

Prace Naukowe Instytutu Inżynierii Ochrony Środowiska
Politechniki Wrocławskiej

79

Seria: Monografie

46

Kazimierz Grabas

**Zagrożenia środowiska na terenach
poeksploatacyjnych rud uranu
oraz ich likwidacja**

Biblioteka Główna i OINT
Politechniki Wrocławskiej



100100086850

Wrocław 2006





Scientific Papers
No. 79

Monographs

Kazimierz GR.

Engineering
No. 79

2006

CONTENTS

Abbreviations and notations	7
1. Introduction	9
2. Research objective	14
3. Bibliographic studies	21
4. Original studies	62
5. Statistical analysis of results	140
6. Analysis of results of the changes in the environment	162
7. Potential and actual hazards for the environment	170
8. Devising and implementing the methods for minimizing hazards	175
9. Recommendations concerning reclamation of the objects examined	202
10. Summary	215
11. Conclusions	227
Supplement	231
References	254
Glossary	279

Kazimierz Grabas

**Zagrożenia środowiska na terenach
poeksploatacyjnych rud uranu
oraz ich likwidacja**



Recenzenci
Henryk Greinert
Stefan Zieliński

Opracowanie redakcyjne
Alicja Kordas

Korekta
Alina Kaczak



327301 L / 1

© Copyright by Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2006

OFICyna WYDAWNICZA POLITECHNIKI WROCLAWSKIEJ
Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław

ISSN 0084-2869

Drukarnia Oficyny Wydawniczej Politechniki Wrocławskiej. Zam. nr 361/2006.

Pamięci moich Rodziców

SPIS TREŚCI

Wykaz skrótów i oznaczeń	8
1. Wprowadzenie	9
2. Przedmiot badań	14
2.1. Kryteria wyboru obiektów	14
2.2. Charakterystyka ogólna badanych obiektów	15
2.2.1. Kopalnia „Radoniów”	15
2.2.2. Staw osadowy „Kowary”	16
3. Studia literaturowe	21
3.1. Górnictwo rud uranowych i efekty pochodne w środowisku	21
3.1.1. Złoża uranu w Polsce	21
3.1.1.1. Warunki geologiczne złoża „Radoniów”	22
3.1.1.2. Charakterystyka rudy uranowej z kopalni „Radoniów”	23
3.1.2. Charakterystyka górnictwa uranowego w Polsce	24
3.1.3. Przeróbka i ekspedycja rud	25
3.1.3.1. Składowanie ubogich rud uranowych	25
3.1.3.2. Przeróbka ubogich rud uranowych	26
3.1.4. Składowanie odpadów produkcyjnych	31
3.1.4.1. Hałdy skały płonnej kopalni „Radoniów”	31
3.1.4.2. Osadnik „Kowary” i składowane odpady	31
3.1.5. Skażenia radioaktywne	50
3.1.5.1. Teren kopalni „Radoniów”	50
3.1.5.2. Staw osadowy „Kowary”	53
3.2. Biokumulacja	55
3.2.1. Biokumulacja pierwiastków śladowych w roślinach	56
3.2.2. Biokumulacja nuklidów promieniotwórczych w roślinach	58
3.3. Podsumowanie	60
4. Badania własne	62
4.1. Cel i zakres badań	63
4.2. Materiały i metody	65
4.2.1. Materiały	65
4.2.2. Metody badań	66
4.2.2.1. Ścieki, wody powierzchniowe i podziemne	66

4.2.2.2. Odpady z eksploatacji górniczej, grunty i osady	67
4.2.2.3. Materiał roślinny	69
4.2.2.4. Obliczenia statystyczne	69
4.3. Analiza stanu środowiska na badanych terenach.....	70
4.3.1. Kopalnia „Radoniów”.....	70
4.3.1.1. Zgromadzone odpady	70
4.3.1.2. Skażenia radioaktywne.....	86
4.3.1.3. Migracja pierwiastków i radionuklidów z hałdy skały płonnej	93
4.3.1.4. Flora i fauna	98
4.3.1.5. Biokumulacja pierwiastków i radionuklidów w wybranych gatunkach roślinności.....	102
4.3.2. Staw osadowy „Kowary” – składowisko odpadów produkcyjnych	110
4.3.2.1. Charakterystyka chemiczna i radiologiczna odpadów z produkcji koncentratów uranowych.....	112
4.3.2.2. Charakterystyka chemiczna i radiologiczna odpadów produkcyjnych z tzw. „okresu pouranowego”	113
4.3.2.3. Roztwory nadosadowe	115
4.3.2.4. Biokumulacja metali ciężkich i radionuklidów w materiale biologicznym pochodzącym z roztworów nadosadowych.....	117
4.3.2.5. Wymywalność jonów z gruntów antropogenicznych.....	119
4.3.2.6. Ocena skażenia gruntów i materiału roślinnego z osadnika „Kowary” i jego otoczenia.....	125
4.3.2.7. Biokumulacja metali i radionuklidów w materiale biologicznym z rejonu anomalii promieniotwórczej.....	136
5. Analiza statystyczna wyników badań	140
5.1. Ocena wskaźników mikrobiologicznych gruntów antropogenicznych	141
5.1.1. Kopalnia „Radoniów”.....	141
5.1.2. Staw osadowy „Kowary” i jego otoczenie	145
5.1.3. Zestawienie wskaźników mikrobiologicznych analizowanych obiektów przemysłowych.....	150
5.2. Analiza wpływu kompleksu sorpcyjnego na zawartość metali ciężkich i radionuklidów w roślinach	151
5.2.1. Kopalnia „Radoniów”.....	152
5.2.2. Staw osadowy „Kowary”.....	156
6. Analiza skutków przekształceń środowiska.....	162
6.1. Kopalnia „Radoniów”.....	162
6.1.1. Przekształcenia geomechaniczne.....	162
6.1.2. Przekształcenia hydrologiczne.....	163
6.1.3. Przekształcenia chemiczne	165
6.1.4. Przekształcenia fizykochemiczne	166
6.1.5. Przekształcenia biologiczne.....	166
6.2. Staw osadowy „Kowary”	167

6.2.1. Przekształcenia geomechaniczne.....	167
6.2.2. Przekształcenia hydrologiczne.....	168
6.2.3. Przekształcenia chemiczne	168
6.2.4. Przekształcenia fizykochemiczne	169
6.2.5. Przekształcenia biologiczne.....	169
7. Potencjalne i rzeczywiste zagrożenia dla środowiska.....	170
7.1. Kopalnia „Radoniów”.....	171
7.2. Staw osadowy „Kowary”.....	173
8. Opracowanie i wdrożenie metod likwidacji zagrożeń.....	175
8.1. Prace przygotowawcze poprzedzające rekultywację byłej kopalni „Radoniów”	176
8.2. Prace przygotowawcze poprzedzające rekultywację osadnika „Kowary”	176
8.2.1. Opracowanie metod usuwania metali ciężkich ze ścieków i wód nadosadowych zgromadzonych w osadniku „Kowary”	176
8.2.2. Usuwanie metali ciężkich – badania wielkolaboratoryjne	177
8.2.2.1. Charakterystyka sorbentów „Hydrosorb” i aparatura badawcza.....	178
8.2.2.2. Wyniki badań modelowych oczyszczania ścieków galwanicznych.....	179
8.2.3. Badania oczyszczania ścieków galwanicznych w skali technicznej	180
8.2.4. Koncepcja oczyszczania ścieków	182
8.2.5. Oczyszczanie ścieków i wód nadosadowych w chemicznej oczyszczalni ścieków	187
8.3. Usuwanie zanieczyszczeń węglowodorowych z osadów dennych stawu osadowego „Kowary” przez bioremediację <i>in situ</i>	187
8.3.1. Charakterystyka fizykochemiczna i mikrobiologiczna.....	188
8.3.2. Opracowanie technologii usuwania zanieczyszczeń węglowodorowych z osadów	189
8.3.2.1. Dobór bakterii zdolnych do utylizacji produktów naftowych	189
8.3.2.2. Przebieg procesu bioremediacji osadów dennych.....	191
8.4. Immobilizacja kationów metali ciężkich w osadach	194
8.4.1. Badania wymywalności jonów z osadów	194
8.4.1.1.1 Immobilizacja kationów z wykorzystaniem materiałów mineralnych.....	194
8.4.1.2. Immobilizacja na drodze wprowadzania dodatków wiążących i zestalających	195
8.4.1.3. Uzasadnienie wyboru sposobu i technologii chemicznej stabilizacji osadów powierzchniowych.....	197
8.4.2. Koncepcja chemicznej stabilizacji osadów powierzchniowych	198
8.4.3. Koncepcja izolacji stabilizowanych chemicznie osadów powierzchniowych	201
8.4.4. Koncepcja aktywnych membran.....	201

9. Zalecenia dotyczące rekultywacji badanych obiektów	202
9.1. Planowana rekultywacja terenów poeksploatacyjnych „Radoniów”	202
9.1.1. Właściwości i uwarunkowania prawne wykorzystania składowanego materiału.....	202
9.1.2. Kierunek i sposób rekultywacji	204
9.1.3. Rekultywacja przez gospodarcze wykorzystanie odpadów.....	206
9.1.4. Rekultywacja przez pozostawienie odpadów na miejscu	208
9.1.5. Prognozowane efekty rekultywacji.....	209
9.2. Staw osadowy „Kowary”	209
9.2.1. Kierunek i sposób rekultywacji	210
9.2.2. Koncepcja rekultywacji	211
9.2.3. Prognozowane efekty rekultywacji.....	213
10. Podsumowanie	215
11. Wnioski	227
Suplement	231
Literatura.....	254
Spis rysunków.....	273
Spis tabel.....	275
Słownik wybranych terminów	279

*grunty antropogeniczne, tereny poeksploatacyjne,
obiekty poprzemysłowe, rudy uranu, zagrożenia radiacyjne,
metale ciężkie, oczyszczanie ścieków przemysłowych*

Kazimierz GRABAS*

ZAGROŻENIA ŚRODOWISKA NA TERENACH POEKSPLOATACYJNYCH RUD URANU ORAZ ICH LIKWIDACJA

Przedstawiono ocenę stanu środowiska zdegradowanego na skutek przemysłowej eksploatacji i przeróbki rud uranowych. Analizę przeprowadzono dla dwóch najbardziej reprezentatywnych obiektów: hałd skały płonnej i terenów poeksploatacyjnych rud uranu byłej kopalni „Radoniów” oraz stawu osadowego „Kowary” i jego otoczenia, zawierających zdeponowane odpady z przeróbki rud uranu i odpady przemysłowe. Eksploatacja i przetwarzanie rud uranu spowodowały tu występowanie wieloczynnikowej degradacji środowiska, będącej przyczyną powstania licznych zagrożeń o charakterze bezpośrednim i pośrednim. Zagrożenia bezpośrednie wynikały z oddziaływania promieniowania jonizującego na organizmy żywe zasiedlające badany teren. Zagrożenia pośrednie związane były natomiast z możliwością migracji zanieczyszczeń w środowisku gruntowo-wodnym oraz w łańcuchu troficznym. W gruntach oraz materiale biologicznym pochodzącym z badanych terenów wykryto nadmierną koncentrację metali ciężkich oraz nuklidów promieniotwórczych. Waloryzacja stanu przyrody wykazała zmiany w składzie jakościowym i ilościowym biocenozy wodnej i glebowej, wynikające z zanieczyszczenia środowiska. Selekcja biocenozy w wodach zbiornika stawu osadowego doprowadziła do dominacji jednego gatunku glonów *Palmodyctom lobatum*. Zmiany dotyczące mikroorganizmów glebowych wpłynęły natomiast zasadniczo na przebieg procesów degradacyjnych w glebie, stały się przyczyną opóźnienia w formowaniu struktury i funkcji gleby oraz uniemożliwiły jej wykorzystanie jako podłoża dla roślin. Do zaburzenia naturalnej równowagi biologicznej doszło na terenie tzw. anomalii promieniotwórczej na skutek oddziaływania promieniowania jonizującego oraz niskiego odczynu gruntu. Uzyskane wyniki badań były podstawą do opracowania koncepcji rekultywacji obu obiektów i w znacznym stopniu umożliwiły opracowanie projektów technicznych. Na podstawie uzyskanych wyników opracowano metody likwidacji niektórych zagrożeń i wdrożono działania naprawcze. Opracowano i wdrożono metodę usuwania metali ciężkich ze ścieków i wód nadosadowych zgromadzonych w zbiorniku stawu osadowego, usuwania zanieczyszczeń węglowodorowych z osadów dennych stawu osadowego oraz metodę chemicznej stabilizacji osadów powierzchniowych. Wdrożenia te stanowiły ważne elementy umożliwiające rozpoczęcie prac rekultywacyjnych stawu osadowego „Kowary”.

* Wydział Inżynierii Środowiska, Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska, 53-370 Wrocław, Wybrzeże Wyspiańskiego 27.

WYKAZ SKRÓTÓW I OZNACZEŃ

Związki chemiczne, metody analityczne, parametry biologiczne i technologiczne

AAS	– atomowa spektrometria absorpcyjna
AD	– aktywność dehydrogenazowa, $\mu\text{g TF/g gleby/24 h}$
AKT	– amid kwasu tiooctowego
BCF	– (ang. <i>BioConcentration Factor</i>) współczynnik biokoncentracji
BTEX	– węglowodory aromatyczne: benzen, toluen, etylobenzen, ksyleny, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$
BZT	– biologiczne zapotrzebowanie na tlen, $\text{mg O}_2\cdot\text{dm}^{-3}$
C	– punkt poboru próbek ciekłych
c	– stężenie, $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$
ChZT	– chemiczne zapotrzebowanie na tlen, $\text{mg O}_2\cdot\text{dm}^{-3}$
DAP	– nawóz azotowo-fosforowy
DTM	– (ang. <i>Digital Terrain Model</i>) cyfrowy model terenu
f	– wskaźniki aktywności
GC	– chromatografia gazowa
H_w	– kwasowość wymienna (H^+ , Al^{3+}), $\text{cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$
H_h	– kwasowość hydrolityczna (potencjalna), $\text{cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$
$H^*(d)$	– przestrzenny równoważnik dawki promieniowania gamma, Sv
ICP-AES	– atomowa spektrometria emisyjna ze wzbudzeniem plazmowym
jtK	– jednostki tworzące kolonie
LLD	– dolne granice detekcji
NORM	– (ang. <i>normally occurring radioactive materials</i>) materiały promieniotwórcze występujące w sposób naturalny
NPL	– najbardziej prawdopodobna liczba (np. bakterii)
ppt	– poniżej poziomu terenu, m
PWK _r	– pojemność wymiany kationów (rzeczywista), $\text{cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$
PWK _{pot}	– pojemność wymiany kationów (potencjalna), $\text{cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$
R	– stopień usunięcia kationu ze ścieku, %
r	– współczynnik korelacji
S	– suma zasad wymiennych w glebie, $\text{cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$
S	– stężenia izotopów promieniotwórczych, $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$
s.m.	– suchej masy
SW	– szkło wodne
TF	– trójfenylofurazon
TPH	– (ang. <i>total petroleum hydrocarbon</i>) suma węglowodorów naftowych
V_w	– stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami o charakterze zasadowym, %
WD-XRF	– fluorescencyjna spektrometria rentgenowska
WP	– wapno suchogazzone
Inne	
CLOR	– Centralne Laboratorium Ochrony Radiologicznej w Warszawie
IAEA	– (International Atomic Energy Agency) Międzynarodowa Agencja Energii Atomowej w Wiedniu
IBJ	– Instytut Badań Jądrowych
ICHiTJ	– Instytut Chemii i Techniki Jądrowej w Warszawie
IMP	– Instytut Medycyny Pracy im. prof. dr. med. Jerzego Nofera
PAA	– Państwowa Agencja Atomistyki w Warszawie
PIG	– Państwowy Instytut Geologiczny w Warszawie
WICHiR	– Wojskowy Instytut Chemii i Radiometrii w Warszawie
ZP-R1	– Zakłady Przemysłowe R-1 w Kowarach

1. WPROWADZENIE

Odkrycie w 1939 roku przez Otto Hahna i Fritza Strassmanna rozszczepienia jądra atomowego oraz względy natury politycznej po II wojnie światowej („wyścig zbrojeń”, okres „zimnej wojny”) uczyniły uran ważnym surowcem strategicznym i energetycznym. Rywalizacja mocarstw i sytuacja polityczna na świecie wpłynęły na bardzo gwałtowny rozwój górnictwa i przerobu rud uranowych, spowodowały też blokadę informacyjną dotyczącą uranu i energii jądrowej. Poszukiwania, zasoby, wydobywanie i przeróbka uranu objęte zostały na całym świecie ścisłą tajemnicą państwową. Związek Radziecki prowadził prace poszukiwawcze i eksploatacyjne w krajach tzw. „bloku wschodniego”, w tym również w Polsce. Utajniając wszelkie prace, nadano im charakter specjalny, co skutkowało tym, że całość prac poszukiwawczych i eksploatacyjnych w Polsce w latach 1948–1956 prowadzona była pod nadzorem radzieckiej administracji i kadry inżynierjno-technicznej. Prace te obejmowały poszukiwania i eksploatację rud uranu w istniejących kopalniach rud metali oraz budowę nowych kopalń, w których wydobywano tylko rudy uranowe. W polskich archiwach brak jest materiałów źródłowych z tego okresu. Zasadnicza wiedza dotycząca lat 1948–1956 czerpana jest ze źródeł, które powstały później [3, 261–264].

Działalność górnicza i przeróbcza powoduje utworzenie tzw. terenów poprzemysłowych, ujawniając dwa rodzaje oddziaływań na środowisko glebowe, które Skawina i Strzyszc [207, 225] oraz Chwastek i inni [32] klasyfikują jako oddziaływanie bezpośrednie i pośrednie. Do oddziaływań bezpośrednich zaliczono budowę hałd, odkrywek, zwałowisk, otworów eksploatacyjnych – są to więc takie, które sprowadzają się do zmiany powierzchni glebowej na powierzchnię antropogeniczną. Zgodnie z tym podziałem, w przypadku obiektów pozostawionych po eksploatacji rud uranowych, do oddziaływań bezpośrednich należy zaliczyć liczne sztolnie, szyby, wyrobiska oraz formy bezglebowych nieużytków, takich jak hałdy skał płonnych i ubogich rud [3, 11, 66, 67, 70, 166, 168–170, 207, 230, 232, 261], osadnik odpadów z produkcji koncentratów uranowych „Kowary” [19, 20, 66, 166]. Oddziaływania pośrednie natomiast, będące rezultatem działalności górniczej, związane są z niezamierzonymi skutkami, której przejawami są skażenia wpływające na glebę, wodę i roślinność, powstawanie zapadlisk, osuwisk, wypiętrzeń, osuszeń i zawodnień znacznych areałów obszarów leśnych i upraw rolniczych [32, 207, 225].

Górnictwo – ogólnie jako gałąź przemysłu wydobywczego i przetwórczego – przez gospodarowanie zasobami naturalnymi wpływa na równowagę ekologiczną. Środowisko naturalne w rejonach eksploatacji i przeróbki rud ulega wielu przekształceniom [32, 207, 225]. Jak podaje Bender [14], rolniczą i leśną przestrzeń produkcyjną zajmują antropogeniczne twory, takie jak: hałdy, zwałowiska, osadniki, wyrobiska i wysypiska. Zgodnie z klasyfikacją zjawisk spowodowanych przez przemysł wydobywczy w środowisku glebowym opracowaną przez Skawinę [207], a zinterpretowaną i rozwiniętą przez Strzyszcza [224, 225], wyróżniane są przekształcenia: geomechaniczne, hydrologiczne, chemiczne, fizykomechaniczne, termiczne prowadzące do zmian równowagi środowiska przyrodniczego [207, 225].

Eksploatacja rud uranu w Polsce prowadzona była systemem podziemnym z zawałem albo podsadzką hydrauliczną lub suchą [3]. Odkryte złoża uranowe, ze względu na czynniki geologiczne i organizacyjne, były jednocześnie rozpoznawane, udostępniane i obudowywane [3, 261, 264].

Przyjmując klasyfikację Skawiny [207], przy takim systemie eksploatacji złóż uranu, autor uważa, że należy w niej uwzględnić elementy narażenia radiacyjnego. Typy przekształceń środowiska według Skawiny [207] z uzupełnieniami autora:

- geomechaniczne – których przyczyną były roboty górnicze i geologiczne, budowlane i inżynierskie oraz składowanie odpadów górniczych powodujące zmiany w ukształtowaniu rzeźby terenu, niszczenie pokrywy glebowej i tworzenie terenów bezglebowych, zmiany w strukturze użytkowania,
- hydrologiczne – polegające na zmianie stosunków wodnych w powierzchniowej warstwie terenu i w masywie skalnym, powodujące pogorszenie jakości wód płytkich i horyzontów wodonośnych, pogorszenie gospodarki wodnej gleb,
- chemiczne – związane z: niezamierzonym rozprzestrzenianiem i wprowadzeniem do wód i gleby substancji chemicznych i radioaktywnych, aktualnie lub potencjalnie biologicznie szkodliwych, emisją gazów, w tym radioaktywnego radonu, radioaktywnie i chemicznie aktywnych pyłów,
- fizykochemiczne, związane z pyłami i aerozolami, w tym promieniotwórczymi, emitowanymi do atmosfery (krótko życiowe produkty rozpadu ^{222}Rn łączą się z pyłem, tworząc aerozole promieniotwórcze) oraz zanieczyszczeniem wód zawiesiną (zrzuty wód kopalnianych), powodujące zmiany składu i właściwości powietrza, wód i gleb.

Nową propozycję klasyfikacji wszystkich możliwych, negatywnych dla środowiska naturalnego i antropogenicznego skutków działalności górniczej, obejmującej fazę eksploatacji złoża (metodą podziemną, odkrywkową lub otworową) oraz fazę przeróbki kopaliny, przedstawił Ostrowski [159]. Dominującymi rodzajami negatywnych skutków w środowisku są przekształcenia:

- geomechaniczne,
- hydrogeologiczne,
- hydrologiczne,
- powietrza,

- gruntów i gleb,
- szaty roślinnej,
- obiektów budowlanych.

Spośród wymienionych przekształceń jako pierwotne Ostrowski wymienia przekształcenia^{*}: geomechaniczne, hydrogeologiczne, hydrologiczne oraz powietrza, pozostałe natomiast uważa za wtórne.

Przekształcenie środowiska naturalnego w wyniku eksploatacji i przeróbki rud uranowych spowodowało zniszczenie terenów oraz zmiany w ich funkcjonowaniu. Przyjmując interpretację Siuty [203–205], należy stwierdzić, że zasadniczą tego przyczyną były wystąpienia wieloczynnikowej, przemysłowej degradacji środowiska. Do głównych form tej degradacji należy zaliczyć zniekształcenia: struktury ekologicznej, chemizmu gleb i roślin, budowy gruntu i rzeźby terenu, stosunków gruntowo-wodnych oraz wilgotnościowych.

Proces eksploatacji i przeróbki rud uranu przyczynił się do powstania odpadów o stosunkowo dużej koncentracji uranu [158, 169, 223, 230], co spowodowało wtórne wprowadzenie do środowiska przyrodniczego naturalnych radioizotopów oraz doprowadziło do skażenia wód podziemnych [169, 223] i powierzchniowych [2, 164].

Odpady, ze względu na sposób powstawania, autor podzielił na dwie grupy. Grupa pierwsza to odpady górnicze powstałe w trakcie procesu eksploatacji i sortowania uranu. Stanowią one mieszaninę skał płonnych wydobywaną przy pracach udostępniających i wydobywczych, zanieczyszczoną fragmentami skał zawierających uran [169]. Chociaż, jak podaje Adamski, *Materiał ten zwykle nie posiada okruchów rudy uranowej, ponieważ żyły rudne posiadają ostre granice i skały otaczające żyłę nie zawierają uranu* [232]. Niezaprzeczalnym jednak faktem jest występowanie w materiałach odpadowych radionuklidów i podwyższonej mocy dawki promieniowania jonizującego w stosunku do tła [93–95, 158, 166, 169–171, 223, 230].

Drugą grupę stanowią tzw. odpady przerobcze, pochodzące z produkcji koncentratów uranowych z ubogich rud uranowych. Tworzy je głównie szlam, składający się z wytrawionej, drobnoziarnistej rudy uranowej, odcieków produkcyjnych, siarczanu wapnia, nadmiarowych ilości reagentów i produktów ubocznych.

Odpady pierwszej grupy kierowano na zwały kamienne, natomiast drugiej do – wybudowanego w miejscu przerobu ubogich rud – stawu osadowego „Kowary”.

Powstanie nadpoziomowego składowiska odpadów górniczych i przerobczych, w wyniku technicznej zabudowy i składowania ich na powierzchni, spowodowało degradację powierzchni glebowych i trwałą formę degradacji struktury ekologicznej.

Przekształcenia te w sposób synergiczny oddziaływały na komponenty środowiska przyrodniczego i wywoływały przeobrażenia w świecie roślinnym, zwierzęcym i ludzkim (tzw. łańcuchu troficznym).

^{*} Objaśnienia i definicje terminów podano w „Słowniku wybranych terminów” na końcu monografii.

Badaniem przekształconych i zdegradowanych przez przemysłową i gospodarczą działalność terenów oraz opracowaniem i wdrażaniem zabiegów technicznych umożliwiających przywrócenie terenowi lub obiektowi przypisanych, użytkowych funkcji gospodarczych i przyrodniczych zajmuje się rekultywacja.

Rekultywacja jest definiowana 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 [240].

Bender i Gilewska przedstawili inną definicję rekultywacji, według której: *Rekultywacja jest zespołem czynności inżynierskich i agrotechnicznych oraz procesów biogeochemicznych, kształtujących nową i jednocześnie pożądaną strukturę biocenotyczną industrioziemnej gleby. Jest to zorganizowane współdziałanie czynników abiotycznych i biotycznych umożliwiających w możliwie krótkim czasie i przy zaangażowaniu możliwie najmniejszych środków, wytworzenie z gruntu-skały produktywnej gleby* [15]. Rekultywacja uznana została za proces, a nie jednorazową czynność i wiodącą rolę w przytaczanych procesach wyznaczono czynnikowi antropogenicznemu [15].

Siuta i Kucharska przyjmują, że rekultywacja to: *przywrócenie wartości użytkowych środowisku przyrodniczemu zdegradowanemu (zdewastowanemu) przez gospodarczą i bytową działalność człowieka, powodzie, masowe ruchy ziemi i pożary, rozumiane jako: przywrócenie użyteczności obszarowej o złożonej strukturze przestrzennej (np. terenowi górniczemu), przywrócenie użyteczności określonego gruntowi lub zbiornikowi wodnemu, odtworzenie lub ukształtowanie gleby i szaty roślinnej na terenie zdegradowanym przez zanieczyszczenia przemysłowe, przesuszenie gruntów, wyjątkowanie gleb ze składników pokarmowych i niekorzystny odczyn. Przez rekultywację określają też ukształtowanie właściwości gruntu, rzeźby terenu i stosunków wodnych tak, aby dany teren mógł spełniać swoje funkcje ekologiczne i gospodarcze* [203].

Według tak przyjętej definicji, rekultywacji wymagają wszystkie grunty i wody śródlądowe, które utraciły częściowo lub całkowicie wartości użytkowe – wyrobiska pokopalniane, zwałowiska odpadów przemysłowych i miejskich, stawy osadowe, górnicze niecki osiadania, strefy degradującego działania zanieczyszczeń wydzielanych do środowiska, silnie zanieczyszczone zbiorniki i ciekły wodne, grunty rozmyte i namyte przez wodę, gleby o naruszonej równowadze jonowej i zanieczyszczone substancjami toksycznymi [203]. Regulacje prawne dotyczące rekultywacji i zagospodarowania gruntów odnoszą się wyłącznie do zanieczyszczonej gleby i gruntów oraz procedur jej przeprowadzenia i obejmują trzy ustawy: Prawo ochrony środowiska [240], Prawo geologiczne i górnicze [245], O ochronie gruntów rolnych i leśnych [244]. Wymienione regulacje prawne w odniesieniu do rekultywacji dotyczą tylko tych terenów i gruntów, które przed rozpoczęciem działalności przemysłowej były gruntami rolnymi lub leśnymi [15, 65].

W prawodawstwie polskim dostrzega się obecnie brak przepisów odnoszących się do terenów poprzemysłowych określanych jako zdegradowane, nieużytkowane lub nie

w pełni wykorzystane, a przeznaczone pierwotnie pod działalność gospodarczą, która została zakończona, i na których zanieczyszczenia rzeczywiste i potencjalne są obecne lub mogą wystąpić w stopniu ograniczającym możliwości rozwoju i (lub) przywrócenia im funkcji gospodarczych [180, 258]. Do takich terenów – rozumianych jako nieruchomości, na którą składają się powierzchnia ziemi oraz naturalne i sztuczne pokrycie powierzchni ziemi, w tym roślinność, przyroda nieożywiona, obiekty budowlane, infrastruktura techniczna – zaliczamy np. stare składowiska odpadów przemysłowych i komunalnych, zdewastowaną infrastrukturę techniczną i budynki poprzemysłowe. Tereny te wymagają rekultywacji ze względu na zagrożenie dla zdrowia ludzi i środowiska oraz niewielką efektywność gospodarczą [258].

Stan wiedzy dotyczącej terenów poprzemysłowych związanych z górnictwem uranowym, a szczególnie zagrożeń środowiska przez promieniowanie jonizujące, jest w Polsce niezadowalający. Nie ma do tej pory pełnej ich inwentaryzacji oraz oceny skutków przekształceń środowiska powstałych w wyniku działalności górniczej i przemysłowej. Jest to spowodowane obowiązującą przez wiele lat klauzulą tajności, obejmującą problematykę uranową, znacznymi kosztami i skomplikowaną interpretacją wyników badań [138] oraz obowiązującymi jeszcze do roku 2000 uregulowaniami prawnymi [208]. Eksploatacja i przeróbka rud uranowych wytworzyła tzw. odpady typu NORM (ang. *normally occurring radioactive materials*) – materiały występujące w sposób naturalny, stanowiące źródło zagrożenia dla środowiska, w tym – ze względu na promieniowanie alfa oraz gamma – także radiacyjne. W odczuciu społecznym obawa i lęk przed promieniowaniem – wobec braku rzetelnej informacji w przeszłości – wiąże się jeszcze z syndromem Hiroszimy i Nagasaki oraz Czarnobyla [84]. Niezmiernie ważne wydaje się dokonanie dokładnego rozpoznania problemu na przykładowych obiektach, w których występowały oba wymienione rodzaje odpadów. Uzyskane wyniki badań mogą stanowić podstawę do kompleksowego rozwiązania problemów środowiskowych pozostawionych obiektów „pouranowych” na terenie Dolnego Śląska.

2. PRZEDMIOT BADAŃ

2.1. KRYTERIA WYBORU OBIEKTÓW

Do badań i szczegółowych analiz wybrano dwa najbardziej reprezentatywne, zdegradowane tereny poprzemysłowe, stanowiące pozostałość po funkcjonującym 25 lat w Polsce górnictwie uranowym, obejmujące:

- teren poeksploatacyjny byłej kopalni rud uranu „Radoniów”,
- staw i otoczenie stawu osadowego „Kowary”, zawierające składowane niskoaktywne odpady z przeróbki ubogich rud uranu, głównie z kopalni „Radoniów”, oraz odpady przemysłowe.

Obiekty te różniły się zasadniczo stopniem degradacji środowiska oraz rodzajem prowadzonej działalności przemysłowej.

Wyboru terenów badawczych, zdegradowanych kopalnictwem rud uranu i przeróbką ubogich rud uranowych, dokonano z uwzględnieniem następujących aspektów:

- ekologicznego – zagrożenia i stopnia szkodliwości dla środowiska oraz ochrony obszarów cennych przyrodniczo i krajobrazowo,
- poznawczego – brak aktualnie wiarygodnej i pełnej wiedzy o terenach zdegradowanych tym rodzajem działalności,
- gospodarczego – przydatności badań pod kątem ich przyszłego wykorzystania (zmniejszenie obszarów degradacji przemysłowej, zagospodarowanie odpadów, możliwości i kierunki ich wykorzystania, rekultywacja obiektów, rewitalizacja terenów poprzemysłowych),
- prawnego (ustalenia w planie zagospodarowania przestrzennego, spełnienie stosownych przepisów i norm np. w zakresie wymagań dotyczących zawartości izotopów promieniotwórczych, przydatności do wbudowania odpadów w nasypy i podbudowę dróg),
- społecznego – ograniczenia ryzyka zdrowotnego, dostarczenia lokalnej społeczności rzetelnych informacji o zdegradowanych obiektach znajdujących się na ich terenie i o stwarzanych przez te obiekty zarówno potencjalnych, jak i rzeczywistych zagrożeń oraz możliwości ich eliminacji.

2.2. CHARAKTERYSTYKA OGÓLNA BADANYCH OBIEKTÓW

2.2.1. KOPALNIA „RADONIÓW”

Kopalnia „Radoniów” była w latach 1953–1963 podziemną kopalnią rud uranowych i podlegała Zakładom Przemysłowym R-1 w Kowarach (rys. 1). Eksploatację rudy prowadzono szybami do poziomu –555 m. Na poszczególnych poziomach wykonano 22 728 m wyrobisk poziomych i 990 m wyrobisk pionowych. Wydobyto ogółem 344 803 kg uranu w rudzie i zwałowano 118 435 m³ skały płonnej [3].

Z danych Powiatowego Ośrodka Dokumentacji Geodezyjnej i Kartograficznej w Lwówku Śląskim wynika, że do granic obszaru zajętego przez kopalnię przylegają pola uprawne o IV i V klasie bonitacyjnej gruntów. Należy domniemywać, że teren zajęty pod budowę kopalni to również były grunty orne należące do IV i V klasy bonitacyjnej [114].

Kopalnia, do czasu likwidacji, funkcjonowała na powierzchni terenu jako typowy zakład górniczy, posiadając dwa szyby eksploatacyjne, dwa szyby wentylacyjne, szybiki rozpoznawczo-eksploatacyjne, wieże wyciągowe, zabudowania pomocnicze, drogi dojazdowe i place składowe, warsztat naprawczy, składowiska skały płonnej i rudy ubogiej, pas ochronny. Po eksploatacji złóż pozostawiono trzy hałdy: dwie hałdy rudy ubogiej i jedną hałdę skały płonnej (patrz rys. 2.).

W chwili zakończenia eksploatacji rud uranu, hałda skały płonnej zajmowała powierzchnię około 2,5 ha [166, 169] i – według przeprowadzonej ewidencji hałd, składowisk i osadników – zawierała 520 tys. ton odpadów górniczych [213].

Podczas prowadzenia odbudowy rud ubogich, rudy dzielono na dwa gatunki i składowano na zwałowiskach zgodnie z tym podziałem. Wysokości hałd w najwyższym punkcie wynosiły: 24,64 i 34,76 m, przy kącie pochylenia zboczy od 30 do 40°. Na hałdach zgromadzono około 115 tys. ton rudy ubogiej przerobionej w latach 1968–1972 w Kowarach na koncentrat uranowy [3, 174, 264].

W roku 1963, wskutek wyczerpania się złoża, kopalnia została zamknięta i wykreślona z rejestru. Łączna powierzchnia zajmowana przez kopalnię wynosiła 6,85 ha.

Zagospodarowanie terenu

Po zamknięciu kopalni obiekty kopalniane rozebrano, szyby zasypano skałą płonną. Z hałd rudy ubogiej w miejscach składowania pozostały fragmenty [114].

W roku 1974 na terenie byłej kopalni uruchomiono ze skały płonnej produkcję kruszywa budowlanego, którą zlikwidowano w roku 1987 [90]. W wyniku eksploatacji hałda utraciła swój pierwotny kształt.

Przeróbka skały płonnej polegała na rozdrabnianiu, przemywaniu i rozdzielaniu materiału na poszczególne frakcje. Podziarno z przemywania kruszywa, w postaci zawiesiny ciała stałego w wodzie (ok. 200 kg·m⁻³ wody i uziarnieniu do 2 mm), składowano w odstojniku dwukomorowym, położonym w pobliżu hałdy. W zbiorniku górnym następowała

sedymencja osadów, a w dolnym klarowanie wody i sedymencja odpadów ilastych [90]. Z zawartości odstożnika, znajdującego się po wschodniej stronie hałdy, budowano tzw. „hałdę piaskową”, składającą się z drobnego piasku przemieszanego w wielu miejscach z iłami. Część tych odpadów w postaci zawiesiny włączano do wyrobisk górniczych, zużywając je do podsadzania szybów 8., 9. i szybu wentylacyjnego. W ten sposób teren kopalni został zabezpieczony przed szkodami górniczymi [3, 90]. Sytuację zagospodarowania terenu po zaprzestaniu eksploatacji złoża uranu przedstawiono na rysunku 2.

Położenie geograficzne

Kopalnia „Radoniów” znajdowała się w północno-wschodniej części Radoniowa, wsi położonej w gminie Lubomierz, powiat Lwówek Śląski. Współrzędne geograficzne: 15°28'54" długości wschodniej i 51°00'16" szerokości północnej. Radoniów jest wsią łańcuchową o rozproszonej zabudowie, położoną na Wzgórzach Radoniowskich, wzdłuż drogi łączącej Gryfów Śląski z Jelenią Górą (droga krajowa nr 356, według starego oznakowania nr 30), w dolinie bezimiennego dopływu Młyńskiej Strugi, na wysokości 342–390 m n.p.m., u podnóża góry Głębiec (421,5 m n.p.m.).

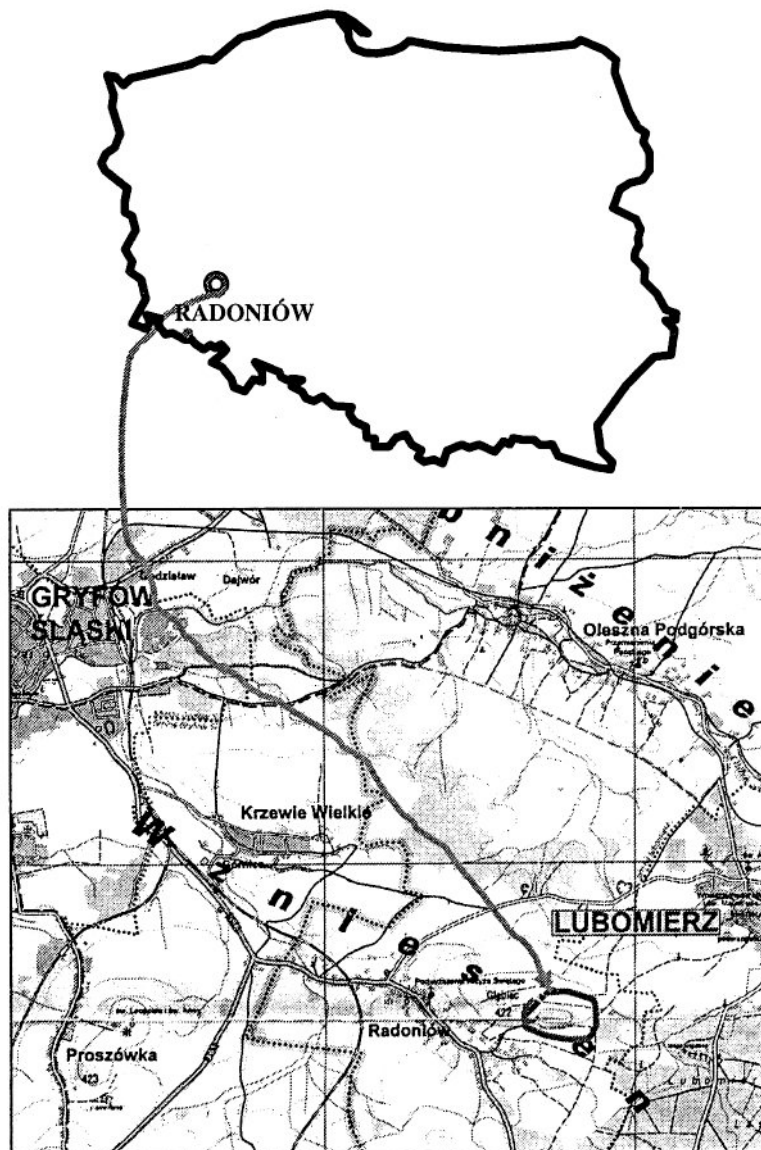
Kopalnia rud uranu zajmowała działki 366/4, 366/5, 366/6, 366/7, obręb 0011 Radoniów, arkusz 1, o łącznej powierzchni 6,8538 ha. Teren kopalni leży około 700 m na północ od drogi nr 356 oraz 350 m od najbliższych zabudowań. Najbliższa stacja kolejowa – Gryfów Śląski, na linii Jelenia Góra – Zgorzelec, znajduje się w odległości 5 km od terenów kopalni.


2.2.2. STAW OSADOWY „KOWARY”

Staw osadowy wybudowano na terenie byłej kopalni „Wolność”, poza rejonem eksploatacji i poza głównymi wyrobiskami wydobywczymi, z wyjątkiem odwodnieniowej sztolni „Jedlica”, która przebiega od kilku do kilkunastu metrów poniżej południowego obwałowania stawu (rys. 3), [3, 112, 129, 130, 135, 161].

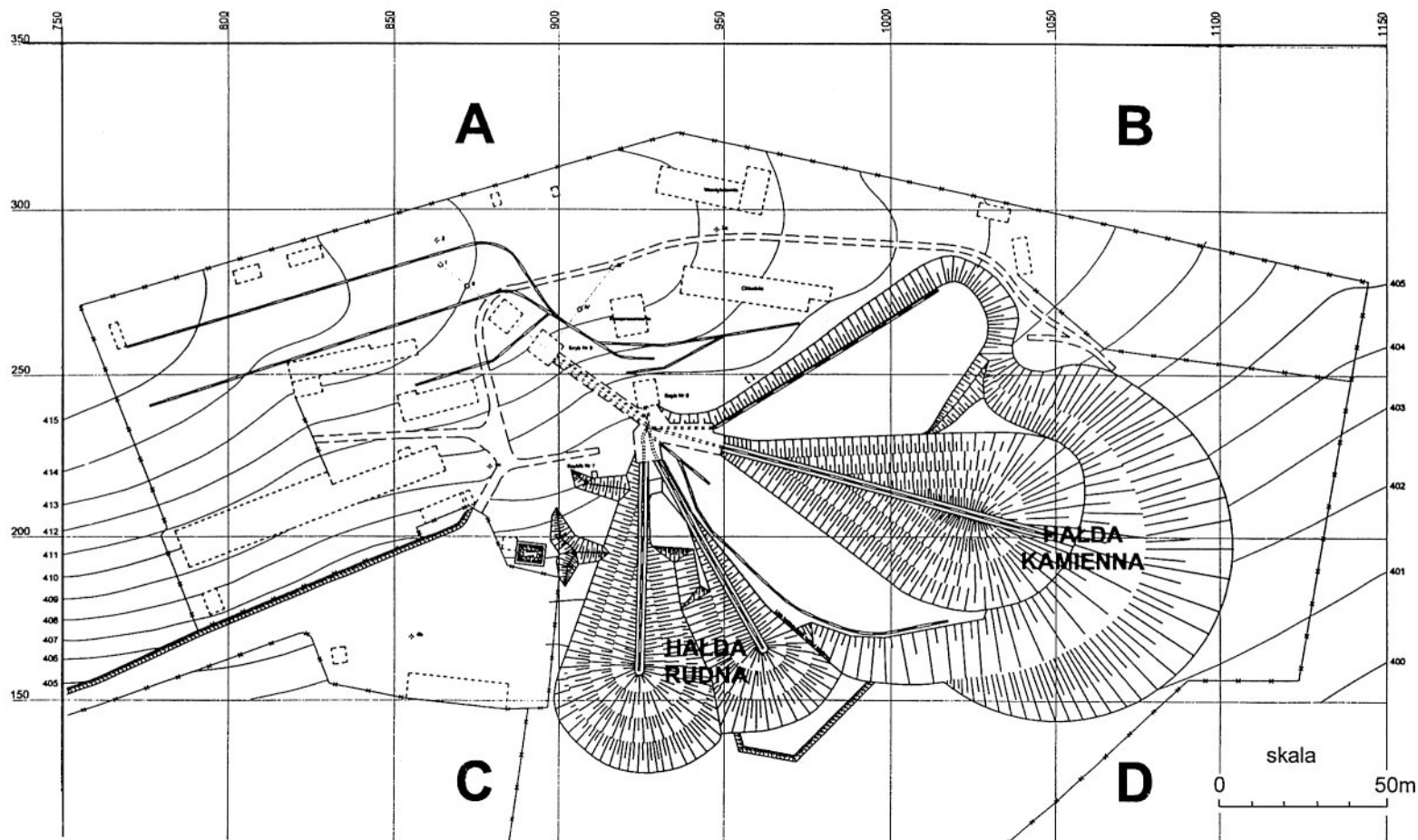
Decyzje lokalizacji zakładu przerobu rud uranowych na terenie likwidowanej kopalni oraz projekt zakładu, poza dostępną, pełną infrastrukturą przemysłową, uzbrojeniem terenu i kadra, zakładały, że istotnym argumentem przesądającym o wybudowaniu „basenu sedymencyjnego” na terenie starych hałd była możliwość odprowadzania skażonych ścieków do rozległych wyrobisk starej kopalni, a odpadów stałych na hałdy [264].

