

Wpływ zawartości dioksynopodobnych kongenerów PCB w mięsie ryb pochodzących z Międzyodrza na stopień zagrożenia toksykologicznego konsumentów

AGNIESZKA TOMZA-MARCINIAK, WŁADYSŁAW CIERESZKO*

Katedra Higieny Zwierząt i Profilaktyki Wydziału Biotechnologii i Hodowli Zwierząt AR, ul. Doktora Judyma 6, 71-460 Szczecin

*Katedra Toksykologii Wydziału Nauk o Żywności i Rybactwa AR, ul. Papieża Pawła VI 3, 71-459 Szczecin

Tomza-Marciniak A., Ciereszko W.

The 2,3,7,8 TCDD toxic equivalents (TEQs) of fish's meat netted from Międzyodrze waters

Summary

The aim of this study was the toxicological risk assessment for consumers on the basis of toxic equivalents (TEQs) from fish netted from Międzyodrze waters. The quantitative analysis of dioxin-like compounds (non- and mono-ortho PCBs) were conducted using the capillary gas chromatography method (GC MSD HP 6890/5973). Toxic equivalents values were dependent of the most toxic congeners concentration, e.g. PCB 126 and PCB 169. Mean TEQ ranged from 0.03 ± 0.02 ng-TEQ/kg w.w. to 0.09 ± 0.01 ng-TEQ/kg w.w. The highest equivalents were received for ide's meat and the lowest – for roach's meat. Consideration of the mean consumption of fish in Poland and the highest TEQs of examined fish ascertained that their meat is safe for consumers from the hygienic and toxicological perspective.

Keywords: PCBs, TEQs, fish

Ryby stanowią ważny składnik diety wielu gatunków zwierząt i człowieka. Na ogół ryby przeznaczone do konsumpcji pochodzą z wód o stosunkowo małym stopniu zanieczyszczenia, niemniej jednak to one są głównym źródłem polichlorowanych bifenyli w diecie człowieka. Ich obecność może wpływać na jakość mięsa ryb i zagrażać zdrowiu konsumentów (10, 12, 16). Człowiek wykazuje dużą wrażliwość na PCB i spożycie nawet małych dawek ($0,07 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ masy ciała na dzień) tych związków może wywołać wiele niekorzystnych efektów zdrowotnych. Narażenie na PCB rozpoczyna się już w okresie życia płodowego w wyniku ich przenikania przez barierę łożysko–krew i dalej kontynuowane jest przez całe życie, na drodze środowiskowej i/lub zawodowej ekspozycji (18). Wchłanianie PCB w warunkach narażenia zawodowego odbywa się głównie przez drogi oddechowe i skórę, natomiast przy środowiskowym narażeniu aż 95% wchłoniętej dawki dostaje się do organizmu wraz z pokarmem, a tylko 5% przez układ oddechowy i skórę (16). Dlatego też z punktu widzenia bezpieczeństwa zdrowotnego ważnym zagadnieniem jest ocena, zarówno stopnia biokumulacji najbardziej toksycznych kongenerów PCB w popularnych gatunkach ryb, jak i ryzyka narażenia konsumentów na te związki.

Obecność w środowisku kongenerów PCB o różnych właściwościach fizykochemicznych i toksycz-

