

Dioksyny – zmiany emisji i narażenia środowiskowego w kontekście regulacji prawnych

Dioxins – changes in emissions and environmental exposure in the context of legal regulations

Krystyna Jasińska-Kolawa^{1,A-D,F}, Renata Walczak-Jędrzejowska^{2,A-F}✉

¹ Poradnia Badań Profiliaktycznych, Samodzielny Publiczny Zakład Opieki Zdrowotnej MSWiA w Krakowie, Polska

² Katedra Andrologii i Endokrynologii Płodności, Uniwersytet Medyczny w Łodzi, Polska

A – Koncepcja i projekt badania, B – Gromadzenie i/lub zestawianie danych, C – Analiza i interpretacja danych, D – Napisanie artykułu, E – Krytyczne zrecenzowanie artykułu, F – Zatwierdzenie ostatecznej wersji artykułu

Jasińska-Kolawa K, Walczak-Jędrzejowska R. Dioksyny – zmiany emisji i narażenia środowiskowego w kontekście regulacji prawnych. Med Srodow. doi: 10.26444/ms/209445

■ Streszczenie

Wprowadzenie i cel pracy. Dioksyny są to związki chemiczne zaliczane do trwałych zanieczyszczeń organicznych (TZO). Ich głównym źródłem emisji jest spalanie odpadów przemysłowych oraz komunalnych. Narażenie organizmów żywych na ich działanie następuje przede wszystkim drogą pokarmową. Celem niniejszej pracy jest analiza zmian w zakresie emisji dioksyn oraz poziomu narażenia środowiskowego na te substancje na przestrzeni lat w kontekście wprowadzonych międzynarodowych aktów prawnych regulujących problematykę TZO.

Skrócony opis stanu wiedzy. Globalna świadomość zagrożeń wynikających z obecności w środowisku dioksyn zaczęła wzrastać w latach 70. XX wieku. W odpowiedzi na narastające obawy związane z toksycznością dioksyn wprowadzono międzynarodowe regulacje prawne, których celem było ograniczenie ich powstawania i emisji do środowiska, usprawnienie procesów ich utylizacji, a także monitorowanie skażeń w łańcuchu pokarmowym, co w efekcie miało prowadzić do zmniejszenia narażenia ludzi na te związki. Od lat 90. XX wieku obserwowany jest systematyczny spadek emisji dioksyn pochodzący ze źródeł antropogenicznych. Prowadzone w tym okresie badania stężeń dioksyn w tkankach ludzkich potwierdzają wyraźny trend spadkowy w zakresie narażenia na te związki.

Podsumowanie. Analiza długoterminowych trendów dotyczących emisji dioksyn oraz poziomu narażenia populacji ludzkiej wykazuje istotną korelację z wprowadzaniem odpowiednich regulacji prawnych odnoszących się do TZO. Wyniki te podkreślają znaczenie działań legislacyjnych w skutecznym ograniczaniu ryzyka zdrowotnego i środowiskowego związanego z obecnością dioksyn. Jednakże w dalszym ciągu istnieje potrzeba opracowania skutecznych polityk ograniczających narażenie na te zanieczyszczenia, głównie w społecznościach zamieszkujących rejony wysoko uprzemysłowione lub o podwyższonym ryzyku skażenia.

■ Słowa kluczowe

emisja dioksyn, narażenie na dioksyny, trwałe zanieczyszczenia organiczne, konwencja sztokholmska

■ Abstract

Introduction and Objective. Dioxins are chemical compounds classified as persistent organic pollutants (POPs). Their primary source of emission is the incineration of industrial and municipal waste. Exposure of living organisms, including humans, to these substances occurs predominantly through dietary intake.

The objective of this study is to analyze the changes in dioxins emissions and environmental exposure levels over time, in the context of the implementation of international legal instruments regulating the issue of POPs.

Brief description of the state of knowledge. Global awareness of the hazards associated with the presence of dioxins in the environment began to rise in the 1970s. In response to growing concerns about the toxicity of dioxins, a number of international legal regulations were introduced with the primary aim of limiting their formation and release into the environment, improving disposal processes, and monitoring contamination in the food chain, ultimately aiming to reduce human exposure to these chemical compounds. Since the 1990s, a consistent decline in dioxins emissions from anthropogenic sources has been observed. Studies conducted during this period on dioxins concentrations in human tissues confirm a clear downward trend in exposure levels.

Summary. The analysis of long-term trends in dioxins emissions and human population exposure demonstrates a significant correlation with the implementation of legal regulations related to POPs. These findings underscore the importance of legislative measures in effectively mitigating health and environmental risks associated with the presence of dioxins. However, there remains a need for effective policies to further reduce exposure to these pollutants, particularly in communities residing in highly industrialized or high-risk contamination areas

■ Key words

dioxins emission, dioxins exposure, Persistent Organic Pollutants, Stockholm Convention

✉ Adres do korespondencji: Renata Walczak-Jędrzejowska, Katedra Andrologii i Endokrynologii Płodności, Uniwersytet Medyczny w Łodzi, ul. Pomorska 251, 92-213 Łódź, Polska

E-mail: renata.walczak-jedrzejowska@umed.lodz.pl

WPROWADZENIE

Dioksyny to występujące powszechnie w środowisku substancje szkodliwe dla zdrowia, powstające w procesach przemysłowych jako uboczne produkty spalania materiałów organicznych w wysokich temperaturach. Istotnym źródłem ich emisji jest także niekontrolowane spalanie odpadów w gospodarstwach domowych. Szacuje się, że za 95% emisji dioksyn odpowiada działalność antropogeniczna, natomiast źródłem pozostałej części są zjawiska naturalne, takie jak pożary lasów i erupcje wulkanów [1].

Termin „dioksyny” używany jest jako zbiorcza nazwa ponad 200 związków organicznych o zbliżonej budowie, właściwościach i mechanizmie działania. Należą do nich polichlorowane dibenzodioksyny (PCDDs) i polichlorowane dibenzofurany (PCDFs). Zbudowane są one z dwóch pierścieni benzenowych połączonych pierścieniem dioksanowym w przypadku PCDDs lub pierścieniem furanowym w przypadku PCDFs (ryc. 1a, 1b). Oprócz PCDD/Fs istnieją dioksynopodobne polichlorowane bifenyly (dl-PCBs), o podobnych właściwościach toksycznych i mechanizmie działania [1]. Zbudowane są one z dwóch pierścieni fenylowych połączonych pojedynczym wiązaniem typu sigma (ryc. 1c). Toksyczność dioksyn zależy od liczby i położenia atomów chloru w cząsteczce. Choć teoretycznie istnieje aż 419 kongenerów, tylko 29 z nich stanowi realne zagrożenie toksykologiczne dla ludzi i zwierząt. Najgroźniejszym związkiem jest 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioksyna (2,3,7,8-TCDD lub TCDD), która stanowi punkt odniesienia dla toksyczności pozostałych kongenerów [1].

Dioksyny zaliczane są do trwałych zanieczyszczeń organicznych (TZO), które po uwolnieniu do środowiska pozostają w nim na stałe. Do organizmu człowieka trafiają głównie z żywnością (ok. 90%), w mniejszym stopniu drogą oddechową (8%) i przez skórę (2%). Akumulują się w tkance

tłuszczowej, a dopiero po pewnym czasie pojawiają się objawy, wynikające z ich negatywnego oddziaływania na zdrowie [1, 2]. Należą również do związków zaburzających funkcjonowanie układu hormonalnego (ang. *endocrine disrupting compounds*, EDCs), które mogą zakłócać syntezę, wydzielanie, transport, wiązanie i metabolizm hormonów [1–4]. Toksyczność dioksyn wynika z ich zdolności do aktywacji receptora węglowodorów arylowych (ang. *aryl hydrocarbon receptor*, AhR) [1]. Ich czas półtrwania u człowieka wynosi ok. 7–11 lat, przy dużych różnicach osobniczych [5].

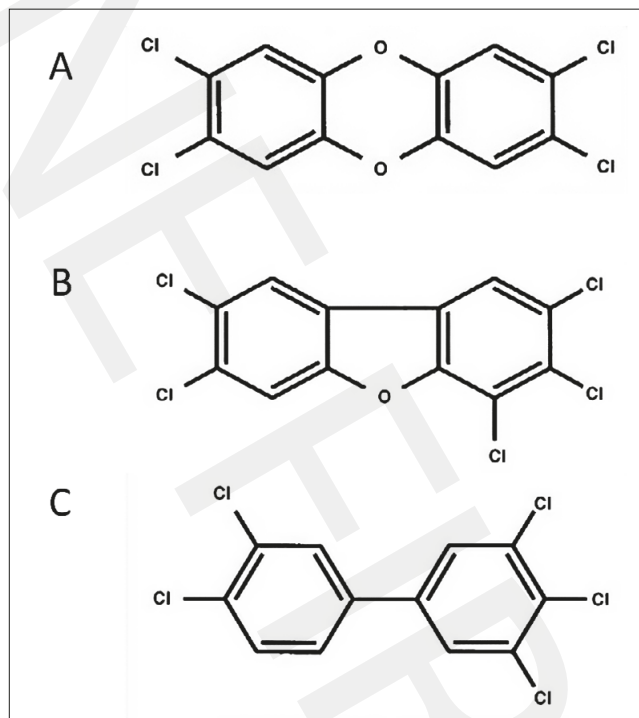
Ze względu na wysoką toksyczność, trwałość w środowisku oraz zdolność do bioakumulacji dioksyny stanowią poważne zagrożenie dla zdrowia publicznego [1–3]. Wraz ze wzrostem świadomości społecznej i naukowej dotyczącej ich szkodliwego wpływu wdrażano międzynarodowe regulacje prawne ukierunkowane na ograniczenie ich emisji. Równolegle rozwijane są systemy monitoringu umożliwiające ocenę narażenia ludzi poprzez oznaczanie stężeń dioksyn w próbkach biologicznych.

Celem niniejszej pracy jest przedstawienie zmian w emisji dioksyn oraz poziomie narażenia środowiskowego człowieka na te substancje w różnych regionach świata na przestrzeni lat, ze szczególnym uwzględnieniem krajów Unii Europejskiej (UE), w tym Polski. W pracy wskazano również obowiązujące regulacje prawne dotyczące TZO, m.in. dioksyn.

