

Zawartość pestycydów chloroorganicznych i kongenerów polichlorowanych bifenyli w rybach bałtyckich

ALICJA NIEWIADOWSKA, TOMASZ KILJANEK, STANISŁAW SEMENIUK, JAN ŻMUDZKI

Zakład Farmakologii i Toksykologii Państwowego Instytutu Weterynaryjnego – Państwowego Instytutu Badawczego, Al. Partyzantów 57, 24-100 Puławy

Niewiadowska A., Kiljanek T., Semeniuk S., Żmudzki J.

Levels of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in Baltic fish

Summary

The occurrence and levels of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls (PCB) were determined in herring, sprat and salmon from the southern Baltic Sea, collected in the period 2006-2009. The determinations of HCH isomers (alpha-, beta- and gamma-HCH), HCB, Σ -DDT (p,p'-DDT, o,p'-DDT, p,p'-DDE and p,p'-DDD) and Σ -PCB (seven indicator PCB congeners 28, 52, 101, 118, 138, 153 and 180) were carried out using capillary gas chromatography. The mean concentrations of Σ -DDT expressed on whole weight basis ranged from 25.7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (herring) to 64.4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (salmon), and for Σ -PCB from 15 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (herring) to 39.4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (salmon). The levels of Σ -DDT and Σ -PCB were about 2.5-fold higher in the muscle of salmon than in muscle of other fish species. The mean contribution of p,p'-DDE to the sum of DDT and PCB 153 and PCB 138 to the sum of PCB exceeded 60% in all fish samples studied. No differences in contamination levels among the years of study were observed.

Keywords: PCBs, organochlorine pesticides, Baltic fish

Wśród zanieczyszczeń chemicznych środowiska i żywności szczególne zainteresowanie i uzasadniony niepokój budzą trwałe zanieczyszczenia organiczne (TZO). Pestycydy chloroorganiczne i polichlorowane bifenyli (PCB) jako przedstawiciele licznej grupy chlorowanych węglowodorów aromatycznych ujęte są w Konwencji Sztokholmskiej w sprawie trwałych zanieczyszczeń organicznych. Głównym celem konwencji jest ochrona zdrowia ludzi i środowiska przed TZO m.in. poprzez działania w zakresie monitoringu i kontroli ich występowania w środowisku. Postanowienia konwencji dotyczą pestycydów chloroorganicznych, związków stosowanych w przemyśle oraz związków powstających w sposób niezamierzony. Związki te charakteryzują się znaczną trwałością we wszystkich elementach środowiska, ulegają biokumulacji, cechuje je duża rozpuszczalność w tłuszczach, przenoszone są z powietrzem atmosferycznym i wodą na duże odległości, kumulują się w ekosystemach lądowych i wodnych.

Badania nad oceną skażeń środowiska i żywności pestycydami rozpoczęto w latach 60. lub na początku lat 70. ubiegłego wieku w wielu uprzemysłowionych krajach. Wyniki tych badań były podstawą do wpro-

wadzenia ograniczeń, a następnie zakazu stosowania i produkcji pestycydów chloroorganicznych. DDT był najszerzej stosowanym pestycydem w rolnictwie, ogrodnictwie, sadownictwie i leśnictwie w różnych strefach klimatycznych. Światowe zużycie DDT od 1950 r. do 1993 r. szacuje się na około 2,6 mln ton. W Polsce od ponad 30 lat w produkcji środków ochrony roślin stosuje się substancje i preparaty, które nie zawierają TZO.

Produkcję PCB na skalę przemysłową rozpoczęto w 1929 r. Preparaty PCB znalazły szerokie zastosowanie w wielu gałęziach przemysłu. Największym światowym producentem preparatów technicznych PCB (Aroclory) była firma Monsanto w USA. Ocenia się, że światowa produkcja PCB przekroczyła 1,5-2 mln ton, z czego połowę wykorzystano w produkcji transformatorów i kondensatorów. Od 1971 r. zaczęto wprowadzać ograniczenia, a następnie zakazy produkcji i stosowania PCB. W Polsce PCB nie były nigdy produkowane na skalę przemysłową. Natomiast znaczny był import PCB stosowanych w urządzeniach energetycznych.

