

Polibromowane difenyloetery w polskiej żywności pochodzenia zwierzęcego

Wojciech Pietroń, Małgorzata Warenik-Bany

z Zakładu Radiobiologii Państwowego Instytutu Weterynaryjnego – Państwowego Instytutu Badawczego w Puławach

Polybrominated diphenyl ethers in Polish food of animal origin

Pietroń W., Warenik-Bany M., Radiobiology Department, National Veterinary Research Institute in Puławy

Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) are synthetic chemicals used for many years as flame retardants in plastic. Their molecules are not chemically bound to the polymers and gradually escape from products. They bio-accumulate in lipid tissue and biomagnified in the food chain. PBDEs are endocrine disruptors and have neurotoxic properties. The data about their contents in 500 samples of Polish food of animal origin were recently published. The 98.8% of samples were contaminated with at least one PBDE congener. In June 2023, the Contam Panel of EFSA concluded that it is likely that current dietary exposure to PBDEs in the European population raises a health concern.

Keywords: PBDEs content, food, toxicity.

Wiek XX przyniósł szybki rozwój przemysłu chemicznego i wprowadzenie ropopochodnych polimerów oraz bazujących na nich tworzyw sztucznych do powszechnego użycia. Liczne zalety, takie jak trwałość, wytrzymałość, elastyczność czy niewielka gęstość, doprowadziły do ich bardzo szybkiego rozpowszechnienia w różnych dziedzinach życia. Uniwersalność materiałów polimerowych sprawia, że stosuje się je w produkcji opakowań (butelki, worki), elektronice (obudowy, telefony komórkowe), transporcie (elementy nadwozia samochodów), telekomunikacji (izolacje przewodów), rolnictwie (narzędzia, donice), budownictwie (styropian, rury, ramy okienne), tekstyliach (buty, ubrania, tapicerki) oraz wyposażeniu użytkowym (szczotki, rakiety tenisowe). Trudno sobie wyobrazić współczesne życie bez nich, ale jednak mimo wielu zalet, posiadają jedną poważną wadę – charakteryzują się niską odpornością na działanie ognia. W wyniku ich niecałkowitego spalania (utleniania) powstają trujące gazy, np. podczas spalania polichloroku winylu (płytki PVC, pojemniki) wydziela się chlorowódz, a poliuretanu (gąbki, uszczelki) cyjanowódz. W przypadku niskotemperaturowego spalania tworzyw sztucznych zawierających w swoim składzie chlor powstają dioksyny – jedno z najbardziej toksycznych dla ludzi i zwierząt związków chemicznych (1). W wyniku pożaru niebezpieczne dla życia stężenia tych substancji mogą zostać osiągnięte już w kilka sekund (2).

Wraz z upowszechnieniem tworzyw sztucznych rozpoczęto poszukiwania środków zmniejszających palność. Na początku były to substancje pochodzenia naturalnego, np. alun glinowo-potasowy stosowany do impregnacji drewna już w starożytnym Egipcie,

czy ocet winny używany przez starożytnych Rzymian (3). Obecnie stosuje się w tym celu substancje nieorganiczne (tlenki metali, kwasy, wodorotlenki i sole), organiczne związki halogenowe (bromowe i chlorowe), fosforowe (np. fosforan trifenyli) oraz azotowe (np. cyjanuran melaminy; 2). W literaturze polskojęzycznej funkcjonuje wiele określeń na substancje zmniejszające palność materiałów (ang. flame retardants), m.in.: uniepalniacze, środki uniepalniające, opóźniacze spalania, środki zmniejszające palność, antypireny itp.

