

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

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

METODY OCENY RYZYKA EKOLOGICZNEGO TERENÓW NARAŻONYCH NA ODDZIAŁYWANIE ZANIECZYSZCZEŃ ORGANICZNYCH*

Słowa kluczowe: ocena ryzyka ekologicznego, metody ERA, procedura Triad,
zanieczyszczenia organiczne, gleby rolnicze

Wstęp

Podstawowy dokument Unii Europejskiej w zakresie ochrony gleb „Strategia tematyczna w dziedzinie ochrony gleby” (11) wskazuje na konieczność zachowania głównych funkcji gleb oraz ich ochrony przed najistotniejszymi zagrożeniami takimi jak: ubytek materii organicznej, erozja, zagęszczenia i zasklepienia, zanieczyszczenia i zmiany bioróżnorodności. W przypadku terenów wykorzystywanych rolniczo, istotne znaczenie mają funkcje produkcyjna, retencyjna i siedliskowa. Ta ostatnia związana jest ściśle z problematyką ochrony bioróżnorodności i zapewnieniem warunków rozwoju dla wszystkich biotycznych elementów ekosystemów glebowych.

Jednym z najpoważniejszych zagrożeń dla siedliskowych funkcji gleb użytkowanych rolniczo jest zanieczyszczenie szkodliwymi substancjami chemicznymi, w tym związkami organicznymi z grupy WWA. Zanieczyszczenia te stanowią ogromną grupę związków o zróżnicowanych właściwościach i możliwym potencjalnym szkodliwym oddziaływaniu na środowisko glebowe (5, 6, 29, 34, 67). Zbyt wysoka zawartość zanieczyszczeń może wpływać negatywnie na organizmy glebowe, na obniżenie bioróżnorodności i pogorszenie jakości gleb (29, 34).

Projekt Dyrektywy Glebowej Parlamentu Europejskiego i Rady UE zakłada wdrożenie strategii dla identyfikacji, oceny i remediacji terenów zanieczyszczonych w oparciu o kryterium ryzyka zdrowotnego i środowiskowego. Badania z zakresu ochrony środowiska przed negatywnym wpływem zanieczyszczeń chemicznych skupiały się dotychczas głównie na ochronie zdrowia człowieka (2, 64, 65). Ryzyko

*Praca wykonana częściowo w ramach działalności statutowej IUNG-PIB temat 4.07. oraz grantu NCN nr UMO-2011/03/B/ST10/05015.

narażenia zdrowia ludzi (poprzez różne drogi oddziaływania) w połączeniu z jakością plonów, często było jedynym kryterium przy określaniu tzw. „bezpiecznego poziomu zanieczyszczenia” gleb wykorzystywanych rolniczo. W nielicznych przypadkach systemy oceny poziomu zanieczyszczenia gleb stosowane w aktach prawnych niektórych krajów uwzględniają kryteria ekologiczne (7, 50, 56). Jednakże ocena jakości gleb oparta na kryteriach parametrycznych (takich jak wartości graniczne dla zawartości zanieczyszczeń w glebach) uniemożliwia uwzględnianie wielu czynników związanych z lokalnymi warunkami klimatycznymi i hydrologicznymi, właściwościami gleb i sposobem ich wykorzystywania, źródłami emisji i zakresem ich oddziaływania oraz sytuacją administracyjno-prawną. Alternatywą jest stosowanie procedur oceny ryzyka, określających możliwości negatywnego wpływu zanieczyszczeń na zdrowie człowieka (ang. *Human Risk Assessment* – HRA) lub na parametry ekologiczne (ang. *Ecological Risk Assessment* – ERA). Procedury oceny ryzyka ekologicznego (ERA) są dotychczas stosowane w dość ograniczonym zakresie. Praktyczne zastosowanie procedur ERA wymaga bowiem poznania i wyboru odpowiednich modeli konceptualistycznych, wyboru punktów końcowych oceny ekologicznej, wyboru, adaptacji i wdrożenia metodyk charakterystyki ekotoksykologicznej oraz metod oceny narażenia (13, 25, 27, 40, 54, 68). Ilościowa analiza ryzyka wymaga także uwzględnienia metod statystycznych dla oceny niepewności w oszacowaniu ryzyka (13, 15, 57, 63). Na poziomie krajowym próby ich wykorzystania ograniczały się do środowiska wodnego (68), ekosystemów leśnych (43) lub terenów przemysłowych (2, 24), prawie brak jest informacji o zastosowaniu takiego trybu postępowania w przypadku gleb wykorzystywanych rolniczo (30).

W pracy dokonano przeglądu metod stosowanych w ocenie ryzyka ekologicznego w odniesieniu do terenów zanieczyszczonych oraz podano przykład praktycznego zastosowania wybranej procedury ERA dla gleb użytkowanych rolniczo znajdujących się w sferze oddziaływania źródła zanieczyszczenia wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi (WWA). Zastosowano wieloetapową procedurę TRIAD, która stwarza szerokie możliwości oceny ewentualnych nieprawidłowości w działaniu wybranych ekosystemów z uwzględnieniem zróżnicowanych linii dowodowych (27, 30, 51). W ostatnich latach metoda ta została włączona do regulacji prawnych w Holandii (59) oraz prac standaryzacyjnych Międzynarodowej Organizacji do spraw Standaryzacji w ramach komitetu „Jakość gleby” (ISO/TC 190 „*Soil Quality*”).

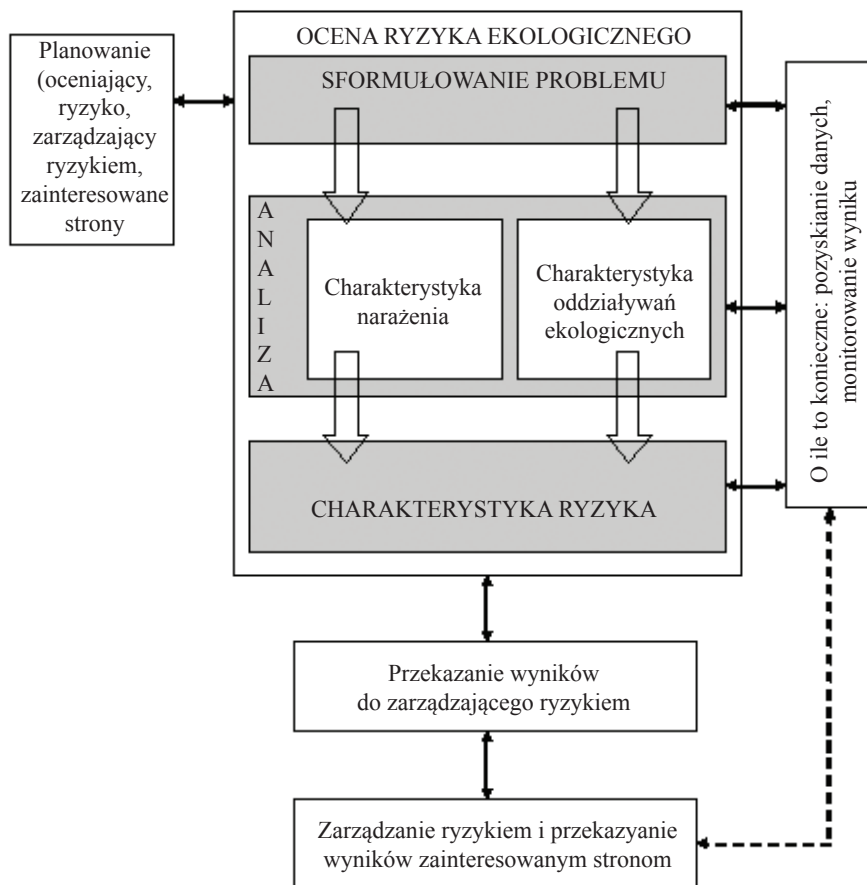
Struktura i zakres stosowania oceny ryzyka ekologicznego

Zgodnie z najbardziej powszechną definicją (wprowadzoną przez Amerykańską Agencję Ochrony Środowiska) ocena ryzyka ekologicznego jest procesem, w którym ocenia się prawdopodobieństwo wystąpienia negatywnych skutków ekologicznych w wyniku narażenia na oddziaływanie jednego lub więcej czynników powodujących

stres (63). Proces ten polega na systematycznej ocenie i organizacji dostępnych danych, informacji, założeń i niepewności w celu lepszego zrozumienia i przewidywania zależności pomiędzy czynnikami powodującymi stres, a efektami ekologicznymi oraz określenia możliwości ich przewidywania (2, 54). Ułatwia to w istotny sposób podejmowanie decyzji w zakresie ochrony środowiska. Proces ten ma na celu badanie niekorzystnych skutków aktywności antropogenicznej – w czasie przeszłym lub przyszłym – przy czym za „zmiany niekorzystne” uważamy takie, które są przyczyną istotnych różnic w strukturalnej lub funkcjonalnej charakterystyce ekosystemu lub jego składników.

Ocena ryzyka ekologicznego jest procesem systematycznym, prowadzonym na podstawie ocen ilościowych, na który składają się trzy podstawowe fazy (rys. 1) :

- sformułowanie problemu,
- analiza,
- charakterystyka ryzyka.



Rysunek 1. Procedura ekologicznej oceny ryzyka

Źródło: wg US EPA (63), zmodyfikowane.

Sformułowanie problemu obejmuje identyfikację zagrożeń, opracowanie metodyk badań, określenie punktów końcowych analizy, przygotowanie modelu koncepcyjnego oraz opracowanie planu analizy (18, 45, 54, 63). Na tym etapie dokonuje się szczegółowej charakterystyki terenu z uwzględnieniem „historii” obiektu i jego aktualnego wykorzystania oraz identyfikacji rodzaju, źródeł i zasięgu zagrożeń w oparciu o dostępne bazy danych, analizy, normy i wymogi prawne. Celem pierwszego etapu jest uzyskanie odpowiedzi na pytanie: jak potencjalne zagrożenie (np. zanieczyszczenie) może wpłynąć na strukturę i funkcje ekosystemu?

Faza analizy obejmuje ocenę dróg narażenia na oddziaływanie badanego czynnika powodującego stres i ocenę zależności pomiędzy jego oddziaływaniem i efektami ekologicznymi (55, 63).

