Opracowanie propozycji rozwiązań dotyczących procedury oceny występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska w przypadku stwierdzenia przekroczenia dopuszczalnych zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie, ziemi lub wodach gruntowych oraz zasad wyboru właściwego sposobu i technologii przeprowadzania remediacji

Opracowanie eksperckie

Zamawiający:

Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska

Wykonawca:

Konsorcjum REMEDIUM:

Cenia-Ekspertyzy Anicenta Bubak

Akademia Górniczo-Hutnicza
im. Stanisława Staszica w Krakowie

Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi
i Energią PAN

Geo-Logik Wojciech Irmiński

HYDROEKO – Biuro Poszukiwań i Ochrony
Wód Andrzej Rodzoch

Uniwersytet Rolniczy
im. Hugona Kołłątaja w Krakowie

URBI CONSULTING Tomasz Sławiński

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna
Rzeczpospolita Polska
Unia Europejska Fundusz Spójności

Nazwisko autora	Afiliacja
Dr Anicenta Bubak	Cenia-Ekspertyzy Anicenta Bubak
Dr inż. Agnieszka Gruszecka-Kosowska	Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica w Krakowie
Dr hab. inż. Magdalena Wdowin	Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią PAN
Dr Wojciech Irmiński	Geo-Logik Wojciech Irmiński
Mgr Andrzej Rodzoch	HYDROEKO – Biuro Poszukiwań i Ochrony Wód Andrzej Rodzoch
Dr hab. inż. Tomasz Zaleski	Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie
Dr Tomasz Sławiński	URBI CONSULTING Tomasz Sławiński
Radca Prawny Ewa Rutkowska-Subocz	Dentons Europe Dąbrowski i Wspólnicy sp. k.
Adwokat Kornelia Piela	Dentons Europe Dąbrowski i Wspólnicy sp. k.

Opracowanie jest sfinansowane w ramach realizacji projektu nr POPT.02.01.00-00-0172/17 „Kontynuacja wsparcia funkcjonowania sieci organów środowiskowych i instytucji zarządzających funduszami unijnymi "Partnerstwo: Środowisko dla Rozwoju" w latach 2018-2019”, dofinansowanego ze środków Funduszu Spójności w ramach Programu Operacyjnego Pomoc Techniczna 2014-2020, Oś priorytetowa 2 – Skuteczny i efektywny system realizacji polityki spójności; Działanie 2.1 – Wsparcie instytucji”

Przedmowa

Niniejsza praca stanowi kolejny etap ekspertyzy pt. „Analiza informacji niezbędnych do dokonywania oceny występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska w przypadku stwierdzenia przekroczenia dopuszczalnych zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie, ziemi lub wodach gruntowych" wykonanej w roku 2017 dla GDOŚ przez eksperckie Konsorcjum „CHMURAL".

Obecne opracowanie składa się zasadniczo z trzech części. Pierwsza część to dalsze wprowadzenie do oceny znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska. Obejmuje ono omówienie metodyk referencyjnych modelowania rozprzestrzeniania się substancji zanieczyszczających w glebie, ziemi i w wodach gruntowych przedstawione w rozdziale 2 oraz kryteria pozwalające odróżnić zanieczyszczoną glebę lub ziemię od obecności odpadów w środowisku zamieszczone w rozdziale 9.

Część druga przedstawiona w rozdziałach 3 i 4, odnosi się do zasad, procedury, formularza oraz dokumentacji, które pozwolą w jednoznaczny sposób określić czy w danym przypadku, gdy stwierdzono przekroczenie dopuszczalnych zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie lub w ziemi, występuje na danym terenie zanieczyszczonym znaczące zagrożenie dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska.

Część druga dokumentu została przygotowana w taki sposób, aby ustalić wymagania, które należy spełnić dokonując oceny występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska. Zaproponowany zestaw dokumentacji pozwala i ułatwia wykonanie oceny występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska, a jednocześnie stanowi wykaz załączników, które powinny być przedkładane wraz z planem remediacji. Wykaz dokumentów udowadnia czynności wykonane w ramach oceny znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska i odpowiada pytaniom kontrolnym zawartym w formularzu. Jego celem jest umożliwienie opracowującemu plan remediacji oraz regionalnemu dyrektorowi ochrony środowiska określenia czy w przypadku, gdy stwierdzono przekroczenie dopuszczalnych zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie lub w ziemi, występuje na terenie zanieczyszczonym znaczące zagrożenie dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska.

Część trzecia obejmująca rozdziały 5, 6, 7, 8 i 10 została poświęcona procesom remediacji.

W części trzeciej przedstawiono opis wykonywanych aktualnie w Polsce technologii przeprowadzenia remediacji, wraz z podaniem ich orientacyjnych kosztów, propozycję zasad, które w oparciu o przeprowadzoną ocenę zagrożenia dla zdrowia ludzi i stanu środowiska, pozwolą wybrać właściwy sposób przeprowadzenia remediacji, procedurę przeprowadzenia analizy kosztów i korzyści, jaka musi być przedstawiona celem odstąpienia od obowiązku usunięcia zanieczyszczenia do dopuszczalnej zawartości na rzecz innego sposobu przeprowadzenia remediacji, analizę czy i w jakich przypadkach dopuszczalne powinno być w ramach remediacji on-site lub ex-situ usunięcie zanieczyszczenia gleby lub ziemi wraz z glebą lub ziemią, z uwzględnieniem potrzeby ochrony gleby i ziemi w ich naturalnym położeniu.

Autorzy dokumentu wzmacniają wyrażony poprzednio pogląd, że jeśli w wyniku przeprowadzonej oceny znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi i stanu środowiska będzie wynikała konieczność remediacji zanieczyszczonych gruntów, w pierwszej kolejności należy umożliwić naturalne oczyszczenie terenu, ograniczyć możliwość rozprzestrzeniania zanieczyszczeń, czy zmniejszyć ich ilość. Natomiast zastosowanie remediacji poprzez usuwanie zanieczyszczeń wraz z powierzchnią ziemi, jako prowadzące do bezpowrotnych strat w materii organicznej oraz uszczerbku w związanych z nią ekosystemach, może zachodzić tylko w przypadkach szczególnych. W niniejszym dokumencie wskazano na zmianę sposobu użytkowania terenu jako metodę remediacji, która pozwala pozostawić glebę i ziemię w ich naturalnym położeniu.

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna
Rzeczpospolita Polska
Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska
Unia Europejska Fundusz Spójności

Spis treści

Nazwy i skróty wykorzystywane w opracowaniu 7
1. Wstęp 13
2. Referencyjne metodyki modelowania rozprzestrzeniania się substancji powodujących zanieczyszczenie w glebie, ziemi i wodach gruntowych 15
2.1. Przegląd polskich i światowych norm, wytycznych i innych dokumentów w zakresie modelowania migracji zanieczyszczeń w środowisku gruntowo-wodnym 15
2.2. Modelowanie migracji zanieczyszczeń w środowisku gruntowo-wodnym – podstawowe informacje 16
2.3. Przegląd narzędzi informatycznych wykorzystywanych w modelowaniu migracji zanieczyszczeń w środowisku gruntowo-wodnym 19
2.4. Modelowanie migracji zanieczyszczeń w zastosowaniach praktycznych - przegląd publikacji krajowych i zagranicznych 22
2.5. Przykłady zastosowania zaproponowanych metodyk badań modelowych migracji zanieczyszczeń w środowisku gruntowo-wodnym 23
3. Propozycja zasad, procedury oraz formularza, które pozwolą w jednoznaczny sposób określić czy w danym przypadku, gdy stwierdzono przekroczenie dopuszczalnych zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie lub w ziemi, występuje na danym terenie zanieczyszczonym znaczące zagrożenie dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska 35
3.1. Usystematyzowanie informacji na temat substancji powodujących ryzyko 35
3.2. Podejście do dopuszczalnych zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie i ziemi 63
3.2.1. Lista Holenderska 63
3.2.2. Ekologiczne wskaźniki US EPA 68
3.2.3. Ocena ryzyka zdrowotnego 72
3.3. Określenie warunków wykonywania i wykorzystywania wyników badań biodostępności 77
3.4. Określenie niezbędnych informacji o terenie zanieczyszczonym, na którym stwierdzono przekroczenie dopuszczalnych zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie lub w ziemi 78
3.5. Zestaw informacji koniecznych do scharakteryzowania terenu ze względu na sposób użytkowania zanieczyszczonego terenu 89
3.6. Minimalne wymagania dotyczące zakresu i sposobu wykonania analiz modelowych rozprzestrzeniania się substancji powodujących zanieczyszczenie w glebie, ziemi i wodach gruntowych 91
3.6.1. Ogólny schemat prowadzenia prac modelowych 91
3.6.2. Projektowanie i ocena zasadności wykonania badań modelowych 94
3.6.3. Dane potrzebne do wykonania badań modelowych i źródła ich pozyskania 96
3.7. Minimalne wymagania dla oceny występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi z wykorzystaniem oceny ryzyka zdrowotnego 96
3.8. Minimalne wymagania dla oceny występowania znaczącego zagrożenia dla stanu środowiska z wykorzystaniem oceny ryzyka ekologicznego 102

3.9. Formularz pozwalający określić, czy w przypadku przekroczenia zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie lub ziemi, występuje na danym terenie zanieczyszczonym znaczące zagrożenie dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska 106

4. Propozycja zakresu dokumentacji, która powinna być dołączona do projektu planu remediacji w celu potwierdzenia występowania lub braku występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska na danym terenie zanieczyszczonym..... 110

5. Opis wykonywanych aktualnie w Polsce technologii przeprowadzenia remediacji wraz z podaniem ich orientacyjnych kosztów 117

6. Propozycja zasad, które w oparciu o przeprowadzoną ocenę znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska pozwolą wybrać i uzasadnić właściwy sposób remediacji..... 127

7. Procedura przeprowadzenia analizy kosztów i korzyści jaka musi być przedstawiona celem odstąpienia od obowiązku usunięcia zanieczyszczenia do dopuszczalnej zawartości na rzecz innego sposobu przeprowadzenia remediacji 129

8. Analiza, czy i w jakich przypadkach dopuszczalne powinno być w ramach remediacji on-site lub ex-situ usunięcie zanieczyszczenia gleby lub ziemi wraz z glebą lub ziemią, z uwzględnieniem potrzeby ochrony gleby i ziemi w ich naturalnym położeniu 139

9. Kryteria pozwalające odróżnić zanieczyszczoną glebę lub ziemię od obecności odpadów w środowisku 143

10. Wytyczne dotyczące bezpiecznej dla zdrowia ludzi procedury przekształcenia terenów narażonych na skutki działalności powodujących zanieczyszczenia powierzchni ziemi na tereny o innym przeznaczeniu 187

11. Propozycje zmian w przepisach wynikające z konieczności dokonania remediacji 193

12. Podsumowanie 198

13. Piśmiennictwo 203

14. Spis tabel 210

15. Spis rysunków 210

16. Załączniki 211

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna
Rzeczpospolita Polska
Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska
Unia Europejska Fundusz Spójności

Nazwy i skróty wykorzystywane w opracowaniu

Nazwy aktów prawnych	Znaczenie
Dyrektywa IED	oznacza dyrektywę Parlamentu Europejskiego i Rady 2010/75/UE z dnia 24 listopada 2010 roku w sprawie emisji przemysłowych (zintegrowane zapobieganie zanieczyszczeniom i ich kontrola) (Dz. U.UE z 2010 roku L 334, str. 17-119)
Dyrektywa Szkodowa	oznacza dyrektywę 2004/35/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 21 kwietnia 2004 roku w sprawie odpowiedzialności za środowisko w odniesieniu do zapobiegania i zaradzania szkodom wyrządzonym środowisku naturalnemu (Dz. U. UE z 2004 roku L 143, str. 56-75)
Prawo Budowlane	oznacza ustawę z dnia 7 lipca 1994 r. Prawo budowlane (t.j. Dz. U. z 2018 r. poz. 1202 z późn. zm.)
Prawo geodezyjne i kartograficzne	oznacza ustawę z dnia 17 maja 1989 r. - Prawo geodezyjne i kartograficzne (t.j. Dz. U. z 2019 r. poz. 725 z późn. zm.)
Prawo Geologiczne i Górnicze	oznacza ustawę z dnia 9 czerwca 2011 r. - Prawo geologiczne i górnicze (t.j. Dz. U. z 2019 r. poz. 868)
Prawo Wodne	oznacza ustawę z dnia 20 lipca 2017 roku - Prawo wodne (t.j. Dz. U. z 2018 r. poz. 2268 z późn. zm.)
Ramowa Dyrektywa Wodna	oznacza dyrektywę nr 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiającą ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej (Dz. U. UE z 2000 roku L 327, str.1-73)
Rozporządzenie CLP	oznacza rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (WE) nr 1272/2008 z dnia 16 grudnia 2008 roku w sprawie klasyfikacji, oznakowania i pakowania substancji i mieszanin (Dz. U. UE z 2008 roku L 353, str. 1-1355)
Rozporządzenie o dioksynach i polichlorowanych bifenylach	oznacza rozporządzenie Komisji UE nr 277/2012 z dnia 28 marca 2012 roku zmieniające załączniki I i II dyrektywy 2002/32/WE Parlamentu Europejskiego i Rady w odniesieniu do maksymalnych poziomów i progów podejmowania działań w przypadku dioksyn i polichlorowanych bifenyli (Dz. U. UE z 2012 roku L 91, str. 1-7)
Rozporządzenie w sprawie charakterystyki odpadów wydobywczych	oznacza rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 20 czerwca 2013 r. w sprawie charakterystyki odpadów wydobywczych (Dz. U. poz. 759)
Rozporządzenie w sprawie dopuszczania odpadów do składowania na składowiskach	oznacza rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 16 lipca 2015 r. w sprawie dopuszczania odpadów do składowania na składowiskach (Dz. U. poz. 1277)
Rozporządzenie w sprawie działań naprawczych	oznacza rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 roku w sprawie działań naprawczych (Dz. U. z 2016 roku, poz. 1396)
Rozporządzenie w sprawie gleboznawczej klasyfikacji gruntów	oznacza rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 12 września 2012 roku w sprawie gleboznawczej klasyfikacji gruntów (Dz.U. z 2012 roku poz. 1246)
Rozporządzenie w sprawie katalogu odpadów	oznacza rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 grudnia 2014 r. w sprawie katalogu odpadów (Dz. U. z 2014 poz. 1923)
Rozporządzenie w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych	oznacza rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 grudnia 2015 roku w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych (Dz. U. z roku 2016 poz. 85)
Rozporządzenie w sprawie kryteriów oceny wystąpienia szkody w środowisku	oznacza rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 roku w sprawie kryteriów oceny wystąpienia szkody w środowisku (Dz.U. z 2016 roku, poz. 1399)

Nazwy aktów prawnych	Znaczenie
Rozporządzenie w sprawie kryteriów zaliczania odpadów wydobywczych do odpadów obojętnych	oznacza rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 15 lipca 2011 r. w sprawie kryteriów zaliczania odpadów wydobywczych do odpadów obojętnych (Dz. U. Nr 175, poz. 1048)
Rozporządzenie w sprawie oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi	oznacza rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 roku w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi (Dz. U. z 2016 roku poz. 1395)
Rozporządzenie OZPZ	
Rozporządzenie w sprawie Klasyfikacji Substancji Chemicznych	oznacza rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 10 sierpnia 2012 roku w sprawie kryteriów i sposobu klasyfikacji substancji chemicznych i ich mieszanin (Dz. U. z 2015 roku, poz. 208).
Rozporządzenie w sprawie składowisk odpadów	oznacza rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 30 kwietnia 2013 r. w sprawie składowisk odpadów (Dz. U. poz. 523).
Rozporządzenie w sprawie komunalnych odpadów ściekowych	oznacza rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 6 lutego 2015 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych (Dz. U. poz. 257).
Rozporządzenie w sprawie odzysku odpadów	oznacza rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 11 maja 2015 r. w sprawie odzysku odpadów poza instalacjami i urządzeniami (Dz. U. poz. 796)
Rozporządzenie w sprawie odzysku R10	oznacza rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 20 stycznia 2015 r. w sprawie procesu odzysku R10 (Dz. U. poz. 132).
Rozporządzenie w sprawie podziemnych składowisk odpadów	oznacza rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 28 grudnia 2011 r. w sprawie podziemnych składowisk odpadów (Dz. U. Nr 298, poz. 1771)
Rozporządzenie w sprawie warunków jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków	oznacza rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 18 listopada 2014 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz. U. poz. 1800)
Rozporządzenie w sprawie wykonania niektórych przepisów ustawy o nawozach i nawożeniu	oznacza rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 18 czerwca 2008 r. w sprawie wykonania niektórych przepisów ustawy o nawozach i nawożeniu (Dz. U. Nr 119, poz. 765 z późn. zm.)
Rozporządzenie REACH	oznacza rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (WE) nr 1907/2006 z dnia 18 grudnia 2006 roku w sprawie rejestracji, oceny, udzielania zezwoleń i stosowanych ograniczeń w zakresie chemikaliów (REACH) i utworzenia Europejskiej Agencji Chemikaliów (Dz. U. UE z 2006 roku L 396, str. 1-794)
Rozporządzenie Ozonowe	oznacza rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (WE) nr 1005/2009 z dnia 16 września 2009 roku w sprawie substancji zubożających warstwę ozonową (Dz. U. UE z 2009 roku L 286, str. 1-30 ze zm.)
Rozporządzenie w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie	oznacza rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 12 kwietnia 2002 r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie (t.j. Dz. U. z 2019 r. poz. 1065)
Ustawa CLP	oznacza ustawę z dnia 25 lutego 2011 roku o substancjach chemicznych i ich mieszaninach (Dz. U. z 2018 roku poz. 143 ze zm.)
Ustawa o Nawozach	oznacza ustawę z dnia 10 lipca 2007 r. o nawozach i nawożeniu (t.j. Dz. U. z 2018 r. poz. 1259)
Ustawa MPZP	oznacza ustawę z dnia 27 marca 2003 roku o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym (Dz. U. z 2018 roku poz. 1945 ze zm.)
Ustawa o ochronie gruntów rolnych i leśnych	oznacza ustawę z dnia 3 lutego 1995 roku o ochronie gruntów rolnych i leśnych (Dz. U. z 2017 roku poz. 1161)
Ustawa o ochronie zabytków i opiece nad zabytkami	oznacza ustawę z dnia 23 lipca 2003 r. o ochronie zabytków i opiece nad zabytkami (t.j. Dz. U. z 2018 r. poz. 2067 z późn. zm.)

Nazwy aktów prawnych	Znaczenie
Ustawa o Odpadach	oznacza ustawę z dnia 14 grudnia 2012 roku o odpadach (Dz. U. z 2019 roku poz. 701 z późn. zm.)
Ustawa o odpadach wydobywczych	oznacza ustawę z dnia 10 lipca 2008 r. o odpadach wydobywczych (t.j. Dz. U. z 2017 r. poz. 1849 z późn. zm.)
Ustawa POŚ	oznacza ustawę z dnia 27 kwietnia 2001 roku prawo ochrony środowiska (Dz. U. z 2018 roku, poz. 799 ze zm.).
Ustawa Szkodowa	oznacza ustawę z dnia 13 kwietnia 2007 roku o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. z 2018 roku poz. 954 ze zm.).

Skrót	Rozwinięcie
AT	*Averaging Time* - czas uśredniania
ATSDR	*Agency for Toxic Substances and Disease Registry* - Agencja ds. substancji toksycznych i rejestru chorób
BTEX	węglowodory aromatyczne (benzen, toluen, etylobenzen, ksyleny)
BW	*Body Weight* – masa ciała
Capping	technologia pokrywania, uszczelniania nawierzchni gruntu lub osadów dna zbiornika wodnego, przy pomocy gruntu ograniczającego migrację substancji i mechaniczne mieszanie się warstw oraz penetrację wody, o znacznym udziale materii ilastej lub organicznej zwiększającej pojemność sorpcyjną (w j. polskim kapping)
CAS	*Chemical Abstracts Service* – baza danych o substancjach chemicznych
CDC	Centers for Disease Control and Prevention – Centrum Zwalczania i Zapobiegania Chorobom
CDI	*Chemical Daily Intake* – dawka substancji pobrana drogą pokarmową
CEC	*Cation Exchange Capacity* – pojemność wymiany kationów
CF	*Conversion Factor* – współczynnik przeliczeniowy
CLP	*Classification, Labeling and Packaging* – klasyfikacja, oznakowanie i pakowanie
CNS	Analizator węgla, azotu i siarki
CR	*Cancer Risk* – ryzyko nowotworowe
DDD	1,1-dichloro-2,2-bis(chlorofenylo)etylen
DDE	1,1-dichloro-2,2-bis(p-chlorofenylo) etan
DDT	1,1,1-trichloro-2,2-bis(4-chlorofenylo)etan
DNAPL	*Dense Non-aqueous Phase Liquid* – ciężka niewodna faza ciekła
DSS	*Decision Support System* – System Wspomagania Decyzji
EC	*Effect Concentration* – stężenie efektywne substancji wywołujące skutek u x% osobników w porównaniu z kontrolą w czasie prowadzenia testu
ECN	*Equivalent Carbon Number* – ekwiwalentna liczba węgli
Eco-SSL	*Ecological Soil Screening Level* - wartości wskaźników ekologicznych
ED	*Exposure Duration* – okres trwania narażenia
EF	*Exposure Frequency* – częstotliwość narażenia
EFSA	Europejski Urząd ds. Bezpieczeństwa Żywności
EINECS	*European Inventory of Existing Chemical Substances* – Europejski Wykaz Istniejących Substancji o Znaczeniu Komercyjnym

Skrót	Rozwinięcie
ELINCS	*European List of Notified Chemical Substances* – Europejski Wykaz Notyfikowanych Substancji Chemicznych; EUR 22543 EN, dokument wydany przez Urząd Oficjalnych Publikacji Unii Europejskiej, 2006, ISSN 1018-5593
EN	*European Norm* – Norma Europejska
EPD	*Environmental Protection Department* – Wydział Ochrony Środowiska
Ex situ	poza miejscem występowania, na zewnątrz; zwane także off site; technologie i działania związane z usuwaniem i unieszkodliwianiem zanieczyszczonych mediów, najczęściej gruntu, poza terenem poddawanym remediacji
GDOŚ	Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska
GLP	*Good Laboratory Practice* – dobra praktyka laboratoryjna
Grounding	metoda zmiany własności wodoprzepuszczalności i gęstości gruntu poprzez jego mechaniczne zagęszczanie oraz ubijanie
GUS	Główny Urząd Statystyczny
H	H-statements, *Hazard statements* – kod wskazujący rodzaj zagrożenia
HC	*Hazardous Concentration* – stężenie niebezpieczne
HCH	HCH odpowiednio alfa, beta, gamma, w znaczeniu - 1,2,3,4,5,6-heksachlorocykloheksan
HQ	*Hazard Quotient* – iloraz zagrożenia
IARC	*International Agency for Research on Cancer* – Międzynarodowa Agencja Badań nad Rakiem
IED	*The Industrial Emission Directive* – Dyrektywa w sprawie emisji przemysłowych
Injecting	metoda ciśnieniowego wstrzykiwania mieszanki wiążącej, np. cementowo-iłowej, do gruntu poprzez otwory wiertnicze o niewielkiej średnicy
In situ	Technologie remediacji, badania i pomiary prowadzone w miejscu występowania zanieczyszczeń, bez wydobywania i bez przemieszczania zanieczyszczonego gruntu lub wody z terenu poddawanemu remediacji
In situ on-side	na miejscu, ale na uboczu, z boku; dotyczy procesów wykonywanych na terenie poddawanym remediacji, a zanieczyszczone medium (grunt, woda gruntowa) jest składowane i oczyszczane na powierzchni po wydobyciu
IRIS	*Integrated Risk Information System* – Zintegrowany System Informacji o Ryzyku
ISBN	*International Standard Book Number* – Międzynarodowy Znormalizowany Numer Książki
IRS	*Ingestion Rate for soil* - wskaźnik pobrania gleby
ISCO	*In Situ Chemical Oxidation* - utlenianie chemiczne prowadzone in situ, w miejscu występowania zanieczyszczenia, przy pomocy związków manganu, potasu, ozonu i innych
ISO/TS	*International Organization for Standardization/Technical Standard* – Międzynarodowa Organizacja Normalizacyjna/Normy Techniczne
IUPAC	*International Union of Pure and Applied Chemistry* – Międzynarodowa Unia Chemii Czystej i Stosowanej
KDPR	Kodeks Dobrej Praktyki Rolniczej
LoE	*Lines of Evidence* – linie dowodzenia
NAPL	*Non-aqueous Phase Liquid* – niewodna faza ciekła
NCEA	*National Center for Environmental Assessment* – Narodowe Centrum Oceny Środowiska
NLP	*No-longer Polimers* – wykaz substancji wyłączonych z wykazu ELINCS w wyniku zmiany definicji polimeru; dokument wydany przez Urząd Oficjalnych Publikacji Unii Europejskiej, 1997 r., ISBN 92–827–8995–0
NOAEL	*No-Observed-Adverse-Effect Level* – wskaźnik screeningowy związany z brakiem szkodliwych efektów przy określonym stężeniu badanej substancji
OSW	obszary spływu wody
OWO	Ogólny węgiel organiczny (patrz TOC)
OZPZ	Rozporządzenie OZPZ

Skrót	Rozwinięcie
PCB	polichlorowane bifenyle
PCDD	polichlorowane dibenzo-para-dioksyny
PCDF	polichlorowane dibenzofurany
PKN-CEN	Polski Komitet Normalizacyjny – European Committee for Standardization
PN	Polska Norma
POŚ	Ustawa POŚ
PTG	Polskie Towarzystwo Gleboznawcze
R	ryzyko zdrowotne rozumiane jako dodatkowe, ponad poziom naturalny w środowisku, prawdopodobieństwo wystąpienia przypadków nowotworu
RBA	*Relative Bioavalability* – względna biodostępność
RBRL	*Risk-based Remedial Level – poziom remediacyjny wyznaczony w oparciu o wyniki ryzyka zdrowotnego*
RDOŚ	Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska
REACH	*Regulation for Register, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals* – Rozporządzenie w sprawie rejestracji, oceny, udzielania zezwoleń i stosowanych ograniczeń w zakresie chemikaliów
RfC	*Reference concentration* – stężenie referencyjne
RfD	*Reference Dose* – dawka referencyjna
SAR	Sodium Absorption Ratio – współczynnik sodu wymiennego podany w %
SF	*Slope Factor* – współczynnik nachylenia
SGP	Systematyka gleb Polski
Soil mixing	mieszanie gruntu – najczęściej stabilizacja zanieczyszczeń w gruncie na skutek zmiany własności wodoprzepuszczalnych gruntu po domieszaniu w trakcie wiercenia preparatów wiążących lub wypełniających pory międzyziarnowe, np. preparatów cementowych, iłowych, żelowych.
Soil washing	płukanie lub pranie gruntu; metoda wykorzystująca oddzielanie w kąpieli wodnej zanieczyszczeń na skutek mechanicznego tarcia o siebie mineralnych ziaren gruntu; w przypadku zanieczyszczeń gruntu związkami organicznymi, do wody dodawane są niewielkie ilości detergentów
SSL	*Soil Screening Level* – poziom screeningowy dla gleb
TEF	*Toxic Equivalency Factor* – wartość równoważnika toksyczności
TOC	*Total organic carbon* – ogólny węgiel organiczny (patrz OWO)
TPH	*Total Petroleum Hydrocarbons* – węglowodory ropopochodne
TRIAD	Podejście oparte na trzech niezależnych liniach dowodzenia: chemicznej, ekotoksykologicznej i ekosystemowej
TR	*Target Risk* – docelowy poziom ryzyka nierakotwórczego lub rakotwórczego
US EPA	*United States Environmental Protection Agency* – Amerykańska Agencja ds. Ochrony Środowiska
Venting	*Soil Vapour Extraction - wentylowanie gruntu poprzez sieć nawiertów, najczęściej podciśnieniowe odpompowywanie powietrza gruntowego oraz jego filtrowanie na wylocie*
WE	Wykaz WE obejmuje łącznie trzy europejskie wykazy substancji stosowane w ramach UE: EINECS, ELINCS oraz NLP
WHO	*World Health Organization* – Światowa Organizacja Zdrowia
WRB	*World Reference Base for Soil Resources* – Klasyfikacja Zasobów Glebowych Świata, międzynarodowy standard systematyki i nomenklatury gleb
WWA	wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna
Rzeczpospolita Polska
Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska
Unia Europejska Fundusz Spójności

1. Wstęp

Niniejsza praca stanowi kolejny etap ekspertyzy pt. „Analiza informacji niezbędnych do dokonywania oceny występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska w przypadku stwierdzenia przekroczenia dopuszczalnych zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie, ziemi lub wodach gruntowych", jaką w roku 2017 wykonało Konsorcjum „CHMURAL" dla GDOŚ.

Zagadnienia przedstawione w opracowaniu wykonanym w poprzednim etapie należy traktować jako część teoretyczną omawiającą: zagadnienia prawne, dostępne bazy danych oraz źródła informacji o substancjach powodujących ryzyko, kryteria klasyfikacji substancji toksycznych, rakotwórczych i mutagennych, normy i akty prawne dotyczące charakterystyki gleb, zasady wyznaczania dopuszczalnych zawartości w glebie i ziemi substancji powodujących ryzyko, postać chemiczną, w jakiej występują substancje powodujące ryzyko, budowę geologiczną i warunki hydrogeologiczne terenu zanieczyszczonego, czynniki wpływające na możliwość rozprzestrzeniania się zanieczyszczenia w glebie i ziemi, a także definicje znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska.

Ekspertyza przeprowadzona w ramach tego etapu pracy pokazuje, że wykonanie oceny występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska zgodnie ze wszystkimi kryteriami wyszczególnionymi w art. 101p Ustawy POŚ jest możliwe tylko poprzez zastosowanie podejścia interdyscyplinarnego, które wymaga opracowania dokumentacji przez specjalistów z następujących dziedzin: chemii i analityki chemicznej, geologii i hydrogeologii, toksykologii środowiska, gleboznawstwa, biologii i ochrony środowiska, planowania przestrzennego oraz modelowania matematycznego.

W niniejszej pracy dokonano przeglądu metodyk modelowania rozprzestrzeniania się substancji powodujących zanieczyszczenie w glebie, ziemi i wodach gruntowych obejmujących modele fizyczne, modelowanie matematyczne, metody modelowania numerycznego oraz modele transportu masy. Omówiono także dostępne narzędzia informatyczne wykorzystywane w modelowaniu migracji zanieczyszczeń w środowisku gruntowo-wodnym. Opisano zalecany schemat postępowania wykorzystujący charakterystykę miejsca badań, w tym dane hydrogeologiczne, zestaw danych niezbędnych do analizy oraz zakresu parametrów wejściowych do modelu numerycznego i jego kalibracji oraz weryfikacji.

Prowadząc badania modelowe migracji substancji powodujących zanieczyszczenie w glebie, ziemi i wodach gruntowych w ramach przygotowywania oceny występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi i stanu środowiska, należy dążyć do tego, aby badania te dostarczały informacji nie tylko jakościowych, ale przede wszystkim ilościowych, dotyczących stężeń analizowanych substancji w wodach podziemnych lub powierzchniowych. Uzyskanie tych wartości jest najczęściej bardzo trudne, ponieważ wymaga wykonania wcześniej szeroko zakrojonych badań monitoringowych zanieczyszczenia, bez których praktycznie niemożliwe jest poprawne wykalibrowanie modelu jego transportu. Należy jednak podkreślić, że ocena jakościowa rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń może być także przydatna, szczególnie do oceny ich wpływu na stan środowiska, w tym w szczególności ekosystemy zależne od wód.

Znaczącą część opracowania poświęcono dyskusji właściwego zidentyfikowania substancji powodujących ryzyko oraz przeglądu dopuszczalnych zawartości w glebie tych substancji wyznaczonych w Holandii, z zastosowaniem wskaźników ekologicznych wyznaczonych przez US EPA oraz metody oceny ryzyka zdrowotnego.

Określono zestaw niezbędnych informacji, które powinny być podstawą dokonania oceny występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska. Obejmują one

charakterystykę terenu, w tym sposób jego użytkowania. Podano również wymagania minimalne dotyczące:

- zakresu i sposobu wykonania analiz modelowych rozprzestrzeniania się substancji powodujących zanieczyszczenie w glebie, ziemi i wodach gruntowych;
- oceny występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi, z wykorzystaniem metody ryzyka zdrowotnego;
- oceny występowania znaczącego zagrożenia dla stanu środowiska, z wykorzystaniem metody oceny ryzyka ekologicznego.

Pogrupowane w poszczególne kategorie informacje posłużyły do opracowania formularza ułatwiającego dokonanie oceny występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska przez zespół ekspertów przygotowujących taką ocenę, jak i regionalnego dyrektora ochrony środowiska weryfikującego ocenę wykonaną na potrzeby projektu planu remediacji, w przypadku, gdy stwierdzono przekroczenie dopuszczalnych zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie lub w ziemi. Zaproponowano także wykaz dokumentacji, która umożliwia prawidłowe przygotowanie i potwierdzenie informacji zawartych w ocenie występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska, a tym samym w projekcie planu remediacji. Szczególne znaczenie w opisie terenu zanieczyszczonego, jak i w analizie dokumentacji poświęcono dokumentacji określającej uwarunkowania wynikające z miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego, a także innych dokumentów analizy sytuacji formalno-prawnej terenu w przypadku braku planu zagospodarowania przestrzennego.

Rozdziały opracowania poświęcone sposobom przeprowadzania remediacji omawiają:

- aktualnie przeprowadzane w Polsce technologie remediacji wraz z podaniem ich kosztów,
- propozycję zasad, które w oparciu o przeprowadzoną ocenę zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska, pozwolą wybrać właściwy sposób przeprowadzenia remediacji,
- analizę kosztów i korzyści, jaka musi być przeprowadzona celem odstąpienia od obowiązku usunięcia zanieczyszczenia do dopuszczalnej zawartości na rzecz innego sposobu remediacji,
- analizę sytuacji i warunków usunięcia zanieczyszczenia gleby lub ziemi wraz z glebą lub ziemią, z uwzględnieniem potrzeby ochrony gleby i ziemi w ich naturalnym położeniu,
- bezpieczną dla zdrowia ludzi procedurę przekształcenia terenów narażonych na skutki działalności powodujących zanieczyszczenia powierzchni ziemi na tereny o innym przeznaczeniu, w szczególności związane z obecnością ludzi.

Obszerną część opracowania stanowi rozważanie kryteriów pozwalających odróżnić zanieczyszczoną glebę od obecności odpadów w środowisku. Zastosowano dwie grupy kryteriów. Pierwsze kryteria wywiedziono na gruncie Ustawy o odpadach, której przepisy wykonawcze pozwalają na odzysk odpadów do wypełnienia terenu niekorzystnie przekształconego, w tym wyrobisk pokopalnianych, a także obróbkę na powierzchni ziemi przynoszącą korzyści dla rolnictwa lub poprawę stanu środowiska. Poza kryteriami wynikającymi bezpośrednio z uwarunkowań legislacyjnych wprowadzono także rozróżnienie wynikające z systematyki i klasyfikacji gleb. Wykazano także, że ważnym kryterium interpretacyjnym odróżniającym zanieczyszczone gleby od odpadów może być test wymywania wodnego, co jednocześnie wskazuje na ważny kierunek postępowania w ocenie znaczącego zagrożenia dla wód gruntowych. Kryterium wykorzystywanym na gruncie przepisów dotyczących odpadów jest ocena ryzyka ekologicznego, a na mocy przepisów o ochronie powierzchni ziemi ocena ryzyka zdrowotnego.

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

2. Referencyjne metodyki modelowania rozprzestrzeniania się substancji powodujących zanieczyszczenie w glebie, ziemi i wodach gruntowych

2.1. Przegląd polskich i światowych norm, wytycznych i innych dokumentów w zakresie modelowania migracji zanieczyszczeń w środowisku gruntowo-wodnym

Na podstawie wykonanego przeglądu krajowych i zagranicznych aktów prawnych oraz przeglądu kilkuset polskich i obcojęzycznych publikacji naukowych z ostatnich 10 lat, dotyczących zagadnień modelowania migracji zanieczyszczeń w środowisku gruntowo-wodnym, można stwierdzić, że zarówno w Polsce, jak i w innych krajach brak jest norm i wytycznych regulujących sposób prowadzenia badań modelowych w celu analizy i oceny ryzyka wystąpienia zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska ze strony różnych substancji zanieczyszczających. Fakt ten świadczy o tym, że istnieje powszechne przekonanie, że w sytuacji szybkiego rozwoju nauki, metodyki prowadzenia badań i analiz nie można regulować sztywnymi normami. Zwraca się natomiast uwagę na konieczność stosowania odpowiednich procedur postępowania oraz nowoczesnych narzędzi informatycznych, które cały czas są rozwijane i umożliwiają prowadzenie coraz bardziej zaawansowanych analiz, niemożliwych do wykonania w poprzednich latach. Równolegle prowadzone są intensywne badania dotyczące mobilności w środowisku poszczególnych substancji powodujących ryzyko dla zdrowia ludzi i stanu środowiska oraz ustalenia dla nich dopuszczalnych zawartości w glebie, ziemi i wodach gruntowych.

Chociaż sposób prowadzenia badań modelowych nie jest uregulowany ścisłymi normami i wytycznymi, nie stanowi to przeszkody w upowszechnianiu się tych metod z uwagi na ich niewątpliwe zalety. W praktyce analiz modelowych prowadzonych w naszym kraju, osoby zajmujące się tego typu badaniami mają do dyspozycji wiele dobrych podręczników, szczegółowo omawiających podstawy naukowe migracji zanieczyszczeń w środowisku oraz proponujące konkretne algorytmy postępowania, wykorzystujące najnowsze, światowe osiągnięcia w tej dziedzinie. Wśród najważniejszych, ogólnie dostępnych i najczęściej wykorzystywanych w praktyce publikacji tego typu można wymienić w szczególności te wymienione poniżej:

- *Ochrona wód podziemnych* – Kleczkowski A. S., 1984 r. Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa.
- *Poradnik. Metody badania i rozpoznawania wpływu na środowisko gruntowo-wodne składowisk odpadów stałych* – Szyszkowski P., 2000 r. Ministerstwo Środowiska, Warszawa.
- *Wyznaczanie parametrów migracji zanieczyszczeń w ośrodkach porowatych dla potrzeb badań hydrogeologicznych i ochrony środowiska* – Małecki J. J., 2006 r. Uniwersytet Warszawski, Wydział Geologii, Warszawa.
- *Metodyka modelowania matematycznego w badaniach i obliczeniach hydrogeologicznych - Poradnik Metodyczny* – Dąbrowski S., Kapuściński J., Nowicki K., Przybyłek J., Szczepański A., 2011 r. Ministerstwo Środowiska, Warszawa.

Oprócz nich, w literaturze fachowej (periodykach branżowych i akademickich oraz w materiałach różnych sympozjów naukowych) można znaleźć wiele dobrych artykułów, dotyczących zagadnienia migracji zanieczyszczeń w środowisku gruntowo-wodnym. Niektóre zostały załączone w spisie literatury.

Ogólnie można powiedzieć, że tak jak nie ma obowiązujących norm regulujących sposób prowadzenia badań modelowych, tak samo trudno jest wskazać jakieś referencyjne metodyki

w tym zakresie. Oferowane na rynku narzędzia informatyczne, stosowane powszechnie do rozwiązywania praktycznych problemów migracji zanieczyszczeń, oferują podobne możliwości obliczeniowe i trudno jest powiedzieć, które są lepsze. Krótko zostały one przedstawione w następnym rozdziale. Należy podkreślić, że jakość badań modelowych i wiarygodność uzyskanych wyników zależy przede wszystkim od fachowości i doświadczenia dokumentatora przygotowującego najpierw model koncepcyjny a następnie model numeryczny. Zastosowany program obliczeniowy ma w tym przypadku mniejsze znaczenie, choć oczywiście musi to być program umożliwiający rozwiązanie konkretnego problemu badawczego. Rekomendować można natomiast sposób prowadzenia badań modelowych, obejmujący konkretne etapy. Rekomendowana procedura postępowania, powszechnie stosowana na całym świecie, została opisana dalej w rozdziale 2.3.

2.2. Modelowanie migracji zanieczyszczeń w środowisku gruntowo-wodnym – podstawowe informacje

Według *Słownika hydrogeologicznego* (Kleczkowski i Różkowski, 1997) model hydrogeologiczny to sztuczny układ hydrogeologiczny stworzony w celu jak najdokładniejszego odwzorowania charakterystycznych cech systemu rzeczywistego. Cechy te mogą zostać odwzorowane na modelu fizycznym, gdzie badane jest to samo zagadnienie co w naturze, jednakże w obiekcie sztucznie pomniejszonym, w warunkach laboratoryjnych czy terenowych poletek doświadczalnych. Stosowane mogą być również modele matematyczne, które w wyniku rozwiązania równań filtracji i konwekcyjno-dyspersyjnych równań transportu, opisują pole hydrodynamiczne oraz pozwalają na ilościową ocenę zagrożenia jakości i ilości zasobów wód podziemnych. Rozwinięciem modeli matematycznych są modele numeryczne, powstające w środowisku pracy specjalistycznych programów obliczeniowych. Reasumując, modele matematyczne i numeryczne stanowią abstrakcyjne narzędzia, służące do reprezentowania zachowania się systemu hydrogeologicznego oraz symulacji migracji zanieczyszczeń w danym systemie w sposób liczbowy (Małecki, 2006). Ich dokładność i wiarygodność zależy wprost od stopnia rozpoznania i zrozumienia systemu rzeczywistego, tj. od poprawności przyjętego modelu koncepcyjnego.

Modele fizyczne stosowane były powszechnie, do rozwiązywania zagadnień związanych z przepływem oraz transportem masy, przed rozpowszechnieniem się metod numerycznych. Do najbardziej rozpowszechnionych modeli można zaliczyć: model szczelinowy Hele-Showa, modele membranowe, modele analogowe, jak np. integratory hydrauliczne (integrator Łukianowa) i modele analogii elektrohydrodynamicznej (AEHD). Obecnie modele fizyczne stosowane są jeszcze w pracach badawczych prowadzonych w warunkach laboratoryjnych, gdzie w mikroskali dokonuje się próby odwzorowania warunków naturalnych i zadaje się konkretne zanieczyszczenie (Adach i Hyła, 2010). Praktyczne zastosowanie modeli tego typu, szczególnie w pracach komercyjnych, jest niezwykle rzadkie.

Modelowanie matematyczne, zarówno przepływu wód jak i transportu masy, jest obecnie najpowszechniej stosowaną metodą odwzorowania procesów migracji zanieczyszczeń w wodach podziemnych. Oprócz ilościowego opisu procesu przepływu wody, wykorzystuje się je m.in. do prognozowania zachowania się substancji zanieczyszczających w środowisku gruntowo-wodnym (Clement i inni, 2000). Może być również pomocne przy wyborze optymalnej strategii i metody jego remediacji (Kiecak i inni, 2013 b, Szklarczyk, 2013), czy też wyborze odpowiednich parametrów metody oczyszczającej (Liang i Falta, 2008; Cha i Borden, 2008).

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

Modele matematyczne umożliwiają odwzorowanie przepływu wód podziemnych przez strefę aeracji, saturacji oraz w obu strefach jednocześnie, w ujęciu jedno-, dwu- lub trójwymiarowym. W każdym z wariantów możliwa jest symulacja transportu masy uwzględniająca szereg zjawisk, opisanych poniżej (Szyszkowski, 2000). Procesy wpływające na transport substancji w wodach zostały przedstawione zbiorczo w tabeli 1.

Tabela 1. Procesy wpływające na transport substancji w wodach

Rodzaj procesu	Definicja procesu	Wpływ na transport substancji
Procesy fizyczne		
Adwekcja	Przenoszenie masy wraz z przepływem wody	Najważniejszy sposób transportu substancji z miejsca iniekcji
Dyspersja	Powiększanie zasięgu substancji w wyniku niejednorodnej przepuszczalności ośrodka	Dodatkowy mechanizm transportu, który redukuje stężenie substancji w strumieniu przepływu, jednak powoduje jej większe rozprzestrzenienie od zasięgu spowodowanego tylko adwekcją
Procesy chemiczne		
Rozkład promieniotwórczy	Nieodwracalny zanik aktywności izotopów promieniotwórczych	Ważny mechanizm zmniejszania stężenia substancji, gdy okres połowicznego rozpadu jest mniejszy lub równy czasowi przepływu wody w systemie. Istotne są również produkty rozpadu.
Sorpcja	Wymiana substancji między wodą a skałą	Zmniejsza ilość przenoszonej masy, utrudnia likwidację zanieczyszczenia
Rozpuszczanie i wytrącanie	Proces dodawania lub usuwania substancji rozpuszczonych	Wytrącanie zmniejsza ilość substancji rozpuszczonych i kontroluje stężenie roztworu
Reakcje kwasowo-zasadowe	Reakcje z przenoszeniem protonów	Proces kontrolujący transport substancji przez odczyn środowiska
Kompleksacja	Powstawanie jonów kompleksowych	Zwiększa rozpuszczalność substancji przy słabej absorbcji
Hydroliza/ podstawianie	Reakcja jonów kompleksowych	Reakcje te ułatwiają rozpuszczanie i biodegradację substancji organicznych
Reakcje redox	Reakcje wymiany elektronów	Bardzo ważny proces opóźniania transportu zanieczyszczeń poprzez wytrącanie metali
Procesy biologiczne		
Przemiany biologiczne	Reakcje substancji kontrolowanych przez obecność mikroorganizmów	Zmniejsza ilość przenoszonej masy. Może powodować powstanie nowych substancji (produktów przemian biologicznych)

Adwekcyjno-dyspersyjne równanie transportu masy może być rozwiązane metodami analitycznymi. Stosuje się wówczas szereg daleko idących uproszczeń, z których najważniejszym jest sprowadzenie przestrzennego strumienia wód podziemnych do postaci jedno- lub dwuwymiarowej. Dodatkowo, w sposób znaczny, upraszcza się geometrię badanego ośrodka oraz zakłada jego homogeniczności. Stosowanie metod analitycznych należy generalnie ograniczyć do sytuacji, w których dane dotyczące pola hydrodynamicznego i parametry warstwy wodonośnej nie umożliwiają wiernego odwzorowania systemu hydrogeologicznego na modelu numerycznym, lub obarczone są one znaczną niepewnością (Dąbrowski i inni, 2011). Ze względu na znaczną różnicę, w koniecznym nakładzie czasowym i ekonomicznym, dzielącym metody analityczne i numeryczne (rozumiane jako analizy modelowe), **metody analityczne** są akceptowalne i mogą być z powodzeniem stosowane w sytuacjach niżej opisanych:

- system hydrogeologiczny jest nieskomplikowany, jednowarstwowy z minimalną liczbą dodatkowych wymuszeń modyfikujących pole hydrodynamiczne (np. rzek, studni);
- do ziemi i wód przedostał się relatywnie niewielki ładunek zanieczyszczenia;

- migracja substancji zanieczyszczającej ma charakter lokalny;
- typ migrującego zanieczyszczenia nie powoduje znacznego zagrożenia dla zdrowia i życia ludzi oraz dla środowiska naturalnego.

Bardzo duża liczba zmiennych, wynikających z procesów fizycznych, chemicznych i biologicznych, zachodzących w strefie aeracji i saturacji, w połączeniu ze złożonością problemu przepływu wód podziemnych w środowisku skalnym powoduje, że w procedurze oceny występowania znacznego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska, w przypadku stwierdzenia przekroczenia dopuszczalnych zawartości substancji powodujących ryzyko w ziemi i wodach gruntowych, powinno stosować się metody modelowania numerycznego.

Metody modelowania numerycznego wykorzystują dwa, częściowo zależne algorytmy obliczeniowe, służące do prognozowania procesów przepływu oraz transportu i zachowania się masy. Algorytm prognozujący procesy przepływu może opierać się na metodzie obliczeniowej różnic skończonych (*FDM*) lub elementów skończonych (*FEM*). W obu przypadkach rozwiązuje on układ równań różnicowych rozpisanych dla czasoprzestrzeni dyskretnej. Równania stanowią analog różnicowy równania różniczkowego cząstkowego, stanowiącego ogólne równanie przepływu wód podziemnych. W ujęciu praktycznym, różnica pomiędzy obiema metodami sprowadza się do innego sposobu dyskretyzacji przestrzennej domeny modelu, a więc do podziału ciągłego obszaru filtracji o znanych parametrach do zbioru podobszarów – bloków obliczeniowych. W metodzie *FDM* przestrzeń dyskretyzowana jest do postaci ortogonalnych bloków obliczeniowych z węzłami obliczeniowymi przypisanymi do centrów bloków, a w metodzie *FEM,* w wyniku dyskretyzacji powstaje szereg elementów obszaru filtracji, z węzłami obliczeniowymi przypisanymi do wierzchołków elementów.

Najpowszechniej stosowanym algorytmem obliczeniowym procesów przepływu jest MODFLOW. Kod programu został opublikowany w 1984 r. przez U.S. Geological Survey, jako oprogramowanie typu *open source*. Jego modularna struktura pozwala na integrację z dodatkowymi programami bądź modułami przeznaczonymi do rozwiązywania pokrewnych zagadnień. Szczegółowy opis programu można znaleźć na stronie internetowej http://water.usgs.gov/ogw/modflow/ (stan na 20.03.2019 r.). Kolejne wersje programu zostały zweryfikowane przez licznych użytkowników, dzięki czemu MODFLOW jest uznawany za światowego lidera w dziedzinie programów do obliczeń symulacyjnych filtracji wód podziemnych metodą różnic skończonych i z powodzeniem jest wykorzystywany do rozwiązywania różnych problemów badawczych w tej dziedzinie (Zdechlik i Kulma, 2009). Obecnie podstawową wersją symulatora jest MODFLOW 6 (tzw. wersja core), na bazie której są rozwijane wersje specjalistyczne dla zaawansowanych obliczeń przepływu wód podziemnych (MODFLOW-NWT, MODFLOW-USG, GSFLOW, GWM). MODFLOW umożliwia symulację przepływu w trójwymiarowej, heterogonicznej i anizotropowej warstwie wodonośnej w reżimie ruchu ustalonego, gdzie poszczególne parametry modelu jak zasilanie infiltracyjne czy wielkość drenażu poprzez ujęcia wód podziemnych są niezmienne w czasie, lub w ruchu nieustalonym, gdzie czas przepływu został zdyskretyzowany do kolejnych kroków, w których parametry modelu podlegają zmianie. Do algorytmu MODFLOW zaimplementowano szereg pakietów służących do analizy specyficznych cech systemu hydrogeologicznego, jak: zasilanie i drenaż rzeczny, drenaż ewapotranspiracyjny, zasilanie infiltracyjne, zasilanie i drenaż poprzez otwory studzienne itd. (Szyszkowski, 2000).

Modele transportu masy opierają się na dwóch podstawowych schematach ideowych (Szyszkowski, 2000):

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

- Schemat polowy, w którym sposób przemieszczanie się zanieczyszczenia jest nałożeniem wektora prędkości adwekcyjnego strumienia masy i wektora prędkości dyspersji strumienia zanieczyszczeń.
- Schemat cząsteczkowy, gdzie symulowane jest przemieszczanie poszczególnych cząstek. Przemieszczają się one generalnie wzdłuż linii prądu, ale odsuwają od niej w wyniku dyspersji.

W schemacie polowym wykorzystywana jest metoda różnic skończonych w wariancie *Upstream Finite Definition (UFD)* oraz *Central Finite Definition (CFD).* Oba warianty oparte są na zasadzie zachowania masy, przez co charakteryzują się bardzo małym błędem bilansu masy. Wariant *UFD* powodować może jednak znaczną dyspersję numeryczną, co jest zjawiskiem niepożądanym w rozwiązywaniu problemów, gdzie występują ostre fronty stężeń migrujących zanieczyszczeń. Wariant *CFD* podatny jest na nadmierne sztuczne oscylacje w badaniach transportu adwekcyjnego (Małecki, 2006).

Schemat cząsteczkowy nie realizuje w pełni zasady zachowania masy. Umożliwia on prowadzenie obliczeń przy wykorzystaniu metody charakterystyk (*MOC*), zmodyfikowanej metody charakterystyk (*MMOC*) oraz metody mieszanej (*HMOC*). Metoda *MOC* polega na symulacji ruchu bardzo dużej liczby cząstek, których pozycja i stężenie jest zapisywana w kolejnych krokach czasowych ruchu. Opiera się ona na metodzie różnic skończonych oraz pozwala na zminimalizowanie niepożądanego zjawiska dyspersji numerycznej, jednak proces obliczeniowy jest długotrwały i wymaga dużej mocy obliczeniowej komputera. W metodzie zmodyfikowanej (*MMOC*) pozycja cząstek w blokach obliczeniowych w kolejnych krokach czasowych przypisywana jest do centrów bloków obliczeniowych, co zwiększa wydajność procesu obliczeniowego, jednak powoduje zjawisko dyspersji numerycznej. Metoda hybrydowa (*HMOC*) łączy zalety metody *MOC* i *MMOC* poprzez stosowanie pierwszej z nich w strefach ostrych frontów stężeń migrujących zanieczyszczeń oraz drugą w reszcie modelu numerycznego (Małecki, 2006).

2.3. Przegląd narzędzi informatycznych wykorzystywanych w modelowaniu migracji zanieczyszczeń w środowisku gruntowo-wodnym

Komercyjnie dostępne programy komputerowe integrują szereg algorytmów służących do modelowania przepływu wód (jak MODFLOW czy FEFLOW) oraz algorytmów służących do symulowania transportu masy. Programy tego typu umożliwiają obecnie przeprowadzenie *preprocessingu*, obejmującego konstrukcję samego modelu, prowadzenie obliczeń i symulacji, jak i przeprowadzenie *postprocessingu* sprowadzającego się do prezentacji wizualnej wyników prac. Do najpopularniejszych programów komputerowych służących do modelowania przepływu wód podziemnych i/lub transportu masy należą:

Visual MODFLOW Flex (Schlumberger Water Service) to program do trójwymiarowego modelowania przepływu wód podziemnych i symulowania transportu zanieczyszczeń, łączący szereg algorytmów obliczeniowych, do modelowania procesów przepływu, w tym: MODFLOW-2000/205/NWT, MODFLOW-LGR, MODFLOW-USG i MODFLOW-SURFACT oraz algorytmy służące do symulacji transportu masy: SEAWAT, MT3D99, RT3D i PHT3D. Dodatkowo zaimplementowany został pakiet MODPATH.

SEASOIL jest algorytmem wykorzystującym metodę *FDM* do symulowania jednowymiarowej migracji zanieczyszczenia oszacowania stężenia związku zanieczyszczającego) migrującego z powierzchni terenu do gleby, wód gruntowych i powietrza. Algorytm pozwala na wydzielenie

w obrębie strefy aeracji warstw o zróżnicowanych parametrach, i przy założeniu stałych warunków klimatycznych pozwala na ocenę masy zanieczyszczenia przechodzącego do strefy saturacji, uwolnionej do atmosfery oraz jego stężenie w poszczególnych warstwach gleby (Szyszkowski, 2000).

Jury jest programem o funkcjonalności zbliżonej do SEASOIL, który przy szeregu uproszczeń, takich jak: założeniu porowego typu ośrodka, izotropowości i homogeniczności gleby i stałej wielkości infiltracji umożliwia określenie stężenia substancji zanieczyszczenia w strefie aeracji, wodach gruntowych i par emitowanych do gleby (Szyszkowski, 2000). Narzędzie to może być wykorzystywane jako pomocnicze, w precyzyjnym określaniu ładunku wejściowego zanieczyszczeń, dostających się do warstwy wodonośnej i symulowanych dalej przy użyciu modeli hydrodynamicznych i ich modułów hydrogeochemicznych.

GMS (*Groundwater Modeling System*) to oprogramowanie firmy AQUAVEO do modelowania przepływu wód gruntowych, powierzchniowych, transportu masy oraz analizy ich wyników. W najnowszych wersjach GMS działać może w oparciu o dowolną wersję algorytmu MODFLOW (USG, LGR, NWT, 2005, 2000, 96, 88) oraz oferuje wsparcie dla wszystkich pakietów MODFLOW (MODPATH, MT3DMS, RT3D, Pest oraz zbudowanych w ZONEBDGT). GMS umożliwia dyskretyzację domeny modelu tradycyjną siatką ortogonalną, siatką zagęszczoną (Local Grid, Quadtree Grid) oraz siatką opartą na trójkątach lub pięciobokach. Program ponadto współpracuje ze środowiskiem GIS oraz rozbudowany interfejs graficzny umożliwiający zaawansowaną prezentację wyników 3D.

Groundwater Vistas - to narzędzie modelowania przepływu wód podziemnych umożliwiające pre- i post-procesową obróbkę danych dla modeli MODFLOW. Aplikacja działa w oparciu o algorytm MODFLOW (MODFLOW88 i MODFLOW96, MODFLOW2000, MODFLOW2005, MODFLOW-SURFACT) oraz obsługuje jego pakiety, jak MODPATH, MT3DMS, RT3D czy Pest.

PMWin – program Processing MODFLOW for Windows to kompletny system symulacji przepływu wód podziemnych z licencją typu FREEWARE. Dostarcza on interfejs graficzny dla algorytmu MODFLOW oraz obsługuje pakiety algorytmu, takie jak: MT3D, MT3DMS, MOC3D, PMPATH, PEST2000 i UCODE).

Flunet – to oprogramowanie zawiera szerokie możliwości modelowania fizycznego potrzebne do modelowania przepływu, jak również turbulencji i wymiany ciepła. Program, pomimo iż może znaleźć zastosowanie w dziedzinie hydrogeologii, zdecydowanie częściej wykorzystywany jest w szeroko rozumianym przemyśle.

FEFLOW - (MIKE powered by DHI-WASY GmbH). FEFLOW to zintegrowany pakiet obliczeniowy od silnika symulacji po interfejs użytkownika, służący do prowadzenie symulacji przepływu wód podziemnych (również w systemach o podwójnej porowatości), transportu masy oraz ciepła. Umożliwia on pracę zarówno na modelach 2D, i 3D pozwalając przy tym na elastyczne strategie tworzenia siatki obliczeniowej, również o niestandardowej geometrii. FEFLOW współpracuje z zewnętrznym oprogramowaniem umożliwiającym budowę strukturalnych modeli geologicznych 3D oraz z programem PHREEQC (Sitek, 2017).

MAROS (*The Monitoring and Remediation Optimization System*) System monitoringu i optymalizacji procesów remediacyjnych został stworzony w 1998 roku przez GSI Environmental Inc. jako domena publiczna. Narzędzie stworzono do zarządzania danymi i oceny w celu poprawy długoterminowych programów monitorowania wód gruntowych. MAROS jest narzędziem dostarczającym procedury optymalizacyjne pomocne przy określeniu odpowiedniej liczby czy lokalizacji pobieranych prób czy częstotliwości ich pobierania jak i narzędzia do analizy

statystycznej służącej do oceny stabilności plamy zanieczyszczeń czy skuteczności podjętych działań remediacyjnych. Aplikacja oparta jest na bazie danych Microsoft Access, w której gromadzone są dane wraz z informacją przestrzenną. Program może analizować zawartość określonych markerów/składników z określeniem trendu czasowego i oraz przestrzennego rozkładu na podstawie prostych algorytmów geometrycznych – triangulacji Delaunay lub poligonów Voronoi. Oszacowanie wielkości pióropusza zanieczyszczeń wraz z niepewnością stężenia zanieczyszczenia pozwala na wyznaczenie nowych lokalizacji odwiertów czy też określenie częstości próbkowania w oparciu o zmiany stężania zanieczyszczenia w czasie. MAROS wykorzystuje proste modele statystyczne i nie wymaga specjalistycznej wiedzy w zakresie analizy statystycznej. Ponadto umożliwia prowadzenie oceny na podstawie danych z przynajmniej sześciu punktów, co jest szczególnie przydatne przy analizie niewielkich pióropuszy zanieczyszczeń. Program nie wymaga specjalistycznego przygotowania danych. Generowanie raportów odbywa się łatwo i intuicyjnie.

Algorytmy służące do symulowania transportu masy:

MODPATH (opracowany przez U.S. Geological Survey) to moduł pozwalający na śledzenie drogi przepływu cząstek substancji w trójwymiarowej warstwie wodonośnej przy założeniu, że jej transport odbywa się przez adwekcję z wykorzystaniem uzyskanego w procesie modelowania w algorytmie MODFLOW pola przepływu. Moduł umożliwia śledzenie drogi cząstek zarówno od źródła do strefy drenażowej, jak i odwrotnie, przy założeniu ustalonych lub nieustalonych warunków przepływu oraz w dowolnym czasie trwania migracji. Ze względu na swoją uniwersalność, pakiet MODPATH jest odpowiednim narzędziem do symulacji migracji zanieczyszczenia typu konserwatywnego, również w przypadku analiz mających na celu odnalezienie ogniska zanieczyszczeń (modelowanie odwrotnego ruchu cząstek).

MT3D jest pakietem wykorzystującym metody: *MOC, MMOC* i *HMOC.* Umożliwiają one symulację transportu adwekcyjno-dyspersyjnego oraz reakcji chemicznych zachodzących pomiędzy masą zanieczyszczenia a ośrodkiem gruntowo-wodnym. Możliwa jest symulacja zmiany koncentracji związków w heterogonicznym ośrodku anizotropowym w wyniku dyspersji hydrodynamicznej, rozpuszczania, wytrącania oraz reakcji chemicznych: rozpadu, sorpcji i wymiany jonowej (Szyszkowski, 2000). Wykorzystuje on opis pola hydrodynamicznego uzyskanego w algorytmie MODFLOW. Pakiet wykorzystywany jest do symulowania migracji zanieczyszczenia, gdzie znaczącą rolę odgrywa dyspersja hydrodynamiczna.

MT3DMS (opracowany przez Chunmiao Zheng) to pakiet do symulowania transportu zanieczyszczeń wielogatunkowych. Pozwala na symulację procesów adwekcji, dyspersji oraz reakcji chemicznych substancji rozpuszczonych w wodach podziemnych. Współpracuje on z MODFLOW. W pierwszym etapie opracowuje się model przepływu, w tym położenie zwierciadła wody i warunki przepływu między poszczególnymi komórkami modelu. Obliczone pole przepływu wykorzystywane jest następnie do zamodelowania transportu substancji.

RT3D (opracowany przez Battelle Pacific Northwest National Laboratory) to wielogatunkowy reaktywny model (silnik) transportu, będący zmodyfikowaną wersją MT3DMS i oparty na alternatywnych reakcjach chemicznych. Możliwe jest zadawanie własnych reakcji. Wykorzystywany jest w modelowaniu procesów bioremediacyjnych.

MT3D-USGS stanowi unowocześnioną i bardziej elastyczną wersję pakietu MT3DMS. Za pomocą pakietu można symulować transport w strefie nasyconej i nienasyconej. Możliwe jest uwzględnienie transportu substancji w jeziorze czy też rzece oraz wymiany substancji między ciekiem a warstwą wodonośną. Umożliwia również:

- symulację reakcji chemicznych, w tym reakcji łańcuchowych,
- pakiet „pump and treat" naśladowanie procesu pompowania wody, stosowany w celu oczyszczania,
- wprowadzanie stref HSS Hydrocarbon Spill-Source Package za pomocą siatki wielokątów), a nie tylko okręgów.

MT3D99 to zaawansowane narzędzie do trójwymiarowego modelowania transportu zanieczyszczeń, umożliwiające symulowanie takich procesów jak: adwekcja (unoszenie substancji przez przepływający płyn), dyspersja (proces rozdrobnienia substancji rozproszonej), rozkład, liniowa i nieliniowa sorpcja i reakcje chemiczne zachodzące w wodach podziemnych (w Visual Modflow)

PHT3D (opracowany przez Henning Prommer & Vincent Post, CSIRO) to moduł do symulowania transportu wieloskładnikowego oraz modelowania reakcji zachodzących w nasyconych mediach. Łączy dwa programy: MT3DMS – pakiet służący do symulowania transportu zanieczyszczeń wielogatunkowych oraz PHREEQC-2 – program do modelowania geochemicznego.

SEAM3D to opracowany przez Mark Widdowson, Virginia Tech University reaktywny model transportu wykorzystywany do symulacji złożonych problemów biodegradacji związanych z wieloma substratami i wieloma akceptorami elektronów. Oparty jest na kodzie MT3DMS. Oprócz standardowych modułów MT3DMS, SEAM3D zawiera pakiet Biodegradation i pakiet NAPL Dissolution.

FEMWATER to w pełni trójwymiarowy model wykorzystany do symulowania przepływu sprzężonego z gęstością i transportu zanieczyszczeń w strefach nasyconych i nienasyconych. FEMWATER umożliwia modelowanie intruzji zasolenia i innych zanieczyszczeń zależnych od gęstości. Skomplikowaną stratygrafię można opracować w GMS i bezpośrednio reprezentować w modelu. Rozwiązania można wyświetlać za pomocą realistycznych wykresów 3D i sekwencji animacji. Opracowane przez U.S. Army Corp of Engineers.

MGO (Modular Groundwater Optimizer) jest pakietem służącym do optymalizowania pompowania studni i tempa otworów zasilających (w Visual Modflow).

2.4. Modelowanie migracji zanieczyszczeń w zastosowaniach praktycznych - przegląd publikacji krajowych i zagranicznych

W celu rozpoznania i porównania naszych krajowych doświadczeń z doświadczeniami zagranicznymi w zakresie wykorzystywania badań modelowych do analizy i oceny migracji zanieczyszczeń w środowisku gruntowo-wodnym w praktycznych zastosowaniach, dokonano szerokiego przeglądu kilkuset polskojęzycznych artykułów publikowanych w ostatnich 10 latach w biuletynach instytucji państwowych i stowarzyszeń naukowych, publikacjach akademickich (w tym w rozprawach doktorskich), oraz periodykach branżowych z dziedziny inżynierii i ochrony środowiska. Dodatkowo dokonano przeglądu anglojęzycznych artykułów opublikowanych w ostatnich 8 latach w 2-miesięczniku *Hydrogeology Journal* (Springer Nature Switzerland AG), będącym oficjalnym periodykiem Międzynarodowego Stowarzyszenia Hydrogeologów (IAH). Wykonane rozpoznanie daje dobry pogląd na temat postępu badań naukowych w zakresie analizy migracji zanieczyszczeń w środowisku gruntowo-wodnym i możliwości ich praktycznego wykorzystania. Nie pozwala jednak ocenić w jaki sposób i w jakiej skali metody te są wykorzystywane przez firmy komercyjne w świadczonych przez nie usługach, dotyczących analizy i oceny zagrożenia dla zdrowia ludzi i stanu środowiska oraz planowania działań

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

remediacyjnych. Informacje na temat wykorzystywanego przez nie specjalistycznego oprogramowania i stosowanej metodyki, szczególnie jeśli chodzi o zastosowanie autorskich algorytmów obliczeniowych czy modelowych, stanowią tajemnicę firmy i stąd też są udostępniane niezwykle rzadko. Dowiadujemy się o nich najczęściej w formie prezentacji marketingowych.

Z wykonanego przeglądu publikacji wynika, że w zakresie omawianej problematyki migracji zanieczyszczeń w środowisku gruntowo-wodnym, w badaniach modelowych wykorzystuje się najczęściej kilka najbardziej popularnych, komercyjnych programów komputerowych: Visual Modflow, GMS, Vistas. Dosyć sporadycznie wykorzystuje się oprogramowanie: FEFLOW, oraz darmowe programy jak Processing MODFLOW czy MPWin. W zasadzie wszystkie te programy pozwalają na modelowanie przepływu za pomocą kodu MODFLOW i/lub FEFLOW, oraz modelowanie transportu masy za pomocą różnych odmian kodu MT3D. Do planowania prac remediacyjnych wykorzystywane są również programy służące do modelowania rozpływu plamy zanieczyszczeń, które nie opierają się na modelach hydrodynamicznych przepływu, jak np. program MAROS.

W ogólnym założeniu, metodologia stosowania powyższych narzędzi informatycznych w analizie migracji zanieczyszczeń, jest podobna. Na początku tworzy się stacjonarny model przepływu hydrodynamicznego, a następnie model transportu masy z zadanym krokiem czasowym. Przeważnie, ze względu na brak wystarczającej ilości informacji, przyjmowany jest szereg założeń upraszczających. Pomija się niektóre zjawiska, jak np. sorpcję, modeluje się wyłącznie najbardziej mobilny czynnik, pomija się oddziaływanie substancji zanieczyszczających, oraz reakcje i przemiany zachodzące w glebie czy strefie aeracji. Często ocenę migracji zanieczyszczenia upraszcza się do oceny migracji zanieczyszczenia parametru o charakterze konserwatywnym (najczęściej chlorków).

W zdecydowanej większości publikacji rozważany problem badawczy analizuje się przy użyciu tylko jednego narzędzia (programu). Bardzo rzadko zdarzają się publikacje, gdzie narzędzia są porównywane, a wyniki symulacji gruntownie weryfikowane na podstawie innego zestawu danych. Sporadycznie zdarzają się rozważania, nad słusznością wykorzystania danego narzędzia (programu). Opis sposobu przygotowania i wykonania badań modelowych (np. zakres, reprezentatywność i wiarygodność zebranych danych, model konceptualny) jest często pomijany, a autorzy skupiają się jedynie na ich wynikach.

Ogólnie brak jest artykułów dotyczących modelowania migracji substancji w stałym i gazowym stanie skupienia. Z reguły analizuje się migrację substancji łatwo rozpuszczalnych w wodzie. Większość opracowań dotyczy migracji najczęściej występujących zanieczyszczeń: węglowodorów, azotanów i metali ciężkich. Tylko sporadycznie wykorzystuje się metodę modelowania do identyfikacji genezy i sprawcy zanieczyszczenia. Najczęściej analizowany jest jego rozpływ w kierunku stref drenażu: ujęć wód podziemnych i zbiorników wód powierzchniowych.

2.5. Przykłady zastosowania zaproponowanych metodyk badań modelowych migracji zanieczyszczeń w środowisku gruntowo-wodnym

Modelowanie procesów migracji zanieczyszczeń oparte na numerycznym modelu przepływu jest szeroko wykorzystywane do modelowania wpływu zanieczyszczeń o charakterze punktowym na środowisko gruntowo-wodne. Przykładem tego rodzaju zastosowania może być modelowanie migracji zanieczyszczeń ze składowiska odpadów komunalnych wraz z oceną oddziaływania tego składowiska na stan jakościowy wód podziemnych.

Przykład 1 - Analiza rozpływu zanieczyszczeń węglowodorowych z rejonu zanieczyszczonego olejem kreozotowym w miejscowości A

Przedstawienie problemu badawczego

Firma stosująca w technologii olej kreozotowy, działająca w miejscowości A od lat międzywojennych do roku 2000, zajmowała się produkcją impregnowanych ciśnieniowo drewnianych podkładów kolejowych. Do impregnacji wykorzystywano olej kreozotowy, który magazynowany był w podziemnych zbiornikach na terenie zakładu. Kreozot (węglowy) jest rodzajem frakcji smoły węglowej powstającej w procesie koksowania węgla i pirolitycznego wytwarzania gazu węglowego. W jego skład wchodzą głównie węglowodory aromatyczne, między innymi naftalen, antracen, fenantren oraz benzo(a)piren. Jest on substancją toksyczną, niszczy grzyby i bakterie, jest szkodliwy dla organizmów żywych, w tym dla człowieka. Niskie standardy ochrony środowiska naturalnego przyjęte przez zakład, liczne awarie, oraz wylewanie niewykorzystanego oleju kreozotowego do rowu znajdującego się poza zakładem (wylewiska), doprowadziły do znacznego zanieczyszczenia kreozotem gruntu oraz wód podziemnych w rejonie zakładu i jego okolicy, zagrażając pobliskim ujęciom wód podziemnych, w tym studniom ujęcia miejskiego, zaopatrującego w wodę pitną ludność miejscowości A i okolic.

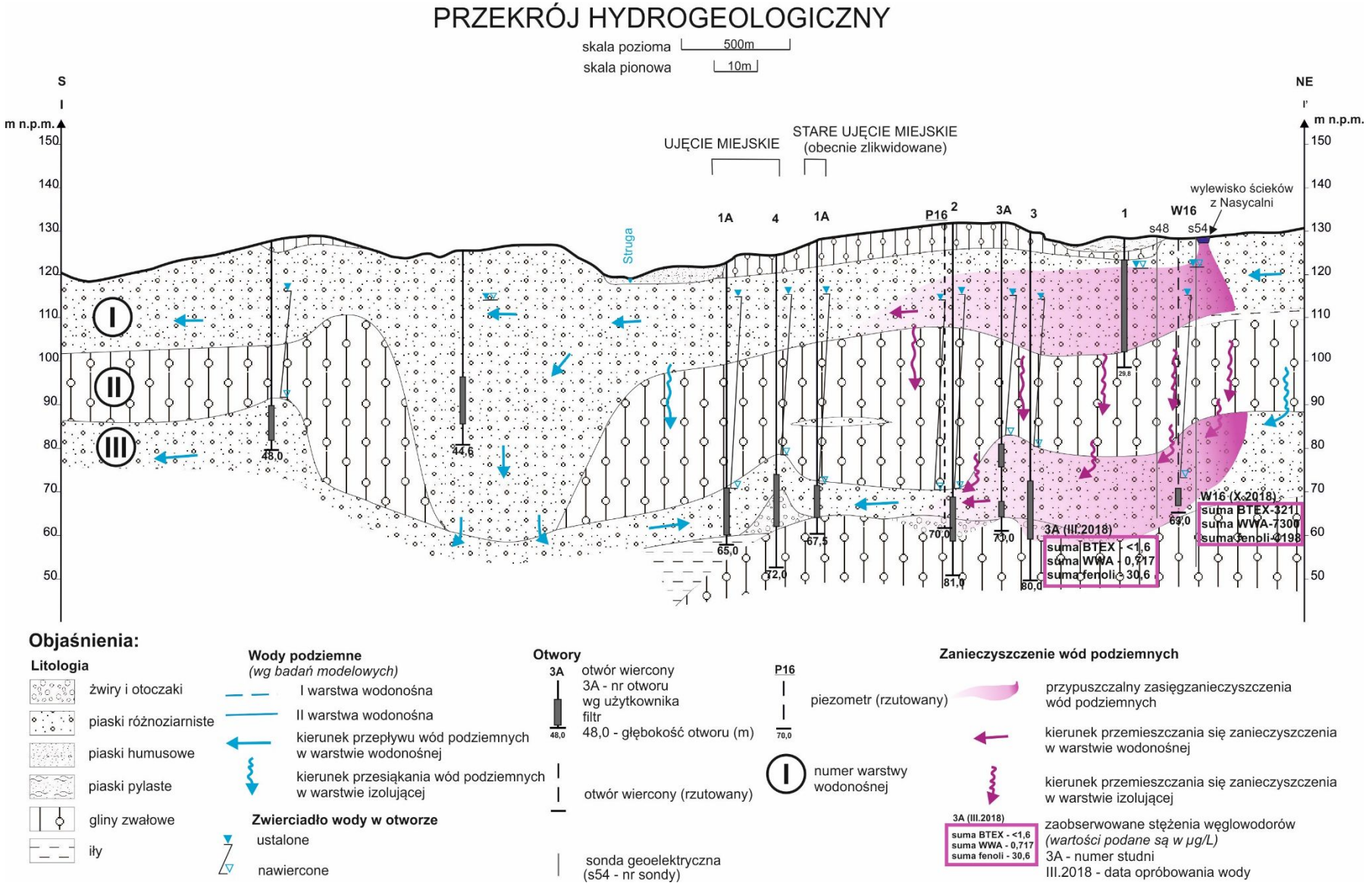
Mimo, że smuga zanieczyszczenia nie została objęta kompleksowym monitoringiem, migracja substancji składowych kreozotu w warstwach wodonośnych czwartorzędowego piętra wodonośnego jest faktem. Zostały one wykryte w studniach prywatnych, przemysłowych (studnie zakładu produkcji spożywczej) oraz w niektórych piezometrach znajdującego się na drodze rozpływu smugi zanieczyszczenia do studni ujęcia miejskiego. W celu oceny zagrożenia powodowanego przez to zanieczyszczenie dla studni ujęcia miejskiego, wykonano badania modelowe, których zadaniem było między innymi:

- szczegółowe ustalenie obszarów dopływu wody (OSW) do poszczególnych studni ujęcia miejskiego dla różnych wariantów eksploatacji, w tym w szczególności dla poboru wody w wysokości aktualnej eksploatacji oraz w wysokości eksploatacji dopuszczonej w pozwoleniu wodnoprawnym;
- ustalenie obszarów rozpływu smugi zanieczyszczenia z terenu zakładu i wylewiska, gdzie zrzucany był kreozot, w obrębie czwartorzędowych warstw wodonośnych;
- ustalenie czasu migracji zanieczyszczenia z rejonu zakładu i wylewiska w kierunku studni ujęcia miejskiego;
- ustalenie wpływu ujęcia przemysłowego, znajdującego się na drodze rozpływu smugi zanieczyszczenia, na warunki zasilania ujęcia miejskiego oraz sposób przemieszczania się smugi zanieczyszczenia z rejonu stosowania impregnacji i wylewiska;
- wstępne ustalenie lokalizacji i wielkości eksploatacji studni barierowych na kierunku przemieszczania się zanieczyszczeń z nasycalni i wylewiska, których zadaniem ma być przechwycenie smugi i niedopuszczenie do zanieczyszczenia studni ujęcia miejskiego,
- wstępne rozpoznanie i wskazanie perspektywicznych obszarów i poziomów wodonośnych do lokalizacji ujęć wód podziemnych, na wypadek konieczności przeniesienia aktualnie eksploatowanego ujęcia miejskiego.

Ogólna charakterystyka warunków geologicznych i hydrogeologicznych

Migracja zanieczyszczeń z rejonu nasycalni podkładów kolejowych i wylewiska oleju kreozotowego zachodzi w pierwszym i drugim od powierzchni terenu poziomie wodonośnym w obrębie utworów czwartorzędowych, sięgając do głębokości około 60 m – 70 m (rysunek 1).

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności



Rysunek 1. Przekrój hydrogeologiczny wzdłuż linii rozpływu zanieczyszczenia w rejonie miejscowości A

Osady czwartorzędowe zalegają bezpośrednio na ilastych osadach miocenu. Oba poziomy wodonośne rozdziela kompleks glin zwałowych o łącznej miąższości sięgającej 40 m. Na południe od miejscowości A, w rejonie stwierdzonego okna hydrogeologicznego, oba poziomy pozostają ze sobą w pełnym kontakcie hydraulicznym.

Pierwszy poziom wodonośny o znaczeniu użytkowym związany jest z piaszczysto-żwirowymi osadami akumulacji sandrowej z okresu stadiału północno-mazowieckiego zlodowacenia środkowopolskiego. Poziom ten ma ciągłe rozprzestrzenienie i zróżnicowaną miąższość mieszczącą się w przedziale od 10 m do 20 m. Zwierciadło wód ma charakter swobodny. Lokalnie, tam gdzie na powierzchni terenu występują osady słaboprzepuszczalne (gliny i iły), może być napięte. Poziom ten jest dość powszechnie ujmowany przez studnie kopane i wiercone. W wielu miejscach stanowi główny, użytkowy poziom wodonośny.

Drugi poziom wodonośny tworzą piaszczysto-żwirowe osady wodnolodowcowe zaliczane do zlodowaceń południowopolskich i środkowopolskich. Jest to główny poziom użytkowy w tym rejonie miejscowości A, ujmowany przez liczne studnie głębinowe. Zwierciadło wody ma generalnie charakter naporowy i jedynie w rejonie okna hydrogeologicznego w południowo-zachodniej części miasta, ma charakter swobodny.

Przyjęte założenia i konstrukcja modelu

Substancje zanieczyszczające, migrujące z wodami podziemnymi z rejonu nasycalni stanowią mieszaninę węglowodorów z grup WWA, BTEX, fenoli i krezoli, które charakteryzują się skomplikowanym i zróżnicowanym sposobem migracji w środowisku gruntowo-wodnym. Ponieważ głównym celem badań modelowych było ustalenie obszaru możliwego rozpływu zanieczyszczenia oraz identyfikacja ujęć wód podziemnych, które mogą być zagrożone, model uproszczono do symulacji migracji zanieczyszczenia typu konserwatywnego, przemieszczającego się zgodnie i z prędkością ruchu strumienia wód podziemnych, oraz nie podlegającego procesom dyspersji, sorpcji i rozkładu w czasie migracji. Tak wykonana symulacja prognostyczna jest odzwierciedleniem wariantu najbardziej pesymistycznego, jeśli chodzi o czas dotarcia zanieczyszczenia do ujęcia wód podziemnych.

Podstawą do wyznaczenia przestrzennych granic obszaru badań modelowych było kryterium hydrodynamiczne, głównie rzeki, stanowiące lokalne bazy drenażu dla obu analizowanych poziomów wodonośnych. Całkowita powierzchnia obszaru badań modelowych wynosi 126 km^2. Obszar objęty badaniami jest znacznie większy niż obszar objęty rozpływem zanieczyszczenia i obszar zasilania ujęcia miejskiego, ponieważ jednym z celów badań modelowych było wstępne wytypowanie obszarów perspektywicznych występowania wód podziemnych, które mogłyby być w przyszłości wykorzystane do zaopatrzenia miasta w wodę.

Po rozpoznaniu warunków geologicznych i hydrogeologicznych, zdecydowano o budowie modelu trójwarstwowego. Pierwsza warstwa modelowa odpowiada pierwszemu, czwartorzędowemu poziomowi wodonośnemu, który tworzą głównie piaszczyste utwory sandrowe. Druga warstwa modelowa, generalnie rozdzielająca poziomy wodonośne, odwzorowuje kompleks glin zwałowych zlodowacenia środkowopolskiego. W jej obrębie uwzględniono występowanie okna hydrogeologicznego, udokumentowanego w południowo-zachodniej części miejscowości A. Trzecia warstwa modelowa (druga wodonośna) odwzorowuje piaszczysto-żwirowe osady interglacjałów zlodowaceń: południowopolskiego i środkowopolskiego. Zwierciadło wód podziemnych pierwszej i drugiej warstwy wodonośnej zostało wykreślone na podstawie pomiarów terenowych zwierciadła wód podziemnych w studniach kopanych i wierconych.

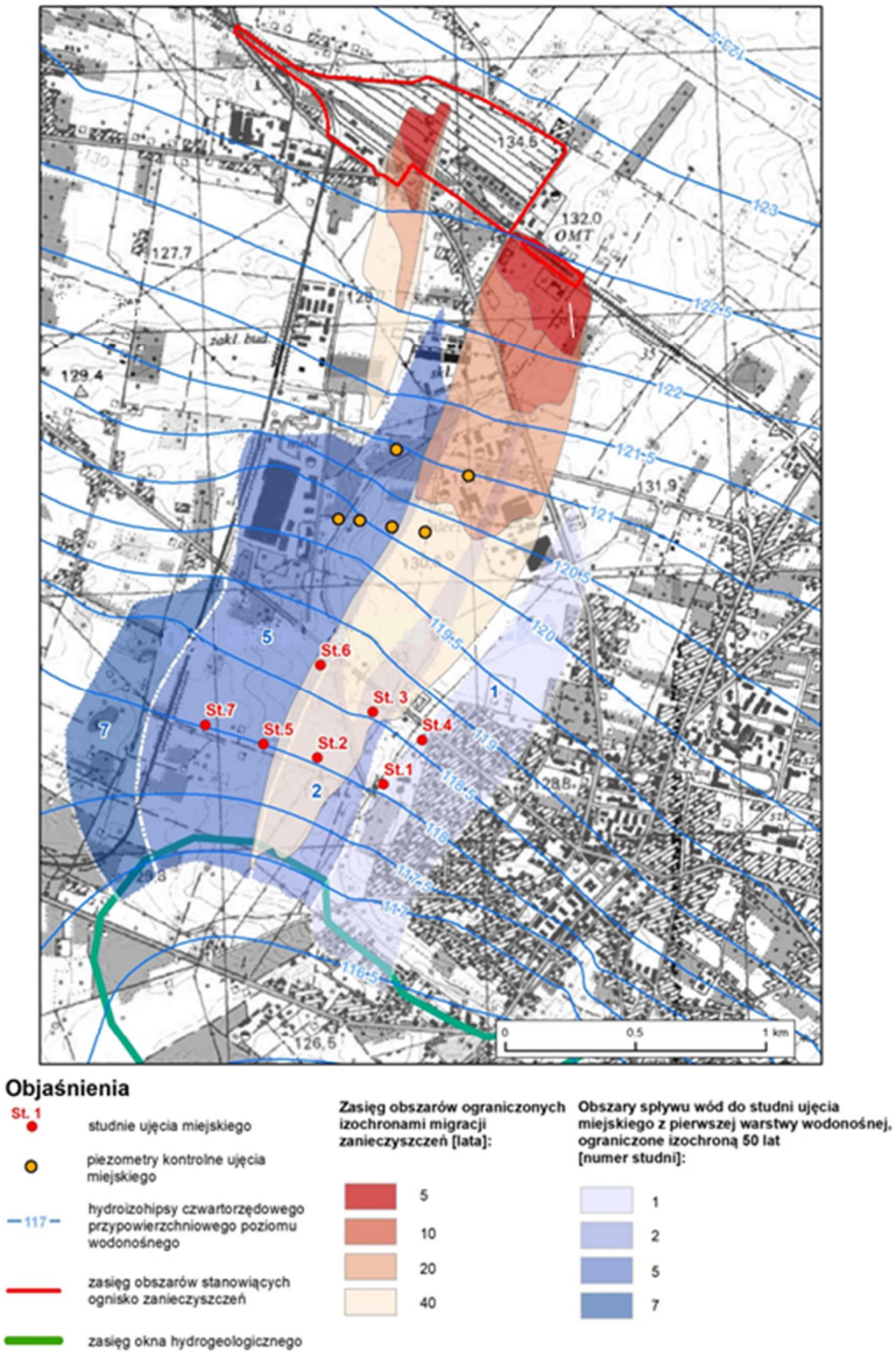
Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

Obszar modelu zdyskretyzowano siatką kwadratową o długości boku 25 m w celu uzyskania odpowiedniej rozdzielczości wyników symulacji. Obliczenia prowadzono dla warunków ruchu ustalonego z wykorzystaniem metody różnic skończonych (FDM). Do obliczeń wykorzystano program GMS z modułem ModPath, służącym do śledzenie drogi adwekcyjnego przepływu cząstek substancji w trójwymiarowej warstwie wodonośnej.

Najważniejsze wnioski wynikające z prac modelowych

- W wyniku wykonanych symulacji wskazano studnie ujęcia miejskiego, najbardziej zagrożone przez dopływ zanieczyszczeń z rejonu nasycalni podkładów kolejowych, oraz ustalono kierunek, skąd zanieczyszczenie dopłynie i przybliżony czas dopływu. Wykazano również, że zanieczyszczenie migrujące w obrębie pierwszej warstwy wodonośnej, dopływając do rejonu okna hydrogeologicznego, przedostaje się do drugiego poziomu wodonośnego i zaczyna płynąć w kierunku studni nr 2 i 5, zagrażając jakości eksploatowanych wód (rysunek 1).
- Badania modelowe umożliwiły również wskazanie studni relatywnie mało zagrożonych zanieczyszczeniem (studnie nr 4 i 7), ponieważ znajdują się one poza obszarem rozpływu zanieczyszczenia z rejonu nasycalni. W przypadku studni nr 7 można zakładać, że nie jest ona w ogóle zagrożona. W przypadku studni nr 4 pewne ryzyko zanieczyszczenia studni istnieje, w sytuacji innego rozkładu poboru wody na ujęciu niż założono w symulacji. W szczególności wtedy, gdyby w studni nr 4 pobór wód był dużo większy niż w studni nr 3.
- Wszystkie symulacje modelowe, w których założono pobór wody z drugiej warstwy wodonośnej w studni ujęcia przemysłowego (3A), wskazują na bardzo istotny wpływ eksploatacji tego ujęcia na sposób przemieszczania się zanieczyszczenia z rejonu wylewiska oleju kreozotowego. Ujęcie to przechwytuje prawie w całości zanieczyszczone wody płynące z rejonu wylewiska w drugim poziomie wodonośnym. Pełniąc rolę swoistej bariery hydrodynamicznej, chroni studnie ujęcia miejskiego przed zanieczyszczeniem.
- Chociaż pracujące ujęcie przemysłowe przechwytuje większą część zanieczyszczonych wód w drugim poziomie wodonośnym, wyniki badań wskazały, że nie stanowi ono jednak w pełni skutecznej bariery dla rozpływu zanieczyszczenia z rejonu wylewiska oleju. Zanieczyszczenie to przemieszcza się głównie w pierwszym poziomie wodonośnym, który praktycznie nie podlega wpływowi pracy ujęcia przemysłowego i stąd też zanieczyszczone wody przemieszczają się w nim swobodnie w kierunku okna hydrogeologicznego i dalej do studni ujęcia. Cały czas najbardziej zagrożona jest studnia nr 2 i mniejszym stopniu studnie nr 5 i 6.
- Wykorzystując moduł MODPATH, dla każdego z wymienionych wariantów symulacji wyznaczono obszary spływu wody (OSW) do poszczególnych studni (rysunek 2). Dodatkowo oszacowano również czas dopływu zanieczyszczenia konserwatywnego (przyjętego na modelu) do strefy zafiltrowania studzien ujęcia miejskiego. Ustalono, że przekracza on generalnie 50 lat w wariancie aktualnego poboru, ale ulega istotnemu skróceniu w wariancie poboru dopuszczalnego w pozwoleniu wodnoprawnym.

- Wykonane symulacje modelowe pozwoliły również ustalić optymalną lokalizację oraz wydajności studni planowanej bariery hydrodynamicznej, która w założeniu ma służyć przechwytywaniu zanieczyszczeń migrujących w wodach podziemnych, nie dopuszczając tym samym do zanieczyszczenia studni ujęcia miejskiego.



Rysunek 2. Mapa migracji zanieczyszczenia z rejonu dawnej nasycalni podkładów kolejowych w kierunku ujęcia miejskiego w miejscowości A w I poziomie wodonośnym

Model numeryczny, stworzony na potrzeby ustalenia dróg i czasu migracji zanieczyszczeń w obrębie wód podziemnych czwartorzędowego piętra wodonośnego w rejonie miejscowości A, zrealizował wszystkie stawiane przed nim zadania. W szczególności umożliwił zidentyfikowanie zagrożenia dla ujęcia komunalnego, związanego z istnieniem okna hydrogeologicznego

w południowo-zachodniej części miasta, dzięki czemu możliwe było podjęcie racjonalnych działań mających na celu wyeliminowanie tego zagrożenia. Należy jednak zauważyć, że z uwagi na brak danych dotyczących ilości substancji zanieczyszczającej, która przedostała się do środowiska gruntowo-wodnego w czasach funkcjonowania nasycalni podkładów kolejowych, oraz z uwagi na niedostateczne rozpoznanie stężeń związków węglowodorowych w wodach podziemnych, wyniki badań modelowych mają bardziej charakter jakościowy niż ilościowy. Niemniej, badania te spełniły swoje zadanie. Opracowany model numeryczny może służyć jako skuteczne narzędzie w prowadzeniu analiz ilościowych zagrożenia dla zdrowia ludzi i stanu środowiska, dla dowolnie wybranych wariantów poboru wód podziemnych. Może i powinien być uszczegóławiany i modyfikowany wraz z uzyskiwaniem nowych danych hydrogeologicznych i danych z monitoringu zanieczyszczenia.

Przykład 2 - Modelowanie migracji zanieczyszczeń w strefie saturacji i aeracji metodą elementów skończonych na przykładzie składowiska odpadów komunalnych w miejscowości B

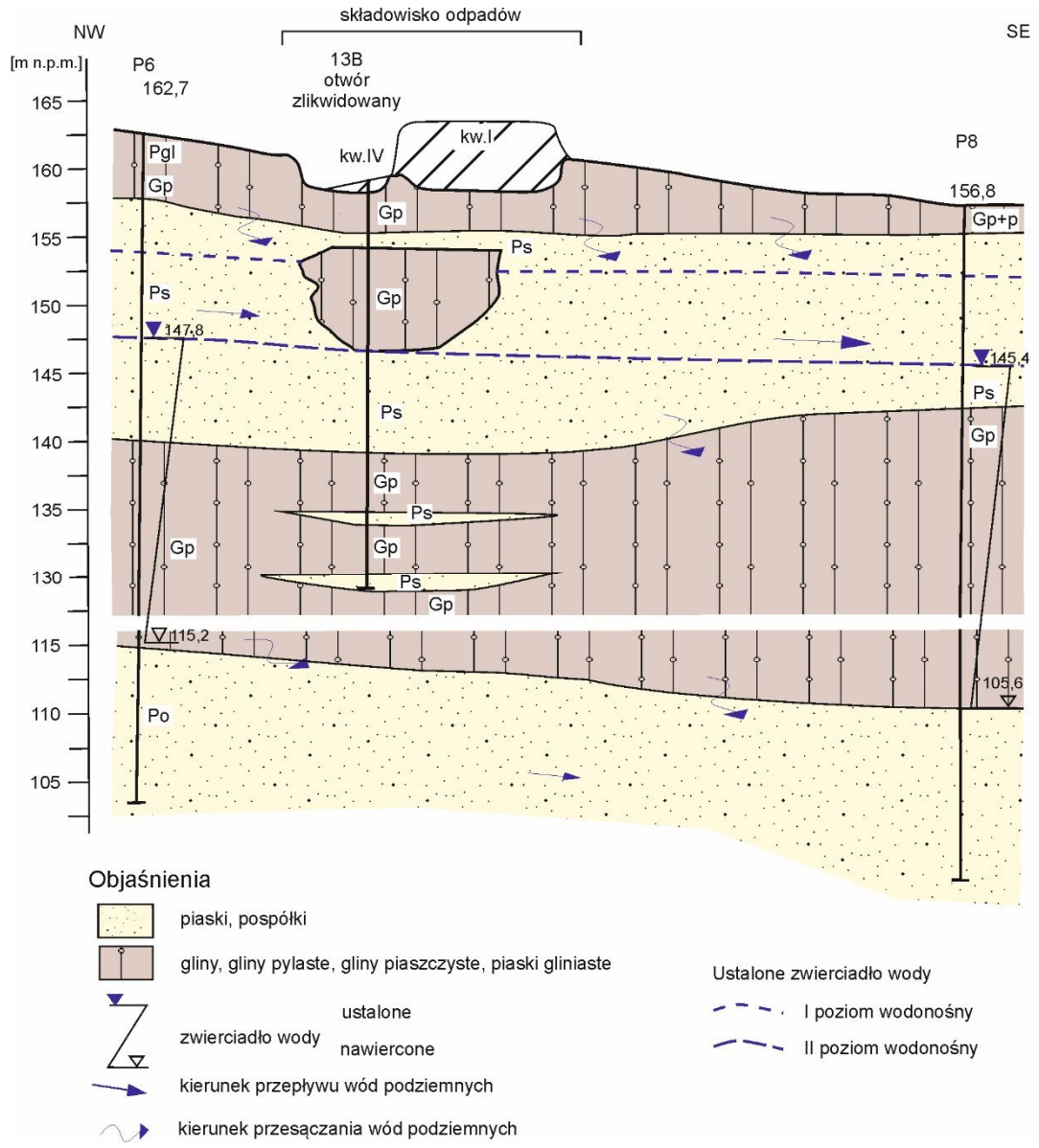
Opis obiektu i przestawienie problemu badawczego

Głównym celem prac modelowych było sporządzenie prognozy oddziaływania składowiska odpadów komunalnych na stan jakościowy wód podziemnych, po zamknięciu i zrekultywowaniu fragmentu składowiska. Badania prowadzono głównie z uwagi na konieczność ochrony głównego zbiornika wód podziemnych GZWP nr 128. Analizowane składowisko zlokalizowane jest w miejscowości B, około 7 km na południe od miejscowości C. Podzielone jest na cztery sektory o łącznej powierzchni około 23,5 ha. Sektory I, II, III są zapełnione i zrekultywowane. Sektory II, III, IV posiadają uszczelnienie dna za pomocą folii PCW. Odcieki ze składowiska są zbierane i odprowadzane przez system drenażowym do zbiornika szczelnego, a następnie tłoczone do oczyszczalni ścieków w miejscowości C. Odgazowanie składowiska prowadzone jest za pomocą instalacji składającej się z 32 studni. Monitoring wód podziemnych prowadzony jest w pięciu otworach ujmujących pierwszy poziom wodonośny oraz trzech otworach ujmujących drugi poziom wodonośny (rysunek 3).

Charakterystyka warunków geologicznych i hydrogeologicznych w rejonie składowiska

Bezpośrednio w podłożu składowiska występuje warstwa glin zwałowych i piasków gliniastych o miąższości od kilku do kilkunastu metrów. Poniżej zalega ciągła warstwa piasków i żwirów pochodzenia fluwioglacjalnego. W obrębie kompleksu utworów piaszczystych lokalnie występują przewarstwienia glin zwałowych o miąższości do kilku metrów (rysunek 3).

Zwierciadło wód podziemnych pierwszego poziomu wodonośnego ma charakter swobodny i stabilizuje się na głębokości od 6,5 do 8,5 m p.p.t. Jedynie lokalnie, w obrębie przewarstwień gliniastych ma charakter naporowy. Drugi poziom wodonośny występuje w piaskach pod nadkładem glin zwałowych, przewarstwionych miejscami osadami fluwioglacjalnymi oraz mułkami i iłami zastoiskowymi. Zwierciadło wody ma charakter naporowy i stabilizuje się na głębokości od ok. 10 do 15 m p.p.t. Zasilanie poziomu odbywa się na drodze przesączania z poziomu nadległego oraz poprzez dopływ lateralny.



Rysunek 3. Przekrój hydrogeologiczny rejonu składowiska odpadów komunalnych w miejscowości B

Przyjęte założenia i konstrukcja modelu

Wykonanie numerycznego modelu przepływu, a następnie modelowania migracji substancji, wymaga przyjęcia niezbędnych założeń upraszczających, które zależą od celu modelowania, oraz od ilości i jakości danych jakimi dysponujemy. W niniejszym przypadku wykorzystano wyłącznie dane archiwalne i nie prowadzono dodatkowych badań mających na celu uszczegółowienie rozpoznania budowy geologicznej czy warunków hydrogeologicznych. Tego typu podejście jest możliwe w przypadkach, gdy ilość informacji jaką dysponujemy jest wystarczająca do osiągniecia zamierzonego celu lub też, gdy z różnych przyczyn wykonanie dodatkowych badań jest niemożliwe. Niemniej jednak zaleca się, by proces zarówno modelowania numerycznego jak i migracji zanieczyszczeń w jak największej mierze opierać na wiarygodnych i aktualnych informacjach.