MATERIAŁ I METODY

W niniejszej pracy wykorzystano dane dotyczące zarówno emisji dioksyn, poziomów narażenia środowiskowego, jak i obowiązujących regulacji prawnych odnoszących się do TZO. Wykorzystano teksty źródłowe aktów prawnych dostępne w serwisie Zbioru Traktatów Organizacji Narodów Zjednoczonych (ang. *United Nations Treaty Collection*) oraz informacje zawarte na stronach konwencji bazylejskiej, rotterdamskiej i sztokholmskiej. Uwzględniono przepisy UE dostępne w systemie EUR-Lex oraz krajowe akty prawne publikowane w serwisach administracji publicznej: gov.pl, Biuletynie Informacji Publicznej (BIP) oraz Internetowym Systemie Aktów Prawnych (ISAP).

Dane dotyczące emisji i narażenia na dioksyny pozyskano z Europejskiej Agencji Środowiska (ang. European Environment Agency, EEA), dokumentów i baz danych Programu Narodów Zjednoczonych ds. Środowiska (ang. *United Nations Environment Programme*, UNEP), w tym m.in. oficjalnej bazy inwentarzy emisji niezamierzonych trwałych zanieczyszczeń organicznych (U-POPs) prowadzonej przez Sekretariat Konwencji Sztokholmskiej [6, 7]. Uwzględniono również krajowe raporty wybranych państw dotyczące emisji i zarządzania TZO, opracowane w ramach zobowiązań międzynarodowych. Informacje dotyczące Polski zaczerpnięto z opracowań Krajowego Ośrodka Bilansowania i Zarządzania Emisjami (KOBIZE). Dodatkowo przeszukano bazy danych naukowych: PubMed, Scopus i Google Scholar, stosując słowa kluczowe: „emisja dioksyn”, „narażenie na dioksyny”, „trwałe zanieczyszczenia organiczne” oraz „biomonitoring dioksyn”. Uwzględniono dane z lat 1987–2022, obejmujące okres zarówno przed, jak i po wdrożeniu międzynarodowych regulacji dotyczących emisji TZO. Zakres czasowy jest jednak różny w zależności od regionu i dostępności danych.



Rycina 1. Wzór strukturalny (A) dioksyny: 1,2,3,7,8-tetrachlorodibenzodioksyna, (B) furanu: 2,3,4,7,8-pentachlorodibenzofuran, (C) fenyly: 3,3',4,4',5-pentachlorobifenyl (PCB 126)

OPIS STANU WIEDZY

Toksyczność dioksyn oraz współczynniki TEF i TEQ

Toksyczność dioksyn zależy od ich struktury chemicznej oraz czynników biologicznych, takich jak gatunek, wiek czy płeć narażonego na nie organizmu [8–10]. W celu porównania toksyczności poszczególnych kongenerów stosuje się współczynniki równoważne toksyczności (ang. *toxic equivalency factors*, TEF) opracowywane na podstawie badań *in vitro* i *in vivo*, określających względną toksyczność kongenerów w porównaniu do związku wzorcowego – TCDD. Po raz pierwszy międzynarodowe wartości TEF dla PCDDs i PCDFs przyjęto w roku 1989, a w 1993 roku opracowano je także dla dl-PCBs. Kolejne aktualizacje opublikowano w 1998 i 2005 roku [11–14]. W 2022 roku panel Światowej Organizacji Zdrowia (World Health Organization, WHO) dokonał rewizji wartości TEF, uwzględniając ponad 700 nowych badań oraz stosując nowoczesne metody analiz, takie jak meta-regresja Bayesa i uczenie maszynowe [15–17]. Nowe wartości WHO-TEF 2022 opublikowano w 2024 roku [18]. Tabela 1 przedstawia zmiany wartości TEF dla PCDDs, PCDFs i dl-PCBs na przestrzeni lat.

Tabela 1. Zmiany w wartości współczynnika równoważnego toksyczności (TEF) dla kongenerów dioksyn (PCDDs i PCDFs) i dioksynopodobnych PCB(dl-PCBs) dla oceny zagrożenia dla ludzi na przestrzeni lat [11,12,13,15]

	TEF przed 1998 r.	TEF WHO 1998 r.	TEF WHO 2005 r.	TEF WHO 2022 r.
Kongenery PCDDs				
2,3,6,7-tetrachlorodibenzo-p-dioksyna (2,3,7,8-TCDD)	1	1	1	1
1,2,3,7,8-pentachloro-dibenzo-p-dioksyna (1,2,3,7,8-PeCDD)	0.5	1	1	0.4
1,2,3,4,7,8-heksachlorodibenzo-p-dioksyna (2,3,4,7,8-HxCDD)	0.1	0.1	0.1	0.09
1,2,3,6,7,8-heksachlorodibenzo-p-dioksyna (1,2,3,6,7,8-HxCDD)	0.1	0.1	0.1	0.07
1,2,3,7,8,9-heksachloro-dibenzo-p- -dioksyna (1,2,3,7,8,9-HxCDD)	0.1	0.1	0.1	0.05
1,2,3,4,6,7,8-heptachloro-dibenzo-p- -dioksyna (1,2,3,4,6,7,8-HpCDD)	0.01	0.01	0.1	0.05
1,2,3,4,6,7,8,9-octachloro-dibenzo-p-dioxin (OCDD)	0.001	0.0001	0.0003	0.001
Kongenery PCDFs				
2,3,7,8-tetrachloro-dibenzofuran (2,3,7,8-TCDF)	0.1	0.1	0.1	0.07
2,3,4,7,8-pentachloro-dibenzofuran, (2,3,4,7,8-PeCDF)	0.5	0.5	0.3	0.1
1,2,3,7,8-pentachloro-dibenzofura; (1,2,3,7,8-PeCDF)	0.05	0.05	0.03	0.01
1,2,3,4,7,8-heksachloro-dibenzofuran (1,2,3,4,7,8-HxCDF)	0.1	0.1	0.1	0.3
1,2,3,6,7,8-hexachloro-dibenzofuran (1,2,3,6,7,8-HxCDF)	0.1	0.1	0.1	0.09
1,2,3,7,8,9-hexachloro-dibenzofuran; (1,2,3,7,8,9-HxCDF)	0.1	0.1	0.1	0.2
2,3,4,6,7,8-hexachloro-dibenzofuran (2,3,4,6,7,8-HxCDF)	0.1	0.1	0.1	0.1

Do środowiska trafiają mieszaniny kongenerów dioksyn o zróżnicowanej toksyczności. W celu oceny ich łącznego potencjału toksycznego w praktyce toksykologicznej stosuje się równoważnik toksyczności (ang. *toxic equivalent*, TEQ), obliczany poprzez dodanie iloczynów stężeń poszczególnych kongenerów i przypisanych im wartości TEF [11]:

$$TEQ = \Sigma(PCDDi \times TEFi) + (PCDFj \times TEFj) + (dl-PCBk \times TEFk).$$

Zarówno TEF, jak i TEQ odgrywają istotną rolę w szacowaniu emisji dioksyn do atmosfery na poziomie krajowym i międzynarodowym [19–21]. Ze względu na niskie stężenia tych związków w środowisku oraz wysokie koszty ich oznaczania, emisje określa się metodami pośrednimi – na podstawie danych o aktywności źródeł i przypisanych im współczynników emisji [20, 21]. W Europie podstawowym źródłem wytycznych jest podręcznik inwentaryzacji emisji publikowany przez Europejski Program Monitoringu i Oceny (ang. *European Monitoring and Evaluation Programme*, EMEP) we współpracy z EEA [20]. Na jego podstawie kraje UE opracowują coroczne raporty w ramach

	TEF przed 1998 r.	TEF WHO 1998 r.	TEF WHO 2005 r.	TEF WHO 2022 r.
1,2,3,4,6,7,8-heptachloro-dibenzofuran (1,2,3,4,6,7,8-HpCDF)	0.01	0.01	0.01	0.02
1,2,3,4,7,8,9-heptachloro-dibenzofuran (1,2,3,4,7,8,9-HpCDF)	0.01	0.01	0.01	0.1
1,2,3,4,6,7,8,9-Octachlorodibenzofuran OCDF	0.0005	0.0001	0.0003	0.002
Kongenery dl-PCBs				
3,3',4,4'-tetrachloro-bifenyl (3,3',4,4'-TCB; PCB77)	0.0005	0.0001	0.0001	0.0003
3,4,4',5'-tetrachloro-bifenyl (3,4,4',5'-TCB; PCB81)	-	0.0001	0.0003	0.006
3,3',4,4',5'-pentachloro-bifenyl (3,3',4,4',5'-PeCB; PCB126)	0.1	0.1	0.1	0.05
3,3',4,4',5,5'-hexachloro-bifenyl (3,3',4,4',5,5'-HxCB; PCB169)	0.01	0.01	0.03	0.005
Kongenery mono-ortho dl-PCBs *				
2,3,3',4,4'-pentachloro-bifenyl (2,3,3',4,4'-PeCB; PCB105)	0.0001	0.0001	0.00003	0.00003
2,3,4,4',5'-pentachloro-bifenyl (2,3,4,4',5'-PeCB; PCB114)	0.0005	0.0005	0.00003	0.00003
2,3',4,4',5'-pentachloro-bifenyl (2,3',4,4',5'-PeCB; PCB118)	0.0001	0.0001	0.00003	0.00003
2',3,4,4',5'-pentachloro-bifenyl (2',3,4,4',5'-PeCB; PCB123)	0.0001	0.0001	0.00003	0.00003
2,3,3',4,4',5'-hexachloro-bifenyl (2,3,3',4,4',5'-HxCB; PCB156)	0.0005	0.0005	0.00003	0.00003
2,3,3',4,4',5'-hexachloro-bifenyl (2,3,3',4,4',5'-HxCB; PCB157)	0.0005	0.0005	0.00003	0.00003
2,3',4,4',5,5'-hexachloro-bifenyl (2,3',4,4',5,5'-HxCB; PCB167)	0.00001	0.00001	0.00003	0.00003
2,3,3',4,4',5,5'-heptachloro-bifenyl (2,3,3',4,4',5,5'-HpCB; PCB189)	0.0001	0.0001	0.00003	0.00003

*wartości TEF – WHO 2022 dla kongenerów mono-ortho dl-PCB nie zostały zmienione i prezentują wartości opracowane w roku 2005; dl-PCBs – dioksynopodobne polichlorowane bifenyle; PCDDs – polichlorowane dibenzodoksyny; PCDFs – polichlorowane dibenzofurany; TEF – współczynnik równoważny toksyczności; Pogrubioną czcionką italik zaznaczono zmiany w wartości TEF w stosunku do wartości z poprzednich rekomendacji.

międzynarodowych zobowiązań w zakresie monitorowania emisji [19]. Na poziomie globalnym, szczególnie w krajach rozwijających się, wykorzystywany jest *Toolkit for Identification and Quantification of Releases of Dioxins, Furans and Other Unintentional POPs*, opracowany przez UNEP [21].