Końcowa faza oceny ryzyka ekologicznego to formułowanie wniosków o istniejących i przewidywanych efektach; ryzyko ocenia się poprzez integrację profili narażenia i reakcji wybranych organizmów na oddziaływanie czynników powodujących zagrożenia (18, 45, 54, 60, 63). ERA jest procesem cyklicznym, tzn. że na podstawie wyników uzyskanych z analizy określa się kolejne problemy, które wymagają działań mających na celu wyselekcjonowanie punktów końcowych. Tak powtarzający się proces prowadzi do odpowiedzi na pytanie dotyczące zasięgu (obszaru) i natury ryzyka (25, 68). Wynikiem tej oceny jest ustalenie stopnia ryzyka, tj. liczbowego określenia prawdopodobieństwa wystąpienia zmian niepomyślnych opartego na rachunku statystycznym. Stanowi to podstawę decyzji o podjęciu odpowiednich działań lub o ich zaniechaniu (24).

Procedury oceny ryzyka ekologicznego mogą być stosowane w celu określenia prawdopodobieństwa wystąpienia ujemnych efektów wynikających z wprowadzenia nowych substancji i preparatów chemicznych do środowiska (27, 45, 53). Działania w tym zakresie zostały ujęte w prawodawstwie Unii Europejskiej w wytycznych *Technical Guidance Document on Risk Assessment* (62) oraz w Rozporządzeniu WE 1907/2006 (rozporządzenie REACH), które od roku 2007 obowiązuje również w Polsce. Oceny ryzyka ekologicznego dokonuje się także w sytuacjach, w których istnieje podejrzenie, że nastąpiło zanieczyszczenie środowiska substancjami mogącymi ujemnie wpływać na ekosystemy, np. w rejonach silnej antropopresji (27, 24, 43). Kryterium ilościowe, jakim jest ocena ryzyka, pozwala na określenie potrzeb remediacji i ustalenie listy priorytetowej terenów przeznaczonych do rekultywacji w warunkach ograniczonych możliwości finansowych (2). Procedury ERA coraz częściej wykorzystywane są do opracowywania standardów jakości gleb (7, 53, 59), ponadto do oceny ryzyka związanego ze składowaniem osadów, wykorzystaniem odpadów oraz oceny ryzyka ekotoksykologicznego związanego ze ściekami szpitalnymi (45). Procedury ERA były początkowo stosowane w odniesieniu do środowiska wodnego i osadów. Dopiero później opracowano metody ERA dla oceny środowiska glebowego, ze względu na jego kompleksowy charakter.

Metody oceny ryzyka ekologicznego

Rozwój metod oceny ryzyka w programach Unii Europejskiej

Rozwój metod oceny ryzyka w celu ochrony zdrowia ludzi ma już ponad sześćdziesięcioletnią historię (53); początkowo oceny jakości gleb dokonywano w oparciu o standardy jakości oparte o ocenę ryzyka zdrowotnego (7, 56). Natomiast w zakresie ochrony środowiska metody oceny ryzyka są szerzej stosowane w okresie ostatnich 25 lat (53). Metodyki ERA w odniesieniu do terenów zanieczyszczonych były opracowywane, modyfikowane i wdrażane od połowy lat 90-tych ubiegłego wieku w ramach kilku projektów Unii Europejskiej, np. CARACAS, CLARINET, NICOLE, HERACLES, LIBERATION czy ERAMANIA (13, 27, 47, 51, 56).

Jedną z pierwszych inicjatyw europejskich w zakresie oceny ryzyka dla terenów zanieczyszczonych był program CARACAS (*Concerted Action for Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe* 1995-1998). Rezultatem działań podjętych przez Niemieckie Ministerstwo Środowiska był przegląd naukowych podstaw oceny jakości gleb i procedur wykorzystywanych do tego celu w różnych krajach (47, 56). Swartjes i in. (56) podkreślali, iż ochrona ekosystemów glebowych jest w ograniczonym zakresie uwzględniana w ogólnych procedurach oceny ryzyka, opartych głównie o standardy jakości gleby. Jednym z kroków w kierunku integracji planowania przestrzennego, ochrony środowiska i inżynierii była opracowana w ramach sieci CLARINET (*Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies in Europe* 1998-2001) koncepcja zarządzania terenami w oparciu o ocenę ryzyka - RBLM (ang. *Risk Based Land Management*). Jak podają Rodrigues i in. (47) oraz Swartjes i in. (56) w ramach CLARINET opracowano zalecenia techniczne możliwe do wykorzystania w procesie podejmowania decyzji o przywróceniu wartości terenom zanieczyszczonym. Po raz pierwszy wskazano, iż kolejnym krokiem, po wykorzystaniu standardów jakości gleby do ogólnej oceny ryzyka powinno być opracowanie dla celów praktycznych procedur oceny ryzyka ekologicznego charakterystycznego dla danego terenu (47, 56).

Od połowy lat dziewięćdziesiątych do chwili obecnej funkcjonuje sieć NICOLE (*Network for Industrially Contaminated Land in Europe*) jako forum europejskie koncentrujące się na wymianie informacji i metod zarządzania terenami zanieczyszczonymi w Europie, wspierające współpracę przemysłu oraz środowisk akademickich. W ramach działalności sieci podjęto m.in. dyskusję nad zagadnieniami dotyczącymi oceny ryzyka, ze wskazaniem na konieczność dalszego opracowywania metod wieloetapowych, które pozwoliłyby zredukować koszty związane z przeprowadzaniem oceny ryzyka (56). Próbę ujednoczenia narzędzi i procedur oceny ryzyka w odniesieniu do terenów zanieczyszczonych w krajach Europy podjęto w ramach sieci HERACLES (*Human and Ecological Risk Assessment for Contaminated Land in Europe*), zainicjowanej w 2005 roku przez Joint Research Centre (7, 47).

W ramach działalności sieci HERACLES dokonano przeglądu metod stosowanych do wyznaczania wartości granicznych zanieczyszczeń w poszczególnych krajach Europy (7), w którym wykazano, iż tylko w trzech krajach (Niemcy, Finlandia i Holandia) wprowadzono regulacje prawne oparte o ocenę ryzyka ekologicznego (7, 56).

Zagadnieniem bardzo trudnym jest ocena ryzyka w oparciu o specyficzne warunki środowiskowe i specyficzne narażenie na danym terenie. Bardzo obiecującą procedurą w tym zakresie wydaje się tzw. TRIAD, procedura łącząca różnorodne drogi oceny, oparta o pomiary chemiczne, toksykologiczne i ekologiczne. Próbe zastosowania metodyki TRIAD w odniesieniu do gleb podjęto w ramach projektu LIBERATION (*Development of a decision support system for sustainable management of contaminated land by linking bioavailability, ecological risk and ground water pollution of organic pollutants* 2002-2005), którego głównym celem było opracowanie systemu wspomagania decyzji w zarządzaniu terenami zanieczyszczonymi (27, 56). Podobne zagadnienia były uwzględniane w projekcie ERAMANIA (*Decision Support System Framework for the Site-specific Ecological Risk Assessment*), którego głównym założeniem było wspieranie osób podejmujących decyzje w wyborze zestawu odpowiednich parametrów przy ocenie danego terenu (testy ekotoksykologiczne, obserwacje ekologiczne czy metody oceny biodostępności) oraz integrowanie wyników wybranych pomiarów w postaci indeksów ryzyka ekologicznego (13, 51).

Procedury oceny ryzyka ekologicznego w wybranych krajach

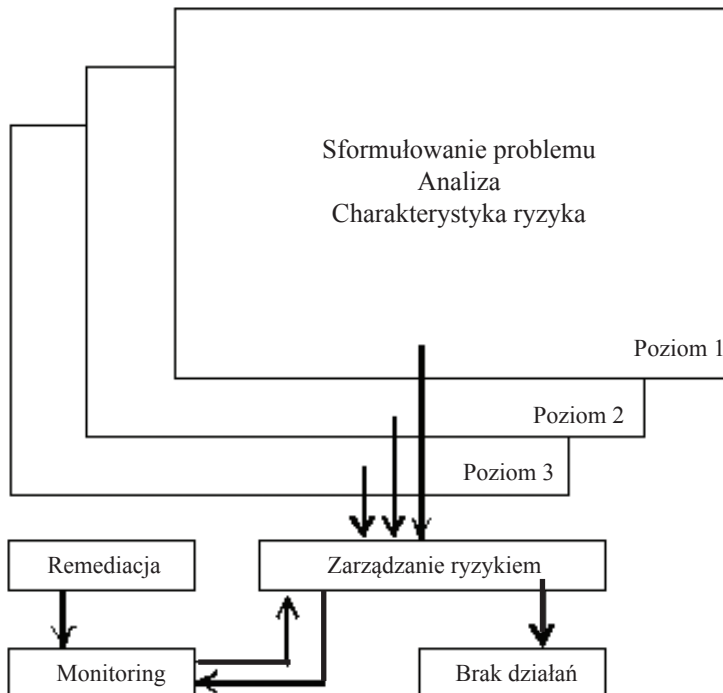
Pierwsze metodyki oceny ryzyka ekologicznego pojawiły się na początku lat 90-tych wraz ze wzrostem świadomości o zagrożeniach mogących powodować negatywne skutki w ekosystemach narażonych na działanie substancji pochodzenia antropogenicznego. W 1992 r., Amerykańska Agencja Ochrony Środowiska zaproponowała wstępny przewodnik metodyczny w zakresie zarządzania zanieczyszczonymi terenami przemysłowymi, który od roku 1998 funkcjonuje jako norma w zakresie oceny ryzyka ekologicznego (EPA/630/R-95/002F). W oparciu o wytyczne US EPA (*Guideline for Ecological Risk Assessment*) procedury oceny ryzyka ekologicznego zostały opracowane i w niektórych przypadkach znormalizowane w Kanadzie (8), Australii (40, 41), Wielkiej Brytanii (1, 38, 66) i Holandii (48-50, 59). Jak podaje Carlon i in. (7) oraz Perrodin i in. (45) propozycja US EPA była często poprawiana i dostosowywana do zarządzania miejscami zanieczyszczonymi na obszarze danego kraju.

Podjęcie wielofazowe w ERA zaproponowano po raz pierwszy w wytycznych kanadyjskich, w których ponadto przy opracowaniu kryteriów oceny jakości gleb uwzględniono sposób ich użytkowania (8, 47).

Procedura ERA opracowana w Australii (40) została oparta na wytycznych kanadyjskich i obejmuje trzy poziomy oceny ryzyka (rys. 2), z których każdy składa się z następujących elementów: identyfikacji problemu, analizy (identyfikacji

receptorów, oceny narażenia, oceny toksyczności) oraz charakterystyki ryzyka. Identyfikacja receptorów obejmuje określenie organizmów, procesów lub właściwości, które podlegają narażeniu. Na poziomie 1 wykorzystuje się metody skринingowe w celu ogólnej oceny stopnia zanieczyszczenia terenu oraz porównania zawartości zanieczyszczeń z wartościami granicznymi. Poziom 2 obejmuje charakterystykę badanego terenu z uwzględnieniem właściwości gleb, ocenę dróg narażenia oraz ocenę toksyczności w oparciu o dane literaturowe (np. właściwości związków, wartości NOEC (ang. *No Observable Effect Concentration*)). Na 3 poziomie oceny ryzyka ekologicznego stopień narażenia określany jest w oparciu o testy toksyczności z wykorzystaniem skomplikowanych modeli komputerowych.