Przygotowując model, jako wskaźnik migracji substancji zanieczyszczających przyjęto migrację jonu chlorkowego, jako najbardziej konserwatywnego i nie ulegającego procesom sorpcji

i rozkładu w środowisku gruntowo-wodnym. Dodatkowo uwzględniono jedynie proces adwekcji, oraz zjawiska dyspersji i dyfuzji, pomijając inne procesy naturalnego samooczyszczania się wód, takie jak sorpcja, biodegradacja i przemiany chemiczne.

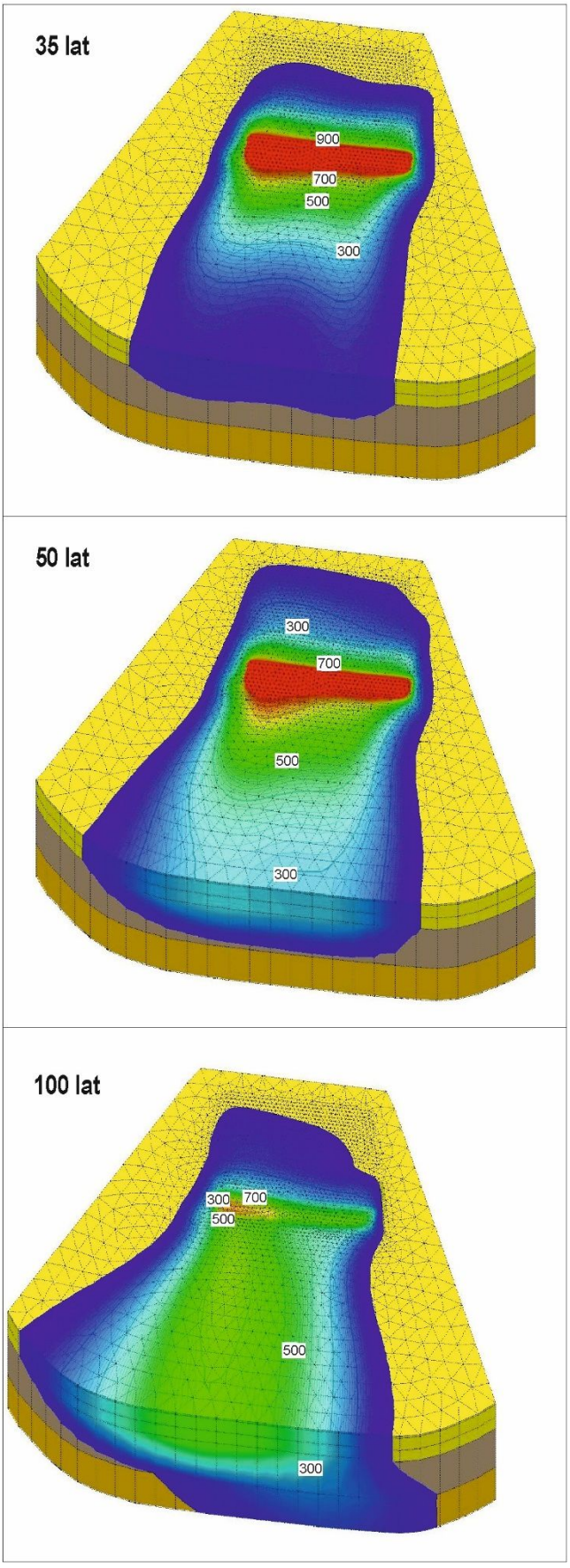
Wykonując prognozę zmian stężenia i charakteru rozpływu zanieczyszczenia (chlorków) w wodach podziemnych, w pierwszej kolejności przygotowano schemat koncepcyjny przedostawania się odcieków wysypiskowych do środowiska gruntowo-wodnego i ich dalszej migracji. Założono, że dla każdej z kwater stężenie chlorków rośnie liniowo od zera do wartości maksymalnej, która zostaje osiągnięta w momencie całkowitego wypełnienia kwatery. Następnie, przez okres 20 lat od momentu zamknięcie kwatery stężenie utrzymuje się na stałym, maksymalnym poziomie, a następnie przez okres 100 lat spada liniowo do zera.

Wydzielony obszar modelowy zdyskretyzowano za pomocą siatki nieregularnych trójkątów (metoda elementów skończonych - FEM) zagęszczonej w rejonie kwater składowiska. W profilu pionowym wydzielono cztery warstwy modelowe: dwie wodonośne i dwie słaboprzepuszczalne. Założono, że granica spągowa modelu jest szczelna. Rozkład wodoprzepuszczalności ośrodka przyjęto na podstawie danych z literatury i doprecyzowano na etapie kalibracji modelu. Kalibrację modelu numerycznego odnoszono do pomiarów terenowych rzędnych ustalonego zwierciadła wody w istniejących piezometrach. Obliczenia prowadzono za pomocą oprogramowania FEMWATER. Wielkości parametrów: wysokość maksymalnego wzniosu kapilarnego, porowatość efektywna, stałe dyspersji, wilgotność objętościowa, zostały przyjęte na podstawie danych literaturowych. Wartość zmiennego współczynnika filtracji w strefie aeracji, zależnego od stopnia zawodnienia i wysokości ciśnienia ponad zwierciadło wody obliczono wykorzystując wbudowaną w program FEMWATER funkcję Genuchtena (Genuchten, 1980).

Wyniki prac modelowych i wnioski

W wyniku przeprowadzonych prac modelowych, po przyjęciu przedstawionych wyżej założeń i uproszczeń uzyskano odpowiedzi na następujące problemy badawcze.

- Uzyskano rozkład przestrzenny rozprzestrzenienia się plamy zanieczyszczeń przy założeniu, że ich infiltracja do środowiska gruntowo-wodnego będzie odbywała się wyłącznie z kwatery I, lub też z pozostałych kwater, w dowolnej kombinacji i przy założeniu różnej wielkości infiltracji efektywnej do gruntu. Umożliwiło to weryfikację tego, czy składowisko jest odpowiednio izolowane i określenie, czy infiltracja zanieczyszczeń odbywa się także z innej niż I-a kwatery.
- Uzyskano rozkład przestrzenny rozprzestrzenienia się plamy zanieczyszczeń przy założeniu, że izolacja składowiska nie występuje. Jest to najmniej korzystny wariant pozwalający na odkreślenie maksymalnego rozprzestrzenienia się zanieczyszczenia.
- Uzyskano rozkład przestrzenny rozprzestrzenienia się plamy zanieczyszczeń przy założeniu, że izolacja składowiska występuje, ale nie spełnia swojej roli i następuje infiltracja w ilości ok. 2% opadu atmosferycznego.
- Ustalono po jakim czasie plama zanieczyszczeń dotrze do drugiej warstwy wodonośnej i jak daleko rozprzestrzeni się w ciągu 35, 50 i 100 lat od zakończenia składowania (rysunku 4). Jednocześnie można śledzić przebieg zmian stężenia zanieczyszczenia w środowisku gruntowo-wodnym na przestrzeni lat.



Rysunek 4. Prognozowany przestrzenny rozkład zanieczyszczenia po 35, 50 i 100 latach od rozpoczęcia składowania

- Na podstawie przeprowadzanych symulacji obserwowano jak zmiana początkowego stężenia chlorków, wprowadzonego do obliczeń modelowych, wpływa na wielkość i geometrię plamy zanieczyszczeń.
- Dla wybranych linii prądu obliczono czas adwekcyjnego przepływu zanieczyszczenia, co pozwoliło na ustalenie, kiedy zanieczyszczenie może dotrzeć do pierwszej i drugiej warstwy wodonośnej.

W wyniku przeprowadzonych prac modelowych stwierdzono, że wody pierwszego poziomu wodonośnego są silnie narażone na zanieczyszczenie przez odcieki migrujące ze składowiska. Warstwa piasków gliniastych i glin piaszczystych występująca w podłożu składowiska nie stanowi skutecznej ochrony dla wód tego poziomu. Natomiast wody drugiego poziomu wodonośnego, prawdopodobnie nie zostały jeszcze zanieczyszczone.

Badania migracji zanieczyszczeń przeprowadzono wyłącznie dla chlorków. Każdy inny składnik zawarty w odciekach ze składowiska zachowuje się w sposób indywidualny. Zatem, z faktu, że chlorki mogą dotrzeć do II-ego poziomu wodonośnego, nie wynika, że mogą do niego dotrzeć także inne substancje zawarte w odciekach.

Znaczącym czynnikiem warunkującym prędkość i sposób przemieszczania się zanieczyszczeń w środowisku gruntowo-wodnym jest wielkość początkowego ładunku zanieczyszczeń. Zastosowanie izolacji czy też drenażu znacząco zmniejsza możliwość przedostania się zanieczyszczenia do gruntu.

Inne wybrane przykłady zastosowania badań modelowych

Metody modelowania mogą być z powodzeniem wykorzystywane do rozwiązywania różnych, często bardzo specyficznych problemów badawczych dotyczących zanieczyszczenia gruntów i wód podziemnych. Możliwych sytuacji jest bardzo wiele i trudno byłoby je wszystkie wymienić. Poniżej przedstawiono kilka, wybranych przykładów ich zastosowania.

- **Ocena wpływu i skuteczności działania przesłony przeciwfiltracyjnej, zastosowanej w celu ochrony wód pierwszego poziomu wodonośnego przed zanieczyszczeniem** odciekami ze składowiska odpadów, zawierających między innymi siarczany, chlorki, węglowodory, pestycydy i metale ciężkie. Badania tego typu przy pomocy modułu FEMWATER w programie GMS wykonał Wychowaniak (2013). W ramach zadania zostały wykonane pomiary rzędnych zwierciadła wody w gęstej sieci pomiarowej, co pozwoliło wyznaczyć szczegółowo powierzchnie piezometryczne wszystkich istotnych poziomów wodonośnych. Dodatkowo wykonano kilkukrotne pomiary stężeń analizowanych substancji zanieczyszczających w otworach sieci monitoringowej, co umożliwiło poprawne wykalibrowanie modelu transportu zanieczyszczenia. Podobne badania prowadzili m.in. Mądrala i Wąsik (2011), wykorzystując do tego celu oprogramowanie Visual Modflow z modułem MODPATH. Badania modelowe umożliwiają nie tylko wybór optymalnego miejsca lokalizacji bariery przeciwfiltracyjnej, ale i dobór jej parametrów (Suponik, 2010).
- **Ocena wpływu miąższości warstwy słaboprzepuszczalnej znajdującej się pod niecką składowiska odpadów, na tempo przemieszczania się zanieczyszczenia**. Badania takie prowadziła m.in. Złotoszewska-Niedziałek (2007) dla składowiska odpadów komunalnych, zlokalizowanego w miejscowości Lipiny Stare. Polegały one na symulowaniu w programie FEMWATER migracji zanieczyszczenia konserwatywnego (chlorków) pochodzącego z odcieków składowiskowych. Poprawnie wykalibrowany model umożliwił wykonanie szeregu symulacji porównawczych, sprawdzających wpływ poszczególnych czynników

środowiskowych na czas przesączania odcieków przez warstwę słaboprzepuszczalną, stanowiącą barierę przeciwfiltracyjną składowiska. Wyniki badań modelowych pomogły wybrać optymalny wariant takiej bariery poprzez wiarygodne sprawdzenie jej skuteczności w odniesieniu do pierwotnych założeń projektowych. Wyniki badań modelowych charakteryzowały się w tym przypadku o wiele większą dokładnością, niż wyniki prostych obliczeń analitycznych.

- **Ocena wpływu na środowisko składowiska odpadów ulokowanego w kopalni podziemnej**. Zagadnieniem tym zajmowali się Pozzi i Mzyk (2007). Przy pomocy modelu stworzonego w programie Visual MODFLOW autorzy analizowali zasięg migracji zanieczyszczeń w górotworze dla różnych wariantów zatapiania kopalni. Zastosowanie technik modelowania numerycznego w górnictwie jest bardzo szerokie, a wyniki symulacji wykonanych przy pomocy prawidłowo skonstruowanych modeli cechuje wysoki stopień wiarygodności. Obniża to znacząco koszty planowanych inwestycji oraz pozwala na ich zweryfikowanie i ocenę uzyskanych efektów wirtualnie na modelu, przed rozpoczęciem właściwych prac. W górnictwie, szczególnie węgla kamiennego, konieczne jest ujęcie w pionowym zasięgu modelu warstw o znacznej miąższości, różnorodnym typie i zaawansowanej tektonice. Bardzo istotne jest więc stworzenie poprawnego modelu koncepcyjnego i odpowiednia agregacja warstw litologiczno-stratygraficznych, gdyż model o zbyt dużym stopniu komplikacji może okazać się trudny lub wręcz niemożliwy do wykalibrowania.
- **Kompleksowe badania nad zanieczyszczeniem wód podziemnych w rejonie składowisk odpadów Zakładów Chemicznych w Tarnowskich Górach**. Problem zanieczyszczenia wód podziemnych substancjami chemicznymi w rejonie miasta Tarnowskie Góry jest znany od wielu lat i często opisywany w literaturze fachowej. Jego analizą i rozwiązaniem zajmuje się głównie zespół Uniwersytetu Śląskiego, który wykonywał tam także badania modelowe. W ramach tych badań przygotowano numeryczny model przepływu, odwzorowując dokładnie warunki przepływu, w tym w szczególności warunki intensywnego drenażu wód poprzez sztolnię „Fryderyk". Następnie za pomocą programu PMMATH symulowano przepływ adwekcyjny, a za pomocą programu MT3D symulowano transport boru i innych substancji zanieczyszczających. Wyniki badań i sformułowane na ich podstawie wnioski pozwoliły podjąć decyzję o zmianie pierwotnego planu remediacji dla składowiska odpadów tak, aby ograniczyć rozpływ zanieczyszczenia i jednocześnie nie spowodować znaczących zmian w morfologii terenu (Witkowski i inni, 2005).
- **Analiza migracji zanieczyszczeń węglowodorowych w środowisku porowo-krasowym**. Zagadnieniem tym zajmował się m.in. Knez i Woźniak (2004), prowadząc badania modelowe rozpływu plamy benzenu z terenu zlikwidowanego magazynu paliw, zlokalizowanego w Kielcach. Badania prowadzono z uwagi na zagrożenie wód podziemnych GZWP nr 417 (Kielce), stanowiącego ważne źródło zaopatrzenia w wodę dla całego miasta. Do badań modelowych wykorzystano model transportu masy przygotowany przy pomocy programu MT3D w środowisku programu Visual MODFLOW. Na potrzeby analizy wykonano sześciowarstwowy numeryczny model przepływu wód podziemnych o zasięgu regionalnym, z którego następnie „wycięto" model lokalny, na którym prowadzono dalej różne symulacje porównawcze migracji zanieczyszczenia. Stwierdzono, że istotnym czynnikiem warunkującym uzyskanie poprawnych wyników obliczeń jest wybór właściwej metody obliczeniowej. Jest to szczególnie istotne w przypadku projektowania prac remediacyjnych.

3. Propozycja zasad, procedury oraz formularza, które pozwolą w jednoznaczny sposób określić czy w danym przypadku, gdy stwierdzono przekroczenie dopuszczalnych zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie lub w ziemi, występuje na danym terenie zanieczyszczonym znaczące zagrożenie dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska

3.1. Usystematyzowanie informacji na temat substancji powodujących ryzyko

Dopuszczalne zawartości substancji powodujących ryzyko szczególnie istotnych dla ochrony powierzchni ziemi określone w załączniku nr 1 do Rozporządzenia w sprawie oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi w punkcie 1 uwzględniają grupy wydzielone w oparciu o sposób ich użytkowania oraz podgrupy gruntów dla gruntów grupy II wydzielone w oparciu o właściwości gleby. Natomiast dopuszczalne zawartości substancji powodujących ryzyko szczególnie istotnych dla ochrony powierzchni ziemi zamieszczone na liście załącznika nr 1 w punkcie nr 2 uwzględniają zarówno sposób użytkowania gruntów, jak i wodoprzepuszczalność gleby i ziemi.

Wymienione na listach substancje podzielono na sześć zasadniczych grup:

I. metale i metaloid,
II. zanieczyszczenia nieorganiczne,
III. węglowodory:
  III.A. benzyny i oleje,
  III.B. węglowodory aromatyczne,
  III.C. wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne,
IV. węglowodory chlorowane,
V. środki ochrony roślin:
  V.A. pestycydy chloroorganiczne,
  V.B. pestycydy – związki niechlorowe,
VI. pozostałe zanieczyszczenia.

Wymienionym na liście w załączniku nr 1 Rozporządzenia OZPZ substancjom nie przypisano numerów identyfikacyjnych. Najczęściej do identyfikacji substancji stosuje się numer CAS, czyli oznaczenie numeryczne przypisane substancji chemicznej przez amerykańską organizację *Chemical Abstracts Service*. W Rozporządzeniu w sprawie oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi, w § 4 pkt. 1 przywołano Rozporządzenie CLP. W Rozporządzeniu CLP każda podana substancja powodująca ryzyko jest opisana poprzez trzy numery.

Pierwszym numerem jest numer indeksowy, który dla każdej substancji ma postać ciągu cyfr w formacie ABC-RSTVW-Y. Litery ABC odpowiadają liczbie atomowej najbardziej charakterystycznego pierwiastka chemicznego lub najbardziej charakterystycznej organicznej grupy w cząsteczce. RST jest kolejnym numerem substancji w serii ABC. VW opisuje formę, w jakiej substancja jest produkowana lub wprowadzana do obrotu. Y jest cyfrą sprawdzającą wyliczoną zgodnie z 10-cyfrową metodą ISBN.

Pozycje w części 3 Rozporządzenia CLP są wymienione zgodnie z liczbą atomową pierwiastka chemicznego o właściwościach najbardziej charakterystycznych dla danej substancji. Substancje organiczne, ze względu na ich różnorodność, zostały pogrupowane w klasy.

Następny z numerów to numer WE, tzn. EINECS, ELINCS lub NLP, jest oficjalnym numerem danej substancji w Unii Europejskiej. Numer EINECS można znaleźć w Europejskim Wykazie Spisu Substancji Istniejących o Znaczeniu Komercyjnym (EINECS) (1). Numer ELINCS można znaleźć w Europejskiej Liście Substancji Notyfikowanych (w wersji zmienionej) (EUR 22543 EN, dokument wydany przez Urząd Oficjalnych Publikacji Unii Europejskiej, 2006, ISSN 1018-5593).

Numer NLP można znaleźć w wykazie substancji chemicznych wymienionych w publikacji Komisji Europejskiej „no-longer polymers" (w wersji zmienionej) (dokument wydany przez Urząd Oficjalnych Publikacji Unii Europejskiej, 1997 r., ISBN 92–827–8995–0). Numer WE jest to siedmiocyfrowy numer o strukturze typu XXX-XXX-X, rozpoczynający się od 200-001-8 (EINECS), od 400-010-9 (ELINCS) i od 500-001-0 (NLP).

W opisie numeru nadanego przez CAS w Rozporządzeniu CLP zwrócono uwagę na to, że numer EINECS obejmuje zarówno formę bezwodną, jak i uwodnioną, które posiadają zwykle odrębne numery CAS. We wszystkich przypadkach w CLP zamieszczony jest jedynie numer CAS dla formy bezwodnej, a zatem przedstawiony numer CAS nie zawsze opisuje pozycję tak dokładnie jak numer EINECS.

Zawsze, gdy jest to możliwe, substancje niebezpieczne powinny być określane (nazywane) zgodnie z nomenklaturą IUPAC. Substancje wymienione w EINECS, ELINCS lub w NLP są określane przy użyciu nazw użytych w tych wykazach. W niektórych przypadkach włączono nazwy zwyczajowe lub powszechne. Zawsze, gdy jest to możliwe, środki ochrony roślin i biocydy są określane za pomocą nazw ISO.

Z powyższego wynika, że w celu właściwej identyfikacji substancji powodującej ryzyko należy wykorzystać możliwie wszystkie bazy danych informacji o substancjach, gdyż będzie miało to decydujące znaczenie przy ocenie znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi i stanu środowiska w przypadku stwierdzenia przekroczenia dopuszczalnych zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie, ziemi lub wodach gruntowych oraz wyboru właściwej metody remediacji.

Szczegółowe zestawienie listy substancji powodujących ryzyko dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska szczególnie istotnych dla ochrony powierzchni ziemi, które wymieniono w załączniku nr 1 do Rozporządzenia OZPZ z zamieszczonymi w Rozporządzeniu CLP przedstawiono w tabeli nr 1.1 w załączniku nr 1 do niniejszego opracowania. Celem tego zestawienia jest usystematyzowanie informacji na temat substancji wymienionych na liście w Rozporządzeniu OZPZ. We wskazanej tabeli zamieszczono klasyfikację znajdującą się w Rozporządzeniu CLP obejmującą klasy i kategorie zagrożenia wraz z odpowiednimi zwrotami zagrożenia. Kody zwrotów H to oznaczenia na etykietach substancji chemicznych i mieszanin, które mają na celu określenie zagrożenia, a także charakteru i nasilenia tych zagrożeń powodowanych przez daną substancję czy mieszaninę. Zwroty H na mocy Rozporządzenia CLP zastąpiły wcześniej stosowane zwroty R. Obowiązujące obecnie zwroty H są podzielone na trzy grupy: zagrożenia fizyczne lub chemiczne (określone cyfrą „2"), zagrożenia dla zdrowia (cyfra „3"), zagrożenie dla środowiska (cyfra „4"). Co więcej, Rozporządzenie CLP w przypadku wielu substancji podaje opis, wskazujący sposób jej zastosowania czy wręcz rodzaj przemysłu gdzie jest ona wykorzystywana, co z kolei znacząco ułatwia określenie, czy na badanym terenie może wystąpić zanieczyszczenie daną formą substancji.

Wykaz substancji powodujących ryzyko szczególnie istotnych dla ochrony powierzchni ziemi będący częścią Rozporządzenia OZPZ szczegółowo omawia metale, które mogą występować w wielu różnych związkach chemicznych obejmujących zarówno substancje nieorganiczne, jak i organiczne. Formy pierwiastkowe wyszczególnione w Rozporządzeniu OZPZ są jedynie ogólną wskazówką, natomiast w tabeli 3.1 Rozporządzenia CLP precyzyjne uściślono ich nazwy chemiczne. Należy pamiętać, że są to nazwy handlowe i odnoszą się do rzeczywistej formy występowania substancji powodującej ryzyko, głównie pochodzenia antropogenicznego, która potencjalnie może zostać uwolniona do środowiska. Rozporządzenie CLP uściśla poszczególne formy występowania danego metalu lub metaloidu z równoczesnym podaniem zwrotu H dla zdrowia czy środowiska. Zestawienie to może być elementem etapu identyfikacji substancji powodujących ryzyko, o którym mowa w § 7 Rozporządzenia OZPZ.

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

Metale i metaloidy

Pierwsza grupa zanieczyszczeń określona w Rozporządzeniu w sprawie oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi to metale i metaloid. W grupie tej wymieniono dwanaście pierwiastków chemicznych w ich formie ogólnej (pierwiastkowej). Rozporządzenie OZPZ wymieniając te zanieczyszczenia nie odnosi się do tego czy podana ogólna forma metalu lub metaloidu jest najczęściej występującą w środowisku, lub czy jest formą stwarzającą zagrożenie dla zdrowia ludzi i stanu środowiska. Jak już wspomniano w pierwszym opracowaniu metale i metaloidy występują w środowisku w wielu formach, co zależy od stopnia utlenienia danego pierwiastka oraz od ich połączenia z innymi pierwiastkami, czego efektem jest powstanie innych związków chemicznych.

Dotychczasowe podejście zaprezentowane w Rozporządzeniu OZPZ traktowało za wystarczające wymienienie danego metalu lub metaloidu w formie pierwiastka przy jednoczesnym założeniu, że całkowita jego zawartość przypada na tę formę pierwiastkową. Okazuje się jednak, że w środowisku (powierzchnia ziemi, gleba, wody gruntowe) określony jak wyżej metal lub metaloid może występować również w innych formach. Dotychczasowe podejście określało chrom ogólny (Cr_{og}), podczas gdy chrom może występować na +6: Cr(VI) lub +3: Cr(III) stopniu utlenienia. Co więcej zawartość pierwiastka w formie ogólnej/podstawowej, która dotychczasowo była uznawana za zawartość całkowitą, w sytuacji rozróżniania form pierwiastka będzie rozkładała się na zawartość w jego poszczególnych formach. W podanym wyżej przykładzie zawartość całkowita chromu ogólnego Cr_{og} zostanie rozdzielona na zawartość Cr(VI) i Cr(III) w glebie, gruncie czy wodach gruntowych.

Z punktu widzenia oceny ryzyka ma to kolosalne znaczenie, ponieważ rożne formy występowania danego pierwiastka charakteryzują się różnymi właściwościami toksycznymi. Co więcej przyjmowanie, że dany pierwiastek (np. chrom) występuje jedynie w formie całkowitej (Cr ogólny) jest błędne z uwagi na fakt, że dwie jego najczęściej spotykane formy kationowe charakteryzują się skrajnie odmiennymi właściwościami tj. Cr(III) jest niezbędnym mikroelementem natomiast Cr(VI) wykazuje właściwości kancerogenne. Wynika z powyższego, że najbardziej odpowiednim podejściem jest oznaczanie zawartości konkretnej substancji.

Zatem metale i metaloidy występując w rożnych formach, połączeniach i na różnych stopniach utlenienia tworzą *de facto* za każdym razem odmienne związki. Ich właściwości z punktu widzenia możliwości powodowania ryzyka dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska mogą być za każdym razem odmienne. Dlatego tak ważne jest, aby przy definiowaniu obecności substancji w glebach, ziemi lub wodach gruntowych mogących powodować znaczące zagrożenie dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska stosować kryterium zero-jedynkowe tzn. stwierdzić, czy konkretna substancja albo jest obecna albo nie jest obecna, a nie zakładać z jaką formą substancji mamy do czynienia. Kolejne założenie jakie należy w takim przypadku przyjąć, to określenie czy całkowita zawartość zmierzona będzie przypadała na wybraną formę zanieczyszczenia.

Arsen

Arsen został zamieszczony na liście w załączniku nr 1 do Rozporządzenia w sprawie oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi.

Na liście w Rozporządzeniu CLP znajduje się wiele nieorganicznych i organicznych substancji zawierających arsen. Są to:

- arsen – CAS 7440-38-2,
- związki arsenu z wyjątkiem wymienionych w innym miejscu wykazu – bez nr CAS,
- tlenek arsenu (III), trójtlenek arsenu, arszenik – CAS 1327-53-3,

- tlenek arsenu (V), pentatlenek arsenu – CAS 1303-28-2,
- kwas arsenowy(V) i jego sole – bez nr CAS,
- arsan, arsenowodór – CAS 7784-42-1,
- tert-butyloarsan – CAS 4262-43-5,
- wodoroarsenian(V) ołowiu(II) – CAS 7784-40-9,
- arsenian(V) trietylu – CAS 15606-95-8.

Przyjmując, że pierwsza część Rozporządzenia OZPZ odnosi się do zanieczyszczeń powierzchni ziemi pochodzenia nieorganicznego, w ocenie znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska należy w etapie wstępnym zidentyfikować substancje, włączając w to także inne związki arsenu niewymienione w części 3 Rozporządzenia CLP. Rozporządzenie CLP nie obejmuje następujących nieorganicznych związków arsenu, w tym wielu minerałów:

- trisiarczeku diarsenu – CAS 1303-33-9,
- trichlorek arsenu – CAS 7784-34-1,
- arsenian (V) wapnia – CAS 7778-44-1,
- arsenian (V) potasu – CAS 7784-41-0,
- arsenian (V) sodu – CAS 7631-89-2,
- arsenian (III) sodu – CAS 7784-46-5.

Analiza właściwości na podstawie klasyfikacji w Rozporządzeniu CLP przedstawionej w tabeli nr 1.1 w załączniku nr 1 pozwala stwierdzić, że arsen i jego związki to substancje o działaniu toksycznym, drażniącym, kancerogennym, wpływające szkodliwie na rozrodczość, łatwopalne, stwarzające zagrożenie dla środowiska wodnego.

Arsen tworzy ponad 200 minerałów w związkach organicznych i nieorganicznych. Najczęściej spotyka się formy siarczkowe i tlenkowe: arsenopiryt, lelingit, aurypigment, realgar. Arsen towarzyszy często siarczkowym złożom srebra, ołowiu, miedzi, niklu i żelaza (Piwońska i Pietrzyk, 2018).

Zauważono, że na toksyczność związków arsenu znacząco wpływają biotyczne i abiotyczne czynniki środowiska: temperatura, odczyn (pH), potencjał redoks (Eh), zawartość materii organicznej, obecność fosforanów, absorpcja na materii glebowej, obecność innych substancji, w tym związków o działaniu toksycznych, czas trwania narażenia oraz forma występowania arsenu. Toksyczność arsenu zależy od tego w jakiej postaci występuje on w środowisku. Najwięcej dowodów toksyczności uzyskano dla arsenu trójwartościowego, niż pięciowartościowego. Uważa się także, że arsen trójwartościowy jest bardziej toksyczny, co dotyczy także mniej zbadanych organicznych związków arsenu.

O ile arsen pierwiastkowy jest nierozpuszczalny w wodzie, o tyle jego pozostałe formy cechuje różna rozpuszczalność w tym medium. Za słabo rozpuszczalne, czy wolno rozpuszczające się w wodzie związki arsenu uważa się np. trójtlenek arsenu. Do rozpuszczalnych w wodzie substancji zawierających arsen należą kwas arsenowy, pentatlenek arsenu, czy organiczny kwas metaarsenowy. Natomiast do łatwo rozpuszczalnych w wodzie substancji zawierających arsen zalicza się kwas dimetyloarsenowy, arsenian (III) sodu czy metanoarsenian sodu (Kumari i inni, 2016).

Kluczową dla oceny znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi jest analiza właściwości mutagennych, czy kancerogennych. W Rozporządzeniu CLP związkom arsenu za wyjątkiem niewymienionych w innych pozycjach oraz postaci pierwiastkowej, metalicznej arsenu nie przypisano właściwości kancerogennych oznaczonych w klasie zagrożenia symbolem (Carc.). Natomiast wiele innych związków arsenu zaklasyfikowano do kategorii 1A (Carc. 1A). Stanowisko

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

to nie jest zbieżne z opinią grupy roboczej Międzynarodowej Agencji Badań nad Rakiem (IARC), która stwierdziła, że lepiej przebadane są arsen i jego związki nieorganiczne niż poszczególne jego związki. Z uwagi na mnogość dowodów epidemiologicznych uznano, że są one rakotwórcze dla ludzi i zaklasyfikowano je do grupy 1.Grupa robocza IARC zarekomendowała także, aby ze względu na wspólny mechanizm działania inne nieorganiczne związki arsenu rozważać także jako rakotwórcze. W stosunku do pozostałych organicznych związków arsenu dowody rakotwórczości są ograniczone lub niewystarczające i należą one do grupy 2B lub 3 (IARC, 2018). Rozporządzenie CLP spośród nieorganicznych związków arsenu jako substancje kancerogenne kategorii 1A wymienia: tlenek arsenu(III), tlenek arsenu(V), kwas arsenowy i jego sole, wodoroarsenian(V) ołowiu (II).

Proponuje się, aby każdorazowo w przypadku prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi zgodnie z Rozporządzeniem OZPZ przyjmować, że pod pojęciem arsen rozumie się arsen w formie metalicznej o numerze CAS 7440-38-2, wymieniony w Rozporządzeniu CLP pod numerem indeksowym 033-001-00-X. Jeśli w czasie analizy prowadzonej na podstawie § 6 Rozporządzenia OZPZ obejmującego pierwszy etap identyfikacji terenu zanieczyszczonego stwierdzona zostanie działalność mogąca być przyczyną zanieczyszczenia na danym terenie, obecnie lub w przeszłości związkami arsenu, w oparciu o § 7 Rozporządzenia OZPZ sporządza się listę substancji powodujących ryzyko. Lista ta powinna zawierać dokładną specyfikację form związków arsenu, z podaniem ich opisu i przyporządkowaniem numerów identyfikacyjnych, o których była mowa powyżej. W opisie należy uwzględnić podstawowe informacje toksykologiczne oraz potencjalny wpływ na środowisko gruntowo-wodne.

Bar

W stanie naturalnym występują minerały baryt (głównie $BaSO_4$) i witeryt (głównie $BaCO_3$). W Rozporządzeniu CLP wyszczególniono osiem związków baru:

- siarczek baru – CAS 21109-95-5,
- polisiarczki baru – CAS 50864-67-0,
- chloran (V) baru – CAS 13477-00-4,
- chloran (VII) baru – CAS 13465-95-7,
- nadtlenek baru – CAS 1304-29-6,
- węglan baru – CAS 513-77-9,
- chlorek baru – CAS 10361-37-2,
- sole baru, z wyjątkiem siarczanu baru, soli kwasu 1-azo-2-hydroksynaftalenyloarylosulfonowego i soli wymienionych w innym miejscu Rozporządzenia CLP.

Analiza właściwości na podstawie klasyfikacji w Rozporządzeniu CLP przedstawionej w tabeli nr 1.1 w załączniku 1 pozwala stwierdzić, że związki baru działają toksycznie, drażniąco, utleniająco i stwarzają zagrożenie dla środowiska wodnego. Sole baru są klasyfikowane jako związki szkodliwe, za wyjątkiem siarczanu baru, który jest wykorzystywany w medycynie, w radiodiagnostyce. Bar podobnie jak inne metale dwuwartościowe jest antagonistą wapnia, magnezu i potasu. Bar i jego związki rozpuszczalne nie są klasyfikowane jako związki kancerogenne dla człowieka (grupa A4) ani dla zwierząt doświadczalnych. Nie działa także mutagennie, nie wpływa szkodliwie na rozrodczość (Sapota i Skrzypińska-Gawrysiak, 2006).

Rozporządzenie CLP nie odnosi się do baru w formie pierwiastkowej, metalicznej. W przypadku prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi zgodnie z Rozporządzeniem OZPZ, jeśli w czasie analizy prowadzonej na podstawie § 6 Rozporządzenia OZPZ obejmującego pierwszy

etap identyfikacji terenu zanieczyszczonego stwierdzona zostanie działalność mogąca być przyczyną zanieczyszczenia na danym terenie, obecnie lub w przeszłości związkami baru, w oparciu o § 7 Rozporządzenia OZPZ sporządza się listę substancji powodujących ryzyko. Lista ta powinna zawierać dokładną specyfikację form związków baru, z podaniem ich opisu i przyporządkowaniem numerów identyfikacyjnych, o których była mowa powyżej. W opisie należy uwzględnić podstawowe informacje toksykologiczne oraz potencjalny wpływ na środowisko gruntowo-wodne.

Chrom

Związki chromu (VI) są silnymi utleniaczami, w środowisku łatwo wiążą się z materią organiczną i ulegają redukcji do chromu (III). Związki chromu(VI) uwolnione do środowiska ze źródeł antropogenicznych mogą zalegać w wodzie lub glebie, gdzie znajdują się niewielkie ilości materii organicznej (Skowroń i Konieczko, 2016).

W Rozporządzeniu CLP wymieniono dwadzieścia dwa związki powodujące ryzyko zawierające chrom, w tym między innymi:

- tlenek chromu(VI) – CAS 1333-82-0,
- dichromian (VI) potasu – CAS 7778-50-9,
- dichromian(VI) amonu – CAS 7789-09-5,
- dichromian(VI) sodu – CAS 10588-01-9,
- dichromian(VI) sodu – dihydrat – CAS 7789-12-0,
- dichlorek chromylu – CAS 14977-61-8,
- chromian (VI) potasu – CAS7789-00-6,
- chromiany cynku – brak nr CAS,
- chromian(VI) wapnia – CAS 13765-19-0,
- chromian(VI) strontu – CAS 7789-06-2,
- chromian(VI) chromu(III) – CAS 24613-89-6,
- chromian(VI) sodu – CAS 7775-11-3
- związki chromu(VI) z wyjątkiem chromianu baru oraz związków wyszczególnionych w innym miejscu Rozporządzenia CLP – brak nr CAS.

Z klasyfikacji w przedstawionej w tabeli nr 1.1 w załączniku nr 1 do opracowania (przygotowanej na podstawie Rozporządzenia CLP) wynika, że chrom i jego związki to substancje o działaniu toksycznym, drażniącym, uczulającym, żrącym, kancerogennym, mutagennym, wpływające szkodliwie na rozrodczość, utleniające, stwarzające zagrożenie dla środowiska wodnego. Wiele barwników zawiera chrom (VI). Narażenie na związki chromu (VI) może występować wszystkimi drogami narażenia. Chrom metaliczny oraz związki chromu (III) według IARC nie są klasyfikowane jako rakotwórczy dla ludzi – grupa 3 (IARC, 1987; IARC, 1990). Związki chromu (III) według bazy IRIS US EPA nie są klasyfikowane jako rakotwórcze dla ludzi (grupa D). Związki chromu (VI) według IARC są klasyfikowane jako rakotwórcze dla ludzi – grupa 1 (IARC, 1987; IARC, 1990; IARC, 2012). Według IRIS US EPA związki chromu (VI) są rakotwórcze dla ludzi (grupa A) drogą oddechową, dla pokarmowej drogi narażenia nie są klasyfikowane jako rakotwórcze dla ludzi (Grupa D).

Rozporządzenie CLP nie odnosi się do chromu w formie pierwiastkowej, metalicznej. W przypadku prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi zgodnie z Rozporządzeniem OZPZ, jeśli w czasie analizy prowadzonej na podstawie § 6 Rozporządzenia OZPZ obejmującego pierwszy etap identyfikacji terenu zanieczyszczonego stwierdzona zostanie działalność mogąca być przyczyną zanieczyszczenia na danym terenie, obecnie lub

w przeszłości związkami chromu, w oparciu o § 7 Rozporządzenia OZPZ sporządza się listę substancji powodujących ryzyko. Lista ta powinna zawierać dokładną specyfikację form związków chromu, z podaniem ich opisu i przyporządkowaniem numerów identyfikacyjnych, o których była mowa powyżej. W opisie należy uwzględnić podstawowe informacje toksykologiczne oraz potencjalny wpływ na środowisko gruntowo-wodne.

Cyna

Związki mineralne cyny to głównie kasyteryt zawierający ditlenek cyny (SnO_2) oraz rudy siarczkowe cyny, takiej jak stannin (Cu_2FeSnS_4). Cyna jest odporna na działanie czynników atmosferycznych, wody i słabych kwasów. Z fluorowcami tworzy tetrahalogenki (SnX_4), które wykazują zdolność tworzenia związków kompleksowych. Związki cyny są toksyczne, a głównymi drogami narażenia są droga inhalacyjna oraz kontakt przez skórę (Surgiewicz, 2016). Organiczne związki cyny są toksyczne i ulegają bioakumulacji w tkankach organizmów wodnych. Naturalnie zwiększone ilości związków cyny w wodach i glebach występują w rejonach złóż kasyterytu (Pasieczna, 2012).

W Rozporządzeniu CLP wymieniono czternaście związków cyny:

- wodoroortoboran dibutylocyny(IV) – CAS 75113-37-0,
- tetrachlorek cyny – CAS 7646-78-8,
- cyheksacyna – CAS 13121-70-5,
- octan trifenylocyny – CAS 900-95-8,
- fentyny wodorotlenek – CAS 76-87-9,
- związki trimetylocyny – brak nr CAS,
- związki trietylocyny – brak nr CAS,
- związki tripopylocyny – brak nr CAS,
- związki tributylocyny – brak nr CAS,
- związki trifenylocyny – brak nr CAS,
- związki trioktylocyny – brak nr CAS,
- tlenek fenbutacyny – CAS 13356-08-6,
- bis(metanosulfonian) cyny – CAS 53408-94-9,
- dikaprylan 1,1,3,3-tetrabutylo-distannoksano-1,3-diylu – CAS 56533-00-7.

Zgodnie z klasyfikacją przedstawioną w tabeli nr 1.1 w załączniku nr 1 na podstawie Rozporządzenia CLP cyna i jej związki działają toksycznie, uczulająco, żrąco, drażniąco, rakotwórczo, szkodliwie na rozrodczość oraz stwarzają zagrożenie dla środowiska wodnego. Niektóre związki cyny (octan trifenylocyny, fentyny wodorotlenek) działają także rakotwórczo i wpływają szkodliwie na rozrodczość.

Rozporządzenie CLP nie odnosi się do cyny w formie pierwiastkowej, metalicznej. W przypadku prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi zgodnie z Rozporządzeniem OZPZ, jeśli w czasie analizy prowadzonej na podstawie § 6 Rozporządzenia OZPZ obejmującego pierwszy etap identyfikacji terenu zanieczyszczonego stwierdzona zostanie działalność mogąca być przyczyną zanieczyszczenia na danym terenie, obecnie lub w przeszłości związkami cyny, w oparciu o § 7 Rozporządzenia OZPZ sporządza się listę substancji powodujących ryzyko. Lista ta powinna zawierać dokładną specyfikację form związków cyny, z podaniem ich opisu i przyporządkowaniem numerów identyfikacyjnych, o których była mowa powyżej. W opisie należy uwzględnić podstawowe informacje toksykologiczne oraz potencjalny wpływ na środowisko gruntowo-wodne.

Cynk

Cynk występuje w postaci naturalnej jako sfaleryt/wurcyt (ZnS), smitsonit ($ZnCO_3$), cynkit (ZnO), willemit (Zn_2SiO_4).

W Rozporządzeniu CLP wymieniono dwadzieścia związków cynku:

- ziram – CAS 137-30-4,
- zineb – CAS 12122-67-7,
- bis(dbutyloditiokarbaminian) cynku – CAS 136-23-2,
- bis(dietyloditiokarbaminian) cynku – CAS 14324-55-1,
- fosforek cynku(II) – CAS 1314-84-7,
- chromiany cynku włączając chromian potasu – brak nr CAS,
- cynk (proszek niestabilizowany) – CAS 7440-66-6,
- cynk (proszek stabilizowany) – CAS 7440-66-6,
- chlorek cynku(II) – CAS 7646-85-7,
- dimetylocynk – CAS 544-97-8,
- dietylocynk – CAS 557-20-0,
- diaminoizocyjanian – brak nr CAS,
- siarczan(VI) cynku(II) (uwodniony) – CAS 7446-19-7,
- siarczan(VI) cynku(II) (bezwodny) – CAS 7733-02-0,
- bis(3,5-di-tert-butylosalicylano-O1,O2)cynk – CAS 42405-40-3,
- wodorotlenek 2-(benzenosulfonamido)-benzoesan cynku(II) – CAS 113036-91-2,
- bis[ortofosforan(V)] tricynku, tlenek cynku – CAS 7779-90-0,
- tlenek cynku – CAS 1314-13-2,
- 2-hydroksy-5-C13-18-alkilobenzoesan cynku – brak nr CAS,
- bis [(1-metyloimidazol) - (2-etyloheksanian)], kompleks cynku – brak nr CAS.

Zgodnie z klasyfikacją przedstawioną w tabeli nr 1.1 w załączniku nr 1 na podstawie Rozporządzenia CLP związki cynku działają toksycznie, uczulająco, drażniąco, żrąco, w kontakcie z wodą uwalniają szkodliwe gazy, a także stwarzają zagrożenie dla środowiska wodnego. Najpopularniejszy i najlepiej przebadany związek nieorganiczny cynku – tlenek cynku i proszek cynku metalicznego mają zharmonizowaną klasyfikację, ale nie zostały sklasyfikowane pod względem zagrożeń zdrowotnych. Najczęstszą drogą narażenia jest droga pokarmowa i oddechowa, przez skórę cynk wchłania się w niewielkim stopniu. Nie udowodniono działania rakotwórczego cynku (Pakulska i Czerczak, 2017).

Rozporządzenie CLP nie odnosi się do cynku w formie pierwiastkowej, metalicznej. Do tej pory najczęściej prowadzi się klasyfikację w oparciu o przeliczenia na formy tlenkowe lub siarczanowe. Takie podejście jest jednak uprawnione po zastosowaniu odpowiednich badań chemicznych, a nierzadko krystalograficznych. W przypadku prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi zgodnie z Rozporządzeniem OZPZ, jeśli w czasie analizy prowadzonej na podstawie § 6 Rozporządzenia OZPZ obejmującego pierwszy etap identyfikacji terenu zanieczyszczonego stwierdzona zostanie działalność mogąca być przyczyną zanieczyszczenia na danym terenie, obecnie lub w przeszłości związkami cynku, w oparciu o § 7 Rozporządzenia OZPZ sporządza się listę substancji powodujących ryzyko. Lista ta powinna zawierać dokładną specyfikację form związków cynku, z podaniem ich opisu i przyporządkowaniem numerów identyfikacyjnych, o których była mowa powyżej. W opisie należy uwzględnić podstawowe informacje toksykologiczne oraz potencjalny wpływ na środowisko gruntowo-wodne.

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

Kadm

Kadm występuje w skorupie ziemskiej, głównie w rudach siarczkowych cynku, ołowiu i miedzi.

W Rozporządzeniu CLP wymieniono jedenaście związków kadmu:

- kadm (nie samozapalny) – CAS 7440-43-9,
- kadm (samozapalny) – CAS 1306-19-0,
- tlenek kadmu – CAS 4464-23-7,
- dimrówczan kadmu – CAS 4464-23-7,
- dicyjanek kadmu – CAS 542-83-6,
- heksafluorokrzemian kadmu – CAS 17010-21-8,
- fluorek kadmu(II) – CAS 7790-79-6,
- jodek kadmu(II) – CAS 7790-80-9,
- chlorek kadmu(II) – CAS 10108-64-2,
- siarczan(VI) kadmu(II) – CAS 10124-36-4,
- siarczek kadmu(II) – CAS 1306-23-6
- związki kadmu z wyjątkiem sulfoselenku kadmu (xCdS.yCdSe), mieszanina związków siarczku kadmu z siarczkiem cynku (xCdS.yZnS), mieszanina związków siarczku kadmu z siarczkiem rtęci (xCdS.yHgS), oraz wyszczególnionych w innym miejscu Rozporządzenia CLP – brak nr CAS.

Właściwości związków kadmu podane zgodnie z klasyfikacją przedstawioną w tabeli nr 1.1 w załączniku nr 1 na podstawie Rozporządzenia CLP obejmują działanie toksyczne, kancerogenne, mutagenne, wpływ na rozrodczość, piroforyczne, stwarzające zagrożenie dla środowiska wodnego.

Związki kadmu są w różnym stopniu rozpuszczalne w wodzie; octan, chlorek, siarczan są dobrze rozpuszczalne, a tlenek, czy siarczek praktycznie nierozpuszczalne. W narażeniu środowiskowym główną drogą wchłaniania kadmu jest przewód pokarmowy. Narządy krytyczne toksycznego działania kadmu i jego związków nieorganicznych na ludzi to nerki i płuca. Kadm może być antagonistą wapnia, zaburzać wchłanianie witaminy D i wpływać na układ sercowo-naczyniowy (Jakubowski, 2012). Kadm i nieorganiczne związki kadmu według IARC są klasyfikowane jako rakotwórcze dla ludzi – grupa 1 (IARC, 1993; IARC, 2012). Kadm według IRIS US EPA jest klasyfikowany jako prawdopodobnie rakotwórczy dla ludzi (grupa B1). Rozporządzenie CLP spośród związków kadmu jako kancerogenne wymienia: kadm (nie samozapalny), tlenek kadmu(II), dicyjanek kadmu, heksafluorokrzemian kadmu, fluorek kadmu(II), jodek kadmu(II), chlorek kadmu(II), siarczan(VI) kadmu(II), siarczek kadmu(II), kadm samozapalny.

Rozporządzenie CLP nie odnosi się do kadmu w formie pierwiastkowej, metalicznej, a jedyną formą jest kadm samozapalny. W przypadku prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi zgodnie z Rozporządzeniem OZPZ, jeśli w czasie analizy prowadzonej na podstawie § 6 Rozporządzenia OZPZ obejmującego pierwszy etap identyfikacji terenu zanieczyszczonego stwierdzona zostanie działalność mogąca być przyczyną zanieczyszczenia na danym terenie, obecnie lub w przeszłości związkami kadmu, w oparciu o § 7 Rozporządzenia OZPZ sporządza się listę substancji powodujących ryzyko. Lista ta powinna zawierać dokładną specyfikację form związków kadmu, z podaniem ich opisu i przyporządkowaniem numerów identyfikacyjnych, o których była mowa powyżej. W opisie należy uwzględnić podstawowe informacje toksykologiczne oraz potencjalny wpływ na środowisko gruntowo-wodne.

Kobalt

Kobalt występuje w skorupie ziemskiej w nieznacznych ilościach, głównie w związkach z arsenem i siarką. Najważniejszymi minerałami (rudami) kobaltu są: linneit, smaltyn i kobaltyn. Towarzyszą one złożom miedzi, srebra, bizmutu i uranu. W większości związków kobalt występuje na (II) albo (III) stopniu utlenienia; stopnie utlenienia (IV) i (V) występują rzadko. Metaliczny kobalt jest nierozpuszczalny w wodzie. Kobalt jest zaliczany do mikroelementów i stanowi składnikiem witaminy B_{12}. Wchłaniane odbywa się głównie drogą oddechową i w przewodzie pokarmowym (Sapota i Daragó, 2011).

W rozporządzeniu CLP wymieniono kobalt i cztery jego związki:

- kobalt – CAS 7440-48-4,
- tlenek kobaltu(II) – CAS 1307-96-6,
- siarczek kobaltu (II) – CAS 1317-42-6,
- dichlorek kobaltu – CAS 7646-79-9,
- siarczan(VI) kobaltu – CAS 10124-43-3.

Zgodnie z klasyfikacją przedstawioną w tabeli nr 1.1 w załączniku nr 1 na podstawie Rozporządzenia CLP kobalt i jego związki działają toksycznie, uczulająco i stwarzają zagrożenie dla środowiska wodnego. Działanie rakotwórcze kobaltu dla ludzi nie zostało udowodnione. Dla dwóch związków dichlorku kobaltu oraz siarczanu(VI)kobaltu Rozporządzenie CLP podaje klasyfikację kancerogen kategorii B.

Kobalt jest jednym z niewielu metali, które w Rozporządzeniu CLP posiadają klasyfikację dla formy pierwiastkowej, metalicznej o numerze CAS 7440-48-4, wymieniony w Rozporządzeniu CLP pod numerem indeksowym 027-001-00-9. Odpowiada to dokładnie tej formie, o której mówi Rozporządzenie w sprawie oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi. Jeśli w czasie analizy prowadzonej na podstawie § 6 Rozporządzenia OZPZ obejmującej pierwszy etap identyfikacji terenu zanieczyszczonego stwierdzona zostanie działalność mogąca być przyczyną zanieczyszczenia na danym terenie, obecnie lub w przeszłości, związkami kobaltu, w oparciu o § 7 Rozporządzenia OZPZ sporządza się listę substancji powodujących ryzyko. Lista ta powinna zawierać dokładną specyfikację form związków kobaltu, z podaniem ich opisu i przyporządkowaniem numerów identyfikacyjnych, o których była mowa powyżej. W opisie należy uwzględnić podstawowe informacje toksykologiczne oraz potencjalny wpływ na środowisko gruntowo-wodne.

Miedź

Miedź jest metalem szlachetnym. Występuje w przyrodzie w postaci pierwiastka oraz w rudach, z których najczęściej spotykane minerały to: kupryt (Cu_2O), malachit ($CuCO_3 \cdot Cu(OH)_2$), azuryt ($2CuCO_3 \cdot Cu(OH)_2$, chalkopiryt ($CuFeS_2$), chalkozyn (Cu_2S) i bornit (Cu_5FeS_4). Miedź jest pierwiastkiem niezbędnym do prawidłowej czynności co najmniej trzydziestu enzymów uczestniczących w reakcjach utleniania i redukcji w organizmie. Liczne mechanizmy homeostazy zapewniają fizjologicznie niezbędne stężenie miedzi. Homeostaza miedzi obejmuje: regulację wchłaniania, transport do komórki, transport wewnątrzkomórkowy, magazynowanie, wypływ z komórki oraz wydalanie z organizmu. Dotyczy to głownie rozpuszczalnych soli miedzi pobieranych z wodą (Starek i Jakubowski, 2011).

W Rozporządzeniu CLP wymieniono trzydzieści jeden związków miedzi, w tym oprócz związków kompleksowych miedzi m.in.:

- chlorek miedzi(I) – CAS 7758-89-6,

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

- tlenek miedzi(I) – CAS 1317-39-1,
- naftenian miedzi – CAS 1338-02-9,
- siarczan(VI) miedzi(II) – CAS 7758-98-7,
- metanosulfonian miedzi(II) – CAS 54253-62-2.

Klasyfikacja przedstawiona w tabeli nr 1.1 w załączniku nr 1 na podstawie Rozporządzenia CLP obejmuje działanie toksyczne, drażniące, uczulające, żrące, kancerogenne oraz stwarzające zagrożenie dla środowiska wodnego. Działanie rakotwórcze miedzi dla ludzi nie zostało potwierdzone. Dwa kompleksowe związki miedzi, w tym jeden barwnik, zostały sklasyfikowane jako kancerogeny kategorii B.

Rozporządzenie CLP nie odnosi się do miedzi w formie pierwiastkowej, metalicznej. W przypadku prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi zgodnie z Rozporządzeniem OZPZ, jeśli w czasie analizy prowadzonej na podstawie § 6 Rozporządzenia OZPZ obejmującego pierwszy etap identyfikacji terenu zanieczyszczonego stwierdzona zostanie działalność mogąca być przyczyną zanieczyszczenia na danym terenie, obecnie lub w przeszłości związkami miedzi, w oparciu o § 7 Rozporządzenia OZPZ sporządza się listę substancji powodujących ryzyko. Lista ta powinna zawierać dokładną specyfikację form związków miedzi, z podaniem ich opisu i przyporządkowaniem numerów identyfikacyjnych, o których była mowa powyżej. W opisie należy uwzględnić podstawowe informacje toksykologiczne oraz potencjalny wpływ na środowisko gruntowo-wodne.

Molibden

Źródłem molibdenu w środowisku jest wydobywanie i przetwarzanie rud metali nieżelaznych. Molibden występuje w postaci molibdenitu (MoS_2), w granitach, czy rudach cyny. W strefach utleniania molibdenitu spotykany jest powellit ($CaMoO_4$), a w obszarach utleniania kruszców ołowiu w paragenezie z galeną i cerusytem występuje wulfenit ($PbMoO_4$). W glebach molibden najłatwiej tworzy kompleksowe związki anionowe, mobilne w warunkach odczynu obojętnego i zasadowego. W środowiskach kwaśnych jest wiązany przez wodorotlenki glinu, żelaza i manganu oraz substancję organiczną i minerały ilaste. Ogranicza to jego dostępność dla roślin, dla których jest pierwiastkiem niezbędnym dla prawidłowego rozwoju (Pasieczna, 2012).
W Rozporządzeniu CLP wymieniono dwa związki molibdenu:

- tlenek molibdenu(VI) – CAS 1313-27-5,
- wodorofosforan tlenku wanadu (IV) półhydrat, lit, cynk, molibden, domieszkowane żelazem i chlorem – brak nr CAS.

Rozporządzenie CLP nie wskazuje molibdenu w formie pierwiastkowej i nie określa szkodliwego działania dla tej formy. Zgodnie z klasyfikacją przedstawioną w tabeli nr 1.1 w załączniku nr 1 na podstawie Rozporządzenia CLP wymienione związki molibdenu działają toksycznie, drażniąco i stwarzają zagrożenie dla środowiska wodnego.

Rozporządzenie CLP nie odnosi się do molibdenu w formie pierwiastkowej, metalicznej. W przypadku prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi zgodnie z Rozporządzeniem OZPZ, jeśli w czasie analizy prowadzonej na podstawie § 6 rozporządzenia OZPZ obejmującego pierwszy etap identyfikacji terenu zanieczyszczonego stwierdzona zostanie działalność mogąca być przyczyną zanieczyszczenia na danym terenie, obecnie lub w przeszłości związkami molibdenu, w oparciu o § 7 Rozporządzenia OZPZ sporządza się listę substancji powodujących ryzyko. Lista ta powinna zawierać dokładną specyfikację form związków molibdenu, z podaniem ich opisu i przyporządkowaniem numerów identyfikacyjnych, o których była mowa powyżej. W opisie należy uwzględnić podstawowe informacje toksykologiczne oraz potencjalny wpływ na środowisko gruntowo-wodne.

Nikiel

Nikiel najczęściej występuje na (II) stopniu utlenienia. Jego główne minerały to pentlandyt ($(Ni)Fe)_9S_8$), garnieryt ($(Ni)Mg)_6(OH)_8(Si_4O_{10})4H_2O$), milleryt (β-NiS), nikielin (NiAs), ulmanit (NiSbS). Zawartość niklu w glebach zależy od jego występowania w skałach macierzystych, procesów glebotwórczych, zawartości frakcji organicznej, ilastej i wodorotlenków Fe-Mn. Jest zwykle mało mobilny (Kabata-Pendias i Szteke, 2012).

W Rozporządzeniu CLP wymieniono trzynaście związków niklu, w tym m.in.:

- nikiel – CAS 7440-02-0,
- tetrakarbonylek niklu – CAS 13463-39-3,
- tlenek niklu(II) – CAS 1313-99-1,
- tlenek niklu(IV) – CAS 12035-36-8,
- tritlenek diniklu – CAS 1314-06-3,
- siarczek niklu(II) – CAS 16812-54-7,
- disiarczek triniklu – CAS 12035-72-2,
- wodorotlenek niklu(II) – CAS 12054-48-7,
- siarczan(VI) niklu(II) – CAS 7786-81-4,
- węglan niklu(II) – CAS 3333-67-3.

Na podstawie klasyfikacji przedstawionej w tabeli nr 1.1 w załączniku nr 1 zgodnie z Rozporządzeniem CLP można wywnioskować, że nikiel i jego związki to substancje o działaniu toksycznym, uczulającym, kancerogennym, drażniącym oraz stwarzające zagrożenie dla środowiska wodnego. Nikiel metaliczny i jego stopy według IARC zostały zaklasyfikowane jako potencjalnie kancerogenne dla ludzi – grupa 2B (IARC, 1987; IARC, 1990), związki niklu jako kancerogenne dla ludzi – grupa 1 (IARC, 1987; IARC, 1990; IARC, 2012). Rozporządzenie CLP spośród związków niklu jako kancerogenne wymienia: nikiel, tlenek niklu(II), tlenek niklu(IV), tritlenek diniklu, siarczek niklu(II), disiarczek triniklu, wodorotlenek niklu(II), siarczan(VI) niklu(II), węglan niklu.

Nikiel jest kolejnym z metali, który w Rozporządzeniu CLP posiada klasyfikację dla formy pierwiastkowej, metalicznej o numerze CAS 7440-02-0, wymieniony w Rozporządzeniu CLP pod numerem indeksowym 028-002-00-7. Odpowiada to dokładnie tej formie, o której mówi Rozporządzenie w sprawie oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi. Jeśli w czasie analizy prowadzonej na podstawie § 6 Rozporządzenia OZPZ obejmującego pierwszy etap identyfikacji terenu zanieczyszczonego stwierdzona zostanie działalność mogąca być przyczyną zanieczyszczenia na danym terenie, obecnie lub w przeszłości, związkami niklu, w oparciu o § 7 Rozporządzenia OZPZ sporządza się listę substancji powodujących ryzyko. Lista ta powinna zawierać dokładną specyfikację form związków niklu, z podaniem ich opisu i przyporządkowaniem numerów identyfikacyjnych, o których była mowa powyżej. W opisie należy uwzględnić podstawowe informacje toksykologiczne oraz potencjalny wpływ na środowisko gruntowo-wodne.

Ołów

Ołów najczęściej występuje na (II) stopniu utlenienia. Jego głównym minerałem jest galena (PbS), tworzy także anglezyt ($PbSO_4$), cerusyt ($PbCO_3$), minię (Pb_3O_4), piromorfit ($Pb_3(PO_4)_3Cl$) i mimetezyt ($Pb_5(AsO_4)Cl$). Ołów jest mało mobilny w glebach, a jego udział we frakcji jonowymiennej jest najmniejszy. Występuje w formach kationowych i anionowych przechodząc do wód gruntowych. Duże nagromadzenie ołowiu obserwuje się w torfach (Kabata-Pendias

i Szteke, 2012). Ołów działa na wiele układów i narządów. U osób dorosłych narządem krytycznym są nerki oraz układ krwiotwórczy, nerwowy i sercowo-naczyniowy. Natomiast najważniejszym skutkiem zdrowotnym obserwowanym u dzieci i związanym z narażeniem środowiskowym jest wpływ na układ nerwowy, a jego miarą jest obniżenie ilorazu inteligencji. Jednym z ważniejszych skutków zdrowotnych jest szkodliwie wpływ na płód (Jakubowski, 2014). Działanie to jest bezprogowe i nie wyznaczono w związku z tym dopuszczalnego, czyli bezpiecznego dla zdrowia poziomu ołowiu we krwi dzieci. CDC w 2012 roku zaproponowało przyjęcie wartości referencyjnej na poziomie 5 µg/dL. Wartość ta została wykorzystana w niniejszej ekspertyzie, do ustalenia wielkości dopuszczalnej zawartości ołowiu w glebie z uwzględnieniem oceny ryzyka zdrowotnego, o czym będzie mowa w podrozdziale 3.2. Podobne podejście stosowano przy wyznaczaniu zawartości bezpiecznych dla terenów zdegradowanych (Wcisło i inni, 2016).

W Rozporządzeniu CLP wymieniono piętnaście związków ołowiu w tym m.in.:

- heksafluorokrzemian ołowiu(II) – CAS 25808-74-6,
- alkile ołowiu – brak nr CAS,
- azydek ołowiu(II) – CAS 13424-46-9,
- chromian(VI) ołowiu(II) – CAS 7758-97-6,
- octan ołowiu(II) – CAS 301-04-2,
- fosforan(V) ołowiu(II) – CAS 7446-27-7,
- octan wodorotlenek ołowiu(II) 1335-32-6,
- bis(metanosulfonian) ołowiu – CAS 17570-76-2,
- żółty sulfochromian ołowiu – CAS 1344-37-2,
- czerwony chromian molibdenian siarczan ołowiu – CAS 12656-85-8,
- wodoroarsenian(V) ołowiu(II) – CAS 7784-40-9,
- styfninian ołowiu(II) – CAS 15245-44-0,
- związki ołowiu z wyjątkiem wymienionych gdzie indziej w Rozporządzeniu CLP – brak nr CAS.

Właściwości związków ołowiu zgodnie z klasyfikacją przedstawioną w tabeli nr 1.1 w załączniku nr 1 na podstawie Rozporządzenia CLP obejmują działanie toksyczne, szkodliwe na rozrodczość, kancerogenne, drażniące, wybuchowe oraz stwarzające zagrożenie dla środowiska wodnego. Ołów i jego związki nieorganiczne są klasyfikowane jako prawdopodobnie rakotwórcze dla ludzi: (grupa 2A według IARC oraz grupa 2B według IRIS US EPA). Rozporządzenie CLP spośród związków ołowiu jako kancerogenne wymienia: chromian(VI) ołowiu(II) i wodoroarsenian(V) ołowiu(II).

Rozporządzenie CLP nie odnosi się do ołowiu w formie pierwiastkowej, metalicznej. Istnieje natomiast klasyfikacja związków ołowiu z wyjątkiem wymienionych gdzie indziej w Rozporządzeniu CLP. Ta grupa związków nie została opatrzona oddzielnym numerem CAS, występuje w Rozporządzeniu CLP pod numerem indeksowym 082-001-00-6. Proponuje się, aby każdorazowo w przypadku prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi zgodnie z Rozporządzeniem OZPZ przyjmować, że pod pojęciem ołów rozumie się tę grupę związków. Jeśli w czasie analizy prowadzonej na podstawie § 6 Rozporządzenia OZPZ obejmującego pierwszy etap identyfikacji terenu zanieczyszczonego stwierdzona zostanie działalność mogąca być przyczyną zanieczyszczenia na danym terenie, obecnie lub w przeszłości związkami ołowiu, w oparciu o § 7 Rozporządzenia OZPZ sporządza się listę substancji powodujących ryzyko. Lista ta powinna zawierać dokładną specyfikację form związków ołowiu, z podaniem ich opisu

i przyporządkowaniem numerów identyfikacyjnych, o których była mowa powyżej. W opisie należy uwzględnić podstawowe informacje toksykologiczne oraz potencjalny wpływ na środowisko gruntowo-wodne.

Rtęć

Rtęć występuje w przyrodzie głównie w postaci cynobru (siarczek rtęciowy, HgS) oraz jako rtęć rodzima w postaci kropel lub krystalicznego amalgamatu srebra. Największe stężenie tego pierwiastka występuje w łupkach węglowych i bitumicznych oraz w zasadowych skałach krystalicznych. Większe zawartości rtęci występują w niektórych utworach organicznych i ilastych, gdzie pierwiastek ten jest wiązany przez krzemiany warstwowe, siarczki, związki organiczne oraz tlenki i wodorotlenki żelaza. Rtęć jest uważana za jeden z najbardziej toksycznych pierwiastków w środowisku przyrodniczym nawet przy bardzo niskich stężeniach, ze względu na swoją aktywność chemiczną, biologiczną i zmienność form występowania. Szczególną rolę w środowisku glebowym odgrywają procesy metylacji rtęci (tworzenie kompleksów z grupą metylową CH_3) zachodzące w obecności substancji humusowych i z udziałem mikroorganizmów. Powstające związki są łatwo pobierane przez rośliny i bardzo toksyczne. Procesy redukcji rtęci do postaci metalicznej, odprowadzanej do atmosfery, są również ułatwiane przez bakterie (Pasieczna, 2012).
W Rozporządzeniu CLP wymieniono czternaście związków rtęci w tym:

- rtęć – CAS 7439-97-6,
- nieorganiczne związki rtęci – CAS,
- chlorek rtęci(I) – CAS 10112-91-1,
- organiczne związki rtęci – CAS,
- piorunian rtęci(II) – CAS 628-86-4,
- dicyjanek tlenek rtęci(II) – CAS 1335-31-5,
- diemetylortęć– CAS 593-74-8,
- dietylortęć – CAS 627-44-1,
- azotan(V) fenylortęci(II) – CAS 55-68-5,
- chlorek (2 wodorotlenek fenylo)rtęci(II) – CAS 100-57-2,
- zasadowy azotan fenylortęci – CAS 8003-05-2,
- chlorek (2-metoksyetylo)rtęci(II) – CAS 123-88-6,
- chlorek rtęci(II) – CAS 7487-94-7,
- octan fenylortęci(II) – CAS . 62-38-4.

Zgodnie z klasyfikacją przedstawioną w tabeli nr 1.1 w załączniku nr 1 na podstawie Rozporządzenia CLP rtęć i jej związki działają toksycznie, uczulająco, żrąco, drażniąco, rakotwórczo, szkodliwie na rozrodczość oraz stwarzają zagrożenie dla środowiska wodnego. Rtęć i jej związki nieorganiczne nie są klasyfikowane jako rakotwórcze dla ludzi: grupa 3 według IARC oraz grupa D według IRIS US EPA.

Rtęć jako metal została wymieniona i sklasyfikowana w Rozporządzeniu CLP o numerze CAS 7439-97-6, pod numerem indeksowym 080-001-00-0. Odpowiada to formie opisanej w Rozporządzeniu OZPZ. Jeśli w czasie analizy prowadzonej na podstawie § 6 Rozporządzenia OZPZ obejmującego pierwszy etap identyfikacji terenu zanieczyszczonego stwierdzona zostanie działalność mogąca być przyczyną zanieczyszczenia na danym terenie, obecnie lub w przeszłości, związkami rtęci, w oparciu o § 7 Rozporządzenia OZPZ sporządza się listę substancji powodujących ryzyko. Lista ta powinna zawierać dokładną specyfikację form związków rtęci, z podaniem ich opisu i przyporządkowaniem numerów identyfikacyjnych, o których była

mowa powyżej. W opisie należy uwzględnić podstawowe informacje toksykologiczne oraz potencjalny wpływ na środowisko gruntowo-wodne.

Zanieczyszczenia nieorganiczne

Grupa II w Rozporządzeniu w sprawie oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi to zanieczyszczenia nieorganiczne. Zaliczono do tej grupy cyjanki wolne i cyjanki kompleksowe. Nawiązując do nomenklatury chemicznej związki zawierające grupę funkcyjną CN nazywamy cyjankami. Jako cyjanki wolne określa się cyjanowodór HCN oraz jon cyjankowy CN^-. Cyjanki kompleksowe organiczne, zwane nitrylami, to związki, w których połączenie grupy funkcyjnej CN następuje wiązaniem kowalencyjnym z atomem węgla C. Cyjanki kompleksowe nieorganiczne to związki, w których grupa cyjankowa w postaci anionu CN^- łączy się z metalami. Jest to grupa związków cechująca się bardzo dobrą rozpuszczalnością w wodzie. Główną drogę narażenia stanowi układ oddechowy oraz wchłanianie przez skórę. Narządami krytycznymi są skóra i błony śluzowe oraz układ nerwowy i krążenia. Szczególną uwagę zwraca trwałe, lecz odwracalne połączenie z żelazem zawartym w hemoglobinie świadczące o zatruciu cyjankami (Skowroń i Konieczko, 2017).

Spośród substancji wymienionych w tabeli nr 3.1. Rozporządzenia CLP w tabeli nr 1.1 załącznika nr 1 niniejszego opracowania uwzględniono cyjanki wolne oraz nieorganiczne cyjanki kompleksowe połączone z metalami. Rozporządzenie CLP wymienia w sumie dziesięć takich związków. Z grupy cyjanków wolnych jest to kwas cyjanowodorowy o numerze CAS 74-90-8.

Natomiast spośród cyjanków kompleksowych są to:

- sole cyjanku wodoru – brak nr CAS,
- cyjanian sodu – CAS 917-61-3,
- cyjanek wapnia – CAS 592-01-8,
- dicyjanek kadmu – CAS 542-83-6,
- dicyjanek tlenek rtęci(II) – CAS 1335-31-5,
- cyjanian potasu – CAS 590-28-3,
- tiocyjanian talu –CAS 3535-84-0,
- sole metaliczne kwasu tiocyjanianowego – brak nr CAS.

Zgodnie z klasyfikacją przedstawioną w tabeli nr 1.1 w załączniku nr 1 na podstawie Rozporządzenia CLP cyjanki wolne są toksyczne, łatwopalne w stanie ciekłym i stwarzają zagrożenie dla środowiska wodnego. Cyjanki kompleksowe wykazują działanie toksyczne, kancerogenne, wybuchowe oraz stwarzające zagrożenie dla środowiska wodnego. Cyjanki to grupa związków silnie toksyczna.

Cyjankom wolnym w Rozporządzeniu CLP przypisano dwie substancje o numerach CAS 74-90-8, występujące pod numerami indeksowymi 006-006-00-X oraz 006-006-01-7, obydwie formy odpowiadają pierwszej substancji z tej grupy podanej w Rozporządzeniu OZPZ. W Rozporządzeniu CLP wskazano wiele związków należących do cyjanków związanych, których właściwości są odmienne. Wobec tego, jeśli w czasie analizy prowadzonej na podstawie § 6 Rozporządzenia OZPZ obejmującego pierwszy etap identyfikacji terenu zanieczyszczonego stwierdzona zostanie działalność mogąca być przyczyną zanieczyszczenia na danym terenie, obecnie lub w przeszłości, cyjankami – związkami kompleksowymi, to wówczas w oparciu o § 7 Rozporządzenia OZPZ powinna być sporządzona lista konkretnych cyjanków – substancji powodujących ryzyko. Lista ta powinna zawierać dokładną specyfikację cyjanków kompleksowych, z podaniem ich opisu i przyporządkowaniem numerów identyfikacyjnych,

o których była mowa powyżej. W opisie należy uwzględnić podstawowe informacje toksykologiczne oraz potencjalny wpływ na środowisko gruntowo-wodne.

Węglowodory

Grupa III w Rozporządzeniu w sprawie oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi to węglowodory, które zostały podzielone na grupy: III.A. Benzyny i oleje, III.B węglowodory aromatyczne oraz III.C wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne.

Jak wspomniano już w pierwszym opracowaniu (4/GDOŚ/2017) z punktu widzenia oceny ryzyka podział węglowodorów z grupy III.A. benzyny i oleje na sumę węglowodorów C6-C12 (składników frakcji benzyn) oraz sumę węglowodorów C12-C35 (składników frakcji olejów) nie jest przydatny podczas określenia znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska, a w konsekwencji sposobu remediacji. Wynika to z faktu, że właściwości fizykochemiczne (np. rozpuszczalność, stała Henry'ego) i/lub właściwości toksykologiczne (RfC lub RfD) nie są jednakowe dla wszystkich TPH. Zatem do oceny ryzyka bardzo istotne jest, aby analizować związki ropopochodne w grupach o określonych jednoznacznie właściwościach toksykologicznych.

W zależności od ECN wyróżnia się cztery frakcje TPH. Frakcje te są dzielone następnie na podfrakcje w zależności od właściwości fizyko-chemicznych (każda frakcja posiada dobrze opisane właściwości fizykochemiczne) i toksykologicznych (węglowodory każdej frakcji zarówno alifatyczne, jak i aromatyczne są określone odrębnymi wartościami RfC lub RfD) (CCME, 2008).

Według nomenklatury chemicznej całkowita zawartość węglowodorów (pochodzących z ropy naftowej dzieli się na frakcje: alifatyczną (węglowodorów łańcuchowych) oraz aromatyczną (węglowodorów pierścieniowych). Te dwie grupy węglowodorów dzielone są dalej na kolejne grupy (podgrupy) ze względu na zawartość atomów węgla C w cząsteczce.

Biorąc pod uwagę fakt, że informacje toksykologiczne nie są podawane dla TPH jako całej grupy a specyficznych podgrup warto wziąć to pod uwagę przy ocenie ryzyka opierającej się na właściwościach toksykologicznych (RfC lub RfD), a także fizykochemicznych (np. rozpuszczalność, stała Henry'ego) poszczególnych substancji.

Frakcja 1 obejmuje węglowodory C6-C10 (ilość atomów węgla w cząsteczce od 6 do 10):

- Podfrakcja 1. Węglowodory aromatyczne C>7-C8, C>8-C10,
- Podfrakcja 2. Węglowodory alifatyczne C6-C8, C>8-C10.

Zaleca się, aby dwie podfrakcje frakcji 1 były analizowane oddzielnie w mieszaninach węglowodorów ropopochodnych. Węglowodory BTEX powinny być oznaczane jakościowo i ilościowo odrębnie od węglowodorów aromatycznych w tej frakcji.

Frakcja 2 obejmuje węglowodory od C>10 do C16. Składa się ona z dwóch podfrakcji:

- Podfrakcja 1. Węglowodory aromatyczne C>10-C12, C>12-C16,
- Podfrakcja 2. Węglowodory alifatyczne C>10-C12, C>12-C16.

Frakcja 3 obejmuje węglowodory od C>16 do C34, podzielone na dwie podfrakcje:

- Podfrakcja 1. Węglowodory aromatyczne C>16-C21, C>21-C34,
- Podfrakcja 2. Węglowodory alifatyczne C>16-C21, C>21-C34.

Frakcja 4 obejmuje węglowodory od C>34 do C50, podzielone na podfrakcje:

- Podfrakcja 1. Węglowodory aromatyczne C>34,
- Podfrakcja 2. Węglowodory alifatyczne C>34.

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

Frakcja 4 jest reprezentowana przez produkty naftowe i ropę naftową (nierafinowaną). W grupie tej właściwości fizyko-chemiczne są wprawdzie słabiej opisane niż dla pozostałych frakcji, jednak z uwagi na fakt, że substancje w tej frakcji nie są lotne oczekuje się, że będą one minimalnie migrowały w środowisku.

Inny podział węglowodorów, z punktu widzenia przeprowadzania remediacji pod kątem występowania zagrożenia dla zdrowia ludzi i stanu środowiska spowodowanego obecnością węglowodorów ropopochodnych, wyróżnia trzy frakcje węglowodorów (EPD, 2007):

- C6-C8 (ilość atomów węgla w cząsteczce od 6 do 8),
- C9-C16 (ilość atomów węgla w cząsteczce od 9 do 16),
- C17-C35 (ilość atomów węgla w cząsteczce od 17 do 35).

Dla celu niniejszego opracowania istotne jest, że węglowodory ropopochodne powinny być klasyfikowane w grupach o podobnych właściwościach toksykologicznych i fizykochemicznych. Zatem wskazane jest rozdzielenie grupy III.A. „Benzyny i oleje" na dwie grupy odpowiadające frakcji aromatycznej i alifatycznej, a w ich obrębie na podgrupy wynikające z liczby węgli w cząsteczce, co wynika z charakterystycznych właściwości toksykologicznych wzmiankowanych grup węglowodorów ropopochodnych.

Zgodnie z metodologią US EPA należy najpierw rozdzielić frakcje węglowodorów alifatycznych od aromatycznych, a następnie oznaczać frakcje zawierające odpowiednią liczbę węgli:

- frakcja aromatyczna
  - C6-C9 – benzen, toluen, etylobenzen, ksyleny;
  - C>9-C16 – izopropylobenzen, naftalen;
  - C>16-C35 – fluoren, fluoranten, benzo(a) piren;
- frakcja alifatyczna
  - C5-C8 – n heksan;
  - C>8-C16 – JP-5, JP-7, JP-8, kerozyna, odaromatyzowany uwodorniony destylat ropy naftowej;
  - C>16-C35 – oleje mineralne.

Podane dla każdej frakcji związki odpowiadają wzorcom koniecznym do stosowania w celu oznaczenia odpowiedniej frakcji (ATSDR, 1999).

Z punktu widzenia zastosowania produktów naftowych wyróżniamy: gaz płynny, paliwa silnikowe (benzyny, oleje napędowe, paliwa odrzutowe, nafty), oleje opałowe (ciężkie i lekkie w zależności od zawartości siarki), stałe węglowodory naftowe (parafiny, cerezyny, wazeliny), asfalty drogowe i przemysłowe, surowce węglowodorowe do syntez organicznych. Paliwa silnikowe (benzyny, nafty, oleje) ze względu na sposób wykorzystania dzieli się na samochodowe, lotnicze, traktorowe, napędowe, motorowe, opałowe.

Biorąc powyższe pod uwagę do typowych zanieczyszczeń powierzchni ziemi i wód gruntowych, niewynikających z konkretnego rodzaju przemysłu (produkcja konkretnych wyrobów naftowych również niewymienionych) i związanych z nią poważnych awarii oraz wypadków transportowych (np. podczas przewożenia dowolnego produktu również niewymienionych wyżej), podczas których może dojść do zanieczyszczenia dowolnym związkiem chemicznym, będą należały zanieczyszczenia związane z przeszłą oraz teraźniejszą działalnością: stacji benzynowych, dróg transportu samochodowego, kolejowego, oraz lotnisk, a także baz wojskowych i poligonów. Jako historyczne zanieczyszczenia należy również traktować zawartość tetraetyloołowiu w środowisku, który powszechnie był obecny w benzynach samochodowych do ok. 1986 r. kiedy to zaczęto wycofywać etylinę z użycia zastępując ją tzw. benzyną bezołowiową.

Podejście opisane powyżej, zostało zaprezentowane w Rozporządzeniu CLP, w którym w tabeli nr 3.1 wymienionych zostało kilkadziesiąt rodzajów węglowodorów ropopochodnych z podaniem zarówno budowy chemicznej (ilość atomów węgla i rodzaj węglowodoru - alifatyczny czy aromatyczny) oraz wykorzystania produktu naftowego (wskazanie terenów, gdzie potencjalnie mogło dojść do zanieczyszczenia konkretnymi związkami ropopochodnymi) wraz ze zwrotami H wskazującymi rodzaj zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska. Taka obszerna systematyka węglowodorów zastosowana w Rozporządzeniu CLP pozwala na identyfikację, którą konkretnie substancję należy oznaczyć jakościowo i ilościowo w próbkach gleby, ziemi czy wód gruntowych.

W tabeli nr 1.1 w załączniku nr 1 niniejszego opracowania przedstawiono jedynie kilka przykładów związków z grupy benzyn i olejów, bazując na przytoczonym we wcześniejszym opracowaniu podziale frakcji alifatycznej na C5-C8 – n-heksan; C>8-C16 - JP-5, JP-7, JP-8, kerozyna, odaromatyzowany uwodorniony destylat ropy naftowej; C>16-C35 – oleje mineralne oraz na najbardziej typowych formach zanieczyszczenia występujących glebie lub ziemi opisanych powyżej. Co więcej, węglowodory ropopochodne opisywane są kodami zwrotów takimi jak: H350 (może powodować raka), H351 (podejrzewa się, że może powodować raka), H340 (może powodować wady genetyczne), H304 (połknięcie i dostanie się przez drogi oddechowe może grozić śmiercią) oraz H220 (skrajnie łatwopalna ciecz) co wskazuje, że zagrożenia powodowane przez węglowodory ropopochodne należą do najgroźniejszych. Identyfikacja odpowiednich substancji, a następnie oznaczenie ich ilości stają się zatem kluczowe.

Odnosi się to zarówno do analizy prowadzonej na podstawie § 6 Rozporządzenia OZPZ obejmującej pierwszy etap identyfikacji terenu zanieczyszczonego i stwierdzenia działalności mogącej być przyczyną zanieczyszczenia na danym terenie, obecnie lub w przeszłości, jak i do sporządzania listy odpowiednich substancji powodujących ryzyko na mocy § 7 Rozporządzenia OZPZ. Lista ta powinna zawierać dokładną specyfikację węglowodorów, z podaniem ich opisu i przyporządkowaniem numerów identyfikacyjnych, o których była mowa powyżej. W opisie należy uwzględnić podstawowe informacje toksykologiczne oraz potencjalny wpływ na środowisko gruntowo-wodne. Suma węglowodorów jako składników frakcji benzyn(C6-C12) oraz suma węglowodorów jako składników frakcji olejów (C12-C35) stanowią bardzo obszerne grupy związków. Z tego powodu określanie ich właściwości, w tym kancerogenności musi dotyczyć konkretnego związku lub grupy związków. IARC jako związki prawdopodobnie kancerogenne (grupa 2A) wymienia spalanie biomasy (głównie drewna) wewnątrz pomieszczeń w celach grzewczych (IARC, 2010), jako możliwie kancerogenne dla ludzi (grupa 2B) morski olej napędowy i produkty resztkowe ciężkiego oleju opałowego (IARC, 1989).

Grupa III.B nazwana w Rozporządzeniu OZPZ jako węglowodory aromatyczne obejmuje benzen, etylobenzen, toluen, ksyleny (orto-, meta-, para-ksyleny) oraz styren. Jest to grupa tzw. jednopierścieniowych związków aromatycznych, zwana zazwyczaj BTEX. Frakcja aromatyczna C6-C9 węglowodorów, o której mowa powyżej odpowiada tej grupie związków. Wszystkie wymienione w tej grupie substancje na liście w załączniku nr 1 do Rozporządzenia OZPZ zostały wyszczególnione także na liście w Rozporządzeniu CLP. Nie ma więc żadnych wątpliwości, co do identyfikacji substancji, czy jej właściwości. Patrząc na zestawienie tych związków w tabeli nr 1.1. w załączniku nr 1 do niniejszego opracowania można zaobserwować, że ta grupa związków nie wykazuje zagrożenia dla środowiska (na podstawie braku kodów zwrotu rozpoczynających się cyfrą „4" w tabeli nr 3.1 Rozporządzenia CLP). Skutki zdrowotne tej grupy związków odnoszą się głównie do działania na ośrodkowy układ nerwowy, układ krwiotwórczy, wątrobę i nerki, a zasadnicza drogą wchłaniania jest układ oddechowy (Klaassen i Watkins, 2010).

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

W Rozporządzeniu CLP tylko benzen jest sklasyfikowany jako rakotwórczy dla ludzi – kancerogen kategorii 1A. Benzen jest klasyfikowany jako rakotwórczy dla ludzi także według IARC (grupa 1) (IARC 1982; IARC, 1987; IARC, 2012a; IARC, 2018a), jak również według IRIS US EPA (grupa A) (IARC, 2000). Z pozostałych związków z tej grupy etylobenzen jest klasyfikowany przez IARC jako możliwie kancerogenny dla ludzi (grupa 2B). Według bazy IRIS US EPA nie jest on klasyfikowany jako kancerogenny dla ludzi (grupa D), przy czym ostatnia weryfikacja kancerogenności tego związku przez US EPA miała miejsce w 1988 roku. Toluen i ksyleny nie są klasyfikowane przez IARC jako kancerogenne dla ludzi (grupa 3) (IARC 1989a; IARC, 1999). Według bazy IRIS US EPA nie ma wystarczających informacji do określenie potencjału kancerogennego dla tych związków (US EPA, 2005; US EPA, 1999). Rozporządzenie CLP nie klasyfikuje tego związku jako kancerogennego dla ludzi. Styren jest klasyfikowany przez IARC jako prawdopodobnie kancerogenny dla ludzi (grupa 2A) (IARC, 1994; IARC 2002). Kancerogenność styrenu nie była określana w ramach programu IRIS US EPA.

Grupa III.C w Rozporządzeniu OZPZ obejmuje wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne zawierające od 10 (naftalen) do 22 węgli (benzo[ghi]perylen i indeno[1,2,3-c,d]piren). Zgodnie z metodyką US EPA przytoczoną we wcześniejszym opracowaniu (4/GDOŚ/2017) węglowodory z grupy III.C. należą do dwóch grup tj. frakcji aromatycznej C>9-C16 oraz frakcji aromatycznej C>16-35. Zestawienie tych WWA na podstawie tabeli nr 3.1. z Rozporządzenia CLP przedstawiono w tabeli nr 1.1 załącznika nr 1, przy czym związki: antracen (CAS 120-12-7), benzo[ghi]perylen (CAS 191-24-2) i indeno[1,2,3-c,d]piren (CAS 193-39-5) nie występują w Rozporządzeniu CLP.

Występowanie WWA w środowisku, w tym w glebach jest powszechne i wiąże się ze spalaniem materii organicznej przy niecałkowitym dostępie tlenu, a największym ich źródłem są wszelkie procesy antropogeniczne. Właściwości związków z grupy WWA podane w Rozporządzeniu CLP (tabela nr 1.1 załącznika nr 1) obejmują działanie kancerogenne, toksyczne, mutagenne oraz stwarzające zagrożenie dla środowiska wodnego. Jest to bardzo dobrze poznana i udokumentowana grupa związków ze względu na swoje działanie kancerogenne, mutagenne oraz mechanizmy powstawania uszkodzeń w DNA, a także działanie toksyczne, w tym obejmujące skutki dla środowiska. Poniżej podano klasyfikację kancerogenności wszystkich WWA wymienionych na liście w załączniku nr 1 w Rozporządzeniu OZPZ według IARC i IRIS US EPA:

- Naftalen jest klasyfikowany przez IARC jako możliwie kancerogenny dla ludzi (grupa 2B) (IARC, 2002). Według IRIS US EPA naftalen jest klasyfikowany jako możliwie kancerogenny dla ludzi (grupa C). Rozporządzenie CLP klasyfikuje ten związek jako kancerogenny dla ludzi.
- Antracen nie jest klasyfikowany przez IARC jako kancerogenny dla ludzi (grupa 3) (IARC, 1987; IARC, 2010a), podobnie jak przez IRIS US EPA (grupa D). Antracen nie jest uwzględniony w załączniku do Rozporządzenia CLP.
- Chryzen jest klasyfikowany przez IARC jako możliwie kancerogenny dla ludzi (grupa 2B) (IARC, 2010a). Według IRIS US EPA chryzen jest klasyfikowany jako prawdopodobnie kancerogenny dla ludzi (grupa B2). Rozporządzenie CLP klasyfikuje ten związek jako kancerogenny dla ludzi.
- Benzo(a)antracen jest klasyfikowany przez IARC jako możliwie kancerogenny dla ludzi (grupa 2B) (IARC 1987; IARC, 2010a). Według IRIS US EPA benzo(a)antracen jest klasyfikowany jako prawdopodobnie kancerogenny dla ludzi (grupa B2). Rozporządzenie CLP klasyfikuje ten związek jako kancerogenny dla ludzi.

- Dibenzo(a,h)antracen jest klasyfikowany przez IARC jako prawdopodobnie kancerogenny dla ludzi (grupa 2A) (IARC 1987; IARC, 2010a). Według IRIS US EPA dibenzo(a,h)antracen jest klasyfikowany jako prawdopodobnie kancerogenny dla ludzi (grupa B2). Rozporządzenie CLP klasyfikuje ten związek jako kancerogenny dla ludzi.
- Benzo(a)piren jest klasyfikowany przez IARC jako kancerogenny dla ludzi (grupa 1) (IARC 1987; IARC, 2010a, IARC, 2012a). Według IRIS US EPA benzo(a)piren jest klasyfikowany jako prawdopodobnie kancerogenny dla ludzi (grupa B2). Rozporządzenie CLP klasyfikuje ten związek jako kancerogenny dla ludzi.
- Benzo(b)fluoranten jest klasyfikowany przez IARC jako prawdopodobnie kancerogenny dla ludzi (grupa 2A) (IARC, 2010a). Według IRIS US EPA benzo(b)fluoranten jest klasyfikowany jako prawdopodobnie kancerogenny dla ludzi (grupa B2). Rozporządzenie CLP klasyfikuje ten związek jako kancerogenny dla ludzi.
- Benzo(k)fluoranten jest klasyfikowany przez IARC jako prawdopodobnie kancerogenny dla ludzi (grupa 2A) (IARC, 2010a). Według IRIS US EPA benzo(k)fluoranten jest klasyfikowany jako prawdopodobnie kancerogenny dla ludzi (grupa B2). Rozporządzenie CLP klasyfikuje ten związek jako kancerogenny dla ludzi.
- Benzo(ghi)perylen nie jest klasyfikowany przez IARC jako kancerogenny dla ludzi (grupa 3) (IARC 1987; IARC, 2010a). Według IRIS US EPA benzo(ghi)perylen również jest klasyfikowany jako kancerogenny dla ludzi (grupa D). Benzo(ghi)perylen nie jest uwzględniony w załączniku do Rozporządzenia CLP.
- Indeno(1,2,3-c,d)piren jest klasyfikowany przez IARC jako prawdopodobnie kancerogenny dla ludzi (grupa 2A) (IARC 1987; IARC, 2010a). Według IRIS US EPA indeno(1,2,3-c,d)piren jest klasyfikowany jako prawdopodobnie kancerogenny dla ludzi (grupa B2). Indeno(1,2,3-c,d)piren nie jest uwzględniony w załączniku do Rozporządzenia CLP.

Węglowodory chlorowane

Grupa IV. w Rozporządzeniu OZPZ to węglowodory chlorowane, które obejmuje osiem związków lub grup związków. Jako pierwszą grupę związków wymieniono węglowodory alifatyczne chlorowane obejmujące dichlorometan, trichlorometan, tetrachlorometan, chloroetan, 1,2-dichloroetan, 1,1,2-trichloroetan, 1,1,2,2-tetrachloroetan. Z zestawienia tych związków przedstawionego w tabeli nr 1.1 załącznika nr 1 do niniejszego opracowania wynika, że substancje w wskazane Rozporządzeniu OZPZ są jednoznacznie określone zgodnie z Rozporządzeniem CLP. Charakteryzują się właściwościami kancerogennymi, toksycznymi, a niektóre są łatwopalne, czy stwarzają zagrożenie dla środowiska wodnego. Skutki zdrowotne tej grupy związków odnoszą się głównie do działania na ośrodkowy układ nerwowy, układ krwiotwórczy, wątrobę i nerki, a zasadnicza drogą wchłaniania jest układ oddechowy (Klaassen i Watkins, 2010). W zestawieniu poniżej podano klasyfikację kancerogenności wszystkich chlorowanych węglowodorów alifatycznych wymienionych na liście w załączniku nr 1 do Rozporządzenia OZPZ według IARC i IRIS US EPA:

- Dichlorometan jest klasyfikowany przez IARC jako prawdopodobnie kancerogenny dla ludzi (grupa 2A) (IARC, 1987; IARC, 1999; IARC, 2017). Według IRIS US EPA dichlorometan prawdopodobnie jest rakotwórczy dla ludzi (US EPA, 2005). Rozporządzenie CLP klasyfikuje ten związek jako kancerogenny dla ludzi.
- Trichlorometan jest klasyfikowany przez IARC jako możliwie kancerogenny dla ludzi (grupa 2B) (IARC, 1987; IARC, 1999a). Według IRIS US EPA trichlorometan jest

prawdopodobnie rakotwórczy dla ludzi (grupa B2). Rozporządzenie CLP klasyfikuje ten związek jako kancerogenny dla ludzi.

- Tetrachlorometan jest klasyfikowany przez IARC jako możliwie kancerogenny dla ludzi (grupa 2B) (IARC, 1979; IARC, 1987; IARC, 1999). Według IRIS US US EPA tetrachlorometan jest prawdopodobnie rakotwórczy dla ludzi (US EPA, 2005). Rozporządzenie CLP klasyfikuje ten związek jako kancerogenny dla ludzi.
- Chloroetan nie jest klasyfikowany przez IARC jako kancerogenny dla ludzi (grupa 3) (IARC 1991, IARC, 1999). Kancerogenność chloroetanu nie była określana w ramach programu IRIS US EPA. Rozporządzenie CLP klasyfikuje ten związek jako kancerogenny dla ludzi.
- 1,2-dichloroetan jest klasyfikowany przez IARC jako możliwie kancerogenny dla ludzi (grupa 2B) (IARC, 1979; IARC, 1987; IARC, 1999). Według IRIS US EPA 1,2-dichloroetan jest prawdopodobnie rakotwórczy dla ludzi (grupa B2). Rozporządzenie CLP klasyfikuje ten związek jako kancerogenny dla ludzi.
- 1,1,2-trichloroetan nie jest klasyfikowany przez IARC jako kancerogenny dla ludzi (grupa 3) (IARC, 1991; IARC, 1999). Według IRIS US EPA 1,1,2-trichloroetan jest możliwie kancerogenny dla ludzi (grupa C). Rozporządzenie CLP klasyfikuje ten związek jako kancerogenny dla ludzi.
- 1,1,2,2-tetrachloroetan jest klasyfikowany przez IARC jako prawdopodobnie kancerogenny dla ludzi (grupa 2B) (IARC 1979; IARC, 1987; IARC, 1999, IARC, 2014). Według IRIS US EPA 1,1,2,2-tetrachloroetan jest prawdopodobnie kancerogenny dla ludzi (US EPA, 2005). Rozporządzenie CLP nie klasyfikuje tego związku jako kancerogennego dla ludzi.

Do węglowodorów chlorowanych alifatycznych zalicza się także niewymienione na liście w rozporządzeniu:

- 1,1-dichloroeten o numerze CAS 75-35-4, wymieniony w Rozporządzeniu CLP pod numerem indeksowym 602-025-00-8,
- 1,2-dichloroeten wymieniony w Rozporządzeniu CLP pod numerem indeksowym 602-026-00-3, występujący w trzech różnych w postaci ogólnej i izomerów związku:
  - 1,2-dichloroeten o numerze CAS 540-59-0,
  - cis-1,2-dichloroeten o numerze CAS 156-59-2,
  - trans- 1,2-dichloroeten o numerze CAS 156-60-5,
- trichloroeten o numerze CAS 79-01-6, wymieniony w Rozporządzeniu CLP pod numerem indeksowym 602-027-00-9,
- tetrachloroeten o numerze CAS 127-18-4, wymieniony w Rozporządzeniu CLP pod numerem indeksowym 602-028-00-4.

Przytoczone w tabeli nr 1.1 załącznika nr 1 do niniejszego opracowania na podstawie Rozporządzenia CLP zagrożenia dla tych substancji obejmują właściwości kancerogenne, toksyczne, mutagenne oraz stwarzające zagrożenie dla środowiska wodnego. Poniży wykaz obejmuje klasyfikację kancerogenności chlorowanych węglowodorów alifatycznych niewymienionych na liście w załączniku nr 1 w Rozporządzeniu OZPZ według IARC i IRIS US EPA:

- 1,1-dichloroeten (chlorek winylidenu) jest klasyfikowany przez IARC jako prawdopodobnie kancerogenny dla ludzi (grupa 2B) (IARC, 1986; IARC, 1987; IARC, 1999; IARC, 2019). Według IRIS US EPA 1,1-dichloroeten jest prawdopodobnie kancerogenny dla ludzi (grupa C). Rozporządzenie CLP klasyfikuje ten związek jako kancerogenny dla ludzi.

- 1,2-dichloroeten nie został uwzględniony przez IARC. Według IRIS US EPA dla 1,2-dichloroetenu nie ma wystarczających informacji do określenia jego kancerogenności (US EPA, 2005). Rozporządzenie CLP nie klasyfikuje tego związku jako kancerogennego dla ludzi.
- Trichloroeten jest klasyfikowany przez IARC jako kancerogenny dla ludzi (grupa 1) (IARC, 1987; IARC, 1995, IARC, 2014). Według IRIS US EPA trichloroeten jest kancerogenny dla ludzi (grupa A). Rozporządzenie CLP klasyfikuje ten związek jako kancerogenny dla ludzi.
- Tetrachloroeten jest klasyfikowany przez IARC jako prawdopodobnie kancerogenny dla ludzi (grupa 2A) (IARC, 1987; IARC, 1995, IARC, 2014). Według IRIS US EPA tetrachloroeten jest prawdopodobnie kancerogenny dla ludzi (US EPA, 2005). Rozporządzenie CLP klasyfikuje ten związek jako kancerogenny dla ludzi.