Regulacje prawne dotyczące TZO, w tym dioksyn

Regulacje międzynarodowe i ich wdrażanie w Polsce

Pierwsze działania na rzecz ograniczenia zanieczyszczenia środowiska TZO podjęto w latach 70. XX wieku. W 1979 roku podpisano w Genewie Konwencję w sprawie transgranicznego zanieczyszczenia powietrza na dalekie odległości (ang. *Convention on long-range transboundary air pollution*, LRTAP), zwaną też konwencją genewską, którą początkowo podpisały 32 państwa regionu Europejskiej Komisji Gospodarczej ONZ, w tym Polska [19]. Obecnie stronami konwencji jest 51 krajów, m.in. państwa UE oraz Kanada, Stany Zjednoczone i kilka państw z Azji Środkowej.

W 2004 roku weszła w życie konwencja sztokholmska, mająca na celu ograniczenie produkcji, stosowania i przemieszczania TZO, w tym dioksyn [22, 23]. Dotychczas ratyfikowało ją 186 państw. W Polsce weszła ona w życie w 2009 roku [24–26]. Obecnie realizowany jest Krajowy Program Wdrażania Konwencji Sztokholmskiej, którego celem jest eliminacja obecnych i zapobieganie wprowadzaniu nowych TZO do obrotu. Program ten obejmuje również monitoring środowiska. Według stanu na 2020 rok w załącznikach A, B i C konwencji znajdowały się 34 substancje. Załącznik C (dotyczący niezamierzonej emisji) obejmuje m.in. PCDD/PCDF oraz PCB, których uwalnianie ze źródeł antropogenicznych powinno być wyeliminowane lub znacząco ograniczone [24]. W 2023 roku Polska ratyfikowała poprawki do załączników A, B i C, ogłoszone w Dzienniku Ustaw z 2024 roku, poz. 5.

Obok konwencji sztokholmskiej realizowane są też działania wynikające z konwencji rotterdamskiej (obowiązującej od 1998; w Polsce od 2005 roku) [27] i konwencji bazyelskiej (obowiązującej od 1989; w Polsce od 1992 roku) [28] dotyczące międzynarodowego obrotu i przemieszczania niebezpiecznych substancji i odpadów. Ich wspólnym celem jest zapobieganie i minimalizowanie skutków działania szczególnie niebezpiecznych substancji chemicznych.

Regulacje na poziomie Unii Europejskiej i ich wdrażanie w Polsce

Zgodnie z konwencją genewską zobowiązania państw UE w zakresie emisji wybranych zanieczyszczeń atmosferycznych określa Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2016/2284, zwana Dyrektywą NEC (ang. *National Emission Ceiling Directive*) [29]. W każdym z krajów UE oraz krajów współpracujących z Unią co roku przygotowywane są krajowe bilanse i prognozy emisji oraz raporty metodyczne IIR (ang. *informative inventory report*) dla zanieczyszczeń powietrza objętych tymi przepisami.

Począwszy od 1990 roku, który stanowi rok referencyjny, opracowywane są krajowe wyniki inwentaryzacji emisji zanieczyszczeń, a następnie zgłaszane do Konwencji Narodów Zjednoczonych LRTAP, UE i EAA z danymi o poziomie emisji i ich źródłach w układzie klasyfikacji NFR (ang. *nomenclature for reporting*). Dane te są zamieszczane m.in. w Centralnym Repozytorium Danych (ang. *Central Data Repository*, CDR) Europejskiej Sieci Informacji i Obserwacji Środowiska (EIONET) [30]. W Polsce za wykonanie

corocznych inwentaryzacji emisji zanieczyszczeń, w tym TZO, oraz przygotowanie raportu IIR odpowiada Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami (KOBIZE) [31]. Z kolei raporty IIR dotyczące podsumowania emisji zanieczyszczeń z 27 krajów UE przygotowywane są przez EEA [32].

Wśród istotnych aktów prawnych znajdują się również rozporządzenia Komisji UE, które określają dopuszczalne poziomy niektórych zanieczyszczeń w produktach spożywczych, w tym dioksyn. W 2023 roku przyjęto nowe rozporządzenie (nr 915/2023), które zastąpiło wcześniejsze z 2006 roku (nr 1881/2006). Żywność, w której stężenia substancji szkodliwych przekroczyły dopuszczalne poziomy, nie może być wprowadzana do obrotu, przetwarzana, mieszana z inną żywnością ani poddawana detoksykacji [33].

Analiza zmian emisji dioksyn w ujęciu globalnym

W latach 2002–2018 globalne emisje dioksyn do atmosfery zmniejszyły się o 26,1% (tab. 2) [34]. Główny udział w ich redukcji miały kraje o średnich wyższych (ang. *upper-middle*) i średnich niższych (ang. *lower-middle*) dochodach, które odpowiadały za największą część globalnych emisji w tym okresie. W krajach o wysokich dochodach (ang. *high-income*) spadek był mniejszy (19,3%), co wynika z wcześniejszego wdrożenia regulacji prawnych, w tym konwencji sztokholmskiej. Znaczna część redukcji emisji w tych krajach nastąpiła przed rokiem 2000, a w analizowanym okresie poziom emisji pozostawał niski i stabilny [35]. Natomiast w krajach o niskich dochodach (ang. *low-income*) emisje wzrosły o 20,3%, co wiąże się z niewystarczającym wdrażaniem zobowiązań międzynarodowych na poziomie krajowym. Wśród głównych przyczyn tego stanu rzeczy wymienia się ograniczenia w przepisach środowiskowych, słaby nadzór nad emisjami, powszechne i niekontrolowane spalanie biomasy i odpadów oraz rozwój przemysłu bez dostępu do nowoczesnych technologii ograniczających emisje [34, 35].

Tabela 2. Globalne zmiany emisji dioksyn (PCDD/Fs) do atmosfery według poziomu dochodu krajów (2002–2018) [34]

Kraje w podziale według dochodów*	Rok	Emisja PCDD/Fs kg TEQ/rok	% zmian
Kraje o wysokich dochodach (high-income)	2002	10,35	-19,3%
	2018	8,35	
Kraje o wyższych średnich dochodach (upper-middle income)	2002	18,03	-40,1%
	2018	10,79	
Kraje o niższych średnich dochodach (lower-middle income)	2002	20,57	-23,9%
	2018	16,65	
Kraje o niskich dochodach (low-income)	2002	3,61	+20,3%
	2018	4,34	
Kraje rozwijające się (upper + lower middle income)	2002	38,6	-33,5%
	2018	28,6	
Wszystkie kraje	2002	48,95	-26,1%
	2018	36,17	

*Podział krajów według poziomu dochodu przyjęty przez Bank Światowy (dochód narodowy brutto per capita). W 2023 r. próg dla klasyfikacji wyglądał następująco: kraje o niskim dochodzie: ≤ 1135 USD, kraje o niższych średnich dochodach: 1136–4465 USD, kraje o wyższych średnich dochodach: 4466–13845 USD, kraje o wysokich dochodach: ≥ 13846 USD

W ostatnich latach coraz częściej podkreśla się, że skuteczna kontrola emisji dioksyn wymagać będzie uwzględnienia zmian klimatu i rosnącej liczby naturalnych pożarów. Globalne ocieplenie i zmiany użytkowania ziemi prowadzą do wzrostu liczby i intensywności pożarów, także w regionach

wcześniej uznawanych za niezagrażone tym żywiołem [36–38]. Na przykład wykazano, że w Arktyce w latach 2011–2020 stężenia dioksyn w atmosferze wzrosły trzykrotnie, głównie w wyniku pożarów lasów borealnych, zwłaszcza tych położonych w azjatyckiej części tego regionu. W 2020 roku aż 70% zanieczyszczeń dioksynami pochodziło z pożarów biomasy, co oznacza, że naturalne emisje w tym regionie przewyższały emisje antropogeniczne. Zjawisko to wskazuje na istotną rolę transportu transgranicznego zanieczyszczeń do obszarów oddalonych od bezpośrednich źródeł ich emisji [39]. Podobne mechanizmy obserwowano w regionie Bio-Bio w Chile, gdzie w latach 2006–2014 pożary lasów doprowadziły do epizodycznych wzrostów stężeń dioksyn w przybrzeżnych wodach [40]. W obliczu zmian klimatycznych, ze względu na brak możliwości kontroli źródeł pożarów, rośnie znaczenie strategii prewencyjnych, które pośrednio mogą ograniczyć ich skalę [39, 40].