W ostatnim czasie w oparciu o wyniki wieloletnich doświadczeń procedura oceny ryzyka w Australii została uproszczona (41); zaleca się stosowanie oceny ryzyka ekologicznego na dwóch poziomach – oceny wstępnej (ang. *Preliminary ERA*) oraz oceny szczegółowej (ang. *Definitive ERA*). W ramach oceny wstępnej dokonuje się ogólnej oceny stopnia zanieczyszczenia badanego terenu; ocenę szczegółową przeprowadza się w sytuacji, kiedy wyniki analizy wstępnej wykażą, iż obecność zanieczyszczenia może powodować potencjalne zagrożenie ekologiczne. Na etapie tym uwzględnia się specyficzne warunki środowiskowe oraz w sposób ilościowy określa narażenie w oparciu o dokładne badania laboratoryjne i terenowe z wykorzystaniem odpowiednich modeli komputerowych (41).

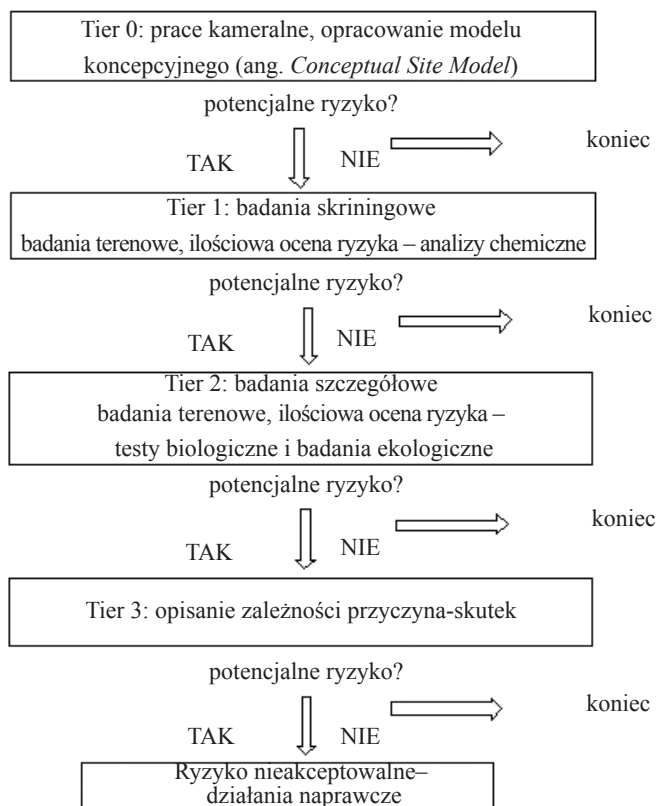


Rysunek 2. Schemat procedury oceny ryzyka stosowanej w Australii

Źródło: wg NEPC (40), zmodyfikowane.

Procedura ERA w Wielkiej Brytanii (1, 38, 47, 66) oparta jest również o podejście wieloetapowe (tzw. tiered approach) – rysunek 3.

Pierwszy etap (*Tier 0*) tej metodyki ma na celu określenie czy badany teren spełnia kryteria terenu zanieczyszczonego określone w odpowiednim akcie prawnym (*Part IIA, Environmental Protection Act 1990*). Etap ten obejmuje stworzenie tzw. modelu koncepcyjnego (ang. *Conceptual Site Model*), w którym dokonuje się przeglądu dostępnych informacji, określenia granic badanego terenu oraz identyfikacji prawdopodobnych związków zanieczyszczenie – droga narażenia – receptor. W następnym etapie skринingowym (*Tier 1*) zawartość związków chemicznych porównywana jest z wartościami granicznymi oraz dodatkowo przeprowadza się skринingowe testy toksyczności. Szczegółowej oceny ekotoksykologicznej terenu dokonuje się w trzecim etapie (*Tier 2*). Etap końcowy oceny (*Tier 3*) przeprowadzany jest wówczas, gdy w oparciu o wyniki poprzednich etapów ERA stwierdzono występowanie ryzyka ekologicznego. Etap ten obejmuje dokładne badania terenowe oraz modelowanie ekologiczne w celu lepszej oceny wpływu zanieczyszczenia na ekosystem glebowy na różnych poziomach organizacji biologicznej. W przypadku przekroczenia akceptowalnego poziomu ryzyka zalecane jest podjęcia działań naprawczych (rys. 3).



Rysunek 3. Schemat procedury oceny ryzyka stosowanej w Wielkiej Brytanii

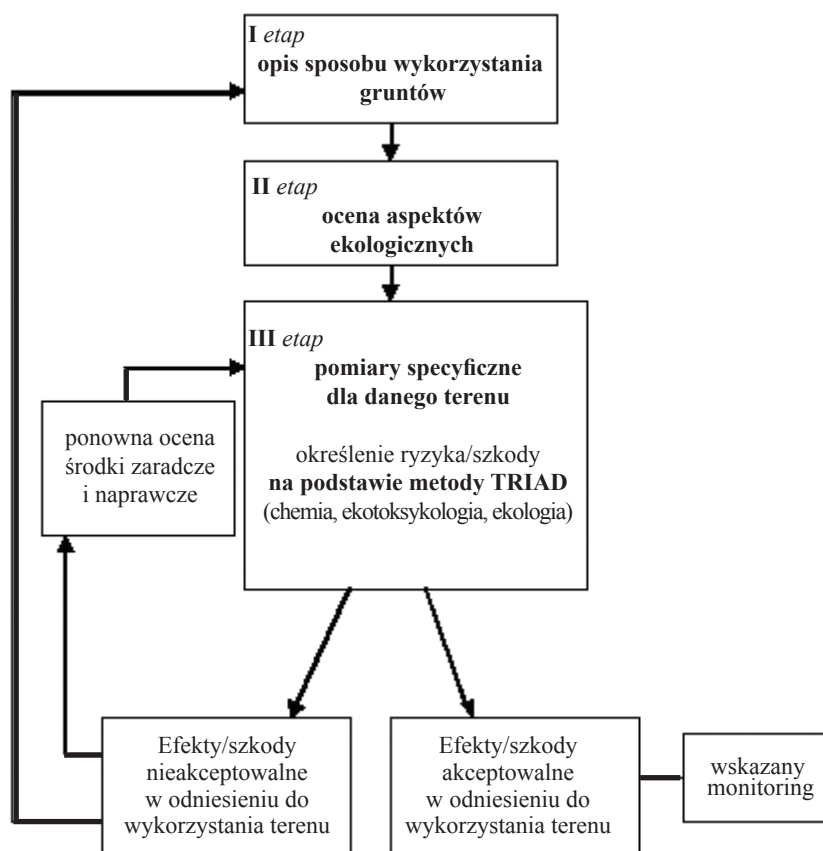
Źródło: wg Weeks i in. (66), zmodyfikowane.

Procedura oceny ryzyka ekologicznego wprowadzona w Holandii (48, 59), podobnie jak w Wielkiej Brytanii, opiera się na podejściu wieloetapowym, przy czym struktura tej procedury oraz narzędzia wykorzystywane do oceny ryzyka są nieco inne (27, 48) – rysunek 4.

Zgodnie z propozycją Rutgers'a i in. (48) pierwszy etap (rys. 4) obejmuje zebranie jak największej ilości dostępnych informacji, dokładną charakterystykę terenu z uwzględnieniem poziomu oraz zasięgu występowania zanieczyszczeń, a także określenie przewidywanego sposobu użytkowania gruntów (tereny przemysłowe, miejskie czy użytkowane rolniczo). W drugim etapie, w celu określenia związków źródło zanieczyszczenia → droga narażenia → receptor, dokonuje się identyfikacji receptorów ekologicznych istotnych dla danego sposobu użytkowania. Pozwala to w pewnym stopniu zawęzić ocenę ryzyka, ponieważ w zależności od sposobu użytkowania należy wziąć pod uwagę różne aspekty ekologiczne przy przeprowadzaniu procedury ERA (27).

W trzecim, najbardziej szczegółowym etapie procedury (rys. 4), oceny ryzyka ekologicznego dokonuje się w oparciu o dane specyficzne dla danego terenu (ang. *site-specific risk assessment*) z wykorzystaniem jednej z metod oceny dowodów (ang. *Weight of Evidence*), tzw. metody Triad (27, 48, 59). Metoda ta obejmuje informacje uzyskane z analiz chemicznych, badań ekotoksykologicznych i obserwacji ekologicznych; szczegółowy jej opis podano w dalszej części opracowania. Jak podaje Swartjes i in. (59) pierwszy filar tej metody (charakterystyka chemiczna) wg zaleceń holenderskich bazuje na obliczeniach tzw. *Toxic Pressure*, który odpowiada frakcji zagrożonych gatunków (PAF – ang. *Potentially Affected Fraction*) wyznaczonej z rozkładu gęstości prawdopodobieństwa dla mieszaniny zanieczyszczeń. W drugim dla pełnej charakterystyki ekotoksykologicznej wykorzystywane są proste i standaryzowane biotesty, a w trzecim dokonuje się obserwacji ekologicznych pokrywy roślinnej oraz liczebności i różnorodności gatunkowej bezkręgowców.

W Polsce nie ma regulacji prawnych nakładających obowiązek wykonywania zarówno oceny ryzyka zdrowotnego, jak i ekologicznego występującego na terenach zdegradowanych chemicznie. Próbę opracowania procedur w zakresie oceny ryzyka zdrowotnego podjęto w Instytucie Ekologii i Terenów Uprzemysłowionych w Katowicach (64, 65). Oceny ryzyka związanego z zanieczyszczeniem gleb w kraju dokonuje się najczęściej w oparciu o tzw. „standardy jakości” (dopuszczalne zawartości substancji w glebie) określone arbitralnie w Rozporządzeniu Ministra Środowiska (17), wykorzystywane są także wytyczne US EPA (2, 24, 68) lub programy komputerowe np. SADA (3).



Rysunek 4. Schemat procedury oceny ryzyka ekologicznego stosowanej w Holandii

Źródło: wg Jensena i Mesmana (27) oraz Rutgers i in. (48), zmodyfikowane.

