

## EXPOSIÇÃO DE CETÁCEOS A COMPOSTOS BUTILESTÂNICOS: UMA REVISÃO

*Priscila Ferreira Schilithz<sup>1,\*</sup>, Paulo Renato Dorneles<sup>2</sup> and José Lailson-Brito<sup>1</sup>*

<sup>1</sup>Universidade do Estado de Rio de Janeiro (UERJ), Faculdade de Oceanografia, Laboratório de Mamíferos Aquáticos e Bioindicadores “Profa. Izabel Maria Gonçalves do Nascimento Gurgel” (MAQUA). Rua São Francisco Xavier, 524, 4º andar, sala 4002, bloco E, Maracanã, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 20.550-013.

<sup>2</sup>Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Laboratório de Radioisótopos Eduardo Penna Franca. Av. Carlos Chagas Filho, 373, G0-62 Rio de Janeiro, RJ, Brazil. CEP:21941-902.

E-mails: [priscilaschilithz@gmail.com](mailto:priscilaschilithz@gmail.com), [dorneles@biof.ufrj.br](mailto:dorneles@biof.ufrj.br), [lailson@uerj.br](mailto:lailson@uerj.br)

### RESUMO

Durante as últimas décadas, observou-se um aumento da preocupação em relação aos ecossistemas marinhos devido à grande entrada de poluentes, resultando em efeitos deletérios em organismos aquáticos e seres humanos. Dentre as atividades humanas que podem introduzir compostos tóxicos persistentes e bioacumulativos (PBTs) no ambiente marinho está o uso de tintas anti-incrustantes, aplicadas nos cascos de navios para evitar que algas, mexilhões e outros organismos se fixem às embarcações. Não raramente, compostos organoestânicos (OTs) como o Tributilestanho (TBT) ou o Trifenilestanho (TPT) constituíam o princípio ativo de tal preparado. Devido à alta toxicidade desses compostos, a IMO (Organização Marítima Internacional), banuiu totalmente o uso dos mesmos. Como os OTs são prontamente bioacumulados, elevadas concentrações vêm sendo encontradas em cetáceos. A presente revisão aborda a elevada exposição de mamíferos marinhos aos OTs e a possível influência de parâmetros biológicos, discutindo dados relativos às concentrações hepáticas de diversas espécies de cetáceos em diferentes regiões do globo. Elevados níveis de TBT foram encontrados em cetáceos mesmo após seu banimento, sendo tais altas concentrações observadas principalmente em espécies ocorrentes em países desenvolvidos.

**Palavras-chave:** Agente anti-incrustante; estanho; TBT; toxicidade

### ABSTRACT

**CETACEAN EXPOSURE TO BUTYL TIN COMPOUNDS: A REVIEW.** During the last decades, the large pollutant input has led to an increased concern over marine ecosystems. This environmental contamination results in deleterious effects on aquatic organisms and humans. Among the anthropogenic activities that may introduce persistent bioaccumulative toxicants (PBTs) into the marine environment is the use of antifouling paint. It is applied on ship hulls and other floating structures to prevent algae, mussels and other organisms to fix on these surfaces. Often, organotin compounds (OTs), such as Tributyltin (TBT) or Triphenyltin (TPT), constitute the active ingredient in these mixtures. Due to the high toxicity of these compounds, the IMO (International Maritime Organization) completely banned their use. As OTs are readily bioaccumulated, high concentrations have been found in cetaceans. This review covers the high marine mammal exposure to OTs and the possible influence of biological parameters. Additionally, data on hepatic OT levels in a number of cetacean species from all over the world are discussed. High TBT levels were found in cetaceans even after the ban. These high concentrations were observed mainly in species from developed countries.

**Keywords:** Antifouling agent; tin; TBT; toxicity

### INTRODUÇÃO

A introdução de substâncias no meio marinho com intuito de evitar a incrustação de organismos em estruturas flutuantes pode causar efeitos deletérios sobre a biota, seja pelas propriedades químicas e físicas de tais compostos ou pelo sinergismo com outras substâncias (Takahashi et al. 1997, Fernández-Alba 2002). O crescimento de organismos aquáticos em cascos de embarcações pode gerar altos custos devido a intensificação do atrito com a água. Essa incrustação pode acarretar em um aumento de aproximadamente 0.3-1.0% no consumo de combustível (Champ &

Seligman 1996). Assim, com o intuito de reduzir os custos gerados pela incrustação de organismos em embarcações, biocidas foram introduzidos como princípio ativo de preparados anti-incrustantes.

Em meados do século XX, os primeiros biocidas utilizados regularmente em tintas anti-incrustantes, foram os óxidos de cobre e de zinco (Almeida et al. 2009), porém, devido à baixa durabilidade desses óxidos metálicos, tais substâncias foram substituídas por compostos organoestânicos (OTs), como o tributilestanho (TBT) e o trifenilestanho (TPT).

OTs são constituídos por um átomo de estanho (Sn) ligado covalentemente a um ou mais substituintes

orgânicos (metil, butil, fenil ou octil) (Hoch 2001). Esses compostos são geralmente de origem antrópica, exceto o metilestanho, que pode ser produzido pelo processo de biometilação, no qual a atividade microbiana promove a metilação de compostos orgânicos e inorgânicos de estanho. Tal processo pode ser considerado irrelevante em termos quantitativos (Fent 1996, Nuyttens 2004). O número e a natureza destes grupos orgânicos são os principais responsáveis pelas propriedades toxicológicas da molécula. Em geral, o estanho inorgânico não é tóxico, enquanto os compostos tri-substituídos, como o TBT e o TPT, possuem toxicidade máxima entre os OTs (Hoch 2001). Em particular, compostos butilestânicos (BTs), como o TBT, são considerados de extrema importância por serem altamente tóxicos e apresentarem persistência ambiental. Neste contexto, o TBT gerou preocupação adicional, por seu vasto uso como biocida industrial e agrícola, e principalmente, pelo seu uso em redes de aquicultura e conservantes para madeira; já seus produtos de degradação, dibutilestanho (DBT) e monobutilestanho (MBT), têm sido utilizados como estabilizadores de cloreto de polivinil (PVC) e catalisadores industriais para espuma de poliuretano e silicones (Fent 1996). Esses compostos quando liberados na água são gradativa e lentamente degradados no ambiente por processos bióticos ou abióticos podendo chegar à forma inorgânica (Tetrabutilestanho (TTBT)  $\rightarrow$  TBT<sup>+</sup>  $\rightarrow$  DBT<sup>2+</sup>  $\rightarrow$  MBT<sup>3+</sup>  $\rightarrow$  Sn<sup>4+</sup>) (Hoch 2001, Rudel 2003).

A alta toxicidade do TBT levou a maioria dos países desenvolvidos a proibirem o seu comércio e uso como anti-incrustantes em embarcações menores que 25m na década de 1980 (Alzieu 2000). A restrição de tal proibição às embarcações de menor porte pode ser explicada pelo fato de que os barcos pequenos ficam muito tempo nos atracadouros, muito próximos da costa, onde o TBT se acumula no sedimento, enquanto que os grandes barcos e navios passam a maior parte do tempo em alto mar, resultando na diluição do biocida em um grande volume de água (White et al. 1999). Entretanto, existem ainda, altos níveis desses compostos na água do mar, nos sedimentos e biota devido ao seu uso ilegal (Cielski et al. 2004). Em países em desenvolvimento, não havia restrições legais para seu uso, porém, a Organização Marítima Internacional (IMO) criou a *International Convention on the Control of Harmful Antifouling Systems on Ships*, em 2001, para banir completamente o uso de

OTs em preparados anti-incrustantes. A Convenção propôs um banimento global destes compostos, que entraria em vigor em janeiro de 2003, de forma que, em 2008, nenhuma embarcação teria o seu casco protegido desta forma. No Brasil, esses compostos foram banidos a partir de 2007 (IMO 2002, NORMAM 23 2007).

Apesar de tais dispositivos legais, é esperado que uma significativa carga de TBT continue presente nos ecossistemas aquáticos, principalmente, em áreas próximas a portos e estaleiros, tendo em vista a supracitada persistência ambiental dos BTs (Kotrikla 2009). Sendo assim, espera-se elevada acumulação de TBT nos sedimentos, de forma que tal matriz ambiental pode ser considerada fonte de TBT de longo prazo, mesmo após as restrições legais (Hoch 2001, Choi et al. 2009). Por todo o exposto acima, a Resolução CONAMA 454/2012 incluiu a determinação das concentrações de TBT para a caracterização química do material a ser dragado, em águas brasileiras, porém os ensaios químicos e de toxicidade, somente serão exigidos a partir de 2014, quando houver evidência ou histórico de uso desse composto no local e conforme a característica granulométrica do sedimento a ser dragado.