W Polsce regularne badania nad oceną zawartości pestycydów i PCB w tkankach zwierząt i żywności

pochodzenia zwierzęcego prowadzone są w Państwowym Instytucie Weterynaryjnym w Puławach od ponad 40 lat (12, 15-17). Prace te prowadzone były corocznie na zlecenie i przy współpracy resortu rolnictwa. Badania takie służą nie tylko zabezpieczeniu zdrowia konsumentów, ale są także spełnieniem wymagań dotyczących jakości produkowanej żywności dla potrzeb rynku wewnętrznego oraz w międzynarodowym handlu żywnością.

Głównym źródłem narażenia na chlorowane węglowodory aromatyczne dla populacji generalnej jest żywność pochodzenia zwierzęcego, której udział w całkowitym pobraniu stanowi nawet 90%. Na uwagę zasługują ryby morskie i słodkowodne oraz inne produkty akwakultury, które zawierają znacznie wyższe stężenia związków chloroorganicznych niż inne rodzaje żywności.

Bałtyk należy do akwenów znacznie zanieczyszczonych trwałymi związkami chloroorganicznymi. Jest morzem, w którym wymiana wody z oceanem następuje bardzo powoli, co powoduje, że zanieczyszczenia spływające rzekami z całego obszaru uprzemysłowionych krajów nadbałtyckich pozostają w nim dłużej niż w innych obszarach wodnych.

Celem badań była ocena występowania i zawartości pestycydów chloroorganicznych i wskaźnikowych kongenerów PCB w wybranych gatunkach ryb bałtyckich.

Materiał i metody

Obiektem badań były następujące gatunki ryb morskich: śledź (*Clupea harengus*), szprot (*Sprattus sprattus*) i łosoś (*Salmo salar*). Próbkę do badań pobierali lekarze Inspekcji Weterynaryjnej zgodnie z instrukcją Głównego Lekarza Weterynarii i dostarczali je wraz ze świadectwem pochodzenia. Próbkę pobierane były z kutrów rybackich w punktach wyładunku ryb lub w zakładach przetwórczych ryb. Próbkę ryb pochodziły z polskich obszarów połowowych Morza Bałtyckiego – obszary Międzynarodowej Rady Badań Morza (ICES) 24, 25 i 26. W latach 2006-2009 otrzymano łącznie 101 próbek ryb, w tym 36 próbek łososia, 33 próbki szprota i 32 próbki śledzia.

Badane pestycydy chloroorganiczne to: HCB, alfa-HCH, beta-HCH, gamma-HCH, p,p'-DDT, o,p'-DDT, p,p'-DDE i p,p'-DDD, a PCB to wskaźnikowe kongenery PCB IUPAC nr 28, 52, 101, 118, 138, 153 i 180. Wykrywanie oraz ilościowe oznaczanie tych związków wykonywano metodami kapilarnej chromatografii gazowej z detekcją wychwytu elektronów. Pozostałości związków ekstrahowano z próbek mięśni ryb za pomocą eteru naftowego i acetonu razem z tłuszczem. Po odparowaniu rozpuszczalników ekstrakty poddawano oczyszczaniu kwasem siarkowym. Oddzielanie PCB od pestycydów chloroorganicznych wykonywano hydrolizą alkoholowym roztworem wodorotlenku potasowego. Ekstrakty analizowano w chromatografii gazowej.

Laboratorium Zakładu Farmakologii i Toksykologii PIWet-PIB posiada certyfikat akredytacji Polskiego Centrum Akredytacji Nr AB 485. Zakres akredytacji obejmuje stosowaną metodę oznaczania zawartości badanych związków.