nych uniemożliwia jednoznaczne wykazanie istnienia zależności między środowiskowym narażeniem na dany PCB a występowaniem określonych skutków zdrowotnych. Dlatego też na początku lat 90. ubiegłego wieku wprowadzono pojęcie „współczynnika toksyczności” TEF (Toxicity Equivalency Factor), który ujednotacza sposób dokonywania oceny toksyczności badanych matryc środowiskowych (9, 19). Założenia tej zasady oparto na fakcie wspólnego mechanizmu działania dioksyny i jej analogów przestrzennych. Współczynniki równoważne toksyczności zostały wyznaczone tylko dla tych kongenerów, które wykazują podobieństwo w działaniu i w budowie strukturalnej do 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioksyny, a także charakteryzują się trwałością w środowisku i zdolnością do biokumulacji w łańcuchu troficznym (1, 17, 19). Wartości równoważnych współczynników toksyczności TEF zostały wyznaczone poprzez porównanie dostępnych wyników badań toksyczności różnych kongenerów w stosunku do najbardziej toksycznej dioksyny (2,3,7,8-TCDD), którą uznano za substancję wzorcową i przypisano jej wartość 1 (7, 13, 18, 19). Analizując wartości tych współczynników okazuje się, że ryby charakteryzują się mniejszą wrażliwością na wysoce toksyczne dla ludzi non-*ortho* i mono-*ortho* kongenery PCB (tab. 1). Wynika z tego, że oznaczone w rybach koncentracje poszczególnych zwią-

Tab. 1. Wartości współczynników równoważnych toksyczności (TEF) dla człowieka i ryby

Kongenery PCB		TEF	
		człowiek	ryby
non-orto	PCB 77 (3,3',4,4'-T ₄ CB)	0,0001	0,001
	PCB 126 (3,3',4,4',5-P ₅ CB)	0,1	0,005
	PCB 169 (3,3',4,4',5,5'-H ₆ CB)	0,01	0,00005
mono-orto	PCB 114 (2,3,4,5,4'-P ₅ CB)	0,0005	< 0,000005
	PCB 156 (2,3,4,5,3',4'-H ₆ CB)	0,0005	< 0,000005
	PCB 157 (2,3,4,3',4',5'-H ₆ CB)	0,0005	< 0,000005

ków PCB mogą być dla nich samych bezpieczne, jednak dla konsumentów mogą stanowić zagrożenie. Według Grochowalskiego (10), ryby i ich przetwory charakteryzują się wyższą toksycznością niż mięso i tłuszcz innych zwierząt.

Suma iloczynów współczynników toksyczności (TEF) poszczególnych kongenerów PCB i ich koncentracji w badanej próbce daje tzw. równoważnik toksyczności TEQ (Toxicity Equivalent). Udział dioksynopodobnych kongenerów PCB w ogólnym równoważniku toksyczności TEQ, określanym dla ryb, wynosi ponad 90%, dlatego też ocena ryzyka narażenia konsumentów w oparciu o te związki jest wystarczająca (1, 10).

Celem badań było określenie stopnia zagrożenia toksykologicznego konsumentów ryb, poławianych w wodach Międzyodrza, w oparciu o oznaczone poziomy koncentracji non-orto (nr IUPAC: 77, 126 i 169) i mono-orto (nr IUPAC: 114, 156, 157) kongenerów PCB w mięśniach ryb oraz o wyznaczone równoważniki toksyczności TEQ.

Materiał i metody

Badania przeprowadzono na trzech gatunkach ryb: leszcz (*Abramis brama*, L. 1758), płoć (*Rutilus rutilus*, L. 1758) i jaź (*Leuciscus idus*, L. 1758), pozyskanych w miesiącach: lutym, maju, sierpniu i październiku 2005 r. ze Spółdzielni Rybackiej Regalica w Gryfinie. Ogółem przebadano 60 ryb, po 20 z każdego gatunku. Do analizy pobrano 30 g mięśni z części grzbietowej ryb. Ekstrakcję badanych związków (PCB 77, PCB 126, PCB 169, oraz PCB 114, PCB 156 i PCB 157) wraz z lipidami przeprowadzono w aparacie Soxhleta (6 godzin) przy użyciu mieszaniny acetonu i n-heksanu w stosunku 2,5 : 1 i mieszaniny n-heksanu i eteru etylowego w stosunku 9 : 1. W celu określenia procentowej zawartości lipidów rozpuszczalnik odparowano w strumieniu azotu, a pozostałość wysuszono w temperaturze 80°C do stałej masy. Po oznaczeniu masy lipidów, zawartość próbek rozpuszczono w 2 cm³ n-heksanu i oczyszczono dodając 6 cm³ dymiącego kwasu siarkowego (7% SO₃ w stężonym H₂SO₄). Warstwę n-heksanową

