

**Barbara Maliszewska-Kordybach, Bożena Smreczak,  
Agnieszka Klimkowicz-Pawlas**

*Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy  
w Puławach*

ZAGROŻENIE ZANIECZYSZCZENIAMI CHEMICZNYMI GLEB  
NA OBSZARACH ROLNICZYCH W POLSCE  
W ŚWIETLE BADAŃ IUNG-PIB W PUŁAWACH\*

**Słowa kluczowe:** gleby rolnicze, jakość gleby, zanieczyszczenia gleb, metale, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), pestycydy chloroorganiczne.

---

Wstęp

W Rezolucji Parlamentu Europejskiego z dnia 13 listopada 2007 r. w sprawie strategii tematycznej w dziedzinie ochrony gleby (30) zanieczyszczenie zostało określone jako jedno z podstawowych zagrożeń dla środowiska glebowego. W Rezolucji tej stwierdzono między innymi, że: „(...) zapobieganie zanieczyszczeniu gleby ma istotne znaczenie dla zachowania odpowiednich właściwości fizyko-chemicznych, a także jakości gleby oraz dla zapewnienia ochrony innych elementów środowiska przyrodniczego, – procedura identyfikacji zanieczyszczonych gruntów musi być powiązana ze spełnieniem warunku śledzenia zagrożeń, aby osiągnąć właściwe i proporcjonalne rozwiązanie problemu (podejście oparte na ocenie ryzyka), – Parlament wspiera Komisję w jej działaniach zmierzających do poszerzenia wiedzy społeczeństwa na temat miejsc zanieczyszczonych i potencjalnie zagrożonych zanieczyszczeniem (...), szczególnie poprzez opracowywanie sprawozdań o stanie gleby”. Dwa ostatnie zalecenia wiążą się ściśle z wieloletnimi badaniami prowadzonymi w IUNG-PIB w zakresie oceny stanu zanieczyszczenia gleb ornych w Polsce.

---

\*Opracowanie zostało przygotowane częściowo w ramach realizacji Grantu NCN 2011/03/B/ST10/05015 „Rola właściwości glebowych w procesach akumulacji trwałych zanieczyszczeń organicznych” oraz zadania 1.2 „Ocena rolniczych i poza rolniczych zagrożeń dla środowiska glebowego oraz opracowanie sposobów usuwania lub ograniczania skutków degradacji gleb na obszarach wiejskich” Programu Wieloletniego IUNG-PIB (Uchwała Nr 175/2011 Rady Ministrów z dnia 6.09.2011).

Gleby wykorzystywane rolniczo (w Polsce prawie 60% ogółu), których główną funkcją jest produkcja żywności pochodzenia roślinnego oraz pasz dla zwierząt, winny podlegać szczególnej ochronie. Ocenia się (10), że około 90% narażenia człowieka na oddziaływanie zanieczyszczeń związane jest z spożywaniem żywności. Pod względem ekologicznym obecność zanieczyszczeń może mieć istotne negatywne oddziaływanie na pełnienie przez gleby funkcji siedliskowej dla szeregu organizmów glebowych i roślin (3, 10, 33). Szkodliwe skutki, jakie wywołują zanieczyszczenia w odniesieniu do zdrowia człowieka oraz organizmów żywych spowodowały, że wiele państw prowadzi stały monitoring zawartości tych związków w środowisku. W Polsce szerokie badania z tego zakresu koncentrowały się często na jakości produktów żywnościowych (27, 28), ponieważ wymagają tego przepisy Unii Europejskiej (6) oraz krajowe (5), które dokładnie określają dopuszczalną zawartość niektórych zanieczyszczeń m.in. w warzywach, owocach czy mięsie. Natomiast badania zawartości zanieczyszczeń w glebach użytkowanych rolniczo były często ograniczane do skali lokalnej lub regionalnej. Nieliczne prace koncentrowały się na wybranych obszarach parków krajobrazowych lub terenów podlegających szczególnej ochronie. Jeszcze na początku lat 90-tych poprzedniego stulecia brak było informacji o stanie zanieczyszczenia gleb użytków rolnych w skali całego kraju. Pierwsze szerokie badania z tego zakresu podjęto wówczas w Instytucie Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach.

Celem opracowania jest przedstawienie informacji o zawartości zanieczyszczeń chemicznych w glebach użytkowanych rolniczo w Polsce w oparciu o wyniki programów badawczych realizowanych w IUNG-PIB w Puławach. Poziomu skażenia tych gleb oceniano na podstawie stosowanych w kraju systemów oceny poziomu zanieczyszczenia gleb i gruntów w porównaniu do danych międzynarodowych.

### **Źródła i rodzaje zanieczyszczeń gleb**

Zagrożenia prowadzące do zanieczyszczenia gleb można rozpatrywać z różnych punktów widzenia.

Ze względu na charakter źródeł oraz skalę skutków wyróżnia się zanieczyszczenia o charakterze lokalnym (punktowym) oraz rozproszonym (37). Zanieczyszczenia o charakterze punktowym dotyczą niewielkich obszarowo powierzchni i związane są z oddziaływaniem emisji z lokalnych źródeł. Lokalne źródła zanieczyszczeń mogą być uporządkowane według sektorów gospodarczych, emitowanych substancji bądź technologii itp. Do najistotniejszych źródeł zanieczyszczeń zalicza się procesy przemysłowe, gospodarkę odpadami, transport, produkcję energii, górnictwo, rolnictwo, sektor wojskowy oraz gospodarstwa domowe, przy czym rodzaj działalności winien być powiązany z rodzajem emitowanych substancji stanowiących zanieczyszczenia gleb (10, 37). Zagrożenia zanieczyszczeniami o charakterze punktowym występują głównie na terenach przemysłowych, wysoce

zurbanizowanych, w pobliżu tras transportowych oraz składowisk odpadów (włączając w to tzw. mogilniki czyli składowiska niewykorzystanych pestycydów), jako skutek nieodpowiedniego stosowania nawozów, etc.. Mogą mieć one również charakter incydentalny (eksplozje, awarie zbiorników, rozlanie chemikaliów, powodzie, pożary i inne) (11, 23, 33).

Zanieczyszczenia rozproszone są przemieszczane głównie z opadami atmosferycznymi. Wiele związków chemicznych oraz metali emitowanych do atmosfery osadza się na drobnych cząstkach pyłu, wraz z którymi mogą być przenoszone na bardzo duże odległości - np. z rejonów tropikalnych do strefy podbiegunowej (9). Dotyczy to przede wszystkim hydrofobowych trwałych zanieczyszczeń organicznych (TZO) (ang. *persistent organic pollutants* – POPs), takich jak wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), chloroorganiczne pestycydy (np. DDT i HCH), polichlorowane bifenyle (PCB) i inne (9, 10, 22). Ocenia się, że zanieczyszczenia atmosferyczne są jednym z najważniejszych źródeł zanieczyszczenia gleb. Bardzo często osadzają się one w pierwszej kolejności na roślinach, skąd po sezonie wegetacyjnym wraz z resztkami roślinnymi dostają się do gleby (10, 22, 24, 27). Szczegółowe raporty dotyczące zakresu dalekosiężnego transportu POPs i metali oraz ich migracji transgranicznej publikowane są corocznie w ramach *The European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP)* (9). Źródłem zanieczyszczeń rozproszonych są również procesy zalewowe w dolinach rzek, których wody przenoszą ładunki różnych substancji pochodzenia antropogenicznego (26).

Pod względem składu chemicznego zanieczyszczenia dzielone są na nieorganiczne i organiczne (37). Zanieczyszczenia organiczne tworzą bardzo obszerną i zróżnicowaną grupę i stanowią większość wśród substancji objętych różnego typu przepisami prawnymi (22). Polskie regulacje prawne (4) obejmują 34 pozycje (71% całości) odnoszące się do zanieczyszczeń organicznych, które należy oznaczać w glebach. Są to: substancje węglowodorowe (benzyny, olej mineralny, węglowodory aromatyczne, WWA) – 18 pozycji, węglowodory chlorowane – 7, środki ochrony roślin – 11, pozostałe zanieczyszczenia organiczne – 7. Zanieczyszczenia nieorganiczne ujęte w Rozporządzeniu Ministra Środowiska (4) to przede wszystkim metale (12 pierwiastków) oraz 2 inne związki.