Com a restrição mundial ao uso do TBT, outros compostos vêm substituindo tintas à base de estanho, porém, muitas dessas alternativas também implicam na utilização de compostos tóxicos (Kobayashi & Okamura 2002). Atualmente, 16 novos compostos foram incorporados em sistemas anti-incrustantes, dentre os quais encontram-se os compostos orgânicos não-metálicos: Diuron, Irgarol 1051, Sea-Nine, Clorotalonil, Dicloflua-nida, Tiram, Busan (TCMTB), TCMS Piridina e Trifenilbornano Piridina e os compostos metálicos (orgânicos e inorgânicos): Zinco Piritona, Cobre Piritona, Ziram, Maneb, Óxido Cuproso, Tiocianato de Cobre e Naftenato de Cobre (Yebra et al. 2004, Castro et al. 2011).

### TOXICIDADE À BIOTA

A preocupação ambiental causada pela utilização de tintas anti-incrustantes à base de OTs surgiu na década de 1980, quando ficou claro que os organismos que aderem aos cascos dos navios não eram as únicas vítimas, ou seja, efeitos eram produzidos também sobre outros organismos (Godoi et al. 2003). O primeiro caso de grande repercussão ocorreu na Baía de Arcachon (França), onde o TBT foi apontado como o responsável

pela deformação nas conchas e pelo declínio populacional em ostras *Crassostrea gigas* (Alzieu 1991).

A propriedade anti-incrustante do TBT resultou em diversos efeitos deletérios em organismos aquáticos, como fitoplâncton, moluscos e peixes, incluindo distúrbios endócrinos, mesmo quando eram submetidos a concentrações de poucos nanogramas por litro (Murai et al. 2008). Foram observadas anormalidades nas conchas de ostras, redução no crescimento de microalgas marinhas e imposex, termo usado em referência ao surgimento de caracteres sexuais masculinos, tais como pênis e vasos deferentes, em fêmeas de gastrópodes (Alzieu 1998, Fernandez et al. 2002). Os impactos são mais severos em populações que vivem em áreas semi-fechadas com alta atividade portuária (Evans 1999).

Estudos sobre compostos butilestânicos indicaram que os efeitos prejudiciais gerados pelo DBT são, em alguns casos, superiores àqueles produzidos pelo TBT. A atividade tóxica do DBT inclui inibição da atividade fagocítica de hemócitos em bivalves (Bouchard et al. 1999) e da carboxilesterase em peixes (Al-Ghais et al. 2000). Estes resultados sugerem que o DBT, juntamente com o TBT, sejam compostos de imunotoxicidade relevantes para a biota marinha (Nakata et al. 2002).

Durante os últimos anos, o monitoramento da contaminação de ecossistemas vem sendo realizado por diversos países por meio de espécies sentinelas, que são organismos utilizados para avaliar o nível de disponibilidade biológica de contaminantes persistentes no ambiente (Phillips & Segar 1986). Tal abordagem permite investigar níveis de micropoluentes, alertando sobre tendências e impactos sobre o ecossistema e a saúde humana, fornecendo percepção sobre alterações ambientais nas escalas espacial, temporal e trófica (Tabor & Aguirre 2004). Os mamíferos marinhos predadores encontram-se entre os melhores organismos sentinelas presentes nos ambientes aquáticos, pois além de apresentarem vida longa, estão, em geral, no topo da teia trófica (Reddy et al. 2001). Além disso, tais organismos são particularmente vulneráveis por acumularem altos níveis de contaminantes persistentes em seus tecidos (Ross 2000).

Os cetáceos ocupam altos níveis em teias alimentares, apresentam alta longevidade e uma longa meia-vida biológica dos poluentes em seus tecidos;

sendo por isso empregados como indicadores do fluxo trófico de alguns elementos e compostos poluentes em ecossistemas aquáticos (Reijnders et al. 1999; Bossart 2006), bem como utilizados como sentinelas da saúde humana e ambiental em relação aos mesmos xenobióticos (Ross 2000, Reddy et al. 2001, Aguirre & Tabor 2004, Tabor & Aguirre 2004, Wells et al. 2004, Lailson-Brito et al. 2008, 2011, 2012a, 2012b). Tal utilização apresenta inúmeras vantagens em relação ao uso de outras classes taxonômicas, como invertebrados e peixes. Além de apresentarem maior proximidade filogenética com o ser humano, considera-se negligenciável a assimilação de poluentes a partir das superfícies respiratórias de tais animais, já que respiram ar atmosférico, de forma que a absorção dos contaminantes pode ser quase que exclusivamente creditada à via dietética (Gray 2002, Augier et al. 1993). Reddy et al. (2001) consideram animais da fauna carismática – como golfinhos, botos e baleias – como bons sentinelas, devido ao seu especial apelo junto à opinião pública, podendo ser mais efetivos para chamar a atenção da sociedade para a real situação dos ecossistemas.

### TOXICIDADE PARA CETÁCEOS

A bioacumulação e o longo tempo de exposição aos contaminantes podem representar uma ameaça para a saúde e viabilidade dos mamíferos marinhos que vivem nas zonas costeiras, próximos, portanto das áreas industriais e urbanas (Strand et al. 2005). O vasto uso de produtos químicos de origem antrópica pode constituir um dos principais causadores de diversas anormalidades em mamíferos marinhos. Essas anormalidades, tais como falha na reprodução, disfunção imunológica, tumores e infecção viral, têm sido observadas em mamíferos aquáticos no mundo inteiro, tendo sido também notificados o declínio da população e mortalidade em massa (Colborn & Smolen 1996).

Conforme mencionado anteriormente, mamíferos marinhos predadores, como cetáceos (botos, golfinhos e baleias) e pinípedes (focas, lobos-marinhos e leões-marinhos), vêm sendo utilizados como sentinelas ambientais (Ross 2000, Reddy et al. 2001, Wells et al. 2004, Lailson-Brito et al. 2008, 2011, 2012a, 2012b). No que diz respeito aos compostos organoestânicos especificamente, a acumulação parece ser mais eficiente no primeiro grupo (cetáceos) que no segundo (pinípedes), visto que a capacidade de excreção e metabolização de xenobióticos por parte

dos cetáceos são consideradas como sendo inferiores aos mesmos parâmetros em pinípedes (Tanabe 1999).

Diferentes processos biológicos podem ocorrer em mamíferos marinhos para reduzir os efeitos causados por metais tóxicos, entre eles, a indução da síntese de metalotioneínas que são proteínas fundamentais para a destoxificação de metais (Viarengo & Nott 1993, Dorneles et al. 2007). Essa indução resulta em um aumento da ligação de metais a proteína, reduzindo a mobilidade do metal no organismo, e assim, representando importante mecanismo de proteção em mamíferos.

Os cetáceos, especialmente, parecem acumular níveis de OTs que são elevados se comparados com aqueles verificados em outros mamíferos marinhos. Para que se tenha ideia da dimensão desta diferença, podem ser mencionadas as concentrações de butilestânicos verificadas em uma espécie de cetáceo e uma de pinípede, ambas espécies de hábitos costeiros ocorrentes em águas japonesas, o boto-sem-nadadeiras (*Neophocaena phocaenoides*) e o leão-marinho-de-Steller (*Eumetopias jubatus*). Assim, no cetáceo em questão, foram observadas concentrações que variaram entre 1.100 e 10.000ng/g (Iwata et al. 1995), níveis muito superiores portanto aos observados no pinípede supracitado, visto que estes últimos variaram entre 75 e 300ng/g (Kim et al. 1996). Acredita-se que uma diferença de tal magnitude esteja relacionada a uma reduzida capacidade de biotransformação e, conseqüentemente, eliminação destes compostos por parte dos cetáceos (Tanabe 1999). Adicionalmente, a excreção de BTs através da muda da pelagem também deve ser levada em consideração para explicar as menores concentrações verificadas em mamíferos marinhos outros que não os cetáceos. Kim et al. (1996) observaram que 25% da carga corporal total de BTs era excretada através da muda da pelagem nos leões-marinhos-de-Steller. A perda de estruturas tegumentares como via de excreção de butilestânicos também foi constatada em aves, através da determinação dos poluentes em questão em penas de cormorões-comuns, no Japão (Guruge et al. 1996). A via de excreção através da muda da pelagem faz com que os cetáceos sejam considerados o grupo de maior preocupação ecotoxicológica dentre os diferentes predadores de topo, justamente pela ausência de pêlos e, conseqüentemente, ausência desta forma de eliminação de organometálicos nestes mamíferos.

As altas concentrações de OTs encontradas em cetáceos também podem ser parcialmente creditadas

à baixa atividade enzimática do citocromo P-450 presente no fígado (Watanabe et al. 1989). Estudos sobre esses poluentes em peixes indicaram que a exposição a concentrações elevadas inibiram as enzimas do citocromo P-450 (Fent et al. 1993). Tal inibição pode alterar o sistema endócrino, ocasionando efeitos adversos, como carcinogenicidade, disfunção imunológica, anormalidades na reprodução, entre outros, em mamíferos marinhos (Kim et al. 1996). A deterioração do sistema enzimático causada por elevadas concentrações de organoestânicos pode acelerar a bioacumulação de contaminantes em mamíferos marinhos, afetando o processo de biotransformação e destoxificação de outros contaminantes orgânicos (Kim et al. 1996).