przemyto trzykrotnie wodą dejonizowaną, po czym osuszono, przesączając przez warstwę bezwodnego siarczanu sodu umieszczoną w szklanych kolumnach LiChrolut® o pojemności 8 cm³. Przygotowane ekstrakty poddano rozdzielni chromatograficznej metodą kapilarnej chromatografii gazowej sprzężonej ze spektrometrią mas, w aparacie GC MSD HP 6890/5973. Identyfikację badanych kongenerów PCB wykonano na podstawie czasów retencji poszczególnych kongenerów oraz przez porównanie otrzymanych widm masowych z widmami kongenerów PCB z zastosowanego roztworu wzorcowego (D-46485 Wesel, NE 0899). W celu prawidłowej identyfikacji badanych kongenerów PCB część próbek fortyfikowano znaną ilością każdego z tych związków (Promochem GmbH). Dokładność analiz sprawdzano metodą dodatku wzorca wewnętrznego Pesticides Surrogate Spike Mix, Supelko. Wartość odzysku badanych związków w rybach wahała się w zakresie 75-90%. Wykonano również oznaczenia zawartości PCB w materiale referencyjnym: Chlorobiphenyls in mackrel oil, Promochem GmbH, dla których oznaczone zawartości stanowiły 72-105% wartości referencyjnej.

W oparciu o uzyskane wyniki zawartości badanych kongenerów PCB i ich współczynniki toksyczności TEF obliczono wartości TEQ według następującego wzoru:

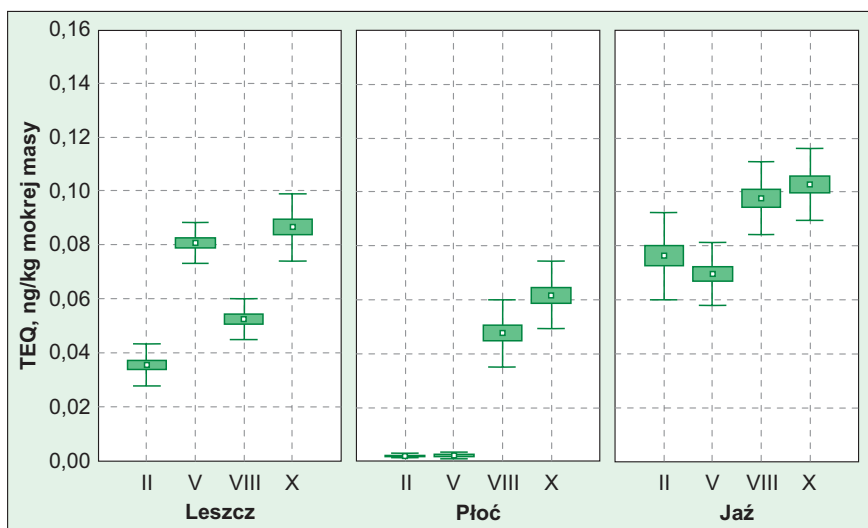
$$TEQ_{\text{mieszany}} = \sum [c_i \times TEF_i]_n$$

gdzie: c_i – stężenie pojedynczego kongeneru (ng·kg⁻¹·m.m.),
 TEF_i – współczynnik równoważny toksyczności dla pojedynczego kongeneru PCB w odniesieniu do 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioksyny.

Analizę statystyczną otrzymanych wyników przeprowadzono w oparciu o program Statistica 6.1. Obliczono wartości średnie (\bar{x}) oraz odchylenie standardowe (SD). Do oceny istotności różnic zastosowano test *t*.