Parametry wyznaczone w procesie walidacji nie przekraczały wartości dopuszczalnych dla metod chromatograficznych: współczynniki zmienności (CV) określające precyzję metod wynosiły < 12% dla powtarzalności i < 15% dla odtwarzalności, a odzyski przekraczały 85%. Granica oznaczalności dla próbek mięśni ryb wynosiła 0,1 µg/kg.

Laboratorium regularnie uczestniczy w programach badań biegłości organizowanych przez FAPAS oraz Laboratorium Referencyjne Unii Europejskiej (EURL-CVUA Freiburg). Wyniki tych badań potwierdziły, że laboratorium dostarcza wiarygodnych wyników (tzn. wskaźniki „Z-score” między -2 a +2). Jednocześnie, jako element planu sterowania jakością badań, równoległe z badanymi próbkami oznaczano próbki odczynnikowe, próbki kontrolne (wzbogacone różnicowanymi stężeniami badanych związków) oraz próbki certyfikowanych materiałów odniesienia (CRM). Potwierdzono zgodność uzyskiwanych wyników dla następujących badanych CRM: CRM 598 – Pestycydy chloroorganiczne w oleju z wątroby dorsza, CRM 349 – PCB w oleju z wątroby dorsza, CRM 350 – PCB w oleju z makreli.

Wyniki i omówienie

W badanych próbkach tkanki mięśniowej ryb stwierdzono powszechne występowanie pozostałości DDT i jego metabolitów. Obecność p,p'-DDT i jego metabolitu p,p'-DDD wykryto w 99% próbek; tylko jedna próbka łososia nie zawierała tych związków. Pozostałości p,p'-DDE występowały we wszystkich próbkach ryb, a o,p'-DDT w 33% próbek, najczęściej w tkankach łososia. Wśród innych badanych pestycydów wykrywano HCB i izomer beta-HCH. Zawartość HCB stwierdzono we wszystkich badanych próbkach śledzi, w 97% łososi i 85% szprotów w niskich stężeniach, średnio od 1,5 µg/kg tkanki u szprotów do 2,9 µg/kg u łososi. Pozostałości izomeru beta-HCH wykrywano w około 44% próbek każdego badanego gatunku w niskich stężeniach od 0,4 µg/kg w tkankach śledzi do 0,6 µg/kg w łososiach.

Wyniki oznaczeń zawartości Σ-DDT (suma p,p'-DDE, p,p'-DDD, o,p'-DDT i p,p'-DDT) w tkance mięśniowej ryb zestawiono w tab. 1. Najwyższe średnie stężenia Σ-DDT oznaczono w łososiach – 64,4 µg/kg mięśni, w tym: p,p'-DDE 42,0 µg/kg, p,p'-DDD 12,9 µg/kg, p,p'-DDT 8,3 µg/kg i o,p'-DDT 1,2 µg/kg. Podobny profil związków zaobserwowano u pozostałych gatunków (ryc. 1). Udział procentowy p,p'-DDE w sumarycznym DDT przekraczał 60%. Średnie stężenia i mediany Σ-DDT w tkankach łososia były około 2,5 razy wyższe niż u śledzi i szprotów. W kolejnych latach badań nie stwierdzono znaczących różnic w stężeniach DDT i jego metabolitów (ryc. 2). W badanych mięśniach ryb oznaczono zawartość tłuszczu, która wynosiła średnio: łosoś 8,2% (od 1,7% do 16%), szprot 7,3% (od 2,7% do 13,7%) i śledź 4,8% (od 1,2% do 8,4%). Stężenia Σ-DDT w przeliczeniu na tłuszcz wynosiły średnio 786 µg/kg w łososiach, 372 µg/kg w szprotach i 533 µg/kg w śledziach.