Uma vez absorvido, a partir do alimento contaminado, o TBT pode ser transformado metabolicamente em DBT e em MBT no fígado (Kannan et al. 1997). Mensurações de compostos butilestânicos em tecidos de orcas (*Orcinus orca*), encalhadas na Costa do Japão, indicaram maiores concentrações de DBT e MBT do que de TBT (Kajiwara et al. 2006). As mesmas proporções foram encontradas em botos-sem-nadadeira (Iwata et al. 1995), golfinhos-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) (Kannan et al. 1997), e na maioria dos cetáceos relatados no estudo de Tanabe et al. (1998). Choi et al. (2011) obtiveram resultados similares, observando que o DBT foi o composto dominante em amostras de fígados da espécie baleia minke boreal (*Balaenoptera acutorostrata*) e golfinho-comum-de-bico-longo (*Delphinus capensis*). Estes resultados indicam que algumas espécies de cetáceos possuem a capacidade metabólica de degradar TBT no fígado, ou seja, o TBT é transformado metabolicamente em seus subprodutos, como DBT e MBT (Lee 1991, Kannan et al. 1997, Kajiwara et al. 2006); uma outra explicação seria pela proibição do uso do TBT nas fórmulas de tintas anti-incrustantes pela IMO em escala global, diminuindo assim, a concentração desses compostos em diversos países.

Takahashi et al. (2000) ao determinar concentrações de butilestânicos e de estanho total ( $\Sigma Sn$ ) em mamíferos marinhos, observaram que os butilestânicos somados ( $\Sigma BT$ ) e o  $\Sigma Sn$  apresentaram o mesmo comportamento no que diz respeito à distribuição corporal, à diferenciação entre espécies costeiras e oceânicas, bem como às tendências relacionadas à idade na acumulação. Como as espécies inorgânicas de

estanho praticamente não são absorvidas pela mucosa gastrointestinal (Hiles 1974, Berman 1980), pode-se presumir ser possível verificar a exposição aos compostos orgânicos de estanho através das concentrações hepáticas de estanho total (Le et al. 1999, Dorneles et al. 2008a, Schilithz 2010, 2013).

No Brasil, a espécie de cetáceo de maior preocupação ecotoxicológica é o boto-cinza (*Sotalia guianensis*), devido aos elevados níveis de compostos tóxicos persistentes e bioacumulativos (PBTs) que têm sido encontrados em seus tecidos (Yogui et al. 2003, Kajiwara et al. 2004, Dorneles et al. 2007, 2008a, 2008b, 2010, Lailson-Brito et al. 2010, Schilithz 2010, Bisi et al. 2012, Lailson-Brito et al. 2012a, Schilithz, 2013). Entretanto, poucas investigações abordaram a avaliação da exposição de populações da espécie aos organoestânicos até o presente (Dorneles et al. 2008a, Schilithz 2010, 2013).

Até o momento, há uma carência de informação sobre o limite das concentrações de BTs, que podem induzir efeitos adversos à saúde de mamíferos marinhos (Choi et al. 2011). A partir de experimentos *in vitro*, utilizando linfócitos isolados de sangue periférico em botos de Dall (*Phocoenoides dalli*), foram sugeridos níveis citotóxicos de 100ng/g de DBT e níveis acima desse valor para TBT (Nakata et al. 2002).

A ação sinérgica de OTs com outras substâncias tóxicas como bifenilas policloradas (PCBs) não está excluída. Estudos realizados em golfinhos-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*), enalhados ao longo da costa Leste e Oeste da Flórida, sugeriram que compostos organoestânicos, juntamente com elevados níveis de PCBs, podem ter contribuído para a supressão imunológica levando a uma elevação na taxa de mortalidade (Kannan et al. 1997). No século XX, foram documentadas a ocorrência de 11 casos de mortalidade em massa de mamíferos marinhos, sendo que 9 desses casos ocorreram a partir da década de 70 em países desenvolvidos e industrializados levando a crer que os efeitos nocivos observados podem ter sido oriundos de contaminantes tóxicos resultantes do crescimento populacional e industrial (Simmonds 1991).

Estudo prévio indicou concentrações de BTs em botos-do-porto (*Phocoena phocoena*) enalhados, significativamente superiores aos capturados acidentalmente em redes de pesca nas águas da Dinamarca (Strand et al. 2005). Da mesma forma, na Costa da Califórnia, tem sido relatadas diferenças significativas de BTs entre lontras com doenças

infecciosas e lontras não infectadas (Kannan et al. 1998, Murata et al. 2008).

## INFLUÊNCIA DE PARÂMETROS BIOLÓGICOS

Alguns estudos revelaram que as concentrações de BTs podem aumentar significativamente com o comprimento do corpo em diversas espécies como a baleia minke boreal (Choi et al. 2011). Apesar da degradação de BTs no fígado de mamíferos ser possível (Lee 1991, Kannan et al. 1997), tal processo parece ser lento, de forma que as concentrações detectadas podem refletir no equilíbrio entre a absorção e as taxas de eliminação. A ingestão de BTs através da alimentação em indivíduos maduros da baleia minke boreal, na Coréia, indicou ser maior do que as taxas de excreção desses compostos, resultando no padrão de acumulação crescente de BTs (Choi et al. 2011). Em outros estudos, as concentrações de BTs aumentaram com o comprimento do corpo em mamíferos jovens e, em seguida, foram constantes após o crescimento completo (Kim et al. 1996, Kannan et al. 1997, Tanabe 1999, Takahashi et al. 2000, Strand et al. 2005, Nakayama et al. 2009, Choi et al. 2011).

Embora muitos autores relatem diferença significativa na acumulação de compostos tóxicos persistentes e bioacumulativos (PBTs) em relação ao sexo em mamíferos marinhos (Nyman et al. 2002, Tuerk et al. 2005, Park et al. 2010), não houve nenhum registro sobre essas diferenças entre OTs e estanho total em cetáceos (Kim et al. 1996, Kannan et al. 1997, Takahashi et al. 2000, Ciesielski et al. 2004, Strand et al. 2005, Dorneles et al. 2008a, Schilithz 2010, 2013). Choi et al. (2011) encontraram maiores concentrações de BTs em machos maduros de golfinho-comum-de-bico-longo do que nas fêmeas maduras, apesar de não terem encontrado diferença significativa entre os sexos ( $p=0.253$ ). Isso pode ser atribuído às transferências mínimas desses compostos pelas vias placentária e lactacional (Kannan et al. 1997, Tanabe 1999).

O mesmo já foi relatado em relação ao metilmercúrio, visto que fêmeas podem transferir pequenas cargas deste organometálico para seus filhotes via placenta e amamentação, não interferindo na carga total da mãe (Lailson-Brito et al. 2012a). Assim, observa-se um padrão distinto para organometálicos e organohalogenados, visto que, uma eficiente transferência mãe-filhote tem sido observada para os últimos (Aguilar et al. 1999, Dorneles et al. 2008b, 2010).

## TRANSFERÊNCIA PLACENTÁRIA

Através de análises de amostras de fígado de um par mãe-feto de orca (Tanabe et al. 1998), par mãe-feto de botos-de-dall (Yang & Miyazaki 2006), feto de golfinho-comum-de-bico-curto (*Delphinus delphis*) (Focardi et al. 2000), neonato de boto-do-porto (Kannan & Falandysz 1997) e neonato de beluga (*Delphinapterus leucas*) (St-Louis et al. 2000), a transferência placentária de compostos butilostânicos foi observada em cetáceos, além de tal transferência ter sido demonstrada, também, para fenilostânicos em botos-de-dall (Yang et al. 2007) e para estanho total em boto-cinza (Dorneles et al. 2008a, Schilithz 2010, 2013).

Amostras de fígado obtidas de 11 golfinhos, compreendendo golfinhos-nariz-de-garrafa, golfinhos-lustrados (*Stenella coeruleoalba*) e um golfinho-comum (feto), indicaram que a mais elevada concentração hepática de  $\Sigma$ BT (4352ng/g, peso úmido) foi determinada no feto (Focardi et al. 2000). As altas concentrações encontradas em cetáceos jovens têm sido atribuídas à transferência mãe-filhote (Strand et al. 2005, Dorneles et al. 2008a). Embora a transferência placentária de OTs ocorra, esta não é suficiente para produzir concentrações menores em fêmeas do que em machos como ocorre com compostos organohalogenados (Kim et al. 1996). A transferência placentária de OTs pode ser limitada por mecanismos fisiológicos da mãe, em processo similar ao relatado para outros organometálicos, como os organomercuriais (Yang et al. 2004).

Dorneles et al. (2008a), ao determinarem as concentrações hepáticas de  $\Sigma$ Sn em botos-cinza da Baía de Guanabara, puderam observar elevados níveis em fetos e neonatos, sugerindo a transferência placentária de compostos organoestânicos. Tal afirmação fundamenta-se no fato de que a transferência placentária de estanho inorgânico não foi demonstrada. Os dados referentes à transferência placentária em botos da Baía de Guanabara são reforçados pela elevada concentração hepática de estanho total determinada em um neonato oriundo do referido estuário (2107ng/g, peso úmido).

