária era retirada.

2.2.2 Vegetação

As amostras de líquens e musgos foram coletadas manualmente, com auxílio de pinças metálicas previamente descontaminadas em n-hexano,

cuidadosamente sacudidas para remover eventuais resíduos, como partículas de solo, guardados em recipientes de alumínio previamente muflados a 450°C por 4h, congelados na chegada ao laboratório da EACF e assim mantidos até análise. A identificação das espécies foi feita pelos pesquisadores Filipe Victoria e Adriano Spielmann. Na Tabela 2 é mostrada a relação de amostras desse grupo, com as devidas espécies e pontos de coleta.

Tabela 2 – Relação das amostras de vegetação do presente trabalho

Espécie	Matriz	Localização	Data
<i>Usnea aurantiaco-atra</i>	Líquen	Ullman Point	23-Nov-04
<i>Usnea aurantiaco-atra</i>	Líquen	EACF (Química/Meteoro)	1-Dez-04
<i>Usnea aurantiaco-atra</i>	Líquen	Refúgio 2	3-Jan-05
<i>Usnea aurantiaco-atra</i>	Líquen	EACF (VLF)	11-Jan-05
<i>Usnea antarctica</i>	Líquen	Enseada Ezcurra	2-Jan-05
<i>Usnea sp</i>	Líquen	Punta Plaza	13-Jan-05
<i>Colobanthus quitensis</i>	Angiosperma	Stenhouse Point	20-Dez-04
<i>Brachythecium sp.</i>	Musgo	Enseada Ezcurra	2-Jan-05
<i>Sanionia uncinata</i>	Musgo	Machu Picchu	5-Dez-04
<i>Sanionia uncinata</i>	Musgo	Hennequin Point	4-Dez-04
<i>Sanionia uncinata</i>	Musgo	EACF (Química)	1-Dez-04
<i>Sanionia uncinata</i>	Musgo	Demay Point	24-Dez-04
<i>Sanionia uncinata</i>	Musgo	Refúgio 2	3-Jan-05
<i>Sanionia uncinata</i>	Musgo	Cabo Vauréal	7-Jan-05
<i>Sanionia uncinata</i>	Musgo	EACF (VLF/Rádio)	11-Jan-05
<i>Syntrichia princeps</i>	Musgo	Punta Plaza	13-Jan-05
<i>Syntrichia princeps</i>	Musgo	Ullman Point	3-Dez-04

As amostras de vegetação foram usadas inteiras nas análises, não houve separação de quaisquer partes específicas.

2.2.3 Invertebrados

O *krill* antártico foi capturado a partir da praia em frente à EACF, até onde se conseguiu entrar com as devidas vestimentas impermeáveis, com redes manuais (puçá), pelo pessoal do Laboratório de Química Orgânica Marinha do IOUSP no

verão de 2004-05 (Operantar XXIII). As amostras foram congeladas na EACF e assim mantidas até análise. Posteriormente, as amostras foram identificadas como *Euphausia superba* pelo Professor Doutor Vicente Gomes (do Departamento de Oceanografia Biológica do IOUSP) com a chave apresentada em Mauchline (1982). As amostras de *krill* consistiam em indivíduos inteiros (*pool*) suficientes para atingir a massa requerida pelo método.

As amostras de *Nacella concinna* foram coletadas manualmente, com auxílio de uma espátula previamente descontaminada em n-hexano, na zona entremarés em três pontos da Baía do Almirantado (EACF, Arctowski e Blue Dick, que fica junto ao Telephon Point) na Operantar XXIII (verão de 2004-05), guardadas em bandejas de alumínio também descontaminadas (em mufla), congeladas na chegada ao laboratório na EACF e mantidas congeladas até análise.

2.2.4 Peixes

Os peixes (*Notothenia rossi*) foram capturados com redes de meia-água, mantidas por 24h ou então com vara e anzol. Na embarcação os espécimes foram mantidos em tambores com água do mar, com aeração, assim que pescados e transferidos para tanques também com água do mar na chegada à EACF. Em seguida foram sacrificados por secção espinhal e tiveram os tecidos de interesse coletados com pinças e bisturis previamente descontaminados em n-hexano. As amostras foram mantidas congeladas em bandejas de alumínio até a análise. Os espécimes foram coletados defronte a Arctowski (n=12), Punta Plaza (n=7) e Copacabana (n=9) no verão de 2006-07. Além disso, houve um único exemplar de *Notothenia coriiceps* coletado em Hennequin Point, que foi submetido apenas a análise isotópica.

2.2.5 Ovos de aves

Foram coletados apenas ovos gorados e de forma oportunista, visitando diversas áreas de nidificação na Baía do Almirantado. Foram considerados gorados os ovos fora do ninho, trincados ou abandonados e frios na hora da coleta. Por essas razões, todos os embriões já estavam mortos. Os ovos foram abertos no Módulo de Química na EACF e tiveram seu conteúdo (total, sem separação de clara e gema) congelado em frascos de vidro ou bandejas de alumínio previamente muflados. Os pontos de coleta são mostrados na Figura 29. Em sentido horário, a partir da esquerda inferior, são eles: Telephon Point, Demay Point, Copacabana, Arctowski, Refúgio2, Ponta Ullmann, Hennquin Point e Chabrier Rock/Shag Island.

Figura 29 – Pontos de coleta de ovos de aves na Baía do Almirantado

A lista de amostras de ovos de aves se encontra na Tabela 3:

Tabela 3 – Amostras de ovos de aves antárticas na Baía do Almirantado

Espécie		Verão	Local de coleta
<i>Catharacta</i>	<i>sp</i>	2004-05	Refúgio 2 (n=2)
		2005-06	Ponta Ullmann (n=1) Hennequin Point (n=1)
<i>Larus</i>	<i>dominicanus</i>	2004-05	Refúgio 2 (n=2)
		2005-06	Ponta Ullmann (n=1)
<i>Pygoscelis</i>	<i>adeliae</i>	2005-06	Copacabana (n=2) Arctowski (n=1)
<i>Pygoscelis</i>	<i>antarctica</i>	2004-05	Chabrier Rock (n=11)
		2005-06	Chabrier Rock (n=6) Demay point (n=1) Shag Island (n=5) Telephon Point (n=3)
<i>Pygoscelis</i>	<i>papua</i>	2005-06	Copacabana (n=9)
<i>Sterna</i>	<i>vittata</i>	2005-06	Refúgio 2 (n=1)

2.2.6 Demais matrizes (tecidos de aves e pinípedes)

Todos os demais organismos presentes no trabalho foram coletados de forma puramente oportunista, em caminhadas pela Ilha Rei George. Todos já estavam mortos. Os organismos foram levados para os laboratórios da EACF quando possível, se não a dissecação foi feita no local (no caso dos pinípedes) e apenas os tecidos de interesse levados ao laboratório para serem congelados até análise. As amostras de fígado de aves se encontram na Tabela 4:

Tabela 4 – Amostras de fígado de aves no presente trabalho

Espécie	Verão	Local	Maturidade	n
<i>Catharacta sp</i>	2004-05	Refúgio 2	-	1
	2005-06	Península Keller	Filhote	2
<i>Catharacta maccormiki</i>	2004-05	Hennequin Point	Adulto (Fêmea)	1
<i>Daption capense</i>	2004-05	Demay Point	-	1
	2006-07	Demay Point	-	1
<i>Larus dominicanus</i>	2004-05	Yellow point	Adulto	1
	2005-06	Macchu Pichu	-	1
	2007-08	Yellow Point	Adulto (Fêmea)	1
	2007-08	Ipanema	Filhote	1
	2007-08	Refúgio 2	Ninhego	1
<i>Macronectes giganteus</i>	2005-06	Copacabana (ASPA 128)	-	1
	2005-06	Copacabana (ASPA 128)	-	1
<i>Pygoscelis adeliae</i>	2005-06	Copacabana (ASPA 128)	-	1
	2005-06	Arctowski	Filhote	1
	2005-06	Arctowski	-	1
	2006-07	Arctowski	Filhote	1
<i>Pygoscelis antarctica</i>	2004-05	Chabrier Rocks	Adulto	1
	2004-05	Chabrier Rocks	Filhote	5
	2005-06	Chabrier Rocks	-	1
	2005-06	Chabrier Rocks	Filhote	1
	2005-06	Shag Island	Filhote	3
	2005-06	Shag Island	Adulto	1
<i>Pygoscelis papua</i>	2005-06	Copacabana (ASPA 128)	Filhote	7
	2005-06	Copacabana (ASPA 128)	Juvenil	2
	2006-07	Copacabana (ASPA 128)	Filhote	2
	2007-08	Copacabana (ASPA 128)	Filhote	1

Ressalta-se aqui que, devido ao fato de em alguns casos ter havido necessidade de reinjeção e da pequena massa individual de algumas amostras, algumas delas acabaram e, portanto poderá haver diferença entre os totais de amostras aqui apresentados e os analisados em cada grupo, incluindo os isótopos

estáveis.

Quanto aos pinípedes, a lista de amostras se encontra na Tabela 5. Não foi possível determinar a maturidade de nenhum dos espécimes utilizados.

Tabela 5 – Amostras de pinípedes no presente trabalho

Espécie	Verão	Local	Sexo	Tecidos
<i>A.gazella</i>	2005-06	Ponta Ullmann	-	Gordura, músculo, couro
	2004-05	Yellow Point	Macho	Gordura, músculo, fígado
	2004-05	Ponta Ullmann	-	Gordura
<i>L. weddellii</i>	2005-06	Refúgio 2	-	Gordura, fígado, músculo, couro
	2004-05	Cabo Vauréal	-	Gordura, rins, músculo
<i>L. carcinophagus</i>	2005-06	Cabo Vauréal	-	Gordura, músculo, couro
	2004-05	Cabo Vauréal	-	Gordura, couro
<i>M. leonina</i>	2005-06	Demay Point	-	Fígado, músculo

2.3 Cuidados analíticos

2.3.1 Limpeza dos materiais

Todas as vidrarias e demais equipamentos foram lavados e deixados de molho em solução de detergente Extran alcalino (Merck®) por ao menos 8 horas. Ao fim desse período, o material foi enxaguado e calcinado em mufla a pelo menos 400°C durante quatro horas, exceto a vidraria volumétrica para a preparação das

curvas analíticas, que foi seca a temperatura ambiente e posteriormente lavada com n-hexano/diclorometano (1:1, v:v) e n-hexano, sempre de grau de pureza para análise de resíduos orgânicos.

2.3.2 Preparação de reagentes sólidos

Os reagentes sólidos utilizados (sulfato de sódio usado para desidratar as amostras durante a etapa de extração; sílica e alumina para preencher as colunas de adsorção durante o *clean-up* dos extratos e cloreto de sódio para extração em *headspace* das amostras de compartimentos abióticos) foram calcinados em mufla a pelo menos 400° C durante 4 horas e posteriormente estocados em frascos de vidro tampados e estes dentro de 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 saiam completamente ativados. Porém, estes compostos são utilizados a 5% de desativação. Para isso, são adicionados 5% em massa de água padrão Milli-Q, extraída cinco vezes com o mesmo n-hexano de grau de pureza para análise de resíduos orgânicos.

2.3.3 Soluções padrão

As soluções-mãe foram adquiridas de um laboratório internacional (AccuStandard, dos Estados Unidos) e as necessárias diluições feitas durante o trabalho com vidraria volumétrica e solventes adequados.

2.3.4 Purificação em coluna de HPLC

O método de análise dos tecidos dos animais utilizava uma purificação complementar para remoção dos lipídios, que era feita com cromatografia de fase líquida de alta eficiência - HPLC. Foram utilizadas duas colunas de exclusão por tamanho para cromatografia de permeação em gel, Phenogel 100 A, com 22,5 x 250

mm e pré-coluna, Phenogel 100 A, com 7,8 mm de diâmetro e 50 mm de comprimento e como fase móvel utilizou-se diclorometano 100%.

2.3.5 Determinação de matéria orgânica extraível e peso seco

A matéria orgânica extraível, que em alguns casos foi utilizada para fornecer a concentração em peso lipídico, foi obtida por evaporação a temperatura ambiente de uma alíquota de 0,1 mL do extrato concentrado. Para o peso seco, do mesmo modo, porém antes e depois de liofilização. Em ambos os casos a determinação foi feita por gravimetria.

2.3.6 Condições cromatográficas

2.3.6.1 GC-ECD

As análises de compostos organoclorados foram realizadas em um cromatógrafo a gás equipado com detector de captura de elétrons (GC-ECD, Agilent Technologies, modelo 6890N). Hidrogênio foi usado como gás de arraste a pressão constante (13.2 psi, i.e. 91.01 kPa). O injetor operava em modo *splitless* (sem divisão de fluxo), mantido a 300 °C. A coluna capilar era uma HP5-MS da Agilent Technologies (30m de comprimento x 250 µm de diâmetro interno e filme interno de fenil-metil-polisiloxano de 0,25 µm de espessura). O detector operava a 320 °C usando N₂ como gás auxiliar (“makeup”) numa vazão de 58 mL min⁻¹. O forno era programado na seguinte rampa: 70 °C por 1 min, 5 °C min⁻¹ até 140 °C (1min), 1,5 °C min⁻¹ até 250 °C (1 min) e 10 °C min⁻¹ até 300 °C (5 min).

Os compostos investigados foram os PCBs (IUPAC 8, 18, 28, 31, 33, 44, 49, 52, 56, 60, 66, 70, 74, 77, 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, 199, 201, 203, 206 e 209), DDTs (*o,p'*-DDE, *p,p'*-DDE, *o,p'*-DDD, *p,p'*-

DDD, *o,p'*-DDT, e *p,p'*-DDT), HCB, HCHs (isômeros α , β , γ e δ), clordanas (α - e γ -clordana, heptacloro e seu epóxido), mirex e drins (aldrin, dieldrin e endrin). Os *surrogates* utilizados foram PCB 103 e 198 e como padrão interno TCMX.

2.3.6.2 GC-MS

As análises de PBDEs foram realizadas em um cromatógrafo a gás 6890 Plus acoplado ao detector de massas MS 5973N, com uma coluna HP-5MS (30m de comprimento x 250 μ m de diâmetro interno e filme interno de fenil-metil-polisiloxano de 0,25 μ m de espessura).

Os PBDEs analisados foram os de número IUPAC 28, 47, 99, 100, 153, 154 e 183. O injetor operava a 270 °C. O forno foi programado com a seguinte rampa: 130°C por 1 min, 12°C min⁻¹ até 154°C (0 min), 2 °C min⁻¹ até 210 °C (0 min), 3 °C min⁻¹ até 300 °C (5 min). PCB 103 foi utilizado como *surrogate* e TCMX como padrão interno.

2.3.7 Identificação e quantificação

2.3.7.1 GC-ECD

A identificação dos analitos se deu através de seus respectivos tempos de retenção no cromatógrafo e suas quantificações com a área de cada pico obtido. Na etapa de quantificação ocorreu a padronização interna, ou seja, os teores de cada analito foram corrigidos linearmente pela relação entre o teor obtido para o *surrogate* (que é adicionado diretamente à amostra, na primeira etapa da metodologia) e o teor adicionado. Já a recuperação do *surrogate* é calculada com o teor obtido para o padrão interno, que é adicionado logo antes da injeção e não sofre nenhuma interferência dos processos metodológicos.

Para a quantificação de cada um dos analitos, foi construída uma curva

analítica relacionando a concentração do composto injetado com a área de seu sinal cromatográfico. A concentração dessas soluções variou até 200 pg μL^{-1} . A aceitação das curvas foi condicionada a um índice de correlação de Pearson de pelo menos 99,5%, proposto por Wade & Cantillo (1994). Regularmente eram injetados padrões de misturas de organoclorados para checar as calibrações das curvas e calibrar os tempos de retenção de cada composto.

2.3.7.2 GC-MS

Os compostos foram identificados através da comparação entre os cromatogramas das amostras e os cromatogramas dos analitos padrões, verificando os seus respectivos tempo de retenção e massa do íon molecular. Para a quantificação dos compostos foi utilizado o método da padronização interna. A quantificação foi feita considerando-se a área do fragmento principal de cada composto multiplicada pelo fator de resposta do mesmo, presente na curva analítica (construída da mesma forma que para com o GC-ECD), em relação à razão massa/carga do fragmento principal do *surrogate*.

2.4 Testes metodológicos para análise de poluentes orgânicos em matrizes abióticas

Os testes com a resina do tipo XAD-2, que eram inicialmente previstos, não puderam ser concluídos, em virtude da necessidade de um equipamento do tipo Infiltrex® completamente operante a tempo hábil para a realização das análises. Havia dois equipamentos desse tipo no laboratório, que ainda precisariam de algum tempo para o término de adaptações, configurações e testes operacionais antes das extrações para as análises de fato. Além disso, havia mais evidências de sucesso com o grupo dos PAHs (não discutidos no presente trabalho), o que não garantiria êxito com os demais e mesmo para esse grupo frente aos níveis baixíssimos

relatados e esperados no ambiente antártico, como pode ser visto em Bicego (1996). Em face de todos esses fatores, escolheu-se abandonar esse procedimento metodológico em favor dos testes com PUFs (espumas de poliuretano), descritos a seguir.

Também como parte do plano inicial foram feitos testes com as espumas de poliuretano, que já haviam sido usadas com sucesso em outros trabalhos do laboratório, como Montone et al, (2005), porém como adsorvente em amostras de ar. Como já era relatado anteriormente, existe grande dificuldade em limpar essas espumas antes do uso como adsorventes e nesse caso não foi diferente. Para isso, as espumas foram colocadas em um extrator do tipo Soxhlet e deixadas por longos períodos (que, somados, chegaram a mais de dois meses completos) com circulação de solventes orgânicos que dessorveriam os interferentes (e numa segunda etapa os próprios compostos de interesse). Os solventes resultantes dessa limpeza eram então analisados até que houvesse uma diminuição dos teores (conseqüentemente uma aproximação do valor obtido no branco do solvente puro, concentrado em um mesmo fator que o resíduo dessa limpeza, que era de 80 para 1, ou seja, eram colocados 80 mL de solvente, que após circularem pela espuma, eram evaporados a 1mL e analisados). Deve-se ressaltar que durante todo o desenvolvimento dos procedimentos metodológicos, as análises eram primeiramente feitas em GC-ECD (pesticidas e PCBs) e então iam a análise em GC-MS (PBDEs quando disponíveis e poucas vezes também os PCBs). Isso pela maior familiaridade adquirida com o ECD durante o mestrado e conseqüentemente pela maior rapidez nas etapas de quantificação, mas principalmente pelos menores LDMs deste grupo. Além disso, também é importante o fato de que os organoclorados são o grupo com maior numero de representantes em todo o escopo do trabalho.

Como exemplo da dificuldade inesperadamente alta que houve em limpar as espumas, pode-se ver na Figura 30 uma série de cromatogramas (o mais antigo (do primeiro dia de limpeza) em cima, o do meio duas semanas depois e o de baixo três semanas depois) que, em princípio, podia se prever que mostrariam o decréscimo qualitativo e quantitativo dos interferentes, mas na realidade isso não aconteceu em um nível satisfatório: levava-se muito tempo para um resultado ainda sofrível.

Figura 30 – Série temporal dos cromatogramas dos resíduos de limpeza de uma espuma de poliuretano.

Em seguida, na Figura 31 mostra-se o cromatograma da análise do resíduo de limpeza da espuma que mostrou os melhores resultados (menores e mais estáveis) após cerca de nove semanas de extração, entre 10 diferentes adotadas, o que não significa que tenha sido satisfatório. O solvente (n-hexano/diclorometano 1:1) era trocado a cada três dias no máximo, o que significa que houve pelo menos 21 trocas no período considerado.

Figura 31 – Análise do resíduo de limpeza de espuma após 9 semanas de procedimento

Então com essa espuma fez-se um teste com um volume conhecido de amostra de água altamente descontaminada (destilada, purificada pelo MilliQ® e extraída cinco vezes com 15mL de n-hexano por litro) adicionada dos *surrogates* e *spikes*. Essa água foi lentamente gotejada sobre a espuma, que posteriormente sofreu extração em Soxhlet com n-hexano/diclorometano 1:1. Como a recuperação do *surrogate* (cerca de 42%) estava aquém dos parâmetros exigidos pelo controle de qualidade (50%), recolheu-se também essa mesma água após ter passado pela espuma e então fez-se sua extração por separação de fases (agitação de 2L com n-hexano, decantação, separação da fase hexânica que é desidratada com sulfato de sódio anidro, evaporação em rotavapor e injeção no cromatógrafo). O resultado de ambas as análises pode ser visto na Figura 32.

Figura 32 – Análises do solvente de dessorção da espuma (acima) e da água residual (abaixo)

Nota-se claramente que diversos compostos estão tão ou mais presentes na água residual do que no solvente com o qual se faz a dessorção da espuma. Para sanar quaisquer possibilidades de dúvida, foi feito ainda um teste trocando o solvente orgânico por outro um pouco mais polar: acetonitrila. O resultado visto na Figura 33 é ainda mais gritante. A água residual tem maior concentração de todos os compostos.

Figura 33 – Repetição do experimento da Figura 32, porém com acetonitrila

Por fim, por todos os motivos apresentados, também se descartou a metodologia com as espumas de poliuretano.

Com o fracasso dos testes com as espumas de poliuretano, buscou-se ainda um terceiro método para o qual o laboratório já estivesse aparelhado e houvesse a possibilidade de realizar análises de água. Essa metodologia consiste em colocar em um volume conhecido de água (já adicionada de *surrogate* e *spikes* quando for o caso), um solvente imiscível pelo qual os compostos de interesse tenham maior afinidade, agitar e recolher este solvente após decantação. Seguem-se então os passos de desidratação com sulfato de sódio anidro (por segurança da coluna cromatográfica), concentração, adição de *surrogate* cromatográfico e injeção no cromatógrafo. Em um galão de cerca de 4 litros, são necessários cerca de 25 mL de solvente (n-xehano) para uma separação de fases adequada.

Também é bom ressaltar que os resultados parciais das análises de água

indicavam que uma etapa de extração com a mistura de diclorometano e n-hexano seria mais eficiente. Na verdade isso se verifica na análise de diversas matrizes, pelo espectro razoavelmente amplo de polaridades encontradas dentro de cada um dos diferentes grupos químicos analisados. O problema que isso gerou é que apesar dos *handbooks* de química indicarem baixa solubilidade do diclorometano em água (cerca de 13g L^{-1} , segundo o manual do fabricante JT Baker), dado o pequeno volume de solvente em relação a um grande volume de amostra necessário, essa baixa solubilidade já é suficiente para que não haja a separação de fases, imprescindível para a extração. Além disso, em função da afinidade entre os dois solventes, havia duas fases apenas (solvente/água) tanto com o n-hexano puro quanto com a mistura, quando neste último caso deveria haver três (n-hexano/água/diclorometano).

Por fim, o fator principal que levaria ao descarte de mais esta metodologia seriam os elevados limites de detecção do método obtidos, principalmente por causa dos volumes relativamente elevados de solvente e da concentração subsequente por rotoevaporação. Porém a qualidade dos cromatogramas ficou tão prejudicada (como se pode observar na Figura 34) que não foi possível quantificar confiavelmente as sete amostras necessárias para a definição do limite de detecção do método, que foi, portanto, descartado.

Figura 34 – Cromatograma obtido pelo método de separação de fases

Durante as sucessivas falhas dos métodos anteriormente testados, buscou-se na literatura científica uma nova metodologia capaz das análises pretendidas e que em especial tivesse limites de detecção muito baixos, que são o calcanhar-de-Aquiles de muitas metodologias, vide o que se passou com os testes com o método de separação de fases. Encontraram-se diversos trabalhos com elastômero do tipo PDMS (polidimetilsiloxano) em diferentes formas (bastões, fibras, revestimento de agitadores magnéticos), na etapa de extração das amostras para análise de pesticidas organoclorados (Silva et al., 2007), PAHs/PCBs (Poerschmann et al., 2000) e PBDEs (Montes et al., 2007). Este último, com a fase da extração em *headspace*: a amostra de água é confinada em um frasco hermeticamente fechado e aquecida. No espaço superior do frasco, sem o líquido, é colocado em um suporte previamente descontaminado, um pedaço de massa conhecido de PDMS já condicionado (será discutido adiante). Com o aquecimento do líquido, os compostos de interesse se volatilizam e são adsorvidos pelo elastômero. A fase de dessorção é que é o diferencial: vários métodos, como os usados em Zuin et al. (2005), usam uma unidade de injeção por *headspace* também, ou seja, o PDMS é colocado em um *vial*, que é então aquecido e à medida que os compostos dessorvem do polímero, aparecem no cromatograma. Porém, isso exige que o cromatógrafo tenha

uma unidade de injeção específica para *headspace*, que é bastante cara e nem sempre compatível com o modelo de cromatógrafo disponível. Mas, existe uma alternativa, que é realizar a dessorção em um volume controlado de solvente orgânico (neste caso foi 1mL de diclorometano), durante um tempo também controlado (3 séries de cinco minutos cada). Essa abordagem foi encontrada em Montes et al. (2007) e finalmente testada no LabQOM, após importação do PDMS. Os resultados com diferentes etapas de condicionamento (1M é o condicionamento com solvente e posterior passagem pela mufla a cerca de 220°C; 2M apenas com o solvente e 3M com o solvente, em seguida a mufla e novamente o solvente) estão na Tabela 6 para os pesticidas.

Tabela 6 - Recuperações médias (%) dos pesticidas em cada um dos procedimentos de condicionamento

Composto	1M	2M	3M
α -HCH	7,2	8,7	7,3
HCB	108,3	54,6	155,7
β -HCH	7,2	1,8	2,0
γ -HCH	10,4	8,8	11,0
δ -HCH	31,4	22,4	21,5
Heptacloro	235,7	79,5	113,0
Aldrin	62,1	58,1	44,3
Isodrin	95,7	60,1	52,4
Heptaclor epóxido A	74,9	64,3	67,7
Oxiclordana	126,9	63,9	148,7
Heptaclor epóxido B	88,9	83,4	66,4
γ -clordana	-23,2	-35,5	-37,1
op'-DDE	93,8	81,6	103,8
α -clordana	24,8	28,2	25,1
Dieldrin	159,9	121,0	146,7
Endossulfan I	84,1	70,3	82,6
pp'-DDE	396,5	84,0	84,4
op'-DDD	247,9	106,0	127,7
Endrin	161,5	99,5	136,3
Endossulfan II	16,5	12,0	16,5
pp'-DDD	286,8	2328,1	54,9
op'-DDT	165,1	121,6	118,8
pp'-DDT	340,1	148,0	116,8
Metoxicloro	199,2	220,8	134,0
Mirex	76,1	64,0	82,9
menos de 50%	7	7	8
mais de 150%	9	2	1

E na Tabela 7 para os PCBs.

Tabela 7 – Recuperações médias (%) dos PCBs em cada procedimento de condicionamento

Composto	1M	2M	3M
PCB 8	111,2	77,4	87,1
PCB 18	71,3	53,8	47,5
PCB 31	84,1	55,9	58,4
PCB 28	109,2	65,7	67,2
PCB 33	94,4	63,0	67,7
PCB 52	110,9	72,4	77,8
PCB 49	95,6	35,8	90,7
PCB 44	98,1	71,1	80,1
PCB 74	112,1	48,7	125,7
PCB 70	91,5	93,3	61,3
PCB 95	120,0	76,4	82,5
PCB 66	96,8	27,6	64,5
PCB 56/60	233,7	183,4	181,5
PCB 101	99,9	80,6	74,5
PCB 99	136,0	79,8	132,6
PCB 97	100,1	82,7	84,0
PCB 87	102,9	86,6	84,9
PCB 110	128,1	100,7	91,1
PCB 151	182,3	141,7	116,8
PCB 149	113,3	72,9	95,7
PCB 118	51,3	37,0	9,0
PCB 123	764,9	250,5	626,6
PCB 114	192,8	125,5	115,9
PCB 153	183,0	145,2	112,9
PCB 132	346,8	219,4	36,1
PCB 105	2435,0	5829,1	659,6
PCB 141	141,8	83,3	99,6
PCB 138	131,3	94,8	95,5
PCB 158	134,8	97,3	90,2
PCB 126	37,3	16,9	2,9
PCB 187	124,1	102,6	70,6
PCB 183	-36,0	-328,6	-267,0
PCB 128	160,0	120,9	105,4
PCB 167	108,5	69,2	85,8
PCB 174	149,6	90,8	94,5
PCB 177	147,3	82,7	100,5
PCB 156	157,3	103,2	122,9
PCB 157/201	238,6	180,0	201,3
PCB 180	136,2	91,4	117,2
PCB 169	325,3	71,1	11,3
PCB 170	136,7	104,2	96,5
PCB 199	142,3	97,6	98,7
PCB 203	132,7	93,2	89,5
PCB 189	122,5	82,4	78,3
PCB 195	125,1	122,1	86,9
PCB 194	130,5	95,2	94,1
PCB 206	-8266,6	-4521,4	-9203,2
PCB 209	149,6	112,2	143,7
menos de 50%	3	7	7
mais de 150%	11	5	4

Por fim, optou-se por essa abordagem, com o condicionamento da alternativa 3M, que pareceu ser o melhor na média, apesar de algumas recuperações negativas para alguns compostos, o que significaria que os *spikes* desses mesmos compostos ou não são adequadamente extraídos da fase aquosa para o PDMS, provavelmente em função da polaridade, ou então que não são adequadamente dessorvidos da resina, ou ainda que houvesse interferentes coeluinto. Em seguida foram feitos testes de força iônica (adicionando-se cloreto de sódio previamente calcinado) na etapa de extração, que também segundo referências como Montes et al. (2007), melhoraria a velocidade e eficiência da adsorção na etapa de extração. Ainda assim, foi necessário refinar o conjunto de compostos a ser analisado dentro de cada grupo (por exemplo, dentro do grupo dos PCBs, os congêneres 105, 183 e 206 são claramente problemáticos), para que se encaixem nos critérios de controle de qualidade adotados no presente trabalho.

Por fim, as recuperações médias dos PBDEs estão na Tabela 8:

Tabela 8 – Recuperações médias (%) dos PBDEs

Composto	Recuperação (%)
BDE 28	88,2
BDE 47	82,6
BDE 100	82,9
BDE 99	67,4
BDE 154	58,1
BDE 153	47,2
BDE 183	117,2

Nota-se que todas as recuperações estão dentro do intervalo exigido (inclusive o *surrogate*, a 68%), exceto do congênere 153, que ainda assim está bastante próximo (47,2 quando são requeridos 50%)

Os mesmos testes de recuperação foram então repetidos, aumentando-se a força iônica da solução, para melhor eficiência e velocidade de extração, como

previsto em Montes et al. (2007), trabalho do qual deriva quase integralmente a metodologia utilizada. Em todas elas foi adicionado cloreto de sódio até uma concentração final de 30% m:m, ou seja, 24g dissolvidos em 80g de água. Todas as outras etapas do procedimento permaneceram inalteradas.

Os resultados obtidos para os PCBs se encontram na Tabela 9

Tabela 9 – Recuperações (%) dos PCBs em sete replicatas

Replicata	1	2	3	4	5	6	7	Média
PCB 8	89,1	91,2	65,4	95,0	68,4	67,9	61,5	76,9
PCB 18	101,0	101,6	81,9	78,8	78,4	79,3	75,8	85,3
PCB 31	93,4	89,2	86,5	90,4	86,5	86,2	81,6	87,7
PCB 28	110,4	93,0	92,6	109,9	101,2	87,8	86,9	97,4
PCB 33	90,6	83,1	80,4	91,1	85,1	78,6	76,9	83,7
PCB 52	105,6	101,4	100,2	111,3	103,8	107,3	102,0	104,5
PCB 49	100,7	88,5	90,3	98,0	95,3	83,9	93,4	92,9
PCB 44	115,8	112,0	105,0	112,0	106,9	133,2	112,5	113,9
PCB 74	292,1	289,8	260,9	269,6	276,8	277,5	302,5	281,3
PCB 70	107,1	92,0	94,1	97,4	105,4	96,1	102,4	99,2
PCB 66	112,5	93,8	102,5	96,7	143,7	85,9	126,5	108,8
PCB 95	117,1	97,6	96,4	109,0	76,6	115,2	81,2	99,0
PCB 56/60	106,4	91,8	100,9	103,8	120,3	102,7	107,0	104,7
PCB 101	118,5	107,3	129,7	112,8	161,8	122,0	116,0	124,0
PCB 99	107,4	91,9	100,7	96,2	110,5	96,5	97,6	100,1
PCB 97	108,8	80,7	95,8	99,4	113,4	90,5	96,0	97,8
PCB 81/87	95,7	94,4	85,8	95,7	100,1	105,1	110,5	98,2
PCB 110/77	111,5	79,6	91,3	96,4	117,6	96,8	104,2	99,6
PCB 151	119,8	105,3	90,8	106,0	120,5	108,5	95,6	106,7
PCB 149	106,3	104,1	79,0	92,1	103,0	56,6	92,3	90,5
PCB123	110,6	108,4	86,7	112,9	129,3	46,6	107,2	100,2
PCB 118	222,5	154,8	177,9	220,8	249,0	256,9	247,4	218,5
PCB 114	146,5	117,7	129,6	142,9	212,6	75,7	164,7	141,4
PCB 132	124,8	80,0	66,7	107,1	104,9	160,2	128,5	110,3
PCB 153	140,4	90,0	121,3	133,8	181,3	94,0	108,6	124,2
PCB 105	102,8	72,0	80,6	95,7	129,3	100,4	100,1	97,3
PCB 141	114,7	70,7	95,2	102,6	129,4	108,2	105,8	103,8
PCB 138	124,0	76,0	106,2	110,9	137,6	117,0	129,2	114,4
PCB 158	110,1	66,8	94,3	98,1	130,9	107,0	117,1	103,5
PCB 126	187,2	453,8	90,3	120,7	129,4	881,2	807,5	381,5
PCB 187	119,9	66,0	102,8	102,0	138,8	103,1	116,1	107,0
PCB 183	114,8	61,7	98,1	97,1	130,4	101,2	114,1	102,5
PCB 128	113,0	63,6	100,7	92,5	136,8	99,4	113,3	102,8
PCB 167	75,9	37,1	76,6	68,1	116,0	66,6	79,1	74,2
PCB 174	113,9	58,7	92,4	94,0	130,0	97,8	111,4	99,8
PCB 177	99,8	50,7	85,2	83,6	122,4	88,3	95,2	89,3
PCB 156	103,5	60,5	79,5	86,7	133,8	92,8	112,1	95,6
PCB 157	103,7	60,5	77,5	84,2	133,7	101,6	111,3	96,1
PCB 180	167,0	107,8	151,6	145,3	202,5	195,3	234,1	171,9
PCB 169	86,7	63,5	72,4	65,1	124,4	82,4	119,7	87,8
PCB 170	98,8	52,9	79,8	75,4	125,6	86,5	111,0	90,0
PCB 199	111,4	63,2	87,9	83,1	135,7	105,2	129,8	102,3
PCB 203	108,6	63,8	86,3	79,3	135,6	103,2	132,4	101,3
PCB 189	95,5	64,6	74,3	64,6	132,3	94,2	129,1	93,5
PCB 195	86,0	81,8	81,9	75,3	136,6	102,5	132,9	99,6
PCB 194	101,0	67,9	74,9	64,6	134,8	91,1	134,2	95,5
PCB 206	87,1	53,8	65,1	53,0	120,7	63,0	104,1	78,1
PCB 209	102,3	66,1	71,5	59,5	135,1	90,7	136,8	94,6
Recuperação do PI	50,7	58,3	71,4	75,0	60,1	66,1	59,6	63,0
Maior que 150%	4	3	3	2	6	5	5	4
Maior que 120%	8	3	6	6	31	7	14	7
Menor que 50%	0	1	0	0	0	1	0	0

Os novos resultados mostram claramente que o procedimento de aumento da força iônica favorece e muito uma extração mais eficiente para esse grupo. As porcentagens de recuperação aumentaram sensivelmente e permitiriam inclusive restringir ainda mais os intervalos de recuperação, pois com quarenta e oito congêneres analisados, seriam permitidos nove deles fora do intervalo de aceitação e mesmo quando esse intervalo é restrito para 50 a 120% ficam, na média, apenas sete deles fora, o que permite a utilização de tal intervalo. Além disso, todas as recuperações do *surrogate* estão dentro do intervalo exigido, o que permite concluir que a metodologia está plenamente adequada para a análise desse grupo.

Por outro lado, os congêneres problemáticos passaram a ser outros, notadamente os 74, 118, 126 e 180. Como nos níveis encontrados nas amostras é muito difícil a confirmação por GC-MS (em função dos LDMs mais elevados nas condições específicas deste trabalho), tais congêneres foram retirados da lista de analitos.

Os resultados obtidos para os pesticidas se encontram na Tabela 10.

Tabela 10 – Recuperações (%) obtidas para o grupo dos pesticidas

Replicata	1	2	3	4	5	6	7	Média
HCB	69,4	67,5	54,5	74,0	54,6	51,9	50,8	60,4
α -HCH	7,3	7,2	5,4	7,4	6,2	5,6	5,2	6,3
β -HCH	5,2	5,5	3,6	4,6	6,3	5,1	5,4	5,1
γ -HCH	1,7	3,8	0,7	1,3	0,6	5,8	5,6	2,8
δ -HCH	27,5	8,9	13,9	14,0	15,5	22,4	6,7	15,6
Heptacloro	55,4	57,3	53,2	49,7	51,2	53,4	51,5	53,1
Heptacloro Epóxido A	54,0	59,2	53,9	53,2	58,7	61,0	63,8	57,7
Heptacloro Epóxido B	94,4	94,2	93,4	91,5	104,0	100,0	103,9	97,3
α -clordana	63,1	59,0	64,0	61,0	67,0	65,2	66,3	63,6
γ -Clordana	67,2	66,2	69,6	65,4	73,2	70,1	72,9	69,2
Oxiclordana	51,2	50,3	55,4	51,4	56,5	54,5	54,7	53,4
Aldrin	61,0	71,3	53,1	54,6	51,0	53,4	51,5	56,6
Dieldrin	68,0	70,6	69,5	65,7	77,1	75,7	79,3	72,3
Endrin	56,3	49,3	53,1	54,9	70,3	69,2	71,4	60,6
Isodrin	-	-	-	-	-	-	-	-
Endosulfan I	43,3	12,9	41,4	42,0	53,0	43,9	7,2	34,8
Endosulfan II	0,9	-	0,4	1,1	3,2	-	-	1,4
op'-DDE	63,6	54,5	59,1	57,8	61,9	58,0	59,3	59,2
pp'-DDE	71,0	52,0	66,7	67,4	73,3	60,9	64,2	65,1
op'-DDD	78,9	80,8	79,9	82,1	95,8	102,2	112,2	90,3
pp'-DDD	154,7	122,0	149,0	152,1	244,9	175,8	182,2	168,7
op'-DDT	49,3	51,9	37,6	50,3	59,7	51,9	66,9	52,5
pp'-DDT	31,0	2,9	32,8	31,4	35,7	43,0	46,6	31,9
Mirex	67,2	50,6	72,3	64,4	88,4	84,3	88,0	73,6
Recuperação do PI	82,0	70,7	60,9	55,2	76,0	62,9	71,6	68,5
Maior que 150%	1	0	0	1	1	1	1	1
Maior que 120%	1	1	1	1	1	1	1	1
Menor que 50%	8	7	8	8	6	6	6	7

Os resultados para esse grupo foram de certo modo parecidos com os anteriores, porém com melhoria das recuperações para as clordanas e Aldrin. Quanto aos compostos fora do intervalo exigido, apenas o pp'-DDD apresenta recuperação excessiva (por qualquer um dos critérios) e talvez haja alguma coeluição ou contaminação sistemática (pouco provável), o que será futuramente estudado, mas a diferenciação por GC-MS continua sendo um obstáculo para as amostras de campo. Quanto às recuperações insuficientes, não há surpresas: todo o grupo dos HCHs e o Endossulfan continuam sendo muito pouco recuperados e terão os resultados apenas apresentados, porém não cumprindo os critérios de controle

de qualidade, provavelmente pelo fato de serem os compostos mais polares dentre os analisados e, portanto, terem a troca de fases prejudicada pela maior força iônica, favorecendo a solubilidade e diminuindo a afinidade pela resina PDMS, pouco polar.

Os resultados obtidos para os PBDEs se encontram na Tabela 11.

Tabela 11 – Recuperações (%) obtidas para os PBDEs

Replicata	1	2	3	4	5	6	7	Média
PBDE 28	90,7	89,2	62,0	89,8	86,0	91,8	94,3	86,3
PBDE 47	87,5	78,8	74,0	73,4	74,9	88,2	99,4	82,3
PBDE 100	88,1	73,2	62,0	58,5	81,9	79,1	103,4	78,0
PBDE 99	102,6	87,0	69,9	66,8	102,7	91,6	113,4	90,6
PBDE 154	98,4	80,9	60,2	56,0	101,2	85,4	108,7	84,4
PBDE 153	112,5	90,3	73,3	73,0	105,9	91,9	139,8	98,1
PBDE 183	73,4	57,6	42,0	36,9	65,9	70,0	84,3	61,4
Recuperação do PI	55,9	62,5	72,4	78,6	54,3	59,4	54,2	62,5
Maior que 150%	0	0	0	0	0	0	0	0
Maior que 120%	0	0	0	0	0	0	1	0
Menor que 50%	0	0	1	1	0	0	0	0

Os números obtidos mostram que o grupo dos PBDEs foi o que apresentou as melhores recuperações entre todos estudados. Isso já era esperado, tanto pelo fato de a metodologia base ter sido publicada com análises desse mesmo grupo, quanto pelos resultados prévios, que mostravam apenas um dos compostos fora do intervalo de aceitação, porém mesmo assim ainda bastante próximo (o PBDE-153 com 47,2% na época). Na média, nenhum dos congêneres fica fora do intervalo de aceitação, mesmo do mais rígido.

2.5 Controle de qualidade

Sinteticamente, o controle de qualidade adotado para o seguinte trabalho obedeceu aos seguintes critérios, estabelecidos por Wade & Cantillo (1994):

- Recuperação entre 40 e 120% dos *surrogates* em todas as amostras analisadas,
- No branco, pode haver no máximo dois compostos com

concentração maior que três vezes o limite de detecção do método,

- O branco *spike* deve conter pelo menos 80% dos analitos com recuperação entre 40 e 130%,
- A amostra *spike* deve conter pelo menos 80% dos analitos com recuperação entre 40 e 130%, sendo que neste cálculo entram apenas os compostos originalmente presentes na amostra em quantidade igual ou superior à adicionada.