Pod względem pochodzenia można wyróżnić zanieczyszczenia ze źródeł naturalnych (np. WWA z emisji wulkanów lub pożarów lasów, niektóre metale pochodzenia geochemicznego, itp.) oraz ze źródeł antropogenicznych, skąd wywodzi się przeważająca część zanieczyszczeń występujących obecnie w środowisku (11, 37). W tej drugiej grupie wyróżniane są substancje wytwarzane w sposób zamierzony (np. pestycydy chloroorganiczne lub PCB) lub wytwarzane w sposób niezamierzony (16). Druga grupa obejmuje przede wszystkim produkty uboczne wielu procesów przemysłowych np. odpady z górnictwa i hutnictwa zawierające metale, WWA w emisjach z wszystkich procesów wysokotemperaturowego spalania substancji organicznych lub niektóre

związki chloroorganiczne powstające przy produkcji pestycydów (1, 9, 16, 23).

Największe zagrożenia gleb zanieczyszczeniami antropogenicznymi występują w regionach o największej emisji zanieczyszczeń pyłowych do atmosfery (11, 23, 25, 32, 40). Rozkład zagrożeń pomiędzy poszczególnymi regionami jest przeważnie zróżnicowany, a ich poziom zależy od rodzaju i charakterystyki źródeł takich jak transport, zrzuty ścieków, emisje zanieczyszczeń do powietrza, jakość i dawki nawozów mineralnych, osadów ściekowych, obornika i innych odpadów organicznych stosowanych w celach nawozowych, itp. (11, 37). Emisja zanieczyszczeń z tych źródeł jest procesem powolnym, jednak zachodzącym stale, co prowadzi do stopniowej ich akumulacji w glebach, a wynikający stąd poziom degradacji chemicznej gleb jest przeważnie odwrotnie proporcjonalny do ich pojemności sorpcyjnej (piaski > gliny > gleby organiczne) (11, 37). Pewne ładunki zanieczyszczeń wiążą się z wykorzystaniem osadów ściekowych w rolnictwie, chociaż system obowiązujących przepisów ogranicza dawki metali wprowadzane z osadami (11, 37, 38). Zagrożenie zanieczyszczeniami związane może być także z zrzutami nieoczyszczonych ścieków z przemysłu, które mają potencjalny wpływ na stan chemicznej degradacji gleb położonych w dolinach rzecznych (37). Gleby w dolinach rzecznych są poza tym zagrożone dodatkowym napływem zanieczyszczeń w wyniku okresowych powodzi; jest to szczególnie niebezpieczne w rejonach położonych w pobliżu źródeł emisji zanieczyszczeń takich jak zakłady przemysłowe i składowiska odpadów, natomiast w rejonach rolniczych takiego zagrożenia nie stwierdzano (15, 26).

### **Kryteria oceny jakości gleb pod względem ich zanieczyszczenia**

Standardy jakości stosowane są powszechnie na świecie w celu ochrony poszczególnych elementów środowiska (powietrza, wód, gleb i osadów) oraz zdrowia człowieka przed szkodliwym wpływem substancji chemicznych uwalnianych do środowiska w wyniku działalności człowieka (33). W większości przypadków kryteria te odnoszą się do dawek lub stężeń w środowisku, poniżej których nie powinno wystąpić zagrożenie. Standardy jakości dla powietrza i wody opracowano już wiele lat temu, natomiast ustalanie kryteriów jakości dla środowiska glebowego jest zagadnieniem stosunkowo nowym i skomplikowanym (3). Niemniej wymierne i skwantyfikowane informacje o stanie zanieczyszczenia gleb są niezbędne przy podejmowaniu wielu decyzji na szczeblu państwowym i lokalnym takich jak redukcja emisji zanieczyszczeń, wprowadzanie nowych substancji chemicznych na rynek, użytkowanie gruntów, metody uprawy, remediacja gleb zanieczyszczonych i inne (17, 33).

Ze względu na ogromną ilość czynników warunkujących efekty oddziaływania zanieczyszczeń (warunki klimatyczne, fizykochemiczne i biologiczne właściwości gleby, historia zanieczyszczenia, sposób wykorzystania terenu, zanieczyszczenia towarzyszące, rodzaje receptorów, drogi narażenia, itp.), które winny być brane pod uwagę przy ustalaniu norm dotyczących jakości gleb, istnieją duże różnice pomiędzy kryteriami obowiązującymi w różnych krajach (3). Różnią się także cele, jakie stawiane

są przez twórców poszczególnych systemów w zakresie ochrony środowiska. Tak więc te same dane mogą być oceniane w wysoce zróżnicowany sposób, a wynikające stąd ryzyko może być albo niedoszacowane albo przeceniane, prowadząc czasami do poważnych skutków ekonomicznych i socjalnych oraz planistycznych (3, 30, 33).

W kryteriach stosowanych w wielu krajach dąży się do pewnej „elastyczności” poprzez stosowanie zróżnicowanych limitów zawartości zanieczyszczeń uwzględniających stopień zagrożenia dla zdrowia człowieka i ekosystemu. Określane w tych systemach wartości graniczne oparte są na wynikach szeroko prowadzonych badań oceny ryzyka dla człowieka oraz badań ekotoksykologicznych - wyniki tych opracowań podawane są do publicznej wiadomości (2, 3, 33, 43). W niektórych systemach wartości graniczne podawane są z określonym poziomem ufności (95%, 99%) co do braku szkodliwości danej substancji w glebie dla ludzi i środowiska (3). Powszechniejsze jest jednak stopniowanie różnych wartości granicznych (17) od poziomów określanych jako „naturalny”, „nie stwarzający ryzyka”, lub „optymalny” (ang. *background value*, *threshold level*, *optimum level*, *target value*) poprzez poziomy oznaczające stan potencjalnego zagrożenia i wymagające kontroli ze względu na możliwość ryzyka (ang. *protective value*, *precautionary value*, *minimum soil quality*, *alert value*, *indicative level for serious contamination*), aż do wartości określających występowanie poważnego ryzyka i konieczność podjęcia akcji np. oczyszczania terenu (ang. *trigger value*, *intervention value*, *clean-up value*, *action level*). W wielu przypadkach kryteria jakości gleb dostosowane są do sposobu ich użytkowania (3, 12, 17, 18, 36) W niektórych systemach brane są także pod uwagę właściwości gleb (np. zawartość substancji organicznych lub skład granulometryczny), które mogą wpływać na biodostępność zanieczyszczeń i możliwości ich przenikania do głębszych warstw gleby i wód gruntowych (3, 12, 17, 43). W takich przypadkach wartości graniczne odnoszą się do tzw. „gleby wzorcowej” o określonych właściwościach i przed dokonaniem oceny oznaczone zawartości zanieczyszczeń w glebach winny być znormalizowane w stosunku do tego „wzorca”. Przykładem jest powszechnie stosowany holenderski system oceny gleb (43).

Ze względu na wspomniane powyżej trudności, w Unii Europejskiej nie ma jednorodnego systemu klasyfikacji gleb pod względem zawartości zanieczyszczeń, a międzynarodowe organizacje normalizacyjne jak ISO (ang. *International Standardisation Organization*) lub CEN (fr. *Comité Européen de Normalisation*) koncentrują swe działania na przygotowywaniu norm określających metody oznaczania zawartości zanieczyszczeń i ich interpretacji, ale nie opracowują systemów klasyfikacji gleb pod względem poziomu ich zanieczyszczenia. Zgodnie z zasadami obowiązującymi w UE, kraje członkowskie winny stosować opracowane przez siebie (i ujęte przeważnie w akty prawne) systemy oceny jakości gleb pod względem poziomu ich zanieczyszczenia. Jednakże, jak już wspomniano, brak jednorodności w tym zakresie prowadzi często do nieporozumień, gdyż tereny klasyfikowane w jednym kraju jako nie zanieczyszczone z punktu widzenia ustawodawstwa innego państwa mogą budzić wątpliwości pod względem swojej jakości - i *vice versa* (3, 33).

## Kryteria oceny stanu zanieczyszczenia gleb w Polsce

Ocena zawartości zanieczyszczeń w glebach w Polsce, przedstawiana w dotychczasowych opracowaniach, materiałach literaturowych i raportach, dokonywana była w większości przypadków na podstawie dwóch systemów.

Pierwszy z nich opracowany w IUNG w Puławach ponad 20 lat temu obejmował początkowo tylko metale i siarkę (12a), a następnie został wzbogacony o ocenę zawartości WWA (12, 18). Wytyczne te - nie mające mocy prawnej, ale powszechnie stosowane w kraju do roku 2002 - oparte były na wynikach wieloletnich doświadczeń laboratoryjnych, wazonowych i polowych i odnosiły się do gleb wykorzystywanych rolniczo oraz brały pod uwagę głównie ochronę zdrowia człowieka. Zaproponowano tu podział gleb na kilka klas w zależności od zawartości zanieczyszczeń i możliwości ich przechodzenia do łańcucha żywieniowego człowieka (poprzez rośliny) – tabela 1.