Analiza zmian emisji dioksyn w wybranych krajach z różnych regionów świata

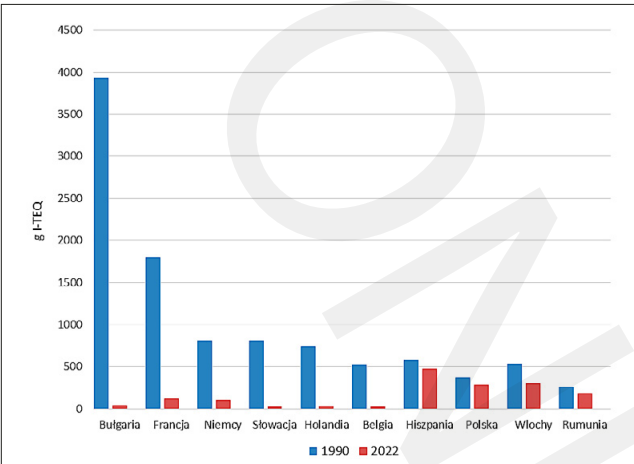
Unia Europejska, w tym Polska

Począwszy od 1990 roku, na obszarze dzisiejszej UE obserwuje się systematyczny spadek emisji dioksyn do powietrza. Najwyższe tempo redukcji odnotowano w latach 1990–2010 (ponad 80%), a w latach 2010–2022 redukcja wyniosła już tylko 23,6%. Tabela 3 przedstawia dane dotyczące emisji dla poszczególnych państw UE w latach 1990–2022 [32]. Największy wpływ na spadek emisji dioksyn miały Bułgaria, Francja, Holandia, Słowacja, Belgia oraz Niemcy. Państwa te należały do głównych emitorów dioksyn w roku 1990 (ryc. 2). Zmniejszenie ich udziału w całkowitej emisji jest wynikiem redukcji głównie w sektorze energetycznym (kategoria 1A1a – procesy spalania w elektrowniach i elektrociepłowniach). Dodatkowo we Francji zauważalny był spadek emisji związanych z produkcją żelaza i stali (kategoria 1A2a), natomiast w Niemczech i Belgii – z produkcją metali (kategoria 2C1). W przypadku Bułgarii redukcja emisji była wynikiem zaprzestania raportowania emisji z sektora 1B1b dotyczącego produkcji węgla drzewnego, który zniknął ze struktury krajowych źródeł emisji. W 2022 roku Polska należała do

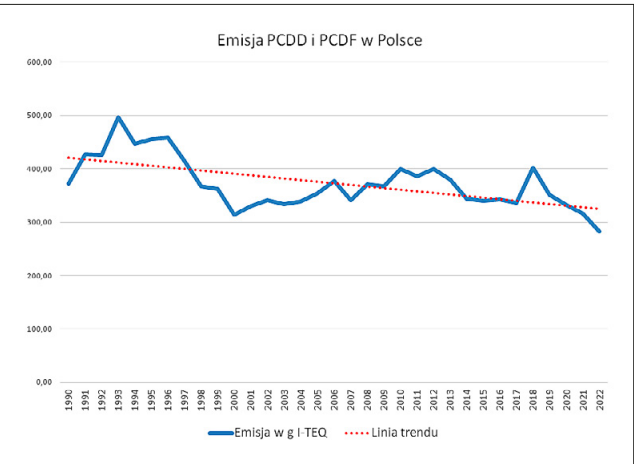
Tabela 3. Zmiana poziomu emisji dioksyn w krajach UE w latach 1990 – 2022. Raport EEA [30,32]

Państwo EU	PCDD/Fs (g I-TEQ)										Zmiana			Udział	
	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020	2021	2022	1990–2022	2005–2022	2021–2022	1990	2022	
Austria	122	58	51	35	40	37	34	33	37	-74%	-10%	-15%	1,0%	1,7%	
Belgia	519	339	91	66	51	31	28	28	26	-95%	-61%	-6%	4,4%	1,4%	
Bułgaria	3931	3788	2764	2301	45	40	41	42	38	-99%	-98%	-8,4%	33,6%	2,0%	
Chorwacja	84	74	71	110	80	38	25	27	25	-70%	-77%	-8,6%	0,7%	1,3%	
Cypr	17	19	21	1	1	1	1	1	1	-97%	-27%	-0,8%	0,1%	0,0%	
Czechy	100	69	59	61	43	31	19	14	14	-86%	-78%	-3%	0,9%	0,7%	
Dania	67	49	32	30	34	33	27	27	24	-64%	-19%	-11%	0,6%	1,3%	
Estonia	11	6	6	6	5	5	4	4	4	-63%	-30%	-0,2%	0,1%	0,2%	
Finlandia	18	19	18	14	16	14	10	11	9	-47%	-32%	-12%	0,2%	0,5%	
Francja	1802	1743	581	265	175	150	120	124	123	-93%	-54%	-1%	15,4%	6,4%	
Niemcy	805	334	257	145	130	118	102	108	108	-87%	-26%	0,1%	6,9%	5,6%	
Grecja	42	42	42	43	28	27	23	25	26	-39%	-41%	-1%	0,4%	1,3%	
Węgry	113	79	82	63	77	78	60	57	52	-54%	-18%	-9,4%	1,0%	2,7%	
Irlandia	44	34	27	25	25	22	18	17	14	-68%	-43%	-16%	0,4%	0,7%	
Włochy	529	511	434	361	342	310	280	325	304	-43%	-16%	-6,6%	4,5%	15,9%	
Łotwa	32	36	33	37	25	19	18	18	18	-45%	-52%	-2,8%	0,3%	0,9%	
Litwa	26	18	19	24	22	21	16	18	16	-37%	-31%	-7,7%	0,2%	0,9%	
Luksemburg	39	19	4	3	3	2	1	1	1	-97%	-61%	0,0%	0,3%	0,1%	
Malta	0	0	0	0	8	2	0	0	0	-30%	-25%	3,1%	0,0%	0,0%	
Holandia	745	70	38	35	40	32	30	30	30	-96%	-14%	0,0%	6,4%	1,6%	
Polska	372	456	314	354	399	340	332	316	282	-24%	-20%	-10%	3,2%	14,7%	
Portugalia	556	554	358	74	53	51	57	55	53	-91%	-29%	-5,2%	4,7%	2,7%	
Rumunia	266	231	762	757	188	167	184	210	186	-30%	-75%	-11%	2,3%	9,7%	
Słowacja	806	722	945	369	59	64	53	40	29	-96%	-92%	-24%	6,9%	1,5%	
Słowenia	21	19	19	21	20	18	14	16	13	-38%	-36%	-15%	0,2%	0,7%	
Hiszpania	580	684	604	453	578	541	459	480	472	-19%	4%	-1,8%	5,0%	24,6%	
Szwecja	60	34	27	26	21	17	17	17	16	-73%	-38%	-6,4%	0,5%	0,8%	
EU27	11707	10005	7662	5677	2507	2207	1971	2049	1916	-84%	-66%	-6,5%	100%	100%	

Kolorem niebieskim zaznaczono kraje, w których nastąpił najwyższy spadek emisji dioksyn na przestrzeni lat.
Na kolor pomarańczowy zaznaczono kraje o najwyższej w porównaniu do innych krajów UE emisji dioksyn w roku 2022.



Rycina 2. Zmiana rocznej emisji dioksyn w krajach UE. Porównanie między 1990 a 2022 rokiem. Państwa o największym i najmniejszym spadku emisji. Raport EEA [30]



Rycina 3. Całkowita emisja PCDDs i PCDFs w Polsce w latach 1990–2022 wg raportów Krajowego Ośrodka Bilansowania i Zarządzania Emisjami i EIONET [30, 31]

krajów o najwyższych emisjach dioksyn – wyższe poziomy odnotowano tylko w Hiszpanii i Włoszech (ryc. 2). Warto podkreślić, że łączny udział tych trzech państw w całkowitej emisji dioksyn w UE w tym roku wyniósł aż 55% [32].
Pomimo wciąż wysokiej emisji dioksyn w naszym kraju od 1990 roku notowany jest jej ciągły spadek (ryc. 3) [30, 31].

W tabeli 4 przedstawiono poziom emisji dioksyn w Polsce z podziałem na główne kategorie źródeł według NRF – od roku referencyjnego do 2022 roku. Najwyższy spadek emisji spośród istotnych źródeł odnotowano w dwóch kluczowych sektorach: 1A4 (inne sektory spalania paliw) oraz sektorze odpadów. W przypadku sektora 1A4, obejmującego m.in.

Tabela 4. Źródła emisji dioksyn (PCDD/Fs) wg kategorii NRF w Polsce w wybranych latach wraz odsetkiem zmian w emisji pomiędzy rokiem 1990 a 2022 (na podstawie krajowych wyników inwentaryzacji emisji zanieczyszczeń [30,31])

Źródło emisji wg kategorii NRF	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020	2021	2022	% zmian	%zmian
	g I-TEQ	g I-TEQ	g I-TEQ	g I-TEQ	g I-TEQ	g I-TEQ	g I-TEQ	g I-TEQ	g I-TEQ	1990–2022	2021–2022
1. ENERGIA	283,56	357,74	222,85	270,82	322,5	264,48	268,23	258,25	223,92	-21%	-13%
A. Spalanie paliw	279,44	354,19	220,05	268,2	319,42	261,39	265,75	255,32	221,35	-21%	-13%
1. Przemysły energetyczne	11,71	8,95	8,4	9,33	12,25	13,81	11,2	11,8	11,47	-2%	-3%
2. Przemysł wytwórczy i budownictwo	1,9	3,48	3,59	3,44	3,57	4,49	6,08	5,02	5,03	165%	0%
3. Transport	1,89	3,08	4,09	5,13	8,48	7,26	7,22	5,94	5,76	205%	-3%
4. Inne sektory	263,94	338,69	203,96	250,3	295,13	235,83	241,25	232,57	199,08	-25%	-14%
B. Emisja lotna z paliw	4,13	3,55	2,8	2,62	3,08	3,09	2,48	2,93	2,58	-38%	-12%
1. Lotna emisja z paliw stałych	4,05	3,47	2,69	2,52	2,95	2,94	2,33	2,79	2,54	-37%	-9%
2. Lotna emisja z systemu gazu ziemnego i ropy naftowej	0,07	0,08	0,1	0,1	0,13	0,15	0,15	0,14	0,03	-57%	-79%
2. PROCESY PRZEMYSŁOWE	13,59	9,83	8,85	10,58	11,46	16,28	14,59	11,63	11,85	-13%	2%
A. Produkty mineralne	0,21	0,23	0,32	0,38	0,48	0,54	0,74	0,74	0,73	248%	-1%
B. Przemysł chemiczny	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	-
C. Produkcja metali	12,02	8,18	6,77	7,84	8,62	13,14	11,24	8,59	8,31	-31%	-3%
D. Stosowanie rozpuszczalników i innych produktów	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	-
G. – L. Inne	1,36	1,42	1,76	2,36	2,37	2,61	2,61	2,3	2,82	107%	23%
3. ROLNICTWO	0,02	0,02	0,02	0,01	0	0,01	0,01	0	0,01	-50%	<1%
B. Nawozy naturalne	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	-
D. Gleby rolne	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	-
F. Spalanie resztek roślinnych	0,02	0,02	0,02	0,01	0	0,01	0,01	0	0,01	-50%	-
5. ODPADY	74,03	87,83	82,74	85,04	80,04	57,23	49,78	46,51	46,65	-37%	<-1%
A. Składowiska odpadów stałych	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	-
C. Spopielenie i otwarte spalanie odpadów	14,58	12,8	14,06	22,28	24,19	8,79	3,84	4,02	4,24	-71%	5%
D. Gospodarka ściekami	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0%	0%
E. Inne	59,45	75,03	68,68	62,76	55,85	48,43	45,94	42,49	42,41	-29%	<1%
OGÓŁEM	371,2	455,42	314,44	366,46	414,01	338	332,61	316,39	282,43	-24%	-11%