## CONTAMINAÇÃO GLOBAL

Dados sobre as concentrações de OTs em mamíferos marinhos são relativamente escassos, sendo que a maioria dos estudos em tecidos de cetáceos concentram-se no Hemisfério Norte, onde acreditava-se que existiriam maiores concentrações de PBTs. No

entanto, estudos recentes encontraram valores similares em cetáceos do Hemisfério Sul, como os reportados para  $\Sigma$ Sn em botos-cinza no Brasil (Dorneles et al. 2008a, Schilithz 2010, 2013). A exposição de cetáceos aos OTs em águas brasileiras foi reportada em poucos estudos, onde foram avaliadas concentrações de estanho total em amostras coletadas na região sudeste e sul do País (Dorneles et al. 2008a, Schilithz 2010, 2013). No estudo realizado por Dorneles et al. (2008a), as concentrações hepáticas de  $\Sigma$ Sn de botos-cinza da Baía de Guanabara foram comparadas estatisticamente com os dados brutos expostos por Parsons (1999) de botos-sem-nadadeira e de golfinhos-corcundas-do-Indo-Pacífico (*Sousa chinensis*) originários de Hong Kong, uma área que abriga um dos maiores portos do mundo. Os botos da Baía de Guanabara exibiram concentrações de  $\Sigma$ Sn significativamente mais elevadas do que os golfinhos-corcundas-do-Indo-Pacífico e os botos-sem-nadadeira, sendo possível verificar que os níveis de  $\Sigma$ Sn verificados nos botos da Baía de Guanabara encontram-se entre as maiores concentrações de  $\Sigma$ Sn já relatadas para cetáceos. A Tabela 1 apresenta uma revisão de estudos anteriormente realizados com compostos butilostânicos nos tecidos hepáticos de algumas espécies de odontocetos.

Os dados listados na Tabela 1 indicaram que os cetáceos que habitam águas costeiras apresentaram maiores concentrações hepáticas de BTs do que as espécies que habitam regiões oceânicas. Isso ocorre provavelmente devido a graus distintos de exposição aos compostos organoestânicos, de acordo com a distância desde as fontes de contaminação ambiental. Existe uma grande possibilidade de que áreas costeiras de atividade portuária intensa e elevada urbanização e industrialização tenham se tornado os “hot spots” mundiais para a poluição marinha por compostos orgânicos de estanho (Dorneles et al. 2008a). Esses compostos possuem uma baixa taxa de transporte, tanto advectivo quanto atmosférico, o que explica as baixíssimas concentrações na província oceânica (Tanabe 1999). Com exceção da orca e da falsa-orca, que sabidamente (orca) ou supostamente (falsa-orca) exercem predação sobre outros mamíferos marinhos, todos os odontocetos listados na Tabela 1 se alimentam principalmente de cefalópodes e peixes teleósteos (Jefferson et al. 1993). Entretanto, apesar da clara relação entre distância do habitat

relativamente às fontes e nível de exposição, não deve ser descartada a contribuição de diferentes dietas para as concentrações hepáticas de BTs observadas. Através dos dados ilustrados na Tabela 1, podemos observar ainda, que os cetáceos do Japão apresentaram as maiores concentrações hepáticas de BTs. O Japão é considerado uma área altamente poluída que possui grandes concentrações de indústrias, empresas de construção naval, energia nuclear, além de ser densamente habitada, implicando em sérios problemas relativos à contaminação ambiental (Murai et al. 2008). Os ecossistemas aquáticos de países desenvolvidos, como o Japão, possuem uma maior concentração de áreas com intensa atividade portuária, assim como contribuições mais significativas de descargas industriais, que indicam um contínuo input de OTs nessas regiões. Os altos níveis encontrados nas espécies costeiras de cetáceos em diversos países desenvolvidos indicam ainda que, apesar do controle no uso desses compostos, em especial do TBT, em tintas anti-incrustantes, ter se iniciado na década de 80, a contaminação por tais xenobióticos continua presente nos ecossistemas marinhos (Le et al. 1999, Yang et al. 2005, Murai et al. 2008). Na Groelândia, podemos

observar a presença de resíduos de BTs nos botos-do-porto mostrando que os compostos organoestânicos também se espalharam para a região do Ártico, embora as concentrações sejam baixas.

Aparentemente, as maiores concentrações hepáticas de BTs foram encontradas em indivíduos coletados na década de 80 (pré-banimento do TBT). Isto pode ser observado em botos-do-índico do Japão analisados em diferentes estudos (Tabela 1). Iwata et al. (1995) encontraram valores de  $\Sigma$ BTs mínimos de 1120 e máximos de 10200 (ng/g peso úmido), sendo estes amostrados entre os anos de 1981 e 1994, enquanto Nakayama et al. (2009) ao analisar esses compostos nessa mesma espécie e mesmo local, encontraram valores de  $\Sigma$ BTs entre 37 e 6100 (ng/g peso úmido) com amostragem entre os anos de 1998 e 2007. O mesmo pôde ser demonstrado em orcas coletadas em diferentes épocas de amostragem no Japão (Tabela 1). Isto constitui informação importante quando se considera que o movimento para restringir o uso do TBT como agente anti-incrustante se iniciou no final da década de 1980 (Alzieu 2000), porém existem fatores complicadores para tal abordagem, sendo necessária a verificação de dados de idades dos indivíduos estudados.

**Tabela 1.** São apresentadas informações relativas a espécies, local e data de coleta, N (número de indivíduos), CT (comprimento total, em cm), bem como valores mínimos e máximos de concentrações hepáticas de compostos butilostânicos (ng/g, peso úmido) de odontocetos de todo o mundo.

ESPÉCIES	LOCAL	N	CT (CM) MÍN-MÁX	$\Sigma$ BTs (ng/g p.u.) MÍN-MÁX	AMOSTRAGEM	REFERÊNCIA
<i>PHOCOENOIDES DALLI</i> BOTO-DE-DALL	JAPÃO	3	163-195	340-1000	1995	TANABE ET AL. 1998 <sup>B</sup>
<i>PHOCOENOIDES DALLI</i> BOTO-DE-DALL	JAPÃO	1	206	100	2000	YANG ET AL. 2006 <sup>A</sup>
<i>PHOCOENOIDES DALLI</i> BOTO-DE-DALL	JAPÃO	1	187	194	2001	YANG & MYAZAKHI 2006 <sup>A</sup>
<i>NEOPHOCAENA PHOCAENOIDES</i> BOTO-SEM-NADADEIRA	JAPÃO	3	139-162	1120- 10200	1981-1994	IWATA ET AL. 1995
<i>NEOPHOCAENA PHOCAENOIDES</i> BOTO-SEM-NADADEIRA	JAPÃO	82	72-195	37-6100	1998-2007	NAKAYAMA ET AL. 2009
<i>NEOPHOCAENA PHOCAENOIDES</i> BOTO-SEM-NADADEIRA	CHINA	5	146-168	730-1200	1990-1991	TANABE ET AL. 1998 <sup>B</sup>
<i>NEOPHOCAENA PHOCAENOIDES</i> BOTO-SEM-NADADEIRA	CHINA	4	145-163	3000-7900	2000-2001	NAKAYAMA ET AL. 2009
<i>PHOCOENA PHOCOENA</i> BOTO-DO-PORTO	TURQUIA	27	105-139	89-219	1993	MADHUSREE ET AL. 1997
<i>PHOCOENA PHOCOENA</i> BOTO-DO-PORTO	DINAMARCA	35	71-165	280-4600	1998-1999	STRAND ET AL. 2005
<i>PHOCOENA PHOCOENA</i> BOTO-DO-PORTO	GROELÂNDIA	3	> 120	2-18	1999	STRAND ET AL. 2005
<i>SOUSA CHINENSIS</i> GOLFINHO-CORCUNDA-DO-ÍNDIO- PACÍFICO	ÍNDIA	4	194 - 225	67 - 200	1988-1992	TANABE ET AL. 1998 <sup>B</sup>