Tabela 1

System oceny gleb użytkowanych rolniczo pod względem zanieczyszczenia metalami opracowany w IUNG w Puławach – przykład dla kadmu (wg. 12)

Metal	Grupa gleb	Klasa zanieczyszczenia gleb					
		0	I	II	III	IV	V
		Maksymalna dopuszczalna zawartość (mg·kg <sup>-1</sup> )					
Cd	ag	0,3	1,0	2,0	3,0	5	>5
	bg	0,5	1,5	3,0	5,0	10	>10
	cg	1,0	3,0	5,0	10,0	20	>20

0 – gleby nie zanieczyszczone; I – gleby o podwyższonej zawartości metali; II – gleby słabo zanieczyszczone; III – gleby średnio zanieczyszczone; IV – gleby silnie zanieczyszczone; V – gleby bardzo silnie zanieczyszczone. ag – gleby bardzo lekkie i lekkie gleby kwaśne; bg – gleby lekkie i kwaśne gleby średnio lekkie; cg – gleby średnio ciężkie i ciężkie oraz gleby mineralno-organiczne i organiczne

Przyjęte wartości graniczne określały maksymalną dopuszczalną zawartość zanieczyszczeń dla danej klasy zanieczyszczenia z uwzględnieniem podstawowych właściwości gleby decydujących o dostępności wybranych metali ciężkich i WWA w ekosystemie glebowym (tab.1). Był to jeden z nielicznych systemów klasyfikacji gleb pod względem zawartości zanieczyszczeń w pewnym stopniu „wybiegający w przyszłość” ze względu na próby uwzględniania wpływu właściwości gleb na biodostępność metali (12, 31). W klasyfikacji gleb zanieczyszczonych przez WWA uwzględniano zawartość 13 związków z tej grupy ( $\sum 13\text{WWA}$ ) znormalizowaną w stosunku do gleby wzorcowej (2% substancji organicznych) i stosowano podział gleb na 6 klas o różnym poziomie zanieczyszczenia (12). Podział ten po opublikowaniu na forum międzynarodowym (18) wykorzystywany był także w opracowaniach zagranicznych.

W 2002 roku wprowadzono w Polsce uregulowania prawne w formie „Rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi” (4), w którym określono dopuszczalną zawartość (DZ)

zanieczyszczeń w glebie (48 substancji i pierwiastków), której przekroczenie powoduje zaliczenie gleby do zanieczyszczonych (tzw. standardy jakości gleby). Przyjęto tu podział gleb wyłącznie na 2 klasy: gleby nie zanieczyszczone i gleby zanieczyszczone. Rozporządzenie (4) nie uwzględnia właściwości gleby, ale wprowadza zróżnicowane wartości graniczne zawartości zanieczyszczeń w zależności od sposobu użytkowania gruntu oraz głębokości warstwy (tab. 2).

Tabela 2

System oceny gleb zgodny z Rozporządzeniem Ministra Środowiska (4) –  
przykład dla kadmu, WWA i DDT.

Zanieczyszczenie	Grupa A*	Grupa B*				Grupa C*				
		Głębokość warstwy (m)								
		0-0.3	0.3-15.0		>15		0-2		2-15	
		Przewodność hydrauliczna (m s <sup>-1</sup> )								
			>1·10 <sup>-7</sup>	<1·10 <sup>-7</sup>	>1·10 <sup>-7</sup>	<1·10 <sup>-7</sup>		> 1·10 <sup>-7</sup>	< 1·10 <sup>-7</sup>	
(mg kg <sup>-1</sup> )										
Cd	0.75	1	3	6	3	10	15	6	20	
∑ 9WWA	1	1	20	40	20	200	250	20	200	
∑3DDT	0.0025	0.025	0.025	4	0.025	4	0.25	0.025	4	

\*) sposób użytkowania gruntów.

W systemie tym przyjęto następujące sposoby użytkowania gruntów:  
Grupa A – nieruchomości gruntowe wchodzące w skład obszaru poddanego ochronie na podstawie przepisów ustawy Prawo wodne; obszary poddane ochronie na podstawie przepisów o ochronie przyrody. Grupa B – grunty zaliczane do użytków rolnych z wyłączeniem gruntów pod stawami i rowami, grunty leśne oraz zadrzewione i zakrzewione, nieużytki, a także grunty zabudowane i zurbanizowane z wyłączeniem terenów przemysłowych, użytków kopalnych oraz terenów komunikacyjnych. Grupa C – tereny przemysłowe, użytki kopalne, tereny komunikacyjne.

Według Rozporządzenia (4) za glebę lub ziemię zanieczyszczoną uznać należy taką, w której stwierdzono przekroczenie standardów (dopuszczalnych zawartości – DZ) dla co najmniej jednej substancji – jest to więc zalecenie wysoce restrykcyjne. Gleby takie należy poddać rekultywacji (z pominięciem sytuacji, gdy przekroczenie DZ w badanej glebie lub ziemi wynika z naturalnie wysokiej zawartości danego zanieczyszczenia w środowisku). Kryteria wyboru w/w standardów nie są znane. Szczegółowe informacje z zakresu praktycznego wdrażania Rozporządzenia (4) podano w opracowanej przez IUNG i wydanej przez Państwową Inspekcję Środowiska publikacji „*Wyznaczanie obszarów, na których przekroczone są standardy jakości gleb*” (38).

Ze względu na liczne uwagi krytyczne ze strony środowisk naukowych oraz potencjalnych użytkowników i wykonawców, Ministerstwo Środowiska ogłosiło w roku 2013 przetarg na opracowanie wytycznych do nowelizacji w/w Rozporządzenia (4).

### **Bazy danych IUNG-PIB z zakresu zawartości zanieczyszczeń chemicznych w glebach użytkowanych rolniczo w Polsce**

IUNG-PIB w Puławach dysponuje najobszerniejszą bazą danych o stanie zanieczyszczenia gleb użytkowanych rolniczo w Polsce. Celem niniejszego opracowania jest przedstawienie wyników najważniejszych badań prowadzonych w IUNG-PIB w ostatnim 20-leciu z zakresu oceny zawartości podstawowych zanieczyszczeń chemicznych w glebach użytkowanych rolniczo w kraju. Najwięcej informacji zostało zgromadzonych podczas realizacji dwóch programów:

- Program I „Ocena zawartości metali ciężkich w glebach rolniczych w Polsce” obejmował 48 600 punktów pobierania próbek glebowych na terenach użytkowanych rolniczo w całym kraju. Badania prowadzono w latach 1992-1997 na zlecenie Ministerstwa Rolnictwa. Wykonawcami były Stacje Chemiczno-Rolnicze oraz IUNG. Oznaczano 10 parametrów obejmujących podstawowe właściwości gleb i zawartości 5 metali.
- Program II „Monitoring chemizmu gleb ornych Polski” obejmuje 216 punktów pobierania próbek glebowych na terenie gruntów ornych w całym kraju. Badania prowadzone są w układzie 5-cio letnim (1995, 2000, 2005 i 2010). Stan gleb oceniany jest na podstawie oznaczeń ponad 50 parametrów obejmujących szczegółowe właściwości chemiczne i fizykochemiczne gleb oraz zawartość zanieczyszczeń (15 metali i 16 związków z grupy WWA). Wykonawcą jest IUNG-PIB.

Wyniki obydwu programów przedstawiane były w ostatnim 15-leciu na forum krajowym i międzynarodowym, w szeregu referatów, publikacji, opracowań i raportów. Poza tym, informacje z realizacji poszczególnych etapów programu „Monitoring chemizmu gleb ornych w Polsce” publikowane były w kolejnych latach w ramach wydawnictw Biblioteki Monitoringu Środowiska (32, 39, 40). Szczegółowe wyniki dla poszczególnych punktów badawczych w latach 1995 - 2005 dostępne są na stronie internetowej Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska: [http://www.gios.gov.pl/monitoring\\_gleb\\_ornych/index.php](http://www.gios.gov.pl/monitoring_gleb_ornych/index.php), a podsumowanie całości badań w latach 1995 - 2010 na stronie internetowej [http://www.gios.gov.pl/chemizm\\_gleb/](http://www.gios.gov.pl/chemizm_gleb/).

Poza wynikami w/w programów baza danych IUNG z zakresu zanieczyszczenia gleb opiera się na wynikach badań prowadzonych w wybranych rejonach kraju, które były realizowane w ramach projektów własnych IUNG, programów wieloletnich IUNG-PIB, projektów Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego i Ministerstwa Rolnictwa oraz zleceń organów administracji państwowej i innych. Zasoby informacyjne IUNG-

PIB z zakresu zanieczyszczenia gleb użytków rolnych wykorzystywane były w wielu programach i ekspertyzach istotnych dla całej gospodarki krajowej takich jak np. wyznaczanie obszarów problemowych rolnictwa (OPR).