Narzędzia stosowane do oceny ryzyka

Procedury oceny ryzyka ekologicznego są prowadzone w kilku krajach UE, ale w różnych krajach stosowane są różne narzędzia do charakterystyki ryzyka. Historycznie ryzyko było oceniane w sposób jakościowy jako „wysokie”, „średnie” lub „niskie”. To podejście zostało zastąpione przez wprowadzenie metod ilościowych pozwalających liczbowo określić poziom ryzyka ekologicznego (14, 56). Metody ilościowe oceny ryzyka można ogólnie podzielić na deterministyczne i probabilistyczne (14, 68). Metody deterministyczne polegają głównie na określeniu ilorazu zagrożenia HQ (ang. *Hazard Quotient*), stosunku toksyczności do narażenia TER (ang. *Toxicity-Exposure Ratio*), lub ilorazu ryzyka RQ (ang. *Risk Quotient*), gdzie stężenie danego zanieczyszczenia zmierzone lub obliczone w środowisku (PEC, ang. *Predicted Environmental Concentration*) porównywane jest ze stężeniem nie wywołującym efektów toksycznych w stosunku do organizmów glebowych (PNEC, ang. *Predicted*

No-Effect Concentration) obliczonym przy zastosowaniu współczynników bezpieczeństwa (25, 39, 53, 66, 68). Choć są to metody stosunkowo proste, to ich stosowanie jest krytykowane w literaturze. Wyznaczone z zastosowaniem współczynników bezpieczeństwa wartości PNEC są często przeszacowane lub niedoszacowane, ponieważ końcowy wynik zależy od najniższej znanej wartości efektu toksycznego (53, 68).

Metody probabilistyczne są metodami skomplikowanymi, w których wartości stężeń bezpiecznych wyznaczone są w oparciu o szereg empirycznych modeli statystycznych. Zastosowanie tych modeli wymaga posiadania odpowiedniej liczby danych doświadczalnych oraz przyjmowania określonych założeń dotyczących rozkładu zmiennych (57, 59, 53). W probabilistycznych metodach stosowanych w ocenie ryzyka w środowisku analizuje się rozkład wrażliwości gatunkowej organizmów (SSD – ang. *Species Sensitivity Distribution*) i przy użyciu empirycznych modeli statystycznych oblicza się PNEC oraz frakcję zagrożonych gatunków – PAF, dla których stężenie w środowisku będzie przekraczało wartości NOEC lub $(EC)_{50}$ – ang. *50% Effect Concentration* (19, 56, 68). W niektórych procedurach oceny ryzyka brane są pod uwagę procesy ekologiczne (ang. *Ecosystem services*) jak np. obieg pierwiastków, rozkład materii organicznej czy tworzenie struktury gleby (19, 50, 58).

Iloraz zagrożenia (HQ) i iloraz ryzyka (RQ)

Jedną z dość powszechnie stosowanych metod deterministycznych oceny ryzyka, wykorzystywanych zwłaszcza w badaniach skринingowych jest tzw. iloraz zagrożenia (HQ). Wskaźnik ten wyznaczamy z prostej zależności pomiędzy narażeniem a toksycznością wg równania Swartjes in. (58):

$$HQ = \frac{C_e}{C_b}$$

gdzie: C_e – stężenie danego zanieczyszczenia w środowisku (ang. *exposure concentration*), a C_b – wartość referencyjna toksyczności (ang. *benchmark value*). Jeżeli wartość HQ jest większa niż 1, spodziewane jest wystąpienie potencjalnych negatywnych efektów w stosunku do receptorów ekologicznych (5, 21, 25, 53).

Merington i in. (38) oraz Weeks i in. (66) proponują stosowanie ilorazu ryzyka (RQ), który określa stosunek zawartości zanieczyszczeń zmierzonej w środowisku (PEC) do odpowiednich wartości granicznych (SSV, ang. *Soil Screening Values*) zawartych w regulacjach prawnych (1, 5, 26, 38, 53, 66).

$$RQ = \frac{PEC}{SSV}$$

Podobnie jak w przypadku indeksu zagrożenia (HQ), wartości $RQ > 1$ wskazują na możliwość wystąpienia ryzyka ekologicznego (1, 38).

Ocena ryzyka dla mieszaniny zanieczyszczeń

W środowisku glebowym organizmy mogą być narażone na obecność różnych substancji toksycznych, często charakteryzujących się różnym mechanizmem oddziaływania. W ocenie ryzyka związanego z obecnością mieszanin wykorzystuje się pojęcie równoważnika toksyczności (ang. *Toxic Equivalent* – TEF) lub jednostki toksyczności (ang. *Toxic Units* – TU) – w głównej mierze oparte o wyniki analiz chemicznych i dane dotyczące toksyczności zaczerpnięte z literatury (4, 6, 20, 21, 23, 53, 67).

Równoważniki toksyczności (TEF) stosowane są np. do oceny potencjału rakotwórczego WWA (4-6, 67). Do każdego związku chemicznego w obrębie grupy WWA przypisywana jest wartość TEF, wyznaczona w stosunku do związku referencyjnego (benzo(a)pirenu – BaP); TEF dla BaP wynosi 1. W celu oceny ryzyka pochodzącego od mieszaniny zanieczyszczeń wyznacza się współczynnik toksyczności równoważnej (ang. *Toxic Equivalent Quotient* – TEQ) zgodnie z równaniem (20):

$$TEQ = \sum c_i \times TEF$$

gdzie: c_i – stężenie indywidualnego związku, TEF – równoważnik toksyczności względem BaP.

Do oceny toksyczności związków chemicznych w mieszaninie wykorzystywane są również jednostki toksyczności (TU), wyliczane z zależności (23):

$$TU = (EC_{50})^{-1} \times 100$$

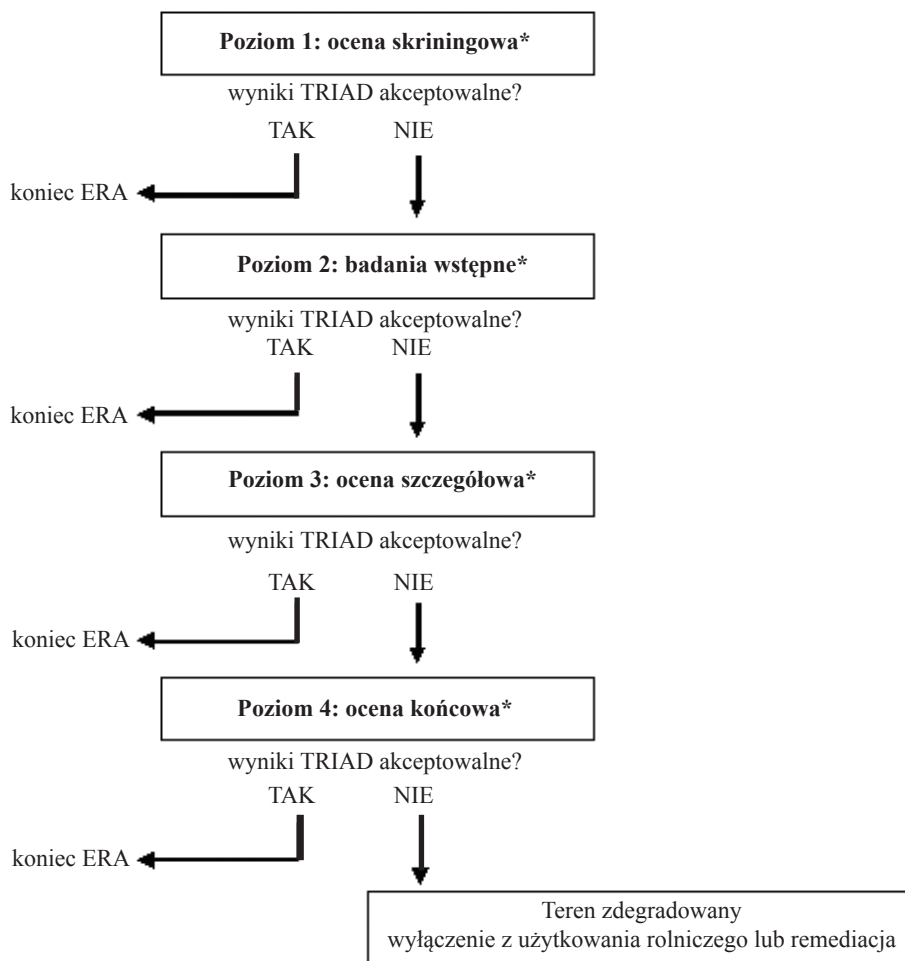
Potencjalne negatywne efekty w stosunku do receptorów ekologicznych mogą wystąpić, gdy suma jednostek toksyczności dla składników mieszaniny jest większa lub równa jeden (21, 23, 53).

Metoda oceny dowodów – TRIAD

Zagadnieniem bardzo trudnym jest ocena ryzyka w oparciu o specyficzne warunki środowiskowe i specyficzne narażenie na danym terenie. Bardzo efektywną i obiecującą procedurą wydaje się tzw. metoda TRIAD (15, 27, 50, 58). Metoda ta jest stosowana na wszystkich etapach oceny ryzyka zgodnie ze schematem (rys. 5) zaproponowanym przez Jensena i Mesman (27). Na każdym z poziomów możliwe są dwa schematy postępowania: zakończenie oceny, jeżeli analiza wyników procedury TRIAD pozwala stwierdzić brak ryzyka lub przejście do kolejnego etapu w przypadku gdy uzyskujemy nieakceptowalne poziomy ryzyka (13, 27, 53, 57).