Os resultados para o controle de qualidade do procedimento metodológico descrito em Cipro (2007) podem ser completamente encontrados no referido trabalho, desde a determinação dos limites de detecção do método (LDMs, que também se encontram em anexo) até a análise de materiais de referência certificados.

2.5.1 Limite de detecção do método - Neve e água de degelo

O critério adotado é de que o limite de detecção do método é definido como a concentração que pode ser determinada por ser estatisticamente diferente do branco e pode ser medida com 99% de confiança. Uma das maneiras de se calcular o limite de detecção é através da quantificação de uma pequena quantidade de analitos colocadas em uma matriz que não contenha os compostos em estudo ou que estejam em concentrações muito baixas. Como esse não é o caso do presente estudo, em que os teores esperados nas amostras de campo já têm concentrações muito baixas e qualquer variação é proporcionalmente muito grande, o limite pode ser preferencialmente conseguido através dos brancos (feitos com água ultrapura:

destilada, passada em resina MilliQ® e sofrendo separação de fases por agitação e decantação com n-hexano por cinco vezes consecutivas). Os LDMs foram realizados com brancos fortificados (*spike*) com 100 µL de solução de 10 pg g⁻¹ por amostra para PBDEs, respectivamente. Tais valores foram escolhidos em respeito à limitação de até cinco vezes a razão sinal/ruído. O cálculo para a determinação do limite de detecção foi adotado como sendo três vezes o desvio padrão dessa análise em sete replicatas (Wade & Cantillo, 1994), adaptado de Cipro (2007).

2.5.1.1 PCBs

Os resultados obtidos para os PCBs se encontram na Tabela 12

Tabela 12 – LDMs para o grupo dos PCBs em pg.L⁻¹ de amostra utilizada

Composto	LDM	Composto	LDM
PCB 8	0,53	PCB 153	1,00
PCB 18	0,37	PCB 105	0,49
PCB 31	0,14	PCB 141	0,43
PCB 28	0,15	PCB 138	0,40
PCB 33	0,21	PCB 158	0,47
PCB 52	0,15	PCB 126	12,62
PCB 49	0,21	PCB 187	0,57
PCB 44	0,35	PCB 183	0,55
PCB 74	5,36	PCB 128	0,57
PCB 70	0,08	PCB 167	0,58
PCB 66	0,56	PCB 174	0,54
PCB 95	0,30	PCB 177	0,60
PCB 56/60	0,24	PCB 156	0,51
PCB 101	0,68	PCB 157	0,54
PCB 99	0,13	PCB 180	15,80
PCB 97	0,24	PCB 169	0,33
PCB 81/87	0,17	PCB 170	0,54
PCB 110/77	0,26	PCB 199	0,48
PCB 151	0,26	PCB 203	0,51
PCB 149	0,54	PCB 189	0,50
PCB123	0,63	PCB 195	0,43
PCB 118	14,50	PCB 194	0,52
PCB 114	1,22	PCB 206	0,63
PCB 132	0,70	PCB 209	0,56

Nota-se que a maioria dos compostos teve o LDM de até 1pg.L⁻¹ o que é aparentemente muito pequeno, mas bastante coerente com o trabalho em que a

metodologia se baseia (Montes et al., 2007), com a análise por GC-ECD e não GC-MS e na mínima presença de interferentes dada a quantidade muito pequena de solvente utilizada a um fator de concentração de apenas seis vezes (evaporação de 3mL a 0,5 mL em fluxo de N₂ ultra-puro). Coerentemente, os compostos mais afetados pela recuperação excessiva e possível coeluição (experiências anteriores no LabQOM já demonstraram que uma série de ftalatos pode coeluir com PCBs e impossibilitar algumas análises) ou contaminação sistemática (muito pouco provável, por razões já citadas) apresentaram LDMs muito elevados, resultado de grandes variações nas replicatas, o que inviabiliza uma resposta estatisticamente significativa para estes compostos.

2.5.1.2 Pesticidas organoclorados

Os resultados obtidos para os pesticidas se encontram na Tabela 13.

Tabela 13 - LDMs para o grupo dos pesticidas, em pg L⁻¹ de amostra

Composto	LDM
HCB	0,18
α -HCH	0,36
β -HCH	0,03
γ -HCH	0,08
δ -HCH	0,27
Heptacloro	0,10
Heptacloro Epóxido A	0,15
Heptacloro Epóxido B	0,10
α -clordana	0,11
γ -Clordana	0,12
Oxiclordana	0,09
Aldrin	0,27
Dieldrin	0,19
Endrin	0,35
Isodrin	N/D
Endosulfan I	0,65
Endosulfan II	N/D
op'-DDE	0,11
pp'-DDE	0,27
op'-DDD	0,29
pp'-DDD	1,46
op'-DDT	0,34
pp'-DDT	0,53
Mirex	0,53

Conclusões parecidas podem ser tiradas a respeito dos LDMs obtidos para os pesticidas: apesar de aparentemente pequenos (para a maioria dos compostos), são consistentes com o mínimo de interferentes que a metodologia envolve. Há, porém uma exceção aqui: o grupo dos HCHs, provavelmente por apresentar fatores de resposta menores que os demais pesticidas no ECD e, portanto o desvio padrão menor acaba resultando em LDMs uma ordem de grandeza menor que os demais. Há ainda outro fator: os HCHs foram de longe o grupo mais problemático nos testes de recuperação.

2.5.1.3 PBDEs

Os resultados obtidos para os PBDEs se encontram na Tabela 14

Tabela 14 - LDMs para os PBDEs, em pg g⁻¹ de amostra

Composto	LDM
PBDE 28	0,41
PBDE 47	0,37
PBDE 100	0,51
PBDE 99	0,46
PBDE 154	0,65
PBDE 153	0,48
PBDE 183	0,64

2.5.2 Limite de detecção do método – Organismos

Cabe nessa seção um comentário: comparando os LDMs dos métodos antes e depois do advento da coluna de HPLC nota-se que há uma diminuição clara do LDM em praticamente todos os grupos de analitos do GC-ECD. Apesar de o método com HPLC ter uma etapa com concentração de solução por rotoevaporação a mais que o método sem a coluna, o que em tese poderia aumentar os LDMs, a eficiência na eliminação de interferentes pareceu superar quantitativamente este fator contrário. Em Cipro (2007), comenta-se por vezes sobre co-eluição com interferentes, provavelmente ftalatos, à época e o uso da coluna de HPLC pareceu eliminar tal problema.

2.5.2.1 Pesticidas organoclorados

Os resultados obtidos para os pesticidas organoclorados se encontram na Tabela 15.

Tabela 15 – LDMs para os pesticidas organoclorados em ng g⁻¹

Composto	LDM
aldrin	0,25
dieldrin	0,12
endrin	0,12
isodrin	0,40
α -clordano	0,19
γ -clordano	0,21
heptacloro	0,19
heptacloro epóxido a	0,42
heptacloro epóxido b	0,36
oxiclordana	0,67
op'-DDD	0,38
op'-DDE	0,42
op'-DDT	0,27
pp'-DDD	0,27
pp'-DDE	0,65
pp'-DDT	0,47
metoxicloro	1,27
Endossulfan I	0,12
Endossulfan II	0,36
HCB	0,24
mirex	0,14
α -HCH	0,11
β -HCH	0,14
δ -HCH	0,12
γ -HCH	0,18

2.5.2.2 PBCs

Os resultados obtidos para os PCBs se encontram na Tabela 16.

Tabela 16 - LDMs para os PCBs em ng g⁻¹

Composto	LDM	Composto	LDM
PCB 8	0,12	PCB 153	0,13
PCB 18	0,14	PCB 105	0,32
PCB 31	0,13	PCB 141	0,14
PCB 28	0,13	PCB 138	0,18
PCB 33	0,15	PCB 158	0,14
PCB 52	0,27	PCB 126	0,13
PCB 49	0,13	PCB 187	0,11
PCB 44	0,11	PCB 183	0,12
PCB 74	0,36	PCB 128	0,13
PCB 70	0,11	PCB 174	0,12
PCB 66	0,11	PCB 177	0,13
PCB 56/60	0,11	PCB 156	0,11
PCB 101	0,11	PCB 157	0,17
PCB 99	0,13	PCB 180	0,11
PCB 97	0,30	PCB 169	0,21
PCB 81/87	0,13	PCB 170	1,35
PCB 110/77	0,24	PCB 203	0,11
PCB 151	0,13	PCB 189	0,11
PCB 118	0,11	PCB 195	0,13
PCB123/149	0,15	PCB 194	0,11
PCB 114	0,11	PCB 206	2,36
PCB 132	0,11		

2.5.2.3 PBDEs

Os resultados obtidos para os PBDEs se encontram na

Tabela 17 - LDMs para os PBDEs em ng g⁻¹

Composto	LDM
PBDE 28	0,25
PBDE 47	0,25
PBDE 100	0,56
PBDE 99	0,56
PBDE 154	1,65
PBDE 153	0,53
PBDE 183	1,29

2.6 Detalhamento das metodologias finais para poluentes orgânicos

Nessa seção serão detalhados os distintos procedimentos metodológicos adotados para as distintas matrizes.

2.6.1 Neve e água de degelo

Na Figura 35 são apresentados esquematicamente os parâmetros para análise de neve e água de degelo. Existe a possibilidade, usada algumas vezes, de troca do diclorometano por isooctano durante a evaporação final, apenas para evitar a formação de bolhas na seringa de injeção do cromatógrafo devido à elevada viscosidade e densidade do diclorometano. Testes não mostraram diferença alguma entre essas injeções.

Figura 35 - Detalhamento da metodologia final usada para análise de neve e água de degelo

2.6.2 Invertebrados e ovos de aves

As amostras de invertebrados e ovos de aves foram analisadas antes do término do desenvolvimento da metodologia com uma coluna de purificação de HPLC, por isso usou-se a metodologia descrita em Cipro (2007) e apresentada na Figura 36.

Figura 36 - Metodologia descrita em Cipro (2007)

Todas as análises com essa metodologia usaram 5 g de amostra úmida. As amostras de *Euphausia superba*, *Nacella concinna* e ovos de *Pygoscelis spp* e *Larus dominicanus* foram analisadas com a metodologia supracitada.

2.6.3 Demais matrizes

As amostras dos demais organismos, bem como as de ovos de aves realizadas após o advento da coluna de HPLC foram analisadas com a metodologia descrita na Figura 37.

Figura 37 - Metodologia utilizada após o advento da coluna de HPLC

A massa de amostra variou conforme o teor lipídico e níveis de contaminantes: 5 g para ovos, 2,5 g para fígado de aves, 0,25 g para gordura e 10 g para vegetação.

2.7 Validação

Para que se possa atribuir confiabilidade aos resultados derivados de qualquer metodologia analítica, é importantíssimo que haja a validação do método. Para tal, são empregados materiais de referência certificados. Para a validação da metodologia desenvolvida no presente trabalho foi usado o SRM 1945 (Standard Reference Material 1945 – Organics in Whale Blubber), que é composto de um homogenizado de gordura subcutânea (“blubber”) de uma baleia piloto (fêmea adulta) que sofreu um encalhe em Cape Cod, Massachussets (EUA) em setembro

de 1991. O SRM usado no presente trabalho foi obtido do NIST (National Institute of Standards and Technology) dos Estados Unidos.

A validação da metodologia para invertebrados e ovos de aves está totalmente descrita em Cipro (2007). Os resultados dos organoclorados para a metodologia para os demais organismos se encontram na Tabela 18. Foram feitas duas análises com intervalo de aceitação de 35%. Não houve nenhuma reprovação, nem considerando as injeções individualmente, nem com a média. Na verdade, esse intervalo poderia ser diminuído, já que os desvios foram de -29,9% até 28,2%, levando a média em consideração.

Tabela 18 – Resultado das análises de organoclorados do SRM 1945 em ng g⁻¹

Compostos	Método			Certificado		Validação				
	I	II	Média	IC (95%)	σ	Ic _{sup} +35%	Ic _{inf} -35%	I	II	média
α -HCH	14,03	16,15	15,09	16,20	3,40	25,27	7,13	SIM	SIM	SIM
HCB	40,24	34,13	37,19	32,90	1,70	46,12	19,69	SIM	SIM	SIM
β -HCH*	4,60	8,24	6,42	8,00	1,40	12,20	3,80	SIM	SIM	SIM
γ -HCH	3,81	3,95	3,88	3,30	0,81	5,27	1,34	SIM	SIM	SIM
PCB-18	5,92	5,29	5,60	4,48	0,88	6,93	2,03	SIM	SIM	SIM
PCB-28*	14,93	18,57	16,75	14,10	1,40	20,44	7,77	SIM	SIM	SIM
PCB-52	51,25	42,67	46,96	43,60	2,50	61,36	25,84	SIM	SIM	SIM
PCB-49	25,62	19,42	22,52	20,80	2,80	30,88	10,72	SIM	SIM	SIM
PCB-44	16,86	12,64	14,75	12,20	1,40	17,87	6,53	SIM	SIM	SIM
heptacloro epóxido	9,25	9,40	9,33	10,80	1,30	15,88	5,72	SIM	SIM	SIM
PCB-66	18,36	16,97	17,66	23,60	1,60	33,46	13,74	SIM	SIM	SIM
op'-DDE	15,26	15,46	15,36	12,28	0,87	17,45	7,11	SIM	SIM	SIM
α -clordano	39,16	41,47	40,31	46,90	2,80	66,12	27,69	SIM	SIM	SIM
dieldrin*	28,23	32,98	30,61	37,50	3,90	54,53	20,48	SIM	SIM	SIM
PCB-87	18,94	22,89	20,92	16,70	1,40	23,95	9,46	SIM	SIM	SIM
pp'-DDE	545,90	525,04	535,47	445,00	37,00	637,75	252,25	SIM	SIM	SIM
op'-DDD	23,86	13,87	18,86	18,10	2,80	27,24	8,97	SIM	SIM	SIM
PCB-151	35,40	38,16	36,78	28,70	5,20	43,95	13,46	SIM	SIM	SIM
PCB-149	75,93	73,43	74,68	106,60	8,40	152,31	60,89	SIM	SIM	SIM
PCB-118	82,19	72,35	77,27	74,60	5,10	105,81	43,39	SIM	SIM	SIM
pp'-DDD	130,64	159,21	144,93	133,00	10,00	189,55	76,45	SIM	SIM	SIM
op'-DDT	69,81	79,42	74,62	106,00	14,00	157,10	54,90	SIM	SIM	SIM
PCB-153	266,21	267,47	266,84	213,00	19,00	306,55	119,45	SIM	SIM	SIM
pp'-DDT	169,03	187,81	178,42	245,00	15,00	345,75	144,25	SIM	SIM	SIM
PCB-138/160	137,67	113,37	125,52	131,50	7,40	184,93	78,08	SIM	SIM	SIM
PCB-187	117,64	97,72	107,68	105,10	9,10	150,99	59,22	SIM	SIM	SIM
PCB-183	35,88	38,00	36,94	36,60	4,10	53,51	19,69	SIM	SIM	SIM
PCB-180	109,88	130,93	120,41	106,70	5,30	149,35	64,06	SIM	SIM	SIM
Mirex	35,54	30,24	32,89	28,90	2,80	41,82	15,99	SIM	SIM	SIM
PCB-195	16,29	20,50	18,39	17,70	4,30	28,20	7,21	SIM	SIM	SIM
PCB-194	49,55	45,46	47,51	39,60	2,50	55,96	23,24	SIM	SIM	SIM
PCB-206	41,12	34,25	37,69	31,10	2,70	44,69	17,52	SIM	SIM	SIM
PCB-209	13,46	12,19	12,83	10,60	1,10	15,41	5,79	SIM	SIM	SIM

*Compostos analisados no SRM 1945, porém não certificados

Já os resultados para os PBDEs se encontram na Tabela 19:

Tabela 19 - Resultado das análises de PBDEs do SRM 1945 em ng g⁻¹

Compostos	Método			Certificado		Validação				
	I	II	Média	IC (95%)	σ	Ic _{sup} +35%	Ic _{inf} -35%	I	II	média
PBDE 28	2,44	2,50	2,47	2,66	0,37	3,96	1,36	SIM	SIM	SIM
PBDE 47	35,67	37,22	36,45	39,6	0,20	53,66	25,54	SIM	SIM	SIM
PBDE 100	12,46	12,67	12,56	10,3	1,1	15,01	5,60	SIM	SIM	SIM
PBDE 99	15,82	16,25	16,04	18,9	2,3	27,82	9,99	SIM	SIM	SIM
PBDE 154	15,46	16,09	15,78	13,3	1,7	19,66	6,95	SIM	SIM	SIM
PBDE 153	7,19	7,51	7,35	8,34	0,55	11,81	4,87	SIM	SIM	SIM

Do mesmo modo que para os organoclorados, todos os compostos em ambos os casos e também na média foram validados. Os desvios foram de -15% a +22%.

2.8 Isótopos estáveis

A análise de isótopos estáveis foi realizada na Universidade de La Rochelle (França) durante um estágio sanduíche (CAPES PDEE, número de processo 2999-10-2) sob supervisão do Prof^o Dr Paco Bustamante. De acordo com o protocolo próprio do laboratório (Plateau Analyses Élémentaires et Isotopiques), as amostras foram liofilizadas e trituradas. A purificação (*cleanup*) foi feita em um tubo contendo 100 mg de amostra de 4 mL de hexano, em um agitador mecânico, por uma hora. A mistura era então centrifugada (4000 rpm por 5 minutos) e o sobrenadante descartado. Esse processo era repetido tantas vezes quanto necessário, até que a fase líquida saísse clara e transparente. A fase de interesse (sólida) era então seca em estufa a 50°C durante 48h. As amostras purificadas eram analisadas usando um Thermo Scientific Delta V Advantage, ConFlo IV interface (NoBlank and SmartEA) e Thermo Scientific Flash EA1112 Elemental Analyzer. As injeções (após encapsulamento em estanho) eram de 0,3 a 0,5 mg para tecidos animais e de 0,8 a 1,1 mg para vegetação, todas sem replicata. PDB (Pee Dee Belemnite que é a belemnite da formação Pee Dee, nos Estados Unidos da América) foi usado como padrão para $\delta^{13}\text{C}$ e nitrogênio atmosférico para $\delta^{15}\text{N}$. Nesse caso, a notação δ significa o desvio da amostra em relação a esses padrões, tipicamente em ‰.

As amostras que apresentavam relação C/N superior a 4 voltavam para o processo de *cleanup* e, nesse caso, apenas a última medida era considerada.

Baseado em replicatas de padrões próprios do laboratório, a precisão

experimental é definida em $\pm 0,15$ e $\pm 0,20$ ‰ para $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, respectivamente. A cada série de 15 injeções era incluído um padrão de acetato/leucina para verificação do $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$. Caso a diferença encontrada entre a análise e o valor certificado superasse a precisão previamente definida, o equipamento era recalibrado e a amostra reinjetada, o que não aconteceu em nenhum dos casos no presente estudo.

2.9 Testes estatísticos

Os testes estatísticos foram feitos nos softwares Microsoft Excel® (versão 2007) e StatSoft Statistica® (versão 10.0). Todos os testes foram feitos com nível de significância $P=0,05$. Em todos os casos, utilizou-se distribuição não-paramétrica (portanto correlações de Spearman ao invés de Pearson) e Kruskal-Wallis ANOVA exceto quando explicitamente mencionado em contrário. Segundo Callegari-Jacques (2004), apesar de algumas desvantagens em relação aos testes paramétricos, os não-paramétricos são mais apropriados quando não se conhece a distribuição dos dados dentro de uma população, ou quando não se pode ou não se deseja realizar uma transformação desses dados.

2.10 Números de licenças e projetos

As amostras do presente trabalho foram coletadas por meio dos seguintes projetos:

- Poluentes orgânicos persistentes (POPs) e esgotos / Gerenciamento ambiental da Baía do Almirantado, Ilha Rei George, Antártica (CNPq nº 55.0348/02-6)
- Modelagem da Bioacumulação de poluentes orgânicos através da malha trófica antártica (CNPq nº 55.0018/07-7)
- Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia Antártico para Pesquisas

Ambientais (INCT-APA): Poluentes orgânicos persistentes (via CNPq nº 57.4018/2008-5 e FAPERJ nº E-26/170.023/2008)

A bolsa durante o doutorado foi financiada pela CAPES, via cota institucional para o programa de Oceanografia Química e Geológica e posteriormente pela FAPESP (processo 2007/55956-0).

O estágio de sanduíche no exterior (PDEE) foi financiado pela CAPES (processo 2999-10-2)

As licenças para o trânsito internacional das amostras foram as seguintes: CITES 10BR005362/DF, 10BR005390/DF, 10BR005391/DF para saída do Brasil e FR 10011700528-i e FR 10011700529-i para entrada na França.

3 Resultados e discussão

3.1 Neve e água de degelo

Em todas as temporadas, apenas os compostos organoclorados ficaram acima do LDM. Também em todas as temporadas, não houve diferença estatisticamente significativa entre os pontos de coleta, o que seria indicativo da ausência de uma fonte local importante de contaminação de organoclorados e a mesma fonte em comum: o transporte atmosférico. Por essa mesma razão, os dados serão tratados como médias de cada uma das temporadas daqui para frente, descartando a variação espacial (não encontrada na verdade) e exaltando a variação temporal, como descrito no item 3.1.1.

Quanto aos teores de PBDEs, todos ficaram abaixo do limite de detecção do método, mesmo tendo limites de detecção comparáveis aos obtidos para os compostos organoclorados, provavelmente devido a uma série de fatores: são produzidos há menos tempo, em quantidades menores e têm pesos moleculares normalmente maiores, tornando-os, portanto, menos sujeitos ao transporte atmosférico de longa distância.

3.1.1 Série temporal

Tendo sido obtidos os dados para três anos de coletas, foi possível montar uma série temporal com uma vantagem: cada uma delas ocorreu em um distinto estágio do degelo sazonal (seção 2.2.1), permitindo a visualização de como ocorre, qualitativa e quantitativamente, a transferência de um compartimento a outro ao longo desse evento. Em função do avançado estágio do degelo sazonal na terceira temporada já não havia mais água de degelo em Ponta Ullmann, portanto esse ponto não entrou nas médias e cálculos dessa temporada.

Os dados das análises de pesticidas organoclorados das três temporadas estão na Tabela 20.

Tabela 20 – Concentrações de pesticidas organoclorados nos compartimentos abióticos, em $\mu\text{g L}^{-1}$

	2007-08			2008-09			2009-10		
	Degelo	Neve	Soma	Degelo	Neve	Soma	Degelo	Neve	Soma
Σ HCHs (isômeros α , β , γ e δ)	3,1	4,2	7,3	2,6	3,6	6,2	2,1	1,5	3,5
HCB	2,0	3,8	5,8	2,5	2,9	5,4	1,8	1,4	3,1
Σ Drins (Endrin, Dieldrin e Isodrin)	2,4	4,3	6,7	N/D	N/D	-	2,7	2,6	5,4
Σ Clordanas (Heptacloro, epóxidos, Oxiclordana, α e γ -Clordano)	7,5	13,0	20,4	5,7	13,3	19,0	5,7	11,4	17,1
Σ DDTs (DDD, DDT e DDE nas configurações <i>op'</i> e <i>pp'</i>)	6,1	24,4	30,5	4,3	14,6	18,9	6,3	5,3	11,6

Ao longo das temporadas de coleta, que foram ocorrendo cada vez mais adiantadas dentro do verão austral, de um modo bastante geral é possível notar algumas tendências: a soma dos contaminantes em ambos os compartimentos parece diminuir, bem como parece haver um aumento proporcional das concentrações na água de degelo em relação à neve. Isso pode ser explicado pela expulsão dos compostos do retículo cristalino da fase sólida, porém de maneira não linear, como evidenciado por Gross et al (1977). Além disso, há algumas exceções a se notar: as concentrações em neve de Drins aumentam na última temporada, bem como as dos DDTs, mesmo que sutilmente, em ambos os casos. Na segunda temporada, a concentração das Clordanas em neve aumenta. Os HCHs e o HCB parecem ter um comportamento um pouco mais regular, já que em todos os casos a soma dos dois compartimentos diminui e a proporção na neve aumenta.

Quantitativamente, os valores estão de acordo com estudo prévios, como Dickhut et al. (2005), que para análise de diversas amostras de neve ao longo da Península Antártica, apresenta valores de HCHs variando de 3,17 até 8,91 $\mu\text{g L}^{-1}$, bem como de heptacloro e heptacloro epóxido variando até 7,82 $\mu\text{g L}^{-1}$ (soma). (Chiuchiolo et al., 2004) apresentam concentrações em água de derretimento (fase

dissolvida) de geleiras uma ordem de magnitude mais alta, de um modo geral, para Σ HCHs e Σ DDTs, porém este trabalho separa as análises para as fases de particulado e dissolvido, o que indicaria que os valores do presente trabalho estejam superestimados. Em um trabalho bastante mais antigo com amostras antárticas (coletadas em 1981, mas datadas entre 1960 e 1980), Tanabe et al. (1983), são apresentados resultados em neve para Σ HCHs variando de 1500 a 4900 pg L^{-1} , três ordens de magnitude acima dos resultados aqui apresentados e Σ DDTs variando de 9 a 17 pg L^{-1} , as mesmas ordens de magnitude do presente trabalho. Considerando que todos os trabalhos apresentados para comparação ocorreram em latitudes superiores aos 62°S da Baía do Almirantado, há que se levar em consideração a diferença no efeito de “*cold trap*”, que poderia ser traduzido como “captura em função do frio”, ou seja, a retirada dos compostos da atmosfera em função da temperatura, como já discutido anteriormente. Soma-se a isso a dimensão temporal, já que durante as coletas de Tanabe et al. (1983) as restrições ao uso de organoclorados eram bastante recentes, ou mesmo inexistentes e é possível concluir que a área de estudo apresenta resultados dentro da mesma ordem de magnitude, porém consistentemente menores do que outras localidades mais próximas do pólo, em função das temperaturas relativamente mais amenas graças à latitude em si, mas também ao maior efeito que o mar tem na temperatura da Baía do Almirantado (inserida numa ilha) do que em localidades de maior latitude (na costa do continente). Quanto aos PCBs, os resultados podem ser vistos na Tabela 21:

Tabela 21 – Concentrações de PCBs totais nas três temporadas de coleta em pg L⁻¹

	2007-08			2008-09			2009-10		
	Degelo	Neve	Soma	Degelo	Neve	Soma	Degelo	Neve	Soma
Σ PCBs	131,9	155,9	287,8	145,4	144,0	289,4	135,2	137,9	273,1

De maneira semelhante aos pesticidas, nota-se uma pequena diminuição nas concentrações quando somados ambos os compartimentos e também uma maior proporção de compostos na água de degelo quando comparada com a neve. A hipótese para esses resultados é análoga à anteriormente citada para os pesticidas: os compostos vão saindo não linearmente da fase sólida e se acumulando na água de degelo. A comparação com a literatura traz valores para PCBs totais em neve variando entre 160 e 1000 pg L⁻¹ (Tanabe et al. 1983), com as restrições à época de coleta anteriormente citadas. Grimalt et al. (2009) apresentam o valor de 730 pg L⁻¹ para uma localidade situada na latitude oposta à do presente trabalho (62° N, Øvre Neadalsvatn, Noruega), localidade essa situada menos remotamente das fontes poluidoras, segundo o índice RI (*Remoteness Index*), apresentado na Figura 2, seção 1.2 (Poluentes orgânicos no ambiente antártico).

As análises qualitativas vêm a seguir, com a distribuição dos congêneres em função do número de cloração na Figura 38, normalizados para o total de cada compartimento, bem como os dados para a partição neve/água de degelo na

Figura 39, normalizados em função do número de cloração.

2007-08

2008-09

2009-10

Figura 38 – Distribuição porcentual dos PCBs em função do número de cloração para as três temporadas de coleta, da mais antiga para a mais recente, consecutivamente.

Figura 39 – Dados para a partição neve/água de degelo normalizados pelo número de cloração

Quanto à análise qualitativa, observam-se mais uma vez resultados bastante análogos aos obtidos para os pesticidas organoclorados: quanto mais adiantada a estação de degelo, maior a proporção encontrada na água de degelo. Contudo, com os perfis é possível estudar como essa transferência de fases ocorre em função do nível de cloração e, conseqüentemente do peso da molécula. Observa-se que a variação tanto nos dados de distribuição quanto principalmente na partição neve/água de degelo para os congêneres hexaclorados em diante é muito pequena, o que indicaria um perfil de exposição para os níveis tróficos inferiores (ver seção 1.4.3 Invertebrados) bastante semelhante ao perfil aportado pelos processos de transporte atmosférico de longo alcance, diferentemente do que parece ocorrer com os congêneres mais leves, até cinco cloros, em especial os penta e tetraclorados, em que houve uma maior diferença ao longo dos dados obtidos para diferentes épocas da estação de degelo, indicando acúmulos intermediários.

A propósito, em função das análises quantitativas (valores que não diminuem em séries temporais) e qualitativas (em função da presença desproporcionalmente grande de *p,p'*-DDT) em *Pygoscelis adeliae* na Península Antártica Ocidental, Geisz et al. (2008) estimam que haja um aporte de Σ DDTs entre 1 a 4 Kg por ano em águas costeiras ao longo da Península devido à ablação e ao conseqüente derretimento de geleiras.

Comparando-se as temporadas entre si, nota-se tanto no gráfico de distribuição dos congêneres (Figura 38) quanto no que mostra as partições (Figura 39), uma maior diferença entre a primeira e segunda temporada do que entre a segunda e terceira. Isso não era esperado, pois os intervalos de tempo entre as coletas sugerem exatamente o contrário: há cerca de 15 dias de diferença (em relação ao início do verão do respectivo ano de coleta) entre a primeira e a segunda

temporada e cerca de dois meses e meio entre a segunda e a terceira, o que poderia sugerir um regime transiente no início do derretimento, que se dirigiria a um regime quase permanente, de equilíbrio entre as fases. Obviamente, coletas no inverno, bem como várias coletas dentro de uma mesma temporada poderiam melhor esclarecer essa questão, que só faz mostrar a complexidade dos fenômenos aqui estudados. Contudo, Wania (1997), demonstra (com um modelo analítico de equilíbrio de fases) que durante o derretimento, tais compostos podem ser perdidos para a fase aquosa muito rapidamente e em seguida entrar em um novo estado de equilíbrio, re-evaporar para a atmosfera ou mesmo se associar à matéria orgânica/material particulado, o que poderia explicar, parcialmente, as diferenças encontradas na série temporal.

3.2 Vegetação

Nesse grupo foram realizadas análises de pesticidas organoclorados e PCBs. Os resultados para PBDEs não foram feitos no LabQOM, já que as amostras foram coletadas em conjunto com o então doutorando do GERG (Geochemical and Environmental Research Group) da Texas A & M University, Gilvan Takeshi Yogui durante a Operantar XIV (verão de 2005-06) . Tais amostras foram analisadas com um método que tem menores LDMs que os obtidos no LabQOM, especialmente por causa do efeito de “*ion stacking*”, como mostrado por (Yogui, 2008). Com o conjunto de dados obtidos para vegetação foi composto um artigo já aceito para publicação e constante como anexo do presente trabalho (Cipro et al., 2011, no prelo. DOI 10.1016/j.chemosphere.2011.07.047)

Esse grupo é especialmente interessante pela marcada diferença na exposição aos compostos estudados. Os líquens absorvem os poluentes orgânicos

diretamente da atmosfera enquanto os musgos, além dessa fonte, também têm a água do degelo sazonal, por isso é de se esperar perfis qualitativos similares entre essa última matriz e as fontes anteriormente citadas. Quanto à primeira matriz, é razoável esperar correspondência principalmente com os perfis da neve de temporadas em que a coleta tenha ocorrido em estágios menos adiantados do degelo sazonal já que a fonte dos contaminantes é compartilhada: a deposição atmosférica. Contudo, essa comparação só será possível com os compostos encontrados nas matrizes abióticas, apenas organoclorados até agora.

As concentrações médias de poluentes orgânicos em vegetação antártica são mostradas na Tabela 22.

Tabela 22 – Concentrações médias de poluentes orgânicos (em ng g⁻¹ de peso seco) em vegetação da Ilha Rei George

	Angiosperma <i>Colobanthus quitensis</i> n=1	Musgos			Líquen <i>Usnea</i> spp. n=6
		<i>Brachitecyum</i> sp. n=1	<i>Syntrichia princeps</i> n=2	<i>Sanionia uncinata</i> n=7	
HCB	1,01	0,779	1,06	0,811 ± 0,18	0,141 ± 0,10
ΣHCHs	1,05	< 0,18	< 0,18	1,20 ± 0,81	0,205 ± 0,08
ΣDDTs	< 0,11	1,22	1,73	1,62 ± 0,58	0,353 ± 0,04
ΣPCBs	14,5	15,7	16,8	18,6 ± 2,5	7,76 ± 2,3
ΣPBDEs	0,328	0,276	0,718	0,893 ± 0,28	0,236 ± 0,05

Os PCBs apresentaram a maior concentração entre os POPs em todas as espécies de vegetação analisadas, exibindo valores pelo menos uma ordem de magnitude superiores a qualquer um dos outros contaminantes. Uma distribuição de POPs similar foi observada por Borghini et al. (2005) para diversas espécies de musgos (*Bryum argenteum*, *Pottia heimii* e *Ceratodon purpureus*) coletados na Antártida em latitudes variando de 72 a 77°S e, portanto, em locais sujeitos a um diferente efeito de “cold trap” (“captura em função do frio”), ou seja, a retirada dos

compostos da atmosfera em função da temperatura, como já discutido anteriormente. Os PCBs totais encontrados por Borghini et al. (2005) variaram de 23 a 34 ng g⁻¹ em peso seco. DDTs foram uma ordem de magnitude mais baixos, enquanto HCB e HCHs foram de uma a duas ordens de magnitude mais baixos que os PCBs. Tendências similares no padrão de distribuição de organoclorados em ambos estudos podem ser um indicativo de características similares de transporte atmosférico de longa distância e também da exposição à qual os organismos estão sujeitos. Bacci et al., (1986), cujo trabalho investigou o gênero *Usnea* bem como a espécie *Sanionia uncinata* (descrita como *Drepanocladus uncinatus*, um sinônimo), já havia observado padrões similares mais de duas décadas atrás. Isso pode estar associado também aos longos períodos de vida desses organismos, cujas estimativas de idade podem superar os 500 anos (Tatur et al., 1997) bem como às suas taxas de produção primária muito reduzidas (Glime, 2007). A combinação desses fatores poderia contribuir para a grande diferença nas concentrações de PCBs e PBDEs devido aos aportes ambientais mais recentes deste último. Os níveis de POPs em ovos de pingüins coletados na Ilha Rei George também revelaram grandes diferenças entre PCBs e PBDEs (Yogui & Sericano, 2009; Cipro et al., 2010).

A distribuição de PCBs e PBDEs em função de seus níveis de cloração e bromação, respectivamente, pode ser encontrado na Figura 40.

Figura 40 – Distribuição normalizada (%) dos congêneres de PCBs e PBDEs em vegetação coletada na ilha Rei George no verão austral de 2004-05

No caso dos PCBs, existe uma prevalência dos tetra, seguidos pelos penta e triclorados, exceto para *Sanionia uncinata*, que apresenta uma distribuição mais homogênea (~20%) dos tri até os hexaclorados. Embora as concentrações se encontrem na mesma ordem de magnitude, o padrão de PCBs nos líquens do presente estudo é ligeiramente diferente daquele encontrado por Park et al. (2009), que por sua vez tinha uma composição de congêneres diferente. Negoita et al. (2003) apresentou resultados quantitativamente dentro da mesma ordem de grandeza para líquens coletados em regiões costeiras na Antártida Oriental, porém com um perfil qualitativo ainda mais diferente: hexa, penta e triclorados, nessa ordem. Ainda assim, ambos estudos sugerem fortemente a influência de PCBs resultantes de atividade antropogênica local e/ou origem biótica local ao invés do transporte atmosférico de longa distância unicamente como via significativa de contaminação. De fato, há estudos demonstrando que colônias de aves marinhas representam uma fonte secundária de contaminação por poluentes orgânicos

(Roosens et al., 2007), ou metais pesados (Choy et al., 2010). Dentro desse contexto, as grandes colônias de aves marinhas presentes na Ilha Rei George representariam provavelmente um aporte de contaminação por POPs aos organismos terrestres, como a vegetação do presente estudo. Como um estudo prévio (Montone et al., 2001) não encontrou evidência alguma de fontes locais de contaminação ao analisar amostras da alga marinha *Desmarestia sp*, há a hipótese de que as plantas terrestres sejam de alguma forma mais propensas a serem afetadas por tais fontes secundárias, seja por efeito de transporte local (a água que percola tais colônias, por exemplo) ou mesmo fatores fisiológicos, por exemplo.

Com relação aos PBDEs, os congêneres tetra e pentabromados representaram mais de 90% da composição total (Figura 40). Tal distribuição é similar às misturas comerciais de Penta-BDE, que tem mais de 70% de sua fórmula composta por BDE 47 (tetrabromado) e BDE 99 (pentabromado), que também dominaram a composição nas amostras de vegetação. Esses são congêneres que constituem grande preocupação ambiental, pois são reconhecidamente os que mais bioacumulam (de Wit, 2002; Alcock et al, 2003; Darnerud, 2003; Hale et al., 2003; Yogui & Sericano, 2009b)

Os padrões de congêneres na vegetação similares aos encontrados no produto comercial sugerem que os PBDEs não sofrem nenhum efeito significativo de fracionamento durante o transporte até a Antártida. Essa mesma composição observada na vegetação é semelhante aos padrões observados em ovos de aves e outras amostras de vegetação coletadas na Ilha Rei George (Yogui & Sericano, 2008, 2009a). BDEs 47 e 99 foram também os congêneres prevalentes em amostras de musgos coletados na Noruega (Mariussen et al., 2008), provavelmente por causa do uso de misturas comerciais de Penta-BDE na Europa.

3.2.1 Isótopos estáveis

As razões isotópicas $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ são mostradas na Figura 41

Figura 41 - Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ (‰) em amostras de vegetação (líquens com marcadores cheios) coletadas na Ilha Rei George, Antártida, no verão austral de 2005-06

A análise de isótopos estáveis de carbono mostra um intervalo completamente diferente para líquens ($\delta^{13}\text{C}$ de -21,13 até -18,43‰) e musgos ($\delta^{13}\text{C}$ de -25,99 até -21,64‰). A única amostra de angiosperma ficou dentro do intervalo dos musgos. Um estudo prévio (Lee et al., 2009), também na Ilha Rei George, mostrou tendências similares, porém com alguma sobreposição entre os intervalos, sendo atribuída tal diferença à fisiologia e bioquímica da vegetação. De um modo geral os valores de $\delta^{13}\text{C}$ apresentados são mais consistentes com aqueles das plantas de fotossíntese do tipo C3 (Smith & Epstein, 1971).

Com relação aos isótopos de nitrogênio, Heaton (1986) sugere que uma vez depositada, uréia e ácido úrico são hidrolisadas, produzindo uma elevação temporária no pH, que favorece a formação de amônia que é facilmente volatilizada

na atmosfera. A cinética dos fracionamentos envolvidos na reação acima descrita resulta em um forte empobrecimento em ^{15}N dessa amônia, enquanto o amônio remanescente é, por sua vez, fortemente enriquecido em ^{15}N . Esse fracionamento resulta em plantas ao redor da zona de origem desse nitrogênio assimilando nitrogênio inorgânico enriquecido em ^{15}N enquanto outras mais distantes, que dependem da amônia volatilizada apresentam um $\delta^{15}\text{N}$ que reflete o empobrecimento em ^{15}N dessa amônia. Esse é o motivo pelo qual o aporte de nitrogênio de origem animal está associado a grandes intervalos de variação do $\delta^{15}\text{N}$ (por exemplo, Erskine et al., 1998). Valores típicos de $\delta^{15}\text{N}$ de excremento de aves e também do solo sob influência das colônias variam entre 6 e 26‰ (Wada et al., 1981; Mizutani & Wada, 1988; Cocks et al., 1998; Wainright et al., 1998), o que está plenamente de acordo com os dados do presente trabalho, que apresentou valores entre -7,67 e 4,30‰ para líquens e entre -0,53 e 20,75‰ para musgos.

Os musgos são caracterizados por uma alta sensibilidade ao suprimento de nitrogênio atmosférico devido à falta de um sistema verdadeiro de raízes para adquirir nitrogênio do substrato (Liu et al., 2010). Diferentemente de alguns líquens e algas, os musgos são quase incapazes de usar N_2 atmosférico devido à quase ausência de azotobactérias e, portanto dependem fortemente da deposição atmosférica de nitrogênio, que, por sua vez, varia grandemente. De um modo geral, *habitats* mais úmidos e influência marinha estão relacionados a um menor $\delta^{13}\text{C}$ e a um maior $\delta^{15}\text{N}$ (Lee et al. 2009), o que está plenamente de acordo com os dados do presente trabalho, já que os musgos dependem mais de água do que os líquens. Interessantemente, a única espécie do conjunto amostral com um sistema verdadeiro de raízes, a angiosperma *Colobanthus quitensis*, apresentou um dos maiores enriquecimentos em ^{15}N . Isso pode ser explicado pela influência de amônio

e subprodutos dissolvidos na água que percola fontes de nitrogênio de origem animal, já que devido aos fracionamentos anteriormente apresentados, esse amônio é fortemente enriquecido em ^{15}N bem como pela maior facilidade de absorção dessa água e seus solutos pelo sistema radicular desta espécie.

3.2.2 Testes estatísticos

Ao contrário dos demais casos encontrados no presente trabalho, as análises de correlação para o grupo de vegetação usarão o coeficiente de Pearson e não o de Spearman, pela suposição de que não há metabolização ou excreção significativa dos compostos de interesse, o que implicaria em uma acumulação próxima do linear para POPs e não somente monotônica, como supõe Spearman. Deste modo, o coeficiente de correlação de Pearson (produto-momento) foi calculado para as variáveis pareadas (Tabela 23). Como uma variação bastante grande de $\delta^{15}\text{N}$ foi encontrada (de -7.67 até 20.75‰, ou seja, um intervalo de 28.42‰), o que é relacionado ao aporte de nitrogênio de origem animal, essa variável também foi incluída para que se pudesse investigar se essas fontes de nitrogênio representariam fontes secundárias de poluentes orgânicos também, informação valiosa e distinta da clássica determinação de níveis tróficos a que o $\delta^{15}\text{N}$ normalmente é associado e que nesse caso, não faz sentido algum.