Grupa chlorobenzenów pojedynczych objejmuje monochlorobenzen, dichlorobenzeny, trichlorobenzeny, tetrachlorobenzeny, pentachlorobenzen i heksachlorobenzen, przy czym tetrachlorobenzeny nie zostały wymienione w Rozporządzeniu CLP. Rozporządzenie w sprawie oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi nie zawsze odnosi się do konkretnych związków chemicznych wyspecyfikowanych w Rozporządzeniu CLP, co zestawia tabela nr 1.1 załącznika nr 1 do opracowania. Odnosi się to zwłaszcza do dichlorobenzenów, które zostały wymienione w trzech różnych pozycjach Rozporządzenia CLP:

- 1,2-dichlorobenzen o numerze CAS 95-50-1, wymieniony w Rozporządzeniu CLP pod numerem indeksowym 602-034-00-7,
- 1,3-dichlorobenzen o numerze CAS 541-73-1, wymieniony w Rozporządzeniu CLP pod numerem indeksowym 602-067-00-7,
- 1,4-dichlorobenzen o numerze CAS 106-46-7, wymieniony w Rozporządzeniu CLP pod numerem indeksowym 602-035-00-2.

Rozporządzenie CLP odnosi się do jednego z trichlorobenzenów, 1,2,4-trichlorobenzenu o numerze CAS 120-82-1 i numerze indeksowym 602-087-00-6.

Z porównania właściwości chlorobenzenów wynikających z przypisanych im klas, kategorii i kodów zagrożeń cechują się one odmienną szkodliwością nawet w obrębie dichlorobenzenów. Są wśród nich związki o działaniu toksycznym, drażniącym, rakotwórczym, łatwopalnym oraz stwarzające zagrożenie dla środowiska wodnego.

Dla chlorobenzenów wymienionych w Rozporządzeniu CLP przygotowano porównanie klasyfikacji kancerogenności według IARC i IRIS US EPA:

- Monochlorobenzen nie jest zdefiniowany w bazie IARC. Według IRIS US EPA monochlorobenzen nie jest klasyfikowany jako kancerogenny dla ludzi (US EPA, 1986). Rozporządzenie CLP nie klasyfikuje tego związku jako kancerogennego dla ludzi.
- 1,2-dichlorobenzen (o-dichlorobenzen) nie jest klasyfikowany przez IARC jako kancerogenny dla ludzi (grupa 3) (IARC, 1987; IARC, 1999a). Według IRIS US EPA 1,2-dichlorobenzen nie jest klasyfikowany jako kancerogenny dla ludzi (US EPA, 1986). Rozporządzenie CLP nie klasyfikuje tego związku jako kancerogennego dla ludzi.
- 1,3-dichlorobenzen (m-dichlorobenzen) nie jest klasyfikowany przez IARC jako kancerogenny dla ludzi (grupa 3) (IARC, 1999a). Według IRIS US EPA 1,3-dichlorobenzen nie jest klasyfikowany jako kancerogenny dla ludzi (grupa D). Rozporządzenie CLP nie klasyfikuje tego związku jako kancerogennego dla ludzi.

- 1,4-dichlorobenzen (p-dichlorobenzen) jest klasyfikowany przez IARC jako możliwie kancerogenny dla ludzi (grupa 2B) (IARC, 1987; IARC, 1999a). Kancerogenność tego związku nie była określana w ramach programu IRIS US EPA. Rozporządzenie CLP klasyfikuje ten związek jako kancerogenny dla ludzi.
- 1,2,4-trichlorobenzen nie jest zdefiniowany w bazie IARC. Według IRIS US EPA 1,2,4-trichlorobenzen nie jest klasyfikowany jako kancerogenny dla ludzi (grupa D). Rozporządzenie CLP nie klasyfikuje tego związku jako kancerogennego dla ludzi.
- 1,2,4,5-tetrachlorobenzen nie jest zdefiniowany w bazie IARC. Kancerogenność 1,2,4,5-tetrachlorobenzenu nie była określana w ramach programu IRIS US EPA. Związek ten nie został uwzględniony w Rozporządzeniu CLP.
- Pentachlorobenzen nie jest zdefiniowany w bazie IARC. Według IRIS US EPA pentachlorobenzen nie jest klasyfikowany jako kancerogenny dla ludzi (grupa D). Rozporządzenie CLP nie klasyfikuje tego związku jako kancerogennego dla ludzi.
- Heksachlorobenzen jest klasyfikowany przez IARC jako możliwie kancerogenny dla ludzi (grupa 2B) (IARC, 1987; IARC, 2001). Według IRIS US EPA heksachlorobenzen jest prawdopodobnie kancerogenny dla ludzi (grupa B2). Rozporządzenie CLP klasyfikuje ten związek jako kancerogenny dla ludzi.

W grupie chlorofenoli pojedynczych uwzględniono sumę monochlorofenoli, sumę dichlorofenoli, sumę trichlorofenoli, sumę tetrachlorofenoli oraz pentachlorofenol. Rozporządzenie CLP precyzyjnie określa związki chemiczne, które podlegają klasyfikacji z uwagi na powodowane przez nie zagrożenia. Odpowiednie substancje przytoczono w tabeli nr 1.1 załącznika nr 1 niniejszego opracowania. Na uwagę zasługują szczególnie monochlorofenole i trichlorofenole, gdyż reprezentują więcej niż jedną substancję:

- monochlorofenole wymienione w Rozporządzeniu CLP pod numerem indeksowym 604-008-00-0:
  - 2-chlorofenol (o-chlorofenol) o numerze CAS 95-57-8,
  - 4-chlorofenol (p-chlorofenol) o numerze CAS 106-48-9,
  - 3-chlorofenol (m-chlorofenol) o numerze CAS 108-43-0,
  - chlorofenol o numerze CAS 25167-80-0;
- trichlorofenole:
  - 2,4,5-trichlorofenol o numerze CAS 95-95-4 i numerze indeksowym 604-017-00-X,
  - 2,4,6-trichlorofenol o numerze CAS 88-06-2 i numerze indeksowym 604-018-00-5.

Właściwości chlorofenoli określone poprzez klasy, kategorie i kody zagrożeń wskazują na działanie toksyczne, drażniące, rakotwórcze oraz stwarzające zagrożenie dla środowiska wodnego.

2-chlorofenol; 2,4-dichlorfenol; 2,4,5-trichlorofenol; 2,3,4,6-tetrachlorofenol nie są zdefiniowane w bazie IARC. Kancerogenność tego związku nie była określana w ramach programu IRIS US EPA. Rozporządzenie CLP nie klasyfikuje tych związków jako kancerogennych dla ludzi.

2,4,6-trichlorofenol jest klasyfikowany przez IARC jako możliwie kancerogenny dla ludzi (grupa 2B) (IARC, 2019a). Według IRIS US EPA związek ten jest prawdopodobnie kancerogenny dla ludzi (grupa B2). Rozporządzenie CLP klasyfikuje ten związek jako kancerogenny dla ludzi.

Pentachlorofenol jest klasyfikowany przez IARC jako kancerogenny dla ludzi (grupa 1) (IARC, 1991a; IARC, 1999; IARC, 2019a). Według IRIS US EPA związek ten jest prawdopodobnie kancerogenny dla ludzi (US EPA, 2005). Rozporządzenie CLP klasyfikuje ten związek jako kancerogenny dla ludzi.

W Rozporządzeniu w sprawie oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi określenie chlorobenzeny pojedyncze, czy chlorofenole pojedyncze nie jest precyzyjne. Rozporządzenie OZPZ nie wskazuje, czy Minister Środowiska pod tym pojęciem rozumie związki analizowane pojedynczo, czy związki zawierające pojedyncze grupy funkcyjne. Pierwsze tłumaczenie nie może być stosowane w każdym przypadku, gdyż odnośnik nr 7 pod tabelą w pkt. 1 oraz 8 w pkt. 2 załącznika nr 1 do rozporządzenia opisują sumy mono-, di-, tri- i tetrafenoli. Drugie wytłumaczenie nie może mieć zastosowania, gdyż jak wykazano w Rozporządzeniu OZPZ atom chloru może być podstawiony w 1 do 6 położeniach w cząsteczce benzenu lub 1 do 5 pozycjach w cząsteczce fenolu. Z przedstawionego wyjaśnienia wynika, że o ile w przypadku chlorobenzenów zapis może oznaczać każdy indywidualny chlorobenzen, to dla chlorofenoli jest to suma związków lub pentachlorofenol jako indywidualna substancja. W tym drugim przypadku zapis jest mylący.

Spośród podanych węglowodorów chlorowanych w Rozporządzeniu OZPZ jedynie chloronaftalen nie został uwzględniony w Rozporządzeniu CLP, co odpowiednio oznaczono w tabeli nr 1.1 załącznika nr 1 do niniejszego opracowania. Chloronaftalen nie jest zdefiniowany w bazie IARC. Kancerogenność chloronaftalenu nie była określana w ramach programu IRIS US EPA. Może to tłumaczyć, dlaczego chloronaftalen nie figuruje w Rozporządzeniu CLP.

Art. 3. pkt 17 Ustawy POŚ definiuje pojęcie PCB, jako te substancje, o których mowa w art. 3 pkt 17 Ustawy o odpadach. Natomiast we wzmiankowanej definicji ustalonej na gruncie Ustawy o odpadach przez PCB rozumie się polichlorowane bifenyle, polichlorowane trifenyle, monometylotetrachlorodifenylometan, monometylodichlorodifenylometan, monometylodibromo-difenylometan oraz mieszaniny zawierające jakąkolwiek z tych substancji w ilości powyżej 0,005% wagowo łącznie.

W Rozporządzeniu OZPZ podane wartości progowe dla dopuszczalnych zawartości dotyczą każdego ze związków z grupy PCB, a w szczególności: PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB118, PCB 138, PCB 153, PCB 180.

Rozporządzenie CLP odwołuje się ogólnie do polichlorowanych bifenyli bez uwzględniania ich charakterystyki toksykologicznej i specyfiki działania. Zostały one zarejestrowane pod numerem WE 215-648-1 oraz numerem CAS 1336-36-3. Przypisane graniczne stężenie dla H373 powyżej którego uznaje się, że substancja działa szkodliwie na określone narządy wynosi 0,005 %, co jest wielkością tożsamą z podaną w Ustawie o odpadach.

W Rozporządzeniu o dioksynach i polichlorowanych bifenylach w odniesieniu do maksymalnych poziomów i progów podejmowania działań w przypadku dioksyn i polichlorowanych bifenyli poprawnie zdefiniowano termin dioksyny. W Rozporządzeniu o dioksynach i polichlorowanych bifenylach przez dioksyny rozumie się grupę 75 kongenerów polichlorowanych dibenzo-para-dioksyn (PCDD), grupę 135 kongenerów polichlorowanych dibenzofuranów (PCDF), z których 17 ma działanie toksyczne, a także 12 kongenerów polichlorowanych bifenyli (PCB) wykazujących właściwości toksykologiczne podobne do dioksyn.

W Rozporządzeniu o dioksynach i polichlorowanych bifenylach przyjęto rozwiązania wynikające z dowodów dostarczonych przez Europejski Urząd ds. Bezpieczeństwa Żywności (EFSA) w opiniach „Wyniki monitorowania poziomów dioksyn w żywności i paszy (Results of the monitoring of dioxin levels in food and feed" oraz "Opinii panelu naukowego na temat zanieczyszczeń w łańcuchu pokarmowym odnosząca się do obecności nie dioksynopodobnych PCB w paszach i żywności" (Opinion of the scientific panel on contaminants in the food chain on a request from the commission related to the presence of non dioxin-like polychlorinated

biphenyls (PCB) in feed and food), a także Światową Organizację Zdrowia (WHO) na temat równoważników toksyczności (2006).

Polichlorowane bifenyle są klasyfikowane przez IARC jako kancerogenne dla ludzi (grupa 1) (IARC, 2016). Według IRIS US EPA PCB są prawdopodobnie kancerogenne dla ludzi (grupa B2). Rozporządzenie CLP nie klasyfikuje PCB jako kancerogennych dla ludzi.

W Rozporządzeniu o dioksynach i polichlorowanych bifenylach PCB podzielono na dwie grupy: dioksynopodobne PCB oznaczane w piśmiennictwie jako dioksynopodobne PCB oznaczane w piśmiennictwie jako DL-PCB oraz niedioksynopodobne PCB, oznaczane jako NDL-PCB. Zarówno w przypadku żywności, pasz, jak i zanieczyszczenia powierzchni ziemi raportuje się różne dane na temat obecności PCB w pobieranych próbkach. Panel ekspertów zadecydował, że ze względu na to, iż sześć kongenerów PCB: 28, 52, 101, 138, 153, 180 odpowiada ponad połowie niedioksynopodobnych PCB w żywności są one odpowiednie jako wskaźnik narażenia na NDL-PCB. Kolejnym najczęściej raportowanym kongenerem jest PCB 118. Należy on do grupy dioksynopodobnych PCB. Z tego powodu powinien być raportowany oddzielnie. W 2005 roku WHO zaostrzyła wartość równoważnika toksyczności (TEF – toxic equivalency factor) dla tego kongeneru, co dowodzi jego znacznej toksyczności. Jednocześnie podejście do tych różnych grup kongenerów wskazuje na to, że także w odniesieniu do zanieczyszczenia powierzchni ziemi powinny być one rozpatrywane oddzielnie. Potwierdzają to także wyznaczone dawki toksykologiczne przez US EPA, dla wszystkich dróg narażenia zarówno w odniesieniu do działania toksycznego, jak i rakotwórczego. Z uwagi na rzadko spotykane przekroczenia dopuszczalnej zawartości w glebie i ziemi można traktować wyznaczoną wielkość jako informacyjną – screeningową, jednak w przypadku wystąpienia możliwości znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska należy obydwie grupy kongenerów rozpatrywać oddzielnie, ze szczególnym uwzględnieniem dioksynopodobnego PCB 118.

Środki ochrony roślin

Pestycydy chloroorganiczne

Grupa V. w Rozporządzeniu OZPZ to środki ochrony roślin. Grupę V.A tej grupy stanowią pestycydy chloroorganiczne. Były one powszechnie stosowane w rolnictwie do zwalczania chorób i szkodników roślin do lat 70-tych ubiegłego wieku. Zostały one wycofane głównie ze względu na to, że charakteryzowały się szerokim spektrum działania, znaczną toksycznością, trwałością i akumulacją w łańcuchu troficznym, w tym organizmie człowieka. Rozporządzenie OZPZ wymienia siedem związków w tej grupie (tabela nr 1.1. w załączniku nr 1). Zestawienie to pokazuje, że Rozporządzenie CLP nie wymienia w ogóle metabolitów DDT, podczas gdy lista w załączniku nr 1 do Rozporządzenia OZPZ obejmuje zarówno DDT oraz jego metabolity DDE i DDD. Podobnie Rozporządzenie CLP nie wyróżnia izomerów heksachlorocykloheksanu α-HCH i β-HCH, a tylko γ -HCH, podczas gdy w załączniku nr 1 do Rozporządzenia OZPZ te trzy izomery zostały uwzględnione osobno. Ponadto dla DDT i jego metabolitów nie zróżnicowano zawartości w poszczególnych grupach gruntów, jak to ma miejsce w przypadku izomerów HCH. Właściwości pestycydów chloroorganicznych określone poprzez klasy, kategorie i kody zagrożeń w Rozporządzeniu CLP wskazują na działanie toksyczne, rakotwórcze oraz stwarzające zagrożenie dla środowiska wodnego.

Poniższy wykaz zawiera porównanie klasyfikacji kancerogenności pestycydów chloroorganicznych wymienionych w Rozporządzeniu OZPZ według IARC i IRIS US EPA oraz Rozporządzenia CLP:

- DDT:
  - 4,4'-dichlorodifenylotrichloroetan (DDT) jest klasyfikowany przez IARC jako prawdopodobnie kancerogenny dla ludzi (grupa 2A). Według IRIS US EPA DDT jest prawdopodobnie kancerogenny dla ludzi (grupa B2). Rozporządzenie CLP klasyfikuje DDT jako kancerogenny dla ludzi.
  - 4,4'-dichlorodifenylodichloroetan (DDE) nie jest zdefiniowany w bazie IARC. Według IRIS US EPA DDE jest prawdopodobnie kancerogenne dla ludzi (grupa B2). DDE nie figuruje w Rozporządzeniu CLP.
  - 4,4'-dichlorodifenyl (DDD) nie jest zdefiniowany w bazie IARC. Według IRIS US EPA DDD jest prawdopodobnie kancerogenne dla ludzi (grupa B2). DDD nie figuruje w Rozporządzeniu CLP.
- Aldryna jest klasyfikowana przez IARC jako prawdopodobnie kancerogenna dla ludzi (grupa 2A) (IARC, 1974; IARC 1987; IARC, 2019a). Według IRIS US EPA aldryna jest prawdopodobnie kancerogenna dla ludzi (grupa B2). Rozporządzenie CLP klasyfikuje ten związek jako kancerogenny dla ludzi.
- Dieldryna jest klasyfikowana przez IARC jako prawdopodobnie kancerogenna dla ludzi (grupa 2A) (IARC, 1974; IARC 1987; IARC, 2019a). Według IRIS US EPA dieldryna jest prawdopodobnie kancerogenna dla ludzi (grupa B2). Rozporządzenie CLP klasyfikuje ten związek jako kancerogenny dla ludzi.
- Endryna nie jest klasyfikowana przez IARC jako kancerogenna dla ludzi (grupa 3) (IARC, 1974; IARC 1987). Według IRIS US EPA endryna nie jest klasyfikowana jako kancerogenna dla ludzi (grupa D). Rozporządzenie CLP nie klasyfikuje tego związku jako kancerogennego dla ludzi.
- Heksachlorocykloheksan
  - α-HCH (alfa heksachlorocykloheksan) nie jest zdefiniowany w bazie IARC. Jednak jako grupa cykloheksany są zaliczane do związków prawdopodobnie kancerogennych dla ludzi (grupa 2B) (IARC, 1979; IARC, 1987). Według bazy IRIS US EPA związek ten jest prawdopodobnie kancerogenny dla ludzi (grupa B2). Związek ten nie figuruje w Rozporządzeniu CLP.
  - β-HCH (beta heksachlorocykloheksan) nie jest zdefiniowany w bazie IARC. Jednak jako grupa cykloheksany są zaliczane do związków prawdopodobnie kancerogennych dla ludzi (grupa 2B) (IARC, 1979; IARC, 1987).Według bazy IRIS US EPA związek ten jest możliwie kancerogenny dla ludzi (grupa C). Związek ten nie figuruje w Rozporządzeniu CLP.
  - γ-HCH (gamma heksachlorocykloheksan, lindan) jest klasyfikowany przez IARC jako kancerogenny dla ludzi (grupa 1) (IARC, 2018b). Kancerogenność γ-HCH nie była określana w ramach programu IRIS US EPA. Rozporządzenie CLP nie klasyfikuje γ-HCH jako kancerogennego dla ludzi.

Pestycydy związki niechlorowe

Grupa V.B. w Rozporządzeniu OZPZ to pestycydy – związki niechlorowe. W tej grupie wymieniono cztery związki: carbaryl, carbofuran, maneb i atrazynę. Wszystkie wymienione związki znajdują się w Rozporządzeniu CLP, co znalazło swoje odzwierciedlenie w zestawieniu w tabeli nr 1.1. w załączniku nr 1 do niniejszego opracowania. Związki te stosowano, głównie w rolnictwie przez wiele lat. Wpisywały się one w trend, aby środki ochrony roślin wykazywały się znacznie większą selektywnością (spektrum działania) oraz okresem półtrwania w środowisku. W odróżnieniu od pestycydów chlorowanych nie są to związki trwałe w środowisku. Tym niemniej zakazano ich stosowania w Polsce, atrazyny i carbofuranu od 2007 r., a carbarylu od 2009 r.

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

Spośród pestycydów – związki niechlorowe wymienionych na liście obecnie dopuszczony do stosowania w rolnictwie jest wyłącznie maneb. Wskazane w Rozporządzeniu CLP właściwości pestycydów związków niechlorowanych obejmują zasadniczo działanie toksyczne oraz stwarzające zagrożenie dla środowiska wodnego, a w przypadku carbarylu także rakotwórczość. Porównanie klasyfikacji kancerogenności pestycydów nie zawierających chloru wymienionych w Rozporządzeniu OZPZ z ustaleniami według IARC, IRIS EPA oraz Rozporządzenia CLP prowadzą do następujących wniosków:

- Carbaryl nie jest klasyfikowany przez IARC jako kancerogenny dla ludzi (grupa 3) (IARC, 1976; IARC 1987). Kancerogenność carbarylu nie była określana w ramach programu IRIS US EPA. Rozporządzenie CLP klasyfikuje carbaryl jako kancerogenny dla ludzi.
- Carbofuran nie jest zdefiniowany w bazie IARC. Kancerogenność carbofuranu nie była określana w ramach programu IRIS US EPA. Rozporządzenie CLP nie klasyfikuje carbofuranu jako kancerogennego dla ludzi.
- Maneb i atrazyna nie są klasyfikowane przez IARC jako kancerogenne dla ludzi (grupa 3) (IARC, 1976; IARC 1987; IARC, 1991a; IARC, 1999a). Kancerogenność tych pestycydów nie była określana w ramach programu IRIS US EPA. Rozporządzenie CLP nie klasyfikuje tych pestycydów jako kancerogennych dla ludzi.

Pozostałe zanieczyszczenia

Grupa VI. w Rozporządzeniu OZPZ to pozostałe zanieczyszczenia. Wymieniono w niej tetrahydrofuran, pirydynę, tetrahyfrotiofen, cykloheksan, fenol, krezole i ftalany. Dla krezoli i ftalanów w Rozporządzeniu OZPZ podano ścisłe wyjaśnienie, co należy rozumieć pod pojęciem tych związków. Wszystkie związki, włącznie z krezolami, można jednoznacznie zidentyfikować i odnaleźć w tabeli 3.1 Rozporządzenia CLP. Spośród ftalanów, wśród których w Rozporządzeniu OZPZ wymieniono: ftalan dietylu, ftalan di-2-etyloheksylu, ftalan butylu-benzylu, ftalan di-izo-butylu, ftalan di-n-butylu, Rozporządzenie CLP nie uwzględnia ftalanu dietylu oraz ftalanu di-izo-butylu, co oznaczono w tabeli nr 1.1 załącznika nr 1 do opracowania.

Chociaż jest to grupa zanieczyszczeń niestanowiących pochodnych tej samej grupy związków chemicznych to porównanie właściwości wynikających z przypisanych im klas, kategorii i kodów zagrożeń prowadzi do wniosku, że tetrahydrofuran, pirydynę, tetrahyfrotiofen i cykloheksan łączy łatwopalność oraz działanie toksyczne, drażniące, czy stwarzające zagrożenie dla środowiska wodnego. Porównanie klasyfikacji kancerogenności tych czterech substancji wymienionych w Rozporządzeniu OZPZ z ustaleniami według IARC, IRIS US EPA oraz Rozporządzenia CLP pokazuje, że:

- Tetrahydrofuran jest klasyfikowany przez IARC jako możliwie kancerogenny dla ludzi (grupa 2B) (IARC, 2019). Według IRIS US EPA istnieją sugestywne dowody na potencjalne działanie kancerogenne tego związku (US EPA, 2005). Rozporządzenie CLP nie klasyfikuje tego związku jako kancerogennego dla ludzi.
- Pirydyna jest klasyfikowana przez IARC jako możliwie kancerogenna dla ludzi (grupa 2B) (IARC, 2000; IARC, 2019). Kancerogenność pirydyny nie była określana w ramach programu IRIS US EPA. Rozporządzenie CLP nie klasyfikuje tego związku jako kancerogennego dla ludzi.
- Tetrahydrotiofen nie jest zdefiniowany w bazie IARC oraz w bazie IRIS US EPA. Rozporządzenie CLP nie klasyfikuje tego związku jako kancerogennego dla ludzi.
- Cykloheksan nie jest zdefiniowany w bazie IARC. Według IRIS US EPA dane są niewystarczające do oceny potencjalnego działania rakotwórczego na ludzi (US EPA, 1999). Rozporządzenie CLP nie klasyfikuje tego związku jako kancerogennego dla ludzi.

Pozostałe substancje wyraźnie różnią się od siebie. Fenol działa mutagennie, toksycznie i żrąco, nie opisano jednak jego szkodliwości dla środowiska wodnego w Rozporządzeniu CLP. Fenol nie jest klasyfikowany przez IARC jako kancerogenny dla ludzi (grupa 3) (IARC, 1989a; IARC, 1999). Według IRIS US EPA fenol nie jest klasyfikowany jako rakotwórczy dla ludzi (grupa D). Rozporządzenie CLP nie klasyfikuje tego związku jako kancerogennego dla ludzi.

Podobnie krezole określono jako substancje o działaniu toksycznym i żrącym, ale niestwarzającym zagrożenia dla środowiska wodnego. m-Krezol (3-metylofenol), o-krezol (3-metylofenol) oraz p-krezol (4-metylofenol) nie są zdefiniowane w bazie IARC. Według IRIS US EPA m-krezol, o-krezol i p-krezol są klasyfikowane jako możliwie kancerogenne dla ludzi (grupa C). Rozporządzenie CLP nie klasyfikuje tych związków jako kancerogennych dla ludzi. Mieszanina izomerów krezolu nie jest zidentyfikowana w bazie IARC. W bazie IRIS US EPA dane dotyczące mieszaniny izomerów krezolu zostały zarchiwizowane jedynie do celów historycznych.

Z kolei ftalany stanowią rzeczywiście odmienną grupę związków. Ich cechą wspólną jest to, że działają szkodliwie głównie na rozrodczość, a najważniejszą drogą narażenia jest układ pokarmowy. Dwa z nich: ftalan butylu-benzylu oraz ftalan di-n-butylu stwarzają zagrożenie dla środowiska wodnego. Porównanie klasyfikacji kancerogenności ftalanów wymienionych w Rozporządzeniu OZPZ z ustaleniami według IARC, IRIS US EPA oraz Rozporządzenia CLP przedstawiono poniżej:

- Ftalan dietylu (DEP) nie jest zdefiniowany w bazie IARC. Według IRIS US EPA DEP nie jest klasyfikowany jako kancerogenny dla ludzi (grupa D). DEP nie figuruje w Rozporządzeniu CLP.
- Ftalan di-2-etyloheksylu (DEHP) jest klasyfikowany przez IARC jako możliwie kancerogenny dla ludzi (grupa 2B) (IARC, 1987; IARC, 2000; IARC, 2013). Według IRIS US EPA DEHP jest klasyfikowany jako prawdopodobnie rakotwórczy dla ludzi (grupa B2). Rozporządzenie CLP nie klasyfikuje tego związku jako kancerogennego dla ludzi.
- Ftalan benzylu butylu (BBP) nie jest klasyfikowany przez IARC jako kancerogenny dla ludzi (grupa 3) (IARC, 1987; IARC, 1999a). Według IRIS US EPA BBP jest klasyfikowany jako możliwie rakotwórczy dla ludzi (grupa C). Rozporządzenie CLP nie klasyfikuje tego związku jako kancerogennego dla ludzi.
- Ftalan dibutylu (DBP) nie jest zdefiniowany w bazie IARC. Według IRIS US EPA DBP nie jest klasyfikowany jako kancerogenny dla ludzi (grupa D). Rozporządzenie CLP nie klasyfikuje DBP jako kancerogennego dla ludzi.
- Ftalan di-izo-butylu (DIBP) nie jest zdefiniowany w bazie IARC. W programie IRIS US EPA opracowywanie oceny DIBP zostało przerwane. DIBP nie figuruje w Rozporządzeniu CLP.

Ustalenie, czy dana substancja będzie rozpatrywana jako rakotwórcza ma poważne konsekwencje. Z jednej strony, będą to decyzje wydawane na gruncie aktów wykonawczych do Ustawy POŚ, odnoszące się do procesu remediacji terenu. Wyznaczone na tej podstawie dopuszczalne zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie i ziemi będą bowiem znacznie niższe niż wyznaczone z uwzględnieniem wyłącznie właściwości toksycznych. Z drugiej strony ograniczenia wystąpią w zakresie zagospodarowania i użytkowania gruntów, w tym także zawierających substancje pochodzenia naturalnego, których nie uważa się za zanieczyszczenie powierzchni ziemi, co wynika z art. 101a. Ustawy POŚ, a gleby, ziemi lub wód gruntowych nie uznaje się za zanieczyszczone, jeżeli stwierdzone w niej zawartości substancji są pochodzenia naturalnego. Zapis ten z uwagi na to, że został wprowadzony w akcie wyższego rzędu niż akt wykonawczy wydany na podstawie art. 101a ust. 5 Ustawy POŚ (Rozporządzenie OZPZ)

odgrywa nadrzędną rolę w ocenie zanieczyszczenia powierzchni ziemi, m. in. w rejonie eksploatacji rud metali.

Wysokie stężenia metali ciężkich w odniesieniu do wartości określonych w Rozporządzeniu OZPZ wynikają w związku z tym z zawartości naturalnej metali w podłożu geologicznym. W utworach geologicznych, np. triasowych wysoka zawartość metali ciężkich jest naturalnym zjawiskiem, stanowiąc naturalne tło geochemiczne. Obecność pierwiastków metali ciężkich na takich terenach nie powinna być rozpatrywane jako zanieczyszczenie gleby i ziemi, nawet jeśli w planach zagospodarowania przestrzennego zostały one przeznaczone pod budownictwo mieszkaniowe. Branie pod uwagę kancerogennego działania arsenu w tym wypadku mogłoby rodzić wyjątkowo poważne skutki społeczne i ekonomiczne. Stąd też posiłkując się metodami dodatkowymi, uwzględniającymi badania mobilności i biodostępności, można wykluczyć konieczność remediacji tych terenów.

Z trzeciej strony, niezmiernie ważnym elementem jest trzymanie się zasad już obowiązujących, co odnosi się zwłaszcza do środowiska pracy i terenów uprzemysłowionych. Ocena ryzyka zdrowotnego prowadzona dla każdej grupy gruntów, z której korzysta człowiek musi przebiegać według tych samych zasad, co odnosi się także do identyfikacji, a zatem i klasyfikacji substancji. W ocenie narażenia zawodowego nie uwzględnia się arsenu, etylobenzenu, czy styrenu jako związków rakotwórczych. Potwierdza to klasyfikacja zawarta w Rozporządzeniu CLP. Uznawanie innych klasyfikacji prowadziłoby do konieczności nie tylko nakładania obowiązków wynikających z Ustawy POŚ, w tym oczyszczania terenu, ale także z prawa pracy, w tym, np. monitorowania metabolitów zanieczyszczeń w płynach ustrojowych, czy raportowania o narażeniu do Instytutu Medycyny Pracy w Łodzi. Jeśli obowiązki takie nie wynikają z innych ustaw, nie powinny zostać nałożone przez przepisy wynikające z ochrony środowiska.

Przyjmując za Ustawą POŚ definicję określoną w art. 3 pkt 37a, gdzie przez substancję powodującą ryzyko rozumie się substancję stwarzającą zagrożenie i mieszaninę stwarzającą zagrożenie, należącą co najmniej do jednej z klas zagrożenia wymienionych w częściach 2-5 załącznika I do Rozporządzenia CLP, w szczególności substancje powodujące ryzyko, o których mowa w przepisach wydanych na podstawie art. 101a ust. 5 pkt 1 POŚ nie powinno się wprowadzać innych niezharmonizowanych klasyfikacji substancji. Właściwą ocenę narażenia oraz ryzyka zdrowotnego należy powierzyć każdorazowo wykwalifikowanemu ekspertowi, którego rolą będzie także doradztwo w zakresie zagospodarowania terenu.

3.2. Podejście do dopuszczalnych zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie i ziemi

3.2.1. Lista Holenderska

Na świecie istnieje wiele różnych sposobów analizy danych środowiskowych, obejmujących także zanieczyszczenia gleby, ziemi i wód gruntowych. Pełen wykaz standardów oraz wytycznych z różnych krajów można znaleźć na stronie internetowej ESdat, która jest jednocześnie portalem umożliwiającym zarządzanie danymi, ich analizę, w tym statystyczną, wykonywanie wykresów i map (http://esdat.net/Environmental_Standards.aspx).

W Europie najczęściej wykorzystywanym do porównań nie tylko pod względem dopuszczalnych zawartości w glebie, ale także podejścia do wartości remediacyjnych , czy generalnie systemu ochrony powierzchni ziemi powiązanego z ochroną wód gruntowych jest Holandia. Stworzono tam tzw. Listę Holenderską, która jest stale udoskonalana. W tabeli 2.1 załącznika 2 do

niniejszego opracowania przedstawiono porównanie dopuszczalnych zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie określonych dla głębokości 0-0,25 m ppt z wartościami docelowymi i interwencyjnymi na Liście Holenderskiej dla gleby i wód gruntowych. Posłużono się wartościami ustalonymi w roku 2000 i nazywanymi Nową Listą Holenderską (New Dutch List). Jednak należy pamiętać, że wartości te podlegają ciągłej rewizji w związku z ustaleniami poziomów remediacyjnych. Jedną z ciekawszych propozycji jest aktualizacja z 2009 roku, w której przedstawiono m.in. poziomy interwencyjne uwzględniające współczynniki korekcyjne dla metali zależne od zawartości gliny i materii organicznej.

Podejście prezentowane na Liście Holenderskiej odnosi się do dwóch rodzajów terenów: terenów zamieszkałych przez ludzi i terenów przemysłowych. Jednocześnie zawartość zanieczyszczeń ustalona dla terenów mieszkaniowych odpowiada wartości screeningowej, docelowej, natomiast dla terenów przemysłowych przeważnie pokrywa się z wartością interwencyjną. Jest to uzasadnione tym, że jest to zbieżne z wartościami ustalonymi w oparciu o ocenę ryzyka zdrowotnego i ekologicznego, a podane wartości odpowiadają następującym kryteriom:

- wartość docelowa – maksymalna wartość na terenach mieszkaniowych, wielkość ryzyka zdrowotnego na poziomie 10^{-6}, a ryzyko ekologiczne nie przekracza HC20 (odpowiednik EC20),
- wartość docelowa – maksymalna wartość na terenach przemysłowych, wielkość ryzyka zdrowotnego na poziomie 10^{-4}, a ryzyko ekologiczne nie przekracza HC50 (odpowiednik EC50).

Analiza wartości podanych na tych listach doprowadziła do wniosku, że wartości zaproponowane w Rozporządzeniu OZPZ są bardziej zbliżone do wartości zaproponowanych przez Listę Holenderską, stąd też w tabeli nr 2.1 załącznika nr 2 do niniejszego opracowania zamieszczono wartości z listy z 2000 roku. Co najważniejsze, najcenniejszą wiedzą z analizy tych wielkości może być porównanie zawartości dopuszczalnych i interwencyjnych dla gleb i wód podziemnych, które niosą za sobą pośrednio informację o rozpuszczalności ogólnej prezentowanych substancji w wodach. W razie konieczności można sięgnąć do wartości zaktualizowanych.

Dopuszczalne zawartości metali i metaloidu dla terenów mieszkaniowych, za wyjątkiem arsenu, są w Polsce wyższe niż wartości docelowe w Holandii. W większości poziomy interwencyjne są zbliżone dla gruntów grupy II, podgrupy, II-2, II-3 oraz grupy III, jak to ma miejsce w przypadku baru, chromu, cynku, kadmu, miedzi, niklu. Wartości docelowe dla terenów przemysłowych zbliżone do obowiązujących w Polsce dotyczą na Liście Holenderskiej kobaltu i molibdenu. W odniesieniu do ołowiu wartość interwencyjna jest wyższa niż dla grupy III, ale niższa niż dla grupy IV. Dopuszczalne zawartości rtęci we wszystkich grupach gruntów w Polsce są znacząco wyższe od ustalonych w Holandii. Sześć metali: chrom, kadm, miedź, nikiel, ołów i rtęć stosunkowo łatwo przechodzi do roztworów wodnych, co znajduje odzwierciedlenie w ich zawartościach dla wód podziemnych: docelowej i interwencyjnej. Na Liście Holenderskiej z 2000 roku nie znajduje się cyna, która została dopisana w 2006 roku. W tabeli nr 2.1 załącznika nr 2 pod wartością docelową zapisano jej zawartość w glebach dla terenów mieszkaniowych, a pod wartością interwencyjną dla terenów przemysłowych. Podane zawartości cyny wielkości są znacznie wyższe od zaproponowanych w obowiązującym w Rozporządzeniu OZPZ (20 vs. 180 mg/kg oraz 300 vs 900 mg/kg).

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

Na Liście Holenderskiej aktualizowanej w 2009 roku wprowadzono także inne nieujęte w Rozporządzeniu OZPZ metale podając ich poziomy interwencyjne dla gleb i wód poziemnych przedstawione poniżej:

- antymon – 22 mg/kg gleby, 20 µg/l wody;
- chrom III – 180 mg/kg gleby;
- chrom VI – 78 mg/kg gleby;
- rtęć nieorganiczna – 36 mg/kg gleby;
- rtęć organiczna – 4 mg/kg gleby.

Znaczące różnice można zaobserwować w podejściu do zanieczyszczeń nieorganicznych. O ile poziomy cyjanków wolnych są na identycznym poziomie, to na Liście Holenderskiej rozróżnia się różne zawartości cyjanków kompleksowych w zależności od pH. Graniczną wartością odczynu jest pH=5, poniżej tej wartości poziomy cyjanków kompleksowych dla wartości interwencyjnej są znacznie wyższe niż dla pH powyżej 5 (650 vs 50 mg/kg). Należy przy tym zauważyć, że nie zróżnicowano wielkości docelowej i interwencyjnej dla wód podziemnych.

Na Liście Holenderskiej nie wyróżnia się kategorii substancji odpowiadającej wyodrębnionym w Rozporządzeniu OZPZ sumie węglowodorów C6-C12, składników frakcji benzyn oraz sumie węglowodorów C12-C35, składników frakcji oleju.

Poziomy węglowodorów aromatycznych na Liście Holenderskiej posiadają z reguły odmienne wartości od ustalonych w Rozporządzeniu OZPZ. Zawartość dopuszczalna benzenu i toluenu na terenach mieszkaniowych jest dziesięciokrotnie niższa, etylobenzenu trzydziestosześciokrotnie niższa, ksylenów na takim samym poziomie, a styrenów trzykrotnie wyższa. Z kolei wartość interwencyjna, którą można porównać z zawartością dla IV grupy gruntów jest sto razy mniejsza dla benzenu, dwa razy mniejsza dla etylobenzenu, cztery razy mniejsza dla ksylenów, taka sama dla styrenu i 30% wyższa dla toluenu. Wartości na Liście Holenderskiej zmienione w 2006 roku są jeszcze bardziej restrykcyjne zwłaszcza dla poziomów interwencyjnych, które zostały utrzymane dla benzenu, zmniejszone do 1,25 mg/kg dla etylobenzenu, toluenu i ksylenów, a dla styrenu wynoszą 85 mg/kg.

Zupełnie odmienne podejście stosuje się w Holandii do WWA. Podczas oceny zagrożenia dla powierzchni ziemi ocenia się sumę 10 WWA: naftalenu, antracenu, fenantrenu, fluorantenu, benzo(a)antracenu, chryzenu, benzo(a)pirenu, benzo(ghi)perylenu, benzo(k)fluorantenu, indeno(1,2,3-c.d)pirenu. Natomiast dla oceny zagrożenia dla wód gruntowych konieczna jest analiza poszczególnych związków z tej grupy. Kolejność wymienienia substancji nie jest przypadkowa i odpowiada rozpuszczalności WWA w wodzie, co znalazło podstawy w ustaleniu wartości docelowych i interwencyjnych dla wód podziemnych na Liście Holenderskiej. W porównaniu z listą zamieszczoną w Rozporządzeniu OZPZ na Liście Holenderskiej występują dodatkowo dwa WWA fenantren i fluoranten, nie ma natomiast dwóch innych WWA dibenzo(a,h)antracenu i benzo(b)fluorantenu. Ustalona zawartość dopuszczalna w glebie wynosząca 1 mg/kg podana w tabeli nr 2.1 w załączniku nr 2 do opracowania została podniesiona w roku 2006 do poziomu 6,8 mg/kg s.m. gleby.

W Rozporządzeniu OZPZ dla chlorowanych węglowodorów alifatycznych ustalono takie same wartości dla wszystkich grup gruntów. Dla grupy I są one niższe niż określone wartości docelowe na Liście Holenderskiej odpowiadające terenom mieszkaniowym. Podobnie dla grupy IV są znacznie niższe (dwu- lub trzykrotnie) niż poziom interwencyjny, za wyjątkiem tetrachlorometanu, którego wartość interwencyjna jest pięciokrotnie niższa niż zawartość dopuszczalna dla terenów przemysłowych w Rozporządzeniu OZPZ. Jeszcze bardziej zróżnicowane są wartości

dopuszczalne i interwencyjne dla wód podziemnych, co wskazuje na odmienne właściwości, obejmujące m.in. rozpuszczalność substancji w wodzie w obrębie tej grupy związków.

Dla kolejnej grupy substancji wydzielonej w Rozporządzeniu OZPZ obejmującej chlorobenzeny pojedyncze na Liście Holenderskiej z 2000 r. nie podano wartości docelowych, czy interwencyjnych w glebie. Podobnie jak dla WWA ustalono jedynie wartości dla sumy chlorobenzenów. Z porównania tych wielkości z przypisanymi dla poszczególnych chlorobenzenów na liście w pkt. 1 załącznika nr 1 do Rozporządzeniu OZPZ wynika, że suma poszczególnych chlorobenzenów dawałaby wyższą wartość niż dopuszczalna według Listy Holenderskiej. Wartość docelowa odpowiada poziomowi trzech dowolnych chlorobenzenów z listy, a interwencyjna sumie dwóch chlorobenzenów. Do listy analizowanych chlorobenzenów dodano wartości wprowadzone na Liście Holenderskiej w 2006 roku. Uwagę zwracają poziomy podane dla poszczególnych związków tri-, tetra-, pentachlorobenzeny (bez podania konkretnej nazwy) oraz heksachlorobenzen, które są znacznie niższe niż w Rozporządzeniu OZPZ. Ilość podstawników Cl^- decyduje o rozpuszczalności chlorobenzenów i wpływie na wody podziemne, co znalazło odzwierciedlenie w ustaleniu wartości docelowych i interwencyjnych dla wód podziemnych na Liście Holenderskiej. Wielkości te różnią się niejednokrotnie niemal o rząd wielkości.

Podobne podejście na Liście Holenderskiej z 2000 roku odnosi się do chlorofenoli pojedynczych, dla których nie podano wartości docelowych, czy interwencyjnych w glebie, a ustalono wartości wyłącznie dla sumy związków. W 2006 roku do Listy Holenderskiej dopisano wartości dla tri-, tetrachlorofenoli (bez podania konkretnej nazwy) oraz pentachlorofenolu. W przeciwieństwie do zawartości dopuszczalnych dla tych związków określonych w Rozporządzeniu OZPZ są one wyższe lub znacznie wyższe (tetra- i pentachlorofenol) dla terenów mieszkaniowych oraz uprzemysłowionych (pięcio- lub sześciokrotnie wyższe). Podobnie jak w przypadku chlorobenzenów, ilość cząsteczek chloru decyduje o rozpuszczalności chlorofenoli i wpływie na wody podziemne, co znajduje wyraz w ustalonych wartościach docelowych i interwencyjnych dla wód podziemnych na Liście Holenderskiej.

W 2000 roku na Liście Holenderskiej dla chloronaftalenu znajdowała się wyłącznie wartość interwencyjna dla gleb, w 2006 roku dodano wartość dla terenów mieszkaniowych, którą odpowiednio oznaczono w tabeli nr 2.1 załącznika nr 2 do opracowania. Zawartość z Listy Holenderskiej dla terenów mieszkaniowych jest o rząd wielkości niższa niż ustalona w Rozporządzeniu OZPZ, natomiast poziom interwencyjny jest dziesięć razy wyższy od zawartości dopuszczalnej dla gruntów grupy IV.

Dopuszczalna zawartość PCB na terenach mieszkaniowych w Holandii i w Polsce jest taka sama. W porównaniu do wartości zamieszczonych dla PCB w 2000 roku na Liście Holenderskiej dla gleb, w 2006 roku zmieniono wartość interwencyjną (dla terenów przemysłowych), którą zmniejszono o połowę do poziomu 0,5 mg/kg gleby. Wielkości tej nie zmieniono w tabeli nr 2.1 załącznika nr 2 do opracowania, gdyż podana analogiczna wartość w Rozporządzeniu OZPZ, wynosi 2 mg/kg i jest w związku z tym dwukrotnie wyższa od obowiązującej zawartości na Liście Holenderskiej z 2000 roku. Dodatkowo należy zwrócić uwagę, że wielkości docelowe i interwencyjne dla wód podziemnych są takie same. Jak podano w objaśnieniach do tabeli na Liście Holenderskiej jest to związane z możliwościami wykrywania PCB w wodach.

Wykaz środków ochrony roślin zalecany do oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi na Liście Holenderskiej zawiera nawet więcej pestycydów niż lista tych związków w Rozporządzeniu OZPZ. Obejmuje ona m.in. chlordan, heptachlor, epoksydy heptachloru, pestycydy na bazie organicznych fosforanów lub zawierające organiczne związki cyny. W zestawieniu w tabeli nr 2.1

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

w załączniku nr 2 zamieszczono związki według wykazu znajdującego się w Rozporządzeniu OZPZ, z tym zastrzeżeniem, że DDT/DDE/DDD na Liście Holenderskiej odnoszą się do sumy, a nie pojedynczych związków. Należy zwrócić uwagę na fakt wyznaczenia wyłącznie wartości dopuszczalnych dla gleby i wód podziemnych bez ich odpowiedników w postaci wielkości interwencyjnych, co należy rozumieć, że każde przekroczenie wartości należałoby traktować jako wskazanie do remediacji. Dopuszczalne zawartości dla terenów przemysłowych dla niektórych pestycydów wprowadzono na Listę Holenderską dopiero w 2006 roku. Jednocześnie wprowadzono m.in. oddzielne wartości dla DDT oraz jego metabolitów DDE i DDD. Wartości dla terenów mieszkaniowych i przemysłowych dla tych pestycydów przedstawia poniższa lista:

- DDT – 0,20 mg/kg gleby terenów mieszkaniowych oraz 1 mg/kg gleby terenów przemysłowych;
- DDE – 0,13 mg/kg gleby terenów mieszkaniowych oraz 1,3 mg/kg gleby terenów przemysłowych;
- DDD – 0,84 mg/kg gleby terenów mieszkaniowych oraz 34 mg/kg gleby terenów przemysłowych;
- α-HCH – 0,001 mg/kg gleby terenów mieszkaniowych oraz 0,5 mg/kg gleby terenów przemysłowych;
- β-HCH – 0,002 mg/kg gleby terenów mieszkaniowych oraz 0,5 mg/kg gleby terenów przemysłowych;
- γ-HCH – 0,04 mg/kg gleby terenów mieszkaniowych oraz 0,5 mg/kg gleby terenów przemysłowych.

W świetle powyższego zawartości określone w pkt 1 załącznika nr 1 do Rozporządzenia OZPZ w porównaniu do wartości docelowych podanych na Liście Holenderskiej w 2000 roku są niższe lub takie same (dieldryna i α-HCH).

Po analizie dopuszczalnych zawartości pestycydów niechlorowanych: można stwierdzić, że ich wartości w Rozporządzeniu OZPZ dla gruntów grupy I są wyższe niż wartość docelowa dla gleb (tereny mieszkaniowe), lecz znacząco niższe od wartości interwencyjnej (tereny przemysłowe) na Liście Holenderskiej.

Ich porównanie z wartościami na liście z roku 2006 pokazuje, że są one nawet bardziej restrykcyjne dla terenów mieszkaniowych. Przyjmując, że największe zagrożenie pestycydami może występować na gruntach przeznaczonych pod uprawy w wyznaczaniu i weryfikacji wartości należy się kierować przede wszystkim potencjalną możliwością zanieczyszczenia gruntów wynikającą z wykorzystywania tych środków ochrony roślin w przeszłości. Jednocześnie podstawą ustalenia wielkości dopuszczalnych mogą być wyniki prowadzonego monitoringu gleb ornych prowadzonego przez Instytut Upraw i Nawożenia Gleb w Puławach (https://www.gios.gov.pl/chemizm_gleb/index.php?mod=wyniki&cz=I).

Ostatnia grupa zanieczyszczeń „pozostałych” w Rozporządzeniu OZPZ cechuje się tym, że określone dla nich dopuszczalne poziomy zanieczyszczeń dla I i II grupy gruntów są takie same bez względu na rodzaj zanieczyszczenia. W poprzednim podrozdziale wykazano, że związki te różnią się jednak swoimi właściwościami. Udowadnia to także analiza wartości docelowych i interwencyjnych na Liście Holenderskiej. O ile wartości docelowe (dla terenów mieszkaniowych) na tej liście dla tetrahydrofuranu, pirydyny i tetrahyfrotiofenu są identyczne z podanymi w Rozporządzeniu OZPZ, to poziomy interwencyjne dla gleb różnią się od gruntów grupy IV. Dla tetrahydrofuranu i pirydyny są one tożsame z wartościami dla gruntów grupy III, a dla tetrahyfrotiofenu wartość interwencyjna jest o 50% wyższa od podanej w Rozporządzeniu OZPZ.

Na Liście Holenderskiej nie występuje cykloheksan. Na liście tej w grupie innych zanieczyszczeń ustalono wartość dopuszczalną i interwencyjną dla cykloheksanonu o numerze CAS 108-94-1, zapisany w Rozporządzeniu CLP pod numerem indeksowym 606-010-00-7. Wykazuje on głównie działanie toksyczne i jest łatwopalny. Jego wartość dopuszczalna w glebach wynosi 0,1 mg/kg, a interwencyjna 45 mg/kg.

Można uznać, że zawartości fenolu dla grupy I i IV oraz dopuszczalny i interwencyjny są na podobnych poziomach.

W odniesieniu do krezoli i ftalanów Lista Holenderska oferuje podobne podejście. Nie analizuje się poszczególnych związków, a sumę krezoli oraz ftalanów. Porównanie poziomów dopuszczalnych i interwencyjnych dla sum tych związków pokazuje, że wyznaczona w Rozporządzeniu OZPZ zawartość poszczególnych ftalanów jest identyczna jak ich suma na Liście Holenderskiej. Natomiast indywidualne izomery krezolu mają ustalone znacznie wyższe dopuszczalne zawartości niż suma krezoli na Liście Holenderskiej, co widać szczególnie w przypadku wartości interwencyjnej, która dla sumy izomerów jest dziesięciokrotnie krotnie niższa niż poszczególnych krezoli.

Na Listę Holenderską w 2006 r. trafiły także inne substancje, których nie obejmuje Rozporządzenie OZPZ. Należą do nich inne metale (antymon, beryl, selen, tellur, tal, wanad, czy srebro), nieorganiczne zanieczyszczenia (bromki, chlorki, fluorki, siarczany, tiocyjanki (siarkocyjanki)), jon amonowy (w przeliczeniu na N), wymienione powyżej pestycydy, azbest, glikole etylenowy, czy dietylenowy.

Podsumowując, w związku z oceną zanieczyszczenia powierzchni ziemi należy zastanowić się także nad ewentualną weryfikacją zarówno wartości podanych w Rozporządzeniu OZPZ, jak i samej listy substancji powodujących ryzyko.

3.2.2. Ekologiczne wskaźniki US EPA

Do porównania dopuszczalnych zawartości substancji powodujących ryzyko określonych w Rozporządzeniu OZPZ wykorzystano także ekologiczne wskaźniki (*benchmarks*) ustalone przez US EPA.

W tabeli nr 2.2 załącznika nr 2 do niniejszego opracowania zestawiono dopuszczalne zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie określonych dla głębokości 0-0,25 m ppt z czterema różnymi wartościami wskaźników ekologicznych - Eco-SSL podawanymi przez US EPA dla gleby:

- ekologiczny poziom screeningowy – oznacza, że zanieczyszczenie na badanym obszarze powoduje nieakceptowalne ryzyko dla środowiska, zacytowany za US EPA Region 5;
- poziom dla roślin – oznacza wskaźnik screeningowy dla roślin lądowych, zaczerpnięty z US EPA Region 6;
- poziom dla bezkręgowców glebowych – oznacza wskaźnik screeningowy dla bezkręgowców lądowych, głównie dżdżownic, przytoczony z US EPA Region 6;
- poziom dla ssaków – oznacza wskaźnik screeningowy dla ssaków, związany z brakiem szkodliwych efektów przy określonym stężeniu badanej substancji – NOAEL, przytoczony z EPA Region 6.

Chociaż czasami w wyznaczaniu wskaźnika ekologicznego, zwanego także ekologicznym poziomem screeningowym, uwzględnia się także ptaki, w niniejszym opracowaniu przy wyznaczaniu tego poziomu dla ssaków brano pod uwagę wyłącznie wartości określone dla tej grupy organizmów.

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

W ramach porównania wartości z Rozporządzenia OZPZ z wartościami wskaźników ekologicznych przyjęto założenie, w którym poziomy dla roślin, czy bezkręgowców glebowych powinny odpowiadać gruntom z grupy II i III lub być od nich niższe. Z kolei dla miejsc stałego przebywania ludzi – tereny mieszkaniowe grupa I dopuszczalne zawartości ustalone w Rozporządzeniu OZPZ nie mogą być wyższe niż wielkość screeningowa oraz poziom dla ssaków. Założono także, że określone przez US EPA wielkości wskaźników ekologicznych nie będą odpowiadały zawartościom przyjętym w Rozporządzeniu OZPZ dla gruntów grupy IV przeznaczonych na cele przemysłowe. Wynika to z podanego w wykonanego w pierwszym etapie opracowania pt.: „Analiza informacji niezbędnych do dokonywania oceny występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska w przypadku stwierdzenia przekroczenia dopuszczalnych zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie, ziemi lub wodach gruntowych". W podrozdziale 5.6 tego opracowania znalazły się zapisy wynikające z analizy normy PN-ISO 15799:2007 Jakość gleby – Zasady dotyczące ekotoksykologicznej charakterystyki gleb i materiałów glebowych. Wyłącza ona stosowanie badań ekotoksyczności do oceny:

- gleb silnie zanieczyszczonych, zakwalifikowanych jako odpady lub gleb, które mogą zostać jednoznacznie scharakteryzowane na podstawie analiz chemicznych, a badania ekotoksykologiczne są przydatne do kontroli przebiegu remediacji i po jej zakończeniu;
- terenów przemysłowych czy przeznaczonych w miejscowych planach zagospodarowania przemysłowego na cele usługowe, jeśli nie planuje się ich przekształcenia do wykorzystania rolniczego, ogrodniczego lub innych podobnych funkcji;
- materiałów glebowych lub materiałów do wypełnień, o ile miejsce zostanie odizolowane poprzez zabudowę lub inny rodzaj nieprzepuszczalnego pokrycia.

Dopuszczalne zawartości metali i metaloidu dla terenów mieszkaniowych w Polsce określone przez Rozporządzenie OZPZ są wyższe niż wielkość screeningowa dla gleb, czy poziom dla ssaków. Wyjątek od tej reguły stanowi arsen, kobalt i bar, dla których poziomy screeningowe dla ssaków są wyższe niż zawartość dla I grupy gruntów. Poziom ustalony dla baru w przypadku ssaków jest nawet wyższy od zawartości dla gruntów grupy IV. Jedyną substancją, dla której poziom screeningowy dla gleb jest wyższy niż zawartość dla I grupy gruntów w Rozporządzeniu OZPZ jest cyna. Wydaje się, że dla I grupy gruntów mogła zostać prawidłowo określona zawartość niklu, gdyż jest dosyć zbliżona dla poziomu wskaźnika ekologicznego dla ssaków. Dodatkowo US EPA podaje dwie formy rtęci (rtęć i metylortęć), a ich poziomy screeningowe dla gleb, czy ssaków różnią się o kilka rzędów wielkości.

W przeciwieństwie do Listy Holenderskiej US EPA nie proponuje wskaźników ekologicznych dla cyjanków kompleksowych. Dla cyjanków wolnych poziom screeningowy dla gleb jest znacznie niższy od podanego w Rozporządzeniu OZPZ, ale zbliżony do poziomu dla ssaków.

US EPA, nie wyodrębnia kategorii substancji odpowiadającej w Rozporządzeniu OZPZ sumie węglowodorów C6-C12, składników frakcji benzyn oraz sumie węglowodorów C12-C35, składników frakcji oleju. Jest to pogląd zbieżny z podejściem omawianym w przypadku Listy Holenderskiej. Szczegółowe podejście US EPA do produktów ropopochodnych (TPH) przedstawiono w podrozdziale 3.1 niniejszego opracowania, w którym zamieszczono informacje związane zarówno z identyfikacją tych związków, jak i ich właściwościami.

Porównanie dopuszczalnej zawartości węglowodorów aromatycznych dla I i II grupy gruntów określonych w Rozporządzeniu OZPZ pokazuje, że są to wartości niemal identyczne jak zaproponowane przez US EPA na podstawie wskaźników ekologicznych dla bezkręgowców glebowych. Jedynie dla styrenu wielkość poziomu screeningowego dla gleb i bezkręgowców

glebowych jest ponad dziesięciokrotny krotnie wyższy. Natomiast zawartości dla III grupy gruntów dla tych związków (poza styrenem) są wyższe niż wskaźniki ekologiczne dla roślin oraz bezkręgowców glebowych. Wskaźniki ekologiczne dla benzenu i toluenu w odniesieniu do ssaków są ponad dwukrotnie krotnie wyższe od zawartości dopuszczalnej dla gruntów grupy III. Z kolei poziomy wyznaczone dla toluenu oraz ksylenów dla roślin są równoważne lub wyższe od zawartości dopuszczalnej dla terenów grupy IV.

Sposób oceny WWA przy użyciu wskaźników ekologicznych jest zasadniczo zbliżony do Listy Holenderskiej i wykorzystuje w większości przypadków sumę dziesięciu WWA. Poziom screeningowy dla gleby został ustalony na poziomie 1,1 mg/kg, co niemal dokładnie odpowiada wartości prezentowanej na Liście Holenderskiej. Poziomy dla indywidualnych WWA zostały zaproponowane w przypadku poziomu screeningowego dla ssaków. Jednak wartości dla poszczególnych WWA są wyjątkowo wysokie. Tylko w przypadku trzech WWA: benzo(a)antracenu, dibenzo(a,h)antracenu i benzo(a)pirenu wielkości wskaźnika ekologicznego dla ssaków są niższe niż wartość dla gruntów grupy IV w Rozporządzeniu OZPZ. Nie mogą one zastępować oceny ryzyka zdrowotnego na terenach wykorzystywanych przez człowieka.

Niemal dla wszystkich chlorowanych węglowodorów alifatycznych wymienionych zawartości na liście w pkt 1 załącznika nr 1 do Rozporządzenia OZPZ dopuszczalne zawartości dla I, II i III grupy gruntów są z reguły wyższe, ale zbliżone do poziomu screeningowego dla gleb ustalonego w oparciu o wskaźnik dla bezkręgowców glebowych. Wyjątek stanowią dichlorometan, 1,2-dichloroetan, 1,1,2-trichloroetan i 1,1,2,2-tetrachloroetan, których wskaźniki ekologiczne są od dwudziesto- do czterdziestokrotnie wyższe od dopuszczalnej zawartości dla I, II i III grupy gruntów. Poziomy screeningowe dla ssaków podane w odniesieniu trichlorometanu i 1,2-dichloroetanu są wyższe niż ich zawartość dla gruntów grupy IV wskazana w Rozporządzeniu OZPZ.

Ekologiczne wskaźniki US EPA nie zostały określone dla następujących chlorobenzenów: monochlorobenzenu, 1,2- oraz 1,4-dichlorobenzenu, a także 1,2,4-trichlorobenzenu. Spośród dichlorobenzenów poziomy screeningowe zostały ustalone wyłącznie dla 1,3-dichlorobenzenu, a tetrachlorobenzenów dla 1,2,3,5-tetrachlorobenzenu. Poziomy screeningowe wyznaczono głownie w oparciu o reakcje bezkręgowców glebowych. Jedynie dla heksachlorobenzenu jest dostępny komplet informacji dla wszystkich wybranych wskaźników ekologicznych. Poziomy screeningowe dla gleb dla wszystkich chlorobenzenów, dla których je określono są niższe niż zawartości dopuszczalne dla I, II i III grupy gruntów podane w Rozporządzeniu OZPZ.

US EPA, w odróżnieniu od Listy Holenderskiej, podaje wartości wskaźników ekologicznych dla poszczególnych chlorofenoli. Dla wielu chlorofenoli: (izomery 2-, 4-), dichlorofenoli (izomery 2,3-, 2,4-, 2,5-, 2,6-), trichlorofenoli (izomery 2,4,5- i 2,4,6-) oraz tetrachlorofenoli (izomery 2,3,4,6- i 2,3,5,6-) wyznaczony na podstawie bezkręgowców glebowych poziom screeningowy dla gleb jest zbliżony do zawartości dopuszczalnej dla I, II i III grupy gruntów określonej w Rozporządzeniu OZPZ. Znacznie wyższe wartości wskaźników ekologicznych dla gleb US EPA wyznaczyła dla 3-chlorofenolu, 2,3,4,5-tetrachlorofenolu i pentachlorofenolu, wielkości te są jednocześnie wyższe od zawartości dopuszczalnych dla IV grupy gruntów. Chloronaftalen nie posiada wskaźników ekologicznych określonych przez US EPA. W przypadku PCB zawartości dopuszczalne dla I, II i III grupy gruntów wskazane w Rozporządzeniu OZPZ są o rząd wielkości niższe od wartości wskaźnika ekologicznego dla bezkręgowców glebowych oraz wyższe o rząd wielkości od poziomu screeningowego dla gleb.

W przypadku pestycydów wyznaczono odrębne poziomy screeningowe dla gleb dla każdego związku. Ma to szczególne znaczenie w ocenie DDT i jego metabolitów, a wartości wskaźników

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

ekologicznych odzwierciedlają, że produkty przemian mogą być bardziej toksyczne od związku macierzystego. Dla bezkręgowców glebowych najbardziej toksyczny jest DDD, DDE, a najmniej DDT. Poziomy screeningowe dla gleb odpowiadają następującym zawartościom dopuszczalnym w Rozporządzeniu OZPZ:

- DDD dla gruntów grupy I,
- DDE dla gruntów grupy II,
- DDT dla gruntów grupy III.

W przypadku aldryny, dieldryny i endryny poziom screeningowy dla gleb jest zbliżony do zawartości dopuszczalnych dla II i III grupy gruntów oraz o rząd wielkości niższy od zawartości dopuszczalnych dla I grupy gruntów określonych w Rozporządzeniu OZPZ.

Poziom screeningowy dla gleb w odniesieniu do γ-HCH jest analogiczny do zawartości dopuszczalnej dla II grupy gruntów w Rozporządzeniu OZPZ. Natomiast zawartości dopuszczalne dla I grupy gruntów są aż o dwa rzędy wielkości bardziej restrykcyjne, a dla gruntów grupy II o rząd wielkości niższe od tej wielkości. Dla izomerów α- i β-HCH dopuszczalne zawartości dla II i III grupy gruntów są ustalone na poziomie o rząd wielkości niższym od poziomu screeningowego dla gleb. Jednocześnie dla I grupy gruntów dopuszczalne zawartości przewyższają poziom screeningowy o dwa rzędy wielkości.

Ustalone poziomy screeningowe w glebach dla carbarylu i carbofuranu są odpowiednio o dwa i rzędy wielkości niższe niż dopuszczalne zawartości dla II, III i IV grupy gruntów oraz odpowiednio o jeden i dwa rzędy wielkości dla gruntów grupy I w Rozporządzeniu OZPZ. US EPA nie podaje wartości wskaźników ekologicznych dla manebu. Dla atrazyny poziom screeningowy gleb jest niemal na tym samym poziomie, co dopuszczalne zawartości dla II, III i IV grupy gruntów podane w Rozporządzeniu OZPZ. Natomiast w przypadku gruntów grupy I zawartość dopuszczalna ustalona dla grupy I jest o rząd wielkości niższa.

Zastrzeżenia do ustalenia zbyt restrykcyjnych dopuszczalnych zawartości dla pestycydów, które przedstawiono w omówieniu odnoszącym się do Listy Holenderskiej mają także zastosowanie w niniejszej części opracowania. Wprowadzanie wartości zbyt restrykcyjnych na terenach, na których kontakt człowieka z powierzchniami odkrytymi jest ograniczony, nie jest uzasadnione.

Najważniejszym argumentem przemawiającym za niestosowaniem wartości niższych niż wynika to z oceny ryzyka zdrowotnego lub ekologicznego dla środków ochrony roślin są konsekwencje dla uznania powierzchni ziemi za zanieczyszczoną na terenach przeznaczonych pod produkcję rolniczą. Nie przemawiają za tym ani wyniki monitoringu gleb ornych, ani badania pozostałości pestycydów w żywności. Badania żywności i pasz stanowią dodatkowe zabezpieczenie zdrowia ludzi w sytuacji pobrania pestycydów przez rośliny i nie zachowania odpowiedniego okresu karencji po ich zastosowaniu. Podkreślić należy, że w przypadku większości pestycydów wymienionych na liście w rozporządzeniu nie są one obecnie stosowane i nie stanowią zagrożenia dla zdrowia konsumentów.

Spośród pozostałych zanieczyszczeń na liście w Rozporządzeniu OZPZ, US EPA nie ustaliła wskaźników ekologicznych dla tetrahydrofuranu, pirydyny tetrahyfrotiofenu i cyklohehsanu. Poziom screeningowy dla gleb wyznaczony dla fenolu jest prawie 8 krotnie wyższy od dopuszczalnej zawartości dla I i II grupy gruntów określonej w Rozporządzeniu OZPZ.

Na Liście Holenderskiej nie występuje cykloheksan. Na liście tej w grupie innych zanieczyszczeń ustalono wartość dopuszczalną i interwencyjną dla cykloheksanonu o numerze CAS 108-94-1, zapisany w rozporządzeniu CLP pod numerem indeksowym 606-010-00-7. Wykazuje on głównie

działanie toksyczne i jest łatwopalny. Jego wartość dopuszczalna w glebach wynosi 0,1 mg/kg, a interwencyjna 45 mg/kg.

Ustalony przez US EPA poziom screeningowy o-krezolu dla gleb jest dokładnie taki sam jak dopuszczalna zawartość dla I i II grupy gruntów podana w Rozporządzeniu OZPZ. Poziomy screeningowe dla m- i p-krezolu są co prawda niewiele niższe, co świadczy o ich mniejszej toksyczności w porównaniu z o-krezolem.

Spośród ftalanów wskazanych w Rozporządzeniu OZPZ tylko ftalanu diizobutylu US EPA nie wyznaczyła wskaźników ekologicznych. Dla ftalanu di-2-etyloheksylu oraz ftalanu dibutylu poziomy screeningowe dla gleb są o rząd wielkości niższe od dopuszczalnej zawartości dla I i II grupy gruntów ustalonej w Rozporządzeniu OZPZ. Natomiast poziom screeningowy dla ftalanu butylu-benzylu jest prawie sześciokrotnie krotnie wyższy od zawartości dopuszczalnej dla I i II grupy gruntów. Jednocześnie poziomy bezpieczne dla roślin wyznaczone dla ftalanu dietylu oraz ftalanu dibutylu, a także wartość wskaźnka dla ssaków w przypadku ftalanu dietylu, ftalanu butylu-benzylu i ftalanu dibutylu jest znacznie wyższa od dopuszczalnej zawartości określonej dla IV, a co za tym idzie także dla III grupy gruntów.

Podsumowując, wykonana analiza dopuszczalnych zawartości substancji powodujących ryzyko w związku z oceną zanieczyszczenia powierzchni ziemi oraz potencjalnym ryzykiem ekologicznym wskazuje, że należy zastanowić się nad ewentualną weryfikacją zarówno wartości podanych w Rozporządzeniu OZPZ, jak i samej listy substancji powodujących ryzyko.

3.2.3. Ocena ryzyka zdrowotnego

W niniejszym podrozdziale zaprezentowano porównanie dopuszczalnych zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie określonych na liście w załączniku nr 1 do Rozporządzenia OZPZ z poziomami określonymi na podstawie oceny ryzyka zdrowotnego. Metoda ta zostanie krótko omówiona w podrozdziale 3.6. W tym miejscu należy wyjaśnić, że do oszacowania poziomów podanych w tabeli nr 2.3 w załączniku nr 2 do niniejszego opracowania przyjęto wyjściowo zawartości substancji podane w ww. rozporządzeniu dla poszczególnych grup i podgrup gruntów, co oddaje sposób zagospodarowania terenu. W ocenie ryzyka zdrowotnego uwzględniano następujące przeznaczenia terenu potencjalnie wskazane w miejscowych planach zagospodarowania przestrzennego, uwzględniając oznaczenia określone w przepisach wydanych na podstawie art. 16 ust. 2 Ustawy MPZP, związane z miejscami środowiskowego narażenia człowieka:

I grupa gruntów:
- tereny zabudowy mieszkaniowej jednorodzinnej, oznaczone symbolem MN,
- tereny zabudowy mieszkaniowej wielorodzinnej, oznaczone symbolem MW,
- tereny zabudowy zagrodowej w gospodarstwach rolnych, hodowlanych i ogrodniczych, oznaczone symbolem RM,

II grupa gruntów:
- tereny ogrodów działkowych, oznaczone symbolem ZD;

III grupa gruntów:
- lasy, oznaczone symbolem ZL,

IV grupa gruntów:
- tereny obiektów produkcyjnych, składów i magazynów, oznaczone symbolem P.

Typowe tereny rolnicze, oznaczone symbolem „R” nie zostały objęte oceną ryzyka zdrowotnego. Przyjęto założenie, że współcześnie produkcja rolnicza odbywa się raczej w oparciu

o wykorzystanie sprzętu rolniczego, niejednokrotnie bardzo wysokiej klasy, posiadającego klimatyzowane kabiny dla obsługującego. Narażenie na bezpośredni kontakt z glebą nie jest tak duże jak dawniej. Dodatkowo produkowanie żywności i pasz podlega dodatkowej kontroli. Jeśli w jakimś przypadku zastosowanie oceny ryzyka zdrowotnego do oceny znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi na tych terenach będzie zasadne, należy ją zastosować.

W celu wyznaczenia wartości podanych w tabeli nr 2.3 załącznika nr 2 do opracowania przyjęto określone parametry narażenia oraz pewne uśrednione wartości odnoszące się do gleb w Polsce. Jako niezmiernie istotne parametry narażenia należy wskazać m.in. czas kontaktu z zanieczyszczoną glebą, czy średnią masę ciała osób narażonych. W związku z tym wyznaczone wartości należy traktować orientacyjnie. Ostateczne wielkości ryzyka zdrowotnego oraz oszacowane na ich podstawie poziomy remediacyjne, przyjęte jako bezpieczna i dopuszczalna zawartość substancji w glebie będą zależne od konkretnej sytuacji lokalnej.

W analizie ustalonych poziomów remediacyjnych na szczególną uwagę zwraca zbieżność wartości dla terenów mieszkaniowych z wykorzystywanymi jako tereny ogrodów działkowych oraz wartości dla terenów leśnych (wykorzystywanych w celach rekreacyjnych) z terenami przemysłowymi.

Podane wartości należy rozumieć w taki sposób, że przy danym wykorzystaniu terenu oraz występowaniu jednego zanieczyszczenia na poziomie nie wyższym niż wskazany w tabeli nie wystąpią negatywne skutki zdrowotne. Oznacza to, że ocena sytuacji miejscowej powinna zostać powierzona odpowiedniemu i kompetentnemu ekspertowi, który oceni jak wzajemnie wpływają na siebie zanieczyszczenia obecne nadanym terenie. Do kompleksowej oceny niezbędna jest także wiedza na temat właściwości gleby, co szczegółowo omówiono w pierwszej części ekspertyzy pt.: „Analiza informacji niezbędnych do dokonywania oceny występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska w przypadku stwierdzenia przekroczenia dopuszczalnych zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie, ziemi lub wodach gruntowych”, a najważniejsze informacje zebrano w podrozdziale 3.4 niniejszego opracowania.

Dopuszczalna zawartość arsenu w glebach wszystkich grup gruntów jest wielokrotnie mniejsza od podanej w Rozporządzeniu OZPZ, co wynika z przypisania arsenowi właściwości rakotwórczych przez US EPA. Podane wielkości udowadniają, jak bardzo podejście do danej substancji i jej zaklasyfikowanie do związków rakotwórczych może wpływać na możliwość wykorzystania oszacowanej dopuszczalnej zawartości zanieczyszczenia w glebie, której konsekwencjami jest obowiązek remediacji terenu.

Chrom stanowi z kolei przykład pierwiastka, na którego ustalenie zawartości dopuszczalnej może mieć wpływ jego forma chemiczna, a właściwie jego wartościowość. W czasie wyznaczania dopuszczalnej zawartości wzięto bowiem pod uwagę chrom (VI), z uwagi na jego właściwości toksyczne, w tym rakotwórcze. Takie podejście spowodowało ustalenie dopuszczalnej zawartości w glebie na o wiele niższym poziomie niż określony w Rozporządzeniu OZPZ dla wszystkich grup gruntów.

Oszacowane poziomy baru i ołowiu w glebach poszczególnych grup gruntów są zasadniczo zbliżone do podawanych w Rozporządzeniu OZPZ, za wyjątkiem terenów przemysłowych, na którym wyliczona zawartość dopuszczalna mogłaby być około dwukrotnie wyższa.

Kolejną grupę metali stanowią cyna, cynk, miedź i molibden, dla których ustalone w wyniku oceny ryzyka zdrowotnego dopuszczalne zawartości metali w powierzchniowej warstwie gleby są wyższe od ustalonych w Rozporządzeniu OZPZ. Tak wysokie zawartości wynikają z mniejszej

szkodliwości dla człowieka oraz z tego, że cynk, miedź i molibden są pierwiastkami niezbędnymi dla życia człowieka. Należy także podkreślić, że pierwiastkowa cyna nie znajduje się na Liście Holenderskiej, a US EPA nie określiła poziomów screeningowych ani dla bezkręgowców glebowych, ani dla ssaków.

W następnej grupie metali znalazły się kadm, kobalt, nikiel i rtęć, dla których dopuszczalne zawartości metali w powierzchniowej warstwie gleby oszacowane z wykorzystaniem oceny ryzyka zdrowotnego są niższe od ustalonych w Rozporządzeniu OZPZ. O ile poziomy kadmu nie różnią się istotnie, to w przypadku pozostałych metali różnice są kilkukrotne. Ma to szczególne znaczenie w ocenie terenów mieszkaniowych oraz przemysłowych.

W przypadku cyjanków dopuszczalne zawartości w powierzchniowej warstwie gleby wyznaczone w oparciu o wyniki oceny ryzyka zdrowotnego są o około rząd wielkości wyższe od ustalonych w Rozporządzeniu OZPZ. Dla cyjanków kompleksowych wartość ustalona dla terenów przemysłowych jest nadal niższa od wielkości interwencyjnej podawanej na Liście Holenderskiej. US EPA nie określiła poziomów screeningowych dla cyjanków kompleksowych.

W odniesieniu do węglowodorów dokonano ustalenia dopuszczalnych zawartości w glebie dla poszczególnych frakcji TPH. Wyznaczone na podstawie oceny ryzyka zdrowotnego dopuszczalne zawartości w powierzchniowej warstwie gleby węglowodorów aromatycznych opisanych w Rozporządzeniu OZPZ jako suma węglowodorów C6-C12 – składniki frakcji benzyny są generalnie wyższe od wskazanych w rozporządzeniu. Jedynie zawartość dla frakcji aromatycznej lekkiej dla terenów przemysłowych jest zbieżna z zawartością określoną w Rozporządzeniu OZPZ. Z kolei w odniesieniu do węglowodorów alifatycznych należy zastosować podejście oparte na porównaniu tych zanieczyszczeń ze stężeniem saturacyjnym, co odpowiednio oznaczono w tabeli nr 2.3 w załączniku nr 2 do niniejszego opracowania. Z samej oceny ryzyka zdrowotnego wynika, że nawet wyższe zawartości nie powodują negatywnych skutków dla zdrowia, jednak w tej sytuacji w środowisku występuje produkt wolny wymagający usunięcia. Szczególną uwagę zwraca fakt, że stężenia te są wielokrotnie niższe od określonych w Rozporządzeniu OZPZ.

W przypadku węglowodorów aromatycznych benzenu i etylobenzenu ustalone dopuszczalne zawartości w glebie są znacznie niższe niż określone w Rozporządzeniu OZPZ dla gruntów grupy I, II i IV, a wyższe dla grupy III. Zarówno dla benzenu, jak i etylobenzenu przy ustalaniu zawartości dopuszczalnej wykorzystano wyniki rakotwórczego ryzyka zdrowotnego. O ile zgodnie z Rozporządzeniem CLP benzen zakwalifikowany jest jako kancerogen kategorii 1A, to etylobenzen nie został uznany za taką substancję. Dla pozostałych węglowodorów aromatycznych toluenu, ksylenu i styrenu, właściwe było podanie stężeń saturacyjnych w miejsce poziomów remediacyjnych, co odpowiednio odznaczono w tabeli nr 2.3 w załączniku nr 2 do niniejszego opracowania. Podobnie jak to opisano w odniesieniu do frakcji węglowodorów alifatycznych, nawet wyższe zawartości toluenu, ksylenu i styrenu w glebach nie powodują negatywnych skutków dla zdrowia, jednak występujący w środowisku produkt wolny wymaga usunięcia. Podane stężenia saturacyjne są wielokrotnie wyższe od określonych w Rozporządzeniu OZPZ, a także poziomów interwencyjnych ustalonych na Liście Holenderskiej.

Dla dwóch spośród wymienionych na liście w Rozporządzeniu OZPZ WWA: benzo(a)pirenu i dibenzo(a,h)antracenu poziomy zawartości dopuszczalnej dla I i II grupy gruntów oszacowane w oparciu o ocenę ryzyka zdrowotnego są na zbliżonym poziomie (0,7 vs 0,1 mg/kg). Jednak dla terenów przemysłowych oszacowane w ten sposób zawartości dopuszczalne są znacznie niższe od wartości podawanych dla grupy IV. W odniesieniu do czterech WWA: naftalenu, benzo(a)antracenu, benzo(b)fluorantenu i indeno(1,2,3-c,d)pirenu poziomy dopuszczalne

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

wyznaczone dla terenów uprzemysłowionych w oparciu o ocenę ryzyka zdrowotnego są zbliżone do zawartości prezentowanych w Rozporządzeniu OZPZ. Określone, znacznie wyższe poziomy dla benzo(k)fluorantenu, chryzenu, świadczą o mniejszej sile kancerogennej tych WWA. Znacznie odbiegająca od pozostałych WWA ustalona dopuszczalna zawartość antracenu, wynika z tego, że ten WWA posiada wyłącznie właściwości toksyczne. Oznaczona w tabeli wielkość <100000 mg/kg zgodnie z metodyką US EPA jest uważana za tzw. poziom pułapowy (<10%), przekroczenie tej zawartości dla jakiegokolwiek zanieczyszczenia kwalifikuje glebę i ziemię jako odpad.

Zwraca uwagę fakt, że zaprezentowane poziomy węglowodorów alifatycznych chlorowanych określone na podstawie oceny ryzyka zdrowotnego dla I i II grupy gruntów są dla większości związków: trichlorometanu, tetrachlorometanu, 1,2-dichloroetanu i 1,1,2,2-tetrachloroetanu o rząd wielkości wyższe od określonych w Rozporządzeniu OZPZ, przy czym dla terenów grupy IV poziomy dopuszczalne są niższe niż podawane w Rozporządzeniu OZPZ. Dla dwóch węglowodorów alifatycznych chlorowanych 1,1,2-trichloroetanu i trichloroetenu poziomy wyznaczone dla grup I i II są co prawda wyższe od ustalonych w Rozporządzeniu OZPZ, jednak dla gruntów grupy IV są podobne. Na uwagę zasługują dichlorometan i tetrachloroeten, których zawartości są wyższe dla wszystkich grup gruntów i znacznie różnią się od pozostałych chlorowanych węglowodorów alifatycznych. Rozporządzeniu OZPZ nie precyzuje, który izomer dichloroetenu: cis, czy trans ma podlegać ocenie w ramach zanieczyszczenia powierzchni ziemi, czy też obydwie formy. Uzyskane dopuszczalne zawartości w glebie na podstawie oceny ryzyka zdrowotnego pokazują, że formy te znacząco różnią się toksycznością.

Wśród chlorobenzenów można wyodrębnić trzy grupy ze względu na zawartości dopuszczalne ustalone w oparciu o ocenę ryzyka zdrowotnego. W pierwszej znalazły się chlorobenzen (monochlorobenzen) i 1,2-dichlorobenzen, których zawartości znacznie przekraczają poziomy określone w Rozporządzeniu OZPZ, a dodatkowo w miejsce zastosowania oszacowanych wartości należało przytoczyć wielkość stężenia saturacyjnego, co jak komentowano wcześniej świadczy o mniejszej toksyczności tych substancji. Grupa druga obejmuje: 1,4-dichlorobenzen; 1,2,3-trichlorobenzen; 1,2,4-trichlorobenzen; 1,2,4,5-tetrachlorobenzen i pentachlorobenzen. Oszacowane dopuszczalne zawartości w glebie odbiegają od ustalonych w rozporządzeniu, za wyjątkiem 1,4-dichlorobenzenu dla grupy IV. Oddzielnego omówienia wymaga heksachlorobenzen, dla którego poziomy wyznaczone dla grup I, II i III są o rząd wielkości wyższe od ustalonych w Rozporządzeniu OZPZ, lecz dla gruntów grupy IV są zdecydowanie niższe.

Chlorofenole także można podzielić na trzy grupy, których zawartości dopuszczalnych substancji powodujących ryzyko wyznaczone na podstawie oceny ryzyka zdrowotnego odróżniają się od podanych w Rozporządzeniu OZPZ. Pierwsza grupa zawiera: 2,4,6-trichlorofenol; 2-hlorofenol i 2,4-dichlorofenol, a ich oszacowane dopuszczalne zawartości w glebie wielokrotnie przewyższają wielkości ustalone w rozporządzeniu. Grupa druga chlorofenoli to: 2,3,4,6-tetrachlorofenol; 2,4,5-trichlorofenol i chloronaftalen, których wyznaczone zawartości znacznie przekraczają poziomy określone w Rozporządzeniu OZPZ. Ponadto przekroczenie oznaczonej w tabeli wielkości <100000 mg/kg dla 2,4,5-trichlorofenolu na gruntach grupy IV kwalifikuje glebę i ziemię jako odpad. W ostatniej grupie znajdują się pentachlorofenol oraz PCB. Ustalone dla nich poziomy dopuszczalne oszacowane dla grup I, II i III są o rząd wielkości wyższe od ustalonych w Rozporządzeniu OZPZ, lecz dla gruntów grupy IV są o rząd wielkości niższe.

Podobnie w grupie pestycydów chloroorganicznych można wydzielić trzy grupy związków. Nie odpowiadają one jednak budowie chemicznej tych pestycydów. W pierwszej grupie znalazły się endryna, DDD i DDT, dla których wyznaczone dopuszczalne zawartości w glebie dla wszystkich

grup gruntów najbardziej odbiegały od wielkości podanych w Rozporządzeniu OZPZ. Przy czym rozbieżności te nie są aż tak znaczące jak w przypadku omawianych powyżej substancji. Druga grupa obejmuje: DDE, β-HCH, γ-HCH i α-HCH, dla których poziomy dopuszczalne oszacowane dla II grupy gruntów są o rząd wielkości wyższe od ustalonych w Rozporządzeniu OZPZ, a dla gruntów grupy IV są o rząd lub dwa rzędy wielkości niższe. Z kolei w grupie trzeciej znalazły się aldryna i dieldryna, o których można powiedzieć, że oszacowane na podstawie ryzyka zdrowotnego dopuszczalne zawartości w glebie pokrywają się z określonymi w Rozporządzeniu OZPZ.

W przypadku wszystkich pestycydów niechlorowanych poziomy dopuszczalne w glebie, które wynikają z oceny ryzyka zdrowotnego znacznie odbiegają od wartości określonych w Rozporządzeniu OZPZ, na co wpływa mniejsza szkodliwość tych związków w odniesieniu do ludzi. Najniższe zawartości spośród tych związków dla wszystkich grup gruntów określono dla atrazyny, a najwyższe dla carbarylu, którego przekroczenie oznaczonej w tabeli zawartości na poziomie <100000 mg/kg na gruntach grupy IV kwalifikuje glebę i ziemię jako odpad.

W odniesieniu do pozostałych zanieczyszczeń dopuszczalne zawartości w powierzchniowej warstwie gleby wyznaczone w oparciu o wyniki oceny ryzyka zdrowotnego są znacznie wyższe od wartości ustalonych w Rozporządzeniu OZPZ. Dla tetrahydrotiofenu oraz ftalanu diizobutylu nie zostały ustalone dawki toksyczne, które umożliwiały ustalenie poziomu remediacyjnego.

W czasie porównywania zawartości dopuszczalnych określonych w Rozporządzeniu OZPZ z poziomami określonymi na podstawie oceny ryzyka zdrowotnego zauważono, że w odniesieniu do większości grup związków istnieje znaczna zbieżność dla przynajmniej jednej substancji o obrębie danej grupy. Nie dotyczy to wszystkich grup gruntów, a zazwyczaj grupy I, II lub IV. Często dla danej substancji w obrębie grupy zawartości ustalone w oparciu o metodę ryzyka zdrowotnego odpowiadają więcej niż jednej grupie gruntów w Rozporządzeniu OZPZ. Poniżej przedstawiono krótkie podsumowanie dla każdej z tych grup:

- metale: ołów i kadm;
- węglowodory aromatyczne: benzen;
- WWA: dibenzo(a,h)antracen i benzo(a)piren;
- węglowodory alifatyczne chlorowane: trichlorometan, tetrachlorometan, 1,2-dichloroetan i 1,1,2,2-tetrachloroetan;
- chlorobenzeny: heksachlorobenzen;
- chlorofenole: pentachlorofenol i PCB;
- pestycydy chloroorganiczne: aldryna i dieldryna.

Większość wartości podanych w Rozporządzeniu OZPZ nie jest zbyt zróżnicowana w obrębie danej grupy, za wyjątkiem metali. Ustalone w Rozporządzeniu OZPZ dopuszczalne zawartości substancji powodujących ryzyko są zbliżone do najlepiej poznanych i zbadanych przedstawicieli w danej grupie, dla których jest najwięcej dowodów działania toksycznego, w tym także na człowieka.

Wydaje się, że nawet dla wymienionych powyżej przykładowych substancji w danej grupie zanieczyszczeń poziomy wyznaczone jako dopuszczalne w Rozporządzeniu OZPZ, zwłaszcza dla terenów znajdujących się na gruntach grupy I i II można traktować nawet jak interwencyjne. Dla pozostałych substancji z danej grupy, przekroczenie tej wartości można traktować jako poziom screeningowy. Przekroczenie tego poziomu należy rozpatrywać jako kryterium uzasadniające konieczność przeprowadzenia badań szczegółowych, o których mowa w etapie piątym identyfikacji terenu zanieczyszczonego - § 10 Rozporządzenia OZPZ.

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

Jednocześnie można rozważyć możliwość częściowego zliberalizowania dopuszczalnych zawartości substancji powodujących ryzyko, gdyż przy obecnych poziomach w środowisku nie muszą występować zagrożenia dla zdrowia ludzi czy stanu środowiska. Takie podejście pozwoliłoby na znaczne uproszczenie podejścia do oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi przy jednoczesnym zachowaniu bezpieczeństwa bytowania człowieka w środowisku.

3.3. Określenie warunków wykonywania i wykorzystywania wyników badań biodostępności

W opracowaniu wykonanym w I etapie pt.: „Analiza informacji niezbędnych do dokonywania oceny występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska w przypadku stwierdzenia przekroczenia dopuszczalnych zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie, ziemi lub wodach gruntowych" przedstawiono najważniejsze zalety wykonywania testów biodostępności dla metali, a także WWA. Przegląd metod oceny biologicznie dostępnych form zanieczyszczeń (biodostępności) w glebie, w tym wykorzystania normy PN-EN ISO 17402:2011, Jakość gleby – Wymagania oraz zasady wyboru i stosowania metod oceny biodostępności zanieczyszczeń w glebie i materiałach glebowych został zaprezentowany w podrozdziale 6.2.

Zaletą metod prezentowanych we wspomnianej normie jest to, że jej stosowanie nie ogranicza się wyłącznie do zanieczyszczeń nieorganicznych, a za pomocą przykładowo testu wymywania (*leaching test*) można otrzymać informacje także o obecności związków organicznych. W literaturze najwięcej badań poświęconych jest biodostępności metali, jednak dobranie właściwej metody oceny biodostępności powinno zależeć od eksperta wykonującego ocenę znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi i stanu środowiska.

Ocena biodostępności zanieczyszczeń może być szczególnie przydatna:

- w miejscach bytowania człowieka zanieczyszczonych głównie przez metale,
- na terenach użytkowanych rolniczo zanieczyszczonych przez metale, lub zanieczyszczenia organiczne – WWA,
- na terenach przemysłowych, zwłaszcza gdy narażenie może odnosić się do metali.

Priorytetem w wykonywaniu badań biodostępności powinny być sytuacje, w których przekroczenia zawartości dopuszczalnej w oparciu o zawartość całkowitą mogą być wskazaniem do remediacji terenu, natomiast z badań biodostępności może wynikać brak konieczności podejmowania takich działań.

Wyniki biodostępności mogą niejednokrotnie wskazywać na znacząco mniejszą dostępność i biologiczną przyswajalność ocenianych zanieczyszczeń. W wyniku takiej oceny otrzymuje się znacznie mniejsze pobieranie zanieczyszczenia przez rośliny, czy zwierzęta glebowe oraz analogicznie człowieka (w przypadku badań symulujących wchłanianie z przewodu pokarmowego).

Skutkiem przeprowadzenia ścieżki dowodowej obejmującej potencjalną dostępność dla organizmów żyjących w środowisku oraz człowieka, może być:

- pozostawienie dotychczasowego sposobu zagospodarowania terenu, przy dalszym monitorowaniu poziomu zanieczyszczenia wraz z biodostępnością;
- wskazanie do naturalnej atenuacji terenu, przy dalszym monitorowaniu poziomu zanieczyszczenia wraz z biodostępnością;
- ewentualnej zmiany użytkowania terenu, przy pozostawieniu jego dotychczasowego sposobu zagospodarowania (zmiana funkcji);
- wnioskowanie o zmianę sposobu zagospodarowania terenu, w przypadkach skrajnych.

Wyniki badań biodostępności powinny zostać uwzględnione w ocenie znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi z wykorzystaniem oceny ryzyka zdrowotnego oraz w ocenie znaczącego wpływu na stan środowiska, w której przydatne będą wyniki testów ekotoksyczności. Najczęściej wykorzystywane są wyniki badań biodostępności *in vitro*, które symulują warunki rozpuszczalności w warunkach fizjologicznych i odpowiadają tej części zanieczyszczenia, które w wyniku pobrania do organizmu jest wchłaniane i rozprowadzane z płynami ustrojowymi do narządów docelowych i tkanek. Sposób wykorzystania wyników biodostępności do oceny ryzyka zdrowotnego zostanie wskazany w części 3.6 niniejszego opracowania.

3.4. Określenie niezbędnych informacji o terenie zanieczyszczonym, na którym stwierdzono przekroczenie dopuszczalnych zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie lub w ziemi

Dla terenu, gdzie stwierdzono występowanie zanieczyszczeń gleby i ziemi istnieje także ryzyko występowania tych samych lub podobnych substancji (np. prekursorów lub pochodnych rozpadu) w innych mediach środowiska, tj. w wodach i w powietrzu gruntowym. Warto zatem przyjrzeć się, czy wykonane badania stanowią wystarczający materiał do przygotowania planu remediacji i czy zaprojektowane działania remediacyjne w wystarczający sposób ograniczą lub wyeliminują migrację zanieczyszczeń. Temu celowi służy najpierw analiza rozmaitych dróg, którymi w środowisku gruntowo wodnym mogą przemieszczać się substancje powodujące ryzyko w glebie lub w ziemi. Następnie omówione zostaną te parametry gleby i ziemi, których badanie może wnieść nowe informacje w kwestii optymalnego wyboru sposobu remediacji lub doprowadzić do zaniechania remediacji, jeśli istniejący poziom zanieczyszczenia, mimo przekraczania dopuszczalnych zawartości określonych w załączniku nr 1 do Rozporządzenia OZPZ, umożliwi stwierdzenie braku znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska na podstawie oceny ryzyka zdrowotnego lub ekologicznego.

Analiza dróg migracji

Drogi migracji to sposoby przemieszczania się różnych substancji, w tym substancji powodujących ryzyko szczególnie istotnych dla ochrony powierzchni ziemi, wraz z podstawowymi mediami, jakie występują w środowisku gruntowo-wodnym. Warto zaznaczyć, że mówiąc o środowisku gruntowym bierze się pod uwagę także medium gazowe, tj. powietrze gruntowe.

Powietrze gruntowe

Z powietrzem gruntowym, które wypełnia pory gruntu (gleby i ziemi) w strefie nienasyconej, czyli w strefie aeracji mogą przemieszczać się substancje gazowe (gazy organiczne i nieorganiczne), a także łatwo parujące ciecze. W trakcie migracji i przebywania w porach gruntu niektóre składniki powietrza gruntowego mogą ulegać sorpcji w sprzyjających warunkach, np. gazy organiczne mogą zatrzymywać się na cząsteczkach węgla organicznego zawartego w warstwie glebowej. Na skutek specyficznego oddziaływania szkieletu mineralnego i jego pojemności cieplnej zgromadzone w przestrzeniach porowych gazy mogą ulegać kondensacji i w różnym tempie przenikać do powietrza atmosferycznego. Istotnymi cechami tej drogi migrowania zanieczyszczeń lotnych są: równomierna dyfuzja materii we wszystkich kierunkach, stosunkowo największa szybkość migracji oraz łatwość w pokonywaniu wielu barier i ograniczeń (fundamenty, niektóre izolacje). Medium to może migrować najszybciej, wykorzystując także sztuczne kanały infrastruktury podziemnej i zluźnienia gruntu w wykopach wykonywanych przy tworzeniu takiej infrastruktury.

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

Wody

Z wodą migruje najszersze spektrum substancji, także substancji powodujących ryzyko. Wynika to z dwóch powodów: woda jest dobrym rozpuszczalnikiem większości substancji oraz jej gęstość jest wystarczająca, by transportować zarówno gazy, jak też mikrocząsteczki stałe (np. tworzące zawiesinę). Migracja wód to: spływ wód opadowych i roztopowych (tzw. ablacja), przepływ z wodami powierzchniowymi (cieki i zbiorniki wodne) oraz przepływ z wodami podziemnymi (których częścią są wody gruntowe). Wody opadowe i roztopowe są to najczęściej wody o charakterze agresywnym i skutecznie rozpuszczają szerokie spektrum substancji, mobilizując w ten sposób wiele zanieczyszczeń. Zjawiska te występują okresowo, jednak także w miejscach zastoju, wsiąkania i parowania mogą tworzyć wtórne ogniska zanieczyszczenia, gdy naniosą i pozostawią zawiesiny zawierające szkodliwe substancje.

Migracja zanieczyszczeń w wodach powierzchniowych to głównie skutek drenowania wód z ablacji, kontaktu hydraulicznego z zanieczyszczonymi wodami podziemnymi, wymywania zanieczyszczeń z brzegów i dna cieków, ale głównie skutek zrzutu ścieków. Wyróżniającymi cechami tej drogi migracji są jej szybkość, ale też linearny, zwarty charakter (cieki) oraz możliwość degradacji niesionych zanieczyszczeń na skutek oddziaływania światła (fotodegradacja), tlenu (oksydacja) oraz organizmów żyjących w tym środowisku (biodegradacja). W środowisku wód płynących lub stojących może też dochodzić do wytrącania substancji powodujących ryzyko i powstawania zanieczyszczonych osadów dennych. Badanie chemizmu i lokalizacji takich osadów może być często pomocne w ustaleniu źródła zanieczyszczeń i sprawcy.

Migracja zanieczyszczeń z wodami podziemnymi stanowi jeden z najpoważniejszych problemów w ochronie środowiska, głównie z racji ograniczonej możliwości badania i obserwacji tego medium, jego niewielkich możliwości samooczyszczania oraz faktu częstego wykorzystywania jako zasobu wody pitnej. Z tego powodu, przy braku dostatecznej ilości punktów obserwacyjnych, stosowane jest np. modelowanie hydrogeologiczne, co zostało szeroko omówione we wstępnej części opracowania. Wody podziemne, występując w kontakcie z warstwami gleby i jej podłoża, są określane mianem wód gruntowych i to one najczęściej ulegają kontaminacji, kontaktując się z ogniskami zanieczyszczenia lub przyjmując przenikające z powierzchni wody opadowe i odcieki. Transport zanieczyszczeń w tym medium nie odbywa się tak szybko, jak w wodach powierzchniowych (z wyjątkiem specyficznych wód krasowych), ale ograniczona zdolność do samooczyszczania (brak światła, niedostatek tlenu, niewielka ilość mikroorganizmów) powoduje, że zanieczyszczenia mogą być przenoszone na znaczne odległości. Ważną cechą tego medium jest jednak możliwość oczyszczania się poprzez filtrację i sorpcję przy przesączaniu się przez większość rodzajów osadów. Stosunkowo stała i dość niska temperatura tych wód oraz ciśnienie słupa wody sprzyjają przenoszeniu substancji lotnych. Ograniczony często dostęp tlenu powoduje, że w tym środowisku zachodzą także procesy biodegradacji beztlenowej, co umożliwia powolną, ale stopniową eliminację niektórych rodzajów zanieczyszczeń.

Wspomniane już wody gruntowe mogą w specyficznych warunkach (szczególny rodzaj osadów) przybierać postać wód kapilarnych (tworzonych też z udziałem wód opadowych) i tym samym prowadzić wymianę pionową zanieczyszczeń w kierunkach góra-dół i odwrotnie, nawet w strefie nienasyconej. Natomiast na skutek wahań poziomu wód podziemnych w mobilizowaniu szeregu substancji, istotnego znaczenia mogą nabierać procesy okresowego utleniania i redukcji.

