

Avaliação do residual de bifenilos policlorados em músculo congelado e lombo cozido congelado de atum (*Katsuwonus pelamis*)

Occurrence of polychlorinated biphenyl residues in frozen muscle and frozen cooked loin of tuna (*Katsuwonus pelamis*)

RIALA6/1538

Amara da Silva LIMA^{1*}, Milton Luiz Pinho ESPÍRITO SANTO¹, Caroline Irizaga GONÇALVES¹, Gilberto FILLMANN²

Endereço para correspondência: ¹Escola de Química e Alimentos, Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Avenida Cidade de Pelotas, 752, Rio Grande, RS, Brasil, CEP: 96211-001. Tel: 53 9113-3743. E-mail amaraslima@bol.com.br

²Instituto de Oceanografia, Universidade Federal do Rio Grande (FURG).

Recebido: 31.08.2011 - Aceito para publicação: 14.03.2013

RESUMO

A fim de identificar uma possível contaminação por bifenilos policlorados (PCBs) e avaliar a influência do processamento do pescado nos níveis residuais desses compostos, foram investigados 41 congêneres de PCBs em amostras de músculo congelado e de lombo cozido congelado de atum (*Katsuwonus pelamis*) provenientes da indústria de pescado de Rio Grande/RS. As amostras foram extraídas por Soxhlet, purificadas, fracionadas e analisadas por cromatografia de fase gasosa com detecção por captura de elétrons (CG-DCE). O somatório das concentrações dos PCBs analisados nas amostras variou de 0,58 a 95 ng.g⁻¹ (peso lipídico). Apesar de os resultados indicarem a presença de congêneres de PCBs em todas as amostras de atum (*Katsuwonus pelamis*), os valores estavam abaixo do limite estabelecido pela legislação da União Europeia para produtos de origem animal (200 ng.g⁻¹ peso lipídico). No Brasil, o limite é de 3.000 ng.g⁻¹ (peso lipídico). A comparação entre os valores detectados revelou que as amostras processadas possuíam maiores concentrações de PCBs e que o manuseio do pescado pode ser um fator que influência na concentração final do contaminante.

Palavras-chave. atunídeos, contaminantes organoclorados, pescado processado.

ABSTRACT

In order to identify a possible contamination by polychlorinated biphenyls (PCBs) and to evaluate the effect of the fish processing upon the residue contents of these compounds, 41 PCBs congeners were investigated in samples of frozen muscle and frozen cooked loin of tuna (*Katsuwonus pelamis*) from a fishery industry of Rio Grande/RS. Samples were extracted by Soxhlet, purified, fractionated and analyzed by gas chromatography with electron capture detector (GC-ECD). The PCBs concentrations in the analyzed samples ranged from 0.58 to 95 ng.g⁻¹ (lipid weight). Although the results indicated the occurrence of PCBs congeners in all of tuna (*Katsuwonus pelamis*) samples, the contents were lower than the maximum value established by the European Union legislation for products from animal origin (up to 200 ng.g⁻¹ lipid weight). In Brazil, the maximum permitted contents is 3000 ng.g⁻¹ (lipid weight). The comparison among the detected amounts evidenced that the processed samples showed higher concentrations of PCBs; thus, the fish processing might be a factor which cause effect on the final contaminant concentration.

Keywords. tuna, organochlorine contaminants, processing fish.

INTRODUÇÃO

Os poluentes orgânicos persistentes (POPs) são compostos químicos sintéticos que possuem uma grande persistência ambiental (resistentes à degradação), são lipofílicos, passíveis de bioacumulação nos organismos e biomagnificação ao longo da cadeia trófica e apresentam toxicidade, o que os tornam nocivos para a saúde e o ambiente. Além disso, os POPs podem ser transportados a longas distâncias no ar, água e espécies migratórias, podendo se acumular nos ecossistemas terrestres e aquáticos¹.

Em 2001, entrou em vigor a Convenção de Estocolmo, com o objetivo de eliminar, em nível mundial, a produção e o uso dos POPs, sendo que o Brasil adotou esta convenção em maio de 2004. A Convenção incluiu, inicialmente, doze substâncias químicas perigosas, entre elas os bifenilos policlorados (PCBs), para serem banidas².