Tabela 23 – Matriz de correlações de Pearson entre todas as variáveis pareadas investigadas na vegetação coletada na Ilha Rei George durante o verão austral de 2004-05. Os resultados estatisticamente significativos ($\alpha=0,05$) estão marcados com um asterisco

	<i>HCB</i>	Σ HCHs	Σ DDTs	Σ PCBs	<i>PBDEs</i>	$\delta^{15}N$
Todas amostras	<i>HCB</i>	1,00				
	Σ HCHs	0,48*	1,00			
	Σ DDTs	-0,33	0,17	1,00		
	Σ PCBs	-0,17	0,18	0,49*	1,00	
	<i>PBDEs</i>	-0,35	-0,21	0,51*	0,33	1,00
	$\delta^{15}N$	-0,19	-0,60*	-0,01	0,17	0,55*
						1,00
	<i>HCB</i>	Σ HCHs	Σ DDTs	Σ PCBs	<i>PBDEs</i>	$\delta^{15}N$
Musgos	<i>HCB</i>	1,00				
	Σ HCHs	0,14	1,00			
	Σ DDTs	0,49	0,91*	1,00		
	Σ PCBs	0,41	0,75*	0,64*	1,00	
	<i>PBDEs</i>	-0,21	0,52	0,30	0,13	1,00
	$\delta^{15}N$	0,39	-0,28	-0,42	-0,03	0,23
						1,00
	<i>HCB</i>	Σ HCHs	Σ DDTs	Σ PCBs	<i>PBDEs</i>	$\delta^{15}N$
Líquens	<i>HCB</i>	1,00				
	Σ HCHs	0,37	1,00			
	Σ DDTs	-0,50	0,01	1,00		
	Σ PCBs	-0,13	0,40	-0,44	1,00	
	<i>PBDEs</i>	0,15	0,72	-0,32	0,36	1,00
	$\delta^{15}N$	0,24	-0,28	-0,54	-0,28	0,38
						1,00

Foi encontrada correlação significativa positiva entre HCB e HCHs quando todas as amostras são levadas em consideração. Isso é provavelmente uma consequência de características similares de seus respectivos processos de transporte atmosférico de longa distância, já que ambos os contaminantes têm alta volatilidade. Os DDTs mostraram correlação significativa tanto com PCBs quanto com PBDEs. Esses POPs têm volatilidade de média a baixa. A associação entre DDTs e PCBs é supostamente relacionada à grande longevidade das espécies, que contribuiria com cargas proporcionais de cada um dos grupos depois de diversos ciclos de deposição apesar da pequena discrepância temporal entre as restrições para estes dois grupos. Essa mesma observação é plausível quando os musgos são

tomados separadamente. No que diz respeito aos musgos somente, a correlação dos HCHs tanto com DDTs quanto com PCBs poderia estar relacionada com a interação dos HCHs com a fase aquosa (resultado do derretimento de neve recente, ou mesmo água de derretimento de uma geleira que venha a percolar uma das fontes secundárias citadas, como uma colônia de pingüins ou focas, por exemplo) já que os HCHs são mais hidrossolúveis e não diretamente com a interação atmosfera-musgo, já que os musgos têm uma capacidade imensa de reter água (Glime, 2007). A ausência de correlação entre PCBs e PBDEs, por sua vez, é provavelmente resultado de grandes diferenças temporais na produção, utilização e restrição/banimento que eles sofreram ao redor do mundo, diferenças essas superiores às observadas para o par PCBs/DDTs. As diferenças em volatilidade também podem ter um papel importante, já que um congênere de PCB é mais volátil que seu PBDE equivalente.

As correlações de $\delta^{15}\text{N}$ devem ser examinadas com bastante cuidado. Duas correlações estatisticamente significativas foram observadas quando todas as plantas são tomadas em consideração: uma correlação negativa entre $\delta^{15}\text{N}$ e HCHs e uma positiva entre $\delta^{15}\text{N}$ e PBDEs. Como descrito anteriormente, a absorção de amônia volatilizada de fontes de nitrogênio de origem animal conduz a uma depleção no $\delta^{15}\text{N}$, enquanto a absorção de amônio dissolvido leva ao enriquecimento do $\delta^{15}\text{N}$. Portanto, sugere-se que as plantas que dependam deste último apresentariam correlação positiva entre contaminantes de baixa volatilidade e $\delta^{15}\text{N}$. Reciprocamente, plantas que contem com a amônia volatilizada mostrariam uma correlação negativa. Isso pode explicar a correlação estatisticamente significativa negativa entre $\delta^{15}\text{N}$ e HCHs (compostos de alta volatilidade) e a

correlação estatisticamente significativa positiva entre $\delta^{15}\text{N}$ e PBDEs (compostos de baixa volatilidade). Quando líquens e musgos são tomados separadamente, nenhuma correlação significativa é encontrada provavelmente devido ao reduzido número amostral e interferências cruzadas ocasionais das fontes de nitrogênio; contudo é notável que, *grosso modo*, os resultados para os líquens são mais negativos que os dos musgos, o que indica maior dependência da amônia volatilizada. A ausência de correlação com PCBs poderia ser devido a questões temporais já levantadas no presente trabalho, mas também à volatilidade proporcionalmente maior destes em comparação com PBDEs, outro fator já citado.

3.3 Peixes

A espécie escolhida para esse grupo foi a *Notothenia rossii*, pela representatividade na ictiofauna local e disponibilidade de coleta e de estudos prévios a seu respeito. Foram analisadas 28 amostras de músculo, de três pontos de coleta distintos dentro da Baía do Almirantado: Arctowski (imediações da estação polonesa de pesquisa de mesmo nome), Copacabana (imediações do refúgio norte-americano de mesmo nome) e Punta Plaza, o ponto mais ao sul da Península Keller. O método utilizado está descrito em na seção 2.6.3.

Quanto à análise de PBDEs, de todas as 28 amostras, apenas duas apresentaram picos com a composição compatível de fragmentos no GC-MS, porém ambas abaixo do limite de detecção do método: em um caso, havia apenas um pico do congênere #99 ($0,04 \text{ ng g}^{-1}$) e em outro do #47 ($0,19 \text{ ng g}^{-1}$). Os respectivos LDMs são $0,55$ e $0,25 \text{ ng g}^{-1}$. De todo modo, esses dois congêneres são os dois mais presentes na fórmula técnica disponível nas Américas, que pode representar a fonte de exposição mais importante para esses organismos. As análises de

compostos organoclorados são mostradas na Tabela 24.

Tabela 24 – Média, desvio padrão (σ), máximo e mínimo das concentrações (ng g^{-1} peso úmido) encontradas nas 28 amostras de *N. rossii* que superaram os LDMs

	média	σ	mínimo	máximo
Σ HCHs (isômeros α , β , γ e δ)	0,30	0,16	N/D	0,57
HCB	0,66	0,29	N/D	1,21
Σ Drins (Aldrin, Endrin, Dieldrin e Isodrin)	N/D	N/D	N/D	0,08
Σ Clordanas (Heptacloro, epóxidos, Oxiclordana, α e γ -Clordano)	0,60	0,30	N/D	1,49
Endossulfan (I e II)	0,20	0,01	N/D	0,20
Σ DDTs (DDD, DDT e DDE nas configurações op' e pp')	3,04	3,85	N/D	11,68
Mirex	N/D	N/D	N/D	N/D
Σ PCBs	7,26	2,56	N/D	12,67

Dado o elevado número amostral quando comparado aos outros organismos, nota-se uma dispersão relativamente pequena, com apenas os DDTs apresentando um desvio padrão superior à própria média, porém na mesma ordem de grandeza que os PCBs e ambos uma ordem de grandeza superior aos demais. A primeira hipótese que surge para tal variação é o estado de alimentação do animal que, sendo adaptado ao ambiente polar, tem um metabolismo muito lento e vários mecanismos de conservação de energia (Pörtner, 2001), o que afeta de modo bastante direto o efeito de “growth dilution” bem como a taxa metabólica e a velocidade de excreção. De todo modo, Bargagli (2008) apresenta valores para HCB e PCBs totais de respectivamente 1,35 e 9,25 ng g^{-1} em *Trematomus bernacchii* e 4,85 e 3,51 ng g^{-1} para *Pleuragramma antarctica*, em peso úmido. Ambos os peixes pertencem à mesma família (*Nototheriidae*) que *N.rossii*, porém *P. antarctica* é pelágico, ao contrário do demersal *T. bernacchii*, de hábitos e dieta similares a *N. rossii* (disponível em www.fishbase.org).

Para fins de comparação, os dados normalizados são apresentados na

Figura 42, em função do número de cloração.

Figura 42 – Dados normalizados (%) para ocorrência de PCBs em função do número de cloração nas amostras de *N. rossii*.

O perfil mostra predomínio dos congêneres tetraclorados, porém seguido por penta e heptaclorados, em uma disposição mais parecida (porém ainda mais pesada, como esperado, pela maior longevidade, que implica em maior bioacumulação e pelo maior nível trófico, que implica em maior biomagnificação) com a do invertebrado *Nacella concinna*, que será apresentada no item 3.4.2 (*Nacella concinna* e aves de maior nível trófico), como importante item da dieta de *Larus dominicanus*.

3.3.1 Isótopos estáveis

Os dados das análises de isótopos estáveis de *N.rossii* e invertebrados são mostrados na Figura 43.

Figura 43 – Razões isotópicas (em ‰) em indivíduos de peixes e das médias de peixes e invertebrados do presente trabalho

Nota-se claramente a tendência de uma reta ascendente na distribuição dos pontos dos indivíduos e ela existe por diversas razões que são fundamentais para a interpretação dos dados isotópicos doravante. Segundo Bocherens & Drucker (2003), os valores típicos de enriquecimento por nível trófico são de 3 a 5‰ para

$\delta^{15}\text{N}$ e de 0 a 2‰ para $\delta^{13}\text{C}$ (tipicamente 1‰), em função da excreção preferencial dos isótopos mais leves de ambos os elementos, por isso a tendência de reta, que neste caso teve coeficiente angular de 0,435 e R^2 de 0,475 (por regressão linear simples), o que é totalmente plausível com os intervalos anteriormente citados. Como há uma variação de cerca de 4‰ na razão isotópica de carbono e de cerca de 3,5‰ para o nitrogênio, há evidentemente outra razão para o maior enriquecimento isotópico em carbono de alguns indivíduos, que é a mudança da origem da matéria orgânica absorvida, como se verá na interpretação do segundo gráfico da figura acima.

Os dados para a média dos peixes (na verdade a única amostra de *N. coriiceps* foi desconsiderada) foram apresentados em conjunto com os invertebrados para evidenciar duas coisas: a primeira delas é que há duas fontes de carbono bastante distintas, sendo uma pelágica (via fitoplâncton, evidenciada pelo *krill*, bastante empobrecido) e uma bentônica (via microfitobentos, principalmente, bastante enriquecida, evidenciada pela *Nacella concinna*). Sendo a espécie de peixe consumidora dessas duas fontes, sua própria assinatura de carbono se apresenta intermediária a elas. A segunda é que a diferença entre $\delta^{15}\text{N}$ entre os dois invertebrados é mais bem explicada por uma diferença na $\delta^{15}\text{N}$ de suas dietas do que em seus níveis tróficos, já que ambos são consumidores primários. Na região de estudo, a assinatura $\delta^{15}\text{N}$ do fitoplâncton é em média de 0,5 ‰, já para as microalgas bentônicas, de 4 ‰ (Dunton, 2001). Quanto ao $\delta^{15}\text{N}$ de *N. rossii*, o resultado é plausível com um enriquecimento de 3 a 5 ‰ por nível trófico (que é o intervalo classicamente usado, respaldado por publicações desde DeNiro & Epstein (1981); Minagawa & Wada, (1984); Peterson & Fry, (1987) até Elliott (2005) e com o

status geral de consumidor secundário para peixes epibentônicos ($\delta^{15}\text{N}$ de cerca de 11 ‰ segundo Dunton, 2001). Cabe lembrar que em sua dieta ocorrem também organismos de nível trófico superior aos invertebrados aqui citados, como juvenis de outros peixes (ver seção 1.4.4)

3.3.2 Testes estatísticos

A matriz de correlações de Spearman obtidas para o conjunto de dados de peixes encontra-se na Tabela 25.

Tabela 25 - Matriz de correlação de Spearman para o conjunto de dados de peixes. Valores significativos a $p < 0,05$ marcados em vermelho

	Σ HCHs	HCB	Σ Drins	Σ Clordanas	Endossulfan	Σ DDTs	Mirex	Σ PCBs	Σ PBDEs	$\delta^{15}\text{N}$
Σ HCHs	1,00									
HCB	0,95	1,00								
Σ Drins	-0,16	-0,25	1,00							
Σ Clordanas	0,67	0,74	-0,23	1,00						
Endossulfan	-0,15	-0,18	-0,05	0,06	1,00					
Σ DDTs	0,79	0,82	-0,26	0,66	-0,03	1,00				
Mirex	-	-	-	-	-	-	1,00			
Σ PCBs	0,29	0,31	-0,20	-0,02	-0,15	0,22	-	1,00		
Σ PBDEs	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	
$\delta^{15}\text{N}$	0,02	0,01	0,04	0,14	-0,02	-0,17	-	0,06	-	1,00

Os dados mostram correlações significativas entre grupos de poluentes de volatilidades similares: HCHs com HCB e Clordanas, bem como entre estes dois últimos, o que explicaria a existência de exposições semelhantes em função de características de transporte de longa distância semelhantes. Porém as correlações significativas dos DDTs com os três grupos anteriormente citados não são esclarecidas pela similaridade na volatilidade, já que os DDTs são menos voláteis que os compostos anteriormente citados, portanto é mais plausível uma hipótese semelhante à levantada para os musgos na seção 3.2.2, relacionando o histórico dos aportes de contaminantes e a afinidade de alguns deles, especialmente dos HCHs, pela fase aquosa. Curiosamente, o $\delta^{15}\text{N}$ não apresentou nenhuma correlação

significativa, o que pode estar relacionado à variação entre itens bentônicos e pelágicos na dieta da espécie e à conseqüente variação nos valores nesses itens tanto de $\delta^{15}\text{N}$ (como se pode ver na Figura 43) quanto de POPs (como será discutido na seção 3.4)

3.4 Invertebrados e ovos de aves

Os grupos de invertebrados e ovos de aves foram divididos em dois por três razões simples: a importância daqueles na dieta destes; os claramente distintos estratos tróficos obtidos a partir da literatura e o compartilhamento das amostras de pingüins com Gilvan Takeshi Yogui (então doutorando do GERG, Texas A&M University, EUA), que publicou resultados de PBDEs nas mesmas amostras (Yogui & Sericano, 2009a).

3.4.1 Pingüins e krill

As análises de organoclorados em ovos de pingüins do gênero *Pygoscelis* e krill antártico (*Euphausia superba*) já foram finalizadas e publicadas em Cipro (2007) e Cipro et al. (2010) com a devida discussão, de onde serão tomadas para apresentação. Na Tabela 26 encontram-se as concentrações obtidas para essas espécies. Cada grupo é apresentado seguido de seu LDM e os valores são mostrados com a respectiva variação de mínimo a máximo encontrados.

Tabela 26 – Concentrações de organoclorados (em ng g⁻¹ de peso úmido) em *krill* e ovos de pingüins.

	<i>E. superba</i>	<i>P. adeliae</i>	<i>P. antarctica</i>	<i>P. papua</i>
	n=4	n=3	n=26	n=9
Σ Drins (0,11)	0,44 (N/D - 0,44)	0,74 (N/D - 0,89)	3,99 (0,19 - 24,9)	0,92 (0,38 - 1,27)
Σ Clordanas (0,04)	0,13 (N/D - 0,13)	2,54 (0,51 - 3,87)	2,37 (0,32 - 7,56)	3,00 (0,47 - 7,57)
Σ DDTs (0,05)	0,41 (0,05 - 0,79)	6,29 (2,07 - 8,93)	15,8 (2,67 - 38,0)	5,47 (3,10 - 9,95)
HCB (0,05)	0,06 (N/D - 0,06)	22,1 (12,9 - 33,5)	18,9 (4,99 - 39,1)	16,2 (14,2 - 19,3)
Mirex (0,18)	N/D -	3,14 (1,49 - 6,07)	2,98 (0,89 - 6,37)	1,87 (0,67 - 2,93)
Σ HCHs (0,06)	0,25 (0,14 - 0,35)	1,32 (0,14 - 1,76)	2,28 (N/D - 6,19)	2,41 (0,13 - 4,27)
Σ PCBs (0,11)	12,3 (4,66 - 13,6)	32,5 (2,53 - 41,9)	37,3 (3,11 - 78,7)	26,0 (4,58 - 42,2)

Já na Figura 44, tem-se o perfil qualitativo dos PCBs nas mesmas amostras.

Figura 44 - Distribuição dos congêneres de PBCs em função do número de átomos de cloro na molécula

Nota-se que de um modo geral, os PCBs tricolorados são os predominantes.

Esse resultado é diferente daqueles obtidos para outros organismos antárticos, como mamíferos (como em Yogui, 2002) e peixes (Weber & Goerke, 2003). Exceto para *P. antarctica*, que teve os compostos distribuídos mais uniformemente, parece haver uma tendência de queda na proporção dos compostos à medida que aumenta o número de átomos de cloro na molécula. Mesmo havendo especificidade na ocorrência dos compostos separadamente em cada uma das espécies, isso parece não acontecer quando se considera o grau de cloração do PCB e, conseqüentemente sua massa. Os pingüins, exceto *P. antarctica*, pareceram refletir tanto a predominância quanto a tendência de queda em função do número de cloros apresentada também em *E. superba*. Contudo, a análise estatística não revelou diferenças significantes entre as espécies quando considerados todos os congêneres.

A análise de PBDEs, publicada em Yogui & Sericano (2009a), é mostrada na Tabela 27. Os resultados podem diferir daqueles disponíveis na publicação em si, pois há algumas amostras de temporadas distintas que foram incluídas em um trabalho, mas não no outro.

Tabela 27 – Concentrações de PBDEs em ovos de pingüins, em ng g⁻¹ de peso lipídico

Espécie	média	σ	máximo	mínimo
<i>P. antarctica</i> (n=26)	5,96	1,42	8,25	3,39
<i>P. papua</i> (n=9)	5,68	2,44	9,47	3,03

Reconvertendo os dados para peso úmido (as amostras tiveram peso seco médio de 23,6% e peso lipídico médio de 5,8%), é possível concluir que os totais de PBDEs se encontram a duas ordens de magnitude abaixo dos compostos organoclorados, do mesmo modo como reportado por Corsolini et al. (2006) e (Yogui & Sericano, 2009a), que calcularam que os PBDEs representam 1.5% da

contaminação total de *P. papua* usando as amostras publicadas em Cipro (2007). Segundo a revisão de doze trabalhos feita em Yogui & Sericano (op. cit), os ovos de pingüins antárticos são os menos contaminados do mundo com respeito aos PBDEs, o que pode ser atribuído à localização remota do ambiente antártico e endemismo dos pingüins. A comparação qualitativa com o produto técnico mais usado nas Américas, o penta-BDE, encontra-se na Figura 45:

Figura 45 – Distribuição dos PBDEs em ovos de pingüins conforme o número de bromação

Nota-se claramente a semelhança na composição encontrada entre as amostras de pingüins e o penta-BDE e conseqüentemente também às amostras de vegetação do presente trabalho, em especial os líquens, o que pode ser entendido como um sinal do endemismo dos pingüins. Além disso, essa semelhança entre os perfis do produto técnico e os encontrados nos organismos sugere que o fracionamento dos PBDEs durante o transporte atmosférico de longa distância até a Antártida seja, pelo menos por ora, bastante reduzido. Por outro lado, aves árticas em equivalência trófica aos pingüins (*Cephus grylle*, uma ave de nome comum arau-de-asa-branca, da família das alcas) apresentam concentrações pelo menos

três vezes maiores de PBDEs em seus ovos (Vorkamp et al., 2004), devido à maior proximidade das fontes de PBDEs que o Ártico tem em relação à Antártida.

3.4.2 *Nacella concinna* e aves de maior nível trófico

Nas amostras de ovos das aves de maior nível trófico, houve teores de PBDEs acima do limite de detecção apenas no gênero *Catharacta*, em quatro indivíduos, com dados normalizados (em relação à Σ PBDEs do indivíduo) na Figura 46. A média da Σ PBDEs encontrada nessas amostras foi de 39,12 ng g⁻¹ em peso úmido.

Figura 46 – Dados normalizados para PBDEs encontrados em ovos de Skuas.

O perfil qualitativo encontrado assemelha-se mais ao produto técnico do que a dados previamente reportados para outras aves, especialmente do hemisfério norte, como em Naert et al. (2007), para aves coletadas na Europa, bem como Voorspoels et al. (2006). Sendo essa espécie uma grande migradora, os dados obtidos evidenciam a importância desse mecanismo de exposição. Porém ainda

assim há desvios consideráveis, como já fora demonstrado por Yogui & Sericano (2009), em função do comportamento migratório e da dieta dessa ave e da conseqüente exposição a concentrações muito mais elevadas do que aquelas a que se submetem os organismos endêmicos ao ambiente antártico, como os pingüins do presente trabalho. Fazendo uma comparação com os dados obtidos para aves do noroeste do Pacífico (Wan et al., 2008; Watanabe et al., 2004), deduz-se que os desvios aqui apresentados se aproximam curiosamente dos perfis encontrados nessa área, o que indicaria que as aves do presente estudo estejam passando o inverno austral no noroeste do Pacífico, área em princípio não incluída em sua distribuição (ver item 1.4.5.7) ou se alimentando de presas originárias dessa área.

Quanto aos organoclorados em ovos, a Tabela 28 mostra os teores encontrados em três espécies de aves e também um invertebrado (*N. concinna*, parte mole), importante constituinte da dieta de *L. dominicanus*, servindo de base para o estudo da influência da dieta nos perfis obtidos.

Tabela 28 – Concentrações (em ng g⁻¹ peso úmido) de compostos organoclorados encontrados em ovos de 3 espécies de aves e no invertebrado *N. concinna*

	<i>N. concinna</i>	<i>Catharacta sp</i>	<i>L. dominicanus</i>	<i>S. vittata</i>
Σ HCHs (isômeros α, β, γ e δ)	2,59	8,40	6,27	1,99
HCB	0,56	35,62	44,11	135,93
Σ Drins (Aldrin, Endrin, Dieldrin e Isodrin)	0,31	2,22	3,00	1,76
Σ Clordanas (Heptacloro, epóxidos, Oxichlordana, α e γ-Clordano)	2,81	4,73	8,37	3,62
Σ DDTs (DDD, DDT e DDE nas configurações op' e pp')	0,74	524,32	35,75	76,59
Mirex	N/D	178,67	21,13	43,96
ΣPCBs	41,26	1821,06	432,25	133,21

Na Figura 47 são mostrados os valores de PCBs obtidos para cada espécie, conforme o número de cloração, em ng g⁻¹ de peso úmido.

Figura 47 – Concentração de PCBs (em ng g⁻¹ de peso úmido) nos ovos de três espécies de aves e em *N. concinna*

Já na Figura 48 são mostrados os dados normalizados para os PCBs em função no número de cloração.

Figura 48 – Distribuição (%) dos PCBs conforme o número de cloração.

De um modo geral, os ovos de Skua apresentaram os maiores teores, seguidos pelos de gaivota e em seguida de *Sterna*. Diferentes dietas e áreas de ocorrência podem explicar os resultados: *grosso modo*, quanto mais oportunista (*Catharacta sp* mais que *L. dominicanus* e este mais que *S. vittata*, como demonstrado no item 1.4.5) e quanto mais ao norte a espécie atinge (*Catharacta sp* mais que *L. dominicanus* e este mais que *S. vittata*, como demonstrado no item 1.4.5), maior a concentração encontrada, já que a exposição do adulto aos contaminantes é maior e isso é refletido no ovo, conforme demonstrado por Tanabe et al. (1986).

Quanto às análises de *N. concinna*, os valores obtidos mostraram, conforme esperado, o perfil mais leve de todos, já que os congêneres mais leves são mais sujeitos ao transporte atmosférico de longa distância e afetam, portanto, os níveis mais baixos da trama trófica local.

A comparação dos resultados entre os ovos das aves mostrou que há um deslocamento do perfil qualitativo de *L. dominicanus* em direção aos congêneres mais leves, e, portanto se aproximando do perfil encontrado para *N. concinna*, evidenciando seu papel como item representativo da dieta apenas daquela espécie (*L. dominicanus*) e também como ocorre a biomagnificação e transferência fêmea-filhote desses compostos. Além disso, há outro dado bastante importante: a época do ano em que a representatividade do molusco *N. concinna* na dieta de *L. dominicanus* é maior, é justamente quando ocorre a formação do ovo, conforme Favero et al. (1997).

É curioso notar como os perfis qualitativos de ambos invertebrados se assemelharam, bem como aos resultados obtidos para os compartimentos abióticos,

porém na análise quantitativa *N. concinna* apresentou valores cerca de três vezes maiores que os encontrados em *E. superba*, de um modo geral, chegando mesmo a superar alguns valores encontrados nos ovos de pingüins. Os perfis qualitativos similares poderiam ser explicados por uma fonte similar (microalgas) e pela pouca distância da base da trama trófica, diminuindo as biotransformações dos compostos aportados, porém os valores quantitativamente diferentes se devem, provavelmente, a diferenças na duração e ciclos de vida das duas espécies.

3.4.3 Isótopos estáveis

Os dados de isótopos estáveis para ovos de aves são mostrados na Figura 49:

Figura 49 - Razões isotópicas (em ‰) das amostras de ovos de aves do presente trabalho

Antes de tudo, é importante ressaltar que a análise dos ovos reflete a dieta

de poucos dias antes da postura (Polito et al., 2009) e, obviamente, apenas das fêmeas, o que pode enviesar as análises no caso de espécies que possuam segregação sexual nas áreas de forrageio e/ou mesmo nas dietas, como por exemplo, *Macronectes giganteus* (González-Solís et al., 2007) o que não parece ser o caso de nenhuma das espécies em questão. A primeira coisa a ser notada são os dados para *Larus dominicanus*. Embora seja encontrada no mesmo intervalo de $\delta^{15}\text{N}$ das demais, $\delta^{13}\text{C}$ indica uma fonte de carbono distinta. De fato, *Nacella concinna* é um representante majoritário da dieta dessa ave, principalmente durante o período de formação do ovo (Favero et al. 1997), o que é claramente refletido aqui. O enriquecimento do $\delta^{13}\text{C}$ para as demais amostras é devido ao nível trófico, mas também à migração, já que existe um gradiente latitudinal negativo dessa variável em direção ao equador (Cherel et al., 2007). Sendo assim, quanto maior a temperatura, menor o fracionamento, o que leva as aves que migram para regiões de menor latitude a apresentarem $\delta^{13}\text{C}$ maiores do que as mais restritas a ambientes polares. É importante notar que, mais uma vez, os dados de poluentes orgânicos e de isótopos estáveis corroboram um ao outro.

Os dados para os pingüins estão razoavelmente agrupados, o que demonstra similaridade nas dietas e áreas de forrageio, o que é também corroborado pelas concentrações de poluentes orgânicos previamente discutidas no presente trabalho.

Catharacta sp, apresenta resultados para o nitrogênio que a põem num nível trófico acima das demais espécies, conforme esperado. Seus resultados para o enriquecimento do carbono se mostram ligeiramente superiores ao típico 1‰ por nível trófico. Tal resultado é bastante compatível com seu hábito alimentar oportunista, que torna plausível o consumo de presas de origem bentônica, com

assinatura bastante enriquecida, ou um outro item comum, como a placenta de pinípedes, que apresenta $\delta^{13}\text{C}$ de aproximadamente -20‰ (Anderson et al., 2008).

Sterna vittata, por sua vez, parece ser um caso *sui generis* aqui. Primeiramente por ser uma única amostra e em segundo lugar por causa do enriquecimento inesperado do $\delta^{13}\text{C}$, já que consultando as referências em 1.4.5.6, não foi encontrada nenhuma presa que pudesse apresentar assinatura enriquecida em carbono, pelo contrário, todas elas põem ênfase nas presas pelágicas. De todo modo, a assinatura de nitrogênio corrobora os valores de POPs encontrados e está de pleno acordo com os itens da dieta consultada na literatura (Casaux et al., 2008).

3.4.4 Testes estatísticos

A matriz de correlação dos dados para invertebrados, agrupados em krill, *Nacella concinna* e invertebrados totais encontra-se na Tabela 29.

Tabela 29 - Matriz de correlação de Spearman para o conjunto de dados de invertebrados. Valores significativos a $p < 0,05$ marcados em vermelho

		Σ HCHs	HCb	Σ Drins	Σ Clordanas	Endossulfan	Σ DDTs	Mirex	Σ PCBs	Σ PBDEs	$\delta^{15}\text{N}$
<i>Krill</i>	Σ HCHs	1,00									
	HCb	0,26	1,00								
	Σ Drins	0,74	0,82	1,00							
	Σ Clordanas	0,26	1,00	0,82	1,00						
	Endossulfan	-	-	-	-	1,00					
	Σ DDTs	0,60	0,77	0,95	0,77	-	1,00				
	Mirex	-	-	-	-	-	-	1,00			
	Σ PCBs	0,00	0,77	0,63	0,77	-	0,80	-	1,00		
	Σ PBDEs	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	
	$\delta^{15}\text{N}$	-0,80	0,26	-0,21	0,26	-	0,00	-	0,60	-	1,00
<i>N. concinna</i>	Σ HCHs	1,00									
	HCb	0,64	1,00								
	Σ Drins	-0,34	-0,20	1,00							
	Σ Clordanas	0,57	0,46	0,23	1,00						
	Endossulfan	-	-	-	-	1,00					
	Σ DDTs	0,60	0,26	-0,54	-0,20	-	1,00				
	Mirex	-	-	-	-	-	-	1,00			
	Σ PCBs	-0,26	0,05	-0,18	0,07	-	-0,55	-	1,00		
	Σ PBDEs	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	
	$\delta^{15}\text{N}$	-0,07	-0,07	-0,73	-0,28	-	-0,07	-	0,69	-	1,00
Invertebrados	Σ HCHs	1,00									
	HCb	0,80	1,00								
	Σ Drins	0,11	0,17	1,00							
	Σ Clordanas	0,85	0,80	0,36	1,00						
	Endossulfan	-	-	-	-	1,00					
	Σ DDTs	0,69	0,53	0,19	0,45	-	1,00				
	Mirex	-	-	-	-	-	-	1,00			
	Σ PCBs	0,59	0,66	0,23	0,72	-	0,34	-	1,00		
	Σ PBDEs	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	
	$\delta^{15}\text{N}$	0,35	0,30	-0,35	0,21	-	0,35	-	0,63	-	1,00

Primeiramente se nota que não há praticamente nenhuma correlação significativa quando os grupos são tomados separadamente, provavelmente em função do reduzido número amostral. Há apenas uma correlação significativa, entre Drins e $\delta^{15}\text{N}$ em *N. concinna*, porém negativa, o que indica que há diluição desses contaminantes ao longo da trama trófica e não magnificação como se poderia esperar. Isso se repete tanto para o krill isoladamente quanto para os dados totais dos invertebrados.

Já quando os dados de ambas as espécies de invertebrados são tomados em conjunto, aparecem diversos valores estatisticamente significativos, todos eles positivos: HCHs com Clordanas, HCB e DDTs, exatamente como para os peixes,

sendo a explicação exatamente equivalente. Além disso, há correlação significativa dos HCHs com PCBs, que pode ser explicado de forma análoga aos DDTs anteriormente. A volatilidade explica claramente a correlação encontrada entre Clordanas e HCB, de um modo equivalente ao encontrado para HCHs e Clordanas. Por fim, os PCBs apresentaram correlação significativa com HCHs, HCB, Clordanas e $\delta^{15}\text{N}$, pondo em evidência sua utilidade como marcador de posição trófica individual e conseqüentemente como indicador de biomagnificação.

Já matriz de correlação dos dados para ovos de aves, agrupados em pingüins, outras aves e totais está na Tabela 30.

Tabela 30 - Matriz de correlação de Spearman para o conjunto de dados de ovos de aves. Valores significativos a $p < 0.05$ marcados em vermelho

		Σ HCHs	HCB	Σ Drins	Σ Clordanas	Endossulfan	Σ DDTs	Mirex	Σ PCBs	Σ PBDEs	$\delta^{15}\text{N}$
ovos de outras aves	Σ HCHs	1,00									
	HCB	0,17	1,00								
	Σ Drins	0,62	0,52	1,00							
	Σ Clordanas	0,82	0,35	0,82	1,00						
	Endossulfan	-	-	-	-	1,00					
	Σ DDTs	0,70	0,17	0,20	0,33	-	1,00				
	Mirex	0,62	0,35	0,32	0,50	-	0,88	1,00			
	Σ PCBs	0,47	-0,35	0,02	0,40	-	0,57	0,65	1,00		
	Σ PBDEs	0,60	-0,33	0,07	0,22	-	0,84	0,68	0,75	1,00	
	$\delta^{15}\text{N}$	0,37	-0,12	0,28	0,60	-	0,20	0,48	0,80	0,38	1,00
ovos de pingüins	Σ HCHs	1,00									
	HCB	-0,45	1,00								
	Σ Drins	-0,19	0,65	1,00							
	Σ Clordanas	0,33	0,27	0,60	1,00						
	Endossulfan	-	-	-	-	1,00					
	Σ DDTs	-0,32	0,65	0,77	0,34	-	1,00				
	Mirex	-0,37	0,55	0,43	0,06	-	0,75	1,00			
	Σ PCBs	0,53	0,12	0,38	0,63	-	0,23	-0,02	1,00		
	Σ PBDEs	-0,20	0,41	0,45	0,19	-	0,44	0,20	0,05	1,00	
	$\delta^{15}\text{N}$	0,35	-0,60	-0,51	-0,19	-	-0,42	-0,31	0,06	-0,41	1,00
Totais para ovos de aves	Σ HCHs	1,00									
	HCB	-0,23	1,00								
	Σ Drins	-0,08	0,60	1,00							
	Σ Clordanas	0,52	0,28	0,52	1,00						
	Endossulfan	-	-	-	-	1,00					
	Σ DDTs	0,10	0,55	0,66	0,48	-	1,00				
	Mirex	0,11	0,52	0,39	0,31	-	0,85	1,00			
	Σ PCBs	0,70	0,10	0,28	0,75	-	0,45	0,31	1,00		
	Σ PBDEs	-0,03	0,05	0,34	0,13	-	0,39	0,19	0,08	1,00	
	$\delta^{15}\text{N}$	0,42	-0,38	-0,34	0,03	-	-0,15	0,00	0,23	-0,18	1,00

Novamente, há diferenças notáveis quando os grupos são tomados separadamente e quando o conjunto de dados é analisado em sua totalidade. As aves de maior nível trófico apresentam correlações já vistas anteriormente (HCHs com Clordanas e DDTs), porém também Clordanas com Drins e Mirex com DDTs, o que indicaria, em princípio, que tais compostos têm características semelhantes de transferência da mãe para o ovo durante a formação deste.

Os PBDEs, por sua vez, mostram correlações significativas com contaminantes historicamente importantes, como os DDTs, Mirex e PCBs, e, além disso, com o $\delta^{15}\text{N}$, o que corrobora a hipótese de que não só os fenômenos de transporte atmosférico sejam responsáveis pelo aporte de PBDEs no ambiente antártico, mas também que a própria migração dos animais seja uma parte significativa desse processo (como discutido na seção 3.2), já que nenhuma das espécies desse grupo é restrita ao ambiente antártico. Do mesmo modo, os pingüins apresentaram correlações significativas entre diversos grupos de contaminantes historicamente ligados, notadamente os Drins e ao mesmo tempo correlação negativa do $\delta^{15}\text{N}$ com HCB, Drins, DDTs e PBDEs, o que implica numa transferência dificultada para o ovo e conseqüente tendência de acúmulo na mãe. O mesmo pode ser dito para o conjunto todo, porém de forma não estatisticamente significativa para DDTs e PBDEs.

3.5 Fígado de aves

Os resultados de PBDEs em amostras de fígado de aves são apresentados na Tabela 31. Cada congênere tem logo abaixo de si seu limite de detecção do método.

Tabela 31 – Amostras de fígado de aves que apresentaram concentrações (em ng g⁻¹ peso úmido) de PBDEs acima dos LDMs

Espécie	Sexo	Maturidade	#28	#47	#100	#99	#154	#153	#183	Σ PBDEs
			0,25	0,25	0,56	0,56	1,65	0,53	1,29	
<i>Catharacta sp</i>	Fêmea	Adulto		0,71						0,71
<i>Catharacta sp</i>	-	Filhote		0,81		1,68				2,49
<i>Catharacta sp</i>	Macho	Adulto	4,3	5,27	0,89			3,64		14,10
<i>Daption capense</i>	-	-				1,57				1,57
<i>Macronectes giganteus</i>	-	Juvenil		2,74				2,25		4,99
<i>Macronectes giganteus</i>	-	Juvenil			1,33					1,33
<i>Pygoscelis adeliae</i>	-	-		3,03		0,72				3,75
<i>Pygoscelis antarctica</i>	-	-		2,37						2,37
<i>Pygoscelis antarctica</i>		Adulto		0,77						0,77
<i>Pygoscelis antarctica</i>		Adulto	2,29	2,07						4,36
<i>Pygoscelis antarctica</i>	-	Filhote		1,71						1,71
<i>Pygoscelis antarctica</i>	-	Filhote		13,92	7,48	2,09				23,49
<i>Pygoscelis antarctica</i>	-	Filhote		11,75		9,13				20,88
<i>Pygoscelis antarctica</i>	-	Filhote		2,25						2,25
<i>Pygoscelis antarctica</i>	-	Filhote		5,26	1,72	3,08				10,06
<i>Pygoscelis antarctica</i>	-	Filhote		3,12		1,66				4,78
<i>Pygoscelis antarctica</i>	-	Adulto		7,26	1,89					9,15
<i>Pygoscelis antarctica</i>	-	Filhote		1,19	0,81					2,00
<i>Pygoscelis papua</i>	-	Filhote		1,7						1,70
<i>Pygoscelis papua</i>	-	Filhote		4,09						4,09
<i>Pygoscelis papua</i>	-	Filhote	0,31							0,31

De todo modo, os perfis qualitativos parecem estar de acordo com tudo apresentado até agora, ou seja, predomínio dos congêneres #47, #99 e #100, devido à semelhança com o produto técnico usado nas Américas (Yogui & Sericano, 2009).

Os teores também se mostraram, para aves do gênero *Catharacta*, menores no fígado do que em ovos, o que poderia representar o efeito de “*growth dilution*”, ou seja, diminuição da concentração por efeito do aumento da massa (nesse caso, massa graxa), graças à fartura de alimento na época do ano em que as aves são amostradas. Comparando as três amostras, é possível ver que a maior concentração é a de um macho adulto, o que é totalmente esperado, porém um filhote apresenta concentração maior do que a fêmea adulta, evidenciando não só o efeito de “*growth dilution*”, mas também a transferência da mãe para o ovo e

posteriormente para o filhote via alimentação. A esse respeito, há um trabalho bastante interessante (Foster et al., 2010) em que se analisa a exposição dos filhotes de Procelariiformes em função da alimentação por regurgitação, potencializada no caso do trabalho em questão pela formação do óleo estomacal (pelo qual compostos lipossolúveis têm mais afinidade do que a regurgitação assim por dizer “normal”) em aves dessa ordem. Curiosamente, os maiores valores encontrados em pingüins também obedeceram esse padrão, dos filhotes superando os adultos e especula-se aqui uma razão para tal: a taxa metabólica, que apesar de crescer em termos absolutos em função do peso corporal da ave, diminui quando normalizada pela própria massa da ave (McKechnie & Wolf, 2004). Em outras palavras: quanto maior a massa, menor a energia para manter cada unidade de massa. Obviamente, essa pressuposição tem dois fatores contrários bastante fortes que podem se sobrepor quantitativamente a ela (como é possível ver nos dados): o aumento considerável do gasto de energia dos adultos para criar os filhotes (Culik, 1994) e a bioacumulação dos POPs em função da idade do animal.

Já as concentrações de compostos organoclorados são apresentadas na Tabela 32, sempre em ng g^{-1} de peso úmido.

Tabela 32 - Amostras de fígado de aves que apresentaram concentrações (em ng g⁻¹ peso úmido) de organoclorados acima dos LDMs

Espécie	Sexo	Maturidade	Σ HCHs	HCB	Σ Drins	Σ Clordanas	Endossulfan (I e II)	Σ DDTs	Mirex	Σ PCBs
<i>Catharacta mackormicki</i>	F	Adulto	34,64	168,97	N/D	N/D	N/D	28,00	676,48	648,64
<i>Catharacta sp</i>	M	Adulto	2,42	38,82	2,13	0,97	N/D	37,72	35,67	24,64
<i>Catharacta sp</i>	-	Filhote	0,75	1,51	0,22	1,92	N/D	13,21	2,40	11,24
<i>Daption capense</i>	-	-	0,11	1,38	1,11	6,36	N/D	12,94	0,18	13,74
<i>Daption capense</i>	-	-	1,42	5,45	N/D	0,45	N/D	6,42	0,72	25,39
<i>Larus dominicanus</i>	-	Filhote	0,83	1,18	3,66	0,89	1,97	136,23	18,89	95,33
<i>Larus dominicanus</i>	-	Ninhego	0,30	0,55	N/D	N/D	N/D	52,38	0,45	64,49
<i>Macronectes giganteus</i>	-	-	13,37	16,36	N/D	19,72	0,37	61,39	7,52	358,12
<i>Macronectes giganteus</i>	-	Juvenil	0,51	17,37	3,74	1,69	6,55	95,55	96,24	27,00
<i>Pygoscelis adeliae</i>	-	-	48,21	2,97	0,22	1,24	1,66	47,88	N/D	57,91
<i>Pygoscelis antarctica</i>	-	-	0,29	1,34	0,24	1,64	N/D	5,99	0,44	58,95
<i>Pygoscelis antarctica</i>	-	Adulto	0,13	1,62	1,17	3,15	3,33	25,59	0,68	29,97
<i>Pygoscelis antarctica</i>	-	Filhote	0,20	1,38	N/D	2,94	N/D	23,93	N/D	26,58
<i>Pygoscelis antarctica</i>	-	Filhote	N/D	N/D	N/D	0,44	0,19	3,33	0,38	4,17
<i>Pygoscelis antarctica</i>	-	Filhote	0,32	1,33	N/D	13,55	N/D	1,76	N/D	17,00
<i>Pygoscelis antarctica</i>	-	Filhote	N/D	2,17	N/D	1,48	1,37	2,43	N/D	24,64
<i>Pygoscelis antarctica</i>	-	Filhote	0,11	1,48	N/D	2,58	0,81	23,36	0,40	28,92
<i>Pygoscelis antarctica</i>	-	Filhote	0,15	3,55	0,93	3,93	0,52	6,68	N/D	7,82
<i>Pygoscelis antarctica</i>	-	Filhote	0,13	5,13	0,37	4,42	0,66	111,29	3,77	13,75
<i>Pygoscelis antarctica</i>	-	Filhote	N/D	0,99	N/D	3,67	N/D	21,86	N/D	27,33
<i>Pygoscelis antarctica</i>	-	Juvenil	0,74	2,93	N/D	1,16	0,36	52,73	0,36	64,26
<i>Pygoscelis papua</i>	-	Filhote	N/D	2,42	0,48	2,13	1,48	24,93	N/D	3,28
<i>Pygoscelis papua</i>	-	Filhote	0,21	7,25	N/D	1,70	N/D	2,42	N/D	3,54
<i>Pygoscelis papua</i>	-	Filhote	N/D	3,99	0,32	0,37	N/D	13,53	0,27	14,75
<i>Pygoscelis papua</i>	-	Filhote	N/D	0,14	N/D	3,15	N/D	37,76	N/D	46,68
<i>Pygoscelis papua</i>	-	Filhote	0,92	0,25	N/D	N/D	N/D	6,74	N/D	7,82
<i>Pygoscelis papua</i>	-	Filhote	0,32	1,28	N/D	9,76	N/D	1,39	0,58	9,99
<i>Pygoscelis papua</i>	-	Filhote	N/D	0,38	N/D	N/D	N/D	6,14	N/D	7,42

Já os perfis qualitativos separados por espécie encontram-se na Figura 50:

Figura 50 – Distribuição de PCBs em função do número de cloração para amostras de fígado de aves.