Ze stosowaniem uniepalniaczy wiąże się ryzyko, ponieważ mimo iż spełniają one istotną rolę, to jednak często są substancjami, które w dłuższej perspektywie nie zawsze okazują się być obojętne dla środowiska oraz zdrowia ludzi i zwierząt. W 1973 r. uniepalniacz FireMaster® został pomyłony z suplementem paszowym NutriMaster® przeznaczonym dla bydła i przypadkowo dodany do paszy (Michigan Chemical Corporation, St. Louis, MI). Tysiące producentów i konsumentów nabiału oraz wołowiny zostało narażonych na mieszaninę polibromowanych bifenyli (PBB). Badania toksykologiczne udowodniły, że związki te mają niekorzystny wpływ na układ rozrodczy zarówno kobiet, jak i mężczyzn oraz powodują zaburzenia w wydzielaniu hormonów tarczycy (4). W konsekwencji od 1974 r. zakazano stosowania PBB jako opóźniaczy spalania w USA (3). Jednym z pierwszych opisanych przypadków wskazujących na toksyczność uniepalniaczy u ludzi było zastosowanie fosforanu tris (2,3-dibromopropylowego) w materiale służącym do produkcji piżam dziecięcych w latach 1972–1977. Narażenie na ten związek powodowało ok. 200-krotny wzrost występowania nowotworu nerek u dzieci. Ze względu na ten incydent w 1977 r. stosowanie chemikaliów do produkcji odzieży dziecięcej zostało zakazane przez Amerykańską Komisję ds. Bezpieczeństwa Produktów Konsumenckich (US CPSC). W badaniach toksykologicznych prowadzonych na zwierzętach laboratoryjnych potwierdzono, że związek ten wywołuje nowotwory skóry, płuc, nerek, przełyku i jamy ustnej (5).

Polibromowane difenyloetery

Pod koniec XX wieku w grupie substancji budzących szczególne zainteresowanie toksykologów z całego świata znalazły się polibromowane difenyloetery (PBDE). W wielu krajach rozpoczęto pracę nad określeniem ich zachowania w środowisku, toksyczności, poziomów w żywności oraz potencjalnego ryzyka związanego z ich pobraniem przez ludzi. Związki te jako opóźniacze spalania stosowane były

już od początku lat 60. Na znaczeniu zyskały pod koniec lat 70., kiedy ograniczono stosowanie polibromowanych i polichlorowanych bifenyli (PBB i PCB) jako opóźniaczy spalania (6, 7). Teoretycznie możliwe jest istnienie aż 209 kongenerów PBDE, czyli związków o tym samym szkielecie, lecz różniących się ilością i położeniem atomów bromu w cząsteczce (ryc. 1). Cząsteczki PBDE są bardzo słabo rozpuszczalne w wodzie, ponieważ charakteryzują się wysokimi współczynnikami podziału oktanol/woda (logKow), które mieszczą się w granicach 5,80–9,97. Substancje, dla których ten współczynnik jest większy od 4,5, uważa się za mające potencjał do bioakumulacji w tkance tłuszczowej zwierząt (8, 9).

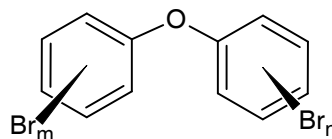
Losy PBDE w środowisku

Cząsteczki PBDE niezwiązane chemicznie z tworzywem sztucznym są systematycznie uwalniane do środowiska, w którym utrzymują się przez wiele lat (10, 11, 12, 13). Przenikanie PBDE do środowiska następuje w cyklu użytkowym danego produktu poprzez dyfuzję oraz np. ścieranie się polimeru. Ogrzewanie tworzyw sztucznych dodatkowo przyspiesza ten proces (14). Ponadto procesy spalania tworzyw sztucznych, w szczególności bez kontrolowanych parametrów, np. w paleniskach domowych, mają również znaczący wkład do ich emisji. Uwolnione PBDE gromadzą się w popiołach i kurzu, wraz z którymi są dalej rozprzestrzeniane w środowisku (1, 10, 15, 16). Trafiają do osadów ściekowych i gleby, a finalnie odkładają się w osadach dennych (9, 17, 18, 19)