Wyniki i omówienie

Oznaczone zawartości analizowanych kongenerów w tkance mięśniowej leszcza, płoci i jaza przedstawiono w tabeli 2. Stwierdzone koncentracje tych związków są niższe od spotykanych w literaturze. Zaobserwowano, że spośród badanych PCB dominującym kongenerem było PCB 77. Niższymi koncentracjami



Ryc. 1. Sezonowe zmiany wartości TEQ w mięśniach ryb

cjami odznaczało się PCB 126, zaś najniższymi PCB 169. Podobną zależność obserwowali Nakata i wsp. (14).

W oparciu o oznaczone poziomy koncentracji poszczególnych kongenerów PCB i współczynniki TEF, określono równoważniki toksyczności TEQ mięsa badanych ryb. Średnie wartości TEQ otrzymanych dla mięśni leszcza, płoci i jazia w poszczególnych okresach badawczych przedstawiono na rycinie 1. O wartości równoważników toksyczności TEQ decyduje w głównej mierze poziom koncentracji najbardziej toksycznych kongenerów, czyli PCB 126 i PCB 169, których współczynniki toksyczności TEF wynoszą, odpowiednio, 0,1 i 0,01 (5, 6, 11). Z badań własnych wynika, że brak obecności tych kongenerów w tkance mięśniowej płoci, odłowionych w lutym i maju (tab. 2) wpłynął w istotny sposób ($p \leq 0,05$) na wartości równoważników toksyczności. Wynosiły one, odpowiednio, $0,0022 \pm 0,0003$ i $0,0022 \pm 0,0005$ ng-TEQ/kg m.m., podczas gdy dla mięśni ryb odłowionych w dwóch pozostałych terminach wartości TEQ były o rząd wielkości wyższe i wahały się od $0,0477 \pm 0,0050$ do $0,0617 \pm 0,0050$ ng-TEQ/kg m.m. Najwyższe wartości równoważników toksyczności stwierdzono w mięśniach jazia. W mokrej masie mięśni jazia równoważnik ten kształtował się na poziomie średnio $0,09 \pm 0,01$ ng-TEQ/kg m.m., a w przeliczeniu na lipidy $3,46 \pm 0,31$ ng-TEQ/kg (tab. 3). Istotnie niższymi ($p \leq 0,05$) wartościami TEQ charakteryzowały się mięśnie płoci, dla których TEQ wynosił średnio $0,03 \pm 0,02$ ng-TEQ/kg mokrej masy. Mięśnie leszcza charakteryzowały się niższymi wartościami równoważni-

Tab. 2. Średnia zawartość ($\bar{x} \pm SD$) analizowanych kongenerów PCB w tkance mięśniowej leszcza ($n = 20$), płoci ($n = 20$) i jazia ($n = 20$)