De um modo geral, o comportamento observado nos perfis qualitativos foi bastante coerente com os dados previamente apresentados e também com as diferenciações ecológicas de cada espécie. *Catharacta sp* e *Macronectes giganteus*, aves de hábito oportunista, que se alimentam desde krill até carniça, tiveram os perfis mais deslocados para os congêneres mais pesados, confirmando a biomagnificação dos PCBs. Além disso, são grandes migradores, principalmente *Catharacta*, o que está fundamentalmente relacionado com a exposição direta a

contaminantes de diversas áreas que não a Antártida. Por essas mesmas razões, apresentaram também os maiores valores quantitativamente.

Já a espécie *Larus dominicanus*, que tem *Nacella concinna* como importante item da dieta durante a formação do ovo, não apresentou o perfil leve influenciado pelo invertebrado, como mostrado em 3.4.2 (*Nacella concinna* e aves de maior nível trófico), o que incorre em duas hipóteses, ambas plausíveis e provavelmente concomitantes: a primeira é a diferença espécie-específica que existe na transferência de poluentes da mãe para o ovo, já reportada em diversos grupos de aves, inclusive em Cipro et al. (2010). A segunda é a maior facilidade de excreção e metabolismo (inclusive via ovo) dos congêneres mais leves, que por isso têm, *grosso modo*, um menor tempo de residência ambiental (Fuoco & Ceccarini, 2001). O fato de ocorrer maior predação a *Nacella concinna* justamente durante a formação do ovo indica que pode haver sinergia entre esses dois efeitos referidos.

Os pingüins apresentaram os perfis mais leves e também, de um modo geral (estando *Daption capense* à parte) os quantitativamente menores, devido à sua posição trófica, bastante próxima da base da trama, já que tem no krill mais de 70% de sua dieta (Croxall & Lishman, 1987). Como fator adicional, estão restritos ao ambiente antártico por causa de diversos fatores, dentre eles o fato de que a abundância e ocorrência de *krill* estão diretamente ligadas à circulação na convergência antártica. Isto posto, a exposição a ambientes mais contaminados, como a que ocorre com *Catharacta sp*, é descartada.

Por fim, *Daption capense* tem uma dieta bastante variada, incluindo principalmente pequenos peixes e em seguida crustáceos (também anfípodas além dos eufausídeos), como descrito em Coria et al. (1997) o que se reflete em seu perfil qualitativo mais pesado (com exceção dos congêneres tetraclorados). Quanto ao

resultado quantitativo, é sempre necessário ter muito cuidado para não subestimar ou superestimar seus dados, principalmente no ambiente antártico, com produtividade altamente sazonal, já que essa sazonalidade pode levar à mobilização de reservas pelos organismos, bem como ao efeito de “growth dilution”.

Comparando interespecificamente os dados com os obtidos em Taniguchi et al. (2009), para amostras de gordura de várias espécies de aves na mesma área de estudo, notam-se valores quantitativos na mesma ordem de magnitude em peso úmido, com predominância, de um modo geral, de PCBs, DDTs e HCB; porém há uma diferença entre os tecidos constante entre as espécies: os perfis qualitativos de PCBs encontrados em fígado no presente trabalho são mais leves do que os encontrados na gordura em (op. cit.). Segundo Barron et al. (1995), apesar da estrutura propriamente dita do PCB parecer ser o fator predominante na acumulação, metabolização e excreção dos PCBs (comprovado por Taniguchi et al., 2009; em que apenas seis congêneres – 138, 153, 170, 180, 183 e 187 – representaram aproximadamente 65% dos PCBs totais), o aumento do grau de cloração diminui as taxas de metabolização dos PCBs, por isso é de se esperar que no fígado, onde ocorre a metabolização via citocromo P450 (op. cit.) sejam encontrados os congêneres mais leves e na gordura os mais pesados, tanto por causa do acúmulo destes, quanto da maior facilidade de metabolizar os mais leves.

3.5.1 Isótopos estáveis

Os dados de isótopos estáveis para fígado de aves estão apresentados na Figura 51.

Figura 51 - Razões isotópicas (em ‰) das amostras de fígado de aves do presente trabalho

Os dados apresentam a separação evidente em dois grupos distintos, com o equivalente a um nível trófico (de 3 a 5‰ no $\delta^{15}\text{N}$) de diferença entre eles. O grupo de baixo é constituído por aves em que o *krill* representa a parte majoritária da dieta, enquanto o grupo de cima (*Catharacta sp.*, *Macronectes giganteus* e *Larus dominicanus*) é composto de aves oportunistas, em que peixes, ovos, outras aves e carniça (itens de maior nível trófico) entram nas respectivas dietas, portanto os dados isotópicos refletem claramente essa diferença. O enriquecimento de $\delta^{13}\text{C}$ também é plausível com um nível trófico de diferença, normalmente de 1‰. Contudo, mais uma vez a espécie *L. dominicanus* tem a interpretação um pouco mais intrincada, mais uma vez em função da alta influência de *N. concinna* em sua dieta durante a época de formação do ovo, quando aconteceu a coleta. Segundo (Hobson & Clark, 1992a, 1992b), o fígado de aves tem uma taxa de renovação (*turnover rate*) de poucos dias e, portanto, o resultado da espécie em questão já

teria sido enriquecido pela ingestão de *N. concinna*. Isso traria uma segunda consequência, exatamente análoga ao que aconteceu na interpretação dos dados de peixes (item 3.3.1): como este item alimentar tem um $\delta^{15}\text{N}$ elevado em função da síntese de matéria orgânica do produtor primário que ele consome (e não da posição trófica propriamente dita), essa elevação é refletida no $\delta^{15}\text{N}$ do fígado de *L. dominicanus*, o que a coloca agrupada com *M. giganteus* e *Catharacta sp.* Descontados esses fatores, *L. dominicanus* estaria agrupada com os pingüins e *D. capense*.

3.5.2 Testes estatísticos

A matriz de correlação dos dados para fígado de aves, agrupados em pingüins, outras aves e totais está na Tabela 33.

Tabela 33 - Matriz de correlação de Spearman para os conjuntos de dados de fígado de aves. Valores significativos a $p < 0,05$ marcados em vermelho

		Σ HCHs	HCb	Σ Drins	Σ Clordanas	Endossulfan	Σ DDTs	Mirex	Σ PCBs	Σ PBDEs	$\delta^{15}\text{N}$
Fígado das demais aves	Σ HCHs	1,00									
	HCb	0,78	1,00								
	Σ Drins	-0,14	0,16	1,00							
	Σ Clordanas	0,09	0,23	0,41	1,00						
	Endossulfan	0,11	0,13	0,55	0,37	1,00					
	Σ DDTs	0,31	0,22	0,51	0,24	0,80	1,00				
	Mirex	0,73	0,83	0,39	0,07	0,45	0,61	1,00			
	Σ PCBs	0,67	0,43	-0,12	-0,09	0,44	0,66	0,62	1,00		
	Σ PBDEs	0,18	0,62	0,57	0,63	0,12	0,18	0,45	-0,19	1,00	
	$\delta^{15}\text{N}$	0,30	0,09	0,01	-0,04	0,67	0,46	0,33	0,46	-0,21	1,00
Fígado de pingüins	Σ HCHs	1,00									
	HCb	0,37	1,00								
	Σ Drins	0,08	0,58	1,00							
	Σ Clordanas	0,29	0,39	0,27	1,00						
	Endossulfan	0,09	0,49	0,55	0,21	1,00					
	Σ DDTs	0,23	0,52	0,45	0,31	0,54	1,00				
	Mirex	0,20	0,23	0,35	0,28	0,30	0,28	1,00			
	Σ PCBs	0,44	0,34	0,16	0,39	0,28	0,65	0,35	1,00		
	Σ PBDEs	0,40	0,47	0,19	0,43	0,39	0,06	0,24	0,28	1,00	
	$\delta^{15}\text{N}$	-0,22	-0,11	0,07	-0,16	-0,20	0,13	-0,05	-0,08	-0,31	1,00
Totais para fígado de aves	Σ HCHs	1,00									
	HCb	0,57	1,00								
	Σ Drins	0,18	0,42	1,00							
	Σ Clordanas	0,11	0,33	0,24	1,00						
	Endossulfan	0,11	0,34	0,48	0,27	1,00					
	Σ DDTs	0,47	0,52	0,45	0,25	0,52	1,00				
	Mirex	0,58	0,52	0,41	0,10	0,24	0,55	1,00			
	Σ PCBs	0,56	0,42	0,13	0,23	0,29	0,74	0,53	1,00		
	Σ PBDEs	0,35	0,54	0,35	0,45	0,29	0,16	0,29	0,17	1,00	
	$\delta^{15}\text{N}$	0,16	0,21	0,09	-0,19	0,10	0,23	0,28	0,16	-0,14	1,00

A matriz mostra correlações estatisticamente significativas semelhantes às encontradas na Tabela 30, em que são mostrados os valores para as amostras de ovos de aves. As correlações com $\delta^{15}\text{N}$ são, de um modo geral positivas (apesar de não significativas estatisticamente), o que é um indicativo de biomagnificação. Os pingüins, porém, se mostraram distintos nesse ponto, apresentando correlações negativas (não significativas) para HCH, HCB, Clordanas e Endossulfan. De fato, o estudo de Roosens et al. (2007) demonstra que os HCHs e Clordanas são os POPs preferencialmente excretados em colônias de *Pygoscelis adeliae*, o que vem corroborar esta diferença para os pingüins.

3.6 Pinípedes

Para este grupo, as amostras foram feitas em gordura subcutânea, exceto para o indivíduo de *M. leonina*, do qual não foi possível coletar tal tecido, sendo apresentados os dados das análises em fígado.

De todas as análises de PBDEs, apenas uma amostra (FW2, da espécie *Leptonychotes weddelli* apresentou um teor acima do limite de detecção. Esta concentração foi de 1,98 ng g⁻¹ em peso úmido, apenas do BDE #99. Esse congênere é o segundo mais presente na formulação técnica disponível nas Américas, de perfil razoavelmente coincidente com os encontrados no ambiente antártico, como em Yogui & Sericano (2008). Um outro trabalho, (Schiavone, Kannan, et al., 2009), em que são analisadas amostras de gordura de filhotes de *A. gazella*, mostra um valor igualmente pequeno e bastante próximo, de 2,35ng g⁻¹ de PBDEs nesse tecido.

Um fato importante para esclarecer esses teores aparentemente pequenos, é a também pequena distância da base da trama trófica que esses organismos ocupam, como resultado da importância dos eufausídeos em sua dieta, especialmente para as espécies *Lobodon carcinophagus* e *Hydrurga leptonyx* (a Foca-leopardo, não coletada) durante praticamente o ano todo, bem como para a espécie *Arctocephalus gazella*, durante a boa parte do ano em que se encontra em território antártico (Berta et al., 2006)Vale lembrar, para esta última espécie, que o fato de passar o restante do ano em latitudes menores diminui sua exposição a compostos oriundos de processos de transporte atmosférico de longa distância. Esses dados ecológicos estão de pleno acordo com os teores aqui apresentados. Os organismos desse grupo, comumente utilizados em estudos similares no hemisfério norte (há vasta literatura sobre diversos grupos de poluentes, orgânicos e

inorgânicos, especialmente em *Phoca hispida* e *Phoca vitulina*, como Aubail, 2010) não ocupam nichos ecológicos, tampouco níveis tróficos equivalentes no ambiente austral e boreal. Ainda assim, existe o argumento muito importante da pequena exposição a esse grupo, já que sua determinação em níveis tróficos menores se mostrou, em muitos casos, impossível.

As concentrações obtidas para os compostos organoclorados em gordura de pinípedes (exceto para *M. leonina*, em que se analisou o fígado) se encontram na Tabela 34, em peso lipídico

Tabela 34 – Concentrações (em ng g⁻¹ peso lipídico) de compostos organoclorados encontrados em gordura de pinípedes.

	<i>Lobodon carcinophagus</i> n=2	<i>Arctocephalus gazella</i> n=3	<i>Leptonychotes weddelli</i> n=2	<i>Leptonychotes weddelli</i> em Yogui (2002), lw	<i>Mirounga leonina</i> n=1 (fígado)
Σ HCHs (isômeros α, β, γ e δ)	0,223	3,21	2,59	-	1,41
HCB	7,23	4,72	5,77	2	7,48
Σ Drins (Aldrin, Endrin, Dieldrin e Isodrin)	18,43	82,37	18,45	-	6,88
Σ Clordanas (Heptacloro, epóxidos, Oxiclordana, α e γ-Clordano)	22,81	78,24	9,49	4	37,69
Endossulfan (I e II)	2,09	21,15	13,99	-	2,72
Σ DDTs (DDD, DDT e DDE nas configurações op' e pp')	14,44	167,51	131,22	460	98,67
Mirex	14,36	16,99	5,53	18	16,17
Σ PCBs	153,6	522,7	300,5	150	73,91

Como se pode deduzir a partir que já foi dito durante a discussão dos resultados para PBDEs, das três espécies, *Lobodon carcinophagus* é, supostamente a de mais baixo nível na trama trófica. De todos os grupos apresentados até agora, este é o que parece estar mais bem estratificado, contudo as áreas de ocorrência das espécies não se mantêm iguais umas às outras ao longo do ano e conseqüentemente seus nichos ecológicos podem mudar. Notadamente, *A. gazella* atinge mais ao norte, chegando à costa argentina, portanto nesse caso também poderia haver um argumento análogo ao usado para *Catharacta sp* e *M. giganteus* na seção pertinente.

Como base de comparação, Yogui (2002) encontrou em *L. weddelli* (coletada no mesmo lugar) níveis de DDTs, PCBs, Mirex, Clordanos e HCB de

respectivamente 460 ng g⁻¹, 150 ng g⁻¹, 18 ng g⁻¹, 4 ng g⁻¹, e 2 ng g⁻¹ (em peso lipídico), o que em princípio mostraria uma inversão da razão Σ DDTs/ Σ PCBs em relação a seu trabalho, servindo, *grosso modo*, como indicativo da diminuição dos aportes de origem agrícola em relação aos industriais. Porém o pequeno n amostral não pode sustentar por si só tais deduções.

Os dados quantitativos para *A. gazella* parecem estar na mesma ordem de grandeza que a literatura prévia (Schiavone, Corsolini, et al., 2009; Schiavone, Kannan, et al., 2009), bem como os de *M. leonina* (Miranda-Filho et al., 2007), com algumas restrições para este último, em que as análises ocorrem em amostras de gordura subcutânea, enquanto no presente estudo, em uma amostra de fígado. (Kajiwara et al., 2001) apresenta dados de um modo geral na mesma ordem de grandeza para amostras de gordura e fígado, porém superiores em gordura, em amostras de *Mirounga angustirostris* coletadas na Califórnia. Deve-se levar em conta que, mesmo apesar de a maioria das coletas em (op. cit) terem ocorrido próximas ao verão boreal, este ambiente não tem a sazonalidade na produtividade primária tão intensa quanto o antártico, de modo que flutuações devido a *stress* nutricional sejam menos prováveis. Comparando os valores de fato, tem-se que as concentrações encontradas para juvenis em Miranda-Filho et al. (2007) são as mais próximas das do presente trabalho, porém com alguns desvios: foram encontrados mais HCB, Drins, DDTs e Mirex para as amostras de juvenis em Miranda-Filho et al. (2007) e mais HCHs, Clordanas, Endosulfan e principalmente PCBs no presente estudo.

Para *L. carcinophagus* não foram encontrados valores de referência na literatura. Porém para *L. weddelli*, quando se comparam os teores encontrados com aqueles da população da mesma área de estudo em Vetter et al. (2003), encontram-se valores de 1 a 2 ordens de grandeza maiores no presente trabalho, porém

compatíveis com amostras da Baía de Terra Nova, que está a 74°S e, portanto, sujeita a maiores efeitos de “cold trap” como discutido previamente na seção 3.2. Isso faz levantar uma outra hipótese, a de elevado *stress* nutricional dos animais coletados, que notadamente remobiliza e aumenta as concentrações de contaminantes (Burek et al., 2008). Essa hipótese é investigada com o auxílio das análises de isótopos estáveis, no item a seguir.

A distribuição de PCBs em função do número de cloração está na Figura 52.

Figura 52 – Distribuição (%) de PCBs em pinípedes em função do número de cloração

Quanto à distribuição dos congêneres de PCBs, *A. gazella* mostrou os perfis proporcionalmente mais pesados, seguido por *L. weddelli* e então por *L. carcinophagus*, de um modo bastante análogo ao resultado da Tabela 34. Pela maior persistência ambiental dos congêneres mais pesados (Fuoco e Ceccarini, 2001) o efeito de biomagnificação torna não só os valores absolutos mais altos à medida que se sobe a trama trófica (o que pode ser acompanhado pelo $\delta^{15}\text{N}$), os perfis também proporcionalmente cada vez mais pesados. Os resultados

apresentados por (Schiavone, Corsolini, et al., 2009; Schiavone, Kannan, et al., 2009) mostram uma distribuição para *A. gazella* razoavelmente similar, exceto para os octaclorados, que predominaram nesse caso e tiveram participação inferior a 5% no presente trabalho.

A espécie *M. leonina*, que teve as análises em fígado e não em gordura, teve uma distribuição comparável à encontrada em Miranda-Filho et al. (2007), em que predominaram os congêneres hexa, penta e heptaclorados, nessa ordem, com um predomínio bastante evidente (51.2%) dos hexaclorados, que também foram os predominantes no presente trabalho, porém menos expressivamente (32.8%), seguidos por hepta e tetraclorados.

Por fim, a diferença entre os estudos com coletas oportunistas e com coletas de animais vivos parece ter tido, de um modo geral, influência fundamental principalmente nos valores quantitativos, por efeito de stress nutricional ou até mesmo o pouco entendido papel que a degradação microbiana possa ter nesses casos.

3.6.1 Isótopos estáveis

Em função do número bastante reduzido de indivíduos e da possibilidade de coletar diversos tecidos de cada um deles (o que pode ajudar a elucidar dados aparentemente inconsistentes, em função dos diferentes *turnover rates* que diferentes tecidos têm), os dados de isótopos estáveis (médias, quando for o caso) para o grupo dos pinípedes serão apresentados para os diversos tecidos amostrados. Com o intuito de facilitar a leitura, a Figura 53 traz cada espécie com o marcador em um formato e cada cor significando um tecido: couro, fígado e músculo respectivamente em cinza, marrom e vermelho.

Figura 53 - Razões isotópicas (em ‰) das amostras de pinípedes do presente trabalho

Os diferentes *turnover rates* dos diferentes tecidos são fundamentais para a interpretação dos resultados para esse grupo. De acordo com (Kurle & Worthy, 2002), que apresentam a meia-vida da matéria protéica de diversos tecidos em *Callorhinus ursinus*, uma espécie de pinípede da família Otariidae (como *Arctocephalus gazella*), a meia-vida para o fígado vai de ~1,9 a 6,7 dias; para músculo de ~12,5 a 83,3 dias. Em (Kurle & Worthy, 2001), os autores estimam a meia-vida em amostras de pele da mesma espécie entre 6,4 e 27,6 dias. Combinando todas as informações, tem-se que o fígado é o mais rápido, seguido pelo couro e então pelo músculo. Em ambos os trabalhos, os autores afirmam que o *turnover rate* propriamente dito varia entre 2 e 3 vezes a meia-vida, daí deduz-se que, com uma certa aproximação, o fígado vá refletir a dieta entre 4 e 20 dias; o couro entre 13 e 83 dias e o músculo, entre 25 e 250 dias, o que gera um fator complicador na interpretação, já que há sobreposição nos intervalos entre fígado e couro (de 13 a 20 dias de antecedência à coleta), mas especialmente entre couro e músculo (de 25 a 83 dias). Essa sobreposição entre couro e músculo é

particularmente agravante, já que pode compreender períodos de inverno em que a dieta e distribuição são menos conhecidos do que no verão.

Zhao et al. (2004) apresentam dados isotópicos em soro sanguíneo para quatro espécies de focas antárticas, duas das quais também ocorrem no presente estudo (foca-de-Weddell e caranguejeira). Dado que esta matriz representa um período de mesma amplitude que o fígado (Lesage et al., 2002), é razoável usá-las como equivalentes para comparação. Os resultados de $\delta^{15}\text{N}$ mostram os maiores valores para *L. weddelli*, seguidos por *A. gazella* e então por *M. leonina*. Como os dados de dieta (disponíveis na seção 1.4.6) sugerem uma importância de presas bentônicas maior para *M. leonina* que para *L. weddellii*, enquanto que para *A. gazella* essa variável é sazonal e altamente dependente da população.

Vale lembrar que, de forma análoga ao aumento nas concentrações de poluentes orgânicos em indivíduos sob *stress* nutricional, os valores de $\delta^{15}\text{N}$ também aumentam nessa situação (Lesage et al, 2002; Dehn et al., 2006), o que será importantíssimo para o entendimento dos resultados para esse grupo.

Os dados para *A. gazella* mostram uma variação clara na área de forrageio em função da grande variação no $\delta^{13}\text{C}$, que mostra enriquecimento nos tecidos de menor turnover, sugerindo que estivesse em uma área de menor latitude no período de influência da dieta tanto no couro quanto em músculo. Jefferson et al. (2008) informam que a espécie ocorre em algumas áreas a norte da Convergência Antártica, o que tem um efeito muito importante no $\delta^{13}\text{C}$, conforme demonstrado por Cherel & Hobson (2007). Quanto à variação no $\delta^{15}\text{N}$, Ciaputa & Sicinski (2006) reportam variações na dieta com decréscimo no consumo de *krill* em função de sua distribuição em alguns anos específicos, mas também por se alimentarem mais próximos à costa na época em que se encontram na área de estudo, o que aumenta

o consumo de peixes, explicando o maior $\delta^{15}\text{N}$ no tecido de *turnover* mais rápido. Jacob et al. (2006) trazem dados para a Ilha Bouvet (que apesar de se localizar a 54°S, está dentro da área de influência da Convergência Antártica) que indicam que a variação é maior para a predação de organismos bentônicos do que para pelágicos, o que também ajuda a elucidar os dados em questão.

Para *L. weddellii*, não parece haver variação na área de forrageio pelas análises de $\delta^{13}\text{C}$. Lake et al. (2003) mostra variação temporal na dieta da espécie em Mawson (68°00' S 066°00'E), com presas de maior nível trófico menos freqüentes no inverno, bem como o número de presas consumidas; o que leva à conclusão de que a elevação no $\delta^{15}\text{N}$ observada nas amostras de couro se deva ao *stress* nutricional. Baseado nisso, o valor mais baixo encontrado no músculo, de renovação mais lenta na média, poderia indicar um período em que não haveria *stress* nutricional, seguido por um em que houvesse e em seguida o verão, em que novamente não há. Porém a possível sobreposição entre couro e músculo não torna essa conclusão tão robusta.

Quanto a *L. carcinophagus*, a hipótese de terem sido coletados indivíduos sob *stress* nutricional parece mais evidente, por duas razões: primeiramente, pelos valores de poluentes orgânicos nessa espécie terem se mostrado muitas vezes comparáveis a *L. weddellii*, que está em posição trófica superior e, portanto, mais sujeito à biomagnificação. Segundo, porque os valores de $\delta^{15}\text{N}$ obtidos no presente trabalho estão entre 3 e 4 ‰ acima dos encontrados por Zhao et al. (2004). Como a espécie é altamente adaptada ao consumo de krill (ver seção 1.4.6.1) que representa majoritariamente sua dieta, não há razão para cogitar uma mudança de dieta que justifique essa elevação.

A espécie *M. leonina* apresenta ainda outro fator complicador: uma

segregação sexual significativa na dieta e estratégias de forrageio e conseqüentemente nos resultados das análises isotópicas, conforme demonstrado por (Lewis et al., 2006). De todo modo, não parece haver diferença significativa entre os dois tecidos analisados para o $\delta^{15}\text{N}$ (o que descarta à primeira vista a hipótese de *stress* nutricional para esse animal, confirmada pelo próprio peso lipídico do fígado, de ~85%) e uma pequena diferença, de 1‰, para o $\delta^{13}\text{C}$, que poderia estar relacionada a uma mudança latitudinal, já que normalmente ocorrem ao norte do *pack-ice* (Jefferson et al, 2008) ou mesmo pela influência de presas mais costeiras e/ou bentônicas, que são mais enriquecidas em $\delta^{13}\text{C}$, como se pode observar em Corbisier et al. (2004). Há ainda uma tendência, reportada por Field et al. (2005) de que indivíduos mais jovens se desloquem menos com relação às áreas de reprodução, o que também poderia explicar a proximidade entre os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e o fato de ambos apresentarem uma assinatura bastante mais pelágica do que os valores encontrados em Lewis et al. (2006).

3.6.2 Testes estatísticos

Os resultados das análises de correlação de Spearman para o conjunto de amostras de pinípedes são mostrados na Tabela 35.

Tabela 35 - Matriz de correlação de Spearman para o conjunto de dados de pinípedes. Valores significativos a $p < 0.05$ marcados em vermelho

		Σ HCHs	HCB	Σ Drins	Σ Clordanas	Endossulfan	Σ DDTs	Mirex	Σ PCBs	Σ PBDEs	δ ¹⁵ N
Pinípedes	Σ HCHs	1,00									
	HCB	-0,29	1,00								
	Σ Drins	0,26	-0,17	1,00							
	Σ Clordanas	0,17	0,31	0,62	1,00						
	Endossulfan	0,36	-0,33	0,81	0,43	1,00					
	Σ DDTs	0,43	-0,33	0,52	0,24	0,88	1,00				
	Mirex	-0,36	0,12	-0,24	0,14	0,05	-0,05	1,00			
	Σ PCBs	0,76	-0,48	0,57	0,19	0,64	0,57	-0,24	1,00		
	Σ PBDEs	0,25	-0,25	-0,58	-0,58	-0,58	-0,25	-0,58	-0,08	1,00	
	δ ¹⁵ N	-0,52	-0,10	-0,08	-0,38	0,30	0,37	0,43	-0,22	-0,35	1,00

Em princípio notam-se poucos valores estatisticamente significativos em comparação com os outros grupos de amostras de animais do presente trabalho, por duas razões: a primeira é o reduzido número amostral desse grupo e a segunda são as grandes flutuações nos resultados das análises, provavelmente causadas por variações no estado fisiológico decorrentes de *stress* nutricional, como demonstrou a interpretação dos resultados das análises isotópicas (item 3.6.1). A correlação com $\delta^{15}\text{N}$ foi negativa para todos os contaminantes, exceto para Endossulfan, DDTs e Mirex, indicando duas hipóteses, não mutuamente excludentes: que esses três contaminantes são mais persistentes e menos sujeitos a metabolização/excreção que os demais; e que o *stress* nutricional causa flutuações proporcionalmente maiores no $\delta^{15}\text{N}$ do que nas concentrações de contaminantes analisados.

3.7 Visão geral: amostras de animais

Após análise de todos os grupos nessa seção é apresentada uma visão geral dos resultados. A Tabela 36 traz os resultados médios de todos os grupos, para todas as análises. Há que se fazer duas ressalvas, ambas para o grupo dos pinípedes: é o único que tem seus dados apresentados em peso lipídico, como já justificado anteriormente; e é o único que não tem as análises de isótopos estáveis pareadas com os POPs, pela impossibilidade de realizá-las em gordura. Nesse caso, são mostrados os valores médios para as amostras de couro, a única matriz que foi coletada para todas as espécies desse grupo e tiveram a gordura analisada. A única amostra de *M. leonina*, por sua vez, está pareada.

Em seguida são mostrados os perfis qualitativos de PCBs para todos os compartimentos analisados na Figura 54.

Por fim, é mostrado um quadro geral dos resultados para as análises de isótopos estáveis em todas as espécies animais do presente trabalho, na Figura 55.

Tabela 36 – Resultados gerais do presente trabalho. Concentrações em ng g⁻¹ (peso úmido ou lipídico, conforme o caso). Razões isotópicas em ‰.

Espécie	tecido	Σ HCHs	HCB	Σ Drins	Σ Clordanas	Endossulfan (I/II)	Σ DDTs	Mirex	Σ PCBs	Σ PBDEs	δ ¹³ C	δ ¹⁵ N
<i>Euphausia superba</i> (n=4)	org. inteiro	0,250	0,060	0,440	0,130	N/D	0,410	N/D	12,3	N/D	-25,66	4,51
<i>Nacella concinna</i> (n=8)	parte mole	2,59	0,560	0,311	2,81	N/D	0,742	N/D	41,26	N/D	-16,10	7,27
<i>Notothenia spp.</i> (n=28)	músculo	0,303	0,656	N/D	0,601	0,195	3,04	N/D	6,82	N/D	-21,53	10,21
<i>Catharacta sp</i> (n=4)	ovo	8,40	35,6	2,22	4,73	N/D	524	179	1821	39,1	-24,34	11,13
<i>Larus dominicanus</i> (n=3)		6,27	44,1	3,00	8,37	N/D	35,7	21,1	432	N/D	-22,64	8,94
<i>Sterna vittata</i> (n=1)		1,99	136	1,76	3,62	N/D	76,6	44,0	133	N/D	-24,06	9,45
<i>Pygoscelis adeliae</i> (n=3)		1,32	22,1	0,740	2,54	N/D	6,29	3,14	32,5	N/D	-25,27	9,66
<i>Pygoscelis antarctica</i> (n=26)		2,28	18,9	3,99	2,37	N/D	15,8	2,98	37,3	N/D	-25,52	9,99
<i>Pygoscelys papua</i> (n=9)		2,41	16,2	0,920	3,00	N/D	5,47	1,87	26	N/D	-25,96	9,27
<i>Catharacta sp</i> (n=3)	fígado	12,6	69,8	1,18	1,45	N/D	26,3	238	228	5,77	-24,08	12,11
<i>Daption capense</i> (n=2)		0,768	3,42	1,11	3,41	N/D	9,68	0,450	19,6	1,57	-25,76	10,45
<i>Larus dominicanus</i> (n=3)		0,566	0,866	3,66	0,886	1,97	94,3	9,67	79,9	-	-23,42	11,64
<i>Macronectes giganteus</i> (n=2)		6,94	16,9	3,74	10,70	3,46	78,5	51,9	193	3,16	-23,46	12,38
<i>Pygoscelis adeliae</i> (n=1)		48,2	2,97	0,222	1,24	1,66	47,9	N/D	57,9	3,75	-26,11	8,67
<i>Pygoscelis antarctica</i> (n=12)		0,260	2,19	0,678	3,54	1,03	25,4	1,00	27,6	7,95	-25,27	8,96
<i>Pygoscelis papua</i> (n=9)		0,486	2,24	0,403	3,42	1,48	13,3	0,425	13,4	2,03	-25,81	8,97
<i>Lobodon carcinophagus</i> (n=2)	gordura	0,223	7,23	18,4	22,8	2,09	14,4	14,4	154	N/D	-23,32	11,84
<i>Artctocephalus gazella</i> (n=3)		3,214	4,72	82,4	78,2	21,2	168	17,0	523	N/D	-21,62	10,66
<i>Leptonychotes wedelli</i> (n=2)		2,59	5,77	18,5	9,49	14,0	131	5,53	300	1,98	-23,81	14,73
<i>M. leonina</i> (n=1)	fígado	1,41	7,48	6,88	37,69	2,72	98,67	16,17	73,91	N/D	-23,71	10,21

Figura 54 – Distribuições gerais (%) de PCBs conforme o número de cloração para todas matrizes animais do presente trabalho

Figura 55 – Razões isotópicas (‰) em todas as matrizes animais do presente trabalho

Levando em consideração os resultados mostrados na Figura 54 é possível perceber claramente que, à medida que se sobe na trama trófica (os gráficos estão dispostos de forma tal que o nível trófico aumenta de baixo para cima e, principalmente, da esquerda para a direita) a importância relativa dos congêneres mais leves vai sendo cada vez menor e, por sua vez, os mais pesados vão ficando cada vez mais representativos, como já havia sido discutido na seção 3.6 e será mais detalhado no item 4.

Na Figura 55 é possível ver a tendência geral de enriquecimento do $\delta^{15}\text{N}$ em função da distância da base da trama trófica, mas também da influência de diferentes fontes de matéria orgânica, notadamente uma pelágica e uma bentônica e costeira. Existe também um claro enriquecimento do $\delta^{13}\text{C}$ também em função do nível trófico, mas principalmente pela influência desta matéria orgânica de origem bentônica. Comparando espécies de $\delta^{15}\text{N}$ similar é possível ver claramente essa influência, como por exemplo, com *Daption capense* e *Larus dominicanus*.

3.7.1 Testes estatísticos

Na Tabela 37 são apresentados os resultados para as análises de correlação para todas as amostras de animais do presente trabalho, mais as divisões em pecilotérmicos e homeotérmicos (respectivamente: de temperatura corporal variável e constante, ou coloquialmente, de sangue frio e de sangue quente) tanto em função da diferença nas taxas metabólicas, que influi diretamente nos resultados, como discutido nas seções 3.3 e 3.5 quanto pela influência dessa variável já relatada em literatura, como Seminoff et al. (2007 e referências subcitadas) e Fisk et al. (2001), que é especialmente interessante

por se tratar de um estudo em uma *polynia*.

Tabela 37 - Matriz de correlação de Spearman para o conjunto de dados das amostras de animais do presente trabalho. Valores significativos a $p < 0.05$ marcados em vermelho

		Σ HCHs	HCB	Σ Drins	Σ Clordanas	Endossulfan	Σ DDTs	Mirex	Σ PCBs	Σ PBDEs	$\delta^{15}\text{N}$
Pecilotermos	Σ HCHs	1,00									
	HCB	0,56	1,00								
	Σ Drins	0,46	-0,20	1,00							
	Σ Clordanas	0,76	0,58	0,30	1,00						
	Endossulfan	-0,19	-0,10	-0,12	-0,01	1,00					
	Σ DDTs	0,50	0,78	-0,17	0,50	0,01	1,00				
	Mirex	-	-	-	-	-	-	1,00			
	Σ PCBs	0,62	0,21	0,47	0,49	-0,17	0,17	-	1,00		
	Σ PBDEs	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	
	$\delta^{15}\text{N}$	-0,37	0,23	-0,55	-0,10	0,10	0,13	-	-0,30	-	1,00
Homeotermos	Σ HCHs	1,00									
	HCB	0,24	1,00								
	Σ Drins	0,24	0,55	1,00							
	Σ Clordanas	0,35	0,12	0,50	1,00						
	Endossulfan	0,04	-0,30	0,17	0,33	1,00					
	Σ DDTs	0,31	0,27	0,50	0,43	0,40	1,00				
	Mirex	0,44	0,65	0,67	0,34	0,14	0,64	1,00			
	Σ PCBs	0,64	0,13	0,37	0,59	0,31	0,64	0,48	1,00		
	Σ PBDEs	0,11	0,46	0,25	-0,06	-0,35	0,07	0,23	-0,04	1,00	
	$\delta^{15}\text{N}$	0,24	-0,10	-0,17	-0,10	0,13	0,04	0,15	0,17	-0,15	1,00
Totais	Σ HCHs	1,00									
	HCB	0,29	1,00								
	Σ Drins	0,31	0,69	1,00							
	Σ Clordanas	0,45	0,45	0,59	1,00						
	Endossulfan	0,03	-0,02	0,20	0,32	1,00					
	Σ DDTs	0,31	0,64	0,60	0,56	0,38	1,00				
	Mirex	0,36	0,79	0,78	0,48	0,22	0,74	1,00			
	Σ PCBs	0,66	0,37	0,50	0,69	0,27	0,60	0,53	1,00		
	Σ PBDEs	0,15	0,69	0,52	0,25	-0,12	0,43	0,57	0,20	1,00	
	$\delta^{15}\text{N}$	0,04	-0,15	-0,27	-0,22	0,09	-0,06	-0,04	-0,06	-0,20	1,00

Notam-se mais resultados estatisticamente significativos à medida que se desce na tabela, tanto em função do aumento do número amostral quanto da detecção de mais contaminantes (Mirex, Endossulfan e PBDEs). O grupo dos Drins aparece, mais uma vez, tendo correlação negativa com $\delta^{15}\text{N}$, em todos os cenários, o que indica que não sofre biomagnificação. O mesmo aconteceu com as Clordanas, que por sua vez estão dentre os contaminantes preferencialmente excretados pelas aves, especialmente os pinguins. De um modo geral, a volatilidade bem como o histórico de contaminação explicam a maioria dos resultados, porém com ressalvas. As maiores diferenças entre o

grupo dos homeotermos e dos pecilotermos ocorrem com os compostos menos voláteis: Endossulfan, DDTs, Mirex, PCBs e PBDEs, que são menos voláteis e menos sujeitos ao transporte até o ambiente antártico. Por outro lado esse resultado também confirma a influência da absorção via respiração, já que todos os pecilotermos no presente trabalho respiram n'água enquanto os homeotermos respiram ar: os poluentes que mais apresentaram correlações significativas nos pecilotermos foram os mais solúveis em água, notadamente os HCHs.

Por fim, o $\delta^{15}\text{N}$, que se mostrou em alguns casos bastante adequado como indicador de biomagnificação, especialmente de forma intra-específica, não pareceu repetir a mesma performance quando aplicado inter-especificamente, provavelmente devido a dois fatores já discutidos: a mistura de matéria orgânica de origens distintas, com diferentes assinaturas de $\delta^{15}\text{N}$ e não somente de $\delta^{13}\text{C}$ e as grandes flutuações nas análises por influência do estado fisiológico dos animais amostrados.

4 Proposta de um indicador de biomagnificação baseado na massa molecular dos PCBs

Tendo em vista a grande base de dados obtida, bem como a indicação da literatura da maior persistência de congêneres de PCBs mais pesados (Fuoco & Ceccarini, 2001), o que leva à ocorrência de perfis de PCBs mais pesados em níveis tróficos mais elevados, como demonstrado por Bargagli (2008) e especialmente por Corsolini (2009), surge um paralelo entre a biomagnificação e o perfil qualitativo dos PCBs. Além disso, é visível o deslocamento que ocorre à medida que se percorrem tais perfis ao longo da trama trófica, como evidenciado graficamente na Figura 54. Deste modo, o presente estudo propõe um novo indicador puramente baseado no nível de cloração dos PCBs encontrados nas amostras. Esse indicador nada mais é que a média aritmética ponderada (pelo nível de cloração) do resultado normalizado (pelo total da amostra, ou seja, Σ PCBs por indivíduo) de cada uma das amostras do presente trabalho. Pela abrangência analítica, foram considerados os congêneres de 2 a 9 cloros e, exatamente por essa razão esse se torna o intervalo de abrangência do indicador, doravante denominado MAP2-9, que foi calculado para todas as amostras do presente trabalho que apresentaram PCBs acima dos LDM. Matematicamente, o indicador está descrito na fórmula abaixo, em que i representa um nível de cloração e N_i a proporção da soma dos congêneres desse mesmo nível de cloração em relação ao total de PCBs da amostra, ou seja, são os dados dos perfis qualitativos normalizados:

$$MAP_{2-9} = \sum_{i=2}^9 i \times N_i$$

A análise da correlação de Spearman desse indicador com cada um dos grupos de contaminantes analisados, bem como com o $\delta^{15}\text{N}$, para cada um conjuntos de amostras previamente discutidos se encontra na Tabela 38.

Tabela 38 – Coeficientes de correlação de Spearman entre o indicador MAP2-9 e os dados obtidos no presente estudo para cada grupo de amostras de animais. Valores significativos a $p < 0.05$ marcados em vermelho

Grupo	Σ HCHs	HCb	Σ Drins	Σ Clordanas	Endossulfan	Σ DDTs	Mirex	Σ PCBs	Σ PBDEs	$\delta^{15}\text{N}$
Invertebrados	0,69	0,69	0,45	0,83	-	0,40	-	0,84	-	0,20
Krill	0,80	0,77	0,95	0,77	-	0,80	-	0,40	-	-0,40
N. concinna	-0,02	0,16	0,39	0,44	-	-0,35	-	0,51	-	-0,14
Peixes	0,80	0,80	-0,33	0,75	-0,07	0,64		0,11		0,16
Ovos de aves (totais)	0,11	-0,03	-0,43	-0,15	-	0,10	0,39	-0,01	-0,03	0,30
Ovos de pingüins	-0,21	-0,16	-0,59	-0,54		-0,35	0,05	-0,51	-0,22	0,20
Ovos das demais aves	0,28	-0,15	-0,03	0,08		0,70	0,75	0,63	0,79	0,43
Fígado de aves	0,55	0,24	0,07	-0,01	0,03	0,33	0,61	0,45	0,12	0,15
Fígado de pingüins	0,37	-0,04	-0,03	0,26	-0,07	0,01	0,37	0,23	0,14	-0,14
Fígado das demais aves	0,39	0,42	0,08	-0,40	0,17	0,58	0,62	0,67	0,02	0,02
Pinípedes	0,02	-0,21	0,43	0,62	0,67	0,62	0,52	0,29	-0,58	0,25
Pecilotermos	0,33	0,79	-0,34	0,35	0,10	0,72	-	0,05	-	0,34
Homeotermos	0,34	0,44	0,29	0,03	-0,17	0,16	0,61	0,21	0,19	0,13
Totais	0,32	0,35	0,22	0,07	-0,12	0,21	0,41	0,15	0,12	0,16

O indicador apresentou valores estatisticamente significativos positivos de correlação dentro do grupo dos invertebrados como um todo. Os valores para *krill*, apesar de elevados, não apresentaram significância devido ao número amostral reduzido. Já para *N. concinna*, os valores nos perfis de PCBs provavelmente sejam afetados pelo perfil mais leve do degelo sazonal, a ponto de apresentar uma correlação ligeiramente negativa com $\delta^{15}\text{N}$. O mesmo pode ser dito para os peixes, que ainda apresentaram correlação negativa para os Drins, como discutido no item 3.7.1.