Media stałe

W medium stałym, do którego należą wszelkie osady, w tym grunty (gleba i ziemia, a także nasypy antropogeniczne) procesy transportu zanieczyszczeń zachodzą powoli, a tylko sporadycznie nieco szybciej (jest możliwa migracji osadów dennych oraz występowanie spływów błotnych i różnorodnych osuwisk). Część ruchów masowych jest generowana przez człowieka (np. na skutek wylesianie zboczy), część wynika z przyczyn naturalnych (np. erozji bocznej rzek, wstrząsów tektonicznych) Głównym czynnikiem wymiany zanieczyszczeń może być dyfuzja jonowa. Zjawisko to zachodzi powoli i tylko w niewielkiej strefie kontaktu cząstek i szkieletu mineralnego gruntu. Nie funkcjonuje ona jednak w osadach zanieczyszczonych substancjami nie ulegającymi rozpadowi na jony, często substancjami hydrofobowymi. Pewną rolę w migracji tą drogą mogą odgrywać zmiany gęstościowe gruntu (pełzanie, pogrązy) i przenoszenie cząstek gruntu z wiatrem (pylenie). Gleba i ziemia stanowią podstawę większości wytworów działalności budowlanej człowieka i tym samym na skutek opisanej, bardzo ograniczonej migracji masy, grunt staje się magazynem większości ognisk zanieczyszczeń pierwotnych i wtórnych, skutków działań człowieka. Do medium stałego można zaliczyć też rzadkie i specyficzne przypadki przenoszenia zanieczyszczeń przez rośliny i zwierzęta. Dochodzi do tego zwykle na skutek rozwoju tych organizmów w zanieczyszczonych środowisku, przy czym istotną rolę odgrywają procesy bioakumulacji zanieczyszczeń w tkankach.

W Polsce około 75 % powierzchni zajmują gleby należące do gleb brunatnoziemnych, płowoziemnych lub bielicoziemnych (SGP, 2011, GUS, 2017), z czego każdy z tych typów zajmuje po około 25% (Mocek 2011). Występują one na nizinach lub wyżynach, które łącznie zajmują około 97% powierzchni Polski (GUS 2017). Są to gleby wytworzone z różnych materiałów macierzystych, głównie skał osadowych pochodzenia polodowcowego: glin lub piasków zwałowych, piasków eolicznych, lessów oraz wytworzone w różnych warunkach klimatu, zmieniającego się w okresie holocenu, i wytworzonych pod różną roślinnością: lasów mieszanych, borów, stepów. W efekcie pedogenezy na większości obszaru Polski powstały gleby różniące się: składem granulometrycznym (od piasków luźnych do glin ciężkich lub pyłów), zawartością materii organicznej i składem związków próchnicznych (humin, kwasów huminowych, kwasów fulwowych) i odczynem (od bardzo kwaśnego do alkalicznego). Gleby te występują w różnych formach użytkowania terenu: lasy lub grunty rolne. Ponadto gleby te cechują się różnym reżimem wodnym. Trudno jest zatem określić typową glebę dla Polski i podać jej uśrednione wartości, co do właściwości chemicznych, fizycznych lub biologicznych. Z tego powodu, każdy teren wymaga odrębnej charakterystyki gleb i warunków fizjograficznych, a także opisu funkcji gleby.

Warunki fizjograficzne

W badaniach terenowych, w zależności od ukierunkowania badań np. geologicznych, gleboznawczych, geograficznych, wymagana jest różna szczegółowość charakteryzowania elementów środowiska przyrodniczego. W poszczególnych kierunkach badawczych występują różne opisy warunków terenowych. W procedurze proponowane jest wprowadzenie tych informacji o terenie, które mają wpływ na ocenę dróg migracji i na zachowanie się zanieczyszczeń w środowisku (np. kumulowanie, migracja, degradacja). Należą do nich właściwości fizyczne i chemiczne gleby lub ziemi oraz uwarunkowania środowiska, czyli warunki fizjograficzne terenu (rzeźba terenu, podłoże geologiczne, uwarunkowania hydrologiczne i hydrogeologiczne). Są to czynniki, które decydują o retencji i ruchu wody w obrębie profilu glebowego, kształtują warunki spływów powierzchniowych, śródpokrywowych, a także warunki filtracji i infiltracji w warstwach pokrywy glebowej i podłoża geologicznego.

Wśród ważnych informacji o środowisku, w jakim występuje gleba lub ziemia (albo tylko warstwa gruntu), należałoby opisać: ilość miejsc, w których wykonywane są badania lub pobór próbek do analiz, współrzędne geograficzne i rzędne terenu, lokalizacja według podziału administracyjnego, forma rzeźby terenu, nachylenie/spadek terenu, wystawa (ekspozycja) stoku, pokrycie powierzchni wychodniami skał, odłamkami skalnymi lub warstwami antropogenicznymi, materiał macierzysty (podłoże geologiczne), przejawy erozji i powierzchniowe ruchy masowe, wysokość poziomu wody gruntowej, sposób użytkowania / zagospodarowania terenu, informacje o pokrywie glebowej – wyciąg z mapy glebowo-rolniczej lub wykonanie klasyfikacji gleb na miejscu, pokrycie roślinnością (rodzaj szaty roślinnej).

Do szczegółowego scharakteryzowania wymienionych powyżej elementów środowiska można wykorzystać opracowany przewodnik do opisu gleby (PTG 2017) zatwierdzony przez Polskie Towarzystwo Gleboznawcze i dostępny nieodpłatnie na stronie Towarzystwa (http://ptg.sggw.pl). Należy nadmienić, że prawidłowe użycie i wykorzystanie tego przewodnika, wymaga elementarnej wiedzy z zakresu geografii (na poziomie studiów wyższych). Niezbędna jest znajomość rozróżniania głównych utworów geologicznych, głównych typów gleb polskich, rozróżniania typów rzeźby terenu).

W opisie terenu wskazana byłaby wiedza i umiejętności oceniania warunków glebowych na podstawie głównych gatunków roślin występujących na analizowanym terenie oraz umiejętność rozpoznania cennych przyrodniczo gatunków roślin. Taka wiedza wpisuje się w zakres ekopodelogii, która zajmuje się opisaniem zależności, powiązań pomiędzy siedliskiem a biocenozą za szczególnym uwzględnieniem relacji pomiędzy florą i właściwościami gleby. Badania ekopedologiczne prowadzone są w celu poznania roli gleby w kształtowaniu bioróżnorodności i wzajemnych relacji pomiędzy organizmami i ich zbiorowiskami a właściwościami gleb. Dobrym przykładem badań ekopedologicznych są mapy glebowo-siedliskowe funkcjonujące w leśnictwie.

Informacje o glebie lub ziemi

W naukach o glebie na przestrzeni lat rozwinęła się metodologia opisu profilu glebowego i jego właściwości: morfologicznych, chemicznych i fizycznych badanych metodami terenowymi lub laboratoryjnymi. Głównym celem było opracowanie jednolitego opisu gleb obowiązującego w Polsce. Obecnie stosowany jest standardowy opis gleby, stosowany powszechnie w klasyfikacji gleb i gruntów z godnie z Rozporządzeniem w sprawie gleboznawczej klasyfikacji gruntów. Opis profilu glebowego został rozbudowany w środowisku gleboznawców (PTG, 2017) i dostosowany do stale rozwijającej się Systematyki gleb Polski (SGP, 2011). Znaczną część tego opisu można wykorzystać przy opisie terenu, na którym stwierdzono przekroczenie dopuszczalnych zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie lub w ziemi, a szczególnie do jednolitej charakterystyki poziomów lub warstw glebowych. W opisie gleby, warstw glebowych, ziemi lub gruntu występującego na terenie, na którym stwierdzono przekroczenie dopuszczalnych zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie lub w ziemi, proponuje się wprowadzenie informacji obejmujących:

- terenowy opis cech morfologicznych właściwości fizycznych i chemicznych gleby gruntu lub ziemi,
- właściwości gleb i gruntów badane w laboratorium.

W badaniach dotyczących podłoża glebowego, czyli gruntu określanego w Rozporządzeniu OZPZ jako „ziemia” mają zastosowanie te same lub bardzo zbliżone metody badawcze, jak dla gleb. Część parametrów bada się już na etapie badań geologiczno-inżynierskich, często

wyprzedzających badania środowiskowe. Należy zauważyć, że są to badania wielokrotnie bardziej precyzyjne i rzetelne, bowiem decydują – choćby przez właściwą ocenę uziarnienia (składu granulometrycznego), współczynnika filtracji, parametrów związanych ściśle z litologią i składem mineralnym o stabilności i bezpieczeństwie przyszłych konstrukcji budowlanych. Zatem wykorzystanie prawidłowo przygotowanych dokumentacji geotechnicznych lub geologiczno-inżynierskich jest w pełni wskazane. Równie często wykonywane wiercenia geotechniczne mają większy zasięg głębokościowy niż wymagana prospekcja w środowiskowych badaniach zanieczyszczeń – warto zatem odnotować te informacje na temat głębszej budowy geologicznej. Oprócz układu i litologii warstw zawierają one istotne dane na temat ilości, miąższości i niekiedy wydajności poziomów wód gruntowych, wysięków i warstw izolujących. Z powodów czysto związanych z możliwością posadowienia budynków odnotowuje się także miąższość warstw nasypowych, nienośnych, ale niestety najczęściej z pominięciem jakże ważnej dla problemu zanieczyszczeń charakterystyki takich nasypów.

Terenowy opis cech morfologicznych gleby gruntu lub ziemi

Opis najważniejszych cech morfologicznych gleby, gruntu lub ziemi powinien obejmować, według standardów zastosowanych w przewodniku terenowym do opisu gleb (PTG, 2017): opis miąższości poziomu lub warstwy wyrażonej w centymetrach, barwę według skali barw Munsell'a, skład granulometryczny oznaczony organoleptycznie, opis struktury glebowej, wilgotność, obecność artefaktów, układ gleby, zawartość korzeni, odczyn gleby, zawartość węglanu wapnia. Rozpoznanie cech osadów znajdujących się pod warstwą glebową odbywa się zwykle za pośrednictwem sondowań, wierceń o różnej średnicy, wkopów i szurfów. Wykorzystać należy także wszelkie głębokie wykopy w badanym terenie lub w jego sąsiedztwie, które powstają w celu posadowienia budynków lub głębokiej infrastruktury podziemnej. Zasadne jest również obejrzenie odsłonięć naturalnych (np. przełomy rzek) lub sztucznych (wyrobiska eksploatacji kopalin), jeśli takie występują w danym rejonie.

Terenowy opis gruntu występującego poniżej warstwy glebowej, powierzchniowej (0-0,25 m, jak to przyjęto w Rozporządzeniu OZPZ), w tym dokładny opis składu nasypów antropogenicznych, powinien zawierać informację o:

- szczegółowym rodzaju litologii,
- domieszkach (szczególnie składniki organiczne mogące sprzyjać sorpcji),
- miąższości i jednorodności warstw,
- barwie, zapachu i wszelkich nienaturalnych zjawiskach wykrywanych organoleptycznie (np. opalizacja),
- głębokości zwierciadła wody i cechach wskazujących na wahania tego poziomu (np. orsztynizacja) – jeśli zostanie osiągnięty w wierceniu.

W trakcie wierceń i sondowań należy także zwracać uwagę i notować (także na mapie terenowej) przeszkody uniemożliwiające lub utrudniające dalsze wiercenie – mogą to być naturalne składniki osadów (otoczaki, rumosz skalny), ale najczęściej będą to ślady działań człowieka – pogrzebane fundamenty, posadzki, zbiorniki, kanały instalacyjne itp.

Nie wszystkie z wymienionych parametrów będą niezbędne na etapie oceny samych wyników analiz, ale z uwagi na koszty oraz czas prac terenowych należy wykorzystać wszystkie dane wynikające z obserwacji profili wiertniczych.

Zgodnie z tytułem rozdziału ten etap prac jest lub może być wykonywany już po stwierdzeniu przekroczenia dopuszczalnych zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie lub w ziemi.

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

Zatem w praktyce mogą to być działania zmierzające do uszczegółowienia badań, weryfikacji danych, pobrania dodatkowych próbek itp.

Jednym z problemów wymagających dodatkowego sprawdzenia może być kwestia współczynnika wodoprzepuszczalności. Badanie tego parametru, wymagane według Rozporządzenia OZPZ dla każdej próbki pobieranej do analiz z głębokości większej niż 0,25 m jest pozbawione uzasadnienia. Praktyka stosowania tych przepisów pokazuje jedynie, że wymóg generuje kolejne koszty badań laboratoryjnych i znacząco wydłuża czas oczekiwania na wyniki oraz możliwość sklasyfikowania wyników analiz geochemicznych. Ponadto nigdy ta sama próbka (grunt nie jest tak homogeniczny, jak np. woda podziemna) nie może być poddana zarówno badaniom chemicznym, jak i badaniom w kierunku oznaczenia składu granulometrycznego. Próbka do badań w laboratorium geologiczno-inżynierskim winna reprezentować konkretną warstwę litologiczną, a w przypadku znacznej ich komplikacji i rozdrobnienia różnych litotypów, może charakteryzować pakiet warstw. Można ten problem rozwiązać dopuszczając pobór próbki koniecznej do badań współczynnika wodoprzepuszczalności z danej warstwy lub pakietu warstw litogenetycznych, czyli osadów powstałych w tych samych warunkach sedymentacji i makroskopowo analogicznych. Postawiona w Rozporządzeniu OZPZ granica współczynnika wodoprzepuszczalności $1x10^{-7}$ m/s jest łatwa do wyznaczenia niemal przez każdego geologa, gleboznawcę czy nawet geografa. Jedynie w obszarze gruntów piaszczystych z domieszkami frakcji ilastej mogą pojawić się wątpliwości w terenie. Jednak próbka z warstwy litogenetycznej może w pełni sprostać temu zadaniu. W geologii, szczególnie na niewielkim obszarze, zakłada się z zasady ciągłość warstw. Zatem jeśli nie istnieją ważne przesłanki, że litologia uległa zmianie (a stałość tego faktu odnotowano często zarówno w badaniach geotechnicznych i potem w badaniach środowiskowych), to w zupełności dane te mogą być wystarczające do klasyfikowania wszystkich wyników z analiz chemicznych.

Reasumując – opis litologiczny osadów w trakcie prac terenowych powinien być jak najbardziej szczegółowy i dążyć do ustalenia typu litogenicznego. Współczynnik wodoprzepuszczalności ustalony dla danej warstwy będzie się wahał we współczynniku, ale nie powinien spowodować zmian w zakresie wykładnika. W przypadku osadów na granicy $1x10^{-7}$m/s wyniki należy interpretować z uwzględnieniem faktu, że za ten współczynnik odpowiada głównie odsetek frakcji ilastej. Pakiety minerałów ilastych nie są zaś sorbentem doskonałym i znacznie większy wpływ na zdolność sorpcyjną ma zawartość węgla organicznego w osadzie.

Właściwości gleby i ziemi badane w laboratorium

Główne czynniki decydujące o przemieszczaniu i dystrybucji zanieczyszczeń gleby do środowiska to przede wszystkim czynniki wewnętrzne wynikające ze składu stałej fazy gleby, zawartości materii organicznej oraz wielkości cząstek, które kształtują przestrzeń w glebie do akumulacji i przemieszczania się substancji w formie lotnej lub ciekłej. Wynikają one z natury gleby, jako trójfazowego, heterogenicznego układu, w którym udział poszczególnych faz (stałej, ciekłej i gazowej) i materii organicznej są zróżnicowane. Ich wzajemny udział decyduje o aktywności biologicznej – życiu gleby, co wpływa na transport, sorpcję, przemiany oraz biodostępność i toksyczność zanieczyszczeń znajdujących się w glebach.

Określenie roli powyższych parametrów gleby w dystrybucji zanieczyszczeń może pozwolić na ocenę zagrożenia dla zdrowia ludzi i stanu środowiska w przypadku wystąpienia w glebie substancji powodującej ryzyko.

Występujące w osadach głębszych zanieczyszczenia stwarzają z zasady mniejsze zagrożenie (np. ryzyko kontaktu dermalnego jest niskie), jednak grunty te są okresowo lub stale w kontakcie

z wodą gruntową i powietrzem gruntowym, zatem konieczne jest także laboratoryjne ustalenie w pobranej próbce szeregu parametrów fizycznych i chemicznych.

Właściwości fizyczne gleby

Do właściwości fizycznych niezbędnych do opisu gleby znajdującej się w ocenianym terenie należy zaliczyć: skład granulometryczny, gęstość gleby, porowatość ogólną i strukturę porowatości gleb, współczynnik filtracji w strefie nasyconej i nienasyconej (Ks lub Kh) oraz współczynnik dyfuzji gazów. Część z tych parametrów jest łatwo mierzalna i powszechnie znana, a metodyka ich badań wymaga jedynie prostych urządzeń. Część wymaga specjalistycznej i zaawansowanej technologicznie aparatury oraz długiego czasu na wykonanie oznaczeń. Niektóre z powyższych parametrów fizycznych są opisane w normie PN-ISO 15800:2010, Jakość gleby – Charakteryzowanie gleby pod kątem narażenia człowieka oraz w innych normach: porowatość, przenikalność gleby dla powietrza, gęstość objętościowa (ISO 11272), składu granulometrycznego (ISO 11277), zawartości wody (ISO 10573, ISO 11461, ISO 11465).

Skład granulometryczny

Skład granulometryczny, określany również jako rozkład granulometryczny, to najważniejsza właściwość fizyczna gleby i ziemi. Definiowany jest jako procentowy udział poszczególnych frakcji ziaren. W zależności od branży i dyscypliny badawczej oznaczany jest kilkoma metodami (PN-R-04033, PTG 2009, PN-ISO 11277, ISO 13320:2009, PKN-CEN ISO/TS 17892-4). Skład granulometryczny jest efektem procesu fizycznego wietrzenia podłoża skalnego i procesów morfologicznych: transportu, sedymentacji i akumulacji luźnych materiałów w formie macierzystych gleb. Wydziela się dwie podstawowe grupy frakcji: części szkieletowe (średnica ziaren >2,0 mm) i części ziemiste (średnica ziaren <2,0 mm), które podzielone są na frakcje i podfrakcje o określonych wielkościach (PN-R-04033, PTG 2009). Frakcje części szkieletowej i frakcje piaskowe części ziemistej działają rozluźniająco, mają duży wpływ na ilość porów aeracyjnych, natomiast frakcje pyłowe i iłowe części ziemistej kształtują przede wszystkim objętość porów kapilarnych. Udział tych frakcji decyduje między innymi o wielkości, objętości i kształcie przestrzeni - porów glebowych, które mają wpływ na możliwość rozprzestrzeniania się zanieczyszczenia gleby lub ziemi w stanie lotnym lub ciekłym. We frakcjach piaskowych (2,0 - 0,05 mm) i pyłowych (0,05 - 0,002 mm) przeważają mało aktywne chemicznie minerały pierwotne, np. kwarc, skalenie, kalcyt, niebiorące udziału w sorpcji. We frakcjach iłowych (<0,002 mm) przeważają minerały wtórne, głównie minerały ilaste, decydujące o wielkości sorpcji. Dlatego skład granulometryczny gleby i ziemi obok wpływu na właściwości hydro-fizyczne ma istotny wpływ na właściwości chemiczne, a szczególnie sorpcyjne.

Gęstość objętościowa gleby, porowatość ogólna

Gęstość objętościowa gleby, określana również krócej jako gęstość gleby, jest to stosunek masy suchej gleby o zachowanej naturalnej strukturze, do jej objętości. Jest pochodną składu granulometrycznego, składu mineralnego, zawartości materii organicznej oraz struktury gleby. W większości gleb gęstość wzrasta wraz z głębokością. Jest bardzo dobrym parametrem charakteryzującym zagęszczenie gleby oraz parametrem wykorzystywanym do pośredniego obliczenia porowatości ogólnej gleby. Jej wartość bardzo dobrze nadaje się do wstępnego, ogólnego scharakteryzowania glebowych warunków fizycznych Oznaczenia gęstości gleby można wykonać zgodnie z normą PN-EN ISO 11272:2017-05.

Porowatość ogólna gleby to udział wszystkich przestrzeni – porów glebowych w objętości gleby. Można ją obliczyć na podstawie wyznaczonych gęstości stałej fazy gleby (PN-EN ISO 11508:2014-06) i gęstości gleby (PN-EN ISO 11272:2017-05). Podobnie jak gęstość gleby,

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

porowatość zależy od tych samych składników i właściwości gleby. W większości gleb jest ściśle ujemnie skorelowana z gęstością gleby. W obrębie porów glebowych, zróżnicowanych pod względem „średnicy", wyróżnia się makropory (pory aeracyjne) i pory kapilarne. Każda z tych grup porów decyduje w glebie o wielkości wymiany gazowej, retencji i ruchu wody.

Wodoprzepuszczalność

Proponowane przez ustawodawcę oznaczanie współczynnika filtracji jest dobrym wskaźnikiem określenia wodoprzepuszczalności gleby lub ziemi. W naukach o glebie funkcjonują dwa pojęcia: współczynnik filtracji w strefie nasyconej (Ks) oraz w współczynnik filtracji w strefie nienasyconej (Kh). W badaniach gleb i gruntów stosowane są dwie grupy metod oparte o zasady metody przepływu ustalonego lub przepływu nieustalonego, zarówno terenowe, jak i laboratoryjne. W Rozporządzeniu OZPZ nie doprecyzowano, który to współczynnik i jaką metodą powinno się wyznaczyć.

Aktualnie w Polsce obowiązuje norma PN-EN ISO 11058:2011. Określono w niej dwie metody (typy obliczeń) wyznaczania charakterystyk wodoprzepuszczalności przez pojedynczą warstwę wyrobu geotekstylnego lub wyrobu pokrewnego przy przepływie w kierunku prostopadłym do jego powierzchni:

a) metodę stałej wysokości naporu hydraulicznego;
b) metodę malejącej wysokości naporu hydraulicznego.

W geologii, współczynnik filtracji wyznacza się według normy PKN CEN ISO TS 17892-11 lub bezpośrednio w terenie (tzw. sonda BAT lub infiltrometr pierścieniowy).

Właściwości chemiczne

Do najważniejszych czynników chemicznych wpływających na możliwość rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w glebie lub ziemi należą zawartość materii organicznej, odczyn, aktywność biologiczna oraz stężenie badanej substancji chemicznej w glebie. Warto w tym miejscu zaznaczyć, że materia organiczna, minerały ilaste oraz wodorotlenki Fe, Mn i Al budują glebowy kompleks sorpcyjny, który odgrywa kluczową rolę w unieczynnieniu – mobilności zanieczyszczeń w glebie oraz ich rozprzestrzenianiu się do innych części środowiska. Powszechnie uważa się, że sorpcja jest najważniejszym procesem abiotycznym decydującym o mobilności zanieczyszczeń. Konsekwencją sorpcji jest generalnie spowolnienie szybkości migracji zanieczyszczeń lub nawet jej zahamowanie. Miarą zdolności sorpcyjnych gleby jest pojemność wymiany kationów. Próchnica glebowa charakteryzuje się największą pojemnością w porównaniu z innymi mineralnych składnikami kompleksu glebowego. Duże zdolności sorpcyjne w stosunku do kationów mają również minerały ilaste. Z kolei wodorotlenki Fe i Mn mają dużą tendencję do sorbowania anionów. Zanieczyszczenia organiczne są generalnie sorbowane przez materię organiczną. Warto w tym miejscu zaznaczyć, że Norma PN-EN ISO 17402:2011, Jakość gleby – wymagania oraz zasady wyboru i stosowania metod oceny biodostępności zanieczyszczeń w glebie i materiałach glebowych podaje ww. parametry jako te, które są przydatne do charakterystyki gleb z uwzględnieniem biodostępności.

Gleby o małej zawartości materii organicznej oraz frakcji koloidalnych nie sprzyjają sorpcji zanieczyszczeń organicznych i nieorganicznych, co w konsekwencji powoduje zwiększenie dostępności tych związków dla organizmów glebowych oraz przemieszczenie się ich z warstw powierzchniowych do warstw wodonośnych. Należy zaznaczyć, że intensywność sorpcji w glebach jest uzależniona od warunków środowiskowych, a szczególnie od wilgotności.

Mając powyższe na uwadze, do pełnej charakterystyki gleby należy uwzględnić: zawartość materii organicznej (obliczonej z zawartości węgla organicznego), pH, wielkość pojemności sorpcyjnej.

Dla badań uszczegóławiających próbki gruntu pobrane z głębokości poniżej warstwy glebowej należałoby poddać badaniom zawartości mineralnego kompleksu sorpcyjnego (zawartość żelaza, manganu i glinu), ponieważ może mieć to wpływ na prawidłową interpretację wyników zawartości innych substancji (tu anionów).

Materia organiczna

Materia organiczna jest jednym z najważniejszych składników gleby i obejmuje wszystkie zasoby węgla organicznego w glebach, zarówno organizmy żywe (mikroorganizmy), jak i szczątki biologiczne znajdujące się w różnych stadiach rozkładu. Materia organiczna determinuje fizyczne, chemiczne oraz biologiczne właściwości gleb, przez co wpływa na funkcję produkcyjną, siedliskową i retencyjną gleb. Pełni również kluczową rolę w rozprzestrzenianiu się zanieczyszczenia gleby lub ziemi w środowisku, ponieważ bierze udział w sorpcji/desorpcji kationów, anionów oraz zanieczyszczeń organicznych. W normach jest wskazanie do badania zawartości węgla organicznego w glebie w procesach oceny narażenia człowieka związanego z właściwościami substancji oraz przy ocenie biodostępności zanieczyszczeń w glebie i materiałach glebowych (PN-ISO 15800:2010, ISO 11275, PN-EN ISO 17402:2011). Oddziaływanie zanieczyszczeń nieorganicznych i organicznych z materią organiczną jest możliwe dzięki występowaniu aktywnych grup funkcyjnych w jej strukturze (m.in. -OH, -COOH, $-NH_2$, $-OCH_3$, =NH). Silnie zaadsorbowane zanieczyszczenia wykazują ograniczoną podatność na migrację w środowisku. W budowie materii organicznej wyróżnia się trzy podstawowe frakcje: kwasy fulwowe, huminowe oraz huminy. Najbardziej stabilną formą substancji humusowych są huminy, które mają również największą zdolność do zatrzymywania zanieczyszczeń, szczególnie trwałych zanieczyszczeń organicznych. Należy wspomnieć, że zdolności sorpcyjne związków humusowych przewyższają kilka lub kilkanaście razy pojemność sorpcyjną składników mineralnych. Ta cecha sprawia, że substancje humusowe mogą wchodzić w reakcje z różnymi zanieczyszczeniami (jony metali, pestycydy, trwałe zanieczyszczenia organiczne), tworząc z nimi trwałe połączenia. Materia organiczna, wiążąc specyficznie metale ciężkie w związki nierozpuszczalne lub trudno rozpuszczalne w wodzie, ogranicza ich desorpcję do roztworu glebowego, a tym samym ich mobilność w glebie.

Te same czynniki są istotne dla zdolności sorpcyjnej osadów położonych głębiej. W praktyce jednak bardziej przydatne (i tańsze w oznaczeniu laboratoryjnym) może być określenie zdolności buforującej osadów.

Odczyn pH

Odczyn, którego miarą jest wartość pH roztworu glebowego, jest istotnym czynnikiem decydującym bezpośrednio o wielu procesach fizykochemicznych i biologicznych zachodzących w glebach. Podobnie jak materia organiczna jest on jednym z podstawowych parametrów glebowych stosowanym w ocenie biodostępności zanieczyszczeń w glebie i materiałach glebowych (PN-EN ISO 17402:2011). Jako przedział optymalny dla procesów biologicznych związanych z metabolizmem większości gatunków roślin i mikroorganizmów glebowych przyjmuje się pH 5,5-7,2. Odczyn gleby ma szczególnie istotne znaczenie dla procesów uruchamiania i immobilizacji metali i metaloidów zarówno na użytkach rolnych, na terenach przemysłowych i miejskich. Generalnie uważa się, że mobilność metali zmniejsza się wraz ze wzrostem pH gleby. Przyjmuje się, że kationy metali są bardziej biodostępne w glebach

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

o odczynie kwaśnym (pH <6), a mniej biodostępne w glebach o odczynie alkalicznym (pH > 7). Odwrotnie ma się sytuacja w przypadku sorpcji anionów, w tym przypadku spadek wartości pH powoduje zwiększenie ich sorpcji.

Funkcje gleby

Kontrola obiegu materii i energii w ekosystemie

Energia i materia jest zgromadzona we wszystkich biotycznych i abiotycznych składnikach ekosystemu oraz jest zużywana w procesach wymiany materii między nimi. Energia cieplna słońca, światło słoneczne i wiatr są źródłem energii zgromadzonej w materii flory i fauny, natomiast energia cieplna i zawartością wody w glebie i powietrzu zależą od temperatury. Dlatego energia wpływa na wzrost i rozwój flory i fauny w biotopie. Gleba stanowi ośrodek sekwestracji i dekompozycji materii organicznej, na której wytworzenie niezbędna była energia sił natury przeobrażona w procesach fizjologicznych: fotosyntezy, oddychania i transportu rozpuszczonych mineralnych i organicznych składników odżywczych. Poprzez to gleba bierze udział w obiegu materii biogenów np. obiegu: azotu, węgla, siarki, tlenu, wodoru, fosforu, wody i dwutlenku węgla.

Wspomaganie funkcji życiowych roślin, zwierząt i człowieka

Gleba jest ważnym elementem środowiska przyrodniczego. Jest zaliczana do abiotycznych składników pomimo aktywnego udziału w procesach życiowych i częściowemu zaspokajaniu funkcji życiowych roślin, zwierząt i człowieka: oddychanie, poruszanie, rozmnażanie, wzrost, odżywianie, wydalanie i odbieranie bodźców. Edafon glebowy (mikro-, mezo-, i makrofauna glebowa) ma niewymierny wpływ na kształtowanie ładunku składników biogennych, makroskładników i mikroskładników w glebie uruchamianych w obiegu pierwiastków i wody w środowisku. Dostarczenie odpowiedniej ilości tych składników warunkuje odpowiedni wzrost i rozwój roślin. W ten sposób gleba bierze udział w odżywianiu, jednej z najważniejszych funkcji życiowych organizmów. Pośrednio ten spichlerz glebowy wykorzystywany jest przez ludzi do produkcji biomasy roślin uprawnych dla zaspokojenia potrzeb życiowych odżywiania człowieka spełniając funkcje produkcyjną. Zarówno powierzchnia gleby jak i przestrzeń wewnątrz glebowa zapewnia funkcje zabezpieczenia przestrzeni życiowej dla świata zwierząt i ludzi.

Podstawa stabilności budynków i dróg

Podana funkcja gleby jest marginalizowana z powodu kilku czynników:

- Niska nośność spowodowana zbyt słabym i nierównomiernym zagęszczeniem szkieletu mineralnego – istnieje możliwość osiadania i migracji bocznej na skutek ściskania, co skutkuje możliwością pękania sztywnych struktur antropogenicznych wykonanych na powierzchni gleby przez zwiększanie naprężeń (rozciąganie),
- Niska nośność spowodowana zawartością domieszek organicznych (próchnicy) mających większą ściśliwość niż składniki mineralne, co w procesie destrukcji cząstek organicznych zwiększa porowatość i umożliwia dodatkowe osiadanie (kompakcja naturalna osadów),
- Poprzez zdolność do większego zatrzymywania wody – gleba ma zasadniczo niższy współczynnik wodoprzepuszczalności niż głębsze podłoże (wyjątek stanowią gleby na podłożu takim jak gliny pylaste, iły, namuły, skały lite itp., gdy gleba i tak zatrzymuje wodę) oraz strukturę o większej porowatości – zatem strefa gleby wykazuje największe zdolności do ruchów pionowych spowodowanych przemarzaniem (okresową zmianą objętości zamarzającej wody). Gleby w tym względzie mają cechy podobne do gruntów wysadzi nowych, nienośnych z punktu widzenia budownictwa.

Zapobieganiem tym niekorzystnym cechom może być jedynie dodatkowa kompakcja (dawniej stosowana przy wykonywaniu dróg przed ułożeniem warstwy kruszywa i nawierzchni – asfaltu, betonu, kostki kamiennej) lub usuwanie poziomów próchniczych gleby pod drogi (korytowanie) i płytko posadowione budynki (wykopy fundamentowe).

Należy zaznaczyć, że gleba jako grunt nienośny podczas usuwania podlega ochronie zgodnie z Ustawą o ochronie gruntów rolnych i leśnych.

W Rozporządzeniu w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie w paragrafie 11 podano, że „Budynek z pomieszczeniami przeznaczonymi na pobyt ludzi powinien być wznoszony poza zasięgiem zagrożeń i uciążliwości określonych w przepisach odrębnych, przy czym dopuszcza się wznoszenie budynków w tym zasięgu pod warunkiem zastosowania środków technicznych zmniejszających uciążliwości poniżej poziomu ustalonego w tych przepisach, bądź zwiększających odporność budynku na te zagrożenia i uciążliwości, jeżeli nie jest to sprzeczne z warunkami ustalonymi dla obszarów ograniczonego użytkowania, określonych w przepisach odrębnych”.

Bufor zatrzymujący przemieszczanie zanieczyszczeń do wód gruntowych

Główne komponenty kompleksu sorpcyjnego gleby to związki próchniczne będące efektem przemian biochemicznych, mikrobiologicznych (humufikacja) oraz minerały ilaste lub alofany powstające w wyniku wietrzenia chemicznego. Związki te odgrywają kluczową rolę w sorpcji wymiennej lub chemicznej, w ograniczeniu lub całkowitemu zahamowaniu rozpuszczalnych zanieczyszczeń mineralnych i organicznych. Glebowe koloidy organiczne i mineralne a szczególnie połączenia próchniczno-ilaste, dzięki swym właściwościom jonowymiennym, zapobiegają głównie migracji kationów. Gleba jest odbiorcą zanieczyszczeń przechodzących z innych ośrodków, głównie z atmosfery i wód powierzchniowych. Wielkość ładunku chemicznego, jaki gleba może przyjąć (zbuforować) zależy od jej pojemności sorpcyjnej wynikającej z składu i budowy sorbenta tj. od stopnia humifikacji materii organicznej i rodzaju minerałów ilastych.

Ochrona dziedzictwa archeologicznego

Większą część obszaru Polski powierzchniowo pokrywają holoceńskie utwory osadowe, na których wykształciły się różnego typu gleby. Zachowały się również pokrywy glebowe późno plejstoceńskie. W wielu miejscach, szczególnie będących pod wpływem antropopresji okresy paleolitycznego i neolitycznego, zachowały się w antropogeniczne poziomy glebowych tzw. warstwy kulturowe, artefakty, poziomy kopalne gleb będące zapisem zmian w środowisku przyrodniczym oraz będące źródłem informacji historycznej – rozwoju cywilizacyjnego. Są to najczęściej pozostałościami terenowymi pradziejowego i historycznego osadnictwa, cmentarzyska, kurhany, relikty działalności gospodarczej, religijnej lub artystycznej. W takich miejscach wydzielono zabytki archeologiczne i stanowiskach archeologicznych, w których gleba jest jedynym źródłem historycznej informacji. Są to obszary na tyle istotne, że zgodnie z Ustawą o ochronie zabytków i opiece nad zabytkami są wpisywane do rejestru zabytków. W przypadku takich miejsc należy z dużą rozwagą decydować o usunięciu zanieczyszczonych warstw/poziomów glebowych bez wcześniejszego rozpoznania i przeprowadzenia prac archeologicznych. Problemy na jakie napotykamy w przypadku stanowisk archeologicznych wynikają ze zmiany warunków oksydacyjno-redukcyjnych jakie powstają po odsłonięciu pokrywy glebowej. Szczególnie jest to istotne w przypadku zachowania obiektów historycznych w warstwach gleb podmokłych (ze stałym wysokim poziomem wody gruntowej). Zaburzenie ustabilizowanych warunków wilgotnościowych, w jakich obiekty przetrwały setki lub tysiące lat

może prowadzić do nieodwracalnych zmian fizycznych i chemicznych zachowanych obiektów i przez to utartych cennych zabytków.

Ochrona dziedzictwa paleoekologicznego

W pokrywie glebowej, ale również w głębokich współczesnych (holoceńskich) warstwach denudacyjnych, deluwialnych lub aluwialnych, zachowane są gleby lub poziomy kopalne nazywane również pogrzebanymi. Gleby kopalne mają duże znaczenie dla rekonstrukcji cyklów glebowo-klimatycznych w czwartorzędzie i następstwa zbiorowisk roślinnych. Jeżeli zostały całkowicie bądź częściowo zachowane lub nawet ulegały pewnej diagenezie, stanowią podstawę do właściwego zrozumienia przebiegu i kolejności procesów glebotwórczych uwarunkowanych rozwojem flory, fauny i warunkami klimatycznymi. (Konecka i Betley, 1987). W glebach z zachowaną naturalną stratyfikacją poziomów próchnicznych, organicznych i mineralnych zachowany jest zapis dziejów Ziemi, których można rekonstruować na podstawie znajdujących się w niej obumarłych szczątków flory i fauny stanowiących biocenozy funkcjonujących w biotopie, w określonych warunkach klimatycznych, Takie powierzchnie stanowią nieocenione źródło informacji o funkcjonowaniu i ewolucji biocenoz, o ewolucji organizacji ekologicznej biosfery (Hoffman, 1979). Rozwiązywanie tych zagadnień stanowi główny nurt badań współczesnej paleoekologii prowadzących do rekonstrukcji funkcjonowania peleoekosystemów.

Źródło puli genowej

Warunki troficzne gleb kształtowane pod wpływem właściwości materiału macierzystego i warunków klimatycznych decydują o rozwoju fitocenoza, zoocenoza i mikrobiocenoz, określających wielkość puli genów w obrębie biotopu. Kształtują one rozwój bioróżnorodności i aktywności biologicznej. Różnorodność biologiczna gleby odzwierciedla zmienność wśród żywych organizmów, w tym ogrom organizmów niewidocznych gołym okiem, takich jak mikroorganizmy (np. bakterie, grzyby, pierwotniaki i nicienie) oraz mezo-fauny (np. roztocza i skoczogonki, nicienie), a także bardziej znane makro fauny (np. dżdżownice, mrówki). Te różnorodne organizmy współdziałają ze sobą oraz z różnymi roślinami i zwierzętami w ekosystemie tworząc złożoną sieć aktywności biologicznej.

3.5. Zestaw informacji koniecznych do scharakteryzowania terenu ze względu na sposób użytkowania zanieczyszczonego terenu

Podana niżej metodyka analizy sposobu użytkowania i prawnego przeznaczenia terenu stanowi algorytm alternatywny, który będzie mógł znaleźć zastosowanie zarówno w sytuacji, gdy na terenie obowiązuje plan zagospodarowania, jak i w sytuacji braku takiego planu oraz obowiązywania lub braku aktualnego studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy. Odnosi się bowiem do sekwencji wzajemnie uzgadnianych dokumentów planistycznych, w których strategia rozwoju województwa powinna być zgodna z planem zagospodarowania województwa (uwzględniającym programy krajowe), studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy lub ramowe studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego zespołu metropolitalnego powinno uwzględniać programy krajowe i wojewódzkie oraz ponadlokalne inwestycje celu publicznego, a plany miejscowe powinny być niesprzeczne ze studiami uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego. Wydane zobowiązania formalno – prawne w wypadku istnienia planu miejscowego (pozwolenia na budowę) powinny być z nim zgodne, a w wypadku braku planu (warunki zabudowy terenu) powinny uwzględniać przepisy powszechnie obowiązujące.

W wypadku braku studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy lub jego nieaktualności potwierdzonej formalnie uchwałą gminy lub domniemanej przez

badającego (na podstawie dawnej daty uchwalenia studium), oraz w sytuacji braku lub domniemania nieaktualności miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego, charakterystyka terenu ze względu na sposób jego zagospodarowania wymaga odwołania się do dokumentów planistycznych określających politykę województwa samorządowego w stosunku do terenu poprzez wskazanie czy:

- teren leży w zasięgu inwestycji stanowiącej zadanie wojewódzkie lub krajowe w rozumieniu ustawy o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym, samorządzie województwa etc.,
- teren znajduje się w strefie obszaru interwencji,
- teren znajduje się w strefie ochronnej,
- teren znajduje się w strefie uciążliwości.

Dokonując analizy planów zagospodarowania przestrzennego województwa należy dokonać:

- opisania przeznaczenia i funkcji terenu oraz wykluczeń wynikających z planu (charakterystyka uwarunkowań),
- powołania się na sposób ogłoszenia planu miejscowego (numer uchwały i data uchwalenia przez sejmik województwa, Dziennik Urzędowy Województwa Nr, data),
- określenia, czy teren leży w zasięgu inwestycji stanowiącej zadanie wojewódzkie lub krajowe w rozumieniu ustawy o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym, samorządzie województwa etc.

Analogicznego zestawu informacji wymaga się odpowiednio dla projektu planu zagospodarowania przestrzennego województwa lub strategii rozwoju województwa, dla których podaje się stosowne publikatory.

W zależności od sytuacji lub potrzeb w wypadku braku lub nieaktualności miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego gminy może istnieć konieczność odwołania się do polityki w zakresie planowania przestrzennego innych administracji ponadlokalnych. Wykorzystanie zapisów takich dokumentów jest właściwe jeśli:

- teren znajduje się w zasięgu działania zarządu związku metropolitalnego w zakresie jego właściwości do sporządzania ramowego studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego związku metropolitalnego, lub
- teren znajduje się w zasięgu obszaru działania programów zadań rządowych służących inwestycjom celu publicznego w, o których mowa w art. 48, ust. 1 Ustawy MPZP.

Na poziomie planowania przestrzennego gminy, w wypadku braku lub potwierdzonej stosowną uchwałą gminy lub domniemaną przez badającego nieaktualnością miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego uwarunkowania zagospodarowania terenu dotyczące jego funkcji i charakterystyki zapisane są w:

- studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego,
- fizjografii wykonanej zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 roku, w sprawie opracowań ekofizjograficznych (Dz.U. z 2002 r, nr 155, poz. 1298).

W szczególności na podstawie tych dokumentów poza funkcją terenu należy sprawdzić, czy ustalenia szczegółowe dla badanego terenu kwalifikują go do:

- obszarów wymagających przekształceń, rehabilitacji, rekultywacji lub remediacji, obszarów zdegradowanych;
- terenów znajdujących się w zasięgu stref ochronnych lub stref uciążliwości,

- obszarów, na których rozmieszczone będą urządzenia wytwarzające energię z odnawialnych źródeł energii o mocy przekraczającej 100 kW,
- strefy ochronne związane z ograniczeniami w zabudowie oraz zagospodarowaniu i użytkowaniu terenu,
- terenów powyrobiskowych wymagających rekultywacji.

Ponadto w uzasadnionych przypadkach należy sprawdzić, czy w zasięgu kilkudziesięciu kilometrów na terenie danej gminy lub gmin sąsiadujących znajdują się tereny powyrobiskowe wymagające rekultywacji dogodne do składowania gruntów redepozycjowanych w skutek remediacji.

Podstawowym narzędziem badania prawnego przeznaczenia terenu są analizy planów miejscowych, w których dla każdej działki terenu określone jest przeznaczenie terenu oraz warunki jego zabudowy, obowiązujące strefy ochronne i chronione etc. Badania tych dokumentów nabierają szczególnego znaczenia przy charakteryzowaniu powierzchni ze względu na określenie czasu i sposobu narażenia ludzi. Ustalenia te powinny się także odnosić do miejsc bytowania populacji szczególnie wrażliwych, takich jak dzieci, czy osoby starsze.

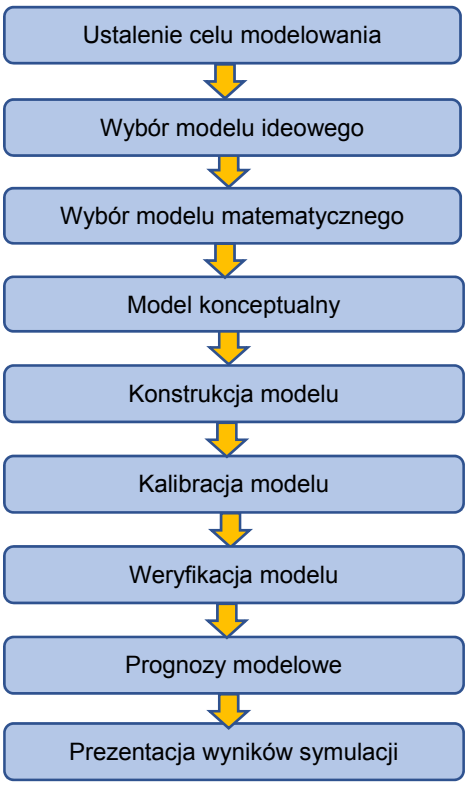
Zwraca się uwagę, że oprócz miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego niektóre tereny mogą znajdować się w zasięgu obszaru rewitalizacji określonym w rozdziale 3 ustawy z dnia 9 października 2015 r o rewitalizacji (Dz.U. poz. 1777 oraz z 2016 r. poz. 1020 i 1250) na podstawie Gminnego Programu Rewitalizacji. W takim przypadku konieczne jest odwołanie się do ustaleń miejscowego planu rewitalizacji, o którym mowa w art. 37 f Ustawy MPZP. Dla obszaru objętego miejscowym planem rewitalizacji (a w ramach tegoż – przedmiotowego terenu) może zostać podjęta uchwała o scaleniu i podziale nieruchomości, o której mowa w art. 104 ust. 1 ustawy z dnia 21 sierpnia 1997 o gospodarce nieruchomościami. Powinno to być także przedmiotem charakterystyki terenu ze względu na sposób użytkowania terenu.

Ponadto należy sprawdzić, czy na terenie obowiązują uchwały rady Gminy o ustaleniu lokalizacji mieszkaniowej podjęta na podstawie art. 7 ust. 4 ustawy z dnia 5 lipca 2018 r. o ułatwieniach w przygotowaniu i realizacji inwestycji mieszkaniowych oraz inwestycji towarzyszących (Dz.U. poz. 1496), które mogą być sprzeczne z ustaleniami wcześniej ustanowionych planów miejscowych.

3.6. Minimalne wymagania dotyczące zakresu i sposobu wykonania analiz modelowych rozprzestrzeniania się substancji powodujących zanieczyszczenie w glebie, ziemi i wodach gruntowych

3.6.1. Ogólny schemat prowadzenia prac modelowych

Metody modelowania matematycznego są w tej chwili powszechnie wykorzystywane w analizie i prognozowaniu procesu migracji zanieczyszczeń w środowisku gruntowo-wodnym oraz w analizie ryzyka zagrożenia dla zdrowia ludzi i stanu środowiska, związanego z zanieczyszczeniem powierzchni ziemi, stąd właściwe ich zastosowanie jest niezwykle istotne. W projektowaniu badań modelowych powszechnie posługujemy się schematem przestawionym na rysunku 5.



Rysunek 5. Schemat ideowy prowadzenia badań modelowych (Anderson i Woessner, 1991, zmodyfikowany)

Podstawowym elementem procesu modelowania powinno być ustalenie celu badań modelowych. Określenie celu badawczego warunkuje zastosowanie schematu matematycznego opisującego procesy zachodzące w środowisku przyrodniczym, a także wybór kodu komputerowego. Na tym etapie należy również zgromadzić wszelkie dostępne materiały archiwalne oraz dokonać ich przeglądu pod kątem użyteczności i możliwości wykorzystania. W przypadku braku danych o odpowiedniej jakości i w odpowiedniej ilości należy zaprojektować badania uzupełniające lub zastosować inny rodzaj modelu, adekwatny do danych, którymi dysponujemy. Szczegółowe rozpoznanie warunków geologicznych oraz hydrogeologicznych warunkuje w dużej mierze poprawność wykonania modelu oraz jego wiarygodność. Konieczne jest zgromadzenie dostępnych materiałów archiwalnych i wyników ewentualnych nowych prac. Następnie niezbędne jest przeprowadzenie wersyfikacji materiałów, którymi dysponujemy. Należy przeprowadzić wnikliwą ocenę ich jakości zarówno pod kątem przydatności do rozwiązania problemu badawczego jak i samej poprawności danych. Dane błędne czy obarczone wysoką niepewnością powinny być usunięte ze zbioru.

W kolejnym etapie prac należy przystąpić do budowy modelu konceptualnego. Model konceptualny służy do lepszego zrozumienia modelowanego systemu. Składa się on z modelu strukturalnego - a więc modelu opisującego budowę geologiczną, układ warstw itp. Na model ten nakłada się model parametryczny określający własności hydrogeologiczne ośrodka oraz model warunków brzegowych (Chmakov i inni, 2009). Model konceptualny, w przypadku modelowania transportu zanieczyszczeń, powinien uwzględniać model budowy geologicznej, warunki przepływu wód podziemnych, ewentualne powiązania z wodami powierzchniowymi oraz opisywać źródło zanieczyszczenia, a także jego drogę i obserwowany czy przewidywany wpływ

na środowisko. Stopień szczegółowości modelu konceptualnego powinien być dostosowany do celu, któremu służy.

Kolejnym krokiem jest dokonanie wyboru modelu matematycznego i kodu komputerowego. Kod jest programem komputerowym, który zawiera algorytm służący do numerycznego rozwiązania modelu matematycznego. Powinien on zostać zweryfikowany, a więc generowane przez niego rozwiązanie powinno zostać porównane z rozwiązaniami analitycznymi lub innymi numerycznymi, celem sprawdzenia dokładności odwzorowania procesu fizycznego. W praktyce wybór programu komputerowego sprowadza się do zastosowania narzędzia jakim dysponujemy lub takiego, które posiada najmniejsze ograniczenia.

Budowa modelu jest najbardziej technicznym z etapów. Polega ona na doborze siatki dyskretyzacyjnej dzielącej domenę modelu na bloki obliczeniowe, dyskretyzacji czasu trwania migracji, ustaleniu przestrzennych granic modelu, warunków brzegowych i początkowych oraz na doborze poszczególnych parametrów odpowiedzialnych za zasilanie i drenaż wód podziemnych oraz wpływających na kształt ich zwierciadła.

Kalibracja modelu polega na dostosowaniu poszczególnych wartości parametrów w taki sposób, by model jak najwierniej odwzorowywał cechy zbadane w terenie (np. powierzchnię piezometryczną w punktach reperowych, przepływy w rzekach czy stężenia związków chemicznych. Przy modelu hydrodynamicznym konieczne jest najpierw kalibrowanie modelu pod względem hydrodynamicznym a następnie dopiero uwzględnianie różnic w stężeniach substancji. Kalibracja wykonywana jest przy użyciu kodu automatycznie szacującego wartości parametrów lub ręcznie, metodą kolejnych przybliżeń. Kalibracja modelu transportu powinna być oparta na danych pochodzących z obserwacji migracji z istniejących ognisk zanieczyszczeń, eksperymentów z użyciem sztucznych znaczników czy obserwacji zachowania się znaczników środowiskowych. Zaleca się, żeby kalibracja modelu transportu masy w niezanieczyszczonym zbiorniku wód podziemnych była prowadzona na podstawie stężeń znaczników środowiskowych z uwzględnieniem ewentualnej sorpcji, rozpadu i innych procesów związanych z migracją badanej substancji (Dąbrowski i inni, 2011).

Po przeprowadzeniu kalibracji modelu i uzyskaniu zamierzonej, satysfakcjonującej nas zgodności modelu z obrazem rzeczywistym należy wykonać analizę wrażliwości modelu. Kalibrowany model obarczony jest błędem wynikającym z braku możliwości dokładnego odwzorowania przestrzennego i czasowego rozkładu parametrów oraz niedokładności warunków brzegowych. Analizę wrażliwości modelu prowadzi się w celu ustalenia jaki wpływ ma błąd kalibracji na działanie modelu.

Następnie, należy przeprowadzić weryfikację modelu. W tym celu należy zastosować niezależny zestaw danych np. pomiarów zwierciadła wody czy stężenia związków chemicznych. Weryfikacja modelu powinna obejmować również analizę czułości (wrażliwości), wytarowanie modelu, czyli ocenę na ile niewielkie zmiany parametrów wpływają na otrzymywany wynik. Jeżeli już niewielka, rzędu kilku procent, zmiana parametrów modelu wpływa znacząco na jego wynik, np. położenie powierzchni piezometrycznej, wówczas model matematyczny uznaje się za niepoprawnie zdefiniowany. Najczęstszą przyczyną takiego stanu jest nieprawidłowo postawiony warunek brzegowy. Jeżeli model nie przejdzie pomyślenie testów weryfikacji należy przeanalizować zadane warunki brzegowe, zmienić je, powtórzyć procedurę tarowania i ponownie zweryfikować model (Dąbrowski i inni, 2011).

Przy modelach transportu masy weryfikacja może być utrudniona. Zazwyczaj model przepływu jest sporządzony dla warunków ustalonych natomiast model transportu masy dla warunków

nieustalonych. O ile dla modelu filtracji zwykle dysponuje się danymi wystarczającymi do przeprowadzenia weryfikacji to dla modelu transportu masy przeważnie takich danych nie ma. Otrzymane wyniki modelowania, przedstawione przeważnie jako krzywe przejścia znaczników traktuje się jako prognozy, których pełna weryfikacja może nastąpić poprzez obserwacje rzeczywistych zmian w środowisku. Wyjątkiem są tu modele odwzorowujące doświadczenia laboratoryjne, gdzie weryfikacja paramentów może być pełna (Dąbrowski i inni, 2011). Możliwe jest też przeprowadzenie eksperymentu laboratoryjnego i opracowanie jego modelu numerycznego a następnie wykorzystanie informacji z niego pochodzących w modelu rzeczywistego systemu hydrogeologicznego.

Po przeprowadzeniu kalibracji i walidacji modelu transportu masy możliwa jest sytuacja, kiedy zaistnieje konieczność ponownej kalibracji (rekalibracji) modelu przepływu. Wydzielenia litologiczne w modelu przepływu zwykle podlegają agregacji a proces tarowania odbywa się poprzez dopasowanie odpowiedniej przewodności, która stanowi iloczyn współczynnika filtracji i miąższości. Możliwa jest zatem sytuacja, że w wyniku agregacji warstw czy też kompensacji miąższości utworów litologicznych taka sama przewodność może być uzyskana dla różnych współczynników filtracji, co z kolei będzie miało wpływ na uzyskanie różnych szybkości migracji zanieczyszczenia.

Na poprawnie skonstruowanym i skalibrowanym modelu numerycznym, po przeprowadzeniu walidacji można przeprowadzać symulacje modelowe. Ich rodzaj i zakres wyników z celów, dla których model został sporządzony. Oceniając wiarygodność prognoz modelowych należy pamiętać, że pod wpływem pojawienia się dodatkowych wymuszeń, zmiany wielkości poboru na istniejących ujęciach, budowy nowych ujęć, zmianie wielkości zasilania infiltracyjnego czy warunków brzegowych, stan hydrodynamiczny może ulec znaczącym zmianom. Wykorzystanie w procesie tworzenia i tarowania modelu różnorodnych zbiorów danych uwzględniających zmiany warunków hydrodynamicznych modelowanego systemu zwiększa prawdopodobieństwo tego, że wiarygodność prognoz symulacyjnych będzie porównywalna z wiarygodnością wytarowanego modelu. W przypadku, gdy proces tarowania prowadzony był jedynie dla konkretnego zbioru parametrów i pominięty został proces walidacji a warunki hydrodynamiczne w prognozach modelowych w bardzo istotny sposób odbiegają od tego stanu wiarygodność takich prognoz znacząco spada. Istotnym elementem procesów prognostycznych jest ich właściwe udokumentowanie. Dokumentacja prognoz symulacyjnych, uwzględniająca przedstawienie założeń symulacyjnych oraz otrzymanych wyników, jest częścią opisu całego modelu numerycznego i dopiero analiza wszystkich etapów prac modelowych pozwala na jednoznaczną ocenę ich wiarygodności.

Wiarygodność wyników modelowania migracji zanieczyszczeń zależy od wielu czynników. Istotny jest zarówno wybór oprogramowania zastosowanego do obliczeń jak i prawidłowa budowa modelu konceptualnego. Kluczowym problemem przy przeprowadzaniu kalibracji, walidacji i weryfikacji modelu transportu masy jest natomiast ograniczona dostępność parametrów migracji zanieczyszczeń (Dąbrowski i inni, 2011).

3.6.2. Projektowanie i ocena zasadności wykonania badań modelowych

Projektując badania modelowe należy działać zgodnie z opisanym niżej, powszechnie stosowanym i zalecanym schematem postępowania (Busoni i De Salvia, 2011; Szyszkowski, 2000).

1) Określenie domeny modelu. Z jakim problemem mamy do czynienia? Czy rozważamy zagadnienie w skali regionalnej czy lokalnej?

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

2) Charakterystyka obszaru badań. Opis elementów środowiska charakterystycznych dla danego obszaru badań. Konieczne jest uwzględnienie następujących elementów:
   - topografia i morfologia terenu;
   - klimat (opad, ewapotranspiracja);
   - budowa geologiczna (zasięg głębokościowy i rozprzestrzenienie warstw geologicznych, przebieg spękań i uskoków, przebieg charakterystycznych struktur geologicznych);
   - budowa hydrogeologiczna (rozciągłość przestrzenna oraz głębokościowa warstw wodonośnych, które chcemy modelować, ustalenie kierunku przepływu wód podziemnych, charakter warstwy wodonośnej, uwzględnienie procesów zachodzących w strefie aeracji);
   - charakterystyka hydrologiczna (pomiary natężenia przepływów w rzekach, powiązania między wodami podziemnymi a powierzchniowymi, strefy drenażu i infiltracji);
   - użytkownie terenu (uwzględnienie obecnego i przyszłego sposobu użytkowania terenu, lokalizacja obszarów zurbanizowanych, lokalizacja kopalni odkrywkowych itp.);
   - charakterystyka ekosystemów, w tym w szczególności ekosystemów zależnych od wód oraz obszarów chronionego krajobrazu, w tym obszarów Natura 2000.
3) Ustalenie ostatecznego zasięgu modelu. Wydzielenie z pewnego continuum systemu hydrogeologicznego modelowanego obszaru wymaga zgromadzenia szeregu informacji geologicznej i hydrogeologicznej, a następnie odpowiedniego opracowania tych danych. Na tym etapie prac pomocna jest analiza materiałów archiwalnych, obejmujących m.in. mapy geologiczne, mapy hydrogeologiczne, opracowania archiwalne oraz wykonanie szeregu poglądowych przekrojów geologicznych i hydrogeologicznych. Dla lepszego zdefiniowania granic modelowanego obszaru należy zidentyfikować występujące warunki brzegowe.
4) Ustalenie zakresu parametrów wejściowych do modelu numerycznego. Przyjęcie odpowiednich założeń i uproszczeń np. homogeniczności i izotropowości ośrodka. Ustalenie parametrów charakteryzujących warstwę wodonośną tj. współczynnika filtracji, porowatości.
5) Zestawienie źródeł i wymuszeń, jakie powinny być uwzględnione na modelu. Charakterystyka zasilania warstwy wodonośnej, ewapotranspiracja, uwzględnienie zasilania pochodzącego z rzek oraz ich drenażu. Uwzględnienie źródeł poboru wody podziemnej oraz ewentualnego ich zatłaczania.
6) Zgromadzenie danych, na podstawie których zostanie wykonana kalibracja modelu numerycznego, a następnie jego weryfikacja. Najczęściej jest to zestaw pomiarów głębokości do zwierciadła wody oraz pomiarów przepływów w ciekach powierzchniowych. W przypadku modelu transportu zanieczyszczeń należy dysponować dodatkowo wynikami analiz wód w zakresie stężeń analizowanych substancji.
7) Charakterystyka zanieczyszczenia, które stanowi zagrożenie dla wód podziemnych czy powierzchniowych. Charakterystyka ta obejmuje:
   - rozpoznanie substancji, która stanowi zagrożenie,
   - określenie ilości substancji zanieczyszczającej oraz przedziału czasowego w jakim miało dochodzić do zanieczyszczenia,
   - określenie fizycznej i chemicznej charakterystyki substancji,
   - określenie właściwości toksycznych substancji,
   - ustalenie własności migracyjnych substancji w środowisku (czy substancja wchodzi w reakcje chemiczne z wodą i skałą).

3.6.3. Dane potrzebne do wykonania badań modelowych i źródła ich pozyskania

Dane niezbędne do przeprowadzenia badań modelowych pozyskiwane powinny być z materiałów archiwalnych oraz badań terenowych, oraz dedykowanych pomiarów aktualnego stanu środowiska. Podstawowym źródłem danych hydrogeologicznych, jest aktualizowany na bieżąco Centralny Bank Danych Hydrogeologicznych (Bank HYDRO), prowadzony przez PIG-PIB w ramach zadań Państwowej Służby Hydrogeologicznej. Zawiera on m.in. następujące informacje:

- lokalizację obiektu hydrogeologicznego (odwiertu, źródła),
- pomiarowe i obliczeniowe dane hydrogeologiczne,
- podstawowe dane wiertnicze i litostratygraficzne,
- dane fizykochemiczne próbek wód podziemnych.

Ponadto użyteczne dane geologiczne i hydrogeologiczne, zawarte w niżej wymienionych opracowaniach i bazach:

- Szczegółowa mapa geologiczna Polski w skali 1:50 000;
- Mapa hydrogeologiczna Polski w skali 1:50 000;
- Mapa sozologiczna Polski w skali 1:50 000;
- dokumentacje hydrogeologiczne wykonywane w skali regionalnej, oraz lokalnej dla ujęć wód podziemnych, rejonów bilansowych, odwodnień kopalnianych i innych;
- dane monitoringu krajowego, oraz monitoringów regionalnych i lokalnych stanu ilościowego i jakościowego wód podziemnych;
- dane monitoringu stanu wód powierzchniowych, prowadzonego przez IMGW;
- dane monitoringu atmosferycznego prowadzonego przez IMGW.

Przydatne dane cyfrowe zawierają również:

- Mapa cyfrowa Podziału Hydrograficznego Polski (IMGW);
- Numeryczny Model Terenu (Główny Urząd Geodezji i Kartografii);
- Baza Danych Ogólnogeograficznych.

3.7. Minimalne wymagania dla oceny występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi z wykorzystaniem oceny ryzyka zdrowotnego

Ocena znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi powinna być wykonywana z wykorzystaniem oceny ryzyka zdrowotnego. W związku z tym można w niej wyodrębnić etapy obejmujące niżej wymienione wymagania minimalne:

1. Charakterystyka substancji powodującej ryzyko w oparciu o Rozporządzenie CLP

Dla substancji spoza listy w Rozporządzeniu CLP należy przeprowadzić wnioskowanie oparte na dowodach (*weight of evidence*). W etapie tym niezbędne jest wskazanie, co szczegółowo wyjaśniono w podrozdziale 3.2.3, czy substancje powodujące ryzyko będą cechowały się działaniem rakotwórczym. W uzasadnionych przypadkach, dla substancji, których działanie kancerogenne nie zostało jeszcze udowodnione od eksperta, a następczo organu wydającego decyzję o remediacji zależy przyjęcie strategii postępowania z danym terenem zanieczyszczonym.

2. Analiza stężeń substancji powodujących ryzyko w glebie i ziemi

W odniesieniu do substancji zamieszczonych na liście w załączniku nr 1 do Rozporządzenia OZPZ ustalenie dopuszczalnej zawartości substancji powodującej ryzyko w glebie lub w ziemi

stosuje się porównanie z określonymi tam progami (z zastrzeżeniami podanymi w podrozdziale 3.2.3). Dla innych substancji niż wskazane w załączniku nr 1 do Rozporządzenia OZPZ ustalenie dopuszczalnej zawartości substancji powodującej ryzyko w glebie lub w ziemi odbywa się w oparciu o stężenia lokalne, zwane miejscowo-specyficznymi. Jeśli dostępne są wyniki stężeń substancji powodujących ryzyko w wodach podziemnych, w tym także modelowania matematycznego, powinny zostać wykorzystane w ocenie ryzyka zdrowotnego.

Na tym etapie konieczne jest także uwzględnienie, czy w ramach oceny będą analizowane pojedyncze zanieczyszczenia lub grupy zanieczyszczeń należące do tej samej grupy chemicznej, które mogą być rozpatrywane razem zarówno ze względów metodycznych w ocenie ryzyka zdrowotnego, jak i późniejszych zaleceniach. Wybranie parametrów właściwych do oceny ryzyka będzie zależne od miejsca, substancji powodującej ryzyko oraz decyzji eksperta.

3. Analiza szlaków narażenia

Szlaki narażenia to kompleksowo rozumiane drogi przemieszczania się substancji powodującej ryzyko od jej źródła (przyczyny) w środowisku poprzez drogi migracji (scharakteryzowane odrębnie w tej ekspertyzie) aż do wrażliwego receptora, który podlega ekspozycji poprzez różne drogi narażenia (opisane dalej).

W przypadku pobierania zanieczyszczonych cząstek stałych z gleby szlaki narażenia mogą odnosić się do fizycznego kontaktu z glebą za pomocą rąk, a następnie przeniesienia ich do ust. W przypadku dzieci jest to szczególnie ważny szlak narażenia, a zjawisko wprowadzania zanieczyszczeń do ust z brudnymi rękami ma swoją nazwę *hand to mouth habit*. W tym szlaku narażenia, główną rolę odgrywa droga pokarmowa. W ramach możliwego wprowadzania cząstek stałych do organizmu należy rozpatrywać także drogę oddechową, która jest właściwa także w przypadku zanieczyszczeń unoszonych z gleby, a występujących w postaci gazowej.

W szlaku narażenia, w którym dochodzi do kontaktu z zanieczyszczoną wodą należy rozróżnić, czy jest to woda podziemna, czy powierzchniowa, czy jest przeznaczona do spożycia, wykorzystywana w gospodarstwie domowym, w celach rekreacyjnych, do nawadniania upraw. Przykładowo przeznaczona do spożycia woda podziemna dostarczana systemami wodociągowymi jest wykorzystywana w gospodarstwach domowych do wielu czynności: gotowanie, zmywanie naczyń, kąpiel, branie prysznica, sprzątanie, a także napełniania przydomowych basenów. Baseny chociaż nie są formalnie wyodrębnione jako tereny rekreacyjne na obszarach mieszkaniowych lub o przeznaczeniu rolniczym mogą czasowo pełnić takie funkcje. W związku z tym możliwe jest zarówno spożywanie zanieczyszczonej wody, kontakt dermalny, jak i wdychanie zanieczyszczeń w fazie lotnej (aerozole, pary).

Szlak narażenia, w którym pobierane są zanieczyszczenia w fazie lotnej odnosi się nie tylko do uwalnianych bezpośrednio z gruntu do powietrza, ale także w wyniku rozpraszania cząstek zanieczyszczonej wody (aerozole). Przykłady wykorzystania wód podziemnych w gospodarstwach domowych omówiono powyżej. Każda z tych czynności sprzyja uwalnianiu zanieczyszczeń w fazie gazowej.

W tabeli 2 przedstawiono przykłady szlaków narażenia w odniesieniu do sposobu użytkowania terenu oraz mediów, z którymi człowiek może mieć potencjalnie kontakt.

Właściwe przeanalizowanie szlaków narażenia pozwala jednocześnie na sprecyzowanie adekwatnych do terenu zanieczyszczonego scenariuszy narażenia i dróg narażenia.

Tabela 2. Przykładowe szlaki narażenia w zależności od sposobu użytkowania terenu

Szlak narażenia	Sposób użytkowania terenu									
	Mieszkaniowy		Rekreacyjny			Rolniczy			Przemysłowy	
	Gleba	Woda podziemna	Gleba	Woda podziemna	Woda powierzchniowa	Gleba	Woda podziemna	Woda powierzchniowa	Gleba	Woda podziemna
Przypadkowe spożycie gleby										
Kontakt dermalny z glebą										
Wdychanie cząstek gleby i kurzu										
Wdychanie substancji lotnych uwalnianych z gleby										
Spożycie wody										
Kontakt dermalny z wodą podczas brania prysznica lub kąpieli										
Wdychanie substancji lotnych podczas użytkowania wody w gospodarstwie domowym										
Podlewanie upraw										

4. Analiza potencjalnych dróg narażenia

Przebieg oceny ryzyka zdrowotnego ustala każdorazowo ekspert biorąc pod uwagę funkcje gleby, drogi narażenia, sposób użytkowania terenu i inne parametry dotyczące opisu terenu. W ocenie ryzyka można powołać się na zapisy norm PN-ISO 15800:2010, PN-EN ISO 17402:2011 oraz PN-EN ISO 15175:2011. Szczegółowe omówienie tych zagadnień przedstawiono w opracowaniu przygotowanym w etapie pierwszym.

Najczęściej wyodrębnia się trzy drogi narażenia:

- pokarmową,
- inhalacyjną, zwaną oddechową,
- dermalną, zwaną kontaktem przez skórę.

W czasie analizy dróg narażenia należy udowodnić nie tylko hipotetyczną możliwość kontaktu z zanieczyszczoną glebą, czy ziemią, ale podać realne sytuacje, w których ten kontakt będzie występował. Poza sytuacjami, w których zostanie wykazane, że będzie dochodziło do pobierania zanieczyszczeń daną drogą, należy także oszacować, jak długo i jak często takie zdarzenia będą miały miejsce. Częstotliwość zdarzeń należy określić średnio w skali doby oraz roku z uwagi na fluktuacje sezonowe.

Niektóre drogi narażenia będą eliminowane w odniesieniu do wybranych sposobów użytkowania terenu. Najbardziej spektakularnym przykładem jest w tym wypadku stosowanie środków ochrony osobistej np. rękawic przez pracowników na terenach uprzemysłowionych. Są one zwykle stosowane w celu ochrony przed czynnikami narażenia zawodowego, które niekoniecznie pochodzą z zanieczyszczonego gruntu, a spełniają także dodatkową rolę. W takich wypadkach ocena narażenia w oparciu o kontakt dermalny może być bezzasadna.

5. Opracowanie scenariusza narażenia

W oparciu o zebrane informacje konieczne jest opracowanie scenariusza lub kilku scenariuszy narażenia. W czasie ich opracowywania należy się odwołać zarówno do obecnego sposobu wykorzystania terenu, a także planowanego przeznaczenia w przyszłości, o ile nie zostaną

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Unia Europejska Fundusz Spójności

podjęte żadne działania zmierzające do usunięcia zanieczyszczenia w glebie, ziemi lub wodach gruntowych. Zasadne jest także rozważenie narażenia dla pracowników wykonujących remediację, gdyż może być to istotnym czynnikiem przy wyborze analizowanych wariantów, zwłaszcza, gdy czynnikiem różnicującym będzie okres wykonywania remediacji – czas narażenia. Nie zawsze jednak narażenie związane z wykonywaniem prac remediacyjnych jest takie samo, a zależy od przyjętej technologii. Niektóre czynności wymagają stałej obecności ludzi i wykonywania prac fizycznych, a inne niemal wyłącznie dozorowania, co do minimum ogranicza bezpośredni kontakt z glebą lub ziemią.

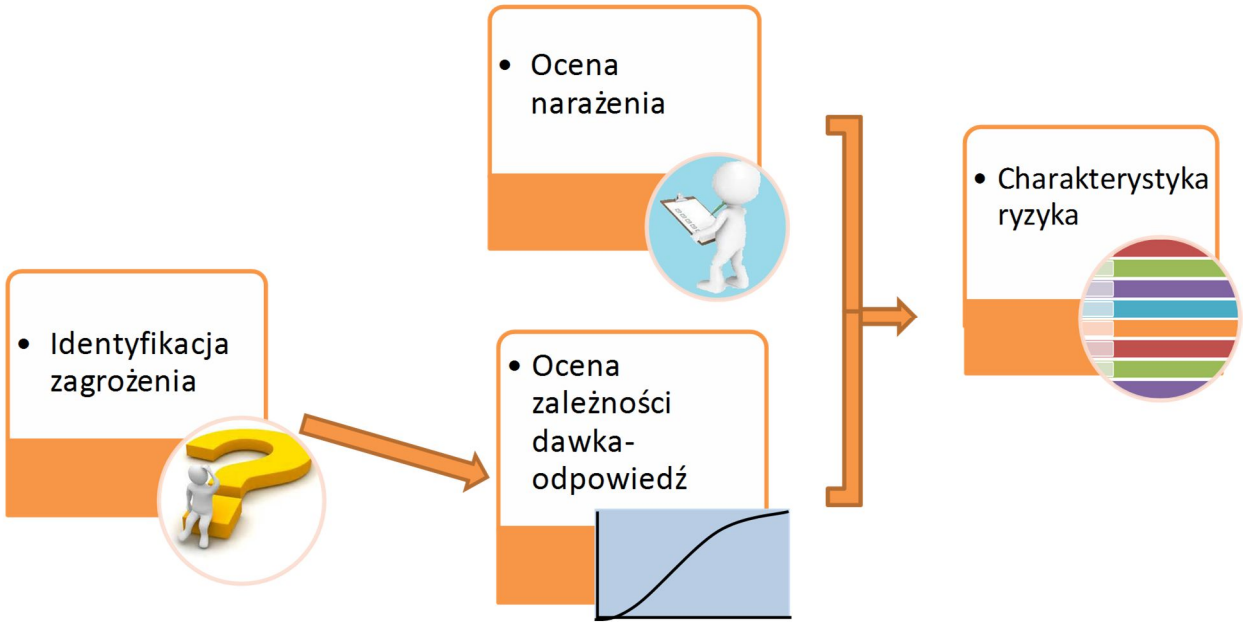
6. Oszacowanie ryzyka zdrowotnego

Żadna z obowiązujących norm nie odpowiada ocenie ryzyka zdrowotnego wynikającego z zanieczyszczenia powierzchni ziemi. Najczęściej stosuje się w tym celu metodę opracowaną przez US EPA. Schemat oceny ryzyka zdrowotnego zgodny z metodologią Amerykańskiej Agencji Ochrony Środowiska (US EPA) przedstawia rysunek 6.

Opracowany schemat oceny ryzyka zdrowotnego dla ludzi przedstawia główne etapy wyodrębnione przez US EPA, która obejmuje:

I Identyfikację zagrożenia, obejmującą syntezę informacji uzyskanych o zanieczyszczonym terenie, źródłach i rodzajach zanieczyszczeń, a także szlakach narażenia (nazywaną także gromadzeniem i oceną danych) – obejmuje wcześniej wyodrębnione czynności przygotowawcze opisane w punktach 1-5.

II Ocenę narażenia, odnoszącą się do określenia wielkości, częstotliwości, czasu trwania i dróg narażenia, przy założeniu, że narażenie na czynnik szkodliwy będzie trwało nadal. Jednym z elementów tego etapu jest oszacowanie dawki pobranej (CDI), odpowiednio dla danej drogi narażenia i osobnika w zagrożonej populacji (zwanego receptorem – dzieci, osoby dorosłe).



Rysunek 6. Schemat oceny ryzyka zdrowotnego - metoda US EPA

Każdorazowo wymaga się zastosowania innego wzoru na oszacowanie dawki pobranej. Dobranie odpowiedniego wzoru zależy od sposobu działania substancji szkodliwej, drogi

narażenia, a także scenariusza narażenia i szlaków narażenia. Poniżej podano wzór na dawkę pobraną mający zastosowanie w przypadku narażenia przewlekłego na substancje o działaniu nierakotwórczym w wyniku pobrania substancji drogą pokarmową:

$$CDI = \frac{C_s \; x \; EF \; x \; ED \; x \; IRS \; x \; RBA \; x \; CF}{AT \; x \; BW}$$

gdzie:

CDI (*ang. Chemical Daily Intake*)	-	dawka chroniczna substancji nierakotwórczej pobrana drogą pokarmową (mg/kg masy ciała/dzień)
C_s (*ang. Chemical Concentration in soil*)	-	średnie stężenie substancji zanieczyszczającej w glebie w okresie narażenia (mg/kg gleby)
EF (*ang. Exposure Frequency*)	-	częstotliwość narażenia (dni/rok)
ED (*ang. Exposure Duration*)	-	okres trwania narażenia (lata)
IRS (*ang. Ingestion Rate for soil*)	-	wskaźnik pobrania - ilość nośnika danej substancji zanieczyszczającej w jednostce czasu (np. mg/dzień)
RBA (*ang. Relative Bioavalability*)	-	względna biodostępność (bez jednostki, 0-1)
CF (ang. Conversion Factor)	-	współczynnik przeliczeniowy (10^{-6} kg/mg)
BW (*ang. Body Weight*)	-	masa ciała; średnia masa ciała w okresie narażenia (kg)
AT (*ang. Averaging Time*)	-	czas uśredniania - czas dla którego narażenie jest uśredniane (dni)

Wykonujący ocenę ryzyka zdrowotnego powinien dostarczyć zestaw informacji uzasadniającego wybranie odpowiednich parametrów narażenia, czy charakterystyki populacji. W ocenie ryzyka zdrowotnego powinny zostać także uwzględnione wyniki oceny biodostępności analizowanych zanieczyszczeń w warunkach *in vitro*. W razie braku odpowiednich badań należy przedstawić przegląd piśmiennictwa wskazujący na uznane dowody biodostępności omawianej substancji.

III Ocenę zależności dawka-odpowiedź (nazywaną także oceną toksyczności), wyodrębniającą sposób oceny dla substancji toksycznych (działających nieliniowo) oraz kancerogennych (działających liniowo). Dla substancji toksycznych istnieje pewien próg, poniżej którego nie są obserwowane efekty szkodliwe; w przeciwieństwie do kancerogenów, których każde stężenie może wywołać negatywny skutek zdrowotny. Dodatkowo inne parametry toksyczności dla tej samej substancji zostały wyznaczone przy narażeniu drogą pokarmową (RfD – dawka referencyjna lub SF - współczynnik nachylenia), a inne drogą inhalacyjną (RfC – stężenie referencyjne lub UR – ryzyko jednostkowe). Z kolei, przy narażeniu drogą dermalną konieczne jest uwzględnianie współczynników wchłaniania przez skórę.

Na potrzeby niniejszego opracowania, jako przykład zastosowania tych parametrów w ocenie ryzyka zdrowotnego wybrano pokarmową drogę narażenia. Ryzyko nierakotwórcze, jako iloraz zagrożenia – HQ, szacowane jest z następującego wzoru:

$$HQ = \frac{CDI}{RfD}$$

gdzie:

CDI (*ang. Chemical Daily Intake*)	-	dawka chroniczna substancji nierakotwórczej pobrana drogą pokarmową (mg/kg masy ciała/dzień)
RfD (*ang. Reference Dose*)	-	dawka referencyjna (mg/kg/dzień)

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna
Rzeczpospolita Polska
Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska
Unia Europejska Fundusz Spójności

Ryzyko rakotwórcze (*Cancer Risk* - CR) obliczane jest w oparciu o poniższy wzór:

$$CR = CDI \; x \; SF$$

gdzie:

CDI (*ang. Chemical Daily Intake*)	-	dawka substancji rakotwórczej pobrana drogą pokarmową (mg/kg masy ciała/dzień)
SF (*ang. Slope Factor*)	-	współczynnik nachylenia (mg/kg/dzień)

IV Charakterystykę ryzyka – obejmująca syntezę informacji uzyskanych w wyniku przeprowadzonej oceny ryzyka zdrowotnego wraz z analizą czynników wpływających na niepewność wyników. Uzyskane w poprzednim etapie wyniki omawia się oddzielnie dla substancji o działaniu toksycznym i rakotwórczym, a także innych efektów zdrowotnych w zależności od skutku i organu docelowego.

7. Wyniki oceny ryzyka zdrowotnego

Dla substancji o działaniu toksycznym, w większości przypadków możliwe jest oszacowanie ilorazu zagrożenia (HQ) rozumianego jako miara prawdopodobieństwa wystąpienia zagrożenia dla zdrowia ludzi spowodowanego obecnością substancji powodującej ryzyko w środowisku. Jednak istnieją substancje toksyczne, dla których należy zastosować inne wyrażenie miary wystąpienia skutków zdrowotnych. Ich wybranie i uzasadnienie pozostaje po stronie eksperta. Do takich skutków może należeć działanie szkodliwe na rozrodczość.

Dla substancji o działaniu rakotwórczym, a także innych podobnych skutkach (mutagennym, genotoksycznym), jest możliwe oszacowanie ryzyka nowotworowego (CR) rozumianego jako dodatkowe, ponad poziom zazwyczaj obserwowany (raportowany), prawdopodobieństwo wystąpienia przypadków nowotworu spowodowanego obecnością substancji powodującej ryzyko w środowisku.

8. Interpretację wyników oceny ryzyka zdrowotnego

Kryteria oceny ryzyka zdrowotnego powinny odzwierciedlać dane o sposobie wykorzystania terenu (grupach gruntów) uzyskane w etapie 2 oraz odzwierciedlać funkcje gleby.

a. Wartość HQ:

- < 1 uznaje się za dopuszczalną dla gruntów grupy I, II i III;
- < 3 uznaje się za dopuszczalną dla gruntów grupy IV.

b. Wartość CR:

- $1x10^{-6}$ uznaje się za dopuszczalną dla gruntów grupy I (zlokalizowanych na terenach wiejskich), II i III;
- $1x10^{-5}$ uznaje się za dopuszczalną dla gruntów grupy I (zlokalizowanych na terenach zurbanizowanych) oraz gruntów grupy III, jeśli stanowią strefę ochronną zakładów przemysłowych,
- $1x10^{-4}$ uznaje się za dopuszczalną dla gruntów grupy IV.

Zliberalizowaną wartość na terenach przemysłowych można wprowadzić, o ile kontakt z glebą lub ziemią jest ograniczony, wprowadzone są odpowiednie działania zapobiegające (w tym środki

ochrony indywidualnej), a ponadto zanieczyszczenia nie rozprzestrzeniają się w środowisku (nie migrują) poza obręb terenu.

Wyznaczanie zawartości dopuszczalnej substancji powodującej ryzyko w glebie i w ziemi obejmuje głębokości, z którymi człowiek potencjalnie może mieć kontakt. Głębokości te ustala się w etapie 3 w oparciu o analizę potencjalnych dróg narażenia.

9. Wyznaczenie poziomu remediacyjnego opartego o wyniki ryzyka (ang. *Risk-based Remedial Level)*:

$$RBRL = C_s \; x \; \frac{TR}{Calculated\ Risk}$$

gdzie:

RCRL (*ang. Risk-based Remedial Level*)	-	poziom remediacyjny wyznaczony w oparciu o wyniki ryzyka zdrowotnego (mg/kg)
C_s (*ang. Chemical Concentration in soil*)	-	średnie stężenie substancji zanieczyszczającej w glebie w okresie narażenia (mg/kg gleby)
TR (*ang. Target Risk*)	-	docelowy poziom ryzyka nierakotwórczego lub rakotwórczego (mg/kg/dzień)

Z powyższego wzoru wynika, że decydujące znaczenie przy ustaleniu poziomu remediacyjnego będzie miało przyjęcie właściwej wartości docelowej ryzyka zdrowotnego. Obecnie w Rozporządzeniu OZPZ w § 4. ust. 2 dla ryzyka nierakotwórczego za poziom docelowy uznaje się HQ < 1, a dla ryzyka rakotwórczego CR < $1x10^{-5}$.

Wyznaczanie poziomu remediacyjnego w przypadku ołowiu, a także cała procedura oceny ryzyka zdrowotnego opiera się o skutki docelowe dla potomstwa. Wymaga to zastosowania specjalnego podejścia, w którym w zależności od scenariusza narażenia wyznacza się poziom ołowiu we krwi dzieci lub w krwi pępowinowej płodu.

W opracowaniu wykonanym w I etapie pt.: „Analiza informacji niezbędnych do dokonywania oceny występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska w przypadku stwierdzenia przekroczenia dopuszczalnych zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie, ziemi lub wodach gruntowych" odwołano się do propozycji interpretacji wyników oceny ryzyka zdrowotnego podanej w pkt. 8, która odzwierciedla różnice wynikające ze scenariuszy narażenia i czasu narażenia podyktowanych sposobem wykorzystania danej grupy gruntów. Jednocześnie zaproponowane wartości docelowe oddają ideę ograniczania usuwania zanieczyszczenia gleby lub ziemi wraz z glebą lub ziemią, z uwzględnieniem potrzeby ochrony gleby i ziemi w ich naturalnym położeniu, o czym będzie mowa szerzej w rozdziale 10 niniejszego opracowania.

Inne równoważne i wiarygodne metody, prowadzące do oceny zagrożenia dla zdrowia ludzi mogą okazać się pomocne podczas sporządzania takiej analizy.

3.8. Minimalne wymagania dla oceny występowania znaczącego zagrożenia dla stanu środowiska z wykorzystaniem oceny ryzyka ekologicznego

W opracowaniu pt.: „Analiza informacji niezbędnych do dokonywania oceny występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska w przypadku stwierdzenia przekroczenia dopuszczalnych zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie, ziemi lub wodach gruntowych", w podrozdziale 5.3 zawarto przegląd obowiązujących norm oceny ryzyka

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

ekologicznego, w tym procedury TRIAD, która obejmuje znacznie szerszą ocenę stanu środowiska i nie ogranicza się wyłącznie do zastosowania testów ekotoksyczności.

W normie PN-ISO 15799:2007 Jakość gleby – Zasady dotyczące ekotoksykologicznej charakterystyki gleb i materiałów glebowych podano wytyczne w zakresie stosowania badań ekotoksykologicznych szczególnie przydatne z punktu widzenia znaczącego oddziaływania na zdrowie ludzi i stan środowiska:

- wykrywanie potencjalnej ekotoksyczności zanieczyszczeń, których identyfikacja jest niemożliwa metodami analizy chemicznej,
- ocena łącznej ekotoksyczności wszystkich zanieczyszczeń w glebach i materiałach glebowych,
- ocena ekotoksyczności, gdy substancje potencjalnie szkodliwe w glebie mogą oddziaływać na wody gruntowe lub powierzchniowe,
- ocena efektów oczyszczania (remediacji) terenu - monitoring.

W każdej z powyższych sytuacji zalecane jest wykonanie oceny ekotoksyczności gleb i materiałów glebowych.

Nie zaleca się natomiast stosowania badań ekotoksyczności do oceny:

- gleb silnie zanieczyszczonych, zakwalifikowanych jako odpady lub gleb, które mogą zostać jednoznacznie scharakteryzowane na podstawie analiz chemicznych, a badania ekotoksykologiczne są przydatne do kontroli przebiegu remediacji i po jej zakończeniu;
- terenów przemysłowych czy przeznaczonych w miejscowych planach zagospodarowania przemysłowego na cele usługowe, jeśli nie planuje się ich przekształcenia do wykorzystania rolniczego, ogrodniczego lub innych podobnych funkcji;
- materiałów glebowych lub materiałów do wypełnień, o ile miejsce zostanie odizolowane poprzez zabudowę lub inny rodzaj nieprzepuszczalnego pokrycia.

Wyniki oceny znaczącego zagrożenia dla środowiska powinny uwzględniać opis stanu środowiska oraz zaproponowanych i wykonanych biotestów odpowiednich do analizowanego medium środowiska wraz z dyskusją wyników uwzględniającą ocenę właściwości ekotoksycznych gruntów, odpadów, osadów czy wód. Wszelkie omówienia wyników ekotestów powinny uwzględniać właściwości fizykochemiczne gleb i materiałów glebowych, ze szczególnym uwzględnieniem pH, zawartości materii organicznej oraz frakcji ilastej. Kompleksowa ocena stanu środowiska powinna uwzględniać także wyniki mobilności i biodostępności zanieczyszczeń w środowisku, przy zastosowaniu odpowiednich metod ekstrakcji, o których mowa w podrozdziale 6.2 wspomnianego opracowania. Należy jednak zaznaczyć, że metody badania biodostępności substancji powinny być dobrane ze względu na cel badania i nie można tych samych metod stosować do oceny stanu środowiska oraz do oceny zagrożenia zdrowia ludzi. Metody wybierane z uwagi na ocenę zagrożenia dla stanu środowiska powinny imitować warunki środowiskowe, odzwierciedlać warunki typowe dla roślin lub organizmów glebowych. Ważną zasadą przy dobieraniu testów jest przeprowadzanie ich z wykorzystaniem organizmów należących do różnych poziomów troficznych: producent, konsument, destruent. Zastosowanie wyłącznie jednego testu nie odzwierciedla możliwych skutków w środowisku. Metody te powinny być także dobierane ze względu na funkcje gleby.

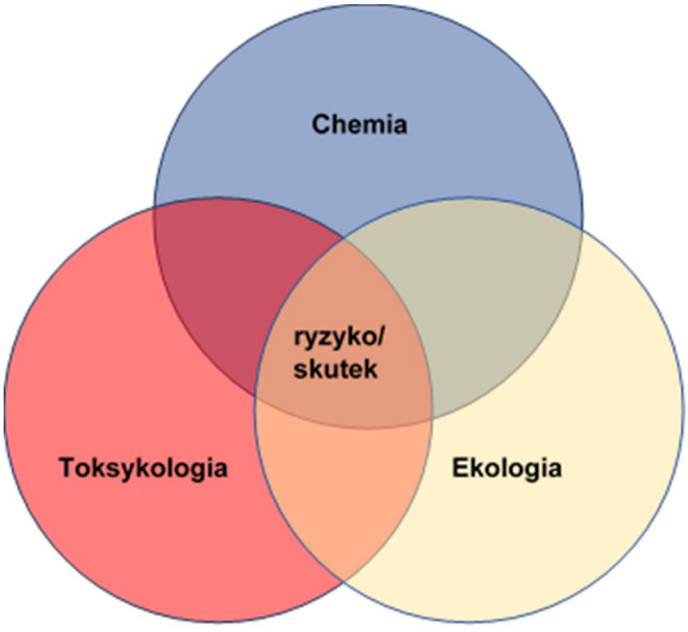
Do oceny stanu środowiska, która jest pojęciem znacznie szerszym niż ocena ryzyka ekologicznego mógłby służyć następujący schemat postępowania, który zaproponowano jako System Wspomagania Decyzji (DSS – *Decision Support System*) do oceny ryzyka ekologicznego dla terenów zanieczyszczonych w Holandii (Jensen i Mesman, 2006). Jest to wynik prac

prowadzonych w ramach projektu LIBERATION. System opiera się na ocenie prowadzonej w trzech stadiach:

I. Charakterystyka miejsca i opis użytkowania terenu
II. Określenie aspektów ekologicznych
III. Miejscowo-specyficzna ocena dowodów (TRIAD) realizowanej w 4 etapach – poziomach:
    1. ocena screeningowa,
    2. badania wstępne,
    3. ocena szczegółowa,
    4. ocena końcowa.

Na każdym z etapów uzyskiwane są wyniki potwierdzające lub zaprzeczające obecności zanieczyszczeń w oparciu o trzy grupy dowodów. Jednocześnie wyniki negatywne (ryzyko nieakceptowalne) na kolejnych poziomach sugerują podjęcie badań następnego etapu. Negatywny wynik oceny końcowej oznacza, że teren jest zdegradowany i wymaga wyłączenia z użytkowania rolniczego lub wymaga remediacji (Klimkowicz-Pawlas i inni, 2013). Na każdym etapie można powrócić do badań przeprowadzanych we wcześniejszych stadiach. Wynikiem końcowym w przypadku innego sposobu wykorzystania gruntów może być także rekomendacja do zmiany sposobu zagospodarowania terenu i pozostawienie zanieczyszczeń w gruncie (Jensen i Mesman, 2006).

Procedura oceny jakości gleby TRIAD dla miejscowo-specyficznej oceny ryzyka ekologicznego opiera się na ważeniu dowodów (*weight of evidence*), które uzyskuje się w wyniku prowadzenia trzech niezależnych linii dowodzenia (*lines of evidence* - LoE). Wzajemną integrację trzech obszarów w metodzie TRIAD przedstawia schemat na rysunku 7.



Rysunek 7. Schemat integracji obszarów chemii, toksykologii i ekologii w podejściu TRIAD (zmodyfikowano za Jensen i Mesman, 2006)

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna
Rzeczpospolita Polska
Unia Europejska Fundusz Spójności

Linie dowodzenia opierają się na:

1. Chemicznej LoE, czyli stężeniach zanieczyszczeń substancji toksycznych dla środowiska, które oczekuje się, że będą wywoływały szkodliwe skutki dla środowiska.
2. Ekotoksykologicznej LoE, czyli wynikach badań ekotoksyczności próbek terenowych, nazywanej toksycznością.
3. Ekosystemowej LoE, czyli obserwacjach ekosystemu w miejscu narażenia oraz rejestrowaniu zmian spowodowanych przez zanieczyszczenie.

W ramach chemicznej LoE powinny zostać dostarczone wyniki badań zanieczyszczeń w środowisku (form całkowitych i biodostępnych), związanych z materią organiczną, wyników modelowania matematycznego oraz oceny ryzyka na podstawie przeglądu piśmiennictwa.

Na potrzeby ekologicznej LoE niezbędne są wyniki odpowiednich testów ekotoksyczności adekwatne do poziomu oceny. Termin *weighting* (ważenie) oznacza ocenę różnych wyników badań w przejrzysty sposób, z przypisaniem równych lub różnych wag poszczególnym rozważanym informacjom.

Wykorzystanie metod oceny stanu środowiska, w tym w oparciu o zastosowanie ekotestów nie jest stosowane na szeroką skalę w Polsce. Ograniczenia te wynikają z dostępności laboratoriów akredytowanych, a także z trudności ze znalezieniem odpowiednich terenów referencyjnych. Obecnie funkcjonują cztery laboratoria posiadające system Dobrej Praktyki Laboratoryjnej, z których dwa komercyjnie wykonują badania związane z próbkami środowiskowymi. Pozostałe specjalizują się w testach przeprowadzanych w związku z wprowadzaniem nowych substancji, w tym leków na rynek. Pozostałe laboratoria, w tym prowadzone przez jednostki uczelniane, czy instytuty badawcze nie podlegają walidacji. Niemniej najwięcej wyników z badań próbek środowiskowych, zwłaszcza pochodzących z terenów upraw rolnych pochodzi z takich laboratoriów. Dostępne są także usługi laboratoriów komercyjnych, posiadających swoje siedziby poza granicami Polski, które wykonują badania ekotoksyczności zapewniając odpowiednie certyfikaty.

W Systemie Wspomagania Decyzji opisywanym przez Jensen i Mesman (2006) podano wielkość powierzchni terenu zależną od sposobu jego użytkowania oraz stopnia przekroczenia zanieczyszczenia w glebie, dla których nie wymaga się zastosowania badań ekotoksyczności w Holandii. Do ich wyznaczenia posłużono się kryteriami poziomów screeningowych oraz zawartości zanieczyszczeń w glebie. Kryteria te zostały przytoczone w tabeli 3.

Tabela 3. Kryteria powierzchni, poniżej której nie jest wymagana ocena ryzyka środowiskowego w Holandii

Sposób użytkowania terenu	Stopień zanieczyszczenia	
	$1 \leq \frac{C_{soil}}{SSL} \leq 3$	$3 < \frac{C_{soil}}{SSL}$
Tereny naturalne, rolnicze, mieszkaniowe	100 m^2	50 m^2
Tereny parków	1000 m^2	500 m^2
Tereny przemysłowe	0,5 km^2	5000 m^2

Legenda:
SSL – *Soil Screening Level* – poziom screeningowy dla gleb
C_{soil} – stężenie w glebie

Dla terenów, dla których wykonanie oceny zagrożenia dla stanu środowiska jest wskazane i zasadne powinna się ona także opierać o wyniki badań oceny ekologicznej i ekotoksyczności. Ocena ryzyka ekologicznego może stanowić podstawę do wyznaczenia zawartości

dopuszczalnych w glebie i ziemi, a dla pewnych funkcji gleby jest bardziej zasadna niż metoda oceny ryzyka zdrowotnego. Ocena ryzyka ekologicznego powinna zawierać następujące elementy:

1. Charakterystykę substancji powodującej ryzyko wraz ze wskazaniem klas zagrożenia wymienionych w częściach 2-5 załącznika I do Rozporządzenia CLP, zmieniającego i uchylającego dyrektywy 67/548/EWG i 1999/45/WE oraz zmieniającego Rozporządzenie REACH;
2. Analizę stężeń substancji powodujących ryzyko w glebie i ziemi;
3. Przeprowadzenie badań ekotoksyczności;
4. Wyniki oceny ryzyka ekologicznego;
5. Interpretację wyników oceny ryzyka ekologicznego.

Kryteria oceny ryzyka ekologicznego powinny odzwierciedlać dane o sposobie wykorzystania terenu (grupach gruntów) uzyskane w etapie 2 oraz odzwierciedlać funkcje gleby. Wyniki powinny być zgodne z zaleceniami poszczególnych norm, a w zależności od zastosowanych testów za istotny biologicznie wpływ uznaje się:

a. dla toksyczności ostrej – procent badanej reakcji testowej (np. hamowanie emisji światła, unieruchomienie) > 20%;
b. dla toksyczności chronicznej – procent badanej reakcji testowej (np. hamowanie wzrostu, śmiertelność) > 25%, w niektórych testach > 30%;
c. dla genotoksyczności – wskaźnik określający liczbę bakterii, u których zaszła rewersja mutacji lub naprawa DNA ≥ 2, w niektórych testach ≥ 3;

Wyznaczanie dopuszczalnej zawartości substancji powodującej ryzyko w glebie lub w ziemi w oparciu o metody oceny ryzyka ekologicznego jest szczególnie ważne na obszarach, gdzie gleba pełni funkcję środowiskową i retencyjną. Na obszarach uprzemysłowionych i zanieczyszczonych metody te sprawdzają się w kontroli przebiegu remediacji.

3.9. Formularz pozwalający określić, czy w przypadku przekroczenia zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie lub ziemi, występuje na danym terenie zanieczyszczonym znaczące zagrożenie dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska

Przedstawiony w tabeli 4 formularz pozwala na ocenę występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska w przypadku przekroczenia dopuszczalnej zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie lub ziemi. Lista sprawdzająca została podzielona na następujące grupy pytań odnoszących się do:

- przekroczenia dopuszczalnej zawartości w glebie lub ziemi substancji powodujących ryzyko,
- opisu charakteru przekroczeń,
- identyfikacji substancji powodujących ryzyko,
- oceny stanu fizycznego gleby,
- oceny stanu chemicznego gleby,
- postaci chemicznej, w jakiej występuje zanieczyszczenie, jego biodostępności i mobilności,
- oceny możliwości rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w glebie, ziemi, wodach gruntowych oraz powietrzu gruntowym,
- charakterystyki fizjograficznej terenu,
- funkcji gleb,
- potencjalnych dróg narażenia,
- oceny ryzyka zdrowotnego,
- oceny ryzyka ekologicznego.