Gatunek	Termin poboru prób	PCB 77	PCB 126	PCB 169	PCB 114	PCB 156	PCB 157
Leszcz	II	0,66 ± 0,10	0,34 ± 0,02	ns	0,20 ± 0,01	0,35 ± 0,04	0,21 ± 0,01
	V	0,72 ± 0,05	0,78 ± 0,25	0,20 ± 0,01	0,29 ± 0,02	0,66 ± 0,13	0,26 ± 0,09
	VIII	0,75 ± 0,13	0,50 ± 0,10	0,22 ± 0,09	0,26 ± 0,01	0,68 ± 0,05	0,48 ± 0,16
	X	0,46 ± 0,07	0,84 ± 0,06	0,20 ± 0,11	0,34 ± 0,06	0,71 ± 0,08	0,57 ± 0,08
	średnia	0,65 ± 0,11 ^a	0,61 ± 0,20 ^{ab}	0,16 ± 0,09 ^a	0,27 ± 0,04 ^a	0,59 ± 0,14 ^{ab}	0,37 ± 0,19 ^a
Płoc	II	0,33 ± 0,08	ns	ns	ns	0,38 ± 0,03	ns
	V	0,46 ± 0,04	ns	ns	ns	0,28 ± 0,02	ns
	VIII	0,68 ± 0,13	0,67 ± 0,05	0,40 ± 0,08	0,43 ± 0,07	0,59 ± 0,14	0,50 ± 0,03
	X	0,53 ± 0,02	0,53 ± 0,07	0,35 ± 0,10	0,37 ± 0,01	0,32 ± 0,02	0,41 ± 0,07
	średnia	0,50 ± 0,14 ^a	0,31 ± 0,25 ^a	0,19 ± 0,18 ^a	0,20 ± 0,19 ^a	0,41 ± 0,12 ^a	0,23 ± 0,22 ^a
Jaz	II	0,76 ± 0,04	0,65 ± 0,09	0,38 ± 0,05	0,32 ± 0,04	0,53 ± 0,07	0,40 ± 0,05
	V	0,86 ± 0,12	0,73 ± 0,11	0,22 ± 0,01	0,24 ± 0,03	0,64 ± 0,09	0,44 ± 0,08
	VIII	0,90 ± 0,16	0,98 ± 0,04	0,32 ± 0,06	0,38 ± 0,03	0,81 ± 0,14	0,76 ± 0,04
	X	1,02 ± 0,05	0,92 ± 0,08	0,45 ± 0,04	0,34 ± 0,07	0,78 ± 0,16	0,82 ± 0,10
	średnia	0,89 ± 0,10 ^b	0,82 ± 0,13 ^b	0,34 ± 0,09 ^b	0,32 ± 0,05 ^a	0,69 ± 0,11 ^b	0,60 ± 0,19 ^b
Zawartość ng • kg ⁻¹ m.l.							
Leszcz	II	29,28 ± 0,64	17,23 ± 0,17	ns	11,28 ± 0,08	17,30 ± 0,32	11,29 ± 0,07
	V	27,72 ± 0,32	29,93 ± 1,51	8,11 ± 0,07	11,76 ± 0,17	18,76 ± 0,59	10,54 ± 0,39
	VIII	23,86 ± 0,59	17,04 ± 0,46	7,52 ± 0,38	8,86 ± 0,07	18,11 ± 0,30	16,36 ± 0,70
	X	18,43 ± 0,28	32,18 ± 0,23	7,29 ± 0,27	14,57 ± 0,39	20,13 ± 0,40	24,43 ± 0,38
	średnia	24,82 ± 4,18 ^a	24,10 ± 7,00 ^{ab}	5,73 ± 3,32 ^a	11,62 ± 3,34 ^a	18,52 ± 4,84 ^a	15,66 ± 5,53 ^a
Płoc	II	11,51 ± 0,22	ns	ns	ns	12,91 ± 0,18	ns
	V	23,79 ± 0,11	ns	ns	ns	19,66 ± 0,20	ns
	VIII	31,38 ± 0,41	26,31 ± 0,12	18,46 ± 0,16	19,85 ± 0,41	27,23 ± 0,78	23,08 ± 0,22
	X	25,24 ± 0,07	20,48 ± 0,20	16,67 ± 0,23	17,62 ± 0,07	14,29 ± 0,12	19,52 ± 0,21
	średnia	22,98 ± 7,21 ^a	11,70 ± 11,03 ^a	8,78 ± 8,04 ^{ab}	9,37 ± 9,01 ^a	18,52 ± 5,81 ^{ab}	10,65 ± 6,03 ^a
Jaz	II	35,63 ± 0,12	30,47 ± 0,25	17,81 ± 0,17	15,10 ± 0,08	23,38 ± 0,14	30,02 ± 0,10
	V	37,94 ± 0,36	32,21 ± 0,34	9,26 ± 0,17	10,59 ± 0,05	28,24 ± 0,13	19,41 ± 0,12
	VIII	28,42 ± 0,33	30,95 ± 0,09	10,11 ± 0,10	12,08 ± 0,07	25,58 ± 0,28	24,07 ± 0,26
	X	29,42 ± 0,17	26,54 ± 0,21	12,98 ± 0,13	9,81 ± 0,05	22,50 ± 0,42	23,65 ± 0,35
	średnia	32,85 ± 4,03 ^a	30,04 ± 3,51 ^b	12,98 ± 3,34 ^b	11,90 ± 2,02 ^a	24,93 ± 2,22 ^b	24,29 ± 3,76 ^b