Para os ovos de aves, uma análise análoga à que se fez com o $\delta^{15}\text{N}$ no item 3.4.4 pode ser repetida: os contaminantes que apresentam correlação

negativa no ovo e, portanto, menor tendência à excreção, são os compostos que vão apresentar correlação positiva no fígado da mesma espécie, de um modo bastante geral. Houve correlação estatisticamente significativa com os PCBs totais dos ovos das demais aves, que não os pingüins, o que mostra a influência da exposição a esses compostos durante os períodos do ano em que essas espécies não se encontram no ambiente antártico. Para as análises em fígado, além da “oposição” com os ovos (especialmente para os pingüins), há correlação significativa com os PCBs totais, o que está de pleno acordo com a proposta.

O grupo dos pinípedes, mais uma vez apresentou muitas flutuações nos resultados, provavelmente pelas mesmas razões já exaustivamente discutidas, relacionadas ao estado fisiológico dos animais coletados.

Já nos grupos mais abrangentes, o resultado das correlações de MAP2-9 foi significativo em quase todos os casos dos contaminantes mais voláteis (HCHs, HCB e Clordanas) e em outros tantos historicamente relacionados (DDTs, PCBs e Mirex), tendo havido correlação significativa, inclusive, com $\delta^{15}\text{N}$ para os pecilotermos.

Isto posto, conclui-se que, estatisticamente, MAP2-9 apresentou correlação significativa com contaminantes mais vezes do que o $\delta^{15}\text{N}$ quando considerados os grupos: invertebrados, pecilotermos, homeotermos e total geral. Obviamente a aplicação desse indicador depende de estudos futuros de adequação e correlação com outras medidas em outros ecossistemas.

5 Conclusões

A metodologia para análise de neve e água de degelo, otimizada e testada durante o doutorado, serve plenamente aos objetivos pretendidos. A série temporal resultante da aplicação desta metodologia demonstra como ocorrem qualitativa e quantitativamente os aportes ao ecossistema em questão via degelo durante o derretimento sazonal.

Líquens e musgos funcionam como sumidouro para os poluentes orgânicos, bem como indicadores dos aportes via atmosfera, com aparente correlação com os compartimentos abióticos aqui estudados. Musgos apresentaram concentrações uma ordem de grandeza superior aos líquens. Líquens e musgos mostraram fracionamento do carbono claramente distintos, como evidenciado pelo $\delta^{13}\text{C}$. A análise de isótopos estáveis de nitrogênio apresentou resultados menos específicos, porém indicadores da influência do nitrogênio de origem animal e, portanto, da fonte desse elemento. Por isso, o uso de isótopos estáveis forneceu uma visão mais completa e profunda da origem e transferência dos poluentes orgânicos nessas matrizes.

Os invertebrados apresentaram perfis coerentes com seus níveis tróficos, ciclos de vida e nichos ecológicos, notadamente com relação ao produtor primário predado e, conseqüentemente à origem da matéria orgânica consumida, assim como os peixes. Do mesmo modo, esses resultados foram refletidos nos de seus consumidores, especialmente pela marcada diferença no $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ entre as duas espécies.

O grupo das aves, por sua diversidade de dietas, áreas de ocorrência e nichos ecológicos mostrou como cada um desses fatores influencia a

acumulação de poluentes orgânicos.

Os pinípedes foram o grupo que, com base nas concentrações de poluentes orgânicos, apresentou a maior estratificação. A análise de isótopos estáveis em diferentes tecidos, com diferentes taxas de renovação esclareceu alguns fatores interferentes: mudanças tanto na área de forrageio quanto na dieta ao longo do ano, porém a coleta unicamente de amostras proveniente de espécimes já mortos não permitiu o aprofundamento da interpretação de alguns resultados.

O indicador de biomagnificação proposto pelo presente estudo obteve resultados estatisticamente superiores ao $\delta^{15}\text{N}$, especialmente nos grupos mais abrangentes.

A adoção da análise isotópica de carbono e nitrogênio como ferramenta ecológica na interpretação dos resultados de poluentes orgânicos de amostras de animais mostrou a influência de fatores como mudança na dieta, mudança na área de alimentação e períodos de *stress* nutricional em nível individual, o que foi fundamental para a interpretação dos dados de ocorrência e distribuição dos compostos de interesse, porém com limitações, sendo a principal delas a elevada diferença no $\delta^{15}\text{N}$ em organismos de nível trófico semelhante em função do consumo de matéria orgânica de distintas origens.

6 Referências bibliográficas

- 70° South – Antarctic animals – Antarctic Penguins. Disponível em:
<http://www.70south.com/resources/antarctic-animals/antarctic-penguins> .
Acesso em 8/3/2007
- AADC, 2007. Australian Antarctic Data Centre - Taxonomic Drilldown, genus Pygoscelis. Disponível em:
http://aadcmaps.aad.gov.au/aadc/biodiversity/taxon_drilldown.cfm?kingdom=Animalia&phylum=Chordata&class=Aves&order=Sphenisciformes&family=Spheniscidae&genus=Pygoscelis . Acesso em 8/3/2007.
- Ainley, D.G., Wilson, P.R., Barton, K.J., Ballard, G., Nur, N., Karl, B., 1998. Diet and foraging effort of Adélie penguins in relation to pack-ice conditions in the southern Ross Sea. *Polar Biology* 20, 311–319.
- Air Quality Processes Research / Environment Canada, 2010. Global distillation Disponível em: <http://www.ec.gc.ca/air-sc/default.asp?lang=En&n=F6062827-1#6> . Acesso em 02/05/2011
- Alcock R. E., Sweetman A. J., Prevedouros K., Jones K. C., 2003. Understanding levels and trends of BDE-47 in the UK and North America: an assessment of principal reservoirs and source inputs. *Environment International* 29. 691–8.
- Anderson, O.R.J., Phillips, R. a, Shore, R.F., McGill, R. a R., McDonald, R. a, Bearhop, S., 2008. Diet, individual specialisation and breeding of brown skuas (*Catharacta antarctica lonnbergi*): an investigation using stable isotopes. *Polar Biology* 32, 27-33.
- Aronson, R.B., Thatje, S., McClintock, J.B., Hughes, K. a, 2011. Anthropogenic impacts on marine ecosystems in Antarctica. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1223, 82-107.
- Assumpção, J.C., 2002. Endrin, in: Fernícola, N.A.G.G., Oliveira, S.S. (Eds.), *Cadernos De Referência Ambiental, Vol. 13, Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs)*. Centro de Recursos Ambientais, pp. 283-304.
- Aubail, A., 2010. Étude des variations spatiales et temporelles du mercure en Arctique : utilisation des dents et des poils de prédateurs. Tese de doutorado. Université de La Rochelle, France.
- Bacci, E., Calamari, D., Gaggi, C., Fanelli, R., Focardi, S., Morosini, M., 1986. Chlorinated hydrocarbons in lichen and moss samples from the Antarctic Peninsula. *Chemosphere* 15, 747-754.
- Ballschmiter, K., Zell, M., 1980. Analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) by glass capillary gas chromatography. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry* 302, 20-31.

- Bargagli, R., 2008. Environmental contamination in Antarctic ecosystems. The Science of the total environment 400, 212-26.
- Barron, M.G., Galbraith, H., Beltman, D., 1995. Comparative reproductive and developmental toxicology of PCBs in birds. Science 112.
- Berta, A., Sumich, J.L., Kovacs, K.M., 2006. 12 - Diet, Foraging Structures and Strategies, in: Marine Mammals. Academic Press, pp. 312-362.
- Bertellotti, M., Yorio, P., 2000. Age-related feeding behaviour and foraging efficiency in Kelp Gulls *Larus dominicanus* attending coastal trawlers in Argentina. Ardea 88, 207-214.
- Bícego, M. C., 1996. Alguns aspectos sobre a degradação fotoquímica e a determinação de hidrocarbonetos do petróleo no ambiente marinho. Tese de doutorado, Instituto de Química, Universidade de São Paulo.
- Birdlife International, 2011a. *Pygoscelis adeliae* species factsheet Disponível em: <http://www.birdlife.org/datazone/speciesfactsheet.php?id=3851>. Acesso em 02/05/2011
- Birdlife International, 2011b. *Pygoscelis antarctica* species factsheet Disponível em: <http://www.birdlife.org/datazone/speciesfactsheet.php?id=3852>. Acesso em 02/05/2011
- Birdlife International, 2011c. *Pygoscelis papua* species factsheet Disponível em: <http://www.birdlife.org/datazone/speciesfactsheet.php?id=3850>. Acesso em 02/05/2011
- Birdlife International, 2011d. Brown skua species factsheet Disponível em: <http://www.birdlife.org/datazone/speciesfactsheet.php?id=3197>. Acesso em 02/05/2011
- Bocherens, H., Drucker, D., 2003. Trophic level isotopic enrichment of carbon and nitrogen in bone collagen: case studies from recent and ancient terrestrial ecosystems. International Journal of Osteoarchaeology 13, 46-53.
- Borghini, F., Grimalt, J.O., Sanchez-Hernandez, J.C., Bargagli, R., 2005. Organochlorine pollutants in soils and mosses from Victoria Land (Antarctica). Chemosphere 58, 271-8.
- Borrell, A., Aguilar, A., Tornero, V., Sequeira, M., Fernandez, G., Alis, S., 2006. Organochlorine compounds and stable isotopes indicate bottlenose dolphin subpopulation structure around the Iberian Peninsula. Environment international 32, 516-23.
- Bravo, L. A., Ulloa, N., Zuñiga, G.E., Casanova, A., Corcuera, L.J., Alberdi, M., 2001. Cold resistance in Antarctic angiosperms. Physiologia Plantarum 111, 55-65.
- Buckley, E.H., 1982. Accumulation of Airborne Polychlorinated Biphenyls in Foliage. Science 216, 520-522.

- Burchett, M.S., 1983. Food, feeding and behaviour of *Notothernia rossii marmorata* nearshore at South Georgia. British Antarctic Survey Bulletin 61, 45-51.
- Burek, K., Gulland, F., O'Hara, T.M., 2008. Effects of climate change on Arctic marine mammal health. Ecological Applications 18, 126-134.
- California Legislative Council, 2003. State of California Bill Number AB302
Disponível em: http://www.leginfo.ca.gov/pub/03-04/bill/asm/ab_0301-0350/ab_302_bill_20030811_chaptered.html . . Acesso em 05/04/2011
- Callegari-Jacques, S.M., 2004. Bioestatística: princípios e aplicações, Primeira reedição. ArtMed.
- Cardoso, W.E., 2005. Morfologia e ultraestrutura do intestino do peixe antártico *Notothernia rossi* Richardson, 1844 e sua relação com o hábito alimentar.
- Casaux, R., Baroni, A., Ramón, A., Favero, M., Silva, P., 2008. Aspects of the foraging behaviour of the Antarctic Tern *Sterna vittata gaini* at Harmony Point, South Shetland Islands. Polar Biology 31, 327-331.
- Cherel, Y., Hobson, K. a, Guinet, C., Vanpe, C., 2007. Stable isotopes document seasonal changes in trophic niches and winter foraging individual specialization in diving predators from the Southern Ocean. The Journal of animal ecology 76, 826-36.
- Chiuchiolo, A.L., Dickhut, R.M., Cochran, M. a, Ducklow, H.W., 2004. Persistent organic pollutants at the base of the Antarctic marine food web. Environmental science & technology 38, 3551-7.
- Choy, E.S., Gauthier, M., Mallory, M.L., Smol, J.P., Douglas, M.S.V., Lean, D., Blais, J.M., 2010. An isotopic investigation of mercury accumulation in terrestrial food webs adjacent to an Arctic seabird colony. The Science of the total environment 408, 1858-67.
- Ciaputa, P., Sicinski, J., 2006. Seasonal and annual changes in Antarctic fur seal (*Arctocephalus gazella*) diet in the area of Admiralty Bay, King George Island, South Shetland Islands. Polish Polar Research 27, 171-184.
- Cincinelli, A., Martellini, T., Del Bubba, M., Lepri, L., Corsolini, S., Borghesi, N., King, M.D., Dickhut, R.M., 2009. Organochlorine pesticide air-water exchange and bioconcentration in krill in the Ross Sea. Environmental pollution (Barking, Essex : 1987) 157, 2153-8.
- Cipro, C.V.Z., 2007. Ocorrência de compostos organoclorados em *Euphausia superba* e em ovos gorados de pingüins do gênero *Pygoscelis* . Dissertação de mestrado. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo.

- Cipro, C.V.Z., Taniguchi, S., Montone, R.C., 2010. Occurrence of organochlorine compounds in *Euphausia superba* and unhatched eggs of *Pygoscelis* genus penguins from Admiralty Bay (King George Island, Antarctica) and estimation of biomagnification factors. *Chemosphere* 78, 767–771.
- Cipro, C.V.Z., Yogui, G.T., Bustamante, P., Taniguchi, S., Sericano, J.L., Montone, R.C., 2011. Organic pollutants and their correlation with stable isotopes in vegetation from King George Island, Antarctica. *Chemosphere*. Artigo no prelo (*in press*).
- Clark, R.B., 1992. *Marine Pollution*, Quinta Edição. Clarendon Press, Oxford.
- Cocks M.P., Balfour D.A., Stock W.D., 1998. On the uptake of ornithogenic products by plants on the inland mountains of Dronning Maud Land, Antarctica, using stable isotopes. *Polar Biol* 20:107–111.
- Corbisier, T.N., Petti, M. a V., Skowronski, R.S.P., Brito, T.A.S., 2004. Trophic relationships in the nearshore zone of Martel Inlet (King George Island, Antarctica): $\delta^{13}\text{C}$ stable-isotope analysis. *Polar Biology* 27, 75-82.
- Coria, N., Soave, G., Montalti, D., 1997. Diet of Cape petrel *Daption capense* during the post-hatching period at Laurie Island, South Orkney Islands, Antarctica. *Polar Biology* 18, 236–239.
- Corsi, G., Corsi, B., 2007. *Colobanthus quitensis*. CalPhotos Photo Database (California Academia of Sciences). Disponível em: http://calphotos.berkeley.edu/cgi/img_query?enlarge=6666+6666+1007+6212. Acesso em 02/05/2011
- Corsolini, S., 2009. Industrial contaminants in Antarctic biota. *Journal of chromatography. A* 1216, 598-612.
- 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 (Barking, Essex : 1987)* 140, 371-82.
- Croxall, J. P.; Lishman, G. S., 1987. The food and feeding ecology of penguins, in: *Seabirds – Feeding ecology and role in marine ecosystems*. Cambridge Press.
- Croxall, J. P.; Lishman, G. S., 1987. The food and feeding ecology of penguins, in: *Seabirds – Feeding ecology and role in marine ecosystems*. Cambridge Press.
- Culik B. 1994. Energetic costs of raising Pygoscelid penguin chicks. *Polar Biol.* 14:205–210.
- Darnerud, P.O., 2003. Toxic effects of brominated flame retardants in man and in wildlife. *Environment international* 29, 841-53.

- Davis, P. B., 1999. Beyond guidelines: a model for Antarctic tourism. *Annals of Tourism Research*, Volume 26, Issue 3, July. P. 516-533.
- de Wit, C. a, 2002. An overview of brominated flame retardants in the environment. *Chemosphere* 46, 583-624.
- de Wit, C. a, Alaei, M., Muir, D.C.G., 2006. Levels and trends of brominated flame retardants in the Arctic. *Chemosphere* 64, 209-33.
- Dehn, L.-A., Follmann, E.H., Thomas, D.L., Sheffield, G.G., Rosa, C., Duffy, L.K., O'Hara, T.M., 2006. Trophic relationships in an Arctic food web and implications for trace metal transfer. *The Science of the total environment* 362, 103-23.
- DeNiro, M., Epstein, S., 1978. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 42, 495-506.
- DeNiro, M.J., Epstein, S., 1981. Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 45, 341-351.
- Dickhut, R.M., Cincinelli, A., Cochran, M., Ducklow, H.W., 2005. Atmospheric concentrations and air-water flux of organochlorine pesticides along the Western Antarctic Peninsula. *Environmental science & technology* 39, 465-70.
- Dietz, R., Riget, F., Hobson, K. a, Heide-Jørgensen, M.P., Møller, P., Cleemann, M., de Boer, J., Glasius, M., 2004. Regional and inter annual patterns of heavy metals, organochlorines and stable isotopes in narwhals (*Monodon monoceros*) from West Greenland. *The Science of the total environment* 331, 83-105.
- Dunton, K.H., 2001. ^{15}N and ^{13}C Measurements of Antarctic Peninsula Fauna: Trophic Relationships and Assimilation of Benthic Seaweeds. *Integrative and Comparative Biology* 41, 99-112.
- 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.
- Environment Canada, 2009. Endosulfan: Canada's submission of information specified in Annex E of the Stockholm Convention pursuant to Article 8 of the Convention. Disponível em:
http://chm.pops.int/Portals/0/docs/Responses_on_Annex_E_information_for_endosulfan/Canada_090110_SubmissionEndosulfanInformation.doc .
Acesso em 20/4/2011.
- Enzenbacher, D. J., 1992. Antarctic tourism and environmental concerns. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 25, Issues 9-12, p. 258-265.
- Erskine, P.D., Bergstrom, D.M., Schmidt, S., Stewart, G.R., Tweedie, C.E., Shaw, J.D., 1998. Subantarctic Macquarie Island - a model ecosystem for studying animal-derived nitrogen sources using ^{15}N natural abundance. *Oecologia* 117, 187-193.

- EUR - Lex, 2003. Directive 2002/95/EC of the European Parliament and of the Council of 27 January 2003 on the restriction of the use of certain hazardous substances in electrical and electronic equipment. Official Journal L 037. Disponível em <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32002L0095:EN:HTML>. Acesso em 20/4/2011.
- FAO/UN, 2011. FAO/SIDP Species Identification Sheet: *Euphausia superba* Disponível em: <http://www.fao.org/fi/website/FIRetrieveAction.do?dom=species&fid=3393&lang=en>. Acesso em 22/4/2011.
- Favero, M., Silva, P., Ferreyra, G., 1997. Trophic relationships between the kelp gull and the Antarctic limpet at King George Island (South Shetland Islands, Antarctica) during the breeding season. *Polar Biology* 17, 431-436.
- Fernícola, N.A.G.G., 2002. Mirex, in: Fernícola, N.A.G.G., Oliveira, S.S. (Eds.), *Cadernos De Referência Ambiental, Vol. 13, Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs)*. Centro de Recursos Ambientais, pp. 417-448.
- Field, I.C., Bradshaw, C.J.A., Burton, H.R., Sumner, M.D., Hindell, M.A., 2005. Resource partitioning through oceanic segregation of foraging juvenile southern elephant seals (*Mirounga leonina*). *Oecologia* 142, 127-35.
- Fishbase.org, 2011. *Notothenia rossii* Richardson, 1844 (Marbled rockcod) Disponível em: <http://fishbase.org/Summary/speciesSummary.php?ID=468&genusname=Notothenia&speciesname=rossii>. Acesso em 20/4/2011.
- Fisk, A.T., Hobson, K.A., Norstrom, 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 & Technology* 35, 732-738.
- Forero, M., González-Solís, J., Hobson, K., Donázar, J., Bertellotti, M., Blanco, G., Bortolotti, G., 2005. Stable isotopes reveal trophic segregation by sex and age in the southern giant petrel in two different food webs. *Marine Ecology Progress Series* 296, 107-113.
- Foster, K.L., Wang, S.W., Mackay, D., Mallory, M.L., Blais, J.M., 2010. Preliminary assessment of avian stomach oils: a vector of contaminants to chicks and potential for diet analysis and biomonitoring. *Environmental science & technology* 44, 6869-74.
- France, R., 1995. Carbon-13 enrichment in benthic compared to planktonic algae: foodweb implications. *Marine ecology progress series*. Oldendorf 124, 307-312.

- Francelino, M.R., Schaefer, C.E.R.G., Fernandes Filho, E.I., Pereira, A.B., Sá, M.M.F., 2006. Relação entre geoforma e a cobertura vegetal: um estudo de caso na Península Keller, Ilha Rei George, Antarctica. Disponível em: www.labogef.iesa.ufg.br/links/sinageo/articles/034.pdf . Acesso em 15/04/2011.
- Francois, R., Altabet, M.A., Goericke, R., McCorkle, D.C., Brunet, C., Poisson, A., 1993. Changes in the $\delta^{13}\text{C}$ of surface water particulate organic matter across the subtropical convergence in the SW Indian Ocean. *Global Biogeochemical Cycles* 7, 627.
- Fuentes, M., Font, R., Gómez-Rico, M., Martín-Gullón, I., 2007. Pyrolysis and combustion of waste lubricant oil from diesel cars: Decomposition and pollutants. *Journal of analytical and applied pyrolysis*. 79, 215-226.
- Fuoco, R., Ceccarini, A., 2001. Polychlorobiphenyls in Antarctic matrices. Environmental contamination in Antarctica: a challenge for analytical chemistry 169, 237–274.
- Gauna, F., 2007. *Syntrichia princeps*. CalPhotos Photo Database (California Academia of Sciences).Disponível em: http://calphotos.berkeley.edu/cgi/img_query?enlarge=0000+0000+0307+2021
- Geisz, H.N., Dickhut, R.M., Cochran, M. a, Fraser, W.R., Ducklow, H.W., 2008. Melting glaciers: a probable source of DDT to the Antarctic marine ecosystem. *Environmental science & technology* 42, 3958-62.
- Giese, M., 1996. Effects of human activity on Adelie Penguin reproductive success. *Biological Conservation* 75, pp. 157-164.
- Glime, J.M., 2007. Bryophite Ecology, *Bryophite Ecology*. Volume 1. Physiological Ecology. Ebook sponsored by Michigan Technological University and the International Association of Bryologists.
- González-Solís, J., Croxall, J.P., Afanasyev, V., 2007. Offshore spatial segregation in giant petrels *Macronectes spp.*: differences between species, sexes and seasons. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 17, S22-S36.
- Gouin, T., Mackay, D., Jones, K.C., Harner, T., Meijer, S.N., 2004. Evidence for the “grasshopper” effect and fractionation during long-range atmospheric transport of organic contaminants. *Environmental Pollution* 128, 139-148.
- Grimalt, J.O., Fernández, P., Quiroz, R., 2009. Input of organochlorine compounds by snow to European high mountain lakes. *Freshwater Biology* 54, 2533-2542.
- Gross, G.W., Wong, P.M., Humes, K., 1977. Concentration dependent solute redistribution at the ice–water phase boundary. III. Spontaneous convection. Chloride solutions. *The Journal of Chemical Physics* 67, 5264.

- Hale R. C. , Alaei M., Manchester-Neesvig J. B., Stapleton H. M., Ikononou M. G., 2003. Polybrominated diphenyl ether flame retardants in the North American environment. *Environment International* 29, 771–9.
- Harrison, P., 1985. Seabirds, an identification guide, Revised ed. ed. Houghton Mifflin Company.
- Heaton T. H. E., 1986. Isotopic studies of nitrogen pollution in the hydrosphere and atmosphere: a review. *Chem Geol* 59: 87-102
- Higgins, P.J., Davies, S.J.J.F., 1996. Handbook of Australian, New Zealand & Antarctic birds, v.3 Snipe to Pigeons. Oxford University Press, Melbourne.
- Hobson, K. a, Clark, R.G., 1992a. Assessing Avian Diets Using Stable Isotopes I: Turnover of ^{13}C in Tissues. *The Condor* 94, 181.
- Hobson, K. a, Clark, R.G., 1992b. Assessing Avian Diets Using Stable Isotopes II: Factors Influencing Diet-Tissue Fractionation. *The Condor* 94, 189.
- IAATO - International Association of Antarctica Tour Operators, 2007: Tourism Statistics. Disponível em: http://www.iaato.org/tourism_stats.html . Acesso em 08/03/2007.
- Ikemoto, T., Tu, N.P.C., Watanabe, M.X., Okuda, N., Omori, K., Tanabe, S., Tuyen, B.C., Takeuchi, I., 2008. Analysis of biomagnification of persistent organic pollutants in the aquatic food web of the Mekong Delta, South Vietnam using stable carbon and nitrogen isotopes. *Chemosphere* 72, 104-14.
- Jacob, U., Brey, T., Fetzner, I., Kaehler, S., Mintenbeck, K., Dunton, K., Beyer, K., Struck, U., Pakhomov, E. A., Arntz, W.E., 2006. Towards the trophic structure of the Bouvet Island marine ecosystem. *Polar Biology* 29, 106-113.
- Jefferson, T.A., Webber, M.A., Pitman, R.L., 2008. Marine mammals of the world: a comprehensive guide to their identification, in: *Marine Mammals of the World: A Comprehensive Guide to Their Identification*. Academic Press, London, pp. 306-444.
- Jensen, S., 1972. The PCB story. *Ambio* 1, 123-131.
- Jesus, M.G.S., 2002. DDT, in: Fernícola, N. A. G. G., Oliveira, S.S. (Ed.), *Cadernos De Referência Ambiental, Vol. 13, Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs)*. Centro de Recursos Ambientais, pp. 159-193.
- Jones, K., de Voogt, P., 1999. Persistent organic pollutants (POPs): state of the science. *Environmental Pollution* 100, 209-221.

- Kajiwara, N., Kannan, K., Muraoka, M., Watanabe, M., Takahashi, S., Gulland, F., Olsen, H., Blankenship, a L., Jones, P.D., Tanabe, S., Giesy, J.P., 2001. Organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls, and butyltin compounds in blubber and livers of stranded California sea lions, elephant seals, and harbor seals from coastal California, USA. *Archives of environmental contamination and toxicology* 41, 90-9.
- Kelly, J.F., 2000. Stable isotopes of carbon and nitrogen in the study of avian and mammalian trophic ecology. *Canadian Journal of Zoology* 78, 1-27.
- Kojadinovic, J., Ménard, F., Bustamante, P., Cosson, R., Le Corre, M., 2008. Trophic ecology of marine birds and pelagic fishes from Reunion Island as determined by stable isotope analysis. *Marine Ecology Progress Series* 361, 239-251.
- Kurle, C.M., Worthy, G. a J., 2001. Stable isotope assessment of temporal and geographic differences in feeding ecology of northern fur seals (*Callorhinus ursinus*) and their prey. *Oecologia* 126, 254-265.
- Kurle, C.M., Worthy, G.A.J., 2002. Stable nitrogen and carbon isotope ratios in multiple tissues of the northern fur seal *Callorhinus ursinus*: implications for dietary and migratory reconstructions. *Marine Ecology Progress Series* 236, 289-300.
- Lake, S., Burton, H., van den Hoff, J., 2003. Regional, temporal and fine-scale spatial variation in Weddell seal diet at four coastal locations in east Antarctica. *Marine Ecology Progress Series* 254, 293–305.
- Lara, W.H., 1976. Bifenilas policloradas. Sua história e seus problemas, in: *Anais Do I Congresso De Toxicologia Tropical*. Manaus, pp. 181-185.
- Lee, Y.I., Lim, H.S., Yoon, H.I., 2009. Carbon and nitrogen isotope composition of vegetation on King George Island, maritime Antarctic. *Polar Biology* 32, 1607-1615.
- Leite, E.M.A., 2002. Dieldrin, in: Fernícola, N.A.G.G., Oliveira, S.S. (Eds.), *Cadernos De Referência Ambiental*, Vol. 13, Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs). Centro de Recursos Ambientais, pp. 193-226.
- Lesage, V., Hammill, M.O., Kovacs, K.M., 2002. Diet-tissue fractionation of stable carbon and nitrogen isotopes in phocid seals. *Marine Mammal Science* 18, 182–193.
- Lewis, R., O'Connell, T.C., Lewis, M., Campagna, C., Hoelzel, a R., 2006. Sex-specific foraging strategies and resource partitioning in the southern elephant seal (*Mirounga leonina*). *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society* 273, 2901-7.
- Lima, I.V., 2002. Heptacloro, in: Fernícola, N.A.G.G., Oliveira, S.S. (Eds.), *Cadernos De Referência Ambiental*, Vol. 13, Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs). Centro de Recursos Ambientais, pp. 343-384.

- Liu, X.-Y., Xiao, H.-Y., Liu, C.-Q., Li, Y.-Y., Xiao, H.-W., Wang, Y.-L., 2010. Response of stable carbon isotope in epilithic mosses to atmospheric nitrogen deposition. *Environmental pollution* (Barking, Essex : 1987) 158, 2273-81.
- Lukowski, A. B. 1983. DDT and its metabolites in the tissues and eggs of migrating Antarctic seabirds from the regions of the South Shetland Islands. *Polish Polar Research*, v.4, pp. 135-141.
- Lynnes, A., Reid, K., Croxall, J., 2004. Diet and reproductive success of Adélie and chinstrap penguins: linking response of predators to prey population dynamics. *Polar Biology* 27, 544–554.
- Mariussen, E., Steinnes, E., Breivik, K., Nygård, T., Schlabach, M., Kålås, J.A., 2008. Spatial patterns of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in mosses, herbivores and a carnivore from the Norwegian terrestrial biota. *The Science of the total environment* 404, 162-70.
- Mauchline, J., 1982. Key for the identification of antarctic Euphausiids. SCAR/SCOR/IABO/ACMRR. Group of specialists on living resources of the southern oceans, 4pp.
- McDonald, T. a, 2002. A perspective on the potential health risks of PBDEs. *Chemosphere* 46, 745-55.
- Mckechnie, A.E., Wolf, B.O., 2004. The Allometry of Avian Basal Metabolic Rate : Good Predictions Need Good Data. *Physiological and Biochemical Zoology* 77, 502-521.
- Minagawa, M., Wada, E., 1984. Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. *Geochim. Cosmochim. Acta* 48: 1135-1 140
- Miranda-Filho, K.C., Metcalfe, T.L., Metcalfe, C.D., Robaldo, R.B., Muelbert, M.M.C., Colares, E.P., Martinez, P.E., Bianchini, A., 2007. Residues of persistent organochlorine contaminants in southern elephant seals (*Mirounga leonina*) from Elephant Island, Antarctica. *Environmental science & technology* 41, 3829-35.
- Mizutani H., Wada E., 1988. Nitrogen and carbon isotope ratios in seabird rookeries and their ecological implications. *Ecology* 69:340–349.
- Mizutani, H., Wada, E., 1988. Nitrogen and carbon isotope ratios in seabird rookeries and their ecological implications. *Ecology* 69, 340–349.
- Montes, R., Rodríguez, I., Rubí, E., Cela, R., 2007. Suitability of polydimethylsiloxane rods for the headspace sorptive extraction of polybrominated diphenyl ethers from water samples. *Journal of chromatography. A* 1143, 41-7.

- Montone, R.C., Taniguchi, S., Boian, C., Weber, R.R., 2005. PCBs and chlorinated pesticides (DDTs, HCHs and HCB) in the atmosphere of the southwest Atlantic and Antarctic oceans. *Marine pollution bulletin* 50, 778-82.
- Montone, R.C., Taniguchi, S., Sericano, J., Weber, R.R., Lara, W.H., 2001. Determination of polychlorinated biphenyls in Antarctic macroalgae *Desmarestia* sp. *The Science of the total environment* 277, 181-6.
- Montone, R.C., Taniguchi, S., Weber, R.R., 2003. PCBs in the atmosphere of King George Island, Antarctica. *The Science of the total environment* 308, 167-73.
- Morosini, M., Schreltmuller, J., Reuter, U., Ballschmiltner, K., 1993. Correlation Between C-6/C-14 Chlorinated Hydrocarbons Levels in the Vegetation and in the Boundary Layer of the Troposphere. *Environmental Science & Technology* 27, 1517-1523.
- Naert, C., Van Peteghem, C., Kupper, J., Jenni, L., Naegeli, H., 2007. Distribution of polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in birds of prey from Switzerland. *Chemosphere* 68, 977-87.
- National Geographic, 2007. Animal facts: Adélie Penguin Disponível em: <http://www3.nationalgeographic.com/animals/birds/adelle-penguin.html> . Acesso em 10/4/2011.
- Negoita, T.G., Covaci, A., Gheorghe, A., Schepens, P., 2003. Distribution of polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides in soils from the East Antarctic coast. *Journal of Environmental Monitoring* 5, 281-286.
- Neto, J.M., 2002. Aldrin, in: Fernícola, N.A.G.G., Oliveira, S.S. (Eds.), *Cadernos De Referência Ambiental, Vol. 13, Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs)*. Centro de Recursos Ambientais, pp. 19-62.
- Oliveira, S.S., 2002. Clordano, in: Fernícola, N.A.G.G., Oliveira, S.S. (Eds.), *Cadernos De Referência Ambiental, Vol. 13, Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs)*. Centro de Recursos Ambientais, pp. 121-158.
- Park, H., Lee, S.-H., Kim, M., Kim, J.-H., Lim, H.S., 2009. Polychlorinated biphenyl congeners in soils and lichens from King George Island, South Shetland Islands, Antarctica. *Antarctic Science* 22, 31.
- Patton, G.W., Hinckley, D. a, Walla, M.D., Bidleman, T.F., Hargrave, B.T., 1989. Airborne organochlorines in the Canadian High Arctic. *Tellus B* 41B, 243-255.
- Peel, D.A., 1975. The search for organochlorine residues in Antarctic snow. *Adsorption Journal Of The International Adsorption Society* 108-111.
- Pereira, A.B., Spielmann, A.A., Martins, M.F.N., Francelino, M.R., 2007. Plant Communities From Ice-Free Areas of Keller Peninsula, King George Island, Antarctica. *Oecologia Brasiliensis* 11, 14-22.

- Peterson, B.J., Fry, B., 1987. Stable Isotopes in Ecosystem Studies. Annual Review of Ecology and Systematics 18, 293-320.
- Picken, G.B., 1980. The distribution, growth and reproduction of the Antarctic limpet *Nacella (Patinigera) concinna*. (Strebel, 1908). Journal of experimental marine biology and ecology 42, 71-85.
- Poerschmann, J., Górecki, T., Kopinke, F.-D., 2000. Sorption of Very Hydrophobic Organic Compounds onto Poly(dimethylsiloxane) and Dissolved Humic Organic Matter. 1. Adsorption or Partitioning of VHOC on PDMS-Coated Solid-Phase Microextraction Fibers. A Never-Ending Story? Environmental Science & Technology 34, 3824-3830.
- Polito, M.J., Fisher, S., Tobias, C.R., Emslie, S.D., 2009. Tissue-specific isotopic discrimination factors in gentoo penguin (*Pygoscelis papua*) egg components: Implications for dietary reconstruction using stable isotopes. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 372, 106-112.
- Pörtner, H., 2001. Climate change and temperature-dependent biogeography: oxygen limitation of thermal tolerance in animals. Naturwissenschaften 88, 137-146.
- Purinton, B., DeMaster, D., Thomas, C., 2008. ^{14}C as a tracer of labile organic matter in Antarctic benthic food webs. Deep Sea Research Part II 55, 2438-2450.
- Rakusa-Suszczewski, S., 1995. The hydrography of Admiralty Bay and its inlets, coves and lagoons (King George Island, Antarctica). Polish Polar Research 16, 61-70.
- Rauschert, M., 1981. *Notothenia rossii marmorata*. SCAR MarBIN Photo Gallery. Disponível em: http://www.scarmarbin.be/photo_gallery.php?album=481&pic=10525 . Acesso em 15/2/2011.
- Reinhardt, K., Hahn, S., Peter, H., Wemhoff, H., 2000. A review of the diets of Southern Hemisphere skuas. Marine Ornithology 28, 7-19.
- Risebrough, R.W., De Lappe, B., 1972. Accumulation of polychlorinated biphenyls in ecosystems. Environmental Health Perspectives 1, 39-45.
- Roosens, L., Van Den Brink, N., Riddle, M., Blust, R., Neels, H., Covaci, A., 2007. Penguin colonies as secondary sources of contamination with persistent organic pollutants. Journal of environmental monitoring: JEM 9, 822-5.
- Safe, S., 1984. Polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated biphenyls (PBBs): biochemistry, toxicology, and mechanism of action. Critical reviews in toxicology 13, 319.

- Salgado, P.E.T., 2002. Bifenilas Policloradas, in: Fernícola, N.A.G.G., Oliveira, S.S. (Eds.), Cadernos De Referência Ambiental, Vol. 13, Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs). Centro de Recursos Ambientais, pp. 63-120.
- SCAR, 2007. King George Island GIS Project (KGIS). Disponível em: <http://www.kgis.scar.org/> . Acesso em 10/03/2007.
- Schiavone, A., Corsolini, S., Borghesi, N., Focardi, S., 2009. Contamination profiles of selected PCB congeners, chlorinated pesticides, PCDD/Fs in Antarctic fur seal pups and penguin eggs. *Chemosphere* 76, 264-9.
- Schiavone, A., Kannan, K., Horii, Y., Focardi, S., Corsolini, S., 2009. Occurrence of brominated flame retardants, polycyclic musks, and chlorinated naphthalenes in seal blubber from Antarctica: comparison to organochlorines. *Marine pollution bulletin* 58, 1415-9.
- Seminoff, J.A., Bjorndal, K.A., Bolten, A.B., 2007. Stable Carbon and Nitrogen Isotope Discrimination and Turnover in Pond Sliders *Trachemys scripta*: Insights for Trophic Study of Freshwater Turtles. *Copeia* 3, 534-542.
- Silva, R.C., Zuin, V.G., Yariwake, J.H., Eberlin, M.N., Augusto, F., 2007. Fiber introduction mass spectrometry : determination of pesticides in herbal infusions using a novel sol – gel PDMS / PVA fiber for solid-phase microextraction. *Journal of Mass Spectrometry* 42, 825-829.
- Simonich, S.L., Hites, R.A., 1995. Organic Pollutant Accumulation in Vegetation. *Environmental Science & Technology* 29, 2905-2914.
- Sladen, W. J. L., 1964. The distribution of the Adelie and Chinstrap Penguins. In: Carrisk, R., Holdgate, M. W. & Prevost, J.; *Biologie Antartique, Proc.* 1st SCAR Symposium on Antarctic Biology, pp 359-365.
- Smith, B.N., and Epstein, S., 1971. Two categories of $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ratios for higher plants. *Plant Physiology* 47: 380–384.
- Tanabe, S., 1988. PCB problems in the future: foresight from current knowledge. *Environmental Pollution* 50, 5–28.
- Tanabe, S., Hidaka, H., Tatsukawa, R., 1983. PCBs and chlorinated hydrocarbon pesticides in Antarctic atmosphere and hydrosphere. *Chemosphere* 12, 277-288.
- Tanabe, S.; Subramanian, A. N.; Hidaka, H.; Tatsukawa, R., 1986. Transfer rates and pattern of PCB isomers and congeners and pp'-DDE from mother to egg in Adelie penguin (*Pygoscelis adeliae*). *Chemosphere*, vol. 15, No 3, 343- 351.
- 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, 129-33.

- Tatur, a, Myrcha, A., Niegodzisz, J., 1997. Formation of abandoned penguin rookery ecosystems in the maritime Antarctic. *Polar Biology* 17, 405-417.
- Toledo, H.H.B., 2002. Hexaclorobenzeno, in: Fernícola, N.A.G.G., S., O.S. (Eds.), *Cadernos De Referência Ambiental*, Vol. 13, *Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs)*. Centro de Recursos Ambientais, pp. 385-416.
- United States Department of Agriculture, 2011. Plants profile for *Sanionia uncinata*. Natural Resources Conservation Service. Disponível em: <http://plants.usda.gov/java/profile?symbol=saunu> . Acesso em 20/4/2011.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency), 2007. PCB ID – Toxicity Equivalent Factors (TEFs) Disponível em: <http://www.epa.gov/toxteam/pcb/tefs.htm> . Acesso em 26/4/2007.
- Van den Berg, M., Birnbaum, L.S., Denison, M., De Vito, M., Farland, W., Feeley, M., Fiedler, H., Hakansson, H., Hanberg, A., Haws, L., Rose, M., Safe, S., Schrenk, D., Tohyama, C., Tritscher, A., Tuomisto, J., Tysklind, M., Walker, N., Peterson, R.E., 2006. The 2005 World Health Organization reevaluation of human and Mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds. *Toxicological sciences : an official journal of the Society of Toxicology* 93, 223-41.
- Vetter, W., Weichbrodt, M., Stoll, E., 2003. Indication of Geographic Variations of Organochlorine Concentrations in the Blubber of Antarctic Weddell Seals (*Leptonychotes Weddelli*). *Environmental Science & Technology* 37, 840-844.
- Victoria, F.D.C., Costa, D.P., Pereira, A.B., 2009. Life-forms of moss species in defrosting areas of King George Island, South Shetlands Islands, Antarctica Rei George, Arquipélago Shetlands do Sul, Antártica. *BioScience Journal (Universidade Federal de Uberlândia)* 25, 151-160.
- Volkman, N.J., Presler, P., Trivelpiece, W., 1980. Diets of pygoscelid penguins at King George Island, Antarctica. *The Condor* 82, 373–378.
- von Waldow, H., Macleod, M., Scheringer, M., Hungerbühler, K., 2010. Quantifying remoteness from emission sources of persistent organic pollutants on a global scale. *Environmental science & technology* 44, 2791-6.
- Voorspoels, S., Covaci, A., Lepom, P., Jaspers, V.L.B., Schepens, P., 2006. Levels and distribution of polybrominated diphenyl ethers in various tissues of birds of prey. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 144, 218-27.
- Vorkamp, K., Christensen, J.H., Glasius, M., Riget, F.F., 2004. Persistent halogenated compounds in black guillemots (*Cepphus grylle*) from Greenland--levels, compound patterns and spatial trends. *Marine pollution bulletin* 48, 111-21.