Po raz pierwszy PBDE w środowisku wykryto w 1979 r. w Arkansas i New Jersey (USA). Ich stężenia oznaczono w osadach ściekowych pochodzących z okolic zakładów produkujących te związki oraz we włosach okolicznych mieszkańców i pracowników tych zakładów (20). W 1987 r. oznaczono PBDE m.in. w mięśniach piersiowych rybożernych ptaków i tranie ssaków z rejonu Morza Bałtyckiego, Morza Północnego i Oceanu Arktycznego (21). W tym samym roku wykryto je również w tkankach ryb morskich, skorupiakach oraz osadach dennych, pochodzących z okolic Japonii i Tajwanu (19). Obecnie PBDE zaliczane są do globalnych zanieczyszczeń, wykrywanych w powietrzu nawet w odległych rejonach Antarktyki (22). W Polsce ok. 20% osadów dennych pozyskiwanych z oczyszczalni ścieków jest przetwarzanych w komposty i nawozy stosowane w rolnictwie, a odsetek ich wykorzystania w tym celu stale rośnie (23). Prowadzi to do wtórnego zanieczyszczenia gleb, z których PBDE mogą być pobierane przez rośliny i zwierzęta (24, 25).

PBDE w organizmie zwierząt

PBDE ulegają bioakumulacji w tkankach zwierząt, a także biomagnifikacji w łańcuchach troficznych, przez co mogą być obecne w żywności pochodzenia zwierzęcego (24, 25, 26). Z wyjątkiem BDE-209, kongenery PBDE są dobrze wchłaniane z przewodu pokarmowego. W zależności od gatunku zwierzęcia wyznaczono współczynniki biokoncentracji (ang. bioconcentration factor, BCF) dla PBDE na poziomie



Ryc. 1. Ogólny wzór strukturalny polibromowanych difenyloeterów, gdzie $n, m = 0-5$ i $m+n = 1-10$

od 0,43 do 24 w zależności od gatunku zwierzęcia (27–30). Podobnie jak w przypadku innych trwałych zanieczyszczeń organicznych dystrybucja kongenerów PBDE następuje głównie do tkanek bogatych w lipidy (31, 32). W organizmach zwierząt kongenery BDE-47, -99, -100, -153, -154 magazynowane są głównie jako związki macierzyste (30, 33, 34). U gryzoni okres półtrwania poszczególnych kongenerów w organizmie waha się w przedziale od 5 do 119 dni, za wyjątkiem BDE-209, dla którego wyznaczono go na poziomie od 2,5 do 8,6 dnia (35). Dla porównania wyznaczony okres półtrwania 2,3,7,8-tetra dibenzo-p-dioksyny (TCDD) wynosi 20 dni. Najnowsze badania sugerują, że najdłużej w organizmie utrzymuje się BDE-153 (36).

Toksyczność PBDE

Polibromowane difenyloetery są związkami o niskiej toksyczności ostrej. Ich LD_{50} mieści się w granicach od 2,640 do 6,200 $mg\ kg^{-1}\ m.c.$ dla szczura (35, 37). Niemniej jednak ich systematyczne pobieranie nawet w małych dawkach prowadzi do akumulacji w organizmie i występowania przewlekłych efektów toksycznych (7, 35, 38, 39). Jako trwałe zanieczyszczenia organiczne (TZO) i substancje zaburzające funkcjonowanie układu hormonalnego (ang. Endocrine Disruptors Chemicals) mogą wpływać na układ rozrodczy, nerwowy i immunologiczny ludzi oraz rozwój potomstwa (40, 41). Ze względu na strukturalne podobieństwo PBDE i ich hydroksylowanych metabolitów do hormonów tarczycy, zaburzenie homeostazy jest uważane za jedno z najważniejszych mechanizmów skutkujący niekorzystnymi konsekwencjami dla ludzi (42). W czerwcu 2023 r. EFSA opublikowała projekt aktualizacji opinii o PBDE w żywności. W opinii tej panel ekspercki ds. zanieczyszczeń (CONTAM Panel) stwierdził, że wpływ neurorozwojowy na zachowanie oraz wpływ na rozrodczość/rozwój są kluczowymi skutkami w badaniach na gryzoniach. Dotychczasowe doniesienia o ich rakotwórczości pozyskane w różnych badaniach nie są ze sobą zgodne. Na uwagę zasługuje fakt, że w 2020 r. międzynarodowa agencja ds. badań nad rakiem (IARC) pracom nad oceną potencjalnej rakotwórczości komercyjnej mieszaniny penta-BDE nadała wysoki priorytet (43).