Tabela 4. Formularz pozwalający na ocenę występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska w przypadku przekroczenia dopuszczalnej zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie lub ziemi

Lp.	Pytania – lista kontrolna	Tak	Nie
	Stwierdzone przekroczenia dopuszczalnej zawartości		
1.	Metali lub metaloidu dla głębokości 0-0,25 m ppt		
2.	Metali lub metaloidu dla głębokości przekraczającej 0,25 m ppt		
3.	Cyjanków wolnych dla głębokości 0-0,25 m ppt		
4.	Cyjanków wolnych dla głębokości przekraczającej 0,25 m ppt		
5.	Cyjanków w formie związków kompleksowych dla głębokości 0-0,25 m ppt		
6.	Cyjanków w formie związków kompleksowych dla głębokości przekraczającej 0,25 m ppt		
7.	Węglowodorów C6-C12 dla głębokości 0-0,25 m ppt		
8.	Węglowodorów C6-C12 dla głębokości przekraczającej 0,25 m ppt		
9.	Węglowodorów C12-C35 dla głębokości 0-0,25 m ppt		
10.	Węglowodorów C12-C35 dla głębokości przekraczającej 0,25 m ppt		
11.	BTEX dla głębokości 0-0,25 m ppt		
12.	BTEX dla głębokości przekraczającej 0,25 m ppt		
13.	WWA dla głębokości 0-0,25 m ppt		
14.	WWA dla głębokości przekraczającej 0,25 m ppt?		
15.	Węglowodorów chlorowanych dla głębokości 0-0,25 m ppt		
16.	Węglowodorów chlorowanych dla głębokości przekraczającej 0,25 m ppt		
17.	Pestycydów chloroorganicznych dla głębokości 0-0,25 m ppt		
18.	Pestycydów chloroorganicznych dla głębokości przekraczającej 0,25 m ppt		
19.	Pestycydów związków niechlorowych dla głębokości 0-0,25 m ppt		
20.	Pestycydów związków niechlorowych dla głębokości przekraczającej 0,25 m ppt		
21.	Pozostałych zanieczyszczeń dla głębokości 0-0,25 m ppt		
22.	Pozostałych zanieczyszczeń dla głębokości przekraczającej 0,25 m ppt		
23.	Innej substancji niż wymieniona w grupach I-VI dla głębokości 0-0,25 m ppt		
24.	Innej substancji niż wymieniona w grupach I-VI dla głębokości przekraczającej 0,25 m ppt		
	Opis charakteru przekroczeń		
1.	Przekroczenie występuje dla pojedynczej substancji powodującej ryzyko		
2.	Przekroczenie występuje dla więcej niż jednej substancji powodującej ryzyko w obrębie tej samej grupy związków		
3.	Przekroczenie występuje dla więcej niż jednej substancji powodującej ryzyko oraz dla więcej niż jednej grupy związków		
4.	Przekroczenie dla pojedynczej substancji powodującej ryzyko wstępuje dla głębokości 0-0,25 m ppt		
5.	Przekroczenie dla pojedynczej substancji powodującej ryzyko wstępuje dla głębokości przekraczającej 0-0,25 m ppt		
6.	Przekroczenie występuje dla więcej niż jednej substancji powodującej ryzyko w obrębie tej samej grupy związków występuje dla głębokości 0-0,25 m ppt		
7.	Przekroczenie występuje dla więcej niż jednej substancji powodującej ryzyko w obrębie tej samej grupy związków występuje dla głębokości przekraczającej 0-0,25 m ppt		
8.	Przekroczenie występuje dla więcej niż jednej substancji powodującej ryzyko oraz dla więcej niż jednej grupy związków występuje dla głębokości 0-0,25 m ppt		
9.	Przekroczenie występuje dla więcej niż jednej substancji powodującej ryzyko oraz dla więcej niż jednej grupy związków dla głębokości przekraczającej 0-0,25 m ppt		
	Identyfikacja substancji powodujących ryzyko		
1.	Przekroczenia odnoszą się do ogólnych zawartości substancji powodujących ryzyko		
2.	Przekroczenia odnoszą się do zawartości substancji powodujących ryzyko, które zostały precyzyjnie zidentyfikowane		
3.	Istnieje związek między dotychczasowym sposobem wykorzystania terenu a zidentyfikowaną substancją		
4.	Dla zidentyfikowanej substancji podano numer CAS		
5.	Dla zidentyfikowanej substancji podano podstawową klasyfikację z rozporządzenia CLP		
6.	Dla zidentyfikowanej substancji podano dodatkową charakterystykę toksykologiczną		
7.	Dodatkowa charakterystyka toksykologiczna obejmuje przemiany substancji w glebie		
8.	Dodatkowa charakterystyka toksykologiczna obejmuje wpływ na zdrowie ludzi		
9.	Dodatkowa charakterystyka toksykologiczna obejmuje wpływ na środowisko glebowe		
10.	Dodatkowa charakterystyka toksykologiczna obejmuje wpływ na wody gruntowe		
	Ocena stanu fizycznego gleby		
1.	Przeprowadzono badania oceny stanu fizycznego gleby		
2.	Przeprowadzono badania składu granulometrycznego metodą sedymentacyjno-sitową		
3.	Przeprowadzono badania zawartości wody		

Lp.	Pytania – lista kontrolna	Tak	Nie
4.	Przeprowadzono badania suchej masy		
5.	Przeprowadzono badania gęstości objętościowej na sucho		
6.	Przeprowadzono badania gęstości stałej fazy gleby		
7.	Przeprowadzono badanie współczynnika filtracji w strefie nasyconej (współczynnika wodoprzepuszczalności lub współczynnika przepuszczalności wodnej)		
8.	Oszacowano objętości artefaktów w poziomach / warstwach gleby lub gruntu		
	Ocena stanu chemicznego gleby		
1.	Przeprowadzono badania odczynu gleby (pH)		
2.	Przeprowadzono badania zawartości węglanów		
3.	Przeprowadzono badania przewodności elektrycznej właściwej gleby (Ec)		
4.	Przeprowadzono badania zawartości węgla organicznego		
5.	Przeprowadzono badania azotu ogólnego		
6.	Przeprowadzono badania pojemności kationowej wymiennej (CEC)		
7.	Przeprowadzono badania kwasowości wymiennej		
8.	Przeprowadzono badania poziomu wody gruntowej		
	Postać chemiczna, w jakiej występuje zanieczyszczenie i jego biodostępność		
1.	Przeprowadzono badania specjacji form chemicznych metali		
2.	Przeprowadzono badania frakcji węglowodorów, z rozdzieleniem związków alifatycznych i aromatycznych		
3.	Przeprowadzono badania biodostępności metali lub metaloidów		
4.	Przeprowadzono badania biodostępności WWA		
5.	Przeprowadzono badania testu wymywania dla zanieczyszczonej gleby lub ziemi		
	Możliwość rozprzestrzeniania się zanieczyszczenia		
1.	Migracja substancji lotnych z powietrzem gruntowym		
2.	Migracja substancji ciekłych z powietrzem gruntowym (aerozole)		
3.	Migracja substancji w fazie ciekłej niewodnej (np. ciekłe węglowodory – NAPL i DNAPL)		
4.	Migracja substancji w fazie ciekłej rozpuszczalnej wraz z wodami spływu powierzchniowego (ablacja)		
5.	Migracja substancji w fazie ciekłej rozpuszczalnej wraz wodami gruntowymi		
6.	Migracja substancji stałej lub zasorbowanej na skutek pylenia		
7.	Migracja substancji stałej na skutek ruchów masowych (osuwiska, spływy błotne)		
8.	Migracja substancji na skutek wymiany jonowej na kontakcie z fazą niezanieczyszczoną		
9.	Migracja substancji wywołana przez celową lub inną działalność człowieka (np. migracja gazów pod uszczelnionymi powierzchniami, depresjonowanie i przepompowywanie zanieczyszczonych wód, wywóz zanieczyszczonego gruntu, usuwanie produktów fitoremediacji itp.)		
10.	Inny sposób migracji substancji		
	Charakterystyka fizjograficzna terenu		
1.	Opis ukształtowania terenu		
2.	Opis profilu glebowego lub pokrywy glebowej (jeżeli dotyczy dużych powierzchni) - stratyfikacji pionowej warstw poziomów genetycznych lub warstw antropogenicznych pokrywy glebowej		
3.	Opis pokrywy glebowej na podstawie badań bezpośrednich lub wyciągu z ewidencję gruntów (map glebowo-rolniczych)		
4.	Opis pokrycia terenu		
5.	Opis pokrywy roślinnej		
6.	Ustalenie procentowe powierzchni odkrytych (zdolnych do pylenia)		
7.	Opis budowy geologicznej		
8.	Opis warunków hydrogeologicznych		
9.	Opis warunków meteorologicznych		
10.	Grunty opisane w oparciu o ewidencję gruntów i budynków		
11.	Użytkowanie terenu oraz jego sąsiedztwa określone w wizji lokalnej i analizie ortofotomap		
12.	Istnienie miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego		
13.	Grunty opisane zgodnie z przeznaczeniem w miejscowym planie zagospodarowania przestrzennego		
14.	Teren znajduje się w zasięgu obszaru rewitalizacji		
15.	Dla terenu uchwalono miejscowy plan rewitalizacji		
16.	Dla obszaru objętego miejscowym planem rewitalizacji podjęta została uchwała o scaleniu i podziale nieruchomości		
17.	Teren znajduje się w zasięgu uchwały rady gminy o ustaleniu lokalizacji mieszkaniowej.		
18.	Zobowiązania formalno – prawne w okresie ostatnich 10 lat na terenie planowanego działania		
19.	Teren znajduje się w zasięgu obszaru działania programów zadań rządowych służących inwestycjom celu publicznego, o których mowa w art. 48, ust. 1 ustawy o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym		

Lp.	Pytania – lista kontrolna	Tak	Nie
20.	Funkcja i uwarunkowania zagospodarowania terenu określone w studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy lub ramowym studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego związku metropolitalnego		
21.	Teren należy do obszarów wymagających przekształceń, rehabilitacji, rekultywacji lub remediacji, obszarów zdegradowanych		
22.	Teren znajduje się w zasięgu stref ochronnych lub stref uciążliwości		
23.	Teren należy do obszarów, na których rozmieszczone będą urządzenia wytwarzające energię z odnawialnych źródeł energii o mocy przekraczającej 100 kW		
24.	Teren leży w strefie ochronnej związanej z ograniczeniami w zabudowie oraz zagospodarowaniu i użytkowaniu terenu		
25.	W pobliżu terenu (do 50 km) znajdują się tereny powyrobiskowe wymagające rekultywacji		
26.	Zgodnie z planem zagospodarowania przestrzennego województwa teren leży w zasięgu inwestycji stanowiącej zadanie wojewódzkie lub krajowe w rozumieniu ustawy o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym, samorządzie województwa etc.		
27.	Teren znajduje się w strefie obszaru interwencji lub strefy ochronnej etc. wyznaczonej w planie zagospodarowania przestrzennego województwa		
28.	Teren jest lub będzie obejmował lub znajdował się w okolicy gruntów uprawnych		
29.	Teren jest lub będzie obejmował lub znajdował się w okolicy ogrodów działkowych		
30.	Teren jest lub będzie obejmował lub znajdował się w okolicy parków miejskich		
31.	Teren jest lub będzie obejmował lub znajdował się w okolicy placów zabaw		
32.	Teren jest lub będzie obejmował lub znajdował się w okolicy terenów sportowych		
33.	Teren jest lub będzie obejmował lub znajdował się w okolicy terenów mieszkaniowych		
34.	Teren jest lub będzie obejmował lub znajdował się w okolicy budynków mieszkalnych		
35.	Teren jest lub będzie obejmował lub znajdował się w okolicy budynków użytkowych		
36.	Teren jest lub będzie obejmował lub znajdował się w okolicy form ochrony przyrody		
37.	Teren jest lub będzie obejmował lub znajdował się w okolicy zasobów wody pitnej		
38.	Teren jest lub będzie obejmował lub znajdował się w okolicy ujęć wody		
39.	Teren jest lub będzie miejscem bytowania człowieka		
40.	Teren jest lub będzie miejscem bytowania populacji szczególnie wrażliwych		
41.	Teren jest lub będzie obejmował lub znajdował się w okolicy strefy bezpośredniej ochrony ujęć wody		
42.	Teren jest lub będzie obejmował lub znajdował się w okolicy strefy pośredniej ochrony ujęć wody		
43.	Teren jest lub będzie obejmował obszar ochronne w rozumieniu art. 139 ustawy z dnia 20 lipca 2017 r. prawo wodne (t.j. Dz. U. z 2018 r., poz. 2268, ze zm.)		
44.	Teren jest lub będzie obejmował obszar chroniony w rozumieniu art. 16 pkt 32 ustawy z dnia 20 lipca 2017 r. prawo wodne (t.j. Dz. U. z 2018 r., poz. 2268, ze zm.)		
	Funkcje gleby		
1.	Gleba umożliwia kontrolę obiegu materii i energii w ekosystemie		
2.	Gleba wspomaga funkcje życiowe roślin, zwierząt i człowieka		
3.	Gleba/grunt stanowi podstawę stabilności budynków i dróg		
4.	Gleba jest buforem zatrzymującym przemieszczanie zanieczyszczeń do wód gruntowych		
5.	Gleba jest źródłem puli genowej		
6.	Gleba stanowi ochronę dziedzictwa archeologicznego		
7.	Gleba stanowi ochronę dziedzictwa paleoekologicznego		
	Potencjalne drogi narażenia		
1.	Możliwe narażenie drogą pokarmową na zanieczyszczoną glebę w fazie stałej		
2.	Możliwe narażenie drogą dermalną na zanieczyszczoną glebę w fazie stałej		
3.	Możliwe narażenie drogą inhalacyjną na zanieczyszczenia w glebie w fazie gazowej		
4.	Możliwe narażenie drogą inhalacyjną na zanieczyszczenia w glebie w fazie stałej		
5.	Możliwe narażenie drogą pokarmową na zanieczyszczoną wodę		
6.	Możliwe narażenie drogą dermalną na zanieczyszczoną wodę		
7.	Możliwe narażenie drogą inhalacyjną na zanieczyszczenia w wodzie w fazie gazowej		
	Ocena ryzyka zdrowotnego		
1.	Funkcje gleby uzasadniają wykonanie oceny ryzyka zdrowotnego		
2.	Narażenie dotyczy wyłącznie pojedynczej substancji powodującej ryzyko		
3.	Narażenie dotyczy wielu substancji powodujących ryzyko		
4.	Narażenie dotyczy wielu substancji powodujących ryzyko z tej samej grupy		
5.	Narażenie dotyczy wielu substancji powodujących ryzyko z różnych grup I-VI		
6.	Narażenie dotyczy tylko substancji o działaniu toksycznym		
7.	Narażenie dotyczy tylko substancji o działaniu rakotwórczym		
8.	Narażenie dotyczy tylko substancji o działaniu mutagennym		
9.	Narażenie dotyczy tylko substancji wpływających szkodliwie na potomstwo		
10.	Narażenie dotyczy tylko substancji wpływających szkodliwie na rozrodczość		

Lp.	Pytania – lista kontrolna	Tak	Nie
11.	Zastosowano metodę oceny ryzyka zdrowotnego		
12.	Opis grup ludzi, którzy mogliby ucierpieć w wyniku zanieczyszczenia		
13.	Zastosowano wyniki oceny ryzyka zdrowotnego do wyznaczenia poziomów dopuszczalnych zawartości zanieczyszczeń dla głębokości 0-0,25 m ppt (poziom remediacyjny)		
14.	Zastosowano wyniki oceny ryzyka zdrowotnego do wyznaczenia poziomów dopuszczalnych zawartości zanieczyszczeń dla głębokości przekraczającej 0-0,25 m ppt (poziom remediacyjny)		
15.	Wyniki ryzyka niekancerogennego dla gruntów grupy I, II i III (HQ) są niższe niż 1		
16.	Wyniki ryzyka niekancerogennego dla gruntów grupy IV (HQ) są niższe niż 3		
17.	Wyniki ryzyka kancerogennego dla gruntów grupy I (na terenach wiejskich), II i III (CR) są niższe niż $1x10^{-6}$		
18.	Wyniki ryzyka kancerogennego dla gruntów grupy I (zlokalizowanych na terenach zurbanizowanych) oraz gruntów grupy III, jeśli stanowią strefę ochronną zakładów przemysłowych niższe niż $1x10^{-5}$		
19.	Wyniki ryzyka kancerogennego dla gruntów grupy IV są niższe niż $1x10^{-4}$		
	Ocena ryzyka ekologicznego		
1.	Funkcje gleby uzasadniają wykonanie oceny ryzyka ekologicznego		
2.	Opis środowiska, które mogłoby ucierpieć w wyniku zanieczyszczenia		
3.	Przeprowadzono badania ekotoksyczności gleb		
4.	Przeprowadzono badania ekotoksyczności wyciągów wodnych z gleb		
5.	Zastosowano testy z wykorzystaniem fauny glebowej		
6.	Zastosowano testy z wykorzystaniem flory glebowej		
7.	Zastosowano testy z wykorzystaniem mikroorganizmów glebowych		
8.	Zastosowano testy z wykorzystaniem fauny wodnej		
9.	Zastosowano testy z wykorzystaniem flory wodnej		
10.	Zastosowano testy z wykorzystaniem mikroorganizmów wodnych		
11.	Zastosowano testy oceny genotoksyczności wód/wyciągów wodnych		
12.	Wynik reakcji testowej dla gleb potwierdza toksyczność ostrą		
13.	Wynik reakcji testowej dla gleb potwierdza toksyczność chroniczną		
14.	Wynik reakcji testowej dla wód/wyciągu wodnego potwierdza toksyczność ostrą		
15.	Wynik reakcji testowej dla wód/wyciągu wodnego potwierdza toksyczność chroniczną		
16.	Wynik reakcji testowej dla wód/wyciągu wodnego potwierdza genotoksyczność		

Zaproponowany formularz może posiadać dwie kolumny wybrania odpowiedzi „tak” lub „nie” służące do przygotowania i weryfikacji oceny występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska w przypadku przekroczenia dopuszczalnej zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie lub ziemi. Formularz ten może posiadać także dodatkową kolumnę z polem „nie dotyczy”, może zostać także rozbudowany o dodatkowe wiersze w obrębie każdego z tematów, jeśli zajdzie taka potrzeba.

4. Propozycja zakresu dokumentacji, która powinna być dołączona do projektu planu remediacji w celu potwierdzenia występowania lub braku występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska na danym terenie zanieczyszczonym

Każde z zagadnień opisywanych w ramach oceny występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska opracowanej na potrzeby projektu planu remediacji powinno jednocześnie zostać odpowiednio udokumentowane oraz być spójne z listą kontrolną przedstawioną w formularzu. W niniejszym rozdziale przedstawiono propozycję dokumentacji, która nie stanowi zamkniętego katalogu dowodów i może zostać zastąpiona przez inne równoważne dokumenty lub rozszerzona o dodatkowe analizy lub symulacje nieprzewidziane w niniejszej ekspertyzie.

Opracowanie dokumentujące sposób wykonania tej oceny i jej wyniki, powinno zawierać niżej wymienione informacje:

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Unia Europejska Fundusz Spójności

1) podstawowe dane o obiekcie, jego użytkowniku i właścicielu (nazwa, adres, numery działek ewidencyjnych);
2) charakterystykę obiektu odpowiedzialnego za zanieczyszczenie środowiska, obejmująca co najmniej historię obiektu i jego działalności (rodzaj i zakres działalności, rodzaj emitowanych substancji zanieczyszczających, historyczne wydarzenia awaryjne);
3) historię dotychczasowych badań zanieczyszczenia środowiska gruntowo-wodnego w rejonie analizowanego obiektu;
4) identyfikację i charakterystykę obiektów, terenów i działalności potencjalnie zagrożonych na skutek migracji zanieczyszczenia w środowisku gruntowo-wodnym, w tym w szczególności ujęć wód podziemnych i powierzchniowych, ekosystemów wodnych i lądowych, terenów rolnych.

W odniesieniu do przekroczenia dopuszczalnej zawartości w glebie lub ziemi substancji powodujących ryzyko niezbędne jest przedstawienie dowodów na pobranie próbek i wykonanie analiz przez laboratoria, o których mowa w art. 147a Ustawy POŚ, o czym mowa w § 8 ust. 3 Rozporządzenia OZPZ. W przypadku substancji, których nie wymieniono na liście w Rozporządzeniu OZPZ w grupach I-VI dopuszcza się przedstawienie badań wykonanych w innym laboratorium, jeśli nie są możliwe do wykonania badania w jednostkach akredytowanych, o ile zostaną przedstawione wyniki dla próbek ślepych, badanych wzorców substancji wraz z podaniem zmienności wyników.

Interpretacja i opis charakteru przekroczeń dopuszczalnych zawartości w glebie i ziemi substancji powodujących ryzyko powinna obejmować przynajmniej krótką analizę statystyczną uzyskanych wyników, a w miarę potrzeb graficzne przedstawienie wyników. Tam, gdzie będzie to zasadne należy przygotować opisy ilustrowane mapami rozkładu zanieczyszczeń w badanych poziomach gruntu.

Identyfikacja substancji powodujących ryzyko powinna obejmować związek pomiędzy dotychczasowym sposobem wykorzystania terenu, a stwierdzonymi substancjami. Jednocześnie powinna dokumentować informacje o właściwościach toksycznych substancji z wykorzystaniem kategorii zagrożenia podanych w Rozporządzeniu CLP, a także uwzględniać wpływ na zdrowie ludzi oraz środowisko gruntowo-wodne w dostępnym piśmiennictwie z przywołaniem źródeł.

Ocena stanu fizycznego i chemicznego gleby powinna być zaprezentowana w postaci raportów z pobrania próbek i wykonania analiz przez laboratoria, o których mowa w art. 147a Ustawy POŚ wraz ze stosownym omówieniem wyników.

Rezultaty oceny postaci chemicznej, w jakiej występuje zanieczyszczenie, jego biodostępności i mobilności, w miarę możliwości powinny być wykonywane przez laboratoria, o których mowa w art. 147a Ustawy POŚ. Do czasu powszechnego wprowadzenia usług z zakresu biodostępności w laboratoriach akredytowanych, dopuszcza się przedstawienie badań wykonanych w innym laboratorium, o ile zostaną przedstawione wyniki dla próbek ślepych, badanych wzorców substancji wraz z podaniem zmienności wyników.

Do formularza powinny zostać dołączone wyniki oceny możliwości rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w glebie, ziemi, wodach gruntowych oraz powietrzu gruntowym. Mogą one być integralną częścią oceny występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska lub stanowić załącznik do takiej oceny. Ekspertyza na temat możliwości rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w glebie, ziemi, wodach gruntowych oraz powietrzu gruntowym powinna zawierać opis dróg migracji substancji w środowisku, obiektów zagrożonych, nazwę zastosowanego modelu, opis licencji (jeśli jest to właściwe), kluczowych warunków stosowalności modelu, wydruki adekwatne do skali zastosowanego prognozowania wraz

z objaśnieniem ich przydatności dla oceny znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska. Ekspertyza taka powinna być wykonana przez osobę posiadającą odpowiednie kwalifikacje i doświadczenie w dziedzinie hydrogeologii.

Charakterystyka fizjograficzna terenu zanieczyszczenia i obszarów sąsiednich powinna obejmować m.in.: położenie geograficzne i administracyjne, regionalizację hydrogeologiczną i wodnogospodarczą, geomorfologię i hydrografię, budowę geologiczną i warunki hydrogeologiczne w zakresie niezbędnym do wykonania oceny zagrożenia, warunki klimatyczne, rodzaj gleb i ich funkcje, aktualne i planowane użytkowanie i zagospodarowanie terenu, obszary chronione przyrody, strefy ochronne ujęć wód i obszary ochronne zbiorników wód śródlądowych.

W opisie terenu należy podać główne gatunki roślin występujących na analizowanym terenie, z opisaniem zależności, powiązań pomiędzy siedliskiem a biocenozą za szczególnym uwzględnieniem relacji pomiędzy florą i właściwościami gleby, w tym w kształtowaniu bioróżnorodności.

Wyniki oceny ryzyka zdrowotnego dla ludzi, w tym analizy potencjalnych dróg narażenia mogą być integralną częścią oceny znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska lub stanowić załącznik do takiej oceny. Ocena ryzyka zdrowotnego powinna odpowiadać wymaganiom minimalnym określonym w podrozdziale 3.7 niniejszej ekspertyzy. Ocena ta powinna zawierać rekomendacje dotyczące dalszego sposobu postępowania z zanieczyszczonym terenem. Ponadto powinna zostać wykonana przez osobę posiadającą odpowiednie wykształcenie i doświadczenie w zakresie toksykologii środowiska.

Wyniki oceny ryzyka ekologicznego powinny uwzględniać opis stanu środowiska oraz zaproponowanych i wykonanych biotestów odpowiednich do analizowanego medium środowiska wraz z dyskusją wyników uwzględniającą ocenę właściwości ekotoksycznych gruntów, odpadów, osadów, czy wód w odniesieniu do innych właściwości fizykochemicznych. Ocena znaczącego zagrożenia dla zdrowia powinna odpowiadać wymaganiom minimalnym określonym w podrozdziale 3.8 niniejszej ekspertyzy. Ponadto powinna zostać wykonana przez osobę posiadającą odpowiednie wykształcenie i doświadczenie w zakresie ekotoksyczności środowiska. Z uwagi na brak w Polsce laboratoriów posiadających akredytację, o których mowa w art. 147a Ustawy POŚ, ocena ekotoksyczności powinna być wykonana w laboratoriach posiadających system Dobrej Praktyki Laboratoryjnej lub w innym laboratorium, które gwarantuje przeprowadzenie testów ekotoksyczności zgodnie z procedurami opisanymi w Polskich Normach lub ich odpowiednikach (normy ISO).

Kompleksowa ocena stanu środowiska powinna uwzględniać także wyniki mobilności i biodostępności zanieczyszczeń w środowisku porów glebowych dla roślin oraz innych organizmów.

Wyniki oceny ryzyka zdrowotnego dla ludzi, w tym analizy potencjalnych dróg narażenia mogą być integralną częścią oceny znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska lub stanowić załącznik do takiej oceny. Ocena znaczącego zagrożenia dla zdrowia powinna odpowiadać wymaganiom minimalnym określonym w podrozdziale 3.6 niniejszej ekspertyzy. Ponadto powinna zostać wykonana przez osobę posiadającą odpowiednie wykształcenie i doświadczenie w zakresie toksykologii środowiska.

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

Dla oceny znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska może się okazać niezbędna analiza niżej podanych dokumentów:

1. decyzji ustalających warunki zabudowy terenu,
2. decyzji o ustanowieniu inwestycji celu publicznego (o znaczeniu lokalnym, o znaczeniu ponadlokalnym, zgodnie z ustaleniami planu zagospodarowania przestrzennego województwa i ustaleniami programów, o których mowa w art. 48 (programy zadań rządowych służące inwestycji celu publicznego) ust. 1 Ustawy MPZP,
3. decyzji o pozwoleniu na budowę,
4. zgłoszeń budowlanych,
5. decyzji o ustanowieniu terenu zamkniętego (granice terenów zamkniętych i ich stref ochronnych),
6. decyzji o wyłączeniu terenu z produkcji rolnej lub leśnej.

Analiza powyższych dokumentów powinna obejmować:

- oznaczenie decyzji poprzez nazwę organu wydającego, numer decyzji, datę wydania, znak pisma,
- treść decyzji w odniesieniu do przedmiotu analizy,
- numery działek ewidencyjnych, których decyzja dotyczy z zaznaczeniem działek wchodzących w skład obszaru badanego.

W przypadku braku planu zagospodarowania przestrzennego oraz wydanych zobowiązań formalno-prawnych, jeżeli analiza studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy ze względu na swoją skalę lub stopień dokładności nie będzie mogła dać wyczerpującego materiału, niezbędne jest przeprowadzenie analizy sytuacji formalno-prawnej terenu według tabeli 5 i ewentualne uzgodnienie działań oraz/lub zgłoszenie działań wskazanym organom lub jednostkom organizacyjnym.

Tabela 5. Analiza w wypadku braku wydanej decyzji o warunkach zabudowy i innych zobowiązań formalno-prawnych (w zależności od potrzeb) itp.

Organ wydający decyzję lub postanowienie (jeżeli w stosunku do badanego terenu takie decyzje wydano)	Treść decyzji w zastosowaniu do przedmiotu analizy lub odpowiedź na pytanie
Zarządca drogi (GDDKiA, Urząd Marszałkowski, Urząd powiatowy, Gmina)	Czy planowane działanie przebiega przez nieruchomości wchodzące w skład pasa drogowego, przylega do nieruchomości wchodzących w skład pasa drogowego lub powoduje ograniczenia w sposobie zagospodarowania pasa drogowego?
Wojewódzki Konserwator Zabytków	Czy planowane działanie mieści się w obszarze i na terenie obiektów objętych formami ochrony konserwatorskiej na podstawie przepisów ustawy z dnia 23 lipca 2003 r. o ochronie zabytków i opiece nad zabytkami (t.j. Dz. U. z 2018 r. poz. 2067 oraz Dz. U. z 2019 r. poz. 730) oraz ujętych w gminnej ewidencji zabytków lub wykazie, o którym mowa w art. 7 ustawy z dnia 18 marca 2010 r. o zmianie ustawy o ochronie zabytków i opiece nad zabytkami oraz o zmianie niektórych innych ustaw (Dz. U. poz. 474)?
Organ Administracji Geologicznej (Główny Geolog Kraju, Geolog Wojewódzki, Geolog Powiatowy)	Czy planowane działanie mieści się w zasięgu terenów występowania udokumentowanych złóż kopalin oraz przestrzeni objętych wyznaczonymi terenami górniczymi dla kopalin stanowiących przedmiot działalności wydobywczej?
Minister Obrony Narodowej	Czy planowane działanie może oddziaływać na tereny zamknięte niezbędne dla obronności państwa określone na podstawie ustawy z dnia 17 maja 1989 r. – Prawo geodezyjne i kartograficzne oraz na ich strefy ochronne, o których mowa w ustawie z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu

Organ wydający decyzję lub postanowienie (jeżeli w stosunku do badanego terenu takie decyzje wydano)	Treść decyzji w zastosowaniu do przedmiotu analizy lub odpowiedź na pytanie
	przestrzennym (t.j. Dz. U. z 2018 r. poz. 1945; zm.: Dz. U. z 2019 r. poz. 60, poz. 235, poz. 730 i poz. 1009)?
Zarząd województwa	Czy planowane działanie może wpłynąć na wyniki audytu krajobrazowego, o którym mowa w art. 38a ustawy z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym (t.j. Dz. U. z 2018 r. poz. 1945; zm.: Dz. U. z 2019 r. poz. 60, poz. 235, poz. 730 i poz. 1009)?
Właściwy organ nadzoru górniczego	Czy planowane działanie ma wpływ na zagospodarowanie terenów górniczych (obiektów lub obszarów, dla których wyznacza się w złożu kopaliny filar ochronny)?
Operator systemu przesyłowego elektroenergetycznego	Czy planowane działanie będzie wpływać na sposób zagospodarowania gruntów leżących w odległości nie większej niż 40 metrów od osi istniejącej linii elektroenergetycznej najwyższych napięć, w przypadku gdy górne napięcie tej linii elektroenergetycznej jest równe co najmniej 220 kV?
Właściwy Państwowy Wojewódzki Inspektor Sanitarny	Czy planowane działanie znajduje się w zasięgu: - lokalizacji nowych zakładów o zwiększonym lub dużym ryzyku wystąpienia poważnych awarii, – zmian, o których mowa w art. 250 (obowiązek zgłoszenia zakładu o zwiększonym lub dużym ryzyku) ust. 5 i 7 ustawy z dnia 27 kwietnia 2001 r. – Prawo ochrony środowiska, (w istniejących zakładach o zwiększonym lub dużym ryzyku wystąpienia poważnych awarii), – nowych inwestycji oraz rozmieszczenia obszarów przestrzeni publicznej i terenów zabudowy mieszkaniowej w sąsiedztwie zakładów o zwiększonym lub dużym ryzyku wystąpienia poważnych awarii?
Starosta Powiatowy	Czy planowane działanie znajduje się w zasięgu terenów zagrożonych ruchami masowymi ziemi oraz terenów, na których występują te ruchy?
Dyrektor właściwego urzędu morskiego	Czy planowane działanie pozostaje w zasięgu obszarów pasa technicznego, pasa ochronnego, morskich portów i przystani, zgodnie z przepisami ustawy z dnia 21 marca 1991 r. o obszarach morskich Rzeczypospolitej Polskiej i administracji morskiej (t.j. Dz. U. z 2018 r. poz. 2214 oraz z 2019 r. poz. 125 i poz. 730)?
Właściwy komendant wojewódzkiej Państwowej Straży Pożarnej	Czy planowane działanie pozostaje w zgodności z wymaganiami ochrony przeciwpożarowej dotyczącymi w szczególności zapewnienia wody do celów przeciwpożarowych i dojazdu dla pojazdów jednostek ochrony przeciwpożarowej oraz przepisami ustawy z dnia 27 kwietnia 2001 r. – Prawo ochrony środowiska (t.j. Dz. U. z 2018 r. poz. 799 z późn. zm.) dotyczącymi lokalizacji inwestycji od obiektów stwarzających ryzyko wystąpienia poważnej awarii przemysłowej?
Właściwy Regionalny Dyrektor Ochrony Środowiska	Czy planowane działanie znajduje się w zasięgu form ochrony przyrody, Czy w stosunku do terenu planowanego działania podjęta została decyzja o środowiskowych uwarunkowaniach, wymagana zgodnie z ustawą z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko (t.j. Dz. U. z 2018 r. poz. 2081; zm.: Dz. U. z 2018 r. poz. 1479 oraz z 2019 r. poz. 630)?
Prezes Urzędu Lotnictwa Cywilnego	Czy teren planowanego działania znajduje się w zasięgu terenów pozostających w zasięgu ograniczeń wysokości zabudowy na lotnisku i w jego otoczeniu, zgodnie z przepisami ustawy z dnia 3 lipca 2002 r. – Prawo lotnicze (T.j. Dz. U. z 2018 r. poz. 1183; zm.: Dz. U. z 2018 r. poz. 1089, poz. 1629 i poz. 1637 oraz z 2019 r. poz. 235 i poz. 730)? Czy teren planowanego działania znajduje się w zasięgu terenów określonych w art. 86 (lotnicze urządzenia naziemne) ust. 7 i art. 877 (ochrona lotnisk przed działaniami i zdarzeniami zagrażającymi ruchowi statków powietrznych) pkt 1 ustawy z dnia 3 lipca 2002 r. – Prawo lotnicze (t.j. Dz. U. z 2018 r. poz. 1183; zm.: Dz. U. z 2018 r. poz. 1089, poz. 1629 i poz. 1637 oraz z 2019 r. poz. 235 i poz. 730)?

Organ wydający decyzję lub postanowienie (jeżeli w stosunku do badanego terenu takie decyzje wydano)	Treść decyzji w zastosowaniu do przedmiotu analizy lub odpowiedź na pytanie
Właściwy Wojewoda, Marszałek Województwa oraz Starosta	Czy teren planowanego działania znajduje się na obszarze objętym zadaniami rządowymi albo samorządowymi, służącymi realizacji inwestycji celu publicznego, o których mowa w art. 39 ust. 3 pkt 3 i art. 48 ust. 1 ustawy z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym (t.j. Dz. U. z 2018 r. poz. 1945; zm.: Dz. U. z 2019 r. poz. 60, poz. 235, poz. 730 i poz. 1009)?
Właściwy organ prowadzący kataster nieruchomości	Czy następuje kolizja planowanego działania z uzbrojeniem terenu?
Właściwy zarządca infrastruktury kolejowej	Czy następuje kolizja planowanego działania z przebiegiem linii kolejowej, zgodnie z przepisami ustawy z dnia 28 marca 2003 r. o transporcie kolejowym (t.j. Dz. U. z 2019 r. poz. 710; zm.: Dz. U. z 2019 r. poz. 730)?
Właściwy zarządca terenów kolejowych	Czy następuje kolizja planowanego działania z zasięgiem obszarów kolejowych, zgodnie z przepisami ustawy z dnia 28 marca 2003 r. o transporcie kolejowym (t.j. Dz. U. z 2019 r. poz. 710; zm.: Dz. U. z 2019 r. poz. 730)?
Dyrektor właściwej Regionalnej Dyrekcji Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe	Czy następuje kolizja planowanego działania z zasięgiem gruntów leśnych stanowiących własność Skarbu Państwa?
Właściwy organ nadzoru nad gospodarką leśną	Czy następuje kolizja planowanego działania z zasięgiem gruntów leśnych nie stanowiących własności Skarbu Państwa?
Właściwy organ Państwowego Gospodarstwa Wodnego Wody Polskie	Czy następuje kolizja planowanego działania z zasięgiem nieruchomości, na których znajdują się urządzenia melioracji wodnych?
Organ właściwy w sprawach ochrony gruntów rolnych	Czy następuje kolizja planowanego działania z zasięgiem gruntów rolnych w rozumieniu przepisów ustawy z dnia 3 lutego 1995 r. o ochronie gruntów rolnych i leśnych (Dz. U. z 2017 r. poz. 1161)?
Dyrektor Regionalnego Zarządu Gospodarki Wodnej Państwowego Gospodarstwa Wodnego Wody Polskie	Czy następuje kolizja planowanego działania z zasięgiem inwestycji obejmujących wykonanie urządzeń wodnych?
Dyrektor Regionalnego Zarządu Gospodarki Wodnej lub Dyrektor Zarządu Zlewni PGW Wody Polskie	Czy na terenie wydano pozwolenie wodnoprawne na pobór wody głębinowej lub powierzchniowej?
Kierownik Nadzoru Wodnego PGW Wody Polskie	Czy na terenie dokonano zgłoszeń poboru wody?
Dyrektor Zarządu Zlewni PGW Wódy Polskie	Czy na terenie wydano decyzję o ustanowieniu strefy ochrony bezpośredniej ujęcia wody zgodnie z art. 120 do 135 ust. 1 pkt 1 oraz art. 240 ust. 4 pkt 1 lit a ustawy z dnia 20 lipca 2017 r. – Prawo wodne (Dz. U. poz. 1566, z późn. zm.) ?
Właściwy Wojewoda	Czy na terenie wydano decyzję o ustanowieniu strefy ochrony pośredniej i bezpośredniej ujęcia wody zgodnie z art. 133, ust.2 i 135 ust.1 pkt. 2 ustawy z dnia 20 lipca 2017 r. – Prawo wodne (Dz. U. poz. 1566, z późn. zm.)?
Minister właściwy do spraw zdrowia	Czy następuje kolizja planowanego działania z zasięgiem obszarów, którym został nadany status uzdrowiska albo status obszaru ochrony uzdrowiskowej, zgodnie z przepisami ustawy z dnia 28 lipca 2005 r. o lecznictwie uzdrowiskowym, uzdrowiskach i obszarach ochrony uzdrowiskowej oraz o gminach uzdrowiskowych (t.j. Dz. U. z 2017 r. poz. 1056; zm.: Dz. U. z 2017 r. poz. 60.)?
Urząd gminy	Czy następuje kolizja planowanego działania z zasięgiem obszary pomników zagłady i ich stref ochronnych oraz obowiązujące na nich ograniczenia prowadzenia działalności gospodarczej, zgodnie z przepisami ustawy z dnia 7 maja 1999 r. o ochronie terenów byłych hitlerowskich obozów zagłady (Dz.U. z 2015 r. poz. 2120)?

Analiza powyższych dokumentów powinna obejmować:

- oznaczenie decyzji poprzez nazwę organu wydającego, numer decyzji, datę wydania, znak pisma,
- treść decyzji w odniesieniu do przedmiotu analizy,
- numery działek ewidencyjnych, których decyzja dotyczy z zaznaczeniem działek wchodzących w skład obszaru badanego.

Konieczne jest przedstawienie istniejącego stan zagospodarowania terenu w formie opisowej, która powinna zawierać:

- realne użytkowanie terenu oraz jego sąsiedztwa określone w wizji lokalnej, w tym sposób użytkowania (z zastosowaniem symboliki ewidencji gruntów), pokrycie roślinnością z określeniem jej charakteru lub wieku, ukształtowanie wysokościowe terenu i jego kształt;
- funkcje terenu określone w gminnej ewidencji gruntów (obowiązująca na dzień opracowania planu remediacji);
- ustalenie, czy funkcje terenu w gminnej ewidencji gruntów zostały określone dla wszystkich działek wchodzących w skład obszaru;
- sposób podziału terenu na działki ewidencyjne, ich kształt oraz przydatność do celów budowlanych, drogowych etc.;
- uwzględnieniem wyników ewentualnego scalania i podziału gruntów;
- numery ewidencyjne działek i obręby geodezyjne, powierzchnie działek oraz ich adresy;
- rodzaje gleb na działce wraz z powierzchniami;
- wyniki wizji lokalnej i analizy ortofotomap lub zdjęć lotniczych;
- pokrycie roślinnością z określeniem jej charakteru lub/i wieku.

Dla wszelkich możliwych wyników, których analizy opierają się o próbki pobrane w terenie zaleca się ich oznaczenie w systemie GPS (§ 10 ust 1. pkt 7 lit. b Rozporządzenia OZPZ). Na tej podstawie wyniki modelowania rozprzestrzeniania zanieczyszczeń w wodach, analizy ryzyka zdrowotnego, czy wpływu na stan środowiska powinny być zaprezentowane w formie graficznej/kartograficznej.

Część graficzna dokumentacji powinna zawierać co najmniej:

1) Mapę przeglądową z lokalizacją terenu zidentyfikowanego zanieczyszczenia.
2) Mapę dokumentacyjną sporządzoną na podkładzie mapy topograficznej w skali dostosowanej do analizowanego problemu, nie mniejszej niż 1: 10000 i o treści dostosowanej do celu zadania. Mapa powinna zawierać co najmniej: teren zidentyfikowanego zanieczyszczenia, granice obszaru możliwego rozprzestrzenia się zanieczyszczenia w środowisku gruntowo-wodnym, czynne ujęcia wód podziemnych i powierzchniowych, granice ustanowionych stref ochronnych ujęć wód i obszarów ochronnych zbiorników wód śródlądowych, granice jednolitych części wód podziemnych i powierzchniowych, obszary chronione przyrody i ekosystemy zależne od wód, kierunki i drogi możliwej migracji zanieczyszczenia, inne zidentyfikowane ogniska zanieczyszczeń.
3) Mapę hydrogeologiczną poziomu wodonośnego (lub poziomów) istotnego ze względu na zagrożenie jakości wód podziemnych, zawierającą w szczególności hydroizohipsy wykreślone na podstawie datowanych pomiarów poziomu zwierciadła wód podziemnych, kierunki przepływu wód, zasięg możliwego rozprzestrzenienia analizowanej substancji zanieczyszczającej, charakter osadów powierzchniowych i podatności analizowanego poziomu wodonośnego na zanieczyszczenie z powierzchni terenu.
4) Przekrój hydrogeologiczny wzdłuż kierunku możliwej migracji zanieczyszczenia w środowisku wód podziemnych.

5) Zestawienie wyników badań fizyczno-chemicznych wody i gruntów wykorzystanych do przygotowania oceny zagrożenia.

Prace terenowe, zarówno miejsca pobierania próbek, obserwacje fizjograficzne, jak i miejsca bytowania ludności powinny zostać udokumentowane z wykorzystaniem fotografii oraz opisu miejsca badań. Pracami dokumentacyjnymi powinny być objęte w szczególności wszelkie zastoiska wody, widoczne zanieczyszczenia na powierzchni ziemi oraz wody, miejsca zdeponowania odpadów.

5. Opis wykonywanych aktualnie w Polsce technologii przeprowadzenia remediacji wraz z podaniem ich orientacyjnych kosztów

Informacje dotyczące remediacji w polskim prawie znajdujemy w Ustawie POŚ (art. 101l. Plan remediacji). W ustawie tej mowa jest o remediacji historycznych zanieczyszczeń powierzchni ziemi. Ustawa ta mówi, iż remediację historycznego zanieczyszczenia powierzchni ziemi przeprowadza się zgodnie z ustalonym planem remediacji. Natomiast władający powierzchnią ziemi lub inny sprawca, obowiązany do przeprowadzenia remediacji historycznego zanieczyszczenia powierzchni ziemi, powinien przedłożyć regionalnemu dyrektorowi ochrony środowiska wniosek o wydanie decyzji ustalającej plan remediacji, który zawiera projekt planu remediacji. Również do pisemnego wniosku dołącza się jego zapis w postaci elektronicznej na informatycznych nośnikach danych.

Projekt planu remediacji według Ustawy POŚ powinien zawierać informacje o:

1) terenie wymagającym przeprowadzenia remediacji, poprzez wskazanie adresu i numerów działek ewidencyjnych oraz jego powierzchni;
2) aktualnym i, o ile jest to możliwe, planowanym sposobie użytkowania zanieczyszczonego terenu;
3) właściwościach gleby oraz rodzaju pokrycia terenu, w tym roślinności i zabudowie;
4) nazwach substancji powodujących ryzyko, wraz z wynikami badań zanieczyszczenia gleby i ziemi tymi substancjami, wykonanych przez laboratorium, o którym mowa w art. 147a obowiązek wykonania pomiarów wielkości emisji ust. 1 pkt 1 lub ust. 1a;
5) nazwach substancji powodujących ryzyko oraz ich zawartości w glebie i w ziemi, do jakich doprowadzi remediacja;
6) ocenie występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska;
7) budowie geologicznej i warunkach hydrogeologicznych niezbędnych do dokonania oceny, o której mowa w pkt 6 – jeżeli zachodzi taka potrzeba;
8) planowanym sposobie przeprowadzenia remediacji;
9) planowanym terminie rozpoczęcia i zakończenia remediacji;
10) sposobie potwierdzenia przeprowadzenia remediacji oraz terminie przedłożenia dokumentacji z jej przeprowadzenia, w tym wyników badań zanieczyszczenia gleby i ziemi wykonanych przez laboratorium, o którym mowa w art. 147a obowiązek wykonania pomiarów wielkości emisji ust. 1 pkt 1 lub ust. 1a.

W Ustawie POŚ przyjęto, iż plan remediacji ustala regionalny dyrektor ochrony środowiska w drodze decyzji określającej m.in.:

- teren wymagający przeprowadzenia remediacji, poprzez wskazanie adresu i numerów działek ewidencyjnych oraz jego powierzchni;
- nazwy substancji powodujących ryzyko oraz ich zawartości w glebie i w ziemi, do jakich doprowadzi remediacja;
- sposób przeprowadzenia remediacji;

- termin rozpoczęcia i zakończenia remediacji;
- sposób potwierdzenia przeprowadzenia remediacji oraz termin przedłożenia dokumentacji z jej przeprowadzenia, w tym wyników badań zanieczyszczenia gleby i ziemi wykonanych przez laboratorium, o którym mowa w art. 147a obowiązek wykonania pomiarów wielkości emisji ust. 1 pkt 1 lub ust. 1a.

Kolejno regionalny dyrektor ochrony środowiska wydaje decyzję, o której mowa w ust. 4, po zasięgnięciu opinii dotyczącej projektu planu remediacji w następujących organach:

- państwowym wojewódzkim inspektoracie sanitarnym – w odniesieniu do oceny występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi na danym terenie;
- państwowym powiatowym inspektoracie sanitarnym – w odniesieniu do zanieczyszczenia w ujęciach wody przeznaczonej do spożycia;

oraz u:

- dyrektora okręgowego urzędu górniczego – w odniesieniu do zanieczyszczenia spowodowanego ruchem zakładu górniczego;
- dyrektora regionalnej dyrekcji Lasów Państwowych – w odniesieniu do zanieczyszczenia na gruntach będących w zarządzie Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe;
- dyrektora parku narodowego – w odniesieniu do zanieczyszczenia na obszarze parku narodowego i jego otuliny;
- dyrektora regionalnego zarządu gospodarki wodnej Państwowego Gospodarstwa Wodnego Wody Polskie – w odniesieniu do zanieczyszczenia w strefach ochronnych ujęć wody;
- starosty – w odniesieniu do zanieczyszczenia gruntów wykorzystywanych na cele rolne.

W przypadku, gdy zanieczyszczenie wystąpiło na terenie, do którego inny sprawca nie posiada tytułu prawnego, władający powierzchnią ziemi jest obowiązany umożliwić wykonanie badań zanieczyszczenia gleby i ziemi, a także przeprowadzenie remediacji zgodnie z planem remediacji ustalonym w drodze decyzji, o której mowa w ust. 4.

W Polsce aktualnie dominującymi technologiami prowadzenia remediacji gruntu są technologie ex situ oraz częściowo in situ on-side. Pewną rolę odgrywają też metody usuwania lub minimalizacji (degradacji) zanieczyszczeń in situ. Metoda uszczelniania (tzw. capping) jest stosowana marginalnie.

Technologia ex situ oznacza w istocie wydobycie zanieczyszczonego gruntu i jego redepozycję (wywiezienie, przepchnięcie itp.) na inny teren, gdzie dopuszczone jest składowanie gruntu (gleby lub ziemi) o stwierdzonym poziomie i rodzaju zanieczyszczenia. W praktyce stosowane jest wywożenie gruntu przy wykorzystaniu pojazdów ciężarowych, a długość drogi transportu jest dość zróżnicowana – w zależności od wielkości ośrodka (miejscowości) może wynosić od kilku do kilkudziesięciu km. Kluczowe znaczenie mają tu następujące czynniki:

- rodzaj zanieczyszczenia,
- możliwy i uzgodniony sposób unieszkodliwiania zanieczyszczeń,
- dostępność (odległość) instalacji lub terenów, gdzie dopuszcza się uzgodniony sposób unieszkodliwiania,
- ceny usług transportowych.

Istotną sprawą przy transporcie wydobytego zanieczyszczonego gruntu jest bezpieczeństwo, czyli sposób jego załadowania, rodzaj skrzyni ładunkowej, zabezpieczenie przed ubytkami

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Unia Europejska Fundusz Spójności

w czasie jazdy. Sprawy te należą do ogólnych zasad bezpieczeństwa w ruchu, są uregulowane odrębnymi przepisami i od szeregu lat coraz lepiej przestrzegane i egzekwowane zarówno przez firmy transportowe, jak i służby kontrolne (policja, inspekcja transportu drogowego, służba ochrony kolei).

Należy zaznaczyć, że istniejące przepisy związane z remediacją jedynie na podstawie rzeczywistych kart przekazania odpadów umożliwiają kontrolę nad transportem. Wzory kart ulegają okresowo zmianie i ich najnowsza wersja z maja 2019 r. nie wymaga już stosowania pieczęci firmowych przez jakąkolwiek ze stron takiej operacji z odpadami, zniesiono także wymóg podawania numeru REGON (Rozporządzenie w sprawie ewidencji odpadów). Dokumenty te służą jednak bardziej kontroli masy gruntu wywożonego i pośrednio dokumentują, czy zanieczyszczony materiał został w całości usunięty z terenu, gdzie odbywa się remediacja metodą ex situ. Niestety, mniejsze znaczenie dla kontroli mają takie kwestie, jak rodzaj i dopuszczenie danego pojazdu do transportu określonego rodzaju odpadu, a szczególnie cel i sposób zdeponowania zanieczyszczonego gruntu (adres rejestrowy podmiotu przyjmującego odpad nie oznacza miejsca depozycji odpadów). W praktyce prowadzi to do niebezpiecznych sytuacji, w których grunt zanieczyszczony przewożony jest, np. pojazdem ze skrzynią ładunkową bez plandeki (opończy), co powoduje choćby pylenie lub rozsypywanie się materiału po drodze, zaś celem wywozu są niekiedy przygodne wyrobiska po lokalnej eksploatacji kopalin lub nawet tereny nieużytków rolnych (zjawiska wywozu mas ziemnych w trakcie prac budowlanych przy inwestycjach drogowych i ich redepozycja na działki prywatne osób określanych mianem „słupów"). Działania takie wynikają albo z braku kontroli umów podpisywanych na wywóz z firmami transportowymi lub nawet z działań indywidualnych samych kierowców, którzy chcą, np. zaoszczędzić paliwo, skrócić sobie czas pracy itp. Nie istnieje bowiem żadna forma kontroli masy w miejscu docelowym. Nie ma też w praktyce szansy na kontrolowanie i śledzenie każdej ciężarówki wiozącej ładunek zanieczyszczonej ziemi. Wciąż kuszące są przydrożne ogłoszenia „przyjmę gruz" lub „przyjmę ziemię", a wszystkie firmy zajmujące się transportem zanieczyszczonej ziemi wożą także (nieraz równolegle lub w drodze powrotnej) kruszywo budowlane, gruz lub ziemię z wykopów nie objętą żadnymi badaniami.

Ta sytuacja braku pełnej kontroli nad procesem wynika z prostego powodu – decyzje remediacyjne uzgadniane w RDOŚ dotyczą terenów, a nie losów usuwanych mas ziemnych. Zakłada się, że jeśli firma wykonująca usługę wydobycia i transportu zanieczyszczonego gruntu posiada odpowiednie zgody (np. decyzję starosty – której ważność i zakres również należy kontrolować), to poza zebraniem kart przekazania odpadów i zsumowaniem mas (co dzieje się *post factum*, czyli po zakończeniu remediacji), nie trzeba troszczyć się o zweryfikowanie miejsc docelowych, gdzie trafił przewożony materiał i czy został tam prawidłowo zdeponowany oraz zagospodarowany zgodnie z prawem.

Metoda ex situ w przypadku zanieczyszczeń o ograniczonej zdolności do migracji i respektowaniu prawidłowo oszacowanego (obliczonego) ich zasięgu w gruncie jest metodą, która w łatwo wymierny, szybki i skuteczny sposób prowadzi do usunięcia problemu. Metoda ta, mimo niekiedy znacznych kosztów, jest najchętniej akceptowana głównie przez inwestorów, którzy na zakupionym lub przekształcanym terenie pragną jak najszybciej i definitywnie pozbyć się problemu zanieczyszczonego gruntu. Również w dotychczasowej praktyce RDOŚ wydawały i wydają decyzje uzgadniające tylko taki sposób likwidacji zagrożenia. Niestety, rzadko kiedy brane są pod uwagę inne koszty (np. społeczne, środowiskowe); niektóre nie dadzą się zmonetaryzować.

Ustawodawca (tylko pozornie) przewidział metodę ex situ jako główną i najlepszą (POŚ art. 101q pkt. 1), co również sprzyja projektantom remediacji, inwestorom i urzędom w uzgadnianiu tej właśnie metody. Jednak ewentualne wyliczenie ekonomicznego uzasadnienia innych metod remediacji musi się opierać na rzetelnym policzeniu wszystkich kosztów specyficznych dla danej lokalizacji/inwestycji. Dodano wcześniej określenie „pozornie", ponieważ przepis mówi o usuwaniu zanieczyszczenia, przynajmniej do dopuszczalnej zawartości w glebie i w ziemi, co nie musi być równoznaczne z usuwaniem fizycznym gleby lub ziemi. Chodzi tylko o zanieczyszczenie. W wielu wypadkach na pewno mniej problemu sprawia inwestorom wywiezienie gruntu niż ochrona w mieście gleby i ziemi oraz wykonanie remediacji metodami in situ.

Obiektywnie należy jednak stwierdzić, że metoda ex situ w usuwaniu zanieczyszczeń z licznych działek inwestycyjnych w dużych, silnie zurbanizowanych ośrodkach miejskich, na których stwierdzono nadmierne ilości substancji powodujących ryzyko dla zdrowia ludzi i środowiska, nie może być zastąpiona żadną inną metodą, gdy planowana inwestycja wymaga zajęcia całej lub niemal całej nieruchomości. Często bowiem przyszłe budynki projektowane są w ostrej granicy geodezyjnej. Swoistym absurdem takiego rozwiązania jest brak odstępu, bufora dla przyszłych użytkowników wobec zanieczyszczeń pozostających (z dużym prawdopodobieństwem) na sąsiedniej nieruchomości, która nie jest objęta decyzją remediacyjną. Zanieczyszczenia, które zdiagnozowano przy ostrej granicy działki inwestycyjnej z dużą dozą pewności znajdują się także poza tą granicą. Przyszły użytkownik, np. mieszkaniec budynku wielorodzinnego z kondygnacją garażową, mieszka w miejscu, z którego wprawdzie wydobyto i wywieziono grunt zanieczyszczony lub zastosowano szczególne rozwiązania izolacyjne fundamentów, ale podlega on nadal ekspozycji (nawet spotęgowanej) na niektóre rodzaje substancji, jeśli mogą one migrować, np. z powietrzem gruntowym wokół budynku.

Koszty remediacji metodą ex situ, jak już wspomniano, mają wiele składników zależnych do lokalizacji, popytu, dostępności miejsc redepozycji, konkurencyjności firm wykonawczych itp. Stąd oszacowanie nawet średniego kosztu usuwania zanieczyszczonego gruntu jest trudne i może być obarczone znacznym błędem. Okresowo nasilający się boom budowlany generuje np. znaczny popyt na usługi w postaci wywozu ziemi z wykopów. Szybko kurczą się możliwości zapełniania istniejących jeszcze, a już opuszczonych wyrobisk kopalin, kończą się duże inwestycje związane z infrastrukturą drogową lub kolejową, gdzie przyjmowano znaczne masy ziemi nadającej się do formowania nasypów, wałów dźwiękochronnych, przyczółków itp. Wzrastają wówczas znacznie koszty pozbywania się ziemi z wykopów nawet z terenów, gdzie nie stwierdzono (lub nie badano) zanieczyszczeń.

Innym, wspomnianym już czynnikiem, jest rodzaj, poziom zanieczyszczenia i możliwość jego unieszkodliwienia. Część firm deklaruje możliwość usuwania zanieczyszczeń, np. chloroorganicznych do wyspecjalizowanych instalacji, np. do spalarni. W rzeczywistości tak zanieczyszczona ziemia może trafiać na tzw. poletka czy płyty remediacyjne, gdzie dysponent posiada decyzje dopuszczające biodegradację odpadów organicznych, np. ziemi zanieczyszczonej substancjami ropopochodnymi. Stąd, w niektórych przypadkach, firmy projektujące remediacje i je wykonujące (lub ściśle powiązane z firmami wykonawczymi) dążą do zdefiniowania zanieczyszczeń organicznych jako nadających się do biodegradacji (najczęściej chodzi tu jedynie o proces biodegradacji tlenowej). Usuwane zanieczyszczenia chloroorganiczne (np. pestycydy, PCB, niektóre rozpuszczalniki) są w ten sposób mieszane z innymi typami odpadów, np. ziemią zanieczyszczoną olejem mineralnym, co jest sprzeczne z obowiązującymi przepisami o zakazie mieszania odpadów w celu rozcieńczenia stężeń (art. 21 pkt 1 Ustawy o odpadach).

Koszty remediacji również reguluje Ustawa POŚ (art. 101k) i obejmują one:

- badania zanieczyszczenia gleby i ziemi;
- opracowania projektu planu remediacji;
- przeprowadzenia remediacji.

W przypadkach, o których mowa jest w art. 101 (tj. obszary dotyczące ochrony powierzchni ziemi) i przesłanki przeprowadzenia remediacji pkt 4, regionalny dyrektor ochrony środowiska nakłada, w drodze decyzji, na władającego powierzchnią ziemi obowiązek zwrotu poniesionych kosztów remediacji, określając w niej wysokość, sposób i termin ich uiszczenia.

Jeżeli władający powierzchnią ziemi wykaże, że historyczne zanieczyszczenie powierzchni ziemi dokonane po dniu objęcia przez niego władania, której remediacja spowodowała poniesienie kosztów, o których mowa w ust. 1, spowodował inny sprawca, regionalny dyrektor ochrony środowiska nakłada, w drodze decyzji, obowiązek zwrotu tych kosztów na innego sprawcę, określając w niej wysokość, sposób i termin ich uiszczenia.

Regionalny dyrektor ochrony środowiska może również odstąpić od żądania zwrotu całości albo części kosztów remediacji, jeżeli:

- władający powierzchnią ziemi lub inny sprawca nie został zidentyfikowany lub nie można wszcząć wobec niego postępowania egzekucyjnego, lub egzekucja okazała się bezskuteczna;
- koszty postępowania egzekucyjnego są wyższe niż kwota możliwa do odzyskania.

W przypadku roszczeń względem władającego powierzchnią ziemi lub innego sprawcy o zwrot kosztów remediacji przedawniają się z upływem 5 lat od dnia, w którym odpowiednio decyzja, o której mowa w ust. 2 albo 3, stała się ostateczna.

Do należności z tytułu obowiązku zwrotu kosztów remediacji obowiązują przepisy działu III ustawy z dnia 29 sierpnia 1997 r. – Ordynacja podatkowa (Dz. U. z 2017 r. poz. 201, z późn. zm.), z tym że uprawnienia organów podatkowych przysługują regionalnemu dyrektorowi ochrony środowiska.

Koszty wywozu i unieszkodliwiania zanieczyszczonych gruntów wahają się też zależnie od regionów kraju (co wynika z kosztów siły roboczej, pośrednio kosztów transportu, dostępności miejsc do składowania, odległości i obecności specjalistycznych instalacji itd.). Jednym z czynników stricte biznesowych jest także negocjowanie ceny usługi w zależności od przewidzianej masy lub objętości. Im większe zlecenie, tym usługa w przeliczeniu na jednostkę (np. na tonę gruntu) tańsza.

Próby ustalenia kosztów takich usług, zarówno w badaniu strony zlecającej, jak i wykonawczej są skazane na porażkę. Szacunki opierają się jedynie na nieoficjalnych informacjach.

Koszt wywozu i zagospodarowania gleby i ziemi z terenów gruntów grupy I lub przewidzianej w planach jako taka grupa i zawierającej zanieczyszczenia akceptowalne na gruntach grupy IV – ok. 150-250 zł/tonę. Według danych publikowanych (Motylewicz, 2013) koszt usunięcia 1 m^3 gruntu, ale bez zanieczyszczeń, to koszt ok. 40 zł.

Koszt wywozu i zagospodarowania gleby i ziemi, której zanieczyszczenie wymaga zdeponowania wydobytego materiału na specjalistycznym składowisku to koszt rzędu 300-600 zł/tonę (za transport i składowanie).

Koszt wywozu i zagospodarowania (unieszkodliwienia) gleby i ziemi, której zanieczyszczenie wymaga zastosowania szczególnych metod obróbki, np. termicznych, to koszt rzędu 600-1200

zł/tonę i więcej. Cena rośnie tu proporcjonalnie do komplikacji chemicznej odpadów (zanieczyszczonego gruntu) i stężenia substancji szkodliwych, zaś jest odwrotnie proporcjonalna do wielkości zawartego kontraktu. Np. spalarnie są w stanie zaoferować stosunkowo niskie ceny usługi, jeśli zachowana będzie ciągłość i długoterminowość dostaw, co wynika z procesów technologicznych.

Pewnym połączeniem metody ex situ i in situ jest metoda in situ on-side. Może być ona zastosowana szczególnie wówczas, gdy zanieczyszczenia występujące w gruncie mogą być zdegradowane w sposób nieskomplikowany, np. poprzez zastosowanie pryzmowania, kopcowania i inokulacji autochtonicznych i zbliżonych biopreparatów zawierających mikroorganizmy (posiadających certyfikat bezpieczeństwa) (Dmochowska i inni, 2016; Kołwzan, 2007; Przygucki, 2011). Istotnym warunkiem koniecznym do zaprojektowania i przeprowadzenia tej metody jest wystarczająca ilość miejsca na nieruchomości oraz plan późniejszego zagospodarowania zremediowanego gruntu na miejscu (lub w innym miejscu).

Niewątpliwą korzyścią finansową i środowiskową metody in situ on-side jest wyeliminowanie kosztów oraz wszelkich ryzyk i szkód powodowanych przez transport (wypadki, niszczenie infrastruktury drogowej, ubytki zanieczyszczonego ładunku, emisja spalin z pojazdów itp.). Kluczowe jest jednak ograniczenie rozprzestrzeniania zanieczyszczeń na inne tereny i większa możliwość kontroli zanieczyszczeń (ich redukcja, potencjał migracyjny, powodowanie ryzyka itp.). Jest to zatem metoda środowiskowo bardzo pożądana, jednak często niewygodna i skomplikowana dla inwestorów. Co więcej, pozostawienie na dłuższy czas jakiejkolwiek pryzmy bioremediacyjnej na terenie przeznaczonym do stałego pobytu ludzi budzi określone wątpliwości związane z dostępem, ekspozycją, emisją, a dla inwestora (np. developera) stanowi negatywny czynnik odstraszający potencjalnych nabywców nieruchomości. Na terenach będących własnością administracji lokalnej takie pryzmy mogą spełniać jednocześnie inne role, ekranów dźwiękowych lub form urozmaicenia powierzchni zielonej (Irmiński, 2019).

W dotychczasowej praktyce nie spotyka się oczywistej, wydawałoby się, odmiany tej metody ukierunkowanej na zagospodarowanie zanieczyszczonej warstwy powierzchniowej. Zdecydowanie najczęściej to właśnie warstwa powierzchniowa 0-0,25 m, czyli warstwa glebowa jest „ofiarą" i nośnikiem zanieczyszczeń. Wynika to z łatwości kontaktu (imisja), użytkowania oraz zdolności do sorbowania i kumulowania niektórych zanieczyszczeń. Jednocześnie takie czynniki jak łatwość dostępu i ekspozycja oraz potencjalne możliwości przyszłego, nieświadomego korzystania z tak zanieczyszczonego medium spowodowały, że dotychczasowe przepisy najostrzej normują poziom zanieczyszczeń właśnie w warstwie glebowej. Wobec tego, że w warstwach głębszych, tj. podglebowych, dopuszcza się wielokrotnie wyższe poziomy stężeń badanych substancji, to rozwiązaniem in situ on-side jest redeponowanie zdjętej wcześniej, zanieczyszczonej warstwy glebowej do strefy głębszej. Muszą być przy tym spełnione co najmniej trzy warunki:

- poziom zanieczyszczeń substancji w glebie nie przekracza dopuszczalnego poziomu tych substancji wyznaczonego (także metodą oceny ryzyka zdrowotnego i środowiskowego) dla gruntów w warstwach poniżej 0,25 m,
- zdeponowanie gruntu głębiej nie wiąże się z ryzykiem dla konstrukcji budowlanej, np. niestabilność podłoża, niestateczność skarp itp. (grunty te z reguły znacznie gorzej poddają się zagęszczaniu),
- teren, gdzie wbudowano głębiej tego rodzaju zanieczyszczone gleby musi mieć w planach zagospodarowania jasny i jednoznaczny opis, który ograniczy wtórne

wykorzystanie i ureguluje wszelkie prace ziemne, np. w przyszłości wykonywanie lub wymianę instalacji w infrastrukturze podziemnej.

Jednak klasyczne metody in situ opierają się na działaniach, które wykorzystują czynniki czysto mechaniczne (np. *soil mixing, grounding, injecting*), czynniki mechaniczno-chemiczne (np. płukanie gruntu), czynniki chemiczne (np. metody ISCO – silnej chemicznej oksydacji, przemywanie gruntu) oraz czynniki biologiczne (np. biodegradacja mikrobiologiczna tlenowa, beztlenowa, fitoremediacja z wszelkimi odmianami i podobne) (Mikulski, 2008; Głowacki i Chmielewski, 2017; Kołwzan, 2007). Głównym czynnikiem warunkującym tego rodzaju działania jest dostatek czasu oraz dostatek miejsca. W Polsce, poza biodegradacją zanieczyszczeń ropopochodnych, wymienione działania były stosowane stosunkowo rzadko.

Metody mechaniczne (*soil mixing, grounding, injecting*) są typowe dla działań geotechnicznych, ale ich zastosowanie w ochronie środowiska wymaga jedynie zachowania szczególnych warunków bezpieczeństwa i zasad postępowania z pojawiającymi się produktami ubocznymi lub zanieczyszczonym gruntem (np. w pierwszej fazie wiercenia). Metody te służą głównie stabilizacji gruntu zanieczyszczonego, związania samych zanieczyszczeń w dodatkach cementujących, iłujących lub żelujących. Zadaniem dodatków (często naturalnego pochodzenia iłów lub obojętnych dla środowiska, ale chemicznie lekko zasadowych cementów) jest zwiększenie gęstości osadu poprzez kolmatację przestrzeni międzyziarnowych i tym samym radykalna zmiana współczynnika wodoprzepuszczalności. Niska wodoprzepuszczalność ($<1x10^{-7}$ m/s) pozwala na zmianę klasyfikacji w danej grupie gruntów, gdzie dopuszczalne są wyższe stężenia substancji zanieczyszczających. Metody te są wskazane także w strefach gruntów zanieczyszczonych, występujących poniżej zwierciadła wody podziemnej, ponieważ automatycznie spada wymywalność zanieczyszczeń na skutek utrudnionej migracji wody w porach i na skutek zamknięcia przestrzeni porowych. Szczególną odmianą takiej metody jest witryfikacja (zeszkliwienie gruntu poprzez działanie wysokiej temperatury), jednak dotychczas nie ma danych na temat zastosowania tej metody w Polsce (Hiester i inni, 2012). W każdym przypadku konieczne jest jednak wymaganie, by zarówno przed, jak i po zagęszczeniu lub scementowaniu gruntu dokonać ponownie badań kontrolnych. Polegają one jednak nie tylko na badaniu całkowitej zawartości substancji zanieczyszczającej, ale także na zbadaniu jej zawartości w procesie symulowanego wypłukiwania (testy wymywalności). To najczęściej pokazuje skalę redukcji migracji i umożliwia ponowną ocenę ryzyka zdrowotnego i środowiskowego przy osiągniętym, zredukowanym ładunku zanieczyszczeń.

Warto przy tym zaznaczyć, że metody zagęszczania, cementacji, żelowania najczęściej opłaca się zastosować jedynie dla pewnej strefy lub warstwy, która będzie stanowiła bufor oddzielający grunty bez zanieczyszczeń lub budynki od gruntów zanieczyszczonych, w tym gruntów potencjalnie silnie zanieczyszczonych zlokalizowanych poza granicą własności inwestora, na które nie ma on wpływu. Tego rodzaju struktury (tarcze, ściany, przesłony itp.), jeśli występują w strefie saturacji i mają znaczną rozpiętość, mogą wpływać na kierunki przemieszczania się wód podziemnych, w tym wód zanieczyszczonych. Musi to być brane pod uwagę w projekcie remediacji, gdyż może spowodować zmianę warunków wodnych, kierunków przepływu i przenikanie zanieczyszczeń na tereny, gdzie dotychczas nigdy ich nie stwierdzano.

Z mechanicznego punktu widzenia metody *soil mixing, grounding i injecting* stosuje się jedynie w gruntach o znacznej porowatości i wodoprzepuszczalności. Z prawnego punktu widzenia dodatkowe zagęszczanie gruntów o naturalnie niskiej wodoprzepuszczalności pierwotnej (np. namuły, rozmaite gliny, iły) nie ma już znaczenia, jeśli osady te mają współczynnik

wodoprzepuszczalności niższy niż $1x10^{-7}$ m/s – i tak mają tu zastosowanie najbardziej liberalne wartości określające dopuszczalny poziom zanieczyszczeń.

Koszty wykonywania metod *soil mixing* (i podobnych) wynoszą średnio ok. 200 zł za metr bieżący wiercenia (wykonania w ziemi pala), przy zakładanej średnicy 1000 mm. Jest to ekonomicznie optymalna średnica wiercenia. Wykonywanie średnic mniejszych, np. 600 mm, generuje wyższe koszty, zaś przy średnicy 1200 mm są to koszty ok. 250 zł/mb. Do oszacowania ceny takiej usługi nie wliczono kosztów mobilizacji sprzętu, co zależy m.in. od dostępności terenu, trasy dojazdu itp.

Do grupy metod mechanicznych (fizycznych), które wykorzystują zjawisko wyrównywania ciśnień, należy zaliczyć także odsysanie lotnych zanieczyszczeń z gruntu – odgazowanie gruntu (tzw. *venting* lub *soil vapour extraction*). Jako metoda samodzielna może być ona stosowana jedynie w szczególnych przypadkach, np. likwidacji skutków rozlania łatwo lotnych związków organicznych. Przy tzw. starych zanieczyszczeniach, gdzie istotnym problemem są gazy ulatniające się ze strefy saturacji i aeracji do atmosfery metody *ventingu* mogą być jedynie krótkotrwałym zabezpieczeniem otoczenia przed skutkami emisji lub mogą obniżać stężenia gazów w gruncie przed jego wydobyciem, załadunkiem i wywiezieniem do unieszkodliwienia. System *ventingu* to zwykle sieć studni ekstrakcyjnych i rur połączonych ze stacją pomp podciśnieniowych i modułem filtrującym gazy w materiale sorbującym, np. w węglu aktywnym.

Metody mechaniczno-chemiczne (np. płukanie gruntu) polegają na usunięciu zanieczyszczeń, które podlegają rozpuszczaniu, mechanicznemu ścieraniu i emulgowaniu lub desorpcji, czyli zanieczyszczeń występujących w gruntach niespoistych. Płukanie gruntów o dużym udziale frakcji pylastej lub iłowej jest bezcelowe i nie przynosi pożądanego skutku. Najlepsze efekty uzyskuje się dla gruntów piaszczystych o zróżnicowanej frakcji, z przewagą frakcji grubych (Irmiński, 2014). Sam proces mechanicznego oddzielania substancji zanieczyszczających od tzw. szkieletu mineralnego jest zjawiskiem złożonym, jednak istotnym czynnikiem stosowanym szczególnie w przypadkach występowania zanieczyszczeń środowiska gruntowego węglowodorami o dużej lepkości (np. olejami, mazutem, WWA, kreozotem, DDT i podobnymi) są detergenty (środki powierzchniowo czynne). Dobór grupy tych środków (np. anionowe, kationowe) wynika ze specyficznych warunków miejscowych, w tym pH gruntu oraz wody gruntowej i szczególnie od konieczności ochrony środowiska wodnego. Nie wszystkie bowiem detergenty są w równym stopniu i tempie biodegradowalne. W przypadku typowych działań in situ możliwe jest płukanie (zwane także praniem gruntu, jeśli dodawane są środki powierzchniowo czynne) bezpośrednio w wyrobisku tworzonym przez maszynę w gruncie (Werner, 2006). Jednak przy bardziej skomplikowanych przypadkach konieczne jest stosowanie prania gruntu (*soil washing*) w specjalnych kontenerach i ponowne wbudowywanie oczyszczonej partii gruntu w powstały wykop. Powstające w procesie odpady (emulsja olejowo-wodna, frakcje iłowe opadające na dno zbiornika, osady strącane w procesie flokulacji i inne zawiesiny opadające w odstojnikach zawierają zwykle kilku-, a nawet kilkudziesięciokrotnie większe stężenia substancji zanieczyszczających niż w początkowo zanieczyszczonych gruncie – muszą być zatem usuwane specjalistycznym transportem (cysterny, wanny) albo przewożone w bezpiecznych zbiornikach do miejsc dalszego unieszkodliwiania.

Trzeba jeszcze zaznaczyć, że sam proces płukania gruntu często musi być poprzedzony mechaniczną separacją (przesiewaniem) wydobytego materiału. Ułatwia to następnie płynne płukanie, zmniejsza usterkowość maszyn, ale także odseparowuje materiały, które mogą być poddane recyklingowi i nie wymagają płukania (np. złom, gruz, drewno, tworzywa sztuczne).

Oszacowane kosztów tak złożonego technologicznie procesu jest trudne, gdyż w Polsce nie jest to metoda częsta. Ze względu jednak na wysokie koszty przygotowania całej „linii technologicznej" in situ im większy obszar lub kubatura gruntów do oczyszczenia tym koszty jednostkowe stają się niższe. Zwykle koszty takiego rozwiązania ustalane są indywidualnie dla każdego przypadku.

Po przeprowadzeniu procesu płukania/prania gruntów także wykonywane są badania kontrolne, by ustalić, czy zadany proces spowodował istotne zmniejszenie ilości zanieczyszczeń.

Metody oparte na czynnikach chemicznych (silna chemiczna oksydacja ISCO, przemywanie gruntu) wykorzystują dobrą wodoprzepuszczalność osadów i polegają na chemicznym oddziaływaniu odczynników na substancje zanieczyszczające związane w gruncie. Jako odczynniki mogą być stosowane zarówno silne kwasy mineralne i zasady, co prowadzi do utleniania, rozpuszczania i w efekcie mobilizacji zanieczyszczeń, albo – w przypadku związków organicznych – rozpuszczalniki organiczne, np. alkohole i następnie detergenty. Działania te prowadzą do powstania mobilnych produktów reakcji, co wymaga z kolei kontroli szczelności procesu. Może to być oparte na barierach hydraulicznych. Tego rodzaju projekty zostały już Polsce opracowane dla kilku przypadków zanieczyszczeń, ale dotychczas nie były wdrożone z powodu wysokich kosztów oraz zastrzeżeń dotyczących dużego ryzyka utraty kontroli nad wprowadzonymi do gruntu chemikaliami (Burmistrz, 2016). Zasadniczą przeszkodą stosowania tego rodzaju rozwiązań jest właśnie możliwość pozostawienia w gruncie części odczynników chemicznych, co stoi w sprzeczności z zakazem wprowadzania do środowiska gruntowo-wodnego substancji obcych i niebezpiecznych dla środowiska. Ograniczenia takie wynikają m. in. z art. 75 Prawa Wodnego oraz z Rozporządzenia w sprawie warunków jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków. Niemniej jednak zgodnie z art. 566 ust. 1 Prawa Wodnego przepisy wykonawcze wydane m.in. na podstawie art. 45 ust. 1 pkt 1, 3 i 4 ustawy z 18.07.2001 r. Prawo wodne zachowują moc do dnia wejścia w życie przepisów wykonawczych wydanych na podstawie Prawa Wodnego, jednak nie dłużej niż przez 18 miesięcy od dnia wejścia w życie niniejszej ustawy. Oznacza to, że Rozporządzenie w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków obowiązuje do dnia 1 lipca 2019 r. lub do momentu wydania nowego rozporządzenia na podstawie art. 99 ust. 1 Prawa Wodnego. Obecnie na etapie opiniowania jest projekt rozporządzenia Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego oraz warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu do wód lub do ziemi ścieków, a także przy odprowadzaniu wód opadowych lub roztopowych do wód lub do urządzeń wodnych.

Metody biologiczne (np. biodegradacja tlenowa) są wynikiem badań i obserwacji środowisk naturalnych, gdzie przyroda sama prowadzi do degradacji szeregu substancji stanowiących najczęściej źródło budulca lub energii dla organizmów żywych. Istotną rolę odgrywają tu enzymy, które w znaczącym stopniu obniżają próg zajścia szeregu reakcji rozpadu niektórych cząsteczek chemicznych. Ważne jest zatem, czy jest to środowisko tlenowe czy beztlenowe, gdyż występują w nich odmienne grupy organizmów. Niekiedy na spowolnienie lub nawet całkowite wstrzymanie aktywności mikroorganizmów mają wpływ toksyczne domieszki, np. metali jak rtęć, kadm lub ołów. Generalnie dla procesów tlenowych, które zachodzą szybciej, kluczowe jest to, że końcowe produkty działania mikroorganizmów to woda i dwutlenek węgla, które z kolei – wydzielane w odpowiednim tempie – są wykorzystywane przez inne organizmy, np. florę produkującą masę organiczną i wydzielającą tlen.

Stosowanie skutecznych metod mikrobiologicznej biodegradacji np. zanieczyszczeń ropopochodnych (olejów i benzyn) ma miejsce w naszym kraju już co najmniej od kilkunastu lat.

Głównie dotyczy to usuwania zanieczyszczeń z terenów starych stacji benzynowych, magazynów paliw, dawnych garnizonów i baz wojskowych oraz z miejsc, gdzie doszło do wypadków i wycieków tego rodzaju substancji do gruntu. Metody biologiczne stanowią zwykle jednak działanie uzupełniające, które ma na celu doczyszczenie środowiska gruntowo-wodnego. Głównymi zaletami są stosunkowo niskie koszty i niskie ryzyko środowiskowe oraz możliwość niemal „od zaraz" swobodnego zagospodarowania terenu, który poddawany jest tym procesom. Trzeba bowiem zastrzec, że mimo wspomagania (nutryfikacja, natlenianie) są to procesy czasochłonne i wymagające monitorowania. Trwają od kilku miesięcy do kilku lat (Siuta, 2003).

Postęp i konkurencja w dziedzinie wytwarzania biopreparatów do likwidacji związków ropopochodnych powoduje, że są to metody stosunkowo niskokosztowe. Szacuje się, że do oczyszczenia 1 metra sześciennego gruntu o średnim stopniu zanieczyszczenia (np. zawartość oleju mineralnego 5000 mg/kg) konieczne jest ok. 0,7-1,0 litra preparatu w formie skoncentrowanej (wysoka koncentracja oznacza ok. 10^{18}-10^{21} kolonii w cm^3). Koszt litra takiego preparatu jest zależny od producenta, sieci dystrybucyjnej, zakupionej ilości, stałości dostaw itp., ale sięga kilkudziesięciu złotych. Jednak jest to tylko część nakładów, jakie należy ponieść przy procesie bioremediacji. Specyficznymi dla każdego miejsca składnikami kosztotwórczymi są ilość i głębokość otworów iniekcyjnych, kontrolnych, stosowanie napowietrzania, dostarczanie makroskładników (nutrientów), okresowe badanie postępów procesu zachodzącego pod powierzchnią ziemi.

Jak wspomniano, metody mikrobiologiczne są wykorzystywane raczej jako wspomagające i w zasadzie są poprzedzane usuwaniem metodą ex situ głównych ognisk zanieczyszczeń, gdzie stężenia węglowodorów są zbyt duże dla bytowania mikroorganizmów tlenowych i rozpoczęcia procesów biodegradacji. Z kolei projektowanie bioremediacji dla niewielkich obszarów lekko zanieczyszczonych związkami ropopochodnymi mija się z celem, gdyż szybciej procesy te zajdą na pryzmach (odpowiednia wilgotność i natlenianie) – czyli w technologiach in situ on-side lub poza terenem (off site) inwestycyjnym na tzw. płytach remediacyjnych, czyli w typowych warunkach ex situ.

Trzeba zastrzec jednak, że metody bioremediacyjne nie są panaceum na każdy rodzaj zanieczyszczeń zawierających składniki organiczne. W pewnych przypadkach procesy te nie będą zachodziły prawidłowo i skutecznie, np. gdy współwystępują węglowodory z grup typowo biobójczych, np. fungicydy, pestycydy. Trzeba także mieć pewność, że procesy będą miały charakter tlenowy, gdyż w warunkach redukcyjnych może dochodzić do tworzenia się bardzo niepożądanych produktów pośrednich lub końcowych, jak metan, chlorowodór, siarkowodór i inne gazy składowiskowe.

Wspomniane wcześniej inne metody biologiczne, jak fitoremediacja, w tym fitoakumulacja, są stosowane na skalę badawczą i mogą być jedynie zalecane jako metody bliższe rekultywacji niż remediacji terenów, choćby z racji dużych wymagań czasowych (liczonych w latach).

Zatem biorąc pod uwagę główne metody remediacji, tj. in-situ, on-site i off-site, w każdej z tych metod można wyróżnić wady i zalety, co zestawiono w tabeli 6.

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

Tabela 6. Najważniejsze wady i zalety głównych metod remediacji

Metoda remediacji	Wady	Zalety
In-situ	Zajmuje więcej czasu niż metody off-site	Ekonomiczna, Brak transportu
In situ on-side	Wymagane miejsce do przeprowadzenia oczyszczania, Zajmuje więcej czasu niż oczyszczanie w przygotowanych instalacja lub na poletkach i płytach re mediacyjnych (off-site treatment)	Ekonomiczna, Brak transportu
Ex situ (off-site)	Wysokie koszty, Większa ingerencja w środowisko, Generowanie problemów poza terenem	Zanieczyszczenia całkowicie wydobywane – Szybkie tempo prac – Możliwość stosowania do wszystkich typów zanieczyszczeń – Zalecane tylko przy dużych koncentracjach zanieczyszczeń

6. Propozycja zasad, które w oparciu o przeprowadzoną ocenę znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska pozwolą wybrać i uzasadnić właściwy sposób remediacji

Na podstawie dotychczasowych doświadczeń i analizy funkcjonowania przepisów podstawowych (Ustawa POŚ) i wykonawczych (głównie Rozporządzenie OZPZ) oraz opracowanej dla GDOŚ ekspertyzy pt.: „Analiza informacji niezbędnych do dokonywania oceny występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska w przypadku stwierdzenia przekroczenia dopuszczalnych zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie, ziemi lub wodach gruntowych” kontynuowanej w ramach niniejszej pracy zaproponowano poniżej dziesięć kolejnych zasad zmierzających do wyboru i uzasadnienia właściwego sposobu remediacji. Jest to swoisty „Dekalog REMEDIUM”.

Zasada 1. Wykazanie na podstawie badań historycznych, badań wstępnych oraz ewentualnych badań szczegółowych, że w środowisku gruntowo-wodnym potwierdzono obecność co najmniej jednej substancji spośród wymienionych w załączniku 1 do Rozporządzenia OZPZ o zawartości przekraczającej zawartość dopuszczalną, jest wystarczającą przesłanką do opracowania projektu planu remediacji i przedłożenia wniosku o wydanie decyzji ustalającej plan remediacji do właściwego terytorialnie regionalnego dyrektora ochrony środowiska.

Zasada 2. Władający powierzchnią ziemi, po dokonaniu obligatoryjnego zgłoszenia faktu stwierdzenia na terenie będącym w jego władaniu historycznego zanieczyszczenia powierzchni ziemi (art. 101e Ustawy POŚ), poza wynikami badań wstępnych i ewentualnie badań szczegółowych, zgodnie z art. 101l ust. 3 Ustawy POŚ podaje w projekcie planu remediacji przedkładanym regionalnemu dyrektorowi ochrony środowiska informacje o ocenie występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska w celu doprecyzowania konieczności przeprowadzenia i zakresu niezbędnej remediacji.

Zasada 3. Ocena występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska musi być wykonana w oparciu o wyniki badań: analizy chemicznej (specyficznej terenowo), odpowiednią ocenę toksyczności w postaci oceny ryzyka zdrowotnego dla ludzi lub ocenę ekotoksyczności oraz ocenę ekologiczną środowiska, a także informacje o rodzaju i lokalizacji zanieczyszczenia, substancjach powodujących

ryzyko, drogach migracji, z uwzględnieniem obecnego i planowanego sposobu użytkowania terenu, a także jego wykorzystania w przeszłości.

Zasada 4. Wynikiem oceny ryzyka zdrowotnego i środowiskowego powinno być określenie poziomu remediacyjnego, który może dotyczyć substancji stwierdzonych w każdej z rozpatrywanych dróg migracji. Poziom remediacyjny to maksymalna zawartość danej substancji, poniżej której nie będzie występowało znaczące zagrożenie dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska, która nie może być również przekroczona po zakończeniu remediacji, aby osiągnięty był cel remediacji, tj. likwidacja znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska.

Zasada 5. Ze względu na postać chemiczną substancji powodującej ryzyko, przyjęty scenariusz narażenia oraz właściwości gleby i ziemi, wyznaczony poziom remediacyjny może być bardziej lub mniej restrykcyjny od dopuszczalnej zawartości danej substancji określonej w załączniku 1 do Rozporządzenia OZPZ.

Zasada 6. Zgodnie z art. 101p ust. 2 Ustawy POŚ, jeżeli ocena występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska wykaże, że nie występuje znaczące zagrożenie dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska, regionalny dyrektor ochrony środowiska może zwolnić władającego powierzchnią ziemi lub innego sprawcę, w drodze decyzji, z obowiązku przeprowadzenia remediacji albo nie przeprowadzać remediacji, o której mowa w art. 101i Ustawy POŚ.

Zasada 7. Jeżeli ocena występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska wykaże, że występuje znaczące zagrożenie dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska, konieczne jest przeprowadzenie remediacji bez możliwości ubiegania się przez władającego powierzchnią ziemi (lub innego sprawcę) o zwolnienie w drodze decyzji z obowiązku przeprowadzenia remediacji. Ponadto właściwy terytorialnie regionalny dyrektor ochrony środowiska nie może sam odstąpić od przeprowadzenia remediacji, o której mowa w art. 101i Ustawy POŚ.

Zasada 8. Na podstawie oceny występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska przeprowadzonej zgodnie z zasadą 3, zawartej w projekcie planu remediacji załączonym do wniosku o wydanie decyzji ustalającej plan remediacji, regionalny dyrektor ochrony środowiska oceni, czy wybrany sposób remediacji może być najbardziej skuteczny i korzystny dla ludzi lub stanu środowiska. W szczególności zaś stwierdzi, czy zgodnie z art. 101q ust. 3 Ustawy POŚ zachodzą przesłanki do wyboru wariantu innego niż usunięcie zanieczyszczenia przynajmniej do dopuszczalnej zawartości w glebie i w ziemi substancji powodujących ryzyko prowadzące do usunięcia znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska, z uwzględnieniem obecnego, i o ile jest to możliwe, planowanego sposobu użytkowania terenu, o czym mowa w art. 101q Ustawy POŚ.

Zasada 9. Wybór wariantu (spośród podstawowego i wariantów alternatywnych) musi być podyktowany koniecznością doprowadzenia do usunięcia znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska, co oznacza zastosowanie działań remediacyjnych prowadzących do ograniczenia zawartości zanieczyszczeń w glebie, ziemi lub wodach gruntowych do akceptowalnego poziomu ryzyka zdrowotnego i środowiskowego. Przy wyborze wariantu remediacji priorytetem jest zdrowie i warunki życia ludzi (rozumiane także jako czynniki społeczne) oraz stan środowiska,

w tym ekosystemy zależne od migracji zanieczyszczeń, a następnie dopiero czynniki ekonomiczne.

Zasada 10. Jeśli wyznaczony poziom remediacyjny nie może być osiągnięty w żadnym z rozpatrywanych w projekcie planu remediacji wariantów remediacji lub, mimo zastosowania dostępnych metod nie zostanie osiągnięty po zakończeniu procesu remediacji, wówczas zachodzą przesłanki do ewentualnego ograniczenia dostępu ludzi do zanieczyszczonego terenu i ewentualna konieczność zmiany sposobu użytkowania zanieczyszczonego terenu, o których mowa w art. 101q ust. 1 pkt. 2c Ustawy POŚ.

7. Procedura przeprowadzenia analizy kosztów i korzyści jaka musi być przedstawiona celem odstąpienia od obowiązku usunięcia zanieczyszczenia do dopuszczalnej zawartości na rzecz innego sposobu przeprowadzenia remediacji

Poziom ogólny

Komisja Europejska wydała w grudniu 2014 roku Przewodnik po analizie kosztów i korzyści projektów inwestycyjnych – Narzędzie analizy ekonomicznej polityki spójności 2014–2020, autorstwa Davide Sartori i współpracowników. Przewodnik dotyczy analizy kosztów i korzyści dla dużych projektów infrastrukturalnych. Pewne elementy wspólne dla wszystkich projektów odnoszących się nie tylko do pozyskiwania środków z funduszy pomocowych Unii Europejskiej na wsparcie działań w ramach projektów infrastrukturalnych mogą być także zastosowane do planów remediacji, czy innych działań z zakresu ochrony środowiska. Na potrzeby niniejszego opracowania wykorzystano pojęcie „projekt" z omawianego dokumentu do omówienia analizy kosztów i korzyści jaka musi być przedstawiona zgodnie z art. 101q ust.3 pkt 3 Ustawy POŚ. Można założyć, że rozwiązanie problemu terenów zanieczyszczonych, na których zostanie stwierdzone znaczące zagrożenie dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska i w myśl art. 101q ust.3 pkt 3 Ustawy POŚ można odstąpić od obowiązku remediacji, będzie możliwe do zrealizowania ze środków pomocowych w kolejnych perspektywach finansowych w ramach polityki spójności, zwłaszcza na terenach, na których zostało stwierdzone historyczne zanieczyszczenie powierzchni ziemi.

Zasady przeprowadzania analizy kosztów i korzyści obejmują siedem etapów:

1. opis kontekstu,
2. określenie celów projektu,
3. identyfikacja projektu,
4. wykonalność techniczna i zrównoważenie środowiskowe,
5. analiza finansowa,
6. analiza ekonomiczna,
7. ocena ryzyka.

Pierwszy etap oceny projektu ma na celu opisanie kontekstu społecznego, ekonomicznego, politycznego i instytucjonalnego, w którym będzie on realizowany. Należy ocenić, czy istnieją warunki realizacji celu zamierzenia – planu remediacji.

Drugi etap oceny projektu służy określeniu jego celów – identyfikacji efektów i weryfikacji przydatności, w odniesieniu do analizy wszystkich elementów kontekstu oraz wyników, które zostaną osiągnięte w wyniku realizacji planu remediacji, także w ujęciu dokumentów regionalnych lub sektorowych. Często stosuje się wskaźniki osiągnięcia celu w sposób ilościowy. Dla

zanieczyszczeń powierzchni ziemi może to być redukcja ich zawartości do poziomu remediacyjnego. Wymaga się także przedstawienia źródła i wartości wskaźników, co w tym przypadku odpowiadałoby wynikom analizy znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi i stanu środowiska.

Identyfikacja projektu obejmuje wszystkie konkretne elementy fizyczne, działania, usługi podmioty odpowiedzialne, beneficjentów oraz interesariuszy.

Wykonalność techniczna i zrównoważenie środowiskowe nie są formalnie częścią analizy kosztów i korzyści, jednak są wymagane do zatwierdzenia wniosku o dofinansowanie. Obejmują one:

a) analizę popytu;
b) analizę rozwiązań alternatywnych;
c) kwestie dotyczące środowiska i zmiany klimatu;
d) projektu technicznego, szacunkowych kosztów i harmonogramu realizacji.

W odniesieniu do rozważanych obowiązków remediacji analiza popytu powinna obejmować przegląd dostępnych na rynku metod, adekwatnych do zanieczyszczenia terenu, jego skali i przeznaczenia terenu oraz sposobu wykorzystania. Powinna także obejmować omówienie dobrych praktyk.

Warianty alternatywne powinny uwzględniać zarówno rozwiązania technologiczne, jak i nakłady inwestycyjne oraz dostępną infrastrukturę. Powinny uwzględniać także zagadnienia odnoszące się do wpływu na środowisko i zdrowie ludzi oraz warunki ich życia, a także aspekty społeczne. Analogicznie do ocen oddziaływania na środowisko powinien być także rozpatrywany wpływ wariantu zerowego uwzględniający pozostawienie zanieczyszczonej gleby lub ziemi w obecnym miejscu.

Po dokonaniu wyboru wariantu przeprowadza się porównanie wyboru możliwych rozwiązań technologicznych, które następnie zostają poddane dalszej ocenie. Na tym etapie kluczowym elementem jest oddziaływanie na środowisko. Kwestie środowiskowe powinny być włączone na możliwie najwcześniejszym etapie analizy i obejmować także elementy podlegające ochronie, w tym obszary Natura 2000, zagadnienia bioróżnorodności, ochronę wód.

Istotnym kryterium przy wyborze wariantu technologicznego, obok licencji na wykorzystanie produktów, zdolności przetwarzania odpadów, powinien być także realistyczny czas wykonania planu wybranej metody remediacji. Omawiane zagadnienia mają decydujący wpływ na wynik analizy finansowej, w tym na koszty monetarne i pozamonetarne. Ocenie powinna podlegać także trwałość efektów remediacji, co powinno mieć szczególne znaczenie w sytuacji napływu zanieczyszczeń z działek sąsiednich, których nie obejmują planowane działania remediacyjne. W źródłach finansowania powinna być uwzględniana zasada „zanieczyszczający płaci”, zgodnie z którą za usunięcie zanieczyszczeń odpowiedzialny jest podmiot, który spowodował uwolnienie zanieczyszczeń do środowiska.

Przykładami (pozytywnych) oddziaływań nierynkowych są: zwiększona średnia długość lub jakość życia, zapobieganie zgonom, obrażeniom lub wypadkom, poprawa krajobrazu, zwiększona odporność na bieżące i przyszłe zmiany klimatu.

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

Spośród środowiskowych efektów zewnętrznych, które mogą podlegać kwantyfikacji, podano:

- Zanieczyszczenie gleb pojawiające się zazwyczaj na skutek działalności przemysłowej, substancji chemicznych stosowanych w rolnictwie lub nieodpowiedniego unieszkodliwiania odpadów. Wpływ zanieczyszczenia gleby na produkcję, konsumpcję i zdrowie człowieka może być rozłożony w czasie.
- Zanieczyszczenie wód, gdy zanieczyszczenia uwalniane są bezpośrednio lub pośrednio do zbiorników wodnych bez odpowiedniego oczyszczania w celu usunięcia szkodliwych związków.
- Degradację ekosystemów. Projekty mogą wyczerpywać źródła wody, zwiększać fragmentację siedlisk i przyczyniać się do zmniejszenia bioróżnorodności, a także zanikania poszczególnych siedlisk i gatunków. Koszty ekonomiczne przybierają formę usług utraconych, gdy ekosystem ulega degradacji i traci swoje funkcje.
- Pogorszenie jakości krajobrazu, co dotyczy zwykle utraty wartości estetycznej lub rekreacyjnej.

Zalecane etapy przeprowadzania oceny ryzyka dotyczącego projektu to:

- analiza wrażliwości;
- jakościowa analiza ryzyka;
- probabilistyczna ocena ryzyka;
- zapobieganie ryzyku i ograniczanie jego skutków.

Analiza wrażliwości polega na określeniu „krytycznych” zmiennych projektu, które mogą być zarówno pozytywne, jak i negatywne, a wywierają największy wpływ na wydajność finansową lub ekonomiczną projektu. Określa się wartości progowe oznaczające poziomy, poniżej których podjęcie projektu staje się niezasadne. Wśród takich wartości wymienia się m.in. nakłady inwestycyjne, czy koszty utrzymania.

Cele jakościowej analizy ryzyka obejmują następujące elementy:

- wykaz zdarzeń niepożądanych,
- macierz ryzyka dotyczącą każdego zdarzenia niepożądanego,
  - możliwe przyczyny zdarzenia;
  - w odpowiednich przypadkach związek z analizą wrażliwości;
  - niekorzystne efekty projektu;
  - poziomy prawdopodobieństwa ich wystąpienia (hierarchicznie) i dotkliwość skutków;
  - poziom ryzyka;
- interpretację macierzy ryzyka obejmującą ocenę możliwych do zaakceptowania poziomów ryzyka;
- opis środków zapobiegających lub zmniejszających ryzyko w odniesieniu do głównych jego rodzajów, ze wskazaniem podmiotu odpowiedzialnego za odpowiednie środki, których celem jest zmniejszenie narażenia na ryzyko, jeżeli uzna się je za niezbędne.