Os PCBs são substâncias químicas que tiveram diversas aplicações industriais como, por exemplo, o uso como fluido de troca térmica em trocadores de calor e dielétrico em transformadores e capacitores. Seu amplo uso foi devido às suas propriedades de resistência a altas temperaturas, baixa volatilidade, resistência à oxidação e redução e, também, resistência à ação dos ácidos, álcalis e outros agentes químicos. Tais propriedades proporcionam aos PCBs, assim como aos organoclorados em geral, um alto grau de estabilidade e uma grande importância como contaminantes ambientais e, conseqüentemente, de todos os alimentos que formam parte da cadeia alimentar³.

Os PCBs possuem 209 congêneres contendo entre 1 e 10 átomos de cloro. Estas substâncias foram produzidas em vários países, com diferentes denominações, mas o principal produtor mundial foi a Monsanto, nos Estados Unidos, com a marca "Aroclor". No Brasil, foi comercializado com o nome de "Ascarel"⁴.

Embora a produção e uso de muitos compostos organoclorados tenha sido banida de alguns países, consideráveis quantidades de PCBs podem estar armazenadas em áreas de depósitos de resíduos. As legislações restringem o uso de novos equipamentos elétricos contendo PCBs, mas permitem o uso de equipamentos antigos que contenham PCBs até o término de sua vida útil, tornando-se assim possíveis fontes de contaminação ambiental^{4,5}.

A preocupação acerca dos PCBs está centrada no potencial toxicológico, principalmente como indutores de câncer⁶. A toxicidade dos PCBs está relacionada com a sensibilidade do indivíduo, a disposição dos átomos de

cloro e o número destes na molécula⁷. Nas exposições não ocupacionais, produzem-se quadros de intoxicações agudas devido ao consumo de alimentos contaminados com PCBs, procedentes de fontes geralmente associadas a produção ou processamento dos alimentos. Um incidente ocorrido na Bélgica, que envolveu a contaminação incidental de alimentos e contaminação de milhões de pessoas, serviu como alerta para que autoridades sanitárias aumentassem o rigor no monitoramento nos níveis de PCBs em alimento de origem animal na Comunidade Europeia⁸.

Contaminantes persistentes e lipofílicos como os PCBs podem se acumular nos organismos e atingir, graças ao processo de biomagnificação, concentrações muito elevadas nos níveis mais altos da cadeia alimentar⁹. Desta forma, os organismos bioindicadores são muito utilizados em estudos de contaminação ambiental. Segundo Ueno e colaboradores¹⁰, os atunídeos refletem os níveis de contaminação por POPs da região onde são capturados, devido ao rápido equilíbrio destes compostos entre a água do mar e a gordura corporal nessa espécie. Os PCBs são lipofílicos e se armazenam preferencialmente nos tecidos adiposo ou com elevado teor de lipídios podendo, portanto, ser encontrados em outros tecidos e fluidos corpóreos¹¹. Estes fatos fazem do atum (*Katsuwonus pelamis*) um bioindicador apropriado para o monitoramento da contaminação por PCBs. Porém, além de bioindicador ambiental, o atum também é uma importante fonte de proteína na alimentação humana.

Considerando os efeitos adversos produzidos pelos compostos clorados, torna-se importante o monitoramento dos níveis de PCBs em alimentos produzidos destinados ao consumo humano, bem como verificar uma possível alteração nestes valores devido ao processamento do alimento. Neste sentido, deve-se considerar que a contaminação dos alimentos pode também ocorrer durante sua produção, ou mesmo durante sua armazenagem, manuseio ou industrialização. Assim sendo, o presente trabalho tem por objetivo avaliar o nível de contaminação por PCBs no músculo do atum (*Katsuwonus pelamis*), assim como verificar se o processo de cozimento influencia na concentração final dos contaminantes.

MATERIAL E MÉTODOS

Matéria-prima

A matéria-prima utilizada foi o atum (*Katsuwonus pelamis*), fornecido e processado por uma indústria

pesqueira do município de Rio Grande/RS. O pescado foi capturado próximo ao Chuí, extremo sul do Rio Grande do Sul, por barco atuneiro que utiliza a técnica de “isca-viva”. Após a captura, o pescado foi congelado a bordo por imersão em salmoura saturada com temperatura inferior a $-15\text{ }^{\circ}\text{C}$. Foram analisadas 20 amostras de músculo de pescado, sendo dez amostras pré e dez pós o processo de obtenção do lombo de atum cozido congelado. As amostras foram obtidas de um mesmo lote (conjunto de espécimes que compõe uma carga/desembarque). As amostras, devidamente identificadas e acondicionadas em papel alumínio, foram mantidas congeladas a $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$ até o momento das análises.