Struktura odpadów zgromadzonych w osadniku jest zróżnicowana, przeważa materiał drobnoziarnisty, barwy żółtawosiwej, stanowiący zmieloną do frakcji 0,2 mm rudę po procesie ługowania, oraz siarczan wapnia, powstały w wyniku neutralizacji kwasu siarkowego wapnem. W mniejszej ilości występują w zbiorniku odpady z przerobu zwałów kopalnianych na tłuczeń i grysy. Z okresu późniejszego pochodzą odpady z produkcji doświadczalnej, głównie hydrometalurgicznej i galwanicznej, oraz ścieki bytowe. Osad składowany w niszy stawu odpowiada uziarnieniem piaskom pylastym oraz pyłom piaszczystym i ma konsystencję miękkoplastyczną. W obrębie plaż występują osady odpowiadające piaskom średnim i drobnym [20].



 – teren byłej kopalni „Radoniów”

Rys. 1. Położenie kopalni „Radoniów”, skala 1:25000
Fig. 1. Location of the “Radoniów” mine, scale of 1:25000



Rys. 2. Mapa zagospodarowania terenu kopalni „Radoniów” przed jej zamknięciem [174]
 Fig. 2. Map of the site planning of the “Radoniów” mine before its closing down [174]



Rys. 3. Położenie stawu osadowego „Kowary”, skala 1:50 000
Fig. 3. Location of the “Kowary” tailing pond, scale of 1: 50 000

Omawiany staw osadowy jako budowla hydrotechniczna nie miał klasycznego uzbrojenia przewidzianego dla tego typu obiektów, umożliwiającego regulację poziomu wody nadosadowej i opadowej w basenie składowania [18].

Położenie geograficzne

Staw osadowy „Kowary” położony jest w Kowarach (Sudety Zachodnie), powiat Jelenia Góra, województwo dolnośląskie. Zlokalizowany został pomiędzy ulicami Wiejską i Rejtana (droga państwowa nr 367 w kierunku Wałbrzych – Kamienna Góra) na prawym brzegu doliny Jedlicy (położony na działce nr 389, obręb 4.). Zgodnie z *Planem ogólnym zagospodarowania przestrzennego Kowar* działka jest oznaczona symbolem 31 ZN w jednostce strukturalnej „D”. Był to teren hałd pourazowych, z ustaloną koniecznością dozoru radiologicznego. Obiekt zajmuje teren o powierzchni około 2 ha, który do roku 1972 stanowił obszar należący do Zakładów Przemysłowych R-1. W roku 1972 obiekty i teren – decyzją pełnomocnika Rządu ds. wykorzystania energii jądrowej oraz ministra nauki, szkolnictwa wyższego i techniki – przekazany został Politechnice Wrocławskiej [259].

3. STUDIA LITERATUROWE

W niniejszej pracy korzystano z archiwaliów zgromadzonych w: Wyższym Urzędzie Górniczym w Katowicach, Państwowym Instytucie Geologicznym w Warszawie (PIG), PAA-Biuro Obsługi Roszczeń b. Pracowników Zakładów Przemysłowych R-1 w Jeleniej Górze, Instytucie Chemii i Techniki Jądrowej w Warszawie, Archiwum Politechniki Wrocławskiej, prywatnych zbiorach mgra inż. Władysława Adamskiego – byłego głównego geologa, głównego inżyniera i ostatniego dyrektora ZP R-1. Jednocześnie korzystano z prac publikowanych w literaturze fachowej krajowej i zagranicznej, obejmującej m.in.: geologię złóż uranu, mineralogię, charakterystykę środowiska glebowego, charakterystykę zanieczyszczeń środowiska gruntowo-wodnego metalami ciężkimi i radionuklidami, radioaktywność środowiska geologicznego i antropogenicznego, technologii i procesy produkcji koncentratów uranowych.

3.1. GÓRNICTWO RUD URANOWYCH I EFEKTY POCHODNE W ŚRODOWISKU

3.1.1. ZŁOŻA URANU W POLSCE

W przyrodzie uran występuje m.in. w następujących minerałach: blendzie smolistej – U_3O_8 (synonimy: nasturan, pechblend, blend smolista, pichblend, smółka), uranie – UO_2 , karnotycie – $K_2(UO_2)_2 \cdot V_2O_8 \cdot 3H_2O$, torbenicie – $Cu(UO_2)_2(PO_4)_2 \cdot 12H_2O$ [210]. Minerały uranowe rzadko tworzą bogate agregaty rudne, tworząc najczęściej złoża, czyli nagromadzenie minerałów o takim stopniu koncentracji, które pozwala na ich opłacalną eksploatację [78, 142]. W Polsce przyjął się również termin „ruda”, którym określa się naturalne zbiorowisko minerałów zawierających metale w dostatecznie dużej koncentracji, aby ich eksploatacja była opłacalna [5, 142].

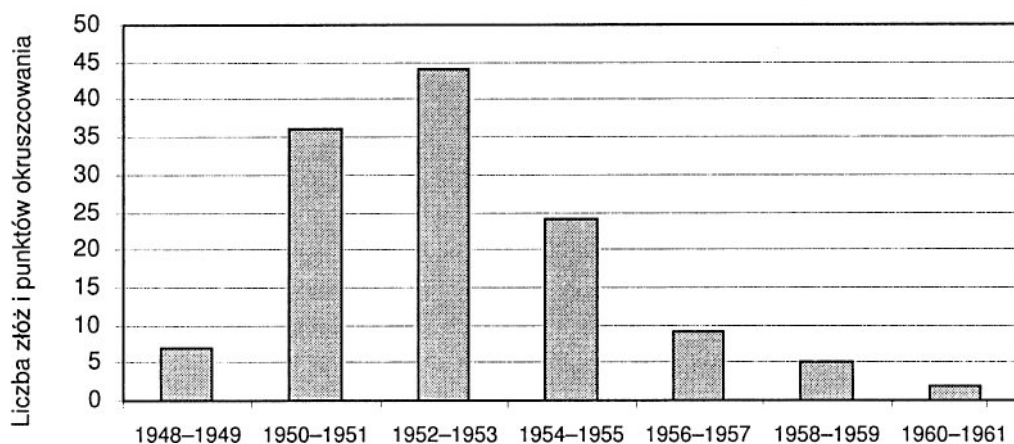
W Polsce znane są złoża o różnym składzie mineralogicznym i dzielą się one na dwie genetyczno-strukturalne grupy [1, 3, 12, 54, 256]:

- złoża żyłowe pochodzenia hydrotermalnego,
- złoża osadowe typu pokładowego.

Złoża rud uranowych tworzyły się zwykle w procesach hydrotermalnych przebiegających w temperaturze poniżej 250 °C.

Najważniejszymi złożami są: „Wolność”, „Podgórze”, „Miedzianka”, „Mniszków”, „Radoniów”, „Wleń”, „Wojcieszyce”, „Kletno”, „Grzmiąca”, „Okrczeszyn”, „Dziećmirowice”, „Kozice”, „Staszic” w Rudkach k. Słupi Nowej [3, 4, 139, 145, 146, 156, 157, 166, 169, 170, 173, 206, 231, 264].

Wykrywanie złóż w poszczególnych latach w Polsce, w okresie prowadzenia na szeroką skalę prac poszukiwawczych, przedstawiono na rysunku 4.



Rys. 4. Wykrycie złóż i punktów okruszcowania uranowego w Polsce w latach 1948-1961 [256]

Fig. 4. Uranium mineralization points and uranium ore deposits discovered in Poland within the period of 1948-1961 [256]

3.1.1.1. WARUNKI GEOLOGICZNE ZŁOŻA „RADONIÓW”

„Radoniów” jest to złożo czysto uranowej formacji, związane ze strefą naruszeń tektonicznych, przebiegającą wzdłuż stromo zapadającego bloku różowych ortognejsów, należących do gnejsowo-łupkowej formacji Gór Izerskich. Odkryte w roku 1952 złożo miało sztokwerkowy charakter [3, 206, 232, 264]. W latach 1953-1963 wydobyto z niego łącznie 345 ton uranu w rudzie [3].

Ruda ze złoża „Radoniów” należy do hydrotermalnych o nieregularnej, gniazdowej formie i nierównomiernej zawartości metalu (trzecia morfologiczna grupa złóż) [206]. W budowie geologicznej złoża wyróżnia się: gnejsy pasemkowe, granitognejsy szare i różowe, biotytowe, muskowitowe lub dwufylszykowe łupki krystaliczne kwarcowo-chlorytowe oraz brekcje i mylonity. Mylonity są związane i składają się z okruchów żółtobrunatnego skaleni potasowego i kwarcu. Okruchy kwarcowo-skaleniowe tkwią w rozrutej masie skalnej, złożonej z drobnych ziaren kwarcu, skaleni i miki. Wystę-

pujące minerały łuszczykowe są reprezentowane przez biotyty, chloryt, muskowit i serycyt. Z minerałów akcesorycznych w granitognejsach występują apatyty, rutil, oraz piryt, w drobnych szczelinach natomiast spotyka się wydzielenia kalcytu. Skały drobnoziarniste w górnych partiach złoża zostały skaolinizowane, utraciły zwięźłość, przybierając postać ziarnistej, słabo scementowanej brekcji.

Mineralizacja uranowa genetycznie związana jest z fluorytem i pirytem. Minerale uranowe z mieszaniną fluorytów i pirytów wypełniają drobne szczelinki w mylonicie oraz impregnują skały w najbliższym sąsiedztwie tych szczelin. Minerale uranowe charakteryzuje się wysokim stopniem utlenienia, a stosunek tlenków uranu(IV) do tlenków uranu (VI) jest jak 1:13. Współczynnik tlenowości wynosi więc $U_{2,92}$, co jest górną granicą nasturanu IV, tworzącego przejście do czerni resztkowej. Zespół minerałów pierwotnych to: niebieski fluoryt, smółka uranowa, uraninit – UO_2 i hematyt [85, 166, 169]. Na pierwotną mineralizację uranową nałożona jest mineralizacja wtórna, szczególnie w brekcjach. Wtórne minerały uranowe tworzą naloty, naskorupienia oraz wypełniają nierówności na ściankach szczelin w skaolinowanych skałach. Z grupy wtórnych minerałów uranowych najczęściej spotykane są fosforany i w mniejszym stopniu krzemiany. Stwierdzono obecność: autunitu – $Ca(UO_2)_2(PO_4)_2 \cdot 10-12H_2O$, torbernit – $CuO \cdot 2UO_2 \cdot P_2O_5 \cdot 12H_2O$, fosfuranilitu – $(UO_2)_3(PO_4)_2 \cdot 6H_2O$ oraz składowskitu – $MgO \cdot 2UO_3 \cdot 2SiO_2 \cdot 7H_2O$, uranofanu (betauranofanu) – $CaO \cdot 2UO_3 \cdot 2SiO_2 \cdot 6H_2O$ [85, 206].

Skład mineralogiczny [217]:

- kwarc – 30÷35 %,
- skalenie potasowe – 40÷50%,
- plagioklasy – 10÷20%,
- muskowit i serycyt – 5÷7%,
- biotyt – 3÷5%.

3.1.1.2. CHARAKTERYSTYKA RUDY URANOWEJ Z KOPALNI „RADONIÓW”

Rudy złoża „Radoniów” są zaliczane do kwaśnych rud krzemionkowych (nasturanowo-hydrotlenkowo-krzemionkowych), o stosunkowo drobnej impregnacji [115, 206].

Przy prowadzeniu odbudowy złoża stosowano następujące kryteria [206]:

1. Za dolną granicę zawartości metalu w rudzie przyjmowano 0,03%, rudę rozdzielano na następujące gatunki:

- 0,03÷0,1% – hałda rudna,
- 0,1÷0,2% – V,
- 0,2÷0,5% – IV,
- 0,5÷1,0% – III,
- 1,0÷3,0% – II,
- powyżej 3,0% – I.

2. W bloku przeznaczonym do odbudowy średnia zawartość uranu powinna być większa niż 0,1%.
3. Średnia zawartość metalu we wszystkich blokach przeznaczonych do odbudowy powinna wynosić około 0,2%.

Złoże „Radoniów” jest złożem ubogim w towarzyszące pierwiastki, które występują w śladowych ilościach (Mn, Pb, V, Ba, Sr, As, Cr, Cu, Zr) [85, 197, 206].

Głównym minerałem w strefie pierwotnej jest fluoryt, występują też nasturan oraz w ilościach śladowych piryty i galena. Kwarc i kalcyt są głównymi minerałami towarzyszącymi [85]. W paragenezie z minerałami uranowymi występują: piryty (FeS_2), markasyt (polimorficzna odmiana FeS_2), fluoryt (CaF_2), hydrargilit ($\gamma\text{-Al(OH)}_3$) i kalcyt (polimorficzna odmiana CaCO_3), a także tlenki żelaza i manganu.

W tabeli 1. podano, na podstawie materiałów archiwalnych, właściwości fizyczne rudy ze złoża „Radoniów” [39, 253].

Tabela 1. Właściwości fizyczne rudy uranu ze złoża „Radoniów” [39, 253]
Table 1. Physical properties of uranium ore from the “Radoniów” deposit [39, 253]

Lp.	Parametr	Jednostka	Wartość
1	Gęstość właściwa	$\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$	2700
2	Gęstość nasykowa	$\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$	830
3	Gęstość właściwa rudy mielonej <0,2 mm	$\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$	1320
4	Wilgotność naturalna	%	3,3
5	Temperatura spiekania	$^{\circ}\text{C}$	1100
6	Straty prażenia	%	2,8

3.1.2. CHARAKTERYSTYKA GÓRNICICTWA URANOWEGO W POLSCE

W pierwszym okresie górnictwa uranowego w Polsce eksploatacja uranu była prowadzona w kopalniach już istniejących, tj.: „Wolność” w Kowarach, „Kopaliny” w Kletnie i w Miedziance [261]. Wszystkie odkryte złoża uranowe w kraju, ze względu na formę geologiczną (złoża żyłowo-gniazdowe lub sztokwerkowe), były jednocześnie rozpoznawane, udostępniane i odbudowywane. W związku z tym ich rozpoznanie wymagało dużej liczby podziemnych wyrobisk górniczych, które po stwierdzeniu obecności i jakości rud były wykorzystywane jako wyrobiska udostępniające [4]. Rudę wybierano sposobem nieprzerwanej selekcji urobku.

W Polsce górnictwo uranowe funkcjonowało, ze względu na specyfikę złóż, tylko jako górnictwo podziemne typu sztolniowego i szybowego. Większe gniazda rudne wybierano metodą wieloszybkowych bloków eksploatacyjnych. W części centralnej gniazda wykonywano szybik, z którego chodnikami warstwowymi odbudowywano gniazdo rudne. Drugim systemem była pełna odbudowa bloku eksploatacyjnego z zastosowaniem podsadzki pełnej, suchej [3, 173, 232]. Do takiego sposobu eksplo-

atacji zmuszały warunki geologiczne zalegania rud. Rudę urabiano za pomocą wierceń na sucho i mokro, odstrzałów i ręcznego kopania.

W ramach projektu „Remediation Concepts for the Uranium Mining Operations in CEEC” w krajach Europy Wschodniej i Środkowej, realizowanego w programie PHARE, zebrano informacje, z których wynika, że polskie górnictwo w produkcji uranu odegrało w Europie niewielką rolę. Jego specyfiką natomiast była duża liczba wyrobisk górniczych zarówno poszukiwawczych, jak i eksploatacyjnych, a udział ogólnej liczby szybów i sztolni był większy niż w innych krajach europejskich [33].

3.1.3. PRZERÓBKA I EKSPEDYCJA RUD

Wydobytą na powierzchnię rudę poddawano w nadszypiui kontroli radiometrycznej, a następnie ważono i kierowano do odpowiedniego zbiornika. Z ogólnego potoku rudy kontrola rozdzielala ją według gatunków i określała procentową zawartość uranu w rudzie oraz wagę rudy. Na podstawie wyników kontroli urobek zaliczano do następujących kategorii: ruda normalna, ruda uboga, skała płonna. Rudę normalną kierowano do zbiorników rudy, rudę ubogą ($0,03\pm 0,1\%$ U) na zwał rudny, a skałę płonną na zwał kamienny [3, 4, 206]. Ze zbiorników rudę przesyłano do dalszego przerobu i kompletowania partii rud eksportowych w centralnej sortowni w Kowarach. Rudę poddawano rozdrobnienu, opróbowaniu i ważeniu. Kompletowana partia wysyłkowa nie mogła zawierać mniej niż $0,2\%$ U, ale także nie powinna zawierać rudy o zawartości większej niż $0,23\pm 0,25\%$ U [4, 206].

3.1.3.1. SKŁADOWANIE UBOGICH RUD URANOWYCH

Nadkład, w początkowym okresie eksploatacji złoża, składowano na zwałowisku zewnętrznym, a w miarę postępu prac – na hałdach. Na zwałach rudnych natomiast gromadzono rudę niespełniającą kryteriów dostaw kontraktowych do ZSRR, tj. rudę, w której zawartość uranu była mniejsza niż $0,1\%$ [4, 206, 232, 261, 264]. Składowane na powietrzu ubogie rudy pod wpływem warunków atmosferycznych uwalniały uran i rad oraz inne metale, które przenikały do wód erodujących i spływających z hałd, powodując skażenie gruntu i wód [232, 250].

W latach 1962–1963 wydobyto w kopalni „Radoniów” 91 909 ton rudy ubogiej, o średniej zawartości $0,101\%$ uranu, i pozostawiono na zwałach rudnych z przeznaczeniem dla planowanych zakładów doświadczalnych produkcji koncentratów uranowych. Jak pokazały raporty kontrolne, zawartość uranu w rudzie na hałdach była mniejsza i wynosiła $0,057\%$ [183]. Zespół powołany przez pełnomocnika Rządu do spraw wykorzystania energii jądrowej, w celu wyjaśnienia spadku zawartości uranu, dopuszczał możliwość naturalnego jego ubytku w ilości 6,6 ton na skutek działania czynników atmosferycznych [264]. Badania przeprowadzone w Instytucie Badań Jądrowych (IBJ) potwierdziły, że wody opadowe w warunkach atmosferycznych, przechodząc przez rozdrobnioną rudę surową, wymywają zawarty w niej rad i uran [250].

Uboga ruda uranowa ze złoża „Radoniów”

W tabeli 2. przedstawiono skład chemiczny ubogiej rudy uranowej ze złoża „Radoniów” [39, 115, 197, 206, 217].

Tabela 2. Skład chemiczny ubogiej rudy uranowej ze złoża „Radoniów” [39, 115, 197, 206, 217]

Table 2. Chemical composition of lean uranium ore from the “Radoniów” deposit [39, 115, 197, 206, 217]

Lp.	Składnik	Wartości, % mas.				
		3	4	5	6	7
1	SiO ₂	71,30	74,01	67,68	70,35	2,76
2	Fe ₂ O ₃	6,63	16,53	2,71	2,94	12,95
3	Al ₂ O ₃	15,25	n.o.	15,56	18,35	27,48
4	CaO	4,30	1,37	1,86	0,85	n.o.
5	MgO	0,90	1,23	0,03	0,03	n.o.
6	ThO ₂	0,07	n.o.	n.o.	n.o.	n.o.
7	K ₂ O	3,24	4,07	4,02	4,95	n.o.
8	Na ₂ O	1,36	1,39	1,80	1,95	n.o.
9	S	0,38	0,38	n.o.	n.o.	4,54
10	TiO ₂	ślady	n.o.	n.o.	n.o.	n.o.
11	Mn	ślady	n.o.	n.o.	n.o.	n.o.
12	Cr	ślady	n.o.	n.o.	n.o.	n.o.
13	Ba	ślady	n.o.	n.o.	n.o.	n.o.
14	U	0,083	0,083	n.o.	n.o.	n.o.
15	P	n.o.	n.o.	0,09	0,04	n.o.
16	S ²⁻	n.o.	n.o.	1,52	0,29	n.o.
17	CO ₃ ²⁻	n.o.	n.o.	1,34	0,05	n.o.
18	PO ₄ ³⁻	n.o.	n.o.	0,22	0,29	n.o.
19	UO ₂	n.o.	n.o.	n.o.	n.o.	2,83
20	UO ₃	n.o.	n.o.	n.o.	n.o.	37,01

n.o. – nie oznaczano,

kolumna 3 – analiza wykonana przez laboratorium ZP R-1,

kolumna 4 – analiza wykonana przez laboratorium Z-VIII IBJ dnia 11.03.1960,

kolumna 5 i 6 – analizy wykonane przez laboratorium Z-VIII IBJ,

kolumna 7 – analiza minerału uranowego wykonana przez Laboratorium Mineralogiczne ZP R-1.

Spektrograficznie w próbkach stwierdzono obecność śladowych ilości następujących pierwiastków: Mn, Pb, V, Be, Ba, Sr, As, Cr, Cu, Zr [197].

3.1.3.2. PRZERÓBKA UBOGICH RUD URANOWYCH

W roku 1962 podjęto decyzję o przerobieniu ubogich rud uranowych na koncentrat i budowie do tego celu zakładu doświadczalnego [264]. Zaplecze surowcowe dla zakładu, którego uruchomienie przewidywano w 1964 r., stanowić miały rudy wydobyte ze złóż:

- „Radoniów” – 10 tys. t,
- „Grzmiąca” – 6 tys. t,
- „Okrzeszyn” – 4 tys. t,

- rudy planowane do wydobycia ze złóż „Radoniów” – 70 tys. t,
- „Staszic” – 2,5 tys. t rocznie.

Zapas ten zabezpieczał pracę zakładu na potrzeby eksportowe i planowanego rozwoju energetyki jądrowej, przy założeniu rocznego przerobu rudy na poziomie 15 tys. t przez okres 6÷7 lat [261, 264].

Opóźnienia w budowie spowodowały, że pierwszy koncentrat otrzymano dopiero 22.12.1966 r., a produkcja doświadczalna ruszyła w kwietniu 1967 r. [264]. Przeróbce poddano ubogą rudę ze złoża „Radoniów”, zdeponowaną na zwalach według gatunków [257], oraz rudę z „Podgórze” [183, 264]. Przerobiono także ubogą rudę z kopalń „Kopaliny” i „Janowa Góra”, którą zebrano i w 1969 r. przerobiono na koncentrat uranowy (ogółem 613 kg U) [4].

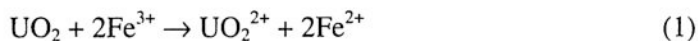
Technologia przeróbki ubogich rud uranowych

Opracowaną w ówczesnym IBJ w Warszawie technologię, z uwzględnieniem której wybudowano zakład doświadczalny, wyróżniały następujące etapy [39, 115, 120, 217, 218, 257]:

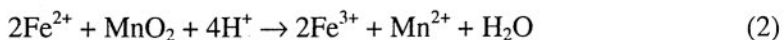
- przygotowania rudy (kruszenie, mielenie na mokro, klasyfikacja i zagęszczanie mlewa),
- trawienia i rozdzielania roztworu potrawiennego od odpadów stałych na drodze wielostopniowej sedymentacji i wielostopniowego przemywania,
- filtracji roztworu potrawiennego i zateżnienia metodą sorpcji na anionicie stałym,
- elucji,
- wytrącania, filtracji i suszenia koncentratu uranowego.

Schematy produkcji koncentratu uranowego – ideowy (rys. 5.) oraz technologiczny (rys. 6.) – autor opracował na podstawie dokumentacji i projektów [115, 120, 217, 218, 257].

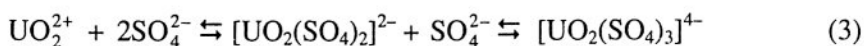
Rudę uranową, po rozdrobnieniu do granulacji około 0,2 mm i wprowadzeniu piroluzytu, zagęszczano i poddawano trawieniu 5% H₂SO₄ w kaskadowym systemie reaktorów 26. W wyniku trawienia, w warunkach utleniających, nierozpuszczalny w rozcieńczonym H₂SO₄ U(IV) przechodził do roztworu

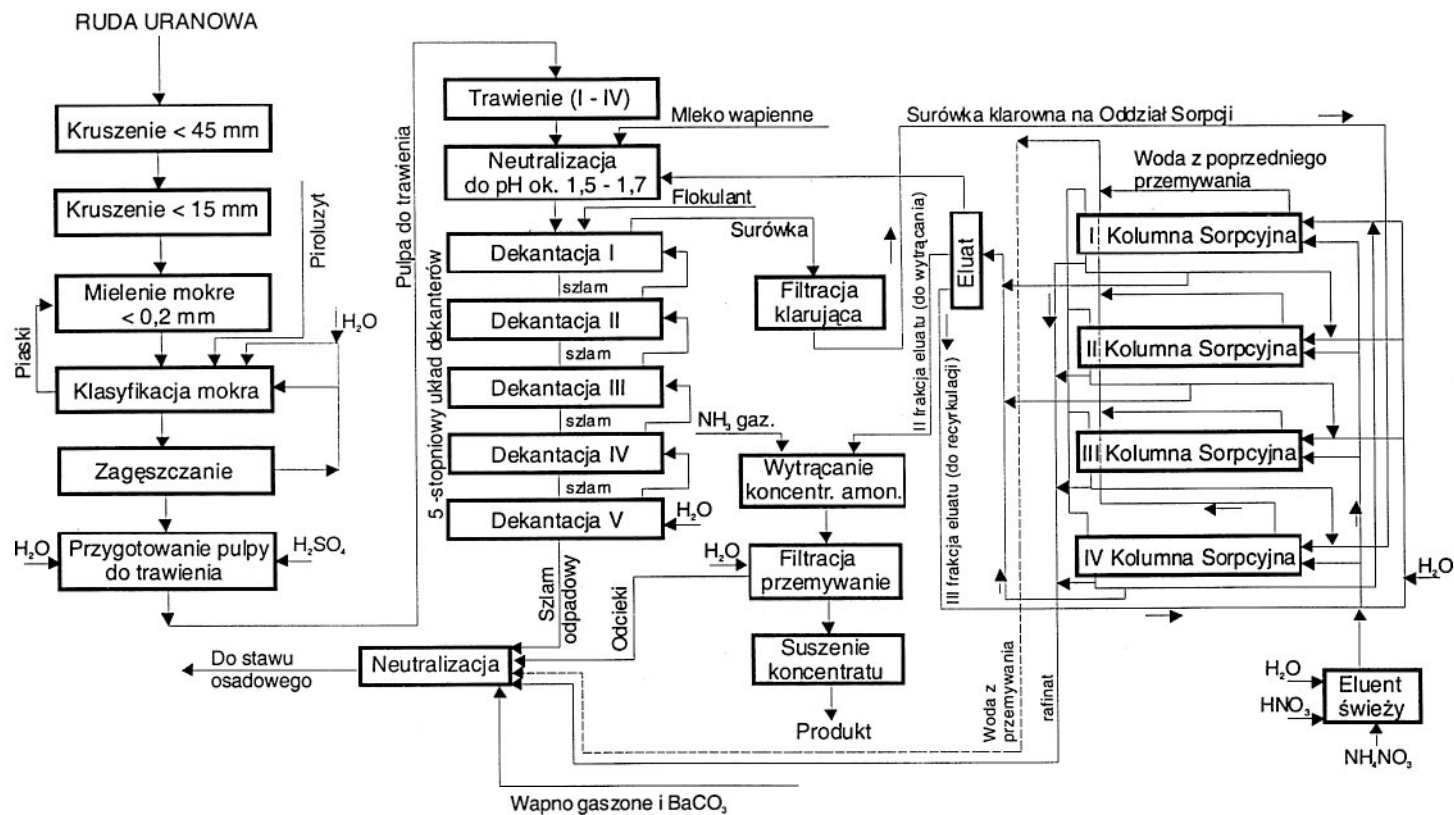


Żelazo towarzyszące rudzie uranowej, z wyjątkiem siarczków (piryt, chalkopiryt), rozpuszczało się w roztworze trawiącym, tworząc głównie jony Fe²⁺, które w roztworach kwaśnych w obecności piroluzytu utleniały się do Fe³⁺



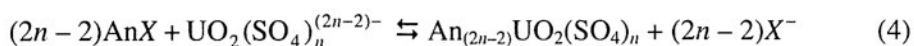
Kwas siarkowy tworzył z UO₂²⁺ siarczan uranylu UO₂SO₄, który współtworzył współistniejące z nim kompleksy UO₂(SO₄)₂²⁻ i UO₂(SO₄)₃⁴⁻ [115]





Rys. 5. Schemat ideowy produkcji koncentratu uranowego, opracowany na podstawie [39, 115, 120, 217, 218, 257]
 Fig. 5. Schematic diagram of obtaining uranium ore processing to concentrate, according to [39, 115, 120, 217, 218, 257]

Po przeciwprądowym przemyciu oraz dekantacji surówki z rozpuszczonym uranem, płonna pulpa wraz z nierozpuszczalną częścią rudy, po neutralizacji mlekiem wapiennym w zbiorniku 32, grawitacyjnie spływała do zbiornika 14, skąd kierowana była na staw osadowy jako odpad. Surówkę o zawartości około 300 mg U/dm³ po filtracji kierowano natomiast na kolumny jonitowe 38, gdzie w trzech połączonych szeregowo kolumnach zachodziła chemisorpcja, a w czwartej elucja uranu. Przebieg sorpcji opisuje równanie (4), [115]



gdzie:

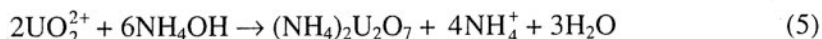
An – anionit,

X – jon łatwo wymienialny (np. NO₃⁻, Cl⁻),

n = 2÷3.

Według projektu [120, 217, 218, 257] jako eluent stosowano roztwór 0,1nHCl + 0,9nNaCl, natomiast w opracowaniu [115] podano, że jako eluent stosowano wodny roztwór soli amonowej i kwasu azotowego. Wynikało to prawdopodobnie ze zmiany technologicznej przeprowadzonej w trakcie rozwoju technologii i doskonalenia procesu produkcyjnego (na rys. 5. zamieszczono wersję zmienioną, natomiast na rys. 6. – wersję projektową).

Uran po desorpcji przechodził do roztworu w postaci jonów uranylowo-amonowych, skąd wytrącano go w reaktorze 47 za pomocą gazowego amoniaku jako dwuuranian amonu według równania (5)

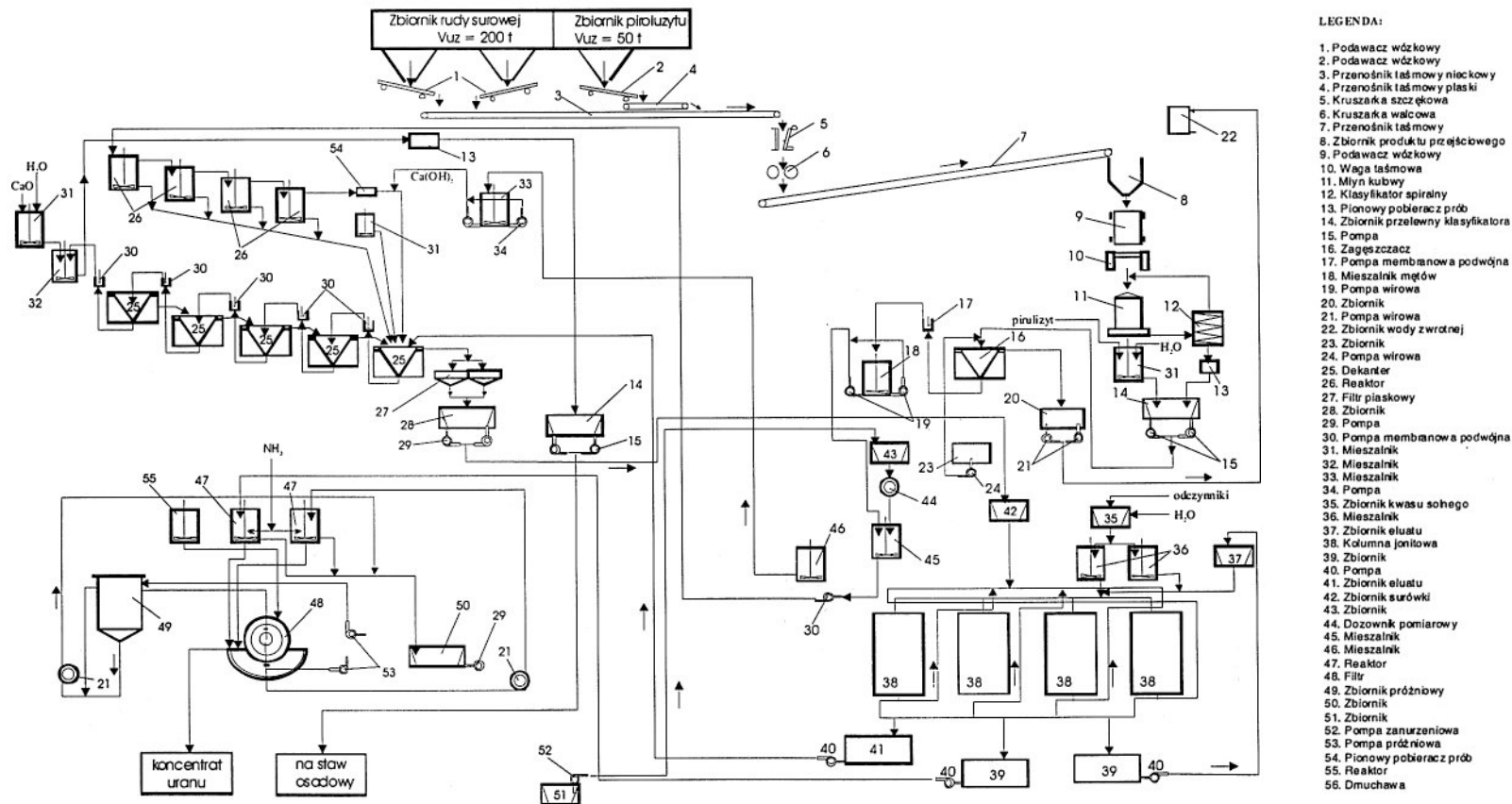


Pulpę dwuuranianu amonu kierowano na filtr próżniowy 48, a po filtracji i przemyciu placka, z wilgotnego osadu odparowywano wodę w suszarce komorowej. Po wysuszeniu gotowy produkt, po opróbowaniu, przygotowywano do wysyłki.

Przeróbka polskich rud uranowych przewidywała zużycie na 1 t rudy: 70 kg H₂SO₄ (w przeliczeniu na 100%), 10 kg MnO₂ oraz 20 kg Ca(OH)₂ [39].

W procesie produkcyjnym wytrawiony w około 97% uran przechodził do roztworu, natomiast rad w obecności H₂SO₄ tworzy nierozpuszczalny RaSO₄ [147], który w około 95%, wraz z innymi odpadami technologicznymi, kierowano do stawu osadowego.

Jako odpady w stawie osadowym składowano niskoaktywne odpady powstałe w ilości około 2,2 t na 1 t przerabianej rudy uranowej, tj.: zneutralizowany mlekiem wapiennym szlam płonnej pulpy z nierozpuszczalną w H₂SO₄ częścią rudy, odciek z kolumny sorpcyjnej, rafinat o zawartości około 0,2 mg U/dm³ i odcieki z przemywania koncentratu uranowego.



Rys. 6. Schemat technologiczny produkcji koncentratów uranowych w Kowarach, opracowany wg [120, 217, 218, 257]

Fig. 6. Flow sheet of obtaining uranium ore concentrate in Kowary, according to [120, 217, 218, 257]

3.1.4. SKŁADOWANIE ODPADÓW PRODUKCYJNYCH

3.1.4.1. HAŁDY SKAŁY PŁONNEJ KOPALNI „RADONIÓW”

Hałda kamienna miała wartość surowcową i była wykorzystana do produkcji kruszywa budowlanego [45, 213], z tego powodu utraciła swój kształt i formę. Obecnie tworzą ją pozostałości tzw. „hałdy pierwotnej” w postaci pięciu grzbietowych zwałów kamiennych. Hałda poprzecinana jest podłużnymi żlebami o kierunku południowo-wschodnim o maksymalnej wartości $12\div 13$ m i głębokości do 7 m. Zawiera zmienne litologicznie skały płonne, wydobywane podczas całego okresu istnienia górnictwa uranowego w Radoniowie [114].

Dalsze wykorzystanie pozostawionego materiału skalnego zależy od spełnienia obowiązujących przepisów, a szczególnie wymagań dotyczących zawartości naturalnych izotopów promieniotwórczych [193].

Podłoże zwałowisk skały płonnej i jej odpadów z przeróbki wtórnej

Obszar wsi Radoniów leży w obrębie tzw. gnejsowej jednostki Lubomierza. Wykonane wiercenia geologiczne do głębokości $6,0\div 8,0$ m wykazały, że zwałowiska odpadów na terenie byłej kopalni, w tym skał płonnych, tworzą czwartorzędowe zwietrzeliny gliniaste, które leżą na podłożu krystalicznym, zbudowanym przez granitognejsy, gnejsy oczkowe i słojuwe z żyłami kwarcu i soczewkami hornfelsów oraz amfibolitów [41].

Zwietrzelina gliniasta pod względem geologiczno-inżynierskim odpowiada gruntom rodzimym, rozumianym jako naturalne grunty o pierwotnej strukturze, typu pył z domieszką frakcji żwirowej, zbudowanej z gnejsu i hornfelsu (grys) z domieszką frakcji iłowej. Przeprowadzone wiercenia nie określiły miąższości zwietrzeliny, gdyż odwierty nie przewierciły spągu warstwy zwietrzeliny [41].

Parametry fizykomechaniczne gruntów były zmienne, zależne od głębokości zalegania w podłożu. Wilgotność naturalna zawierała się w przedziale od 13,5 do 21,7%, gęstość objętościowa – od $1,82\cdot 10^3$ do $2,24\cdot 10^3$ $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$, a współczynniki filtracji gruntów – od $1,7\cdot 10^{-5}$ do $5,7\cdot 10^{-6}$ $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ [41].

Na terenie byłej kopalni, do głębokości wierceń $6,0\div 8,0$ m, nie stwierdzono występowania poziomów wodonosnych [41].

Pobrane z odwiertów próbki gruntów podłoża charakteryzowały się niewielką mocą $H^*(d)$, która zawierała się w przedziale $72\div 142$ $\text{nSv}\cdot\text{h}^{-1}$ [114].

3.1.4.2. OSADNIK „KOWARY” I SKŁADOWANE ODPADY

Nadpoziomowe składowisko odpadów produkcyjnych posadowiono na stoku góry Rudnik. Maksymalne nachylenie zboczy obwałowań wynosiło od strony odpowietrznej 1:2,25 [18, 20]. W osadniku zdeponowano około 300 tys. ton odpadów o zróżnicowanej strukturze, w tym około 250 tys. ton odpadów po przerobionej

w procesie hydrometalurgicznym rudzie uranowej. Pozostałą część odpadów stanowiła drobnoziarnista frakcja z przerobu materiałów zwalów kopalnianych na tłuczeń i grysę oraz osady i ścieki z produkcji chemicznej kolejnych po ZP R-1 użytkowników obiektu i ich ścieki komunalne [3, 18, 20, 66, 70]. Składowane odpady pomimo małej aktywności radiologicznej stanowiły, z racji lokalizacji zakładu i względnie dużej ich objętości, zagrożenie dla zbiorników wody pitnej i wód rzeki Jedlicy [20, 21, 66, 70, 113].

Po likwidacji ZP R-1 w roku 1972 do stawu osadowego wprowadzano odpady technologiczne podmiotów prowadzących działalność na tym terenie. Były to odpady z produkcji i przeróbki doświadczalnej: koncentratów miedziowych, szlamów anodowych galwanizerni, rudy lantanowcowej, siarczanu niklu, odpadów poflotacyjnych, odpadów z produkcji katalizatorów, ścieki z produkcji powłok galwanicznych. Lustro ścieków (wody nadosadowej) miało kształt owalny, a głębokość wynosiła średnio około 1,0 m. Te wprowadzane do stawu odpady skoncentrowały się na powierzchni około 0,5 ha w warstwie do 70 cm w postaci mułu, stanowiącego głównie osad denny w stawie oraz osad na plażach [220].

Na podstawie właściwości fizykomechanicznych osadów dla ich uśrednienia wydzielono warstwy geotechniczne, przyjmując jako nadrzędne kryterium podziału gruntów etapy budowy i wypełnienia osadnika, a w drugiej kolejności klasyczne metody wydzielenia oparte na cechach podobieństwa i właściwościach fizykomechanicznych gruntów [112, 113].

Wyróżniono trzy etapy budowy i cztery etapy wypełniania osadnika. Gruntom należącym do tego samego etapu przypisywano oznaczenia od I do IV, a grunty należące do tego samego etapu, ale o zróżnicowanych właściwościach geotechnicznych, oznaczono literami od a do e [112].

I – etap budowy i wypełnienia osadnika

Obwałowania wznoszono z materiału miejscowego (rumosz gliniasty, skała płonna) do maksymalnej wysokości 5 m. Prace te wykonano tylko w najniższej części terenu, od strony rzeki Jedlicy [18, 20]. Rzędna korony wału pierwszego etapu wynosiła 570 m n.p.m., a jej szerokość około 3 m.

Ia – zaporą ziemno-kamienista, zbudowana z gliny pylastej z kamieniami, piasku pylastej i piasku średniego,

Ib – osad z procesu wzbogacania rudy uranowej, złożony z piasków średnich, przechodzących w piaski drobne z wkładkami z gliny pylastej,

Ic – osad z procesu wzbogacania rudy uranowej, złożony głównie z pyłów i glin pylastych z wkładkami piasku średniego i gliniastego.

II – etap budowy i wypełnienia osadnika

Podwyższono obwałowania o około 1,5÷2 m metodą namywania do rzędnej około 572 m n.p.m., postępując w kierunku środka stawu osadowego. W obwałowania wbudowywano mineralny materiał odpadowy o granulacji zbliżonej do piasków średnich, drobnych, lokalnie pylastych, z udziałem okruchów skalnych. Namyte obwałowanie nie było szczelne i sprzyjało przesączaniu [18].

- IIa – zapora ziemna, zbudowana głównie z frakcji odpowiadających piaskowi średniemu, powstała z przemieszania frakcji osadu I etapu i z namywania odpadu po płukaniu produkowanych kruszyw,
- IIb – osad z procesu wzbogacania rudy uranowej, złożony z gliny pylastej z małymi soczewkami piasku drobnego i pyłu,
- IIc – osad z procesu wzbogacania rudy uranowej i częściowo obróbki metali, złożony z gliny pylastej i pyłu w różnych proporcjach, przewarstwiając się z piaskiem o różnej granulacji (średnim i pylastym).

III – etap budowy i wypełnienia osadnika

Budowę obwałowań wykonano na potrzeby ZP R-1 i następnych podmiotów wykorzystujących bazę materiałną i infrastrukturę pozostawioną przez ZP R-1. Zaporę podwyższono, formując na namytej warstwie przepuszczalnych osadów nasyp z glin zboczowych z materiału miejscowego (rumosz skalny, podobnie jak etap I, ale z udziałem materiału plażowego). Obwałowania doprowadzono do docelowej rzędnej 576÷577 m n.p.m. [18, 128]. Używane do neutralizacji wapno oraz powstały w wyniku neutralizacji siarczan wapnia spowodowały dobrą kolmatację dna i skarpy odwodnej zbiornika, czyniąc go w pierwszym okresie eksploatacji praktycznie szczelnym [18].

- IIIa – zapora ziemno-kamienista zbudowana z gruzu skalnego z wypełnieniem gliniasto-piaszczystym i gliny piaszczystej,
- IIIb, IIIc, III d – osady w przewodzie z procesów wzbogacania rudy uranowej, procesów obróbki metali, osadów ze ścieków bytowych,
- IIIb – złożony z gliny pylastej z fragmentami pokruszonych skał i kamieni,
- IIIc – złożony z gliny pylastej przewarstwiającej się z piaskiem gliniastym,
- III d – złożony z piasku drobnego przechodzącego w piasek pylasty z soczewkami piasków średnich,
- IIIe – osad z procesu wzbogacania rudy uranowej oraz grunty obwałowania z przemieszczenia osadów II etapu i częściowo namywania, złożony z piasku drobnego i pylastego.