Legislacja jako droga do zwiększenia bezpieczeństwa konsumentów

Mając na uwadze toksyczność PBDE oraz ich powszechne występowanie w środowisku wiele państw m.in. kraje europejskie, Stany Zjednoczone oraz Chiny wdrożyły ograniczenia w zakresie ich produkcji i stosowania (44). Od 2003 r. w krajach Unii Europejskiej obowiązuje zakaz wprowadzania do obrotu produktów zawierających wagowo więcej niż 0,1% PBDE (2003/11/WE). W 2009 r. mieszaniny techniczne

pentaBDE i oktaBDE zostały wpisane jako substancje niebezpieczne do dyrektywy w sprawie rejestracji, oceny, udzielania zezwoleń i stosowanych ograniczeń w zakresie chemikaliów (REACH), których import jest niedozwolony (552/2009/WE).

Ze względu na trwałość w środowisku potencjał do bioakumulacji i właściwości toksyczne PBDE zostały włączone do listy Trwałych Zanieczyszczeń Organicznych przez Konwencję Sztokholmską odpowiednio w 2009 i 2017 r. (45). Jednak wprowadzone ograniczenia i zakazy stosowania nie spowodują natychmiastowego zniknięcia PBDE ze środowiska. Wiele produktów będących w użyciu lub już zużytych zawiera w sobie PBDE. Z tego powodu istniejące produkty można traktować jako rezerwuary tych związków (10). Ponadto produkty wytworzone z tworzyw sztucznych pochodzących z recyklingu również mogą zawierać PBDE (46). W 2014 r. Komisja Europejska na podstawie opinii EFSA wydała zalecenie w sprawie monitorowania stężeń 10 kongenerów PBDE oznaczonych numerami BDE-28, -47, -49, -99, -100, -138, -153, -154, -183 i -209 w żywności pochodzenia zwierzęcego (2014/118/UE). EFSA zalecił, by zgromadzono dalsze dane dotyczące ich poziomów w żywności i u ludzi.

Występowanie PBDE w żywności pochodzenia zwierzęcego

W 2014 r. Komisja Europejska na podstawie opinii EFSA wydała zalecenie w sprawie monitorowania stężeń 10 kongenerów PBDE oznaczonych jako BDE-28, BDE-47, BDE-49, BDE-99, BDE-100, BDE-138, BDE-153, BDE-154, BDE-183 i BDE-209 w żywności pochodzenia zwierzęcego (2014/118/UE). W literaturze światowej znajduje się wiele doniesień dotyczących występowania PBDE w żywności pochodzenia zwierzęcego. W ostatnich latach również w polskiej żywności raportowano występowanie PBDE w szeregu różnych matryc. W 2019 r. opublikowano badania dla 199 próbek mięsa zwierząt gospodarskich (47). Najniższą medianę sumarycznej zawartości 10 kongenerów PBDE (Σ_{10} PBDE) wynoszącą 11,6 ng/g⁻¹ ś.m. oznaczono w mięsie jelenia hodowlanego. Natomiast wysokie jej wartości oznaczono w koninie (41,8 pg/g⁻¹ ś.m.) i baraninie (46,7 pg/g⁻¹ ś.m.). W mięśniach kury wykazano nieznacznie wyższą medianę stężeń Σ_{10} PBDE (13,1 pg/g⁻¹ ś.m.) niż w mięśniach indyka (11,7 pg/g⁻¹ ś.m.). Natomiast zakres stężeń w mięśniach indyka był znacznie szerszy, najwyższe stężenie Σ_{10} PBDE (373 pg/g⁻¹ ś.m.) było prawie 4 razy wyższe niż w przypadku mięsa kurzego (99,3 pg/g⁻¹ ś.m.). Mediana stężeń w wieprzowinie (19,8 pg/g⁻¹ ś.m.) była zdecydowanie wyższa niż w przypadku mięsa drobiowego, a w jednej z próbek oznaczono najwyższą zawartość Σ_{10} PBDE spośród badanych próbek mięsa wynoszącą aż 666 pg/g⁻¹ ś.m.