Análises

A análise de PCBs seguiu metodologia descrita por Kannan et al¹² e Nakata et al¹³. Uma massa exata ($\sim 10\text{ g}$) de músculo foi macerada com sulfato de sódio anidro (JT Baker; pureza mínima 99 %), fortificada com $100\text{ }\mu\text{L}$ de padrão de recuperação (PCB 103 e PCB 198) e extraída em extrator Soxhlet com mistura de *n*-hexano/diclorometano (50:50) (JT Baker; grau análise de resíduo) durante 12 h. O extrato foi concentrado a 1 mL usando evaporador rotatório (Quimis[®]) e fluxo de nitrogênio (4.5; White Martins). Em seguida, foi purificado por cromatografia de gel-permeação (GPC) em coluna de vidro preenchida com BioBeads S-X3 (BioRad), o qual foi estabilizado com o mesmo solvente usado nas eluições, *n*-hexano/diclorometano (55:45) (JT Baker; grau análise de resíduo). A primeira fração eluída (45 mL) foi descartada, a segunda (50 mL) usada para determinação gravimétrica do conteúdo lipídico e a última fração (150 mL), a qual contém os PCBs e os pesticidas organoclorados, concentrada a 1 mL . Esta última fração foi fracionada por cromatografia de adsorção em coluna utilizando 12 g de Florisil[®] (previamente ativado a $130\text{ }^{\circ}\text{C}$ por 12 h) e 5 g de sulfato de sódio anidro. Os PCBs foram eluídos com 90 mL de *n*-hexano, sendo denominada Fase 1 (F1). A F2, contendo os demais praguicidas clorados, foi eluída com 120 mL de *n*-hexano/diclorometano (80:20). Cada fração (F1 e F2) foi concentrada a 1 mL , transferida para um frasco de vidro ($1,8\text{ mL}$) e fortificada com $100\text{ }\mu\text{L}$ do padrão interno (2,4,5,6-tetracloro-*m*-xileno (TCMX) e PCB 209). Os extratos da F1 foram analisados em um cromatógrafo de fase gasosa Clarus 500 (Perkin Elmer[®]) equipado com detector de captura de elétrons ⁶³Ni (CG-DCE), injetor *split/splitless* com controle automático de fluxo e amostrador automático.

Foi utilizada uma coluna cromatográfica capilar (Elite-5 - 5 % Difenil - 95 % Dimetilsiloxane) de 60 m , $0,25\text{ mm}$ de diâmetro interno e $0,25\text{ }\mu\text{m}$ de espessura de filme. Hélio (4.5; White Martins) foi utilizado como gás carreador ($1,5\text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$) e N_2 (5.0; White Martins) como gás de make-up ($30\text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$).

As amostras foram analisadas para 44 congêneres de PCBs (17; 18; 28; 31; 33; 44; 49; 52; 70; 74; 82; 87; 95; 99; 101; 105/132/153; 110; 118/149; 128; 138; 151; 156; 158; 169; 170; 171; 177; 180; 183; 187; 191; 194; 195; 199/201; 205; 206 e 208), incluindo os padrões PCB 103, 198 e 209 utilizados no controle analítico. A identificação dos PCBs analisados foi baseada nos tempos de retenção de padrões autênticos e a quantificação foi realizada contra padrões externos (CQME01 Accustandard, EUA) por meio das curvas analíticas de cada analito e método de cálculo por padronização interna. O desempenho analítico foi avaliado pelos padrões de recuperação (entre 70 e 120 %), da análise de materiais de referência certificados, brancos analíticos e a participação em programa de proficiência analítica (CALA, Canadá).