W omawianym Przewodniku przykładem zdarzenia niepożądanego są „zaskakujące warunki geologiczne”, a odpowiednią zmienną krytyczną jest „koszt inwestycji”.

W rozdziale 4 tego Przewodnika omówiono projekty odnoszące się do środowiska, a jako główne obszary interwencji wskazano:

- zaopatrzenie w wodę i urządzenia sanitarne;
- gospodarkę odpadami;
- naprawę szkód i ochronę środowiska oraz zapobieganie ryzyku.

Konieczne prace remediacyjne związane z wykryciem zanieczyszczenia powierzchni ziemi mogły by być kwalifikowane do interwencji z mechanizmów finansowania, których dotyczy Przewodnik. Jak podają autorzy tego dokumentu: „*Chociaż w wielu aspektach podsektory są ze sobą wzajemnie ściśle powiązane, każdy z nich charakteryzuje się inną logiką interwencji*".

Czasami plany remediacji wpisują się najbardziej w działania związane z naprawą szkód w powierzchni ziemi będące skutkiem obecności zanieczyszczeń w środowisku, w tym wynikających z deponowania odpadów w przeszłości. Cele tematyczne opisano w art. 9 ust. 5–6 rozporządzenia (UE) nr 1303/2013, środki zaradcze, ochrona środowiska oraz zapobieganie ryzyku katastrof i zarządzanie nim to najważniejsze cele polityki spójności w szerszych ramach polityki adaptacji do zmian klimatu. Inwestycje z tego obszaru finansowania obejmują m.in. rekultywację obszarów zanieczyszczonych (np. zbiorników wodnych, składowisk odpadów niebezpiecznych i radioaktywnych itp.), co odpowiada potrzebom opisywanym w planach remediacji.

Elementy kontekstu, które zaleca się opisywać w przypadku projektów będących przedmiotem analizy kosztów i korzyści powinny obejmować:

- Kontekst społeczno-ekonomiczny/demograficzny:
  - dane na temat populacji zamieszkującej dany obszar,
  - opis istniejących przedsiębiorstw i dostępnych usług,
  - dane dotyczące sektora rolniczego.
- Czynniki polityczne, instytucjonalne i regulacyjne:
  - odniesienie do dyrektyw UE i dokumentów związanych z polityką sektorową,
  - odniesienie do osi priorytetowej i obszarów interwencji,
  - krajowe/regionalne strategie adaptacji do zmiany klimatu,
  - krajowe strategie lub plany ochrony ludności/zarządzania ryzykiem,
  - odniesienie do polityk zarządzania ryzykiem powodzi.
- Ramy środowiskowe
  - jakość i stan środowiska danego obszaru,
  - parki, tereny mające znaczenie dla Wspólnoty, OSO, inne obszary chronione ustanowione na danym obszarze i systemy zarządzania nimi,
  - obszary, na których występują ryzyka hydrogeologiczne lub inne rodzaje ryzyka środowiskowego.
- Kontekst techniczny
  - lokalizacja obszaru interwencji i jego rozszerzenie,
  - warunki morfologiczne, geograficzne i geologiczne,
  - warunki pogodowe i klimatyczne,
  - występowanie miejsc cennych z przyrodniczego lub kulturowego punktu widzenia,
  - zanieczyszczenie i skażenie gleby, ziemi, wód gruntowych, osadów dennych i zbiorników wód powierzchniowych.

Określanie celów w projektach dotyczących zarządzania środowiskowego ma na celu poprawę odporności i bezpieczeństwa społeczeństwa jako całości, a także kapitału ludzkiego i naturalnego oraz mienia. Działaniami należy objąć następujące zagadnienia:

- ochrona zdrowia ludzi;
- ochrona budynków i innych aktywów, w tym produkcyjnych;
- „uodpornianie" środowiska zabudowanego i istniejącej infrastruktury na warunki klimatyczne;
- ograniczanie presji na zasoby naturalne;

- ochrona terenów nadbrzeżnych, lasów i parków krajobrazowych przez zniszczeniem;
- poprawa odporności ekosystemów.

Najważniejsze cele dla remediacji obszarów zanieczyszczonych to:

- usunięcie zanieczyszczeń i skażeń głębokich i powierzchniowych z zasobów środowiska naturalnego takich jak gleba, podłoże glebowe, wody gruntowe, osady denne czy zbiorniki wód powierzchniowych, w celu ochrony zdrowia ludzi i środowiska;
- usunięcie zanieczyszczeń i skażeń z obszarów poprzemysłowych przeznaczonych do ponownego wykorzystania.

Typowe wymogi na etapie identyfikacji projektu to:

- włączenie interwencji fizycznych w zakres planowanego działania;
- projekty te zazwyczaj obejmują zarówno elementy „miękkie", jak i realizacje fizyczne,
- interwencje można projektować stosując podejście „bioinżynierii gleby", realizując cele technologiczne, ekologiczne, ekonomiczne i projektowe z zastosowaniem żywych materiałów (tj. nasion, roślin, części roślin i zbiorowisk roślinnych), które są włączane do konstrukcji zbliżonych do naturalnych, co pozwala na wykorzystanie licznych możliwości roślin.

Projekty objęte obszarem interwencji z założenia generują wiele usług środowiskowych, które przynoszą korzyść wielu użytkownikom (oraz osobom innym niż użytkownicy). Ważne jest więc określenie i skwantyfikowanie, które osoby i podmioty skorzystają na interwencjach w zakresie obszarów, populacji, obiektów i działalności gospodarczej. Przykładem analizy popytu może być oszacowanie wartości:

- gruntów nadających się po remediacji do prowadzenia działalności gospodarczej – zasobów mających wartość użytkową,
- zrekultywowanych gruntów sprzedanych na cele rolnicze.

Prognozy w zakresie przychodów w przypadku remediacji bądź rekultywacji obszarów skażonych lub ochrony walorów naturalnych mających wartość użytkową mogą obejmować:

- czynsz za wynajem zrewitalizowanych, zremediowanych lub zrekultywowanych obszarów o wysokich walorach naturalnych pod świadczenie usług rekreacyjnych (np. pływanie, wędkowanie, polowanie);
- ze sprzedaży lub wynajmu zremediowanych gruntów na cele mieszkalne, przemysłowe lub zrekultywowanych gruntów na cele rolnicze;
- z biletów nabywanych przez osoby odwiedzające parki krajobrazowe lub obszary chronione (jeśli takie występują na danych obszarze).

Analiza ekonomiczna obejmuje ocenę korzyści ocenianych na wiele sposobów poprzez:

- poprawę warunków zdrowotnych,
- produktywne wykorzystanie gruntów,
- wzrost wartości rekreacyjnej,
- ochrona ekosystemów i różnorodności biologicznej,
- ograniczanie szkód w mieniu,
- wzrost wartości nieruchomości.

Korzyści wraz z metodą wyceny zestawiono w tabeli 7.

Tabela 7. Typowe korzyści – metody wyceny

Korzyść	Typ	Metoda oceny
Poprawa warunków zdrowotnych	Bezpośrednia	• Preferencje deklarowane • Preferencje ujawnione (metoda wynagrodzenia hedonicznego) • Podejście oparte na kapitale ludzkim • Koszty chorób
Produktywne wykorzystanie gruntu	Bezpośrednia	• Wartość rynkowa • Suma wartości dodanej
Wzrost wartości rekreacyjnej	Bezpośrednia	• Metoda oparta o koszty podróży • Transfer korzyści
Zachowanie ekosystemu i bioróżnorodności	Bezpośrednia	• Preferencje deklarowane (ocena grupy reprezentatywnej) • Transfer korzyści
Redukcja szkód dla nieruchomości	Bezpośrednia	• Średnia wartość uniknięte szkody • Ubezpieczenie od ryzyka
Wzrost wartości nieruchomości	Pośrednia	• Preferencje deklarowane • Cena hedoniczna

Poprawa warunków zdrowotnych

W przypadku remediacji skażonego środowiska wnioskodawca projektu powinien najpierw oszacować liczbę zgonów i zachorowań, których udało się uniknąć, na podstawie funkcji dawka-efekt oraz oszacowania dawek zanieczyszczeń, na jakie narażeni byli mieszkańcy zanieczyszczonych obszarów. Na podstawie tak obliczonej dawki możliwe jest oszacowanie ryzyka związanego ze zgonem lub chorobą wynikającą z narażenia na działanie szkodliwych czynników, któremu przypisuje się jednostkowe koszty ekonomiczne.

Produktywne wykorzystanie gruntów

Po remediacji lub realizacji działań mających na celu zapobieganie ryzyku klęsk żywiołowych, grunty można wykorzystać na cele mieszkaniowe lub przemysłowe, a po rekultywacji na cele rolne, np. dzięki zniesieniu restrykcji w zakresie ich wykorzystania, nałożonych ze względu na zagrożenie dla zdrowia i życia ludzkiego.

Przesłanką osiągnięcia tego typu korzyści jest fakt, iż w wyniku realizacji projektu powstaje (lub wzrasta) wartość gruntów:

- jeżeli zakłada się, że grunty będzie można wynająć lub sprzedać, wartość rynkowa może stanowić wskazówkę co do kosztu alternatywnego, o ile nie występują żadne poważne zaburzenia rynku, a niezbędne informacje można pozyskać na podstawie analizy finansowej;
- jeżeli grunty nie są sprzedawane ani wynajmowane, ich wartość można oszacować na podstawie transakcji rynkowych dotyczących podobnych gruntów w sąsiedztwie, którą przyjmuje się za wartość odniesienia, danych krajowych, statystycznych; korzyść będzie równała się powierzchni gruntu przywróconego do stanu używalności pomnożonej przez wartość jednostki powierzchni.

Wzrost wartości rekreacyjnej

Jest to główna korzyść wynikająca z remediacji lub ochrony obszarów naturalnych posiadających wartość rekreacyjną (takich jak plaże, parki krajobrazowe czy obszary chronione), gdzie można spędzać wolny czas spacerując, organizując pikniki, kąpiąc się, wędkując, polując itp.

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

Oszacowanie tej korzyści wymaga wyceny wykorzystania danego obszaru na cele rekreacyjne, bez względu na to, czy pobierane są opłaty za wstęp. Wstęp na naturalne obszary rekreacyjne jest zazwyczaj bezpłatny.

Standardową metodą szacowania wartości naturalnego obszaru rekreacyjnego jest metoda „kosztów podróży". Polega ona na gromadzeniu danych na temat kosztów podróży do obszaru rekreacyjnego lub naturalnej formy ukształtowania terenu i oszacowaniu popytu przyrostowego, który będzie funkcją: cech danego obszaru (np. lokalizacji), kosztu dotarcia do niego i cech jego użytkowników.

Ochrona ekosystemów i różnorodności biologicznej

Ta kategoria korzyści odnosi się do pozaużytkowej wartości ochrony ekosystemów i różnorodności biologicznej. Należy oszacować gotowość do płacenia dla samego faktu istnienia danego ekosystemu i różnorodności biologicznej w dobrym stanie. Dostępne dane szacunkowe podają widełki wartości od 50 EUR z hektara rocznie do niemal 20 000 EUR z hektara rocznie. Zależy to od rodzaju usług, lokalizacji obszaru i panujących na nim warunków.

Ograniczanie szkód w mieniu

Oszacowanie szkód w zakresie aktywów (infrastruktury, obiektów i maszyn) oraz zasobów naturalnych (lasów, różnorodności biologicznej), których udało się uniknąć, jakie zostałyby poniesione przez sektor publiczny i prywatny w celu naprawy lub wymiany zniszczonych zasobów oraz zarządzania stanami wyjątkowymi, należy oprzeć na metodologii średniej wartości szkody.

Wzrost wartości nieruchomości

Metodologia szacowania wzrostu wartości nieruchomości opiera się na zasadzie ceny hedonicznej (lub – alternatywnie – deklarowanych preferencji).

Najważniejsze rodzaje ryzyka dla remediacji terenów zanieczyszczonych, które należy uwzględnić w ramach analizy ryzyka, przedstawiono poniżej:

- nieoczekiwane czynniki polityczne lub regulacyjne mające wpływ na projekt,
- niewystarczający zakres badań i analiz,
- opóźnienia proceduralne,
- opóźnienia w budowie,
- upadłość wykonawcy/brak środków,
- przekroczenie kosztów,
- powierzchnia gruntów przeznaczonych na prowadzenie działalności gospodarczej mniejsza od oczekiwań,
- ceny sprzedaży lub najmu niższe od oczekiwań,
- ograniczenia prawne.

Zarówno koszty, jak i korzyści mogą należeć do tych samych kategorii i obejmować zagadnienia społeczne, środowiskowe, zdrowotne, ekonomiczne i przestrzenne. Przykłady takich kosztów podano w tabeli 8, a korzyści w tabeli 9.

Tabela 8. Kategorie kosztów z przykładami

Kategoria kosztów	Wyceniany koszt
Społeczne	• Zrealizowanie przepisów wynikających z prawa pracy (poinformowanie o ryzyku zdrowotnym związanym z pracą z zanieczyszczeniami i ich wpływem na zdrowie) • Zatłoczenie miast • Migracje mieszkańców z powodu zanieczyszczenia środowiska • Straty w działalności gospodarczej • Wpływ na zdrowie ludzkie (zachorowalność lub śmiertelność ze względu na zanieczyszczenia powietrza, wody lub gleby)
Środowiskowe	• Możliwość uwolnienia do innych elementów środowiska zanieczyszczeń w formach o wiele bardziej szkodliwych niż w glebie i ziemi • Możliwość uwolnienia do wody zanieczyszczeń w formach o bardziej mobilnych niż w glebie i ziemi • Koszty mediów środowiskowych zużytych do wykonania remediacji: woda, napowietrznie/natlenianie, biopreparaty • Utrata siedlisk • Ginięcie gatunków • Pogorszenie warunków budowlanych – zmiana stateczności geotechnicznej (szczególnie ważna w przypadku wykorzystania materiałów, których dalsze przemiany prowadzą do zmniejszenia objętości w gruncie, ewentualnego osiadania na skutek długotrwałego odwadniania) • Zwiększenie uciążliwości życia mieszkańców[3)]
Zdrowotne	• Wzrost zachorowalności w wyniku narażenia na substancje uwolnione do powietrza w wyniku remediacji • Wzrost zachorowalności w wyniku narażenia na substancje uwolnione do wody w wyniku remediacji • Wpływ na zdrowie ludzkie związany z emisją zanieczyszczeń i skażeniem środowiska (rodzaj oddziaływania istotny w przypadku każdego obiektu utylizacji odpadów i metody remediacji); • Wpływ na zdrowie ludzkie (zachorowalność lub śmiertelność ze względu na zanieczyszczenia powietrza, wody lub gleby) • Utrata liczby lat przeżytych w zdrowiu lub pełnosprawności[2)] • Zwiększenie uciążliwości życia mieszkańców[3)] • Koszty leczenia chorób i straty czasu związanego z chorobą • Utracone zarobki podczas nieobecności w pracy • Niedogodności związane z chorobą • Występowanie niepełnosprawności w związku z następstwami choroby
Ekonomiczne	• Problemy z transferem zanieczyszczeń z miejsca na miejsce • Problem z oczyszczaniem odcieków ze składowisk i wprowadzaniem zanieczyszczeń do wód • Konieczność wykonania odpowiedniego zabezpieczenia powierzchni, na które jest usuwany grunt • Wykonanie zabezpieczeń wynikających z przepisów prawa budowlanego (zabezpieczenie wykopów) • Dostarczenie zabezpieczeń wynikających z przepisów BHP (odpowiednia odzież ochronna) • Szkolenia w celu zrealizowania przepisów wynikających z prawa pracy (poinformowanie o ryzyku zdrowotnym związanym z pracą z zanieczyszczeniami i ich wpływem na zdrowie) • Konieczność zrealizowania wydobycia i transportu odpadów zanieczyszczonej gleby i ziemi w sposób nienarażający populacji generalnej na obecność zanieczyszczeń • Konieczność zrealizowania wydobycia i transportu odpadów zanieczyszczonej gleby i ziemi w sposób nienarażający populacji generalnej na hałas • Utrata wartości nieruchomości w związku z ustawieniem odpowiednich zabezpieczeń terenowych • Wielkość nakładów w stosunku do ilości/objętości zanieczyszczeń oraz zajmowanej powierzchni • Koszty mediów środowiskowych zużytych do wykonania remediacji: woda, napowietrznie/natlenianie, biopreparaty • Koszty wykonania remediacji, w tym: ✓ Transport, w tym koszty paliwa i związane z tym emisje zanieczyszczeń do powietrza ✓ Energii elektrycznej

Kategoria kosztów	Wyceniany koszt
	✓ Zużytej wody ✓ Inne koszty materiałowe (geomembrany, geotekstylia, materiały budowlane itp.) ✓ Czasu i nakładów pracy • Koszty zapobiegawcze[1)] • Straty w działalności gospodarczej • Koszt pozbycia się odpadów biomasy zawierającej metale po fitoremediacji • Wpływ na zdrowie ludzkie (zachorowalność lub śmiertelność ze względu na zanieczyszczenia powietrza, wody lub gleby)
Przestrzenne	• Zatłoczenie miast • Pogorszenie warunków budowlanych – zmiana stateczności geotechnicznej (szczególnie ważna w przypadku wykorzystania materiałów, których dalsze przemiany prowadzą do zmniejszenia objętości w gruncie, ewentualnego osiadania na skutek długotrwałego odwadniania) • utrata walorów krajobrazowych

Tabela 9. Kategorie korzyści z przykładami

Rodzaj korzyści	Wyceniana korzyść
Społeczne	Wzrost wartości terenów pod planowany sposób zagospodarowania Podniesienie standardu życia użytkowników terenu (mieszkańcy, pracownicy, usługodawcy, usługobiorcy)
Środowiskowe	Zastosowanie roślin do wydobywania metali (phytomining) – nie stosowany i nie planowany do wykorzystania w najbliższej przyszłości w Polsce Wzrost wartości terenów pod planowany sposób zagospodarowania Zmiana wartości użytkowej terenu Ograniczenie zanieczyszczeń powietrza, wody i gleby oraz rodzaje szkód ekologicznych, których udało się uniknąć w odniesieniu do gleby i wód gruntowych
Zdrowotne	Poprawa jakości życia i wydłużenie czasu aktywności zawodowej[2)] Ograniczenie zanieczyszczeń powietrza, wody i gleby oraz rodzaje szkód ekologicznych, których udało się uniknąć w odniesieniu do gleby i wód gruntowych Podniesienie standardu życia użytkowników terenu (mieszkańcy, pracownicy, usługodawcy, usługobiorcy)
Ekonomiczne	Wzrost wartości terenów pod planowany sposób zagospodarowania Podniesienie standardu życia użytkowników terenu (mieszkańcy, pracownicy, usługodawcy, usługobiorcy)
Przestrzenne	Możliwość powtórnego wykorzystania terenów w wyniku likwidacji źródeł zanieczyszczeń w innym celu np. rekreacja, budownictwo mieszkaniowe Przekształcanie zanieczyszczonych terenów na powierzchnie magazynowe, do pozyskiwania energii elektrycznej ze słońca lub wiatru, tereny usługowe lub na działalność przemysłową

Objaśnienia do indeksowanych pojęć w tabelach:

1) Analiza kosztów zapobiegawczych obejmuje wycenę kosztów ponoszonych potencjalnie przez ludzi, którzy nie mogą korzystać w pełni z posiadanych przez siebie terenów. Do ich oceny wykorzystuje się przelicznik za godzinę pracy w odniesieniu do każdej godziny nie spędzonej przykładowo w zanieczyszczonym ogrodzie działkowym. W ten sposób można wycenić także warzywa zakupione w sklepach, zamiast wyhodowanych w przydomowym ogrodzie lub konieczności zakupu wody z sieci miejskiej zamiast pobieranej dotąd z własnej studni, a także w przypadku jej zanieczyszczenia, zakupu filtrów do oczyszczania wody.
2) Do oszacowania skutków zdrowotnych wykorzystuje się np. metodę DALY – szacowanie liczby lat skróconego życia przypisanego życiu w narażeniu na zanieczyszczenie (Daily-Adjusted Lost Years), czy życia w niepełnosprawności
3) Zwiększenie uciążliwości życia wynika m.in. z konieczności oddychania zanieczyszczonym powietrzem. W przypadku zanieczyszczenia powietrza wartość pieniężna zastosowana dla emisji na terenach zurbanizowanych jest wyższa od tej zastosowanej dla terenów niezurbanizowanych, ponieważ jest ona obliczana na podstawie liczby ludności, która jest narażona na takie zanieczyszczenia.

W oszacowaniu lub policzeniu kosztów monetarnych można stosować całą paletę sposobów. Poniżej szereg przykładowych metod:

- metoda wyceny kosztów bezpośrednich wykonania remediacji;
- metoda oceny kosztów zapobiegawczych ponoszonych w celu uniknięcia negatywnego efektu wywołanego zanieczyszczeniem;

- metoda analizy produktywności szczególnie atrakcyjna przy wycenie wpływu wystąpienia zanieczyszczenia środowiska naturalnego na działalność w rolnictwie, leśnictwie oraz na stan zdrowia mieszkańców;
- metody porównawcze do wybrania najlepszego z analizowanych wariantów:
  - metoda „odległości od celu" (ang. *distance to target approach*) - dla każdego analizowanego źródła zanieczyszczeń oblicza się różnicę pomiędzy stanem środowiska podlegającego działaniu zanieczyszczeń i założonym celem jakości środowiska (normy i standardy), w tym przypadku wyznaczone poziomy remediacyjne w glebie i ziemi;
  - metoda rankingu (ang. *scoring techniques*) – dla każdego ze źródeł zanieczyszczeń przypisuje się odpowiednie wagi, najczęściej przez grupy ekspertów, zwana jest także metodą hierarchizacji; o wielkości wagi może zadecydować znaczący wpływ na zdrowie ludzi lub stan środowiska, a także skomplikowanie zanieczyszczenia oraz występowanie wielu zanieczyszczeń w jednym miejscu (koktajl substancji);
  - metoda kontroli kosztów (ang. *control cost method*) – obejmuje monetarną wycenę znaczenia źródła zanieczyszczeń w oparciu o koszt zapobiegania skutkom wystąpienia danego zanieczyszczenia;
  - metoda indywidualnej oceny (ang. *welfare theoretical approach*) – oparta jest na indywidualnych wycenach zmian w środowisku naturalnym dokonywanych przez mieszkańców, których ewentualne zmiany dotyczą.
- tzw. cena hedoniczna, która wpływa na wartość nieruchomości; powoduje ona wzrost lub spadek jej wartości w zależności od walorów krajobrazowych, czy położenia względem centrum miasta; odniesieniu do zanieczyszczenia powierzchni ziemi mogą na nią wpływać odległość od składowiska odpadów, obecność terenów zdegradowanych oraz stwierdzenie zanieczyszczeń.

Poziom szczegółowy

Ten poziom analizy kosztów i korzyści winien być zrealizowany na etapie ustalania czynników charakteryzujących zakładane warianty remediacji, które mogę stanowić rozwiązania alternatywne wobec usuwania zanieczyszczeń zgodnie z art. 101q ust. 3 pkt. 3 Ustawy POŚ, czyli odpowiada na pytania, jak zanalizować koszty i korzyści, by uzasadnić odstąpienie od obowiązku usunięcia zanieczyszczenia do dopuszczalnej zawartości na rzecz innego sposobu przeprowadzenia remediacji?

Po stronie kosztów, które mogą uzasadniać odstąpienie od obowiązku usunięcia zanieczyszczenia do dopuszczalnej zawartości na rzecz innego sposobu są na pewno:

A. Negatywne skutki dla środowiska wynikające z działań w celu realizacji obranego wariantu usunięcia zanieczyszczenia;
B. Koszty doprowadzające do oczyszczenia środowiska w wybranym wariancie.

Negatywne skutki dla środowiska wynikające z działań w celu realizacji obranego wariantu usunięcia zanieczyszczenia są trudno mierzalne lub niemierzalne finansowo. Można je jednak wzajemnie ważyć i porównywać dla różnych wariantów remediacji. Zależnie od przyjętej metody usuwania zanieczyszczeń mogą to być czynniki podane w tabeli 10.

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

Tabela 10. Kategorie kosztów niemierzalnych

Czynniki niemierzalne	Wariant główny	Warianty alternatywne		
		I	II	III
Zajęcie określonej kubatury składowiska odpadów				
Emisja spalin w procesie wydobycia i transportu odpadowej ziemi (uwzględnić tylko, jeżeli wymaga tego remediacja, a nie właściwa, planowana inwestycja budowlana)				
Zniszczenie cennych przyrodniczo drzew (tj. bez możliwości ich przesadzenia lub zastąpienia)				
Zniszczenie obiektów/pomników przyrody nieożywionej				
Zniszczenie wartościowych siedlisk fauny i flory				
Zanieczyszczenie powietrza (emisja gazów, pyłów, aerozoli)				
Zanieczyszczenie wód podziemnych (pogorszenie jakości według skali mierzonej w klasach jakości)				
Negatywne zmiany w krajobrazie				

Procedura liczenia kosztów doprowadzenia do oczyszczenia gruntu; można wpisywać konkretnie wyliczone lub oszacowane koszty została podana w tabeli 11.

Tabela 11. Kategorie kosztów mierzalnych doprowadzenia do oczyszczenia gruntu (opcje)

Czynniki mierzalne	Wariant główny	Warianty alternatywne		
		I	II	III
Dodatkowe badania szczegółowe				
Ogrodzenie terenu i ewentualnie ochrona (z uwagi na obecność maszyn, głębokich wykopów itp.)				
Usunięcie drzew (w tym opłaty administracyjne, jeśli konieczne)				
Usunięcie budynków				
Usunięcie/rozbiórka budynków zabytkowych z koniecznością ich odtworzenia				
Usunięcie/przełożenie/odtworzenie ważnej infrastruktury (droga, tor kolejowy, linia energetyczna, linia gazowa, światłowód, wodociąg, kolektor kanalizacyjny, rów odwodnieniowy, itp.)				
Likwidacja zbędnych nawierzchni i infrastruktury podziemnej				
Wydobycie gruntu i jego usunięcie poza teren (ex situ), unieszkodliwienie				
Wydobycie gruntu i jego składowanie przejściowe (in situ on-side)				
Wykonanie instalacji in situ (otwory iniekcyjne, ekstrakcyjne, monitoringowe, zbiorniki do płukania gruntu, sieć do ventingu, itp.)				
Badania monitorujące postęp remediacji				
Badania kontrolne				
Wypełnienie zbędnych wykopów remediacyjnych ziemią bez zanieczyszczeń				
Uporządkowanie terenu i odtworzenie/utworzenie warstwy glebowej				
Straty inwestora wynikające z czasu wykonania remediacji w wybranym wariancie				

8. Analiza, czy i w jakich przypadkach dopuszczalne powinno być w ramach remediacji on-site lub ex-situ usunięcie zanieczyszczenia gleby lub ziemi wraz z glebą lub ziemią, z uwzględnieniem potrzeby ochrony gleby i ziemi w ich naturalnym położeniu

Gleba ma ogromne znaczenie w środowisku, stąd poza Ustawą POŚ także niektóre akty prawne przypisują szczególną uwagę temu rodzajowi osadu (np. Ustawa o ochronie gruntów rolnych i leśnych). Gleba jako efekt złożonych procesów glebotwórczych musi podlegać daleko idącej ochronie, nawet bez względu na miejsce lokalizacji i użytkową klasyfikację terenu (grupę gruntów). Szacuje się, że proces tworzenia gleby przebiega stosunkowo wolno (1 cm na 100-400

lat), w przeciwieństwie do bardzo szybkich procesów jej degradacji. Szczególny, negatywny wpływ środowiskowy ma degradacja fizyczna – według szacunków strata 1 tony masy glebowej na hektar w ciągu roku prowadzi do jej nieodwracalnego zniszczenia. Zjawisko niszczenia gleb ma bezpośredni wpływ na bioróżnorodność i stosunki wodne (KDPR, 2004).

W myśl zapisów ustawy o ochronie gleb rolnych i leśnych w jej obecnym kształcie ochroną obejmuje się tylko warstwę powierzchniową na odpowiednio zdefiniowanych gruntach (w sensie: obszarach) rolnych i leśnych. Art. 3.1 Ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych wymienia zasady ochrony gruntów, m.in. zapobieganie procesom degradacji i dewastacji gruntów, ograniczanie zmian naturalnego ukształtowania powierzchni ziemi, rekultywację i zagospodarowanie gruntów.

W zasadzie nie ma przeszkód, by na podobnej zasadzie chronić inne rodzaje gleb, czyli gleby spełniające równie istotną rolę na terenach przemysłowych, komunikacyjnych czy miejskich. Tak szerokie spojrzenie mają od lat niektóre inne kraje UE, np. w Niemczech od 1999 roku funkcjonuje ustawa o ochronie gruntów (Bodenschutzgesetz), gdzie kluczem nie jest rozróżnienie funkcji gleby lecz ochrona każdej gleby przed szkodliwymi zmianami, w tym zanieczyszczeniami, np. historycznymi zanieczyszczeniami powierzchni ziemi (tzw. Altlasten), następnie poza ochroną sposoby jej oczyszczania czyli sanacji (tzw. Sanierung) oraz zasady obowiązku usuwania takich zanieczyszczeń. Należy nadmienić jednocześnie, że sanacja (Sanierung) jest pojęciem nieco szerszym niż remediacja i rekultywacja zdefiniowane w naszym kraju.

W myśl zapisów Ustawy POŚ w art. 101q przy zalecanych sposobach remediacji gleby i ziemi mówi się o „usuwaniu zanieczyszczenia", co przez wielu rozumiane jest jako tożsame z usuwaniem zanieczyszczonej gleby i ziemi. Stąd większość projektów remediacji nie rozważa nawet innych, poza metodą ex situ, sposobów pozbycia się problemu zagrożenia, jaki może powodować zanieczyszczenie w glebie lub ziemi.

Ostatecznie jednak, w przypadku konieczności wydobywania skażonej gleby i ziemi na terenie, gdzie odbywa się remediacja, należy przestrzegać następujących zasad:

Grunt wydobywany „na odkład" nie może być składowany na gruncie bez zanieczyszczeń bez zastosowania specjalnej izolacji (nawierzchnia nieprzepuszczalna, geomembrana), a jeśli warunek ten nie może być dotrzymany, to po usunięciu składowanego przejściowo gruntu należy poddać badaniu kontrolnemu grunt pozostawiony jako podłoże. Należy też liczyć się z możliwością powstawania i migracji odcieków z przejściowej pryzmy skażonego gruntu.

Dopuszcza się metody in situ separacji odpadów z zanieczyszczonej gleby i ziemi (np. przesiewanie), które prowadzą do oddzielenia gruzu, metali, drewna, tworzyw sztucznych itp. materiałów nadających się do recyklingu i tym samym zmniejszenia ilości odpadów. Przy separacji mechanicznej należy ograniczyć pylenie i deponowanie skażonego materiału na podłożu niezanieczyszczonym.

Wydobywanie (urabianie, przekładanie, a szczególnie załadunek na środki transportu) powinno odbywać się przy ograniczaniu parowania, pylenia i innych sposobów utraty masy (zsypywanie się poza burty skrzyni ładunkowej, wyciekanie itp.). W tym celu należy, w miarę możliwości, prowadzić takie prace remediacyjne:

- w okresach chłodnych pór roku (niższa temperatura obniża prężność par i ulatnianie się do otoczenia wielu szkodliwych gazów jest najmniejsze);
- w chłodnych porach dnia (uzasadnienie jak wyżej);

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

- z zastosowaniem zraszania, kurtyn wodnych lub specjalnych wyciągów (mobilnych dygestoriów) odbierających i filtrujących ulatniające się gazy i pyły przy załadunku;
- bez przepełniania skrzyń ładunkowych na pojazdach wywożących urobek;
- skrzynie załadowanych pojazdów opuszczających teren poddawany remediacji muszą być szczelne i przykryte dobrze umocowaną plandeką (opończą), elementy pojazdu oczyszczone z luźnej ziemi (krawędzie skrzyni, ramy, błotniki), a koła i podwozie umyte;
- obszar wyjazdu z terenu, gdzie prowadzona jest remediacja metodą ex situ musi być kontrolowany i w razie potrzeby oczyszczany z błota i kurzu tak, by nie stwarzać zagrożenia w ruchu, ale również nie powodować rozwlekania gruntu zanieczyszczonego;
- każdy pojazd (poza dokumentem dopuszczającym do transportu określonych odpadów) musi być zważony tak, by ustalić, jaka masa odpadu (zanieczyszczonego gruntu) została załadowana i jest tym pojazdem przewożona; jest to istotna informacja wpisywana do karty przekazania odpadu; ważenie powinno odbywać się na wadze samochodowej wykonanej na terenie remediowanym lub w jego bliskim otoczeniu.

Wszelkie odstępstwa od wyżej opisanych zasad winny być przewidziane, opisane w projekcie planu remediacji, a następnie odnotowane w dokumentach nadzoru remediacji, uzasadnione i ujęte w końcowym sprawozdaniu z remediacji.

Trzeba także zaznaczyć, że wydobytą i usuwaną poza obręb terenu inwestycji lub remediacji zanieczyszczoną glebę lub ziemię należy traktować jako odpady. Według art. 3. ust. 1 pkt 6 Ustawy o odpadach, przez odpady rozumie się każdą substancję lub przedmiot, których posiadacz pozbywa się, zamierza się pozbyć lub do których pozbycia się jest obowiązany. Zatem z chwilą wydobycia i przemieszczania poza teren gleba lub ziemia staje się odpadem, ale nie będzie traktowana jako odpad w przypadku, gdy niezanieczyszczona gleba lub ziemia zostanie wykorzystana do celów budowlanych w stanie naturalnym na terenie, na którym została wydobyta. Bowiem według art. 2 pkt. 2 Ustawy o odpadach grunt w pierwotnym położeniu (w miejscu), w tym niewydobyta zanieczyszczona gleba nie podlega przepisom tej ustawy. Trzeba zauważyć wyraźnie, że rozróżnia się tu pojęcia grunt i gleba. Istnieje wszak taki scenariusz, gdzie zdjęta na bok warstwa glebowa (pozostająca na miejscu inwestycji) zostaje wbudowana w stanie naturalnym do wykopów otaczających budynek, ale na głębokość, gdzie staje się nie glebą lecz gruntem (ziemią) i na większej głębokości niż 0,25 m podlega innym wymogom w zakresie dopuszczalnego stężenia substancji powodujących ryzyko. Jeśli takie wymogi są spełnione, to grunt ten może pozostać jako wbudowany w wykop i nie jest odpadem.

Jeśli jednak dochodzi do usunięcia zdjętej zanieczyszczonej gleby poza teren inwestycji/remediacji (np. w przypadku, gdy projektowane budynki zajmą taką część działki, że nie pozostają przestrzenie na wbudowanie zdjętej gleby lub uniemożliwi ona prawidłowy proces budowania) to, zgodnie z powyższym, dalszy tok działania po wydobyciu gleby lub ziemi powinien odbywać się zgodnie z przepisami zawartymi w ustawie o odpadach, tj. w oparciu o odpowiednie pozwolenia, w tym na przetwarzanie w procesie odzysku. Mówią o tym art.18, ust.2 Ustawy o odpadach: „Odpady, których powstaniu nie udało się zapobiec, posiadacz odpadów w pierwszej kolejności jest obowiązany poddać odzyskowi”, oraz art.18, ust.3 Ustawy o odpadach: „Odzysk, o którym mowa w ust. 2, polega w pierwszej kolejności na przygotowaniu odpadów przez ich posiadacza do ponownego użycia lub poddaniu recyklingowi, a jeżeli nie jest to możliwe z przyczyn technologicznych lub nie jest uzasadnione z przyczyn ekologicznych lub ekonomicznych – poddaniu innym procesom odzysku”. Wynika stąd jasno, że odpady powstające na skutek usuwania zanieczyszczonej gleby lub ziemi należy w pierwszej kolejności wykorzystać

na innych terenach, zgodnie z funkcją tych materiałów, o ile stopień ich zanieczyszczenia dopuszcza użycie takiej gleby i ziemi na innych grupach gruntów (w znaczeniu: terenów).

Usuwając tego rodzaju odpady należy, zgodnie z art. 4.1 Ustawy o odpadach dokonać klasyfikacji odpadów.

Warto zaznaczyć, że istnieje szereg przeciwwskazań do wydobywania gleby i ziemi w procesach remediacji. Wspomniano już choćby o tym, że wymagane Ustawą POŚ (art. 101q) usuwanie zanieczyszczenia nie jest równoznaczne z usuwaniem zanieczyszczonej gleby lub ziemi. Można wyróżnić szereg problemów, które należy rozważyć projektując remediację lub oceniając gotowy projekt planu remediacji.

1. Przyczyny przyrodnicze

   - Zachowanie wartości przyrodniczych i ograniczanie zmian naturalnego ukształtowania, co zawiera się w Ustawie POŚ. Zgodnie z Art. 101 ustawy określa się sposób ochrony powierzchni ziemi wyszczególniając: „zapobieganie zanieczyszczeniu substancjami powodującymi ryzyko oraz remediację (pkt.3), jak i przeciwdziałanie zmianom niekorzystnego przekształcania terenu przez ograniczanie tworzenia, powstałych w wyniku przemieszczania lub usuwania mas ziemnych i skalnych oraz odpadów wydobywczych, wykopów, wyrobisk, nasypów i zwałowisk, zapobieganiu niszczeniu gleby, w tym mieszaniu jej poziomów genetycznych, które nie wynika z uprawy gruntów ornych” (pkt.7; a,b).
   - Zachowanie i zabezpieczenie brył korzeniowych drzew i krzewów wymagających ochrony i wartych zachowania, ale niemożliwych do przesadzenia. Pozostawienie gleby (a jedynie jej nadsypanie glebą bez zanieczyszczeń), to najlepszy sposób ochrony systemów korzeniowych wielu gatunków drzew, które nie tolerują odsłaniania płytkiego i rozległego systemu korzeniowego. Ten cel (zachowanie pokrycia roślinnego) wskazuje także Ustawa POŚ w art. 101 pkt 7c.

2. Przyczyny techniczne

   Pozostawianie filarów ochronnych dla budynków, struktur nośnych i ważnych instalacji podziemnych.

3. Przyczyny geologiczno-gospodarcze

   Oszczędzanie lokalnych zasobów złóż kruszyw. Częstą praktyką firm zajmujących się remediacją i oferujących m.in. metodę wymiany gruntu na czysty (ex site) jest wbudowywanie w powstałe na skutek remediacji wyrobisko nowego, czystego gruntu w postaci piasku lub pospółki. Taki materiał może być oczywiście nieco droższy ze względu na jakość lecz jest łatwiejszy do pozyskania i jest w ciągłej dostępności. Jednak ta praktyka uszczupla bazę złożową kruszyw w regionie. Jednocześnie zdeponowanie wywożonych, zanieczyszczonych gruntów w obszarze kopalni odkrywkowych kruszywa uniemożliwia niekiedy lub czyni nieopłacalnym podjęcie w przyszłości dalszej eksploatacji kruszywa i także ogranicza listę dostępnych kruszyw występujących w regionie. Chęć do lokowania odpadów w dobrze zagospodarowanych wyrobiskach wynika z faktu ułatwień technicznych, jak bezpieczny wjazd i wyładunek.

Należy także omówić niektóre inne metody sprzyjające pozostawianiu gleby i ziemi w naturalnym, nienaruszonym położeniu, np. w metodzie nakładania nowej warstwy powierzchniowej, kapsulacji lub kapingu (ang. *capping*) lub metody polegającej na zapełnianiu wyrobisk gruntem zdeponowanym tymczasowo na terenie poddawanym remediacji (wymiany gruntu w metodzie in situ on-side).

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

Według art. 101r Ustawy POŚ „Zabrania się używania do prac ziemnych gleby lub ziemi, w tym używanych do tych prac osadów pochodzących z dna zbiorników powierzchniowych wód stojących lub wód płynących, jeżeli jest przekroczona w nich dopuszczalna zawartość substancji powodującej ryzyko, określona w przepisach wydanych na podstawie art. 101a ust. 5, dla gruntów występujących w miejscu użycia tej gleby lub ziemi".

Przedstawiony cytat nie jest jednoznaczny i nie ogranicza użycia gleby ponadnormatywnie zanieczyszczonej, jeśli zanieczyszczenie nie przekracza poziomu stężeń dopuszczalnego dla położenia tego gruntu poniżej warstwy 0-0,25 m do zasypania np. wykopów powstałych po wydobyciu gruntu przy prowadzeniu budowy kondygnacji podziemnych w wykopie szerokoprzestrzennym.

Za „miejsce użycia" uważać trzeba zarówno lokalizację poziomą (czyli konkretny teren), jak i pionową, czyli określoną głębokość. Umożliwi to przemieszczenie zdjętej i przechowanej okresowo gleby (zawierającej zanieczyszczenia) do głębszych stref (poniżej 0,25 m), co spowoduje, że znacząco ograniczy się problem emisji, migracji czy możliwości kontaktu człowieka z takim gruntem, a także problem ryzyka nieświadomej uprawy roślin konsumpcyjnych w takim gruncie.

Jeśli po badaniach głębszego profilu gruntu stwierdzimy, że tylko w glebie występowały nadmierne zawartości substancji powodujących ryzyko, to powyższy przypadek zupełnie nie musi mieć zastosowania, jeśli zanieczyszczona gleba zostanie przykryta/nadsypana co najmniej 25 cm miąższości warstwą nowej, pozbawionej zanieczyszczeń gleby. Wówczas nie dochodzi do „używania do prac ziemnych gleby lub ziemi […], jeżeli jest przekroczona w nich dopuszczalna zawartość substancji powodującej ryzyko", bo grunt taki nie jest przemieszczany, używany lub naruszany. Nie dochodzi też do mieszania poziomów genetycznych.

Co więcej – tak zasypana zanieczyszczona gleba zostaje odizolowana od bezpośrednich wpływów atmosferycznych (np. kwaśnych opadów, rozwiewania pyłów itp.). Takie czynniki mogące spowodować wtórne zanieczyszczenie warstwy nasypanej od niżej leżącej warstwy jak: działalność organizmów (np. krety, dżdżownice), skutki dyfuzji jonowej, podsiąkanie kapilarne roztworów i podobne trzeba uznać za marginalne, punktowe i nie powodujące istotnych zmian chemizmu całej warstwy powierzchniowej.

Wskazany sposób nadsypania, czyli przykrycia warstwy zanieczyszczonej bez jej zdejmowania i usuwania to szczególny przypadek metody remediacji zwanej kapsulacją lub kapingiem (ang. *capping*). Stosuje się ją np. do przykrywania silnie zanieczyszczonych osadów na dnie basenów portowych (przykłady znane z Norwegii), by organizmy bentoniczne nie odżywiały się w i na zanieczyszczonych osadach i aby nie dochodziło do wzburzania zanieczyszczonej zawiesiny np. przez wiry od śrub manewrujących statków. Kapsulacja w swej istocie jest i była stosowana od dawna przy procesach rekultywacji hałd i terenów o zdegradowanej lub nieistniejącej warstwie glebowej (np. pola robocze na dawnych poligonach wojskowych).

Opisana propozycja postępowania wychodzi naprzeciw potrzebie „ochrony gleby i ziemi w ich naturalnym położeniu".

9. Kryteria pozwalające odróżnić zanieczyszczoną glebę lub ziemię od obecności odpadów w środowisku

Zgodnie z Ustawą o odpadach składowisko odpadów jest to obiekt budowlany przeznaczony do składowania odpadów.

Za składowisko odpadów rozumie się obiekt budowlany przeznaczony do składowania odpadów. Składowisko odpadów to antropogeniczny twór, gdzie w wyniku działania czynników zewnętrznych dochodzi do przemian mikrobiologicznych i biochemicznych. Przeważają tu procesy beztlenowe, skutkujące wydzielaniem się kwasów, a w dalszym etapie metanu i ditlenku węgla. W odpowiednich warunkach możliwa jest produkcja i odprowadzenie biogazu (Chrząszcz i inni, 2010).

Składowanie odpadów wiąże się z emisją zanieczyszczeń do środowiska, co stanowi nieodłączny problem w procesie składowania. Stanowi to zagrożenie dla atmosfery, wód powierzchniowych i podziemnych oraz gruntu.

Ustawa o odpadach wydobywczych mówi, iż posiadacz odpadów prowadzący obiekt unieszkodliwiania odpadów wydobywczych jest obowiązany do przechowywania danych o wynikach monitoringu oraz sprawozdań o wynikach monitoringu przez 30 lat, licząc od dnia zaprzestania składowania odpadów wydobywczych w tym obiekcie.

Art. 55. Ustawy o odpadach wydobywczych z kolei dotyczy dodatkowych obowiązków posiadacza odpadów w okresie przejściowym, który mówi, iż posiadacz odpadów prowadzący obiekt unieszkodliwiania odpadów wydobywczych, który prowadził działalność w dniu poprzedzającym dzień wejścia w życie ustawy jest obowiązany wykazać w ocenie ryzyka obiektu unieszkodliwiania odpadów wydobywczych, że stężenie cyjanku dysocjującego w słabym kwasie w miejscu zrzutu odpadów przeróbczych do stawu osadowego nie przekracza:

- 50 ppm - od dnia wejścia w życie ustawy;
- 25 ppm - od dnia 1 maja 2013 r.;
- 10 ppm - od dnia 1 maja 2018 r.

Za zanieczyszczenie historyczne powierzchni ziemi na mocy Ustawy POŚ rozumie się zanieczyszczenie, które zaistniało przed dniem 30 kwietnia 2007r. lub wynika z działalności zakończonej przed tą datą. Za tego typu zanieczyszczenie rozumie się również szkodę w środowisku w powierzchni ziemi w rozumieniu art. 6 pkt 11 lit. C Ustawy Szkodowej, która została spowodowana przez emisję lub zdarzenie, od którego upłynęło więcej niż 30 lat. Według ustawy władający powierzchnią ziemi (właściciel nieruchomości lub podmiot ujawniony jako władający w ewidencji gruntów i budynków) w przypadku stwierdzenia historycznego zanieczyszczenia ziemi na swoim terenie zobowiązany jest do przeprowadzenia remediacji czyli np. usunięcia lub zmniejszenia ilości substancji powodujących ryzyko w taki sposób, aby teren zanieczyszczony był bezpieczny dla zdrowia ludzi i stanu środowiska. Działanie takie powinno być poprzedzone badaniami gruntu przeprowadzanymi przez akredytowane jednostki. Właściciel nieruchomości w oparciu o informacje o skali, rodzaju i charakterze historycznego zanieczyszczenia zobowiązany jest do opracowania projektu planu remediacji i jego ustalenia z regionalnym dyrektorem ochrony środowiska (http://www.gdos.gov.pl/historyczne-zanieczyszczenie-powierzchni-ziemi-a-ocena-oddzialywania-na-srodowisko).

W przypadku historycznych składowisk odpadów ustalenia prawne dotyczą zakazu wznoszenia budowli, jak również wykonywania wykopów oraz instalacji nadziemnych i podziemnych, niezwiązanych z funkcjonowaniem składowiska, przez 50 lat od dnia zamknięcia obiektu. Istnieje możliwość skrócenia tego okresu, jeżeli z ekspertyzy geotechnicznej i sanitarnej dołączonej do wniosku o zmianę decyzji o zgodzie na zamknięcie składowiska wynika, że prowadzenie na składowisku odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne tych prac nie spowoduje zagrożenia dla życia, zdrowia ludzi lub dla środowiska. Należy zwrócić uwagę, iż ekspertyza sanitarna powinna być pozytywnie zaopiniowana przez państwowego Wojewódzkiego Inspektora

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

Sanitarnego (Rozporządzenie w sprawie składowisk odpadów). W § 18 ust. 2 nie określono wymagań stawianych ekspertyzie sanitarnej, w tym konieczności wykonania oceny w zakresie składu mikroflory gleb. Z reguły opinie sanitarne zawierają ocenę stanu mikrobiologicznego powietrza atmosferycznego (liczba bakterii oraz grzybów), a także możliwości rozprzestrzeniania się wirusów. Nie istnieje obowiązek wykonywania badań mikrobiologicznych, czy występowania pasożytów w otoczeniu składowisk odpadów.

Odpady wydobywcze

Ustawa o odpadach wydobywczych definiuje odpady wydobywcze jako odpady pochodzące z poszukiwania, rozpoznawania, wydobywania, przeróbki i magazynowania kopalin ze złóż.

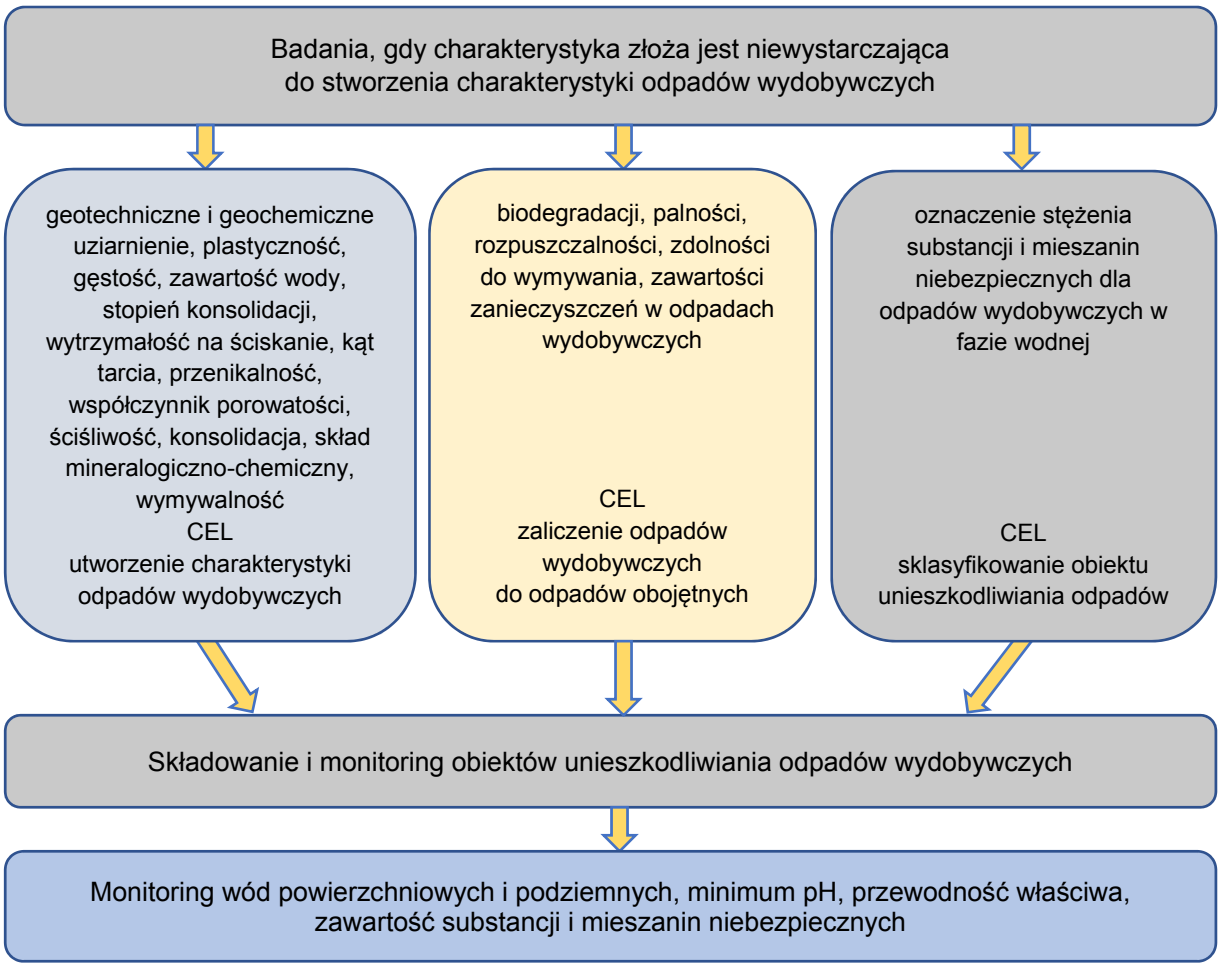
Z kolei obiekt unieszkodliwiania odpadów wydobywczych według Ustawy o odpadach wydobywczych jest to obiekt przeznaczony do składowania odpadów wydobywczych w formie stałej, ciekłej, w roztworze lub zawiesinie, w tym hałdy i stawy osadowe, obejmujący tamy lub inne konstrukcje służące do powstrzymywania, zatrzymywania, ograniczania lub umacniania takiego obiektu; za obiekt unieszkodliwiania odpadów wydobywczych nie uznaje się wyrobiska górniczego wypełnianego odpadami wydobywczymi w celach rekultywacyjnych i technologicznych.

W Polsce ustawa o odpadach wydobywczych z roku 2008 stanowi przeniesienie Dyrektywy 2006/21/WE, wydanej przez Parlament Europejski i Radę. Ustawa ta wprowadza odrębne metody postępowania z odpadami wydobywczymi w odróżnieniu od reszty odpadów, ujętych w Rozporządzeniu w sprawie katalogu odpadów. Rozporządzenie w sprawie katalogu odpadów (Chrobak, 2014) klasyfikuje odpady wydobywcze do grupy 01 (Tabela 12).

Tabela 12. Odpady wydobywcze wraz z wyszczególnieniem podgrup odpadów

Kod	Rodzaj odpadu
01	Odpady powstające przy poszukiwaniu, wydobywaniu, fizycznej i chemicznej przeróbce rud oraz innych kopalin
01 01	Odpady z wydobywania kopalin
01 02	Odpady z fizycznej i chemicznej przeróbki rud metali
01 03	Odpady z fizycznej i chemicznej przeróbki kopalin innych niż rudy metali
01 04	Odpady z procesów termicznych
01 05	Płuczki wiertnicze i inne odpady wiertnicze

Zagadnienie odpadów wydobywczych reguluje Ustawa o odpadach wydobywczych. W przypadku odpadów wydobywczych zakres ich badań zależy od celu, w jakim się je bada. Poniższy schemat (rysunek 8) obrazuje uproszczony zakres testów zaproponowany przez Kukielską i Balcerzak (2014).



Rysunek 8. Schemat zakresu badań odpadów wydobywczych (zmodyfikowano za Kukielska i Balcerzak, 2014)

Ustawa o odpadach wydobywczych określa zasady gospodarowania odpadami wydobywczymi, podkreśla obowiązek ograniczenia negatywnego oddziaływania na środowisko, nawet po zamknięciu obiektu unieszkodliwiania odpadów wydobywczych (Chrobak, 2014).

Najnowsze rozporządzenie w sprawie odpadów wydobywczych określa szczegółowo zakres działań niezbędnych dla przygotowania charakterystyki odpadów wydobywczych. W załączniku do Rozporządzenia w sprawie charakterystyki odpadów wydobywczych określono szczegółowy zakres charakterystyki odpadów wydobywczych. W pkt. 4 wyszczególniono geotechniczne właściwości odpadów wydobywczych, które odbywa się poprzez określenie następujących parametrów oceny właściwości fizycznych odpadów wydobywczych, z uwzględnieniem klasyfikacji i typu obiektu unieszkodliwiania odpadów wydobywczych:

a) uziarnienie,
b) wskaźnik plastyczności,
c) gęstość,
d) wilgotność,
e) zagęszczalność,
f) wytrzymałość na ścinanie,
g) kąt tarcia wewnętrznego,
h) współczynnik filtracji,
i) wskaźnik porowatości,
j) ściśliwość,
k) konsolidacja.

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Unia Europejska Fundusz Spójności

Punkt 5 obejmuje opis geochemicznych właściwości odpadów wydobywczych:

a) charakterystykę mineralogiczno-chemiczną odpadów wydobywczych oraz wszelkich dodatków lub pozostałości w odpadach wydobywczych,
b) przewidywane zmiany składu chemicznego odcieku w czasie dla każdego rodzaju odpadów wydobywczych, z uwzględnieniem planowanego postępowania z nimi, w szczególności:

- ocenę wymywalności metali, soli i anionów zawierających tlen przy pomocy: testu wymywalności w zależności od odczynu (pH), testu perkolacyjnego, badania uwalniania w czasie lub innych odpowiednich badań,
- w przypadku odpadów wydobywczych zawierających siarczki przeprowadza się badania statyczne lub kinetyczne w celu ustalenia powstawania kwaśnych odcieków (ADR) i wymywalności metalu w czasie.

Wykonanie wymienionych badań może być także bardzo pomocne w późniejszym postępowaniu z odpadami wydobywczymi, jak np. w opracowywaniu metod ich unieszkodliwiania, czy chociażby sposobu ich składowania, a także metod późniejszej rekultywacji (Chrobak, 2014).

W art. 30 ust. 2 Ustawy o odpadach określono sytuacje, w których określone grupy odpadów dopuszczone są do odzysku poza instalacjami lub urządzeniami w następujących rodzajach odzysku:

1) w procesie odzysku R10, o którym mowa w załączniku nr 1 do ustawy, zgodnie z przepisami wydanymi na podstawie ust. 4;
2) rodzajów odpadów wymienionych w przepisach wydanych na podstawie ust. 5, poddawanych odzyskowi, zgodnie z warunkami określonymi w tych przepisach, w procesach odzysku R3, R5, R11 i R12, o których mowa w załączniku nr 1 do ustawy.

Załącznik nr 1 do ustawy precyzuje niewyczerpujący wykaz procesów odzysku. Proces R10 to obróbka na powierzchni ziemi przynosząca korzyści dla rolnictwa lub poprawę stanu środowiska. Na mocy art. 30 ust. 4 Ustawy o odpadach wydano Rozporządzenie w sprawie odzysku R10. Z uwagi na wskazaną w tym procesie możliwość wykorzystania na powierzchni ziemi komunalnych osadów ściekowych na podstawie art. 96 ust. 13 Ustawy o odpadach wydano Rozporządzenie w sprawie komunalnych osadów ściekowych.

Do wypełnienia terenu niekorzystnie przekształconego, w tym wyrobisk pokopalnianych, wykorzystuje się odpady, a każdemu kodowi odpadu przypisano odpowiedni proces odzysku R3 lub R5 zgodnie z Rozporządzeniem w sprawie odzysku odpadów.

Wymienione w załączniku nr 1 Rozporządzenia w sprawie odzysku odpadów procesy odzysku nawiązujące do art. 30 ust 5 Ustawy o odpadach to:

- R3 Recykling lub odzysk substancji organicznych, które nie są stosowane jako rozpuszczalniki (w tym kompostowanie i inne biologiczne procesy przekształcania);
- R5 Recykling lub odzysk innych materiałów nieorganicznych.

Proces R3 obejmuje również zgazowanie i pirolizę z wykorzystaniem tych składników jako odczynników chemicznych, natomiast R5 oczyszczanie gruntu prowadzące do odzysku gruntu i recykling nieorganicznych materiałów budowlanych.

Obydwa procesy odróżnia to, że proces R10 to obróbka na powierzchni ziemi, a Rozporządzenie w sprawie odzysku odpadów określa warunki odzysku dla procesów R3 i R5, w celu:

A. wypełniania terenów niekorzystnie przekształconych (takich jak zapadliska, nieeksploatowane odkrywkowe wyrobiska lub wyeksploatowane części tych wyrobisk);
B. utwardzania powierzchni terenów;
C. wykorzystania w podziemnych technikach górniczych;
D. budowy, przebudowy lub remontu budowli kolejowych i podtorzy, wałów, nasypów kolejowych i drogowych, podbudów dróg i autostrad, nieprzepuszczalnych wykładzin, czasz osadników ziemnych, rdzeni budowli hydrotechnicznych oraz innych budowli i obiektów budowlanych, w tym fundamentów;
E. budowy, rozbudowy i utrzymania budowli hydrotechnicznych,
F. likwidacji zagrożeń pożarowych, takich jak samozapłony, w obiektach unieszkodliwiania odpadów wydobywczych będących w fazie eksploatacji i w fazie po zamknięciu;
G. rekultywacji biologicznej zamkniętych obiektów unieszkodliwiania odpadów wydobywczych i zwałowisk skał płonnych pochodzących z górnictwa węgla kamiennego lub ich części (tak zwanej okrywy rekultywacyjnej),
H. odzysku wydobytej gleby i ziemi polegającym na usunięciu z niej substancji ropopochodnych.

Tabelę 13 opracowano na podstawie Rozporządzenia w sprawie odzysku odpadów. Rodzajom odpadów przypisano warunki odzysku dla wskazanych powyżej procesów R3 i R5 z zastosowaniem oznaczenia literowego, które podano powyżej. Szczegółowe warunki procesu odzysku zostaną omówione poniżej. W warunkach odzysku w tym rozporządzeniu zostały także podane wymagania, które zostaną wykorzystane w celu ustalenia kryteriów pozwalających odróżnić zanieczyszczoną glebę od odpadów.

Odpady o kodach podanych w tabeli 13, którym przyporządkowano oznaczenie warunków odzysku oznaczone literą A mogą służyć do wypełniania terenów niekorzystnie przekształconych (takich jak zapadliska, nieeksploatowane odkrywkowe wyrobiska lub wyeksploatowane części tych wyrobisk) może odbywać się z wykorzystaniem procesów R3 lub R5 pod następującymi warunkami:

1) planowane działanie jest określone w miejscowym planie zagospodarowania przestrzennego albo w studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy, albo jest zgodne z decyzją o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu, albo jest określone w decyzji w sprawie rekultywacji i zagospodarowania gruntów rolnych lub leśnych na podstawie Ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych;
2) planowane działanie nie spowoduje bezpośredniego zagrożenia szkodą w środowisku lub szkody w środowisku w rozumieniu przepisów Ustawy Szkodowej;
3) wypełnianie odpadami prowadzi się do rzędnych przyległych terenów nieprzekształconych z zastrzeżeniem, że warstwę powierzchniową o grubości od 1 do 1,5 m należy formować w sposób zapewniający jej funkcję glebotwórczą lub w sposób odpowiadający docelowemu przeznaczeniu terenu; w przypadku stosowania zagospodarowania metodami bezglebowymi z przeznaczeniem terenu na użytki zielone, tereny rekreacyjne, leśne wypełnianie terenu odpadami o kodach 01 01 02, 01 04 12 i 01 04 81 można stosować do poziomu otaczającej powierzchni;
4) odpady z podgrupy 17 01 przed ich zastosowaniem poddaje się kruszeniu w przypadku konieczności dostosowania ich składu granulometrycznego do realizacji konkretnego przedsięwzięcia;
5) odpady o kodzie ex 18 01 81 mogą być stosowane wyłącznie do wypełniania wyrobisk torfu;
6) odpady o kodach ex 01 04 81 i ex 06 03 99 mogą być stosowane wyłącznie w przypadku, gdy nie zawierają części palnych.

Tabela 13. Odpady podlegające odzyskowi R3 i R5

Kod odpadu	Rodzaj odpadu	Oznaczenie warunków odzysku
01 01 01	Odpady z wydobywania rud metali (z wyłączeniem 01 01 80)	C
ex 01 01 02	Stałe odpady z wydobywania kopalin innych niż rudy metali	A, B, D
01 01 02	Odpady z wydobywania kopalin innych niż rudy metali	C, F
01 01 80	Odpady skalne z górnictwa miedzi, cynku i ołowiu	A, B, C, D
01 03 06	Inne odpady poprzeróbcze niż wymienione w 01 03 04, 01 03 05, 01 03 80 i 01 03 81	C
01 03 08	Odpady w postaci pyłów i proszków inne niż wymienione w 01 03 07	C
ex 01 03 81	Stałe odpady z flotacyjnego wzbogacania rud metali nieżelaznych inne niż wymienione w 01 03 80	A, B
01 03 81	Odpady z flotacyjnego wzbogacania rud metali nieżelaznych inne niż wymienione w 01 03 80	C, D
01 04 08	Odpady żwiru lub skruszone skały inne niż wymienione w 01 04 07	A, B, D
01 04 09	Odpadowe piaski i iły	A, B, C, D
01 04 10	Odpady w postaci pyłów i proszków inne niż wymienione w 01 04 07	C
01 04 11	Odpady powstające przy wzbogacaniu soli kamiennej i potasowej inne niż wymienione w 01 04 07	C
ex 01 04 12	Stałe odpady powstające przy płukaniu i oczyszczaniu kopalin inne niż wymienione w 01 04 07 i 01 04 11	A, B
01 04 12	Odpady powstające przy płukaniu i oczyszczaniu kopalin inne niż wymienione w 01 04 07 i 01 04 11	C, D, F, G
01 04 13	Odpady powstające przy cięciu i obróbce postaciowej skał inne niż wymienione w 01 04 07	A, B, C
ex 01 04 81	Stałe odpady z flotacyjnego wzbogacania węgla inne niż wymienione w 01 04 80	A, B
01 04 81	Odpady z flotacyjnego wzbogacania węgla inne niż wymienione w 01 04 80	C, D, F
ex 02 01 01	Stałe osady z mycia i czyszczenia	A, D
ex 02 03 01	Ziemia sucha, ziemia mokra, w tym kamienie	A, D
02 03 80	Wytłoki, osady i inne odpady z przetwórstwa produktów roślinnych (z wyłączeniem 02 03 81)	G
02 07 80	Wytłoki, osady moszczowe i pofermentacyjne, wywary	G
ex 02 04 01	Stałe osady z oczyszczania i mycia buraków	A, B
ex 06 03 99	Odpady z przesiewu i przepału węgla kamiennego	A, B, D
ex 10 01 01	Żużle, popioły paleniskowe i pyły z kotłów (z wyłączeniem pyłów z kotłów wymienionych w 10 01 04) - niepochodzące z palenisk fluidalnych	A, B
10 01 01	Żużle, popioły paleniskowe i pyły z kotłów (z wyłączeniem pyłów z kotłów wymienionych w 10 01 04)	C, D, F, G
ex 10 01 02	Popioły lotne z węgla - niepochodzące z palenisk fluidalnych	A
10 01 02	Popioły lotne z węgla	C, D, F, G
10 01 03	Popioły lotne z torfu i drewna niepoddanego obróbce chemicznej	A, C, D, F
10 01 05	Stałe odpady z wapniowych metod odsiarczania gazów odlotowych	C
10 01 15	Popioły paleniskowe, żużle i pyły z kotłów ze współspalania inne niż wymienione w 10 01 14	D, G
ex 10 01 17	Popioły lotne ze współspalania węgla z biomasą - niepochodzące z palenisk fluidalnych	A
10 01 17	Popioły lotne ze współspalania inne niż wymienione w 10 01 16	F
10 01 24	Piaski ze złóż fluidalnych (z wyłączeniem 10 01 82)	C
ex 10 01 80	Mieszanki popiołowo-żużlowe z mokrego odprowadzania odpadów paleniskowych - niepochodzące z palenisk fluidalnych	A, C
10 01 80	Mieszanki popiołowo-żużlowe z mokrego odprowadzania odpadów paleniskowych, w postaci stałej	D, F, G
ex 10 01 82	Mieszaniny popiołów lotnych i odpadów stałych z wapniowych metod odsiarczania gazów odlotowych (metody suche i półsuche odsiarczania spalin oraz spalanie w złożu fluidalnym) - pochodzące z palenisk fluidalnych	A
10 01 82	Mieszaniny popiołów lotnych i odpadów stałych z wapniowych metod odsiarczania gazów odlotowych (metody suche i półsuche odsiarczania spalin oraz spalanie w złożu fluidalnym) - pochodzące z palenisk fluidalnych	C, F
10 02 01	Żużle z procesów wytapiania (wielkopiecowe, stalownicze)	B, D
10 02 08	Odpady stałe z oczyszczania gazów odlotowych inne niż wymienione w 10 02 07	B, D

Kod odpadu	Rodzaj odpadu	Oznaczenie warunków odzysku
10 02 14	Szlamy i osady pofiltracyjne z oczyszczania gazów odlotowych inne niż wymienione w 10 02 13	D
10 05 80	Żużle granulowane z pieców szybowych oraz żużle z pieców obrotowych	A, B, C, D
10 06 80	Żużle szybowe i granulowane	A, B, C, D
10 09 03	Żużle odlewnicze	A, B, D
10 09 06	Rdzenie i formy odlewnicze przed procesem odlewania inne niż wymienione w 10 09 05	A, B, D
10 09 08	Rdzenie i formy odlewnicze po procesie odlewania inne niż wymienione w 10 09 07	A, B, D
10 09 10	Pyły z gazów odlotowych inne niż wymienione w 10 09 09	A, D
10 09 12	Inne cząstki stałe niż wymienione w 10 09 11	A, B, D
10 10 06	Rdzenie i formy odlewnicze przed procesem odlewania inne niż wymienione w 10 10 05	A, B, D
10 10 08	Rdzenie i formy odlewnicze po procesie odlewania inne niż wymienione w 10 10 07	A, B, D
10 10 10	Pyły z gazów odlotowych inne niż wymienione w 10 10 09	A, D
10 12 01	Odpady z przygotowania mas wsadowych do obróbki termicznej	A, B
10 12 03	Cząstki i pyły	A
10 12 06	Zużyte formy	A, B
10 12 08	Wybrakowane wyroby ceramiczne, cegły, kafle i ceramika budowlana (po przeróbce termicznej)	A, B, D
10 13 82	Wybrakowane wyroby	B, D
12 01 21	Zużyte materiały szlifierskie inne niż wymienione w 12 01 20	C
ex 16 07 99	Ziemia, piasek, miał z czyszczenia wagonów dostarczających złom	A, B
16 11 04	Okładziny piecowe i materiały ogniotrwałe z procesów metalurgicznych inne niż wymienione w 16 11 03	A, B, D
17 01 01	Odpady betonu oraz gruz betonowy z rozbiórek i remontów	A, B, D
17 01 02	Gruz ceglany	A, B, D
ex 17 01 03	Odpady innych materiałów ceramicznych i elementów wyposażenia (wykonane z ceramiki)	A, B, D
ex 17 01 07	Zmieszane odpady z betonu, gruzu ceglanego, odpadowych materiałów ceramicznych inne niż wymienione w 17 01 06	A, D
ex 17 01 81	Odpady z remontów i przebudowy dróg w postaci betonu, gruzu betonowego lub ceglanego, odpady ceramiczne oraz gleba i ziemia, w tym kamienie	A, B
17 01 81	Odpady z remontów i przebudowy dróg	D
ex 17 02 04	Odpady drewna	C
17 03 02	Asfalt inny niż wymieniony w 17 03 01	B
ex 17 04 05	Zużyte szyny kolejowe	C
ex 17 05 03*	Gleba i ziemia zawierająca substancje ropopochodne	H
17 05 04	Gleba i ziemia, w tym kamienie, inne niż wymienione w 17 05 03	A, B, D, F, G
ex 17 05 05*	Urobek z pogłębiania zawierający lub zanieczyszczony wyłącznie substancjami ropopochodnymi	H
ex 17 05 06	Urobek z pogłębiania rzek górskich inny niż wymieniony w 17 05 05*	A, B, D
17 05 06	Urobek z pogłębiania inny niż wymieniony w 17 05 05*	E, G
17 05 08	Tłuczeń torowy (kruszywo) inny niż wymieniony w 17 05 07	A, B, D
ex 18 01 81	Zużyte kąpiele lecznicze aktywne biologicznie inne niż wymienione w 18 01 80 - borowina pozabiegowa	A
ex 19 01 12	Żużle paleniskowe inne niż wymienione w 19 01 11	D
ex 19 02 06	Szlamy z fizykochemicznej przeróbki odpadów o kodzie 16 11 04	C
19 05 03	Kompost nieodpowiadający wymaganiom (nienadający się do wykorzystania)	G
19 08 05	Ustabilizowane komunalne osady ściekowe	G
ex 19 08 99	Osady z osadników wód kopalnianych, osady z osadników lub zbiorników wód opadowych i roztopowych	C
ex 19 12 09	Minerały (np. piasek, kamienie) inne niż pochodzące z przetwarzania odpadów komunalnych	A, D
19 13 06	Szlamy z oczyszczania wód podziemnych inne niż wymienione w 19 13 05	C
20 02 02	Gleba i ziemia, w tym kamienie	A, B, D, G

Legenda:

Odpady gleby, ziemi lub urobku z pogłębiania rzek

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna
Rzeczpospolita Polska
Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska
Unia Europejska Fundusz Spójności

W przypadku wypełniania terenów niekorzystnie przekształconych odpadami o kodach: ex 10 01 01, ex 10 01 02, ex 10 01 80, ex 16 07 99 należy spełnić dodatkowe warunki:

1) wypełniany odpadami teren niekorzystnie przekształcony znajduje się poza obszarem szczególnego zagrożenia powodzią i poza obszarem, na którym istnieje prawdopodobieństwo wystąpienia zdarzenia ekstremalnego, na podstawie Prawa Wodnego;
2) wyniki istniejącego rozpoznania budowy geologicznej lub prac geologicznych zaprojektowanych specjalnie w tym celu dowodzą, że:
   a) wypełniany teren niekorzystnie przekształcony posiada naturalną ciągłą barierę geologiczną, uszczelniającą całe podłoże i ściany boczne o miąższości co najmniej 0,5 m i współczynniku filtracji $k < 1,0 \times 10^{-7}$ m/s,
   b) przewidywany najwyższy poziom zwierciadła wód podziemnych znajduje się na głębokości co najmniej 1 m, licząc od poziomu najniżej położonego punktu terenu niekorzystnie przekształconego;
3) w miejscach, gdzie teren niekorzystnie przekształcony nie posiada naturalnej bariery geologicznej o parametrach określonych w pkt 2, stosuje się sztucznie wykonaną barierę geologiczną umożliwiającą uszczelnienie tego terenu zapewniające osiągnięcie wartości, o których mowa w pkt 2;
4) w razie stwierdzenia, na podstawie wyników badań geologicznych, o których mowa w pkt 2, występowania w podłożu terenu niekorzystnie przekształconego poziomów wodonośnych o znaczeniu użytkowym, które mogą być potencjalnie narażone na zanieczyszczenie ze strony odpadów, przed, w czasie prowadzenia wypełniania oraz po jego zakończeniu przez okres 5 lat, prowadzi się monitoring wód podziemnych najpłytszego poziomu wodonośnego przy zastosowaniu metodyk referencyjnych pomiarów i badań określonych w załączniku nr 5 do Rozporządzenia w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych za pomocą co najmniej trzech otworów obserwacyjno-badawczych, z których jeden powinien być zlokalizowany na kierunku dopływu wód podziemnych, a dwa pozostałe na kierunku odpływu tych wód spod tego terenu;
5) liczbę, rozmieszczenie, głębokość i konstrukcję otworów obserwacyjno-badawczych określa szczegółowo projekt robót geologicznych, sporządzony zgodnie z art. 79 Prawa Geologicznego i Górniczego;
6) monitoring, o którym mowa w pkt 4, prowadzi się w zakresie:
   a) obserwacji poziomu zwierciadła wód podziemnych,
   b) badań wskaźnikowych parametrów zanieczyszczeń obejmujących co najmniej:
      - odczyn (pH),
      - przewodność elektrolityczną właściwą,
      - zawartość poszczególnych metali ciężkich (Cu, Zn, Pb, Cd, Cr^{+6}, Hg, As, B),
      - chlorki (Cl^-),
      - siarczany (SO_4^{-2}),
      - sumę wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA);
7) przy ustalaniu pełnego zakresu wskaźnikowych parametrów zanieczyszczeń badanych w wodach podziemnych uwzględnia się także skład wód podziemnych przed rozpoczęciem wypełniania terenu niekorzystnie przekształconego odpadami (tło hydrogeochemiczne) oraz skład wyciągu z odpadów poddawanych odzyskowi;
8) pomiary zwierciadła wód podziemnych w otworach obserwacyjno-badawczych oraz badanie wskaźników, o których mowa w pkt 6, prowadzi się z częstotliwością:

a) przed wypełnieniem: jednorazowo,
b) w czasie prowadzenia wypełnienia: nie rzadziej niż co 3 miesiące,
c) po zakończeniu wypełnienia: nie rzadziej niż co 6 miesięcy.

W przypadku wypełniania terenów niekorzystnie przekształconych odpadami o kodzie ex 10 01 82, tj. odpadami pochodzącymi z palenisk fluidalnych, należy spełnić dodatkowe warunki:

1) odpady przed wypełnieniem poddaje się mieszaniu z ziemią; odczyn uzyskanej mieszaniny powinien zawierać się w przedziale wartości pH 6,5-7,5;
2) wypełniany odpadami teren niekorzystnie przekształcony znajduje się poza obszarem szczególnego zagrożenia powodzią i poza obszarem, na którym istnieje prawdopodobieństwo wystąpienia zdarzenia ekstremalnego, na podstawie Prawa Wodnego;
3) wyniki istniejącego rozpoznania budowy geologicznej lub prac geologicznych zaprojektowanych specjalnie w tym celu dowodzą, że:
   a) wypełniany teren niekorzystnie przekształcony posiada naturalną ciągłą barierę geologiczną, uszczelniającą całe podłoże i ściany boczne o miąższości co najmniej 0,5 m i współczynniku filtracji $k \leq 1{,}0 \times 10^{-9}$ m/s,
   b) przewidywany najwyższy poziom zwierciadła wód podziemnych znajduje się na głębokości co najmniej 1 m, licząc od poziomu najniżej położonego punktu terenu niekorzystnie przekształconego;
4) w miejscach, gdzie teren niekorzystnie przekształcony nie posiada naturalnej bariery geologicznej o parametrach określonych w pkt 3, stosuje się sztucznie wykonaną barierę geologiczną umożliwiającą uszczelnienie tego terenu zapewniające osiągnięcie wartości, o których mowa w pkt 3;
5) w razie stwierdzenia, na podstawie wyników badań geologicznych, o których mowa w pkt 3, występowania w podłożu terenu niekorzystnie przekształconego poziomów wodonośnych o znaczeniu użytkowym, które mogą być potencjalnie narażone na zanieczyszczenie ze strony odpadów przed, w czasie prowadzenia wypełniania oraz po jego zakończeniu przez okres 5 lat, prowadzi się monitoring wód podziemnych najpłytszego poziomu wodonośnego za pomocą co najmniej trzech otworów obserwacyjno-badawczych, z których jeden powinien być zlokalizowany na kierunku dopływu wód podziemnych, a dwa pozostałe na kierunku odpływu tych wód spod tego terenu;
6) liczbę, rozmieszczenie, głębokość i konstrukcję otworów obserwacyjno-badawczych określa szczegółowo projekt robót geologicznych, sporządzony zgodnie z art. 79 Prawa Geologicznego i Górniczego;
7) monitoring, o którym mowa w pkt 5, prowadzi się w zakresie:
   a) obserwacji poziomu zwierciadła wód podziemnych,
   b) badań wskaźnikowych parametrów zanieczyszczeń obejmujących co najmniej:
      - odczyn (pH),
      - przewodność elektrolityczną właściwą,
      - zawartość poszczególnych metali ciężkich (Cu, Zn, Pb, Cd, Cr (VI), Hg, As, B),
      - chlorki (Cl^-),
      - siarczany (SO_4^{-2}),
      - sumę wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA);
8) przy ustalaniu pełnego zakresu wskaźnikowych parametrów zanieczyszczeń badanych w wodach podziemnych uwzględnia się także skład wód podziemnych przed rozpoczęciem wypełniania terenu niekorzystnie przekształconego odpadami (tło hydrogeochemiczne) oraz skład wyciągu z odpadów poddawanych odzyskowi;

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

9) pomiary zwierciadła wód podziemnych w otworach obserwacyjno-badawczych oraz badanie wskaźników, o których mowa w pkt 7, prowadzi się z częstotliwością:
   a) przed wypełnieniem: jednorazowo,
   b) w czasie prowadzenia wypełnienia: nie rzadziej niż co 3 miesiące,
   c) po zakończeniu wypełnienia: nie rzadziej niż co 6 miesięcy;
10) wokół terenu niekorzystnie przekształconego wypełnianego odpadami, o których mowa w pkt 1, umieszcza się zewnętrzny system rowów drenażowych uniemożliwiający dopływ wód powierzchniowych i podziemnych do tego terenu;
11) przepisu, o którym mowa w pkt 10, nie stosuje się, jeżeli z wyników badań, o których mowa w pkt 3, wynika, że zewnętrzny system rowów drenażowych nie jest konieczny;
12) w przypadku wypełniania terenów niekorzystnie przekształconych mieszaniną odpadów ex 10 01 01, ex 10 01 02, ex 10 01 80, ex 10 01 82 ustala się takie warunki prowadzenia odzysku jak w przypadku wypełniania odpadami o kodzie ex 10 01 82.

W tabeli 13 wymieniono odpady o kodach przeznaczonych do odzysku w procesie R5 poprzez utwardzanie powierzchni terenów, do których posiadacz ma tytuł prawny na podstawie zgłoszenia dokonanego w trybie przepisów Prawa Budowlanego. Warunki te oznaczono w tabeli oznaczono literą B. Podane w Rozporządzeniu w sprawie odzysku odpadów warunki nakazują, aby utwardzanie było prowadzone zgodnie z następującymi warunkami:

- w sposób uniemożliwiający pylenie oraz nie zakłócający stanu wody na gruncie zgodnie z art. 29 ustawy z dnia 18 lipca 2001 r. - Prawo wodne.
- nie powodowało bezpośredniego zagrożenia szkodą w środowisku lub szkody w środowisku w rozumieniu przepisów Ustawy Szkodowej.
- odpady z podgrupy 17 01 oraz odpady o kodach 10 10 05, 10 10 06, 10 10 07, 10 10 08, 10 12 06, 10 12 08, 10 13 82, w przypadku konieczności dostosowania ich składu granulometrycznego do realizacji przedsięwzięcia, przed zastosowaniem poddaje się kruszeniu.

Odpady o kodzie 17 03 02 mogą być wykorzystywane wyłącznie:

1) do utwardzania dróg, poboczy i placów;
2) po wykonanych badaniach mających na celu potwierdzenie spełnienia przez te odpady kryteriów określonych dla odpadów obojętnych zgodnie z przepisami wydanymi na podstawie art. 118 Ustawy o odpadach;
3) poza obszarami zalewowymi, w odległości min. 50 cm od najwyższego poziomu wody, który wystąpił w okresie ostatnich 50 lat;
4) w odległości min. 60 m od każdego cieku wodnego;
5) poza obszarami poddanymi ochronie na podstawie przepisów o ochronie przyrody;
6) poza obszarami poddanymi ochronie na podstawie przepisów ustawy z dnia 18 lipca 2001 r. - Prawo wodne;
7) przez podmioty prowadzące prace budowlane związane z budową lub remontem dróg, poboczy, placów;
8) po poddaniu walcowaniem za pomocą ciężkiego sprzętu.

Tabela 13 zawiera wykaz odpadów możliwych do wykorzystania w procesie odzysku R5, oznaczonych symbolem C, w podziemnych technikach górniczych. Zgodnie z Rozporządzeniem w sprawie odzysku odpadów odpady te mogą być wykorzystane:

1) jako składnik podsadzki hydraulicznej i samozestalającej,
2) do doszczelniania zrobów, które powstały w wyniku eksploatacji prowadzonej systemem z zawałem stropu, podsadzki hydraulicznej, podsadzki suchej i innych,
3) do profilaktyki przeciwpożarowej i budowy korków izolacyjnych,
4) do likwidacji zbędnych wyrobisk, w tym szybów,
5) do wzmocnień i stabilizacji wyrobisk górniczych.

Warunkiem wykorzystania tych odpadów jest:

- uwzględnieniem właściwości odpadów,
- warunków lokalnych,
- nie dopuszczenie do spowodowania pogorszenia jakości wód podziemnych.

Rodzaje odpadów, dla których warunki odzysku w procesie odzysku R5 zostały w tabeli 13 oznaczone literą D mogą być wykorzystane do budowy, przebudowy lub remontu budowli kolejowych i podtorzy, wałów, nasypów kolejowych i drogowych, podbudów dróg i autostrad, nieprzepuszczalnych wykładzin, czasz osadników ziemnych, rdzeni budowli hydrotechnicznych oraz innych budowli i obiektów budowlanych, w tym fundamentów, pod warunkiem, że:

- zostało to uwzględnione w decyzji wydanej na podstawie przepisów o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym lub prawa budowlanego, jeżeli taka decyzja jest wymagana;
- planowane działania nie spowodują bezpośredniego zagrożenia szkodą w środowisku lub szkody w środowisku w rozumieniu przepisów Ustawy Szkodowej;
- odpady z grupy 17 oraz odpady o kodach 10 12 08, 10 13 82 mogą być wykorzystane pod warunkiem poddania ich procesowi kruszenia;
- odpady o kodzie ex 19 01 12 - Żużle paleniskowe inne niż wymienione w 19 01 11 mogą być wykorzystane wyłącznie do podbudowy dróg i autostrad pod warunkiem spełnienia ww. wymogów oraz spełnienia parametrów określonych w tabeli 14.

Tabela 14. Wymagania dla odpadów wykorzystywanych do budowy dróg i autostrad

Składnik	Maksymalna dopuszczalna zawartość [mg/kg s.m.]	Dopuszczalne graniczne wartości wymywania [mg/L]*
Arsen (As)	-	0,1
Bar (Ba)	-	7
Kadm (Cd)	-	0,03
Chrom (całkowity) (Cr)	-	0,2
Miedź (Cu)	-	0,9
Rtęć (Hg)	-	0,003
Molibden (Mo)	-	0,3
Nikiel (Ni)	-	0,2
Ołów (Pb)	-	0,2
Antymon (Sb)	-	0,02
Selen (Se)	-	0,06
Cynk (Zn)	-	2
Chlorki (Cl^-)	-	550
Fluorki (F^-)	-	4
Siarczany (SO_4^{2-})	-	560
Wskaźnik fenolowy	-	0,5
Stałe związki rozpuszczone (TDS)	-	2500
BTEX (benzen, toluen, etylobenzen i ksylen)	6	-
PCB (polichlorowane bifenyle, 7 kongenerów)	1	-
Węglowodory (C10 do C40)	500	-
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne	1	-
Rozpuszczony węgiel organiczny (DOC)	-	240
Ogólny węgiel organiczny (TOC)	30 000	-

Legenda:
* Test wymywalności należy wykonywać zgodnie z normą PN-EN12457-1:2006P.
- nie określono

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

- odpady o kodzie ex 19 01 12 mogą być stosowane wyłącznie:
  1) po uprzednio dokonanej separacji lekkich zanieczyszczeń, części niespalonych, złomu ferromagnetyków i metali nieżelaznych oraz starzeniu, tzn. po poddaniu procesom mającym na celu obniżenie reaktywności i unieczynnienie soli i związków metali ciężkich (obniżenie wymywalności oraz pH);
  2) poza obszarami zalewowymi, w odległości min. 50 cm od najwyższego poziomu wody, który wystąpił w okresie ostatnich 50 lat;
  3) w odległości min. 60 m od każdego cieku wodnego;
  4) poza obszarami poddanymi ochronie na podstawie przepisów o ochronie przyrody;
  5) poza obszarami poddanymi ochronie na podstawie przepisów ustawy z dnia 18 lipca 2001 r. - Prawo wodne.
- Odpady o kodzie ex 19 01 12 należy zagęścić i przykryć warstwą nieprzepuszczalną (asfalt, beton).

Ustalenie spełnienia warunków, o których mowa w powyższej tabeli, następuje na podstawie badań, które wykonują laboratoria akredytowane w zakresie badania i pobierania próbek do wykonywania badań właściwości i składników odpadów. Badania mogą wykonywać również laboratoria posiadające wdrożony system jakości w zakresie badania właściwości i składników odpadów, określonych w powyższej tabeli. Laboratoria wykonują badania i pobieranie próbek według metod przeznaczonych do zamierzonego zastosowania i opisanych w aktualnych wydaniach norm lub według uznanych międzynarodowo metod.

Oznaczenie E odnosi się wyłącznie do urobku z pogłębiania innego niż wymieniony w 17 05 05* o kodzie 17 05 06 przeznaczonego do odzysku w procesie R5. Odpady te mogą być przeznaczone do budowy, rozbudowy i utrzymania budowli hydrotechnicznych innych niż wymienione w poprzednim punkcie (D), takich jak sztuczne wyspy, konstrukcje i urządzenia, podmorskie kable i rurociągi, nabrzeża, wały, pomosty, pirsy, pola refulacyjne lub inne obiekty infrastruktury portowej i infrastruktury zapewniającej dostęp do portów i przystani morskich, budowle przeciwpowodziowe, zabezpieczenia brzegu, pod warunkiem, że:

- zostało to uwzględnione w decyzji wydanej na podstawie przepisów o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym;
- przepisów prawa budowlanego;
- przepisów o obszarach morskich Rzeczypospolitej Polskiej lub przepisów prawa wodnego;
- planowane działania nie spowodują bezpośredniego zagrożenia szkodą w środowisku lub szkody w środowisku w rozumieniu przepisów Ustawy Szkodowej;
- gdy wynika to z wymogów technicznych, urobek (osady) poddawany jest procesom odwodnienia i stabilizacji z zastosowaniem np. odpowiednich materiałów bądź substancji stosownie do warunków geotechnicznych i funkcji terenu;
- wykorzystany urobek musi spełniać następujące warunki zawartości zanieczyszczeń w stężeniu przeliczonym na zawartość suchej masy niższym niż :

1. Metale:
   a) arsen – 30 mg/kg s.m.;
   b) chrom – 200 mg/kg s.m.;
   c) cynk – 1000 mg/kg s.m.;
   d) kadm - 7,5 mg/kg s.m.;
   e) miedź – 150 mg/kg s.m.;
   f) nikiel – 75 mg/kg s.m.;
   g) ołów – 20 mg/kg s.m.;
   h) rtęć – 1 mg/kg s.m.

2. Związki organiczne:

1) wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA):
   a) benzo(a)antracen –1,5 mg/kg s.m.;
   b) benzo(b)fluoranten – 1,5 mg/kg s.m.;
   c) benzo(k)fluoranten – 1,5 mg/kg s.m.;
   d) benzo(ghi)perylen – 1,0 mg/kg s.m.;
   e) benzo(a)piren – 1,0 mg/kg s.m.;
   f) dibenzo(a,h)antracen – 1,0 mg/kg s.m.;
   g) indeno(1,2,3-c,d)piren – 1,0 mg/kg s.m.;
2) polichlorowane bifenyle (PCB) – suma kongenerów PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 i 180 – 0,3 mg/kg s.m.

W Rozporządzeniu w sprawie odzysku odpadów dla odpadów o kodzie 17 05 06 podano także sposób pobierania próbek reprezentatywnych i liczbę punktów pobierania w zależności od prac czerpalnych w celu oznaczania metali oraz do związków organicznych.

Oznaczenie literowe F nadano w tabeli 13 odpadom przewidzianym do odzysku w procesie R5 w celu likwidacji zagrożeń pożarowych, takich jak samozapłony, w obiektach unieszkodliwiania odpadów wydobywczych będących w fazie eksploatacji i w fazie po zamknięciu (w tym zwałowiskach skał płonnych pochodzących z górnictwa węgla kamiennego).

W przypadku prowadzenia odzysku w obiektach unieszkodliwiania odpadów wydobywczych będących w fazie eksploatacji i w fazie po zamknięciu, innych niż zwałowiska skał płonnych pochodzących z górnictwa węgla kamiennego, ww. odzysk może być prowadzony, o ile w programie gospodarowania odpadami wydobywczymi zawarte są informacje dotyczące opisu technologii i środków technicznych służących zapobieganiu (z wykorzystaniem odpadów) powstawaniu pożarów w obiektach unieszkodliwiania odpadów, w których są składowane odpady zawierające części palne.

Kolejne rodzaje odpadów przewidziane są do odzysku zarówno w procesie R3, jak i R5. Warunki odzysku tych odpadów zostały oznaczone symbolem G w tabeli 13. Są to odpady przeznaczone do rekultywacji biologicznej zamkniętych obiektów unieszkodliwiania odpadów wydobywczych i zwałowisk skał płonnych pochodzących z górnictwa węgla kamiennego lub ich części (tak zwanej okrywy rekultywacyjnej). Zapisane w Rozporządzeniu w sprawie odzysku odpadów warunki obejmują:

- uzależnienie grubości warstwy stosowanych odpadów od planowanych obsiewów lub nasadzeń;
- w odniesieniu do odpadów o kodzie 19 08 05 zastosowanie art. 96 Ustawy o odpadach (omawiane dalej przepisy związane z wykorzystaniem komunalnych osadów ściekowych w celach rekultywacji);
- wskazanie, że odpady o kodach: 10 01 01, 10 01 02, 10 01 15 i 10 01 80 przed wykorzystaniem należy wymieszać w proporcji 1:1 z odwodnionymi osadami ściekowymi i stosować w postaci warstwy o grubości maksymalnie 1 m w przypadku nasadzeń niskich lub 2 m w przypadku nasadzeń drzewiastych.

Ostatnia grupa odpadów, która może być wykorzystana na powierzchni ziemi poza instalacjami i urządzeniami obejmuje także odzysk R5, a warunki odzysku oznaczono w tabeli literą H.

Odpady te to:

- gleba i ziemia zawierająca substancje ropopochodne o kodzie ex 17 05 03*;
- urobek z pogłębiania zawierający lub zanieczyszczony wyłącznie substancjami ropopochodnymi o kodzie ex 17 05 05*.

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

Odzysk wydobytej gleby i ziemi polega na usunięciu z niej substancji ropopochodnych na przykład za pomocą:

- bakterii, lub
- innych metod;
- po przeprowadzeniu odzysku wykonuje się w akredytowanym laboratorium badania potwierdzające uzyskanie standardów wymaganych odrębnymi przepisami.

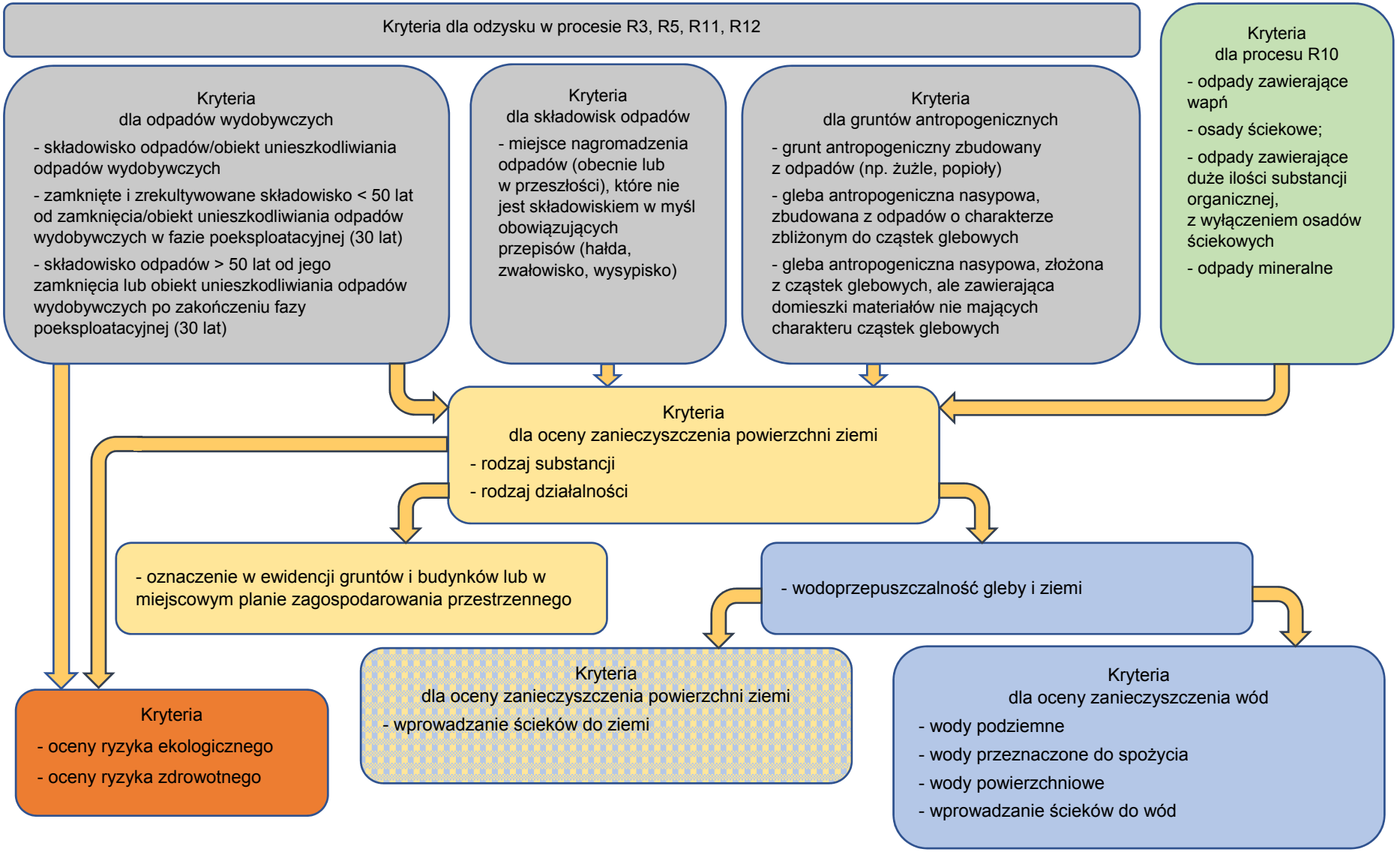
Ustawa o ochronie gruntów rolnych i leśnych reguluje zasady ochrony gruntów rolnych i leśnych oraz rekultywacji i poprawiania wartości użytkowej gruntów.

W art.4 tej ustawy zdefiniowano rekultywację gruntów jako nadanie lub przywrócenie gruntom zdegradowanym albo zdewastowanym wartości użytkowych lub przyrodniczych przez właściwe ukształtowanie rzeźby terenu, poprawienie właściwości fizycznych i chemicznych, uregulowanie stosunków wodnych, odtworzenie gleb, umocnienie skarp oraz odbudowanie lub zbudowanie niezbędnych dróg.

Rozdział 5 ustawy reguluje kwestie rekultywacji i zagospodarowania gruntów. W myśl art. 20 rekultywację i zagospodarowanie gruntów planuje się, projektuje i realizuje na wszystkich etapach działalności przemysłowej (ust. 3). Rekultywację gruntów prowadzi się w miarę jak grunty te stają się zbędne całkowicie, częściowo lub na określony czas do prowadzenia działalności przemysłowej oraz kończy się w terminie do 5 lat od zaprzestania tej działalności (ust. 4).