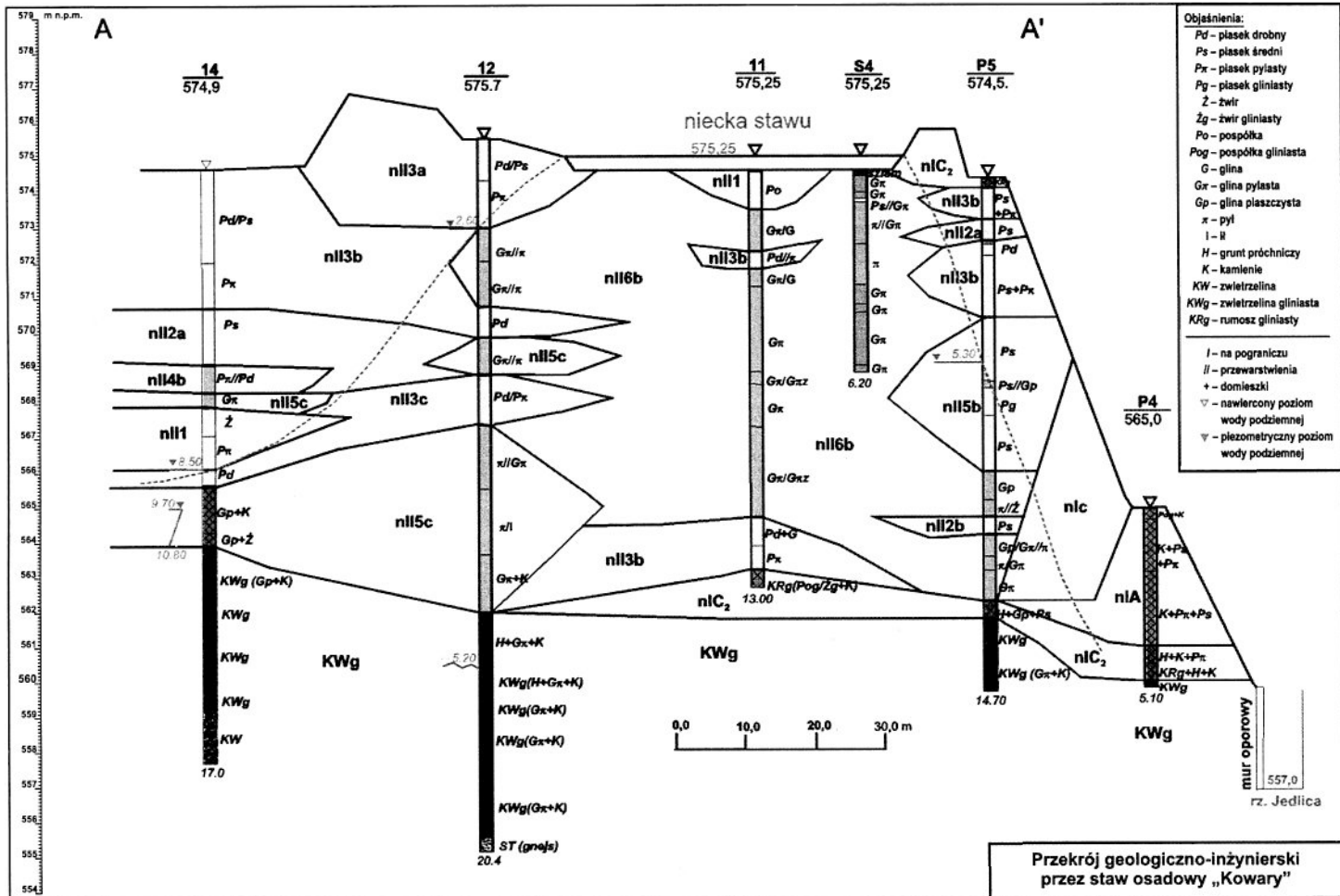
IV – etap wypełniania osadnika

Wypełnienie stanowił gruz skalny gliniasty, stanowiący groblę zbudowaną na obrzeżu niecki na potrzeby wykonania wierceń geologicznych w 1999 r.

Szczegółowe wydzielenia warstw geotechnicznych przedstawiono na przekrojach w dokumentacji geologiczno-inżynierskiej [112, 113]. Przykładowe ich ułożenie przestrzenne, wykonane dla przekroju A–A' (rys. 12.), przedstawiono na rysunku 7.

Skład ziarnowy poddanej przeróbce rudy uranowej reprezentowany był od piasków średnich po glinę pylastą [112, 162]. Na przekroju (rys. 7.) osad ten oznaczono symbolem „nII”, natomiast symbolem „nI” – grunty budujące nasyp, którymi są głównie: piaski, pospółki, gliny piaszczyste [112, 113, 162].

Zadania bezodpływowego składowiska i zlewiska odpadów osadnik spełniał do roku 2000, kiedy to – w wyniku decyzji administracyjnej – zaprzestano wprowadzania do niego ścieków produkcyjnych i ścieków gospodarczo-bytowych skażonych mikrobiologicznie.



Rys. 7. Przekrój A–A’ geologiczno-inżynierski przez staw osadowy „Kowary” wg linii przedstawionej na mapie lokalizacji poboru próbek (rys. 12.)
 Fig. 7. The A–A’ soil profile of the “Kowary” tailing pond, along the line of sampling (Fig. 12)

Składowisko odpadów nie miało uregulowanego stanu formalno-prawnego (brak pozwolenia wodno-prawnego na piętrzenie wód w stawie osadowym; pozwolenie na budowę uzyskano na podstawie dokumentacji odbiegającej od zrealizowanego obiektu), [18].

Budowa geologiczna podłoża

Geologicznie osadnik leży w strefie kontaktowej granitu karkonoskiego i jego metamorficznej osłony, w obrębie której występuje polimetaliczne złożo rud żelaza i uranu [2, 112, 113, 146]. Strefa ta wykazuje wiele nieciągłości tektonicznych i uskoków, w tym uskok rzeki Jedlicy [107, 126, 143, 144]. Z tą linią wiąże się występowanie żyłowych i gniazdowych złóż uranu (smółka uranowa, uraninit UO_{2-3}) [20, 146, 156, 232]. Granity karkonoskie, w porównaniu z innymi granitoidami dolnośląskimi oraz większością granitoidów w świecie, charakteryzują się dużą zawartością uranu [86].

Bezpośrednie podłoże osadnika tworzą czwartorzędowe zwietrzeliny gliniaste gnejsu i granitu, zawierające w sobie rumosz skalny, minerały ilaste, zalegające na krystalicznym podłożu (spękany granit karkonoski i gnejs) [107, 113]. Maksymalna miąższość zwietrzeliny i rumoszu wynosi 7,0 m. Pod względem geologiczno-inżynierskim zwietrzelina odpowiada gruntom rodzimym typu gliny piaszczystej i gliny pylastej z kamieniami i lokalnymi przewarstwieniami żwirów. Udział frakcji kamienistej w gruntach spoistych wynosi do 3%, a frakcji poniżej 0,1 mm – do 25%. Współczynniki filtracji są charakterystyczne jak dla gruntów słabo przepuszczalnych, rzędu $3,9 \cdot 10^{-5} \div 6,1 \cdot 10^{-6} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ [113].

W podłożu zapory zalegają grunty rodzime, które w dokumentacji geologiczno-inżynierskiej ujęto w trzy warstwy geotechniczne: KW_g , KW, ST [112]:

- KW_g – zbudowana ze zwietrzeliny gliniastej, niekiedy rumoszu gliniastego, stanowi bezpośrednie podłoże zapory stawu z I etapu,
- KW – zalega poniżej warstwy KW_g , stanowi zwietrzelinę granitu lub gnejsu o uziarnieniu żwiru z domieszką frakcji kamienistej i ilastej,
- ST – podłoże skaliste, reprezentowane przez gnejs i granity o zróżnicowanym stopniu zwietrzenia i spękania.

W strefie przypowierzchniowej, oprócz gruntów rodzimych, występują grunty antropogeniczne, a są to hałdy pogórnice i grunty tworzące obwałowanie zapory stawu osadowego. We fragmencie obwałowania, co wykazały wiercenia badawcze, wbudowano istniejącą wcześniej na tym terenie hałdę, która była posadowiona na podłożu z nieusuniętą warstwą gleby [20, 112].

Stan techniczny osadnika

Z geotechnicznego punktu widzenia za najbardziej rażące błędy dotyczące budowy stawu uznano brak należytego przygotowania podłoża (pozostawienie warstwy gleby, brak drenażu), bardzo dużą niejednorodność materiałów, z których zbudowano obwałowania (dotyczy: parametrów wytrzymałościowych i hydraulicznych), oraz posadowienie fragmentu osadnika nad przebiegającą sztolnią odwadniającą [20, 113].

Stosownie do przepisów prawnych nadzoru techniczno-budowlanego okresowo przeprowadzano oceny stanu technicznego i bezpieczeństwa budowli. Wyniki tych ocen są dostępne w opracowanych raportach [18, 38, 81, 128, 137].

Na początku lat 70. ubiegłego wieku obsuwała się skarpa północna osadnika, ze zsuwem gruntu w kierunku zabudowań mieszkalnych. Fakt ten nie został odnotowany w żadnym z oficjalnych dokumentów [18, 83]. Według informacji przekazanej autorowi przez mieszkańców, wylana z osadnika pulpa sięgała wysokości okien piwnic, a na elewacji domu nr 59 przy ul. Wiejskiej widoczne są ślady po tym zdarzeniu [83].

W roku 1990 i w latach następnych wykonano prace naprawcze i inwestycyjne [38, 137], związane z dostosowaniem do wymogów obowiązujących przepisów i zapewniających bezpieczną eksploatację obiektu [18, 135]. Ważniejsze prace to:

- wykonanie rowu odcinającego naturalną zlewnię wód opadowych,
- wykonanie przelewu rurowego odprowadzającego nadmiar wód,
- narzut u podnóża skarpy odwodnej 200 t dolomitu,
- instalacja urządzeń kontrolno-pomiarowych (łata wodowskazowa, piezometr).

Do lipca 1997 r. stan techniczny stawu osadowego był stabilny, jednak wodolubna roślinność, która wyraźnie skupiła się w kilku miejscach na zachodniej skarpie odpowietrznej, wskazywała na występowanie stref długotrwałych przesiąków [18]. Obwałowania i częściowo plaże były pokryte roślinnością (brzoza, olsza, krzewy, trawy, grzyby itp.).

W lipcu 1997 r., na skutek opadów i gwałtownego przyboru wód rzeki Jedlicy, zniszczeniu uległ prawostronny mur oporowy wzdłuż skarpy obwałowania stawu osadowego. Wskutek tego nastąpił zsuw części obwałowania do rzeki i zaistniało niebezpieczeństwo utraty stateczności skarpy obwałowania oraz możliwość wypływu zawartości osadnika i skażenia wód Jedlicy [18, 128, 130].

Przeprowadzona po powodzi wizja lokalna i ocena stanu technicznego ujawniły [18, 20, 128, 135]:

- zniszczenie na długości 70 m kamiennego muru oporowego z ciosów kamiennych, tzw. „cyklopowego”, u podnóża skarpy zapory,
- podmycie obwałowania przez wodę rzeki oraz zsuw jego części do koryta rzeki,
- uszkodzenie naturalnej osłony skarpy w postaci porostu trawy i krzewów,
- uruchomienie procesu usuwiskowego na części powierzchni stoku,
- znaczące podniesienie poziomu wód nadosadowych,
- nasilenie się wypływów wody ze sztolni i przesiąków ze skarpy na poziomie podstawy zapory oraz w połowie jej wysokości,
- zawodnienie stopy obwałowania I etapu budowy, liczne zapadliska i obrywy.

Na podstawie przeprowadzonych badań stanu technicznego obwałowań stawu osadowego stwierdzono, że nie spełniają one wymogów stateczności oraz szczelności zbiornika ziemnego i wymagają pilnych działań interwencyjnych [18, 128, 129]. Odkryta powierzchnia skarpy narażona została na erozję deszczową i wietrzną oraz na

dynamiczne oddziaływanie wód rzeki [128]. Użytkownikowi obiektu wydano stosowny nakaz administracyjny [37].

Ścieki produkcyjne

Podczas badań autora w latach 1994–2000 staw był obciążany ściekami produkcyjnymi, głównie galwanicznymi [135, 140, 260]. Zrzucały się powstawały w wyniku płukania międzyoperacyjnego elementów poddawanych elektrochemicznej obróbce, mycia posadzek i wanien oraz likwidacji zużytych kąpiel. Skład ścieków zależał od rodzaju procesów powierzchniowej obróbki metali. Średni skład ścieków galwanicznych, przyjmując za danymi literaturowym, powinien mieścić się w następujących przedziałach [118]:

- Cd – $5 \div 30 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$,
- Zn – $10 \div 100 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$,
- Ni – $10 \div 50 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$,
- Cu – $10 \div 50 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$.

W galwanizerni, zasilającej staw osadowy odpadami ciekłymi, niklowano dekoracyjne elementy z mosiądzu [135, 260] oraz sporadycznie nakładano powłoki chromowe [140]. Ilość powstających ścieków z niklowania dekoracyjnego wynosiła od 100 do 160 m³/miesiąc (okres 1995–1999) [135, 260]. Inne rodzaje ścieków odprowadzane do stawu to ścieki poprodukcyjne z pracowni złotniczej, zajmującej się pozyskiwaniem złota i srebra z odpadów elektronicznych, w ilości 10–15 m³/miesiąc. W roku 2000, ze względu na dekoniumturę usług galwanicznych oraz silną konkurencję na rynku, rzeczywiste ilości ścieków zmniejszyły się zdecydowanie i wynosiły około 20 m³/miesiąc.

Ścieki galwaniczne przed odprowadzeniem do stawu osadowego były podczyszczane. Stosowano redukcję Cr(VI) do Cr(III) oraz strącanie metali ciężkich w postaci trudno rozpuszczalnych wodorotlenków ługiem sodowym lub węglanem sodowym i ich klarowanie. Prawidłowo prowadzona gospodarka ściekowa nie powinna powodować wprowadzania do stawu stężeń sumarycznej ilości metali powyżej 5 mg·dm⁻³ [135, 140, 260].

Składy wprowadzanych ścieków zmieniały się w czasie. W większości analizowanych przypadków odczyn ścieków był zasadowy, chociaż wprowadzano też ścieki kwaśne oraz ścieki zawierające duże stężenia substancji rozpuszczonych, z dominującym udziałem siarczanów i chlorków oraz kationu sodowego, przy stosunkowo niewielkich stężeniach innych metali.

Charakterystykę ścieków wprowadzanych i zgromadzonych w zbiorniku stawu osadowego w latach 1994–2000 przedstawiono w tabelach 3. i 4.

Biocenoza stawu osadowego

Wody nadosadowe (tab. 4.) charakteryzowały się zmiennym stopniem skażenia chemicznego. Charakterystykę wód nadosadowych w okresie poboru prób mikrobiologicznych przedstawiono w tabeli 5. [63].

Tabela 3. Stężenia zanieczyszczeń odprowadzanych w ściekach do stawu osadowego w przedziale czasu 1994–2000 [63, 135, 140, 260]
 Table 3. Concentrations of the pollutants in waste water discharged into the tailing pond within the period of 1994–2000 [63, 135, 140, 260]

Lp.	Parametr	Jednostka	Stężenie zanieczyszczeń [mg·dm ⁻³]								
			06.94	16.05.95	śr. 95	śr. 96	08.97	03.98	08.99	11.99	śr. 2000
1	pH		7,2	7,6	7,8	7,8	7,8	9,2	2,0	8,8	7,8
2	ChZT _{Cr}	mg O ₂ ·dm ⁻³	120	<10,0	115	130	140	32	880	7515	130
3	Chlorki	mg Cl·dm ⁻³	150	b.d.	300	150	350	74	160	4100	410
4	Azot amonowy	mg N _{NH4} ·dm ⁻³	3,5	b.d.	4,0	5,2	4,5	12,0	5,2	4,6	3,4
5	Azot azotanowy	mg N _{NO3} ·dm ⁻³	1,5	b.d.	–	1,4	1,2	2,0	141,3	104,4	1,2
6	Azot ogólny	mg N _{og} ·dm ⁻³	4,5	b.d.	5,0	–	–	b.d.	160,7	122,6	4,7
7	Fosfor ogólny	mg P·dm ⁻³	0,6	b.d.	0,7	0,3	0,6	0,23	2,02	1,04	0,5
8	Siarczany	mg SO ₄ ·dm ⁻³	450	0,55	380	400	350	39,5	4078	217	320
9	Subst. rozpuszcz.	mg·dm ⁻³	1450	b.d.	–	1200	1420	276,0	6681	22061	1420
10	Sód	mg Na·m ⁻³	55,0	6,0.	–	70,0	80,0	66,0	128,0	6450,0	90,0
11	Potas	mg K·dm ⁻³	4,2	b.d.	–	3,5	42,0	5,0	10,6	21,9	32,0
12	Cynk	mg Zn·m ⁻³	1,2	<0,08	0,7	0,6	0,7	<0,05	41,0	4,7	0,7
13	Chrom	mg Cr·dm ⁻³	0,02	b.d.	0,30	<0,01	0,02	0,10	1,64	0,10	<0,01
14	Nikiel	mg Ni·dm ⁻³	0,5	6,0	0,7	0,5	1,2	0,07	22,0	11,6	0,4
15	Miedź	mg Cu·m ⁻³	0,3	1,53	0,4	0,1	0,7	0,5	18,3	7,1	0,3
16	Ołów	mg Pb·dm ⁻³	0,03	b.d.	–	<0,01	0,03	0,10	0,20	0,27	<0,01
17	Żelazo	mg Fe·dm ⁻³	0,3	0,44	0,5	0,6	0,6	0,08	83,0	20,1	0,35
18	Wapń	mg Ca·dm ⁻³	b.d.	29,0	24,0	32,0	45,0	21,5	39,0	6,2	28,0

b.d. – brak danych,
 śr. – średnio w danym roku.

Tabela 4. Charakterystyka ścieków zgromadzonych w stawie osadowym w poszczególnych okresach [135, 140, 260]
 Table 4. Characteristics of the waste water collected in the tailing pond in particular periods [135, 140, 260]

Lp.	Parametr	Jednostka	Stężenie zanieczyszczeń [mg·dm ⁻³]										
			21.06.94	25.08.94	22.10.94	09.03.95	16.05.95	03.98	03.98	04.98	10.99	12.99	śr. 2000
1	Odczyn pH	-	6,5	6,4	6,6	6,7	6,65	9,4	9,4	9,4	10,2	9,0	10,2
2	ChZT _{Cr}	mg O ₂ ·dm ⁻³	b.d.	b.d.	b.d.	30,0	b.d.	105,3	105,3	193,0	585,0	b.d.	124,9
3	Chlorki	mg Cl·dm ⁻³	b.d.	b.d.	b.d.	78	b.d.	632	366	358	420	310	498
4	Azot amonowy	mg N _{NH4} ·dm ⁻³	b.d.	b.d.	b.d.	4,1	b.d.	10,9	12,2	60,5	1,5	b.d.	2,1
5	Azot azotanowy	mg N _{NO3} ·dm ⁻³	b.d.	b.d.	b.d.	7,5	b.d.	2,8	3,5	1,6	22,6	b.d.	23,2
6	Azot ogólny	mg N _{og} ·dm ⁻³	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	14,3	16,5	63,2	b.d.	b.d.	35,2
7	Fosfor ogólny	mg P·dm ⁻³	b.d.	b.d.	b.d.	0,05	b.d.	0,82	0,98	1,14	1,67	b.d.	4,70
8	Siarczany	mg SO ₄ ·dm ⁻³	0,33	0,39	0,42	488,0	0,96	242	247	250	231	200	228
9	Subst. rozpuszcz.	mg·dm ⁻³	b.d.	b.d.	b.d.	1017	b.d.	1310	1404	1332	b.d.	b.d.	1342
10	Sód	mg Na·m ⁻³	200	250	270	b.d.	240	370	370	375	735	248	521
11	Potas	mg K·dm ⁻³	b.d.	b.d.	b.d.	3,3	b.d.	5,0	5,0	5,0	b.d.	b.d.	24,7
12	Cynk	mg Zn·m ⁻³	7,50	6,10	7,70	8,88	4,10	1,50	1,40	1,70	4,80	4,20	3,90
13	Chrom	mg Cr·dm ⁻³	4,53	4,42	5,12	3,78	0,86	<0,05	0,10	0,10	0,14	0,12	0,03
14	Nikiel	mg Ni·dm ⁻³	16,5	15,8	28,2	41,5	22,4	3,2	3,4	3,3	1,2	1,6	1,7
15	Miedź	mg Cu·m ⁻³	1,63	1,37	1,07	0,23	0,22	2,06	2,35	2,30	5,00	2,30	3,83
16	Ołów	mg Pb·dm ⁻³	b.d.	b.d.	b.d.	0,05	b.d.	0,11	0,12	0,18	0,10	b.d.	b.d.
17	Żelazo	mg Fe·dm ⁻³	0,16	0,31	0,22	0,03	<0,12	0,70	0,40	0,40	4,20	2,60	4,05
18	Wapń	mg Ca·dm ⁻³	33,50	19,60	26,80	b.d.	22,30	28,40	9,60	10,70	b.d.	b.d.	17,5

b.d. – brak danych,
 śr. – średnio w roku 2000.

Tabela 5. Wyniki analiz wód nadosadowych stawu osadowego w okresie poboru prób mikrobiologicznych [63]

Table 5. Concentrations of some chemical elements, solutes and suspension as well as pH, COD, TS in supernatant water from tailing pond in the period of collecting samples for microbiological examination [63]

Lp.	Wskaźnik	Jednostka	Data	
			10.08.1999	26.10.1999
1	pH		10,27	10,18
2	ChZT _{Cr}	g O ₂ ·m ⁻³	700,0	585,6
3	Sucha pozost.	g·m ⁻³	2073	1703
4	Subst. rozp.	g·m ⁻³	1629	1619
5	Zawiesina	g·m ⁻³	444,0	84
6	Azot amonowy	g N _{NH4} ·m ⁻³	5,1	1,48
7	Azot azotynowy	g N _{NO2} ·m ⁻³	0,12	1,19
8	Azot azotanowy	g N _{NO3} ·m ⁻³	27,4	22,58
9	Cu	g Cu·m ⁻³	2,16	5,00
10	Cr	g Cr·m ⁻³		0,14
11	Ni	g Ni·m ⁻³	1,80	1,24
12	Zn	g Zn·m ⁻³	3,48	4,80
13	Mn	g Mn·m ⁻³	0,24	0,26
14	Fe	g Fe·m ⁻³	2,40	4,20
15	Mg	g Mg·m ⁻³	2,50	2,26
16	Na	g Na·m ⁻³	560,0	735,0
17	Cd	g Cd·m ⁻³	0,03	0,03
18	Pb	g Pb·m ⁻³	0,08	0,10
19	SO ₄ ²⁻	g SO ₄ ²⁻ ·m ⁻³	244,2	230,8
20	Cl ⁻	g Cl ⁻ ·m ⁻³	625,0	420,0
21	PO ₄ ³⁻	g PO ₄ ³⁻ ·m ⁻³	5,44	5,10

Analiza przedstawionych wyników składów wód nadosadowych pozwala stwierdzić, że w obowiązującym ówczesnie stanie prawnym [189], (akt ten uchylono i zastąpiono rozporządzeniem [190]), woda wykazywała przekroczenia niektórych wskaźników. Woda miała głównie odczyny alkaliczne, charakteryzowała się dużymi stężeniami substancji rozpuszczonych z dominującym udziałem siarczanów i chlorków oraz kationu sodowego, przy stosunkowo niewielkich stężeniach metali, w tym metali ciężkich. Dopuszczalne wartości zostały przekroczone w następujących wskaźnikach: pH, ChZT_{Cr}, P_{og}, Na, Fe, Cu, Zn, Ni, Pb, N_{NO3}, N_{NO2}. Woda nie odpowiadała żadnej z klas czystości, tym samym nie mogła być odprowadzana do wód lub ziemi [189].

Badania mikrobiologiczne wód nadosadowych i osadów dennych stawu osadowego przeprowadzono około 8 miesięcy po powodzi [135]. W wyniku analizy stanu sanitarnego wód z otoczenia stawu osadowego stwierdzono przedostawanie się do wód powierzchniowych bakterii *Escherichia coli* i *E. coli* typu fekalnego [100, 135]. Obecność tych bakterii była wynikiem wprowadzania do rzeki ścieków z okolicznych domostw położonych na rzeką. Wycieki pochodzące z infiltracji wód u podstawy sto-

py skarpy stawu osadowego również potwierdzały występowanie skażenia Ea5 [100]. Stan sanitarny wód nadosadowych skażonych bakteriami z rodziny *Enterobacteriaceae* świadczył o wprowadzaniu do stawu osadowego ścieków komunalnych [104].

Na podstawie wyników badań kontrolnych wód i osadów dennych stawu osadowego dokonano oceny mikrobiologicznej wody nadosadowej i osadów, określając skład jakościowy i ilościowy drobnoustrojów je zasiedlających [100, 103, 104]. Próbki wody nadosadowej i osadów pobrano w pięciu punktach S-0, S-1, S-2, S-3, S-4 (zob. rys. 12.) na różnych głębokościach do 7 m ppt. We wszystkich pobranych próbach wykryto mikroorganizmy. Najliczniejszą grupę stanowiły bakterie psychrofilne i mezofilne. Ich liczebność zawierała się w przedziałach: bakterie psychrofilne 8 620÷411 290, bakterie mezofilne 4 130÷209 670 komórek w 1 g s.m. Bakterie z grupy *coli* były obecne w większości badanych osadów, co świadczy o występującym skażeniu sanitarnym. Nie występowały natomiast w analizowanych próbkach bakterie typowo wodne, które prawdopodobnie zostały wyeliminowane ze środowiska na skutek skażenia chemicznego wody nadosadowej i osadów [104].

W badanych osadach nie wykryto bakterii silnie acidofilnych, zdolnych do ługowania metali [104].

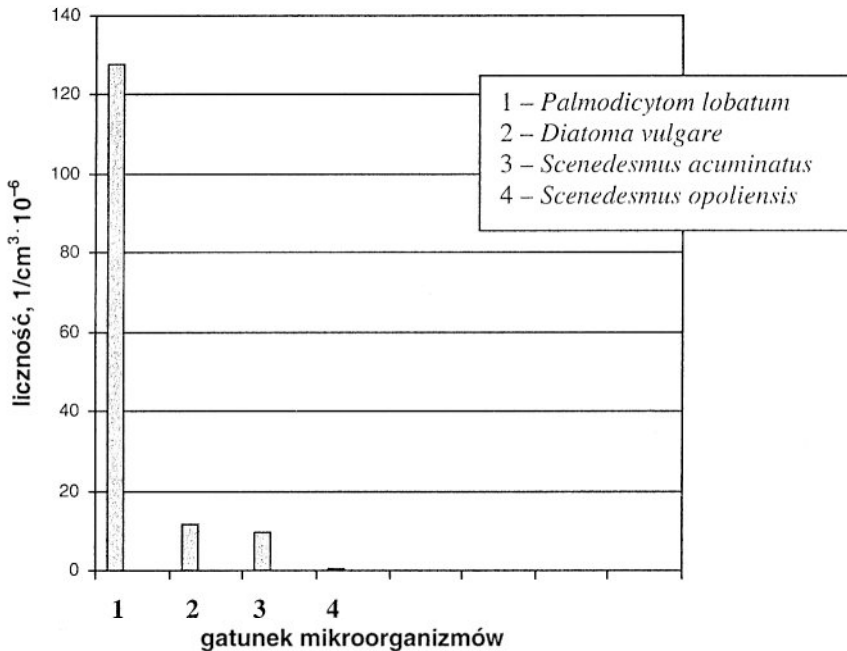
Badania wyizolowanych bakterii oraz ich diagnostyka za pomocą testu ID 32GN oraz testu API 20E firmy Biomerieux wykazały przynależność taksonomiczną uzyskanych szczepów bakterii do gatunków: *Citrobacter freundii*, *Enterobacter agglomerans*, *Enterobacter faecalis*, *Escherichia coli*, *Yersinia intermedia*, *Pantoea spp.*, *Brevun. diminuta*, *Pseudomonas aeruginosa* [104]. Pięć gatunków ze zidentyfikowanych szczepów należy do rodziny *Enterobacteriaceae*. Bakterie te wykazywały zdolność do biokumulacji metali ciężkich [29], w tym występującego w wodach stawu niklu [62].

Dla wydzielonych z osadów dennych stawu osadowego trzech rodzajów szczepów *Pseudomonas*, *Citrobacter* i *Enterobacter* przeprowadzono badania biostymulacji sorpcji niklu na nośnikach węglowych, które wykazały aktywną rolę drobnoustrojów w procesie sorpcji niklu w warunkach ciągłej pracy kolumn filtracyjnych ze złożem węglowym [62].

W wodach stawu osadowego zidentyfikowano również stosunkowo liczne organizmy roślinne (peryfiton), ze skromną ich reprezentacją gatunkową [99]. Najliczniej występował *Palmodicytom lobatum*, ich liczebność oraz pozostałych gatunków przedstawiono na rysunku 8.

Analiza mikroskopowa prób C_i wody nadosadowej, pobranej w dwóch okresach sierpień i październik, wykazała masowo występujące organizmy roślin *Palmodicytom lobatum*, szczególnie w pobliżu miejsca wprowadzania ścieków (punkt poboru C1 – rys. 12.). Występujące okrzemki z rodzaju *Navicula* oraz nieliczne wrotki z rodzaju *Colurella* były martwe. W innym miejscu poboru (punkt C2), oprócz masowo występującego *Palmodicytom lobatum*, stwierdzono w peryfitonie nieliczne żywe okrzemki z rodzaju *Navicula* oraz nieliczne wrotki *Colurella bicuspidata*. Występowały one licznie jesienią w punktach poboru C4. W punkcie C3, miejscu najsilniej nasłonecz-

nionym i najbardziej oddalonym od miejsca wprowadzania ścieków, stwierdzono liczną obecność okrzemków przy masowej obecności zielenic i nielicznie występujących pierwotniaków z rodzaju *Linotus*. Ponadto jesienią w obserwacjach mikroskopowych wykazano bardzo liczną obecność zielenic w punkcie C1 i masową w punktach C2 i C3. Żywe okrzemki występowały jedynie w punktach C2 i C3, obecne też były nieliczne wrotki *Colurella bicuspidata* [105].

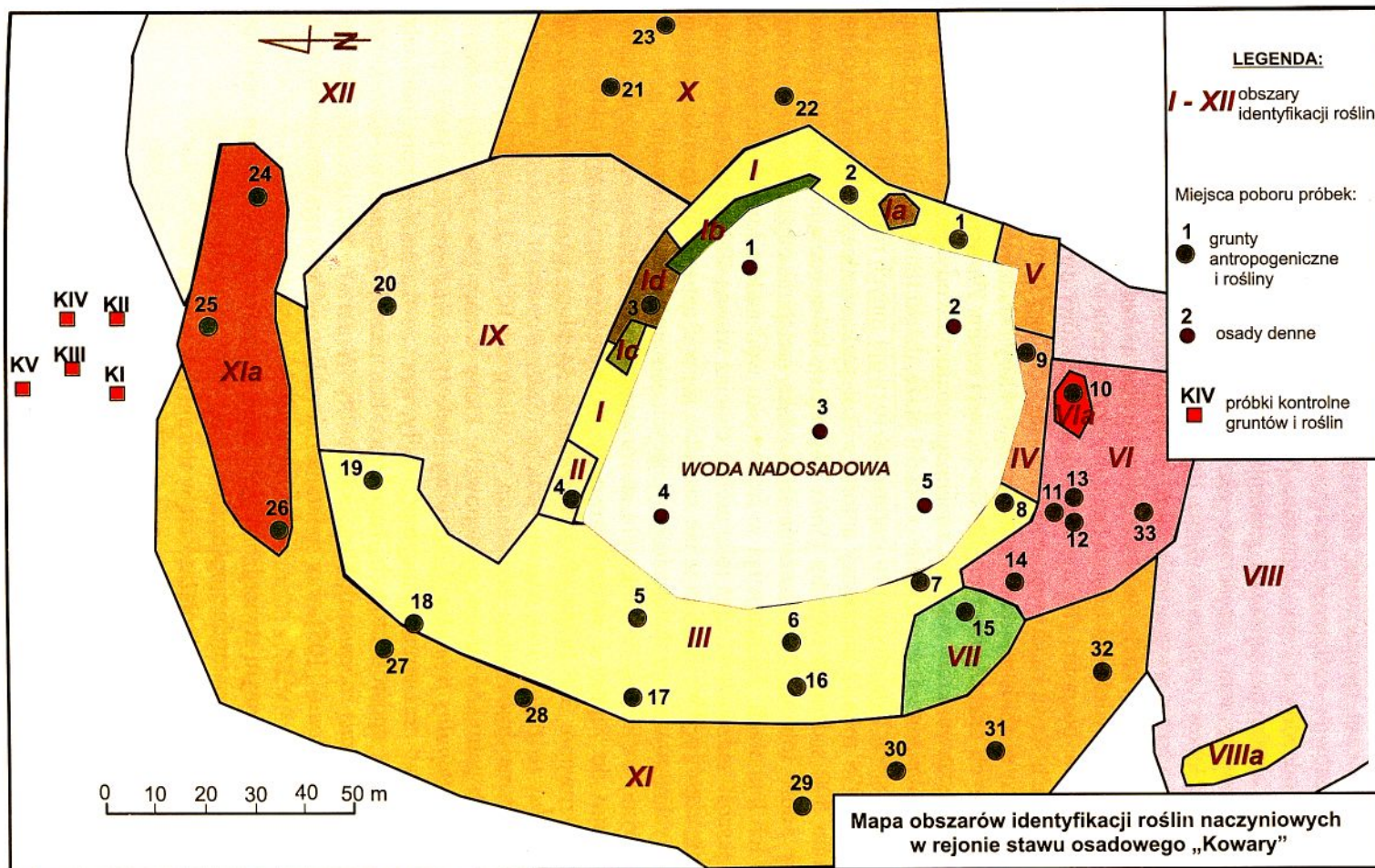


Rys. 8. Liczność i liczba gatunków mikroorganizmów w stawie osadowym w Kowarach [99]

Fig. 8. The quantity of microorganisms in $1 \text{ cm}^3 \cdot 10^{-6}$ and the number of their species in the "Kowary" tailing pond [99]

Flora w obszarze oddziaływania osadnika „Kowary”

Charakterystykę flory naczyniowej opracowano na podstawie badań terenowych wykonanych w sezonie wegetacyjnym w miesiącu sierpniu 1999 r. W celu przeprowadzenia analizy teren badań podzielono na 12 obszarów wyróżniających się odmiennym składem gatunkowym. Obszary były połączone ze sobą strefami przejścia. Ze względu na występujące w obrębie obszarów charakterystyczne zestawy florystyczne, wyróżniono kilka podobszarów. Obszar badany zależał od powierzchni zajmowanej przez poszczególne stadia i od wskaźnika pokrycia. Obszary wyróżnione zostały zaznaczone na rysunku 9, a występujące rośliny identyfikowano zgodnie z kluczem do oznaczania roślin [187, 196, 228].



Rys. 9. Obszary występującej roślinności w stawie i otoczeniu stawu osadowego „Kowary” [105]

Fig. 9. Distribution of plants inside and in the vicinity of the “Kowary” tailing pond [105]

Zespoły i zbiorowiska roślinne powstały bez ingerencji człowieka w trwającym około 30 lat procesie spontanicznej sukcesji [105]. Teren osadnika, zajmujący obszar 2,5 ha, zdominowała roślinność pionierska, tworząc swoisty ekosystem w miejscu składowania odpadów i jego otoczeniu. Południową część stawu, obejmującą powierzchnię około 0,5 ha, zajmował „zbiornik wodny” gromadzący bieżące ścieki przemysłowe. Obwałowania i częściowo plaże były pokryte roślinnością samosiejną (brzoza, olsza, krzewy, roślinność zielna, trawy itp.). W kilku miejscach na zachodniej skarpie odpowietrznej występowała także wodolubna roślinność, wskazująca na występowanie wilgotnych miejsc w obwałowaniach stawu osadowego.

Z grupy makrohydrofitów odporna na zanieczyszczenia w wodzie nadosadowej była jedynie trzcina pospolita (*Phragmites communis*), której dwa duże płyty występowały na plażach stawu osadowego po przeciwległych jego stronach. Roślina ta miała swoje siedlisko w mulistym dnie osadu dennego, który składał się z osadów odpadów technologicznych oraz obumarłych glonów i części roślin. *Phragmites communis* zajmowała brzeg stawu, który wskutek zmiennego poziomu wody, przemieszczającej się w głąb, przy obniżonym jej poziomie odsłaniał plażę, dzięki temu trzcina zasiedlała ją, przerastając i stwarzając stopniowo warunki do rozwoju innych roślin [105].

Wiosną 1998 roku, z inicjatywy autora, wokół oczka wodnego eksperymentalnie posadzono 500 sadzonek wierzby (*Salix viminalis*), którą cechuje wysoki przyrost biomasy i duża tolerancja na skażenia środowiska metalami ciężkimi oraz znaczny stopień ich kumulacji. Jej adaptacja w środowisku wód nadosadowych nie powiodła się i większość sadzonek w ciągu roku uschła, chociaż wiosną 1999 roku obserwowano ulistnienie części pędów. Roślina ta nie zasiedliła się w skażonym środowisku i została z niego wyeliminowana na skutek niesprzyjających warunków do jej rozwoju.

Oznaczono roślinność w otoczeniu stawu osadowego, gdzie teren przylegający bezpośrednio do zapory i stawu porośnięty był samosiewami drzew i krzewów. Zinventaryzowano: 328 brzoź (*Betula pendula*), 34 klony (*Acer platanoides*), 70 osik (*Populus tremula*), 104 wierzby kruche (*Salix fragilis*) i wierzby iwy (*Salix caprea*) – forma drzewiasta i krzewiasta, w wieku od 10 do 25 lat [124]. Oprócz dominujących gatunków drzew występowały: klony jawory (*Acer pseudoplatanus*), topole osiki (*Populus tremula*), jesiony wyniosłe (*Fraxinus excelsior*) [105]. Plaże stawu osadowego oraz teren do niego przyległy, wraz ze skarpami zapory, porastały również krzewy, spośród których oznaczono: bez czarny (*Sambucus nigra*), bez koralowy (*Sambucus racemosa*), bluszcz pospolity (*Hedera helix*), leszczynę pospolitą (*Corylus avellana*) [105] oraz spontaniczna roślinność wykształcona w wyniku naturalnej sukcesji.

W materiale roślinnym stwierdzono, że drzewa i krzewy pod względem morfologicznym odbiegały od naturalnej postaci, od której wyróżniały się [124]:

- skróconą wysokością i miąższością w stosunku do wieku,
- szablitym pokrojem pnia z krzywiznami kilkustronnymi,
- słabo rozbudowaną koroną,
- pofałdowaną i popękaną korą.

Dokumentacja zespołów roślinnych wykazała, że mimo ekstremalnych warunków siedliskowych – mała wilgotność i zróżnicowanie odczynu podłoża, uboga zawartość składników odżywczych, odkryty teren górski, charakteryzujący się silnymi wiatrami i silnym nasłonecznieniem, występujące promieniowanie radioaktywne i skażenie metalami ciężkimi, to na obszarze stawu osadowego występowało kilkadziesiąt gatunków roślin ruderalnych – gatunki siedlisk ubogich, w tym uznane za gatunki metalolubne i metalotolerancyjne (lepnica rozdęta – *Silene vulgaris*, goździk kartuszek – *Dianthus carthusianorum*). Siedliska roślin ruderalnych nawet na małych przestrzeniach charakteryzują się dużym zróżnicowaniem i mozaikowością występujących roślin [228].

Tabela 6. Gatunki roślin naczyniowych
oznaczone na badanym obszarze stawu osadowego „Kowary” [105]
Table 6. Species of vascular plants found in the tailing pond “Kowary” [105]

Lp.	Gatunek	Miejsce występowania
1	2	3
1	<i>Acer pseudoplatanus</i> (klon zwyczajny)	IV, XI
2	<i>Achillea millefolium</i> L. (krwawnik pospolity)	II, III, IV, V, VII
3	<i>Aegopodium podagraria</i> L. (podagrycznik pospolity)	III, VI, VII, X, XI
4	<i>Agropyron repens</i> (perz właściwy)	Id, II, VIII
5	<i>Agrostis alba</i> (mietlica biaława)	Ib, Id, II, III, IV, V, VII, XIa
6	<i>Agrostis vulgaris</i> L. (mietlica popolita)	Ib, Id, II, III, IV, V, VI, VII, VIIIa, XI
7	<i>Alnus incana</i> (L.) Moench (olsza szara)	IV, V, VI, VII, VIII, XI, XIa
8	<i>Archangelica officinalis</i> Hoffm. (arcydzięgiel litwor)	XI
9	<i>Arctium lappa</i> (łopian większy)	X, XI
10	<i>Armoracia rusticana</i> (chrzan pospolity)	VI, XIa
11	<i>Phenatherum elatius</i> (rajgras wyniosły)	Id, II, III, IV, V, VII, XI
12	<i>Artemisia vulgaris</i> L. (bylica pospolita)	Ic, II, III, IV, V, VII, IX, X, XI
13	<i>Betula pendula</i> (brzoza brodawkowata)	Ib, Id, II, IV, V, VI, VII, VIII, IX, XI, XIa
14	<i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth (trzcinnik piaskowy)	XI, XIa
15	<i>Campanula patula</i> L. (dzwonek rozpierzchły)	Ib, II, III, IV, V
16	<i>Capsella bursa-pastoris</i> (tasznik pospolity)	II, III, IV, V, VII, IX, XI
17	<i>Chaerophyllum aromaticum</i> (świerżabek korzenny)	VIII
18	<i>Chamaenerion angustifolium</i> (wierzbówka kiprzyca)	X, XIa
19	<i>Chamomilla recutita</i> (rumianek pospolity)	III, IV, V, VI, VII, VIII
20	<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop. (ostrożeń polny)	II, IV
21	<i>Clinopodium vulgare</i> (czyścica storzyszek)	II, III, IV, V, VI, VII, XI
22	<i>Convolvulus arvensis</i> (powój polny)	III, IV, V, VII, IX
23	<i>Corylus avellana</i> (leszczyna pospolita)	XII
24	<i>Cynosures cristatus</i> (grzebienica pospolita)	XII
25	<i>Dactylis glomerata</i> (kupkówka pospolita)	Id, II, III, IX, XI

1	2	3
26	<i>Daucus carota</i> L. (marchew zwyczajna)	Ib, Id, II, III, IV, V, VI, VII, VIII, IX, XIa
27	<i>Dianthus carthusianorum</i> (goździk kartuzek)	II, III, IV, V, VII
28	<i>Epilobium montanum</i> (wierzbowica górską)	III, IV, V, VII
29	<i>Equisetum arvense</i> (skrzyp polny)	VIII
30	<i>Fragaria vesca</i> (poziomka pospolita)	XI
31	<i>Fraxinus excelsior</i> L. (jesion wyniosły)	III, IV, V, VII, XIa
32	<i>Galium mollugo</i> L. (przytulia pospolita)	V, XI
33	<i>Galium uliginosum</i> L. (przytulia bagienna)	III, IV, V, VII
34	<i>Geranium robertianum</i> (bodziszek cuchnący)	VI, XI
35	<i>Hedera helix</i> (bluszcz pospolity)	VI
36	<i>Hieracium pilosella</i> (jastrzębiec kosmaczek)	VIII
37	<i>Hypericum perforatum</i> (dziurawiec zwyczajny)	III, IV, V, VII, IX
38	<i>Impatiens noli-tangere</i> L. (niecierpek pospolity)	Ic, II, III, IV, V, VII, IX
39	<i>Impatiens parviflora</i> (niecierpek drobnokwiatowy)	XI
40	<i>Jasione montana</i> (jasieniec piaszkowy)	VIII, XII
41	<i>Juncus conglomeratus</i> (sit skupiony)	X
42	<i>Juncus macer</i> (sit chudy)	IV
43	<i>Lamium album</i> (jasnota biała)	VIIIa
44	<i>Larix europea</i> Mill. (modrzew europejski)	VI
45	<i>Lathyrus pratensis</i> (groszek żółty)	VI
46	<i>Leontodon hispidus</i> (brodawnik zwyczajny)	III, IV, V, VII
47	<i>Levisticum officinale</i> (lubczyk ogrodowy)	III, IV, V, VII
48	<i>Linaria vulgaris</i> (Inica pospolita)	XIa
49	<i>Lotus corniculatus</i> L. (komonica zwyczajna)	Ic, Id, II, III, IV, V, VI, VII, IX
50	<i>Luzula multiflora</i> (kosmatka licznokwiatowa)	III, IV, V, VII
51	<i>Malva alcea</i> (ślaz zygmarek)	Id, II
52	<i>Matricaria chamomilla</i> L. (rumianek pospolity)	VIII
53	<i>Matricaria perforata</i> (maruna bezwonna)	III, IV, V, VII
54	<i>Medicago lupulina</i> L. (lucerna nerkowata)	Ib, II, VIII
55	<i>Melilotus albus</i> Med. (nostrzyk biały)	III, IV, V, VII
56	<i>Melilotus officinale</i> (nostrzyk żółty)	III, IV, V, VII, XI
57	<i>Mimulus guttatus</i> (kroplik żółty)	III, IV, V, VII, XI
58	<i>Phleum pratense</i> (tymotka łąkowa)	III, IV, V, VII, XII
59	<i>Phragmites communis</i> Trin. (trzcina pospolita)	Id, II, XI
60	<i>Picea excelsa</i> Link (świerk pospolity)	Ia, III, IV, V
61	<i>Plantago media</i> (babka średnia)	VIII
62	<i>Plantago lanceolata</i> (babka lancetowata)	VIIIa
63	<i>Plantago major</i> (babka zwyczajna)	III, IV, V, VI, VII, VIIIa, X
64	<i>Poa annua</i> (wiechlina roczna)	I, II, III, IV, V, VI, VII, VIII, IX, XI
65	<i>Polygonum amphibium</i> L. (rdost ziemnowodny)	Ib, Id, II, III, IV, V, VI, VII, VIII, IX, XI
66	<i>Polygonum cuspidatum</i> Sieb. (rdost ostrokończysty)	XII

1	2	3
67	<i>Populus tremula</i> L. (topola osika)	XII
68	<i>Potentilla erecta</i> (pięciornik kurze ziele)	VI, VII, VIII
69	<i>Prenanthes purpurea</i> (przynęt purpurowy)	III, IV, V, VI, VII
70	<i>Prunella vulgaris</i> (głownienka pospolita)	III, IV, V,
71	<i>Pulsatilla sp</i> (sasanka)	VIIIa
72	<i>Rubus idaeus</i> L. (malina pospolita)	VIII
73	<i>Rumex acetosa</i> (szczaw zwyczajny)	III, IV, V, VI, VII, XIa
74	<i>Salix caprea</i> L. (wierzba iwa)	VI, XI
75	<i>Sambucus nigra</i> L. (bez czarny)	II, VI, VII, VIII, XI, XIa
76	<i>Sambucus racemosa</i> L. (bez koralowy)	VIIIa
77	<i>Senecio Fuchsii</i> Gmel. (starzec Fuchsa)	IV, V
78	<i>Senecio nemorensis</i> L. (starzec gajowy)	VIII, XIa
79	<i>Senecio vulgaris</i> (starzec zwyczajny)	III
80	<i>Silene vulgaris</i> (lepnica rozdęta)	III, IV, V, VII, X, XI
81	<i>Sisymbrium officinale</i> L. (stulisz lekarski)	VIII
82	<i>Stachys silvatica</i> (czyściec leśny)	XII
83	<i>Stellaria media</i> (gwiazdnica pospolita)	III, IV, V, VII
84	<i>Symphytum officinale</i> (żywokost lekarski)	XII
85	<i>Tantacetum vulgare</i> L. (wrotycz pospolity)	II, III, IV, V, VI, VII, IX, X, XI, XIa
86	<i>Taraxacum officinale</i> Web. (mniszek lekarski)	III, IV, V, VI, VII
87	<i>Thlaspi arvense</i> (tobołki polne)	VIII
88	<i>Thymus serpyllum</i> (macierzanka piaskowa)	VIII
89	<i>Trifolium campestre</i> Schreb.(koniczyna różnoogonkowa)	III, IV, V, VII
90	<i>Trifolium pratense</i> L.(koniczyna łąkowa)	III, IV, V, VII
91	<i>Trifolium repens</i> L. (koniczyna biała)	III, IV, V, VII
92	<i>Tussilago farfara</i> L. (podbiał pospolity)	Ib, II, III, IV, V, VII, VIII, IX, XI
93	<i>Ulmus sp</i> (wiąz)	XII
94	<i>Urtica dioica</i> L.(pokrzywa zwyczajna)	VI, VIII, X, XI, XIa
95	<i>Viccia cracca</i> L. (wyka ptasia)	III, IV, V, VII

Charakterystyka mikrobiologiczna gruntów antropogenicznych stawu osadowego

Proces glebotwórczy pod roślinami pionierskimi zachodzi przede wszystkim w górnym poziomie siedlisk (umownie 0÷25 cm). Z badań procesów glebotwórczych pod pionierskimi nasadzeniami leśnymi wynika, że w okresie od 20 do 70 lat na gruntach pogórnicznych proces glebotwórczy osiągnął stan inicjalny i w tym przedziale czasu wykształcił się zaledwie kilkucentymetrowy poziom akumulacyjno-próchniczny [52].