Os dados foram analisados usando software Statistica 6.0 for Windows. O efeito do processamento nas concentrações de PCBs no pescado foi avaliado por ANOVA e teste complementar de Tukey ($p \leq 0,05$).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Avaliação da contaminação do atum por bifenilos policlorados

As concentrações de PCBs encontradas nas amostras de atum são apresentadas na Tabela 1, tendo valores expressos em $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (peso lipídico). O percentual médio de lipídios nas amostras de músculo congelado e lombo cozido congelado de atum foi, respectivamente, de 0,89 % e 1,38 %. Os limites de detecção e quantificação do método estiveram na faixa de 0,005 e $0,02\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$, respectivamente, para os PCBs analisados. Foi observada a presença de PCBs em todas as amostras de pescado (Figura 1), assim como já havia sido observado por Ueno et al¹⁴ em sua avaliação desta espécie em águas brasileiras. Ueno et al¹⁵ detectaram estes compostos em quase todos os espécimes de atum (*Katsuwonus pelamis*) coletados em diversas regiões do mundo, indicando uma contaminação difundida destes compostos no ambiente marinho global.

O somatório de 41 PCBs nas amostras analisadas variou entre 0,58 e $95\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (peso lipídico). Ueno et al¹⁴ detectaram níveis superiores aos do presente estudo

para o somatório dos PCBs (460 ng.g⁻¹ peso lipídico) em fígado de atum (*Katsuwonus pelamis*) capturado em águas próximas à costa sudeste brasileira durante o ano de 2000, sendo de 14 ng.g⁻¹ (peso lipídico) o somatório de 12 PCBs coplanares¹⁵.

Dentre os PCBs analisados, 25 dos 41 congêneres (PCBs 17, 31, 70, 82, 87, 95, 99, 128, 138, 151, 156, 158, 169, 170, 171, 183, 187, 191, 194, 195, 199/201, 205, 206 e 208) apresentaram valores abaixo do limite de quantificação (0,02 ng.g⁻¹). Os congêneres que apresentaram maiores concentrações médias foram PCB 74 > PCB 101 > PCB 52, sendo responsáveis por 65,6 % do ΣPCBs. A maior concentração média do congêner 74 é explicada por uma concentração muito alta em uma das amostras avaliadas (76,3 ng.g⁻¹ peso lipídico). Já o congêner encontrado com maior incidência foi o PCB 33 (87 % das amostras), seguido pelos PCBs 44, 101 e 110 (80 %) e pelos PCBs 28 e 105+153+132 (67 %). A alta incidência do PCB 33 pode ser devida a erro analítico, visto que tal PCB não é comumente encontrado em amostras ambientais. Por outro lado, os altos valores de incidência de determinados congêneres nas amostras avaliadas pode ser atribuído ao fato de estas terem sido retiradas de um mesmo lote e, possivelmente de um mesmo cardume, o qual provavelmente tenha exposição uniforme aos contaminantes.

Conforme Baars et al¹⁶, os PCBs 28, 52, 101, 118, 138, 153 e 180 são os mais representativos por estarem

predominantemente presentes em matrizes vivas e não vivas. No presente estudo, o PCB 138 não foi detectado nas amostras. Por outro lado, os PCBs 28, 52, 101 e 153 se fizeram presentes em mais da metade das amostras avaliadas.

Foram encontrados níveis maiores de tetra e pentaclorobifenilos e níveis mais baixos de heptaclorobifenilos, evidenciando uma maior concentração de congêneres menos clorados. Esta distribuição é provavelmente reflexo do hábito alimentar dos atuns, sendo os congêneres mais biodisponíveis na sua região de ocorrência, podendo variar entre grupos distintos de organismos de distintas regiões. Hermanns¹⁷ relata predominância de PCBs com elevado grau de cloração no lobo marinho (*Arctocephalus australis*) do sul do Brasil. Também Golian e Pavelka¹⁸ encontraram níveis menores de heptaclorobifenilos, porém níveis mais elevados de triclorobifenilos em produtos cárneos da República Tcheca.