Również w 2019 r. ukazała się praca o występowaniu PBDE w 99 jajach kurzych pochodzących z różnych systemów chowu (48). Większość analizowanych próbek jaj zawierała przynajmniej jeden z badanych kongenerów, tylko w trzech spośród badanych próbek nie stwierdzono żadnego z analitów. Zawartość Σ_{10} PBDE w jajach sięgała aż 1350 pg/g⁻¹ ś.m. Zawartość PBDE w jajach była również zależna od rodzaju

chowu – im bardziej otwarte środowisko bytowania kur tym wyższe stężenia, co odzwierciedla wartość mediany stężeń oraz bardziej złożony profil kongenerów. Najwyższą medianę stężeń oznaczono w jajach z chowu ekologicznego (610 pg/g⁻¹ tłuszczu), a najniższą w jajach z chowu klatkowego (430 pg/g⁻¹ tłuszczu). Podobną zależność zaobserwowano dla stężeń PBDE przeliczonych na świeżą masę, ponieważ wszystkie jaja mają charakteryzującą się zbliżoną zawartością tłuszczu (~10%).

W 2021 r. opublikowano badania dotyczące występowania PBDE w 87 próbkach świeżego mleka krowiego, owczego i koziego oraz w 16 próbkach mleka modyfikowanego dla niemowląt (49). We wszystkich badanych próbkach mleka oraz mleka modyfikowanego oznaczono przynajmniej jeden z kongenerów PBDE. Najniższą medianę stężeń Σ_{10} PBDE wyznaczono w mleku krowim (6,72 pg/ml⁻¹), a najwyższą w mleku owczym (16 pg/ml⁻¹). Zawartość Σ_{10} PBDE mieściła się w zakresie od 2,2 pg/ml⁻¹ w przypadku mleka krowiego do 1162 pg/ml⁻¹ dla mleka owczego. Porównywalne do mleka krowiego poziomy były raportowane w próbkach masła (121,66 pg/g⁻¹ produktu w przeliczeniu 4,6 pg/ml⁻¹) pozyskanych z lokalnego rynku (50).

W tym roku raportowano również poziomy PBDE w 99 próbkach wątrób pozyskanych od świń, bydła, owiec i kur (51). Tylko w 3 badanych wątróbach pochodzących od bydła nie znaleziono żadnego z badanych kongenerów. Mediana poziomów Σ_{10} PBDE w wątróbach świń (25 pg/g⁻¹ ś.m.), bydłych (24 pg/g⁻¹ ś.m.) i owczych (28 pg/g⁻¹ ś.m.) była w przybliżeniu dwukrotnie niższa niż w wątróbach drobiowych (46 pg/g⁻¹ ś.m.). Oceniając ich średnią zawartość, najmniej zanieczyszczonymi PBDE były wątroby bydłecze. Podobnie jak w przypadku mleka i mięsa, najszerszy zakres PBDE stwierdzono w wątróbach owczych. Jednak na podstawie uzyskanych wyników nie zaobserwowano podwyższonych stężeń PBDE w wątróbach w stosunku do mięśni jak ma to miejsce w przypadku dioksyn czy polichlorowanych bifenyli (PCB).

Na podstawie przeprowadzonej w 2011 r. analizy EFSA ocenił, że BDE-99 stwarza potencjalne ryzyko dla zdrowia ludzi, natomiast obecność BDE-47, -153 i -209 w żywności nie budzi obaw zdrowotnych (35). Ze względu na brak danych toksykologicznych nie oszacowano wpływu innych kongenerów na zdrowie człowieka. Natomiast w projekcie opinii z 2023 r. panel ekspercki ds. zanieczyszczeń EFSA stwierdza, że zaburzenia neurorozwojowe oraz skutki reprodukcyjne/rozwojowe są skutkami krytycznymi w badaniach na gryzoniach. Tym razem zgromadzone dane pozwoliły opracować model toksykologiczny dla czterech kongenerów (BDE-47, -99, -153, -209) oraz ekstrapolować te dane na pozostałe kongenery. Wśród kongenerów najsilniejsze działanie toksyczne wykazano dla BDE-153 i związane było z jego działaniem neurotoksycznym. Ekstrapolacja modelu na pozostałe 10 kongenerów pozwoliła na oszacowanie połączonego ryzyka dla zdrowia konsumentów. Poprzez zastosowanie takiego podejścia CONTAM, Panel stwierdził, że obecne narażenie na PBDE z dietą w populacji europejskiej stwarza zagrożenie dla zdrowia ludzi.