- Votier, S., Bearhop, S., Newell, R., Orr, K., 2004. The first record of Brown Skua *Catharacta antarctica* in Europe. *Ibis* 146, 95-102.
- Wada E., Shibata R., Torii T., 1981. ¹⁵N abundance in Antarctica: origin of soil nitrogen and ecological implications. *Nature* 292:327–332.
- Wade , T. L.; Cantillo, A. Y., 1994. Use of standards and reference materials in the measurement of chlorinated hydrocarbon residues. Chemistry Workbook. NOAA Technical Memorandum NOS ORCA 77, Silver Spring, Maryland, 59p.
- Wainright S.C., Haney J.C., Kerr C., Golovkin A.N., Flint M.V., 1998. Utilization of nitrogen derived from seabird guano by terrestrial and marine plants at St Paul, Pribilof Island, Bering Sea, Alaska. *Mar Biol (Berl)* 131:63–71
- Wan, Y., Hu, J.Y., Zhang, K., A.N., L.H., 2008. Trophodynamics of polybrominated diphenyl ethers in the marine food web of Bohai Bay, North China. *Environmental Science & Technology* 42, 1078–1083.
- Wania, F., 1997. Modelling the fate of non-polar organic chemicals in an ageing snowpack. *Chemosphere* 35, 2345-2363.
- Wania, F., Mackay, D., 1995. A global distribution model for persistent organic chemicals. *Science of The Total Environment* 160-161, 211-232.
- Watanabe, K., Senthilkumar, K., Masunaga, S., Takasuga, T., Iseki, N., Morita, M., 2004. Brominated organic contaminants in the liver and egg of the common cormorants (*Phalacrocorax carbo*) from Japan. *Environmental Science & Technology* 38, 4071–4077.
- Weber, K., Goerke, H., 2003. Persistent organic pollutants (POPs) in antarctic fish: levels, patterns, changes. *Chemosphere* 53, 667–678.
- Weber, R.R., Montone, R.C., 1990. Distribution of Organochlorines in the Atmosphere of the South Atlantic and Antarctic Oceans, in: Kurz, D.A. (Ed.), Long Range Transport of Pesticides. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan, USA, pp. 185-197.
- Wirtz, N., Printzen, C., Sancho, L.G., Lumbsch, H.T., 2006. The phylogeny and classification of *Neuropogon* and *Usnea* (Parmeliaceae, Ascomycota) revisited. *Taxon* 55, 367-376.
- Yogui, G.T., 2002. Ocorrência de compostos organoclorados (pesticidas e PCBs) em mamíferos marinhos da costa de São Paulo (Brasil) e da Ilha Rei George (Antártica). Dissertação de mestrado. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo.
- Yogui, G.T., 2008. Polybrominated diphenyl ether flame retardants in the Antarctic environment. Tese de doutorado. Texas A & M University, USA.
- Yogui, G.T., Sericano, J.L., 2008. Polybrominated diphenyl ether flame retardants in lichens and mosses from King George Island, maritime Antarctica. *Chemosphere* 73, 1589-93.

- Yogui, G.T., Sericano, J.L., 2009a. Levels and pattern of polybrominated diphenyl ethers in eggs of Antarctic seabirds: Endemic versus migratory species. *Environmental pollution* (Barking, Essex : 1987) 157, 975-80.
- Yogui, G.T., Sericano, J.L., 2009b. Polybrominated diphenyl ether flame retardants in the U.S. marine environment: a review. *Environment international* 35, 655-66.
- Yoshitomi, B., Aoki, M., Oshima, S., Hata, K., 2006. Evaluation of krill (*Euphausia superba*) meal as a partial replacement for fish meal in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) diets. *Aquaculture* 261, 440-446.
- Zhao, L., Castellini, M. a, Mau, T.L., Trumble, S.J., 2004. Trophic interactions of Antarctic seals as determined by stable isotope signatures. *Polar Biology* 27, 368-373.
- Zuin, V., Montero, L., Bauer, C., Popp, P., 2005. Stir bar sorptive extraction and high-performance liquid chromatography–fluorescence detection for the determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in Mate teas. *Journal of Chromatography A* 1091, 2-10.

Anexo I – Tabelas analíticas para dados de poluentes orgânicos

(28 páginas)

Vegetação – Pesticidas (ng g⁻¹ peso seco)

	<i>Colobanthus quitensis</i>	<i>Brachytecium</i> sp	Musgo não identificado	<i>Syntrichia princeps</i>		<i>Sanionia uncinata</i>							<i>Usnea antarctica</i>	<i>Usnea aurantiaco-atra</i>				Liquen não identificado
	Cquit1	Bracsp1	Mus1	Sprin1	Synp1	Sunc1	Sunc2	Sunc3	Sunc4	Sunc5	Sunc6	Sunc7	Uant1	Uatra1	Uatra2	Uatra3	Uatra4	LIA
HCB	0,101	0,078	0,186	0,092	0,121	0,126	0,091	0,095	0,074	0,085	0,097	<LDM	<LDM	0,157	0,034	0,026	0,174	0,312
α-HCH	<LDM	<LDM	0,083	<LDM	<LDM	0,039	<LDM	<LDM	0,043	<LDM	0,310	<LDM	0,026	0,044	<LDM	0,065	0,019	0,043
β-HCH	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,035	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,011	0,041	0,060	0,212	0,132	<LDM
δ-HCH	0,105	<LDM	0,050	0,055	<LDM	0,049	0,143	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,027
γ-HCH	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,014	0,199	0,008	0,290	0,028	0,051	0,011	0,057	0,235
Σ	0,105	-	0,132	0,055	-	0,124	0,143	-	0,043	0,014	0,509	-	0,327	0,113	0,111	0,289	0,209	0,304
Aldrin	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,033	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,062
Isodrin	0,041	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,199	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,132	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,225
Endrin	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
Dieldrin	<LDM	0,058	<LDM	<LDM	<LDM	0,111	<LDM	<LDM	<LDM	0,030	0,065	0,239	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
Σ	0,041	0,058	-	-	0,111	0,033	0,199	-	0,030	0,065	0,239	-	0,132	-	-	-	-	0,287
Heptacloro	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,288	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,078	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
Heptacloro Ep.A	<LDM	<LDM	0,040	<LDM	<LDM	0,035	<LDM	0,075	<LDM	<LDM	0,047	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,028	<LDM
Oxidordana	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,057	0,127	0,077	<LDM	0,055	0,072	<LDM	<LDM	0,103	<LDM	<LDM
Heptacloro Ep.B	0,082	0,526	0,053	<LDM	<LDM	0,022	<LDM	0,036	0,072	0,566	<LDM	0,873	<LDM	0,125	0,261	<LDM	0,020	0,186
γ-Clordana	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,088	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
α-Clordana	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,031	0,094	<LDM
Σ	0,082	0,526	0,094	-	0,288	0,146	-	0,167	0,199	0,643	0,047	1,006	0,072	0,125	0,261	0,134	0,142	0,186
Endossulfan I	0,187	0,255	0,325	0,319	<LDM	0,126	0,364	0,289	<LDM	0,280	0,873	0,189	0,153	0,174	0,105	0,175	0,199	0,186
Endossulfan II	0,052	0,029	<LDM	<LDM	<LDM	0,023	0,174	<LDM	<LDM	<LDM	0,130	<LDM	0,014	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
pp'-DDE	<LDM	0,122	<LDM	0,103	0,243	0,197	0,102	0,165	0,023	0,145	0,423	0,080	0,060	0,016	0,073	0,033	0,023	0,031
op'-DDD	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
op'-DDE	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,235	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
pp'-DDD	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
op'-DDT	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
pp'-DDT	<LDM	0,163	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	1,660	<LDM	2,031	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
Σ	-	0,285	-	0,103	0,243	0,433	0,102	0,165	0,023	1,805	0,423	2,111	0,060	0,016	0,073	0,033	0,023	0,031
Metoxicloro	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,687	0,760	0,412	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
Mirex	<LDM	<LDM	0,410	<LDM	<LDM	<LDM	0,133	<LDM	<LDM	<LDM	0,227	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM

Vegetação – PCBs (ng g⁻¹ peso seco)

	<i>Colobanthus quitensis</i>	<i>Brachytecium sp</i>	Musgo não identificado	<i>Syntrichia princeps</i>	<i>Sanionia uncinata</i>							<i>Usnea antarctica</i>	<i>Usnea aurantiaco-atra</i>					Liquen não identificado
	Cquit1	Bracsp1	Mus1	Sprin1	Synp1	Sunc1	Sunc2	Sunc3	Sunc4	Sunc5	Sunc6	Sunc7	Uant1	Uatra1	Uatra2	Uatra3	Uatra4	LiA
PCB 8	0,312	0,579	<LDM	2,120	<LDM	<LDM	1,395	<LDM	2,324	0,665	0,528	1,684	1,716	0,663	0,202	1,126	0,621	0,034
PCB 18	0,324	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,030	<LDM	0,289	1,406	0,712	0,046	0,362	1,687	0,187
PCB 28	0,678	0,587	0,545	0,841	0,914	0,758	0,761	0,147	0,904	0,483	3,121	0,249	0,188	0,254	0,228	0,083	0,335	0,028
PCB 31	0,631	<LDM	0,890	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	1,197	<LDM	6,897	<LDM	0,088	0,233	0,105	<LDM	0,148	0,097
PCB 33	0,412	<LDM	0,725	0,803	1,423	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,684	0,081	0,281	0,120	0,237	0,166	<LDM	<LDM
PCB 52	3,179	1,911	2,936	0,589	2,100	0,526	0,600	1,665	0,660	0,446	1,538	0,773	0,608	0,518	0,484	0,610	0,466	<LDM
PCB 49	1,681	2,156	2,853	0,946	1,250	0,778	0,716	1,186	0,696	0,323	1,266	0,896	0,467	0,819	0,590	0,560	0,986	0,263
PCB 44	1,161	1,166	1,731	0,474	0,289	0,657	0,436	0,657	0,736	0,584	2,199	0,640	0,247	0,376	0,313	0,581	0,183	0,208
PCB 74	0,346	0,610	1,079	1,482	2,272	0,418	0,708	0,789	1,098	0,793	0,772	1,142	<LDM	0,396	0,178	0,441	0,971	0,100
PCB 70	0,730	1,124	1,845	1,298	1,770	0,825	1,219	2,387	1,824	0,135	1,402	0,359	0,252	0,255	0,179	0,473	0,364	0,366
PCB 66	0,491	0,492	0,923	0,342	0,645	0,570	0,863	0,885	0,975	0,159	0,825	0,259	0,221	0,198	0,133	0,629	0,633	0,229
PCB 56\60	0,137	0,143	0,135	0,181	<LDM	0,202	0,169	0,057	0,226	0,334	0,268	0,205	0,404	<LDM	0,186	<LDM	0,203	0,250
PCB 101	1,003	0,735	1,354	1,181	1,537	1,190	1,156	1,318	0,787	1,378	1,209	0,522	0,645	0,504	0,323	1,117	0,848	0,613
PCB 99	0,897	0,692	0,664	1,191	1,333	1,153	1,744	2,497	0,306	1,521	1,031	0,524	0,483	0,554	0,215	0,831	1,187	0,746
PCB 97	0,471	0,446	0,335	0,948	0,152	0,457	0,594	0,495	0,305	0,543	0,523	0,190	0,385	0,453	0,336	0,474	0,430	0,242
PCB 81\87	0,258	0,324	0,324	0,661	0,041	0,301	0,346	0,270	0,109	0,239	0,358	0,131	0,385	0,405	0,302	<LDM	0,335	0,330
PCB 110\77	0,410	0,660	<LDM	0,094	<LDM	<LDM	0,614	0,575	0,123	0,570	0,344	0,156	0,116	0,581	0,251	0,588	0,091	0,191
PCB 151	0,337	0,424	0,186	<LDM	<LDM	0,351	0,486	<LDM	<LDM	1,582	0,690	0,112	0,172	0,059	0,010	0,529	0,055	0,589
PCB 118	0,212	<LDM	0,112	<LDM	<LDM	0,230	<LDM	0,056	<LDM	1,135	0,119	0,354	0,049	<LDM	<LDM	0,170	0,072	0,259
PCB 123\149	<LDM	0,276	<LDM	<LDM	<LDM	0,061	0,254	0,115	<LDM	<LDM	0,119	<LDM	0,023	<LDM	0,017	0,008	0,020	0,066
PCB 114	<LDM	0,729	0,168	<LDM	<LDM	0,659	0,552	1,216	0,140	0,200	0,063	0,146	0,026	0,215	0,005	0,335	0,180	<LDM
PCB 132	<LDM	<LDM	0,956	<LDM	0,296	<LDM	<LDM	<LDM	0,194	1,526	0,745	0,459	<LDM	<LDM	<LDM	0,069	<LDM	<LDM
PCB 153	0,106	1,148	<LDM	<LDM	<LDM	0,739	2,516	0,268	<LDM	<LDM	<LDM	0,193	0,031	<LDM	0,015	0,133	0,054	0,119
PCB 105	0,071	0,406	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,853	<LDM	<LDM	<LDM	0,192	0,121	<LDM	<LDM	<LDM	0,069	0,095	0,070
PCB 141	0,142	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,080	<LDM	<LDM	0,536	0,294	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,044	<LDM	<LDM
PCB138	<LDM	0,206	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,089	<LDM	<LDM	2,241	<LDM	2,398	<LDM	<LDM	0,009	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 158	0,118	0,082	0,046	0,154	<LDM	0,892	0,863	<LDM	0,051	0,547	0,243	0,450	0,051	0,037	0,018	0,061	0,044	0,063
PCB 126	0,082	0,107	<LDM	<LDM	0,959	<LDM	1,880	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,068	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,085
PCB 167	<LDM	0,606	0,490	0,905	0,384	0,876	1,329	0,941	0,854	0,547	1,451	0,728	0,611	0,183	0,181	0,238	0,603	0,018
PCB 183	0,072	<LDM	0,123	<LDM	0,356	0,514	0,069	<LDM	0,467	<LDM	0,145	<LDM	0,067	<LDM	<LDM	0,034	0,175	0,117
PCB 128	<LDM	0,031	0,112	<LDM	0,205	0,255	0,105	0,127	0,773	0,057	0,080	0,048	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 174	0,144	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,201	<LDM	<LDM	<LDM	0,047	<LDM	0,027	<LDM	<LDM	0,040	<LDM	0,012
PCB 177	0,074	0,086	0,027	<LDM	0,073	0,071	0,055	0,249	<LDM	0,126	0,294	0,067	<LDM	<LDM	<LDM	0,035	<LDM	<LDM
PCB 156	<LDM	0,023	<LDM	1,536	<LDM	<LDM	0,117	<LDM	<LDM	<LDM	0,178	0,623	<LDM	<LDM	<LDM	0,016	<LDM	0,055
PCB 157	<LDM	<LDM	0,155	<LDM	<LDM	<LDM	0,011	<LDM	<LDM	0,021	0,015	0,047	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 180	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	1,160	<LDM	0,387	2,405	0,404	<LDM	0,581	1,122	<LDM	<LDM	<LDM	0,029	0,039	<LDM
PCB 169	<LDM	<LDM	0,178	<LDM	<LDM	<LDM	0,740	0,643	<LDM	<LDM	<LDM	0,234	<LDM	<LDM	<LDM	0,058	<LDM	0,084
PCB 170	<LDM	<LDM	0,663	<LDM	<LDM	0,034	0,522	0,195	<LDM	0,323	0,430	<LDM	0,212	<LDM	<LDM	0,169	<LDM	<LDM
Σ	14,48	15,69	19,56	15,74	17,82	12,41	23,10	18,07	15,22	16,91	28,74	15,18	9,16	7,53	4,56	10,08	10,83	5,42

Vegetação – PBDEs (pg g⁻¹ peso seco)

	<i>Colobanthus quitensis</i>	<i>Brachytecium sp</i>	Musgo não identificado	<i>Syntrichia princeps</i>	<i>Sanionia uncinata</i>							<i>Usnea antarctica</i>	<i>Usnea aurantiaco-atra</i>					Liquen não identificado
	Cquit1	Bracsp1	Mus1	Sprin1	Synp1	Sunc1	Sunc2	Sunc3	Sunc4	Sunc5	Sunc6	Sunc7	Uant1	Uatra1	Uatra2	Uatra3	Uatra4	LiA
BDE-7	nd	nd	nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-8	nd	nd	nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-10	nd	nd	nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-11	nd	nd	nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-12	nd	nd	nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-13	nd	nd	nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-15	4,8	4,7	18,3		12,8	10,3	23,1	11,3	30,7	19,0	14,4	10,3	2,3	2,2	2,4	3,2	3,0	2,6
BDE-17	nd	nd	nd		nd	<MDL	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-25	nd	nd	nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-30	nd	nd	nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-32	nd	nd	nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-33/28	3,4	2,6	10,3		10,0	13,7	nd	13,1	10,5	8,2	5,0	4,9	1,7	nd	1,5	2,8	1,8	2,0
BDE-35	nd	nd	nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-37	nd	nd	nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-47	120,0	100,4	377,3		260,4	343,1	302,7	402,9	404,4	315,3	193,1	131,5	54,1	37,4	57,9	70,0	49,9	65,5
BDE-49	3,0	2,7	11,8		10,0	17,4	nd	10,3	11,4	10,4	6,7	4,0	nd	nd	nd	5,1	1,6	1,7
BDE-66	3,2	3,8	9,7		7,6	14,7	nd	11,3	11,7	4,8	6,7	2,5	nd	nd	1,3	nd	nd	1,4
BDE-71	nd	nd	nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-75	nd	nd	nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-77	nd	nd	nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-85	nd	nd	35,0		nd	nd	nd	22,2	nd	nd	nd	nd	<MDL	nd	<MDL	8,3	nd	nd
BDE-99	157,9	129,6	564,1		337,4	430,5	456,9	402,5	579,2	382,9	283,4	129,7	58,6	42,2	67,2	63,7	41,4	74,9
BDE-100	35,8	30,0	105,6		72,2	81,8	100,0	80,2	123,0	93,2	69,9	36,5	11,4	8,1	13,2	12,7	8,6	14,9
BDE-116	nd	nd	nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-118	nd	nd	nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-119	nd	nd	nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-126	nd	nd	nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-138	nd	nd	nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-153	nd	nd	nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	6,7	4,2	8,4	6,8	6,3	8,9
BDE-154	nd	nd	nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	4,9	4,2	5,8	5,0	3,3	6,7
BDE-155	nd	nd	nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-166	nd	nd	nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-181	nd	nd	nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-183	nd	1,8	4,9		7,2	nd	nd	6,2	12,7	nd	4,2	nd	nd	nd	2,3	4,9	nd	nd
BDE-190	nd	nd	nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
di-BDEs	4,8	4,7	18,3		12,8	10,3	23,1	11,3	30,7	19,0	14,4	10,3	2,3	2,2	2,4	3,2	3,0	2,6
tri-BDEs	3,4	2,6	10,3		10,0	13,7	nd	13,1	10,5	8,2	5,0	4,9	1,7	nd	1,5	2,8	1,8	2,0
tetra-BDEs	126,2	106,9	398,7		278,0	375,2	302,7	424,5	427,6	330,5	206,5	138,0	54,1	37,4	59,1	75,1	51,5	68,6
penta-BDEs	193,7	159,6	704,8		409,6	512,3	556,9	504,8	702,3	476,1	353,3	166,2	70,1	50,3	80,4	84,7	50,0	89,8
hexa-BDEs	nd	nd	nd		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	11,6	8,4	14,2	11,8	9,6	15,5
hepta-BDEs	nd	1,8	4,9		7,2	nd	nd	6,2	12,7	nd	4,2	nd	nd	nd	2,3	4,9	nd	nd
Σ PBDEs	328,1	275,6	1137,0		717,5	911,5	882,7	959,9	1183,7	833,8	583,5	319,3	139,8	98,3	159,9	182,5	115,9	178,6

Invertebrados – *Euphausia superba* – Pesticidas (ng g⁻¹ peso úmido)

	KR1	KR2	KR3	KR4
aldrin	<LDM	<LDM	<LDM	0,099
dieldrin	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
endrin	0,444	<LDM	<LDM	<LDM
Σ	0,444	-	-	0,099
α-clordano	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
γ-clordano	0,079	<LDM	<LDM	<LDM
heptacloro	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
heptacloro epóxido	0,049	<LDM	<LDM	<LDM
Σ	0,128	-	-	-
op'-DDD	0,263	0,095	<LDM	0,024
op'-DDE	0,100	<LDM	<LDM	<LDM
op'-DDT	0,203	<LDM	0,032	0,03
pp'-DDD	0,228	<LDM	0,02	0,047
pp'-DDE	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
pp'-DDT	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
Σ	0,794	0,095	0,052	0,101
HCB	0,061	<LDM	<LDM	<LDM
mirex	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
α-HCH	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
β-HCH	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
δ-HCH	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
γ-HCH	0,317	0,15	0,182	0,352
Σ	0,317	0,15	0,182	0,352

Invertebrados – *Euphausia superba* – PCBs (ng g⁻¹ peso úmido)

	KR1	KR2	KR3	KR4
PCB 8	0,659	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 18	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 26	0,149	<LDM	<LDM	0,124
PCB 28	6.757	1.352	1.670	2.196
PCB 44	0,425	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 49	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 50	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 52	0,65	0,351	0,552	0,95
PCB 66	0,465	<LDM	<LDM	0,358
PCB 87	0,239	<LDM	0,192	0,226
PCB 101	0,485	<LDM	0,237	0,272
PCB 105	0,064	0,038	0,017	0,032
PCB 110	0,288	<LDM	0,065	0,132
PCB 118	0,942	<LDM	<LDM	0,117
PCB 128	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 138/160	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 149	1.050	0,062	<LDM	0,079
PCB 151	1.190	0,04	<LDM	<LDM
PCB 153	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 157	0,185	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 169	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB170	<LDM	<LDM	1.933	<LDM
PCB 173	<LDM	<LDM	<LDM	0,104
PCB 180	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 183	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 187	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 194	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 195	0,067	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 206	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 209	<LDM	4.245	<LDM	0,815
Σ	13.615	6.088	4.667	5.405

Invertebrados – *Nacella concinna* – Pesticidas (ng g⁻¹ peso úmido)[illegible]

Invertebrados – *Nacella concinna* – PCBs (ng g⁻¹ peso úmido)

	NAC1	NAC2	NAC3	NAC4	NACB2	NACB3	NACB4	NB5
PCB 8	0,43	0,69	0,55	0,91	0,78	0,94	0,82	0,60
PCB 18	4,43	5,03	5,33	9,06	9,42	7,05	5,77	4,80
PCB 31	1,22	1,17	1,12	2,15	1,15	1,63	1,21	1,48
PCB 28	0,83	0,88	0,87	1,83	0,75	1,56	0,92	0,99
PCB 33	1,71	1,86	1,80	2,45	1,97	1,87	1,71	1,53
PCB 52	3,28	3,37	3,48	6,00	5,19	4,67	3,50	3,02
PCB 49	0,78	0,93	1,10	2,22	1,96	1,74	1,83	1,49
PCB 44	0,82	0,92	0,70	1,71	0,94	0,87	0,89	0,78
PCB 74	2,30	2,91	2,79	5,03	4,70	4,11	2,21	2,61
PCB 70	0,89	1,22	0,84	2,00	1,23	1,21	1,00	0,96
PCB 95	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 66	1,62	2,32	1,52	2,95	2,30	1,86	1,88	1,47
PCB 56/60	0,24	0,26	0,21	0,61	0,30	0,10	0,23	0,20
PCB 101	0,99	1,69	<LDM	2,43	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 99	0,59	0,71	0,56	1,45	<LDM	<LDM	0,84	0,72
PCB 97	0,41	0,54	0,32	0,89	0,38	0,41	0,43	0,31
PCB 81/87	0,33	0,60	0,29	0,82	0,61	0,66	0,76	0,64
PCB 110/77	0,70	1,18	0,77	1,95	1,09	0,98	0,84	0,84
PCB 151	0,12	0,18	0,10	0,30	0,23	0,18	0,18	0,15
PCB 149	0,67	<LDM	0,12	0,67	<LDM	<LDM	<LDM	0,56
PCB123	<LDM	0,72	0,40	1,13	0,80	0,18	0,64	<LDM
PCB 118	0,58	0,98	0,60	1,58	0,97	0,49	0,70	0,31
PCB 114	<LDM	<LDM	<LDM	0,15	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 153	0,43	<LDM	<LDM	1,07	1,17	0,34	0,94	0,81
PCB 132	<LDM	0,82	0,36	1,19	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 105	<LDM	0,31	0,15	0,45	0,27	<LDM	0,16	0,19
PCB 141	0,08	0,17	0,08	0,22	0,16	0,15	0,17	0,15
PCB 138	0,43	0,69	0,36	1,04	0,73	0,83	0,80	0,69
PCB 158	<LDM	<LDM	0,06	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 126	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 187	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 183	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 128	0,11	0,19	0,11	0,34	0,22	0,18	0,14	0,15
PCB 167	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 174	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 177	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 156	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 157	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 180	0,23	0,20	0,17	0,82	0,20	0,20	0,26	0,15
PCB 169	0,62	0,38	0,22	0,49	<LDM	<LDM	0,74	<LDM
PCB 170	4,13	6,28	6,67	12,28	12,08	10,67	8,84	7,63
PCB 199	0,14	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 203	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 189	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 195	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 194	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 206	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 209	0,32	<LDM	<LDM	<LDM	1,28	<LDM	<LDM	0,21
Σ	29,44	37,19	31,65	66,19	50,89	42,87	38,42	33,45

Peixes – Pesticidas (ng g⁻¹ peso úmido)

		NRAr1	NRAr2	NRAr3	NRAr4	NRAr5	NRAr6	NRAr7	NRAr8	NRAr9	NRAr10	NRAr11	NRAr12	NRC1	NRC2	NRC3	NRC4	NRC5	NRC6	NRC7	NRC8	NRC9	NRPP1	NRPP2	NRPP3	NRPP4	NRPP5	NRPP6	NRPP7	
HCB		0,544	0,892	0,769	0,640	0,967	1,209	0,710	0,466	0,852	<LDM	0,761	0,730	0,310	0,959	0,957	1,033	0,952	0,727	0,375	0,574	0,783	<LDM	0,183	0,283	0,190	0,308	0,226	0,652	
	α-HCH	0,223	0,362	0,174	0,161	0,312	0,472	0,195	0,078	0,204	<LDM	0,196	0,184	0,027	0,332	0,349	0,427	0,402	0,292	0,032	0,074	0,384	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,119	
	β-HCH	<LDM	0,052	0,045	0,052	0,073	<LDM	<LDM	<LDM	0,054	<LDM	0,031	0,043	<LDM	0,075	0,056	0,064	0,042	<LDM	<LDM	<LDM	0,030	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM		
	δ-HCH	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM		
	γ-HCH	<LDM	0,051	0,028	0,038	0,055	0,098	0,119	0,075	0,050	<LDM	0,096	0,043	<LDM	0,042	0,058	0,032	0,030	0,047	0,038	0,047	0,036	<LDM	<LDM	<LDM	0,059	<LDM	<LDM	<LDM	
	Σ	0,223	0,465	0,247	0,251	0,440	0,570	0,313	0,153	0,308	-	0,324	0,271	0,027	0,450	0,462	0,523	0,474	0,339	0,070	0,121	0,450	-	-	-	-	-	-	0,119	
Aldrin Isodrin Dieldrin Endrin		<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	
	Aldrin	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	
	Isodrin	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	
	Dieldrin	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,080	<LDM	<LDM	<LDM	
	Endrin	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	
	Σ	-	<LDM	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,080	-	-	-
Heptachloro Heptachloro Ep.A Heptachloro Ep.B Oxidiclordano γ-clordano α-clordano Σ		0,094	0,093	0,141	0,143	0,117	0,124	0,164	0,077	0,125	<LDM	0,072	0,081	0,068	0,159	0,142	0,097	0,094	0,101	0,069	0,105	0,101	<LDM	0,044	0,166	0,059	<LDM	0,050	0,165	
	Heptachloro Ep.A	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	
	Heptachloro Ep.B	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,156	0,161	0,136	<LDM	0,123	<LDM	<LDM	0,139	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,123	0,169	0,147	0,255	0,139	0,321	
	Oxidiclordano	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	
	γ-clordano	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,320	0,243	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,342	<LDM	
	α-clordano	0,785	0,473	0,469	0,437	0,481	0,637	0,414	0,253	0,482	<LDM	0,389	0,383	0,212	0,623	0,642	1,396	0,414	0,640	0,197	0,431	0,556	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,798	<LDM	
	Σ	0,879	0,566	0,610	0,580	0,754	0,923	0,714	0,330	0,730	-	0,462	0,603	0,281	0,782	0,784	1,493	0,508	0,741	0,586	0,780	0,657	-	0,167	0,336	0,207	1,395	0,189	0,486	
	op'-DDE pp'-DDD op'-DDT pp'-DDT op'-DDD pp'-DDE Σ		0,375	0,086	0,121	0,268	<LDM	0,074	<LDM	0,180	<LDM	<LDM	0,079	0,112	0,259	0,155	0,157	<LDM	0,082	0,162	0,182	0,672	0,064	<LDM	0,140	0,188	0,142	0,184	0,173	0,343
op'-DDE		<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	
pp'-DDD		<LDM	0,400	<LDM	<LDM	0,366	0,505	<LDM	<LDM	0,366	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,472	0,420	0,478	0,455	0,397	<LDM	<LDM	0,418	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	
op'-DDT		<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	
pp'-DDT		<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	
op'-DDD		<LDM	9,746	<LDM	4,924	9,170	10,833	5,416	<LDM	1,715	<LDM	5,922	5,544	<LDM	<LDM	<LDM	9,588	<LDM	<LDM	<LDM	1,016	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
pp'-DDE		0,503	0,352	0,947	0,375	0,259	0,264	0,280	0,212	<LDM	0,216	0,233	0,200	0,290	0,261	0,646	0,289	0,280	0,176	0,455	0,256	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	
Σ		0,878	10,584	1,068	5,567	9,795	11,677	5,696	0,392	2,368	-	6,217	5,889	0,460	0,917	0,837	10,712	0,826	0,839	0,357	2,143	0,738	-	0,140	0,188	0,142	0,184	0,173	0,343	
Endossulfan I Endossulfan II		0,203	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,187	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	
	Endossulfan II	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	
Metoxicloro		<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	
Mirex		<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	

Peixes – PCBs (ng g⁻¹ peso úmido)

	NRAr1	NRAr2	NRAr3	NRAr4	NRAr5	NRAr6	NRAr7	NRAr8	NRAr9	NRAr10	NRAr11	NRAr12	NRC1	NRC2	NRC3	NRC4	NRC5	NRC6	NRC7	NRC8	NRC9	NRPP1	NRPP2	NRPP3	NRPP4	NRPP5	NRPP6	NRPP7
PCB 8	0,059	<LDM	0,030	0,192	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,033	0,074	0,040	0,025	<LDM	0,082	0,153	0,066	0,040	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,142	0,034
PCB 18	0,033	<LDM	0,023	0,034	0,062	0,059	0,027	0,108	0,044	<LDM	0,074	0,055	0,257	0,045	0,055	0,036	0,076	0,038	0,356	0,279	0,056	0,547	0,547	0,831	0,720	<LDM	0,850	0,170
PCB 28	0,032	<LDM	0,033	0,035	0,105	0,083	<LDM	0,087	0,166	<LDM	<LDM	<LDM	0,134	0,065	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,096	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 31	0,033	0,057	0,024	0,050	0,114	0,075	0,225	0,110	<LDM	<LDM	0,095	0,073	0,182	0,072	0,091	0,145	0,223	0,027	0,394	0,777	0,085	0,655	0,655	0,889	0,735	<LDM	0,700	0,227
PCB 33	0,059	0,025	0,024	0,064	0,138	0,060	0,085	0,139	0,106	<LDM	0,117	0,093	0,192	0,098	0,119	0,097	0,249	0,043	0,477	0,874	0,128	0,438	0,438	0,395	0,363	<LDM	0,275	0,091
PCB 52	0,096	0,065	0,039	0,083	0,347	0,115	0,105	0,180	0,127	<LDM	0,164	0,131	0,433	0,150	0,189	0,146	0,488	0,056	0,228	0,396	0,192	0,528	0,528	0,664	0,426	<LDM	0,499	0,111
PCB 49	0,283	0,774	0,368	0,277	0,883	0,899	0,793	0,558	0,647	<LDM	0,747	0,551	0,499	0,755	0,848	0,723	0,265	0,255	0,278	0,731	0,772	0,317	0,317	<LDM	0,316	<LDM	0,304	0,362
PCB 44	0,111	0,068	0,096	0,105	0,231	0,065	0,163	0,224	0,149	<LDM	0,192	0,148	<LDM	0,225	0,247	0,190	0,645	0,094	<LDM	0,323	0,276	<LDM	<LDM	0,482	<LDM	<LDM	<LDM	0,110
PCB 74	0,531	0,245	0,907	0,516	1,649	1,717	2,692	1,105	1,669	<LDM	1,354	1,158	1,253	1,085	1,473	1,389	3,683	0,428	0,747	0,505	1,633	0,586	0,586	1,645	<LDM	<LDM	0,716	1,331
PCB 70	0,024	<LDM	0,035	0,027	<LDM	0,053	0,063	0,052	0,030	<LDM	0,036	<LDM	0,433	0,048	0,039	0,022	0,258	0,185	1,146	1,029	0,048	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,313
PCB 66	0,180	0,067	0,030	0,174	0,079	0,070	0,090	0,046	0,047	<LDM	0,048	0,048	0,235	0,045	0,052	0,024	0,264	0,145	0,743	0,989	0,073	0,270	0,270	0,318	0,454	<LDM	0,259	0,197
PCB 56(,60	0,199	0,111	0,059	0,043	0,055	0,070	0,039	0,039	<LDM	<LDM	0,057	0,048	<LDM	0,027	0,050	0,056	0,157	0,044	<LDM	<LDM	0,023	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 101	0,063	0,089	0,098	0,174	0,176	0,172	0,594	0,055	0,353	<LDM	0,193	0,149	0,476	0,115	0,143	0,145	0,599	0,023	0,309	0,315	0,112	0,547	0,547	0,272	0,172	<LDM	0,779	0,436
PCB 99	0,159	2,991	1,745	0,076	0,022	0,154	0,137	0,071	0,038	<LDM	0,058	0,089	0,663	0,065	0,028	0,135	0,144	0,078	0,183	0,667	0,039	1,748	1,748	0,499	0,117	<LDM	0,290	0,472
PCB 97	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 81(,87	0,043	<LDM	0,063	<LDM	0,032	0,035	0,142	<LDM	<LDM	<LDM	0,063	0,080	<LDM	0,027	<LDM	0,028	0,255	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 110(,77	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,127	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 151	0,052	0,063	0,039	0,126	0,065	0,067	0,335	0,026	0,029	<LDM	0,049	0,049	<LDM	0,047	0,037	0,052	0,487	0,091	0,133	0,131	0,049	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 118	0,030	0,069	<LDM	0,159	0,065	0,026	0,287	<LDM	0,127	<LDM	0,058	0,048	<LDM	0,049	0,076	0,060	0,308	0,070	<LDM	0,654	0,065	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 123(,149	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,390	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 114	0,084	0,032	0,155	0,091	0,037	0,028	0,075	0,027	0,031	<LDM	<LDM	0,023	<LDM	0,033	0,035	0,025	0,076	0,095	<LDM	<LDM	0,037	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 132	0,029	<LDM	0,059	0,029	<LDM	<LDM	0,325	0,084	<LDM	<LDM	<LDM	0,083	0,083	0,115	<LDM	0,108	0,309	0,024	0,388	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,057
PCB 153	<LDM	0,131	<LDM	<LDM	0,139	0,097	<LDM	<LDM	0,107	<LDM	0,093	<LDM	<LDM	<LDM	0,098	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,163	0,097	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 105	0,173	0,773	0,256	0,171	0,549	0,543	0,480	0,310	0,188	<LDM	0,359	0,383	0,369	0,446	0,547	0,596	<LDM	0,123	0,853	0,268	0,664	0,294	0,294	0,915	0,196	<LDM	0,234	0,327
PCB 141	0,045	0,266	0,117	0,049	0,298	0,229	0,099	0,129	0,134	<LDM	0,168	0,138	0,139	0,191	0,196	0,171	0,468	0,045	0,036	0,111	0,186	0,071	0,071	0,187	<LDM	<LDM	0,038	0,103
PCB138	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 158	0,025	0,073	0,036	0,023	0,062	0,056	0,108	0,078	0,078	<LDM	0,074	0,052	0,268	0,064	0,063	0,068	0,194	0,023	0,931	0,873	0,079	0,306	0,306	0,834	0,106	<LDM	0,305	0,191
PCB 126	0,134	0,048	0,146	0,126	0,070	0,031	0,224	0,070	0,073	<LDM	0,112	0,031	<LDM	0,079	0,039	0,102	0,239	0,098	0,756	0,563	0,090	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 167	0,069	0,154	0,067	0,109	1,451	<LDM	0,174	0,169	0,111	<LDM	0,131	0,036	0,337	0,986	0,737	1,171	<LDM	0,047	0,566	0,314	0,943	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,989
PCB 183	<LDM	0,104	0,191	0,031	<LDM	<LDM	0,039	<LDM	0,090	<LDM	0,059	0,158	<LDM	<LDM	0,264	0,793	0,376	0,137	<LDM	0,127	0,371	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 128	0,070	0,188	0,097	0,056	0,436	0,272	0,067	0,109	0,043	<LDM	<LDM	0,087	<LDM	0,969	0,063	<LDM	<LDM	0,068	<LDM	<LDM	0,298	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 174	0,137	0,062	0,085	0,029	0,065	0,132	<LDM	0,135	0,037	<LDM	0,025	0,134	<LDM	0,042	<LDM	0,039	<LDM	0,158	<LDM	<LDM	0,035	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,038
PCB 177	0,144	0,690	0,378	0,155	0,519	0,546	0,947	0,545	0,536	<LDM	0,369	0,299	0,377	0,346	0,430	0,428	1,072	0,118	<LDM	0,494	0,525	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,285
PCB 156	<LDM	0,027	<LDM	<LDM	0,160	0,076	0,040	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,030	<LDM	0,029	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,123	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 157	0,022	0,147	0,034	0,158	0,089	0,130	0,084	0,135	0,043	<LDM	0,044	0,046	0,265	0,058	0,066	0,068	0,168	0,128	<LDM	0,477	0,104	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 180	0,032	0,051	0,053	<LDM	0,129	0,145	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,071	0,067	<LDM	0,083	0,114	0,091	0,187	0,178	<LDM	<LDM	0,023	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 169	0,033	0,025	<LDM	0,046	<LDM	<LDM	0,046	<LDM	<LDM	<LDM	0,147	0,032	<LDM	0,039	<LDM	0,028	<LDM	0,147	<LDM	0,126	<LDM	0,096	0,096	<LDM	0,091	<LDM	0,083	0,033
PCB 170	0,079	0,027	0,086	<LDM	0,193	0,120	0,033	0,116	0,028	<LDM	0,123	0,144	0,174	0,173	0,147	0,110	0,039	0,049	0,086	0,172	0,185	0,154	0,154	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 203	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 189	0,087	0,033	0,107	0,077	0,186	0,108	0,066	0,098	0,052	<LDM	0,164	0,089	0,033	0,173	0,186	0,188	0,042	0,039	<LDM	<LDM	0,186	<LDM	<LDM	0,088	<LDM	<LDM	0,036	0,066
PCB 195	0,035	0,131	0,053	0,043	0,123	0,114	0,114	0,159	0,086	<LDM	0,110	0,074	0,110	0,069	0,086	0,097	<LDM	0,031	<LDM	<LDM	0,092	0,108	0,108	0,037	0,066	<LDM	0,049	0,048
PCB 194	0,099	0,091	0,105	0,100	0,029	0,029	0,108	0,167	0,037	<LDM	0,023	0,025	0,037	0,185	0,095	0,025	0,062	0,086	<LDM	0,044	0,029	0,095	0,095	0,089	<LDM	<LDM	0,095	0,179
PCB 2																												

Ovos de aves – *Pygoscelis adeliae* e *P. papua* – Pesticidas (ng g⁻¹ peso

úmido)

	A3T	ARC10T	A12-2	A13T	A8-1	A28-1	A30T	A31T	A32-1	A26	A33-1	A9-1
<i>P. adeliae</i>				<i>P. papua</i>								
aldrin	<LDM	0,06	1,33	<LDM	0,329	0,278	0,064	<LDM	1,09	0,616	0,148	0,207
dieldrin	<LDM	<LDM	0,32	<LDM	0,605	0,736	<LDM	<LDM	0,467	0,42	0,403	0,738
endrin	0,57	<LDM	0,28	0,383	0,126	<LDM	0,439	0,487	0,3	0,088	0,467	0,531
Σ	0,57	0,06	1,92	0,38	1,06	1,01	0,50	0,49	1,86	1,12	1,02	1,48
α-clordano	<LDM	0,12	0,26	<LDM	0,29	0,2	<LDM	<LDM	0,177	0,199	0,441	0,178
γ-clordano	0,17	0,07	0,24	0,107	0,451	0,247	0,077	0,086	<LDM	0,363	0,026	0,216
heptacloro	0,21	<LDM	3,04	<LDM	0,524	0,316	<LDM	<LDM	6,286	0,6	<LDM	0,364
heptacloro epóxido	1,05	0,34	0,33	0,378	1,501	1,905	0,43	0,385	1,111	0,289	0,814	1,603
Σ	1,43	0,52	3,87	0,49	2,77	2,67	0,51	0,47	7,57	1,45	1,28	2,36
op'-DDD	<LDM	<LDM	0,62	<LDM	0,259	0,162	0,01	0,014	0,319	0,144	0,032	0,298
op'-DDE	1,2	<LDM	0,42	0,613	0,751	1,051	0,357	0,391	0,38	0,579	0,4	1,092
op'-DDT	0,23	0,05	0,39	0,116	0,359	0,964	0,158	0,136	0,038	0,221	0,073	0,088
pp'-DDD	0,11	0,1	0,29	0,052	0,177	<LDM	0,052	0,089	0,012	0,67	0,108	0,417
pp'-DDE	6,66	1,92	3,47	3,393	3,738	7,551	4,197	3,67	4,274	4,684	2,297	2,164
pp'-DDT	0,73	<LDM	0,19	0,261	0,164	0,224	<LDM	0,199	0,213	0,653	0,19	0,132
Σ	8,93	2,07	5,38	4,44	5,45	9,95	4,77	4,50	5,24	6,95	3,10	4,19
HCB	33,45	12,93	20,01	17,434	14,24	19,32	15,54	16,03	15,02	17,17	15,63	15,43
mirex	6,07	1,86	1,49	2,929	1,818	2,833	2,006	1,607	1,321	2,302	1,363	0,671
α-HCH	<LDM	<LDM	0,25	<LDM	0,061	<LDM	<LDM	<LDM	0,676	0,457	<LDM	0,116
β-HCH	<LDM	0,13	0,8	<LDM	0,221	<LDM	<LDM	<LDM	0,845	2,202	0,243	0,751
δ-HCH	<LDM	<LDM	0,42	<LDM	0,754	0,917	<LDM	<LDM	0,275	0,485	1,43	1,416
γ-HCH	0,14	0,12	0,29	0,133	0,398	0,098	<LDM	<LDM	0,205	1,126	0,169	<LDM
Σ	0,14	0,26	1,76	0,13	1,44	1,02	-	-	2,00	4,27	1,84	2,28