As concentrações de PCB em lombo de atum capturado na região sul do Estado e processado por cozimento se mostraram menores que os limites estabelecidos pela União Europeia para produtos de origem animal (200 ng.g⁻¹ peso lipídico)¹⁹ e pelo Ministério da Agricultura (3000 ng.g⁻¹ peso lipídico)²⁰. A preocupação com tais contaminantes por parte do poder público não parece grande, visto que a Instrução Normativa MAPA nº 24/2011, que define limites de referência para o Plano

Tabela 1. Concentração média (±desvio padrão) de PCBs (ng.g⁻¹ peso lipídico) no músculo *in natura* e lombo processado de atum (*Katsuwonus pelamis*) (n=5)

Congêneres	Ocorrência (%)	Músculo		Lombo Processado	
		Concentração média	Intervalo	Concentração média	Intervalo
PCB 18	20,00	≤LQ	≤LQ- 0,05	0,13	<LQ - 1,16
PCB 28	66,67	0,32	≤LQ - 1,13	2,66	<LQ - 7,56
PCB 33	86,67	4,34	≤LQ -12,43	1,30	<LQ - 6,06
PCB 52	53,33	0,50	≤LQ - 1,30	4,04	<LQ - 38,07
PCB 49	13,33	0,16	≤LQ - 0,79	0,03	<LQ - 0,29
PCB 44	80,00	0,81	≤LQ - 2,13	1,10	<LQ - 5,09
PCB 74	60,00	4,90	≤LQ - 19,35	9,22	<LQ - 76,31
PCB 101	80,00	7,07	≤LQ - 20,94	4,17	<LQ - 19,42
PCB 110	80,00	0,29	≤LQ - 1,39	1,69	<LQ - 5,99
PCB 149/118	46,67	≤LQ	≤LQ - 0,05	0,58	<LQ - 4,11
PCB 153/105/132	66,67	0,17	≤LQ - 0,61	1,79	<LQ - 7,38
PCB 177	6,67	≤LQ	≤LQ - 0,05	≤LQ	≤LQ
PCB 180	13,33	≤LQ	≤LQ - 0,03	0,10	<LQ - 0,98
Σ44 PCB**	-	18,60	-	26,78	-

*Os congêneres não citados na tabela apresentaram concentrações menores que o limite de quantificação

**Valores para congêneres não detectados ou abaixo do limite de quantificação (LQ ≤ 0,02 ng.g⁻¹) foram considerados iguais a zero para o somatório

Nacional de Controle de Resíduos Biológicos em Produtos de Origem Animal – PNCRB, não estabelece limites para PCBs em pescado, apenas em carnes (200 ng.g^{-1})²¹.

Os resultados obtidos por Lago²² para a população do cetáceo *Tursiops truncatus* mostram que o nível de contaminação por PCBs na região do estuário da Lagoa dos Patos é baixo. Estes dados estão de acordo com os encontrados por Hermanns¹⁷, que não encontrou valores elevados de PCBs em amostras de água, sedimento e mexilhão para a mesma região. Tais autores confirmam o resultado obtido no presente trabalho de baixos níveis de contaminação na região sul do estado do Rio Grande do Sul. Por outro lado, na Argentina, Colombo et al²³ observaram que os peixes do Rio da Prata apresentaram de moderadas a altas concentrações de poluentes orgânicos, como PCBs. Foi observada uma maior contaminação na área próxima a Buenos Aires, que se tornava menor em áreas mais distantes. Com base nestes dados, pode-se salientar que a contaminação por estes compostos é maior em regiões mais industrializadas. Entretanto, conhecendo as características do atum analisado, e sabendo que estes são grandes nadadores, que podem realizar migrações ao longo do oceano, fica difícil caracterizar a dieta e, conseqüentemente, a possível fonte de contaminação para este pescado.

Dentre os compostos analisados, destacam-se os PCBs 169, 105, 118, 156. Estes são quatro dos doze PCBs semelhantes a dioxina, os quais possuem entre 4 e 8 átomos de cloro e estão entre os mais tóxicos e bioacumulativos, apresentando maior risco à saúde²⁴. Entre os PCBs semelhantes à dioxina analisados, apenas os PCBs 105 e 118 apresentaram concentrações acima do limite de quantificação. Desta forma, a toxicidade dos congêneres de PCBs semelhantes a dioxina tem sido estimada usando equivalentes tóxicos (TEQ) em relação a 2,3,7,8-tetraclorodibenzodioxina, considerada a mais tóxica das dioxinas. A TEQ é obtida pela multiplicação da concentração de cada congêneres pelo seu fator equivalente tóxico (TEF)¹⁶. A toxicidade das amostras em relação a contaminação por PCBs foi avaliada considerando os congêneres 105 e 118 para obtenção do equivalente tóxico (TEQ). Ambos os congêneres possuem fator equivalente tóxico (TEF) igual a 0,00003²⁵. Nas análises quantitativas, ambos os congêneres foram quantificados em conjunto com outros congêneres, devido à semelhança no tempo de retenção. Considerando uma situação extrema de toxicidade no cálculo do equivalente

tóxico, as concentrações encontradas para os grupos foram assumidas como sendo 100 % compostas pelos congêneres semelhantes à dioxina (Tabela 2).