gospodarstwa domowe, usługi i rolnictwo, redukcja wiązała się z ograniczeniem zużycia paliw stałych w podkategorii 1A4bi (stacjonarne spalanie paliw w gospodarstwach domowych). Zmiana ta była efektem modernizacji technologii spalania, w tym wycofywania najstarszych, nieefektywnych urządzeń i zastępowania ich nowocześniejszymi systemami grzewczymi. W sektorze odpadów istotną rolę odegrało ograniczenie liczby pożarów budynków, składowisk i pojazdów. Pomimo ogólnego trendu spadkowego gospodarstwa domowe nadal odpowiadają w Polsce za ponad 70% krajowej emisji (ok. 200 g I-TEQ), co wynika z powszechnego spalania węgla i drewna [31]. Dla porównania w kategorii mieszkalnictwo stacjonarne emisja dioksyn w Niemczech wynosi 15,8, a we Francji 28,8 g I-TEQ [32].

Kraje Azji i Afryki

W 2015 roku, na podstawie analizy danych z 86 krajów oraz lokalnych badań przeprowadzonych w krajach Azji Południowo-Wschodniej, wykazano, że region ten odpowiadał za ok. 28% globalnej emisji dioksyn [41]. W tabeli 5A przedstawiono poziomy emisji w krajach regionu, a także w Chinach i Indiach, określone na podstawie danych naukowych oraz krajowych programów wdrażania dostępnych na stronie Sekretariatu Konwencji Sztokholmskiej [6, 7]. Tam gdzie dostępne były dane z dwóch okresów, uwzględniono również zmiany emisji w czasie. Najniższe emisje zanotowano w Brunei (dane z 2003 roku), co wynika z niewielkiej liczby ludności tego kraju, braku przemysłu oraz spalarni odpadów komunalnych. Z kolei najwyższe emisje odnotowano w Indonezji – państwie o największej populacji i najbardziej rozwiniętej gospodarce spośród krajów Azji Południowo-Wschodniej [6, 41]. W pozostałych krajach regionu emisja dioksyn do atmosfery nie przekraczała 700 g TEQ/rok. W analizowanych latach 2002–2015 zaobserwowano wzrost emisji dioksyn, głównie na skutek rozwoju przemysłu (cementowego i metalurgicznego), a także wzrostu niekontrolowanego spalania odpadów, zarówno komunalnych, jak i medycznych. Dla porównania – w dwóch najbardziej zaludnionych krajach Azji, Chinach i Indiach, emisja dioksyn do powietrza wynosiła odpowiednio 5042 g (dane z 2004 roku) oraz 2827 g TEQ/rok (dane z 2009 roku) [7]. Oba te kraje, a także Indonezja oraz dwa kraje Afryki, Kenia i Nigeria, odpowiadały łącznie w tym okresie za ok. 50% globalnej emisji [35, 41]. W jednym z opracowań dotyczących poziomu emisji dioksyn, sporządzonym na podstawie danych ze 150 państw, wykazano, że w 2018 roku największymi emitarami pozostawały Chiny, Indie, Indonezja oraz Nigeria. Pomimo że udział Chin w globalnej emisji oszacowano na ok. 10%, autorzy raportu wskazują, iż wdrożone działania w nadchodzących latach mogą doprowadzić do jego redukcji do poziomu 2,7–6,8% [35]. Po ratyfikacji konwencji sztokholmskiej w 2004 roku Chiny wprowadziły liczne regulacje, które doprowadziły do znacznego ograniczenia emisji dioksyn do środowiska, zwłaszcza do 2015 roku. Mimo że wskutek intensywnego rozwoju przemysłu i sektora energetycznego całkowita produkcja tych związków nadal rośnie, rzeczywiste emisje wykazują tendencję spadkową. Zjawisko to tłumaczy się przede wszystkim postępowaniem technologicznym w zakresie kontroli emisji oraz usprawnieniem gospodarki odpadami. Zwraca się jednak uwagę, że otwarte spalanie odpadów wciąż stanowią istotne źródło emisji w skali kraju [42].

Podczas gdy w Chinach główną przyczyną emisji pozostaje dynamicznie rozwijający się przemysł, w krajach słabiej

Tabela 5. Emisja dioksyn do powietrza (PCDD/Fs) w wybranych krajach Azji (A) i Afryki (B)

Kraj	Rok	Emisja PCDD/Fs g TEQ/rok	% zmian	Referencja
(A) Azja				
Birma (Myanmar)	2016	796,2		[7]
Brunei	2003	0,750	-	[41]
Chiny	2004 2018	5042 3960	-22%	[7,35]
Filipiny	2003 2013	328 432	+32%	[6,7]
Indie	2009	2827	-	[6]
Indonezja	2004 2013	1830 5140	+181%	[6, 41]
Kambodża	2003 2013	79 277	+250%	[6,7]
Laos	2005 2015	119 340	+186%	[7]
Tajlandia*	2004 2017	286 1385* (653)	+128%	[6,7]
Wietnam	2004 2014	522 343	-34%	[6,7]
(B) Afryka				
Côte d'Ivoire (Wybrzeże Kości Słoniowej)	2015	330	-	[6,7]
Egipt	2010	595	-	[6,7]
Ghana	2002 2016	386 1783	+362%	[6,7]
Kamerun	2006 2015	1132 186	-83%	[6,7]
Kenia	2006 2014	942 2174	+131%	[6,7]
Nigeria	2005	2784	-	[6,7]
Republika Południowej Afryki	2006	712	-	[6,7]
Zambia	2004	290	-	[7]

* w roku 2017 raportowano dodatkowe kategorie emisji nie ujęte w roku 2004 (Disposal, Identification of Potential Hot-Spots) – w nawiasie wpisano emisję PCDD/Fs po odjęciu tej dodatkowej kategorii. Odsetek zmian obliczono na podstawie emisji z tych samych kategorii (bez uwzględnienia emisji nie ujętych w roku 2004).

rozwiniętych dominują źródła pozaprzemysłowe – przede wszystkim niekontrolowane spalanie odpadów oraz stosowanie przestarzałych technologii w przemyśle [32, 41, 42].

Z podsumowań dotyczących emisji dioksyn w krajach Afryki wynika, że w latach 2002–2016 były one na porównywalnym lub wyższym poziomie niż w krajach wysoko rozwiniętych (tab. 5b). Najwyższe poziomy odnotowywano w regionach miejskich i uprzemysłowionych. Do głównych źródeł emisji zaliczano procesy przemysłowe, otwarte spalanie odpadów, recykling sprzętu elektronicznego oraz składowiska zakazanych pestycydów, z których dioksyny mogą się uwalniać w wyniku degradacji chemicznej lub spalania [43]. Wskazuje się także na rozproszone źródła emisji, wśród których istotne miejsce zajmują pożary roślinności. Często są one wynikiem celowych podpałów, mających na celu oczyszczanie gruntów, wypalanie resztek roślinnych oraz przygotowanie pastwisk [43]. W większości krajów afrykańskich wdrożenie konwencji sztokholmskiej doprowadziło do zwiększenia świadomości w zakresie identyfikacji źródeł emisji oraz do podjęcia pierwszych działań

kontrolnych, takich jak Afrykański Program Likwidacji Składowisk Pestycydów (ang. *Africa Stockpiles Programme*), mający na celu bezpieczne usunięcie przeterminowanych zapasów tych substancji [44]. Pomimo opracowania pierwszych krajowych inwentaryzacji emisji według wytycznych Toolkit UNEP, do stycznia 2024 roku jedynie ok. 10% krajów afrykańskich dokonało aktualizacji swoich narodowych programów wdrażania zgodnie z wymogami Konferencji Stron Konwencji Sztokholmskiej (ang. *Conference of the Parties*, COP-9, 2019) [45].

Dane z pasywnych pomiarów powietrza w krajach Afryki (ang. *polyurethane foam passive air sampler*, PUF-PAS), prowadzonych w ramach dwóch faz Globalnego Planu Monitoringu (ang. *Global Monitoring Plan*, GMP) w latach 2010–2011 oraz 2017–2019, wskazują na zaledwie 2% spadek średnich stężeń dioksyn w krajach uczestniczących w programie, przy jednoczesnym występowaniu dużych różnic regionalnych [46]. Z jednej strony świadczy to o utrzymujących się lokalnych źródłach emisji, takich jak niekontrolowane spalanie, z drugiej – o skuteczności wdrażania polityk środowiskowych ograniczających tego rodzaju emisje w niektórych krajach, np. w Kamerunie. Tendencje te są zgodne z danymi dotyczącymi emisji dioksyn pochodzących z krajowych inwentaryzacji dla wybranych państw regionu, udostępnionych w systemie raportowania konwencji sztokholmskiej (tab. 5B) [6, 7]. Tylko nieliczne państwa dysponują danymi z co najmniej dwóch okresów, co umożliwia ocenę zmian emisji. W Kenii i Ghanie odnotowano istotny wzrost emisji do atmosfery, głównie w wyniku rozwoju przemysłu metalowego, produkcji energii i spalania odpadów. W Kenii nastąpił jednak 67% spadek emisji z sektora otwartego spalania. W Kamerunie łączna emisja uległa zmniejszeniu dzięki ograniczeniu otwartego spalania, spalania odpadów i emisji z sektora energetycznego, choć wzrosły emisje z przemysłu, m.in. z produkcji metali i materiałów mineralnych [6, 7].