Tab. 1. Zawartość Σ -DDT w mięśniach badanych ryb

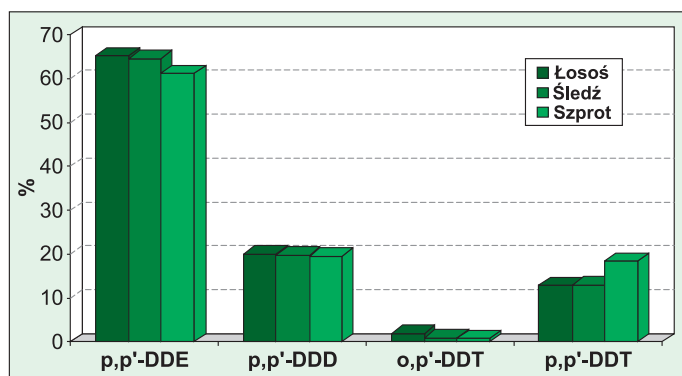
Gatunek	Liczba próbek	Wartości stężeń w $\mu\text{g}/\text{kg}$				
		średnia	min.-maks.	mediana	90-percentyl	95-percentyl
Łosoś	36	64,42	5,6-144,7	64,9	96,6	104,3
Śledź	32	25,69	8,2-59,4	23,1	39,1	44,7
Szprot	33	27,01	10,0-44,9	23,7	39,8	41,1

Tab. 2. Zawartość Σ -PCB w mięśniach badanych ryb

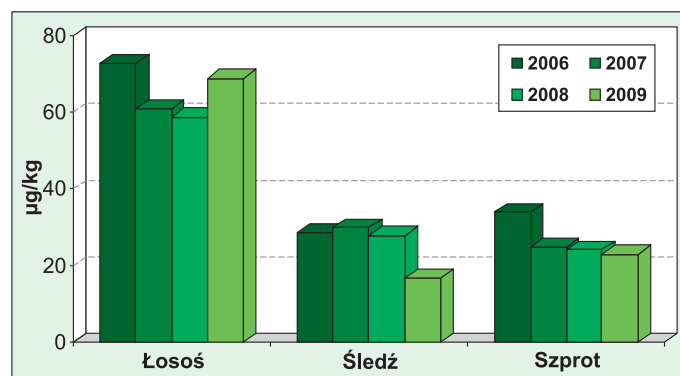
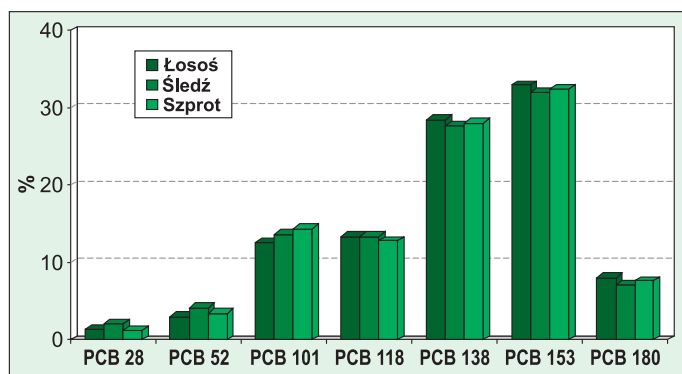
Gatunek	Liczba próbek badanych	Wartości stężeń w $\mu\text{g}/\text{kg}$				
		średnia	min.-maks.	mediana	90-percentyl	95-percentyl
Łosoś	36	39,41	7,5-79,3	37,0	59,4	62,1
Śledź	32	15,00	6,4-26,3	13,7	23,1	24,5
Szprot	33	15,92	7,7-26,5	14,9	23,2	24,8

Obecność PCB wykryto we wszystkich badanych próbkach. Wśród badanych kongenerów PCB 153, 138 i 118 występowały we wszystkich próbkach, a pozostałe kongenery w ponad 90% ryb z wyjątkiem PCB 28 w szprotach (76%).