Santos⁶ encontrou um equivalente tóxico total de $3,61 \times 10^{-3} \text{ ng.g}^{-1}$ (peso lipídico) em amostras de queijo em Santa Maria/RS, valor superior ao encontrado no presente estudo, que foi de $4,90 \times 10^{-5} \text{ ng.g}^{-1}$ (peso lipídico) (Tabela 2). Valores muito elevados, da ordem de $9,58 \times 10^5 \text{ ng.g}^{-1}$ (peso lipídico), foram encontrados em carne de frango contaminada, na Bélgica, por Neuberger et al²⁶. Considerando que a dose diária tolerada de dioxina, estabelecida pela Organização Mundial da Saúde ($1-4 \text{ ng TEQs.g}^{-1}$ de peso corporal), limite abaixo do qual se considera que a população humana está protegida dos efeitos tóxicos²⁷, o consumo de músculo de atum não seria um problema à saúde.

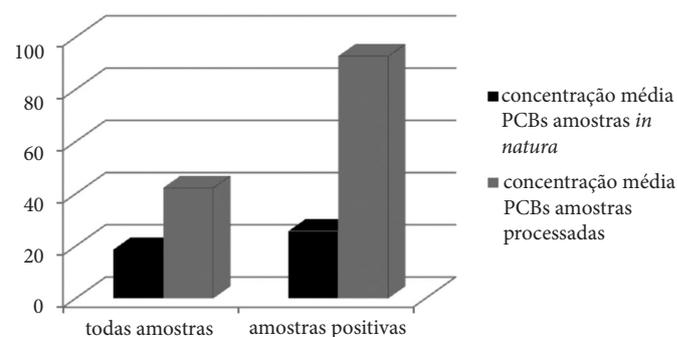


Figura 1. Concentração média de PCBs (ng.g^{-1} gordura) em atum

Influência do processamento nos níveis de PCBs

Foram encontrados níveis significativamente mais elevados de PCBs no lombo de atum processado quando comparado ao pescado congelado ($p \leq 0,05$), o que pode ser atribuído ao processamento e embalagem do produto processado. Durante o processo de cozimento, o produto sofre perda de água, o que pode explicar o aumento na concentração de contaminantes. Os resultados estão em conformidade com Bogusz Junior²⁸, que relata ter encontrado níveis mais elevados de PCBs em produtos cárneos processados (cozidos - salsicha de cachorro-quente e bolonha) quando comparados à carne *in natura*, afirmando que tais resultados estavam em conformidade com os dados precedentes da literatura, que sugeriam uma influência do processamento de carne nos níveis de PCBs. Esta é a única referência encontrada na literatura com respeito à influência do processo de cozimento nos níveis de PCBs. Inversamente, Bayarri²⁹ não encontrou uma

influência significativa do processamento nos níveis de PCBs e outros compostos organoclorados em produtos de carne curados não cozidos.

Todos os congêneres encontrados no presente estudo possuem ao menos um átomo de cloro em posição orto na molécula. Segundo Mackay et al³⁰, os compostos que apresentam essa característica são mais facilmente degradáveis. No caso específico de processamento de alimentos, Leães³¹ verificou que os PCBs 138, 153 e 180 (orto-substituídos) foram degradados por meio da utilização de *Staphylococcus xylosus* como iniciador na fermentação de produtos cárneos. Apesar destas afirmações, tal efeito não foi observado no processamento utilizado para o lombo cozido de atum estudado no presente trabalho.