Niestety, skuteczność wdrażania postanowień konwencji w zakresie redukcji emisji dioksyn w regionie afrykańskim pozostaje ograniczona. Pomimo pewnych postępów brak systematycznego monitoringu, ograniczony dostęp do danych analitycznych oraz niedobory infrastruktury laboratoryjnej nadal utrudniają ocenę długoterminowych trendów. Emisje z otwartego spalania odpadów i nieformalnych praktyk gospodarowania pozostają poważnym problemem środowiskowym w wielu krajach regionu [43, 45].

Amerika Północna i Ameryka Łacińska

Znaczący spadek emisji dioksyn na przestrzeni lat, sięgający ponad 60–70%, odnotowano w krajach Ameryki Północnej (tab. 6a). W USA w 1987 roku ok. 85% emisji pochodziło z kontrolowanych źródeł przemysłowych, takich jak spalanie odpadów, produkcja metali, cementu czy wytwarzanie energii. Dzięki działaniom regulacyjnym oraz wdrożeniu nowoczesnych technologii do 2012 roku odnotowano ponad 95% spadek emisji z tej kategorii. Wzrosło jednak znaczenie źródeł niekontrolowanych, takich jak pożary, spalanie odpadów w warunkach domowych i pożary dzikich wysypisk, które od 2000 roku stanowią dominujące źródła dioksyn i które w 2012 roku odpowiadały za ok. 82% całkowitej emisji [47].

W Kanadzie w latach 1990–2021 największy spadek emisji (o 70%) odnotowano w sektorze spalania odpadów, dzięki modernizacji technologii, zastosowaniu skuteczniejszych systemów oczyszczania spalin oraz zamykaniu przestarzałych

Tabel 6. Emisja dioksyn do powietrza (PCDD/Fs) w wybranych krajach Ameryki Północnej (A) oraz Południowej i Środkowej (B)

Kraj	Rok	Emisja PCDD/Fs g TEQ/rok	% zmian	Referencje
Ameryka Północna				
Kanada	1990	220	-63%	[6,7]
	2021	82		
Meksyk	2004	1186	+25%	[6,7]
	2013	1579		
Stany Zjednoczone Ameryki	1987	16349	-78%	[47]
	2012	3535		
Ameryka Południowa i Środkowa				
Argentyna	2003	696	-36%	[6]
	2014	442		
Brazylia	2008	1168	-	[6]
Dominikana	2005	168	-	[6,7]
Gwatemala	2008	397	-42%	[6,7]
	2015	241		
Kolumbia	2002	309	-47%	[6]
	2018	163		
Kostaryka	2006	157	+24%	[6,7]
	2017	194		
Peru	2003	193	+41%	[6]
	2014	327		
Panama	2004	48	-	[6]

instalacji. Znaczące redukcje osiągnięto także w przemyśle hutniczym metali nieżelaznych dzięki zamykaniu przestarzałych zakładów oraz modernizacji pieców i instalacji hutniczych. Kluczową rolę w ograniczaniu emisji odegrały przepisy środowiskowe, w tym wdrożenie ustawy o ochronie środowiska (ang. *Canadian Environmental Protection Act*, CEP) z 1999 roku oraz zobowiązania wynikające z konwencji sztokholmskiej. W 2021 roku, podobnie jak w 1990, największy udział w łącznej emisji dioksyn w Kanadzie miała gospodarka odpadami (spalanie i składowanie), która odpowiadała za 47% całkowitej emisji [48]. W przeciwieństwie do Kanady i USA wyniki krajowych inwentaryzacji wskazują, że w Meksyku w latach 2004–2013 odnotowano wzrost emisji dioksyn, głównie wskutek nasilenia otwartego spalania oraz spalania odpadów i działalności przemysłu metalowego [7].

W krajach Ameryki Południowej i Środkowej brakuje kompleksowych analiz długoterminowych trendów emisji dioksyn dla całego regionu. Dostępne dane z UNEP i raportów krajowych dla wybranych państw wskazują, że w latach 2002–2018 kierunki zmian były zróżnicowane (tab. 6b) [7, 49]. W Argentynie, Kolumbii i Gwatemali odnotowano spadki emisji, głównie dzięki ograniczeniu otwartego spalania, podczas gdy w Peru i Kostaryce emisje zwiększyły się w związku z intensyfikacją tych samych procesów. Istotne wzrosty zaobserwowano również w sektorach przemysłowych, np. w Peru w produkcji materiałów mineralnych odnotowano wzrost o ponad 10 000%, co odzwierciedla zarówno dynamiczny rozwój tego sektora, jak i brak skutecznego wdrażania technologii ograniczających emisję dioksyn.

Wyniki analizy danych UNEP są spójne z wynikami programu pasywnego monitoringu powietrza realizowanego w dziewięciu państwach Ameryki Łacińskiej i Karaibów (m.in. w Brazylii, Argentynie, Peru, Urugwaju, Antigui i Barbudzie). Wykazał on, że w większości lokalizacji w latach 2010–2019 doszło do spadku stężeń dioksyn, w niektórych

miejscach sięgającego ponad 30%. Szczególnie widoczne było to w Brazylii i Argentynie. Jednakże w niektórych lokalizacjach, takich jak São Luís i São Paulo (Brazylia), emisje utrzymywały się na wysokim poziomie, co było związane głównie ze spalaniem biomasy, a także z działalnością miejską (São Luís) oraz przemysłową (São Paulo) [46, 49].

Podobnie jak w Afryce i Azji, również w Ameryce Południowej i Środkowej głównym źródłem emisji dioksyn do powietrza pozostaje otwarte spalanie biomasy, a w niektórych krajach także odpadów komunalnych. W Argentynie odpowiada ono za 78% całkowitych emisji, w Kolumbii za 57%, a w Gwatemali za 49%. Z kolei w Brazylii dominują emisje z przemysłu metalurgicznego (48%), a regiony najbardziej uprzemysłowione jak São Paulo, Minas Gerais i Rio de Janeiro generują łącznie 52% krajowych emisji [53]. Warto podkreślić, że lokalnie poziom dioksyn w środowisku w tym regionie mogą zwiększać emisje związane z naturalnymi pożarami roślinności [46].

Niestety wdrażanie postanowień konwencji sztokholmskiej w krajach Ameryki Południowej i Środkowej także napotyka trudności. Podobnie jak w krajach Afryki, główne problemy obejmują ograniczoną dostępność laboratoriów i infrastruktury analitycznej [50]. Wiele państw posiada jedynie częściowe inwentarze emisji, obejmujące wybrane sektory (np. spalanie odpadów), podczas gdy inne w dużej mierze pozostają poza systemami kontroli [49, 51]. Skuteczność działań ograniczających emisje TZO, mimo ratyfikacji konwencji przez większość państw regionu, wciąż pozostaje niewystarczająca [50].

Zmiany w narażeniu środowiskowym: wpływ regulacji emisji

W poprzednich rozdziałach omówiono zmiany w emisjach dioksyn do powietrza w kontekście regulacji prawnych. Choć obecność tych związków w atmosferze jest istotna dla oceny zagrożeń środowiskowych, stanowi jedynie początek ich obiegu w środowisku. Dioksyny po emisji osadzą się na powierzchni gleby i wód, prowadząc do ich zanieczyszczenia, lub trafiają tam bezpośrednio na skutek niekontrolowanego składowania odpadów, odprowadzania ścieków przemysłowych czy stosowania skażonych materiałów w rolnictwie [52, 53]. Choć takie przypadki mają zwykle charakter lokalny, stanowią istotny element pełnego obrazu obiegu dioksyn w środowisku. Ze względu na wysoką trwałość dioksyn i ich zdolność do bioakumulacji człowiek narażony jest na ich działanie głównie poprzez spożycie zanieczyszczonej żywności [1, 2]. Dlatego pomiary stężenia dioksyn w materiale biologicznym, m.in. mleku matek, tkance tłuszczowej i krwi, są podstawą oceny wpływu emisji na zdrowie ludzi oraz skuteczności regulacji środowiskowych.

Opracowania opublikowane w ostatnich 10 latach jednoznacznie wskazują na spadek narażenia ludzi na te substancje, przy istniejących różnicach regionalnych [45, 54–57]. W badaniu WHO/UNEP, prowadzonym w latach 1987–2019, przeanalizowano stężenia dioksyn w mleku kobiet z 57 krajów. Wykazano globalny spadek stężeń o 84% (z 16,9 do 2,68 pg TEQ/g lipidów). Największe zmiany obserwowano w Europie Zachodniej (–90%), w Europie Wschodniej wahały się one od –40% do –80%. W krajach Azji i Pacyfiku najwyższe spadki obserwowano w Wietnamie i Tajlandii (odpowiednio 86% i 67%), a w Afryce i Ameryce Łacińskiej wyniosły one średnio 10–35%, z wyjątkiem Egiptu (70%) [55]. Podobne wyniki przedstawiono w ostatnim przeglądzie badań dotyczących

stężenia dioksyn w tkance tłuszczowej, które potwierdzają globalny trend spadkowy, szczególnie od lat 70. XX wieku do początku XXI wieku. Tendencja ta jest w dużej mierze przypisywana skutecznemu wdrażaniu regulacji środowiskowych, zwłaszcza w Europie i Ameryce Północnej. Na przykład w Hiszpanii w latach 1998–2019 średnio stężenia dioksyn w materiale ludzkim obniżyły się o 79%. Również wcześniejsze badania w Japonii i USA wskazują na spadki narażenia [57].