Continua

ESPÉCIES	LOCAL	N	CT (CM) MÍN-MÁX	ΣBTs (ng/g p.u.) MÍN-MÁX	AMOSTRAGEM	REFERÊNCIA
<i>TURSIOPS TRUNCATUS</i> GOLFINHO-NARIZ-DE-GARRAFA	ÍNDIA	4	169-230	53-170	1988-1992	TANABE <i>ET AL.</i> 1998 <sup>B</sup>
<i>TURSIOPS TRUNCATUS</i> GOLFINHO-NARIZ-DE-GARRAFA	ITÁLIA	2	300-320	1200-2200	1992	KANNAN <i>ET AL.</i> 1996 <sup>B</sup>
<i>TURSIOPS TRUNCATUS</i> GOLFINHO-NARIZ-DE-GARRAFA	EUA	17	-	110-11340	1989-1994	KANNAN <i>ET AL.</i> 1997 <sup>B</sup>
<i>LAGENODELPHIS HOSEI</i> GOLFINHO-DE-FRASER	FILIPINAS	2	221-225	89-98	1996	TANABE <i>ET AL.</i> 1998 <sup>B</sup>
<i>STENELLA LONGIROSTRIS</i> GOLFINHO-ROTADOR	INGLATERRA E GALES	2	219	160-310	1996	LAW <i>ET AL.</i> 1999
<i>DELPHINUS DELPHIS</i> GOLFINHO-COMUM-DE-BICO- CURTO	INGLATERRA E GALES	2	208-209	190-260	1998	LAW <i>ET AL.</i> 1999
<i>DELPHINUS CAPENSIS</i> GOLFINHO-COMUM-DE-BICO- LONGO	CORÉIA	2	-	59-412	2006	CHOI <i>ET AL.</i> 2011
<i>GRAMPUS GRISEUS</i> GOLFINHO-DE-RISSO	INGLATERRA E GALES	2	207-262	65-80	1992-1994	LAW <i>ET AL.</i> 1999
<i>GRAMPUS GRISEUS</i> GOLFINHO-DE-RISSO	JAPÃO	35	146-287	550-6000	1991	KIM <i>ET AL.</i> 1996 <sup>B</sup>
<i>STENELLA LONGIROSTRIS</i> GOLFINHO ROTADOR	FILIPINAS	2	182-192	42-67	1996	TANABE <i>ET AL.</i> 1998 <sup>B</sup>
<i>STENELLA FRONTALIS</i> GOLFINHO-PINTADO-DO- ATLÂNTICO	EUA	2	-	80-630	1991-1994	KANNAN <i>ET AL.</i> 1997 <sup>B</sup>
<i>LAGENORHYNCHUS ALBIROSTRIS</i> GOLFINHO-DE-BICO-BRANCO	INGLATERRA E GALES	2	215-257	140-170	1995-1998	LAW <i>ET AL.</i> 1999
<i>GLOBICEPHALA MACRORHYNCHUS</i> BALEIA PILOTO	AYUKAWA, JAPÃO	7	355-658	1300-2600	1985-1986	TANABE <i>ET AL.</i> 1998 <sup>B</sup>
<i>GLOBICEPHALA MACRORHYNCHUS</i> BALEIA-PILOTO-DE-PEITORAIS- CURTAS	TAILÂNDIA	1	338	546	2001	HARINO <i>ET AL.</i> 2007 <sup>A</sup>
<i>GLOBICEPHALA MELAS</i> BALEIA-PILOTO-DE-PEITORAIS- LONGAS	INGLATERRA E GALES	1	502	22	1997	LAW <i>ET AL.</i> 1999
<i>BERARDIUS BAIRDII</i> BALEIA-BICUDA-DE-BAIRD	JAPÃO	3	930-1060	110-310	1988	TANABE <i>ET AL.</i> 1998 <sup>B</sup>
<i>MESOPLODON STEJNEGERI</i> BALEIA-BICUDA-DE-STEJNEGER	JAPÃO	1	429	400	1993	TANABE <i>ET AL.</i> 1998 <sup>B</sup>
<i>MESOPLODON GINKGODENS</i> BALEIA-BICUDA-DE-GINKGO	JAPÃO	1	479	330	1993	TANABE <i>ET AL.</i> 1998 <sup>B</sup>
<i>MESOPLODON DENSIROSTRIS</i> BALEIA-BICUDA-DE-BLAINVILLE	INGLATERRA E GALES	1	411	30	1993	LAW <i>ET AL.</i> 1999
<i>MESOPLODON BIDENS</i> BALEIA-BICUDA-DE-SOWERBY	INGLATERRA E GALES	1	444	60	1998	LAW <i>ET AL.</i> 1999
<i>HYPEROODON AMPULLATUS</i> BALEIA-NARIZ-DE-GARRAFA-DO- NORTE	INGLATERRA E GALES	1	610	30	1998	LAW <i>ET AL.</i> 1999
<i>KOGIA BREVICEPS</i> CACHALOTE PIGMEU	EUA	3	-	350-410	1991-1994	KANNAN <i>ET AL.</i> 1997 <sup>B</sup>
<i>KOGIA BREVICEPS</i> CACHALOTE PIGMEU	JAPÃO	1	270	230	1997	TANABE <i>ET AL.</i> 1998 <sup>B</sup>
<i>KOGIA BREVICEPS</i> CACHALOTE PIGMEU	INGLATERRA E GALES	1	276	85	1997	LAW <i>ET AL.</i> 1999
<i>PHYSETER MACROCEPHALUS</i> CACHALOTE	TAILÂNDIA	1	815	285	1998	HARINO <i>ET AL.</i> 2007 <sup>A</sup>
<i>PSEUDORCA CRASSIDENS</i> FALSA ORCA	TAILÂNDIA	2	339-353	2830-4860	1997-1998	HARINO <i>ET AL.</i> 2007 <sup>A</sup>
<i>ORCINUS ORCA</i> ORCA	JAPÃO	5	271-765	38-676	2005	HARINO <i>ET AL.</i> 2008 <sup>A</sup>
<i>ORCINUS ORCA</i> ORCA	JAPÃO	3	598-636	2200-2700	1986	TANABE <i>ET AL.</i> 1998 <sup>B</sup>
<i>ORCINUS ORCA</i> ORCA	JAPÃO	9	271-765	13-770	2005	KAJIWARA <i>ET AL.</i> 2006 <sup>B</sup>

<sup>a</sup> Concentrações de BTs expressas em (ng Sn/g peso úmido); <sup>b</sup> Concentrações de BTs expressas em (ng ΣBT/g peso úmido)

Existem poucos dados disponíveis na literatura em relação às concentrações de compostos organoestânicos em mysticetos. Na Tabela 2 estão disponibilizados valores de concentrações hepáticas de BTs nestas espécies. Os mysticetos apresentaram

concentrações de compostos butilestânicos menores que os odontocetos. Possíveis explicações para esse fato seriam as diferenças na dieta entre os cetáceos dentados e de barbatana e o maior comprimento das teias tróficas das quais cetáceos dentados fazem parte.

**Tabela 2.** São apresentadas informações relativas a espécies, local e data de coleta, N (número de indivíduos), CT (comprimento total, em cm), bem como valores mínimos e máximos de concentrações hepáticas de compostos butilestânicos (ng/g, peso úmido) de mysticetos de diferentes regiões do globo.

ESPÉCIES	LOCAL	N	CT (cm) MÍN - MÁX	ΣBTs (ng/g p.u.) MÍN - MÁX	AMOSTRAGEM	REFERÊNCIA
<i>Balaenoptera physalus</i> Baleia fin	Inglaterra e Gales	1	1660	20	1992	Law <i>et al.</i> 1999
<i>Balaenoptera acutorostrata</i> Baleia minke	Inglaterra e Gales	1	467	55	1996	Law <i>et al.</i> 1999
<i>Balaenoptera acutorostrata</i> Baleia minke	Coréia	3	-	16-297	2006	Choi <i>et al.</i> 2011
<i>Balaenoptera edeni</i> Baleia de bryde	Tailândia	2	373 - 430	58 - 147	1999-2002	Harino <i>et al.</i> 2007

## CONCLUSÕES

Podemos concluir que os estudos referentes a compostos butilestânicos estão em sua grande maioria concentrados nos países desenvolvidos. Estudos adicionais são necessários para comprovar a existência de diferença significativa das concentrações de OTs entre os sexos. No que diz respeito à transferência placentária de compostos butilestânicos em cetáceos, os dados contrastantes entre os diferentes estudos demonstram claramente que pesquisas adicionais são necessárias para uma melhor compreensão em relação ao grupo animal em questão. Os dados disponíveis apontam que as áreas costeiras de atividade portuária e elevada urbanização tenham se tornado os “hot spots” mundiais para a contaminação marinha por compostos orgânicos de estanho. Existe transferência trófica de compostos organoestânicos no ecossistema aquático. As diferenças nas concentrações hepáticas de butilestânicos entre as diversas espécies de odontocetos são provavelmente resultantes de diferentes habitats. Os dados mostraram que as menores concentrações de compostos butilestânicos nos mysticetos em relação aos odontocetos se devem a diferenças relacionadas às áreas de alimentação e à dieta / posição trófica. Apesar do banimento do TBT,

estudos adicionais são necessários para o monitoramento de resíduos organoestânicos em mamíferos marinhos, principalmente nos grupos de animais que habitam as águas costeiras de países desenvolvidos e em desenvolvimento.

**AGRADECIMENTOS:** Aos revisores anônimos que contribuíram para a versão final do trabalho com críticas e sugestões. Priscila Schilithz foi bolsista da CAPES. José Lailson-Brito é Bolsista do Programa Prociência UERJ/FAPERJ, Bolsista do Programa Jovem Cientista do Estado do Rio de Janeiro/FAPERJ e bolsista de produtividade do CNPq (Proc. 305303/2010-4).