Procedura TRIAD jest metodą oceny dowodów (WoE), w której równocześnie rozpatrywane są wyniki analiz chemicznych, testów ekotoksykologicznych oraz

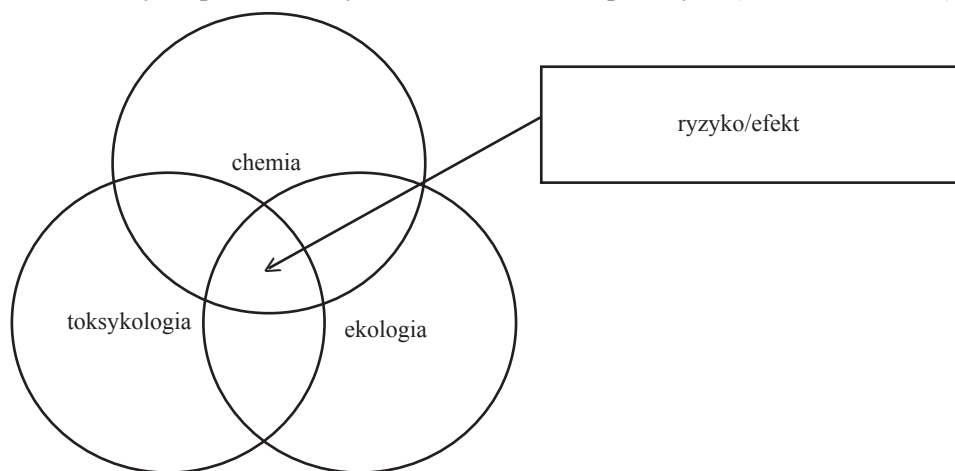
badań i obserwacji ekologicznych (rys. 6). Metoda ta oryginalnie została opracowana do oceny jakości osadów (9, 16, 33). Jak wykazują Jensen i Mesman (27) oraz Rutgers i Jensen (50) informacje pochodzące z trzech różnych dziedzin określane są jako drogi oceny (LoE ang. *Lines of Evidence*) i stanowią filary metodyki TRIAD (tzw. *TRIAD legs*).



Rysunek 5. Schemat przedstawiający etapy oceny ryzyka wg TRIAD (Jensen i Mesman (27), zmodyfikowane). */ wybór testów i analiza, określenie akceptowalnych poziomów ryzyka, zastosowanie metody TRIAD

Informacje o rodzaju oraz zasięgu występowania zanieczyszczeń uzyskujemy w oparciu o analizy chemiczne i fizyko-chemiczne przeprowadzane w ramach chemicznej drogi oceny (Chem-LoE). Ocenę ekotoksykologiczną (Ecotox-LoE) przeprowadzamy w celu uzyskania informacji o toksyczności zanieczyszczeń występujących na danym terenie w stosunku do organizmów glebowych. Ekologiczna

droga oceny (Ecol-LoE) dostarcza informacji o kondycji zespołów organizmów glebowych narażonych na obecność zanieczyszczeń (15, 27, 50, 51). Na każdym z etapów oceny (rys. 5) w ramach każdej z dróg oceny możliwe jest zastosowanie różnorodnych analiz chemicznych, testów ekotoksykologicznych i ekologicznych (tab. 1). W pierwszych etapach stosowane są proste, standaryzowane, mało kosztowne testy i analizy, natomiast wyższe poziomy oceny ryzyka wymagają bardziej zaawansowanych, pracochłonnych analiz oraz badań polowych (13, 25, 49, 50, 57).



Rysunek 6. Poglądowy schemat przedstawiający integrację trzech dróg oceny (LoE) wg metodyki TRIAD (Jensen i Mesman (27), zmodyfikowane).

W celu integracji wyników pochodzących z trzech różnych dróg oceny zalecane jest stosowanie metody skalowania (27, 49, 50), w której występowanie negatywnych efektów określa się od 0 (brak efektu) do 1 (efekt maksymalny). Następnie wyznaczane są wskaźniki ryzyka w obrębie poszczególnych dróg oceny oraz zintegrowany wskaźnik ryzyka (27, 50).

Tabela 1

Przykłady analiz chemicznych i testów ekotoksykologicznych możliwych do zastosowania na poszczególnych etapach procedury Triad, opracowane na podstawie Jensen i Mesman (27).

Etap oceny	Testy dla poszczególnych linii dowodowych (LoE)		
	Chemiczna	(Eko)toksykologiczna	Ekologiczna
Ocena skringowa	- Całkowita zawartość zanieczyszczeń PAF (frakcja potencjalnie zagrożonych gatunków)	- Test ostry z bakteriami luminescencyjnymi (Microtox, łącznie z fazą stałą) - Test chroniczny z bakteriami luminescencyjnymi (24h) - Testy z bezkręgowcami: Ostracodtoxkit Ceriodaphtoxkit Thamnotoxkit Rotoxkit Protoxkit	- Wizyta w terenie, ocena widocznych zmian pokrywy roślinnej, obecność lub brak specyficznych roślin

Tabela 1 cd.

Badania wstępne	- Ekstrakcja łagodnym rozpuszczalnikiem (zawartość frakcji biodostępnej)	- Test ostry na przeżywalność z dżdżownicami (<i>Eisenia fetida</i>) – 7 lub 14 dniowy - Test na unikanie z dżdżownicami	- Potencjał nityfikacji - Test mineralizacji N - Test mineralizacji C - Oddychanie indukowane (SIR) - Pomiar aktywności biologicznej metodą pasków bait-lamina
Ocena szczegółowa	- Solid phase microextraction (SPME) - Ekstrakcja z Tenaxem - Ekstrakcja z cyklodekstrynami	<u>Testy glebowe:</u> - Wzrost roślin ISO 11269-2 - Zahamowanie wzrostu korzeni ISO 11269-1 - Test na rozmnażanie dżdżownic <i>Eisenia fetida</i> - Test NRR - biomarker dżdżownic - Test na przeżywalność skoczogonków - Test na przeżywalność i rozmnażanie wazonkowców - Różnorodność metaboliczna mikroorganizmów (Biolog) <u>Testy z fazy wodnej:</u> - Test z glonami - Zahamowanie wzrostu rzęsy wodnej - Test ostry unieruchamiania <i>Daphni</i> - Test na rozmnażanie <i>Daphni</i>	- Ocena rozkładu materii organicznej przy pomocy woreczków ściółkowych - Metoda pasków bawełnianych (ocena aktywności celulolitycznej) - Analiza profili fizjologicznych mikroorganizmów (Biolog) - Pomiar tolerancji indukowanej obecnością zanieczyszczenia (Biolog) - Ocena pokrywy roślinnej, biomasy roślin, stosunek łodyga/korzeń, różnorodność gatunkowa w terenie - Ocena różnorodności bezkręgowców w terenie
Ocena końcowa	- Akumulacja w organizmach - Sekwencyjna ekstrakcja nadkrytyczna rozpuszczalnikiem	- Testy jak w ocenie szczegółowej	- Testy jak w ocenie szczegółowej

Zdaniem Jensen'a i Mesman (27) oraz Rutgers'a i Jensen'a (50) integracja informacji z trzech różnych dróg oceny (LoE) pozwala na uzyskanie bardziej precyzyjnej odpowiedzi co do możliwości wystąpienia ryzyka na danym terenie niż podejście, w którym ocena ryzyka oparta jest jedynie o wyniki analiz chemicznych (np. zawartość zanieczyszczeń na danym terenie). Ponadto podejście wielodyscyplinarne w ocenie ryzyka pozwala zminimalizować ilość fałszywie pozytywnych lub fałszywie negatywnych wniosków (26, 50).

Wybór terenu referencyjnego

Kluczowym zagadnieniem w analizie wyników testów biologicznych czy badań polowych prowadzonych na wszystkich poziomach oceny ryzyka ekologicznego jest dostępność lub brak właściwego terenu referencyjnego lub gleby referencyjnej (9, 27, 37, 49, 50). Optymalnie gleba referencyjna powinna pochodzić z terenu niezanieczyszczonego i charakteryzować się właściwościami zbliżonymi do właściwości gleby zanieczyszczonej. Przy wyborze odpowiedniego terenu referencyjnego należy wziąć pod uwagę następujące parametry glebowe: skład granulometryczny, odczyn, zawartość substancji organicznej, całkowitą pojemność wodną oraz zawartość składników pokarmowych (27, 37, 49). W praktyce dobór terenu referencyjnego zgodnie z powyższymi wytycznymi jest niesłychanie trudny, a często nie udaje się znaleźć gleby, której właściwości idealnie odpowiadają właściwościom gleb na badanym terenie. W takiej sytuacji pomocne może okazać się zastosowanie metod statystycznych, np. analizy wieloczynnikowej, w oparciu o którą można pogrupować próbki glebowe i określić główne zmienne opisujące poszczególne grupy gleb. Następnie na tej podstawie wybieramy gleby referencyjne dla każdej z grup głównych, pamiętając o tym, iż nie mogą to być gleby zanieczyszczone i powinny się znajdować w stosunkowo bliskiej lokalizacji względem gleb badanych (9, 42, 50).

Przykład zastosowania metody TRIAD do oceny ryzyka ekologicznego terenów rolniczych narażonych na oddziaływanie WWA – badania IUNG

Większość procedur oceny ryzyka ekologicznego odnosi się do terenów zanieczyszczonych oraz terenów przemysłowych natomiast brak jest informacji o stosowaniu tego typu procedur do terenów użytkowanych rolniczo, dlatego też w ramach realizowanego w latach 2007 – 2009 w IUNG-PIB w Puławach tematu badawczego Klimkowicz-Pawlas i in. (28, 31) – po raz pierwszy w Polsce – podjęli próbę zaadaptowania jednej z metod oceny ryzyka (procedura TRIAD) do oceny terenów użytkowanych rolniczo potencjalnie narażonych na oddziaływanie wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA). Metodę tę wykorzystywano dotychczas do oceny jakości osadów dennych (9, 16, 33), wód podziemnych (12), natomiast badania związane z wdrażaniem tej procedury w odniesieniu do środowiska glebowego były prowadzone w ograniczonym zakresie i skupiały się głównie na ocenie terenów popowodziowych (30) lub zanieczyszczonych metalami (42, 46). Przedstawione poniżej wyniki oparto o dane z publikacji Klimkowicz-Pawlas i in. (31).