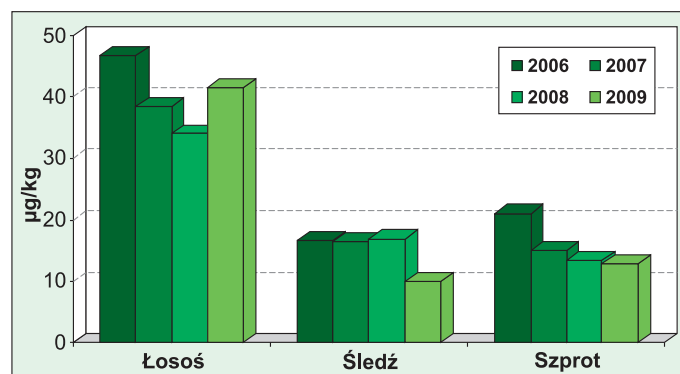
Wyniki oznaczeń zawartości PCB (suma kongenerów nr 28, 52, 101, 118, 138, 153 i 180) zestawiono w tab. 2. Najwyższe średnie stężenia Σ -PCB oznaczono w łososiach – 39,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ mięśni, w tym PCB 153 – 13,0 $\mu\text{g}/\text{kg}$, PCB 138 – 11,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$, PCB 118 – 5,3 $\mu\text{g}/\text{kg}$, PCB 101 – 4,9 $\mu\text{g}/\text{kg}$, PCB 180 – 3,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$, PCB 52 – 1,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ i PCB 28 – 0,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Podobny profil



Ryc. 1. Udział procentowy DDT i jego metabolitów w mięśniach badanych ryb

Ryc. 2. Zawartość Σ -DDT w mięśniach ryb morskich w latach 2006-2009

Ryc. 3. Udział procentowy kongenerów PCB w mięśniach badanych ryb

Ryc. 4. Zawartość Σ -PCB w mięśniach ryb morskich w latach 2006-2009

kongenerów zaobserwowano u pozostałych gatunków (ryc. 3). Udział procentowy PCB 153 i 138 w sumarycznym PCB wynosił około 60%. Średnie stężenia i mediany Σ -PCB w tkankach łososia były około 2,5 razy wyższe niż u śledzi i szprotów. W kolejnych latach badań nie stwierdzono znaczących różnic w stężeniach PCB (ryc. 4). Stężenia Σ -PCB w przeliczeniu na tłuszcz wynosiły średnio 481 $\mu\text{g}/\text{kg}$ w łososiach, 219 $\mu\text{g}/\text{kg}$ w szprotach i 311 $\mu\text{g}/\text{kg}$ w śledziach.

Interpretacja wyników oznaczeń pestycydów chloroorganicznych i PCB jest utrudniona, ponieważ zarówno w kraju, jak i w Unii Europejskiej lub Kodeksie Żywnościowym nie ma przepisów regulujących ich najwyższe dopuszczalne poziomy w rybach. Dla zalecanych do oznaczeń wskaźnikowych kongenerów PCB w niektórych krajach europejskich (np. Niemcy, Holandia) ustalono najwyższe dopuszczalne poziomy, które wynoszą od 40 do 100 $\mu\text{g}/\text{kg}$ w zależności od kongeneru PCB (7, 9). Szwecja wprowadziła limity tylko dla kongeneru PCB 153 wynoszące 100 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Od 2007 r. w ramach Komitetu Ekspertów KE „Trwałe zanieczyszczenia organiczne w żywności” trwają prace nad ustaleniem i uzgodnieniem dopuszczalnych limitów PCB w żywności łącznie z rybami i w paszach w krajach UE.