W tabeli 7. przedstawiono wartości najistotniejszych parametrów mikrobiologicznych, oceniających procesy glebotwórcze, które zachodziły w silnie skażonym środowisku otoczenia stawu osadowego.

Tabela 7. Wyniki analizy mikrobiologicznej gruntów z otoczenia stawu osadowego „Kowary” [73, 100]
 Table 7. Results of microbiological analysis of soils in the vicinity of the “Kowary” tailing pond [73, 100]

Nr próby	NPL bakterii z grupy coli komórek·g ⁻¹ s.m.	Liczebność drobnoustrojów komórek·g ⁻¹ s.m.								Aktywność dehydrogenazowa prób μgTF/g s.m.	Ilość CO ₂ wydzielanego przez grunt mg CO ₂ /g 24 h
		Bakterie					Promieniowców	Grzybów			
		psychrofilnych	mezofilnych	względnie beztlenowych	slabo zakwaszających	silnie zakwaszających		pleśniowych	drożdżoidalnych		
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1	6	6204	50760	0	40600	0	0	77	110	0	0
2	3	2964	22800	2300	16644	0	0	20	210	0	0
3	2	875	3000	1077	75750	125	0	53	10	0	0
4	3	14224	2540	340	59944	1016	0	20	2890	0	0
5	100	17368	18370	520	205744	668	167	2	2535	0	0
6	24	19200	21600	3210	257280	0	120	11	987	10,15	4,19
7	262	44044	8470	116	170368	121	0	2	2354	2,23	1,10
8	3	5945	17400	102	234320	1305	0	12	2456	0	0
9	319	21460	14500	412	149640	2175	0	2	2546	21,55	0
10	0	0	0	27	0	0	0	5	0	0	0
11	0	8	0	0	236800	12160	0	76	0	0	0
12	0	0	0	0	43269	8856	0	51	0	0	0
13	0	0	0	0	29000	171680	0	4	0	0	0
14	0	106	0	68	123352	2214	0	76	0	0	0
15	255	348	487	1040	26216	1852	1278	15	3450	40,69	4,19
16	2	70512	84750	296	370640	452	339	7	3210	21,03	3,30
17	2	207920	38420	640	177184	1356	452	4	3241	36,39	2,64
18	2	31524	33900	990	109224	666	0	11	987	3,78	2,42
19	2	40936	60690	1200	155176	357	476	2	2170	3,95	0
20	262	22372	72590	1098	181832	2380	1	4	2987	0	0
21	251	56316	27360	1215	408576	2622	452	6	3245	0	0
22	3	37338	53340	720	40640	254	0	2	1234	0	0
23	251	35796	104880	876	164160	2394	0	7	1321	119,02	9,90

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
24	249	24973	1130	2987	169952	3051	0	2	2876	7,69	1,98
25	2	74328	25080	104	193344	456	909	6	2879	0	0
26	2	71760	14950	998	34040	3565	574	3	2786	0	0
27	2	38410	12650	1023	180320	1840	688	0	2980	7,95	4,18
28	2	30956	40330	284	66272	981	0	0	2564	0	0
29	2	108000	75600	650	106272	432	108	13	2765	13,11	3,30
30	3	34060	24700	2130	55120	572	0	2	2675	16,82	11,00
31	3120	106600	39000	2111	17160	910	84	4	2563	6,15	11,0
32	3312	59064	45540	1521	218592	414	0	8	1987	13,16	5,50
33	0	240	0	11	236160	2160	242	26	2013	0	0
KI*	271	15990000	12792000	32140	744224	50676	613500	150	1256	41,3	10,16
KII*	264	18480000	14520000	13240	122880	26160	233918	220	987	40,35	9,87
KIII*	264	19270000	13110000	10768	258960	36720	481928	187	1987	34,95	10,54
KIV*	2	17280000	14130000	12564	346840	44390	359281	198	2209	29,26	8,25
KV*	2	18540000	15270000	11987	137128	26352	365854	202	2567	38,15	9,43

NPL – najbardziej prawdopodobna liczba,

*KI – KV – próbki kontrolne.

Liczebność mikroorganizmów w próbach gruntów pobranych na terenie stawu osadowego (rys. 9.) była stosunkowo niewielka, czego przyczyną było toksyczne oddziaływanie zanieczyszczeń. Stan taki wpływał na spowolnienie procesów rozkładu materii organicznej i tworzenia humusu. Próbkki gruntów o niskim pH i podwyższonej radioaktywności charakteryzowały się eliminacją większości grup drobnoustrojów, z wyjątkiem bakterii acidofilnych i grzybów (próbki od 10. do 14.). Próbkki zlokalizowane na brzegu wokół oczka wodnego (próbki 1÷9) narażane były na zmienne warunki tlenowe, wiążące się ze zmianami poziomu lustra wód nadosadowych (zalewanie i odsłanianie powierzchni). W próbkach kontrolnych liczba mikroorganizmów względnie beztlenowych była rzędu 10^4 , natomiast w próbkach pomiarowych zawierała się w przedziale $0\div 10^3$ komórek·g⁻¹ s.m.

W próbkach gruntu bakterie psychrofilne i mezofilne występowały w ilościach o dwa rzędy niższych niż w próbkach kontrolnych (KI–KV). Największe wartości bakterii psychrofilnych wykazywały próbki 17., 29. i 31., natomiast mezofilnych – próbka 23. Całkowitą eliminację lub niewielką liczbę obu grup bakterii wykazywały próbki z obszaru niskiego pH (próbki od 10. do 14.).

Liczebność promieniowców w próbkach była ograniczona lub nie stwierdzano ich obecności, co świadczy o skażeniu terenu. W próbce 15. stwierdzono ich najliczniejszą obecność 1278 komórek·g⁻¹ s.m. (w próbach kontrolnych stwierdzano liczebność na poziomie 10^5 komórek·g⁻¹ s.m.).

Liczebność grzybów pleśniowych w próbkach z badanego terenu zawierała się w przedziale $0\div 77$ komórek·g⁻¹ s.m. i była 2–3-krotnie mniejsza niż w próbkach kontrolnych. Ilość drożdży natomiast w próbkach gruntów badanego terenu, z wyjątkiem obszaru całkowicie pozbawionego drożdży, była stosunkowo duża i zawierała się w przedziale od 10 do 3450, uzyskując poziom obszaru kontrolnego (KI–KV).

Mikroflora bytująca w obszarze pobranych próbek odznaczała się małą aktywnością biologiczną, czego dowodem był brak aktywności oddechowej w 18 analizowanych próbkach oraz niewielka aktywność dehydrogenazowa. Stwierdzono zależność pomiędzy aktywnością dehydrogenazową a ilością wydzielanego ditlenku węgla przez próbki gruntów. Dla próbek 15., 16., 17. i 23. poziom aktywności dehydrogenazowej wykazywał poziom w próbkach kontrolnych.

Obecność kwasolubnych drobnoustrojów, stwierdzonych w próbkach obejmujących obszar niskiego pH, związana była z ługowaniem metali ciężkich z gruntów półki pośredniej (ruda pirytowa).

3.1.5. SKAŻENIA RADIOAKTYWNE

3.1.5.1. TEREN KOPALNI „RADONIÓW”

Dostępne informacje dotyczące radioaktywności tego terenu stanowią materiał różny jakościowo i przeznaczony przede wszystkim dla zamawiającego pomiary. Stanowią go dostępne publikowane i niepublikowane wyniki pomiarów: Akademii Górniczo-

-Hutniczej w Krakowie (AGH) [30, 165–167, 169], Instytutu Medycyny Pracy im. prof. dr. med. Jerzego Nofera (IMP) [31], Państwowej Agencji Atomistyki (PAA) (Biuro Obsługi Roszczeń b. Pracowników Zakładów Przemysłowych R-1 w Jeleniej Górze) [95], Centralnego Laboratorium Ochrony Radiologicznej (CLOR) [267, 268] i Wojskowego Instytutu Chemii i Radiometrii w Warszawie (WICHiR) [155].

Przeprowadzone przez AGH w 1971 r. pomiary promieniowania gamma na terenie hałdy skały płonnej mają obecnie znaczenie faktograficzne, ponieważ badaną hałdę poddano wtórnej eksploatacji. W okresie przeprowadzanych pomiarów występowały miejsca, gdzie moc dawki wynosiła $20 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$. Średnio jednak wartość mocy dawki pięciokrotnie przewyższała wartość tła [11, 165–167, 169]. Hałda wykazywała silną erozję wodną (deszczową). Wiązało się z tym przemieszczanie uranu, który w warunkach utleniających jest łatwo ługowany z odpadów skalnych oraz minerałów i transportowany w wodach powierzchniowych na sąsiadujące z hałdą tereny. Oddziaływanie to obserwowano w próbkach popiołów otrzymanych ze spalania rosnących w pobliżu roślin, w których zawartość uranu wynosiła: modrzew – $260 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, świerk – $460 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, ziemniaki – $330 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ [166, 167].

W pomiarach przeprowadzonych po 23 latach w próbkach materiału skalnego pobranego z hałd średnia moc dawki pochłoniętej wynosiła $0,8 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$, a analiza spektrometryczna skał z hałdy wykazała zawartość uranu 42,43 i $490,28 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. W próbce materiału z tzw. „hałdy piaskowej” stwierdzono natomiast zawartość uranu $30,90 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, a w próbce gleby oddalonej 50 m od hałdy – $69,25 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ [11, 165–167, 169].

O wymywaniu pierwiastków promieniotwórczych z materiału hałd świadczą przeprowadzone przez WICHiR pomiary spektrometryczne próbek gleby pobranych poniżej hałdy, wykazujące zwiększenie zawartości izotopów w stosunku do próbki kontrolnej pobranej powyżej. Aktywność izotopu ^{226}Ra w analizowanych próbkach wynosiła 340 i $487 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, wobec $100 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ dla próbki kontrolnej [155].

Podczas wizji lokalnych w Sudetach różnych obiektów „pouranowych” IMP wykonał w 1995 roku porównawcze pomiary aktywności naturalnych pierwiastków promieniotwórczych. W Radoniowie dla 8 próbek gleb z pól uprawnych i łąki w otoczeniu hałd stwierdzono: obecność izotopów ^{226}Ra od 73 ± 4 do $443 \pm 15 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, ^{232}Th od 30 ± 8 do $52 \pm 9 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ i ^{40}K od 422 ± 30 do $995 \pm 65 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ [31]. Dla porównania wartości średnie dla gleb polskich wynoszą ^{226}Ra $25,2 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, ^{40}K $410 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ [252], natomiast dla województwa dolnośląskiego ^{226}Ra – $36,0 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, ^{228}Ac – $30,0 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, ^{40}K – $537 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ [7–10].

Pomiary mocy $H^*(10)$ w powietrzu otwartym wykonane przez IMP na terenie hałd i w ich otoczeniu wykazały wartości w przedziale $0,15 \div 2,0 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ [31].

W wyniku przeprowadzonych przez PAA w roku 2001 badań środowiskowych na obszarze byłej kopalni „Radoniów” stwierdzono maksymalne wartości ($2400 \text{ nSv}\cdot\text{h}^{-1}$) w obrębie hałdy piaskowej i skarpy osadnika, natomiast w pobliżu zbiornika p.poż. – $1650 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$, obok szybu nr 8 – $1200 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$, we wschodniej części hałdy – $1100 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ oraz w jednym miejscu na południowej granicy drogi polnej –

1150 $\mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ [95]. Wymienione miejsca miały charakter punktowy i zajmowały obszary o średnicy 2÷4 m. Pozostały teren kopalni w rejonie hałd i w ich bezpośrednim otoczeniu, tj. na obszarze około 6,5 ha, monitoring radiometryczny wykazał wartości mocy $H^*(10)$ w zakresie od 0,30 do 0,60 $\mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ [95].

W ekspertyzie, na zlecenie wykonawcy budowy obwodnicy drogowej, wykonanej pod koniec roku 2003 przez pracowników CLOR-u Warszawa, przeprowadzono [267, 268]:

- pomiary środowiskowe na terenie zwałowiska odpadów kopalnianych,
- ocenę przydatności materiału skalnego z hałdy do wykorzystania na budowie drogi,
- analizę narażenia pracowników zatrudnionych przy pracach związanych z materiałem promieniotwórczym zgromadzonym na hałdzie.

Określając moc dawki promieniowania gamma, wykazano, że w 41 punktach pomiarowych wartości mocy dawki promieniowania gamma zawarte były w granicach 300÷1800 $\text{nGy}\cdot\text{h}^{-1}$. Do oceny przydatności materiału skalnego z hałd do wykorzystania na budowie drogi wykonano badania 51 próbek materiału skalnego (41 próbek spod powierzchniowej warstwy materiału skalnego oraz 10 próbek z głębokich warstw materiału hałdy). Obliczone, na podstawie wyników analiz spektrometrycznych, wskaźniki aktywności f_1 i f_2 , zgodnie z rozporządzeniem Rady Ministrów [193], wykazały [267, 268]:

- istnienie 2 tzw. „gorących punktów” (na obszarze hałd 6. i 7. – rys. 12.), z których materiał nie powinien być wykorzystywany do jakichkolwiek celów budowlanych,
- niespełnienie wymagań § 3. pkt 4. rozporządzenia [193] przez 35% pobranych próbek, co znaczy, że materiał z tych miejsc może być wykorzystany do założonych celów budowlanych jedynie po zmieszaniu w stosunku 1:1 z materiałem nieaktywnym promieniotwórczo ($f_1 \leq 1$ i $f_2 \leq 200 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$),
- spełnienie przez pozostałe próbki wymagań przynajmniej jednego z 3 punktów § 3. rozporządzenia [193], co oznacza, że materiał z tych miejsc może być użyty do budowy nasypów przy zachowaniu odpowiedniej zabudowy i warstw ochronnych.

Warunki pracy pracowników zatrudnionych do prac na terenie byłej kopalni lub podczas wbudowywania materiału hałd powinny spełniać przepisy ochrony radiologicznej [192].

Przeprowadzone w 1995 r. przez IMP badania kontrolne stężenia radonu w powietrzu otwartym obok hałdy wynosiły: 21,6 latem i 29,7 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ zimą [31]. Okresowe stężenia radonu w pomieszczeniach budynków mieszkalnych, oddalonych od terenu kopalni o około 500 m, wynosiły od 45 do 101 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, a w powietrzu otwartym od 16,6 do 38,8 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, w zależności od pory roku [31]. Najczęściej większe stężenia radonu w powietrzu glebowym notowane są w okresie letnim, gdy gleba jest wysuszona i jest wyższy gradient temperatury, przeciwdziałający wydostawaniu się radonu z gleby [222].

3.1.5.2. STAW OSADOWY „KOWARY”

Moc dawki promieniowania jonizującego

Staw osadowy, jako obiekt podległy szczególnemu nadzorowi PAA, był objęty monitoringiem radiometrycznym [93, 94]. Pomiaru takie prowadziła również Politechnika Wrocławska, aktualny użytkownik osadnika [23, 24, 26, 269]. Na podstawie tych wyników pomiarów mocy $H^*(10)$, przeprowadzonych na wysokości 1 m nad powierzchnią, a przedstawionych w raportach [23, 26], opracowano mapę rozkładu mocy $H^*(10)$ stawu osadowego i jego otoczenia – stan na wrzesień 1999 r. Pomiaru wykazały występowanie dwóch anomalii promieniotwórczych [23, 26]:

- w południowej części osadnika na półce pośredniej, gdzie moc $H^*(10)$ wynosiła $5070 \text{ nSv}\cdot\text{h}^{-1}$ – obszar ten zajmował powierzchnię ok. 500 m^2 ,
- w północnej części grobli stawu moc $H^*(10)$ wynosiła $750\div 2500 \text{ nSv}\cdot\text{h}^{-1}$ powyżej tła – obszar o powierzchni ok. 1300 m^2 z punktowym miejscem o średnicy 1 m i mocy $H^*(10)$ $4500 \text{ nSv}\cdot\text{h}^{-1}$.

Wykonane w roku 1996 przez zespół z AGH pomiary potwierdziły istnienie anomalii promieniotwórczej w południowej części osadnika. Stwierdzono tam największą wartość mocy dawki promieniowania gamma, wynoszącą $<4,77 \mu\text{G}\cdot\text{h}^{-1}$, natomiast zmierzona moc dawki na plażach stawu osadowego wynosiła $0,26\div 0,83 \mu\text{G}\cdot\text{h}^{-1}$ [166, 169].

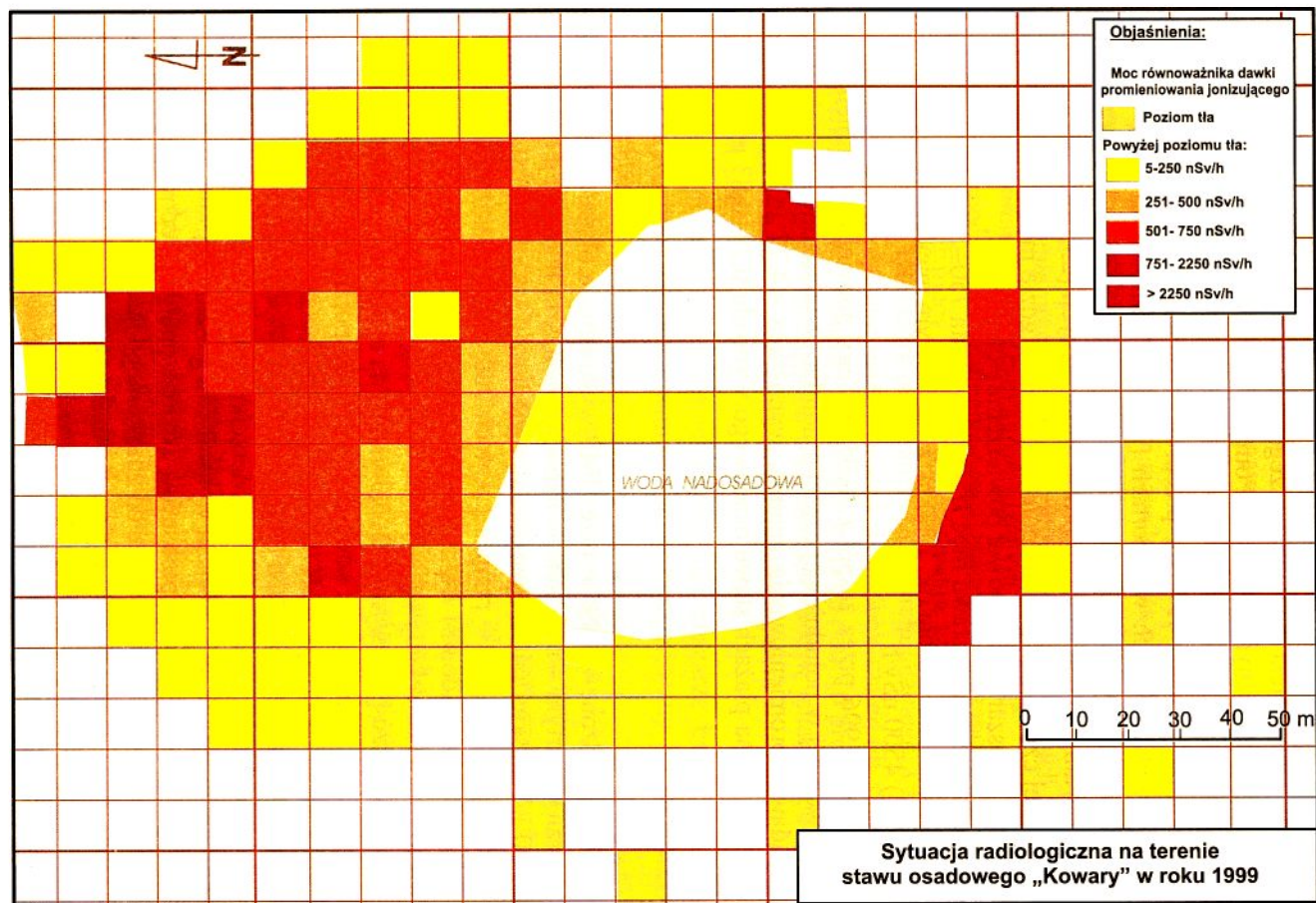
Radon

Pomiary przeprowadzone w 1995 r. przez IMP wykazały, że okresowe stężenia radonu w powietrzu otwartym – mierzone w okolicy najbliższej lokalizacji osadnika na ul. Wiejskiej 30 i Wiejskiej 64 – wynosiły odpowiednio: $13,1$ i $<3,40 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ latem oraz $9,61$ i $21,6 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ zimą, a w pomieszczeniach budynków mieszkalnych na terenie Kowar Górnych – od 57 do $681 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, w zależności od pory roku [31].

Prace przygotowawcze rekultywacji stawu osadowego obejmowały również pomiary radonu w powietrzu glebowym ($0,2\div 0,3 \text{ m ppt}$) na obszarze osadnika „Kowary” oraz w przyległych do tego terenu sztolniach. Miejsca pomiarów, wykonanych za pomocą 31 detektorów śladowych LR-115, zostały zaznaczone na mapie (rys. 15.), a wyniki pomiarów zestawiono w tabeli 8.

W sztolniach pomiary prowadzono na powierzchni gruntu. Czas ekspozycji detektorów, które uprzednio poddano kalibracji, wynosił 456 godzin [25].

W wyniku przeprowadzonych pomiarów stwierdzono występowanie rejonów o zwiększonej emanacji radonu w stosunku do zmierzonego tła. Występuje ona w granicach tzw. „północnej” anomalii radiologicznej (maksimum stężenia $86,8 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-3}$). Obserwowano również rejony o lokalnym podwyższeniu stężenia radonu, np. detektor nr 25 (punkt pomiarowy 22), [25]. Detektor ten wykazał prawdopodobnie radon uchodzący z zabetonowanej sztolni Jedlica, który znalazł ujście w otoczeniu tego punktu pomiarowego.



Rys. 10. Rozkład mocy przestrzennego równoważnika dawki promieniowania jonizującego na terenie stawu osadowego „Kowary” – wrzesień 1999 r. (wykonano na podstawie [23, 26])

Fig. 10. Distribution of the ambient dose equivalent rate of the ionizing radiation in the area of the “Kowary” tailing pond, September 1999 (based on [23, 26])

Tabela 8. Stężenie radonu w powietrzu glebowym osadnika „Kowary” i pobliskich sztolniach [25]
 Table 8. Concentration of radon in the soil air of the “Kowary” tailing pond
 and in the neighboring off-take drifts [25]

Lp.	Nr detektora	Lokalizacja	Stężenie radonu		Lp.	Nr detektora	Lokalizacja	Stężenie radonu	
			c_{Rn}	$\pm\Delta c_{Rn}$				c_{Rn}	$\pm\Delta c_{Rn}$
			kBq·m ⁻³					kBq·m ⁻³	
1	2	skarpa	2,6	0,3	17	20	plaża	6,2	0,6
2	4	plaża	5,1	0,5	18	21	wał osadnika	24,8	2,5
3	5	półka pośrednia	1,8	0,2	19	22	plaża	19,2	1,9
4	6	skarpa	26,5	2,6	20	23	wał osadnika	13,7	1,4
5	7	skarpa	4,9	0,5	21	24	podnóże waju	0,3	0,03
6	8	wał osadnika	1,3	0,1	22	25	podnóże waju	6,3	0,6
7	9	sztolnia Jedlica	1,3	0,1	23	26	skarpa	1,2	0,1
8	10	półka pośrednia	8,1	0,8	24	27	skarpa	1,3	0,1
9	11	półka pośrednia	1,2	0,1	25	29	skarpa	0,3	0,03
10	12	półka pośrednia	4,7	0,5	26	30	podnóże waju	0,1	0,01
11	13	plaża	12,2	1,2	27	31	skarpa	1,5	0,2
12	14	plaża	26,6	2,7	28	32	skarpa	14,6	1,5
13	15	sztolnia Główna	10,6	1,1	29	33	wał osadnika	16,6	1,7
14	16	skarpa	0,30	0,03	30	34	plaża	16,3	1,6
15	18	skarpa	1,7	0,2	31	35	plaża	15,8	1,6
16	19	skarpa	86,8	8,7					

Na obszarze tak zwanej południowej anomalii radiometrycznej – półka pośrednia osadnika – pomiary nie wykazały znaczącej koncentracji radonu, prawdopodobnie niższość warstwy rudy pirytovej tam zdeponowanej była niewielka [25].

3.2. BIODOKUMULACJA

Czynnikiem zagrożenia związanym z obecnością metali ciężkich i radionuklidów w środowisku jest ich biokumulacja w organizmach tworzących łańcuchy troficzne, istnieje bowiem możliwość przedostawania się tych zanieczyszczeń do organizmu człowieka. Biokumulacja pierwiastków przez rośliny jest zależna od możliwości ich poboru z podłoża, a ta zależy od ich ruchliwości w glebie i stężenia w roztworze glebowym [133]. Roślina z podłoża pobiera składniki (kationy i aniony) nie tylko dla niej niezbędne do rozwoju, ale i inne znajdujące się w glebie w formie przyswajalnej [125]. Toksyczny wpływ szkodliwych pierwiastków na rośliny nie zależy zatem od ogólnej ich zawartości, ale jest uwarunkowany stężeniem form rozpuszczalnych. Zawartość form rozpuszczalnych i jonowymiennych w glebie przyjmuje się za kryterium

mobilności pierwiastków (w tym izotopów promieniotwórczych). Decydują o tym głównie takie parametry, jak: odczyn gleby, potencjał redox, skład granulometryczny, pojemność sorpcyjna i zawartość materii organicznej [89, 133]. Procesy pobierania składników z roztworu glebowego przez system korzeniowy roślin są niezwykle skomplikowane. Efektem mechanizmów poboru jest kształtowanie się stężeń składnika wewnątrz komórek rośliny. Składniki oddziałują na siebie wzajemnie w środowisku wzrostu i podczas ich pobierania przez rośliny [178].

Pobór składnika przez roślinę może być preferencyjny lub dyskryminacyjny, zależnie od zachowania się błon biologicznych żywych komórek na powierzchni korzeni roślinnych [116]. Transport składnika w roślinie odbywa się przez włączenie go w system enzymatyczny, regulujący w roślinie procesy transportu [214]. Każdy gatunek roślinny ma specyficzne wymagania i tolerancję w stosunku do poszczególnych składników [141]. O toksyczności decyduje synergistyczne bądź antagonistyczne działanie pierwiastków, które wniknęły do komórek, a także indywidualna wrażliwość gatunkowa roślin. Rezultatem biokumulacji jest osłabienie przebiegu procesu fotosyntezy i spadek przyrostu biomasy.

Miarą oceny ilościowego przechodzenia substancji z gruntu do roślin są współczynniki biokoncentracji. Stanowią one ocenę mobilności i dostępności pierwiastków dla roślin, a definiowane są jako [133, 248]

$$BCF_x = \frac{\text{stężenie pierwiastka } x \text{ w organizmie}}{\text{stężenie pierwiastka } x \text{ w otaczającym środowisku}} \quad (6)$$

Tym samym współczynnik biokoncentracji BCF_x wyraża zbiorczo sumę wszystkich zachodzących procesów przekazywania substancji x ze środowiska wzrostu do rośliny.

3.2.1. BOKUMULACJA PIERWIASTKÓW ŚLADOWYCH W ROŚLINACH

Zawartość pierwiastków śladowych w roślinach, jak przedstawiono w podrozdziale 3.2, nie zawsze wzrasta proporcjonalnie do ich zawartości w glebie [46].

Cynk, jako pierwiastek amfoteryczny, jest pierwiastkiem ruchliwym zarówno w środowisku kwaśnym, jak i zasadowym [225], ale jest uważany za pierwiastek mało ruchliwy w glebie [125]. W odróżnieniu od ołowiu i kadmu, jest zaliczany do mikroelementów i jest pierwiastkiem niezbędnym w procesach metabolicznych. Z toksycznym działaniem cynku na rośliny, zależnie od ich gatunku i właściwości gleb, należy się liczyć przy zawartościach – podawanych przez różne źródła – od 100 do 500 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ [46], 72÷130 [224], 50÷400 [198]. Można więc przyjąć za szkodliwą dla organizmów roślinnych zawartość cynku na poziomie 150 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ [80, 184]. W opracowaniu [46] za wartość krytyczną dla najwrażliwszych gatunków roślin przyjęto wartość 150 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Tolerancja roślin na nadmiar cynku w podłożu zależy od zdolności wiązania tego pierwiastka w ściankach komórkowych roślin, a szczególnie korzeni [125]. Doświadczalnie stwierdzono, że korzenie roślin, w których obserwowano kilkakrotnie większe zawartości metali ciężkich, w porównaniu do części nadziemnych, mogą stanowić barierę ograniczającą migrację metali do pędów liści i owoców [125, 184]. Zasobność podłoża w cynk obniża częściowo pobór kadmu przez rośliny [125] i przez to może zmniejszyć przenikanie kadmu do łańcucha pokarmowego [235].

Szkodliwe działanie kadmu na organizmy żywe – rośliny, zwierzęta, ludzi – polega na dużym powinowactwie tego pierwiastka do grup tiolowych zawartych między innymi w enzymach i białkach oraz podstawianiu się kadmu w enzymach w miejsce cynku [125]. Biokumulacja kadmu w organizmach żywych jest na ogół proporcjonalna do stężenia w środowisku życia [132]. Jako wartość graniczną dla nieskażonych roślin podawana jest wartość 0,2, a dla roślin o znaczeniu przemysłowym 0,5 mg Cd·kg⁻¹ s.m. [89].

Chrom należy do pierwiastków, które przemieszczają się w niewielkich ilościach do części nadziemnych roślin; pobierany jest przez nie biernie (niemetabolicznie). Szkodliwym dla roślin jonem jest Cr⁶⁺, natomiast kation Cr³⁺ jest unieruchomiany przez białka i zatrzymany w błonach komórkowych. Zakres toksyczności chromu dla roślin zawiera się w przedziale 5÷20 mg Cr·kg⁻¹ s.m. [89].

W przypadku ołowiu obserwowane są ograniczenia w jego przyswajalności przez rośliny. Należy on do najmniej mobilnych pierwiastków w glebie. Łatwo ulega sorpcji, głównie w powierzchniowych poziomach glebowych i tworzy trudno rozpuszczalne związki mineralne i organiczne [125]. Z ostrym toksycznym działaniem ołowiu na rośliny należy się liczyć, zależnie od ich rodzaju, przy stosunkowo dużej jego zawartości w podłożu od 1000 do 2000 mg Pb·kg⁻¹ gleby [46]. Nadmiar ołowiu pobranego przez rośliny z podłoża zatrzymywany jest w komórkach korzeni, co przeciwdziała przemieszczaniu się go do nadziemnych części roślin [125] i świadczy o istnieniu barier na drodze absorpcji ołowiu do rośliny [46]. Rośliny z siedlisk zanieczyszczonych mogą zawierać znaczne ilości Pb, nawet powyżej 1000 mg·kg⁻¹ s.m. [89]. Przykładem tego są trawy z rejonu olkuskiego, które wykazywały zawartości do 1400 mg Pb·kg⁻¹ s.m. [198]. Według Kabaty-Pendias i Pendiasa [89] zawartość Pb w roślinach nie powinna przekraczać jego toksycznego poziomu, tzn. zawartości 30 mg·kg⁻¹ s.m.

Nikiel należy do pierwiastków łatwo pobieranych z roztworu glebowego przez rośliny [89]. Zależności między zawartością niklu rozpuszczalnego a pobieraniem go przez rośliny są stosunkowo słabo rozpoznane [211]. Toksyczne ilości niklu w roślinach są bardzo zróżnicowane i zależą od gatunku roślin, najczęściej zawierają się w przedziale od 10 do 100 ppm [89].

Miedź jest mikroelementem, a więc pierwiastkiem niezbędnym do prawidłowego funkcjonowania organizmu [89, 125, 132]. Niski odczyn gleb sprzyja dostępności miedzi dla roślin. Wartość uznana dla roślin za toksyczną wynosi 20÷100 mg Cu·kg⁻¹ s.m. [89].

3.2.2. BIOAKUMULACJA NUKLIDÓW PROMIENIOTWÓRCZYCH W ROŚLINACH

Jednym z ważnych pierwiastków w żywieniu roślin jest potas, którego koncentracja w roślinach może osiągać 5% mas. s.m., najwięcej w roślinach trawiastych [223]. Ze względu na obecność izotopu ^{40}K w naturalnym potasie, w sposób znaczący wpływa on na skażenie radioaktywne roślin. Względna zawartość ^{40}K w naturalnym potasie wynosi około 0,0119% (źródła podają rozbieżne dane) [28, 35, 55, 82, 223]. Obserwowane trawy w różnych rejonach Polski wykazały aktywność ^{40}K w przedziale $250\div 1715 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. (płd.-wsch. część Polski) [28] i $377\div 1181 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. (płn.-wsch. Polska) [150, 152].

Do nuklidów promieniotwórczych łatwo przyswajalnych przez rośliny należy sztuczny izotop ^{137}Cs , skażający środowisko w wyniku wybuchów i awarii jądrowych. Skażenie roślinności po awarii czarnobylskiej, wynoszące na terenie Polski od 43 do $633 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. w ciągu 4 lat szybko spadło do poziomu $9\div 40 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. [89]. Szczegółowe badania przeprowadzone przez Niesiołędzką na obszarze północno-wschodniej Polski [150–153] wykazały w glebach zróżnicowaną zawartość ^{137}Cs , wynoszącą od 5,95 do $59,85 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ (badania w latach 1995 i 1996), a w szacie roślinnej od 0,39 do $17,25 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. Przeprowadzone przez nią analizy specjacyjne dowiodły silnej tendencji do trwałego wiązania się ^{137}Cs z komponentami gleb. Udział form mobilnych decydujących o dostępności biologicznej wynosił średnio 3,56% [150, 152]. Wyniki badań przytoczone w opracowaniu [79] udowadniają, że czynnikami limitującymi przechodzenie ^{137}Cs do roślin były zawartości w glebach substancji organicznych i drobnych frakcji uziarnienia.

W przytoczonych badaniach dotyczących płd.-wsch. Polski, maksymalne skażenie gleb ^{137}Cs wynosiło $2264 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$, a aktywność traw zawierała się w przedziale od 0 do $254,1 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. [28]. Znacznie większe wartości wykazywały gleby badane w miejscu składowania odpadów radioaktywnych. W Meksyku stwierdzono skażenie ^{137}Cs zawarte w przedziale $89\div 4961 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. [47].

Zhu i Shaw [265] stwierdzili, że wchłanianie przez rośliny ^{137}Cs i ^{90}Sr można zredukować przez zasilanie ziemi ornej nawozami mineralnymi, zawierającymi konkurencyjne kationy.

Szczególną przyswajalnością ^{137}Cs i ^{90}Sr charakteryzuje się podgrzybek brunatny (*Xerocomus badius*). Aktywności dla znalezionych po awarii czarnobylskiej egzemplarzy z Polski wynosiły $15,5 \text{ kBq}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m., średnio $2\div 10 \text{ kBq}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. [92]. Największe aktywności wykazały próbki grzybów znalezione na Opolszczyźnie w 1998 r. Ich aktywności zawarte były w przedziale od $2\ 600 \pm 13,7\%$ do $64\ 825 \pm 2,7\%$ $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. [247]. Obszerną bibliografię dotyczącą biokumulacji pierwiastków oraz radionuklidów w grzybach wielkoowocnikowych na terenie Polski przedstawiono w pracy [43].

Koncentracja uranu naturalnego w popiołach roślin zawiera się według Grodzińskiego [77] w przedziale $0,01\div 100 \text{ mg } U_{\text{nat}}/\text{kg}$ popiołu. Największą wartość wykazują porosty mchów i porostów.

Badania przeprowadzone na terenie Nopiming Provincial Park, Manitoba (Kanada), gdzie wytypowano wskaźnikowe rośliny mające zdolność do kumulacji uranu, wykazały w spopielonych częściach roślin wartości od 0,4 do 29 mg U_{nat}/kg popiołu [200].

W spopielonych częściach drzew rosnących w zanieczyszczonej radionuklidami strefie kopalń rud uranu w południowej Jakucji stwierdzono od 3,0 do 8,2 mg $^{228}\text{U}/\text{kg}$ popiołu. Najwięcej uranu wykryto w biomase pni i gałęzi drzew, a w liściach mandżurskiej olszy (*Dushekia fruticosa*) było od 1 do 15 mg $^{228}\text{U}/\text{kg}$ popiołu, w zależności od odległości od zwałowiska [179].

Zawartość ^{226}Ra w glebach może być znacznie zróżnicowana: od 3,33 do 74 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ [154], a na przykład w miejscach składowania odpadów radioaktywnych w Meksyku wartości aktywności zawierały się w przedziale 88÷19979 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. [47].

Badania aktywności ^{226}Ra w roślinach uprawnych przeprowadzone na glebach o stosunkowo słabej aktywności – 8,5 i 12,2 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ (w glebach Polski najmniejsza zawartość ^{226}Ra wynosiła 4,2 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, a największa 124 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ [172]) wykazały w roślinach aktywność od 0,128 do 2,56 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. Największe wartości obserwowano w liściach i łodygach marchwi i pietruszki [185].

W opracowaniu [202], dotyczącym wchłaniania radu przez rośliny lądowe, podano, że średnie światowe aktywności ^{226}Ra wynoszą 30 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Szczególnym przypadkiem roślin rosnących w normalnych warunkach są orzeszki brazylijskie (*Bartholletia excelsa*), których aktywność osiąga 0,3÷16,0 $\text{kBq}\cdot\text{kg}^{-1}$ w owocach. Wartość ta wskazuje, że formalnie powinny one być traktowane jak niskoaktywne odpady przemysłu jądowego [82]! Całkowita aktywność α gleby w tym obszarze wynosiła 900 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ [202]. W warunkach podwyższonej radioaktywności naturalnej przytaczane są podobne przypadki w Brazylii, Indiach (region Kerala) i Iranie. W tym ostatnim przypadku zawartość ^{226}Ra w glebie wynosiła od 0,6 do 300 $\text{kBq}\cdot\text{kg}^{-1}$, a w spopielonych roślinach od 7 do 13000 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ popiołu, w zależności od miejsca i okresu wegetacji [202]. Przytaczane są też współczynniki $\text{BCF}_{\text{Ra-226}}$ dla różnych roślin rosnących na podłożach o podwyższonej radioaktywności od 0,002 dla traw, w przeliczeniu na popiół, do 1,8 dla liści rośliny (*Coprosma*) rosnącej w Nowej Zelandii, w przeliczeniu na suchą masę.

Przeprowadzone badania aktywności ^{226}Ra w próbkach gleb i roślin dla trzech zróżnicowanych radioaktywnie regionów Indii wykazały następujące aktywności (aktywność w roślinach podano w nawiasach), [136]:

I – naturalne tło gleb 38,8÷101,8 (0,3÷1,7) $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.,

II – gleby z mineralizacją uranową 48,1÷580,9 (1,2÷46,0) $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.,

III – osadnik odpadów przerobczyczych rud 6660 (8,2÷80) $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.

Obliczone $\text{BCF}_{\text{Ra-226}}$ dla roślin wymienionych trzech obszarów zawierały się w przedziale dla obszaru [136]:

I – $(0,6\div2,9)\cdot10^{-2}$,

II – $(0,3\div40,3)\cdot10^{-2}$,

III – $(8,2\div80)\cdot10^{-2}$.

3.3. PODSUMOWANIE

Na podstawie analizy dostępnych materiałów literaturowych na temat działalności eksploatacyjnej, poszukiwawczej i przeróbczej rud uranowych w Polsce należy stwierdzić, że:

- górnictwo uranowe w Polsce produkowało duże masy odpadów stałych oraz rud o niewielkiej zawartości uranu,
- budowane zwałowiska zewnętrzne bez uwzględniania postępowania rekultywacyjnego skutkowały powstawaniem nieużytków poprzemysłowych, o cechach daleko idącej dewastacji i degradacji, oraz bezglebowych i bezproduktywnych powierzchniach,
- pozostałością po przemysłowej działalności jest zdegradowane środowisko oraz pozostawione hałdy, szyby, sztolnie, wyrobiska i odpady przeróbcze, tzw. NORM [208], o zwiększonej zawartości naturalnych izotopów promieniotwórczych,
- pozostawione obiekty stanowią zagrożenie dla środowiska oraz uniemożliwiają właściwe gospodarowanie terenem, wymagają podjęcia prac inwentaryzacyjnych, a w dalszej kolejności badawczych, dokumentacyjnych i projektowych, w celu ich zabezpieczenia, rekultywacji i zagospodarowania.
- w sposób niekontrolowany wprowadzono do środowiska naturalne izotopy promieniotwórcze i metale ciężkie, co doprowadziło do skażenia gleb, wód powierzchniowych i podziemnych,
- skały płonne wykorzystywano do produkcji kruszywa lub utwardzania dróg bez kontroli radiometrycznej [83, 155, 170], co doprowadziło do wbudowania materiałów o wysokiej radioaktywności niezgodnie z wymaganiami dotyczącymi zawartości naturalnych nuklidów promieniotwórczych w materiałach stosowanych w budownictwie [193].