Tabela 2. Equivalente tóxico (TEQ) relativo a média das concentrações dos congêneres coplanares analisados (n=5)

Composto	Concentração média* (ng.g ⁻¹ peso lipídico)	TEF	TEQ (ng.g ⁻¹ peso lipídico)
PCB 105	1,25	3 x 10 ⁻⁵	3,74 x 10 ⁻⁵
PCB 118	0,39	3 x 10 ⁻⁵	1,16 x 10 ⁻⁵
ΣPCB105+118	1,63	-	4,90 x 10 ⁻⁵

*média das concentrações considerando todas amostras analisadas

CONCLUSÃO

Com base nos resultados apresentados, é possível concluir que:

Tanto o músculo como o lombo cozido de atum (*Katsuwonus pelamis*) capturado na costa sul do Rio Grande do Sul não excedeu os limites de PCBs estabelecidos pela União Europeia ou legislação brasileira para consumo de pescado.

O processamento do lombo cozido congelado acarretou em um aumento significativo ($p \leq 0,05$) nas concentrações de PCBs em relação ao músculo congelado. Acredita-se que o aumento na concentração de contaminantes possa ocorrer em função do processamento, da perda de água no processo de cozimento ou por contaminação da embalagem.

AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo suporte financeiro. Ao pessoal do Laboratório de Microcontaminantes Orgânicos e Ecotoxicologia Aquática (CONECO) da FURG pela disponibilidade e auxílio na realização das análises.

G. Fillmann é bolsista PQ do CNPq (Processo n° 314335/2009-9).

REFERÊNCIAS

1. Europa. Eliminar e limitar a produção, a utilização e a libertação de poluentes orgânicos persistentes (POP). Disponível em: [http://europa.eu/scadplus/leg/pt/lvb/l21279.htm].
2. UNEP/FAO. Convenção de Estocolmo sobre POPs. Disponível em: [http://www.pops.int].
3. Robards K. The determination of polychlorinated biphenyl residues: a review with special reference to foods. *Food Addit Contam.*1990;7:143-74.
4. Penteado JCP, Vaz JM. O legado das bifenilas policloradas (PCBs). *Quím Nova.*2001;24:390-8.
5. Brasil. Ministérios do Estado do Interiores, da Indústria, do Comércio e das Minas e Energia. Portaria Interministerial n° 19, de 29 de janeiro de 1981. Proíbe em todo território nacional, a implantação de processos que tenhamos como finalidade principal a produção de bifenil policlorados - PCB's. Proíbe o seu uso e comercialização. Diário Oficial [da] República Federativa [do] Brasil. Brasília, DF, 29 jan. 1981.
6. Santos JS. Ingestão diária estimada de bifenilos policlorados a partir de queijo por universitários de Santa Maria - RS [dissertação de mestrado]. RS: Universidade Federal de Santa Maria. 2005.
7. Sawhney BL, Hankin L. Polychlorinated biphenyls in foods: a review. *J Food Protec.*1985;48:442-8.
8. Esposito M, Imparato E, Castellano V, Serpe L. Distribution of polychlorinated biphenyls in contaminated swine tissue. *Vet Hum Toxicol.*2001;43:97-8.
9. FAO - Food and Agriculture Organization. Garantia da qualidade dos produtos da pesca - Aspectos da qualidade associados ao pescado. Disponível em: [http://www.fao.org/docrep/003/t1768p/T1768P04.htm].
10. Ueno D, Kajiwaru N, Tanaka H, Subramanian A, Fillmann G, Lam PK et al. Global Pollution Monitoring of Polybrominated Diphenyl Ethers Using Skipjack Tuna as a Bioindicator. *Environm Sci Technol.*2004;38:2312-6.
11. Costabeber I. Resíduos organoclorados persistentes en grasa mamaria y su relación con los hábitos alimentarios: repercusiones sanitarias [tese de doutorado]. Espanha: Universidade de Córdoba; Espanha. 1999.
12. Kannan K, Tanabe S, Tatsukawa R. Geographical distribution and accumulation features of organochlorine residues in fish in tropical Asia and Oceania. *Environm Sci Technol.*1995;29:2673-83.
13. Nakata H, Tanabe S, Tatsukawa R, Amano M, Miyazaki N, Petrov EA. Persistent organochlorine residues and their accumulation kinetics in Baikal seal (*Phoca sibirica*) from Lake Baikal, Russia. *Environm Sci Technol.*1995;29:2877-85.
14. Ueno D, Takahashi S, Tanaka H, Subramanian AN, Fillmann G, Nakata H, et al. Global Pollution Monitoring of PCBs and Organochlorine Pesticides Using Skipjack Tuna as a Bioindicator. *Arch Environm Contam Toxicol.*2003;45:378-89.
15. Ueno D, Watanabe M, Subramanian A, Tanaka H, Fillmann G, Lam PK, et al. Global pollution monitoring of polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs), furans (PCDFs) and coplanar polychlorinated biphenyls (coplanar PCBs) using skipjack tuna as bioindicator. *Environm Pollut.*2005;136:303-13.
16. Baars AJ, Bakker MI, Baumann RA, Boon PE, Freijer JJ, Hoogenboom LA, et al. Dioxins, dioxin-like PCBs and non-