Porównanie uzyskanych wyników z wynikami badań innych autorów utrudnia fakt, że autorzy stosują różne metody analityczne, różny sposób przygotowania próbek oraz różny sposób przedstawiania wyników (np. w przeliczeniu na tłuszcz lub na tkankę). Dodatkowo wyniki badań występowania grupy niedioksynopodobnych PCB w rybach prezentowane są w zróżnicowany sposób: jako suma 7 wskaźnikowych kongenerów PCB oznaczonych numerami IUPAC 28, 52, 101, 118, 138, 153 i 180 (zalecenie UE), suma 6 kongenerów (PCB 28, 52, 101, 138, 153 i 180 – zalecenie EFSA), suma 3 kongenerów (PCB 138, 153 i 180), a nawet jako tylko PCB 153 lub suma 19, 23, 30 bądź 68 wybranych kongenerów (3, 4, 7, 9, 14, 20).

Oceniając wyniki badań uzyskane dla związków chloroorganicznych w tkankach śledzi, szprotów i łososi należy podkreślić, że średnie stężenia tych związków są zbliżone do rezultatów otrzymanych przez innych autorów dla tych gatunków ryb bałtyckich, a nawet niższe (1, 13, 14, 18, 20). Badania tych autorów również potwierdzają znaczący, ponad 50%, udział p,p'-DDE w sumarycznym stężeniu DDT i kongenerów PCB 153 i 138 w sumarycznym stężeniu PCB. Pod względem zawartości omawianych zanieczyszczeń ryby stanowią bardzo zróżnicowaną grupę z powodu różnej ilości tłuszczu tkankowego, wieku, czy miejsca i typu żerowania. Ryby o niskiej zawartości tłuszczu charakteryzują się niższymi stężeniami związków chloroorganicznych w porównaniu z tzw. rybami tłustymi. W badaniach polskich i innych krajów potwierdzono występowanie wyższych stężeń DDT i PCB w tkankach łososi bałtyckiego niż np. w śledziach i w szprotach (1, 3, 7, 9, 21, 22). Zaniepokojenie wzbudziły prace o wykrywaniu wyższych stężeń trwałych związków chloroorganicznych, zwłaszcza dioksyn i PCB, w tkankach łososi hodowlanych w porównaniu z łososiami wolno żyjącymi (6, 8, 11). Zjawisko to tłumaczy sposób żywienia ryb. Ryby hodowlane narażone są na te związki poprzez pasze, zaś skażenia ryb wolno żyjących zależą przede wszystkim od poziomu zanieczyszczeń występujących w różnych obszarach morskich i akwenach śródlądowych. Pasze dla ryb wytwarzane są na bazie produktów rybnych, w tym tłuszczu rybnego i zawierają wyższe poziomy związków chloroorganicznych. W produkcji paszy dla łososi wprowadza się zmiany, zastępując częściowo mączki i tłuszcz rybny surowcem roślinnym. Zgodnie z naukową opinią EFSA, w aspekcie bezpieczeństwa dla konsumenta nie występują różnice między rybami wolno żyjącymi a rybami hodowlanymi (8).

W krajach, gdzie prowadzone są systematyczne programy monitoringu i urzędowej kontroli żywności, stwierdzono obniżanie się poziomów oraz wielkości pobieranych chlorowanych węglowodorów aromatycznych, w tym DDT i PCB, z żywnością (1, 4, 12, 16, 18, 20). Dotyczy to również ryb morskich, ale obniżanie się ich zawartości następuje w mniejszym stopniu. Badania krajowe prowadzone od wielu lat w Morskim

Instytucie Rybackim w Gdyni również wskazują na obniżenie się poziomów tych związków w tkankach ryb morskich (21, 22).

Ocenę narażenia człowieka na pozostałości chlorowanych węglowodorów aromatycznych w żywności prowadzi się w wielu krajach, badając ich zawartość w całodziennych racjach pokarmowych poszczególnych grup populacji, w grupach żywności wchodzących w skład pełnej diety lub w wybranych grupach żywności, najczęściej w żywności pochodzenia zwierzęcego. Mimo różnic w stosowanych metodach nie stwierdza się przekroczeń dopuszczalnego dziennego ich pobrania (ADI, TDI).