Ovos de aves – *Pygoscelis adeliae* e *P. papua* – PCBs (ng g⁻¹ peso úmido)

	A3T	ARC10T	A12-2	A13T	A8-1	A28-1	A30T	A31T	A32-1	A26	A33-1	A9-1
<i>P. adeliae</i>				<i>P. papua</i>								
PCB 8	<LDM	<LDM	0,170	0,141	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,556	0,730	<LDM	<LDM
PCB 18	<LDM	<LDM	3,520	<LDM	0,637	0,304	<LDM	<LDM	10,242	4,992	0,175	3,633
PCB 26	0,190	0,100	1,000	<LDM	0,813	0,361	<LDM	0,119	2,603	1,026	<LDM	0,621
PCB 28	<LDM	0,280	10,430	0,323	0,658	0,518	<LDM	<LDM	4,703	18,806	0,786	3,486
PCB 44	<LDM	<LDM	0,250	0,156	0,759	1,481	<LDM	<LDM	<LDM	0,695	<LDM	0,712
PCB 49	<LDM	<LDM	0,800	<LDM	1,344	0,531	<LDM	<LDM	<LDM	0,809	<LDM	0,993
PCB 50	<LDM	<LDM	1,130	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,389	<LDM	<LDM	0,543
PCB 52	0,250	0,100	2,330	0,344	0,798	0,321	0,114	0,157	4,121	2,518	0,319	1,928
PCB 66	0,380	0,120	0,290	0,404	1,492	1,078	0,136	0,151	<LDM	1,005	0,198	2,213
PCB 87	0,080	<LDM	0,430	0,097	0,745	0,347	<LDM	<LDM	0,256	0,556	0,106	1,593
PCB 101	0,220	0,230	1,520	0,258	0,825	0,255	0,688	0,798	1,349	1,404	0,470	0,115
PCB 105	0,590	0,120	0,380	0,328	0,217	0,451	0,158	0,208	0,243	0,384	<LDM	0,104
PCB 110	0,060	<LDM	0,240	0,096	0,380	0,141	<LDM	<LDM	0,210	0,144	<LDM	0,273
PCB 118	0,680	0,200	0,780	0,400	1,489	1,849	0,287	0,299	0,716	1,209	0,115	1,469
PCB 128	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,330	0,855	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 138/160	0,350	<LDM	0,520	<LDM	0,403	0,818	<LDM	<LDM	0,175	0,486	0,344	0,332
PCB 149	1,440	0,300	1,840	0,809	1,434	1,387	0,623	0,606	1,173	1,261	0,109	0,585
PCB 151	<LDM	0,550	3,210	<LDM	1,821	2,594	0,360	0,471	0,681	0,608	0,485	1,000
PCB 153	1,590	<LDM	0,510	0,669	0,601	1,032	0,627	0,450	0,422	1,151	0,807	<LDM
PCB 157	<LDM	<LDM	0,080	<LDM	<LDM	0,282	<LDM	<LDM	0,070	0,542	<LDM	0,672
PCB 169	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB170	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 173	0,090	<LDM	0,260	0,081	<LDM	0,278	0,061	0,126	0,043	0,337	0,043	1,030
PCB 180	0,880	<LDM	1,050	0,275	<LDM	0,464	0,289	<LDM	0,176	0,260	0,825	0,828
PCB 183	0,640	<LDM	<LDM	0,378	<LDM	<LDM	0,348	0,387	<LDM	1,050	0,451	<LDM
PCB 187	2,040	0,530	1,080	1,116	0,647	1,420	0,889	0,897	0,688	1,598	0,495	<LDM
PCB 194	0,080	<LDM	0,080	<LDM	0,040	0,061	<LDM	0,044	0,058	0,078	<LDM	1,140
PCB 195	<LDM	<LDM	0,170	<LDM	0,039	0,083	<LDM	<LDM	0,084	0,280	<LDM	1,435
PCB 206	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 209	<LDM	<LDM	9,870	<LDM	<LDM	1,113	<LDM	<LDM	6,011	0,256	0,994	9,247
Σ	9,56	2,53	41,94	5,88	15,47	18,02	4,58	4,71	34,97	42,19	6,72	33,95

Ovos de aves – *Pygoscelis antarctica* – Pesticidas - Operantar XXIII (ng g⁻¹ peso úmido)

	PAI1	PAI2	PAII1	PAII2	PAIII1	PAIII2	PAIV1	PAIV2	PAV1	PAV2
aldrin	<LDM	0,416	<LDM	<LDM	1,879	<LDM	<LDM	<LDM	10,908	0,752
dieldrin	1,506	2,573	1,797	0,780	2,624	2,536	1,804	1,443	9,843	1,514
endrin	2,177	6,410	2,426	2,449	3,163	7,390	4,017	3,409	15,134	2,186
Σ	3,68	9,40	4,22	3,23	7,67	9,93	5,82	4,85	35,89	4,45
α-clordano	0,311	0,687	<LDM	<LDM	0,494	<LDM	<LDM	<LDM	1,751	<LDM
γ-clordano	0,600	1,040	0,242	0,174	1,287	0,709	0,166	0,349	2,649	0,308
heptacloro	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
heptacloro epóxido	0,307	0,923	1,376	1,435	3,526	1,062	1,015	1,178	3,165	0,982
Σ	1,22	2,65	1,62	1,61	5,31	1,77	1,18	1,53	7,57	1,29
op'-DDD	1,045	3,242	<LDM	<LDM	0,460	<LDM	<LDM	<LDM	10,500	1,373
op'-DDE	1,318	2,405	2,423	1,499	2,388	1,856	<LDM	1,491	4,750	0,780
op'-DDT	1,258	3,727	0,762	0,748	0,672	2,287	0,791	0,769	2,206	1,427
pp'-DDD	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
pp'-DDE	11,057	13,173	29,759	29,969	22,436	24,748	28,300	27,176	17,743	6,128
pp'-DDT	0,921	1,542	1,487	1,422	2,012	1,848	1,180	1,230	2,831	0,810
Σ	15,60	24,09	34,43	33,64	27,97	30,74	30,27	30,67	38,03	10,52
HCB	30,94	29,48	27,17	26,37	28,04	29,39	25,17	23,11	39,17	16,83
mirex	3,30	3,31	6,37	5,66	4,07	4,76	4,65	3,94	4,04	1,28
α-HCH	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
β-HCH	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,733	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
δ-HCH	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
γ-HCH	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	1,418	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
Σ	-	-	-	-	0,73	1,42	-	-	-	-

Ovos de aves – *Pygoscelis antarctica* – PCBs – Operantar XXIII (ng g⁻¹

peso úmido)

	PAI1	PAI2	PAII1	PAII2	PAIII1	PAIII2	PAIV1	PAIV2	PAV1	PAV2
PCB 8	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	2,22	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 18	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	3,53	<LDM	<LDM	4,47	<LDM
PCB 26	1,73	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,82	<LDM	<LDM	0,56	0,69
PCB 28	0,49	0,52	0,54	0,53	8,36	34,26	1,32	0,48	20,74	5,79
PCB 44	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	2,49	<LDM	<LDM	<LDM	8,41	<LDM
PCB 49	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	2,50	<LDM	<LDM	<LDM	7,64	<LDM
PCB 50	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 52	<LDM	1,22	3,00	1,36	4,10	3,20	<LDM	1,05	6,87	0,68
PCB 66	0,97	2,02	<LDM	<LDM	3,56	1,25	0,89	0,91	10,39	<LDM
PCB 87	0,32	1,42	0,57	<LDM	1,39	2,08	0,72	0,44	8,57	0,88
PCB 101	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	1,04	<LDM	0,75	<LDM	<LDM
PCB 105	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,17
PCB 110	0,34	1,40	<LDM	<LDM	0,43	3,22	1,05	<LDM	3,59	<LDM
PCB 118	0,51	1,50	0,84	0,74	0,68	4,66	0,71	0,71	1,47	1,03
PCB 128	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 138/160	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 149	0,30	1,09	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	1,42	0,42
PCB 151	0,31	2,02	0,36	0,33	0,61	2,35	0,47	0,57	2,53	0,34
PCB 153	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	2,86	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 157	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	1,06	<LDM
PCB 169	desc	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB170	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 173	0,44	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,81	<LDM
PCB 180	<LDM	<LDM	1,58	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 183	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 187	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 194	2,69	1,76	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 195	0,39	0,32	0,16	0,15	0,13	<LDM	0,26	0,25	0,13	<LDM
PCB 206	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 209	<LDM	<LDM	2,65	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	2,65	<LDM	<LDM
Σ	8,49	13,27	9,69	3,11	24,24	61,51	5,41	7,81	78,68	10,01

Ovos de aves – *Pygoscelis antarctica* – Pesticidas - Operantar XXIV (ng g⁻¹ peso úmido)

	CH1-1	CH2-1	CH12-1	SH6-2T	DEM04T	TEL04T	SH12T	TEL3-1	CH9-1	SH7-1	SH9-2	SH11-1	TEL5-1	CH13-1	CH15-1	CH9-1
aldrin	0,35	3,33	0,28		0,05	0,07	<LDM	1,48	0,67	1,19	0,27	0,31	0,19	0,39	0,18	0,67
dieldrin	0,99	3,63	0,65			0,43		0,37	0,17	0,16	0,42	0,50	1,79	1,21	0,70	0,17
endrin	0,87	5,22	0,09	0,43	0,28	0,70	0,60	0,68	0,14	0,03	0,31	0,09	0,19	0,18		0,14
Σ	2,20	12,17	1,02	0,43	0,33	1,20	0,60	2,53	0,98	1,38	1,00	0,90	2,17	1,78	0,87	0,98
α-clordano	0,11	0,32	0,12	0,10	0,03	0,54	0,09	0,24	0,18	0,22	0,48	0,17	0,54	0,50	0,09	0,18
γ-clordano	0,39	0,61	0,30	0,07	0,05	0,50	0,07	0,22	0,07	0,37	0,13	0,10	0,22	0,46	0,23	0,07
heptacloro	0,24	0,37	<LDM	0,15	<LDM	0,55	<LDM	0,57	0,42	0,77	<LDM	0,30	0,33	0,64	0,46	0,42
heptacloro epóxido	0,97	2,12	<LDM	0,32	0,25	0,74	0,18	1,22	1,08	0,50	1,09	0,06	1,38	1,95	0,47	1,08
Σ	1,71	3,42	0,42	0,64	0,32	2,33	0,34	2,26	1,74	1,86	1,71	0,63	2,48	3,55	1,25	1,74
op'-DDD	<LDM	1,44	0,15	0,02	0,01	0,53	0,02	0,31	0,11	0,09	0,48	0,14	0,10	0,18	0,22	0,11
op'-DDE	0,65	1,53	1,10	0,46	0,12	0,76	0,21	0,69	0,38	2,48	0,30	0,39	0,57	0,48	0,32	0,38
op'-DDT	0,04	<LDM	0,64	0,21	0,13	1,02	0,29	0,11	0,24	<LDM	0,22	0,08	0,22	0,56	0,35	0,24
pp'-DDD	0,04	1,99	0,27	0,19	0,06	0,06	0,10	0,06	0,47	0,08	0,04	0,08	0,16	0,33	0,14	0,47
pp'-DDE	4,82	16,05	7,42	3,81	4,34	3,13	5,80	5,06	6,58	3,32	4,57	1,86	8,95	6,04	3,97	6,58
pp'-DDT	0,32	1,06	1,04	0,38	0,28	0,55	0,29	0,71	0,55	0,19	0,71	0,11	0,38	0,15	0,33	0,55
Σ	5,87	22,08	10,63	5,07	4,94	6,06	6,71	6,94	8,33	6,16	6,31	2,67	10,39	7,74	5,32	8,33
HCB	12,05	34,01	20,22	14,13	8,73	5,56	10,37	11,66	13,12	8,92	11,71	5,00	13,09	21,03	13,35	13,12
mirex	0,98	2,17	<LDM	1,97	2,26	1,87	2,64	2,28	2,14	1,69	<LDM	0,89	4,44	2,48	2,24	2,14
α-HCH	<LDM	<LDM	0,08	<LDM	<LDM	0,56	<LDM	0,74	0,36	0,60	<LDM	0,18	0,16	0,17	<LDM	0,36
β-HCH	<LDM	<LDM	0,46	<LDM	0,46	2,21	0,99	2,23	0,50	0,52	0,21	0,23	0,17	1,44	<LDM	0,50
δ-HCH	<LDM	<LDM	0,23	<LDM	<LDM	0,42	<LDM	<LDM	0,24	0,29	0,23	0,15	0,25	0,99	0,42	0,24
γ-HCH	0,14	0,38	0,09	0,28	0,42	<LDM	0,28	1,19	0,39	4,78	<LDM	0,25	<LDM	0,32	0,26	0,39
Σ	0,14	0,38	0,87	0,28	0,88	3,20	1,27	4,16	1,49	6,19	0,45	0,82	0,58	2,92	0,68	1,49

Ovos de aves – *Pygoscelis antarctica* – PCBs - Operantar XXIV (ng g⁻¹ peso úmido)

	CH1-1	CH2-1	CH12-1	SH6-2T	DEM04T	TEL04T	SH12T	TEL3-1	CH9-1	SH7-1	SH9-2	SH11-1	TEL5-1	CH13-1	CH15-1	CH9-1
PCB 8	0,90	<LDM	0,55	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	5,19	1,11	0,87	<LDM	<LDM	0,37	<LDM	0,46	1,11
PCB 18	0,63	0,54	1,57	0,28	<LDM	0,61	<LDM	1,45	<LDM	1,57	<LDM	1,98	1,00	0,85	0,82	<LDM
PCB 26	0,53	0,24	<LDM	0,20	<LDM	0,67	0,15	2,11	0,61	1,75	<LDM	<LDM	0,21	1,96	2,27	0,61
PCB 28	0,40	0,42	5,82	0,62	0,23	0,84	0,41	2,10	2,98	0,79	0,30	0,40	3,94	1,14	<LDM	2,98
PCB 44	0,61	2,08	1,73	0,35	0,30	1,45	<LDM	2,06	0,40	0,59	0,65	0,85	0,57	1,29	0,55	0,40
PCB 49	1,17	1,08	0,45	0,47	<LDM	<LDM	<LDM	1,61	1,04	0,90	0,54	0,96	0,60	0,99	1,32	1,04
PCB 50	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,82	2,15	0,62	1,01	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,62
PCB 52	0,64	4,08	1,08	0,45	0,11	0,82	0,33	4,90	0,72	1,70	1,03	1,09	0,94	2,04	0,52	0,72
PCB 66	0,78	2,12	1,26	0,19	0,16	0,81	0,37	1,70	1,28	1,02	0,67	0,88	1,13	1,15	0,69	1,28
PCB 87	0,37	1,77	0,61	0,11	0,03	0,70	0,09	0,64	0,59	0,33	0,47	0,39	0,41	1,00	0,38	0,59
PCB 101	0,11	0,58	<LDM	0,49	0,35	1,02	0,64	2,40	0,52	0,85	0,85	<LDM	0,32	<LDM	0,30	0,52
PCB 105	<LDM	0,38	0,37	0,20	0,25	0,73	0,32	0,44	0,32	0,15	1,03	0,10	<LDM	0,30	0,28	0,32
PCB 110	0,20	1,72	<LDM	<LDM	<LDM	0,65	0,06	0,11	0,38	0,20	0,18	0,19	0,17	0,19	<LDM	0,38
PCB 118	0,18	1,11	0,87	0,55	0,29	0,87	0,52	0,41	1,21	0,35	0,40	0,46	0,45	1,01	0,37	1,21
PCB 128	0,23	0,28	0,19	<LDM	<LDM	0,47	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,82	<LDM	<LDM	0,38	0,98	<LDM
PCB 138/160	<LDM	0,32	0,89	0,35	0,47	1,60	0,40	0,44	0,30	0,29	<LDM	0,34	0,27	0,96	0,98	0,30
PCB 149	0,03	0,75	1,14	0,76	0,56	1,04	0,90	0,46	1,56	0,54	0,08	0,20	0,20	2,05	0,84	1,56
PCB 151	0,14	1,31	1,57	0,50	0,21	0,71	0,47	0,06	0,58	0,18	2,31	0,56	0,85	2,43	2,45	0,58
PCB 153	<LDM	0,79	<LDM	1,29	0,82	1,34	0,90	1,20	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,50	0,80	2,07	<LDM
PCB 157	0,06	0,11	<LDM	<LDM	<LDM	1,45	<LDM	0,34	0,21	0,11	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,44	0,21
PCB 169	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	3,63	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB170	1,56	4,98	2,10	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	2,12	<LDM	2,49	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	2,12
PCB 173	<LDM	<LDM	2,09	<LDM	<LDM	0,57	<LDM	0,13	0,14	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,13	0,14
PCB 180	<LDM	0,28	13,74	0,40	<LDM	0,76	0,33	0,42	0,22	<LDM	<LDM	<LDM	0,40	0,39	0,57	0,22
PCB 183	0,37	1,05	<LDM	0,32	0,33	0,86	0,59	1,11	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,62	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 187	<LDM	<LDM	<LDM	0,78	0,86	1,21	1,25	1,70	1,23	0,66	0,88	<LDM	<LDM	1,09	0,89	1,23
PCB 194	0,03	0,16	<LDM	0,04	<LDM	0,61	<LDM	0,09	<LDM	0,08	0,11	0,27	0,71	0,10	2,86	<LDM
PCB 195	<LDM	<LDM	<LDM	0,08	0,20	0,62	0,30	0,03	0,34	0,23	1,07	0,11	1,77	0,52	0,54	0,34
PCB 206	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 209	<LDM	<LDM	0,81	<LDM	<LDM	0,47	<LDM	0,70	0,30	<LDM	<LDM	10,15	12,38	0,25	0,28	0,30
Σ	8,93	26,15	36,85	8,43	5,18	20,89	8,85	33,93	18,78	14,20	17,51	18,92	27,80	20,89	20,95	18,78

Ovos de aves – *Catharacta sp*, *Larus dominicanus* e *Sterna vittata* – Pesticidas

(ng g⁻¹ peso úmido)

	<i>Catharacta sp</i>				<i>Larus dominicanus</i>			<i>Sterna vittata</i>
HCb	11,74	109,70	14,73	6,32	0,04	90,96	41,34	135,93
α-HCH	0,49	0,38	0,24	0,09	0,21	<LDM	<LDM	0,17
β-HCH	2,20	14,08	1,83	3,89	0,66	0,26	10,46	0,00
γ-HCH	2,33	1,52	1,40	0,85	0,61	1,84	1,97	1,48
δ-HCH	1,27	2,26	0,76	<LDM	0,36	0,72	1,71	0,33
Σ HCHs	6,29	18,24	4,22	4,83	1,84	2,82	14,14	1,99
Aldrin	<LDM	2,67	1,12	0,18	0,22	3,09	<LDM	1,76
Isodrin	0,33	0,08	0,11	0,26	<LDM	<LDM	2,92	<LDM
Dieldrin	2,42	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	2,12	<LDM
Endrin	1,19	<LDM	0,46	0,05	<LDM	<LDM	0,65	<LDM
Σ Drins	3,94	2,76	1,69	0,50	0,22	3,09	5,69	1,76
Heptacloro	0,85	0,68	0,60	0,31	0,95	0,62	4,19	0,65
Heptacloro Epóxido A	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	1,99	<LDM
Oxiclordana	8,76	34,78	13,56	4,42	<LDM	4,02	5,81	4,52
Heptacloro Epóxido B	2,63	3,98	2,58	1,25	<LDM	0,89	6,62	0,94
γ-Clordana	1,16	1,64	0,79	0,28	0,80	1,03	2,69	1,44
α-clordana	1,62	<LDM	<LDM	0,56	1,76	1,26	2,31	0,59
Σ Clordanas	15,01	41,09	17,54	6,82	3,50	7,82	23,61	8,14
Endosulfan I	11,48	<LDM	4,47	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
Endosulfan II	5,61	10,50	5,38	2,09	0,91	1,30	2,16	0,63
op'-DDE	1,50	<LDM	<LDM	<LDM	0,43	4,62	3,31	0,78
pp'-DDE	315,18	939,37	254,90	390,68	0,75	62,70	23,95	71,57
op'-DDD	11,59	2,42	2,45	0,90	0,76	0,15	<LDM	<LDM
pp'-DDD	5,64	14,64	6,17	10,21	0,74	1,58	<LDM	1,41
op'-DDT	29,72	19,62	12,85	2,63	0,58	<LDM	1,70	0,49
pp'-DDT	10,46	51,65	11,15	3,54	0,44	4,05	1,47	2,34
Σ DDTs	374,09	1027,69	287,52	407,95	3,71	73,10	30,43	76,59
Mirex	77,34	466,44	131,25	39,67	0,44	37,87	25,10	43,96

Ovos de aves – *Catharacta sp*, *Larus dominicanus* e *Sterna vittata* – PCBs (ng g⁻¹ peso úmido)

	<i>Catharacta sp</i>				<i>Larus dominicanus</i>			<i>Sterna vittata</i>
PCB 8	4,11	2,08	3,12	0,98	35,62	0,68	<LDM	1,09
PCB 18	6,13	4,22	5,84	3,10	108,06	1,52	5,81	3,00
PCB 31	2,92	2,22	2,15	1,20	42,88	1,84	<LDM	2,71
PCB 28	2,97	4,02	4,78	1,66	29,38	1,05	1,34	2,21
PCB 33	5,53	1,74	5,25	0,82	12,34	1,60	2,19	2,22
PCB 52	6,57	4,38	6,59	3,76	66,40	2,61	13,05	3,51
PCB 49	4,34	1,77	3,72	2,16	25,05	1,47	11,98	2,63
PCB 44	4,20	0,56	2,67	0,87	23,24	1,43	9,99	3,43
PCB 74	4,72	4,71	8,19	2,89	44,02	1,59	0,91	2,31
PCB 70	5,51	2,99	5,58	1,90	5,22	1,46	1,58	2,07
PCB 95	8,81	3,21	13,46	4,28	30,62	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 66	<LDM	2,69	<LDM	<LDM	<LDM	2,20	3,11	3,99
PCB 56/60	1,27	1,38	2,46	0,59	3,77	0,29	1,24	0,42
PCB 101	31,92	9,17	17,24	8,22	20,94	1,54	3,94	2,53
PCB 99	59,68	26,77	39,94	12,36	3,71	3,45	3,83	5,04
PCB 97	6,40	0,54	5,09	1,32	<LDM	0,17	0,58	0,53
PCB 81/87	3,29	1,01	3,83	0,90	13,99	0,38	<LDM	0,70
PCB 110/77	8,32	1,49	4,14	1,86	17,89	0,77	1,25	0,89
PCB 151	0,65	0,39	0,75	<LDM	22,10	0,15	0,33	0,17
PCB 149	12,70	46,43	33,87	4,62	<LDM	9,21	1,66	15,46
PCB123	13,31	<LDM	<LDM	6,94	25,29	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 118	110,60	69,45	105,47	23,28	23,22	3,73	3,14	7,24
PCB 114	4,54	8,70	6,81	9,58	7,37	0,95	0,12	1,02
PCB 153	745,55	352,15	653,25	101,01	25,55	17,11	10,18	20,98
PCB 132	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 105	21,05	10,98	19,84	3,82	17,63	1,54	<LDM	1,94
PCB 141	6,66	6,80	7,37	1,97	<LDM	<LDM	0,58	1,15
PCB 138	340,79	127,92	245,33	45,79	47,19	11,05	4,97	11,23
PCB 158	19,20	4,54	10,91	1,99	<LDM	0,72	<LDM	0,54
PCB 126	2,26	4,39	3,64	0,69	<LDM	<LDM	0,28	0,38
PCB 187	249,20	26,57	79,59	21,51	6,28	1,76	<LDM	3,43
PCB 183	144,11	107,44	144,49	19,93	36,48	6,02	3,35	1,66
PCB 128	33,68	17,15	30,85	6,52	22,58	1,72	<LDM	1,77
PCB 167	22,00	14,31	21,56	3,24	<LDM	0,33	<LDM	1,03
PCB 174	7,49	2,89	6,43	2,88	<LDM	0,17	0,67	0,17
PCB 177	35,79	4,77	10,20	4,63	<LDM	0,33	1,07	0,57
PCB 156	13,68	9,68	14,05	2,31	<LDM	0,62	0,25	0,94
PCB 157	16,48	5,24	10,87	2,22	16,71	0,47	0,77	0,47
PCB 180	486,91	275,45	529,28	74,05	25,74	7,83	5,89	9,58
PCB 169	0,51	1,46	1,52	0,34	26,29	0,22	<LDM	1,08
PCB 170	127,91	68,56	136,20	18,82	190,23	7,74	6,11	7,91
PCB 199	81,22	8,87	33,77	7,78	<LDM	0,70	0,70	1,15
PCB 203	86,45	40,83	105,91	10,06	<LDM	1,10	1,02	1,32
PCB 189	7,99	4,45	9,94	1,05	<LDM	0,15	3,17	0,11
PCB 195	25,58	8,92	21,97	4,54	19,11	0,28	0,08	0,25
PCB 194	79,34	44,82	99,64	10,69	31,65	1,14	0,59	1,96
PCB 206	41,35	20,83	50,64	4,31	37,67	0,36	0,25	0,44
PCB 209	15,02	8,19	15,08	1,74	23,79	0,57	2,75	<LDM
Σ	2918,69	1377,13	2543,28	445,14	1088,01	100,05	108,71	133,21

Ovos de aves – *Pygoscelis antarctica* – Operantar XXIII– PBDEs (ng g⁻¹ peso lipídico)

	PAI1	PAI2	PAII1	PAII2	PAIII1	PAIII2	PAIV1	PAIV2	PAV1	PAV2
BDE-17	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-25	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-30	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-32	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-33/28	0,06	nd	0,05	0,15	0,16	nd	0,17	nd	0,13	0,16
BDE-35	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-37	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-47	1,73	1,91	2,42	3,40	2,10	2,47	1,43	2,07	2,01	3,39
BDE-49	0,10	0,11	0,11	nd	0,17	nd	0,09	nd	0,07	0,12
BDE-66	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-71	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-75	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-77	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-85	nd	nd	nd	nd	< MDL	< MDL	nd	nd	nd	< MDL
BDE-99	1,84	2,58	2,75	2,93	2,06	2,76	1,08	2,04	1,99	3,14
BDE-100	0,40	0,50	0,62	0,55	0,54	0,71	0,35	0,54	0,62	0,69
BDE-116	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-118	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-119	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-126	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-138	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-153	0,26	0,37	0,34	nd	0,29	0,34	0,09	0,40	0,29	0,26
BDE-154	0,30	0,36	0,42	0,65	0,35	0,32	0,19	0,39	0,23	0,49
BDE-155	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-166	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-181	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-183	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-190	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
tri-BDEs	0,06	nd	0,05	0,15	0,16	nd	0,17	nd	0,13	0,16
tetra-BDEs	1,82	2,02	2,53	3,40	2,27	2,47	1,51	2,07	2,08	3,51
penta-BDEs	2,24	3,08	3,37	3,47	2,60	3,47	1,43	2,58	2,61	3,83
hexa-BDEs	0,56	0,74	0,76	0,65	0,63	0,66	0,28	0,79	0,52	0,75
hepta-BDEs	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Total PBDEs	4,68	5,83	6,71	7,66	5,66	6,60	3,39	5,45	5,35	8,25

Ovos de aves – *Pygoscelis antarctica* – Operantar XXIV– PBDEs (ng g⁻¹ peso lipídico)

	CH1-1	CH2-1	CH12-1	SH6-2T	DEM04T	TEL04T	SH12T	TEL3-1	CH9-1	SH7-1	SH9-2	SH11-1	TEL5-1	CH13-1	CH15-1	CH9-1
BDE-17	nd	nd	nd	nd	< MDL	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-25	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-30	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-32	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-33/28	0,05	nd	nd	0,11	0,08	nd	< MDL	0,10	0,05	nd	nd	< MDL	nd	nd	nd	0,05
BDE-35	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-37	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-47	2,97	3,79	1,72	1,48	1,50	1,28	1,22	5,26	1,79	1,11	0,81	1,15	1,12	1,91	0,94	1,79
BDE-49	0,13	0,20	0,08	0,09	0,08	nd	0,11	0,21	0,09	0,10	0,09	0,08	0,10	nd	nd	0,09
BDE-66	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-71	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-75	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-77	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-85	< MDL	< MDL	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-99	5,59	8,08	2,99	1,63	1,33	1,15	1,69	5,39	2,13	1,18	1,00	1,21	1,72	2,11	0,84	2,13
BDE-100	1,10	1,56	0,68	0,36	0,36	0,39	0,39	1,21	0,47	0,30	0,31	0,30	0,39	0,57	0,21	0,47
BDE-116	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-118	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-119	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-126	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-138	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-153	0,87	1,11	0,48	0,46	0,22	0,33	0,35	0,64	0,38	0,23	0,30	0,26	0,32	0,42	0,10	0,38
BDE-154	0,81	1,32	0,47	0,29	0,21	0,23	0,36	0,61	0,40	0,23	0,29	0,24	0,42	0,33	0,16	0,40
BDE-155	< MDL	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-166	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-181	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-183	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-190	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
tri-BDEs	0,05	nd	nd	0,11	0,08	nd	< MDL	0,10	0,05	nd	nd	< MDL	nd	nd	nd	0,05
tetra-BDEs	3,10	3,98	1,80	1,58	1,58	1,28	1,33	5,47	1,88	1,21	0,91	1,23	1,22	1,91	0,94	1,88
penta-BDEs	6,68	9,63	3,67	1,99	1,68	1,53	2,08	6,60	2,60	1,48	1,31	1,51	2,10	2,68	1,05	2,60
hexa-BDEs	1,68	2,42	0,95	0,75	0,43	0,56	0,71	1,24	0,78	0,46	0,59	0,50	0,75	0,75	0,26	0,78
hepta-BDEs	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Total PBDEs	11,51	16,04	6,42	4,42	3,77	3,37	4,11	13,42	5,30	3,16	2,80	3,24	4,07	5,34	2,26	5,30

Ovos de aves – *Pygoscelis papua* – PBDEs (ng g⁻¹ peso lipídico)

	A13T	A8-1	A28-1	A30T	A31T	A32-1	A26	A33-1	A9-1
BDE-17	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-25	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-30	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-32	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-33/28	0,10	0,04	0,04	0,06	0,05	nd	nd	0,06	0,08
BDE-35	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-37	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-47	1,45	1,18	2,59	3,28	1,99	3,54	1,65	2,22	1,26
BDE-49	0,05	0,07	0,11	0,13	0,10	0,13	nd	0,13	0,08
BDE-66	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-71	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-75	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-77	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-85	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-99	1,36	1,34	3,20	3,62	1,67	3,96	1,98	2,26	1,13
BDE-100	0,27	0,32	0,84	0,86	0,42	0,87	0,55	0,49	0,24
BDE-116	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-118	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-119	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-126	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-138	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-153	0,18	0,25	0,52	0,50	0,24	0,54	0,21	0,29	0,11
BDE-154	0,17	0,19	0,44	0,44	0,22	0,44	0,28	0,26	0,13
BDE-155	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-166	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-181	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-183	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BDE-190	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
tri-BDEs	0,10	0,04	0,04	0,06	0,05	nd	nd	0,06	0,08
tetra-BDEs	1,50	1,25	2,69	3,41	2,09	3,67	1,65	2,35	1,34
penta-BDEs	1,63	1,65	4,04	4,48	2,09	4,83	2,53	2,75	1,37
hexa-BDEs	0,35	0,44	0,96	0,94	0,47	0,97	0,49	0,55	0,24
hepta-BDEs	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Total PBDEs	3,59	3,39	7,73	8,88	4,69	9,47	4,67	5,71	3,03

Ovos de aves – *Catharacta sp* – PBDEs (ng g⁻¹ peso úmido)

	SK1	SK2	SK3	SK4
PBDE 28	nd	nd	nd	nd
PBDE 47	48,82	6,49	5,56	9,91
PBDE 100	36,79	4,23	3,15	11,59
PBDE 99	6,33	0,57	1,58	4,99
PBDE 154	11,89	0,63	nd	nd
PBDE 153	3,95	nd	nd	nd
PBDE 183	nd	nd	nd	nd
Σ PBDEs	107,78	11,92	10,29	26,49

Fígado de aves – Pesticidas (ng g⁻¹ peso úmido)

	Hen01F	2A3	2A1	2A8	DC1	MP1	2A2	LD01	A4	2A5	1A11
	<i>Catharacta sp</i>			<i>Daption capense</i>		<i>Larus dominicanus</i>			<i>Macronectes giganteus</i>		<i>Pygoscelis adeliae</i>
HCB	168,97	39,00	1,52	1,38	5,05	<LDM	1,18	0,55	1,96	17,37	2,97
α-HCH	34,64	0,31	0,59	0,06	1,43	<LDM	0,67	0,30	12,85	0,35	0,07
β-HCH	<LDM	20,00	0,07	<LDM	<LDM	<LDM	0,06	<LDM	<LDM	0,39	<LDM
δ-HCH	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	4,95
γ-HCH	<LDM	0,12	0,09	0,05	<LDM	<LDM	0,10	<LDM	0,53	0,12	<LDM
Σ	34,64	20,42	0,75	0,11	1,43	-	0,83	0,30	13,39	0,86	5,01
Aldrin	<LDM	<LDM	<LDM	1,11	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,22
Dieldrin	<LDM	0,99	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,31	<LDM	<LDM	0,17	<LDM
Isodrin	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
Endrin	<LDM	1,17	0,22	<LDM	<LDM	<LDM	3,36	<LDM	<LDM	3,57	<LDM
Σ	-	2,16	0,22	1,11	-	-	3,66	-	-	3,74	0,22
Heptacloro	<LDM	0,46	0,51	0,15	<LDM	<LDM	0,65	<LDM	<LDM	0,50	0,31
Heptacloro Ep.A	<LDM	<LDM	<LDM	4,71	0,18	<LDM	<LDM	<LDM	15,26	<LDM	<LDM
Heptacloro Ep.B	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,26	<LDM	<LDM	<LDM	2,90	<LDM	<LDM
Oxiciordana	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
α-clordano	<LDM	0,10	1,41	1,51	0,16	<LDM	0,46	<LDM	0,91	0,73	<LDM
γ-clordano	<LDM	0,56	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,09	0,79	0,93
Σ	-	1,11	1,92	6,36	0,59	-	1,11	-	19,16	2,02	1,24
Endossulfan I	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	1,10	<LDM	<LDM	6,06	1,66
Endossulfan II	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,37	<LDM	<LDM
pp'-DDE	27,10	14,47	2,78	0,80	1,50	<LDM	58,97	0,78	54,89	94,27	1,55
op'-DDD	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	2,28	<LDM	<LDM
op'-DDE	<LDM	3,15	0,24	0,34	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	3,71	0,54	<LDM
pp'-DDD	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,19	<LDM	<LDM
op'-DDT	<LDM	0,40	1,01	<LDM	0,11	<LDM	0,99	<LDM	<LDM	0,74	<LDM
pp'-DDT	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
Σ	27,10	18,01	4,03	1,14	1,61	-	59,96	0,78	61,07	95,55	1,55
Metoxicloro	87,47	<LDM	<LDM	<LDM	1,46	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
Mirex	676,48	35,67	2,40	0,19	0,72	<LDM	18,89	0,45	7,52	9,84	<LDM

Fígado de aves – Pesticidas (ng g⁻¹ peso úmido)

	1A12	1A9	1A1	1A2	1A3	1A4	1A7	1A8	2A6	2A7	CHAB06F	PG1		1A5	1A6	A11F	A17	A21	A22F	A23F	A24	A25F
Pygoscelis antarctica													Pygoscelis papua									
HCB	1,34	1,80	1,38	<LDM	10,33	2,17	1,48	3,50	<LDM	5,13	0,10	2,90		2,57	7,25	3,99	<LDM	0,14	0,25	<LDM	1,03	0,38
α-HCH	0,29	<LDM	0,20	<LDM	0,10	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,09	<LDM	0,07		<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,09	<LDM	0,31	<LDM
β-HCH	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM		<LDM	0,21	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
δ-HCH	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM		<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
γ-HCH	<LDM	0,13	<LDM	<LDM	0,21	<LDM	0,10	0,15	<LDM	0,39	<LDM	<LDM		<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
Σ	0,29	0,13	0,20	-	0,32	-	0,10	0,15	-	0,48	-	0,07		-	0,21	0,00	-	-	0,09	-	0,31	-
Aldrin	<LDM	0,11	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM		<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
Dieldrin	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,10	<LDM	<LDM		<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
Isodrin	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM		<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
Endrin	0,25	1,06	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,09	<LDM	0,21	<LDM	<LDM		0,05	<LDM	0,35	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
Σ	0,25	1,17	-	-	-	-	-	0,09	<LDM	0,31	-	-		0,05	-	0,35	-	-	-	-	-	-
Heptacloro	0,78	0,46	0,40	<LDM	2,77	<LDM	0,46	1,10	<LDM	0,13	<LDM	0,28		0,58	1,34	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
Heptacloro Ep.A	<LDM	1,35	1,94	<LDM	5,91	<LDM	0,92	0,78	<LDM	0,59	3,67	<LDM		<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	2,67	<LDM	<LDM	7,33	<LDM
Heptacloro Ep.B	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM		<LDM	<LDM	0,37	<LDM	0,15	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
Oxiclordana	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM		<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
α-clordano	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,08	<LDM	0,59		<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	1,87	<LDM
γ-clordano	0,85	1,36	0,62	62,15	4,87	1,41	1,55	2,16	<LDM	<LDM	<LDM	0,13		1,55	0,40	<LDM	<LDM	0,33	<LDM	<LDM	0,57	<LDM
Σ	1,64	3,17	2,95	62,15	13,55	1,41	2,92	4,04	-	0,80	3,67	1,00		2,13	1,74	0,37	-	3,15	-	-	9,77	-
Endossulfan I	<LDM	3,33	<LDM	<LDM	<LDM	1,03	0,94	0,52	<LDM	0,61	<LDM	0,39		1,48	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
Endossulfan II	<LDM	<LDM	<LDM	26,37	<LDM	0,34	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM		<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
pp'-DDE	1,81	1,71	0,52	<LDM	1,84	1,18	0,59	0,77	<LDM	6,94	<LDM	0,94		0,68	1,38	2,07	<LDM	0,56	0,28	<LDM	2,47	<LDM
op'-DDD	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM		<LDM	0,71	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
op'-DDE	1,52	<LDM	1,37	<LDM	9,13	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,31	<LDM	0,51		<LDM	<LDM	0,23	<LDM	<LDM	0,21	<LDM	<LDM	0,21
pp'-DDD	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM		<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
op'-DDT	0,51	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,27	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM		<LDM	0,33	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
pp'-DDT	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM		<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
Σ	3,83	1,71	1,89	-	10,96	1,18	0,59	1,04	-	7,26	-	1,45		0,68	2,42	2,30	-	0,56	0,49	-	2,47	0,21
Metoxicloro	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM		<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
Mirex	0,80	0,72	<LDM	53,30	<LDM	<LDM	0,39	<LDM	<LDM	3,77	<LDM	0,38		<LDM	<LDM	0,27	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,06	<LDM

Fígado de aves – PCBs (ng g⁻¹ peso úmido)

	Hen01F	2A3	2A1	2A8	DC1	MP1	2A2	LD01	A4	2A5	1A11
	<i>Catharacta sp</i>			<i>Daption capense</i>		<i>Larus dominicanus</i>			<i>Macronectes giganteus</i>		<i>Pygoscelis adeliae</i>
PCB 8	<LDM	0,65	0,11	0,93	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	51,42	<LDM	0,77
PCB 18	0,71	0,09	0,17	0,18	<LDM	<LDM	0,11	0,49	<LDM	0,09	14,30
PCB 28	<LDM	<LDM	0,19	0,24	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 31	<LDM	0,46	0,23	0,39	<LDM	<LDM	0,75	<LDM	<LDM	0,18	1,05
PCB 33	13,09	0,06	0,27	0,53	1,08	<LDM	0,21	0,28	20,85	0,24	1,99
PCB 52	<LDM	0,51	0,55	1,19	<LDM	<LDM	3,86	1,17	25,81	0,37	1,33
PCB 49	27,75	0,93	1,40	1,14	2,37	<LDM	7,27	<LDM	<LDM	1,04	1,54
PCB 44	<LDM	0,12	0,26	0,79	1,51	<LDM	0,73	<LDM	31,45	0,37	8,62
PCB 74	11,54	2,07	2,59	2,62	0,98	<LDM	1,70	<LDM	31,57	3,52	1,30
PCB 70	6,31	0,11	0,09	0,73	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	1,93
PCB 66	6,95	0,19	0,07	0,39	1,05	<LDM	0,94	3,36	6,93	<LDM	1,30
PCB 56\60	4,87	<LDM	0,06	<LDM	1,51	<LDM	<LDM	<LDM	3,89	<LDM	<LDM
PCB 101	10,25	0,39	0,26	0,80	1,86	<LDM	3,73	0,85	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 99	16,94	0,74	0,15	0,85	<LDM	<LDM	2,53	<LDM	<LDM	0,23	3,32
PCB 97	14,50	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 81\87	0,11	<LDM	0,14	<LDM	0,39	<LDM	0,86	<LDM	0,34	<LDM	<LDM
PCB 110\77	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,26	<LDM	0,89	0,13	<LDM
PCB 151	2,66	0,32	0,05	<LDM	1,05	<LDM	1,09	<LDM	1,00	0,11	6,63
PCB 118	3,39	0,08	0,11	<LDM	<LDM	<LDM	0,80	<LDM	1,25	0,33	0,05
PCB 123\149	0,45	0,11	<LDM	<LDM	0,15	<LDM	1,01	<LDM	2,27	0,10	0,17
PCB 114	0,14	0,75	0,07	<LDM	0,09	<LDM	0,59	<LDM	1,69	0,45	0,18
PCB 132	<LDM	<LDM	<LDM	0,10	0,62	<LDM	<LDM	<LDM	4,51	<LDM	0,29
PCB 153	<LDM	<LDM	0,22	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,06	<LDM
PCB 105	17,12	5,34	1,14	0,25	1,73	<LDM	9,31	0,37	26,65	2,45	2,35
PCB 141	2,07	0,30	0,46	0,22	1,89	<LDM	2,37	0,06	2,09	<LDM	1,18
PCB138	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,35	<LDM	1,58	<LDM	1,17	<LDM	0,29
PCB 158	<LDM	1,94	0,21	0,17	<LDM	<LDM	2,21	<LDM	10,54	0,80	1,33
PCB 126	<LDM	<LDM	0,20	<LDM	0,05	<LDM	<LDM	<LDM	5,58	0,22	0,57
PCB 167	115,69	3,02	0,22	0,17	2,69	<LDM	12,58	0,90	8,66	5,44	2,11
PCB 183	<LDM	0,27	0,97	<LDM	0,16	<LDM	5,93	<LDM	2,85	<LDM	0,30
PCB 128	0,46	0,49	<LDM	<LDM	0,10	<LDM	<LDM	<LDM	2,65	0,40	0,11
PCB 174	11,88	0,40	0,09	0,30	0,89	<LDM	0,20	<LDM	0,58	0,07	<LDM
PCB 177	11,44	0,73	1,09	0,96	0,50	<LDM	5,66	<LDM	3,57	1,06	3,00
PCB 156	<LDM	0,05	<LDM	<LDM	0,28	<LDM	0,06	<LDM	0,59	0,13	0,24
PCB 157	0,60	<LDM	0,10	0,54	0,49	<LDM	0,35	<LDM	0,89	<LDM	<LDM
PCB 180	18,70	0,38	0,13	<LDM	1,47	<LDM	0,08	0,06	0,70	<LDM	0,10
PCB 169	212,49	2,93	0,20	0,08	1,74	<LDM	10,91	0,66	8,78	7,31	1,08
PCB 170	0,73	1,17	0,05	0,29	0,62	<LDM	0,51	55,40	61,81	0,63	0,07
PCB 203	17,93	1,13	0,15	0,05	0,09	<LDM	0,77	<LDM	14,54	0,58	0,39
PCB 189	7,57	0,16	0,14	0,15	<LDM	<LDM	0,75	0,25	2,24	0,47	0,10
PCB 195	7,19	0,11	0,17	0,18	0,23	<LDM	1,27	0,26	3,88	0,06	0,77
PCB 194	3,04	0,86	0,06	0,11	0,14	<LDM	0,18	0,31	11,71	0,59	0,14
PCB 206	18,06	0,23	0,10	0,15	0,10	<LDM	0,16	0,25	3,53	0,07	0,17
PCB 209	29,90	0,28	0,18	0,06	0,78	<LDM	0,18	0,10	1,92	0,39	0,09
Σ	594,53	27,36	12,68	14,57	26,94	-	81,50	64,75	358,79	27,88	59,14