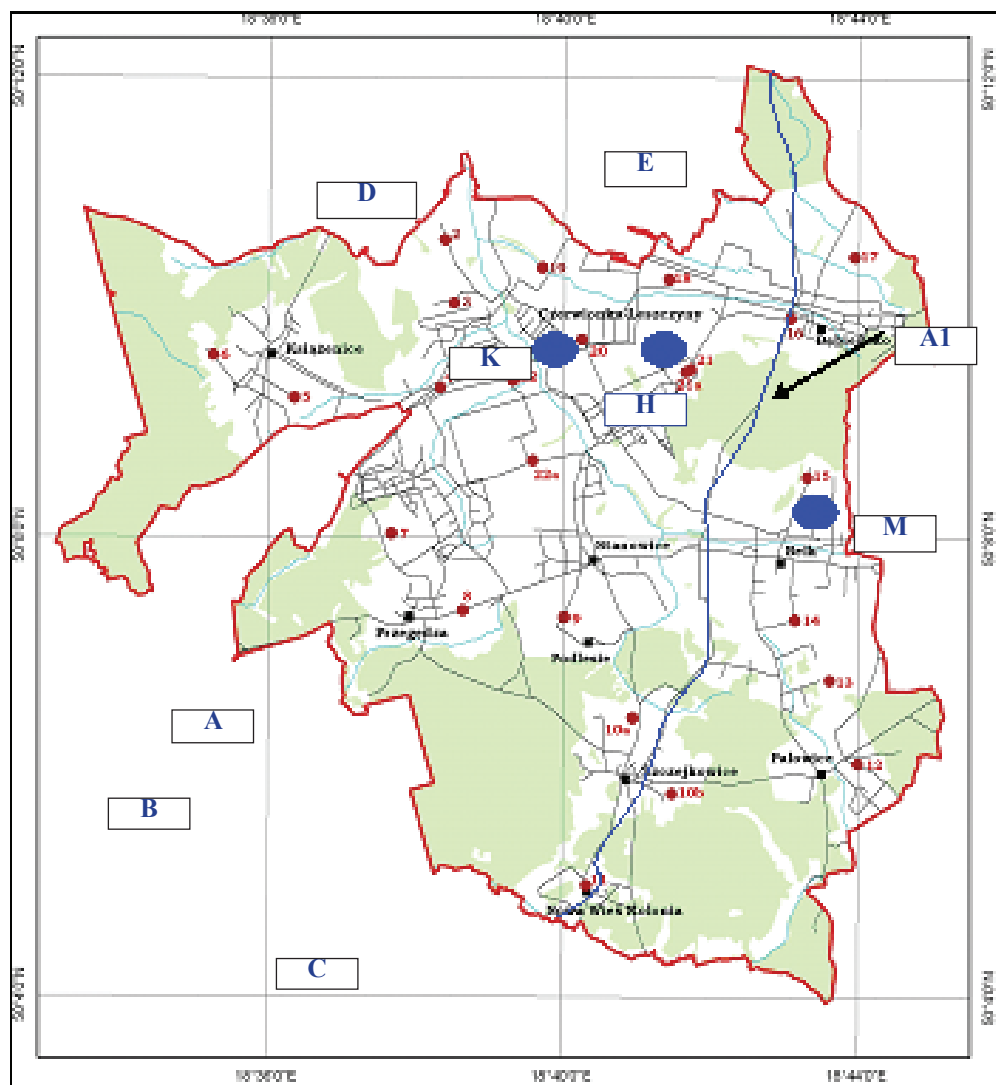
Charakterystyka terenu badań z uwzględnieniem potencjalnych źródeł zanieczyszczenia

Wstępny wybór terenu badań dokonano na podstawie prowadzonych w IUNG-PIB badań w ramach Monitoringu chemizmu gleb ornych Polski (35, 36, 52, 61), które pozwoliły na identyfikację obszarów o potencjalnie wyższych zawartościach WWA w glebie. Substancje z grupy trwałych zanieczyszczeń organicznych – do jakich zaliczamy WWA – dostają się do gleb głównie z opadami atmosferycznymi (32, 36, 44), z którymi mogą być przenoszone na duże odległości (5, 32, 36, 44). Poziom zanieczyszczenia gleb tymi związkami jest więc w większości przypadków ściśle związany z ich zawartością w powietrzu, która zależy bezpośrednio od emisji zanieczyszczeń na badanym obszarze (36).

Badania przeprowadzono na obszarze ok. 100 km² położonym w południowo-zachodniej części Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego (woj. śląskie, powiat rybnicki, gmina Czerwionka-Leszczyny), na którym wyznaczono 24 punkty badawcze zlokalizowane na terenach użytkowanych rolniczo (rys. 7). Przy wyborze miejsc pobierania próbek uwzględniono bezpośredni wpływ lokalnych i transgranicznych źródeł emisji WWA, warunki glebowe i hydrologiczne oraz rodzaje upraw (28, 31). W materiale glebowym wykonano oznaczenia podstawowych właściwości fizykochemicznych i biologicznych, zawartości zanieczyszczeń oraz przeprowadzono testy ekotoksykologiczne.

Emisja przemysłowa na badanym terenie wiąże się głównie z ponad 100-letnią działalnością Koksowni Dębieńsko (10). Głównym źródłem zanieczyszczeń powietrza jest emisja substancji toksycznych pochodzących z procesów spalania paliw stałych, ciekłych i gazowych w celach energetycznych i technologicznych. Na stan powietrza atmosferycznego na terenie gminy mogą mieć również wpływ zanieczyszczenia ze źródeł poza jej granicami – rysunek 7.

Napływ zanieczyszczeń z obszarów sąsiadujących odbywa się zgodnie z różą wiatrów, w której przeważają kierunki południowy i południowo-zachodni. W odległości nie przekraczającej 30 km od Czerwionki-Leszczyny od południowo-zachodu zlokalizowane są Elektrownia Rybnik (A) oraz Koksownia Radlin (B), w mniejszym stopniu zaznaczają się wpływy Karwińsko-Ostrawskiego Okręgu Przemysłowego (Republika Czeska) – C. Północna część miasta Czerwionka-Leszczyny znajduje się pod wpływem KWK Szczygłowice (D), zaś północno-wschodnia KWK Knurów (E). Wynikiem działalności kopalń jest silne przeobrażenie terenu, występują tu deformacje podłoża oraz hałdy, składowiska, wykopy i żwirowiska (10, 28). Źródłem zanieczyszczeń komunikacyjnych na badanym terenie jest spalanie paliw płynnych w silnikach pojazdów samochodowych i w maszynach rolniczych, ponadto spływy i ścieki z dróg asfaltowych. Zanieczyszczenia te związane są z dwoma głównymi szlakami komunikacyjnymi: Rybnik-Bytom i Żory-Knurów-Gliwice biegnącymi przez teren Gminy Czerwionka oraz z autostradą A1 (rys. 7).



Rysunek 7. Lokalizacja transgranicznych (A-E) oraz głównych lokalnych źródeł emisji zanieczyszczeń mających wpływ na stan środowiska glebowego na badanym terenie (A-E objaśnienia w tekście; A1 – budowana autostrada, H – składowisko odpadów pogórnictwa, K – koksownia i elektrociepłownia Dębieszko, M – Wytwórnia Mas Bitumicznych)

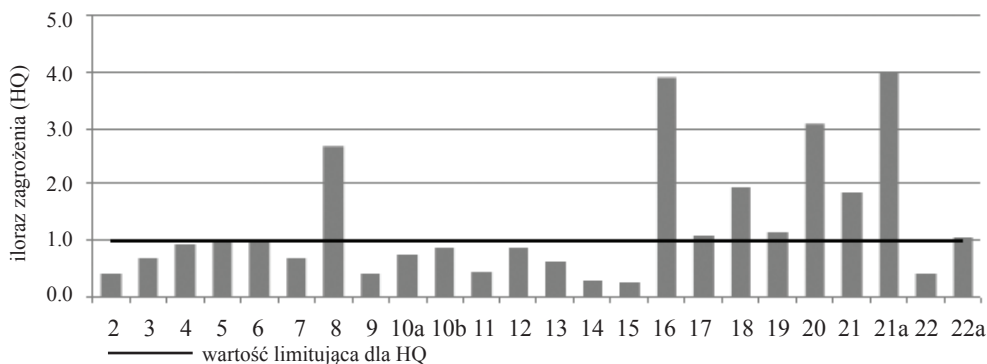
Źródło: Klimkowicz-Pawlas i in., 2009 (28).

Natomiast źródła emisji niezorganizowanej mogą stanowić: emisja pyłowo-gazowa z procesu koksowania węgla oraz emisja substancji chemicznych z procesu produkcji węglowodników, emisja pyłu węglowego ze składowisk węgla i hałd pogórnicych, ponadto niekontrolowane wypalanie traw (10, 22).

W oparciu o analizę potencjalnych źródeł zanieczyszczenia stwierdzono, iż podstawowym zagrożeniem na badanym terenie są wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, które mogą negatywnie oddziaływać na organizmy glebowe i wpływać na zaburzenie siedliskowych i produkcyjnych funkcji gleb (29, 34).

Metoda TRIAD – etapy wstępne

Klimkowicz-Pawlas i in. (31) przeprowadzili wstępne etapy procedury ERA: ocenę skriningową i badania wstępne. W badaniach skriningowych do oceny ryzyka wykorzystano iloraz zagrożenia (HQ), który uzyskano z porównania zawartości 9WWA w próbkach glebowych z obowiązującymi w Polsce regulacjami prawnymi (17); wartość graniczna dla 9WWA wynosi 1 mg kg^{-1} – rysunek 8.



Rysunek 8. Wartości ilorazu zagrożenia (HQ); porównanie zawartości 9WWA z wartością graniczną wg polskich regulacji prawnych (17)

Źródło: Klimkowicz-Pawlas i in., 2013 (31), zmodyfikowane.

Obliczone wartości HQ mieściły się w zakresie 0,27-4,01 (rys. 8). Wykazano (31), iż w 9 punktach badawczych (46% terenu) może zaznaczać się potencjalny szkodliwy wpływ WWA na receptory ekologiczne, dla których należy przeprowadzić kolejny etap procedury oceny ryzyka – badania wstępne. W drugim etapie uwzględniono 3 drogi oceny (LoE): chemiczną (Chem-LoE), ekotoksykologiczną (Ecotox-LoE) i ekologiczną (Ecol-LoE). Ocenę chemiczną oparto na oznaczeniach całkowitej zawartości 9 WWA w próbkach glebowych, w ekotoksykologicznej LoE zastosowano mikrobiotest Toxi-screening oparty o aktywność bakterii *Vibrio fischeri*, a w ekologicznej LoE – pomiary oddychania indukowanego łatwo rozkładalnym substratem.

Tabela 2

Wskaźniki ryzyka dla indywidualnych linii dowodowych i zintegrowany wskaźnik ryzyka
wyznaczone dla etapu 2;

Etap 2	Punkty badawcze								
	8	16	17	18	19	20	21	21a	22a
Chem-LoE	0,60	0,70	0,31	0,51	0,33	0,65	0,50	0,71	0,31
Ecotox-LoE	0,09	0,16	0,14	0,68	0,20	0,63	0,22	0,20	0,21
Ecol-LoE	0,33	0,01	0,01	0,71	0,01	0,07	0,01	0,36	0,01
IR	0,38	0,37	0,16	0,64	0,19	0,51	0,24	0,47	0,18

Źródło: Klimkowicz-Pawlas i in., 2013 (31), zmodyfikowane.

Chem-LoE chemiczna droga oceny (zawartość 9WWA), Ecotox-LoE ekotoksykologiczna droga oceny (oparta o aktywność *V. fischeri*), Ecol-LoE ekologiczna droga oceny (oparta o oddychanie indukowane), IR wartości ryzyka zintegrowanego – szarym kolorem zaznaczono wartości powyżej limitu ryzyka akceptowalnego (0,25) dla gleb użytkowanych rolniczo wg Niemeyer i in., 2010 (42).