Dotychczas przeprowadzone prace ukazują skalę problemu fragmentarycznie, i tak:

a) prace inwentaryzacyjne:

- ograniczały się do niepełnych i szacunkowych danych ilościowych.
- wymagają aktualizacji i uzupełnienia oraz podjęcia prac nad obiektami niezinventaryzowanymi.
- wymagają opracowania ujednoliconej metodologii prac, umożliwiającej według opracowanych kryteriów przygotowanie listy rankingowej obiektów sklasyfikowanych w zależności od uciążliwości, ryzyka zdrowotnego i pilności działań naprawczych.

b) badania i pomiary:

- ograniczały się i dostosowane były do wstępnego rozpoznania oraz identyfikacji zagrożeń,

-
- dokładniejsze badania dotyczyły monitoringu radiometrycznego wykonanego na terenach eksploatacji uranu w Sudetach Zachodnich oraz pomiarów stężeń radonu na otwartych wyrobiskach górniczych i w budynkach mieszkalnych,
 - wysokie tło uranowe może być przyczyną intensywnych emanacji radonowych, których skutki radioekologiczne są wielokrotnie istotniejsze niż promieniowanie gamma [185, 223]; zagrożenie radonem zaczęto postrzegać na świecie i w kopalniach uranu w Polsce, w tym kopalni „Radoniów”, stosunkowo późno, obserwując zwiększoną zachorowalność na raka płuc i dróg oddechowych u górników dołowych [136, 185, 202, 264].

4. BADANIA WŁASNE

Fragmentaryczny stan wiedzy dotyczący przekształceń środowiska naturalnego i jego skutków w środowisku, spowodowanych przez eksploatację i przeróbkę rud uranowych, uzasadnia decyzję autora o konieczności podjęcia badań w tym zakresie. Jednym z głównych czynników wpływających na poszczególne elementy środowiska są odpady NORM, pochodzące z prowadzonej działalności górniczej i przeróbczej, mające specyficzne właściwości ze względu na ich radioaktywność. Zgromadzone na zwałowiskach i w osadniku stanowią źródła zanieczyszczeń metalami ciężkimi oraz nuklidami promieniotwórczymi środowisk gruntowo-wodnych i ich biocenoz. Włączenie tych obiektów w gospodarczą strukturę regionu wymaga zmniejszenia ryzyka środowiskowego i przywrócenia im wartości użytkowej przez ich zabezpieczenie, rekultywację i zagospodarowanie zgodnie z zasadami zrównoważonego rozwoju.

Rekultywacja składowisk odpadów NORM dotyczy przypadków klasyfikowanych przez Siutę jako składowiska odpadów zaniechanego składowania. Wyjątkiem był jedynie staw osadowy „Kowary”, zaliczany do składowisk bieżącego składowania [204]. Rekultywację, zgodnie z ustawą [240], powinno się planować, projektować i realizować na wszystkich etapach działalności przemysłowej (dotyczy to zarówno nowych inwestycji, jak i kontynuacji działalności), w miarę jak grunty stają się zbędne do jej prowadzenia [15]. Z takiego zapisu ustawowego wynikają określone zadania, których rozwiązanie jest niezbędne do prawidłowego przebiegu rekultywacji [238]. Wymagają one przeprowadzenia procesu inwestycyjnego, który przebiega według określonych procedur, z zachowaniem obowiązujących przepisów prawnych i uzgodnień administracyjnych, omówionych w pracy [65].

W celu właściwego i efektywnego doboru środków i metod rekultywacji należy przeprowadzić rozpoznanie obiektu. Im jest ono dokładniejsze i szczegółowsze, tym większa jest gwarancja optymalnego doboru metod. Wyniki badań, oprócz elementu poznawczego, powinny dostarczyć społeczeństwu i władzom obiektywnej informacji do wykorzystania ich w procesie efektywnego gospodarowania i zarządzania terenami poprzemysłowymi.

Dla ułatwienia analizy skutków wywołanych przekształceniami środowiska obiektów poeksploatacyjnych, autor opracował schemat postępowania (rys. 11.), który obejmuje hasłowo wykaz niezbędnych działań, uwzględniających tryb administracyj-

no-prawny, koncepcję prowadzenia prac badawczych i projektowych, począwszy od rozpoznania obiektu, analizy zmian wywołanych w środowisku, do jego rekultywacji.

Zaproponowany schemat postępowania jest na tyle uniwersalny, że może być wykorzystany do rozwiązania problemów innych terenów i obiektów zawierających odpady, niekoniecznie typu NORM, i wymagających rekultywacji.

Na podstawie tego schematu przygotowano koncepcję metodyki badawczej i niezbędny zakres badań służący do realizacji celów badawczych, tj.: zebrania informacji o aktualnym stanie przekształconego terenu (obektu), identyfikacji zagrożeń i dostarczenia danych do projektowania. Wobec funkcjonujących opinii, przy ograniczonym stanie wiedzy, oraz publicznej fobii dotyczącej promieniotwórczości, założono, że badania powinny dostarczyć informacji poznawczych i praktyczno-technicznych w celu wykorzystania ich do redukcji negatywnego wpływu na środowisko oraz ponownego włączenia tych terenów do obiegu gospodarczego i nadania im funkcji użytecznej. Ma to, oprócz gospodarczego, ważny wymiar społeczny, zwłaszcza w związku z istnieniem procedur angażujących społeczeństwo w proces podejmowania decyzji w projektach inwestycyjnych dotyczących środowiska [240]. Racjonalizacja postępowania przy pracach zapobiegających zagrożeniom związanym z odpadami typu NORM oraz rekultywacyjnym wynika z doświadczeń, organizowanych pod auspicjami Międzynarodowej Agencji Energii Atomowej (IAEA) w Wiedniu, konferencji dla przedstawicieli państw posiadających odpady typu NORM [34, 42, 233, 236].

Elementy schematu (rys. 11.) realizowane przez autora, zaprezentowane w niniejszej pracy, zaznaczono pogrubioną czcionką.

Przedstawione w monografii wyniki badań są rezultatem realizowanych i kierowanych przez autora prac badawczych, wykonanych w ramach:

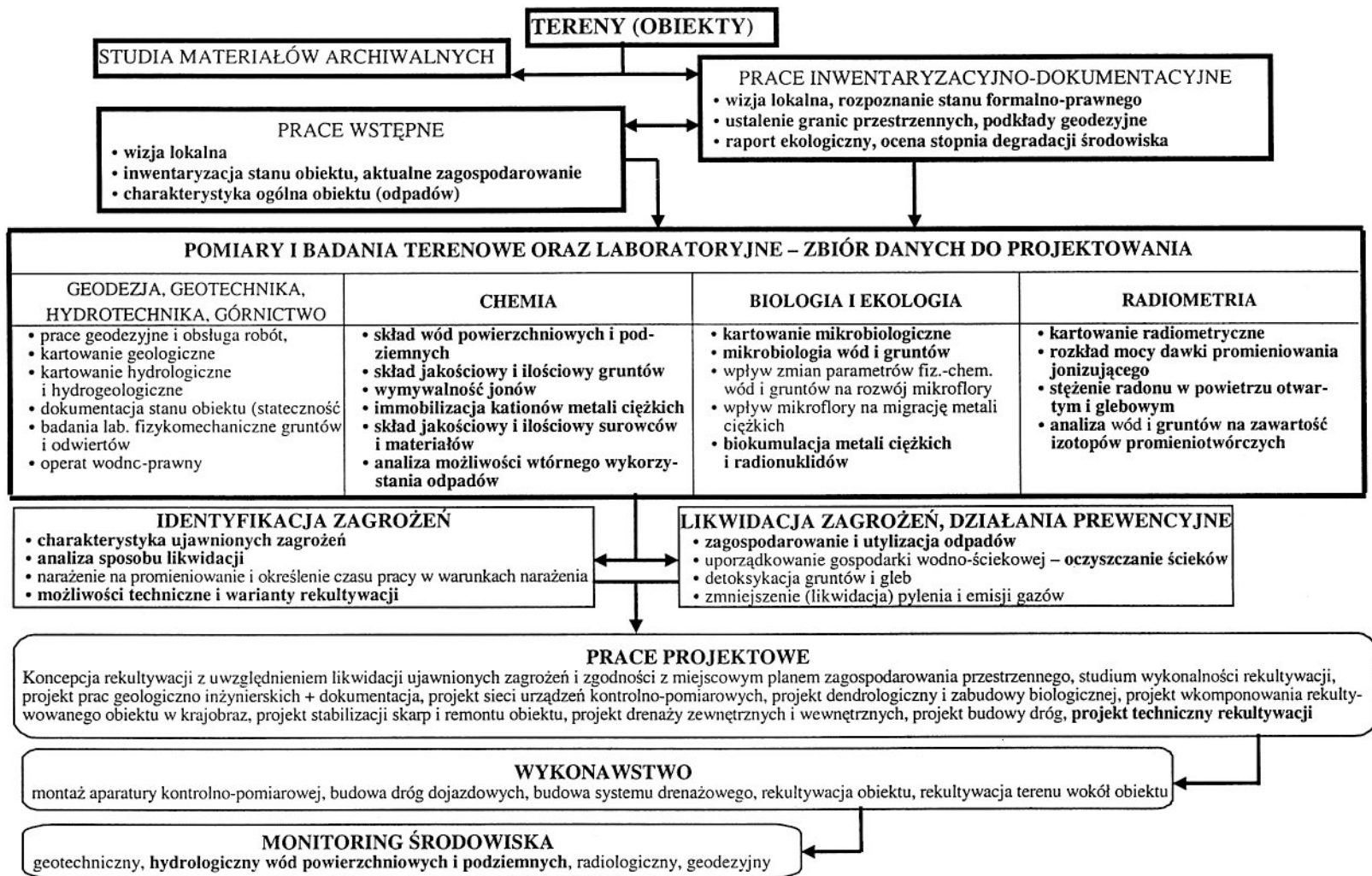
- trzech projektów badawczych finansowanych przez Komitet Badań Naukowych (KBN) – Ministerstwo Edukacji i Nauki w latach 1994–2006,
- trzech projektów finansowanych przez Fundusze Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w latach 1998–2004,

oraz

- udziału w latach 1999–2006 w projektach finansowanych przez Komisję Europejską.

4.1. CEL I ZAKRES BADAŃ

Celem niniejszej pracy jest analiza skutków przekształceń składników środowiska, wywołanych obecnością niskoaktywnych odpadów z eksploatacji i przeróbki rud uranowych i innych procesów technologicznych, na terenie dwóch wybranych obiektów oddziaływania, wykazanie występujących zagrożeń oraz opracowanie rozwiązań ich likwidacji.



Rys. 11. Schemat metodyki postępowania z rekultywowanymi obiektami i terenami poeksploatacyjnymi
 Fig. 11. Scheme showing how to deal with the reclaimed objects and postexploited fields

Przedmiotem badań były obiekty i tereny przemysłowe kopalni „Radoniów” oraz stawu osadowego w Kowarach. Obiekty te uznano za reprezentatywne dla kopalnictwa i przetwórstwa rud uranowych w Polsce. Gromadzą one tzw. odpady NORM, zawierające naturalne nuklidy promieniotwórcze z prowadzonej podstawowej działalności przemysłowej, a także odpady z wtórnej przeróbki skał płonnych. W osadach i ściekach zgromadzonych w osadniku „Kowary” znajdują się metale ciężkie oraz zanieczyszczenia mikrobiologiczne z tzw. „okresu pouranowego” (rozdz. 2.).

Założono, że realizacja wytyczonego celu pracy będzie stanowić podstawę do opracowania strategii postępowania w przypadku innych obiektów, na terenie których występują podobne zanieczyszczenia. Osiągnięcie tak sformułowanego celu wymaga, oprócz korzystania z dostępnych danych literaturowych, przeprowadzenia licznych badań własnych zarówno laboratoryjnych, modelowych, jak i terenowych w warunkach *in situ*. Mają one charakter interdyscyplinarny i obejmują zagadnienia z: chemii i inżynierii środowiska, ekologii, mikrobiologii, geochemii, gleboznawstwa.

Realizowane badania własne obejmowały:

1. Rozpoznanie skutków przekształceń środowiska na podstawie wskaźników fizykochemicznych, chemicznych, radiologicznych, biologicznych i gleboznawczych.
2. Waloryzację stanu przyrody na podstawie analizy składu ilościowego i jakościowego mikroorganizmów glebowych, ich aktywności enzymatycznej oraz charakterystyki roślinności zasiedlającej badany teren.
3. Identyfikację istniejących zagrożeń środowiskowych na terenie obu obiektów.
4. Opracowanie na podstawie wyników badań własnych i obcych metod likwidacji niektórych zagrożeń środowiska oraz określenie koncepcji, wskazówek i zaleceń rekultywacyjnych.

Przedstawione cele oraz wynikający z ich realizacji zakres badań, oprócz aspektu poznawczego, mają również charakter ogólny. Zostały one sprowadzone do pewnego systemu badawczego, w którym uzyskane wyniki badań stanowią zbiór danych przydatnych w przygotowywaniu propozycji naprawczych terenów zdegradowanych, a przyjęta metodologia może być zastosowana do obiektów i terenów objętych inną niż uranowa działalnością.

4.2. MATERIAŁY I METODY

4.2.1. MATERIAŁY

Do zrealizowania celów badawczych w dwóch wytypowanych obiektach przemysłowych pobierano próbki:

- materiału zgromadzonego na hałdach kopalni „Radoniów”,
- gruntów z otoczenia hałd kopalni „Radoniów”,
- gruntów z odwiertów kopalni „Radoniów”,

- wód powierzchniowych i podziemnych z rejonu stawu osadowego „Kowary”,
- powierzchniowej warstwy odpadów zgromadzonych w stawie osadowym „Kowary”,
- wglębnych warstw odpadów zgromadzonych w stawie osadowym,
- gruntów antropogenicznych i gleb z otoczenia stawu osadowego,
- ścieków i wód nadosadowych stawu osadowego „Kowary”,
- materiału roślinnego porastającego badane obiekty.

Pobrano z hałd i ich otoczenia materiał zawierający próbki gruntów i porastającej je roślinności z obszarów, gdzie moc przestrzennego równoważnika dawki promieniowania gamma na wysokości 1 m nad powierzchnią terenu zawarta była w przedziale $850 \div 4000 \text{ nSv}\cdot\text{h}^{-1}$. Miejsca pomiarów i poboru próbek z kopalni „Radoniów” przedstawiono w dalszej części pracy na rysunku 12.

Próbki materiału do badań ze stawu osadowego „Kowary” i jego otoczenia pobierano z trzech stref, różniących się wielkością poziomu promieniowania jonizującego (określonego jako moc dawki pochłoniętej): I strefa – $220 \div 500$, II strefa – $500 \div 1000$, III strefa – $> 1000 \text{ nGy}\cdot\text{h}^{-1}$. Miejsca pomiarów i poboru prób przedstawiono na rysunku 15.

Ze względu na możliwość zagospodarowania skały płonnej do budowy, na przełomie 2004 i 2005 r., obwodnicy Radoniów, uznano za zasadne przeprowadzenie badań zgromadzonego na zwałach materiału pod kątem jego zagospodarowania, m.in.: badań aktywności izotopów promieniotwórczych obecnych w zdeponowanym materiale skalnym, badań składu chemicznego, wymywalności jonów, składu ziarnowego i mineralnego. Znajomość składu mineralnego jest ważna przy rozpatrywaniu skał litych i gruntów mineralnych rodzimych do oceny ich przydatności surowcowej [149]. Przyjęto kryterium, że do badań – ze względu na radiacyjność – pobierano próbki gruntów i porastającej je roślinności tylko z miejsc, które określała wartość mocy przestrzennego równoważnika dawki większa niż $850 \text{ nSv}\cdot\text{h}^{-1}$, tj. 6,5-krotnie więcej niż zmierzona wartość tła naturalnego.

4.2.2. METODYKA BADAŃ

4.2.2.1. ŚCIEKI, WODY POWIERZCHNIOWE I PODZIEMNE

W próbkach ciekłych oznaczano następujące wskaźniki i składniki zanieczyszczeń:

- parametry podstawowe: temperaturę, mętność, barwę, pH, tlen rozpuszczony, ChZT_{Cr} , substancje rozpuszczone, zawiesinę,
- fosfor ogólny, chlorki, siarczany, azot: ogólny, amonowy, azotanowy,
- kationy makroskładników: Ca, Mg, K, Na (metodą AAS),
- przewodność właściwą (metodą konduktometryczną),
- kationy metali: Al, Cd, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni, Pb, Zn, Cr (metodą AAS, ICP-AES i fluorescencji rentgenowskiej – XRF),
- stan sanitarny: miano coli, ogólną liczebność bakterii psychrofilnych, bakterii mezofilnych i acidofilnych, liczebność grzybów.

4.2.2.2. ODPADY Z EKSPLOATACJI GÓRNICZEJ, GRUNTY I OSADY

W próbkach odpadów z eksploatacji górniczej i gruntów antropogenicznych, z których pobierano materiał roślinny, wykonano oznaczenia podstawowych właściwości fizykomechanicznych i zawartości niektórych pierwiastków, w tym metali ciężkich i izotopów promieniotwórczych.

Próbki odpadów z eksploatacji górniczej badano zgodnie z obowiązującymi normami dotyczącymi gruntów (gleb) PN-86/B-02480, PN-88/B-04481, PN-R-04033 oraz normami branżowymi BN-72/8932-01, BN-76/8950-03 [149]. Prowadzono pomiary terenowe i laboratoryjne, podczas których w pobranych próbkach gruntów antropogenicznych i glebach oznaczano:

- podstawowe właściwości – skład granulometryczny, wilgotność, zawartość substancji organicznej (próchnicy), pH w wyciągach wodnych i 1 NKCl, zawartość CaCO_3 ,
- kwasowość hydrolityczną (metodą Kappena) i wymienną (metodą Daikuhary) [125, 149], zawartość przyswajalnych dla roślin form: P, K (metodą Egnera–Riehma), Mg (metodą Schachtschabela), Al ruchomego (metodą Sokołowa), N (metodą Kjeldahla), C ogólne (metodą Tiurina) [125], przewodnictwo właściwe i zasolenie gleby [234],
- skład jonowy kompleksu sorpcyjnego gleb – zawartość wymiennych form: Ca, Mg, K, Na, Al, H oraz obliczano pojemność wymiany kationów gleb – PWK, sumę zasad wymiennych w glebie – S i stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami o charakterze zasadowym – V,
- makroskopową identyfikację mineralogiczno-petrograficzną frakcji grubszej, w tym makroskopową ocenę zawartości CaCO_3 z użyciem HCl (PN-88/B-04481) [149],
- tzw. „całkowitą zawartość składników chemicznych”: Ca, Mg, Na, K, Al (metodą AAS i ICP), Fe, Mn, As, Pb, Ni, Cr, Cd, Cu, Zn (metodą AAS, ICP i fluorescencji rentgenowskiej – XRF – spektrometr rentgenowski WD-XRF, Philips) oraz Ba, Mo, Co, Rb, Sr, V, Zr, Hf, La, Bi, Ce, Ga, Y, Nb, Ta, Sn (metodą fluorescencji rentgenowskiej – XRF),
- zawartość izotopów promieniotwórczych kształtujących stan radioaktywności badanych obiektów metodą gammaspektrometryczną, z wykorzystaniem wielokanałowego spektrometru gamma typu Genie-2000, prod. Canberra Packard, z niskoenergetycznym detektorem germanowym HPGe, typ GX2518, o wydajności 25% i rozdzielczości 1,8 keV dla linii ^{60}Co , o energii 1,33 MeV, w oznaczeniach wykorzystano główne linie: ^{40}K – 1460,75 keV, ^{137}Cs – 661,62 keV, ^{210}Pb – 46,54 keV, ^{226}Ra – 186,10 keV (wynik korygowano z uwagi na linię 185,7 keV od ^{235}U), ^{214}Bi – 609,31 keV, ^{214}Pb – 351,92 keV, ^{234}Th – 63,29 keV, z szeregu $^{232}\text{Th} \div ^{228}\text{Ra}$ – na podstawie aktywności ^{228}Ac 911,07 keV, ^{224}Ra – na podstawie aktywności ^{208}Tl 583,19 keV, ^{235}U – 143,76 keV, ^{238}U – 1001,03 keV, czas pomiarów w geometrii walcowej ($\varnothing = 50$ mm, $h = 3\div 4$ mm) od 50 do

500 tys. s; kalibracji wydajnościowej detektora dokonano według wzorców MIX-II, Brun 1 i Brun 2, prod. Physiklische-Technische Bundesanstalt Laboratorium 6.11 i 6.12 Braunschweig (Niemcy), radioaktywność sumaryczną – za pomocą standardowego zestawu z detektorem Geigera–Müllera, czas pomiaru 500 s,

- moc przestrzennego równoważnika dawki promieniowania gamma $H^*(d)$ nad powierzchnią gruntu na wysokości 1 m i moc dawki pochłoniętej – za pomocą przenośnych dozymetrów promieniowania gamma z komorą jonizacyjną typ RKP-1 i RGD-27091 oraz Thermo Eberline ESM typ FH 40 G,
- stężenie radonu w powietrzu otwartym – przyrządem AlphaGUARD, Genitron Instruments,
- właściwości mikrobiologiczne ekstraktu glebowego – liczba saprotroficznych bakterii psychrofilnych i mezofilnych, miano bakterii grupy coli, oznaczenie liczebności grzybów mikroskopowych, liczebność promieniowców, liczebność bakterii acidofilnych oraz aktywność dehydrogenazową,
- skład mineralny frakcji drobniejszej – metodą mikroskopową – mikroskopem stereoskopowym (TYP PZO-Warszawa) o maksymalnym powiększeniu 100×

W próbkach osadów pobranych przed i po spompowaniu wód nadosadowych ze stawu osadowego oznaczano:

- właściwości podstawowe: zawartość wilgoci, ilość substancji mineralnych i organicznych, odczyn pH w wyciągach wodnych, zawartość metali ciężkich, wymywalność kationów i anionów,
- węglowodory aromatyczne BTEX (benzen, toluen, etylobenzen, ksyleny) – przez ekstrakcję *n*-pentanem i analizę chromatograficzną – metodą GC (PN-89/C-04577) – chromatografem gazowym N-504 z kolumną kapilarną NUCOL, 30 m, 0,25 μm , temp. 60 izoterma 8 min, narost 5 $^{\circ}\text{C}/\text{min}$ do 220 $^{\circ}\text{C}$, detektor FID,
- zanieczyszczenia węglowodorowe TPH ($\text{C}_7\text{--C}_{30}$) – suma węglowodorów naftowych, przez ekstrakcję *n*-heksanem i analizę chromatograficzną; w ekstraktach – metodą GC (PN-C-04643) – chromatografem gazowym N-504 z kolumną kapilarną HP-5, 30 m, 0,25 μm , temp. 60 izoterma 8 min, narost 8 $^{\circ}\text{C}/\text{min}$ do 320 $^{\circ}\text{C}$, detektor FID,
- wagowe ilości substancji organicznych ekstrahowanych CH_2Cl_2 według PN-78/C-04573,
- w badaniach mikrobiologicznych: liczebność saprofitycznych bakterii psychrofilnych i mezofilnych, NPL (miano) bakterii grupy coli, liczebność drożdży i grzybów mikroskopowych, bakterii acidofilnych względnie beztlenowych, bakterii desulfurikacyjnych i denitryfikacyjnych, bakterii zdolnych do rozkładu produktów naftowych, bakterii wytwarzających endospory, aktywność dehydrogenazową osadu: izolację i badania diagnostyczne bakterii z zastosowaniem testu ID 32 GN oraz testu API 20E Biomerieux.

4.2.2.3. MATERIAŁ ROŚLINNY

W materiale roślinnym oznaczano:

- zawartość izotopów promieniotwórczych (metodą gammaspektrometryczną z wykorzystaniem spektrometru gamma typu Genie-2000, Canberra Packard, z detektorem germanowym HPGe),
- zawartość metali ciężkich, metali i niemetalu: Mo, Mn, As, Pb, Ni, Cr, Cd, Cu, Zn, Ba, Co, Rb, Sr, V, Zr, Hf, La, Bi, Ce, Ga, Y, Nb, Ta, Sn (metodą WD-XRF – spektrometrem rentgenowskim PW 2400 Philips), techniką ASA – spektrometrem absorpcyjnym Varian, metodą ICP-AES – spektrometrem plazmowym Varian Liberty 200.

4.2.2.4. OBLICZENIA STATYSTYCZNE

Do analizy zależności badanych procesów zastosowano statystyczne metody, na podstawie wyników badań poszukiwano zależności:

- parametrów mikrobiologicznych gruntów antropogenicznych i gleb od parametrów fizykochemicznych gruntów,
- biokumulacji metali ciężkich w roślinności od sorpcyjnych właściwości gruntów antropogenicznych i gleb,
- biokumulacji radionuklidów w roślinności od sorpcyjnych właściwości gruntów antropogenicznych i gleb.

Analizę przeprowadzono metodami analityczną i graficzną [36]. W analizie tej wyznaczono:

- współczynniki korelacji liniowej Pearsona,
- współczynniki korelacji cząstkowej,
- składowe główne (metodą analizy czynnikowej).

Badania fizykochemiczne, chemiczne, mikrobiologiczne prowadzono w specjalistycznych laboratoriach:

- zawartość izotopów promieniotwórczych badano w Laboratorium Badań Izotopowych Instytutu Chemii Nieorganicznej i Metalurgii Pierwiastków Rzadkich Politechniki Wrocławskiej.
- zawartość metali ciężkich, metali i niemetalu metodą WD-XRF badano w Centralnym Laboratorium Chemicznym PIG w Warszawie,
- zawartość pierwiastków próbek środowiskowych metodą ICP-AES badano w Laboratorium Badań Środowiskowych Instytutu Technologii Nieorganicznej i Nawozów Mineralnych Politechniki Wrocławskiej, Centralnym Laboratorium Chemicznym PIG w Warszawie,
- zawartość pierwiastków w próbkach środowiskowych metodą AAS badano w Laboratorium Badań Środowiskowych Instytutu Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej oraz laboratorium zakładowym „Hydromet” sp. z o.o. w Kowarach,
- badania mikrobiologiczne oraz inwentaryzację roślin naczyniowych prowadzono w Laboratorium Zakładu Biologii i Ekologii Instytutu Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej,
- badania fizykochemiczne próbek gruntów prowadzono w laboratorium badawczym Instytutu Geotechniki i Hydrotechniki Politechniki Wrocławskiej,
- badania chemiczne gleb wykonano w Katedrze Żywności i Żywności Akademii Rolniczej we Wrocławiu,
- badania wód i ścieków prowadzono i wykonano we współpracy z laboratorium Zakładu Badawczo-Wdrożeniowego Inżynierii Ochrony Środowiska w Jeleniej Górze, laboratorium zakładowym

„Hydromet” w Kowarach, Centralnym Laboratorium Chemicznym PiG w Warszawie, Laboratorium Instytutu Inżynierii i Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej,

- zawartość zanieczyszczeń węglowodorowych BTEX, TPH oraz organicznych oznaczano w Instytucie Chemii i Technologii Nafty i Węgla Politechniki Wrocławskiej.

4.3. ANALIZA STANU ŚRODOWISKA NA BADANYCH TERENACH

4.3.1. KOPALNIA „RADONIÓW”

Teren wykazywał cechy daleko posuniętej dewastacji i degradacji. Fragmenty nieprzerobionej hałdy skały płonnej porastały drzewa (głównie młodnik brzoźowy, olcha, sosna), krzewy i trawy; zbocza i wierchołki pozostały gołe. W zagłębieniach terenowych znajdowały się odpady i śmieci, tworząc lokalnie dzikie składowiska.

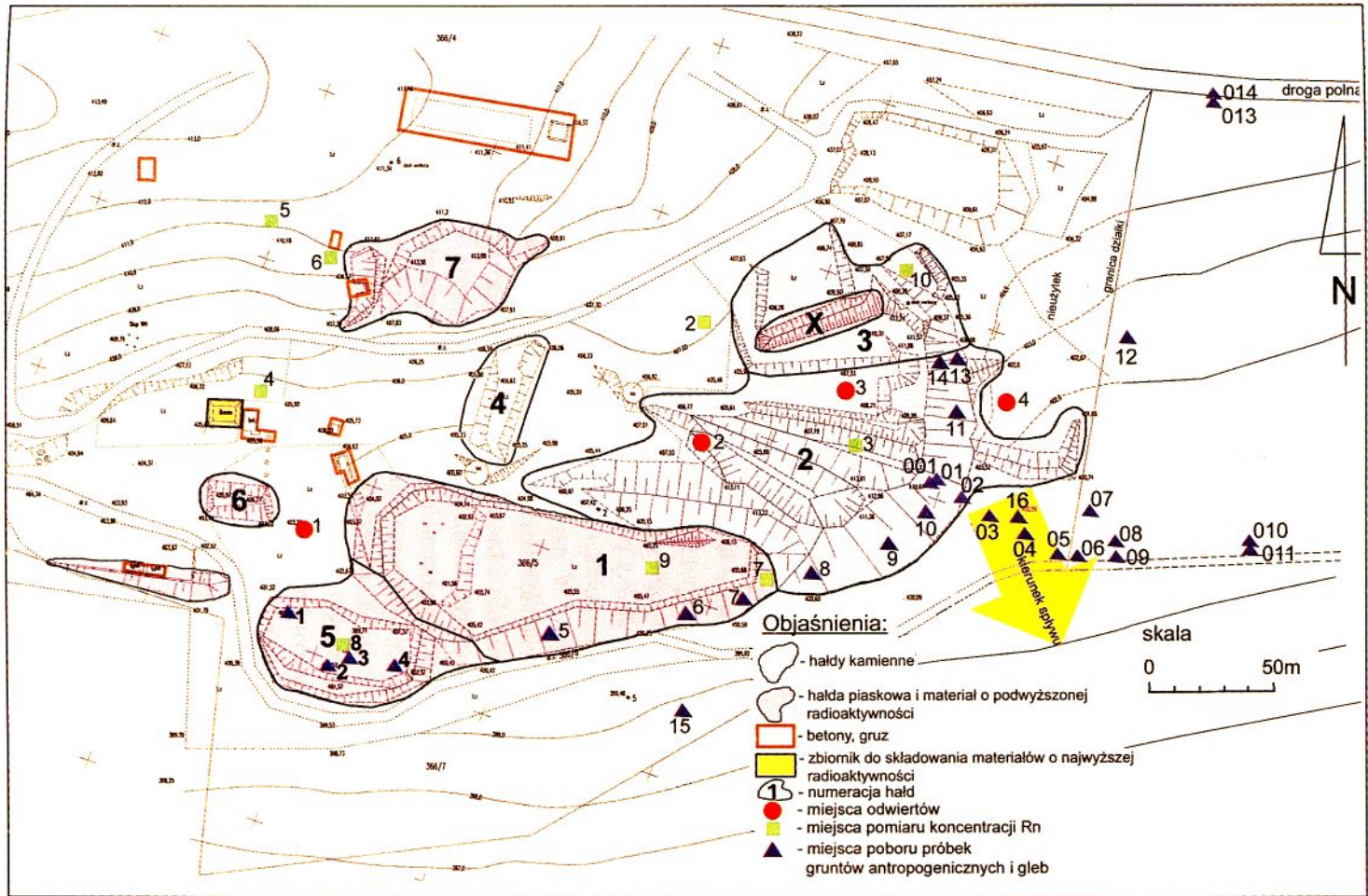
Na terenie byłej kopalni nie było żadnych instalacji. Z obiektów trwałych pozostały jedynie fundamenty, ruiny i gruz. W południowo-wschodniej części terenu kopalni znajdowały się ślady hałd ubogiej rudy uranowej. Zagospodarowanie terenu, wraz z miejscami pomiarów i poboru próbek, przedstawiono na mapie (rys. 12.).

Droga dojazdowa do kopalni wykazywała podwyższoną moc przestrzennego równoważnika dawki $H^*(10)$ ($600 \div 1100 \text{ nSv}\cdot\text{h}^{-1}$), w stosunku do otoczenia, związaną prawdopodobnie z materiałem wykorzystanym do jej budowy. Przeprowadzone przez autora pomiary mocy $H^*(10)$ drogi gruntowej, prowadzącej od drogi głównej asfaltowej (droga krajowa nr 356) do kopalni, wykazywały wartości w przedziale $600 \div 1100 \text{ nSv}\cdot\text{h}^{-1}$, co potwierdzało pomiary przeprowadzone w roku 1991 przez WICHiR, w których moc $H^*(10)$ wynosiła około $700 \text{ nSv}\cdot\text{h}^{-1}$ [155]. Próbkę gruntów drogi i pobocza wykazały dużą zawartość izotopów promieniotwórczych szeregu uranowego, w których aktywność izotopu Ra-226 wynosiła – dla próbki materiału pobranego z drogi $4180 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, a dla gleby z pobocza drogi $1485 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ [155].

4.3.1.1. ZGROMADZONE ODPADY

Towarzyszące procesom wydobycia rud uranu skały płonne zhałdowano i poddano w latach 1974–1987 przeróbce na kruszywa budowlane. Utworzyły one dwa rodzaje odpadów zgromadzonych na zwałowiskach, tzw. odpady NORM, zawierające naturalne nuklidy promieniotwórcze:

1. Odpad pierwotny o niezmiennym w stosunku do złożowego składzie. Zgromadzony na hałdzie kamiennej zawierał głównie rozkruszone gnejsy i granitognejsy ze śladowym okruszczeniem uranowym [114].
2. Odpad wtórny, pochodzący z eksploatacji skały płonnej na kruszywo budowlane, utworzył osobną hałdę, tzw. „piaskową” [114]. Składał się z podziarna zawierającego głównie drobny piasek przemieszany z ilami.



Rys. 12. Stan zagospodarowania terenu kopalni „Radoniów” oraz miejsca pomiarów i poboru próbek (czerwiec 2004 r.)
 Fig. 12. A land development plan (June, 2004) of the “Radoniów” mine as well as measuring and sampling points

Na potrzeby niniejszej pracy hałdy ponumerowano, a numerację zaznaczono na rysunku 12.

Hałda kamienna (skały płonnej) po zakończeniu eksploatacji rud uranu w Radonowie zajmowała powierzchnię około 2,5 ha [166, 167, 169]. W wyniku wtórnej eksploatacji materiału skalnego na kruszywo budowlane, z pierwotnej hałdy utworzyły się połączone ze sobą grzebieniowate hałdy kamienne (2. i 3.). Materiał okruchowy tworzący poszczególne hałdy wykazuje dużą zmienność rozmiarów uziarnienia, od 0,002 mm do 70 cm.

W hałdzie 2., pierwszej na północnym wschodzie od osadnika, wysokość składowanego materiału wynosi od 0 do 13 m, a kąt nachylenia stoku naturalnego ma około 45°. W materiale frakcji pyłowej występują minerały ilaste z grupy kaolinitu, w pozostałych frakcjach dominuje gnejs warstewkowo-oczkowy koloru szaroróżowego oraz mylonit, podobny do serpentynitu, barwy ciemnoszarozielonawej. W mniejszych ilościach występuje amfibolit, a około 0,5÷1,5% stanowi kremowobiały kwarc żyłowy. We wszystkich grzbietach hałd widać zmienność barw układających się pionowymi, lekko skośnymi smugami, na przemian szarymi i kremowymi. Materiał w przewarstwieniach jaśniejszych jest drobniejszy, bogatszy w skałęń oraz minerały ilaste [114].

W środkowej części hałdy 3. występuje tzw. grzędą „x” o wysokości 2÷2,5 m, szerokości u podstawy do 5 m. Grzbiet grzędy przebiega w kierunku wschód–zachód, z odchyleniem na południe. Szaropomarańczowa barwa materiału grzędy odróżnia ją od pozostałych hałd. Zgromadzony tu materiał stanowi odpad wtórny, a tworzy go materiał o frakcji: gliny pylastej (pyłu gliniastego) z pojedynczymi okruchami gnejsu o konsystencji plastycznej (twardoplastycznej) [114].

Narożna część hałdy 3. od strony północnej styka się z grzędą „x”. Hałda zbudowana jest z materiału barwy jasnobrażowej, o uziarnieniu odpowiadającym pospółce gliniastej z rumoszem skalnym. W najwyższym punkcie wysokość nad poziomem terenu wynosi 11 m. W okruchach skalnych dominuje gnejs, mylonit, podobny do serpentynitu, podrzędnie amfibolit i kwarc. W części pylastej minerały tyszczykowe (tyszczyki jasne, kaolinit i rozarty skałęń) [114].

Hałda 1., tzw. „piaskowa”, ciągnąca się wzdłuż drogi w południowej części kopalni, zawiera materiał odmyty podczas rozdzielania materiału pierwotnego na poszczególne frakcje w trakcie przeróbki materiału skalnego hałd na kruszywo. Płaska powierzchnia, o najwyższym punkcie nad poziomem terenu około 6 m, porośnięta jest głównie licznymi samosiewnymi brzoźkami i olszą oraz kępami traw.

Występujący w zdeponowanej skale płonnej uran związany jest z obecnością minerałów uranonośnych, głównie nasturanu, oraz minerałów wtórnych: metauranocircytu, autunitu, torbernitu, uranopilitu i elacheritu [166].

Skład granulometryczny

Skład granulometryczny badanych utworów był bardzo zróżnicowany (tab. 9.) i zmieniał się w szerokich granicach od 0,002 mm do 70 cm. W przypadku hałdy skały płonnej (hałdy 2. i 3.) dominuje uziarnienie od 0,05 do 40 mm. Badania składu gra-

nulometrycznego wykazały, że udział charakterystycznych frakcji materiału hałd kamiennych zawierał się w przedziale:

- frakcja kamienista – 4,5÷18,6% mas.,
- frakcja żwirowa – 36,1÷72,6% mas.,
- frakcja piaskowa – 4,3÷47,9% mas.,
- frakcja pyłowa – 0,5÷9,2% mas.,
- frakcja ilowa – 0,3÷2,3% mas.

W materiale hałdy piaskowej (odpad popłuczkowy) dominują frakcja piaskowa – 89,1% mas. i pyłowa – 8,9% mas.

Najdrobniejsza frakcja ziaren materiału mineralnego hałd odgrywała ważną rolę w procesach glebotwórczych gruntów antropogenicznych. Ilość części spławialnych w utworach zwałowisk jest nieznaczna i zawierała się w przedziale 0,6÷2,3% mas., a frakcji pyłowej od 0,5 do 9,2% mas., najwięcej w hałdzie piaskowej 1 i osadniku 5.

Od składu granulometrycznego zależą tak ważne właściwości tworzących się gleb, jak: pojemność wodna, właściwości sorpcyjne i buforowe [131, 163]. Gęstość nasypowa szkieletu gruntowego wahała się w poszczególnych hałdach w granicach od 1117 do 1567 kg·m⁻³. Najmniejszą gęstość wykazywały hałdy utworzone podczas przeróbki skały płonnej na kruszywo z segregowanego i odmytego materiału – głównie minerały ilaste z grupy kaolinitu przemieszane z piaskiem.

Próbki gleb uprawnych otaczających teren zwałowiska pobrano ze wschodniej i południowej strony hałd – na kierunku spadku terenu. Stanowiły je próbka 12. (ozn. XXIII) – grunt orny, o klasie bonitacyjnej IVa, próbka 15. (ozn. XXV) – łąka, o klasie bonitacyjnej IIIb, oraz próbka 16. (ozn. XXVI/2) – nieużytek. Skład granulometryczny przedstawiono w tabeli 9. Gleby były silnie kwaśne. W profilu próchniczym wykazały pH_{H_2O} 4,8÷5,6.

Charakterystyka mineralogiczna i mikrobiologiczna

Próbki do analiz pobrano z wierzchniej warstwy gruntów antropogenicznych oraz przyległych gruntów uprawnych, z miejsc stanowiących podłoże wzrostu roślin (głębokość 0÷10 cm). Miejsca poboru przedstawiono na rysunku 12.

Liczebność poszczególnych grup drobnoustrojów w próbkach gruntów antropogenicznych oraz skład mineralny zestawiono w tabeli 10.

Z zestawienia tego wynika, że podstawowymi minerałami budującymi hałdy są kwarc i skałen oraz amfibole, pirokseny i minerały rudne. Próbki 1÷4 pobrano z wnętrza osadnika stanowiącego jego dno (próbki 1. i 2.) oraz z gruntów antropogenicznych budujących skarpe osadnika (próbki 3. i 4.). Dno osadnika buduje specyficzna gleba, stanowiąca rozłożoną materię organiczną o miąższości 1,5÷5 cm, mocno nasycona wilgocią, zalegająca bezpośrednio na warstwie mineralnej podłoża. Próbki 5÷7 pobrano natomiast z tzw. „hałdy piaskowej” (hałda 1.). Próbki te charakteryzują się większą zawartością CaCO₃ w stosunku do pozostałych pobranych prób. Próbki 8–11, 13. i 14., pobrane z czoła hałdy 2. od strony wschodniej, stanowią skałę płonną.

Tabela 9. Analiza ziarnowa materiałów pobranych z poszczególnych hałd kopalni „Radoniów” oraz gleb z otoczenia
 Table 9. Sieve analysis of the materials sampled from particular heaps of the “Radoniów” mine and soils collected in the surrounding area

Zakres średnic zastępczych mm		Udział klasy ziarnowej % mas.													Frakcje [% mas.]				
		<31,5	31,5÷20	20÷16	16÷8	8÷4	4÷2	2÷1	1÷0,5	0,5÷0,25	0,25÷0,1	0,1÷0,05	0,05÷0,002	>0,002	kamienista <25	żwirowa 25÷2	piaskowa 2÷0,05	pyłowa 0,05÷0,002	iłowa >0,002
Nr hałdy—próbki	1	0	0	0	0	0	0,5	12,0	30,5	23,5	16,7	6,4	8,9	1,5	0	0,5	89,1	8,9	1,5
	2	10,9	7,2	9,3	7,2	16,1	13,2	11,7	10,4	7,3	3,2	1,4	1,5	0,6	12,5	51,4	34,0	1,5	0,6
	3	13,8	4,3	5,8	31,8	21,9	10,0	5,1	2,6	1,6	1,2	0,8	0,5	0,6	15,0	72,6	11,3	0,5	0,6
	4	16,7	8,9	4,1	18,6	13,9	13,5	9,5	4,7	2,5	2,5	2,6	1,5	1,0	18,6	57,1	21,8	1,5	1,0
	5	0,00	6,5	1,4	6,0	12,6	14,1	8,5	6,0	5,6	8,9	18,9	9,2	2,3	4,5	36,1	47,9	9,2	2,3
	7	13,9	4,9	6,2	4,0	5,8	20,1	10,0	11,2	8,5	9,0	5,0	1,1	0,3	16,1	38,8	43,7	1,1	0,3
Gleby z otoczenia terenu zwalowiska																			
Nr próbki gleby (symbol próbki)	12 (XXIII)	0	0	0	0,5	0,5	0,5	0,5	1,0	1,0	1,5	2,5	88,5	3,5	0	1,5	6,5	88,5	3,5
	15 (XXV)	0	0	0	0	0	0,5	1,0	1,5	1,5	2,0	2,5	86,0	4,5	0	0,5	9,0	86,0	4,5
	16 (XXVI)	0	0	0	0	0	0,5	1,6	3,8	5,0	6,7	7,2	66,7	8,5	0	2,1	22,7	66,7	8,5

Ze względu na równoczesny pobór próbek gruntu antropogenicznego i bytujących na nim roślin, wszystkie próbki zawierały wbudowaną w pierwotny materiał skały materię organiczną. Miejsca, w których pobrano próby porastały okazy drzew: brzozy brodawkowatej (*Betula verrucosa*), wierzby iwa (*Salix caprea*), dębu szypułkowego (*Quercus robur*) i sosny zwyczajnej (*Pinus silvestris*) oraz trawy (*Gramineae*), mech płonnik (*Politrychum sp.*) i grzyby (*Fungi*).

Od zakończenia eksploatacji rud uranu w kopalni i przeróbki hałdy kamiennej, oddziaływania czynników środowiska, tj. wilgotności, temperatury, nasłonecznienia, tlenu i dwutlenku węgla, na wierzchnią warstwę materiału roślinnego oraz dostępność składników pokarmowych, obecność mikroorganizmów glebowych i fauny, powodowała – na skutek humifikacji i rozkładu materii organicznej – wykształcanie się poziomu charakterystycznego dla gleb w ich wstępnym etapie rozwoju [14]. Duże znaczenie dla przebiegu tych procesów i tworzenia się trwałych połączeń substancji próchnicznej z mineralną częścią gruntów miał udział najdrobniejszych ziaren. Kompleksy ilasto-próchniczne stanowiły trwałą część próchnicy, której odtworzenie było jednym z podstawowych elementów zainicjowania procesów glebotwórczych i tworzenia gleb inicjalnych [119].

Odpad składowanego na zwałowisku materiału skalnego wykazywał odczyn alkaliczny (pH wyciągów wodnych pobranych próbek 9,2÷9,5 – tab. 14.). Próbki pobrane w miejscach zasiedlenia podłoża przez rośliny przemieszane z organicznym materiałem glebowym wykazywały natomiast odczyn kwaśny (próbki 9÷11 i 14.).