Pomimo obserwowanego trendu spadkowego większość przeglądów wskazuje na znaczne różnice geograficzne w stężeniach dioksyn w materiale biologicznym, zależne od lokalnych źródeł emisji, diety i stopnia wdrażania regulacji środowiskowych. Populacje miejskie w rejonach przemysłowych są bardziej narażone na te szkodliwe związki niż populacje wiejskie [43, 56–58]. W latach 2000–2019 najwyższe mediany stężeń dioksyn w mleku kobiet obserwowano w Europie, w USA, Izraelu, Australii i Nowej Zelandii (ok. 10,3–12,0 pg WHO-TEQ/g tłuszczu), a najniższe w Azji, Ameryce Łacińskiej i na Karaibach (ok. 4,0–5,0 pg WHO-TEQ/g tłuszczu). W krajach Afryki obserwowano ich największą zmienność (1,3–49 pg WHO-TEQ/g) [54]. W Polsce, a konkretnie w Łodzi, w latach 2007–2011 średnie stężenie dioksyn w mleku matek wyniosło 10,6 pg WHO-TEQ/g tłuszczu. Wyniki te były zbliżone do tych obserwowanych w Chinach i Kanadzie (ok. 8,3 pg WHO-TEQ/g tłuszczu), wyższe niż na Cyprze, w Ghanie czy Południowej Korei (6–7 pg WHO-TEQ/g tłuszczu), ale niższe niż we Francji czy Czechach (> 15 pg WHO-TEQ/g tłuszczu) [59]. Podobne regionalne zróżnicowanie stężenia dioksyn w tkance tłuszczowej wykazano w badaniach prowadzonych w Japonii, Korei i Chinach w latach 2006–2008, gdzie wysokie stężenia wiązano z lokalnymi źródłami przemysłowymi lub skażoną żywnością [57]. W Wietnamie stężenia dioksyn w próbkach mleka kobiet w latach 1987–1988 różniły się ponad pięciokrotnie między regionami, co było skutkiem użycia w czasie wojny wietnamskiej defoliantów [54]. W latach 2007–2015 nadal obserwowano wyższe ich poziomy w rejonach historycznych skażeń [54, 60].

Istotnym ograniczeniem pozostaje brak reprezentatywnych danych z krajów rozwijających się. Na przykład w Afryce brakuje systematycznego biomonitoringu, a dostępne dane są fragmentaryczne i często pochodzą z analiz prowadzonych poza kontynentem [43]. Pomimo relatywnie wysokich emisji dioksyn do powietrza w niektórych krajach Afryki poziomy tych związków chemicznych w próbkach biologicznych są często niższe niż w krajach rozwiniętych, co może wynikać z odmiennych nawyków żywieniowych czy odmiennej struktury demograficznej (młodsze społeczeństwo oznacza krótszy czas na kumulację dioksyn w organizmie). Istnieje jednak ryzyko niedoszacowania rzeczywistej ekspozycji społeczeństwa na dioksyny w niektórych rejonach [43, 47, 49].

PODSUMOWANIE

Nie ulega wątpliwości, że międzynarodowe akty prawne stanowią fundament działań na rzecz ograniczenia emisji dioksyn do środowiska oraz minimalizowania ich toksycznego wpływu na zdrowie człowieka. Ustanowienie jednolitych standardów i zobowiązań mobilizuje państwa do podejmowania działań u źródła emisji, wspierając pośrednio rozwój technologii i systemów ochrony środowiska.

W ostatnich dekadach odnotowano wyraźny spadek emisji dioksyn w wielu regionach świata, przede wszystkim w krajach wysoko rozwiniętych, co znajduje potwierdzenie w niższych stężeniach tych związków w ludzkich tkankach. W krajach rozwijających się wdrażanie przepisów napotyka jednak liczne trudności ze względu na brak infrastruktury, ograniczony nadzór oraz niedostępność nowoczesnych technologii. W efekcie tempo redukcji emisji jest tam znacznie wolniejsze, a w niektórych przypadkach obserwuje się wzrost emisji. Szczególnym problemem pozostaje otwarte, niekontrolowane spalanie biomasy i odpadów, powodujące emisję, która w wielu regionach, zwłaszcza w Azji, Afryce i Ameryce Łacińskiej, może przewyższać emisje przemysłowe.

Dioksyne pozostają przykładem zanieczyszczenia, które dzięki międzynarodowej współpracy i polityce regulacyjnej zostało częściowo opanowane. Niezbędne są jednak dalsze działania mające na celu przede wszystkim wsparcie krajów słabiej rozwiniętych w budowie podstawowego zaplecza technicznego i laboratoryjnego, umożliwiającego prowadzenie pomiarów emisji dioksyn i narażenia na nie społeczeństwa. Konieczne jest również skuteczniejsze ograniczanie emisji z nieformalnych źródeł spalania, regularna aktualizacja krajowych inwentaryzacji oraz rozwój biomonitoringu w regionach szczególnie narażonych. Skuteczna redukcja ryzyka wymaga podejścia zintegrowanego oraz długofalowej współpracy międzynarodowej, uwzględniającej lokalne uwarunkowania i zapewniającej wsparcie najbardziej potrzebujących państw – co jest kluczowe dla ochrony zdrowia publicznego.

PIŚMIENICTWO

- Mathew N, Somanathan A, Tirpude A, et al. Dioxins and their impact: a review of toxicity, persistence, and novel remediation strategies. *Anal Methods*. 2025;17(8):1698–1748. <https://doi.org/10.1039/d4ay01767f>
- Szajner J, Czarny-Działak M, Żeber-Dzikowska I, et al. Dioxin-like compounds (DLCs) in the environment and their impact on human health. *J Elem*. 2021;26(2):419–431. <https://doi.org/10.5601/jelem.2021.26.2.2130>
- Chmielewski J, Łuszczki J, Czarny-Działak M, et al. Environmental exposition to xenoestrogens (XEs) and related health effects. *J Elem*. 2021;26(3):717–730. <https://doi.org/10.5601/jelem.2021.26.2.2157>
- Howiecka K, Koch W, Czernicka-Boś L, et al. Znaczenie hormonalnie czynnych związków ze środowiska w rozwoju otyłości. *Bromatol Chemia Toksykol*. 2021;54(3):210–223. <https://doi.org/10.32383/bct/157164>
- Van der Molen GW, Kooijman BA, Wittsiepe J, et al. Estimation of dioxin and furan elimination rates with a pharmacokinetic model. *J Expo Anal Environ Epidemiol*. 2000;10(6 Pt 1):579–85. <https://doi.org/10.1038/sj.jea.7500140>
- Secretariat of the Stockholm Convention. (2019–2022). Inventories of unintentional releases of POPs (UPOPs). United Nations Environment Programme. http://ers.pops.int/eRSodataReports2/ReportSC_UPOPsInv-Full.htm (access: 2025.03.03)
- Secretariat of the Stockholm Convention. (n.d.). National Implementation Plans: NIP <https://chm.pops.int/Implementation/NationalImplementationPlans/NIPTransmission/tabid/253/Default.aspx> (access: 2025.03.03)
- Eskenazi B, Warner M, Brambilla P, et al. The Seveso accident: A look at 40 years of health research and beyond. *Environ Int*. 2018;121(Pt 1):71–84. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.08.051>
- Hendriks AJ, Awkerman JA, de Zwart D, et al. Sensitivity of species to chemicals: dose-response characteristics for various test types (LC(50), LR(50) and LD(50)) and modes of action. *Ecotoxicol Environ Saf*. 2013;97:10–6. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.06.020>
- Safe H. Comparative toxicology and mechanism of action of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans. *Annu Rev Pharmacol Toxicol*. 1986;26:371–99. <https://doi.org/10.1146/annurev.pa.26.040186.002103>
- Van den Berg M, Birnbaum L, Bosveld AT, et al. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environ Health Perspect*. 1998;106(12):775–92. <https://doi.org/10.1289/ehp.98106775>
- Van den Berg M, Birnbaum LS, Denison M, et al. The 2005 World Health Organization reevaluation of human and Mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds. *Toxicol Sci*. 2006;93(2):223–41.
- Assessment of the health risk of dioxins: Re-evaluation of the tolerable daily intake (TDI). WHO Consultation, Geneva. Geneva, World Health Organization, 25–29 May 1998
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). Recommended Toxicity Equivalence Factors (TEFs) for Human Health Risk Assessments of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin and Dioxin-Like Compounds. Risk Assessment Forum, Washington, DC. EPA/600/R-10/005, 2010
- DeVito M, Bokkers B, van Duursen MBM, et al. The 2022 world health organization reevaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for polychlorinated dioxins, dibenzofurans and biphenyls. *Regul Toxicol Pharmacol*. 2024;146:105525. <https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2023.105525>
- Haws LC, Su SH, Harris M, et al. Development of a refined database of mammalian relative potency estimates for dioxin-like compounds. *Toxicol Sci*. 2006;89(1):4–30. <https://doi.org/10.1093/toxsci/kfi294>
- Ring C, Blanchette A, Klaren WD, et al. A multi-tiered hierarchical Bayesian approach to derive toxic equivalency factors for dioxin-like compounds. *Regul Toxicol Pharmacol*. 2023;143:105464. <https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2023.105464>
- Wikoff D, Ring C, DeVito M, et al. Development and application of a systematic and quantitative weighting framework to evaluate the quality and relevance of relative potency estimates for dioxin-like compounds (DLCs) for human health risk assessment. *Regul Toxicol Pharmacol*. 2023;145:105500. <https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2023.105500>
- Convention on long-range transboundary air pollution. Geneva, 13 November 1979. https://treaties.un.org/Pages/ViewDetails.aspx?src=IND&mtsg_no=XXVII-1&chapter=27&clang=_en (access: 2025.03.03)
- European Environment Agency (EEA), EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2023, Publications Office of The European Union, Luxembourg, 2023. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/emep-eea-guidebook-2023> (access: 2025.03.03)
- United Nations Environment Programme (UNEP), Toolkit for identification and quantification of releases of dioxins, furans and other unintentional POPs under Article 5 of the Stockholm Convention (3rd ed), 2013, UNEP Chemicals Branch. <https://toolkit.pops.int>
- Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants – Declaration, Document 22006A0731(01), EUR-Lex, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/?uri=celex%3A22006A0731%2801%29> (access: 2025.03.03)
- Tackling threats posed by chemicals (Stockholm Convention). EUR-Lex, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/?uri=LEGISSUM%3A121279> (access: 2025.03.03)
- Krajowy plan wdrażania konwencji sztokholmskiej w sprawie trwałych zanieczyszczeń organicznych. Aktualizacja. Warszawa 2020. https://bip.mos.gov.pl/fileadmin/user_upload/bip/umowy_miedzynarodowe/sztokholmska/Projekt_z_dnia_21.10.2020_r._Aktualizacji_Krajowego_Planu_Wdrazania_Konwencji_Sztokholmskiej.pdf (access: 2025.03.03)
- Ustawa z dnia 13 czerwca 2008 r. o ratyfikacji Konwencji Sztokholmskiej w sprawie trwałych zanieczyszczeń organicznych, sporządzonej w Sztokholmie dnia 22 maja 2001 r. <https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/DocDetails.xsp?id=WDU20081380864> (access: 2022.11.15)
- Oświadczenie rządowe z dnia 2 grudnia 2008 r. w sprawie mocy obowiązującej Konwencji Sztokholmskiej w sprawie trwałych zanieczyszczeń organicznych, sporządzonej w Sztokholmie dnia 22 maja 2001 r. <https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/DocDetails.xsp?id=WDU20090140077> (access: 2025.03.03)
- Konwencja w sprawie procedury zgody po uprzednim poinformowaniu w międzynarodowym handlu niektórymi niebezpiecznymi substancjami chemicznymi i pestycydami, sporządzona w Rotterdamie dnia 10 września 1998 r. <https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/DocDetails.xsp?id=WDU20081580990> (access: 2025.03.03)
- Konwencja bazylijska o kontroli transgranicznego przemieszczania i usuwania odpadów niebezpiecznych, sporządzona w Bazylei dnia 22 marca 1989 r. <https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/DocDetails.xsp?id=WDU19950190088> (access: 2025.03.03)
- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2016/2284 z dnia 14 grudnia 2016 r. w sprawie redukcji krajowych emisji niektórych rodzajów zanieczyszczeń atmosferycznych, zmiany dyrektywy 2003/35/WE oraz uchylenia dyrektywy 2001/81/WE <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/?uri=CELEX%3A32016L2284>