### Ocena zawartości metali w glebach użytkowanych rolniczo w Polsce

Badania koncentrujące się na zagadnieniach związanych z obecnością metali i pierwiastków śladowych w glebach oraz ocenie wynikających stąd zagrożeń stanowiły jeden z wcześniejszych etapów prac badawczych IUNG w zakresie zanieczyszczenia gleb. Pierwiastki stwarzające wysokie zagrożenie dla środowiska to przede wszystkim kadm, rtęć, ołów, miedź i cynk, a w następnej kolejności molibden, żelazo i mangan (11, 13, 29, 32) Metale, które dostają się do gleb jako zanieczyszczenia chemiczne są właściwie nieusuwalne – mogą zmieniać się tylko formy ich występowania (tworzenie innych związków chemicznych, silniejsze wiązanie z glebą prowadzące do ich „unieruchamiania”) (13). Niewielkie ilości tych pierwiastków mogą być też pobierane z gleby przez rośliny; proces ten z jednej strony stanowi zagrożenie dla jakości płodów rolnych, a z drugiej bywa wykorzystywany w celu oczyszczania gleb o niewielkim poziomie zanieczyszczenia metalami w procesach fitoekstrakcji oraz fitostabilizacji (13, 37).

Tabela 3

Ocena poziomu zanieczyszczenia gleb użytkowanych rolniczo w Polsce przez wybrane metale wg. systemu klasyfikacji IUNG dla gleb użytkowanych rolniczo.

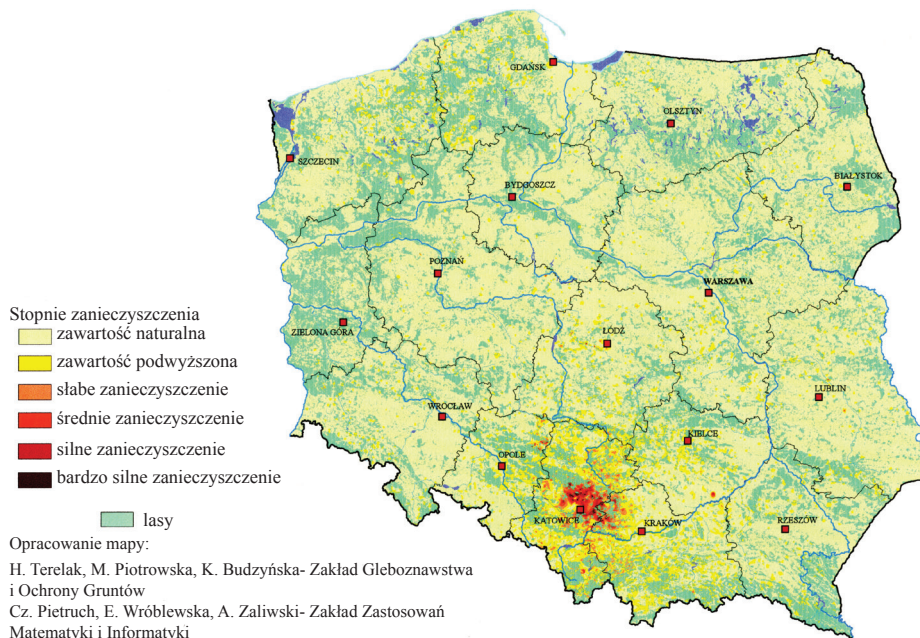
Metal	Zawartość		Procentowy udział gleb w poszczególnych klasach zanieczyszczeń							
	Średnia mg kg <sup>-1</sup>	Zakres	0	I	II	III	IV	V	(0-I)	(II-V)
									Niezanieczyszczone	Zanieczyszczone
Cd	0,2	0,01-50	88,2	10,0	1,2	0,3	0,2	0,1	98,2	1,8
Cu	7	0,2-293	97,5	2,2	0,2	0	0,1	0	99,7	0,3
Ni	6	0,1-328	94,7	4,9	0,4	0	0	0	99,6	0,4
Pb	14	0,1-1723	97,2	2,3	0,3	0,2	0	0	99,5	0,5
Zn	33	0,5-2838	88,0	10,6	1,2	0,2	0	0	98,6	0,4

Źródło: zmodyfikowane wg. (41)

Ocenę zawartości metali w glebach użytkowanych rolniczo na podstawie wyników programu „Ocena zawartości metali ciężkich w glebach rolniczych w Polsce” (lata 1992-1997) dokonaną na podstawie wytycznych IUNG przedstawiono w tabeli 3. Z danych tych wynika, że co najmniej 98% badanych gleb użytkowanych rolniczo można uznać za nie zanieczyszczone przez metale i nie stwarzające zagrożenia pod względem możliwości przechodzenia metali do roślin - zgodnie z zasadami systemu oceny IUNG (13)

Zastosowanie kryteriów aktualnie obowiązujących w Polsce (4) do oceny danych przedstawionych w tabeli 3, wykazało, że ponad 99 % wszystkich gleb użytkowanych rolniczo w Polsce w latach 1992-1997 można zaliczyć do nie zanieczyszczonych cynkiem, kadmem, ołowiem, miedzią i niklem. Jako przykład, na rysunku 1 przedstawiono przestrzenną ocenę zawartości kadmu w warstwie powierzchniowej

gleb użytkowanych rolniczo w latach 1992-1997. Największa koncentracja gleb zanieczyszczonych występowała na terenie województwa śląskiego, w którym 21,5 % gleb użytkowanych rolniczo zostało ocenionych jako zanieczyszczone kadmem (II – V klasa zawartości wg. wytycznych IUNG), w tym 4 % to gleby silnie lub bardzo silnie zanieczyszczone (41).



#### STAN ZANIECZYSZCZENIA GLEB KADMEM

Rysunek 1. Przestrzenna ocena stanu zanieczyszczenia gleb użytkowanych rolniczo kadmem (dane z lat 1992-1997), (n=48 600)

Wyniki badań monitoringowych realizowanych w latach 1995-2010 prowadziły do podobnych wniosków o ogólnie niskim stopniu zanieczyszczenia gleb ornych w Polsce metalami. Po przeprowadzeniu szczegółowej oceny wyników uzyskanych w poszczególnych latach (1995, 2000, 2005 i 2010) nie stwierdzono istotnego statystycznie wzrostu zawartości poszczególnych metali w glebach ornych Polski i potwierdzono, że poziom zanieczyszczenia badanych gleb w okresie 15 lat objętych monitoringiem nie uległ zasadniczej zmianie (32) – tabela 4.

Ocena oparta na systemie opracowanym w IUNG wskazuje, że uprawa roślin na terenach obejmujących 98 % gruntów ornych w kraju nie stwarza niebezpieczeństwa przenoszenia metali do łańcucha żywieniowego człowieka.

Tabela 4

Udział gleb klasyfikowanych jako nie zanieczyszczone (klasa 0-I) i zanieczyszczone (klasy II-V) zgodnie z wytycznymi IUNG (13), wyniki Monitoringu gleb ornych w Polsce (1995-2010).

Pierwiastek	Klasa	Udziały procentowe w poszczególnych latach			
		1995	2000	2005	2010
Kadm	0 - I	98.1	97.7	99.1	98.6
	II - V	1.9	2.3	0.9	1.4
Ołów	0 - I	99.1	98.6	98.6	98.6
	II - V	0.9	1.4	1.4	1.4
Cynk	0 - I	98.6	98.1	98.6	98.6
	II - V	1.4	1.9	1.4	1.4

Źródło: Zmodyfikowane wg. (32).

W tabeli 5 porównano ocenę zawartości kadmu, ołowiu i cynku w badanych glebach na podstawie trzech systemów: IUNG (13), Rozporządzenia Ministra Środowiska (4) i regulacji prawnych stosowanych w Holandii (43).

Tabela 5

Ocena zawartości wybranych metali ciężkich w glebach gruntów ornych w Polsce – wyniki Monitoringu gleb ornych Polski z 1995 r.

Metal	GM (mg kg <sup>-1</sup> )	Procent całości					
		System IUNG (13)		Rozporządzenie (4)		Kryteria holenderskie (43)	
		0-I	II-V	< standardu	> standardu	<O.V.	>O.V.
Cd	0.26	98,6	1,4	99,1	0,9	92,1	7,9
Pb	14.5	98,6	1,4	99,1	0,9	98,6	1,4
Zn	36.0	98,6	1,4	98,6	1,4	95,8	4,2

GM- średnia geometryczna, O.V. – zawartość optymalna (optimum value) wg. VROM (43).