## REFERÊNCIAS

- Aguilar, A.; Borrel, A. & Pastor, T. 1999. Biological factors affecting variability of persistent pollutant levels in cetaceans. Pp. 83-116. In: Reijnders, P.J.H., Aguilar, A., Donovan, G.P. (eds). Chemical Pollutants and Cetaceans. J. Cetacean Res. Manage. (Special Issue 1).
- Aguirre, A. A. & Tabor, G. M. 2004. Marine Vertebrates as Sentinels of Marine Ecosystem Health. *EcoHealth*, 1: 236-238, <http://dx.doi.org/10.1007/s10393-004-0091-9>
- Al-Ghais, S.M.; Ahmad, S.; Abi, B. 2000. Differential inhibition of xenobiotic-metabolizing carboxylesterases by organotins in marine fish. *Ecotoxicol. Environ. Safe.* 46: 258-264, <http://dx.doi.org/10.1006/eesa.2000.1928>

- Almeida, W. I.; Vieira, P.R.; Cardoso, A.M.; Silveira, C. B.; Costa, R. G.; Gonzalez, A.M.; Paranhos, R.; Medeiros, J.A.; Freitas, F.A.; Albano, R.M.; Martins, O.B. 2009. Archaeal and bacterial communities of heavy metal contaminated acidic waters from zinc mine residues in Sepetiba Bay. *Extremophiles*, 13:263–271, <http://dx.doi.org/10.1007/s00792-008-0214-2>
- Alzieu, C. 1991. Environmental problems caused by TBT in France: assessment, regulations, prospects. *Marine Environmental Research*, 32: 7-17, [http://dx.doi.org/10.1016/0141-1136\(91\)90029-8](http://dx.doi.org/10.1016/0141-1136(91)90029-8)
- Alzieu, C. 1998. Tributyltin: case study of a chronic contaminant in the coastal environment. *Ocean & Coastal Management*, 40: 23-26, [http://dx.doi.org/10.1016/S0964-5691\(98\)00036-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0964-5691(98)00036-2)
- Alzieu, C. 2000. Environmental impact of TBT: the French experience. *Science of the Total Environment*, 258: 99-102, [http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00510-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00510-6)
- Augier, H.; Park, W. K. & Ronneau, C. 1993. Mercury contamination of the striped dolphin, *Stenella coeruleoalba*, from the French Mediterranean coasts. *Marine Pollution Bulletin*, 26: 306-310, [http://dx.doi.org/10.1016/0025-326X\(93\)90572-2](http://dx.doi.org/10.1016/0025-326X(93)90572-2)
- Berman, E. 1980. *Toxic Metals and Their Analysis*. Heyden, London. Universidade da Califórnia, Califórnia. 293p.
- Bisi, T.L.; Lepoint, G.; Azevedo, A.F.; Dorneles, P.R.; Flach, L.; Das, K.; Malm, O. & Lailson-Brito, J. 2012. Trophic relationships and mercury biomagnification in Brazilian tropical coastal food webs. *Ecological Indicators*, 18: 291-302, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.11.015>
- Bossart, G.D. 2006. Marine mammals as sentinel species for oceans and human health. *Oceanography*, 19: 134-137, <http://dx.doi.org/10.5670/oceanog.2006.77>
- Bouchard, N.; Pelletier, E.; Fournier, M. 1999. Effects of butyltin compounds on phagocytic activity of hemocytes from three marine bivalves. *Environ. Toxicol. Chem*, 18: 519–522, <http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620180321>
- Castro, Í. B.; Arroyo, M. F.; Costa, P. G., & Fillmann, G. 2011. Butyltin compounds and imposex levels in Ecuador. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 1–10, <http://dx.doi.org/10.1007/s00244-011-9670-2>.
- Champ, M.A. & Seligman, P.F. 1996. An introduction to organotin compounds and their use in antifouling coatings. Pp. 1 – 26. In: Champ and Seligman, editors. Capítulo 1. Organotin: environmental fate and effects. London: Chapman & Hall, 623p. [http://dx.doi.org/10.1007/978-94-009-1507-7\\_1](http://dx.doi.org/10.1007/978-94-009-1507-7_1)
- Choi, M.; Moon, H.B.; Yu, J.; Eom, J.Y.; Choi, H.G. 2009. Butyltin Contamination in Industrialized Bays Associated with Intensive Marine Activities in Korea. *Arch Environ Contam Toxicol*, 57:77–85, <http://dx.doi.org/10.1007/s00244-008-9235-1>.
- Choi, M.; Moon, Y.B.; An, Y.R.; Choi, S.G.; Choi, H.G. 2011. Accumulation of butyltin compounds in cetaceans from Korean coastal Waters. *Marine Pollution Bulletin*, 62: 1120–1123, <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.03.013>
- Ciesielski, R.; Wasik, A.; Kuklik, I.; Skora, K.; Namiesnik, J. & Szefer, P. 2004. Organotin compounds in the liver tissue of marine mammals from the Polish coast and the Baltic Sea. *Environmental Science and Technology*, 38: 1415-1420, <http://dx.doi.org/10.1021/es034790z>
- Colborn, T. & Smolen, M. J. 1996. Epidemiological analysis of persistent organochlorine contaminants in cetaceans. *Rev. Environ. Contam. Toxicol*, 146: 91–172, [http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4613-8478-6\\_4](http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4613-8478-6_4)
- Dorneles, P.R.; Lailson-Brito, J.; Santos, R.A.; Costa, P.A.S.; Malm, O.; Azevedo, A.F. & Torres, J.P.M. 2007. Cephalopods and cetaceans as indicators of offshore bioavailability of cadmium off Central South Brazil Bight. *Environmental Pollution*, 148: 352-359, <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2006.09.022>
- Dorneles, P.R.; Lailson-Brito, J.; Fernandez, M.A.S.; Vidal, L.G.; Barbosa, L.A.; Azevedo, A.F.; Fragoso, A.B.L.; Torres, J.P.M. & Malm, O., 2008a. Evaluation of cetacean exposure to organotin compounds in Brazilian waters through hepatic total tin concentrations. *Environmental Pollution*, 149, <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2008.03.007>
- Dorneles, P.R.; Lailson-Brito, J.; Azevedo, A.F.; Meyer, J.; Vidal, L.G.; Fragoso, A.B.L.; Torres, J.P.M.; Malm, O.; Blust, R. & Das, K. 2008b. High Accumulation of Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) in Marine Tucuxi Dolphins from Brazilian Coast. *Environmental Science and Technology*, 42: 5368–5373, <http://dx.doi.org/10.1021/es800702k>
- Dorneles, P.R.; Lailson-Brito, J.; Dirtu, A.C.; Weijs, L.; Azevedo, A.F.; Torres, J.P.M.; Malm, O.; Neels, H.; Blust, R.; Das, K. & Covaci, A. 2010. Anthropogenic and naturally-produced organobrominated compounds in marine mammals from Brazil. *Environment International*, 36: 60-67, <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2009.10.001>
- Evans, S. J. 1999. Tributyltin Pollution: the catastrophe that never happened. *Marine Pollution Bulletin*, 38: 629-636, [http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X\(99\)00040-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X(99)00040-5)
- Fent, K.; Hunn, J. 1993. Effects of tributyltin in vivo on hepatic cytochrome P450 forms in marine fish. *Aquatic Toxicology*, 24: 219-240, [http://dx.doi.org/10.1016/0166-445X\(93\)90073-A](http://dx.doi.org/10.1016/0166-445X(93)90073-A)
- Fent, K. 1996. Ecotoxicology of organotin compounds. *Critical Review of Toxicology*, 26: 1-117, <http://dx.doi.org/10.3109/10408449609089891>
- Fernandez, M. A.; Limaverde, A. M.; Castro, I. B.; Terra, A. C. & Wagener, A. L. R. 2002. Occurrence of imposex in *Thais haemastoma*: Evidences of environmental contamination derived from organotin compounds in Rio de Janeiro and Fortaleza, Brazil. *Cadernos de Saúde Pública, Reports in Public Health*, 18(2): 463-476, <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-311X2002000200011>
- Fernández-Alba, A. R. 2002. Toxicity evaluation of single and mixed antifouling biocides measured with acute toxicity bioassays. *Analytica Chimica Acta*, 456: 303-312, [http://dx.doi.org/10.1016/S0003-2670\(02\)00037-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0003-2670(02)00037-5)
- Focardi, S.; Corsolini, S.; Aurigi, S.; Pecetti, G.; Sanchez-Hernandez, J.C. 2000. Accumulation of butyltin compounds in dolphins stranded along the Mediterranean coasts. *Applied Organometallic Chemistry*, 14: 48–56, [http://dx.doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-0739\(200001\)14:1<48::AID-AOC958>3.0.CO;2-X](http://dx.doi.org/10.1002/(SICI)1099-0739(200001)14:1<48::AID-AOC958>3.0.CO;2-X)
- Godoi, L.F.A.; Silva, F.M. & Favoreto, R. 2003. Contaminação ambiental por compostos organoestânicos. *Química Nova*, 26(5): 708-716, <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422003000500015>
- Gray, J.S. 2002. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. *Marine Pollution Bulletin*, 45: 46-52, [http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00323-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00323-X)
- Guruge, K. S.; Iwata, H.; Tanaka, H. & Tanabe, S. 1997. Butyltin Accumulation in the Liver and Kidney of Seabirds. *Marine Environmental Research*, 44: 191-199, [http://dx.doi.org/10.1016/S0141-1136\(97\)00001-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0141-1136(97)00001-9)
- Harino, H.; Ohji, M.; Wattayakorn, G.; Arai, T.; Adulyanukosol, K. & Miyazaki, N. 2007. Accumulation of organotin compounds in tissues and organs of stranded whales along the coasts of Thailand. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 53: 119-125, <http://dx.doi.org/10.1007/s00244-006-0254-5>