- europa.eu/legal-content/PL/ALL/?uri=CELEX%3A32016L2284 (access: 2025.03.03)
30. EIONET Central Data Repository: ANNEX 1: National sector emissions: Main pollutants, particulate matter, heavy metals and persistent organic pollutants. https://cdr.eionet.europa.eu/pl/eu/nec_revised/inventories/envzco2pw/Annex_I_1990-2022.xlsx/manage_document (access: 2025.03.03)
31. Raporty KOBIZE, <https://www.kobize.pl/pl/fileCategory/id/16/krajowa-inwentaryzacja-emisji> (access: 2025.03.03)
32. European Union emission inventory report 1990–2022. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/european-union-emissions-inventory-report-1990-2022> (access: 2025.03.03)
33. Rozporządzenie Komisji (UE) 2023/915 z dnia 25 kwietnia 2023 r. w sprawie najwyższych dopuszczalnych poziomów niektórych zanieczyszczeń w żywności oraz uchylające rozporządzenie (WE) nr 1881/2006, Document 32023R0915. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/?uri=uriserv:OJ.L_.2023.119.01.0103.01.POL (access: 2025.03.03)
34. Song S, Chen K, Huang T, et al. New emission inventory reveals termination of global dioxin declining trend. *J Hazard Mater.* 2023;443(Pt B):130357. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130357>
35. Lei R, Xu Z, Xing Y, et al. Global status of dioxin emission and China's role in reducing the emission. *J Hazard Mater.* 2021;418:126265. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126265>
36. United Nations Environment Programme. Spreading like wildfire: The rising threat of extraordinary landscape fires. United Nations Environment Programme. 2022. <https://www.unep.org/resources/report/spreading-wildfire-rising-threat-extraordinary-landscape-fires> (access: 2025.03.03)
37. Jones, MW, Humber M L, Abatzoglou J T, et al. State of wildfires 2023–2024. *Earth System Science Data.* 2024;16(8):3601–3685.
38. Climate change is increasingly affecting fires worldwide. *Nat Clim Chang.* 2024;14:1123–1124. <https://doi.org/10.1038/s41558-024-02141-9>
39. Gou L, Song S, Huang T, et al. Dioxins in the Arctic: local sources vs. long-range transport. *Environmental Science: Advances.* 2024;3(11):1552–1563. <https://doi.org/10.1039/D4VA00202D>
40. Salamanca M, Chandia C, Hernandez A. Impact of forest fires on the concentrations of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in coastal waters of central Chile. *Sci Total Environ.* 2016;144:2424–2431. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.009>
41. Zain SM, Latif MT, Baharudin NH, et al. Atmospheric PCDDs/PCDFs levels and occurrences in Southeast Asia: A review. *Sci Total Environ.* 2021;783:146929. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146929>
42. Gao D, Chen Z, Zhang J, et al. Historical production and release inventory of PCDD/Fs in China and projections upon policy options by 2025. *Sci Total Environ.* 2023;876:162780. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162780>
43. Ssebugere P, Sillanpää M, Matovu H, et al. Human and environmental exposure to PCDD/Fs and dioxin-like PCBs in Africa: A review. *Chemosphere.* 2019;223:483–493. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.065>
44. Pius C, Sichilongo K, Koosaletse Mswela P, et al. Monitoring polychlorinated dibenzo-p-dioxins/dibenzofurans and dioxin-like polychlorinated biphenyls in Africa since the implementation of the Stockholm Convention-an overview. *Environ Sci Pollut Res Int.* 2019;26(1):101–113. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3629-z>
45. Akinrinade OE, Agunbiade FO, Alani R, et al. Implementation of the Stockholm Convention on persistent organic pollutants (POPs) in Africa – progress, challenges, and recommendations after 20 years. *Environ Sci Advan.* 2024;3:623–634. <https://doi.org/10.1039/d3va00347g>
46. Fiedler H, Abad E, Boer J. Preliminary trends over ten years of persistent organic pollutants in air: Comparison of two sets of data in the same countries. *Chemosphere.* 2023;324:138299. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138299>
47. Dwyer H, Themelis NJ. Inventory of U.S. 2012 dioxin emissions to atmosphere. *Waste Manag.* 2015;46:242–6. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.08.009>
48. Government of Canada Publications: Canada's air pollutant emissions inventory report, 1990–2021. Environment and Climate Change Canada. 2023. (access: 5.05.2024)
49. Pozo K, Andrades R, Ihl M, et al. The history of the dioxin issue in Brazil: From citrus pulp crisis to food monitoring. *Environ Intern.* 2019;122:11–20. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.11.044>
50. United Nations Environment Programme (UNEP). (2021). Second regional monitoring report for Latin America and the Caribbean under the Stockholm Convention. Secretariat of the Stockholm Convention. <https://www.unep.org/resources/report> (access: 2025.03.03)
51. United Nations Environment Programme (UNEP). (2016). Guidance on the Global Monitoring Plan for Persistent Organic Pollutants: Instructions for parties on implementing POPs monitoring under Article 16 of the Stockholm Convention. Secretariat of the Stockholm Convention. <https://www.unep.org/resources/report> (access: 2025.03.03)
52. Chmielewski J, Żeber-Dzikowska I, Luszczki J, et al. Uwalnianie zanieczyszczeń do środowiska w wyniku pożarów składowisk odpadów i ich wpływ na zdrowie człowieka wyzwaniem dla edukacji zdrowotnej. *Przem Chem.* 2020;1:55–60. <https://doi.org/10.15199/62.2020.8.6>
53. Dembska G, Pazikowska-Sapota G, Galer-Tatarowicz K, et al. Accumulation Patterns of Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins, Dibenzofurans and Dioxin-like Polychlorinated Biphenyls in Sediments of the South-Eastern Baltic Sea. *Water.* 2024;16(11):1605. <https://doi.org/10.3390/w16111605>
54. Malisch R, Schächtele A, van Leeuwen, FXR, et al. WHO- and UNEP-Coordinated Exposure Studies 2000–2019: Findings of Polychlorinated Biphenyls, Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins, and Polychlorinated Dibenzofurans. In: Malisch R, Fürst P, Šebková K, editor. *Persistent Organic Pollutants in Human Milk*. Switzerland, Cham: Springer; 2023. p. 187–197.
55. Malisch R, Schächtele A, van Leeuwen, FXR, et al. Time Trends in Human Milk Derived from WHO- and UNEP-Coordinated Exposure Studies, Chapter 1: Polychlorinated Biphenyls, Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins and Polychlorinated Dibenzofurans. In: Malisch R, Fürst P, Šebková K, editor. *Persistent Organic Pollutants in Human Milk*. Switzerland, Cham: Springer; 2023. p. 417–430.
56. Marquès M, Domingo JL. Concentrations of PCDD/Fs in human blood: A review of data from the current decade. *Inter J Environ Res Public Health.* 2019;16(19):3566. <https://doi.org/10.3390/ijerph16193566>
57. Domingo JL, Nadal M. PCDD/Fs in human tissues: A review of global biomonitoring data. *Chemosphere.* 2025;377:144345. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2025.144345>
58. Domingo JL, García F, Nadal M, et al. Autopsy tissues as biological monitors of human exposure to environmental pollutants. A case study: Concentrations of metals and PCDD/Fs in subjects living near a hazardous waste incinerator. *Environ Res.* 2017;154:269–274. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.01.014>. Epub 2017 Jan 19.
59. Grešner P, Zieliński M, Ligocka D, et al. Environmental exposure to persistent organic pollutants measured in breast milk of lactating women from an urban area in central Poland. *Environ Sci Pollution Res.* 2012;28(4):4549–4557. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10767-3>
60. Nishijo M, Vu HT, Pham-The T, et al. Dioxin Congener Patterns in Breast Milk Samples from Areas Sprayed with Herbicide during the Vietnam War 40 Years after the War Ended. *Toxics.* 2022;10(6):323. <https://doi.org/10.3390/toxics10060323>