Źródło: opracowanie własne na podstawie (39)

Przedstawione dane wskazują na dużą zbieżność wszystkich sposobów oceny poziomu zanieczyszczenia gleb, pewne różnice zaobserwowano tylko w przypadku kadmu: przy zastosowaniu kryteriów holenderskich (43) udział gleb nie zanieczyszczonych był niższy o około 6 % niż przy ocenie opartej na kryteriach polskich (4,13). Niemniej z wszystkich ocen wynika, iż co najmniej 90 % gleb ornych w Polsce można uznać za nie zanieczyszczone kadmem. Dla ołowiu wartości te są nieco wyższe i utrzymują się na poziomie 98 %, a dla cynku w granicach 96-98%. Biorąc pod uwagę, że układ punktów badawczych w programie monitoringu gleb ornych Polski zaplanowany był z szczególnym uwzględnieniem terenów narażonych na wpływ zanieczyszczeń (39), uzyskane wyniki można uznać za bardzo optymistyczne. O niskiej ogólnej zawartości metali w glebach Polski (z wyjątkiem niektórych rejonów południowych kraju) można też wnioskować na podstawie informacji przestrzennych zawartych w „Atlasie geochemicznym Polski” wydanym w 1995 r. przez Państwowy Instytut Geologiczny (16a). Należy też podkreślić, że przekroczenie dopuszczalnej

zawartości metali w glebie nie musi być zawsze skutkiem zanieczyszczenia z źródeł antropogenicznych, ale może wynikać z ich naturalnie wysokiej zawartości (np. występowania wychodni skał rudonośnych) (16a, 29, 38). Poza badaniami monitoringowymi w skali kraju, ocena zawartości metali w glebach użytkowanych rolniczo w Polsce była prowadzona w IUNG dla wybranych rejonów takich jak woj. podlaskie, śląskie i dolnośląskie (materiały nie publikowane), dla obszarów o szczególnym oddziaływaniu górnictwa takich jak gmina Tarnowskie Góry (31) lub terenów narażonych na zagrożenia powodziowe takich jak gmina Wilków (26).

Gleby z terenów miejskich charakteryzują się wyższą zawartością metali; głównym czynnikiem determinującym zanieczyszczenia na tych obszarach jest komunikacja, a w miastach wysoce uprzemysłowionych – lokalne zakłady przemysłowe (36). Prace badawcze IUNG w tym zakresie obejmowały gleby terenów miejskich Puław (21) Warszawy, Łodzi, Mysłowic, Tarnowskich Gór, Wrocławia i inne (dane nie publikowane). Szersze informacje dotyczące stanu zanieczyszczenia gleb dla poszczególnych miast Polski dostępne są w publikacji „Atlas zanieczyszczenia gleb miejskich” wydanej w 2003 r. przez Państwowy Instytut Geologiczny (43).

Oddziaływanie metali zależy nie tylko od ich całkowitej zawartości w glebie, ale od ich dostępności dla organizmów oraz mobilności (13, 31, 37). W badaniach S i e b i e l c a (31) prowadzonych w rejonie Tarnowskich Gór, nie stwierdzono ścisłej zależności pomiędzy ogólną zawartością metali, a ich biodostępnością – większość metali na terenach historycznie narażonych na wpływ hutnictwa cynku i ołowiu występowała w formach słabo rozpuszczalnych. Należy jednak zaznaczyć, że z reguły najwyższe zawartości metali spotykane były w glebach o odczynie obojętnym lub alkalicznym i dużej pojemności sorpcyjnej, co determinowało ich niską mobilność i biodostępność (31).

Ocena niewielkiego zagrożenia gleb użytkowanych rolniczo w Polsce przez zanieczyszczenie metalami znajduje swoje odzwierciedlenie w wynikach obszernych badań zawartości tych pierwiastków w zbożach i innych płodach rolnych z obszaru kraju, w których potwierdzono niski poziom ich zanieczyszczenia (27, 28).

### **Ocena zawartości zanieczyszczeń organicznych w glebach użytkowanych rolniczo**

Zanieczyszczenia organiczne mogą obejmować bardzo szeroką gamę substancji występujących w środowisku w zróżnicowanych ilościach i pochodzących z wielu źródeł. Najistotniejsze znaczenie mają tzw. trwałe zanieczyszczenia organiczne – TZO (ang. *persistent organic pollutants – POPs*) – związki charakteryzujące się stosunkowo długim czasem półtrwania i własnościami toksycznymi (9, 10). W celu ochrony środowiska przed szkodliwym wpływem tych związków opracowano w 2004 tzw. Konwencję Sztokholmską (ang. *The Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants*), którą podpisała większość krajów europejskich włączając Polskę (16). Celem Konwencji jest ograniczanie produkcji, emisji i stosowania POPs. Początkowy

akt Konwencji obejmował 12 podstawowych związków (ang. *aldrin, endrin, dieldrin, chlordane, DDT, heptachlor, mirex, toxaphen, hexachlorobenzen, PCB, dioxins, furans*), niemniej lista ta jest w sposób ciągły rozszerzana i uzupełniana (16).

Najczęściej oznaczanymi zanieczyszczeniami organicznymi powstającymi w wszystkich procesach niepełnego spalania substancji organicznych – a więc odzwierciedlającymi w dużym stopniu zagrożenia środowiska glebowego związane z emisjami przemysłowymi (22, 23) – są WWA. Grupa WWA obejmuje ponad sto związków o bardzo zróżnicowanych właściwościach, jednakże w praktyce oznacza się przeważnie kilka lub kilkanaście z nich – najczęściej 16 węglowodorów zgodnie z zaleceniami US Environmental Protection Agency (24). Poza WWA oznaczenia zanieczyszczeń organicznych w glebach obejmują często związki z grupy polichlorowanych bifenyli (PCB) oraz pestycydy takie jak DDT i HCH.

### Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne – WWA

Ocena zawartości WWA w glebach Polski była objęta badaniami zarówno na poziomie lokalnym (18, 19, 20, 21, 26) jak i krajowym (22, 23, 24, 25). Prace badawcze w skali kraju obejmowały obszar gruntów ornych na terenach użytkowanych rolniczo w Polsce i realizowane były w IUNG w Puławach przede wszystkim w ramach programu „*Monitoring chemizmu gleb ornych Polski*” w latach 1995-2010 (32, 39, 40). W skali regionalnej zawartość WWA w glebach na obszarach rolniczych oddalonych od źródeł emisji tych związków w Europie jest stosunkowo wyrównana i kształtuje się na poziomie około 200 µg/kg; potwierdziły to badania prowadzone w IUNG w latach 1992-1996 na obszarze gmin Puławy i Wilków (woj. lubelskie) (19, 21). W badaniach tych nie stwierdzono, aby termin pobierania próbek (wiosna lub jesień) w istotny sposób wpływał na zawartość WWA w glebie. Istotne znaczenie miał natomiast sposób użytkowania terenu: zawartość tych związków w glebach na terenie gruntów ornych była do 2 razy niższa niż na obszarze użytków zielonych (21). Późniejsze badania na terenie gminy Wilków nie wykazały, aby gwałtowna powódź, jak nastąpiła w roku 2010, spowodowała wzrost zawartości WWA w glebach na tym obszarze (26).

Wyniki badań zawartości  $\sum 9\text{WWA}$ , zgodnie z wymaganiami Rozporządzenia Ministra Środowiska (4), w skali ogólnokrajowej dla gleb ornych podsumowano w przekroju 15-letnim w tabeli 6. Nie stwierdzono istotnych statystycznie zmian w zawartości tych związków w badanym okresie, a niewielkie różnice związane są najprawdopodobniej z modyfikacją metodyki analitycznej. Średnia zawartość WWA opisana medianą wynosiła 208-300 µg kg<sup>-1</sup>, co odpowiada danym dla innych krajów europejskich (22)

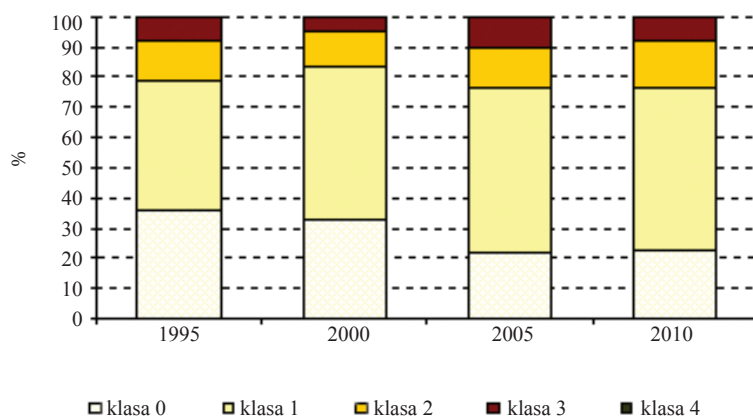
Tabela 6

Statystyczna ocena zawartości  $\Sigma$ 9WWA w glebach ornych Polski (n=216) w kolejnych latach realizowania programu Monitoring chemizmu gleb ornych Polski (32).