W zhałdowanych odpadach górniczych zakwaszenie mogło pochodzić od siarczków żelaza, głównie pirytu i markasytu [226], które były w nich obecne w nieznacznych ilościach [206]. W analizowanym materiale nie obserwowano procesów gwałtownych zmian odczynu, powodowanych wietrzeniem siarczków do kwasu siarkowego. Wiązało się to z obecnością węglanów (kalcyt) i ich zdolnością do neutralizacji i buforowania kwasu przez tzw. bufor krzemianowy oraz bufor wymiany jonowej, adsorbujący jony H^+ przez mineralne sorbenty oraz zasadowe kationy wymienne. Działanie buforu krzemianowego powodowało rozkład skaleni do kaolinitu lub innych minerałów ilastych i uwalnianie kationów zasadowych wiążących jony H^+ . Podczas przeprowadzanych testów wymywalności materiału skalnego pobranego z hałd, z miejsc nieporośniętych, przy pH wody użytej do wyciągów wodnych 4,7 i 7,0 oraz stosunku masy próbki do masy wody jak 1:10, odczyn wyciągów wodnych zmieniał się o 2÷3 jednostki w stosunku do pH wody ługującej (tab. 14.).

Migracja uranu zależała od stopnia utlenienia, w jakim występował on w środowisku, i była możliwa dla związków uwalniających łatwo rozpuszczalne jony uranylowe UO_2^{2+} . Warunki utleniające i kwaśne środowisko sprzyjają procesom ługowania uranu. Mikrobiologiczne ługowanie radioizotopów szeregu uranowego i torowego oraz związana z tym ich migracja były silnie ograniczone, ze względu na znikome występowanie bakterii acidofilnych w materiale hałd, który wykazywał odczyn alkaliczny. Bakterie kwasolubne występowały w materiale skalnym zaledwie w ilości kilku komórek na 1 gram składowanego materiału [73].

Tabela 10. Wyniki analizy mikrobiologicznej i mineralogicznej gruntów antropogenicznych kopalni „Radoniów” oraz gleb z otoczenia hałd
 Table 10. Results of microbiological and mineralogical analyzes anthropogenic soils from the “Radoniów” mine near the heaps

Nr próbki	Symbol próbki gruntu	pH	Liczba w 1 g gleby					Aktywność dehydrogenazowa $\mu\text{g TF/g}$ gleby	Próba			Szacunkowa zawartość minerałów we frakcji od pyłowej do żwirowej [% obj.]					
			bakterii $\times 10^6$		grzybów pleśniowych $\times 10^3$	grzybów drożdżoidalnych	promieniowców $\times 10^5$		barwa	CaCO ₃ %	opis	kwarc	skałen	łyszczyki*	mat. org.	min. ciemne**	inne
			psychrofilnych	mezo-filnych													
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
1	XIII/2	6,19	0,71	0,0659	1,70	0	0,46	0,00	jasno-beżowa	<1	pył, mat. org., fragmenty skał (gnejsy) <0,8 mm	52	10	3	20	15	
2	XIV/2	5,90	0,45	0,378	2,00	200	0,14	67,32	szarozółta	<1	pył, mat. org. fragmenty skał (gnejsy, kwarcyty) <15 mm	75	15	5	5	-	-
3	XIV/4	5,94	0,60	0,689	11,00	2000	0,32	107,45	jasnobieżowa	<1	humus, pył, mat. org., fragmenty skał (gnejsy) <20 mm	90	2	1	5	2	-
4	XV/2	4,90	0,79	0,543	17,00	0	0,28	98,2	brunatna	<1	pył, piasek, mat. org. fragmenty skał (gnejsy, łupki) <30 mm	57	5	3	5	30	-
5	XVI/2	7,64	0,91	0,815	4,00	1000	0,66	84,05	jasnoszara	<3÷5	pył, mat. org., fragmenty skał (kwarcyty) < 20 mm	77	10	3	5	5	
6	XVII/2	7,80	0,92	0,054	3,40	0	1,18	1,5	szarozółta	>5	pył, piasek	85	10	1	1	3	-
7	XVIII/2	7,63	3,70	0,034	9,00	100	3,60	1,54	szara	>5	pył, piasek, żwir. mat. org.	87	5	2	3	5	-
8	XIX/2	7,08	5,00	0,788	76,00	0	1,91	120,4	szarobrunatna	3÷5	humus, pył, piasek, duża ilość mat. org.	60	10	2	10	15	3
9	XX/2	5,73	0,42	0,234	16,00	3000	1,02	121,9	brunatno-szara	<1	pył, mat. org., fragmenty skał (gnejsy, łupki łyszczykowe) <10 mm	30	10	2	50	7	1

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
10	XXI/3	4,81	0,34	0,154	69,00	0	0,36	120,4	ciemno-brunatna	1 ÷ 3	pył, piasek, mat. org., fragmenty skał (gnejsy, łupki łyszczykowe) <30 mm	57	15	3	10	10	3
11	XXII/2	5,71	0,54	0,229	19,00	0	0,84	109,5	brunatno-szara	<1	pył, mat. org., fragmenty skał (gnejsy, łupki łyszczykowe) <10 mm	30	10	2	50	7	1
12	XXIII/2	5,63	14,71	10,655	0,91	3560	2,12	51,05	szara	<1	pył, minerały ilaste, skalenie, mat. org., fragmenty skał (gnejsy, łyszczyki jasne)	89	2,5	1,5	0,5	2,5	4
13	XXIV/2	7,03	0,32	0,178	2,20	0	0,18	67,57	beżowoszara	<1	pył, mat. org., fragmenty skał (gnejsy, łupki łyszczykowe) <15 mm	73	15	2	5	5	-
14	XXIV/4	5,84	0,59	0,432	5,00	0	0,94	18,75	beżowa	<1	humus, pył, mat. org., fragmenty skał (gnejsy) <20 mm	68	10	3	5	10	3
15	XXV/2	5,45	14,55	10,455	1,24	3396	2,43	33,20	szaro-brunatna	<1	pył, minerały ilaste, skalenie, mat. org., fragmenty skał (gnejsy, łyszczyki jasne)	87	3	1,5	1	2,5	5
16	XXVI/2	4,76	13,95	10,429	0,89	3410	2,52	20,03	szaro-brunatna	<1	pył, minerały ilaste, skalenie, mat. org.	88	2,5	2	1	2,5	4

* łyszczyki – głównie biotyt.

** minerały ciemne – amfibole, pirokseny, minerały rudne.

Występujące w próbkach gruntów minerały ilaste decydowały o właściwościach fizycznych i chemicznych gleb inicjalnych, takich jak: zdolność sorpcyjna, przesiąkliwość, dostępność substancji odżywczych, pęcznienie gleby [131, 163].

Liczebność mikroorganizmów w pobranych próbkach gruntów zilustrowano w tabeli 10. Przedstawione wyniki analizy mikrobiologicznej określają stan oddziaływań biochemicznych w ekosystemach gleb inicjalnych, tworzonych z mineralnego materiału zwałowisk i glebowej materii organicznej. Mikroflora pełniła określoną funkcję, wywierając wpływ na procesy zachodzące przy odtwarzaniu gleby i uczestnicząc w przemianach węgla i azotu. W procesie humifikacji, tj. częściowego rozkładu materii organicznej, a następnie syntezy do jakościowo nowych substancji organicznych (próchnica, humus), uczestniczyły głównie bakterie [117]. Zdolność grzybów do rozkładu substancji organicznych i uwalniania z nich składników pokarmowych sprzyjała pobieraniu ich przez rośliny [269]. Promieniowce były odpowiedzialne za rozkład próchnicy trwałej i degradację związków humusowych [13], a wspólnie z bakteriami i grzybami prowadziły mineralizację materii organicznej. Trzecim z głównych procesów glebowych był proces przetwarzania substancji mineralnych w organiczne. Przedstawiciele flory glebowej, pobierając składniki mineralne, przetwarzały je w związki organiczne, które po ich obumarciu uległy mineralizacji [117, 125].

Grunty z terenów przemysłowych, przekształcone w wyniku działalności wydobywczej, mają niekorzystne cechy dla rozwoju roślin [50–52]. Ze względu na to, że duża liczba drobnoustrojów w glebie nie jest aktywna i pozostaje w formie przetrwalnej lub w stanie anabiozy, dane liczbowe powinny być weryfikowane testami aktywności.

Jednym ze wskaźników stosowanych do oceny intensywności przekształcania gruntu-skały w produktywną glebę była jej aktywność enzymatyczna [50, 52]. Stymulowanie procesów biologicznych jest możliwe w glebach przemysłowych tylko przy dużym dopływie biologicznie czynnego węgla [51], dlatego też głównym czynnikiem ograniczającym aktywność drobnoustrojów była zawartość dostępnej dla nich materii organicznej [97]. Uczestniczące w metabolizmie gleby enzymy glebowe katalizują przetwarzanie materii i energii. Aktywność biologiczną gleb określała liczebność mikroorganizmów oraz ich aktywność enzymatyczna [51], która służyła do wykazania zmian w sytuacji ekologicznej gleby [16]. Wskaźniki te, wykorzystane w analizie materiału odpadowego, wykazywały duże wartości, świadczące o intensywności procesów rozkładu materii organicznej w miejscach pobranych próbek [73].

W ocenianych przypadkach grunty antropogeniczne spełniały funkcję utworu glebowego dla porastających je roślin. Jednocześnie roślinność stanowiła główny, biologiczny czynnik glebotwórczy, a aktywność dehydrogenazową wybrano jako wskaźnik procesów odtwarzania się funkcji gleby. Z przedstawionego w tabeli 10. zestawienia danych wynika, że aktywność enzymatyczna była bardzo zróżnicowana. Największą aktywność enzymatyczną utworów glebowych, wyrażoną w $\mu\text{g TF}/1 \text{ g gruntu}$ w ciągu 24 godzin, powyżej $100 \mu\text{g TF}/\text{g gruntu}$, stwierdzono w gruntach antropogenicznych, stanowiących podłoże brzozy brodawkowatej (*Betula verrucosa*), (próbki

3., 8. i 10.), choć ilość akumulowanej substancji organicznej nie była największa spośród analizowanych. Świadczy to o korzystnym wpływie rozwijających się brzoź na właściwości tworzącej się gleby. Równie dużą aktywność dehydrogenazową, wynoszącą 121,9 $\mu\text{g TF/g}$ gruntu, wykazała próbka 5. (XVI/2) pobrana spod mchu. Próbki 6. i 7., pobrane spod wierzby iwa (*Salix caprea*) oraz dębu szypułkowego (*Quercus robur*), wykazały natomiast najmniejszą aktywność enzymatyczną (ok. 1,5 $\mu\text{g TF/g}$ gruntu) ze wszystkich pobranych próbek. Próbka 1., pobrana spod trawy w pobliżu brzozy brodawkowatej (*Betula verrucosa*), jako jedyna nie wykazała aktywności dehydrogenazowej, choć liczebność występujących mikroorganizmów, z wyjątkiem bakterii mezofilnych, nie odbiegała znacząco od innych próbek pobranych z tego terenu.

Występujące utwory pełniły funkcję skały macierzystej gleby, gdzie następowało zasiedlanie warstwy powierzchniowej przez organizmy glebowe i spontaniczna sukcesja roślinności naczyniowej, inicjującej procesy glebotwórcze.

Analizując wyniki badań mikrobiologicznych, należy podkreślić dużą liczebność bakterii w pobranych próbkach, spośród których bakterie psychrofilne zawarte były na poziomie $10^5 \div 10^7$ jtk/g s.m., a średnia ich liczebność wynosiła 1 176 153 jtk/g s.m. Podobnie kształtował się poziom liczebności bakterii mezofilnych [73]. Stwierdzono również, w pobranych z terenu kopalni próbkach, dużą liczebność grzybów pleśniowych, wynosiła ona średnio 16 323 jtk/g s.m. Obecność grzybów drożdżoidalnych stwierdzono w połowie pobranych próbek, w tym w około 1/3 ich liczebność była rzędu 10^3 .

W próbkach skał płonnych kopalni „Radoniów” stwierdzono bardzo małą ilość bakterii acidofilnych. W wyniku badań okazało się, że skały te mają alkaliczny charakter $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} < 8,7$, co wyjaśniało przyczynę bardzo słabego ich rozwoju. Bakterie kwasolubne występowały w ilości zaledwie kilku komórek w 1 gramie gruntu [73].

Charakterystyka chemiczna

Pobrane do analiz z obszaru osadnika, hałdy piaskowej i hałdy kamiennej próbki wierzchniej warstwy gruntów antropogenicznych, stanowiących utwory glebowe dla porastającej je roślinności, różniły się właściwościami i składem chemicznym. Zgodnie z systematyką gleb Polski, utwory te zakwalifikowano w dziale VII: gleby antropogeniczne, rzędzie VIIB: gleby industrio- i urbanoziemne, typ VIIB1: gleby antropogeniczne o niewykształconym profilu [117].

Odczyn w powierzchniowych poziomach porośniętych gruntów pogórnich na ogół był kwaśny, a w przypadku kilku próbek (5÷8) pobranych z hałdy piaskowej – zasadowy (tab. 11.). Odczyn gruntów zawierał się w przedziale wartości $4,8 < \text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} < 7,8$ i miał korzystne właściwości dla nowo tworzonych gleb jedynie dla hałdy piaskowej. Odczyn odpadów, zgodnie z zaleceniem Strzyszcza [227], oznaczono potencjometrycznie przez pomiar $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ próbek surowych o granulacji występującej na zwałowisku. pH gleb mierzono natomiast w warunkach laboratoryjnych w próbkach o uziarnieniu $< 1,0$ mm, zgodnie z zaleceniami dla gleb [125].

Tabela 11. Właściwości powierzchniowej warstwy gleb, utworów glebowych (gruntów antropogenicznych) w próbkach z kopalni „Radoniów”
 Table 11. Properties of the samples from the surface layer of soil and anthropogenic soils from the “Radoniów” mine

Lp.	Obszar	Próbka	Porastająca roślina	pH _{H2O}	C _{org.}	N _{cat.}	C/N	P	K	H ⁺	Al ³⁺	Fe	Mn	PWK _r	V _w
					g·kg ⁻¹			mg·kg ⁻¹		cmol(+)·kg ⁻¹		mg·kg ⁻¹		cmol(+)·kg ⁻¹	%
1	osadnika (hałda 5)	1	trawy, brzoza (<i>Gramineae</i> , <i>Betula verrucosa</i>)	6,2	11,0	1,57	7,05	2,0	20,1	0,16	0,12	4690	208,7	4,52	94
2		2	trawy (<i>Gramineae</i>)	5,9	52,5	3,28	16,04	1,0	33,2	0,16	0,08	5398	210,8	6,18	96
3		3	brzoza (<i>Betula verrucosa</i>)	5,9	20,5	1,43	14,35	0,4	18,3	0,08	0,02	6119	175,6	4,01	98
4		4	grzyb (<i>Xerocomus badius</i>)	4,9	55,5	4,00	13,85	9,2	42,7	0,56	0,32	2870	423,9	7,76	89
5	hałdy „piaskowej” (hałda 1)	5	mech (<i>Politrychum sp.</i>)	7,6	10,3	0,76	13,65	0,2	27,8	0,07	0,04	6872	426,2	7,70	99
6		6	wierzba iwa (<i>Salix caprea</i>)	7,8	1,5	0,04	38,46	0,0	4,6	0,06	0,04	3490	228,9	3,24	97
7		7	dąb (<i>Quercus robur</i>)	7,6	4,6	0,23	20,13	0,2	7,1	0,07	0,05	4414	214,2	2,63	95
8	hałdy kamiennej (hałda 2)	8	brzoza (<i>Betula verrucosa</i>)	7,1	15,5	0,97	15,98	0,1	10,8	0,08	0,04	4079	227,3	3,39	96
9		9	mech (<i>Politrychum sp.</i>)	5,7	27,6	0,89	31,1	0,1	15,0	0,17	0,09	5234	189,9	3,77	93
10		10	brzoza (<i>Betula verrucosa</i>)	4,8	55,7	1,19	46,67	0,4	12,8	0,64	0,28	5409	287,7	4,64	80
11		11	grzyb (<i>Xerocomus badius</i>)	5,7	42,3	4,54	9,32	0,5	21,8	0,16	0,10	5879	269,9	3,71	93
12		13	sosna (<i>Pinus silvestris</i>)	7,0	8,2	0,44	18,64	0,2	8,3	0,08	0,04	7765	313,4	3,16	96
13		14	mech (<i>Politrychum sp.</i>)	5,8	28,7	0,88	32,74	0,4	18,7	0,18	0,10	5356	210,1	4,09	93
14		gleby	12	żyto (<i>Secale L.</i>)	5,6	20,3	2,07	9,77	2,6	10,4	0,36	0,28	3526	231,5	2,72
15	15		trawy (<i>Gramineae</i>)	5,5	31,4	2,69	11,70	2,4	19,5	0,44	0,36	2398	175,2	3,59	78
16	16		trawy (<i>Gramineae</i>)	4,8	30,1	2,54	11,83	2,5	17,2	0,56	0,38	2556	198,6	7,30	87

Wyniki analiz pobranych próbek materiału skalnego hałd, gleb antropogenicznych o niewykształconych profilach glebowych – gleby inicjalne i gleb uprawnych zestawiono w tabelach 11–13.

Zawartość substancji organicznej, określonej jako węgiel utleniający, w poszczególnych próbkach wykazywała znaczną rozpiętość. Największe wartości miały próbki pobrane w rejonie osadnika – $1105 \div 5547 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ próbki, a najmniejsze z hałdy piaskowej $150 \div 1032 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ próbki. W pobranych próbkach występowały wszystkie formy mniej i bardziej złożonej substancji organicznej, od rozłożonych resztek organicznych zmieszanych z iłem po substancję organiczną rozdrobnioną, o widocznych fragmentach korzeni i liści. W próbkach gleb uprawnych z otoczenia hałd zawartość węgla zawierała się w przedziale $2025 \div 3144 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ próbki.

Zawartość azotu ogółem na poszczególnych wyodrębnionych obszarach była silnie zróżnicowana i wynosiła od 3,9 do $454,2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ próbki. Najmniejszą zawartością charakteryzowała się próbka 6., pochodząca z podłoża wierzby iwy rosnącej na hałdzie piaskowej, a największą próbka 4. – pobrana na skarpie osadnika – stanowiąca podłoże grzyba. Stosunek węgla do azotu C/N wykazywał znaczną rozpiętość od 7,0 do 46,7. Najmniejszą wartością C/N charakteryzowała się próbka 1., wykazująca brak aktywności w procesach tworzenia gleby inicjalnej. Duża wartość stosunku C/N świadczy o niekorzystnych warunkach przebiegu mineralizacji i humifikacji materii organicznej, szczególnie przy kwaśnym odczynie. Dla próbki 10., wykazującej stosunkowo dużą wartość aktywności dehydrogenazowej i kwaśny odczyn, powyższe stwierdzenie jest zaprzeczeniem i świadczy o biologicznie czynnej glebie inicjalnej oraz intensywności procesów rozkładu materii organicznej.

Zawartość dostępnego dla roślin przyswajalnego fosforu i potasu w badanych próbkach mieściła się w przedziałach – odpowiednio $0,0 \div 92,0 \text{ mg P kg}^{-1}$ próbki i $46 \div 427 \text{ mg K kg}^{-1}$ próbki. Zasadowy odczyn gruntów (gleb) inicjalnych hałdy piaskowej może się przyczynić do zmniejszenia przyswajalności fosforu oraz większości mikroskładników.

Zawartość żelaza ogólnego w granicach $2870 \div 7765 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ i manganu od 175 do $426 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ była, jak na zawartość tych pierwiastków w glebach, bardzo mała, w porównaniu ze średnią zawartością tych metali w glebach Polski [89, 234].

Pojemność wymienna kationów PWK_r była wyznaczana jako suma kationów zasadowych (wymiennych zasad) S, do których zalicza się kationy: Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ oraz kationów o charakterze kwaśnym: H (H^+ , Al^{3+}). Kompleks sorpcyjny badanych próbek był wysyciony, najbardziej przez jony wapnia ($51,5 \div 78,7\%$). Zawartość magnezu wymiennego była około $1,91 \div 8,7$ razy mniejsza niż wapnia. Największą wartość PWK_r (rzeczywistą) wynoszącą $7,76 \text{ cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$ miała próbka 4., natomiast najmniejszą próbka 7. z hałdy piaskowej $2,63 \text{ cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$. O pojemności sorpcyjnej decydowała głównie suma zasad wymiennych. Kwasowość wymienna była nieznaczna i zawierała się w przedziale $0,10 \div 0,88 \text{ cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$ gleby.

Stopień wysycenia gleb kationami o charakterze zasadowym (V_w), wyrażony ilorazem sumy kationów zasadowych S do pojemności wymiennej kationów PWK_r,

$$V_w [\%] = (S/PWK_r) \cdot 100\%, \quad (7)$$

wynosił od 80% dla próbki 10. do 99% dla próbki 5.

Tabela 12. Zawartość kationów wymiennych
w próbkach gruntów antropogenicznych kopalni „Radoniów”

Table 12. Contents of exchangeable cations in samples anthropogenic soils from the “Radoniów” mine

Lp.	Obszar	Próbka	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	S
			mg·kg ⁻¹ gleby				cmol(+)-kg ⁻¹
1	osadnika (hałda 5)	1	2040	520	222	17	4,24
2		2	2560	820	396	19	5,94
3		3	1740	570	208	14	3,91
4		4	3600	420	542	32	6,88
5	hałdy „piaskowej” (hałda 1)	5	4480	570	285	27	7,59
6		6	2040	204	52	11	3,14
7		7	1640	118	72	9	2,51
8	hałdy kamiennej (hałda 2)	8	1960	238	114	11	3,27
9		9	2000	288	144	15	3,51
10		10	2100	325	150	14	3,72
11		11	1980	278	140	14	3,45
12		12	1600	360	100	13	3,04
13		13	2060	360	172	17	3,81
14	gleby	14	1240	60	142	10	2,08
15		15	1180	340	224	14	2,79
16		16	3020	520	564	22	6,36

Zawartość pierwiastków śladowych w gruntach antropogenicznych

Zawartość mikropierwiastków pokarmowych w próbkach gruntów wynosiła:

- Zn od <2 do 86 mg Zn/kg s.m.
- Co od <3 do 35 mg Co/kg s.m.
- Cu od 20 do 38 mg Cu/kg s.m.
- Mo od <2 do 3 mg Mo/kg s.m.

Wyniki analiz próbek gruntów antropogenicznych wykazały zróżnicowanie zawartości w składzie pierwiastkowym i potwierdziły doniesienia o obecności w skałach płonnych, towarzyszących złożu uranowemu, pierwiastków śladowych [197, 206]. Część występujących w próbkach pierwiastków zalicza się do szkodliwych dla roślin, ludzi i zwierząt (Cd, Ni, Pb), a część, jak: As, Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, U, Zn, wykazuje zdolność do wewnątrzkomórkowej akumulacji przez drobnoustroje [29].

Kadm i ołów – pierwiastki o bardzo dużym współczynniku kumulacji (stosunek ilości uruchomionych i wprowadzonych przez człowieka do środowiska przyrodniczego pierwiastków do ilości ich ponownego odkładania w utworach geologicznych) – należą według Bowena do pierwszej grupy pierwiastków szczególnie zagrażających środowisku [17, 89]. Wyróżniają się tym spośród pierwiastków, że są zbędne do roz-

woju roślin, podobnie jak: As, Se, Sr, Ni, Cr [117]. Kadm i ołów zaliczają się do słabo mobilnych pierwiastków wykazujących toksyczne działanie dla roślin, podobnie jak mikroorganizmów, ludzi i zwierząt. Kadm, według doniesień literaturowych, w roślinach wykazuje bardzo duży współczynnik biokoncentracji, a ołów kilkunastokrotnie mniejszy [89]. Ich zawartości w pobranych próbkach były zróżnicowane. Dla kadmu wahały się w granicach od 4 do 8 mg Cd/kg s.m., a dla ołowiu od 41 do 113 mg Pb/kg s.m. Zakres szkodliwy obu pierwiastków dla roślin według [87] wynosi: 5÷10 mg Cd/kg s.m. gleby i 50÷100 mg Pb/kg s.m. gleby. W glebie sąsiadującej z terenem kopalni zawartość Pb była mniejsza i wynosiła 35÷38 mg Pb/kg s.m. (znacznie poniżej górnej zawartości w wierzchniej warstwie gleb polskich [125] i większa niż wynosi średnia zawartość w glebach ornym Polski (23,5 mg·kg⁻¹) [234]). Zawartość kadmu w gruntach antropogenicznych była mała, a w glebach uprawnych sąsiadujących z terenem kopalni mieściła się na poziomie średnio zanieczyszczonych gleb w sześciostopniowej skali jakości gleb [88, 234]. Koncentracja pozostałych, analizowanych i toksycznych pierwiastków zawierała się w przedziałach:

- Ni od 15 do 56 mg Ni/kg s.m.,
- As od 11 do 21 mg As/kg s.m.,
- Cr od 32 do 76 mg Cr/kg s.m.,
- Sr od <2 do 35 mg Sr/kg s.m.

Z wyjątkiem zawartości kadmu, gleby uprawne z otoczenia terenu kopalni nie wykazywały w powierzchniowej warstwie podwyższonych zawartości metali ciężkich i można przyjąć, zgodnie z wytycznymi oceny zanieczyszczeń gleb metalami ciężkimi, że są glebami o naturalnych zawartościach pierwiastków śladowych [88, 234]. Przyjmując do oceny skażenia wartości dopuszczalne, stosowane dla gleb zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska [188], gleby te ze względu na zawartości baru i kadmu nie spełniały standardów dla gleb uprawnych grupy B, natomiast skała płonna nie wykazywała przekroczeń dopuszczalnych wartości stężeń metali ciężkich dla grupy C. Koncentracje metali ciężkich w materiale hałd nie odbiegały znacząco od wartości w glebach, nie stanowiły zatem zagrożenia dla ustalonej równowagi mineralnej sąsiadujących gleb.

Przeprowadzone badania w pobranych próbkach gruntów antropogenicznych wykazały stosunkowo dużą zawartość rubidu, baru i cyrkonu.

- Zawartość Rb mieściła się w przedziale 97÷422 mg·kg⁻¹ – pierwiastek ten należy do geochemicznie rozproszonych i nie tworzy własnych minerałów [176].
- Zawartość Ba występowała w przedziale 127÷297 mg·kg⁻¹ i należy ją tłumaczyć obecnością skaleni, biotyty i fluorytu w rudzie. Biotyt jako minerał skałotwórczy zawierał znaczne ilości Ba, w przyrodzie występuje też często w towarzystwie innych minerałów, takich jak fluoryt [176].
- Zawartość Zr wynosiła od 176 do 400 mg·kg⁻¹ i prawdopodobnie wiązała się z towarzyszeniem minerału cyrkonu (ZrSiO₄) wielu skałom magmowym, zwłaszcza granitom [89, 176]. Minerale cyrkon może zawierać domieszki U, Th, Hf, Y [142]. Pierwiastki te zidentyfikowano w składzie próbek skały płonnej: Hf – od 4 do 10 mg·kg⁻¹ s.m., U – od 41 do 113 mg·kg⁻¹ s.m., Th – od 15 do 75 mg·kg⁻¹ s.m.

Tabela 13. Zawartość pierwiastków w próbkach gruntów antropogenicznych i gleb pobranych na terenie kopalni „Radoniów”
 Table 13. Contents of elements in the samples of anthropogenic soils from the “Radoniów” mine

Nr próbki	Symbol próbki	Rodzaj próbki	Oznaczone metale																	
			Pb	As	Ba	Cr	Cu	Ga	Ce	La	Ni	Rb	Sr	V	Y	Zn	Zr	Cd	Sn	Co
			mg·kg ⁻¹ s.m.																	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
1	XIII/2	g.a.	74	15	222	50	38	25	61	26	36	356	<2	52	47	<2	261	8	13	14
2	XIV/2	g.a.	96	18	168	68	38	29	65	24	34	422	<2	55	49	<2	277	8	14	14
3	XIV/4	g.a.	73	18	170	70	36	24	52	22	34	351	<2	46	45	<2	270	5	12	16
4	XV/2	g.a.	54	23	108	51	20	17	33	20	30	360	13	56	33	20	183	5	12	13
5	XVI/2	g.a.	41	21	218	68	32	31	18	22	56	354	18	63	70	86	361	7	17	35
6	XVII/2	g.a.	42	12	115	55	18	15	34	15	30	270	28	42	33	54	170	6	9	11
7	XVIII/2	g.a.	48	13	127	61	20	18	39	16	32	276	35	40	35	54	167	6	10	13
8	XIX/2	g.a.	46	11	214	45	23	18	35	19	28	275	28	46	35	56	176	6	10	11
9	XX/2	g.a.	50	12	210	55	28	12	54	30	24	302	11	42	33	17	180	5	10	10
10	XXI/3	g.a.	64	14	217	32	33	20	110	54	15	316	<2	39	42	2	185	6	13	6
11	XXII/2	g.a.	55	12	170	38	44	10	40	15	22	305	15	40	33	47	182	5	10	5
13	XXIV/2	g.a.	86	15	166	54	23	21	31	13	29	383	<2	42	37	15	178	6	9	9
14	XXIV/4	g.a.	113	20	194	76	26	20	35	19	19	380	<2	46	35	<2	187	5	10	10
gleby z otoczenia hałd																				
12	XXIII/2	gleba	35	12	297	44	14	11	60	22	12	97	65	46	30	53	400	5	5	6
15	XXV/2	gleba	38	12	240	45	20	10	56	18	10	143	<2	39	29	<2	365	4	2	6
16	XXVI/2	gleba	35	11	245	42	18	11	39	17	12	150	<2	35	27	10	376	4	2	4

g.a. – grunt antropogeniczny.

Tabela 14. Wyniki analiz wyciągów wodnych próbek odwiertów z terenu kopalni „Radoniów”
 Table 14. Results of analyses of water extracts from the material sampled from bore-holes in the area of the “Radoniów” mine

*Nr otworu	1			2			3			4		
Głębokość m ppt	0,0÷1,0			1,0÷2,0			0,0÷1,0			2,0÷3,0		
Wilgotność %	11,2			9,25			5,85			5,35		
**pH wody	4,7	7,0	8,9	4,8	7,0	9,6	4,65	7,0	9,1	4,7	7,0	9,2
pH ekstraktu wodnego	6,7	8,7	8,8	6,8	9,2	9,6	7,6	9,5	9,7	7,3	9,4	9,75
Nr próbki	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Żelazo ogólne, g Fe/m ³	0,10	0,14	0,17	0,045	0,08	0,14	0,07	0,15	0,007	0,04	0,05	0,06
Fosforany g PO ₄ ³⁻ /m ³	0,026	0,034	0,028	0,018	0,022	0,035	0,042	0,060	0,042	0,027	0,037	0,039
Siarczany g SO ₄ ²⁻ /m ³	9,8	9,4	9,8	7,0	5,8	9,0	4,1	4,9	3,7	7,0	9,0	8,2
Cynk g Zn/m ³	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Ołów g Pb/m ³	0,002	0,007	0,004	0,002	0,005	0,006	0,003	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,002
Fluorki g F/m ³	0,84	1,12	1,19	0,66	0,82	0,97	0,47	0,38	0,57	0,35	0,40	0,34

*Miejsca otworów wiertniczych, z których pobrano próby zaznaczono na mapie (rys. 12.).

Próbki poddano ekstrakcji wodą destylowaną o przewodności właściwej 1÷2 µS, zachowano stosunek masy badanej próbki do masy wody destylowanej jak 1:10.

**Do korekty pH wody destylowanej użyto odpowiednio HCl lub NaOH.

Wymywalność jonów z gruntów

W celu rozpoznania warunków gruntowo-wodnych na terenie byłej kopalni wykonano wiercenia geologiczne gruntów antropogenicznych i gruntu rodzimego do głębokości 6,0÷8,0 m. Miejsca wierceń otworów i poboru prób przedstawiono na rysunku 11. W wykonanych odwiertach nie stwierdzono w podłożu terenu, który stanowi zwietrzelina gliniasta, występowania poziomów wodonośnych [41].

Dla wybranych próbek, pobranych z odwiertów, wykonano badania wymywalności kationów i anionów charakterystycznych dla złoża „Radoniów” (Fe, Zn, Pb, PO_4^{3-} , F^- , SO_4^{2-}). Wyciągi wodne sporządzono zgodnie z zaleceniami podanymi w rozporządzeniu [191]. Badania przeprowadzono w trzech zakresach pH (kwaśnym, obojętnym i zasadowym). Taki zakres badań podjęto w celu sprawdzenia, czy składowany odpad w określonym zakresie pH uwalnia do środowiska naturalnego analizowane składniki i w jakich ilościach. Badania te stanowiły celowe rozpoznanie do opracowania założeń projektu rekultywacji terenu kopalni. Otrzymane wyniki dają sugestie co do planowanych rozwiązań i odpowiedź na pytanie, czy do przyszłych prac rekultywacyjnych niezbędne jest prowadzenie stabilizacji chemicznej i biologicznej zgromadzonych odpadów.

Jak wykazały wyniki badań zamieszczone w tabeli 14., stężenia jonów w wyciągach wodnych próbek były zbliżone, niezależnie od wartości pH roztworu wodnego użytego do badań wymywalności. Najbardziej wymywane były siarczany – od 3,7 do 9,8 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$. Zbliżone zakresy wartości jonów dla poszczególnych próbek wskazywały, że wymywanie nie wiązało się z procesem neutralizacji kwasu siarkowego, powstałego z utlenienia siarczków, i buforowości wymiennej związanej z zastąpieniem jonu wodorowego na sód lub potas. Zawartość tych pierwiastków w składzie kationów wymiennych podano w tabeli 12. Zasadowy charakter gruntów antropogenicznych zwałowanego materiału skalnego nie sprzyjał mobilności metali ciężkich.

Reasumując, odpad materiału skalnego składowanego na zwałowiskach kopalni „Radoniów” wykazywał odczyn alkaliczny (pH wyciągów wodnych 8,7÷9,4). Wyciągi wodne z próbek pobranych z odwiertów dokonane wodą o trzech różnych odczynach (pH 4,7÷4,8; 7,0; 9,1÷9,6), wykazywały zmianę odczynu o 2÷3 jednostki względem wody ługującej. Warunki panujące w obrębie skał podłoża nie sprzyjały przemieszczaniu się metali ciężkich i uranu, i z tego powodu zagrożenie migracją było niewielkie.

4.3.1.2. SKAŻENIA RADIOAKTYWNE

Badania własne, dotyczące radioaktywności przeprowadzone na terenie kopalni „Radoniów”, obejmowały:

- określenie przestrzennej zmienności mocy przestrzennego równoważnika dawki promieniowania gamma $H^*(10)$ na wysokości 1 m nad powierzchnią gruntu,
- pomiary aktywności izotopów promieniotwórczych w pobranych próbkach materiału skalnego z miejsc wykazujących zwiększone wartości mocy $H^*(10)$, (miejsca poboru próbek przedstawiono na rys. 12.),

- pomiary aktywności izotopów promieniotwórczych w pobranych próbkach gleb otaczających zwałowiska,
- pomiary stężenia radonu w powietrzu otwartym (miejsca pomiarów zaznaczono na mapie – rys. 12.).

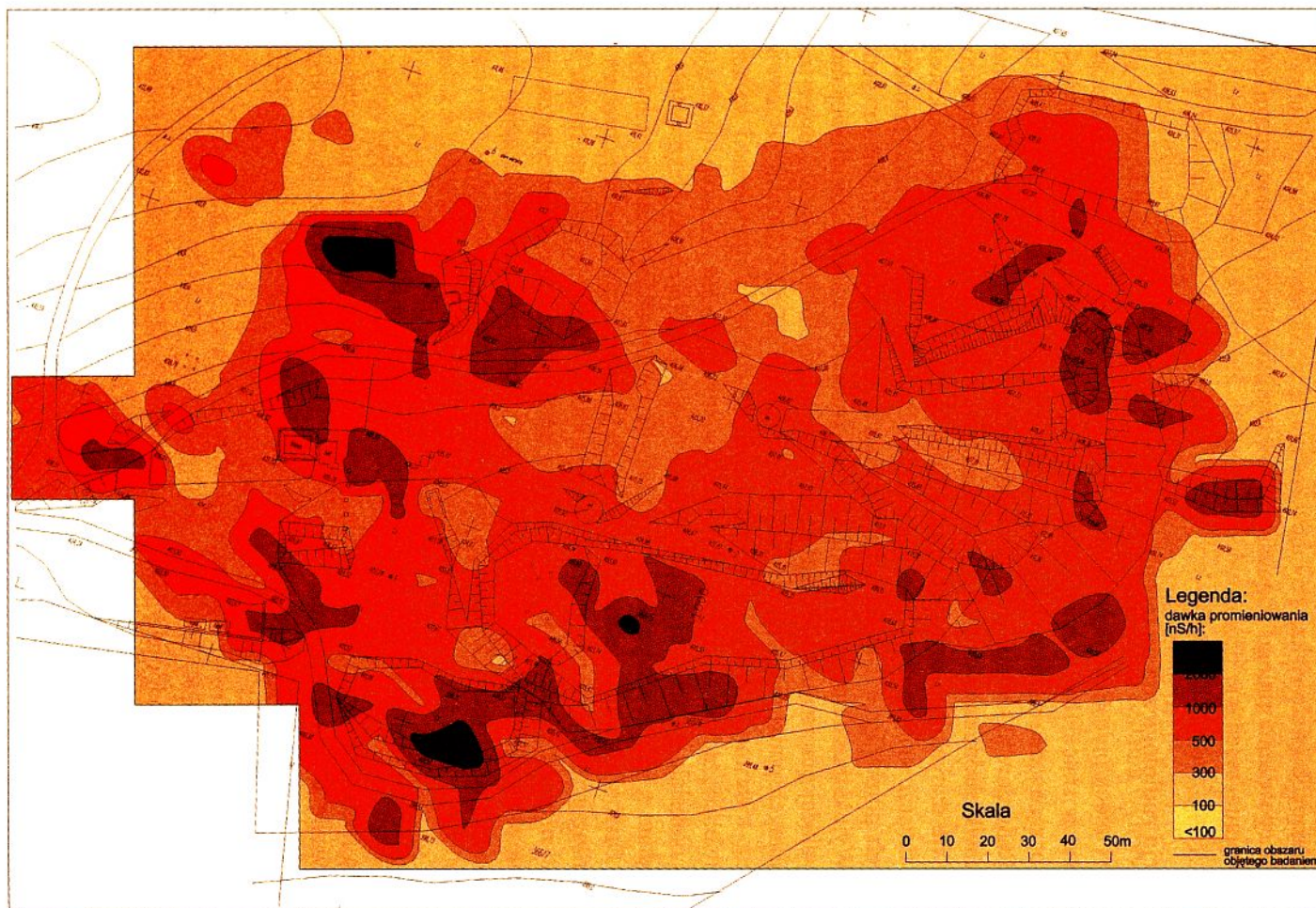
Sytuacja radiologiczna na terenie byłej kopalni „Radoniów”

Pomiary mocy przestrzennego równoważnika dawki promieniowania gamma przeprowadzono w siatce 10×10 m na podstawie aktualnej mapy terenu sporządzonej na potrzeby opracowania dokumentacji rekultywacji terenów poeksploatacyjnych byłej kopalni „Radoniów” [114]. Wyniki pomiarów rozkładu mocy przestrzennego równoważnika dawki promieniowania $H^*(10)$ przedstawiono w postaci mapy, sporządzonej na podstawie danych pomiarowych (rys. 13., tabelaryczne zestawienie wyników pomiarów zamieszczono w suplemencie tab. I.1.). Do tego celu wykonano ponad 630 punktowych pomiarów, uzyskując zagęszczenie czterech punktów pomiarowych na 100 m². Wyniki pomiarów mocy $H^*(10)$ opracowano w postaci izoliniowej mapy, odwzorowującej przestrzenny rozkład badanych wielkości. Utworzono ją przez transformację danych punktowych w cyfrowy model terenu – DTM (*Digital Terrain Model*). Zaletą tego modelu jest możliwość szybkiej analizy i interpretacji wyników wzdłuż dowolnej, żądanej linii przekroju. Do wykonania modelu posłużyły dane x , y , z , gdzie x , y określały geodezyjne współrzędne lokalizacji pomiaru na płaszczyźnie poziomej, a dane z – zmierzoną wartość mocy dawki równoważnej promieniowania jonizującego. Do modelowania zastosowano metodę *griddingu*, a interpolację przeprowadzono według geostatystycznej metody *krigingu* [239]. Dla ułatwienia interpretacji na izoliniowej mapie wydzielono sześć obszarów o różnych zakresach mocy przestrzennego równoważnika dawki promieniowania jonizującego $H^*(10)$, zaznaczając je odpowiednim kolorem (rys. 13.).

Zawartość naturalnych i sztucznych izotopów promieniotwórczych

Poziom radioaktywności badanego terenu jest określany przez naturalne radionuklidy, powstałe w wyniku rozpadu ^{238}U , ^{235}U , ^{232}Th i ^{40}K oraz sztucznych izotopów promieniotwórczych, występujących w środowisku w wyniku działalności przemysłowej i wojskowej.

Próbki powierzchniowej warstwy gruntów pobrano z miejsc wykazujących zwiększone wartości mocy $H^*(10) > 850 \text{ nSv}\cdot\text{h}^{-1}$ (rys. 12.). Tak pobrane próbki środowiskowe, po ich odpowiednim przygotowaniu, poddano analizie metodą wysokorozdzielczej spektrometrii promieniowania gamma. Zastosowanie detektora germanowego umożliwiło określenie zawartości izotopów ^{40}K , ^{137}Cs oraz aktywności poszczególnych radionuklidów szeregów rozpadu promieniotwórczego uranu ^{238}U , ^{235}U i toru ^{232}Th . Czas pomiaru wynosił od 90 tys. do 500 tys. sekund i zależał od aktywności badanych prób.



Rys. 13. Rozkład mocy przestrzennego równoważnika dawki promieniowania jonizującego $H^*(10)$ na terenie kopalni „Radoniów”
Fig. 13. Distribution of the ambient dose equivalent rate of the ionizing radiation $H^*(10)$ in the area of the former “Radoniów” mine

Aktywności, istotnych ze względu na ochronę radiologiczną i prowadzone badania, naturalnych nuklidów promieniotwórczych w próbkach mas skalnych zwałowiska odpadów, gruntów antropogenicznych i gleb uprawnych sąsiadujących z terenem kopalni, przedstawiono w tabeli 15. Wartości aktywności nuklidów mniejsze niż wyznaczone w pomiarze dla poszczególnych nuklidów dolne granice detekcji (LLD) zostały podane ze znakiem „<”. Każdy pomiar miał określony oddzielnie limit detekcji.

W skład izotopów powstających w wyniku rozpadów promieniotwórczych radionuklidów szeregu uranowego i torowego wchodzi pierwiastki chemiczne należące do różnych grup układu okresowego, a więc różniące się właściwościami chemicznymi. Materiały, z których pobrane zostały próbki, znajdowały się w określonych warunkach środowiskowych, gdzie istniały warunki do naruszenia równowagi promieniotwórczej. W profilach glebowych często występuje nierównowaga pomiędzy nuklidami ze względu na zróżnicowaną mobilność ^{226}Ra i izotopów uranu [223].

Ocenę stanu równowagi promieniotwórczej umożliwia wykres aktywności właściwej radionuklidów szeregu uranu ^{238}U , który dla przykładowych próbek: 1., 5. i 10. zamieszczono w suplemencie na rysunku I.2.

Analizę pobranych próbek materiału zdeponowanego na zwałowisku przeprowadzono pod kątem możliwości gospodarczego wykorzystania odpadów. Na podstawie uzyskanych wyników pomiarów gammaspektrometrycznych obliczono, zgodnie z rozporządzeniem [193], wskaźniki aktywności f_1 i f_2 . Wyniki obliczonych wskaźników f_1 i f_2 dla pobranych próbek zestawiono w tabeli 16. Wskaźnik f_1 ma formę złożoną, uwzględniającą wagę poszczególnych radioizotopów pochodzenia geologicznego, tj.: potasu ^{40}K , radu ^{226}Ra , toru ^{228}Th . Zgodnie z podanym rozporządzeniem wskaźniki aktywności są zdefiniowane wzorami:

$$f_1 = \frac{S_{\text{K}}}{3000} + \frac{S_{\text{Ra}}}{300} + \frac{S_{\text{Th}}}{200} \quad (8)$$

$$f_2 = S_{\text{Ra}} \quad (9)$$

w których: S_{K} , S_{Ra} , S_{Th} oznaczają, odpowiednio, stężenia izotopów promieniotwórczych potasu ^{40}K , radu ^{226}Ra , toru ^{228}Th , wyrażone w $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Z analizy wyników przeprowadzonych pomiarów wynika, że z 13 pobranych próbek 11 nie spełniało kryteriów zgodności określonych wymaganiami § 3. pkt 4., uwzględniających 20% przekroczenie dopuszczalnych wartości ($f_1 < 8,4$ i $f_2 < 2400 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$) podanego rozporządzenia, tj. w odniesieniu do odpadów przemysłowych stosowanych w częściach podziemnych obiektów budowlanych oraz w budowlach podziemnych, w tym w tunelach kolejowych i drogowych [193].

Największe wartości aktywności wykazały próbki 1÷3, pobrane z dna byłego osadnika oraz próbka 11. z hałdy skały płonnej. Koncentracje ^{226}Ra w tych próbkach wynosiły odpowiednio: $8824,0 \pm 291$, $13\,990 \pm 460$, $10\,505 \pm 345$ oraz $8442,9 \pm 278 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Miejsca te tworzą tzw. „gorące punkty”, z których materiał nie powinien być wykorzystywany do celów budowlanych i powinien zostać zrekultywowany na miejscu.