Objaśnienie: ns – nie stwierdzono; m.m. – masa mokra; m.l. – masa lipidów; a, b – różne litery oznaczają różnice statystycznie istotne, przy $p \leq 0,05$

Tab. 3. Średnie wartości TEQ obliczone dla mięśni badanych ryb ($\bar{x} \pm SD$)

Gatunek	TEQ	
	ng • kg ⁻¹ m.m.	ng • kg ⁻¹ m.l.
Leszcz	0,06 ± 0,02 ^a	2,49 ± 0,72 ^a
Płoc	0,03 ± 0,02 ^a	1,27 ± 0,98 ^a
Jaz	0,09 ± 0,01 ^b	3,46 ± 0,31 ^b

Objaśnienie: a, b – różne litery oznaczają różnice statystycznie istotne, przy $p \leq 0,05$

ków toksyczności niż mięśnie jазia, ale wyższymi niż mięśnie płoci. Średnie wartości TEQ obliczone dla mokrej masy mięśni leszcza kształtowały się na poziomie $0,06 \pm 0,02$ ng-TEQ/kg mokrej masy i $2,49 \pm 0,72$ ng-TEQ/kg masy lipidów. Otrzymane wyniki korespondują z wynikami Grochowalskiego (10). Autor ten podaje, że polskie ryby słodkowodne zawierają średnio od 1,2 do 9,4 ng-TEQ/kg masy lipidów. Wyższe równoważniki toksyczności otrzymali Niemirycz i wsp. (15) dla ryb pozyskanych z Wisły, średnio od 0,37-1,12 ng-TEQ/kg m.m.

W ciągu całego okresu badawczego obserwowano różnice w poziomach TEQ w mięsie ryb. Zjawisko to można tłumaczyć sezonowymi zmianami zawartości lipidów w tkankach tych zwierząt, a co za tym idzie – zmianami koncentracji polichlorowanych bifenyli (3, 4). Ponadto zauważono, że tuż po okresie tarła (leszcz – V/VI, płoć – IV/V, jaź – IV), mięso ryb charakteryzowało się niższymi równoważnikami toksyczności. Geyer i wsp. (8) uważają, że w tym czasie zawartość trwałych związków organicznych maleje w tkance mięśniowej, a wzrasta w gonadach.

Według ustaleń WHO/FAO (2), tolerowane dzienne pobranie (TDI – tolerable daily intake) dioksyn i związków dioksynopodobnych nie powinno przekraczać 1-4 pg-TEQ/kg masy ciała. Otrzymane równoważniki toksyczności mięsa badanych ryb kształtowały się na niższym poziomie od uznawanego za dopuszczalny.

Wnioski

1. Uwzględniając średnią wielkość spożycia ryb w Polsce i maksymalne wartości TEQ otrzymane dla badanych ryb należy stwierdzić, że ich mięso z punktu widzenia higieny i toksykologii nie stanowi zagrożenia zdrowotnego dla konsumentów.