Dla każdego punktu badawczego i każdej z linii dowodów wyznaczono wskaźniki ryzyka zgodnie z metodyką proponowaną przez Jensen'a i Mesman (27), która obejmowała trzy etapy: skalowanie wyników w ramach indywidualnych LoE, integrowanie informacji z poszczególnych LoE oraz obliczenie zintegrowanego wskaźnika ryzyka (IR). Wartości wskaźnika ryzyka dla Chem-LoE mieściły się w zakresie 0,31-0,71 i były wyraźnie wyższe od wskaźnika dla ekotoksykologicznej i ekologicznej LoE (tabela 2). Zintegrowany wskaźnik ryzyka przyjmował wartości w zakresie 0,16-0,64 (31); w czterech przypadkach były to wartości niższe od 0,25, co wskazuje na brak ryzyka ekologicznego w tych punktach badawczych (42). Wyznaczenie indeksu IR pozwoliło na wytypowanie obszaru o wysokim ryzyku ekologicznym ($IR > 0,25$) w stosunku do funkcji siedliskowej gleby, dla którego konieczne jest przeprowadzenie kolejnego etapu procedury ERA (rys. 5) – badań szczegółowych.

Podsumowanie

Jednym z najpoważniejszych zagrożeń dla siedliskowych funkcji gleb użytkowanych rolniczo, wymienionym w dokumencie Europejskiej Ramowej Strategii Ochrony Gleb, jest zanieczyszczenie szkodliwymi substancjami chemicznymi, w tym związkami organicznymi z grupy WWA. Zbyt wysoka zawartość zanieczyszczeń może wpływać negatywnie na organizmy glebowe, na obniżenie bioróżnorodności i pogorszenie jakości gleb. W celu oceny stanu zagrożenia ekosystemów glebowych na obszarach szczególnie narażonych na degradację chemiczne stosowane są metody oceny ryzyka ekologicznego (ang. *Ecological Risk Assessment* – ERA).

Ocena ryzyka ekologicznego jest procesem wieloetapowym, w którym oszacowuje się prawdopodobieństwo wystąpienia negatywnych skutków ekologicznych w wyniku narażenia na oddziaływanie jednego lub więcej czynników powodujących stres. Procedury ERA mogą być stosowane zarówno w celu określenia prawdopodobieństwa

wystąpienia ujemnych efektów wynikających z wprowadzenia nowych substancji do środowiska, jak i dla oceny ekologicznych skutków istniejącego już zanieczyszczenia środowiska. Pierwsza grupa tych działań została ujęta w prawodawstwie Unii Europejskiej, natomiast wykorzystywanie procedur ERA dla oceny tzw. „ryzyka środowiskowego” nie jest objęte aktem prawnym i, jak dotychczas, wykorzystywane jest w praktyce w bardzo ograniczonym zakresie.

Procedury ERA są prowadzone w kilku krajach UE, ale do charakterystyki ryzyka wykorzystywane są różne narzędzia oceny. Większość istniejących procedur oceny ryzyka skupia się na ocenie różnorodności gatunków, wykorzystuje się najczęściej rozkład wrażliwości gatunków (SSD), z którego wyznacza się frakcję zagrożonych gatunków (PAF). W niektórych procedurach brane są pod uwagę procesy ekologiczne (ang. Ecosystem services) jak np. obieg pierwiastków, rozkład materii organicznej czy tworzenie struktury gleby. Dość powszechnie stosowany jest (choć krytykowany) tzw. iloraz zagrożenia obliczany przez proste porównanie zawartości zanieczyszczeń zmierzonej w środowisku z odpowiednimi wartościami granicznymi zawartymi w regulacjach prawnych. W ocenie ryzyka związanego z obecnością mieszanin wykorzystuje się równoważniki toksyczności (TEF) lub jednostki toksyczności (TU). Zagadnieniem bardzo trudnym jest natomiast ocena ryzyka w oparciu o specyficzne warunki środowiskowe i specyficzne narażenie na danym terenie. Bardzo efektywną i obiecującą procedurą jest tzw. procedura TRIAD, łącząca różnorodne drogi oceny (LoE) oparte o pomiary chemiczne, toksykologiczne i ekologiczne, która ciągle jest dopracowywana w odniesieniu do środowiska glebowego. Zaletą tej multidyscyplinarnej metody jest możliwość zmniejszenia liczby fałszywie pozytywnych i fałszywie negatywnych wniosków formułowanych w procesie oceny ryzyka ekologicznego. Zastosowanie procedury TRIAD do oceny ryzyka terenu narażonego na oddziaływanie WWA oraz wyznaczenie wskaźników ryzyka (IR) pozwoliło na wytypowanie obszaru o wysokim ryzyku ekologicznym, który należałoby wyłączyć z użytkowania rolniczego i/lub przeprowadzić zabiegi remediacyjne.

Literatura

1. Ashton D., Benstead R., Bradford P., Whitehouse P.: An ecological risk assessment framework for contaminants in soil. Science report SC070009/SR1. ISBN: 978-1-84432-939-7, Environment Agency, United Kingdom, 2008, pp. 41.
2. Barański A., Gworek B.: Ocena ryzyka zdrowotnego i środowiskowego pochodzącego od gruntów zanieczyszczonych produktami naftowymi. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa, 2004, pp. 84.
3. Bubak A., Gzyl J.: Wykorzystanie wyników oceny ryzyka ekologicznego do priorytetyzacji źródeł zagrożeń środowiskowych pestycydami w miejscu badawczym w Jaworznie. W: Mat. Warsztatów Naukowych „Ocena ryzyka zdrowotnego i środowiskowego na terenach rolniczych narażonych na oddziaływanie zanieczyszczeń chemicznych”, IUNG-PIB Puławy, 9-10 październik, 2012, 21-22.

4. Bull S., Collins Ch.: Promoting the use of BaP as a marker for PAH exposure In UK soils. *Environ. Geochem. Health*, 2013, **35**: 101-109.
5. Cao Z., Liu J., Luan Y., Li Y., Ma M., Xu J., Han S.: Distribution and ecosystem risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Luan River, China. *Ecotoxicology*, 2010, **19**: 827-837.
6. Cao X.F., Liu M., Song Y.F., Ackland M.L.: Composition, sources, and potential toxicology of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in agricultural soils in Liaoning, People's Republic of China. *Environ. Monit. Assess.*, 2013, **185**: 2231-2241.
7. Carlon C. (Ed.): Derivation methods of soil screening values in Europe. A review and evaluation of national procedures towards harmonization. European Commission, Joint Research Centre, Ispra, EUR 22805-EN, 2007, pp. 306.
8. CCME: A framework for ecological risk assessment: General Guidance. The National Contaminated Sites Remediation Program. Canadian Council of Ministers of the Environment), Canada, March 1997.
9. Chapman P.M., Anderson B., Carr S., Engle V., Green R., Hameedi J., Harmon M., Haverland P., Hyland J., Ingersoll Ch., Long E., Rotgers J., Salazar M., Sibley P.K., Smith P.J., Swartz R.C., Thompson B., Windom H.: General Guidelines for using the Sediment Quality Triad. *Marine Poll. Bull.*, 1997, **34**: 368-372.
10. Chylak A., Blarowski A., Dzikoń J., Giza T., Kukla P.: Program Ochrony środowiska dla gminy i miasta Czerwionka-Leszczyny. 2008, http://www.czerwionka-leszczyny.pl/bip/inf_urz/plany_i_programy.html.
11. COM(2006) 231 final. 2006. Communication from the Commission of the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Thematic Strategy for Soil Protection. 22 September 2006. Brussels.
12. Crevecoeur S., Debacker V., Joaquim-Justo C., Gobert S., Scippo M.-L., Dejonghe W., Martin P., Thome J.-P.: Groundwater quality assessment of one former industrial site in Belgium using a TRIAD-like approach. *Environ. Poll.*, 2011, 159: 2461-2466.
13. Critto A., Torresan S., Semenzin E., Giove S., Mesman M., Schouten A.J., Ritgers M., Marcomini A.: Development of site-specific ecological risk assessment for contaminated sites: Part I. A multi-criteria based system for selection of ecotoxicological tests and ecological observations. *Sci. Total Environ.*, 2007, **379**: 16-33.
14. Čupr P., Bartoš T., Sáňka M., Klánová J., Mikeš O., Holoubek I.: Soil burdens of persistent organic pollutants – Their levels, fate and risks Part III. Quantification of the soil burdens and related health risks in the Czech Republic. *Sci. Total Environ.*, 2010, **408**: 486-494.
15. Dagnino A., Sforzini S., Dondero F., Fenoglio S., Bona E., Jensen J., Viarengo A.: A „Weight-of-Evidence” approach for the integration of environmental “Triad” data to assess ecological risk and biological vulnerability. *Integr. Environ. Assess. Manag.*, 2008, **4**: 314-326.
16. Dagnino A., Bo T., Copetta A., Fenoglio S., Oliveri C., Bencivenga M., Felli A., Viarengo A.: Development and application of an innovative expert decision support system to manage sediments and to assess environmental risk in freshwater ecosystems. *Environment International*, 2013, **60**: 171-182.
17. Dz. U. 02.165.1359, 2002: Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi.
18. Dušek L., Jarkovsky J., Holoubek I., Kubik V., Hřebiček J., Čupr P., Hilscherová K., Gelnarová E., Némethová D., Hofman J., Klánová J., Koptiková J., Hejč M.: Methodology of Ecological Risk Assessment – Tutorial Based on Case Study „Zlin”. RECETOX & IBA, Masaryk University, Brno, Czech Republic, 2007, pp. 95.
19. Faber J.H., Van Wensem J.: Elaborations on the use of the ecosystem services concept for application in ecological risk assessment for soils. *Sci. Total Environ.*, 2012, **415**: 3-8.