Tabela 15. Aktywność radionuklidów w próbkach środowiskowych pobranych z hałd, gruntów antropogenicznych byłej kopalni rud uranu „Radoniów” i gleb uprawnych sąsiadujących z terenem kopalni (miejsca poboru zaznaczono na mapie – rys. 12.)

Table 15. Activity of radioactive nuclides in the samples from heaps, anthropogenic soils and arable land in the vicinity of the mine (for original sample places see the map – Fig. 12)

Nr próbki	Moc $H^*(10)$ $nSv \cdot h^{-1}$	Radionuklid								
		K-40	Cs-137	Pb-210	Bi-214	Pb-214	Ra-226	Th-234	Tl-208	Ra-228
		Bq·kg ⁻¹								
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
1	1400	1195,7±45	<2,98	2735,2±236	2503,0±34,9	2669,1±47,9	8824,0±291	4000,9±90	19,2±1,1	75,7±5,1
2	4200	1356,2±64	<4,4	6368,5±547	4465,0±60,1	4200,8±79,2	13990,0±460	5132,8±117	21,5±3,9	88,9±7,7
3	3000	1260,5±52	<3,4	4173,3±359	3179,3±43,2	3179,0±58,8	10505,6±345	3804,2±87	18,0±3,6	92,7±5,8
4	1300	986,0±39	3,5±0,7	1805,9±163	2182,1±30,0	2193,0±39,7	3478,4±120	648,0±21,0	11,3±0,8	46,4±4,7
5	1200	1350,8±44	4,3±0,9	1350,0±116	1470,3±21,3	1526,6±28,4	4066,5±137	1124,1±28	31,3±2,7	105,9±5,0
6	850	1324,8±43	<1,8	858,2±74	944,0±15,0	942,1±18,0	2477,2±86	822,6±22	12,3±2,2	51,8±4,8
7	1000	1634,8±57	<2,7	772,7±73	747,0±14,1	752,5±15,0	2067,5±78	723,8±22	15,8±1,1	52,1±6,3
8	1000	1110,8±28	3,0±0,2	550,7±48	617,4±8,6	586,0±10,9	1735,8±58	586,6±14	10,2±0,9	32,5±1,7
9	1700	1392,9±47	22,1±3	2544,8±214	2358,2±32,1	2428,1±43,2	8442,9±278	3673,8±82	12,6±0,8	62,7±4,7
10	1500	1357,1±46	130,0±7	2197,2±186	1356,2±29,0	1432,1±27,0	4825,8±162	2338,3±55	22,2±2,9	74,0±4,6
11	1800	1320,2±39	5,6±0,5	1934±154	2056,0±19,1	2132,0±22,7	5589,9±182	2489,8±58	10,7±1,0	45,7±4,6
13	1600	1242,9±35	10,1±0,5	1722,9±148	2003,8±25,5	1900,6±33,9	5741,9±188	1510,1±35	10,0±0,5	57,1±3,1
14	1600	1343,3±40	26,1±1	2620,4±225	2707,8±34,6	2544,3±46,7	7910,3±266	2518,8±58	10,6±1,9	53,3±4,9
gleby z otoczenia hałd										
12	200	594,4±20	10,0±0,4	60,1±7	43,6±1,6	45,4±1,4	137,8±14	105,3±14	9,4±0,6	33,2±1,6
15	240	566,9±21	22,4±1	52,9±6	45,0±2,0	47,2±1,7	2068,0±69	2310,0±375	9,3±0,8	28,4±2,5
16	260	647,5±20	25,3±1	59,4±8	67,2±2,1	63,1±2,0	252,9±13	106,7±21,4	9,9±0,8	45,2±2,9

g.a – grunt antropogeniczny,

$H^*(10)$ – przestrzenny równoważnik dawki.

W próbkach reprezentujących gleby wartości wskaźników aktywności f_1 wynosiły od 0,471 do 7,102, a f_2 od 137,8 do 2068. Największe wartości $f_1 = 7,102$ i $f_2 = 2068,0$ uzyskano dla próbki 15., która spełniała jedynie kryteria § 3. pkt 3. rozporządzenia [193]. Miejsce to dotyczy gleby pola uprawnego i nie ma odniesienia do oceny przydatności surowców i materiałów przeznaczonych do zastosowań w budownictwie. Wskazuje jednak na przemieszczenie radionuklidów z obszaru kopalni na sąsiadujący teren i że problem ten ma znaczenie ze względu na ochronę ludzi przed narażeniem na promieniowanie jonizujące.

Tabela 16. Wartości wskaźników aktywności próbek gruntów antropogenicznych pobranych na terenie byłej kopalni rud uranu „Radoniów”
Table 16. Values of radioactivity indices of the samples of anthropogenic soils collected in the area of the former “Radoniów” mine

Lp.	Symbol próbki	Rodzaj próby	Wartość wskaźników aktywności próbek		$H^*(10)^*$
			f_1	f_2	nSv·h ⁻¹
1	2	3	4	5	6
1	XIII/2	grunt antropogeniczny – wnętrze osadnika	30,19	8824,0±290,8	1400
2	XIV/2	grunt antropogeniczny – wnętrze osadnika	47,53	13990,0±459,7	4200
3	XIV/4	grunt antropogeniczny – skarpa osadnika	35,90	10505,6±345,5	3000
4	XV/2	grunt antropogeniczny – skarpa osadnika	12,15	3478,4±120,0	1300
5	XVI/2	grunt antropogeniczny – skarpa hałdy piaskowej	14,53	4066,5±136,7	1200
6	XVII/2	grunt antropogeniczny – skarpa hałdy piaskowej	8,95	2477,2±86,2	850
7	XVIII/2	grunt antropogeniczny – skarpa hałdy piaskowej	7,70	2067,5±77,7	1000
8	XIX/2	grunt antropogeniczny – skarpa hałdy piaskowej	6,32	1735,8±57,9	1000
9	XX/2	grunt antropogeniczny – hałda skały płonnej	28,98	8442,9±277,5	1700
10	XXI/3	grunt antropogeniczny – hałda skały płonnej	16,91	4825,8±162,3	1500
11	XXII/2	grunt antropogeniczny – hałda skały płonnej	19,27	5589,9±182	1800
12	XXIV/2	grunt antropogeniczny – hałda skały płonnej	19,83	5741,9±187,9	1600
13	XXIV/4	grunt antropogeniczny – hałda skały płonnej	27,34	7910,3±265,8	1600

$H^*(10)$ – przestrzenny równoważnik dawki.

Pomiary mocy przestrzennego równoważnika dawki $H^*(10)$, pokrywając siatką pomiarową powierzchnię byłej kopalni, wskazały miejsca odbiegające od tła natural-

nego, o znacznie większych wartościach maksymalnych niż wykonane przez inne instytucje, przede wszystkim przez PAA i CLOR [95, 267].

Pomiary stężenia radonu

Terenowe pomiary własne stężenia radonu w powietrzu otwartym, przeprowadzone za pomocą przyrządu Alpha Guard, Genitron Instruments, wykazały wartości od 43 do 1440 Bq·m⁻³. Wyniki pomiarów dla punktów pomiarowych przedstawionych na mapie (rys. 12.) zestawiono w tabeli 17.

Tabela 17. Stężenie radonu w powietrzu otwartym na terenie byłej kopalni „Radoniów” (pomiary wykonano 30.04.2004 r.)

Table 17. Concentration of radon in open air in the area of the former “Radoniów” mine (measured on 30.04.2004)

Nr punktu pomiarowego	Opis	Stężenie chwilowe radonu	Moc przestrzennego równoważnika dawki $H^*(10)$
		Bq·m ⁻³	nSv·h ⁻¹
1	tło	<30	151
2	teren płaski	55 ±30	660
3	zbocze hałdy	199 ±70	1300
4	w pobliżu drogi	285 ±80	2600
5	przy szybie nr 9	43 ±30	2500
6	przy szybie nr 8	280 ±50	1300
7	zbocze hałdy	59 ±31	260
8	wnętrze osadnika	71 ±23	1850
9	hałda piaskowa	56 ±30	950
10	obok grzędy „x”	1440 ±47	720

Znaczny wpływ na gromadzenie lub uwalnianie radonu do atmosfery w warstwach powierzchniowych mają czynniki atmosferyczne, takie jak temperatura, ciśnienie, wilgotność oraz wiatr. Radon, mający gęstość właściwą większą od gęstości właściwej powietrza, gromadzi się w miejscach słabo przewietrzanych [222], dlatego największą wartość w przeprowadzonych pomiarach stężenia radonu w powietrzu otwartym uzyskano w pomiarze 10., dokonanym w niszy hałdy 3. obok grzędy „x”. Sprzyjało temu w miejscu pomiaru również duże stężenie nuklidu macierzystego ²²⁶Ra, wynoszące 4025 ±212 Bq·kg⁻¹. Dla odmiany pomiar 4., wykonany na otwartym terenie, w miejscu o jeszcze większym stężeniu ²²⁶Ra, wynoszącym 7083 ±369 Bq·kg⁻¹, wykazał 5-krotnie mniejsze stężenie chwilowe (pomiary stężenia ²²⁶Ra przeprowadzone przez CLOR [267]).

Radon, jako gaz szlachetny, o czasie połowicznego rozpadu 91,8 h, jest izotopem słabo radiotoksycznym i jest łatwo usuwany z organizmu przez wydychanie. Krótkożyciowe produkty jego rozpadu są natomiast ciałami stałymi, trudno usu-

walnymi przez wydychanie – wydzielają wysokoenergetyczne promieniowanie alfa, bardzo szkodliwe dla zdrowia, i wnoszą największy udział do napromieniowania wewnętrznego [82]. Pochodne radonu ^{218}Po i ^{214}Po emitują cząstki alfa o energiach 6,0 i 7,69 MeV. Izotopy te, zaadsorbowane na cząsteczkach pyłów, osadzają się w oskrzelach i płucach, a emitowana energia jest dostateczna do napromienienia warstw struktury komórkowej tych organów [35]. Produkty rozpadu radonu są również radioaktywne i są ciałami stałymi mogącymi się przemieszczać. Opadając na powierzchnię ziemi, tworzą krótkotrwałe osady radioaktywne (^{218}Po (RaA), ^{218}At , ^{218}Rn , ^{214}Pb (RaB), ^{214}Bi (RaC), ^{214}Po (RaC'), ^{210}Tl (RaC'')), który następnie przechodzi w osady radioaktywne długotrwałe (^{210}Pb (RaD), ^{210}Bi (RaE), ^{206}Tl (RaE'), ^{210}Po (RaF)) [181].

4.3.1.3. MIGRACJA PIERWIASTKÓW I RADIONUKLIDÓW Z HAŁDY SKAŁY PŁONNEJ

Pod wpływem czynników atmosferycznych, głównie dostępności tlenu i wody, zachodzi uwalnianie radioizotopów z miejscowej hałdy. Bezpośredni kontakt wód opadowych z materiałem hałd i ich przesiąkanie przez warstwę zdeponowanych odpadów powoduje roztwarzanie składników zawartych w materiale odpadowym. Utlenianie i erozja wodna powierzchniowej warstwy zwałowiska prowadzi do przemieszczenia naturalnych nuklidów promieniotwórczych i skażenia przyległych obszarów. Skład chemiczny fazy ciekłej na drodze przesiąkania zależał od zachodzących procesów geochemicznych i biologicznych [214], a ilość wprowadzanych do środowiska substancji rozpuszczalnych od [49]:

- współczynnika filtracji składowanego materiału,
- powierzchni zwałowiska i jego miąższości,
- uziarnienia materiału.

Skażenie nuklidami sąsiadujących ze zwałowiskiem pól w Radoniowie pierwszy zauważył Piestrzyński, który w latach 70. i 90. ubiegłego wieku dokonał kilku pomiarów materiału roślinnego i glebowego pobranego w odległości 50 m od hałdy [166, 167].

Na mobilność pierwiastków w glebie wpływ mają następujące właściwości [80]:

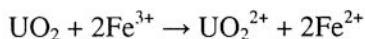
- skład granulometryczny,
- odczyn (pH),
- pojemność wodna,
- pojemność sorpcyjna,
- potencjał oksydacyjno-redukcyjny.

Migrację nuklidów promieniotwórczych z hałdy (rys. 12.) w kierunku płd.-wsch. (kierunek naturalnego spadku terenu) przeanalizowano na podstawie pobranych 14 lipca 2004 r. próbek wierzchniej warstwy gruntów i gleb. Materiał skalny z hałdy wykazywał stosunkowo duże wartości aktywności izotopów, stanowiąc powierzchniowe ognisko skażenia promieniotwórczego. Erozja wodna zmywała z powierzchni

zwałów drobne cząstki, które osadzały się u podnóża hałdy. Pobraną w miejscu bezpośredniego spływu wód opadowych z hałdy próbkę 02, charakteryzującą największe zawartości nuklidów naturalnych na tym terenie. Woda, przesiąkając przez warstwy materiału, rozpuszczała zawarte w nim składniki, w tym nuklidy promieniotwórcze. Próbki (03÷05), pobrane w odległości 7÷22 m od hałdy na kierunku spadku terenu, wykazały coraz mniejsze wartości koncentracji radionuklidów i malejącą wartość sumy zasad wymiennych S . S dla próbek 04 i 05 było najniższe i wynosiło odpowiednio – 13,2 i 7,7 cmol(+)-kg⁻¹ gleby. Próbki te pobrane zostały na obszarze typowego nieużytku, którym była łąka, pozostawiona przez 50 lat bez pielęgnacji rolniczej. Gleba łąki charakteryzowała się silnie kwaśnym odczynem (pH_{KCl} – 3,4). Kompleks sorpcyjny tego obszaru był słabo wysycony kationami o charakterze zasadowym, a stopień wysycenia gleby zasadami V wynosił zaledwie 6,7 i 3,4%. W glebie wyptukanii uległy składniki zasadowe (Ca, Mg, K, Na), a ich miejsce, dzięki ogromnej energii wejścia, zajęły jony H⁺, powodując zakwaszenie gleby. Gleba wykazywała słabą sorpcję radionuklidów (suma aktywności radionuklidów podanych w tabeli 18. wynosiła 1492,3 i <1603,8 Bq·kg⁻¹).

Nieużytek ten przylegał do hałdy i graniczył z polem uprawnym (rys. 12.), które w odległości do 30 m od granicy działki było obszarem silnie, powierzchniowo skażonym radionuklidami na kierunku spadku terenu (porównaj aktywność próbek 012, 013, 014 z 06÷09, 015). Radioaktywność obszaru była kształtowana głównie przez obecność potasu ⁴⁰K i izotopów promieniotwórczych szeregu uranowego. Skażony obszar wykazywał zróżnicowanie wartości mocy $H^*(10)$ w stosunku do tła. Na granicy działki w punkcie 05 moc przestrzennego równoważnika $H^*(10)$ wynosiła 320 nSv·h⁻¹, w punkcie 08 – 170 nSv·h⁻¹, a w punkcie 010 – 130 nSv·h⁻¹.

Wyjaśnienia przyczyn opisywanego skażenia należy poszukiwać w tym, że radionuklidy wiązane były przez składniki gleby (próchnica, wermikulit, montmorylonit, alofan, illit, chloryt, kaolinit oraz haloizyt i uwodnione tlenki żelaza, glinu), [116, 117], a bakterie żelaziste w warunkach beztlenowych i przy obniżonym pH gleby, prowadząc redukcję Fe³⁺ i Mn⁴⁺ do Fe²⁺ i Mn²⁺, wywoływały uwalnianie radionuklidów związanych z tymi tlenkami. W warunkach kwaśnych, poniżej pH 4, jon Fe³⁺ utlenia uran IV-wartościowy i przyczynia się do uwalniania jego mobilnej formy – jonu uranylowego UO₂²⁺ i migracji według przytaczanej już reakcji (1)



Inne izotopy szeregu rozpadu promieniotwórczego uranu ²³⁸U, takie jak ²²⁶Ra i ²¹⁰Pb, w glebach silnie kwaśnych również są mobilne. Rad, który wykazuje właściwości chemiczne zbliżone do wapnia, w glebach kwaśnych związany jest z frakcją ilastą i wodorotlenkami żelaza i manganu, a z kompleksu sorpcyjnego uwalnia się i podstawia jonami H₃O⁺.

Wschodnia granica działki zajmowanej przez kopalnię graniczy z polem uprawnym, na terenie którego zmianie uległy parametry kompleksu sorpcyjnego gleby, tj. pH, suma zasad wymiennych S , kwasowość hydrolityczna H_h (tab. 19.).

Tabela 18. Aktywność radionuklidów w próbkach gruntów w zależności od odległości od hałdy
 Table 18. Activity of radionuclides in soils sampled at various distances from the heap

Próbka	Opis położenia	Odległość od hałdy m	Moc $H^*(10)$ $nSv \cdot h^{-1}$	pH _{KCl}	pH _{H₂O}	Radionuklid								
						K-40	Cs-137	Pb-210	Bi-214	Pb-214	Ra-226	Th-234	Tl-208	Ra-228
						Bq·kg ⁻¹								
001	hałda 0,5 m ppt		1170	7,4	7,5	1256,1±30	0,8±0,2	1835,9±159	2070,7±24,3	1994,3±35,1	5769,0±187	1345,5±31,1	15,5±0,5	63,9±2,9
01	hałda, powierzchnia		1170	7,0	7,4	1183,7±35	6,6±0,5	1509,1±132	1600,0±21,8	1379,9±27,0	5223,5±171	1212,4±29,2	14,5±0,6	59,1±2,7
02	podnóże hałdy	0	1400	4,5	5,5	1455,6±65	56,6±2	3703,9±322	4166,0±56,7	4433,5±78,3	12607,8±414	5894,7±132,6	24,9±4,5	83,8±6,3
03	nieużytek	7	1080	5,1	5,9	660,7±36	74,3±2	733,1±69	1190,0±18,7	1305,1±24,3	5658,9±188	4059,4±90,5	13,8±2,9	50,9±5,7
04		14	1030	3,4	4,2	637,5±20	35,3±1	79,4±8	72,5±2,0	80,4±2,1	242,9±13	136,7±22,4	11,2±0,4	37,3±2,3
05		22	360	3,6	4,2	628,6±35	65,7±3	85,2±14	49,6±3,1	57,7±2,7	211,5±25	166,2±28,4	14,3±1,4	32,4±3,8
06	skraj pola upraw.	23	320	4,4	5,2	586,2±20	18,5±1	54,7±6	49,0±1,8	60,6±1,8	2439,9±81	2719,4±442	10,5±0,7	36,9±2,4
07	pole (20 m)	43	200	4,5	5,9	599,6±32	15,0±2	65,2±8	37,8±1,6	46,1±3,0	2184,1±78	2435,9±397	9,8±1,7	34,8±4,3
08	pole (30 m), S	53	170	4,7	5,8	567,2±19	7,7±1	29,0±5	24,7±1,2	25,4±1,0	205,6±12	183,1±30,2	10,3±0,6	28,9±2,0
09	miedza 30 m	53	170	3,6	4,0	461,8±21	99,9±3	<13,4	87,8±3,0	94,9±2,8	3782,7±124	4156,3±675	8,6±1,0	27,1±3,3
010	pole (70 m), S	92	130	5,8	6,6	630,0±25	9,0±1	39,4±7	25,1±1,7	27,4±1,5	101,3±13	72,3±12,9	9,1±0,7	33,5±2,5
011	miedza 70 m, S	92	130	4,4	5,4	488,8±18	9,4±1	44,2±9	35,3±1,4	38,5±1,2	242,8±12	193,4±32,0	7,6±0,6	28,4±2,0
012	pole 20 m	43	200	4,3	5,6	594,4±20	10,0±0,4	60,1±7	43,6±1,6	45,4±1,4	137,8±14	85,3±14,4	9,4±0,6	33,2±1,6
013	pole (30 m), N	53	130	5,2	6,2	349,7±10	7,7±0,3	24,3±3	20,8±0,7	22,4±0,7	55,4±6	25,8±4,6	6,1±0,3	20,8±0,8
014	miedza 30 m	53	130	4,2	4,6	586,6±18	31,8±1	50,7±6	45,8±1,5	46,3±1,5	125,7±10	87,3±14,5	10,3±0,6	33,2±1,6

$H^*(10)$ – przestrzenny równoważnik dawki.

Poszczególne kationy, różniąc się energią adsorpcji, wykazywały zróżnicowaną podatność na uwalnianie i wymywanie ich z gleby [13]. Uszeregowanie kationów w zależności od energii wejścia do kompleksu sorpcyjnego dla poszczególnych jego składników nieco się różni, jak wykazano w [46, 53, 215], (np. dla montmorylonitu, illitu czy substancji humusowej). Kation uranylowy UO_2^{2+} ze względu na znaczne rozmiary jest łatwo pochłaniany przez łą i humus, a pojemność sorpcyjna składników frakcji próchnicy, tj. kwasów fulwowych i huminowych różni się znacząco na korzyść kwasów fulwowych [122].

Na badanym obszarze zwraca uwagę aktywność sztucznego nuklidu ^{137}Cs i jego powierzchniowe rozmieszczenie. Skażenia powierzchniowe nuklidem ^{137}Cs były niewielkie i nierównomiernie rozłożone. Próbkki z miejsc, których powierzchnie nie były poddawane zabiegom agrotechnicznym (miedza, nieużytek), wykazują zdecydowanie większe wartości ^{137}Cs niż próbkki z pola uprawnego, którego gleba była wielokrotnie przemieszana przez zabiegi agrotechniczne, np. przeoranie. Cez, ze względu na swoje podobieństwo chemiczne i metaboliczne do potasu, jest konkurencyjny w stosunku do tego pierwiastka. Zawartość ^{40}K była największa w materiale u podnóża hałdy i w materiale hałdy, wykazując tendencję malejącą w zależności od odległości od niej. Koncentracja ^{40}K wiązała się z jego obecnością w naturalnym potasie (ok. 0,0119%), co odpowiada średniej aktywności ok. $370 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ gleby [55, 223]. Aktywność ta została praktycznie przekroczona we wszystkich pobranych próbkkach. Izotopy szeregu ^{238}U miały największy udział procentowy w ogólnej aktywności materiału odpadowego i glebowego badanego obszaru.

Próbki, pobrane z miedzy oddzielającej pole uprawne od drogi, wykazały większe stężenia radioizotopów pochodzących z przemiany ^{238}U niż pobrane z pola uprawnego. Różnica ta słabła wraz z odległością i w próbkkach pobranych 30 m od granicy działki (próbki 08 i 09) stosunek aktywności izotopów przedstawiał się następująco: $^{226}Ra(09)/^{226}Ra(08) = 18,4$, a w próbkkach pobranych w odległości 70 m od granicy działki (próbki 010, 011) stosunek ten malał i wynosił: $^{226}Ra(011)/^{226}Ra(010) = 2,4$.

Stwierdzono migrację nuklidów promieniotwórczych z hałdy pod wpływem czynników atmosferycznych i erozji wodnej w kierunku naturalnego spadku terenu. Wykazano, że migracja zachodziła na skutek procesów utleniających i zakwaszających w skale płonnej, w wyniku czego dochodziło do wylugowania uranu i jego transportu w formie jonów uranylowych. Istotne zmiany obserwowane były jedynie w przypadku izotopów z szeregu uranowego (^{226}Ra), co potwierdzało, że źródłem skażenia na sąsiadującym z hałdą terenem był materiał zgromadzony na hałdzie. Na terenach uprawnych aktywności izotopów były relatywnie mniejsze niż w przegradzających je ukosnie miedzach (tab. 18.). Orka i zabiegi agrotechniczne wymieszały powierzchniową warstwę gleby, powodując „rozcieńczanie” izotopów promieniotwórczych skumulowanych w powierzchniowej warstwie. Na miedzach efekty mieszania gleby nie występowały. Jedynie wyniki dla potasu ^{40}K nie potwierdziły mniejszej aktywności w glebach względem aktywności w próbkkach z miedz. Wyjaśnieniem odstępstwa od poczynionych obserwacji było prawdopodobnie wprowadzanie potasu ^{40}K na pola uprawne wraz z nawozami mineralnymi zawierającymi potas.

Tabela 19. Właściwości sorpcyjne próbek gruntów antropogenicznych i gleb
 Table 19. Sorption characteristics of the anthropogenic grounds and soils

Lp.	Próbka	pH _{H2O}	pH _{KCl}	C _{org.}	N _{cal.}	C/N	P	K	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	S	H _h	PWK _{pot}	V _w	H ⁺	Al ³⁺
				g·kg ⁻¹ gleby			mg·kg ⁻¹ gleby		mmol(+) ⁻¹ ·kg ⁻¹					mmol(+) ⁻¹ ·kg ⁻¹			%	mmol(+) ⁻¹ ·kg ⁻¹
1	001	7,5	7,4	n.o.	n.o.	n.o.	n.o.	n.o.	126,2	31,1	3,2	0,67	161,2	0,15	161,3	99,9	n.o.	n.o.
2	01	7,4	7,0	13,03	2.800	4,7	10,0	104	112,8	27,1	2,9	0,57	143,4	7,9	151,3	94,8	n.o.	n.o.
3	02	5,5	4,5	17,10	1,60	10,7	33,0	162	60,9	16,9	3,2	0,39	81,4	50,3	131,7	61,8	n.o.	n.o.
4	03	5,9	5,1	6,26	5,49	11,4	33,0	486	151,7	45,2	14,9	1,00	212,8	25,0	237,8	89,5	n.o.	n.o.
5	04	4,2	3,4	4,44	3,61	12,3	26,0	50	7,0	3,9	1,8	0,52	13,2	187,2	200,4	6,7	n.o.	n.o.
6	05	4,2	3,6	4,69	3,05	15,4	26,0	58	4,0	1,3	2,0	0,43	7,7	216,6	224,3	3,4	n.o.	n.o.
7	06	5,2	4,4	3,23	0,65	49,7	44,0	158	50,9	19,9	4,7	0,48	76,0	90,1	166,1	45,8	n.o.	n.o.
8	07	5,9	4,5	2,94	2,43	12,1	37,0	100	76,8	6,4	3,0	0,52	86,7	63,0	149,7	42,1	n.o.	n.o.
9	08	5,8	4,7	2,18	1,73	15,7	35,0	149	57,9	5,1	4,3	0,48	67,8	55,1	122,9	55,2	n.o.	n.o.
10	09	4,0	3,6	7,82	6,35	12,3	65,0	203	30,9	6,1	5,8	0,43	43,2	277,8	321,0	13,5	n.o.	n.o.
11	010	6,6	5,8	1,41	1,55	9,1	48,0	112	103,8	6,6	3,2	0,52	114,1	27,1	141,2	80,8	n.o.	n.o.
12	011	5,4	4,4	2,30	2,13	10,8	42,0	183	61,9	7,9	4,8	0,52	75,1	70,9	146,0	51,4	n.o.	n.o.
13	012	5,6	4,3	2,03	2,04	9,8	26,0	104	61,9	4,9	3,6	0,43	70,8	70,0	140,8	50,3	0,36	0,28
14	013	6,2	5,2	2,00	1,90	10,5	39,0	170	81,8	4,4	4,6	0,52	91,3	47,2	138,5	65,9	n.o.	n.o.
15	014	4,6	4,2	6,52	5,46	12,0	n.o.	n.o.	33,9	5,8	2,4	0,48	42,6	36,2	78,8	54,1	n.o.	n.o.

n.o. – nie oznaczano.

4.3.1.4. FLORA I FAUNA

W wyniku sukcesji na terenie kopalni pojawiła się roślinność zielna – samosiewy drzew i krzewów. Teren poeksploatacyjny kopalni wraz ze zwałowiskiem skały płonnej stanowi specyficzne siedlisko życia roślin i zwierząt oraz zachodzących procesów renaturyzacyjnych. Kamienisty, antropogeniczny grunt spełniał funkcję utworu glebowego, stanowiąc podłoże życia wielu roślin. Z czasem stawał się glebą inicjalną, zaspokajającą w ograniczonym zakresie ich potrzeby pokarmowe. Niewielkie zawartości w glebie azotu ogólnego ($0,44 < N < 1,2 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$) i fosforu ($1,0 < P < 4,0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$), niezbędnych do rozwoju roślin, nie sprzyjały zasiedlaniu zwałowiska. Na stromych zboczach utworzyły się jedynie ubogie siedliska roślinności synantropijnej, a wkraczająca na zwałowiska, w wyniku sukcesji naturalnej, roślinność została poddana ostrej selekcji. Grunt antropogeniczny tylko nielicznym gatunkom roślin stwarzał wystarczające warunki do wzrostu i rozwoju. Dominująca na tym terenie roślinność stanowiła czynnik glebotwórczy, dostarczający próchnicy.

W pracy Strzyszcza i Harabina [226] wyróżniono trzy stadia sukcesji, określające stan pokrywy roślinnej:

- stadium wkraczania roślin (poszczególne gatunki występują w pojedynczych okazach),
- stadium zazielenienia (zwałowisko z dala zielone, z bliska przebija kolor podłoża),
- stadium zadarnienia (zwały kobierzec roślinności zielnej lub pokrycie drzewami).

Na terenie zwałowiska kopalni „Radoniów” przeważa stadium pierwsze, natomiast na pozostałych obszarach – drugie i trzecie.

Wydobyty materiał skalny podlegał procesom wietrzenia i przekształcania w miejscach zasiedlonych przez rośliny. Istotną rolę, umożliwiającą przekształcenie substancji organicznej ($8,2 < C < 55,7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$), odgrywa mikroflora. Korzenie zasiedlonych roślin, wydzielając jony, powodują zakwaszenie bezpośredniego otoczenia korzeni, wpływa to – wskutek obniżania się pH – na uruchomienie i pobieranie pierwiastków, które w tych warunkach ulegają przemianie ze związków nierozpuszczalnych w rozpuszczalne [13]. Zakwaszenie gleb zależy m.in. od gatunku roślin, a wynika to z różnic w sposobie pobierania przez nie składników mineralnych.

Obszar byłej kopalni porastały głównie okazy brzozy brodawkowatej (*Betula verrucosa*), wierzby iwa (*Salix caprea*), topoli (*Populus tremula*) oraz sosny zwyczajnej (*Pinus silvestris*), dębu szypułkowego (*Quercus robur*) i jesionu wyniosłego (*Fraxinus excelsior*).

Na potrzeby przyszłej rekultywacji terenu kopalni przeprowadzono inwentaryzację drzew i określono gatunki poszczególnych drzew, których wiek przekroczył 5 lat oraz zmierzono ich pierścienicę. Ogółem zinwentaryzowano 3065 drzew w 14 gatunkach. Nie stwierdzono gatunków chronionych, rzadkich oraz pomnikowych. Uzupełnieniem tej pracy była inwentaryzacja roślin naczyniowych przeprowadzona przez dr J. Rybak.

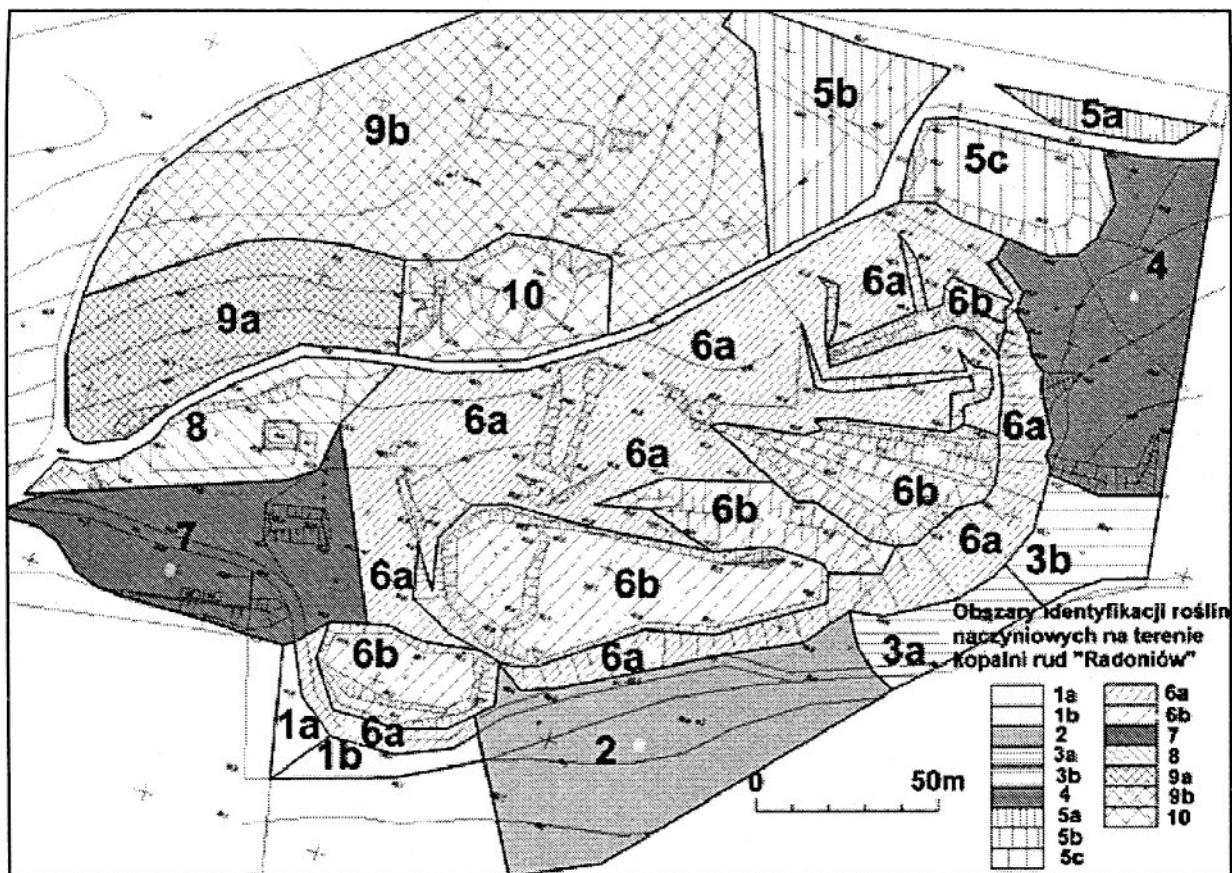
Zinwentaryzowano łącznie 78 roślin naczyniowych (tab. 20.). Obecność 51 z nich stwierdzono na hałdach, zwałowiskach i u ich podnóży (stanowiska 6a, 6b, 5c, 7, 8, 10), a pozostałych 27 na terenach bezpośrednio do nich przyległych (stanowiska 1a, 1b, 2, 3a, 3b, 4, 5a, 5b, 9 – rys. 13.). Do najczęściej i najliczniej występujących gatunków należały: mietlica pospolita (*Agrostis vulgaris*), bylica pospolita (*Artemisia vulgaris*), śmiałek pogięty (*Avenella flexuosa*), brzoza brodawkowata (*Betula verrucosa*), trzcinnik piaskowy (*Calamagrostis epigeios*), wierzbówka kiprzyca (*Chamaenerion angustifolium*), dziurawiec kosmaty (*Hypericum hirsutum*), wierzba iwa (*Salix caprea*), podbiał pospolity (*Tussilago farfara*), wyka ptasia (*Viccia cracca*).

Tabela 20. Gatunki roślin naczyniowych oznaczone na terenie kopalni „Radoniów”
Table 20. Species of vascular plants in the area of the “Radoniów” mine

Gatunek	Miejsce występowania
1	2
<i>Acer platanoides</i> L. (klon zwyczajny)	3a (siewka)
<i>Achillea millefolium</i> L. (krwawnik pospolity)	1b, 4
<i>Aegopodium podagraria</i> L. (podagrycznik pospolity)	4, 6a
<i>Aesculus hippocastanum</i> L. (kasztanowiec)	2 (siewka)
<i>Agrostis vulgaris</i> L. (mietlica pospolita)	1b, 3b, 4, 5a, 5c, 6a, 7, 8, 10
<i>Alnus incana</i> (L.) Moench (olsza szara)	4
<i>Angelica silvestris</i> L. (dzięgiel leśny)	3b, 9a
<i>Artemisia vulgaris</i> L. (bylica pospolita)	1b, 2, 3a, 3b, 4, 6a, 9a, 9b
<i>Avenella flexuosa</i> Trin. (śmiałek pogięty)	1b, 3b, 4, 5a, 5c, 6a, 7, 8
<i>Betula verrucosa</i> (brzoza brodawkowata)	1a, 1b, 2, 3a, 3b, 4, 5a, 5b, 6a, 7, 8, 9a, 9b, 10
<i>Caentaurea jacea</i> L. (chaber łąkowy)	3b
<i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth (trzcinnik piaskowy)	1a, 1b, 2, 3a, 3b, 4, 5a, 5b, 6a, 7, 8, 9b, 10
<i>Campanula patula</i> L. (dzwonek rozpierzchły)	2, 3a, 6a
<i>Campanula rapunculoides</i> L. (dzwonek jednostronny)	5b
<i>Carex silvatica</i> Huds. (turzyca pospolita)	8
<i>Chamaenerion angustifolium</i> (L.) Scop. (wierzbówka kiprzyca)	1b, 3a, 3b, 4, 6a, 8, 9a
<i>Chenopodium bonus-henricus</i> L. (komosa strzałkowa)	3b
<i>Chenopodium album</i> L. (komosa biała)	5c
<i>Chrysanthemum alpinum</i> L. (złocień właściwy)	3b
<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop. (ostrożeń polny)	1a, 1b, 4, 6a, 9a, 9b
<i>Daucus carota</i> L. (marchew zwyczajna)	1a, 1b, 3b, 5b, 6a
<i>Euphorbia helioscopia</i> L. (wilczomlecz obrotny)	5c
<i>Festuca ovina</i> L. (kostrzewa owcza)	6b
<i>Frangula alnus</i> Mill. (kruszyna pospolita)	3b
<i>Fraxinus excelsior</i> L. (jesion wyniosły)	1a (siewka), 2, 3a, 9b
<i>Fumaria officinalis</i> L. (dymnica pospolita)	5c
<i>Galeopsis tetrahit</i> L. (poziwnik szorstki)	5c
<i>Galium mollugo</i> L. (przytulia pospolita)	6a
<i>Galium palustre</i> L. (przytulia błotna)	1b, 3b, 4, 5b
<i>Heracleum sphondylium</i> L. (barszcz zwyczajny)	2, 9, 11
<i>Hieracium umbellatum</i> L. (jastrzębiec baldaszkowy)	2, 3b, 4, 6a, 10
<i>Hypericum hirsutum</i> L. (dziurawiec kosmaty)	1b, 2, 4, 5a, 5b, 6a, 7, 9b
<i>Larix europea</i> Mill. (modrzew europejski)	6b

1	2
<i>Lathyrus pratensis</i> L. (groszek żółty)	2,4,6a,9b
<i>Lotus corniculatus</i> L. (komonica zwyczajna)	5b,6a,8,10
<i>Lupinus polyphyllus</i> Lindl. (lubin trwały)	5a,5b,7,8,9b,10
<i>Lysimachia vulgaris</i> (tojeść pospolita)	3a,3b,6a
<i>Melilotus albus</i> Medik. (nostrzyk biały)	1a,5b,6a,10
<i>Malus domestica</i> (jabłoń domowa)	9a,9b
<i>Medicago lupulina</i> L. (lucerna nerkowata)	5b,6b,6a
<i>Phragmites communis</i> Trin. (trzcina pospolita)	7
<i>Picea excelsa</i> Link (świerk pospolity)	2,6a
<i>Picris hieracioides</i> L. (goryczel jastrzębcowaty)	2,3a,6a
<i>Pimpinella saxifraga</i> L. (biedrzynek mniejszy)	3b,9a
<i>Pinus silvestris</i> L. (sosna zwyczajna)	3a,6a,6b
<i>Polygonum persicaria</i> L. S.F. Gray (rdest plamisty)	5c
<i>Populus nigra</i> L. (topola czarna)	9b
<i>Populus tremula</i> L. (topola osika)	6b,7,9b
<i>Prunus avium</i> L. (czereśnia ptasia)	9a,9b
<i>Rhinanthus alectorolophus</i> (Scop.) Pollich (szelężnik włoski)	5b,9b
<i>Robinia pseudacacia</i> L. (robinia akacja)	9b
<i>Rubus idaeus</i> L. (malina pospolita)	4,6a,9a
<i>Quercus robur</i> (Matt.) Liebl. (dąb szypułkowy)	1b,2,3a,3b,4,6a,9b
<i>Salix aurita</i> L. (wierzba uszata)	4,5a,5b,6a,9b,10
<i>Salix caprea</i> L. (wierzba iwa)	1b,2,3a,3b,4,5a,5b,6a,6b, 9a,9b,10
<i>Sambucus nigra</i> L. (bez czarny)	9a
<i>Senecio fuchsii</i> C.C. Gmel. (starzec Fuchsa)	4,5b
<i>Silene inflata</i> (Salisb.) Sm. (lepnica rozdęta)	5c
<i>Sisymbrium officinale</i> L. (stulisz lekarski)	5c
<i>Solidago gigantea</i> Ait. (nawłoc olbrzymia)	4
<i>Sorbus aucuparia</i> L. Em. Hedl. (jarząb pospolity)	3b
<i>Spergula arvensis</i> L. (sporek polny)	5c
<i>Stellaria graminea</i> L. (gwiazdnica trawiasta)	1b,5a
<i>Tantacetum vulgare</i> L. (wrotycz pospolity)	1a,1b,2,3a,3b,6a,9b
<i>Taraxacum officinale</i> F. H. Wigg (mniszek pospolity)	2,3b,4,6a
<i>Thymus pulegioides</i> L. (macierzanka zwyczajna)	5c
<i>Tilia cordata</i> Mill (lipa drobnolistna)	4
<i>Trifolium aureum</i> Pollich. (koniczyna złocistożółta)	9b
<i>Trifolium campestre</i> Schreb. (koniczyna różnoogonkowa)	6a
<i>Trifolium pratense</i> L. (koniczyna łąkowa)	6a,8,9a,10
<i>Trifolium repens</i> L. (koniczyna biała)	5b,5c,7
<i>Tripleurospermum inodorum</i> (L.) C. H. Schultz. (maruna bezwonna)	5c
<i>Tussilago farfara</i> L. (podbiał pospolity)	1a,1b,2,4,5b,6a,6b,7,8
<i>Urtica dioica</i> L. (pokrzywa zwyczajna)	1b,4,6a,9a
<i>Verbascum nigrum</i> L. (dziewanna pospolita)	9b
<i>Vicia cracca</i> L. (wyka ptasia)	1a,1b,2,3a,3b,4,5a,5b,6a,7,9a,9b,10
<i>Viola tricolor</i> L. (fiolok trójbarwny)	5c

Na badanym terenie mało było gatunków występujących pojedynczo lub w niewielu egzemplarzach, czyli gatunków sporadycznych bądź przypadkowych.



Rys. 14. Mapa obszarów roślinności na terenie byłej kopalni „Radoniów”
 Fig. 14. Map of the distribution of plants in the area of the former “Radoniów” mine

Fauna występująca na terenie byłej kopalni była zróżnicowana i w większości pospolita. Z płazów i gadów występowały tu: żaba trawna, jaszczurka żywotna, jaszczurka zwinka, traszka zwyczajna. Obszar byłej kopalni, na której ukształtowała się roślinność zielona, w tym liczne drzewa i krzewy, był miejscem przebywania licznych ptaków pospolitych, które znalazły tutaj miejsca lęgowe. Sporadycznie obserwowano zwierzynę dziko żyjącą (zające, jeże, sarny). Spośród drobnych ssaków owadożernych występowały tutaj: kret, jeż zachodni, ryjówka aksamitna i malutka.

4.3.1.5. BIOKUMULACJA PIERWIASTKÓW I RADIONUKLIDÓW W WYBRANYCH GATUNKACH ROŚLINNOŚCI

Próbki wytypowanego materiału roślinnego do analizy biokumulacji metali ciężkich, metali, niemetali i radionuklidów pobierano łącznie z próbkami gruntów antropogenicznych, stanowiących podłoże do ich życia. Miejscem poboru próbek były obszary o podwyższonej wartości mocy równoważnika dawki promieniowania (od 850 do 4200 nSv·h⁻¹·kg⁻¹), przedstawiono je na rysunku 12.

W badanych próbkach analizowano zawartości tych pierwiastków i nuklidów promieniotwórczych, które ze względów środowiskowych mają największe znaczenie, wykazując szkodliwe oddziaływanie na elementy środowiska (toksyczność dla organizmów żywych, akumulacja w ogniwach łańcucha troficznego, czas retencji, promieniowanie jonizujące).

Wyniki obliczonych współczynników biokoncentracji pierwiastków i naturalnych oraz sztucznych nuklidów promieniotwórczych BCF_x dla pobranych próbek roślin, scharakteryzowanych w tabelach 21. i 22., a porastających grunty antropogeniczne (utwory glebowe) i gleby byłej kopalni „Radoniów”, przedstawiono w tabelach 23. i 24. Zawartość pierwiastków i nuklidów promieniotwórczych w gruntach przedstawiono w tabelach 11., 13. i 15.

Materiał odpadów górniczych stanowiący grunt bezglebowy [204], spełniający funkcję utworu glebowego, był ubogi w składniki pokarmowe zarówno makro-, jak i mikroelementy (tab. 10–14).