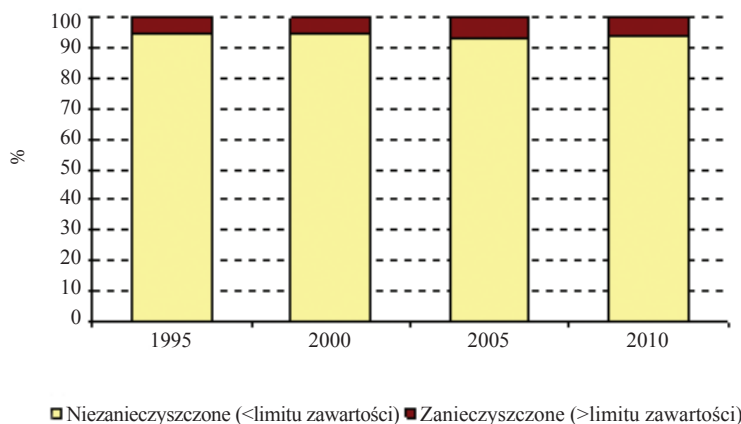
Parametr statystyczny	Zawartość $\Sigma$ 9WWA w glebach w latach			
	1995	2000	2005	2010
	(μg kg <sup>-1</sup> )			
Średnia arytmetyczna	365	364	410	408
Mediana	208	215	260	300
Odchylenie standardowe	593	586	517	454
Minimum	51	55	48	61
Maksimum	7322	7262	4852	4095
Dolny kwartyl	134	137	168	180
Górny kwartyl	419	403	467	454

Źródło: opracowanie własne

Na rysunkach 2 i 3 pokazano oceny poziomu zanieczyszczenia badanych gleb przez WWA zgodnie z dwoma systemami: według wytycznych IUNG (13) oraz według aktualnie obowiązującego Rozporządzenia Ministra Środowiska (4). Według kryteriów IUNG (13) jako zanieczyszczone przez WWA można zakwalifikować 6- 10% gleb, a kolejne 10-12% jako gleby o podwyższonej zawartości tych związków. Według Rozporządzenia (4) gleby zanieczyszczone stanowią 4-8% ogólnego zbioru danych. Większość punktów badawczych zakwalifikowanych jako zanieczyszczone koncentrowała się na terenach położonych w pobliżu źródeł emisji tych związków.



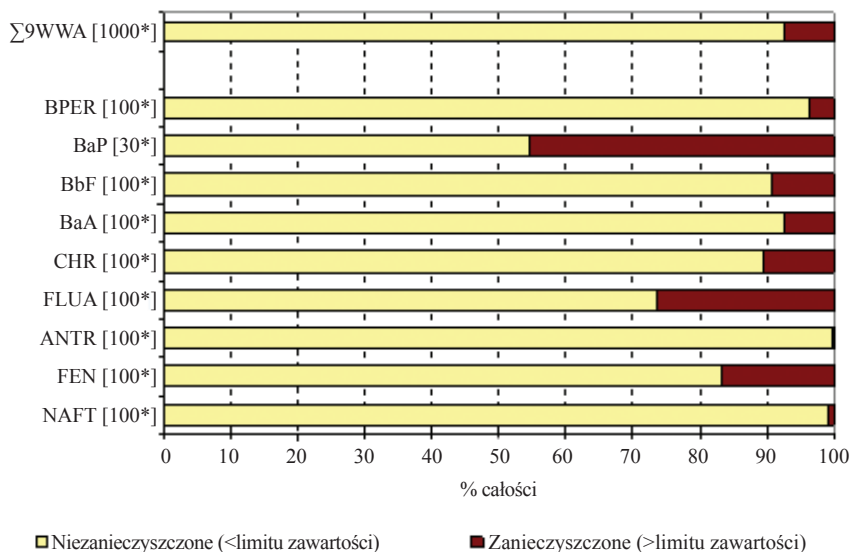
Rysunek 2. Ocena poziomu zanieczyszczenia przez WWA gleb ornych w Polsce w poszczególnych latach realizacji programu Monitoring chemizmu gleb ornych Polski (32), wg. wytycznych IUNG (13). Klasy 0+1 obejmują gleby nie zanieczyszczone, a klasa 2 to gleby o podwyższonej zawartości WWA



Rysunek 3. Ocena poziomu zanieczyszczenia przez WWA gleb ornych w Polsce w poszczególnych latach realizacji programu Monitoring chemizmu gleb ornych Polski (32) wg. Rozporządzenia (4) Źródło: opracowanie własne.

Wytyczne IUNG odnosiły się do sumy 13 związków z grupy WWA (13, 18), natomiast w Rozporządzeniu Ministra Środowiska (4) określono wartości graniczne nie tylko dla sumy 9 wybranych WWA, ale również dla indywidualnych związków z tej grupy. Przykład takiej oceny przedstawiono na rysunku 4. Opierając się na tej ocenie, należałoby wnioskować, że około 45% gleb ornych w kraju jest zanieczyszczonych przez benzo(a)piren - wysoce kancerogenny związek z grupy WWA (24). Ocena ta wynika głównie z bardzo restrykcyjnych kryteriów przyjętych w polskich regulacjach prawnych. Zastosowanie systemów oceny gleb obowiązujących w innych krajach jak np. Holandii (43) lub w Kanadzie (3) wskazuje, że poziom zanieczyszczenia gleb Polski benzo(a)pirenem nie odbiega od wartości określonych (rys. 4) dla jest całej grupy tych związków ( $\Sigma$ 9WWA) i nie przekracza 8% gleb ornych (24).

Bardziej szczegółowa analiza danych uzyskanych podczas badań monitoringowych, wykazała, że głównym źródłem WWA jest spalanie węgla i drewna (23), co pozostaje w zgodzie z faktem, że węgiel kamienny stanowi główne źródło energii w Polsce. Wykazano także istotne zróżnicowanie zawartości WWA w glebach z poszczególnych województw i stwierdzono, że podstawowym czynnikiem decydującym o zawartości tych zanieczyszczeń w glebach w skali regionalnej jest ich emisja w ujęciu historycznym (23, 25). Długotrwały wpływ zanieczyszczenia tymi związkami na ich obecny poziom w glebach miejskich potwierdzono także podczas badań zawartości WWA w glebach na obszarze miasta Puławy, gdzie tereny o historycznym zasiedleniu charakteryzowały się istotnie wyższym poziomem zanieczyszczenia niż dzielnice objęte nowoczesnym budownictwem (20).



Rysunek 4. Ocena poziomu zanieczyszczenia przez indywidualne związki z grupy WWA gleb ornych w Polsce wg. Rozporządzenia Ministra Środowiska (4) – dane z roku 2005

\* dopuszczalne zawartości w glebie wyrażone w  $\mu\text{g kg}^{-1}$ .

Źródło: opracowanie własne.

### Związki chloroorganiczne

W grupie zanieczyszczeń chloroorganicznych największe znaczenie mają polichlorowane bifenyle (PCB) oraz pestycydy takie jak DDT oraz HCH, których produkcja i stosowanie zostało prawnie ograniczone ponad 40 lat temu (14). Niemniej, ze względu na wyjątkową trwałość tych substancji w środowisku, ich pozostałości w glebie mogą stanowić do chwili obecnej istotny problem.

Wysocze trwałe i potencjalnie toksyczne PCB były w niewielkich ilościach produkowane w Polsce przed rokiem 1971 i szeroko stosowane w urządzeniach elektrycznych, jako media chłodzące, smary, środki impregnujące i uszczelniające, składniki farb i inne (1, 42). Ze względu na ich wykorzystywanie w przemyśle, stężenia PCB w glebach na obszarach rolniczych są przeważnie dużo niższe niż na terenach przemysłowych i miejskich (7, 14, 26a). Ocena statystyczna oznaczeń zawartości PCB w glebach ornych Polski (dane z roku 2005) przedstawiona jest w tabeli 7.

Tabela 7

Ocena statystyczna zawartości wybranych zanieczyszczeń chloroorganicznych  
w glebach ornym Polski (n=214)

Związki chemiczne	Mediana	Średnia arytmetyczna	SD	Minimum	Maksimum
	(µg kg <sup>-1</sup> )				
Σ7 PCB	0,72	1.62	6,73	0,2	82,89
γ-HCH	2,55	5.87	12,96	0,05	151,14
Σ3HCH	2,85	6.25	13,01	0,11	152,08
Σ3DDT	24,39	50.35	70,43	0,24	450,09

Źródło: Zmodyfikowane wg. (34).