20. Fisher T.T., Law R.J., Rumney H.S., Kirby M.F., Kelly C.: Towards a scheme of toxic equivalency factors (TEFs) for the acute toxicity of PAHs in sediment. *Ecotox. Environ. Safety*, 2011, **74**: 2245-2251.
21. Gómez-Gutiérrez A., Garnacho E., Bayona J.M., Albaigés J.: Screening ecological risk assessment of persistent organic pollutants in Mediterranean sea sediments. *Environment International*, 2007, **33**: 867-876.
22. Grzesik K., Mikołajczak J.: The possibility of utilisation the old heaps to locate the new waste facilities, on the example of the Debiensko I coal mine. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi*, 2008, **24**: 439-452.
23. Gutiérrez S., Fernandez C., Barata C., Tarazona J.V.: Forecasting risk along a river basin using a probabilistic and deterministic model for environmental risk assessment of effluents through ecotoxicological evaluation and GIS. *Sci. Total Environ.*, 2009, **408**: 294-303.
24. Gworek B., Barański A., Czarnomski K., Sienkiewicz J., Porębka G.: Procedura oceny ryzyka w zarządzaniu gruntami zanieczyszczonymi metalami ciężkimi. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa, 2000, pp. 89.
25. Hill R.A.H., Chapman P.M., Mann G.S., Lawrance G.S.: Level of detail in ecological risk assessments. *Marine Environmental Bulletin*, 2000, **40**: 471-477.
26. Hull R.N., Swanson S.: Sequential analysis of Lines of Evidence – an advanced Weight-of-Evidence approach for Ecological Risk assessment. *Integr. Environ. Assess. Manag.*, 2006, **2**: 302-311.
27. Jensen J., Mesman M.: Ecological risk assessment of contaminated land—decision support system for site specific investigation. RIVM report No 711701047, 2006, pp. 137.
28. Klimkowicz-Pawlas A., Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B.: Raport końcowy z tematu badawczego 4.1.2. Ocena ryzyka ekologicznego związanego z zanieczyszczeniem związkami organicznymi gleb użytkowanych rolniczo. IUNG-PIB Puławy, 2009.
29. Klimkowicz-Pawlas A.: Oddziaływanie wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych na siedliskową funkcję gleby. Monografie i rozprawy naukowe, 22, IUNG-PIB, Puławy, 2009, pp. 92.
30. 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. *Journal of Food Agriculture and Environment*, 2012, **10(1)**: 675-680.
31. Klimkowicz-Pawlas A., Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B.: Ecological risk assessment for soils contaminated with PAHs – treats to soil habitat function. W: Conference proceedings ISBN 978-80-88833-59-8. International Conference Contaminated sites. 29-31 May 2013, Bratislava, Slovak Republic, 2013, 69-72.
32. Liu X., Xu M., Yang Z., Sun T., Cui B., Wang L., Wu D.: Sources and risk of polycyclic aromatic hydrocarbons in Baiyangdian Lake, North China. *J. Environ. Sci. Health, Part A*, 2010, **45**: 413-420.
33. Long E.R., Chapman P.M.: A sediment quality triad: measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition in Puget sound. *Marine Environ Bull.*, 1985, **16**: 405-415.
34. Maliszewska-Kordybach B., Klimkowicz-Pawlas A., Smreczak B., Janusauskaite D.: Ecotoxic effect of phenanthrene on nitrifying bacteria in soils of different properties. *J. Environ. Qual.*, 2007, **36**: 1635-1645.
35. 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.
36. 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.

37. Maliszewska-Kordybach B., Klimkowicz-Pawlas A., Smreczak B.: Soil reference materials in ecotoxicity testing – Application of the concept of EURO-Soils to soils from Poland. *Polish J. of Environ. Stud.*, 2008, **17(2)**: 257-266.
38. Merrington G., Crane M., Ashton D., Benstead R.: Guidance on the use of soil screening values in ecological risk assessment. Science report SC070009/SR2b. Environment Agency, United Kingdom, 2008, pp. 37.
39. Moreno-Jimenez E., Garcia-Gomez C., Oropesa A.L., Esteban E., Haro A., Carpena-Ruiz R., Tarazona J.V., Penalosa J.M., Fernandez M.D.: Screening risk assessment tools for assessing the environmental impact in an abandoned pyritic mine in Spain. *Sci. Total Environ.*, 2011, **409**: 692-703.
40. NEPC: National Environment Protection (Assessment of Site Contamination) Measure, Schedule B(5), Guideline on Ecological Risk Assessment, National Environment Protection Council, Adelaide, Australia, 1999, pp. 45.
41. NEPC: National Environment Protection (Assessment of Site Contamination) Measure, Schedule B(5a), Guideline on Ecological Risk Assessment, National Environment Protection Council, F2013L00768, Adelaide, Australia, 2013, pp. 35.
42. Niemeyer J.C., Moreira-Santos M., Nogueira M.A., Carvalho G.M., Ribeiro R., Da Silva E.M., Sousa J.P.: Environmental risk assessment of a metal-contaminated area in the Tropics. Tier I: screening phase. *J. Soils Sediments*, 2010, **10**: 1557-1571.
43. Niklińska M., Chodak M., Laskowski R.: Ekologiczne metody oceny skutków zanieczyszczenia gleb. Uniwersytet Jagielloński, Kraków, 2005, pp. 89.
44. Peng C., Chen W., Liao X., Wang M., Ouyang Z., Jiao W., Bai Y.: Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban soils of Beijing: Status, sources, distribution and potential risk. *Environ. Poll.*, 2011, **159**: 802-808.
45. Perrodin Y., Boillot C., Angerville R., Donguy G., Emmanuel E.: Ecological risk assessment of urban and industrial systems: A review. *Sci. Total Environ.*, 2011, **409**: 5162-5176.
46. Ribé V., Aulenius E., Nehrenheim E., Martell U., Odlare M.: Applying the Triad method in risk assessment of a former surface treatment and metal industry site. *J. Hazardous Materials*, 2012, **207-208**: 15-20.
47. Rodrigues S.M., Pereira M.E., Ferreira da Silva E., Hursthouse A.S., Duarte A.C.: A review of regulatory decisions for environmental protection: Part I – Challenges in the implementation of national soil policies. *Environ. Intern.*, 2009, **35**: 202-213.
48. Rutgers M., Faber J.H., Postma J. F, Eijsackers H.: Site-specific ecological risks: A basic approach to the function-specific assessment of soil pollution. Report 28. The Netherlands Integrated Research Programme, 2000, pp. 18.
49. Rutgers M., Den Besten P.: Approach to legislation in a global context. B. The Netherlands perspective – soils and sediments. W: Environmental toxicity testing. Thompson K.C., Wadhia K., Loibner A.P. (eds.), UK: Blackwell Publishing CRC Press, 2005, 269-289.
50. Rutgers M., Jensen J.: Site-specific ecological risk assessment. Chapter 15. W: Swartjes F.A., editor. Dealing with contaminated sites. From theory towards practical application. Dordrecht: Springer publishers, 2011, pp. 693-720.
51. Semenzin E., Critto A., Rutgers M., Marcomini A.: Integration of bioavailability, ecology and ecotoxicology by three lines of evidence into ecological risk indexes for contaminated soil assessment. *Sci. Total Environ.*, 2008, **389**: 71-86.
52. Smreczak B., Maliszewska-Kordybach B., Klimkowicz-Pawlas A.: Application of different criteria for the assessment of arable soil pollution with PAHs. *Zemės ūkio mokslai*, 2008, **15**: 55-58.
53. Solomon K.R., Sibley P.: New concepts in ecological risk assessment: where do we go from here?, *Marine Pollution Bulletin*, 2002, **44**: 279-285.
54. Sutter II G. W., Efrogmson R. A., Sample B. E., Jones D. S.: Ecological risk assessment for contaminated sites. CRC Press Taylor & Francis Group, Boca Raton, London, New York, Singapore, 2000, pp. 438.

55. Sutter II G.W., Cormier S.M.: Why and how the combine evidence in environmental assessments: Weighing evidence and building cases. *Sci. Total Environ.*, 2011, **409**: 1406-1417.
56. Swartjes F.A., Carlon C., De Wit N.H.S.M.: The possibilities for the EU-wide use of similar ecological risk-based soil contamination assessment tools. *Sci Total Environ.*, 2008, **406**: 523-529.
57. Swartjes F.A.: Introduction to contaminated site management. Chapter 1. W: Swartjes F.A., editor. *Dealing with contaminated sites. From theory towards practical application.* Dordrecht: Springer publishers, 2011, pp. 3-89.
58. Swartjes F.A., Breure A.M., Beaulieu M.: Introduction to ecological risk assessment. Chapter 13. W: Swartjes F.A., editor. *Dealing with contaminated sites. From theory towards practical application.* Dordrecht: Springer publishers, 2011, pp. 573-624.
59. Swartjes F.A., Rutgers M., Lijzen J.P.A., Janssen P.J.C.M., Otte P.F., Wintersen A., Brand E., Posthuma L.: State of the art of contaminated site management in The Netherlands: Policy framework and risk assessment tools. *Sci. Total Environ.*, 2012, **427-428**: 1-10.
60. Tarazona J.V., Vega M.M.: Hazard and risk assessment of chemicals for terrestrial ecosystems. *Toxicology*, 2002, **181**: 187-191.
61. 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.
62. TGD: Technical Guidance document on risk assessment in support of Commission Directive 93/66/EEC on risk assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances and Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. European Commission, Joint Research Centre, European Chemical Bureau, EUR 20418 EN/4, 2003, pp. 1009.
63. US EPA: Guidelines for Ecological Risk Assessment. EPA/630/R-95/002F. Risk Assessment Forum, Washington. 1998, pp. 124.
64. Wcisło E., Ioven D., Kucharski R., Szdzuj J.: Human health risk assessment case study: an abandoned metal smelter site in Poland. *Chemosphere*, 2002, **47**: 507-515.
65. Wcisło E.: Polish Soil Quality Standards Versus Risk-Based Soil Screening Levels for Metals and Arsenic. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 2012, **18(3)**: 569-587.
66. Weeks J.M., Sorokin N., Johnson I.J., Whitehouse P., Ashton D., Spurgeon D., Hankard P., Svendsen C., Hart A.: Biological test methods for assessing contaminated land. Stage 2 – A demonstration of the use of framework for the ecological risk assessment of land contamination. Science Group Report P5-069/TR1. Environment Agency, United Kingdom, 2004, pp. 106.
67. Yang B., Xue N., Zhou L., Li F., Cong X., Han B., Li H., Yan Y., Liu B.: Risk assessment and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils of Huanghuai plain, China. *Ecotox. Environ. Safety*, 2012, **84**: 304-310.
68. Załęska-Radziwiłł M.: *Badania ekotoksykologiczne w procesie ekologicznej oceny ryzyka w środowisku wodnym.* Politechnika Warszawska, Warszawa, 2007, pp. 197.

Adres do korespondencji

dr inż. Agnieszka Klimkowicz-Pawlas
Zakład Gleboznawstwa Erozji i Ochrony Gruntów
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy
tel. 81 886 34 21 w. 318
e-mail: agnes@iung.pulawy.pl