Piśmiennictwo

- Ahlborg U., Becking G., Birnbaum L., Brouwer A., Derks H., Feely M., Golor G., Hanberg A., Liem A.: Toxic equivalency factors for dioxin-like PCBs. Report on WHO-ECEH and IPCS consultation. Chemosphere 1994, 28, 1049-1067.
- Anon.: CAC – Codex Alimentarius Commission. Joint TAO/WHO food standards programme. Codex Committee on food additives and contaminants, XXXIII Sesja, Haga, Holandia 12-16.03.2001.
- Bierman V.: Equilibrium partitioning and biomagnification of organic chemicals in benthic animals. Environ. Sci. Technol. 1990, 24, 1407-1412.
- Boon J., Duinker J.: Kinetics of polychlorinated biphenyl (PCB) components in juvenile sole (*Solea solea*) in relation to concentration in water and to lipid metabolism under conditions of starvation. Aquat. Toxicol. 1985, 7, 119-134.
- Ciereszko W., Witczak A.: Zmiany w zawartościach wybranych kongenerów PCB w mięsie karpia w wyniku obróbki cieplnej. Acta Sci. Pol., Technologia Alimentaria 2003, 2, 155-164.
- Falandysz J.: Concentrations, toxic evaluation and enrichment factors of non-ortho coplanar PCBs in environmental and human samples from Poland. Studia i Materiały Oceanologiczne Nr 67. Marine Chemistry 1994, 10, 41-58.
- Falandysz J., Brudnowska B., Iwata H., Tanabe S.: Pestycydy chloroorganiczne i polichlorowane bifenyly w wodzie wiślanej. Roczn. PZH 1999, 50, 123-130.
- Geyer H., Scheunert I., Bruggemann R., Matthies M., Steinberg Ch., Zitko V., Kettrup A., Garrison W.: The relevance of aquatic organisms' lipids content to the toxicity of lipophilic chemicals. Ecotox. Environ. Safety 1994, 28, 53-70.
- Giesy J., Kurunthachalam K.: Dioxin – like and non – dioxin like effects of polychlorinated biphenyls: Implications for risk assessment, Lakes and Reservoirs: Research Management 2002, 7, 139-181.
- Grochowalski A.: Badania nad oznaczaniem polichlorowanych dibenzodioxyn, dibenzofuranów i bifenyli. Seria Inżynieria i Technologia Chemiczna, Kraków 2000.
- Hong C., Xio J., Bush B., Shaw S.: Environmental occurrence and potential toxicity of planar, mono-, and di-ortho polychlorinated biphenyls in the biota, Chemosphere 1998, 36, 1637-1651.
- Kryteria zdrowotne środowiska. T. 2. Polichlorowane bifenyly i terfenyle. PZWL, Warszawa 1985.
- Lulek J.: PCB czy dioksyny węzłem gordyjskim końca stulecia. Materiały konferencyjno-szkoleniowe programu PCB-STOP. Dolnośląska Fundacja Ekorozwoju 2001.
- Nakata H., Sakai Y., Miyawaki T.: Growth – dependent and species – species accumulation of polychlorinated biphenyls (PCBs) in tidal flat organism collected from the Ariake Sea, Japan. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 2002, 42, 222-228.
- Niemirycz E., Kaczmarczyk A., Rodziewicz M., Sapota G., Sapota M., Heybowicz E., Bogacka T., Taylor G.: Ocena stanu jakości przyujściowych przekrojów rzek Wisły i Odry w odniesieniu do trwałych zanieczyszczeń organicznych objętych konwencją sztokholmską 2001. Materiały robocze do sporządzenia profilu TZO w Polsce 2002.
- Safe S.: Polychlorinated biphenyls (PCBs) environmental impact, biochemical and toxic responses, and implication for risk assessment. CRC Crit. Rev. Toxicol. 1994, 24, 87-149.
- Starek A.: Ocena narażenia łącznego – koncepcja równoważników toksyczności. Mat. Konf.: Dioksyny w przemyśle, Kraków 23-24 września 1999, s. 22-28.
- Struciński P., Ludwicki J., Góralczyk K., Czaja K.: Wybrane aspekty działania ksenoestrogenów z grupy persystentnych związków chloroorganicznych. Roczn. PZH 2002, 51, 211-228.
- Struciński P., Ludwicki J., Góralczyk K., Czaja K., Hernik A.: Środowiskowe narażenie na polichlorowane bifenyly. Wybrane aspekty zdrowotne. Aura 2002, 6, 24-25.

Adres autora: dr inż. Agnieszka Tomza-Marciniak, ul. Doktora Judyma 6, 71-460 Szczecin; e-mail: agnieszka.tomza@biot.ar.szczecin.pl