Piśmiennictwo

- Estrellan C.R., Iino F.: Toxic emissions from open burning. *Chemosphere* 2010, **80**, 193–207.
- Riegert D.: Sposoby modyfikowania właściwości palnych tworzyw sztucznych. *Bezpieczeństwo i Tech. Pożarnicza* 2013, **30**, 51–57.
- Alaee M., Arias P., Sjödin A., Bergman Å.: An overview of commercially used brominated flame retardants, their applications, their use patterns in different countries/regions and possible modes of release. *Environ. Int.* 2003, **29**, 683–689.
- Jacobson M.H., Darrow L.A., Barr D.B., Howards P.P., Lyles R.H., Terrell M.L., Smith A.K., Conneely K.N., Marder M.E., Marcus M.: Serum polybrominated biphenyls (PBBs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) and thyroid function among michigan adults several decades after the 1973–1974 PBB contamination of livestock feed. *Environ. Health Perspect.* 2017, **125**, 097020.
- NICNAS: Priority Existing Chemical Assessment Report No. 27 – Tris(2,3-dibromopropyl) phosphate. Sydney. GPO Box 58, Sydney NSW 2001, Australia (2005).
- Król S., Zabiegała B., Namieśnik J.: PBDEs in environmental samples: Sampling and analysis. *Talanta* 2012, **93**, 1–17.
- Vonderheide A.P., Mueller K.E., Meija J., Welsh G.L.: Polybrominated diphenyl ethers: Causes for concern and knowledge gaps regarding environmental distribution, fate and toxicity. *Sci. Total Environ.* 2008, **400**, 425–436.
- ECHA: Guidance on Information Requirements and Chemical Safety Assessment. Chapter R.11: PBT/vPvB Assessment. 3. wyd. Helsinki. European Chemicals Agency 2017.
- Wang T., Yu J., Wang P., Zhang Q.: Levels and distribution of polybrominated diphenyl ethers in the aquatic and terrestrial environment around a wastewater treatment plant. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2016, **23**, 16440–16447.
- Frederiksen M., Vorkamp K., Thomsen M., Knudsen L.E.: Human internal and external exposure to PBDEs – A review of levels and sources. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 2009, **212**, 109–134.
- Lagalante A.F., Oswald T.D., Calvosa F.C.: Polybrominated diphenyl ether (PBDE) levels in dust from previously owned automobiles at United States dealerships. *Environ. Int.* 2009, **35**, 539–544.
- De Wit C.A.: An overview of brominated flame retardants in the environment. *Chemosphere* 2002, **46**, 583–624.
- EFSA: Scientific Opinion. Statement on the applicability of the Margin of Exposure approach for the safety assessment of impurities which are both genotoxic and carcinogenic in substances added to food/feed. *EFSA J.* 2012, **10**(3), 1–5.
- Kalachova K., Hradkova P., Lankova D., Hajslova J., Pulkrabova J.: Occurrence of brominated flame retardants in household and car dust from the Czech Republic. *Sci. Total Environ.* 2012, **441**, 182–193.
- Korcz W., Struciński P., Góralczyk K., Hernik A., Łyczewska M., Matuszak M., Czaja K., Minorczyk M., Ludwicki J.K.: Levels of polybrominated diphenyl ethers in house dust in Central Poland. *Indoor Air* 2017, **27**, 128–135.
- Sepulveda A., Schlupe M., Renaud F.G., Streicher M., Kuehr R., Hageleken C., Gerecke A.C.: A review of the environmental fate and effects of hazardous substances released from electrical and electronic equipments during recycling: Examples from China and India. *Environ. Impact Assess. Rev.* 2010, **30**, 28–41.
- Birnbaum L.S., Staskal D.F.: Brominated flame retardants: Cause for concern? *Environ. Health Perspect.* 2004, **112**, 9–17.