Z badań nad występowaniem związków chloroorganicznych wynika, że najwyższe ich stężenia wykrywa się w żywności pochodzenia morskiego, a więc w rybach, przetworach i olejach rybnych, skorupiakach i mięczakach, a także w rybach słodkowodnych (2-5, 19, 23, 24). Pobranie tych związków jest ściśle uzależnione od zwyczajów żywieniowych w różnych krajach lub regionach i od wielkości spożycia ryb, które przeciętnie wynosi od kilkunastu gramów dziennie do nawet ponad 100 gramów, w tym ponad 60% stanowią ryby morskie (7, 9). Ryby i ich przetwory mogą stanowić od 30% do nawet 70% dziennego pobrania pestycydów i PCB (2, 4, 5, 10, 23, 24). Badania oszacowania dziennego pobrania tych związków z rybami potwierdziły, że w grupach ludności o podwyższonym spożyciu ryb pobranie było wyższe, ale obliczone ilości pobrania w wielu krajach są niższe niż wartości uznane za bezpieczne i dopuszczalne, i nie stwarzają zagrożenia dla człowieka.

Wskutek zanieczyszczenia środowiska ryby bałtyckie mogą zawierać podwyższone poziomy dioksyn, PCB, pestycydów chloroorganicznych, metali toksycznych i innych pozostałości chemicznych. Oznaczone stężenia tych związków nie stanowią zagrożenia dla zdrowia konsumentów. Ryby i przetwory rybne ze względu na ich skład chemiczny i wartość odżywczą są wartościowymi składnikami diety. Zdaniem autorów z zakresu żywienia, niezbędne jest spożywanie ryb i powinno być ono zróżnicowane pod względem gatunku i pochodzenia ryb.

Piśmiennictwo

1. Atuma S., Linder C.-E., Wicklund-Glynn A., Andersson O., Larsson L.: Survey of consumption fish from Swedish waters for chlorinated pesticides and polychlorinated biphenyls. *Chemosphere* 1996, 33, 791-799.
2. Baars A., Bakker M., Baumann R., Boon P., Freijer J., Hoogenboom L., Hoogerbrugge R., Van Klaveren J., Liem A., Traag W., Vries J.: Dioxins, dioxin-like PCBs and non-dioxin-like PCBs in foodstuffs: occurrence and dietary intake in The Netherlands. *Toxicol. Lett.* 2005, 151, 51-61.
3. Burreau S., Zebuhr Y., Broman D., Ishaq R.: Biomagnification of PBDEs and PCBs in food webs from the Baltic Sea and the northern Atlantic Ocean. *Sci. Total Environ.* 2006, 366, 659-672.
4. Darnerud P., Atuma S., Aune M., Bjerselius R., Glynn A., Grawe K., Becker W.: Dietary intake estimations of organohalogen contaminants (dioxins, PCB, PBDE and chlorinated pesticides, e.g. DDT) based on Swedish market basket data. *Food Chem. Toxicol.* 2006, 44, 1597-1606.
5. DVFA Danish Veterinary and Food Administration, Food monitoring, 1998-2003. Part 1. Chemical contaminants. Publication No. 2005:01.