- dioxin-like PCBs in foodstuffs: occurrence and dietary intake in The Netherlands. *Toxicol Lett.*2004;151:51-61.
17. Hermanns L. Análise da distribuição e da contaminação de compostos organoclorados no lobo-marinho sul-americano (*Arctocephalus australis*). [monografia]. Rio Grande (RS): Fundação Universidade Federal do Rio Grande. 2002.
 18. Golian J, Pavelka M. Residues of PCB in certain meat products. *Magyar Allatorvosok Lapja.*2002;24:616-19.
 19. Bester K, De Vos P, Le Guern L, Harbeck S, Hendrickx F, Kramer GN, et al. Preparation and certification of a reference material on PCBs in pig fat and its application in quality control in monitoring laboratories during de Belgian “PCB-crisis”. *Chemosphere.*2001;44:529-37.
 20. Brasil. Ministério da Agricultura e Abastecimento. Instrução Normativa nº 42, Plano Nacional de Controle de Resíduos em produtos de Origem Animal. 20 de dezembro de 1999. Altera o Plano Nacional de Controle de Resíduos em Produtos de Origem Animal – PNCR e os Programas de Controle de Resíduos em Carne – PCRC, Mel – PCRM, Leite – PCRL e Pescado – PCRP.
 21. Brasil. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 24, Plano Nacional de Controle de Resíduos Biológicos em Produtos de Origem Animal – PNCRB. 9 de agosto de 2011.
 22. Lago CF. Organoclorados na população do cetáceo *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821) do extremo sul do Brasil [monografia]. Rio Grande (RS): Fundação Universidade Federal do Rio Grande; 2006.
 23. Colombo JC, Bilos C, Lenicov M, Colautti D, Landoni P, Brochu C. Detritivorous fish contamination in the Rio de la Plata estuary: a critical accumulation pathway in the cycle of anthropogenic compounds. *Can J Fish Aquatic Sci.*2000;57:1139-50.
 24. Bhavsar SP, Reiner EJ, Hayton A, Fletcher R, Macpherson K. Converting Toxic Equivalents (TEQ) of dioxins and dioxin-like compounds in fish from one Toxic Equivalency Factor (TEF) scheme to another. *Environm Int.*2008;34:915-21.
 25. WHO – World Health Organization. The 2005 World Health Organization Reevaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-like Compounds. *Toxicological Sciences.* 2006. Disponível em [http://www.who.int/ipcs/assessment/tef_update/en/]
 26. Neuberger M, Grossgut R, Gyimothy J, Leibetseder J. Dioxin contamination of feed and food. *Lancet.*2000;355:1883.
 27. Van Leeuwen FX. Dioxins: WHO’s tolerable daily intake (TDI) revised. *Chemosphere.*2000;40:1095-101.
 28. Bogusz Junior S. Determinação de bifenilos policlorados em carne e produtos cárneos no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil [dissertação de mestrado]. Santa Maria (RS): Universidade Federal de Santa Maria;2004.
 29. Bayarri S. Degradación de residuos de contaminantes clorados en productos cárnicos por el procesado y la acción de microorganismos responsables de maduración [tese de doutorado]. Espanha:Universidade de Zaragoza; 1997.
 30. Mackay D, Shiu WY, Ma KC. Illustrated Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals. Volume I+II. Lewis Publishers Inc., Boca Raton, FL, USA.1992.
 31. Leães FL. Degradação de bifenilos policlorados (PCBs) por microrganismo de interesse tecnológico na indústria cárnea [dissertação de mestrado]. Santa Maria (RS): Universidade Federal de Santa Maria.2005.