- Davis E.F., Klosterhaus S.L., Stapleton H.M.: Measurement of flame retardants and triclosan in municipal sewage sludge and biosolids. *Environ. Int.* 2012, **40**, 1–7.
- Watanabe I., Kashimoto T., Tatsukawa R.: Polybrominated biphenyl ethers in marine fish, shellfish and river and marine sediments in Japan. *Chemosphere* 1987, **16**, 2389–2396.
- DeCarlo V.J.: Studies on brominated chemicals in the environment. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1979, **320**, 678–681.
- Jansson B., Asplund L., Olsson M.: Brominated flame retardants – Ubiquitous environmental pollutants? *Chemosphere* 1987, **16**, 2343–2349.
- Hao Y., Li Y., Han X., Wang T., Yang R., Wang P., Xiao K., Li W., Lu H., Fu J., Wang Y., Shi J., Zhang Q., Jiang G.: Air monitoring of polychlorinated biphenyls, polybrominated diphenyl ethers and organochlorine pesticides in West Antarctica during 2011–2017: Concentrations, temporal trends and potential sources. *Environ. Pollut.* 2019, **249**, 381–389.
- Grobelak A., Stepień W., Kacprzak M.: Sewage Sludge As an Ingredient in Fertilizers and Soil Substitutes. *Inżynieria Ekol.* 2016, **48**, 52–60.
- Currier H.A., Fremlin K.M., Elliott J.E., Drouillard K.G., Williams T.D.: Bioaccumulation and biomagnification of PBDEs in a terrestrial food chain at an urban landfill. *Chemosphere* 2020, **238**, 124577.
- Navarro I., de la Torre A., Sanz P., Pro J., Carbonell G., Martínez M. de los Á.: Bioaccumulation of emerging organic compounds (perfluoroalkyl substances and halogenated flame retardants) by earthworm in biosolid amended soils. *Environ. Res.* 2016, **149**, 32–39.
- Navarro I., de la Torre A., Sanz P., Fernández C., Carbonell G., Martínez M. de los Á.: Environmental risk assessment of perfluoroalkyl substances and halogenated flame retardants released from biosolids-amended soils. *Chemosphere* 2018, **210**, 147–155.
- Pirard C., Pauw E. De: Absorption, disposition and excretion of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in chicken. *Chemosphere* 2007, **66**, 320–325.
- Kierkegaard A., Asplund L., de Wit C.A., McLachlan M.S., Thomas G.O., Sweetman A.J., Jones K.C.: Fate of Higher Brominated PBDEs in Lactating Cows. *Environ. Sci. Technol.* 2007, **41**, 417–423.
- Huwe J.K., Hakk H., Smith D.J., Diliberto J.J., Richardson V., Stapleton H.M., Birnbaum L.S.: Comparative absorption and bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers following ingestion via dust and oil in male rats. *Environ. Sci. Technol.* 2008, **42**, 2694–2700.
- Hakk H., Huwe J., Larsen G.: Absorption, distribution, metabolism and excretion (ADME) study with 2,2',4,4',5,6'-hexabromodiphenyl ether (BDE-154) in male Sprague-Dawley rats. *Xenobiotica* 2009, **39**, 46–56.
- D'Silva K., Fernandes A., Rose M.: Brominated Organic Micropollutants – Igniting the Flame Retardant Issue. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 2004, **34**, 141–207.
- Ongono J.S., Dow C., Gambaretti J., Severi G., Boutron-Ruault M.C., Bonnet F., Fagherazzi G., Mancini F.R.: Dietary exposure to brominated flame retardants and risk of type 2 diabetes in the French E3N cohort. *Environ. Int.* 2019, **123**, 54–60.
- Hakk H., Larsen G., Klasson-Wehler E.: Tissue disposition, excretion and metabolism of 2,2',4,4',5-pentabromodiphenyl ether (BDE-99) in the male Sprague-Dawley rat. *Xenobiotica* 2002, **32**, 369–382.
- Staskal, Hakk H., Bauer D., Diliberto J.J., Birnbaum L.S.: Toxicokinetics of Polybrominated Diphenyl Ether Congeners 47, 99, 100, and 153 in Mice. *Toxicol. Sci.* 2006, **94**, 28–37.