Fígado de aves – PCBs (ng g⁻¹ peso úmido)

	1A12	1A9	1A1	1A2	1A3	1A4	1A7	1A8	2A6	2A7	CHAB06F	PG1	1A5	1A6	A11F	A17	A21	A22F	A23F	A24	A25F
	<i>Pygoscelis antarctica</i>												<i>Pygoscelis papua</i>								
PCB 8	<LDM	0,10	<LDM	<LDM	<LDM	1,08	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,53	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,06	<LDM
PCB 18	0,89	<LDM	1,97	0,16	0,69	1,13	1,99	0,55	2,06	4,67	<LDM	1,37	3,98	0,18	0,79	<LDM	0,63	0,22	<LDM	0,06	1,34
PCB 28	<LDM	0,74	1,50	0,10	1,15	1,54	1,69	0,52	<LDM	<LDM	1,79	1,17	5,03	<LDM	<LDM	<LDM	1,18	<LDM	<LDM	0,05	<LDM
PCB 31	2,22	1,37	2,29	0,11	1,67	2,54	3,06	0,98	7,81	6,08	<LDM	1,82	1,02	0,19	1,52	<LDM	<LDM	1,00	<LDM	0,05	0,63
PCB 33	2,27	1,25	1,99	0,53	1,31	2,59	2,39	0,75	2,89	2,78	0,89	1,76	6,58	0,33	1,25	<LDM	0,57	0,45	<LDM	0,13	0,37
PCB 52	0,54	6,21	5,45	1,05	2,10	2,70	6,97	2,31	9,05	6,09	0,89	1,89	0,00	0,39	1,55	<LDM	0,90	0,86	<LDM	<LDM	0,63
PCB 49	8,55	1,54	1,86	<LDM	0,98	2,10	2,33	0,85	18,16	9,85	0,98	6,96	5,76	0,55	<LDM	<LDM	9,78	0,31	<LDM	0,68	0,21
PCB 44	1,11	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,17	7,65	2,95	<LDM	2,11	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	1,46	<LDM	<LDM	0,16	<LDM
PCB 74	2,00	0,77	3,41	0,46	1,68	2,38	1,60	0,19	12,90	22,37	5,97	13,45	1,72	0,65	0,61	<LDM	5,02	<LDM	<LDM	0,85	<LDM
PCB 70	0,49	1,93	2,38	<LDM	2,54	3,16	3,09	0,85	1,98	4,93	<LDM	2,40	0,00	0,35	<LDM	<LDM	1,86	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 66	2,17	1,55	1,85	0,09	1,25	2,35	2,39	0,58	3,87	2,86	0,59	1,46	0,00	0,24	0,70	<LDM	0,86	0,93	<LDM	0,29	0,85
PCB 56\60	<LDM	<LDM	0,38	<LDM	<LDM	0,35	<LDM	0,35	0,55	<LDM	<LDM	0,75	0,32	0,10	<LDM	<LDM	1,37	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 101	0,63	<LDM	1,82	<LDM	1,00	<LDM	<LDM	<LDM	5,48	<LDM	0,71	3,10	<LDM	<LDM	0,56	<LDM	6,20	0,25	<LDM	0,09	0,34
PCB 99	1,36	2,11	5,48	<LDM	2,65	3,13	1,92	0,49	21,09	10,95	0,10	3,00	0,00	0,26	1,46	<LDM	6,78	<LDM	<LDM	0,13	0,13
PCB 97	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,12	<LDM
PCB 81\87	<LDM	0,18	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	1,87	0,55	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,35	<LDM	3,17	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 110\77	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,30	<LDM	2,31	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	1,65	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 151	2,06	0,93	1,59	<LDM	1,80	3,53	0,64	0,24	3,54	<LDM	<LDM	1,98	1,69	0,05	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 118	2,76	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	1,70	<LDM	<LDM	<LDM	0,91	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 123\149	<LDM	0,33	0,11	<LDM	0,24	0,49	0,09	0,08	0,24	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,28	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,33	<LDM
PCB 114	1,34	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,05	5,36	1,49	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,15	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 132	2,33	<LDM	0,24	0,09	<LDM	<LDM	<LDM	0,08	<LDM	1,33	<LDM	0,91	<LDM	0,30	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,07	<LDM
PCB 153	<LDM	<LDM	<LDM	0,15	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,30	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,39	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 105	0,57	3,46	1,29	<LDM	0,65	1,14	1,76	0,27	205,79	0,00	<LDM	2,09	0,00	0,31	0,33	<LDM	0,00	<LDM	<LDM	0,13	<LDM
PCB 141	0,27	<LDM	0,13	0,10	<LDM	<LDM	0,70	0,11	2,23	1,83	0,85	1,70	0,35	0,06	<LDM	<LDM	0,94	0,15	<LDM	0,23	<LDM
PCB138	<LDM	0,34	<LDM	<LDM	<LDM	0,15	<LDM	0,08	1,95	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 158	2,65	3,72	1,41	<LDM	0,64	0,87	1,26	0,27	3,75	0,57	1,99	1,35	5,28	0,17	0,23	<LDM	1,73	<LDM	<LDM	0,11	<LDM
PCB 126	3,12	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,08	<LDM	<LDM	<LDM	0,60	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 167	1,81	0,86	<LDM	1,67	1,70	<LDM	<LDM	0,05	47,77	0,00	9,34	2,39	<LDM	0,29	<LDM	<LDM	0,79	<LDM	<LDM	0,07	<LDM
PCB 183	0,70	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,11	0,35	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,18	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 128	<LDM	1,59	0,05	<LDM	0,25	1,39	0,17	0,39	54,00	1,98	<LDM	<LDM	1,65	0,08	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 174	<LDM	0,29	0,11	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,15	<LDM	<LDM	0,28	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,27	<LDM	<LDM	0,09	<LDM
PCB 177	1,38	<LDM	1,29	0,19	0,63	0,61	0,55	0,06	49,41	5,27	<LDM	6,25	<LDM	0,18	<LDM	<LDM	0,92	<LDM	<LDM	0,31	<LDM
PCB 156	0,80	<LDM	<LDM	0,06	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,10	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 157	2,22	<LDM	0,75	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	2,45	<LDM	0,27	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,07	<LDM
PCB 180	1,38	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,38	<LDM	<LDM	0,80	<LDM	0,05	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 169	1,65	0,33	<LDM	0,19	<LDM	<LDM	0,85	0,08	1102,05	12,89	0,30	0,66	<LDM	0,17	0,50	<LDM	0,26	0,38	<LDM	0,14	0,32
PCB 170	1,48	0,23	0,08	0,09	0,08	0,07	0,20	0,11	8,66	0,79	0,05	0,20	0,33	0,45	<LDM	<LDM	0,00	0,00	<LDM	6,34	<LDM
PCB 203	1,10	0,17	0,18	0,23	0,05	0,31	0,15	0,18	34,38	1,09	<LDM	0,73	0,28	0,21	<LDM	<LDM	0,72	<LDM	<LDM	<LDM	0,92
PCB 189	0,25	0,10	0,10	0,31	0,29	0,13	0,94	0,08	3,32	1,54	0,28	0,27	0,19	0,05	0,27	<LDM	<LDM	0,33	<LDM	0,28	0,38
PCB 195	0,65	0,22	0,05	0,20	0,17	0,38	0,49	0,29	5,19	1,17	0,13	0,88	0,57	0,34	1,54	<LDM	0,24	0,24	<LDM	0,08	0,40
PCB 194	0,62	0,09	0,24	0,12	0,07	0,47	0,58	0,17	53,70	4,96	0,08	<LDM	0,22	0,32	1,29	<LDM	0,34	0,30	<LDM	0,06	0,57
PCB 206	0,53	0,14	0,09	0,15	0,05	<LDM	1,37	0,13	1,19	5,25	0,71	0,21	0,38	0,13	0,58	<LDM	0,52	0,78	<LDM	0,21	0,63
PCB 209	0,05	0,18	0,09	0,38	<LDM	0,30	3,55	0,05	0,79	<LDM	1,58	0,07	<LDM	0,07	0,70	<LDM	0,00	0,09	<LDM	0,12	0,40
Σ	51,94	30,70	38,19	6,43	23,63	34,90	40,82	12,08	1680,98	116,57	27,54	65,03	36,26	7,84	14,65	-	46,71	8,14	-	11,31	8,11

Fígado de aves – PBDEs (ng g⁻¹ peso úmido)

cód.	Espécie	Sexo	Maturidade	#28	#47	#100	#99	#154	#153	#183	Σ PBDEs
				0,25	0,25	0,56	0,56	1,65	0,53	1,29	
HEN01F	<i>Catharacta sp</i>	Fêmea	Adulto		0,71						0,71
2A1	<i>Catharacta sp</i>	-	Filhote		0,81		1,68				2,49
2A3	<i>Catharacta sp</i>	Macho	Adulto	4,3	5,27	0,89			3,64		14,10
2A8	<i>Daption capense</i>	-	-				1,57				1,57
A4	<i>Macronectes giganteus</i>	-	Juvenil		2,74				2,25		4,99
2A5	<i>Macronectes giganteus</i>	-	Juvenil			1,33					1,33
1A11	<i>Pygoscelis adeliae</i>	-	-		3,03		0,72				3,75
1A12	<i>Pygoscelis antarctica</i>	-	-		2,37						2,37
Shag03F	<i>Pygoscelis antarctica</i>		Adulto		0,77						0,77
ChabN1	<i>Pygoscelis antarctica</i>		Adulto	2,29	2,07						4,36
ChabN4	<i>Pygoscelis antarctica</i>	-	Filhote		1,71						1,71
Chab06F	<i>Pygoscelis antarctica</i>	-	Filhote		13,92	7,48	2,09				23,49
1A3	<i>Pygoscelis antarctica</i>	-	Filhote		11,75		9,13				20,88
1A4	<i>Pygoscelis antarctica</i>	-	Filhote		2,25						2,25
1A7	<i>Pygoscelis antarctica</i>	-	Filhote		5,26	1,72	3,08				10,06
1A8	<i>Pygoscelis antarctica</i>	-	Filhote		3,12		1,66				4,78
1A9	<i>Pygoscelis antarctica</i>	-	Adulto		7,26	1,89					9,15
2A7	<i>Pygoscelis antarctica</i>	-	Filhote		1,19	0,81					2,00
1A5	<i>Pygoscelis papua</i>	-	Filhote		1,7						1,70
1A6	<i>Pygoscelis papua</i>	-	Filhote		4,09						4,09
A24	<i>Pygoscelis papua</i>	-	Filhote	0,31							0,31

Pinípedes – Pesticidas (ng g⁻¹ peso lipídico)

	FC1	FC2	FP1	FP2	FP3	FW1	FW2	COP6F
	<i>L. carcinophagus</i>		<i>A. gazella</i>			<i>L. weddellii</i>		<i>M. leonina</i>
HCB	7,90	6,56	<LDM	7,27	6,87	5,20	6,34	7,48
α-HCH	<LDM	0,45	2,59	3,07	3,98	2,18	<LDM	1,41
β-HCH	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
δ-HCH	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
γ-HCH	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	2,99	<LDM
Σ	-	0,45	2,59	3,07	3,98	2,18	2,99	1,41
Aldrin	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	2,34	<LDM
Isodrin	2,89	28,50	<LDM	197,25	18,50	<LDM	<LDM	<LDM
Dieldrin	<LDM	<LDM	17,74	1,76	<LDM	11,86	<LDM	6,88
Endrin	2,62	2,86	3,43	5,02	3,39	21,12	1,58	<LDM
Σ	5,51	31,36	21,17	204,04	21,89	32,98	3,93	6,88
Heptacloro	1,11	0,78	1,25	1,27	1,90	1,31	3,88	1,18
Heptacloro Ep.A	1,70	11,20	20,57	28,91	16,65	17,95	5,02	17,67
Heptacloro Ep.B	3,65	<LDM	6,35	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
Oxiclordano	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
α-clordano	0,49	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,95	<LDM	<LDM
γ-clordano	2,71	5,47	6,10	<LDM	2,11	9,72	3,11	18,84
Σ	9,67	17,45	34,27	30,18	20,66	29,94	12,01	37,69
Endossulfan I	1,50	2,68	20,76	26,80	15,91	27,97	<LDM	2,72
Endossulfan II	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
pp'-DDE	10,11	9,93	171,54	215,31	85,04	231,25	11,47	87,82
op'-DDD	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
pp'-DDD	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
op'-DDT	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	2,39	<LDM	<LDM
op'-DDE	5,05	3,77	11,77	10,94	7,93	9,40	7,92	6,91
pp'-DDT	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	3,95
Σ	15,17	13,71	183,31	226,26	92,97	243,04	19,39	98,67
Metoxicloro	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
Mirex	14,55	14,17	30,54	6,23	14,19	10,51	0,56	16,17

Pinípedes – PCBs (ng g⁻¹ peso lipídico)

	FC1	FC2	FP1	FP2	FP3	FW1	FW2	COP6F
	<i>L. carcinophagus</i>		<i>A. gazella</i>			<i>L. weddellii</i>		<i>M. leonina</i>
PCB 8	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	2,57	4,75	45,53	1,61
PCB 18	13,33	20,67	13,97	18,37	14,38	13,47	11,03	2,54
PCB 28	5,17	<LDM	5,31	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	2,15
PCB 31	6,48	4,69	8,72	10,28	10,95	5,65	3,13	2,87
PCB 33	6,08	7,18	10,71	16,73	18,85	7,76	12,99	<LDM
PCB 52	11,01	10,61	21,37	31,72	6,47	12,51	7,83	5,42
PCB 49	4,69	5,95	9,75	13,85	20,77	7,15	<LDM	<LDM
PCB 44	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 74	3,48	18,99	34,94	50,67	47,46	30,75	10,21	<LDM
PCB 70	9,84	5,57	14,26	14,31	29,99	15,49	11,87	4,91
PCB 66	7,38	4,95	9,97	14,05	19,26	9,71	9,70	3,06
PCB 56\60	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	1,07	<LDM
PCB 101	5,53	5,50	19,97	21,97	23,87	12,59	15,65	2,17
PCB 99	7,19	3,04	51,19	63,83	53,79	66,95	22,65	6,13
PCB 97	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 81\87	<LDM	<LDM	5,32	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 110\77	<LDM	<LDM	17,18	21,47	10,99	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 151	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	9,93	<LDM
PCB 118	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	7,96	<LDM	<LDM
PCB 123\149	<LDM	<LDM	7,12	12,77	5,69	1,55	0,64	<LDM
PCB 114	0,97	<LDM	18,62	38,70	11,71	13,68	2,53	<LDM
PCB 132	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	5,13	<LDM
PCB 153	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 105	3,47	8,47	19,92	35,76	18,99	22,75	5,35	2,19
PCB 141	3,67	1,28	1,46	1,90	0,92	<LDM	1,09	5,68
PCB138	0,90	<LDM	15,91	22,65	8,89	16,63	2,95	<LDM
PCB 158	2,47	7,97	10,71	13,45	8,77	16,73	9,94	<LDM
PCB 126	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	9,95	<LDM
PCB 167	11,96	44,49	74,45	87,95	47,38	33,35	25,69	<LDM
PCB 183	2,72	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	22,99	9,59	<LDM
PCB 128	<LDM	<LDM	23,30	22,61	15,70	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 174	<LDM	<LDM	19,04	12,44	9,59	2,90	0,74	<LDM
PCB 177	<LDM	<LDM	9,77	3,27	4,50	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 156	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	0,53	<LDM
PCB 157	2,40	9,98	5,03	3,02	3,59	2,19	<LDM	5,95
PCB 180	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM	<LDM
PCB 169	15,25	14,68	31,42	6,94	13,86	10,96	0,89	12,65
PCB 170	0,59	0,70	0,77	0,94	1,32	0,85	2,51	12,27
PCB 203	2,76	2,29	<LDM	<LDM	<LDM	1,10	<LDM	1,31
PCB 189	<LDM	1,09	46,74	45,97	39,48	<LDM	1,57	2,99
PCB 195	0,69	<LDM	6,62	10,26	1,39	4,87	1,11	<LDM
PCB 194	1,15	<LDM	0,86	<LDM	<LDM	6,55	2,46	<LDM
PCB 206	<LDM	<LDM	0,55	0,63	0,94	<LDM	2,59	<LDM
PCB 209	<LDM	<LDM	1,11	0,87	2,49	0,89	1,39	<LDM
Σ PCBs	129,17	178,10	516,06	597,37	454,56	352,74	248,25	73,91

Anexo II – Tabelas sintéticas para pareamento de dados de poluentes orgânicos, $\delta^{15}\text{N}$ e o indicador proposto (MAP 2-9)

(6 páginas)

Invertebrados:

Invertebrados		Σ HCHs	HCB	Σ Drins	Σ Clordanas	Endossulfan	Σ DDTs	Mirex	Σ PCBs	Σ PBDEs	δ ¹⁵ N	Map 2-9
<i>E. superba</i>	KR1	0,32	0,06	0,44	0,13	0,00	0,79	0,00	13,61	0,00	4,40	4,02
	KR2	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,00	6,09	0,00	5,09	3,40
	KR3	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	4,67	0,00	4,04	3,58
	KR4	0,35	0,00	0,10	0,00	0,00	0,10	0,00	5,41	0,00	0,00	3,77
<i>N. concinna</i>	NAC1	3,19	0,79	0,00	2,85	0,00	1,27	0,00	29,44	0,00	6,13	4,39
	NAC2	2,86	0,85	0,12	2,37	0,00	1,21	0,00	37,19	0,00	6,58	4,54
	NAC3	2,43	0,00	0,36	2,37	0,00	0,87	0,00	31,65	0,00	5,95	4,50
	NAC4	2,51	0,42	0,00	2,56	0,00	0,78	0,00	66,19	0,00	8,88	4,64
	NACB2	1,60	0,57	0,21	2,39	0,00	0,30	0,00	50,89	0,00	8,40	4,50
	NACB3	3,10	0,66	0,27	3,18	0,00	0,51	0,00	42,87	0,00	7,65	4,56
	NACB4	3,07	0,86	0,41	3,94	0,00	0,57	0,00	38,42	0,00	0,00	4,67
	NB5	1,95	0,35	1,11	2,82	0,00	0,42	0,00	33,45	0,00	0,00	4,59

Peixes:

Peixes		Σ HCHs	HCB	Σ Drins	Σ Clordanas	Endossulfan	Σ DDTs	Mirex	Σ PCBs	Σ PBDEs	δ ¹⁵ N	Map 2-9
	NRAr1	0,22	0,54	0,00	0,88	0,20	0,88	0,00	3,42	0,00	8,58	4,93
	NRAr2	0,46	0,89	0,00	0,57	0,00	10,58	0,00	7,78	0,00	8,80	5,29
	NRAr3	0,25	0,77	0,00	0,61	0,00	1,07	0,00	5,84	0,00	9,91	5,02
	NRAr4	0,25	0,64	0,00	0,58	0,00	5,57	0,00	3,55	0,00	9,31	4,84
	NRAr5	0,44	0,97	0,00	0,75	0,00	9,80	0,00	8,64	0,00	9,92	5,31
	NRAr6	0,57	1,21	0,00	0,92	0,00	11,68	0,00	6,66	0,00	9,22	5,04
	NRAr7	0,31	0,71	0,00	0,71	0,00	5,70	0,00	9,01	0,00	10,89	5,02
	NRAr8	0,15	0,47	0,00	0,33	0,00	0,39	0,00	5,40	0,00	0,00	5,04
	NRAr9	0,31	0,85	0,00	0,73	0,00	2,37	0,00	5,35	0,00	10,59	4,79
	NRAr10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	10,60	0,00
	NRAr11	0,32	0,76	0,00	0,46	0,00	6,22	0,00	5,64	0,00	9,78	4,89
	NRAr12	0,27	0,73	0,00	0,60	0,00	5,89	0,00	4,80	0,00	10,61	5,11
<i>N. rossii</i>	NRC1	0,03	0,31	0,00	0,28	0,19	0,46	0,00	7,17	0,00	11,12	4,85
	NRC2	0,45	0,96	0,00	0,78	0,00	0,92	0,00	7,21	0,00	10,45	5,43
	NRC3	0,46	0,96	0,00	0,78	0,00	0,84	0,00	6,76	0,00	10,91	5,19
	NRC4	0,52	1,03	0,00	1,49	0,00	10,71	0,00	7,55	0,00	10,82	5,49
	NRC5	0,47	0,95	0,00	0,51	0,00	0,83	0,00	11,58	0,00	10,28	4,86
	NRC6	0,34	0,73	0,00	0,74	0,00	0,84	0,00	3,44	0,00	10,56	5,05
	NRC7	0,07	0,37	0,00	0,27	0,00	0,36	0,00	8,91	0,00	9,95	4,55
	NRC8	0,12	0,57	0,00	0,54	0,00	2,14	0,00	11,96	0,00	10,17	4,71
	NRC9	0,45	0,78	0,00	0,66	0,00	0,74	0,00	7,93	0,00	11,61	5,29
	NRPP1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,76	0,00	10,48	4,47
	NRPP2	0,00	0,18	0,00	0,17	0,00	0,14	0,00	6,76	0,00	10,06	4,47
	NRPP3	0,00	0,28	0,00	0,34	0,00	0,19	0,00	8,29	0,00	9,75	4,26
	NRPP4	0,06	0,19	0,08	0,21	0,00	0,14	0,00	3,81	0,00	10,35	3,77
	NRPP5	0,00	0,31	0,00	1,05	0,00	0,18	0,00	0,00	0,00	10,85	0,00
	NRPP6	0,00	0,23	0,00	0,19	0,00	0,17	0,00	5,65	0,00	9,97	4,13
	NRPP7	0,12	0,65	0,00	0,49	0,00	0,34	0,00	6,36	0,00	10,13	4,94

Ovos de aves:

Ovos		Σ HCHs	HCB	Σ Drins	Σ Clordanas	Endossulfan	Σ DDTs	Mirex	Σ PCBs	Σ PBDEs	δ ¹⁵ N	Map 2-9
<i>Catharacta sp</i>	SK1	6,29	11,74	3,94	6,26	0,00	374,09	77,34	2918,69	107,78	11,54	6,43
	SK2	18,24	109,70	2,76	6,30	0,00	1027,69	466,44	1377,13	11,92	10,77	6,36
	SK3	4,22	14,73	1,69	3,98	0,00	287,52	131,25	2543,28	10,29	11,09	6,45
	SK4	4,83	6,32	0,50	2,40	0,00	407,95	39,67	445,14	26,49	0,00	6,21
<i>Larus dominicanus</i>	LA1	1,84	0,04	0,22	3,50	0,00	3,71	0,44	1088,01	0,00	9,54	5,18
	LA2	2,82	90,96	3,09	3,80	0,00	73,10	37,87	100,05	0,00	8,34	5,72
	LA3	14,14	41,34	5,69	17,80	0,00	30,43	25,10	108,71	0,00	9,51	4,93
<i>Sterna vittata</i>	SV1	1,99	135,93	1,76	3,62	0,00	76,59	43,96	133,21	0,00	9,39	5,56
<i>P. adeliae</i>	A3T	0,14	33,45	0,57	1,43	0,00	8,93	6,07	9,56	0,00	9,27	6,04
	ARC10T	0,26	12,93	0,06	0,52	0,00	2,07	1,86	2,53	0,00	9,44	5,37
	A12-2	1,76	20,01	1,92	3,87	0,00	5,38	1,49	41,93	0,00	10,27	4,28
<i>P. papua</i>	A13T	0,13	17,43	0,38	0,48	0,00	4,43	2,93	5,88	3,59	9,60	5,54
	A801	1,43	14,24	1,06	2,77	0,00	5,45	1,82	15,47	3,39	9,33	4,84
	A2801	1,02	19,32	1,01	2,67	0,00	9,95	2,83	18,02	7,73	0,00	5,35
	A30T	0,00	15,53	0,50	0,51	0,00	4,77	2,01	4,58	8,88	9,19	5,99
	A31T	0,00	16,03	0,49	0,47	0,00	4,50	1,61	4,71	4,69	9,27	5,83
	A32-1	2,00	15,02	1,86	7,57	0,00	5,24	1,32	34,97	9,47	0,00	3,74
	A26	4,27	17,17	1,12	1,45	0,00	6,95	2,30	42,18	4,67	8,95	3,92
	A33-1	1,84	15,63	1,02	1,28	0,00	3,10	1,36	6,72	5,71	0,00	5,51
	A9-1	2,28	15,43	1,48	2,36	0,00	4,19	0,67	33,95	3,03	0,00	4,68

Ovos de aves:

Ovos		Σ HCHs	HCB	Σ Drins	Σ Clordanas	Endossulfan	Σ DDTs	Mirex	Σ PCBs	Σ PBDEs	δ ¹⁵ N	Map 2-9
	CH1-1	0,14	12,05	2,20	1,71	0,00	5,87	0,98	8,93	11,51	9,24	4,23
	CH2-1	0,38	34,01	12,17	3,42	0,00	22,08	2,17	26,15	16,04	0,00	4,76
	CH12-1	0,87	20,22	1,02	0,42	0,00	10,63	<LDM	36,85	6,42	10,15	5,48
	SH602T	0,28	14,13	0,43	0,64	0,00	5,07	1,97	8,43	4,42	10,16	5,31
	DEM04T	0,88	8,73	0,33	0,32	0,00	4,94	2,26	5,18	3,77	9,92	5,77
	TEL04T	3,20	5,56	1,20	2,33	0,00	6,06	1,87	20,89	3,37	10,10	5,48
	SH12T	1,27	10,37	0,60	0,34	0,00	6,71	2,64	8,85	4,11	9,75	5,60
	TEL3-1	4,16	11,66	2,53	2,26	0,00	6,94	2,28	33,93	13,42	10,09	4,49
	CH9-1	1,49	13,12	0,98	1,74	0,00	8,33	2,14	18,78	5,30	10,33	4,71
	SH7-1	6,19	8,92	1,38	1,86	0,00	6,16	1,69	14,20	3,16	9,67	4,25
	SH9-2	0,45	11,71	1,00	1,71	0,00	6,31	<LDM	17,51	2,80	10,20	5,44
	SH11-1	0,82	5,00	0,90	0,63	0,00	2,67	0,89	18,92	3,24	10,24	4,28
	TEL5-1	0,58	13,09	2,17	2,48	0,00	10,39	4,44	27,80	4,07	9,95	4,85
<i>P. antarctica</i>	CH13-1	2,92	21,03	1,78	3,55	0,00	7,74	2,48	20,89	5,34	9,99	4,91
	CH151	0,68	13,35	0,87	1,25	0,00	5,32	2,24	20,95	2,26	0,00	5,59
	CH9-1	1,49	13,12	0,98	1,74	0,00	8,33	2,14	18,78	5,30	0,00	4,71
	PAI1	0,00	30,94	3,68	1,22	0,00	15,60	3,30	8,49	4,68	0,00	5,63
	PAI2	0,00	29,48	9,40	2,65	0,00	24,09	3,31	13,27	5,83	0,00	5,38
	PAII1	0,00	27,17	4,22	1,62	0,00	34,43	6,37	9,69	6,71	0,00	4,99
	PAII2	0,00	26,37	3,23	1,61	0,00	33,64	5,66	3,11	7,66	0,00	4,47
	PAIII1	0,73	28,04	7,67	5,31	0,00	27,97	4,07	24,24	5,66	0,00	3,83
	PAIII2	1,42	29,39	9,93	1,77	0,00	30,74	4,76	61,51	6,60	0,00	3,71
	PAIV1	0,00	25,17	5,82	1,18	0,00	30,27	4,65	5,41	3,39	0,00	4,58
	PAIV2	0,00	23,11	4,85	1,53	0,00	30,67	3,94	7,81	5,45	0,00	4,69
	PAV1	0,00	39,17	35,89	7,57	0,00	38,03	4,04	78,68	5,35	0,00	4,01
	PAV2	0,00	16,83	4,45	1,29	0,00	10,52	1,28	10,01	8,25	0,00	3,71

Fígado de aves:

Fígado de aves		Σ HCHs	HCb	Σ Drins	Σ Clordanas	Endossulfan	Σ DDTs	Mirex	Σ PCBs	Σ PBDEs	δ ¹⁵ N	Map 2-9
<i>Catharacta sp</i>	Hen01F	34,64	168,97	0,00	0,00	0,00	28,00	676,48	648,64	0,71	12,42	5,50
	Kel04f/2A3	2,42	38,82	2,13	0,97	0,00	37,72	35,67	24,64	14,10	11,80	4,91
	2A1	0,75	1,51	0,22	1,92	0,00	13,21	2,40	11,24	2,49	0,00	3,37
<i>Daption capense</i>	2A8	0,11	1,38	1,11	6,36	0,00	12,94	0,18	13,74	1,57	0,00	2,74
	DC1	1,42	5,45	0,00	0,45	0,00	6,42	0,72	25,39	0,00	10,45	4,20
<i>Larus dominicanus</i>	MP1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	12,67	0,00
	2A2	0,83	1,18	3,66	0,89	1,97	136,23	18,89	95,33	0,00	14,75	4,24
	LD01	0,30	0,55	0,00	0,00	0,00	52,38	0,45	64,49	0,00	7,49	6,40
<i>Macronectes giganteus</i>	A4	13,37	16,36	0,00	19,72	0,37	61,39	7,52	358,12	1,33	15,09	3,88
	2A5	0,51	17,37	3,74	1,69	6,55	95,55	96,24	27,00	4,99	12,49	5,00
<i>Pygoscelis adeliae</i>	Arc5f/1A11	48,21	2,97	0,22	1,24	1,66	47,88	0,00	57,91	3,75	8,13	3,54
<i>Pygoscelis antarctica</i>	1A12	0,29	1,34	0,24	1,64	0,00	5,99	0,44	58,95	2,37	8,46	3,92
	1A9	0,13	1,62	1,17	3,15	3,33	25,59	0,68	29,97	0,77	8,71	3,31
	1A1	0,20	1,38	0,00	2,94	0,00	23,93	0,00	26,58	0,00	9,60	3,18
	1A2	0,00	0,00	0,00	0,44	0,19	3,33	0,38	4,17	0,00	8,44	4,22
	1A3	0,32	1,33	0,00	13,55	0,00	1,76	0,00	17,00	20,88	8,46	3,40
	1A4	0,00	2,17	0,00	1,48	1,37	2,43	0,00	24,64	2,25	8,14	3,17
	1A7	0,11	1,48	0,00	2,58	0,81	23,36	0,40	28,92	10,06	7,54	2,90
	1A8	0,15	3,55	0,93	3,93	0,52	6,68	0,00	7,82	0,00	8,27	2,97
	2A6	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	9,60	5,77
	2A7	0,13	5,13	0,37	4,42	0,66	111,29	3,77	13,75	2,00	8,44	3,58
	CHAB06F	0,00	0,99	0,00	3,67	0,00	21,86	0,00	27,33	0,00	7,54	4,02
	PG1	0,74	2,93	0,00	1,16	0,36	52,73	0,36	64,26	0,00	9,49	3,31
	1A5	0,00	2,42	0,48	2,13	1,48	24,93	0,00	3,28	1,70	9,87	2,89
	1A6	0,21	7,25	0,00	1,70	0,00	2,42	0,00	3,54	4,09	8,42	3,26
<i>Pygoscelis papua</i>	A11F	0,00	3,99	0,32	0,37	0,00	13,53	0,27	14,75	0,00	8,94	3,17
	A17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	8,90	0,00
	A21	0,00	0,14	0,00	3,15	0,00	37,76	0,00	46,68	0,00	9,87	2,98
	A22F	0,92	0,25	0,00	0,00	0,00	6,74	0,00	7,82	0,00	8,39	3,33
	A23F	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	8,06	0,00
	A24	0,32	1,28	0,00	9,76	0,00	1,39	0,58	9,99	0,31	8,42	5,48
	A25F	0,00	0,38	0,00	0,00	0,00	6,14	0,00	7,42	0,00	10,44	1,85

Pinípedes

Pinípedes		Σ HCHs	HCB	Σ Drins	Σ Clordanas	Endossulfan	Σ DDTs	Mirex	Σ PCBs	Σ PBDEs	$\delta^{15}\text{N}$	Map 2-9
<i>L. carcinophagus</i>	FC1	0,00	7,90	5,51	10,86	1,50	15,17	14,55	129,17	0,00	11,84	4,77
	FC2	0,45	6,56	31,36	34,75	2,68	13,71	14,17	178,10	0,00	0,00	5,12
<i>A. gazella</i>	FP1	2,59	0,00	21,17	13,70	20,76	183,31	30,54	516,06	0,00	10,66	5,46
	FP2	3,07	7,27	204,04	198,53	26,80	226,26	6,23	597,37	0,00	0,00	5,31
	FP3	3,98	6,87	21,89	22,51	15,91	92,97	14,19	454,56	0,00	0,00	5,09
<i>L. weddellii</i>	FW1	2,18	5,20	32,98	11,99	27,97	243,04	10,51	352,74	0,00	14,73	5,17
	FW2	2,99	6,34	3,93	6,99	0,00	19,39	0,56	248,25	1,98	0,00	4,60
<i>M. leonina</i>	COP6F	1,41	7,48	6,88	37,69	2,72	98,67	16,17	73,91	0,00	10,21	5,34

**Anexo III – Gráficos analíticos para os resultados de análises de
isótopos estáveis**

(5 páginas)

Animais – médias por espécie/tecido:

Animais – resultados individuais:

Ovos de aves:

Fígado de aves:

Pinípedes:

Anexo IV – Limites de detecção dos métodos

(3 páginas)

Método para neve e água de degelo (pg L⁻¹)

Composto	LDM	Composto	LDM
PCB 8	0,53	PCB 153	1,00
PCB 18	0,37	PCB 105	0,49
PCB 31	0,14	PCB 141	0,43
PCB 28	0,15	PCB 138	0,40
PCB 33	0,21	PCB 158	0,47
PCB 52	0,15	PCB 126	12,62
PCB 49	0,21	PCB 187	0,57
PCB 44	0,35	PCB 183	0,55
PCB 74	5,36	PCB 128	0,57
PCB 70	0,08	PCB 167	0,58
PCB 66	0,56	PCB 174	0,54
PCB 95	0,30	PCB 177	0,60
PCB 56/60	0,24	PCB 156	0,51
PCB 101	0,68	PCB 157	0,54
PCB 99	0,13	PCB 180	15,80
PCB 97	0,24	PCB 169	0,33
PCB 81/87	0,17	PCB 170	0,54
PCB 110/77	0,26	PCB 199	0,48
PCB 151	0,26	PCB 203	0,51
PCB 149	0,54	PCB 189	0,50
PCB123	0,63	PCB 195	0,43
PCB 118	14,50	PCB 194	0,52
PCB 114	1,22	PCB 206	0,63
PCB 132	0,70	PCB 209	0,56

Composto	LDM
HCB	0,18
α-HCH	0,36
β-HCH	0,03
γ-HCH	0,08
δ-HCH	0,27
Heptacloro	0,10
Heptacloro Epóxido A	0,15
Heptacloro Epóxido B	0,10
α-clordana	0,11
γ-Clordana	0,12
Oxiclordana	0,09
Aldrin	0,27
Dieldrin	0,19
Endrin	0,35
Isodrin	N/D
Endosulfan I	0,65
Endosulfan II	N/D
op'-DDE	0,11
pp'-DDE	0,27
op'-DDD	0,29
pp'-DDD	1,46
op'-DDT	0,34
pp'-DDT	0,53
Mirex	0,53

Composto	LDM
PBDE 28	0,41
PBDE 47	0,37
PBDE 100	0,51
PBDE 99	0,46
PBDE 154	0,65
PBDE 153	0,48
PBDE 183	0,64

Método para invertebrados e ovos de aves (ng g⁻¹)

Composto	LDM	Composto	LDM
aldrin	0,40	PCB 8	1,00
dieldrin	0,29	PCB 18	1,85
endrin	0,11	PCB 26	0,45
		PCB 28	0,45
		PCB 44	1,29
α -clordano	0,29	PCB 49	2,38
γ -clordano	0,17	PCB 50	3,34
heptacloro	1,36	PCB 52	0,53
heptacloro epóxido	0,21	PCB 66	0,75
		PCB 87	0,28
		PCB 101	0,62
op'-DDD	0,06	PCB 105	0,06
op'-DDE	0,40	PCB 110	0,32
op'-DDT	0,06	PCB 118	0,36
pp'-DDD	0,06	PCB 128	1,49
pp'-DDE	1,69	PCB 138/160	1,21
pp'-DDT	0,54	PCB 149	0,28
		PCB 151	0,14
		PCB 153	2,60
		PCB 157	0,49
HCB	0,28	PCB 169	17,19
		PCB170	7,29
		PCB 173	0,41
mirex	0,91	PCB 180	1,39
		PCB 183	1,43
		PCB 187	1,76
α -HCH	0,29	PCB 194	0,21
β -HCH	0,66	PCB 195	0,11
δ -HCH	0,66	PCB 206	256,00
γ -HCH	0,68	PCB 209	1,32

Método para as demais matrizes (ng g⁻¹)

Composto	LDM
aldrin	0,25
dieldrin	0,12
endrin	0,12
isodrin	0,40
α -clordano	0,19
γ -clordano	0,21
heptacloro	0,19
heptacloro epóxido a	0,42
heptacloro epóxido b	0,36
oxiclordana	0,67
op'-DDD	0,38
op'-DDE	0,42
op'-DDT	0,27
pp'-DDD	0,27
pp'-DDE	0,65
pp'-DDT	0,47
metoxicloro	1,27
Endossulfan I	0,12
Endossulfan II	0,36
HCB	0,24
mirex	0,14
α -HCH	0,11
β -HCH	0,14
δ -HCH	0,12
γ -HCH	0,18

Composto	LDM
PBDE 28	0,25
PBDE 47	0,25
PBDE 100	0,56
PBDE 99	0,56
PBDE 154	1,65
PBDE 153	0,53
PBDE 183	1,29

Composto	LDM	Composto	LDM
PCB 8	0,12	PCB 153	0,13
PCB 18	0,14	PCB 105	0,32
PCB 31	0,13	PCB 141	0,14
PCB 28	0,13	PCB 138	0,18
PCB 33	0,15	PCB 158	0,14
PCB 52	0,27	PCB 126	0,13
PCB 49	0,13	PCB 187	0,11
PCB 44	0,11	PCB 183	0,12
PCB 74	0,36	PCB 128	0,13
PCB 70	0,11	PCB 174	0,12
PCB 66	0,11	PCB 177	0,13
PCB 56/60	0,11	PCB 156	0,11
PCB 101	0,11	PCB 157	0,17
PCB 99	0,13	PCB 180	0,11
PCB 97	0,30	PCB 169	0,21
PCB 81/87	0,13	PCB 170	1,35
PCB 110/77	0,24	PCB 203	0,11
PCB 151	0,13	PCB 189	0,11
PCB 118	0,11	PCB 195	0,13
PCB123/149	0,15	PCB 194	0,11
PCB 114	0,11	PCB 206	2,36
PCB 132	0,11		

Anexo V – Artigo publicado durante o doutorado

“Occurrence of organochlorine compounds in *Euphausia superba* and unhatched eggs of *Pygoscelis* genus penguins from Admiralty Bay (King George Island, Antarctica) and estimation of biomagnification factors”

Caio V.Z. Cipro, Satie Taniguchi, & Rosalinda Carmela Montone

Chemosphere 78 (2010) 767–771

(5 páginas)

Anexo VI – Artigo aceito para publicação durante o doutorado

Organic pollutants and their correlation with stable isotopes in
vegetation from King George Island, Antarctica

Caio V.Z. Cipro, Gilvan Takeshi Yogui, Paco Bustamante, Satie
Taniguchi, José L. Sericano & Rosalinda Carmela Montone

Chemosphere (2011) xxx, *in press* (6 páginas)

Como ainda não se trata da versão final do editor, favor notar que houve a
separação errada das colunas da Tabela 1: *Brachytecium* sp é um musgo e
não uma angiosperma como se poderia supor