- Harino, H.; Ohji, M.; Brownell, R.L.; Arai, T. & Miyazaki, N. 2008. Concentrations of organotin compounds in the stranded killer whales from Rausu, Hokkaido, Japan. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 55: 137-142, <http://dx.doi.org/10.1007/s00244-007-9107-0>
- Hiles, R.A. 1974. Absorption, distribution and excretion of inorganic tin in rats. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 27: 366–379, [http://dx.doi.org/10.1016/0041-008X\(74\)90208-7](http://dx.doi.org/10.1016/0041-008X(74)90208-7)
- Hoch, M. 2001. Organotin compounds in the environment – an overview. *Applied Geochemistry*, 16: 719-753, [http://dx.doi.org/10.1016/S0883-2927\(00\)00067-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0883-2927(00)00067-6)
- IMO. 2002. Anti-fouling systems. In: Focus on IMO. Disponível em [http://www.imo.org/includes/blastDataOnly.asp/data\\_id%3D7986/FOULING2003.pdf](http://www.imo.org/includes/blastDataOnly.asp/data_id%3D7986/FOULING2003.pdf)
- Iwata, H.; Tanabe, S.; Mizuno, T. & Tatsukawa, R. 1995. High accumulation of toxic butyltins in marine mammals from Japanese coastal waters. *Environmental Science and Technology*, 29: 2959-2962, <http://dx.doi.org/10.1021/es00012a011>
- Jefferson, T.A.; Leatherwood, S.; Webber, M.A. 1993. *FAO Species Identification Guide, Marine Mammals of the World*. UNEP-FAO, Rome. 320p.
- Kajiwara, N.; Matsuoka, S.; Iwata, H.; Tanabe, S.; Rosas, F.C.W.; Fillmann, G. & Readman, J.W. 2004. Contamination by persistent organochlorines in cetaceans incidentally caught along Brazilian coastal waters. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 46: 124-134, <http://dx.doi.org/10.1007/s00244-003-2239-y>
- Kajiwara, N.; Kunisue, T.; Kamikawa, S.; Ochi, Y.; Yano, S.; Tanabe, S. 2006. Organohalogen and organotin compounds in killer whales mass-stranded in the Shiretoko Peninsula, Hokkaido, Japan. *Marine Pollution Bulletin* 52: 1066–1076, <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.01.011>
- Kannan, K. & Falandysz, F. 1997. Butyltin residues in sediment, fish, fish-eating birds, harbour porpoise and human tissues from the Polish Coast of the Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 34: 203-207, [http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X\(96\)00146-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X(96)00146-4)
- Kannan, K.; Corsolini, S.; Focardi, S.; Tanabe, S. & Tatsukawa, R. 1996. Accumulation Pattern of Butyltin Compounds in Dolphin, Tuna, and Shark Collected from Italian Coastal Waters. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 31: 19-23, <http://dx.doi.org/10.1007/BF00203903>
- Kannan, K.; Senthilkumar, K.; Loganathan, B.G.; Takahashi, S.; Odell, D.K. & Tanabe, S. 1997. Elevated accumulation of tributyltin and its breakdown products in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) found stranded along the US Atlantic and Gulf coasts. *Environmental Science and Technology*, 31:296-301, <http://dx.doi.org/10.1021/es9720063>
- Kannan, K.; Guruge, K.S.; Thomas, N.J.; Tanabe, S. & Giesy, J.P. 1998. Butyltin residues in southern sea otters (*Enhydra lutris nereis*) found dead along California coastal waters. *Environmental Science and Technology*, 32:1169-1175, <http://dx.doi.org/10.1021/es970914u>
- Kim, G. B.; Lee, J. S.; Tanabe, S.; Iwata, H.; Tatsukawa, R. & Shimazaki, K. 1996. Specific accumulation and distribution of butyltin compounds in various organs and tissues of the Steller Sea Lion (*Eumetopias jubatus*): comparison with organochlorine accumulation pattern. *Marine Pollution Bulletin*, 32(7): 558-563, [http://dx.doi.org/10.1016/0025-326X\(96\)84576-0](http://dx.doi.org/10.1016/0025-326X(96)84576-0)
- Kotrikla, A. 2009. Environmental management aspects for tbt antifouling wastes from the shipyards. *Journal of Environmental Management*, 90: 77-85, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.07.017>
- Lailson-Brito, J.; Dorneles, P.R.; Da Silva, V.M.F.; Martin, A.R.; Bastos, W.R.; Azevedo-Silva, C.E.; Azevedo, A.F.; Torres, J.P.M.; Malm, O. 2008. Dolphins as indicators of micropollutant trophic flow in Amazon basin. *Oecologia Brasiliensis*, 12: 531–541. Disponível em: <http://www.oecologiaaustralis.org/ojs/index.php/oa/article/view/121/46>.
- Lailson-Brito, J.; Dorneles, P.R.; Azevedo-Silva, C.E.; Azevedo, A.F.; Vidal, L.G.; Zanelatto, R.C.; Lozinski, C.P.C.; Azeredo, A.; Fragoso, A.B.L.; Cunha, H.A.; Torres, J.P.M. & Malm, O. 2010. High organochlorine accumulation in blubber of Guiana dolphin, *Sotalia guianensis*, from Brazilian coast and its use to establish geographical differences among populations. *Environmental Pollution*, 158: 1800-1808, <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2009.11.002>
- Lailson-Brito, J.; Dorneles, P.R.; Azevedo-Silva, C.E.; Azevedo, A. F.; Vidal, L.G.; Marigo, J.; Bertozzi, C.; Zanelatto, R.C.; Bisi, T.L.; Malm, O. & Torres, J. P. 2011. Organochlorine concentrations in franciscana dolphins, *Pontoporia blainvillei*, from Brazilian Waters. *Chemosphere*, 84: 882-887, <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.06.018>
- Lailson-Brito, J.; Cruz, R.; Dorneles, P.R.; Andrade, L.; Azevedo, A.F.; Fragoso, A.B.; Vidal, L.G.; Costa, M.B.; Bisi, T.L.; Almeida, R.; Carvalho, D.P.; Bastos, W.R. & Malm, O. 2012a. Mercury-Selenium Relationships in Liver of Guiana Dolphin: The Possible Role of Kupffer Cells in the Detoxification Process by Tiemannite Formation. In: David, L. M.C. (ed). *Plos One*, 7: e42162, <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0042162>
- Lailson-Brito, J.; Dorneles, P.R.; Azevedo-Silva, C.E.; Bisi, T. L.; Vidal, L. G.; Legat, L. N.; Azevedo, A. F.; Torres, J. P. & Malm, O. 2012b. Organochlorine compound accumulation in delphinids from Rio de Janeiro State, southeastern Brazilian coast. *Science of the Total Environment*, 433:123-131, <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.06.030>
- Law, R.J., Blake, S.J., Spurrier, C.J.H., 1999. Butyltin compounds in liver tissue of pelagic cetaceans stranded on the coasts of England and Wales. *Marine Pollution Bulletin*, 38 : 1258-1261, [http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X\(99\)00186-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X(99)00186-1)
- Le, T.H.L.; Takahashi, S.; Saeki, K.; Nakatani, N.; Tanabe, S.; Miyazaki, N.; Fujise, Y. 1999. High Percentage of Butyltin Residues in Total Tin in the Livers of Cetaceans from Japanese Coastal Waters. *Environmental Science and Technology*, 33(11): 1781-1786, <http://dx.doi.org/10.1021/es980624t>
- Lee, R. F. 1991. Metabolism of tributyltin by marine animals and possible linkages to effects. *Marine Environmental Research*, 32:29-35, [http://dx.doi.org/10.1016/0141-1136\(91\)90031-3](http://dx.doi.org/10.1016/0141-1136(91)90031-3)
- Murai, R.; Sugimoto, A.; Tanabe, S. & Takeuchi, I. 2008. Biomagnification profiles of tributyltin (TBT) and triphenyltin (TPT) in Japanese coastal food webs elucidated by stable nitrogen isotope ratios. *Chemosphere*, 73: 1749-1756, <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.09.004>
- Murata, S.; Takahashi, S.; Agusa, T.; Thomas, N.J.; Kannan, K.; Tanabe, S. 2008. Contamination status and accumulation profiles of organotins in sea otters (*Enhydra lutris*) found dead along the coasts of California, Washington, Alaska (USA), and Kamchatka (Russia). *Marine Pollution Bulletin*, 56: 641–649, <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.01.019>
- Nakata, H.; Sakakibara, A.; Kanoh, M.; Kudo, S.; Watanabe, H.; Nagai, N.; Miyazaki, N.; Asano, Y.; Tanabe, S. 2002. Evaluation of mitogen-induced responses in marine mammal and human lymphocytes by in-vitro exposure of butyltins and non-ortho coplanar PCBs. *Environmental Pollution*, 120: 245–253, [http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00155-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00155-0)