- EFSA: Scientific Opinion on Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Food. *EFSA J.* 2011, **9**, 1–274.
- Sjödin A., Mueller J.F., Jones R., Schütze A., Wong L.-Y., Caudill S.P., Harden F.A., Webster T.F., Toms L.-M.: Serum elimination half-lives adjusted for ongoing exposure of tri- to hexabrominated diphenyl ethers: Determined in persons moving from North America to Australia. *Chemosphere* 2020, **248**, 125905.
- Lyche J.L., Rosseland C., Berge G., Polder A.: Human health risk associated with brominated flame-retardants (BFRs). *Environ. Int.* 2015, **74**, 170–180.
- US EPA: An alternatives assessment for the flame retardant decabromodiphenyl ether (DecaBDE) (2014)
- Wu Z., He C., Han W., Song J., Li H., Zhang Y., Jing X., Wu W.: Exposure pathways, levels and toxicity of polybrominated diphenyl ethers in humans: A review. *Environ. Res.* 2020, **187**, 109531.
- Linares V., Bellés M., Domingo J.L.: Human exposure to PBDE and critical evaluation of health hazards. *Arch. Toxicol.* 2015, **89**, 335–356.
- U.S. Environmental Protection Agency: *Toxicological Review of Decabromodiphenyl ether (BDE-209)*. Washington, DC (2008).
- Czerska M., Zieliński M., Kamińska J., Ligocka D.: Effects of polybrominated diphenyl ethers on thyroid hormone, neurodevelopment and fertility in rodents and humans. *Int. J. Occup. Med. Environ. Health* 2013, **26**, 498–510.
- IARC: Report of the Advisory Group to Recommend Priorities for the IARC Monographs during 2020–2024. *IARC Monogr. Eval. Carcinog. risks to humans* 94. v–vii, 1–412, 2020.
- Śmiełowska M., Zabiegała B.: Current trends in analytical strategies for determination of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in samples with different matrix compositions – Part 1: Screening of new developments in sample preparation. *TrAC Trends Anal. Chem.* (2018)
- Stockholm Convention: Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs), 2020, 1–8.
- Li Y., Li J., Wang L.: Recycling of PBDEs containing plastics from waste electrical and electronic equipment (WEEE): A review. *W: Proceedings - 2013 IEEE 10th International Conference on e-Business Engineering, ICEBE 2013, IEEE 2013*, 407–412.
- Pietron W., Pajurek M., Mikołajczyk S., Maszewski S., Warenik-Bany M., Piskorska-Pliszczynska J.: Exposure to PBDEs associated with farm animal meat consumption. *Chemosphere* 2019, **224**, 58–64.
- Pajurek M., Pietron W., Maszewski S., Mikołajczyk S., Piskorska-Pliszczynska J.: Poultry eggs as a source of PCDD/Fs, PCBs, PBDEs and PBDD/Fs. *Chemosphere* 2019, **223**, 651–658.
- Pietron W.J., Warenik-Bany M., Wozniak B.: Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in raw milk from different animal species and in infant formula. Occurrence and risk assessment. *Chemosphere* 2021, **278**, 130479.
- Rozzko M., Obiedziński M.W., Szymczyk K., Rzepkowska M., Szterk A., Jedrzejczak R.: Seasonal and geographical variations in levels of polychlorinated biphenyls (PCB) and polybrominated diphenyl ethers (PBDE) in Polish butter fat used as an indicator of environmental contamination. *Food Addit. Contam. - Part A Chem. Anal. Control. Expo. Risk Assess.* 2013, **30**, 181–201.
- Pietron W.J., Warenik-Bany M.: Terrestrial animal livers as a source of PCDD/Fs, PCBs and PBDEs in the diet. *Sci. Total Environ.* 2023, **867**, 161508.

Dr Wojciech Pietron, e-mail: wojciech.pietron@piwet.pulawy.pl