Na schemacie 9 przedstawiono koncepcję odróżnienia odpadów od zanieczyszczonej gleby i ziemi w oparciu o:

- kryteria dla odzysku w procesie R3 i R5:
  - kryteria wyspecyfikowane w przepisach wynikających z regulacji dla odpadów wydobywczych:
    - ✓ działające na podstawie aktualnie obowiązujących przepisów składowisko odpadów/obiekt unieszkodliwiania odpadów wydobywczych;
    - ✓ zamknięte i zrekultywowane na podstawie aktualnie obowiązujących przepisów składowisko przed upływem 50 lat od zamknięcia/obiekt unieszkodliwiania odpadów wydobywczych w fazie poeksploatacyjnej (30 lat).
    - ✓ składowisko odpadów po zakończeniu okresu 50 lat od jego zamknięcia lub obiekt unieszkodliwiania odpadów wydobywczych po zakończeniu fazy poeksploatacyjnej (30 lat);
  - kryteria określone dla składowisk odpadów:
    - ✓ miejsce nagromadzenia odpadów (obecnie lub w przeszłości), które nie jest składowiskiem w myśl obowiązujących przepisów (hałda, zwałowisko, wysypisko);
  - kryteria dla gruntów antropogenicznych:
    - ✓ grunt antropogeniczny zbudowany z odpadów (np. żużle, popioły) w procesie odzysku poza instalacjami lub urządzeniami, lub wcześniej w procesie wykorzystania odpadów;
    - ✓ gleba antropogeniczna, nasypowa, zbudowana z odpadów o charakterze zbliżonym do cząstek glebowych (np. piasek, kamienie, skała płona, gruz ceglany, gruz betonowy, odpady organiczne, zwłaszcza złożone);
    - ✓ gleba antropogeniczna, nasypowa, złożona z cząstek glebowych, ale zawierająca domieszki materiałów nie mających charakteru cząstek glebowych, takich jak gruz ceglany, gruz betonowy, żużel, odpady komunalne (zwykle gleba miejska).
- kryteria dla odzysku w procesie R10 w odniesieniu do:
  - ✓ odpadów zawierających wapń,
  - ✓ osadów ściekowych;
  - ✓ odpadów zawierających duże ilości substancji organicznej, z wyłączeniem osadów ściekowych,
  - ✓ odpadów mineralnych.



Rysunek 9. Koncepcja odróżnienia odpadów od zanieczyszczonej gleby i ziemi

Gleby i ziemi oraz urobku z pogłębiania rzek nie wolno wykorzystywać w procesie odzysku R5, oznaczonych symbolem C, w podziemnych technikach górniczych. Natomiast gleba lub urobek z pogłębiania rzek zawierające substancje ropopochodne mogą być poddane odzyskowi poprzez usunięcie z nich substancji ropopochodnych za pomocą bakterii lub innych metod. Zgodnie z art. 101 r POŚ zabrania się używania do prac ziemnych gleby lub ziemi, w tym używanych do tych prac osadów pochodzących z dna zbiorników powierzchniowych wód stojących lub wód płynących, jeżeli jest przekroczona w nich dopuszczalna zawartość substancji powodującej ryzyko, określona w przepisach wydanych na podstawie art. 101a ust. 5 POŚ, dla gruntów występujących w miejscu użycia tej gleby lub ziemi.

Składowiska odpadów

Dla składowisk odpadów istotne są kryteria, które pozwalają zdeponować dany odpad na składowisku. Zakres wymaganych badań weryfikuje Rozporządzenie w sprawie dopuszczania odpadów do składowania na składowiskach.

Zakres badań z dopuszczalnymi granicznymi wartościami wymywania poszczególnych zanieczyszczeń wraz z badaniami dodatkowymi, według których należałoby ustalić kryteria odróżnienia gleby od odpadu, podzielono dla następujących przypadków:

1. Zakres badań oraz kryteria dopuszczania odpadów obojętnych do składowania na składowisku odpadów obojętnych są określone w załączniku nr 2 do wspomnianego rozporządzenia.
2. Zakres badań oraz kryteria dopuszczania odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne, które nie stanowią odpadów komunalnych, do składowania na składowisku odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne, są określone w załączniku nr 3.
3. Zakres badań oraz kryteria dopuszczania odpadów o kodach 19 08 05, 19 08 12, 19 08 14, 19 12 12 oraz z grupy 20 do składowania na składowisku odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne są określone w załączniku nr 4.
4. Zakres badań oraz kryteria dopuszczania odpadów niebezpiecznych do składowania na składowisku odpadów niebezpiecznych są określone w załączniku nr 5.
5. Zakres badań oraz kryteria dopuszczania stałych, niewchodzących w reakcje odpadów niebezpiecznych do składowania na składowisku odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne są określone w załączniku nr 6.

Rozporządzenie w sprawie podziemnych składowisk odpadów również reguluje kryteria dopuszczania odpadów do składowania na podziemnym składowisku odpadów niebezpiecznych. Rozporządzeni to mówi, iż:

Kryteria decydujące o możliwości skierowania odpadów do podziemnego składowania odpadów niebezpiecznych obejmują:

1. dopuszczalne graniczne wartości wymywania czyli: As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Zn, Cl^-, F^-, SO_4^{2-}, rozpuszczony węgiel organiczny (DOC), stałe związki rozpuszczone (TDS),
2. parametry dodatkowe: straty prażenia (LOI), ogólny węgiel organiczny (OWO), zdolność do neutralizacji kwasów (ANC).

Rozporządzenie to mówi, iż dopuszczalne graniczne wymywania dla odpadów ziarnistych o małych wymiarach poszczególnych elementów wyznacza się przy stosunku cieczy dla fazy stałej 10 lub 2 L/kg całkowitej zawartości składników, natomiast test pomocniczy wykonuje się w przypadku braku możliwości przeprowadzenia testu podstawowego.

W przypadku odpadów monolitycznych o dużych wymiarach poszczególnych elementów dopuszczalne graniczne wartości wymywania wyznacza się zgodnie z testem podstawowym.

Kryteria decydujące o możliwości składowania odpadów obojętnych na podziemnym składowisku obejmują:

1. Dopuszczalne graniczne wartości wymywania: As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Zn, Cl^-, F^-, SO_4^{2-}, wskaźnik fenolowy, rozpuszczony węgiel organiczny (DOC),
2. Parametry dodatkowe tj.: benzen, toluen, etylobenzen i ksylen (BTEX), ogólny węgiel organiczny (TOC), polichlorowane bifenyle, 7 kongenerów (PCB), olej mineralny (C10 do C40), wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA).

Ostatnie kryteria regulowane przez to rozporządzenie dotyczą możliwości skierowania odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne i obejmują:

1. Dopuszczalne graniczne wartości wymywania tj.: As, Ba, Cd, Cr, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Zn, Cl^-, F^-, siarczany (SO_4^{2-}), rozpuszczony węgiel organiczny (DOC), stałe związki rozpuszczone (TDS),
2. Parametry dodatkowe obejmują: ogólny węgiel organiczny (TDC), straty prażenia (LOI), ciepło spalania.

Rozporządzenie w sprawie składowisk odpadów dotyczy dwóch najistotniejszych zagadnień tj.:

1) szczegółowych wymagań dotyczących lokalizacji, budowy i prowadzenia składowisk odpadów, jakim odpowiadają poszczególne typy składowisk odpadów oraz,
2) zakresu, czasu i częstotliwości jak też sposobu i warunków prowadzenia monitoringu składowiska odpadów.

Według Rozporządzenia w sprawie składowisk odpadów w na koronie składowisk odpadów niebezpiecznych oraz składowisk odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne nie mogą być budowane budynki przez okres pięćdziesięciu lat od dnia zamknięcia składowiska, wykonywane wykopy, instalacje naziemne i podziemne, z wyłączeniem instalacji związanych z funkcjonowaniem składowiska. Istnieje możliwość skrócenia tego czasu, jeżeli z ekspertyzy geotechnicznej oraz z ekspertyzy sanitarnej (która powinna być pozytywnie zaopiniowana przez państwowego wojewódzkiego inspektora sanitarnego), dołączonej do wniosku o zmianę decyzji o zgodzie na zamknięcie składowiska, wynika, że prowadzenie na składowisku odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne prac, o których mowa w ust. 1, nie spowoduje zagrożenia dla życia, zdrowia ludzi lub dla środowiska.

Fazę poeksploatacyjną poprzedza faza przedeksploatacyjna i eksploatacyjna.

Rozporządzenie w sprawie składowisk odpadów zakłada, iż monitoring w fazie przedeksploatacyjnej ma na celu ocenę stanu wyjściowego (ustalenie tła) i polega na:

- określeniu średnich danych meteorologicznych właściwych dla lokalizacji składowiska odpadów, wynikających z krajowej sieci meteorologicznej;
- kontroli poprawności wykonania elementów składowiska odpadów służących do prowadzenia monitoringu, w szczególności na poprawności wykonania otworów obserwacyjnych dla wód podziemnych oraz ustabilizowania reperów geodezyjnych;
- pomiarze i ocenie zgodności z przewidywanym w projekcie budowy składowiska odpadów poziomem wód podziemnych w wykonanych otworach obserwacyjnych;
- wyznaczeniu w instrukcji prowadzenia składowiska odpadów miejsc poboru prób oraz substancji do dalszych badań monitoringowych dla gazu składowiskowego, o ile

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Unia Europejska Fundusz Spójności

będzie on występował na składowisku odpadów, zgodnie z przewidzianym rodzajem składowanych odpadów;

- wyznaczeniu w instrukcji prowadzenia składowiska odpadów miejsc poboru prób oraz parametrów wskaźnikowych do dalszych badań monitoringowych osobno dla wód powierzchniowych, odciekowych i podziemnych, zgodnie z przewidzianym rodzajem składowanych odpadów, z uwzględnieniem stwierdzonego przed rozpoczęciem eksploatacji składowiska odpadów składu wód powierzchniowych i podziemnych; dla wód podziemnych ustala się parametry wskaźnikowe jak dla wód odciekowych;
- ustaleniu tła geochemicznego wód powierzchniowych i wód podziemnych w miejscach, które według zatwierdzonej instrukcji prowadzenia składowiska odpadów są wskazane do monitoringu w dalszych fazach;
- wyznaczenie w instrukcji prowadzenia składowiska odpadów miejsc pomiaru występowania oparów rtęci dla składowisk odpadów, o których mowa w § 20 tego rozporządzenia.

Rozporządzenie to również definiuje monitoring gazu składowiskowego poprzez oznaczanie następujących substancji:

1. metanu (CH_4);
2. dwutlenku węgla (CO_2);
3. tlenu (O_2).

Natomiast w przypadku parametrów dla wód powierzchniowych i odciekowych, o których mowa w ust. 1 pkt 5, dla składowisk odpadów niebezpiecznych oraz składowisk odpadów innych niż niebezpieczne jest wymagany monitoring następujących parametrów wskaźnikowych:

- odczyn (pH);
- przewodność elektrolityczna właściwa.

Dla składowisk przyjmujących odpady komunalne jest wymagany dodatkowo monitoring następujących parametrów wskaźnikowych:

- ogólny węgiel organiczny (OWO);
- zawartość poszczególnych metali ciężkich, w tym miedzi (Cu), cynku (Zn), ołowiu (Pb), kadmu (Cd), chromu (Cr(VI)) i rtęci (Hg);
- suma wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA).

W przypadku dodatkowych parametrów wskaźnikowych dla wód powierzchniowych i odciekowych, o których mowa w ust. 1 pkt 5, mogą one zostać wybrane wyłącznie z listy określonej w przepisach dotyczących klasyfikacji wód (wartości wskaźników zanieczyszczeń śródlądowych wód powierzchniowych) i parametry te powinny być ustalane zgodnie z przewidzianym rodzajem składowanych odpadów.

Kolejnym etapem jest monitoring fazy eksploatacyjnej, który obejmuje:

1. badania wielkości opadu atmosferycznego z pomiarów prowadzonych na terenie składowiska odpadów lub poza nim, o ile w trakcie oceny stanu wyjściowego wskazano stację meteorologiczną reprezentatywną dla lokalizacji składowiska odpadów;
2. pomiar poziomu wód podziemnych w otworach obserwacyjnych;
3. pomiar wielkości przepływu wód powierzchniowych;
4. kontrolę osiadania powierzchni składowiska odpadów w oparciu o ustalone repery;
5. badania substancji i parametrów wskaźnikowych, ustalonych zgodnie z § 21 ust. 1 pkt 4 i 5, w wodach powierzchniowych, odciekowych, podziemnych i w gazie składowiskowym;

6. pomiar emisji gazu składowiskowego;
7. kontrola struktury i składu masy składowiska odpadów pod kątem zgodności z pozwoleniem na budowę składowiska odpadów oraz instrukcją prowadzenia składowiska odpadów;
8. pomiar występowania oparów rtęci dla składowisk odpadów, o których mowa w § 20;
9. kontrola wzrokowej miejsca składowania i pojemników dla składowisk odpadów, o których mowa w § 20, pod kątem wykrycia ewentualnych przecieków lub innych nieprawidłowości mogących powodować zagrożenie dla życia, zdrowiu ludzi lub dla środowiska.

Natomiast monitoring w fazie poeksploatacyjnej składowisk odpadów polega na:

1. badaniu wielkości opadu atmosferycznego z pomiarów prowadzonych na terenie składowiska odpadów lub poza nim, o ile w trakcie oceny stanu wyjściowego lub procedury zamknięcia składowiska odpadów wskazano stację meteorologiczną reprezentatywną dla lokalizacji składowiska odpadów;
2. pomiarze poziomu wód podziemnych;
3. pomiarze wielkości przepływu wód powierzchniowych;
4. kontroli osiadania powierzchni składowiska odpadów w oparciu o ustalone repery;
5. badaniu parametrów wskaźnikowych, ustalonych zgodnie z § 21 ust. 1 pkt 4 i 5, w wodach powierzchniowych, odciekowych, podziemnych i w gazie składowiskowym;
6. pomiarze emisji gazu składowiskowego;
7. sprawdzaniu sprawności systemu odprowadzania gazu składowiskowego;
8. pomiarze występowania oparów rtęci dla składowisk odpadów, o których mowa w § 20;
9. kontroli wzrokowej miejsca składowania i pojemników dla składowisk odpadów, o których mowa w § 20, pod kątem wykrycia ewentualnych przecieków lub innych nieprawidłowości mogących powodować zagrożenie dla życia, zdrowia ludzi lub dla środowiska.

Kolejnym elementem rozważanym w opracowaniu jest hałda, czyli obiekt przeznaczony do składowania stałych odpadów wydobywczych na powierzchni ziemi. Zgodnie z Ustawą o odpadach wydobywczych hałda jest to obiekt przeznaczony do składowania stałych odpadów wydobywczych na powierzchni ziemi. Za zwałowisko odpadów według Ustawy o odpadach rozumie się miejsce składowania odpadów przemysłowych, dla którego nie było wymagane uzyskanie decyzji dotyczącej lokalizacji lub decyzji o pozwoleniu na budowę. Pojęcie wysypisko nie jest definiowane ustawą natomiast rozumie się to jako nagromadzenie odpadów komunalnych.

Zagrożenia środowiskowe wywołane przez zwałowiska pogórnicze to m.in.:

- zanieczyszczenia gleby;
- zanieczyszczenia wód podziemnych i powierzchniowych w rejonie składowania;
- zanieczyszczenia powietrza.

Ponadto w hałdach aktywnych termicznie mogą występować dodatkowe czynniki ryzyka dla zdrowia i życia ludzi:

- wysoka temperatura powierzchni i wnętrza;
- znaczne rozluźnienie materiału nasypowego.

Występowanie zwałowisk może spowodować wyłączenie obszarów składowania odpadów wydobywczych z wykorzystania społeczno-gospodarczego.

Do kryteriów zwałowisk konieczne są metodyki działań w odniesieniu do obiektów unieszkodliwiania odpadów wydobywczych oraz opuszczonych obiektów unieszkodliwiania

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

odpadów wydobywczych, które wywierają negatywny wpływ na środowisko, w tym w szczególności do zwałowisk odpadów pogórniczych wykazujących aktywność termiczną - na podstawie art. 44 ust. 5 Ustawy o odpadach wydobywczych.

Wskazane byłoby opracować metodyki aktualizacji spisu zamkniętych obiektów unieszkodliwiania odpadów wydobywczych oraz opuszczonych obiektów unieszkodliwiania odpadów wydobywczych, w tym częstotliwości tej aktualizacji - na podstawie art. 44 ust. 4 ustawy o odpadach wydobywczych.

Gleby antropogeniczne

Pojęcie gleb antropogenicznych nie występuje w żadnym akcie prawnym dotyczącym ochrony gleb i gruntów (Ustawa o ochronie gruntów rolnych i leśnych) czy Prawie geodezyjnym i kartograficznym oraz urzędowej tabeli klas gruntów w Rozporządzeniu w sprawie gleboznawczej klasyfikacji gruntów. Gleby antropogeniczne wymieniane są powszechnie w opracowaniach na temat ochrony środowiska, rewitalizacji terenów zdegradowanych czy zdewastowanych. Jedyne uregulowanie pojęcia **gleby antropogeniczne** występuje w polskim piśmiennictwie, w ostatnich dwóch wydaniach Systematyki Gleb Polski (PTG 1989, PTG 2011). Zagadnienie gleb antropogenicznych rozwinięte jest również w międzynarodowej klasyfikacji gleb WRB (FAO 2014).

Według SGP 2011 (PTG 2011) do gleb antropogenicznych zaliczane są takie, które zostały wytworzone na skutek intensywnej, gospodarczej działalności człowieka. Utworzenie takich gleb związane jest zarówno z długotrwałym dodawaniem do gleb materii organicznej i odpadów z gospodarstw domowych oraz zagród w postaci kompostów, obornika i innych resztek organicznych, które poprawiają ich właściwości fizyczne, chemiczne i biologiczne, jak również z przekształceniami geomechanicznymi, komunalnymi i chemicznymi, prowadzącymi do zniszczenia w różnym stopniu gleby pierwotnej. W glebach tych stopień rozwoju profilu glebowego uwarunkowany jest przede wszystkim działalnością człowieka, a nie procesami glebotwórczymi. Charakteryzują się one różną miąższością profilu glebowego, często brakiem niektórych poziomów genetycznych lub występowaniem nowych poziomów, wytworzonych przez człowieka, na przykład poziom *anthric, plaggic, hortic.* Gleby te wytworzone są z rożnych materiałów macierzystych, modyfikowanych przez człowieka.

W rzędzie gleb antropogenicznych wyróżnia się cztery typy:

2. Gleby kulturoziemne
3. Gleby industrioziemne
4. Gleby urbiziemne
5. Gleby słone i zasolone

Podział powyższy odnosi się przede wszystkim do lokalizacji gleb, która w istotny sposób wpływa na ich budowę i właściwości. Gleby kulturoziemne są silnie przekształcone na skutek uprawy, gleby industrioziemne związane są z infrastrukturą przemysłową, a urbiziemne z infrastrukturą miejską.

Zatem wśród gleb antropogenicznych występują gleby, które mogą mieć pogorszone lub poprawione właściwości chemiczne lub fizyczne z użytkowego punktu widzenia. Gleb antropogenicznych nie należy utożsamiać z glebami zdegradowanymi lub zdewastowanymi. Należą bowiem do nich gleby objęte długotrwałym użytkowaniem np. jako ogrody przyklasztorne, ogrody pałacowe.

W tabeli 13 kolorem szarym wyróżniono odpady odpowiadające glebom i ziemi.

W celu zdiagnozowania, wydzielenia gleb antropogenicznych spośród otaczających należy zdiagnozować jeden z poziomów diagnostycznych: *plaggic, hortic, anthric* lub *salic*.

Gleby kulturoziemne - zostały przekształcone na skutek intensywnej gospodarki i kultury rolnej. Długotrwała uprawa, intensywne nawożenie mineralne i organiczne, dodatek różnych materiałów organicznych i odpadków z gospodarstw spowodowały przekształcenie profilu glebowego w takim stopniu, że pierwotne poziomy powierzchniowe uległy całkowitemu przeobrażeniu. Pierwotne właściwości fizyczne, chemiczne i biologiczne zostały również znacznie zmodyfikowane; dotyczy to m.in. zdolności sorpcyjnych, zawartości próchnicy oraz kwasowości, a także zdolności retencyjnych i warunków drenażu wewnętrznego. Poziom próchniczny gleb kulturoziemnych ma miąższość 50 cm i większą, i może być wykształcony w postaci następujących diagnostycznych epipedonów*: anthric, hortic, plaggic* lub *salic*.

Gleby industrioziemne – budowa i właściwości gleb industrioziemnych zostały zdominowane przeobrażeniami zachodzącymi w wyniku oddziaływania przemysłu, a w szczególności górnictwa głębinowego, odkrywkowego oraz innej działalności przemysłowej. Na skutek podziemnej eksploatacji skał użytecznych i górniczych robót, pierwotny układ poziomów genetycznych gleb ulega całkowitemu zniszczeniu, a urabiane, transportowane i zdeponowane materiały nadkładowe stanowią wyjściowe materiały macierzyste dla nowo tworzących się gleb. Są to gleby sztucznie wytworzone przez człowieka, a procesy pedogenezy zazwyczaj w stadium początkowym są uzależnione od rodzaju zdeponowanych materiałów. Na terenach przemysłowych, obok przekształceń geomechanicznych, dochodzi również do przekształceń chemicznych, które nie powodują istotnej zmiany w budowie profilu glebowego, a prowadzą jedynie do poważnych zmian we właściwościach chemicznych, przede wszystkim w poziomach powierzchniowych. Przekształcenia te dotyczą wysokiego poziomu akumulacji metali ciężkich lub związków organicznych, silnego zakwaszenia lub wysokiego poziomu alkalizacji.

Gleby urbiziemne – powstają w aglomeracjach miejskich, a ich geneza związana jest z przekształceniami spowodowanymi zabudową komunalną. Gleby te zawierają duże ilości artefaktów (różnych materiałów budowlanych w postaci gruzu i innych) w wierzchniej 100-centymetrowej warstwie. Są to gleby, które wykazują różny stopień zniekształcenia profilu glebowego wywołanego najczęściej przekształceniami mechanicznymi i chemicznymi.

Gleby słone i zasolone

Gleby słone w niniejszej klasyfikacji określane są jako gleby, które w obrębie profilu glebowego na głębokości od 0 do 100 cm mają poziom *salic* zawierający nadmiar soli bardziej rozpuszczalnych w zimnej wodzie niż gips (patrz endopedon *salic*). Poza glebami słonymi mającymi poziom *salic* występuje w Polsce wiele gleb zasolonych, których zasolenie nie spełnia kryteriów poziomu *salic*. Wśród nich wyróżnia się:

Gleby zasolone, mają warstwy wtórnie nagromadzonych soli rozpuszczalnych wyrażone przewodnością elektryczną właściwą wyciągu z pasty nasyconej (EC) równą lub wyższą niż 4 $dS \cdot m^{-1}$ (25°C), a procent sodu wymiennego w kompleksie sorpcyjnym tych warstw musi być mniejszy niż 15% (SAR w wyciągu z pasty nasyconej mniejszy niż 13). Odczyn tych warstw wyrażony w pH wyciągu z pasty nasyconej musi być mniejszy niż 8,5.

Gleby zasolone sodowe mają warstwy z wtórnie nagromadzonymi solami (EC > 4 $dS \cdot m^{-1}$, (25°C), a w kompleksie sorpcyjnym sód wymienny występuje w większych ilościach niż 15% (SAR w wyciągu z pasty nasyconej jest większy niż 13); pH wyciągu z pasty nasyconej jest większe niż 8,5.

Gleby sodowe nie mają warstw zasolonych (EC < 4 $dS \cdot m^{-1}$, (25°C), natomiast mają warstwy, w których w kompleksie sorpcyjnym sód wymienny przekracza wysycenie 15% (SAR w wyciągu z pasty nasyconej jest większy niż 13); pH wyciągu z pasty nasyconej jest większe niż 8,5. Są to przeważnie gleby odsolone naturalnie (przesiąkające wody opadowe lub zalewowe), z których sole rozpuszczalne zostały opłukane, a z braku w wodach opłukujących dostatecznej ilości jonów wapnia lub/i magnezu po odsoleniu gleb nadmiar sodu wymiennego pozostał w kompleksie sorpcyjnym. Są to więc gleby sodowe (alkaliczne).

W warunkach klimatyczno-glebowych Polski nigdy nie dochodzi do naturalnego wytworzenia się gleb słonych, a więc do nadmiernego gromadzenia soli rozpuszczalnych w glebie; proces ten hamowany jest przez strumień wody przesiąkającej. Zasolenie gleb Polski może jednak pochodzić ze źródeł zarówno naturalnych, jak i antropogenicznych, np:

3) oddziaływanie słonych wód Bałtyku poprzez zalewy terenów przybrzeżnych, a także oddziaływanie słonych wód podziemnych,
4) na Kujawach wzdłuż Wału Kujawsko-Pomorskiego rozwój gleb słonych warunkują wysady cechsztyńskiej soli kamiennej i solanki,
5) w Małopolsce nad Nidą w obszarze występowania skał gipsowych, którym towarzyszą liczne źródła siarczanowe,
6) zasolenia przemysłowe, zwłaszcza przemysłu sodowego (Mątwy pod Inowrocławiem), słone wody dołowe z kopalni węgla kamiennego na Śląsku, zimowe stosowanie soli na jezdnie miejskie, arterie komunikacyjne i inne.

Poziomy diagnostyczne gleb antropogenicznych

Poziom *anthric* (gr. *anthropos* - człowiek) – to poziom próchniczny o zawartości C organicznego ≥ 0,6% (≥ 1% materii organicznej). Tworzy się w ciągu długiego okresu uprawy i nawożenia gleb odpadami z gospodarstw domowych przy zabudowaniach, a także w terenach stale nawadnianych i nawożonych nawozami organicznymi i wapniowymi będącymi źródłem dużych ilości fosforu i wapnia w glebie.

Poziom anthric musi:

1) spełniać kryteria poziomu *mollic* pod względem barwy, struktury i zawartości węgla organicznego,
2) wykazywać ślady oddziaływania człowieka na powstały poziom w postaci j jednej lub kilku niżej opisanych cech:
   - obecność ostrej dolnej granicy przejścia poziomu, wytworzonej na skutek orki albo obecność podeszwy płużnej, lub
   - obecność grudek stosowanego wapna nawozowego lub
   - zawartość fosforu (P_2O_5) rozpuszczalnego w 1% kwasie cytrynowym powyżej 1,5 g/kg gleby, i
3) zawierać mniej niż 5% obj. porów po faunie glebowej, koprolitów i innych śladów aktywności fauny glebowej poniżej poziomu omego,
4) mieć miąższość 20 cm lub większą.

Poziom *hortic* (łac. *hortus* - ogród) - jest powierzchniowym poziomem antropogenicznym, wytworzonym na skutek głębokiej uprawy, intensywnego nawożenia i długotrwałego dodawania odpadów z gospodarstw domowych i zagród w postaci kompostów i innych resztek organicznych.

Poziom *hortic* musi spełniać następujące kryteria:

1) mieć jasność barwy i nasycenie barwą według tabel Munsella w stanie wilgotnym 3 lub mniej,
2) mieć średnią ważoną zawartość węgla organicznego co najmniej 1,0%,
3) zawartość P_2O_5 (w wyciągu 0,5 mol/dm^3 $NaHCO_3$) musi wynosić 100 mg/kg gleby lub więcej, w górnej 25-centymetrowej części poziomu,
4) wysycenie kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi (w 1 mol/dm^3 $CHCOONH_4$) musi wynosić co najmniej 50%.

Poziom *hortic* jest dobrze wymieszany na skutek uprawy i nie obserwuje się w nim warstwowania. Występują w nim artefakty, które mogą być mocno rozdrobnione. Poziom *hortic* w znacznym stopniu jest morfologicznie podobny do poziomu *mollic*. Poziom *hortic* występuje w glebach antropogenicznych.

Poziom *plaggic* jest wytworzonym przez człowieka poziomem próchnicznym o miąższości od 20 do 50 cm i większej oraz barwie czarnej lub brunatnej. Powstał w ciągu setek lat na skutek intensywnego nawożenia obornikiem, mieszaniną ściółki leśnej, słomy i piasku tworzącymi ciemno zabarwioną masę mineralno-organiczną. Zawartość materii organicznej najczęściej wynosi od 1,5 do 4%. Barwa poziomu uzależniona jest od materiału, z jakiego został wytworzony. Poziom *plaggic* zawiera w całej miąższości odłamki ceramiki lub gruzu ceglanego. Są w nim często wyróżniane płaty i warstewki różnych materiałów. Zwykle wykazuje ślady przekopywania oraz pozostałości cienkich warstewek piasku.

Poziom *plaggic* musi spełniać następujące kryteria:

1) mieć uziarnienie piasków luźnych, piasków gliniastych, glin piaszczystych,
2) zawierać artefakty (w ilości < 20%) lub ślady przekopywania łopatą na głębokości poniżej 30 cm,
3) mieć jasność barwy 4 lub mniejszą w stanie wilgotnym, w stanie suchym 5 lub mniejszą, a nasycenie barwą2 lub mniejsze w stanie wilgotnym,
4) zawierać węgiel organiczny w ilości 0,6% lub więcej,
5) mieć miąższość 20 cm lub większą.

Poziom *plaggic* najczęściej tworzy lokalne wyniesienia, powyżej powierzchni terenu nieuprawianego. Jest poziomem diagnostycznym dla gleb antropogenicznych.

Poziom *salic* zawiera wtórnie nagromadzone sole łatwiej rozpuszczalne w zimnej wodzie niż gips. Przewodność elektryczna właściwa wyciągu z pasty nasyconej (EC) jest równa lub większa niż 15 dS/m (25°C), a jego miąższość musi być większa niż 15 cm, przy czym iloczyn miąższości poziomu wyrażonego w centymetrach i przewodności elektrycznej właściwej wyrażonej w dS/m musi być równy lub większy niż 450 dS/m (25°C).

Poziom *salic* występuje w glebach słonych i jest ich poziomem diagnostycznym.

Zasadniczy, centralny element schematu to Rozporządzenie OZPZ. W części 3 opracowania skomentowana została ważkość identyfikacji substancji zanieczyszczających w powiazaniu z rodzajem działalności prowadzonej obecnie lub w przeszłości. Podrozdział 3.2 traktuje o zależności pomiędzy sposobem wykorzystania terenu oznaczonym w ewidencji gruntów i budynków lub w miejscowym planie zagospodarowania przestrzennego a dopuszczalnymi zawartościami substancji powodujących ryzyko w glebie.

Dla głębokości przekraczającej 0,25 m ppt dla wszystkich grup gruntów konieczne jest określenie wodoprzepuszczalności gruntu (gleby i ziemi). Wyznaczenie tego parametru wskazuje na to, że

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

dopuszczalne zawartości substancji powodujących ryzyko szczególnie istotne dla ochrony powierzchni ziemi określone dla głębokości przekraczającej 0,25 m ppt, poza kryterium związanym z ich użytkowaniem (zagospodarowaniem przestrzennym) jako nadrzędne wskazują ochronę wód. Kryterium wodoprzepuszczalności nie może być rozpatrywane jedynie jako potencjalny wpływ na wody podziemne, czy przeznaczone do spożycia, ale także jako oddziaływanie na wody powierzchniowe w związku z istnieniem poziomych szlaków migracji zanieczyszczeń i połączeń hydraulicznych. Zgodnie z kierunkiem migracji zanieczyszczeń spływ wód odbywa się w kierunku przepływających powierzchniowo cieków wodnych (rzek i potoków).

Wobec tego bardzo ważnym kryterium powinno być ustalenie, czy z zanieczyszczonych gleb lub odpadów do środowiska wodnego przedostają się substancje powodujące ryzyko. Mogą one pozostawać w środowisku wodnym, ale mogą stanowić także zagrożenie dla powierzchni ziemi.

W kontekście oceny ryzyka wynikającego z przemieszczania się zanieczyszczeń z gleby i ziemi znaczące doświadczenie i praktykę ma US EPA. W ocenach środowiskowych wymywanie jest procesem przenoszenia określonych substancji z materiałów stałych, takich jak odpady, gleba, osad, pozostałości spalania, materiały stabilizowane, konstrukcje, materiały, czy opady wydobywcze do cieczy kontaktowej. Zakres, do którego składniki fazy stałej zostaną przeniesione do fazy ciekłej zależy od wielu czynników. Niektóre z nich to: specyficzne fizyczne, chemiczne i biologiczne właściwości badanego materiału, analizowane substancje, rodzaj cieczy ekstrakcyjnej, czas kontaktu.

Wskazówki dotyczące wyboru odpowiedniego testu wymywania znajdują się w normie PN-EN ISO 18772:2014-06 Jakość gleby - Zasady stosowania sposobów badania wymywania, w celu późniejszego zbadania gleb i materiałów glebowych pod kątem chemicznym i ekotoksykologicznym.

Wybór testu wymywania zależy od przebiegu procedury testowej, a także jak wyniki analityczne mają być interpretowane i do jakich celów. Należy podkreślić, że nie istnieje jeden test wymywania do wszystkich celów.

Najprostszym, a jednocześnie najmniej agresywnym jest test wymywania wodnego. W Polsce jest on najbardziej rozpowszechniony. Opis wykonania tej procedury znajduje się w następujących polskich normach (różnice wynikają z wielkości ziaren badanego materiału oraz ze stosunku fazy stałej do cieczy ekstrahującej).

- PN-EN 12457-1:2006. Charakteryzowanie odpadów – Wymywanie – Badanie zgodności w odniesieniu do wymywania ziarnistych materiałów odpadowych i osadów – Część 1: Jednostopniowe badanie porcjowe przy stosunku cieczy do fazy stałej 2 l/kg w przypadku materiałów o wysokiej zawartości fazy stałej i wielkości cząstek poniżej 4 mm (bez redukcji lub z redukcją wielkości).
- PN-EN 12457-2:2006. Charakteryzowanie odpadów – Wymywanie – Badanie zgodności w odniesieniu do wymywania ziarnistych materiałów odpadowych i osadów – Część 2: Jednostopniowe badanie porcjowe przy stosunku cieczy do fazy stałej 10 l/kg w przypadku materiałów o wielkości cząstek poniżej 4 mm (bez redukcji lub z redukcją wielkości).
- PN-EN 12457-3:2006. Charakteryzowanie odpadów – Wymywanie – Badanie zgodności w odniesieniu do wymywania ziarnistych materiałów odpadowych i osadów – Część 3: Dwustopniowe badanie porcjowe przy stosunku cieczy do fazy stałej 2 l/kg i 8 l/kg dla materiałów o wysokiej zawartości fazy stałej i wielkości cząstek poniżej 4 mm (bez redukcji lub z redukcją wielkości).

- PN-EN 12457-4:2006. Charakteryzowanie odpadów – Wymywanie – Badanie zgodności w odniesieniu do wymywania ziarnistych materiałów odpadowych i osadów – Część 4: Jednostopniowe badanie porcjowe przy stosunku cieczy do fazy stałej 10 l/kg w przypadku materiałów o wielkości cząstek poniżej 10 mm (bez redukcji lub z redukcją wielkości).

Wymywanie wodne jest procedurą dedykowaną zasadniczo odpadom, ale wykorzystywany jest on również w przypadku gleb. Ograniczenia procedury wymywania wodnego:

- brak dopuszczalnych wartości dedykowanych wprost w normie,
- ryzyko uchylenia aktu prawnego o wodach i brak w danym czasie prawnie obowiązującego,
- praktycznie w środowisku nie ma już sytuacji, aby pH wody było obojętne lub zbliżone, z reguły jest to pH kwaśne, zatem test ten nie odzwierciedla realnych warunków i może zaniżać ilość wyekstrahowanych substancji głównie metali ciężkich.

Sytuacja, w której ustala się czy z zanieczyszczonych gleb lub odpadów do środowiska wodnego przedostają się substancje powodujące ryzyko istnieje w przypadku wprowadzania ścieków do wód lub do ziemi. W związku z wejściem w życie Prawa Wodnego na mocy art. 566 przestało obowiązywać Rozporządzenie w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków. W art. 99 Prawa Wodnego określono główne zarysy analogicznego rozporządzenia na gruncie nowego prawa wodnego:

1. Minister właściwy do spraw gospodarki wodnej w porozumieniu z ministrem właściwym do spraw środowiska określi, w drodze rozporządzenia:
   1) substancje szczególnie szkodliwe dla środowiska wodnego, powodujące zanieczyszczenie wód, które powinno być eliminowane (wykaz I), oraz substancje szczególnie szkodliwe dla środowiska wodnego, powodujące zanieczyszczenie wód, które powinno być ograniczane (wykaz II);
   2) warunki, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu do wód lub do ziemi ścieków, w szczególności ścieków bytowych, ścieków komunalnych oraz ścieków przemysłowych, w tym najwyższe dopuszczalne wartości substancji zanieczyszczających, oraz warunki, jakie należy spełnić w celu rolniczego wykorzystania ścieków, a także miejsce, sposób i minimalną częstotliwość pobierania próbek ścieków, metodyki referencyjne analizy i sposób oceny, czy ścieki odpowiadają wymaganym warunkom;
   3) najwyższe dopuszczalne wartości substancji zanieczyszczających dla ścieków z oczyszczalni ścieków bytowych i ścieków komunalnych oraz dla ścieków z oczyszczalni ścieków w aglomeracji;
   4) warunki, jakie należy spełnić przy odprowadzaniu wód opadowych lub roztopowych do wód lub do urządzeń wodnych, w tym najwyższe dopuszczalne wartości substancji zanieczyszczających, a także miejsce, sposób i minimalną częstotliwość pobierania próbek tych wód, metodyki referencyjne analizy i sposób oceny, czy wody opadowe lub roztopowe odprowadzane do wód lub do urządzeń wodnych odpowiadają wymaganym warunkom.
2. Minister właściwy do spraw gospodarki wodnej w porozumieniu z ministrem właściwym do spraw gospodarki określi, w drodze rozporządzenia, dopuszczalne ilości substancji zanieczyszczających, wyrażone w jednostkach masy przypadających na jednostkę wykorzystywanego surowca, materiału, paliwa lub powstającego produktu, które mogą być odprowadzane w ściekach przemysłowych, w jednym lub więcej okresach.
3. Wydając rozporządzenia, o których mowa w ust. 1 i 2, minister właściwy do spraw gospodarki wodnej uwzględni:

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

1) właściwości substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego, w szczególności ich toksyczność, trwałość w środowisku, zdolność do bioakumulacji oraz zagrożenie, jakie mogą one powodować dla wód oraz życia lub zdrowia ludzi;
2) aktualny stan wód i ich podatność na eutrofizację rozumianą jako wzbogacanie wód biogenami, w szczególności związkami azotu lub fosforu, powodującymi przyspieszony wzrost glonów oraz wyższych form życia roślinnego, w wyniku którego następują niepożądane zakłócenia biologicznych stosunków w środowisku wodnym oraz pogorszenie jakości tych wód;
3) efektywność usuwania substancji zanieczyszczających ze ścieków w procesach ich oczyszczania;
4) rozwój technik umożliwiających stopniowe zmniejszanie emisji;
5) położenie, rzeźbę terenu i rodzaj gleb na obszarach, na których może być stosowane rolnicze wykorzystanie ścieków;
6) zróżnicowanie w czasie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu do wód ścieków zawierających substancje szczególnie szkodliwe dla środowiska wodnego, powodujące zanieczyszczenie wód, które powinno być eliminowane (wykaz I).

4. Wydając rozporządzenie, o którym mowa w ust. 1, minister właściwy do spraw gospodarki wodnej będzie się kierował potrzebą:
   2) zapobieżenia zagrożeniu dla życia i zdrowia ludzi powodowanego wprowadzaniem do wód substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego;
   3) minimalizacji kosztów oczyszczania ścieków komunalnych;
   4) spełnienia wymagań zdrowotnych dotyczących żywności i pasz na terenach rolniczego wykorzystania ścieków.
5. Wydając rozporządzenie, o którym mowa w ust. 1, minister właściwy do spraw gospodarki wodnej weźmie również pod uwagę konieczność określenia bardziej rygorystycznych wymagań w zakresie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, w tym najwyższych dopuszczalnych wartości substancji zanieczyszczających, oraz warunków, jakie należy spełnić w celu rolniczego wykorzystania ścieków, a także miejsc, sposobu i minimalnej częstotliwości pobierania próbek ścieków, metodyk referencyjnych analizy i sposobu oceny, czy ścieki odpowiadają wymaganym warunkom, jeżeli przepisy prawa Unii Europejskiej dotyczące ochrony wód przed zanieczyszczeniem wymagają zastosowania bardziej rygorystycznych wartości emisji od dopuszczalnych wartości emisji wynikających z najlepszych dostępnych technik.

Obecnie w Ministerstwie Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej trwają prace nad projektem rozporządzenia w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych, które stanowi wykonanie upoważnienia ustawowego zawartego w art. 53 ust. 1 Prawa Wodnego. Projektowane rozporządzenie zastąpi Rozporządzenie w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych, które zgodnie z art. 566 ust. Prawa Wodnego traci swoją moc po okresie 18 miesięcy od dnia wejścia w życie Prawa Wodnego. Zgodnie z art. 53 ust. 1 projektowane rozporządzenie będzie określać kryteria i sposób oceny stanu jednolitych części wód podziemnych, obejmujące:

1) klasyfikację elementów fizykochemicznych;

2) definicje klasyfikacji stanu ilościowego wód podziemnych oraz ich stanu chemicznego;

3) sposób interpretacji wyników badań elementów fizykochemicznych i ilościowych;

4) sposób prezentacji ich stanu;

5) częstotliwość dokonywania oceny ich stanu;

6) wartości progowe będące normami jakości środowiska wyrażonymi jako stężenie danej substancji zanieczyszczającej, grupy tych substancji lub substancji wyrażonej jako wskaźnik, które nie powinno być przekroczone z uwagi na ochronę środowiska oraz zdrowie ludzi.

Jak wskazuje Ministerstwo Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej wejście w życie przedmiotowego rozporządzenia będzie miało pozytywny wpływ na ochronę środowiska oraz przyczyni się do poprawy stanu wód podziemnych. Projektowane rozporządzenie pozwoli na uzyskanie bardziej pewnych i wiarygodnych wyników oceny stanu wód podziemnych przyczyniając się w ten sposób do prawidłowej identyfikacji oddziaływań antropogenicznych na stan wód podziemnych.

W aktualnym stanie prawnym brak jest odpowiednich podstaw prawnych do przeprowadzenia badań stanu zanieczyszczenia wód gruntowych oraz brak jest przepisów pozwalających na ustalenie planu remediacji dla zanieczyszczonych wód gruntowych, a w szczególności do określenia w decyzji ustalającej plan remediacji do jakiej klasy czystości powinna zostać doprowadzona woda gruntowa.

Pomimo, że zgodnie z art. 3 ust. 1 pkt. 31b Ustawy POŚ przez remediację rozumie się poddanie gleby, ziemi i wód gruntowych działaniom mającym na celu usunięcie lub zmniejszenie ilości substancji powodujących ryzyko, ich kontrolowanie oraz ograniczenie rozprzestrzeniania się (…) to brak jest w pozostałych przepisach Ustawy POŚ uregulowań odnoszących się do wód gruntowych, w tym brak jest przepisów wskazujących do jakiej klasy czystości powinna zostać doprowadzona woda gruntowa podczas remediacji.

Przykładowo zgodnie z art. 101a ust. 1 Ustawy POŚ zanieczyszczenie powierzchni ziemi ocenia się na podstawie przekroczenia dopuszczalnych zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie lub w ziemi (nie wskazano wód gruntowych). Rozporządzenie OZPZ wydane na podstawie art. 101a ust. 5 Ustawy POŚ również nie określa wymagań dotyczących jakości wód gruntowych.

W Rozporządzeniu w sprawie kryteriów zaliczania odpadów wydobywczych do odpadów obojętnych w § 1 ust. 1 określono szczegółowe kryteria zaliczania odpadów wydobywczych do odpadów obojętnych, uwzględniając ich właściwości fizyczne, chemiczne i biologiczne:

1) odpady wydobywcze nie ulegają znacznemu rozpadowi mechanicznemu lub rozpuszczeniu lub innej znaczącej zmianie powodującej negatywny wpływ na środowisko lub zdrowie i życie ludzi;
2) maksymalna zawartość siarki siarczkowej w odpadach wydobywczych wynosi:
   a) 0,1% albo
   b) 1%, jeżeli wskaźnik potencjału neutralizacji, rozumiany jako stosunek potencjału neutralizacji do potencjału kwasowości, jest większy niż 3;
3) odpady wydobywcze są niepalne oraz nie stwarzają zagrożenia samozapłonem;
4) zawartość w odpadach wydobywczych, w tym w drobnych cząstkach (poniżej 0,002 mm) odpadów, substancji potencjalnie niebezpiecznych dla środowiska lub zdrowia i życia ludzi, w szczególności związków następujących pierwiastków: arsenu (As), kadmu (Cd), kobaltu (Co), chromu (Cr), miedzi (Cu), rtęci (Hg), molibdenu (Mo), niklu (Ni), ołowiu (Pb), wanadu (V) oraz cynku (Zn), jest tak niska, że stanowi nieznaczące zagrożenie dla środowiska lub zdrowia i życia ludzi;

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

5) odpady wydobywcze w znacznym stopniu pozbawione są substancji stosowanych w procesie wydobycia lub przeróbki, które stanowią zagrożenie dla środowiska lub zdrowia i życia ludzi.

Kryteria, o których mowa w § 1 ust. 1 pkt 1, nie są spełnione, jeżeli odpady wydobywcze nie spełniają kryteriów dopuszczenia odpadów obojętnych do składowania na składowisku odpadów obojętnych, o których mowa w przepisach dotyczących kryteriów oraz procedur dopuszczania odpadów do składowania na składowisku odpadów danego typu.

Zgodnie z w § 1 ust. 3 zawartości substancji, o których mowa w ust. 1 pkt 4, nie są wystarczająco niskie, jeżeli przekraczają standardy jakości gleby lub ziemi, określone dla grupy B, o których mowa w przepisach dotyczących standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi, chyba że zawartość tych substancji wynika z ich naturalnej zawartości w środowisku. Z uwagi na to, że Rozporządzenie w sprawie kryteriów zaliczania odpadów wydobywczych do odpadów obojętnych zostało wydane w 2011 r. można postulować, aby uwzględniono w tym miejscu odpowiednią zmianę wynikającą z wprowadzenia 1 września 2016 r. Rozporządzenia OZPZ.

Należy podkreślić, że zakres rozporządzenia nie obejmuje cyny (Sn), a w rozporządzeniu tym odniesiono się także do zawartości wanadu (V), o którym mowa w § 1 ust. 1 pkt 4. Przyjmuje się, że jego zawartość nie jest wystarczająco niska, jeżeli przekracza wartość 500 mg/kg suchej masy odpadów wydobywczych.

W § 1 ust. 1 pkt 5 podano warunki spełnienia kryteriów w odniesieniu do czasu (perspektywa krótkoterminowa i długoterminowa), łącznego spełnienia wszystkich kryteriów, o których mowa w § 1 ust. 1, co pozwala zaliczyć odpady wydobywcze do odpadów obojętnych.

Badania właściwości odpadów wydobywczych pod kątem spełnienia kryteriów, o których mowa w ust. 1, są przeprowadzane przez laboratoria, o których mowa w art. 147a Ustawy POŚ, co zapisano w § 1 ust. 1 pkt 6, w brzmieniu podobnym do § 8 ust. 3 Rozporządzenia OZPZ.

W Rozporządzeniu w sprawie odzysku R10 sprecyzowano następujące kryteria wykorzystania odpadów poprzez ich obróbkę na powierzchni ziemi przynoszącą korzyści dla rolnictwa lub poprawę stanu środowiska. W poniższym zestawieniu nie przyporządkowywano kodów odpadów do poszczególnych grup, których wykaz znajduje się w załączniku do tego rozporządzenia. Obejmuje ono cztery główne grupy odpadów:

I. odpady zawierające wapń;
II. osady ściekowe;
III. odpady zawierające duże ilości substancji organicznej, z wyłączeniem osadów ściekowych;
IV. odpady mineralne.

Dla wszystkich wymienionych grup odpadów podano szczegółowe kryteria wykorzystania odpadów. Odnoszą się one do trzech zasad głównych:

1. kryteriów, które powinny być spełniane przez stosowane odpady;
2. kryteriów w odniesieniu do gleb, na których odpady mają być stosowane;
3. kryterium potwierdzającym wiarygodność i jakość wyników badań i gleb.

Ostatnie kryterium jest obowiązkowe w stosunku do niemal wszystkich wyszczególnionych w rozporządzeniu odpadów i zostało zapisane jako:

„*posiadacz odpadów dysponuje wynikami badań potwierdzającymi jakość odpadów i jakość gleb, na których odpady mają być stosowane, wykonanych przez laboratorium, o którym mowa w art. 147a ust. 1 pkt 1 lub ust. 1a ustawy z dnia 27 kwietnia 2001 r. - Prawo ochrony środowiska (Dz. U. z 2013 r. poz. 1232, z późn. zm.)*”.

Wymogu posiadania wyników badań potwierdzających jakość odpadów i jakość gleb, na których odpady mają być stosowane nie zapisano dla cieczy z beztlenowego rozkładu odpadów zwierzęcych i roślinnych (o kodzie 19 06 05) oraz przefermentowanych odpadów z beztlenowego rozkładu odpadów zwierzęcych i roślinnych (o kodzie 19 06 06) wymienionych w grupie III.8, jeżeli w procesie beztlenowego rozkładu przetwarzana była wyłącznie biomasa, o której mowa w art. 2 pkt 6 Ustawy o odpadach, lub produkty uboczne pochodzenia zwierzęcego, o których mowa w art. 2 pkt 9 tej ustawy, bez dodatku odpadów.

Istnieje konieczność wyraźnego oznaczenia biomasy w przepisach ochrony środowiska oraz w przepisach wydanych na gruncie Ustawy o odpadach, która może pochodzić z fitoremediacji terenów zanieczyszczonych metalami. Obecnie obowiązujące przepisy nie wskazują, konieczności rozdzielenia tego strumienia odpadów oraz badania produktów ich rozkładu. Rośliny, które są uprawiane w celu oczyszczania gleb z metali, nie mogą powtórnie trafiać do gleby w postaci odpadu. Wiązałoby się to z wprowadzaniem zanieczyszczenia ponownie do gleb poza jego pierwotnym miejscem występowania.

Zdecydowana większość odpadów musi spełniać kryterium w odniesieniu do gleb, na których odpady mają być stosowane wynikające z przepisów szkodowych. W każdym przypadku, dla którego to kryterium zostało ustanowione zapisano je następująco:

„*odpady są stosowane w taki sposób i w takiej ilości, aby ich stosowanie nie spowodowało pogorszenia jakości gleby, ziemi oraz wód powierzchniowych i podziemnych nawet przy długotrwałym stosowaniu, w szczególności nie spowodowało szkody w środowisku w rozumieniu przepisów ustawy z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie*”.

Kryterium wynikające z Ustawy szkodowej nie zostało wprowadzone dla następujących odpadów:

- Odchody zwierząt gospodarskich w rozumieniu przepisów o organizacji hodowli i rozrodzie zwierząt gospodarskich o kodzie ex 02 01 06 (z wyłączeniem produktów ubocznych pochodzenia zwierzęcego objętych przepisami rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady (WE) nr 1069/2009 z dnia 21 października 2009 r. określającego przepisy sanitarne dotyczące produktów ubocznych pochodzenia zwierzęcego, nieprzeznaczonych do spożycia przez ludzi i uchylającego rozporządzenie (WE) nr 1774/2002 - rozporządzenie o produktach ubocznych pochodzenia zwierzęcego)
- Przefermentowane odpady po mokrej fermentacji odpadów ulegających biodegradacji zbieranych selektywnie o kodzie ex 19 06 04
- Dla cieczy z beztlenowego rozkładu odpadów zwierzęcych i roślinnych (o kodzie 19 06 05) oraz przefermentowanych odpadów z beztlenowego rozkładu odpadów zwierzęcych i roślinnych (o kodzie 19 06 06) wymienionych w grupie III.8, jeżeli w procesie beztlenowego rozkładu przetwarzana była wyłącznie biomasa, o której mowa w art. 2 pkt 6 Ustawy o odpadach, lub produkty uboczne pochodzenia zwierzęcego, o których mowa w art. 2 pkt 9 tej ustawy, bez dodatku odpadów.

W wielu przypadkach ważnym kryterium jest ustalenie dopuszczalnej dawki odpadu z uwzględnieniem zasobności gleby, sposobu jej użytkowania, jakości odpadu oraz zapotrzebowania roślin na składniki pokarmowe, a także zasad dobrej praktyki rolniczej, o których mowa w art. 47 ust. 2 Prawa wodnego. Dla odpadów zawierających wapń wymaganie to zostało doprecyzowane jako uwzględnienie stopnia zakwaszenia gleby. Kryterium to nie znalazło zastosowania w odniesieniu do:

- osadów ściekowych (grupa II);
- odpadów zawierających dużą ilość materii organicznej (III.3) obejmujących odpady z drewna, słomy i kory, które mogą być stosowane tylko na terenach leśnych, terenach zieleni miejskiej oraz w ogrodach i parkach;
- przefermentowanych odpadów po mokrej fermentacji odpadów ulegających biodegradacji zbieranych selektywnie o kodzie ex 19 06 04 (grupa III.7);
- cieczy z beztlenowego rozkładu odpadów zwierzęcych i roślinnych (o kodzie 19 06 05) oraz przefermentowanych odpadów z beztlenowego rozkładu odpadów zwierzęcych i roślinnych (o kodzie 19 06 06) wymienionych w grupie III.8;
- zużytych kąpieli leczniczych aktywnych biologicznie innych niż wymienione w 18 01 80 - borowina pozabiegowa o kodzie ex 18 01 81 (grupa IV.1).

Bardzo częstym kryterium dla gleb, na których odpady mają być stosowane jest konieczność równomiernego stosowania na powierzchni gleby do głębokości 30 cm, przykrycia glebą lub wymieszania z nią. Kryterium tego nie podano w przypadku:

- ustabilizowanych komunalnych osadów ściekowych o kodzie 19 08 05;
- zużytych kąpieli leczniczych aktywnych biologicznie innych niż wymienione w 18 01 80 - borowina pozabiegowa o kodzie ex 18 01 81 (grupa IV.1);
- odciekowych pożywek z upraw hydroponicznych o kodzie ex 02 01 83.

Mniej częstym kryterium dla gleb, na których odpady mają być stosowane poza okresem wzrostu i rozwoju roślin przeznaczonych do bezpośredniego spożycia przez ludzi (czas od siewu albo sadzenia do zbioru). Kryterium tego nie określono dla:

- osadów ściekowych (grupa II);
- odchodów zwierząt gospodarskich w rozumieniu przepisów o organizacji hodowli i rozrodzie zwierząt gospodarskich o kodzie ex 02 01 06;
- przefermentowanych odpadów po suchej fermentacji odpadów ulegających biodegradacji zbieranych selektywnie o kodzie ex 19 06 04 (grupa III.5);
- odpadów ulegających biodegradacji z pielęgnacji terenów zieleni o kodzie ex 20 02 01 (grupa III.6)
- przefermentowanych odpadów po mokrej fermentacji odpadów ulegających biodegradacji zbieranych selektywnie o kodzie ex 19 06 04 (grupa III.7);
- cieczy z beztlenowego rozkładu odpadów zwierzęcych i roślinnych (o kodzie 19 06 05) oraz przefermentowanych odpadów z beztlenowego rozkładu odpadów zwierzęcych i roślinnych (o kodzie 19 06 06) wymienionych w grupie III.8;
- zużytych kąpieli leczniczych aktywnych biologicznie innych niż wymienione w 18 01 80 - borowina pozabiegowa o kodzie ex 18 01 81 (grupa IV.1).

Kolejne kryterium dla gleb odnosi się do ich rodzaju i potencjalnego wpływu na środowisko wodne. Odpady mogą być stosowane na gruntach o dużej przepuszczalności, stanowiących w szczególności piaski luźne i słabogliniaste oraz piaski gliniaste lekkie, jeżeli poziom wód gruntowych znajduje się na głębokości nie mniejszej niż 1,5 m poniżej powierzchni gruntu. Kryterium tego nie określono dla:

- osadów ściekowych (grupa II);
- odpadów ulegających biodegradacji z pielęgnacji terenów zieleni o kodzie ex 20 02 01 (grupa III.6)

- przefermentowanych odpadów po mokrej fermentacji odpadów ulegających biodegradacji zbieranych selektywnie o kodzie ex 19 06 04 (grupa III.7);
- cieczy z beztlenowego rozkładu odpadów zwierzęcych i roślinnych (o kodzie 19 06 05) oraz przefermentowanych odpadów z beztlenowego rozkładu odpadów zwierzęcych i roślinnych (o kodzie 19 06 06) wymienionych w grupie III.8;
- zużytych kąpieli leczniczych aktywnych biologicznie innych niż wymienione w 18 01 80 - borowina pozabiegowa o kodzie ex 18 01 81 (grupa IV.1);
- odpadów mineralnych z grupy IV.1.

Wymagania jak dla komunalnych osadów ściekowych określone w przepisach Ustawy o odpadach i w przepisach wydanych na podstawie art. 96 ust. 13 tej ustawy muszą być spełnione dla następujących grup odpadów:

- osadów ściekowych (grupa II);
- przefermentowanych odpadów po mokrej fermentacji odpadów ulegających biodegradacji zbieranych selektywnie o kodzie ex 19 06 04 (grupa III.7);
- cieczy z beztlenowego rozkładu odpadów zwierzęcych i roślinnych (o kodzie 19 06 05) oraz przefermentowanych odpadów z beztlenowego rozkładu odpadów zwierzęcych i roślinnych (o kodzie 19 06 06) wymienionych w grupie III.8, o ile w procesie beztlenowego rozkładu przetwarzane były m.in. odpady.

Wymagania weterynaryjne określone w przepisach rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady (WE) nr 1069/2009 z dnia 21 października 2009 r. określającego przepisy sanitarne dotyczące produktów ubocznych pochodzenia zwierzęcego, nieprzeznaczonych do spożycia przez ludzi, i uchylającego rozporządzenie (WE) nr 1774/2002 (rozporządzenie o produktach ubocznych pochodzenia zwierzęcego muszą być spełnione dla następujących grup odpadów:

- osadów ściekowych (grupa II) w przypadku odpadów o kodach 02 02 04, 02 03 05, 02 04 03;
- odchodów zwierząt gospodarskich w rozumieniu przepisów o organizacji hodowli i rozrodzie zwierząt gospodarskich o kodzie ex 02 01 06;
- przefermentowanych odpadów po mokrej fermentacji odpadów ulegających biodegradacji zbieranych selektywnie o kodzie ex 19 06 04 (grupa III.7);
- cieczy z beztlenowego rozkładu odpadów zwierzęcych i roślinnych (o kodzie 19 06 05) oraz przefermentowanych odpadów z beztlenowego rozkładu odpadów zwierzęcych i roślinnych (o kodzie 19 06 06) wymienionych w grupie III.8.

Wymagania jak dla nawozów określone w przepisach Ustawy o nawozach i nawożeniu oraz wymagania dotyczące dopuszczalnych wartości zanieczyszczeń określonych dla nawozów w przepisach wydanych na podstawie art. 10 pkt 5 i art. 11 pkt 5 tej ustawy określone w Rozporządzeniu w sprawie wykonania niektórych przepisów ustawy o nawozach i nawożeniu muszą być spełnione dla następujących grup odpadów:

- odpadów zawierających wapń określonych odpowiednio dla wapna nawozowego i wapna nawozowego zawierającego magnez;
- odchodów zwierząt gospodarskich w rozumieniu przepisów o organizacji hodowli i rozrodzie zwierząt gospodarskich o kodzie ex 02 01 06;
- cieczy z beztlenowego rozkładu odpadów zwierzęcych i roślinnych (o kodzie 19 06 05) oraz przefermentowanych odpadów z beztlenowego rozkładu odpadów zwierzęcych i roślinnych (o kodzie 19 06 06) wymienionych w grupie III.8.
- odpadów mineralnych z grupy IV.1.

W grupie III.5 wyodrębniono przefermentowane odpady po suchej fermentacji odpadów ulegających biodegradacji zbieranych selektywnie o kodzie ex 19 06 04. Odpady te mogą być stosowane tylko na terenach zdegradowanych, których przyszłe zagospodarowanie nie obejmuje rolniczego użytkowania, pasach zieleni wzdłuż dróg, terenach zdegradowanych przeznaczonych pod zalesianie. W omawianym Rozporządzeniu w sprawie odzysku R10 podano zawartość metali ciężkich w odniesieniu do odpadów, która ma być nie większa niż [mg/kg suchej masy]:

- kadmu (Cd) – 25 mg/kg s.m.,
- chromu (Cr) – 800 mg/kg s.m,
- miedzi (Cu) – 800 mg/kg s.m,
- niklu (Ni) – 200 mg/kg s.m,
- ołowiu (Pb) – 800 mg/kg s.m,
- cynku (Zn) – 2500 mg/kg s.m,
- rtęci (Hg) – 25 mg/kg s.m.

Należy podkreślić, że spośród siedmiu granicznych zawartości metali w odpadach, które zostały podane w pkt. 1 lit. a cztery są wyższe od górnej granicy zawartości dopuszczalnej dla gruntów grupy IV (kadm, miedź, ołów, cynk) określonej w Rozporządzeniu OZPZ. Tereny zdegradowane przeznaczone pod zalesianie również nie będą spełniać kryteriów dla gruntów grupy III, gdyż poza niklem dla wszystkich metali określone zawartości znacznie przewyższają dopuszczalną zawartość tych metali w glebie. Taki odpad może przyczyniać się do zanieczyszczenia powierzchni ziemi.

W § 14 ust. 1 Rozporządzenia w sprawie wykonania niektórych przepisów ustawy o nawozach i nawożeniu określono, że dopuszczalna wartość zanieczyszczeń w nawozach organicznych i organiczno-mineralnych oraz organicznych i organiczno-mineralnych środkach wspomagających uprawę roślin nie może przekraczać na kg suchej masy nawozu lub środka wspomagającego uprawę roślin, w przypadku:

1) chromu (Cr) - 100 mg,
2) kadmu (Cd) - 5 mg,
3) niklu (Ni) - 60 mg,
4) ołowiu (Pb) - 140 mg,
5) rtęci (Hg) - 2 mg.

Zgodnie z § 14 ust. 4 tego rozporządzenia dopuszczalna wartość zanieczyszczeń w nawozach mineralnych i środkach wspomagających uprawę roślin pochodzenia mineralnego nie może przekraczać:

1) w wapnie nawozowym na kg tlenku wapnia (CaO):
   a) kadmu (Cd) - 8 mg,
   b) ołowiu (Pb) - 200 mg
2) w wapnie nawozowym zawierającym magnez na kg sumy tlenku wapnia i tlenku magnezu (CaO + MgO):
   a) kadmu (Cd) - 15 mg,
   b) ołowiu (Pb) - 600 mg
3) w pozostałych nawozach mineralnych i środkach wspomagających uprawę roślin pochodzenia mineralnego na kg suchej masy nawozu lub środka wspomagającego uprawę roślin:
   a) arsenu (As) - 50 mg,
   b) kadmu (Cd) - 50 mg,
   c) ołowiu (Pb) - 140 mg,
   d) rtęci (Hg) - 2 mg

Jednocześnie określone w Rozporządzeniu w sprawie odzysku R10 zawartość metali ciężkich w odniesieniu do odpadów dla przefermentowanych odpadów po suchej fermentacji odpadów ulegających biodegradacji zbieranych selektywnie o kodzie ex 19 06 04 są znacząco wyższe niż ustalone w Rozporządzeniu w sprawie wykonania niektórych przepisów ustawy o nawozach i nawożeniu. Poniżej przedstawiono porównanie zawartości metali ciężkich w tych rozporządzeniach:

1) chromu (Cr) - 100 vs 800 mg, 8-krotnie większa zawartość;
2) kadmu (Cd) – 5 vs. 25 mg, 5-krotnie większa zawartość;
3) niklu (Ni) - 60 vs. 200 mg, 3,3-krotnie większa zawartość;
4) ołowiu (Pb) - 140 vs. 800 mg, 5,7-krotnie większa zawartość;
5) rtęci (Hg) - 2 vs 25 mg, 12,5-krotnie większa zawartość.

Kryterium to powinno ulec weryfikacji w rozporządzeniu w sprawie odzysku R10, gdyż stosowanie takiego odpadu może przyczyniać się do zanieczyszczenia powierzchni ziemi.

Drugą grupą odpadów, dla której wskazano podobny sposób zagospodarowania są odpady ulegające biodegradacji z pielęgnacji terenów zieleni o kodzie ex 20 02 01. Odpady te mogą być stosowane tylko na terenach zieleni miejskiej, w ogrodach i parkach oraz na terenach zdegradowanych, których przyszłe zagospodarowanie nie obejmuje rolniczego użytkowania. Nie określono dla nich w Rozporządzeniu w sprawie odzysku R10 dopuszczalnych zawartości metali ciężkich.

Innym kryterium wynikającym z Ustawy nawozach i nawożeniu są wymagania dotyczące szczegółowego sposobu stosowania nawozów określone w przepisach wydanych na podstawie art. 22 pkt 1. Dotyczą one:

- odchodów zwierząt gospodarskich w rozumieniu przepisów o organizacji hodowli i rozrodzie zwierząt gospodarskich o kodzie ex 02 01 06;
- cieczy z beztlenowego rozkładu odpadów zwierzęcych i roślinnych (o kodzie 19 06 05) oraz przefermentowanych odpadów z beztlenowego rozkładu odpadów zwierzęcych i roślinnych (o kodzie 19 06 06) wymienionych w grupie III.8.

Dla kilku grup odpadów istotnymi kryteriami są:

a) poddanie rozdrobnieniu,
b) poddanie przyspieszonemu rozkładowi części stałych przy zastosowaniu bakterii, grzybów i mikroorganizmów, niepowodujących zagrożeń dla zdrowia i życia człowieka, i niestwarzającemu zagrożenia dla środowiska.

Do odpadów, dla których w Rozporządzeniu w sprawie odzysku R10 podano te kryteria należą:

- odpadowa masa roślinna (o kodzie 02 01 03) oraz osady z oczyszczania stawów służących do hodowli lub chowu ryb (o kodzie ex 02 01 99);
- odpadów zawierających dużą ilość materii organicznej (III.3) obejmuje odpady z drewna, słomy i kory, które mogą być stosowane tylko na terenach leśnych, terenach zieleni miejskiej oraz w ogrodach i parkach;
- zużyte kąpiele lecznicze aktywne biologicznie inne niż wymienione w 18 01 80 - borowina pozabiegowa o kodzie ex 18 01 81.

Warunek rozdrobnienia odpadów powinien być spełniony także w przypadku:

- odpadów z grupy III.4 zawierające dużą ilość materii organicznej
- osadów z czyszczenia stawów infiltracyjnych wytwarzane na ujęciu wody o kodzie ex 19 09 01.

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

Dla niektórych odpadów wyartykułowano kryteria specyficzne:

- odpady zawierające wapń, mogą być stosowane tylko do wapnowania gleb kwaśnych i bardzo kwaśnych (o pHKCL poniżej 5,5);
- dla odpadów o kodzie ex 06 02 99 i ex 19 02 99 zawartość chlorków jest nie większa niż 3,5 %,
- dla przefermentowanych odpadów po suchej fermentacji odpadów ulegających biodegradacji zbieranych selektywnie o kodzie ex 19 06 04 określono wielkość cząstek 0÷40 mm,
- dla odpadów mineralnych z grupy IV.1 podano, że odpady skruszonych skał mają zostać rozdrobnione tak, że odsiew na sicie o boku oczek kwadratowych 2 mm ma być mniejszy niż 10%, a przesiew przez sito o boku oczek kwadratowych 0,5 mm nie mniejszy niż 50%.

W odniesieniu do wszystkich wymienionych w rozporządzeniu odpadów podkreśla się konieczność łącznego spełnienia warunków wyszczególnionych dla danej kategorii odpadów. Podejście to, w odróżnieniu od spełnienia co najmniej jednego z warunków, jest zasadne i zapewnia bardziej rygorystyczne, a zarazem jednoznaczne kryteria ochrony powierzchni ziemi oraz wód gruntowych, przy jednoczesnym zagospodarowaniu odpadów.

Dla wymienionych wcześniej grup odpadów z grupy II osadów ściekowych z zakładowych oczyszczalni ścieków i komunalnych osadów ściekowych, z grupy III.7 o kodzie ex 19 06 04 oraz z grupy III.8 o kodzie 19 06 06 (o ile w procesie beztlenowego rozkładu przetwarzane były m.in. odpady) konieczne jest zastosowanie Rozporządzenia w sprawie komunalnych odpadów ściekowych wydanego na podstawie art. 96 ust. 13 Ustawy o odpadach.

Odzysk polegający na stosowaniu komunalnych osadów ściekowych na powierzchni ziemi lub wprowadzaniu ich do gleby regulują przepisy art. 96 Ustawy o odpadach:

1) w rolnictwie, rozumianym jako uprawa wszystkich płodów rolnych wprowadzanych do obrotu handlowego, włączając w to uprawy przeznaczane do produkcji pasz,
2) do uprawy roślin przeznaczonych do produkcji kompostu,
3) do uprawy roślin nieprzeznaczonych do spożycia i do produkcji pasz,
4) do rekultywacji terenów, w tym gruntów na cele rolne,
5) przy dostosowaniu gruntów do określonych potrzeb wynikających z planów gospodarki odpadami, planów zagospodarowania przestrzennego lub decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu.

Podane w tym rozporządzeniu kryteria stosowania komunalnych osadach ściekowych opisane w § 2 ust. 1 odnoszą się do:

- zawartości metali ciężkich w osadach;
- oceny mikrobiologicznej osadów;
- oceny parazytologicznej osadów;
- zawartości metali ciężkich w wierzchniej warstwie gruntu o głębokości 0-25 cm;
- wartości pH gleby na terenach użytkowanych rolniczo;
- stosowania przepisów Ustawy szkodowej;
- spożycia roślin przez ludzi.

Dopuszczalną zawartość metali ciężkich w komunalnych osadach ściekowych określa załącznik nr 1 do rozporządzenia, którą przytoczono w tabeli 15.

Wymagania dotyczące bakterii z rodzaju *Salmonella* w reprezentatywnej próbce osadów o masie 100 g oraz łączna liczba żywych jaj pasożytów jelitowych *Ascaris sp*., *Trichuris sp*., *Toxocara sp*. w 1 kg suchej masy określono w § 2 ust. 1 pkt 2 oraz 3. Wymagania te zebrano w tabeli 16.

Tabela 15. Dopuszczalna zawartość metali ciężkich w komunalnych osadach ściekowych

Metal	Zawartość metali ciężkich w mg/kg suchej masy osadów nie większa niż przy stosowaniu komunalnych osadów ściekowych		
	w rolnictwie oraz do rekultywacji gruntów na cele rolne	do rekultywacji terenów na cele nierolne	przy dostosowywaniu gruntów do określonych potrzeb wynikających z planów gospodarki odpadami, planów zagospodarowania przestrzennego lub decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu, do uprawy roślin przeznaczonych do produkcji kompostu, do uprawy roślin nieprzeznaczonych do spożycia i produkcji pasz
Kadm (Cd)	20	25	50
Miedź (Cu)	1000	1200	2000
Nikiel (Ni)	300	400	500
Ołów (Pb)	750	1000	1500
Cynk (Zn)	2500	3500	5000
Rtęć (Hg)	16	20	25
Chrom (Cr)	500	1000	2500

Tabela 16. Wymagania sanitarne dla komunalnych osadów ściekowych

Rodzaj badania	Wymagania sanitarne dla komunalnych osadów ściekowych	
	w rolnictwie oraz do rekultywacji gruntów na cele rolne	do rekultywacji terenów, do dostosowania gruntów do określonych potrzeb wynikających z planów gospodarki odpadami, planów zagospodarowania przestrzennego lub decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu, do uprawy roślin przeznaczonych do produkcji kompostu, do uprawy roślin nieprzeznaczonych do spożycia i produkcji pasz
Obecność Salmonella spp.*	nie wyizolowano	nie podano wartości
Liczba żywych jaj pasożytów jelitowych **	0	300
Liczba żywych jaj pasożytów jelitowych *Ascaris sp.* **	0	300
Liczba żywych jaj pasożytów jelitowych *Toxacara sp.* **	0	300
Liczba żywych jaj pasożytów jelitowych *Trichuris sp.* **	0	300

Legenda:
* - obecności bakterii chorobotwórczych z rodzaju Salmonella w 100 g osadu
** - liczba żywych jaj pasożytów jelitowych w kg s.m.

Wymagania sanitarne związane z obecnością bakterii chorobotwórczych z rodzaju *Salmonella* oraz helmintów przeprowadzane są także dla:

- przefermentowanych odpadów po mokrej fermentacji odpadów ulegających biodegradacji zbieranych selektywnie o kodzie ex 19 06 04;
- cieczy z beztlenowego rozkładu odpadów zwierzęcych i roślinnych (o kodzie 19 06 05);
- przefermentowanych odpadów z beztlenowego rozkładu odpadów zwierzęcych i roślinnych (o kodzie 19 06 06), o ile w procesie beztlenowego rozkładu przetwarzane były m.in. odpady.

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Unia Europejska Fundusz Spójności

Zgodnie z § 2 ust. 1 pkt 4 ilość metali ciężkich w wierzchniej warstwie gruntu o głębokości 0-25 cm, na którym te osady mają być stosowane, nie może przekraczać wartości dopuszczalnych określonych w załącznikach nr 2 i 3 do tego rozporządzenia.

W tabeli 17 zestawiono wartości dopuszczalne ilości metali ciężkich w wierzchniej warstwie gruntu o głębokości 0-25 cm przy stosowaniu komunalnych osadów ściekowych w rolnictwie oraz do rekultywacji gruntów na cele rolne, które zamieszczono w załączniku nr 2 do rozporządzenia.

Tabela 17. Dopuszczalna zawartość metali ciężkich w wierzchniej warstwie gruntu przy stosowaniu komunalnych osadów ściekowych w rolnictwie oraz do rekultywacji gruntów na cele rolne

Metal	Wartość dopuszczalna metali ciężkich w mg/kg suchej masy gruntu nie większa niż na gruntach		
	lekkich	średnich	ciężkich
Kadm (Cd)	1	2	3
Miedź (Cu)	25	50	75
Nikiel (Ni)	20	35	50
Ołów (Pb)	40	60	80
Cynk (Zn)	80	120	180
Rtęć (Hg)	0,8	1,2	1,5
Chrom (Cr)	50	75	100

Tabela 18 prezentuje wartości dopuszczalne ilości metali ciężkich w wierzchniej warstwie gruntu o głębokości 0-25 cm przy stosowaniu komunalnych osadów ściekowych do rekultywacji terenów na cele nierolne, przy dostosowywaniu gruntów do określonych potrzeb wynikających z planów gospodarki odpadami, planów zagospodarowania przestrzennego lub decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu, do uprawy roślin przeznaczonych do produkcji kompostu oraz do uprawy roślin nieprzeznaczonych do spożycia i produkcji pasz, które podano w załączniku nr 3.

Tabela 18. Dopuszczalna zawartość metali ciężkich w wierzchniej warstwie gruntu przy stosowaniu komunalnych osadów ściekowych w rolnictwie oraz do rekultywacji gruntów na cele rolne

Metal	Wartość dopuszczalna metali ciężkich w mg/kg suchej masy gruntu nie większa niż na gruntach		
	lekkich	średnich	ciężkich
Kadm (Cd)	3	4	5
Miedź (Cu)	50	75	100
Nikiel (Ni)	30	45	60
Ołów (Pb)	50	75	100
Cynk (Zn)	150	220	300
Rtęć (Hg)	1	1,5	2
Chrom (Cr)	100	150	200

Wartość pH gleby na terenach użytkowanych rolniczo, na których osady te mają być stosowane nie może być mniejsza niż 5,6, co wynika z zapisów § 2 ust. 1 pkt 5.

W § 2 ust. 1 pkt 6 zawarto odwołanie do Ustawy Szkodowej. Stosowanie osadów nie może powodować pogorszenia jakości gleby, ziemi oraz wód powierzchniowych i podziemnych, w szczególności szkody w środowisku w rozumieniu tej ustawy.

Podobnie jak w przypadku wcześniej omawianych regulacji w Rozporządzeniu w sprawie komunalnych osadów ściekowych jednym z kryteriów opisanych w § 2 ust. 5 jest konieczność wykonywania badań osadów i gleb, o których mowa w § 5 i 6, w tym pobieranie próbek, w laboratoriach, o których mowa w art. 147a Ustawy POŚ.

Badania komunalnych osadów ściekowych metodami referencyjnymi, o których mowa w § 5 obejmują ustalenie:

1) wartości pH;
2) zawartości suchej masy (s.m.) - wyrażonej w procentach masy komunalnych osadów ściekowych;
3) zawartości substancji organicznej - wyrażonej w procentach s.m.;
4) zawartości azotu ogólnego, w tym azotu amonowego - wyrażonej w procentach s.m.;
5) zawartości fosforu ogólnego - wyrażonej w procentach s.m.;
6) zawartości wapnia i magnezu - wyrażonej w procentach s.m.;
7) zawartości metali ciężkich: ołowiu, kadmu, rtęci, niklu, cynku, miedzi i chromu - wyrażonej w mg/kg s.m.;
8) obecności bakterii chorobotwórczych z rodzaju Salmonella w 100 g osadu;
9) liczby żywych jaj pasożytów jelitowych Ascaris sp., Trichuris sp., Toxocara sp. w kg s.m.

Badania gruntów metodami referencyjnymi, na których mają być stosowane komunalne osady ściekowe, obejmują ustalenie:

1) wartości pH;
2) zawartości fosforu przyswajalnego w przeliczeniu na P_2O_5 (pięciotlenek fosforu), jeżeli osad będzie stosowany w rolnictwie - wyrażonej w mg/100 g gleby;
3) zawartości metali ciężkich: ołowiu, kadmu, rtęci, niklu, cynku, miedzi i chromu - wyrażonej w mg/kg s.m.

Zgodnie z art. 96 ust. Ustawy o odpadach odpowiedzialność za prawidłowe stosowanie komunalnych osadów ściekowych w celach wymienionych w 96 ust. 1 pkt 1-3 spoczywa na wytwórcy tych osadów. Stosowanie komunalnych osadów ściekowych jest możliwe, jeżeli są one ustabilizowane oraz przygotowane odpowiednio do celu i sposobu ich stosowania, w szczególności przez poddanie ich obróbce biologicznej, chemicznej, termicznej lub innemu procesowi, który obniża podatność komunalnych osadów ściekowych na zagniwanie i eliminuje zagrożenie dla środowiska lub życia i zdrowia ludzi. Zakazuje się nawadniania komunalnych osadów ściekowych poddanych uprzednio procesowi osuszania.

Wytwórca komunalnych osadów ściekowych jest obowiązany do przekazywania, wraz z tymi osadami, władającemu powierzchnią ziemi, na której komunalne osady ściekowe mają być stosowane, informacji o dawkach tego osadu, które mogą być stosowane na poszczególnych gruntach oraz wyników badań komunalnych osadów ściekowych i gruntów.

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

Wytwórca komunalnych osadów ściekowych stosowanych w celach, o których mowa w art. 96 ust. 1 pkt 1-3, powiadamia wojewódzkiego inspektora ochrony środowiska o zamiarze przekazania tych osadów władającemu powierzchnią ziemi, na której te osady mają być stosowane, na co najmniej 7 dni przed przekazaniem. Powiadomienie jest dokonywane w formie pisemnej i zawiera informacje wskazujące władającego powierzchnią ziemi oraz numery ewidencyjne działek, na których komunalne osady ściekowe mają być stosowane.

Władający powierzchnią ziemi, na której mają być stosowane komunalne osady ściekowe, jest obowiązany przechowywać wyniki badań, o których mowa w ust. 6, oraz informacje, o których mowa w ust. 7, przez okres 5 lat od dnia zastosowania komunalnych osadów ściekowych. Władający powierzchnią ziemi, na której komunalne osady ściekowe mają być stosowane w celach, o których mowa w ust. 1 pkt 1-3, jest zwolniony z obowiązku uzyskania zezwolenia na przetwarzanie odpadów lub obowiązku wpisu do rejestru.

Zakazuje się stosowania komunalnych osadów ściekowych:

1) na obszarach parków narodowych i rezerwatów przyrody;
2) na terenach ochrony pośredniej stref ochronnych ujęć wody,
3) w pasie gruntu o szerokości 50 m bezpośrednio przylegającego do brzegów jezior i cieków;
4) na obszarach szczególnego zagrożenia powodzią oraz na terenach czasowo podtopionych i bagiennych;
5) na terenach czasowo zamarzniętych i pokrytych śniegiem;
6) na gruntach o dużej przepuszczalności, stanowiących w szczególności piaski luźne i słabogliniaste oraz piaski gliniaste lekkie, jeżeli poziom wód gruntowych znajduje się na głębokości mniejszej niż 1,5 m poniżej powierzchni gruntu;
7) na gruntach rolnych o spadku przekraczającym 10%;
8) na obszarach ochronnych zbiorników wód śródlądowych,
9) na terenach objętych pozostałymi formami ochrony przyrody niewymienionymi w pkt 1, jeżeli osady ściekowe zostały wytworzone poza tymi terenami;
10) na terenach położonych w odległości mniejszej niż 100 m od ujęcia wody, domu mieszkalnego lub zakładu produkcji żywności;
11) na gruntach, na których rosną rośliny sadownicze i warzywa, z wyjątkiem drzew owocowych;
12) na gruntach przeznaczonych pod uprawę roślin jagodowych i warzyw, których części jadalne bezpośrednio stykają się z ziemią i są spożywane w stanie surowym - w ciągu 18 miesięcy poprzedzających zbiory i w czasie zbiorów;
13) na gruntach wykorzystywanych na pastwiska i łąki;
14) na gruntach wykorzystywanych do upraw pod osłonami.

Komunalne osady ściekowe mogą być także składowane na składowisku odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne pod warunkiem spełnienia kryteriów określonych w załączniku nr 4 do Rozporządzenia w sprawie dopuszczania odpadów do składowania na składowiskach. Wśród tych kryteriów wymieniono:

- ogólny węgiel organiczny (TOC) – 5% suchej masy,
- stratę przy prażeniu (LOI) – 8% suchej masy,
- ciepło spalania maksimum – 6 MJ/kg suchej masy.

Strata prażenia jest wykorzystywana do oznaczania ilości materii organicznej w gruncie, czy odpadzie (Łądkiewicz i inni, 2017). Wielkość straty prażenia w przypadku komunalnych osadów ściekowych sięga kilkudziesięciu procent, co potwierdzają niepublikowane badania autorów

niniejszej ekspertyzy oraz liczne piśmiennictwo (Środa i inni, 2012; Antonkiewicz i inni, 2010; Mazur i Mokra, 2011).

Problem niespełniania kryteriów określonych w załączniku nr 4 uniemożliwiającym składowanie komunalnych osadów ściekowych na składowisku odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne bez uprzedniego przetworzenia dostrzeżono także w Strategii postępowania z komunalnymi osadami ściekowymi na lata 2019-2022 z 18 listopada 2018 r. opracowanej przez Ministerstwo Środowiska.

Zgodnie z Rozporządzeniem w sprawie oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi należy ocenić zawartość 12 metali bez względu na przeznaczenie gruntów grupy I-IV (załącznik nr 2 do niniejszej ekspertyzy). Większość omawianych w tej części opracowania rozporządzeń odnosi się do zawartości metali ciężkich: ołowiu, kadmu, rtęci, niklu, cynku, miedzi i chromu w odpadach. W niektórych nawozach mineralnych i środkach wspomagających uprawę roślin pochodzenia mineralnego bada się także zawartość arsenu.

Jak opisano wcześniej zawartości określone w Rozporządzeniu w sprawie odzysku R10 zawartość metali ciężkich w odniesieniu do odpadów dla przefermentowanych odpadów po suchej fermentacji odpadów ulegających biodegradacji zbieranych selektywnie o kodzie ex 19 06 04, a także komunalnych osadów ściekowych, są znacząco, kilkukrotnie wyższe niż ustalone w Rozporządzeniu w sprawie wykonania niektórych przepisów Ustawy o nawozach i nawożeniu.

Z uwagi na możliwość stosowania osadów ściekowych na powierzchni ziemi należy zweryfikować zawartości w osadach podane w Rozporządzeniu w sprawie komunalnych osadów ściekowych oraz w Rozporządzeniu w sprawie odzysku R10. Stosowanie tych osadów zgodnie z dawkowaniem przewidzianym w Rozporządzeniu w sprawie komunalnych osadów ściekowych wprowadza znaczne ładunki metali ciężkich. Jednocześnie nie nakłada obowiązku kontroli arsenu, baru, cyny, kobaltu i molibdenu wyszczególnionych w Rozporządzeniu w sprawie oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi. Dodatkowo osady komunalne cechują się znaczną zmiennością w zakresie zawartości azotu od poniżej jednego do kilku procent. Podobną zmienność wykazuje także odczyn osadów od lekko kwaśnego do silnie zasadowego. Zdarza się, że osady nie przedstawiają większej wartości nawozowej, co manifestuje się nikłą zawartością fosforu, wapnia czy magnezu.

W badanych komunalnych osadach ściekowych najczęściej przekraczana jest zawartość cynku, miedzi, ołowiu i kadmu, a także rtęci i chromu. Podana kolejność odzwierciedla zarówno stopień przekroczenia dopuszczalnej zawartości, jak i liczbę osadów, dla których takie przekroczenia występowały. Sporadycznie higienizacja osadów nie jest wystarczająca, a w osadach stwierdza się bakterie Salmonella lub jaja helmintów. Metale te, za wyjątkiem chromu przekraczały także dopuszczalne zawartości metali w gruntach. W badaniach własnych komunalnych osadów ściekowych, które zostały zdeponowane na powierzchni ziemi (element rekultywacji terenu) zbadano także poziomy WWA. Od kilku do nawet kilkudziesięciu razy przekraczały zawartości dopuszczalne w glebie. Wykonany test wymywalności jak dla odpadów przeznaczonych do składowania na składowisku odpadów obojętnych wykazał, że jego wymagania nie zostały spełnione w odniesieniu do kadmu dla wszystkich próbek, arsenu, chromu, molibdenu, niklu i cynku dla połowy badanych osadów oraz miedzi i ołowiu dla ¼ badanych osadów. Połowa osadów nie spełniała także kryterium w odniesieniu do wymywania węgla organicznego. Przeprowadzone badania własne wykazały, że osady komunalne mogą stanowić poważne zagrożenie dla zdrowia człowieka oraz środowiska gruntowego i wodnego (Bubak, 2014).

Zaplanowana w Strategii postępowania z komunalnymi osadami ściekowymi na lata 2019-2022 z 18 listopada 2018 r. opracowanej przez Ministerstwo Środowiska zmiana Rozporządzenia w sprawie komunalnych osadów ściekowych mogłaby również obejmować uściślenie wymagań dla omawianych parametrów, gdyż stosowanie takich odpadów na mocy obowiązującego rozporządzenia może przyczyniać się do zanieczyszczenia powierzchni ziemi.

Dla niektórych grup odpadów kryteria ochrony powierzchni ziemi, zastosowania nawozów lub produktów ubocznych pochodzenia zwierzęcego, w których wykorzystuje się m.in. Rozporządzenie w sprawie komunalnych osadów ściekowych, nie są spójne, w związku z czym wymagają weryfikacji w celu uniknięcia nieintencjonalnego zanieczyszczenia środowiska w przypadku stosowania ich zgodnie z przepisami prawa.

Z dokonanego przeglądu aktów prawnych odnoszącego się do różnych grup odpadów wynika, że należy także zweryfikować nazwy parametrów określonych w rozporządzeniach. Przykładowo ten sam parametr – ogólny węgiel organiczny bywa zapisywany jako OWO w brzmieniu polskojęzycznym lub TOC, co odpowiada nazwie angielskiej *Total Organic Carbon*.

Odróżnianie naturalnych genetycznych poziomów gleby, powstałych w wyniku pedogenezy od warstw/poziomów antropogenicznego pochodzenia niezależnie od źródła wymaga jednak doświadczenia i elementarnej wiedzy gleboznawczej, geologicznej i umiejętności posługiwania się podstawowymi technikami badania gleby i skał w warunkach polowych i laboratoryjnych.

Rozróżnianie wieku składowisk na okresy: przed i po okresie składowania na 30 lat lub 50 lat, w skali rozwoju procesów glebotwórczych tj. fizycznych i chemicznych przemian zachodzących w warstwach składowiska i poziomach gleb i gruntów, nie mają istotnego znaczenia na możliwość odróżnienia zanieczyszczonej gleby lub ziemi od obecności odpadów w środowisku. Jedynie przemiany materii organicznej znajdującej się w składowanych odpadach mogą utrudniać rozróżnianie odpadów próchnicznych od poziomów próchnicznych naturalnej gleby. Wynika to z tempa dekompozycji i humifikacji materii organicznej, uzależnionych od warunków klimatycznych, chemizmu środowiska, wilgotności, czynników mających decydujący wpływ na aktywność mikrobiologiczna i enzymatyczną w glebie lub ziemi.

W badaniach archeologicznych wydzielanie warstw kulturowych od naturalnej gleby jest powszechnie przeprowadzane. Zachowane ślady wprowadzenia obcego materiału do naturalnej gleby, wykonywanie prac ziemnych zmieniających naturalny układ poziomów glebowych czy składowania odpadów (bytowych, próchniczno-mineralnych) zachowują się w glebie przez okres nawet kilku tysięcy lat. Również ślady rolniczego użytkowania gleb w postaci ostro odcinających się zmian zabarwienia poziomów uprawnych pozostają na okres nawet kilkudziesięciu lat po zakończeniu uprawy.

Mając powyższe na uwadze, można zastosować techniki gleboznawcze do rozpoznania i rozdzielenia w warunkach polowych i laboratoryjnych zanieczyszczonej gleby lub ziemi od obecności odpadów w środowisku.

W pierwszej kolejności należy rozdzielić przedmiotowe warstwy gleby i ziemi w sposób fizyczny, a w kolejnym etapie wykonać pomiary zawartości substancji powodującej ryzyko w glebie i w ziemi, w tym pobieranie próbek oraz związane z tymi pomiarami badania właściwości gleby lub ziemi.

Za główne kryterium pozwalające odróżnić zanieczyszczoną glebę lub ziemię od obecności odpadów w środowisku należy uznać: rodzaj materiału, z jakiego składa się odpad – jego cechy fizyczne.

Rozdzielenie warstw warstwy gleby i ziemi od odpadu można wykonać w oparciu o badanie organoleptyczne, badanie metodami polowymi i laboratoryjnymi.

Kryteria:

1. Organoleptyczne rozpoznanie rodzaju odpadu,
2. Określenie barwy warstwy gleby i odpadu,
3. Określnie zróżnicowania morfologicznego – wydzielenie granicy pomiędzy zdeponowanym odpadem a warstwami/poziomami naturalnej gleby lub ziemi,
4. Ocena składu granulometrycznego metoda terenową lub laboratoryjną,
5. Określenie zawartości materii organicznej.

Określenie organoleptyczne

Polegałoby na rozpoznaniu, z czego składa się odpad – podjęcie próby opisania w terenie cech fizycznych gleby i odpadu np. materiał organiczny, materiał próchniczny, materiał mineralny, tworzywo sztuczne itp.

Określenie barwy gleby lub ziemi i odpadu

Do określenia barwy należy wykorzystać skalę barw Munsell'a (Munsell Soil Book of Color) standardową używaną do rozpoznawania barwy gleb i skał. Barwa gleby jest parametrem bardzo stabilnym, zachowującym się przez długi czas w obrębie poszczególnych poziomów glebowych, ponieważ zależy od jej składu mineralnego (chemicznego) i zawartości materii organicznej. Poziomy glebowe wytworzone z jednorodnego materiału macierzystego charakteryzują się tą samą barwą (hue), natomiast w zależności od warunków wilgotności i zaawansowania procesów wietrzenia chemicznego i fizycznego, czy też rozkładu materii organicznej różnią się jasności (value) i nasyceniem (chroma) tej barwy. Dlatego wydzielenie różnych barw jest przydatne i wskazuje na różne pochodzenie wydzielonych warstw/poziomów.

Określenie zróżnicowania morfologicznego

Granice i przejścia, szczególnie pomiędzy poszczególnymi warstwami, wskazują na nienaturalne zaburzenia. Jeżeli przejścia pomiędzy warstwami zachodzą na przestrzeni 1-2 cm, to wskazuje to na nienaturalne pochodzenie warstw/poziomów. Przy ocenie zróżnicowania morfologicznego należy zwrócić uwagę na występowanie utworów różnego pochodzenia geologicznego, ułożenie dużych fragmentów skał (tzw. frakcji szkieletowych, szczególnie kamieni i żwirów), kształt i wielkość, obecność artefaktów.

Ocena składu granulometrycznego metodą terenową i laboratoryjną

Określenie składu granulometrycznego warstw i poziomów glebowych daję możliwość rozróżnienia warstw odpadów od warstw/poziomów gleby. W obrębie naturalnych gleb skład granulometryczny bywa taki sam lub bardzo zbliżony w obrębie grup granulometrycznych (PTG 2008). Wstępnie można to oszacować metodą organoleptyczną stosowaną w gleboznawstwie.

Bardziej dokładne są metody laboratoryjne, sedymentacyjno-sitowe (PN-R-04032), lub wykorzystujące dyfrakcje laserową do pomiaru wielkości cząstek (Ryżak i Bieganowski, 2010 i 2011). Uzyskane wyniki zawartości frakcji można wykorzystać do wyznaczenia tzw. współczynnika nieciągłości litologicznych. Jest to bardzo dobra miara do rozdzielenia warstw geologicznych, glebowych czy osadów. Proponuje się wykorzystanie współczynnika jednorodności UV (Cremeens i Mokma 1986)

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

$$UV = \frac{\left[\frac{\%pyłu + \%piasku\ bardzo\ drobnego}{\%piasku - \%piasku\ bardzo\ drobnego}\right] w\ poziomie\ A}{\left[\frac{\%pyłu + \%piasku\ bardzo\ drobnego}{\%piasku - \%piasku\ bardzo\ drobnego}\right] w\ poziomie\ B} - 1$$

gdzie:
nazwy frakcji według PTG 2008.

Jeżeli wartość współczynnika UV pomiędzy badanymi poziomami jest > 0,6; to można uznać, że materiały są różnego pochodzenia (wykazują tzw. nieciągłość litologiczną). Im wartość współczynnika UV bliższa 0, to oznacza, że materiały są bardziej spokrewnione genetycznie – jednorodne pod względem pochodzenia.

Określenie zawartości materii organicznej

Może być ono przydatne przy rozdzielaniu warstw odpadów od gleb. Duże zróżnicowanie zawartości materii organicznej w obrębie różnobarwnych warstw wskazuje na niejednorodność tych warstw. Należy nadmienić, że oznaczenie zawartości może być mniej przydatne przy rozdzielaniu warstw odpadów, np. osadów ściekowych, osadów ze wodnych zbiorników retencyjnych, ponieważ mogą mieć zawartość materii organicznej zbliżoną do naturalnych gleb. Do oznaczenia zawartości materii organicznej można stosować metody oznaczania zawartości węgla organicznego, spalania na sucho w analizatorach CNS lub na mokro w roztworze dichromianu potasu i kwasu siarkowego, np. metodą Tiurina (Lityński i inni, 1976).

Kryteria wynikające z oceny ryzyka ekologicznego oraz oceny ryzyka zdrowotnego

Na mocy Rozporządzenia Rady (UE) 2017/997 z dnia 8 czerwca 2017 r. zmieniającego załącznik III do dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/98/WE w odniesieniu do niebezpiecznej właściwości HP 14 „Ekotoksyczne" przy kwalifikacji odpadów jako niebezpiecznych lub innych niż niebezpiecznych, brane są pod uwagę substancje stwarzające zagrożenie ostre lub przewlekłe dla środowiska wodnego oznaczone następującymi zwrotami zagrożenia:

- H400 Działa bardzo toksycznie na organizmy wodne.
- H410 Działa bardzo toksycznie na organizmy wodne, powodując długotrwałe skutki.
- H411 Działa toksycznie na organizmy wodne, powodując długotrwałe skutki.
- H412 Działa szkodliwie na organizmy wodne, powodując długotrwałe skutki.
- H413 Może powodować długotrwałe szkodliwe skutki dla organizmów wodnych.

Każde zagrożenie zostało opisane poprzez odpowiednie stężenia graniczne w obrębie kategorii zagrożenia. Nie wyklucza się jednak kwalifikacja odpadów do niebezpiecznych lub innych niż niebezpiecznych na podstawie badań. Konieczność przeprowadzenia takich testów wynika z zapisu w § 3.1. Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 23 września 2016 r. w sprawie szczegółowych warunków uznania odpadów niebezpiecznych za odpady inne niż niebezpieczne (Dz. U. 2016, poz. 1601), który mówi, że w przypadku gdy niebezpieczna właściwość odpadów została oceniona na podstawie przeprowadzonego badania oraz przy wykorzystaniu stężeń substancji niebezpiecznych, jak wskazano w załączniku III do dyrektywy 2008/98/WE, decydujące znaczenie dla uznania odpadów niebezpiecznych za odpady inne niż niebezpieczne mają wyniki badania. Na tej podstawie należy przyjąć, że w uzasadnionych przypadkach decydujące znaczenie będą miały wyniki testów ekotoksycznosci fazy wodnej odpadów.

Kryterium pozwalające odróżnić zanieczyszczoną glebę i ziemię od odpadów może wynikać także z oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi. Przekroczenie zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie, ziemi, czy odpadzie określonych w załączniku nr 1 do Rozporządzenia OZPZ jest wskazaniem do zastosowania metod oceny ryzyka zdrowotnego i określenia w wyniku końcowym dopuszczalnej zawartości bezpiecznej dla zdrowia substancji w glebie, ziemi lub odpadzie. Ostatecznym wynikiem analizy powinno być wskazanie, czy:

- gleba i ziemia nie powodują znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi, a tym samym nie są odpadem,
- gleba i ziemia powodują znaczące zagrożenie dla zdrowia ludzi, powinny zostać poddane remediacji, a w krańcowych przypadkach mogą zostać uznane za odpad,
- nawet jeśli poziom ryzyka zdrowotnego jest akceptowalny, zawartość wolnego produktu (stężenie saturacyjne) decyduje o tym, że gleba i ziemia są odpadem,
- nawet jeśli poziom ryzyka zdrowotnego jest akceptowalny, zawartość graniczna substancji powodującej ryzyko przekracza 10%, co decyduje o tym, że gleba i ziemia są odpadem,
- zawartości substancji powodujących ryzyko w odpadzie nie powodują znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi, co świadczy o tym, że może być on stosowany na powierzchni ziemi,
- kiedy zawartości całkowite substancji powodujących ryzyko w odpadzie wskazują na występowanie znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi, a jego stosowanie na powierzchni ziemi jest szczególnie zasadne, należy wykonać badania biodostępności,
- w każdym przypadku, kiedy stosowanie odpadów mogłoby się wiązać ze znaczącym zagrożeniem dla zdrowia ludzi, jego stosowanie na powierzchni ziemi powinno być zabronione.