Uzyskane wyniki były znacznie niższe, niż notowane na terenach zurbanizowanych w kraju (29) i odpowiadały danym dla gleb rolniczych w innych krajach europejskich. Zgodnie z kryteriami Rozporządzenia Ministra Środowiska (4), w którym dopuszczalną zawartość Σ7PCB w powierzchniowej warstwie gleb użytków rolnych określono na 20 µg kg<sup>-1</sup>, 98,6 % gleb ornym w Polsce nie jest zanieczyszczona tymi związkami; trzy punkty badawcze, w których zanotowano przekroczenia limitu były położone na obszarach wysoce uprzemysłowionych (34).

Pestycydy z grupy DDT i HCH (γ-HCH był głównym składnikiem insektycydu Lindanu) były przed rokiem 1970 szeroko stosowane w Polsce (1, 14). Znaczne ilości tych niewykorzystanych substancji zostały także zgromadzone w różnego typu mogilnikach, stanowiąc do dnia dzisiejszego potencjalne źródła zanieczyszczenia w skali lokalnej (8).

W związku z zaprzestaniem stosowania DDT zaobserwowano systematyczny spadek zawartości tego insektycydu w glebach Polski (11). Wg. danych Instytutu Ochrony Roślin w Poznaniu, średnia zawartość DDT w latach 1970-1992 zmniejszyła się od wartości 300 µg kg<sup>-1</sup> do 50 µg kg<sup>-1</sup> (11); ta druga wartość w przybliżeniu odpowiada wartościom podanym w tabeli 7. Według kryteriów Rozporządzenia Ministra Środowiska (4), połowa gleb ornym w Polsce wykazywała przekroczone dopuszczalne stężenie Σ3DDT (25 µg kg<sup>-1</sup>) (34, 35). Ponieważ podobny poziom pozostałości DDT notowano w glebach rolniczych innych krajów europejskich (10, 35) można przypuszczać, że zaobserwowane zanieczyszczenie gleb w naszym kraju przez DDT związane jest w dużym stopniu z dalekosiężnym transportem atmosferycznym tego związku, np. z terenów zwrotnikowych, gdzie wykorzystywany jest on do chwili obecnej w celu walki z malarią, do umiarkowanej strefy klimatycznej (10). Imisja zanieczyszczeń atmosferycznych to jeden z głównych powodów występowania DDT w glebach na całym świecie włączając w to obszary arktyczne, gdzie pestycyd ten nie był nigdy stosowany (10).

Jeszcze mniej korzystnie kształtuje się ocena pozostałości Lindanu w badanych glebach użytków rolnych, chociaż średnia ogólna zawartość  $\gamma$ -HCH jest o rząd wielkości niższa niż DDT i podobnie jak w przypadku tego ostatniego związku i kształtuje się na tym samym poziomie, co w innych krajach Europy (26a, 34, 35). Niemniej, zgodnie z kryteriami Rozporządzenia Ministra Środowiska (4) 93% próbek gleb z terenu gruntów ornych wykazuje zbyt wysoką zawartość ( $> 0.5 \mu\text{g kg}^{-1}$ ) tego insektycydu. Wynik tej oceny związany jest w pewnym stopniu z bardzo restrykcyjną wartością graniczną ustaloną w polskich przepisach prawnych (4); i tak np. ocena naszych gleb ornych oparta o kryteria obowiązujące w Kanadzie (2) pozwoliłaby na zaliczenie do grupy gleb nie zanieczyszczonych przez  $\gamma$ -HCH 88% gleb ornych Polski. Przyczyną wysokich stężeń  $\gamma$ -HCH w glebach ornych może być też wieloletnie wykorzystywanie tego insektycydu do ochrony ziarna siewnego, wraz z którym mógł być wprowadzany do gleb lub niekontrolowane stosowanie przeterminowanych zapasów Lindanu w niektórych rejonach kraju (26a).

Stężenia pozostałości obu pestycydów (DDT i  $\gamma$ -HCH) w glebach ornych Polski wykazują silne zróżnicowania regionalne. Warta podkreślenia jest obserwacja, że województwa, w których notowano wysokie zawartości DDT (np. mazowieckie lub podlaskie) charakteryzowały się równocześnie bardzo niskimi pozostałościami Lindanu (34, 35). Może to świadczyć o pozostałych do chwili obecnej skutkach obowiązującego ponad 30 lat temu systemu rozdzielczego dystrybucji środków ochrony roślin.

Oznaczenia zawartości innych pestycydów chloroorganicznych takich jak  $\alpha$ -HCH,  $\beta$ -HCH, aldrin, deldrin i endrin wykazały, że pozostałości tych związków w glebach ornych Polski są bardzo niskie (34) i w żadnym punkcie badawczym nie przekraczają wartości dopuszczalnych dla gleb użytków rolnych określonych w Rozporządzeniu (4). Nie zaobserwowano, aby intensywna powódź w środkowym biegu Wisły w roku 2010 wpłynęła na wzrost zawartości zanieczyszczeń chloroorganicznych w glebach wykorzystywanych rolniczo – w stosunku do innych rejonów kraju (26a).

### Podsumowanie

Ogólna zawartość zanieczyszczeń chemicznych (metali i związków organicznych) w glebach użytkowanych rolniczo w Polsce nie odbiega od poziomu notowanego w sąsiednich krajach europejskich. Badania monitoringowe w okresie ostatnich 20 lat nie wskazują na istotne zmiany zawartości metali lub WWA w glebach gruntów ornych w kraju. Podwyższone zawartości tych zanieczyszczeń notowane są głównie na obszarach o silnym oddziaływaniu antropopresji (emisje przemysłowe, hutnictwo i kopalnictwo, szlaki komunikacyjne, tereny zurbanizowane). W przypadku pozostałości pestycydów chloroorganicznych takich jak DDT i HCH obserwowane

są przede wszystkim zróżnicowania regionalne wynikające z jednej strony z długotrwałych efektów scentralizowanego systemu rozdziału środków ochrony roślin w okresie przed rokiem 1980, a z drugiej – z różnic w intensywności rolnictwa i sposobie wykorzystania gruntów w poszczególnych województwach. Ocena poziomu zanieczyszczenia metalami oraz WWA gleb ornych w Polsce dokonana na podstawie systemu klasyfikacji tych gleb opracowanego w IUNG w Puławach (13) oraz na podstawie aktualnych regulacji prawnych (4) wskazuje, że co najmniej 90 % tych gleb można uznać za nie zanieczyszczone i nie stwarzające zagrożenia zanieczyszczenia dla zdrowia człowieka. W przypadku zanieczyszczeń organicznych takich jak BaP, DDT i  $\gamma$ -HCH wysoki odsetek gleb kwalifikowanych jako zanieczyszczone tymi związkami na podstawie Rozporządzenia Ministra Środowiska (4) wynika głównie z bardzo niskich limitów zastosowanych w polskich regulacjach prawnych, które nie są oparte na uzasadnionych przesłankach naukowych wynikających z oceny ryzyka ekotoksykologicznego i ryzyka dla zdrowia człowieka. Zawartość pozostałości innych pestycydów chloroorganicznych takich jak  $\alpha$ -HCH,  $\beta$ -HCH, aldrin, deldrin i endrin w glebach ornych Polski jest bardzo niska i nie stanowi zagrożenia.

## Literatura

1. B o j a k o w s k a I., G l i w i c z T.: Pestycydy chloroorganiczne i polichlorowane bifenyle w osadach rzecznych w Polsce. *Przegląd Geologiczny*, 2005, **53**: 649-655.
2. Canadian Council of the Ministers of The Environment (CCME). Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health, DDT (Total). 1999.
3. C a r l o n C., D` A l e s s a n d r o M., S w a r t j e s F.: Derivation methods of soil screening values in Europe. A review and evaluation of national procedures towards harmonisation. In Carlon C. (Ed). JRC Scientific and Technical Report EUR 22805 EN – 2007. Luxemburg: Office for Official Publications of the European Communities. 2007.
4. Dz. U. Nr 165, poz. 1359. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 roku w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi. 2002.
5. Dz.U. nr 85, poz 801. Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 16 kwietnia 2004 r. w sprawie najwyższych dopuszczalnych poziomów pozostałości chemicznych środków ochrony roślin, które mogą znajdować się w środkach spożywczych lub na ich powierzchni.
6. DzUUE (Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej), L 364/5 z dnia 20.12.2006. Rozporządzenie Komisji (WE) nr 1881/2006 z dnia 19 grudnia 2006 r. ustalające najwyższe dopuszczalne poziomy niektórych zanieczyszczeń w środkach spożywczych. 2006.
7. F a l a n d y s z J., B r u d n o w s k a B., K a w a n o M., W a k i m o t o T.: Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in soils from Southern Part of Poland. *Archives Environ. Contam. Toxicol.* 2001, **40**: 173-178.
8. G a ł u s z k a A., M i g a s z e w s k i Z. M., M a n e c k i P.: Pesticide burial grounds in Poland: A review. *Environ. International*, 2011, **37**: 1265- 1272.
9. G u s e v A., M a n t s e v a E., R o z o v s k a y a O., S h a t a l o v V., S o k o v y h V., A a s W.: Persistent Organic Pollutants in the Environment. EMEP Status Report 3/2009. 2009.