6. *Easton M., Luszniak D., Von der Geest E.*: Preliminary examination of contaminant loadings in farmed salmon, wild salmon and commercial salmon feed. *Chemosphere* 2002, 46, 1053-1074.
7. EFSA Opinion of the Scientific Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the Commission related to the presence of non dioxin-like polychlorinated biphenyls (PCB) in feed and food. *EFSA Journal* 2005, 284, 1-137.
8. EFSA Opinion of the Scientific Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the European Parliament related to the safety assessment of wild and farmed fish. *EFSA Journal* 2005, 236, 1-118.
9. EFSA Results of monitoring of non dioxin-like polychlorinated biphenyls (PCB) in food and feed. *EFSA Journal* 2010, 8 (7), 1701, 1-35.
10. *Fattore E., Fanelli R., Dellate E., Turrini A., Domenico A.*: Assessment of the dietary exposure to non-dioxin-like PCBs of the Italian general population. *Chemosphere* 2008, 73, 5278-5283.
11. *Hites R. A., Foran J. A., Carpenter D. O., Hamilton M. C., Knuth B. A., Schwager S. J.*: Global assessment of organic contaminants in farmed salmon. *Science* 2004, 303, 226-229.
12. *Juszkiewicz T., Niewiadowska A.*: Pozostałości pestycydów i polichlorowanych dwufenyli w tkankach zwierząt, mleku, jajach i środowisku w świetle 15-letnich badań własnych. *Medycyna Wet.* 1984, 40, 323-327.
13. *Karl H., Ruoff U.*: Dioxins, dioxin-like PCBs and chloroorganic contaminants in herring, *Clupea harengus*, from different fishing grounds of the Baltic Sea. *Chemosphere* 2007, 67, 90-95.
14. *Koistinen J., Kiviranta H., Ruokojarvi P., Parmanne R., Verta M., Hallikainen A., Vartiainen T.*: Organohalogen pollutants in herring from the northern Baltic Sea: Concentrations, congener profiles and explanatory factors. *Environ. Pollut.* 2008, 154, 172-183.
15. *Niewiadowska A., Semeniuk S., Żmudzki J.*: Pozostałości pestycydów w żywności pochodzenia zwierzęcego w latach 1997-2006 w Polsce. *Medycyna Wet.* 2008, 64, 1221-1224.
16. *Niewiadowska A., Żmudzki J.*: Chlorinated hydrocarbons in animal tissues and products of animal origin from Poland, [w:] Loganathan B. G., Lam P. K. S. (ed.): *Global contamination trends of persistent organic chemicals*. CRC Press, Taylor&Francis Group 2011, 337-353.
17. *Niewiadowska A., Żmudzki J., Semeniuk S., Kiljanek T.*: Zawartość polichlorowanych bifenyli w żywności pochodzenia zwierzęcego. *Medycyna Wet.* 2010, 66, 259-263.
18. *Pikkarainen A.-L., Parmanne R.*: Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in Baltic herring 1985-2002. *Mar. Pollut. Bull.* 2006, 52, 1299-1309.
19. *Smith A. G., Gangolli S. D.*: Organochlorine chemicals in seafood: occurrence and health concerns. *Food Chem. Toxicol.* 2002, 40, 767-779.
20. *Strandberg B., Strandberg L., van Bavel B., Bergqvist P.-A., Broman D., Falandysz J., Naf C., Papakosta O., Rolff C., Rappe C.*: Concentrations and spatial variations of cyclodienes and other organochlorines in herring and perch from the Baltic Sea. *Sci. Total Environ.* 1998, 215, 69-83.
21. *Szlinder-Richert J., Barska I., Mazerski J., Usydus Z.*: Organochlorine pesticides in fish from the southern Baltic Sea: Levels, bioaccumulation features and temporal trends during the 1995-2006 period. *Mar. Pollut. Bull.* 2008, 56, 927-940.
22. *Szlinder-Richert J., Barska I., Mazerski J., Usydus Z.*: PCBs in fish from the southern Baltic Sea: Levels, bioaccumulation features, and temporal trends during the period from 1997 to 2006. *Mar. Pollut. Bull.* 2009, 58, 85-92.
23. *Vaz R.*: Average Swedish dietary intakes of organochlorine contaminants via foods of animal origin and their relation to levels in human milk, 1975-1990. *Food Addit. Contam.* 1995, 12, 543-558.
24. *Voorspoels S., Covaci A., Neels H.*: Dietary PCB intake in Belgium. *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 2008, 25, 179-182.

Adres autora: dr hab. Alicja Niewiadowska, Al. Partyzantów 57, 24-100 Puławy; e-mail: niewiado@piwet.pulawy.pl