Analogicznie do zapisów art. 101a. Ustawy POŚ, który mówi o tym, że gleby, ziemi lub wód gruntowych nie uznaje się za zanieczyszczone, jeżeli stwierdzone w niej zawartości substancji są pochodzenia naturalnego, należy rozgraniczyć pochodzenie substancji w odpadach. Rozporządzenie CLP odnosi się do substancji wytworzonych przez człowieka, które można nazwać substancjami pochodzenia antropogenicznego w odróżnieniu od minerałów pochodzenia naturalnego. Tak długo, jak nie zmieni się postać chemiczna skały macierzystej, która przełoży się na jej właściwości, w tym wpływ na środowisko możliwy do stwierdzenia przy pomocy testów biodostępności i ekotoksyczności, nie powinna być ona traktowana jako odpad, a zawracana w cyklu życia, jako potencjalny surowiec do dalszego możliwego wykorzystania w przyszłości. Wysokie stężenia metali ciężkich, wynikające z naturalnej zawartości metali w podłożu geologicznym w rejonie eksploatacji rud metali, a zwłaszcza Zn-Pb, powinny być traktowane jako rezerwuar pierwiastków. Obecność pierwiastków metali ciężkich w odpadach, które nie posiadają form ruchliwych (mobilnych) lub uwalniają się one w niewielkim stopniu, co zależy od charakteru skały macierzystej, nie powinna być rozpatrywana jako potencjalne zagrożenie dla środowiska gruntowo-wodnego. W celu ostatecznego potwierdzenia tych właściwości istnieje potrzeba przeprowadzenia badań mobilności i biodostępności, które wykażą, czy z odpadów poflotacyjnych uwalniają się metale oraz czy powodują one efekt ekotoksyczny, a także zagrożenie dla zdrowia ludzi. W sytuacji ponownego wykorzystania surowców korzyści środowiskowe, społeczne, zdrowotne, ekonomiczne i przestrzenne mogą okazać się znacznie wyższe niż poszukiwanie nowych złóż i ich eksploatacja. Omawiany przypadek wskazuje jeszcze inne podejście do kwestii odpadów, które nie zakłada prostego rozróżnienia odpadu od zanieczyszczonej gleby lub ziemi. Kierunek ten wpisuje się jednak w działania założone w Polityce Surowcowej Państwa (2018) jako element gospodarki o obiegu zamkniętym (*circular economy*).

10. Wytyczne dotyczące bezpiecznej dla zdrowia ludzi procedury przekształcenia terenów narażonych na skutki działalności powodujących zanieczyszczenia powierzchni ziemi na tereny o innym przeznaczeniu

W Rozporządzeniu OZPZ w § 6 ust. 2 wskazano rodzaje działalności mogących z dużym prawdopodobieństwem powodować historyczne zanieczyszczenie powierzchni ziemi, wraz ze wskazaniem przykładowych zanieczyszczeń dla tych działalności, które określa załącznik nr 2 do rozporządzenia. Pojęcie to zostało wprowadzone już w Ustawie POŚ w art. 101a ust 5 pkt 4.

Należy zatem przyjąć, że pod pojęciem terenu narażonego na skutki działalności powodujących zanieczyszczenia powierzchni ziemi rozumie się każdy obszar, którego funkcję pełnioną przez powierzchnię ziemi ocenia się na podstawie jej faktycznego zagospodarowania i wykorzystania obecnie lub w przeszłości oraz funkcji wynikających z planu zagospodarowania przestrzennego. Nie można wykluczyć, że w czasie przeprowadzonego badania gruntu zostanie stwierdzone przekroczenie dopuszczalnej zawartości substancji powodującej ryzyko, a ustalenie działalności mogącej być przyczyną zanieczyszczenia na danym terenie obecnie lub w przeszłości nie będzie możliwe.

Na etapie identyfikacji zagrożeń może być pomocna lista substancji wyszczególnionych dla danego rodzaju działalności z załącznika nr 2 do rozporządzenia OZPZ. Lista ta nie stanowi jednak katalogu zamkniętego i powinna odzwierciedlać analizę dokumentów na temat historii terenu, a w szczególności specyfiki działalności prowadzonej na danym terenie, zgodnie z § 7 ust. 1 Rozporządzenia OZPZ. Rozporządzenie OZPZ wskazuje wyraźnie, że jeżeli dana działalność może zostać zaklasyfikowana do więcej niż jednego rodzaju działalności, należy uwzględnić przykładowe substancje dla każdego z tych rodzajów działalności, co oznacza, że odnosi się to także do gromadzenia, magazynowania lub przetwarzania odpadów. Analiza wszelkich dostępnych informacji na temat substancji powodujących ryzyko powinna dotyczyć substancji wykorzystywanych, produkowanych lub uwalnianych do środowiska.

Po zebraniu informacji o terenie (w tym wykorzystaniu danych aktualnych, od wykonania których upłynęło nie więcej niż 10 lat), wyznaczeniu schematu pobierania próbek, pobraniu próbek, wykonaniu dokumentacji badań oraz uzyskaniu wyników analiz przygotowuje się dokumentację badań wstępnych. Powinna ona zawierać m.in. informację o stwierdzonym zanieczyszczeniu lub stwierdzenie, czy zawartości substancji na danym terenie są pochodzenia naturalnego. Wynikiem takich badań może być jednak stwierdzenie, że dla danej grupy gruntów stwierdzona zawartość substancji powodującej ryzyko w glebie, ziemi nie została przekroczona. Jednak dla uzyskania kompletnej informacji o braku wpływu na powierzchnię ziemi substancji, która nie jest pochodzenia naturalnego należałoby uzyskać potwierdzenie o braku jej migracji do wód gruntowych, a także powietrza gruntowego.

Zanieczyszczenie powierzchni ziemi ocenia się na podstawie przekroczenia dopuszczalnych zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie lub w ziemi (art. 101a ust. 1 Ustawy POŚ). Jak opisano to w ekspertyzie pt.: „Analiza informacji niezbędnych do dokonywania oceny występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska w przypadku stwierdzenia przekroczenia dopuszczalnych zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie, ziemi lub wodach gruntowych” w polskim systemie prawnym nie różnicuje się zanieczyszczenia powierzchni ziemi od skażenia. Zostało ono odróżnione w Polskiej Normie PN-EN ISO 11074:2015-10, Jakość gleby – Terminologia. Postulowane we wzmiankowanym opracowaniu definicje pozwalają na wyraźne rozdzielenie pojęcia zanieczyszczenie i skażenie:

- zanieczyszczenie – oznacza substancję lub czynnik obecne w glebie na skutek działalności człowieka, albo na skutek naturalnych warunków geologicznych (zanieczyszczenie naturalne),

- skażenie – oznacza, że substancja występująca w glebie, z reguły w stężeniu wyższym od wartości tła lub zawartości dopuszczalnej, z uwagi na swoje właściwości może spowodować znaczące zagrożenie dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska.

Substancje, które do czasu potwierdzenia ich właściwości, ilości lub stężenia, a także wpływu na funkcje gleby, powinny być traktowane jako potencjalnie zagrażające środowisku.

Procedura oceny znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska powinna obejmować te same elementy, które wskazano dla pozostałych terenów zanieczyszczonych. Procedura oceny znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska powinna być wdrażana w momencie, gdy uznaje się, że zawartość co najmniej jednej substancji spośród wymienionych w załączniku 1 do Rozporządzenia OZPZ w glebie lub ziemi nie tylko przekracza zawartość dopuszczalną (lub substancji spoza listy, dla których zawartość taka została ustalona), ale jednocześnie może odznaczać skażenie terenu i powodować znaczące zagrożenie dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska.

Wynikiem przeprowadzonej oceny powinno być wskazanie, podobnie jak w przypadku innych gruntów:

a. czy występuje zagrożenie dla zdrowia ludzi;
b. czy zagrożenie dla zdrowia ludzi jest znaczące;
c. czy występuje zagrożenie dla stanu środowiska,
d. czy zagrożenie dla stanu środowiska jest znaczące.

Do uznania terenu za skażony konieczne jest wystąpienie łączne co najmniej dwóch warunków opisanych w literach a i b, czyli występowanie zagrożenia dla zdrowia ludzi oraz określenia, czy zagrożenie to występuje w stopniu znaczącym lub dwóch warunków opisanych w literach c i d, czyli występowanie zagrożenia dla stanu środowiska oraz określenia, czy zagrożenie to występuje w stopniu znaczącym. Dla wielu terenów będą zachodziły łącznie wszystkie cztery warunki, a ocena znaczącego zagrożenia będzie dotyczyła zarówno zdrowia ludzi, jak i stanu środowiska.

Spełnienie łącznie kryterium ustalenia, czy mamy do czynienia z zagrożeniem o charakterze znaczącym jest kluczowe dla podjęcia decyzji w sprawie remediacji, w tym przekształcenia terenów narażonych na skutki działalności powodujących zanieczyszczenia powierzchni ziemi na tereny o innym przeznaczeniu, w szczególności związanym z obecnością ludzi. W orzecznictwie Kodeksu Karnego (Zawłocki, 2014) przyjęło się wykładnię skutku karalnego z art. 182, który został opisany w następujący sposób:

1) czynność sprawcza – zanieczyszczenie wody, powietrza lub powierzchni ziemi substancją albo promieniowaniem jonizującym,
2) przedmiot czynności sprawczej – ilość lub postać zanieczyszczenia wody, powietrza lub powierzchni ziemi stwarzająca wystąpienie karalnego skutku,
3) karalny skutek – możliwość:
   a) zagrożenia dla życia lub zdrowia człowieka lub
   b) spowodowania istotnego obniżenia jakości wody, powietrza lub powierzchni ziemi lub
   c) zniszczenia w świecie roślinnym lub zwierzęcym w znacznych rozmiarach,
4) wyłącznie w zakresie § 3: okoliczność realizacji czynności sprawczej – związek z eksploatacją instalacji działającej w ramach zakładu, w zakresie korzystania ze środowiska, na które wymagane jest pozwolenie.

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

Podane powyżej kryteria przeniesione na grunt procedury przekształcenia terenów narażonych na skutki działalności powodujących zanieczyszczenia powierzchni ziemi na tereny o innym przeznaczeniu powinny obejmować:

1) stwierdzenie obecności zanieczyszczenia powierzchni ziemi substancjami powodującymi ryzyko,
2) określenie stopnia przekroczenia dopuszczalnej zawartości w glebie i ziemi,
3) określenie wielkości powierzchni ziemi zanieczyszczonej/skażonej substancjami powodującymi ryzyko,
4) określenie możliwości występowania zagrożenia dla zdrowia lub życia człowieka,
5) określenie stopnia obniżenia jakości powierzchni ziemi,
6) określenie stopnia obniżenia jakości wód,
7) określenie uszkodzenia pokrycia terenu roślinnością,
8) określenie uszkodzenia siedlisk i gatunków,
9) zmniejszenie wartości terenu.

Wykładnie prawne zwracają uwagę na to, że przekroczenia zawartości dopuszczalnych nie mogą być wyłącznie przekroczeniami, aby zostały uznane za znaczne. Muszą być one niebagatelne, stąd też w ekspertyzie opracowywanej w pierwszym etapie oraz w niniejszym opracowaniu proponuje się trzykrotne przekroczenie wartości screeningowej jako kryterium znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi.

Ocena występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska musi być wykonana w oparciu o wyniki badań: analizy chemicznej (specyficznej terenowo), odpowiednią ocenę toksyczności w postaci oceny ryzyka zdrowotnego dla ludzi, a także informacje o rodzaju i lokalizacji zanieczyszczenia, substancjach powodujących ryzyko, drogach migracji, z uwzględnieniem obecnego i planowanego sposobu użytkowania terenu, a także jego wykorzystania w przeszłości, jeśli to właściwe, ocena ta powinna być uzupełniona o ocenę ekotoksyczności oraz ocenę ekologiczną środowiska.

Podobnie uszkodzenia muszą odnosić się do większości powierzchni, czy zagrożonego gatunku i nosić znamiona poważnych uszkodzeń lub zagrażać takimi uszkodzeniami.

Analogicznie wartość terenu może ulec znacznemu zmniejszeniu nie tylko na skutek rozmiaru powierzchni, na której występuje zanieczyszczenie, ale także ze względów społecznych, ponieważ teren otrzymujący miano zanieczyszczonego staje się nieatrakcyjny i pozostaje poza zainteresowaniem inwestorów.

Przekształcenie terenu narażonego na skutki działalności powodującej zanieczyszczenia powierzchni ziemi na teren związany z obecnością ludzi, w tym tereny mieszkaniowe, rekreacyjne i zieleni urządzonej, powinno odbywać się wyłącznie po spełnieniu niżej wymienionych warunków:

1) nie stwierdzono obecności zanieczyszczenia powierzchni ziemi substancjami powodującymi ryzyko, lub
2) stwierdzona obecność zanieczyszczenia powierzchni ziemi substancjami powodującymi ryzyko nie powoduje znaczącego zagrożenia dla zdrowia lub życia człowieka,
3) zanieczyszczone powierzchnie terenu substancjami powodującymi ryzyko mogą zostać zagospodarowane w sposób nie zagrażający zdrowiu lub życiu człowieka,

4) zanieczyszczone powierzchnie terenu substancjami powodującymi ryzyko mogą zostać zagospodarowane w sposób nie zagrażający wodom i ekosystemom zależnym od wód,
5) planowany sposób zagospodarowania terenu spowoduje zwiększenie wartości nieruchomości,
6) planowane przekształcenie terenu sprzyja pozostawieniu gleby i ziemi w ich naturalnym położeniu.

Natomiast przekształcenie terenu narażonego na skutki działalności powodującej zanieczyszczenia powierzchni ziemi na tereny nie związane z obecnością ludzi, w tym tereny przemysłowe czy komunikacyjne, powinno odbywać się wyłącznie po spełnieniu niżej wymienionych warunków:

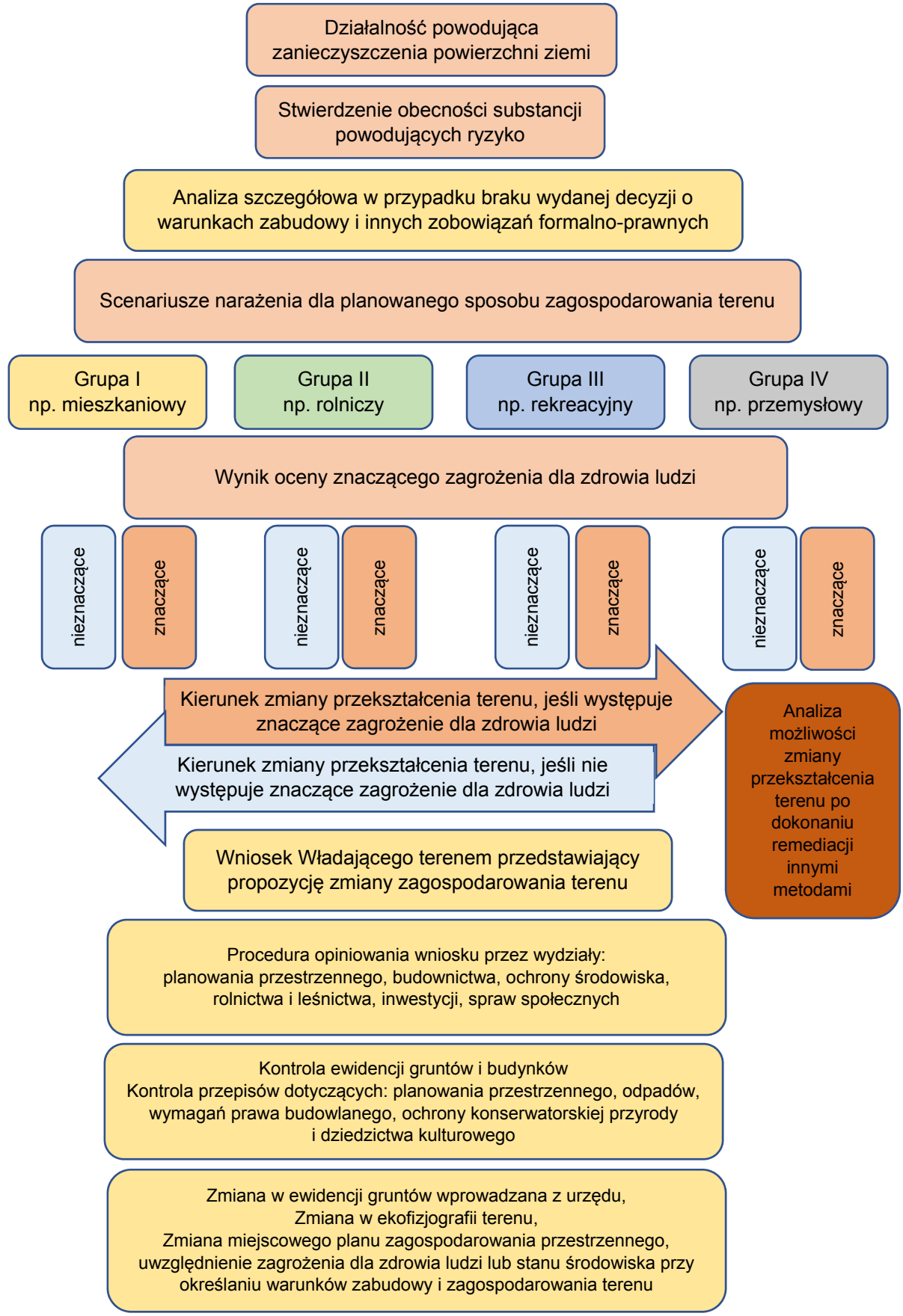
1) stwierdzono obecność zanieczyszczenia powierzchni ziemi substancjami powodującymi ryzyko, lub
2) stwierdzona obecność zanieczyszczenia powierzchni ziemi substancjami powodującymi ryzyko powoduje znaczące zagrożenie dla zdrowia lub życia człowieka,
3) zanieczyszczone powierzchnie terenu substancjami powodującymi ryzyko nie mogą zostać zagospodarowane w sposób nie zagrażający zdrowiu lub życiu człowieka,
4) zanieczyszczone powierzchnie terenu substancjami powodującymi ryzyko nie mogą zostać zagospodarowane w sposób nie zagrażający wodom i ekosystemom zależnym od wód,
5) planowany sposób zagospodarowania terenu spowoduje zwiększenie wartości nieruchomości,
6) planowane przekształcenie terenu sprzyja pozostawieniu gleby i ziemi w ich naturalnym położeniu.

Przeciwdziałanie niekorzystnym zmianom naturalnego ukształtowania powierzchni ziemi wynikającym z zapisów art. 101 pkt 7 Ustawy POŚ, ze szczególnym uwzględnieniem zapisów lit. f, polegającym na:

a) ograniczaniu tworzenia, powstałych w wyniku przemieszczania lub usuwania mas ziemnych i skalnych oraz odpadów wydobywczych, wykopów, wyrobisk, nasypów i zwałowisk,
b) zapobieganiu niszczeniu gleby, w tym mieszaniu jej poziomów genetycznych, które nie wynika z uprawy gruntów ornych,
c) zapobieganiu i ograniczaniu niszczenia pokrycia terenu roślinnością,
d) zapewnieniu racjonalnego wykorzystania przemieszczanych lub usuwanych mas ziemnych i skalnych,
e) zapewnieniu racjonalnego wykorzystania warstwy próchnicznej gleb, głównie w kierunku odtworzenia i ulepszania gleb,
f) ponownym kształtowaniu funkcji lub przygotowaniu do pełnienia nowych funkcji terenów, na których występuje niekorzystne przekształcenie naturalnego ukształtowania powierzchni ziemi.

może być dokonane również poprzez zmianę ustaleń miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego, co prezentuje schemat na rysunku 10.

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Unia Europejska Fundusz Spójności



Rysunek 10. Procedura przekształcenia terenów narażonych na skutki działalności powodujących zanieczyszczenia powierzchni ziemi na tereny o innym przeznaczeniu w oparciu o ocenę znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi

W Rozporządzeniu w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie określono warunki wznoszenia budowli w zasięgu występowania zagrożeń i uciążliwości. Zgodnie z § 11 ust. 1 budynek z pomieszczeniami przeznaczonymi na pobyt ludzi powinien być wznoszony poza zasięgiem zagrożeń i uciążliwości określonych w przepisach odrębnych, przy czym dopuszcza się wznoszenie budynków w tym zasięgu pod warunkiem zastosowania środków technicznych zmniejszających uciążliwości poniżej poziomu ustalonego w tych przepisach, bądź zwiększających odporność budynku na te zagrożenia i uciążliwości, jeżeli nie jest to sprzeczne z warunkami ustalonymi dla obszarów ograniczonego użytkowania, określonych w przepisach odrębnych. Do uciążliwości, o których mowa w ust. 1, zalicza się w szczególności zanieczyszczenie gruntu i wód wymienione w ust. 2 pkt 4.

Omawiane w niniejszym opracowaniu zagrożenia mogą odnosić się także to wypełniania wyrobisk po eksploatacji górniczej, co reguluje § 205. Zgodnie z zapisami tego przepisu na terenach podlegających wpływom eksploatacji górniczej powinny być stosowane zabezpieczenia konstrukcji budynków, odpowiednie do stanu zagrożenia, wynikającego z prognozowanych oddziaływań powodowanych eksploatacją górniczą, przez które rozumie się wymuszone przemieszczenia i odkształcenia oraz drgania podłoża.

Budynki powinny być zaprojektowane i wykonane w taki sposób, aby opady atmosferyczne, woda w gruncie i na jego powierzchni nie powodowały zagrożenia zdrowia i higieny użytkowania, co wynika z zapisów § 315 Rozporządzenia w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie.

Budynki powinny zostać także zabezpieczone przed wodami gruntowymi, określone w § 316 Rozporządzenia w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie. Zabezpieczenie to powinno zostać zrealizowane w ten sposób, że budynki posadowione na gruncie, na którym poziom wód gruntowych może powodować przenikanie wody do pomieszczeń, należy zabezpieczyć za pomocą drenażu zewnętrznego lub w inny sposób przed infiltracją wody do wnętrza oraz zawilgoceniem. Ukształtowanie terenu wokół budynku powinno zapewniać swobodny spływ wody opadowej od budynku. Takie zabezpieczenia powinny jednocześnie zabezpieczać przed wnikaniem ewentualnych zanieczyszczeń stwierdzonych w glebie lub ziemi.

Chociaż rozporządzenie w tym miejscu nie precyzuje tego wyraźnie, to zabezpieczenia te powinny zabezpieczać także przed przenikaniem zanieczyszczeń występujących w fazie lotnej. W razie pominięcia takiego zabezpieczenia lub niewłaściwego ich wykonania będzie możliwa migracja zanieczyszczeń lotnych do budynków przez ściany piwnic i garaży. Ponadto nawet właściwe zastosowanie izolacji może spowodować, że co prawda zanieczyszczenia nie będą przenikały przez ściany budynków do ich wnętrza, lecz będą się kumulowały w gruncie przy zewnętrznych ścianach budynków.

Konieczność zmiany sposobu zagospodarowani terenu i kształtowanie jego nowych funkcji dostosowania wielu przepisów z zakresu planowania i zagospodarowania przestrzennego, o ewidencji gruntów i budynków, o budownictwie, a także wielu innych, które wiążą się z tymi aktami prawnymi. Zestawienie postulowanych zmian wynikających z konieczności dokonania remediacji przedstawiono w rozdziale 11.

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

11. Propozycje zmian w przepisach wynikające z konieczności dokonania remediacji

Ustalenia wynikające ze znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska przedstawione w planie remediacji i zapisane w decyzji regionalnego dyrektora ochrony środowiska, które mają wpływ na dokumenty planistyczne powinny wiązać się z odpowiednim oznaczeniem terenów nie tylko w wykazach RDOŚ i Starosty. Na każdym etapie: zaplanowanej, zatwierdzonej, przeprowadzanej, wykonanej i monitorowanej remediacji powinno być wymagane odpowiednie oznaczenie terenu w ewidencji gruntów wraz z poinformowaniem właściwych organów.

Proponuje się następujące zmiany:

- w ewidencji gruntów lub budynków wprowadzenie jako indeksu do oznaczenia rodzaju użytkowaniu gruntu symbolu rk – grunty, na których istnieje konieczność remediacji lub (rm) – grunty po przeprowadzonej remediacji oraz (rd) – grunty przeniesione (redepozycjonowane) oraz określenie zasięgu tych gruntów na mapie zasadniczej, podobnie jak naniesione są gleby.
- w Ustawie MPZP i przepisach wykonawczych do niej – wprowadzenie zapisu o wyznaczaniu w studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego terenów dogodnych do składowania gruntów przeniesionych oraz w planie zagospodarowania terenów wymagających remediacji oraz ujmowania w decyzjach o warunkach zabudowy obowiązku przeprowadzenia remediacji. W tym ostatnim przypadku nakaz ten realizowany jest poprzez przepis art. 61 ust. 1, pkt. 5) ustawy o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym, w którym mowa jest o zgodności z przepisami szczególnymi jako warunku dopuszczającym wydanie decyzji. Przepisem szczególnym powinna tu być Ustawa Szkodowa.
- w Prawie Budowlanym wprowadzenie zapisów o konieczności dokonania remediacji gruntów przed zagospodarowaniem terenu oraz o zgłoszeniu projektu warunków technicznych wykonywania wykopów w związku z przeprowadzaną remediacją terenu.

W tabeli 19 zebrano propozycje zmian w przepisach, które wynikają z konieczności dokonania remediacji i odnoszą się głównie do spójności przepisów z zakresu Ustawie MPZP z innymi ustawami i aktami wykonawczymi.

Tabela 19. Propozycje zmian w przepisach wynikające z konieczności dokonania remediacji

Tytuł przepisu prawnego	Proponowana zmiana przepisów prawa w ustawach i przepisach wykonawczych
Ustawa z dnia 17 maja 1989 r. – Prawo geodezyjne i kartograficzne (Dz. U. z 2015 r. poz. 520, ze zm.)	- W art. 7d pkt. 1) lit. a) tiret 3: po słowach „klasyfikacji gruntów" dopisać" w tym gruntów podlegających remediacji, gruntów po remediacji i gruntów redepozycjonowanych w skutek remediacji". - w art. 20 ust. 1 pkt. 1) po słowach „klas bonitacyjnych" dopisać: „z zaznaczniem gruntów podlegających remediacji, po dokonanej remediacji lub redepozycji" - w art. 23 ust. 3 pkt. 1) dopisać literę n): „remediacji lub redepozycji gruntów"
Rozporządzenie Ministra Rozwoju Regionalnego i Budownictwa z dnia 29 marca 2001 r. w sprawie ewidencji gruntów i budynków – załącznik do Obwieszczenia Ministra infrastruktury i budownictwa z dnia 10 czerwca	Po paragrafie 66 dodaje się paragraf 66 a w brzmieniu: 1. Danymi ewidencyjnymi są informacje o procesie remediacji gruntów, o ile proces taki jest konieczny, lub został dokonany, a także o redepozycji gruntów, w szczególności

Tytuł przepisu prawnego	Proponowana zmiana przepisów prawa w ustawach i przepisach wykonawczych
2016r.w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu rozporządzenia Ministra Rozwoju Regionalnego i Budownictwa w sprawie ewidencji gruntów i budynków (Dz.U z dnia 15 lipca 2016 r. Poz. 1034)	a) grunty, na których występuje konieczność remediacji oznacza się dodatkowo indeksem „rk" do oznaczenia określonego w paragrafach 67 i 68 b) grunty, na których dokonano remediacji oznacza się dodatkowo indeksem „(rm)" do oznaczenia określonego w paragrafach 67 i 68 c) grunty redepozycjonowane w wyniki remediacji oznacza się dodatkowo indeksem „rd" do oznaczenia określonego w paragrafach 67 i 68 2. Ewidencji dokonuje się na podstawie przepisów ustawy z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko (t.j. Dz. U. 2018 poz. 2081, z 2019 poz. 630) oraz art. 3 pkt. 31b ustawy z dnia 27 kwietnia 2001 roku Prawo ochrony środowiska (t.j. Dz. U. z 2018 r. poz. 799 z późn. zm.).
Ustawa z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym (t.j. Dz.U 2017 poz. 1073 ze zm.)	- w art. 10, ust. 2, pkt. 14) dopisać słowa: „jak również tereny po remediacji i redepozycji gruntów", - w art. 10, ust. 2, pkt. 14a) dopisać: „oraz tereny dogodne do składowania gruntów redepozycjonowanych po remediacji", - w art. 15 ust. 2, pkt. 7 po słowach „mas ziemnych," dopisać: „wymagających remediacji oraz takich, na których dokonano remediacji lub redepozycji gruntów"
Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 roku w sprawie opracowań ekofizjograficznych (Dz. U. Nr 122 z 23.09.2002, poz. 1298),	Par. 4, po słowach „map glebowo-rolniczych," dopisać: „zasięgów gruntów wymagających remediacji oraz gruntów na których dokonano remediacji lub redepozycji".
Ustawa z dnia 7 lipca 1994 r. prawo budowlane (t.j. Dz.U z 2017 r. poz. 1332, 1529, z 2018 r. poz. 12, 317, 352, 650)	- w art. 30 – dopisać: „zgłoszenia organowi architektoniczno-budowlanemu wymaga budowa na terenie, który powinien podlegać remediacji, bądź na którym dokonano remediacji lub redepozycji gruntu." - w art. 32, ust. 1, pkt. 1) dopisać: „i przeprowadzeniu ewentualnej remediacji gruntu". - w art. 34 ust. 3 pkt 4 dopisać: „jak również warunki przeprowadzenia remediacji lub dane z przeprowadzonej remediacji lub redepozycji gruntu określone w zakresie opisanym w przepisach szczególnych" - w art. 41, ust.2 pkt. 2) dopisać: „ i ewentualna remediacja gruntu" - w art. 57 ust. 1 pkt 3) dopisać: „oraz oświadczenie o miejscu i czasie (adres, dz.nr ew., data) w którym umieszczono grunty usunięte z terenu w wyniku przeprowadzonej remediacji gruntu."
Ustawa z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko (t.j. Dz. U. 2018 poz. 2081, z 2019 poz. 630)	Art. 62 a, ust. 1.: po punkcie 6) wprowadzić punkt 6a w brzmieniu: „powierzchni terenu inwestycji, na którym konieczne jest przeprowadzenie remediacji, dokonano remediacji, bądź redepozycji gruntu"
Ustawa z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. z 2018 r. poz. 954 i 1616)	- w art. 13 ust. 2a, pkt. 8) dopisać: „ i warunkach technicznych wykonywania prac ziemnych na podstawie przepisów szczególnych" - w art. 13 ust. 2a, po pkt. 10) dopisać: „jeżeli na terenie nie obowiązuje miejscowy plan zagospodarowania przestrzennego, planowany stan gruntu określa się na podstawie studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy. Jeżeli zgodnie ze studium na terenie istnieją ograniczenia

Tytuł przepisu prawnego	Proponowana zmiana przepisów prawa w ustawach i przepisach wykonawczych
	w zagospodarowaniu, to warunki przeprowadzenia działań naprawczych należy uzgodnić z organami wymienionymi w art. 11 pkt. 4 i 5 oraz art. 17 i 23 ustawy o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym odpowiednio do zakresu tych ograniczeń." - w art. 13, ust. 6, pkt. 8): dopisać: „oraz w zakresie warunków technicznych wykonywania prac ziemnych na podstawie przepisów szczególnych." Prace remediacyjne powinny być wykonywane na podstawie przepisów rozdziału 10 (roboty ziemne) Rozporządzenia Ministra Infrastruktury z dnia 6 lutego 2003 r. w sprawie bezpieczeństwa i higieny pracy podczas wykonywania robót budowlanych (Dz.U.2003.47.401)
Ustawa z 8 marca 1990 o samorządzie gminnym (t.j. Dz.U. z 2018 poz. 994 ze zm.)	Wpisanie do przepisów końcowych obowiązku uzgadniania (odbierania zgłoszeń)[1] przez właściwe organy warunków przeprowadzenia działań naprawczych, o których mowa w art. 13 ust. 1 ustawy *z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. z 2018 r. poz. 954 i 1616)*
Ustawa z 5 czerwca 1998 r o samorządzie województwa (t.j Dz.U. z 2018 poz. 913 ze zm.)	Wpisanie do przepisów końcowych obowiązku uzgadniania (odbierania zgłoszeń) przez właściwe organy warunków przeprowadzenia działań naprawczych, o których mowa w art. 13 ust. 1 ustawy *z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. z 2018 r. poz. 954 i 1616)*
Ustawa z dnia 23 lipca 2003 r. o ochronie zabytków i opiece nad zabytkami (Dz. U. z 2017 r. poz. 2187 oraz z 2018 r. poz. 10); ustawa z dnia 18 marca 2010 r. o zmianie ustawy o ochronie zabytków i opiece nad zabytkami oraz o zmianie niektórych innych ustaw (Dz. U. poz. 474);	Wpisanie do przepisów końcowych obowiązku uzgadniania (odbierania zgłoszeń) przez właściwe organy warunków przeprowadzenia działań naprawczych, o których mowa w art. 13 ust. 1 ustawy *z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. z 2018 r. poz. 954 i 1616)*
Ustawa z dnia 3 lipca 2002 r. – Prawo lotnicze (Dz. U. z 2018 r. poz. 1183)	Wpisanie do przepisów końcowych obowiązku uzgadniania (odbierania zgłoszeń) przez właściwe organy warunków przeprowadzenia działań naprawczych, o których mowa w art. 13 ust. 1 ustawy *z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. z 2018 r. poz. 954 i 1616)*
Ustawa z dnia 3 lutego 1995 r. o ochronie gruntów rolnych i leśnych (Dz. U. z 2017 r. poz. 1161	Wpisanie do przepisów końcowych obowiązku uzgadniania (odbierania zgłoszeń) przez właściwe organy warunków przeprowadzenia działań naprawczych, o których mowa w art. 13 ust. 1 ustawy *z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. z 2018 r. poz. 954 i 1616)*
Ustawa z dnia 7 maja 1999 r. o ochronie terenów byłych hitlerowskich obozów zagłady (Dz.U. z 2015 r. poz. 2120);	Wpisanie do przepisów końcowych obowiązku uzgadniania (odbierania zgłoszeń) przez właściwe organy warunków przeprowadzenia działań naprawczych, o których mowa w art. 13 ust. 1 ustawy *z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. z 2018 r. poz. 954 i 1616)*
Ustawa z dnia 28 lipca 2005 r. o lecznictwie uzdrowiskowym, uzdrowiskach i obszarach ochrony uzdrowiskowej oraz o gminach uzdrowiskowych (Dz. U. z 2017 r. poz. 1056);	Wpisanie do przepisów końcowych obowiązku uzgadniania (odbierania zgłoszeń) przez właściwe organy warunków przeprowadzenia działań naprawczych, o których mowa w art. 13 ust. 1 ustawy *z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. z 2018 r. poz. 954 i 1616)*
Ustawa z dnia 28 marca 2003 r. o transporcie kolejowym	Wpisanie do przepisów końcowych obowiązku uzgadniania (odbierania zgłoszeń) przez właściwe organy warunków przeprowadzenia działań naprawczych, o których mowa w art. 13 ust. 1 ustawy *z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. z 2018 r. poz. 954 i 1616)*

[1] Zamiast uzgodnienia – zgłoszenie organowi zamiaru podjęcia działania w zakresie remediacji

Tytuł przepisu prawnego	Proponowana zmiana przepisów prawa w ustawach i przepisach wykonawczych
Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody	Wpisanie do przepisów końcowych obowiązku uzgadniania (odbierania zgłoszeń) przez właściwe organy warunków przeprowadzenia działań naprawczych, o których mowa w art. 13 ust. 1 ustawy *z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. z 2018 r. poz. 954 i 1616)*
Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. prawo ochrony środowiska	Wpisanie do przepisów końcowych obowiązku uzgadniania (odbierania zgłoszeń) przez właściwe organy warunków przeprowadzenia działań naprawczych, o których mowa w art. 13 ust. 1 ustawy *z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. z 2018 r. poz. 954 i 1616)*
Ustawa z dnia 28 września 1991 r. o lasach	Wpisanie do przepisów końcowych obowiązku uzgadniania (odbierania zgłoszeń) przez właściwe organy warunków przeprowadzenia działań naprawczych, o których mowa w art. 13 ust. 1 ustawy *z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. z 2018 r. poz. 954 i 1616)*
Ustawa z dnia 9 czerwca 2011 r. prawo geologiczne i górnicze	Wpisanie do przepisów końcowych obowiązku uzgadniania (odbierania zgłoszeń) przez właściwe organy warunków przeprowadzenia działań naprawczych, o których mowa w art. 13 ust. 1 ustawy *z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. z 2018 r. poz. 954 i 1616)*
Ustawa z dnia 21 maca 1991 r. o obszarach morskich Rzeczypospolitej Polskiej i administracji morskiej	Wpisanie do przepisów końcowych obowiązku uzgadniania (odbierania zgłoszeń) przez właściwe organy warunków przeprowadzenia działań naprawczych, o których mowa w art. 13 ust. 1 ustawy *z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. z 2018 r. poz. 954 i 1616)*
Ustawa z 20 lipca 2017 r. prawo wodne	Wpisanie do przepisów końcowych obowiązku uzgadniania (odbierania zgłoszeń) przez właściwe organy warunków przeprowadzenia działań naprawczych, o których mowa w art. 13 ust. 1 ustawy *z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. z 2018 r. poz. 954 i 1616)*
Ustawa z dnia 20 grudnia 1996 r. o portach i przystaniach morskich (Dz. U. z 2017 r. poz. 1933), w zakresie inwestycji dotyczących infrastruktury portowej oraz infrastruktury zapewniającej dostęp do portów lub przystani morskich	Wpisanie do przepisów końcowych obowiązku uzgadniania (odbierania zgłoszeń) przez właściwe organy warunków przeprowadzenia działań naprawczych, o których mowa w art. 13 ust. 1 ustawy *z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. z 2018 r. poz. 954 i 1616)*
Ustawa z dnia 10 kwietnia 2003 r. o szczególnych zasadach przygotowania i realizacji inwestycji w zakresie dróg publicznych (Dz. U. z 2018 r. poz. 1474),	Wpisanie do przepisów końcowych obowiązku uzgadniania (odbierania zgłoszeń) przez właściwe organy warunków przeprowadzenia działań naprawczych, o których mowa w art. 13 ust. 1 ustawy *z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. z 2018 r. poz. 954 i 1616)*
Ustawa z dnia 27 października 1994 r. o autostradach płatnych i krajowym funduszu drogowym (t.j. Dz.U z 2017 r. poz. 1057 ze zm.)	Wpisanie do przepisów końcowych obowiązku uzgadniania (odbierania zgłoszeń) przez właściwe organy warunków przeprowadzenia działań naprawczych, o których mowa w art. 13 ust. 1 ustawy *z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. z 2018 r. poz. 954 i 1616)*
Ustawa z dnia 28 marca 2003 r. o transporcie kolejowym (Dz. U. z 2017 r. poz. 2117 i 2361 oraz z 2018 r. poz. 650, 927 i 1338	Wpisanie do przepisów końcowych obowiązku uzgadniania (odbierania zgłoszeń) przez właściwe organy warunków przeprowadzenia działań naprawczych, o których mowa w art. 13 ust. 1 ustawy *z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. z 2018 r. poz. 954 i 1616)*
Ustawa z dnia 12 lutego 2009 r. o szczególnych zasadach przygotowania i realizacji inwestycji w zakresie lotnisk użytku publicznego (Dz. U. z 2018 r. poz. 1380),	Wpisanie do przepisów końcowych obowiązku uzgadniania (odbierania zgłoszeń) przez właściwe organy warunków przeprowadzenia działań naprawczych, o których mowa w art. 13 ust. 1 ustawy *z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. z 2018 r. poz. 954 i 1616)*

Tytuł przepisu prawnego	Proponowana zmiana przepisów prawa w ustawach i przepisach wykonawczych
Ustawa z dnia 24 kwietnia 2009 r. o inwestycjach w zakresie terminalu regazyfikacyjnego skroplonego gazu ziemnego w Świnoujściu (Dz. U. z 2017 r. poz. 2302),	Wpisanie do przepisów końcowych obowiązku uzgadniania (odbierania zgłoszeń) przez właściwe organy warunków przeprowadzenia działań naprawczych, o których mowa w art. 13 ust. 1 ustawy *z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. z 2018 r. poz. 954 i 1616)*
Ustawa z dnia 7 maja 2010 r. o wspieraniu rozwoju usług i sieci telekomunikacyjnych (Dz. U. z 2017 r. poz. 2062 oraz z 2018 r. poz. 1118),	Wpisanie do przepisów końcowych obowiązku uzgadniania (odbierania zgłoszeń) przez właściwe organy warunków przeprowadzenia działań naprawczych, o których mowa w art. 13 ust. 1 ustawy *z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. z 2018 r. poz. 954 i 1616)*
ustawa z dnia 8 lipca 2010 r. o szczególnych zasadach przygotowania do realizacji inwestycji w zakresie budowli przeciwpowodziowych (Dz. U. z 2018 r. poz. 433),	Wpisanie do przepisów końcowych obowiązku uzgadniania (odbierania zgłoszeń) przez właściwe organy warunków przeprowadzenia działań naprawczych, o których mowa w art. 13 ust. 1 ustawy *z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. z 2018 r. poz. 954 i 1616)*
Ustawa z dnia 29 czerwca 2011 r. o przygotowaniu i realizacji inwestycji w zakresie obiektów energetyki jądrowej oraz inwestycji towarzyszących (Dz. U. z 2017 r. poz. 552 i 1566),	Wpisanie do przepisów końcowych obowiązku uzgadniania (odbierania zgłoszeń) przez właściwe organy warunków przeprowadzenia działań naprawczych, o których mowa w art. 13 ust. 1 ustawy *z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. z 2018 r. poz. 954 i 1616)*
Ustawa z dnia 29 listopada 2000 r. prawo atomowe (t.j. Dz.U. z 2018 r poz. 792)	Wpisanie do przepisów końcowych obowiązku uzgadniania (odbierania zgłoszeń) przez właściwe organy warunków przeprowadzenia działań naprawczych, o których mowa w art. 13 ust. 1 ustawy *z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. z 2018 r. poz. 954 i 1616)*
Ustawa z dnia 24 lipca 2015 r. o przygotowaniu i realizacji strategicznych inwestycji w zakresie sieci przesyłowych (Dz. U. z 2018 r. poz. 404),	Wpisanie do przepisów końcowych obowiązku uzgadniania (odbierania zgłoszeń) przez właściwe organy warunków przeprowadzenia działań naprawczych, o których mowa w art. 13 ust. 1 ustawy *z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. z 2018 r. poz. 954 i 1616)*
Ustawa z dnia 24 lutego 2017 r. o inwestycjach w zakresie budowy drogi wodnej łączącej Zalew Wiślany z Zatoką Gdańską (Dz. U. poz. 820 oraz z 2018 r. poz. 1402),	Wpisanie do przepisów końcowych obowiązku uzgadniania (odbierania zgłoszeń) przez właściwe organy warunków przeprowadzenia działań naprawczych, o których mowa w art. 13 ust. 1 ustawy *z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. z 2018 r. poz. 954 i 1616)*
Ustawa z dnia 7 kwietnia 2017 r. o inwestycjach w zakresie budowy lub przebudowy toru wodnego Świnoujście – Szczecin do głębokości 12,5 metra (Dz. U. poz. 990),	Wpisanie do przepisów końcowych obowiązku uzgadniania (odbierania zgłoszeń) przez właściwe organy warunków przeprowadzenia działań naprawczych, o których mowa w art. 13 ust. 1 ustawy *z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. z 2018 r. poz. 954 i 1616)*
Ustawa z dnia 10 maja 2018 r. o Centralnym Porcie Komunikacyjnym (Dz. U. poz. 1089)	Wpisanie do przepisów końcowych obowiązku uzgadniania (odbierania zgłoszeń) przez właściwe organy warunków przeprowadzenia działań naprawczych, o których mowa w art. 13 ust. 1 ustawy *z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. z 2018 r. poz. 954 i 1616)*

12. Podsumowanie

W myśl obowiązujących przepisów ocenę terenu potencjalnie zanieczyszczonego rozpoczyna się od określenia, czy substancja wykryta na tym terenie w którymkolwiek z mediów środowiskowych (gruncie rozumianym jako gleba i ziemia, wodach rozumianych jako gruntowe i powierzchniowe, a także powietrzu gruntowym) może być uznana za substancję powodującą ryzyko. W opracowaniu wiele miejsca przeznaczono na omówienie tego kluczowego procesu. Etap ten jest niezmiernie ważny w przypadku metali, dla których w Rozporządzeniu OZPZ zostały podane formy pierwiastkowe, ogólne. Stwierdzenie obecności metali powyżej dopuszczalnych zawartości w glebie lub w ziemi określonych w załączniku nr 1 do Rozporządzenia OZPZ, tylko w kilku przypadkach odpowiada substancji zaklasyfikowanej zgodnie z Rozporządzeniem CLP. Pozostałe metale wymagają dalszego doprecyzowania ich konkretnej formy chemicznej oraz zidentyfikowania i zaklasyfikowania zgodnie z Rozporządzeniem CLP. W ten sposób omówiono wszystkie grupy substancji wskazane w załączniku nr 1 do Rozporządzenia OZPZ.

Przekroczenie dopuszczalnej zawartości substancji powodującej ryzyko w glebie lub ziemi obliguje do opracowania projektu planu remediacji, którego niezbędnym elementem jest ocena znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska. Z uwagi na to, że ma to być punkt wyjściowy, od którego zależy ilość prowadzonych procedur – składanych projektów planów remediacji, a pośrednio ilość i rodzaj przeprowadzanych remediacji zasadnym było przeprowadzenie analizy dopuszczalnych zawartości wszystkich substancji znajdujących się na liście w załączniku nr 1 do Rozporządzenia OZPZ. Analizę taką wykonano dla głębokości 0-0,25 m ppt, gdyż jest to warstwa, z którą ludzie potencjalnie najczęściej mogą mieć kontakt. Zawartości dla głębokości 0-0,25 m ppt porównywano z analogicznymi zawartościami podanymi na Liście Holenderskiej, wartościami screeningowymi ustalonymi przez US EPA oraz oszacowanymi w niniejszej ekspertyzie w oparciu o metodę oceny ryzyka zdrowotnego dla grup gruntów I-IV określonych w Rozporządzeniu OZPZ. Postulatem wynikającym z tego etapu opracowania jest zasadność zweryfikowania zarówno samej listy substancji podanych w załączniku nr 1 do Rozporządzenia OZPZ, jak i określonych tam zawartości.

Projekt planu remediacji zawiera informacje, o którym mowa w art. 101l ust. 3 Ustawy POŚ, w tym wymienioną w pkt. 6 ocenę występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska. Z kolei kryteria dokonywania oceny występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska określono w art. 101p ust. 1 Ustawy POŚ.

Zagadnienia przedstawione w opracowaniu wykonanym w poprzednim etapie (ekspertyza Konsorcjum CHMURAL z 2017 r.) stanowią część teoretyczną omawiającą: zagadnienia prawne, dostępne bazy danych oraz źródła informacji o substancjach powodujących ryzyko, kryteria klasyfikacji substancji toksycznych, rakotwórczych i mutagennych, normy i akty prawne dotyczące charakterystyki gleb, zasady wyznaczania dopuszczalnych zawartości w glebie i ziemi substancji powodujących ryzyko, postać chemiczną, w jakiej występują substancje powodujące ryzyko, budowę geologiczną i warunki hydrogeologiczne terenu zanieczyszczonego, czynniki wpływające na możliwość rozprzestrzeniania się zanieczyszczenia w glebie i ziemi, środowisko oraz ludzi, którzy mogliby ucierpieć w wyniku zanieczyszczenia, miejsca bytowania człowieka, a także definicje znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska, o czym mowa w art. 101p ust. 1 Ustawy POŚ.

Na mocy art. 101p ust. 3 Ustawy POŚ przewiduje się wydanie fakultatywnego rozporządzenia przez Ministra właściwego do spraw środowiska w porozumieniu z Ministrem właściwym do spraw zdrowia, którego celem ma być ujednolicenie sposobu wykonywania oceny występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska oraz wskazanie referencyjnych metodyk modelowania rozprzestrzeniania się substancji w glebie, ziemi i wodach gruntowych.

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

W tym celu, w niniejszej pracy dokonano przeglądu metodyk modelowania rozprzestrzeniania się substancji powodujących zanieczyszczenie w glebie, ziemi i wodach gruntowych obejmujących modele fizyczne, modelowanie matematyczne, metody modelowania numerycznego oraz modele transportu masy. Omówiono także dostępne narzędzia informatyczne wykorzystywane w modelowaniu migracji zanieczyszczeń w środowisku gruntowo-wodnym. Opisano zalecany schemat postępowania wykorzystujący charakterystykę miejsca badań, w tym dane hydrogeologiczne, zestaw danych niezbędnych do analizy oraz zakresu parametrów wejściowych do modelu numerycznego i jego kalibracji oraz weryfikacji. Szczególnie w celu ustalenia sposobu rozprzestrzeniania się substancji powodujących zanieczyszczenie lub skażenie w różnych mediach niezbędne staje się modelowanie takich migracji. Najczęściej stosowane w praktyce jest modelowanie migracji substancji z wodami, ponieważ ten rodzaj medium ma największe znaczenie w transporcie zanieczyszczeń, zarówno hydrofilnych, jak i hydrofobowych. Opisana zasadność wykonywania badań modelowych oraz zestaw danych potrzebnych do stworzenia modelu migracji pokazuje, że to zadanie dla geologów, hydrogeologów, gleboznawców i czasem informatyków zajmujących się modelowaniem matematycznym. Omówiono także przykłady zastosowania wybranych metod.

Modelowanie migracji substancji powodujących zanieczyszczenie w glebie, ziemi i wodach gruntowych jako jeden z elementów oceny występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi i stanu środowiska powinno kończyć się ustaleniem zawartości zanieczyszczenia w wodach podziemnych lub powierzchniowych w miejscu docelowym (przedmiotowym terenie badań), aby mogły być wykorzystane w następnych etapach do oceny ryzyka zdrowotnego czy oceny ryzyka ekologicznego. Jakościowe wyniki oceny rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń mogą być także przydatne, szczególnie do oceny wpływu na ekosystemy zależne od wód.

Zasadnicza część pracy, która może być materiałem bazowym na potrzeby przyszłego rozporządzenia w sprawie sposobu wykonywania oceny występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska obejmuje rozdziały 3 i 4 opracowania. W rozdziale 3 określono zestaw niezbędnych informacji, które powinny być podstawą dokonania oceny występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska. Obejmują one:

- warunki wykonywania i wykorzystywania wyników badań biodostępności,
- określenie niezbędnych informacji o terenie zanieczyszczonym,
- charakterystykę terenu, w tym sposób jego sposób użytkowania,
- zakres i sposób wykonania analiz modelowych rozprzestrzeniania się substancji powodujących zanieczyszczenie w glebie, ziemi i wodach gruntowych;
- wymagania dotyczące oceny występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi z wykorzystaniem metody ryzyka zdrowotnego;
- wymagania dotyczące oceny występowania znaczącego zagrożenia dla stanu środowiska z wykorzystaniem metody oceny ryzyka ekologicznego.

Pogrupowane w poszczególne kategorie informacje posłużyły do opracowania formularza ułatwiającego dokonanie oceny występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska przez zespół ekspertów przygotowujących taką ocenę, jak i regionalnego dyrektora ochrony środowiska weryfikującego ocenę wykonaną na potrzeby projektu planu remediacji, w przypadku, gdy stwierdzono przekroczenie dopuszczalnych zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie lub w ziemi.

Zaproponowano także wykaz dokumentacji, która umożliwia prawidłowe przygotowanie i potwierdzenie informacji zawartych w ocenie występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska, a tym samym w projekcie planu remediacji. Szczególne znaczenie w opisie terenu zanieczyszczonego, jak i w analizie dokumentacji, poświęcono materiałom źródłowym określającym uwarunkowania wynikające z miejscowego planu zagospodarowania

przestrzennego, a także innym dokumentacji analizy sytuacji formalno-prawnej terenu w przypadku braku planu zagospodarowania przestrzennego.

Wynikiem oceny zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska powinno być konkretne wskazanie, czy zagrożenie to występuje oraz czy jest ono znaczące. Dopiero po spełnieniu łącznie tych dwóch warunków zaistnieją przesłanki, co do konieczności remediacji. W ramach oceny znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska powinny być wyznaczane także poziomy remediacyjne. Sposób wyznaczania takiego poziomu powinien być tożsamy z procedurą określania dopuszczalnej zawartości substancji powodującej ryzyko w glebie lub w ziemi, o której mowa w rozporządzeniu wydanym na podstawie art. 101a ust. 5 Ustawy POŚ, a zawartość dopuszczalna oznacza w każdym przypadku poziom bezpieczny dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska. Przedstawiono także możliwą do zaadaptowania propozycję opracowaną w Holandii, która łączy stopień przekroczenia wartości screeningowych z powierzchnią terenu zanieczyszczonego oraz sposobem jego użytkowania.

Od ostatecznego wyniku oceny znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska mogą zależeć decyzje o nieprzeprowadzaniu remediacji, jeżeli zagrożenie nie występuje lub decyzja o jej przeprowadzeniu, jeśli zagrożenie będzie znaczące, co definiuje się jako skażenie terenu. Oznacza to w tym momencie konieczność doprecyzowania wariantów remediacji.

Istnieje szereg możliwości, które dopuszcza Ustawa POŚ. Jednak warunkiem istotnym z punktu widzenia interesów ochrony środowiska naturalnego (a zatem ludzi) jest próba wskazania sposobu usunięcia samych substancji stwarzających ryzyko, ale bez usuwania gleby i ziemi z ich naturalnego położenia. Pozostawienie gleby i ziemi na miejscu, o ile nie są konieczne redepozycje gruntu związane z samym procesem posadowienia budynków, to główna idea podejścia do remediacji w rozumieniu Ustawy POŚ.

Wskazane opisowo metody wykonywanych w Polsce technologii przeprowadzania remediacji i ich orientacyjnych kosztów dobitnie wskazują na przeważającą w codziennej praktyce usuwania zanieczyszczeń metodę ex situ, czyli usuwania całej masy gleby i ziemi zawierającej zanieczyszczenia. Trzeba tu jeszcze raz wyraźnie zaznaczyć, że działania prowadzone według zapisów Rozporządzenia OZPZ w większości przypadków prowadzą do usuwania każdego zanieczyszczenia wraz z gruntem, a nie usuwania skażenia (czyli faktycznej przyczyny występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska).

Zatem obecnie proponuje się wzmocnione działania zmierzające do ograniczenia, jeśli to tylko możliwe, wywozu ziemi z terenów narażonych na skutki działalności powodujących zanieczyszczenie powierzchni ziemi na tereny o innym przeznaczeniu, w szczególności związanym z obecnością ludzi. Temu celowi służy swoisty Dekalog REMEDIUM – dziesięć zasad, które określają etapy postępowania, kluczowe czynniki oraz możliwe rozwiązania i skutki w sytuacji, gdy na podstawie badań (wstępnych i ewentualnie szczegółowych) stwierdzono przekroczenie dopuszczalnych zawartości dla substancji powodujących ryzyko w glebie lub w ziemi).

Odwołując się ściśle do zapisów Ustawy POŚ, a szczególnie art. 101q, wyjaśniono, że możliwe jest przeprowadzenie remediacji metodami alternatywnymi, ale pod warunkiem wykazania, że inna metoda doprowadzi do usunięcia znaczącego zagrożenia. Można to uczynić prawidłowo analizując oraz uzasadniając koszty i korzyści rozważanych rozwiązań (co najmniej wariantu podstawowego zgodnie z art. 101q ust.1 Ustawy POŚ oraz wariantu proponowanego w projekcie planu remediacji, o którym mowa w art. 101q ust. 2).

Dodatkową kwestią łączącą ocenę znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska oraz opracowanie planu remediacji jest zagadnienie odpadów. W ramach oceny znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska może pojawić się konieczność

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna | Rzeczpospolita Polska | Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska | Unia Europejska Fundusz Spójności

rozstrzygnięcia, czy dana substancja, która nie wykazuje wysoce toksycznych właściwości nie powinna zostać uznana za odpad z uwagi na swoją zawartość w glebie lub ziemi. Zgodnie z kryteriami podawanymi przez US EPA dla takich substancji przyjęto graniczną zawartość 10%, od której uznaje się, że zanieczyszczona gleba lub ziemia są odpadem.

Jeśli w wyniku oceny znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska zostanie ustalone, że występuje zagrożenie takie występuje i jest znaczące ze wskazaniem do usunięcia gleby i ziemi z danego terenu, staną się one podczas redepozycji poza oczyszczany teren odpadem i mogą stwarzać zagrożenie także poza miejscem, z którego zostaną przemieszczone. Istnieją jednak przypadki, gdy nie da się całkowicie uniknąć usuwania zanieczyszczonego gruntu poza obręb działki inwestycyjnej. Generuje to powstanie określonych rodzajów odpadów i należy ustalić, jakie są prawne możliwości zagospodarowania gruntu, który na skutek redepozycji zawsze nabiera charakteru nasypu antropogenicznego. Stąd szeroko opisano także zagadnienia związane z kwestią rozróżniania zanieczyszczonej gleby lub ziemi od obecności odpadów w środowisku.

Zagadnienia te obejmują nie tylko wypełnianie wyrobisk, w których można wykorzystać odpady dopuszczone do odzysku w procesach R3 i R5, ale także odzysk prowadzony na powierzchni ziemi w procesie R10. Poruszane problemy w ramach analizy prawnej wskazują na niejednorodność przepisów wydanych na mocy Ustawy o odpadach, Ustawy o nawozach i nawożeniu, a także Prawa wodnego z przepisami odnoszącymi się do ochrony powierzchni ziemi, co może skutkować wprowadzaniem substancji powodujących ryzyko do gleb lub do ziemi z odpadami.

Bardzo ważnymi kryteriami, chociaż nie uregulowanymi w prawie, są zagadnienia opisu gleb antropogenicznych wynikające z ich klasyfikacji. Wśród możliwych do zastosowania kryteriów odróżniających zanieczyszczone gleby od odpadów wskazano także możliwość stosowania oceny ekotoksyczności, jako elementu oceny ryzyka ekologicznego dla odpadów, oraz oceny ryzyka zdrowotnego, jako elementu oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi.

Pożądanym środowiskowo sposobem remediacji powinna być zmiana sposobu zagospodarowania terenu, co jest szczególnie istotne w przypadku przekształcenia terenów narażonych na skutki działalności powodujących zanieczyszczenie powierzchni ziemi (tereny poprzemysłowe, powojskowe itp.) na tereny o innym przeznaczeniu, w szczególności związanym z obecnością ludzi (tereny mieszkaniowe, rekreacyjne). W tym celu opracowano wytyczne przekształcania terenów narażonych na skutki działalności powodujących zanieczyszczenia powierzchni ziemi na tereny o innym przeznaczeniu, z uwzględnieniem bezpieczeństwa ludzi. Z podanego schematu postępowania wynika jednoznacznie, że w procesie oceny znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska może dojść do zmiany przeznaczenia terenu. Ze środowiskowego i prawnego punktu widzenia remediacją terenu skażonego może być także przypadek skrajny, np. ograniczenie dostępu ludzi lub ewentualnie zmiana sposobu zagospodarowania terenu. Jest bowiem oczywiste, że teren skażony (zatem z definicji stwarzający znaczące zagrożenie dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska) może być także niemożliwy do zagospodarowania w sposób i w celu, na jaki został nabyty lub przeznaczony w planie zagospodarowania.

Wszystkie istotne działania związane z remediacją mają swój wpływ na otoczenie i na planowanie przestrzenne. Dlatego w celu uregulowania omawianych działań walidujących teren (ocena znaczącego zagrożenia) i działań remediacyjnych (np. konieczność redepozycji gruntu) zaproponowano listę zmian w przepisach. Konieczność remediacji, jeśli taka jest konkluzja badań i decyzja RDOŚ, ma wpływ na liczne inne obszary uregulowane prawem, przykładowo – budownictwo, ochrona gruntów rolnych i leśnych, działanie samorządów i administracji oraz szereg innych.

Przygotowane opracowanie eksperckie Konsorcjum „REMEDIUM" może być zatem nie tylko podstawą do tworzenia i zmodyfikowania rozwiązań legislacyjnych, ale także poradnikiem dla inwestorów, projektantów remediacji i regionalnych dyrekcji ochrony środowiska w kwestiach doprecyzowania wymogów i zakresu prowadzenia remediacji, wyboru ewentualnych innych metod remedacji w kontekście korzyści i kosztów dla środowiska, sposobów unikania niepotrzebnego transportu gleby i ziemi. Dzięki obszernemu potraktowaniu zagadnień modelowania migracji substancji w środowisku gruntowo-wodnym, form występowania substancji, potrzeby ich zbadania w celu właściwej oceny ryzyka zdrowotnego i ekologicznego oraz szeroko rozumianym kwestiom odpadów ekspertyza realizuje swój cel główny, poprzez wskazanie jednolitego sposobu wykonywania oceny występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska oraz wskazanie referencyjnych metodyk modelowania rozprzestrzeniania substancji w glebie, ziemi i wodach gruntowych.

Fundusze Europejskie Pomoc Techniczna
Rzeczpospolita Polska
Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska
Unia Europejska Fundusz Spójności

13. Piśmiennictwo

Adach A., Hyła P. 2010: Modelowanie migracji substancji ze źródeł punktowych w złożu ziarnistym, Inż. Ap. Chem. 49, 2, 15-16

Anderson M., Woessner W. 1991: Applied groundwater modeling. Simulation of flow and advective transport, Academic Press Inc. San Diego, ISBN 9780120581030

Antonkiewicz J., Jaśkiewicz Cz., Baran A., Witkowicz R. 2010: Wpływ komunalnego osadu ściekowego na właściwości fizykochemiczne gleby oraz skład chemiczny ziarna i słomy jęczmienia jarego, Zeszyty problemowe postępów nauk rolniczych, 549:11-20

Bubak A. 2014: Assessment of hazards posed to soil - water environment by inappropriate waste handling, XII Symposium Trace elements in the environment, Puławy, 17-19.11.2014, materiały konferencyjne

Busoni S., De Salvia A. 2011: FOKS Handbook for Integral Groundwater Investigation. Toolbox for the identification of key sources of groundwater contamination

CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment), 2008: Canada-Wide Standard for Petroleum Hydrocarbons (PHC) in Soil: Scientific Rationale Supporting Technical Document. PN 1399, ISBN 978-1-896997-77-3 PDF, http://www.ccme.ca/files/Resources/csm/phc_cws/pn_1399_phc_sr_std_1.2_e.pdf

CDC, 2012: LowLevel Lead Exposure Harms Children: A Renewed Call for Primary Prevention. Advisory Committee on Childhood Lead Poisoning Prevention, US Centers for Disease Control and Prevention, Atlanta, GA

Cha K.Y., Borden R.C. 2008: Impact of injection system design in ISCO performance with permanganate - mathematical modelling results. Journal of Contaminant Hydrology 37 (3-4): 295-317

Chmakov S., Hesch W., Tu C., Lima M., Sychev P. 2009: Conceptual Model Devrlopment for FEFLOW or MODFLOW Models - A New Generation of Schlumberger Water Services Software

Chrobak Ł. 2014: Nowe uregulowania prawne dotyczące odpadów wydobywczych – praktyczne wnioski. Materiały konferencyjne

Chrząszcz J., Klimek A., Osęka M., Wysokiński L., Zawadzka-Kos M. 2010: Poradnik metodyczny w zakresie PRTR dla składowisk odpadów komunalnych, Warszawa

Clement T.P., Johnson C.D., Sun Y., Klecka G. M., Bartlett C. 2000: Natural attenuation of chlorinated ethane compounds: model development and field-scale application at the Dover site. Journal of Contaminant Hydrology 42 (2-4): 113-140

Cremeens, D. L. and D. L. Mokma. 1986: Argillic horizon expression and classification in the soils of two Michigan hydrosequences. Soil Sci. Soc. Am. J. 50: 1002–1007

Dąbrowski S., Kapuściński J., Nowicki K., Przybyłek J., Szczepański A. 2011: Metodyka modelowania matematycznego w badaniach i obliczeniach hydrogeologicznych. Poradnik Metodyczny. Poznań, ISBN 978-83-62662-41-8

Dmochowska A., Dmochowski D., Biedugnis S., 2016: Charakterystyka biorekultywacji gleb skażonych produktami ropopochodnymi metodą pryzmowania ex situ. Rocznik Ochrona Środowiska, Środkowo-Pomorskie Towarzystwo Naukowe Ochrony Środowiska, t. 18, 2016, ISSN 1506-218X, s. 759-771

EFSA, 2006: Opinion of the scientific panel on contaminants in the food chain on a request from the commission related to the presence of non-dioxin-like polychlorinated biphenyls (PCB) in feed and food

EPD (Environmental Protection Department), 2007: Guidance Manual for Use of Risk-Based Remediation Goals for Contaminated Land Management. The Government of the Hong Kong Special Administrative Region, https://www.epd.gov.hk/epd/sites/default/files/epd/english/environmentinhk/waste/guide_ref/files/gme.pdf

Głowacki P., Chmielewski M., 2017: Trenchmix – technologia wzmacniania ośrodka gruntowego pod nasypami drogowymi i kolejowymi. Mat. Inform. Soletanche Polska Sp. z o.o.

Główny Urząd Statystyczny, 2017: Ochrona Środowiska, Warszawa, str. 551

Główny Urząd Statystyczny, 2018: Ochrona Środowiska, Warszawa, str. 218

Hiester U., Mueller M., Koschitzky H.-P., Troetschler O., Roland U., Holzer F., Edel H.-G., 2012: Leitfaden – Termische in situ-Sanierungsverfahren (TISS) zur Enfernung von Schadensherden aus Boden und Grundwasser. TASK – Centre of Competence, Leipzig

Hoffman A. 1979: Co to jest paleoekologia? Przegląd Geologiczny, Vol 27, No 2, 83-87

IARC, 1974: IARC Monographs On The Evaluation Of Carcinogenic Risk of Chemicals To Man. Some Organochlorine Pesticides. Volume 5. World Health Organization. International Agency for Research on Cancer. IARC Lyon, France. https://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol1-42/mono5.pdf

IARC, 1976: IARC Monographs On The Evaluation Of Carcinogenic Risk of Chemicals To Man. Some Carbamates, Thiocarbamates and Carbazides. Volume 12. World Health Organization. International Agency for Research on Cancer. IARC Lyon. https://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol1-42/mono12.pdf

IARC, 1979: IARC Monographs On The Evaluation Of The Carcinogenic Risk of Chemicals To Humans. Some Halogenated Hydrocarbons. Volume 20. World Health Organization. International Agency for Research on Cancer. IARC Lyon, France. ISBN 92-832-1220-7

IARC, 1982: IARC Monographs On The Evaluation Of The Carcinogenic Risk of Chemicals To Humans. Some Industrial Chemicals and Dyestuffs. Volume 29. World Health Organization. International Agency for Research on Cancer. IARC Lyon, France. ISBN 92-832-1229-O

IARC, 1986: IARC Monographs On The Evaluation Of The Carcinogenic Risk of Chemicals To Humans. Some Chemicals Used in Plastics and Elastomers. Volume 39. World Health Organization. International Agency for Research on Cancer. IARC Lyon, France. ISBN 978-92-832-1239-8

IARC, 1987: IARC Monographs On The Evaluation Of The Carcinogenic Risk To Humans. Overall Evaluations of Carcinogenicity: An Updating of IARC Monographs Volumes 1 to 42. Supplement 7. World Health Organization. International Agency for Research on Cancer. IARC Lyon, France. ISBN 92-832-1411-0

IARC, 1989: IARC Monographs On The Evaluation Of The Carcinogenic Risk To Humans. Occupational Exposures in Petroleum Refining; Crude Oil and Major Petroleum Fuels. Volume 45. World Health Organization. International Agency for Research on Cancer. IARC Lyon, France. ISBN 92-832-1245-2

IARC, 1989a: IARC Monographs On The Evaluation Of The Carcinogenic Risk To Humans. Some Organic Solvents, Resin Monomers and Related Compounds, Pigments and Occupational Exposures in Paint Manufacture and Painting. Volume 47. World Health Organization. International Agency for Research on Cancer. IARC Lyon, France. ISBN 92-832-1247-9

IARC, 1990: IARC Monographs On The Evaluation Of The Carcinogenic Risk To Humans. Chromium, Nickel and Welding. Volume 49. World Health Organization. International Agency for Research on Cancer. IARC Lyon, France. ISBN 92-832-1249-5

IARC, 1991: IARC Monographs On The Evaluation Of The Carcinogenic Risk To Humans. Chlorinated Drinking-Water; Chlorination By-Products; Some Other Halogenated Compounds; Cobalt and Cobalt Compounds. Volume 52. World Health Organization. International Agency for Research on Cancer. IARC Lyon, France. ISBN 92-832-1252-5

IARC, 1991a: IARC Monographs On The Evaluation Of Carcinogenic Risks To Humans. Occupational Exposures in Insecticide Application, and Some Pesticides. Volume 53. World Health Organization. International Agency for Research on Cancer. IARC Lyon, France. ISBN 92-832-1253-3

IARC, 1993: IARC Monographs On The Evaluation Of The Carcinogenic Risk To Humans. Beryllium, Cadmium, Mercury and Exposures in the Glass Manufacturing Industry. Volume 58. World Health Organization. International Agency for Research on Cancer. IARC Lyon, France. ISBN 92-832-1258-4

IARC, 1994: IARC Monographs On The Evaluation Of The Carcinogenic Risk To Humans. Some Industrial Chemicals. Volume 60. World Health Organization. International Agency for Research on Cancer. IARC Lyon, France. ISBN 92-832-1260-6

IARC, 1995: IARC Monographs On The Evaluation Of Carcinogenic Risks To Humans. Dry Cleaning, Some Chlorinated Solvents and Other Industrial Chemicals. Volume 63. World Health Organization. International Agency for Research on Cancer. IARC Lyon, France. ISBN 92-832-1263-0

IARC, 1999: IARC Monographs On The Evaluation Of The Carcinogenic Risk To Humans. Re-Evaluation of some organic chemicals, hydrazine and hydrogen peroxide. Volume 71. World Health Organization. International Agency for Research on Cancer. IARC Lyon, France. ISBN 92-832-1271-1

IARC, 1999a: IARC Monographs On The Evaluation Of The Carcinogenic Risk To Humans. Some Chemicals That Cause Tumors of the Kidney or Urinary Bladder in Rodents and Some Other Substances. Volume 73. World Health Organization. International Agency for Research on Cancer. IARC Lyon, France. ISBN 92-832-1273-8

IARC, 2000: IARC Monographs On The Evaluation Of The Carcinogenic Risk To Humans. Some Industrial Chemicals. Volume 77. World Health Organization. International Agency for Research on Cancer. IARC Lyon, France. ISBN 92-832-1277-0

IARC, 2001: IARC Monographs On The Evaluation Of Carcinogenic Risks To Humans. Some Thyrotropic Agents. Volume 79. World Health Organization. International Agency for Research on Cancer. IARC Lyon, France. ISBN 92-832-1279-7

IARC, 2002: IARC Monographs On The Evaluation Of The Carcinogenic Risk To Humans. Some Traditional Herbal Medicines, Some Mycotoxins, Naphthalene and Styrene. Volume 82. World Health Organization. International Agency for Research on Cancer. IARC Lyon, France. ISBN 92-832-1282-7

IARC, 2010: IARC Monographs On The Evaluation Of The Carcinogenic Risk To Humans. Household Use of Solid Fuels and High-temperature Frying. Volume 95. World Health Organization. International Agency for Research on Cancer. IARC Lyon, France. ISBN 978-92-832-1295-9

IARC, 2010a: IARC Monographs On The Evaluation Of The Carcinogenic Risk To Humans. Some Non-heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Some Related Exposures. Volume 92. World Health Organization. International Agency for Research on Cancer. IARC Lyon, France. ISBN 978-92-832-1292-8

IARC, 2012: IARC Monographs On The Evaluation Of The Carcinogenic Risk To Humans. Arsenic, Metals, Fibres, and Dusts. Volume 100C A Review of Human Carcinogens. World Health Organization. International Agency for Research on Cancer. IARC Lyon, France. ISBN 978-92-832-1320-8

IARC, 2012a: IARC Monographs On The Evaluation Of The Carcinogenic Risk To Humans. Chemical Agents and Related Occupations. A Review of Human Carcinogens. Volume 100F. World Health Organization. International Agency for Research on Cancer. IARC Lyon, France. ISBN 978-92-832-1323-9

IARC, 2013: IARC Monographs On The Evaluation Of Carcinogenic Risks To Humans. Some Chemicals Present in Industrial And Consumer Products, Food and Drinking-Water. Volume 101. World Health Organization. International Agency for Research on Cancer. IARC Lyon, France. ISBN 978-92-832-1324-6

IARC, 2014: IARC Monographs On The Evaluation Of Carcinogenic Risks To Humans. Trichloroethylene, Tetrachloroethylene, And Some Other Chlorinated Agents. Volume 106. World Health Organization. International Agency for Research on Cancer. IARC Lyon, France. ISBN 978-92-832-01728

IARC, 2016: IARC Monographs On The Evaluation Of Carcinogenic Risks To Humans. Polichlorinated Biphenyls and Polybrominated Biphenyls. Volume 107. World Health Organization. International Agency for Research on Cancer. IARC Lyon, France. ISBN 978-92-832-0173-1

IARC, 2017: IARC Monographs On The Evaluation Of The Carcinogenic Risk To Humans. Some Chemicals Used as Solvents and in Polymer Manufacture. Volume 110. World Health Organization. International Agency for Research on Cancer. IARC Lyon, France. ISBN 978-92-832-0148-9

IARC, 2018: Arsenic and Arsenic compounds, https://monographs.iarc.fr/wp-content/uploads/2018/06/mono100C-6.pdf

IARC, 2018a: IARC Monographs On The Evaluation Of The Carcinogenic Risk To Humans. Benzene. Volume 120. World Health Organization. International Agency for Research on Cancer. IARC Lyon, France. ISBN 978-92-832-0187-8

IARC, 2018b: IARC Monographs On The Evaluation Of Carcinogenic Risks To Humans. DDT, Lindane, and 2,4-D. Volume 113. World Health Organization. International Agency for Research on Cancer. IARC Lyon, France. ISBN 978-92-832-0179-3

IARC, 2019: IARC Monographs On The Evaluation Of Carcinogenic Risks To Humans. Some Chemicals that Cause Tumors of the Urinary Tract in Rodents. Volume 119. World Health Organization. International Agency for Research on Cancer. IARC Lyon, France. ISBN 978-92-832-0186-1

IARC, 2019a: IARC Monographs On The Evaluation Of Carcinogenic Risks To Humans. Pentachlorophenol and Some Related Compounds. Volume 117. World Health Organization. International Agency for Research on Cancer. IARC Lyon, France. ISBN 978-92-832-0184-7

Irmiński W., 2014 – Rekultywacja terenu dawnej Nasycalni Podkładów Kolejowych w Solcu Kujawskim (stan na wrzesień 2014). UMiG Solec Kujawski, prezentacja w ramach projektu UE Funduszu Spójności Programu Operacyjnego Infr. i Środ.

Irmiński W., 2019 – Setting up a system for diagnosis of the type of contamination in water. Final Conference: GreenerSites – Environmental Rehabilitation of Brownfields Sites in Central Europe. Rijeka, 3 July 2019 (w przygotowaniu)

Irmiński W., Rodzoch A., Miaz D., Pazio-Urbanowicz K. 2019: – Koncepcja działań koniecznych do podjęcia w celu zapewnienia ciągłości dostaw wody dla miasta Ostrów Mazowiecka, Geo-Logik Wojciech Irmiński, Hydroeko – Biuro Poszukiwań i Ochrony Wód Podziemnych Andrzej Rodzoch, Warszawa

ISO 13320:2009. Particle size analysis - Laser diffraction methods.

Jakubowski M. 2012: Kadm i jego związki nieorganiczne – w przeliczeniu na Cd, Podstawy i Metody Oceny Środowiska Pracy, nr 2(72), s. 111–146

Jakubowski M. 2014: Ołów i jego związki nieorganiczne, z wyjątkiem arsenianu(V), ołowiu(II) i chromianu(VI) ołowiu(II) – w przeliczeniu na ołów, frakcja wdychalna, Podstawy i Metody Oceny Środowiska Pracy, nr 2(80), s. 111–144

Jensen J., Mesman M. 2006: Ecological risk assessment of contaminated land–decision support system for site specific investigation. RIVM report No 711701047, ISBN 90-6960-138-9

Kabata-Pendias A., Szteke B. 2012: Pierwiastki śladowe w geo- i biosferze, IUNG-PIB, Puławy, ISBN-978-83-7562-120-4

Karwacka K., Pazio-Urbanowicz K. 2011: Modelowanie migracji zanieczyszczeń w strefie saturacji i aeracji metodą elementów skończonych na przykładzie składowiska odpadów komunalnych w Nowym Dworze. Biuletyn Państwowego Instytutu Geologicznego 445: 245-254

KDPR, 2004: Kodeks Dobrej Rolniczej, Ministerstwo Środowiska i Rozwoju Wsi, ISBN 83-88010-58-1

Kiecak A., Kret E., Malina G. 2011: Conceptual Model of Contaminants' Transport in Groundwater in the Area of Nowa Dęba. Proceedings od 2nf geosciences Student Conference. Akademia Górniczo-Hutnicza, Kraków

Klaassen C.D., Watkins J. B. 2010: Casaret & Doul's Essential of Toxicology, wyd. III, red. nauk. Zielińska-Psuja B., Sapota A., ISBN 978-83-7846-058-9

Kleczkowski A.S., Różkowski A. (red), 1997: Słownik hydrogeologiczny. Ministerstwo Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa, Warszawa, ISBN 83-86986-57-3

Knez J., Woźniak R., 2004: Problemy związane z modelowaniem migracji zanieczyszczeń węglowodorami aromatycznymi w szczelinowo-krasowym zbiorniku wód podziemnych. Mat. Konferencji „Modelowanie przepływu wód podziemnych", Wrocław. ISBN: 83-229-2626-X

Kołwzan B., 2007 – Remediacja środowiska gruntowo-wodnego skażonego produktami naftowymi. Podstawy naukowe i ich aplikacja na terenach zdegradowanych, Oficyna Wyd. Politechniki Wrocławskiej, Wrocław

Konecka-Betley K. 1987: Gleby kopalne jako jednostki klasyfikacji stratygraficznej czwartorzędu. Geological Quarterly, Vol 31, No 1.185-197

Kukielska D., Balcerzak A. 2014: Obowiązki właścicieli i użytkowników odpadów wydobywczych. Badania laboratoryjne. Mining Science – Mineral Aggregates, vol. 21(1), 117-127.

Kumari B., Kumar V., Sinha A. K., Ahsan J., Ghosh A. K., Wang H., DeBoeck Gudrun. 2016: Toxicology of arsenic in fish and aquatic systems, Environ. Chem. Lett. DOI 10.1007/s10311-016-0588-9

Liang H., Falta R.W. 2008: Modelling field scale cosolvent flooding for DNAPL source zone remediation. Journal of Contaminant Hydrology 96 (1-4):1-16

Lityński T., Jurkowska H., Gorlach E. 1976: Analiza chemiczno-rolnicza, przewodnik metodyczny do analizy gleb i nawozów, Warszawa, PWN, str. 330

Łądkiewicz K., Wszędyrówny-Nast M., Jaśkiewicz K. 2017: Porównanie różnych metod oznaczania zawartości substancji organicznej, Przegląd Naukowy – Inżynieria i Kształtowanie Środowiska, 26 (1), 99–107

Małecki J.J. (red), 2006: Wyznaczanie parametrów migracji zanieczyszczeń w ośrodkach porowatych dla potrzeb badań hydrogeologicznych i ochrony środowiska. Uniwersytet Warszawski, Wydział Geologii, Warszawa, ISBN 83-86564-73-3

Mazur Z., Mokra O. 2011: Wartość próchnicotwórcza i zawartość makroskładników w osadach ściekowych województwa warmińsko-mazurskiego, Inżynieria Ekologiczna, nr 27, s. 131-135

Mądrala M., Wąsik M. 2011: Wykorzystanie modelowania numerycznego w projektowaniu bariery ochronnej na przedpolu składowiska odpadów przemysłowych. Biuletyn Państwowego Instytutu Geologicznego 445:397-404

Mikulski D., 2008: CSM – Cutter Soil MIxing – nowa technika budowy podziemnych ścian i przesłon. Geoinżynieria – drogi mosty tunele nr 2 (17).

Mocek A. 2015: Gleboznawstwo, PWN, str. 589

Motylewicz M., 2013: Koszty robót drogowych. W: Materiały Wydziału Budowlanego Politechniki Białostockiej, Wydz. Bud. i Inż. Środ. Polit. Białost.,

Munsell Soil Book of Color. 2000: Munsell Color Company - X-Rite, str. 50

Pakulska D., Czerczak S. 2017: Zagrożenia zdrowotne wynikające z narażenia na cynk i jego związki nieorganiczne w przemyśle, Medycyna Pracy, 68(6):779–794

Pasieczna A. 2012: Molibden i cyna w glebach Polski, Biuletyn Państwowego Instytutu Geologicznego 450: 75–82

Pasieczna A. 2012: Rtęć w glebach obszarów zurbanizowanych Polski, Przegląd Geologiczny, vol. 60, nr 1, 46-58

Piwońska J., Pietrzyk S. 2018: Metody unieszkodliwiania arsenu z roztworów wodnych – ze szczególnym uwzględnieniem metalurgii miedzi – przegląd literaturowy, Inżynieria Mineralna —Journal of the Polish Mineral Engineering Society, str. 299-314

PKN-CEN ISO/TS 17892-11: 2009 - Badania geotechniczne. Badania laboratoryjne gruntów. Część 11. Badanie filtracji przy stałym i zmiennym gradiencie hydraulicznym

PKN-CEN ISO/TS 17892-11:2009. - Badania geotechniczne - Badania laboratoryjne gruntów - Część 11: Badanie filtracji przy stałym i zmiennym gradiencie hydraulicznym.

PKN-CEN ISO/TS 17892-4:2009. Badania geotechniczne - Badania laboratoryjne gruntów -- Część 4: Oznaczanie składu granulometrycznego.

PN-EN 12457-1:2006. - Charakteryzowanie odpadów -- Wymywanie -- Badanie zgodności w odniesieniu do wymywania ziarnistych materiałów odpadowych i osadów -- Część 1: Jednostopniowe badanie porcjowe przy stosunku cieczy do fazy stałej 2 l/kg w przypadku materiałów o wysokiej zawartości fazy stałej i wielkości cząstek poniżej 4 mm (bez redukcji lub z redukcją wielkości).

PN-EN 12457-2:2006. Charakteryzowanie odpadów -- Wymywanie -- Badanie zgodności w odniesieniu do wymywania ziarnistych materiałów odpadowych i osadów -- Część 2: Jednostopniowe badanie porcjowe przy stosunku cieczy do fazy stałej 10 l/kg w przypadku materiałów o wielkości cząstek poniżej 4 mm (bez redukcji lub z redukcją wielkości).

PN-EN 12457-3:2006. Charakteryzowanie odpadów -- Wymywanie -- Badanie zgodności w odniesieniu do wymywania ziarnistych materiałów odpadowych i osadów -- Część 3: Dwustopniowe badanie porcjowe przy stosunku cieczy do fazy stałej 2 l/kg i 8 l/kg dla materiałów o wysokiej zawartości fazy stałej i wielkości cząstek poniżej 4 mm (bez redukcji lub z redukcją wielkości).

PN-EN 12457-4:2006. Charakteryzowanie odpadów -- Wymywanie -- Badanie zgodności w odniesieniu do wymywania ziarnistych materiałów odpadowych i osadów -- Część 4: Jednostopniowe badanie porcjowe przy stosunku cieczy do fazy stałej 10 l/kg w przypadku materiałów o wielkości cząstek poniżej 10 mm (bez redukcji lub z redukcją wielkości).

PN-EN ISO 11058:2010. Geotekstylia i wyroby pokrewne. Wyznaczanie charakterystyk wodoprzepuszczalności w kierunku prostopadłym do powierzchni wyrobu, bez obciążenia.

PN-EN ISO 11058:2011. Geotekstylia i wyroby pokrewne - Wyznaczanie charakterystyk wodoprzepuszczalności w kierunku prostopadłym do powierzchni wyrobu, bez obciążenia.

PN-EN ISO 11272:2017-05 . Jakość gleby - Oznaczanie gęstości objętościowej gleby suchej.

PN-EN ISO 11274:2014-06. Jakość gleby - Oznaczanie charakterystyki retencji wodnej - Metody laboratoryjne.

PN-EN ISO 11275:2014-06. Jakość gleby - Oznaczanie przewodnictwa hydraulicznego w strefie nienasyconej i charakterystyki retencji wodnej - Metoda ewaporacji Winda.

PN-EN ISO 11461:2014-06. Jakość gleby - Oznaczanie zawartości wody w glebie, wyrażonej ułamkiem objętościowym, z zastosowaniem pierścienia - Metoda wagowa.

PN-EN ISO 17402:2011. Jakość gleby - Wymagania oraz zasady wyboru i stosowania metod oceny biodostępności zanieczyszczeń w glebie i materiałach glebowych.

PN-EN ISO 17892-11:2019-05. Rozpoznanie i badania geotechniczne -Badania laboratoryjne gruntów - Część 11: Badania filtracji.

PN-ISO 11277:2005. Jakość gleby - Oznaczanie składu granulometrycznego w mineralnym materiale glebowym - Metoda sitowa i sedymentacyjna.

PN-ISO 11465:1999. Jakość gleby - Oznaczanie zawartości suchej masy gleby i wody w glebie w przeliczeniu na suchą masę gleby - Metoda wagowa.

PN-ISO 15799:2007 Jakość gleby – Zasady dotyczące ekotoksykologicznej charakterystyki gleb i materiałów glebowych

PN-ISO 15800:2010. Jakość gleby - Charakteryzowanie gleby pod kątem narażenia człowieka.

PN-R-04033: 1998. Gleby i utwory mineralne. Podział na frakcje i grupy granulometryczne. Polski Komitet Normalizacyjny PKN.

Polska Norma PN-R-04032: 1998: Gleby i utwory mineralne. Pobieranie próbek i oznaczanie składu granulometrycznego

Polskie Towarzystwo Gleboznawcze. 2009: Klasyfikacja uziarnienia gleb i utworów mineralnych 2008. Rocznik Gleboznawcze 60, 2: 5-16

Polskie Towarzystwo Gleboznawcze. 2017: Przewodnik terenowy do opisu gleb. Warszawa, 49 s.

Pozzi M., Mzyk T. 2007: Ocena wpływu na środowisko odpadów ulokowanych w wyrobiskach podziemnych kopalń w świetle modelowania hydrogeochemicznego, Górnictwo i Geoinżynieria, tom 31, z. 3/1: 461-474

Przygucki R., 2011: Remediacja gleb zanieczyszczonych substancjami ropopochodnymi metodą kopcowania. Praca dyplomowa. Szkoła Główna Służby Pożarniczej, Warszawa

Ryżak Magdalena, Bieganowski Andrzej. 2010: Determination of particle size distrubution of soil using laser diffraction – comparison with areometric method, International Agrophysics, 2010, 24(2): 177-181

Ryżak Magdalena, Bieganowski Andrzej. 2011: Methodological aspects of determining soil particle-size distribution using the laser diffiraction method, Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 2011, 174(4): 624-633

Sapota A., Daragó. 2011: Kobalt i jego związki nieorganiczne – w przeliczeniu na Co, Podstawy i Metody Oceny Środowiska Pracy, nr 3(69), s. 47–94

Sapota A., Skrzypińska-Gawrysiak M. 2006: Bar i jego związki rozpuszczalne, Podstawy i Metody Oceny Środowiska Pracy, nr 1(47), s. 39-64

Sapota A., Skrzypińska-Gawrysiak M. 2010: Pary rtęci i jej związki nieorganiczne, Podstawy i Metody Oceny Środowiska Pracy, nr 3(65), s. 85–149

Sitek S. 2017: Modelowanie przepływu wód podziemnych na terenach górniczych z wykorzystaniem oprogramowania FEFLOW. Przegląd Geologiczny, vol. 65, nr 11/3, s. 1451-1459

Siuta J., 2003: Ekologiczne, technologiczne i prawne aspekty rekultywacji gruntów zanieczyszczonych produktami ropy naftowej. Inżynieria Ekologiczna, 8, 7-26

Skowroń J., Konieczko K. 2017: Cyjanowodór i cyjanki – w przeliczeniu na CN, Cyjanowodór, Cyjanek sodu – frakcja wdychalna, Cyjanek potasu – frakcja wdychalna, Cyjanek wapnia – frakcja wdychalna, Podstawy i Metody Oceny Środowiska Pracy, nr 1(91), s. 5–62

Skowroń, Konieczko. 2016: Związki chromu(VI) – w przeliczeniu na Cr(VI), Podstawy i Metody Oceny Środowiska Pracy, nr 2(88), s. 15–112

Starek A., Jakubowski M. 2011: Miedź i jej związki nieorganiczne – w przeliczeniu na Cu, Podstawy i Metody Oceny Środowiska Pracy, nr 2(68), s. 117–144

Strategia postępowania z komunalnymi osadami ściekowymi na lata 2019-2022 z 18 listopada 2018 r. opracowana przez Ministerstwo Środowiska

Suponik T. 2010: Górnictwo i geologia. Tom 5. Zeszyt 4. Wpływ współczynnika filtracji materiału aktywnego na skuteczność technologii PRB, Górnictwo i geologia, t. 5, z. 4. 231-243

Surgiewicz J. 2016: Cyna i jej związki nieorganiczne, Podstawy i Metody Oceny Środowiska Pracy, nr 2(88), s. 113—127

Systematyka Gleb Polski, 2011: Roczniki Gleboznawcze – Soil Science Annual, 62(3): 1–193

Szklarczyk T. 2013: Modelowanie numeryczne hydrodynamiki i transportu mas jako narzędzie do oceny i likwidacji zagrożenia wód podziemnych w zintegrowanym zarządzaniu terenami zdegradowanymi. [w:] Malina G. (red.) Rekultywacja i rewitalizacja terenów zdegradowanych, Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych Oddział Wielkopolski, Poznań, ISBN 9788389696789

Szyszkowski P. (red), 2000: Poradnik. Metody badania i rozpoznawania wpływu na środowisko gruntowo-wodne składowisk odpadów stałych. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, ISBN 8386869135

Środa K., Kijo-Kleczkowska A., Otwinowski H. 2012: Termiczne unieszkodliwianie osadów ściekowych, Inżynieria Ekologiczna Nr 28, s. 67-81

US EPA, 1986: Guidelines for Carcinogen Risk Assessment. EPA/630/R-00/004 September 1986. Risk Assessment Forum U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC. http://ofmpub.epa.gov/eims/eimscomm.getfile?p_download_id=439779

US EPA, 1999: Guidelines for Carcinogen Risk Assessment. NCEA-F-0644 July 1999 Review Draft. Risk Assessment Forum U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC. http://ofmpub.epa.gov/eims/eimscomm.getfile?p_download_id=437005

US EPA, 2005: Guidelines for Carcinogenic Risk Assessment. Risk Assessment Forum US Environmental Protection Agency, Washington DC. EPA/630/P-03/001F. https://www.epa.gov/risk/guidelines-carcinogen-risk-assessment

Wcisło E., Bronder J., Bubak A., Rodríguez-Valdés E., Gallego J. L. R. 2016: Human health risk assessment in restoring safe and productive use of abandoned contaminated sites, Environment International 94, 436–448

Werner W., 2006: Integrierte Boden- und Grundwassersanierung mit dem OSBO-Verfahren. GKU GmbH, Berlin

Witkowski A., J., Rubin H., Rubin K., Kowalczyk A. 2005: Rejon składowisk odpadów Zakładów Chemicznych w Tarnowskich Górach - obszar kompleksowych badań nad zanieczyszczeniem wód podziemnych. Hydrogeologia obszarów zurbanizowanych i uprzemysłowionych, str. 165-180

Wychowaniak D. 2013: Migracja zanieczyszczeń w rejonie starego składowiska odpadów z pionową przesłoną przeciwfiltracyjną. Przegląd Naukowy – Inżynieria i Kształtowanie Środowiska nr 59: 45–55 (Prz. Nauk. Inż. Kszt. Środ. 59)

Zawłocki R.: Karnoprawna ochrona środowiska naturalnego, Przegląd Prawa Karnego, nr 1, s. 127-146

Zdechlik R., Kulma R. 2009: Kilka uwag o modelowaniu filtracji wód podziemnych. Biuletyn Państw. Instytutu Geologicznego, 436: 569-574

Złotoszewska-Niedziałek H. 2007: Warunki migracji zanieczyszczeń w podłożu składowiska „Lipiny Stare" Acta Sci.Pol. Arch. 6.3: 25–34

14. Spis tabel

Tabela 1. Procesy wpływające na transport substancji w wodach 17
Tabela 2. Przykładowe szlaki narażenia w zależności od sposobu użytkowania terenu 98
Tabela 3. Kryteria powierzchni, poniżej której nie jest wymagana ocena ryzyka środowiskowego w Holandii 105
Tabela 4. Formularz pozwalający na ocenę występowania znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi lub stanu środowiska w przypadku przekroczenia dopuszczalnej zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie lub ziemi 107
Tabela 5. Analiza w wypadku braku wydanej decyzji o warunkach zabudowy i innych zobowiązań formalno-prawnych (w zależności od potrzeb) itp. 113
Tabela 6. Najważniejsze wady i zalety głównych metod remediacji 127
Tabela 7. Typowe korzyści – metody wyceny 134
Tabela 8. Kategorie kosztów z przykładami 136
Tabela 9. Kategorie korzyści z przykładami 137
Tabela 10. Kategorie kosztów niemierzalnych 139
Tabela 11. Kategorie kosztów mierzalnych doprowadzenia do oczyszczenia gruntu (opcje) 139
Tabela 12. Odpady wydobywcze wraz z wyszczególnieniem podgrup odpadów 145
Tabela 13. Odpady podlegające odzyskowi R3 i R5 149
Tabela 14. Wymagania dla odpadów wykorzystywanych do budowy dróg i autostrad 154
Tabela 15. Dopuszczalna zawartość metali ciężkich w komunalnych osadach ściekowych 178
Tabela 16. Wymagania sanitarne dla komunalnych osadów ściekowych 178
Tabela 17. Dopuszczalna zawartość metali ciężkich w wierzchniej warstwie gruntu przy stosowaniu komunalnych osadów ściekowych w rolnictwie oraz do rekultywacji gruntów na cele rolne 179
Tabela 18. Dopuszczalna zawartość metali ciężkich w wierzchniej warstwie gruntu przy stosowaniu komunalnych osadów ściekowych w rolnictwie oraz do rekultywacji gruntów na cele rolne 179
Tabela 19. Propozycje zmian w przepisach wynikające z konieczności dokonania remediacji 193

15. Spis rysunków

Rysunek 1. Przekrój hydrogeologiczny wzdłuż linii rozpływu zanieczyszczenia w rejonie miejscowości A 25
Rysunek 2. Mapa migracji zanieczyszczenia z rejonu dawnej nasycalni podkładów kolejowych w kierunku ujęcia miejskiego w miejscowości A w I poziomie wodonośnym 28
Rysunek 3. Przekrój hydrogeologiczny rejonu składowiska odpadów komunalnych w miejscowości B 30
Rysunek 4. Prognozowany przestrzenny rozkład zanieczyszczenia po 35, 50 i 100 latach od rozpoczęcia składowania 32
Rysunek 5. Schemat ideowy prowadzenia badań modelowych (Anderson i Woessner, 1991, zmodyfikowany) 92
Rysunek 6. Schemat oceny ryzyka zdrowotnego - metoda US EPA 99
Rysunek 7. Schemat integracji obszarów chemii, toksykologii i ekologii w podejściu TRIAD (zmodyfikowano za Jensen i Mesman, 2006) 104
Rysunek 8. Schemat zakresu badań odpadów wydobywczych (zmodyfikowano za Kukielska i Balcerzak, 2014) 146
Rysunek 9. Koncepcja odróżnienia odpadów od zanieczyszczonej gleby i ziemi 158
Rysunek 10. Procedura przekształcenia terenów narażonych na skutki działalności powodujących zanieczyszczenia powierzchni ziemi na tereny o innym przeznaczeniu w oparciu o ocenę znaczącego zagrożenia dla zdrowia ludzi 191

16. Załączniki

Załącznik 1

Tabela 1.1. Zestawienie listy substancji powodujących ryzyko szczególnie istotnych dla ochrony powierzchni ziemi wymienionych w załączniku nr 1 do Rozporządzenia OZPZ z zamieszczonymi w rozporządzeniu CLP wraz z klasyfikacją zagrożenia 213

Załącznik 2

Tabela 2.1. Porównanie dopuszczalnej zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie określonych dla głębokości 0-0,25 m ppt z wartościami docelowymi i interwencyjnymi na Liście Holenderskiej dla gleby i wód podziemnych 253

Tabela 2.2. Porównanie dopuszczalnej zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie określonych dla głębokości 0-0,25 m ppt z ekologicznymi wskaźnikami ustalonymi przez Amerykańską Agencję Ochrony Środowiska (US EPA) 258

Tabela 2.3. Porównanie dopuszczalnej zawartości substancji powodujących ryzyko w glebie określonych dla głębokości 0-0,25 m ppt z poziomami remediacyjnymi oszacowanymi na podstawie oceny ryzyka zdrowotnego 263