- Nakayama, K.; Matsudaira, C.; Tajima, Y.; Yamada, T.K.; Yoshioka, M.; Isobe, T.; Takahashi, S.; Tanabe, S. 2009. Temporal and spatial trends of organotin contamination in the livers of finless porpoises (*Neophocaena phocaenoides*) and their association with parasitic infection status. *Science of the Total Environment*, 407: 6173–6178, <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.08.043>
- Normam 23. 2007. Controle de sistemas antiincrustantes danosos em embarcações - Normas da Autoridade Marítima – Marinha do Brasil.
- Nuytens, J. 2004. Evaluation of the GC-PFPD for the determination of organotin compounds in environmental samples. Tese de Doutorado. Vrije Universiteit Brussel, Bruxelas, Bélgica.
- Nyman, M.; Koistinen, J.; Fant, M.L.; Vartiainen, T.; Helle, E. 2002. Current levels of DDT, PCB and trace elements in the Baltic ringed seals (*Phoca hispida baltica*) and grey seals (*Halichoerus grypus*). *Environ Pollut*, 119(3): 399-412, [http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00339-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00339-6)
- Park, H.Y.; Hertz-Picciotto, I.; Sovcikova, E.; Kocan, A. 2010. Neurodevelopmental toxicity of prenatal polychlorinated biphenyls (PCBs) by chemical structure and activity: A birth cohort study. *Environmental Health*, 9:51, <http://dx.doi.org/10.1186/1476-069X-9-51>
- Parsons, E.C.M. 1999. Trace element concentrations in the tissues of cetaceans from Hong Kong's territorial waters. *Environmental Conservation*, 26: 30-40, <http://dx.doi.org/10.1017/S0376892999000065>
- Phillips, D.J.H.; Segar, D.A. 1986. Use of bio-indicators in monitoring conservative contaminants: 525 programme design imperatives. *Marine Pollution Bulletin*, 17: 10-17, [http://dx.doi.org/10.1016/0025-326X\(86\)90797-6](http://dx.doi.org/10.1016/0025-326X(86)90797-6)
- Reddy, M.L.; Derauf, L. A. & Gulland, F. M. D. 2001. Marine Mammals as Sentinels of the Ocean Health. Pp 3-13. In: Dierauf, L. A. & Gulland, M. D (eds). *CRC Handbook of Marine Mammal Medicine*. CRC Press. Boca Raton, Florida, <http://dx.doi.org/10.1201/9781420041637.sec1>
- Reijnders, P.J.H.; Aguilar, A.; Donovan, G.P. & Bjoerge, A. 1999. Report of the workshop on chemical pollution and cetaceans. *Journal of Cetacean Research and Management*, 1: 1-42.
- Ross, P. S. 2000. Marine Mammals as Sentinels in Ecological Risk Assessment. *Human and Ecological Risk Assessment*, 6(1):29-46, <http://dx.doi.org/10.1080/10807030091124437>
- Rudel, H. 2003. Case study: bioavailability of tin and tin compounds. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 56: 180-189, [http://dx.doi.org/10.1016/S0147-6513\(03\)00061-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0147-6513(03)00061-7)
- Schilithz, P.F. 2010. Concentrações de estanho total em *Sotalia guianensis* da Baía de Guanabara e Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil. Monografia. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, RJ, Brasil. 50p.
- Schilithz, P.F. 2013. Avaliação da exposição de boto-cinza (*Sotalia guianensis* Van Benédén, 1864) aos compostos orgânicos de estanho através das concentrações hepáticas de estanho total na Costa Sudeste e Sul do Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, RJ, Brasil. 105p.
- Simmonds, M. 1991. Marine mammal epizootic worldwide. Pp. 9-19. In: X. Pastor and M. Simmonds (eds). *Proceeding of the Mediterranean Striped Dolphin Mortality International Workshop*. Greenpeace International Mediterranean Sea Project, Madrid, Spain.
- St-Louis, R.; De Mora, S.; Pelletier, E.; Doidge, B.; Leclair, D.; Mikaelian, I.; Martineau, D. 2000. Hepatic butyltin concentrations in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence estuary and northern Quebec, Canada. *Applied Organometallic Chemistry*, 14: 218–226, [http://dx.doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-0739\(200004\)14:4<218::AID-AOC983>3.0.CO;2-R](http://dx.doi.org/10.1002/(SICI)1099-0739(200004)14:4<218::AID-AOC983>3.0.CO;2-R)
- Strand, J.; Larsen, M.M. & Lockyer, C. 2005. Accumulation of organotin compounds and mercury in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the Danish waters and West Greenland. *Science of the Total Environment*, 350: 59-71, <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.02.038>
- Tabor, G. M. & Aguirre, A. A. 2004. Ecosystem Health and Sentinel Species: Adding an Ecological Element to the Proverbial “Canary in the Mineshaft”. *EcoHealth*, 1: 226-228, <http://dx.doi.org/10.1007/s10393-004-0092-8>
- Takahashi, S.; Tanabe, S. & Kubodera, T. 1997. Butyltin Residues in Deep Sea Organisms Collected from Suruga Bay, Japan. *Environ. Sci. Technol*, 31: 3103-3109, <http://dx.doi.org/10.1021/es970032v>
- Takahashi, S.; Le, L.T.H.; Saeki, H.; Nakatani, N.; Tanabe, S.; Miyazaki, N.; Fujise, Y. 2000. Accumulation of butyltin compounds and total tin in marine mammals. *Water Science and Technology*, 42: 97-108.
- Tanabe, S. 1999. Butyltin Contamination in Marine Mammals - A Review. *Marine Pollution Bulletin*, 39: 62-72, [http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X\(99\)00064-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X(99)00064-8)
- Tanabe, S.; Prudente, M.; Mizuno, T.; Hasegawa, J.; IWATA, H. & MIYAZAKI, N. 1998. Butyltin contamination in marine mammals from North Pacific and Asian coastal waters. *Environmental Science and Technology*, 32:193-198, <http://dx.doi.org/10.1021/es970543h>
- Tuerk, K.J.S.; Kucklick, J.R.; Becker, P.R.; Stapleton, H.M.; Baker, J.E. 2005. Persistent organic pollutants in two dolphin species with focus on toxaphene and polybrominated diphenyl ethers. *Environmental Science and Technology*, 39: 692–698, <http://dx.doi.org/10.1021/es0487675>
- Viarengo, A. & Nott, J.A. 1993. Mechanisms of heavy metal cation homeostasis in marine invertebrates. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology*, 104(3): 355-372, [http://dx.doi.org/10.1016/0742-8413\(93\)90001-2](http://dx.doi.org/10.1016/0742-8413(93)90001-2)
- Watanabe, S.; Shimada, T.; Nakamura, S.; Nishiyama, N.; Yamashita, N.; Tanabe, S.; Tatsukawa, R. 1989. Specific profile of liver microsomal cytochrome P-450 in dolphin and whales. *Mar Environ Res*, 27:51–65, [http://dx.doi.org/10.1016/0141-1136\(89\)90018-4](http://dx.doi.org/10.1016/0141-1136(89)90018-4)
- Wells, R. S.; Rhinehart, H. L.; Hansen, L. J.; Sweeney, J. C.; Townsend, F. I.; Stone, R.; Casper, D. R.; Scott, M. D.; Hohn, A. A. & Rowles, T. K. 2004. Bottlenose Dolphins as Marine Ecosystem Sentinels: Developing a Health Monitoring System. *EcoHealth*, 1: 246-254, <http://dx.doi.org/10.1007/s10393-004-0094-6>
- White, J. S.; Tobin, J. M.; Cooney, J. J. 1999. Organotin compounds and their interactions with microorganisms. *Canadian Journal of Microbiology*, 45(7): 541-554, <http://dx.doi.org/10.1139/w99-048>
- Yang, J.; Kunito, T.; Anan, Y.; Tanabe, S.; Miyazaki, N. 2004. Total and subcellular distribution of trace elements in the liver of a mother–fetus pair of Dall’s porpoises (*Phocoenoides dalli*). *Mar. Pollut. Bull*, 48: 1122–1129, <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2003.12.019>
- Yang, J.; Miyazaki, N.; Kunito, T. & Tanabe, S. 2005. Trace elements and butyltins in a Dall’s porpoise (*Phocoenoides dalli*) from the Sanriku coast of Japan. *Chemosphere*, 63: 449-

457, <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.08.050>

Yang, J. & Miyazaki, N. 2006. Transplacental transfer of butyltins to fetus of Dall's porpoises (*Phocoenoides dalli*). *Chemosphere*, 63: 716-721, <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.08.058>

Yang, J.; Harino, H.; Miyazaki, N. 2007. Transplacental transfer of phenyltins from a pregnant Dall's porpoise

(*Phocoenoides dalli*) to her fetus. *Chemosphere*, 67: 244-249, <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.10.019>

Yogui, G.T.; Santos, M.C.O. & Montone, R.C. 2003. Chlorinated pesticides and polychlorinated biphenyls in marine tucuxi dolphins (*Sotalia fluviatilis*) from the Cananéia estuary, southeastern Brazil. *Science of the Total Environment*, 312: 67-78, [http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00198-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00198-0)

Submetido em 08/04/2013

Aceito em 26/09/2013