10. Holoubek I., Dušek L., Sáňka M., Hofman J., Čupr P., Jarkovský J., Zbiral J., Klánová J.: Soil burdens of persistent organic pollutants – Their levels, fate and risk. Part I. Variation of concentration ranges according to different soil uses and locations. *Environ. Poll.* 2009, **157**: 3207-3217.
11. Ilnicki P. *Polskie Rolnictwo a Ochrona Środowiska*, Wyd. AR im A. Cieszkowskiego w Poznaniu, 2004. ss. 481.
- 12a. Kabata-Pendias A., Motowicka-Terelak T., Piotrowska M., Terelak H., Witek T.: Ocena stopnia zanieczyszczenia gleb i roślin metalami ciężkimi i siarką. Ramowe wytyczne dla rolnictwa. IUNG, P(53), Puławy, 1993, ss.20.
12. Kabata-Pendias A., Piotrowska M., Motowicka-Terelak T., Maliszewska-Kordybach B., Filipiak K., Krakowiak A., Pietruch Cz.: Podstawy oceny chemicznego zanieczyszczenia gleb; metale ciężkie, siarka i WWA, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 1995, ss.41.
13. Kabata-Pendias A.: *Trace Elements in Soils and Plants*. CRC Press, Boca Raton, London, New York, Washington, D.C., 2011.
14. Kawano M., Brudnowska B., Falandyś J., Wakimoto T.: Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in soils in Poland. *Roczniki PZH*, 2000, **51**: 15-28. [in Polish]
15. Klimkowicz-Pawlas A., Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B.: Application of preliminary stage of risk assessment procedure for agricultural soils: area affected by flood as a case study. *J. Food, Agriculture and Environment*, 2012, **10**: 675-680.
- 16a. Lis J., Pasieczna A.: *Atlas geochemiczny Polski 1:2500 000*. Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa, 1995, 34 ss..
16. Konwencja Sztokholmska, 2002, [http://www.mos.gov.pl/2strony\\_tematyczne/ochrona\\_powietrza/konwencje\\_ekologiczne/konwencja\\_sztokholmska/index.shtml](http://www.mos.gov.pl/2strony_tematyczne/ochrona_powietrza/konwencje_ekologiczne/konwencja_sztokholmska/index.shtml).
17. Maliszewska-Kordybach B.: Soil quality criteria for polycyclic aromatic hydrocarbons - current information and problems. *Fresenius Env. Bull.*, 2003, **12**: 919-924.
18. Maliszewska-Kordybach B.: Polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils in Poland; preliminary proposals for the criteria for the evaluation of the level of soil pollution. *Appl. Geochem.* 1996, **11**: 121-127.
19. Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B.: Zawartość wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) w glebach użytków rolnych gminy Puławy. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* 1995, **418**: 281-284.
20. Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B.: Zawartość wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w glebach użytkowanych rolniczo na terenie woj. lubelskiego. *Roczniki Gleboznawcze*, 1997, **48**: 95-110.
21. Maliszewska-Kordybach B., Gałązka R., Klimkowicz-Pawlas A., Smreczak B., Łysiak M.: Czy gleby w Puławach są zanieczyszczone? *Polish Journal of Agronomy*, 2012, **9**: 7-16.
22. Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B., Klimkowicz-Pawlas A., Terelak H.: Monitoring of the total content of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in arable soils in Poland. *Chemosphere*, 2008, **73**: 1284-1291.
23. Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B., Klimkowicz-Pawlas A.: Effects of anthropopressure and soil properties on the accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the upper layer of soils in selected regions of Poland. *Applied Geochemistry*, 2009, **24**: 1918-1926.
24. Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B., Klimkowicz-Pawlas A.: Concentrations, sources and spatial distribution of individual polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in agricultural soils in the Eastern part of the EU; Poland as a case study. *Sci. Total Environ.*, 2009, **407**: 3746-3753.

25. Maliszewska-Kordybach B., Klimkowicz-Pawlas A., Smreczak B., Stuczyński T.: Relationship between soil concentrations of PAHs and their regional emission indices. *Water Air Soil Pollut.* 2010, **213**: 319-330
- 26a. Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B., Klimkowicz-Pawlas A.: The levels and composition of persistent organic pollutants in alluvial agriculture soils affected by flooding. *Environ. Monitoring Assessment.* 2013, **185**: 9935-9948.
26. Maliszewska-Kordybach B., Klimkowicz-Pawlas A., Smreczak B., Gałązka R.: Effect of flooding on contamination of agriculture soils with metals and PAHs: the middle Vistula Gap case study. *Water Air Soil Poll.* 2012, **223**: 687-697.
27. Oleszek W., Maliszewska-Kordybach B.: Jakość i bezpieczeństwo żywności pochodzenia roślinnego. W: I Kongres Nauki Polskiej Nauka-Praktyce. Warszawa, 2009: 193-205.
28. Oleszek W., Terelak H., Maliszewska-Kordybach B., Kukuła S.: Soil, food and agroproduct contamination monitoring in Poland. *Polish J. Environ. Studies*, 2003, **12**: 261-268.
29. Pasieczna A.: Atlas zanieczyszczenia gleb miejskich w Polsce. Państwowy Instytut Geologiczny-Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa, 2003.
30. Rezolucja Parlamentu Europejskiego z dnia 13 listopada 2007 r. w sprawie strategii tematycznej w dziedzinie ochrony gleby (2006/2293(INI))
31. Siebielec G., Stuczyński T., Korzeniowska-Puculek R.: Metal bioavailability in long-term contaminated Tarnowskie Góry soils. *Polish J. Environ. Studies*, 2006, **15**: 121-129.
32. Siebielec G., Smreczak B., Klimowicz-Pawlas A., Maliszewska-Kordybach B., Terelak H., Koza P., Łysiak M., Gałązka R., Pecio M., Miturski T., Hryńczuk B.: Monitoring chemizmu gleb ornych w Polsce latach 2010-2012. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 2013, ss.196.
33. Soil Quality Standards for Trace Elements. Derivation, Implementation and Interpretation. Ed. G. Merrington and I. Schoeters. CRC Press. Boca Rato, London, New York. 2011.
34. Smreczak B., Maliszewska-Kordybach B., Klimowicz-Pawlas A., Suszek B.: Ocena zawartości trwałych zanieczyszczeń chloroorganicznych (COP i PCB) w glebach ornych Polski. Raport z realizacji tematu badawczego 4.1.7. IUNG. Puławy, 2011. (nie publikowane).
35. Smreczak B., Maliszewska-Kordybach B., Klimowicz-Pawlas A.: Pozostałości pestycydów chloroorganicznych w glebach ornych Polski. W: Warsztaty naukowe „Rozpraszanie zanieczyszczeń z rolnictwa do środowiska”. IUNG-PIB, Puławy, 2012, 23-24.
36. Smreczak B., Maliszewska-Kordybach B., Klimkowicz-Pawlas A.: Application of different criteria for the assessment of arable soil pollution with PAHs. *Žemės ūkio mokslai*. 2008, **15**: 55-58.
37. Stuczyński T., Dębicki R., Gonet S., Stępniewski W., Czyż E., Maliszewska-Kordybach B., Rejman J., Siebielec G., Stępniewska Z.: Analiza stanu oraz określenie warunków zrównoważonego wykorzystania i ochrony gleb. Ekspertyza opracowana dla Ministerstwa Środowiska i Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej.. IUNG, Puławy, 2005. (nie publikowane).
38. Stuczyński T., Siebielec G., Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B., Gawrysiak L.: Wyznaczanie obszarów, na których przekroczone są standardy jakości gleb – poradnik metodyczny dla administracji. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 2004, ss.103.
39. Terelak H., Motowicka-Terelak T., Maliszewska-Kordybach B., Pietruch Cz.: Monitoring chemizmu gleb ornych Polski – Program badań i wyniki 1995 i 2000. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 2002, ss. 146.
40. Terelak H., Stuczyński T., Motowicka-Terelak T., Maliszewska-Kordybach B., Pietruch Cz.: Monitoring chemizmu gleb ornych Polski w latach 2005-2007. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 2008, pp. 135.