Wartości współczynników biokoncentracji BCF_x danego składnika *x* wskazują na znaczne zróżnicowanie poszczególnych roślin wobec akumulowanego składnika.

Wartości współczynników biokumulacji wybranych pierwiastków były dla większości badanych próbek niewielkie i nie wskazywały na ponadnormatywny ich pobór przez rośliny. Wyjątek stanowiły stront, cynk i w kilku przypadkach miedź, dla których wartości obliczonych współczynników biokumulacji były duże. Oznacza to, że te pierwiastki mogą migrować w łańcuchu troficznym i z tego względu stanowią zagrożenie dla organizmów żywych zasiedlających badany teren, w tym też dla człowieka.

Uzyskane wyniki badań wskazują na nieznaczne zanieczyszczenie gleby metalami ciężkimi. Zawartość ich w biomacie roślin była również nieznaczna i charakterystyczna dla roślin z terenów nie poddanych antropopresji. Wyjątek stanowiły takie pierwiastki, jak miedź, cynk, cyrkon.

Tabela 21. Zawartość pierwiastków w próbkach wybranych roślin pobranych na terenie kopalni „Radoniów” oraz z sąsiadujących pól uprawnych i nieużytków
 Table 21. Contents of elements in plants sampled in the area of the „Radoniów” mine as well as from the surrounding arable land and wasteland

Nr próbki	Symbol próbki	Rodzaj próby	Oznaczone metale																	
			Pb	As	Ba	Cr	Cu	Ga	Ce	La	Ni	Rb	Sr	V	Y	Zn	Zr	Cd	Sn	Co
			mg·kg ⁻¹ s.m.																	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
1	XIII/1	trawy (<i>Gramineae</i>)	5	<3	<10	<3	12	<3	<5	<5	5	38	<2	<5	<3	<2	8	<3	<2	<3
1a	XIII/3	brzoza (<i>Betula verrucosa</i>)	5	<3	<10	<3	<5	<3	7	<5	6	5	16	<5	<3	214	5	<3	<2	<3
1b	XIII/4	trawy (<i>Gramineae</i>)	5	<3	88	<3	72	<3	<5	<5	5	34	<2	<5	<3	123	8	<3	<2	<3
2	XIV/1	trawy (<i>Gramineae</i>)	7	<3	39	<3	29	<3	8	5	7	90	<2	<5	<3	<2	12	<3	<2	10
3	XIV/3	brzoza (<i>Betula verrucosa</i>)	3	<3	91	<3	<5	<3	<5	<5	<3	4	11	<5	<3	152	5	<3	<2	<3
4	XV/1	grzyb (<i>Xerocomus badius</i>)	3	<3	13	<3	12	<3	5	<5	3	11	15	<5	<3	42	5	<3	<2	<3
5	XVI/1	mech (<i>Politrychum sp.</i>)	14	4	21	18	17	6	19	10	16	73	6	16	9	62	52	<3	<2	12
6	XVII/1	wierzba iwa (<i>Salix caprea</i>)	4	<3	83	<3	92	<3	5	<5	5	7	19	<5	<3	114	5	<3	<2	<3
7	XVIII/1	dąb (<i>Quercus robur</i>)	7	<3	<10	3	24	<3	6	<5	5	11	28	<5	<3	64	7	<3	3	<3
8	XIX/1	brzoza (<i>Betula verrucosa</i>)	4	<3	<10	<3	9	<3	<5	<5	4	5	19	<5	<3	163	5	<3	<2	<3
9	XX/1	mech (<i>Politrychum sp.</i>)	36	6	83	<3	16	<3	16	8	15	80	134	9	<3	46	45	<3	<2	10
10	XXI/1	sosna (<i>Pinus silvestris</i>)	4	<3	32	<3	8	<3	7	<5	<3	12	81	<5	<3	94	9	<3	<2	<3
10a	XXI/2	brzoza (<i>Betula verrucosa</i>)	5	<3	25	<3	<5	<3	<5	<5	9	7	30	<5	<3	281	6	<3	<2	6
11	XXII/1	grzyb (<i>Xerocomus badius</i>)	4	<3	13	<3	14	<3	6	<5	<3	12	14	<5	<3	55	6	<3	<2	<3
13	XXIV/1	sosna (<i>Pinus silvestris</i>)	6	<3	<10	<3	9	<3	8	<5	6	24	3	<5	<3	96	8	<3	<2	<3
14	XXIV/3	mech (<i>Politrychum sp.</i>)	44	8	16	9	20	4	18	6	15	86	<2	9	6	159	35	<2	<2	12
pola uprawne i nieużytki																				
12	XXIII/1	żyto (<i>Secale L.</i>)	4	<3	<10	<3	8	<3	<5	<5	4	20	<2	<5	<3	50	6	<3	<2	<3
15	XXV/1	wrotycz (<i>Tantacetum vulgare</i>)	4	<3	15	<3	24	3	9	<5	3	21	50	<5	<3	187	7	<3	<2	<3
16	XXVI/1	trawy (<i>Gramineae</i>)	3	<3	<10	<3	9	<3	<5	<5	5	20	<2	<5	<3	80	7	<3	<2	<3

Tabela 22. Aktywność nuklidów promieniotwórczych w próbkach roślin pobranych na terenie kopalni „Radoniów” oraz sąsiadujących polach uprawnych i nieużytkach

Table 22. Activity of radionuclides in plants sampled in the area of the “Radoniów” mine and from the surrounding arable land and wasteland

Nr próbki	Symbol próbki	Rodzaj próbki	Moc $H^*(10)$ nSv·h ⁻¹	Nuklid promieniotwórczy								
				K-40	Cs-137	Pb-210	Bi-214	Pb-214	Ra-226	Th-234	Tl-208	Ra-228
				Bq·kg ⁻¹								
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1	XIII/1	trawy (<i>Gramineae</i>)	2000	<50,3	<2,7	92,5±19	274,3±7,9	316,9±8,3	2537,0±95	131,6±27,0	4,9±2,1	<10,8
1a	XIII/3	brzoza (<i>Betula verrucosa</i>)	2000	<80,7	<4,4	148,4±30	440,1±12,7	508,0±13,2	4070,9±152	211,0±43,3,2	7,9±3,4	<17,3
1b	XIII/4	trawy (<i>Gramineae</i>)	2000	838,9±33	20,9±1	460,1±43,4	376,0±7,3	394,1±8,0	1094,9±44	156,0±23,0	8,2±1,0	37,2±2,9
2	XIV/1	trawy (<i>Gramineae</i>)	4200	312,6±45	20,8±2	427,6±41	198,7±6,4	235,7±5,7	681,4±45	135,6±26,5	4,3±2,0	<10,3
3	XIV/3	brzoza (<i>Betula verrucosa</i>)	3000	<70,8	<4,5	156,8±21	410,8±11,6	485,0±12,8	4700,1±160	222,9±28,0	3,2±1,0	<15,0
4	XV/1	grzyb (<i>Xerocomus badius</i>)	1300	719,6±32	2,9±1	25,3±8,3	21,9±2,6	23,9±2,1	70,3±19	64,7±12,4	2,6±0,9	<5,4
5	XVI/1	mech (<i>Politrychum sp.</i>)	1200	504,4±69	9,2±1	654,0±63	434,5±11,9	490,7±12,7	2036,0±90	915,8±32,2	7,2±2,9	36,5±9,2
6	XVII/1	wierzba iwa (<i>Salix caprea</i>)	850	<123	<6,5	<49,8	45,0±5,1	49,6±7,1	<101	285,9±58,7	13,2±5,5	<25,3
7	XVIII/1	dąb (<i>Quercus robur</i>)	1000	187,4±35	<2,1	77,8±15	73,6±4,3	74,9±3,7	324,4±34	101,7±19,8	<2,2	15,4±6,1
8	XIX/1	brzoza (<i>Betula verrucosa</i>)	1000	<60,4	5,6±1	71,1±23	29,3±5,8	30,5±3,9	357,2±53	175,4±33,0	7,6±3,2	<13,4
9	XX/1	mech (<i>Politrychum sp.</i>)	1700	579,8±145	14,3±20	2012,1±176	1320,1±28,0	1422,2±31,0	6305,5±260	3320,1±83,0	11,5±5,9	119±21
10	XXI/1	sosna (<i>Pinus silvestris</i>)	1500	90,3±34	<2,6	93,6±15	1556,6±23,7	1627,5±29,9	3613,3±124	92,4±20,7	5,6±2,9	30,4±4,5
10a	XXI/2	brzoza (<i>Betula verrucosa</i>)	1500	<44,5	<2,9	180,4±24	1936,0±28,6	2046,2±37,2	8020,1±279	92,9±20,9	9,6±3,2	73,7±5,7
11	XXII/1	grzyb (<i>Xerocomus badius</i>)	1800	1247,1±56	43,3±3	35,5±13	<4,9	<4,9	98,5±32	106,3±6,8	<2,4	<9,2
13	XXIV/1	sosna (<i>Pinus silvestris</i>)	1600	304,1±43	<2,43	54,2±16	26,0±3,7	24,1±2,8	249,1±36	153,7±27,2	7,3±2,0	<9,6
14	XXIV/3	mech (<i>Politrychum sp.</i>)	1600	<213	15,8±7	492,7±90	188,9±22,4	203,5±18,3	1780,5±193	588,5±116,2	<12,5	<47,9
pola uprawne i nieużytki												
12	XXIII/1	żyto (<i>Secale L.</i>)	200	386,9±31	<1,6	<11,0	<4,3	<4,5	86,0±23	95,6±20,2	2,0±1,0	<6,3
15	XXV/1	wrotycz (<i>Tantacetum vulgare</i>)	240	364,4±80	3,82±2	129,1±30	<9,3	<9,1	227,7±61	242,8±44,4	<4,6	<17,7
16	XXVI/1	trawy (<i>Gramineae</i>)	350	346±65	<2,0	<11,0	<6,2	<6,5	98,2±31	96,8±21,0	<4,8	<10,3

$H^*(10)$ – przestrzenny równoważnik dawki.

Cynk – wykazywał na terenie kopalni nierównomierny, od <2 do $86 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m., rozkład koncentracji w powierzchniowej warstwie podłoża roślin, co na tle zanieczyszczonych obszarów południowej Polski [44, 46, 48, 119, 198, 254] było wartością niewielką, podobnie jak jego zawartość w roślinach. Normalna zawartość cynku w większości roślin mieści się w przedziale $15\div 80 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. [89], a za nadmiar Zn uważa się zakres $50\div 400 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. [198].

Stosunkowo dużą zawartość cynku, wobec koncentracji w podłożu, stwierdzono w liściach brzozy (*Betula verrucosa*) ($152\div 281 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.). Koncentracja ta była większa niż w materiale innych drzew, tj. w próbce liści dębu (*Quercus robur*) i igłach sosny zwyczajnej (*Pinus silvestris*), odpowiednio 64 i $94 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. W trawach (*Gramineae*) porastających powierzchnię antropogenicznego gruntu osadnika zawartość cynku była od 2 do $123 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m., natomiast w próbce młodego żyta (*Secale L.*) – pobranej (12 października) z uprawnej gleby w sąsiedztwie hałd – $50 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. Jego stosunkowo dużą koncentrację w materiale roślinnym należy łączyć z małą zawartością materii organicznej w gruntach antropogenicznych i brakiem składników mineralnych mogących go adsorbować. Glebowa materia organiczna wiąże cynk w formie kompleksów nierozpuszczalnych, natomiast składniki mineralne, takie jak magnezyt, dolomit, kalcyt, wiążą go trwale przez adsorpcję. Kaolinit występujący w składzie materiału hałdowego adsorbuje go w dalszej kolejności, zgodnie z szeregiem $\text{Pb}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Zn}^{2+} > \text{Cd}^{2+}$ [46].

Największą wartość współczynnika BCF_{Zn} stwierdzono w liściach brzozy (*Betula verrucosa*): 140,5, 107 i 76, mchu (*Politrychum sp.*): 79,5, trawy (*Gramineae*): 61,5 oraz igieł sosny (*Pinus silvestris*): 47.

Kadm. W gruntach antropogenicznych, stanowiących materiał zwałowiska, koncentracja tego pierwiastka mieściła się w granicach $5\div 8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Wpływ na pobieranie kadmu przez rośliny wywierają zasadniczo odczyn podłoża i zawartość materii organicznej. Kadm w środowisku kwaśnym wykazuje znaczną ruchliwość, co wiąże się z łatwością pobierania i akumulowania w roślinach. W pobranych próbkach roślin bytujących na tym podłożu akumulacja nie przekraczała jednak $3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. Średnia zawartość tego pierwiastka w roślinach o znaczeniu przemysłowym nie powinna przekraczać $0,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m., a w roślinach paszowych i konsumpcyjnych powinna być jeszcze mniejsza [89].

Chrom. Pierwiastek ten, w analizowanych próbkach gruntów zawierał się w przedziale $32\div 76 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. W pobranych próbkach roślin jedynie w mchu (*Politrychum sp.*) jego poziom zaznaczał się akumulacją powyżej $3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m., tj. 9 i $18 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. Toksyczną zawartość chromu w roślinach określono na wartość powyżej $5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. [89]. Największe wartości (0,26 i 0,12) współczynnik BCF_{Cr} wykazywał dla mchu (*Politrychum sp.*), w pozostałych roślinach był $< 0,1$.

Ołów – zawartość tego pierwiastka w badanych próbkach gruntów antropogenicznych określał przedział $41\div 113 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, natomiast w pobranych próbkach roślin zamykał się w on w granicach $3\div 44 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. Największą koncentrację stwierdzono w próbkach mchu (*Politrychum sp.*), odpowiednio 14, 36 i $44 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.

Pozostałe próbki roślin zawierały niewielkie ilości ołowiu, o małym zróżnicowaniu, w przedziale $3 \div 7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$, co odpowiada naturalnej zawartości ołowiu w roślinach ($0,1 \div 9 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$) [198].

Obliczone wartości współczynnika BCF_{Pb} zawierały się w przedziałach: dla mchów (*Politrychum sp.*) – $0,34 \div 0,72$, a dla pozostałych roślin – $0,04 \div 0,14$.

Nikiel. W próbkach gruntów antropogenicznych zawartość tego pierwiastka zamykała się w przedziale $15 \div 56 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, a w próbkach roślin $3 \div 16 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$, przy czym największą ilość zawierały próbki mchu (*Politrychum sp.*) – $15 \div 16 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ Wartość współczynnika BCF_{Ni} w przypadku mchów (*Politrychum sp.*) porastających hałdy kopalni „Radoniów” zawierała się w przedziale $0,28 \div 0,79$, a pozostałych roślin $0,09 \div 0,60$.

Miedź. Przedział zawartości tego pierwiastka w pobranych próbkach gruntów antropogenicznych wynosił $18 \div 44 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ Koncentracja miedzi w badanych roślinach wykazywała jeszcze większą rozpiętość i wynosiła $5 \div 92 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$, przy czym największą akumulację zanotowano w próbkach liści wierzby iwy (*Salix caprea*) – $92 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ oraz w trawach (*Gramineae*) od 9 do $72 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ – w zależności od miejsca pobrania. Przeciętna ilość miedzi w tkankach roślin zawiera się w przedziale $5 \div 20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ [46, 198]. W przypadku kilku roślin porastających grunty antropogeniczne kopalni „Radoniów” wartości te zostały przekroczone, co odzwierciedliło się w obliczonym współczynniku BCF_{Cu} . Za toksyczną zawartość miedzi uważa się poziom powyżej $20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ [89].

Z wyników zawartych w tabeli 21. wynika, że porastające zwałowiska mchy (*Politrychum sp.*) wykazały największą zdolność akumulacji analizowanych pierwiastków, takich jak: ołów, chrom, cer, lantan, nikiel, rubid, wanad, cyrkon, kobalt.

Metale ciężkie – kadm, nikiel, chrom – nie były kumulowane przez rośliny w ilościach mogących zakłócić ich procesy fizjologiczne, a zawartość tych metali w analizowanej biomacie uznawana jest dla roślin za bezpieczną.

Na poziom radioaktywności gruntów antropogenicznych kopalni „Radoniów” wpływały naturalne izotopy promieniotwórcze powstałe w wyniku rozpadu ^{238}U , ^{235}U i ^{232}Th oraz ^{40}K , jak również sztuczne izotopy, głównie ^{137}Cs . Grunty antropogeniczne są źródłem nuklidów promieniotwórczych, pobieranych do komórek przez system korzeniowy bytujących tam roślin [40, 150, 153, 265]. Na szczególną uwagę zasługuje zdolność, pobranych na terenie byłej kopalni „Radoniów”, roślin do biokumulacji radionuklidów. Mimo stosunkowo dużej aktywności radionuklidów w próbkach roślin wyznaczone wartości współczynników biokumulacji były niewielkie. Oznacza to, że migracja tych izotopów z gleby do roślin nie była duża. Stężenia nuklidów promieniotwórczych w wybranych roślinach przedstawiono w tabeli 22.

Zawartość ^{40}K była bardzo zróżnicowana zarówno w próbkach pobranych z hałd, gruntów antropogenicznych, gleb, jak i roślin. Aktywność w materiale hałd zawierała się w przedziale od 986 ± 39 do $1634,8 \pm 57$, gleb $566,9 \pm 21 \div 647,5 \pm 20$. Aktywność ^{40}K w biomacie próbek roślin zawarta była w zakresie $44,5 \div 1247,1 \pm 56 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$, przy czym stosunkowo niewielką aktywność obserwowano w liściach brzozy (*Betula*

verrucosa) – od 44,5 do 80,7 Bq·kg⁻¹ s.m., a największe w biomacie grzybów (*Xerocomus badius*), odpowiednio 719,6 ±32 i 1247,1 ±56 Bq·kg⁻¹ s.m., oraz trawach (*Gramineae*) – 838,9 ±33 i mchu (*Politrychum sp.*) – od <213 do 579,8 ±145.

Obserwowane wartości w próbkach roślinnych nie odbiegają od notowanych aktywności roślin w innych rejonach Polski, np. badania monitoringowe na Roztoczu (płd.-wsch. część Polski) wykazały w trawach aktywność ⁴⁰K 250÷1715 Bq·kg⁻¹ s.m. [28], natomiast w płn.-wsch. Polsce od 377 do 1181 Bq·kg⁻¹ s.m. [150, 152].

Dużymi rozrzutami charakteryzowały się obliczone współczynniki BCF_{K-40}, które przyjmowały wartości z przedziału 0,03÷0,94, największe dla grzybów (*Xerocomus badius*) – 0,94 i 0,73, traw (*Gramineae*) – 0,70, 0,65 oraz mchów (*Politrychum sp.*) – 0,42, 0,37 i <0,16, a najmniejsze dla liści brzozy (*Betula verrucosa*) – <0,03, <0,05, <0,06, <0,07. Współczynniki BCF_{K-40} uzyskane dla traw przez Niesiołbędzką są we wszystkich pomiarach większe od 1 i zawierają się w przedziale 1,16÷4,61 [150, 152].

W roślinności badanej na obszarze kopalni „Radoniów” aktywność ¹³⁷Cs wykazywała zakres zmienności od <2,1 do 43,3 Bq·kg⁻¹ s.m. Największą wartość wykazywał podgrzybek brunatny – *Xerocomus badius*, choć okaz znaleziony w innym miejscu wykazywał aktywność 15-krotnie mniejszą. Dla celów porównawczych znalezione latem 2004 r. na terenie kopalni „Radoniów” 4 grzyby kapeluszowe (podgrzybek brunatny – *Xerocomus badius* i koźlarz babka – *Leccinum scabrum*) zanalizowano łącznie i wykazały one aktywności: ¹³⁷Cs – 4,3 ±1,9, ⁴⁰K – 1087,0 ±56,4, ²²⁶Ra – 127,3 ±35,7 Bq·kg⁻¹ s.m.

Współczynniki biokoncentracji BCF_{Cs-137} dla pobranych próbek roślin na terenie kopalni „Radoniów” wykazywały znaczny rozrzut – od 0,08 do 7,73. Największą wartość stwierdzono w roślinach z rejonu osadnika (4,73÷7,01) – najsilniej skażonego obszaru, a szczególnie w grzybie *Xerocomus badius* rosnącym na hałdzie kamiennej (7,7). Otrzymane wyniki różnią się od badań Niesiołbędzkiej [150, 152], która uzyskała współczynniki biokoncentracji dla roślinności w tzw. „zielonych płucach” Polski, od 0,027 do 0,396. Dushenkov ocenia, że około 25% pobranego przez rośliny ¹³⁷Cs jest transportowana i magazynowana w częściach nadziemnych roślin [40].

W tabeli 24. nie podano w miejscach oznaczonych (**) wartości BCF_{Cs-137}, ze względu na sens matematyczny ilorazu wartości (mniejszy) < niż x_i , np. $<x_i/y_i$.

Aktywność nuklidów promieniotwórczych szeregu uranu ²³⁸U w próbkach gruntów antropogenicznych kopalni „Radoniów” wynosiła od 550,7 ±40 Bq·kg⁻¹ dla ²¹⁰Pb do 13 990 ±460 dla ²²⁶Ra, przy wartościach 617,4 ±8,6 i 586,0 ±10,9 oraz 4465,0 ±60,1 i 4200,8 ±79,2 odpowiednio dla krótkożyciowych izotopów ²¹⁴Bi i ²¹⁴Pb oraz 586,6 ±14 i 5132,8 ±117 dla ²³⁴Th. Zawartość nuklidów promieniotwórczych szeregu toru ²³²Th zmieniała się natomiast od 10,0 ±0,5 dla ²⁰⁸Tl do 115,9 ±5,0 dla ²²⁸Ac.

W tabelach 15., 22. i 24. czcionką pochyłą podano oznaczone izotopy krótkożyciowe ²¹⁴Bi, ²¹⁴Pb, ²⁰⁸Tl, nieistotne ze względu na ochronę radiologiczną.

Tabela. 23. Współczynniki biokoncentracji pierwiastków w materiale roślinnym
pobranym na terenie kopalni „Radoniów” oraz sąsiadujących polach uprawnych i nieużytkach

Table 23. Bioconcentration factors of particular elements in plants sampled from the “Radoniów” mine and the surrounding arable land and wasteland

Nr próbki	Symbol próbki	Rodzaj próbki	Oznaczone metale																	
			Pb	As	Ba	Cr	Cu	Ga	Ce	La	Ni	Rb	Sr	V	Y	Zn	Zr	Cd	Co	
			mg·kg ⁻¹ s.m.																	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	13	14	15	16	17	18	19	20	21	
1	XIII/1	trawy (<i>Gramineae</i>)	0,07	<0,20	<0,04	<0,06	0,31	<0,12	<0,08	<0,19	0,14	0,11	<1,00	<0,09	<0,06	<1,0	0,03	<0,4	<0,21	
1a	XIII/3	brzoza (<i>Betula verrucosa</i>)	0,07	<0,17	<0,06	<0,04	<0,13	<0,10	0,11	<0,21	0,18	0,01	8,00	<0,09	<0,06	107,0	0,06	<0,4	<0,21	
1b	XIII/4	trawy (<i>Gramineae</i>)	0,07	<0,20	0,40	<0,06	1,89	<0,12	<0,08	<0,19	0,14	0,10	<1,00	<0,10	<0,06	61,5	0,03	<0,4	<0,21	
2	XIV/1	trawy (<i>Gramineae</i>)	0,07	<0,17	0,23	<0,04	0,76	<0,10	0,12	0,21	0,20	0,21	<1,00	<0,09	<0,06	<1,0	0,04	<0,4	0,71	
3	XIV/3	brzoza (<i>Betula verrucosa</i>)	0,04	<0,17	0,54	<0,04	0,14	<0,12	<0,10	<0,23	<0,09	0,01	5,50	<0,11	<0,07	76,0	0,02	<0,6	<0,19	
4	XV/1	grzyb (<i>Xerocomus badius</i>)	0,06	<0,13	0,12	<0,06	0,60	<0,18	0,15	<0,25	0,10	0,03	1,15	<0,09	<0,09	2,1	0,027	<0,6	<0,23	
5	XVI/1	mech (<i>Politrychum sp.</i>)	0,34	0,19	0,09	0,26	0,53	0,19	1,06	0,45	0,28	0,21	0,33	0,25	0,13	0,7	0,14	<0,4	0,34	
6	XVII/1	wierzba iwa (<i>Salix caprea</i>)	0,10	<0,25	0,72	<0,05	5,11	<0,20	0,15	<0,33	0,17	0,03	0,68	<0,12	<0,09	2,1	0,03	<0,5	<0,27	
7	XVIII/1	dąb (<i>Quercus robur</i>)	0,14	<0,23	<0,08	0,05	1,2	<0,17	0,15	<0,31	0,16	0,04	0,80	<0,12	<0,08	1,2	0,04	<0,5	<0,23	
8	XIX/1	brzoza (<i>Betula verrucosa</i>)	0,09	<0,27	<0,05	<0,07	0,39	<0,17	<0,14	<0,26	0,14	0,02	0,68	<0,11	<0,08	2,9	0,03	<0,5	<0,27	
9	XX/1	mech (<i>Politrychum sp.</i>)	0,72	0,50	0,40	<0,05	0,57	<0,25	0,30	0,27	0,63	0,26	12,18	0,21	<0,09	2,7	0,25	<0,6	0,60	
10	XXI/1	sosna (<i>Pinus silvestris</i>)	0,06	<0,21	0,21	<0,09	0,24	<0,15	0,06	<0,09	<0,20	0,04	40,5	<0,13	<0,07	47,0	0,05	<0,5	<0,50	
10a	XXI/2	brzoza (<i>Betula verrucosa</i>)	0,08	<0,21	0,12	<0,9	0,15	<0,15	<0,04	<0,09	0,60	0,02	15,3	<0,13	<0,07	140,5	0,03	<0,5	1,00	
11	XXII/1	grzyb (<i>Xerocomus badius</i>)	0,07	<0,25	0,08	<0,08	0,32	<0,30	0,15	<0,33	<0,14	0,04	0,93	<0,13	<0,09	1,2	0,03	<0,6	<0,60	
13	XXIV/1	sosna (<i>Pinus silvestris</i>)	0,07	<0,20	<0,06	<0,06	0,39	<0,14	0,26	<0,38	0,21	0,06	1,50	<0,12	<0,08	6,4	0,04	<0,5	<0,33	
14	XXIV/3	mech (<i>Politrychum sp.</i>)	0,39	0,40	0,08	0,12	0,77	0,20	0,51	0,32	0,79	0,23	1,00	0,19	0,17	79,5	0,19	<0,4	1,20	
pola uprawne i nieużytki																				
12	XXIII/1	żyto (<i>Secale L.</i>)	0,11	<0,25	0,07	<0,07	1,00	<0,27	<0,10	<0,23	0,25	0,12	<0,22	<0,11	<0,10	1,0	0,01	<0,6	<0,50	
15	XXV/1	wrotycz (<i>Tantacetum vulgare</i>)	0,10	<0,25	0,06	<0,07	1,2	0,30	0,16	<0,28	0,30	0,15	25,0	<0,13	<0,10	93,5	0,02	<0,8	<0,50	
16	XXVI/1	trawy (<i>Gramineae</i>)	0,09	<0,27	0,04	<0,07	0,50	<0,27	<0,13	<0,29	0,42	0,13	<1,00	<0,14	<0,11	8,0	0,02	<0,8	<0,75	

Tabela 24. Współczynniki biokoncentracji nuklidów promieniotwórczych w materiale roślinnym pobranym na terenie kopalni „Radoniów” oraz sąsiadujących polach uprawnych i nieużytkach

Table 24. Bioconcentration factors of radioactive elements in plants sampled from the “Radoniów” mine and the surrounding arable land and wasteland

Nr próbki	Symbol próbki	Rodzaj próby	Moc $H^*(10)$ nSv·h ⁻¹	Oznaczany nuklid promieniotwórczy								
				K-40	Cs-137	Pb-210	Bi-214	Pb-214	Ra-226	Th-234	Tl-208	Ra-228
				Bq·kg ⁻¹								
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1	XIII/1	trawy (<i>Gramineae</i>)	2000	<0,04	**	0,03	0,11	0,12	0,29	0,03	0,26	<0,14
1a	XIII/3	brzoza (<i>Betula verrucosa</i>)	2000	<0,07	**	0,05	0,18	0,19	0,46	0,05	0,41	<0,23
1b	XIII/4	trawy (<i>Gramineae</i>)	2000	0,70	7,01	0,17	0,15	0,15	0,12	0,04	0,43	0,49
2	XIV/1	trawy (<i>Gramineae</i>)	4200	0,23	4,73	0,071	0,04	0,06	0,05	0,03	0,20	<0,12
5	XIV/3	brzoza (<i>Betula verrucosa</i>)	3000	<0,06	**	0,04	0,13	0,15	0,45	0,06	0,18	<0,14
4	XV/1	grzyb (<i>Xeroconus badius</i>)	1300	0,73	0,83	0,01	0,01	0,01	0,02	0,10	0,23	<0,12
5	XVI/1	mech (<i>Politrychum sp.</i>)	1200	0,37	2,14	0,48	0,30	0,32	0,50	0,81	0,23	0,34
6	XVII/1	wierzba iwa (<i>Salix caprea</i>)	850	<0,09	**	<0,06	0,05	0,05	<0,04	0,35	1,07	<0,49
7	XVIII/1	dąb (<i>Quercus robur</i>)	1000	0,12	**	0,10	0,10	0,10	0,16	0,14	<0,14	0,30
8	XIX/1	brzoza (<i>Betula verrucosa</i>)	1000	<0,05	1,87	0,13	0,05	0,05	0,22	0,30	0,75	<0,41
9	XX/1	mech (<i>Politrychum sp.</i>)	1700	0,42	0,65	0,79	0,56	0,59	0,75	0,90	0,91	1,90
10	XXI/1	sosna (<i>Pinus silvestris</i>)	1500	0,07	**	0,04	1,15	1,14	0,75	0,04	0,25	0,41
10a	XXI/2	brzoza (<i>Betula verrucosa</i>)	1500	<0,03	**	0,08	1,43	1,43	1,66	0,04	0,43	0,99
11	XXII/1	grzyb (<i>Xeroconus badius</i>)	1800	0,94	7,73	0,02	<0,002	<0,002	0,02	0,04	<0,22	<0,20
13	XXIV/1	sosna (<i>Pinus silvestris</i>)	1600	0,24	**	0,03	0,01	0,01	0,04	0,10	0,73	<0,17
14	XXIV/3	mech (<i>Politrychum sp.</i>)	1600	<0,16	0,61	0,18	0,07	0,08	0,22	0,23	<1,18	<0,90
pola uprawne i nieużytki												
12	XXIII/1	żyto (<i>Secale L.</i>)	200	0,65	0,16	0,18	<0,10	<0,10	0,62	0,90	0,21	<0,19
15	XXV/1	wrotycz (<i>Tantacetum vulgare</i>)	240	0,06	0,17	2,44	<0,21	<0,19	0,11	0,10	<0,49	<0,62
16	XXVI/1	trawy (<i>Gramineae</i>)	350	0,53	0,08	0,18	<0,09	<0,10	0,78	0,90	<0,48	<0,23

$H^*(10)$ – przestrzenny równoważnik dawki,

** – nie obliczono.

Przedział aktywności ^{226}Ra dla próbek gruntów antropogenicznych kopalni „Radoniów” zawierał się od $2067,5 \pm 78$ do $13\,990,0 \pm 460$ $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. Maksymalną aktywność uzyskano w próbce pobranej z dna osadnika. Pobrane rok wcześniej z terenu tej samej kopalni próbki przez CLOR wykazały rozpiętość wartości aktywności ^{226}Ra od 252 ± 22 do 8724 ± 448 [267].

W badaniach własnych największe wartości aktywności ^{226}Ra w roślinach porastających obszar badanej kopalni obserwowano w liściach brzozy (*Betula verrucosa*) od $357,2 \pm 53$ do $8020,1 \pm 279$ $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. Wbudowywanie się ^{226}Ra zależy od rodzaju rośliny i jest ono różne dla różnych części tej samej rośliny. Ten promieniotwórczy nuklid pobierany jest przez system korzeniowy i zależy od dostępności (stężenia ^{226}Ra wymiennego) i od gatunku roślin, a nie zależy bezpośrednio od całkowitego stężenia w glebie [185].

Badania własne z terenu kopalni „Radoniów” wykazały, że współczynniki biokumulacji $\text{BCF}_{\text{Ra-226}}$ dla roślin przyjmowały wartości z przedziału $0,02 \div 1,66$, największe w liściach brzozy (*Betula verrucosa*) – 1,66, 0,46, 0,45 i 0,22, igłach sosny (*Pinus silvestris*) – 0,75 oraz mchach (*Politrychum sp.*) – 0,75, 0,50 i 0,22, a najmniejsze w grzybach (*Xerocomus badius*) – 0,02. Liście brzozy i grzyby akumulowały w swojej masie ^{226}Ra zupełnie odwrotnie niż w przypadku izotopu ^{40}K .

Wartości obliczonych BCF_x dla nuklidów promieniotwórczych szeregu ^{238}U , ^{232}Th , ^{235}U oraz nuklidów promieniotwórczych ^{40}K i ^{137}Cs przedstawiono w tabeli 24.

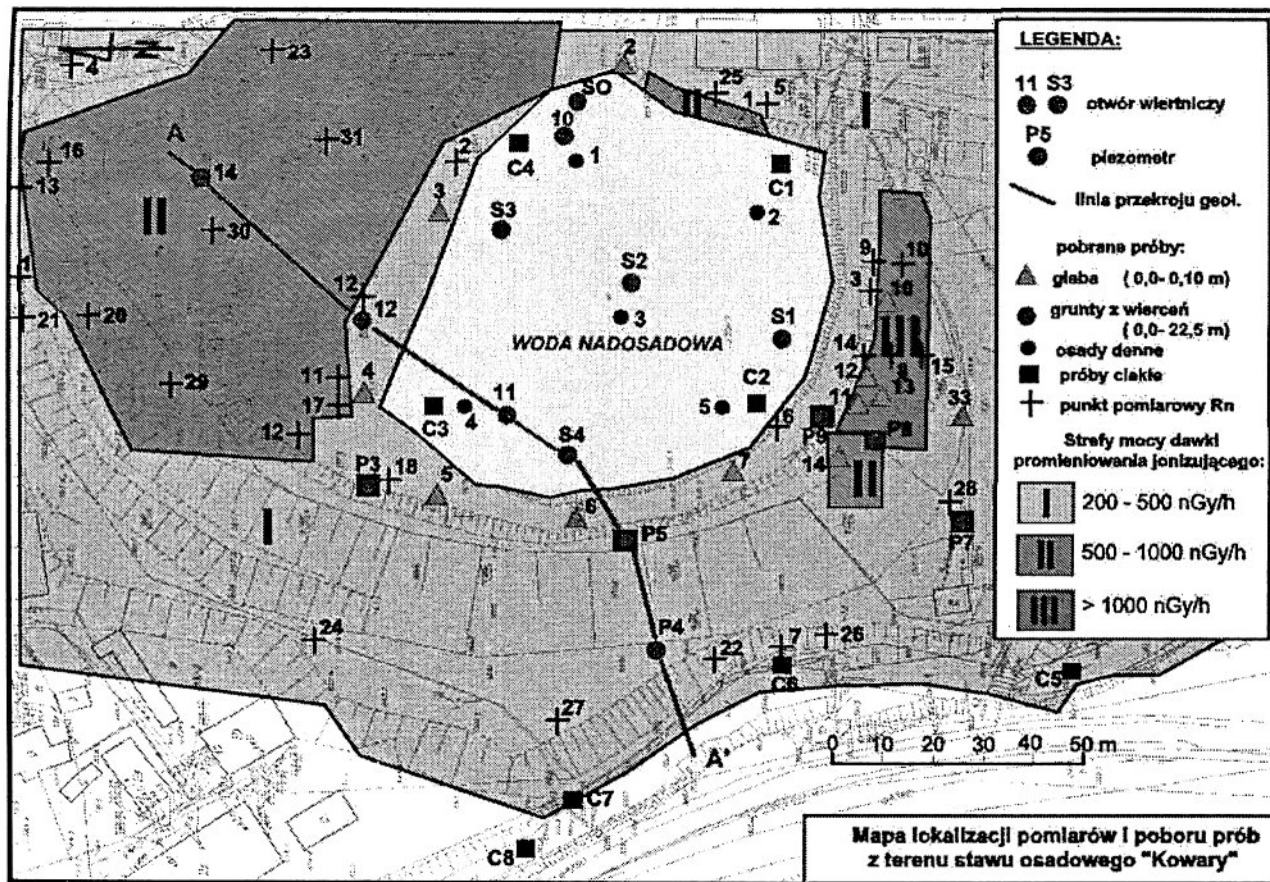
4.3.2. STAW OSADOWY „KOWARY” – SKŁADOWISKO ODPADÓW PRODUKCYJNYCH

W niecce stawu osadowego „Kowary”, na stropie pierwotnych osadów, złożonych z drobnoziarnistej, przerobionej rudy uranowej, deponowano odpady technologiczne, głównie z procesów hydrometalurgicznych i chemicznych, oraz ścieki galwaniczne i gospodarczo-bytowe. Wprowadzane odpady utworzyły silnie uwodniony mulisty osad o miąższości około 30 cm, miejscami do 70 cm.

Przekształcony i zdegradowany przez przemysłową i gospodarczą działalność teren, na którym czynnikiem zagrożenia była nagromadzona nadmierna ilość metali ciężkich i nuklidów promieniotwórczych, wymagał – do przeprowadzenia pełnej analizy skutków przekształceń – wykonania badań odpadów zgromadzonych w stawie z wyróżnionych dwóch okresów produkcyjnych. Miejsca pomiarów i poboru próbek do badań przedstawiono na rysunku 15.

Podczas kwalifikacji do analizy pierwiastków zawartych w materiałach antropogenicznych kierowano się kryteriami szkodliwości dla środowiska. Do analiz wybrano:

- pierwiastki towarzyszące przerabianym surowcom oraz występujące w stosowanych surowcach pomocniczych: U, Th, Mn, As, Cr, Cu, Ba, Pb, V, Zr, Sr, Ni, Zn, Cd, La, Ce, Bi, Mo, V,
- pierwiastki śladowe wykazujące toksyczne działanie na wyższe rośliny i mikroorganizmy [5, 89]: Cu, Cd, Ni, Pb, Co,



Rys. 15. Miejsca pomiarów i poboru próbek ze stawu osadowego „Kowary”
 Fig. 15. Location of the measuring and sampling points in the “Kowary” tailing pond

- pierwiastki podatne na biokumulację [89]:
 - ze środowiska wodnego np. Cd, Pb, Cu, Zn, Sr,
 - z gleby: Cd, Zn, Sn, Rb,
- pierwiastki zdolne do wewnątrzkomórkowej akumulacji wykazywanej przez drobnoustroje: As, Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, U, Th, Zn [29, 246, 255].

W ocenie zagrożeń wywołanych obecnością metali ciężkich i nuklidów promieniotwórczych największe znaczenie ma przyswajalność tych pierwiastków przez rośliny oraz ich migracja do wód powierzchniowych.

Analizie chemicznej poddano próbki z wierceń, pobrane z różnych miejsc profili wiertniczych. Dla większości tych próbek w Laboratorium Badań Izotopowych określono sumaryczną radioaktywność przy pięciokrotnych powtórzeniach, a próbki wykazujące maksymalną radioaktywność sumaryczną poddano analizie spektrometrycznej [27]. Otrzymane wyniki wykazały znaczne zróżnicowanie składów osadów (ze względu na ich ilość zamieszczono je w tabeli 29., przedstawiającej uśrednione wyniki analiz). Wyniki analiz uśredniono dla próbek z profili wiertniczych osadów wytrawionej rudy uranowej i odpadów skały płonnej, osadów i szlamów wierzchniej warstwy osadnika oraz podłoża stawu osadowego, zestawiając jednocześnie maksymalne i minimalne wartości w poszczególnych profilach. Szczegółowe wyniki analiz wraz ze schematycznym przedstawieniem profili odwiertów zamieszczono w tabelach i na rysunku w suplemencie (tab. I.2–I.8, rys. I.1).

4.3.2.1. CHARAKTERYSTYKA CHEMICZNA I RADIOLOGICZNA ODPADÓW Z PRODUKCJI KONCENTRATÓW URANOWYCH

Składowane hydraulicznie odpady z produkcji koncentratów uranowych oraz tłucznia z materiałów zgromadzonych na zwałowiskach, osadzając się w osadniku, tworzyły strefy sedymentacji zależne od granulacji rozdrobnionego materiału. Osady te to złożona mieszanina mineralna o konsystencji szlamu, poddana uprzednio obróbce mechanicznej i chemicznej w trakcie procesu produkcyjnego koncentratów uranowych oraz produkcji tłucznia. Wypełniające osadnik osady zostały scharakteryzowane w p. 3.1.5.2. Ich skład ziarnowy, zgodnie normą PN-86/B-02480, jest reprezentowany od piasków średnich i pylistych do gliny pylastej [112, 162].

Pierwiastki towarzyszące ubogiej rudzie uranowej, w wyniku jej przeróbki, zostały przemieszczone do osadnika „Kowary”, dlatego skład osadów stawu osadowego, podany w tabeli 28. (kolumna – „przerobiona ruda (skała płonna)”), a szczegółowo w załącznikach suplementu (tab. I.2–I.8), powinien być zbliżony do składu skały płonnej towarzyszącej ubogiej rudzie kopalni „Radoniów”. Była ona, co do ilości, podstawowym surowcem, przerobionym w zakładzie koncentratów uranowych. Wpływ na średni skład osadów stawu osadowego w znacznie mniejszym stopniu miały odpady z przerabianych surowców z innych kopalni, jak: „Podgórze” [183, 264], „Kopaliny”, „Janowa Góra” [4], „Grzmiąca”, „Okrzeszyn”, „Staszic” [264], oraz odpady z przerobu skały płonnej na materiały budowlane (tłuczeń, grysy). Złoże „Rado-

niów” (zob. p. 3.1.1.1) było złożem ubogim w towarzyszące pierwiastki, które występowały w śladowych ilościach (Mn, Pb, V, Ba, Sr, As, Cr, Cu, Zr), [197, 206] oraz Sn [85] co wykazały badania własne (zob. tab.13.). Na podstawie analizy wyników oznaczeń można stwierdzić, że:

- obserwowane w próbkach profili odwiertów znaczne koncentracje uranu ($11 \div 355 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m.), manganu ($0,062 \div 0,835$ % mas.), sumarycznej radioaktywności próbek ($265 \div 41652 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$), świadczą o występujących zaburzeniach w prowadzonym ówczynie procesie technologicznym produkcji koncentratu uranowego,
- nieckowate dno ukształtowało się na poziomie rzędnych $575,70 \div 574,65$ m n.p.m., a miąższość warstwy przejściowej na podstawie wyników analiz pierwiastków autor oszacował na $10 \div 50$ cm, w zależności od lokalizacji miejsca poboru próbki,
- dowodem na utworzenie warstwy przejściowej ($574,95 \div 574,05$ m n.p.m.) są strefy zwiększonej koncentracji pierwiastków z produkcji hydrometalurgicznej i galwanicznej (La, Ce, Ni, Cu, Zn, Cr, Sr, As) w warstwie przerobionej rudy uranowej,
- w profilach wiertniczych osadów wytrawionej rudy uranowej obserwowano warstwy o znacznie zwiększonej koncentracji niektórych pierwiastków w stosunku do wartości średniej, jak np. arsenu – przedział zawartości $9 \div 225 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m., przy średniej $85,3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m., baru – $64 \div 2191 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m., przy średniej $310,3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m., strontu – $<2 \div 1431 \text{ mg/kg}$ s.m., przy średniej $108,6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m.

4.3.2.2. CHARAKTERYSTYKA CHEMICZNA I RADIOLOGICZNA ODPADÓW PRODUKCYJNYCH Z TZW. „OKRESU POURANOWEGO”

Różna zawartość pierwiastków w osadzie w poszczególnych miejscach stawu wiązała się ze zrzutem i wprowadzaniem do stawu odpadów z aktualnie realizowanych technologii, zmieniających się okresowo, oraz sedymentacją osadów nierównomiernie rozprowadzanych po jego dnie. Osad ten, o warstwowej strukturze i przestrzennie zróżnicowanym składzie jakościowym i ilościowym, zawierał wytrącone osady metali, głównie metali ciężkich i do 10% zanieczyszczeń organicznych, w przeliczeniu na suchą masę osadu, w tym także produkty naftowe [72, 74, 101, 220]. Zanim strop osadu wytrawionej rudy został uszczelniony przez wprowadzane odpady z nowych procesów, utworzyła się tzw. strefa przejściowa przenikających się nawzajem osadów mułów i szlamów. Zasadowy odczyn ścieków (wody nadosadowej) przyczynił się również korzystnie do tego, że w głębszych warstwach osadów z produkcji koncentratów uranowych nie stwierdzono zwiększonych koncentracji metali ciężkich. Osady muliste dodatkowo przemieszały się z sestonem, szczególnie tryptonem, i utworzyły silnie uwodniony osad denny. Frakcje węglowodorowe, oklejając ziarna osadów, utworzyły szczelną powłokę, utrudniającą przemieszczanie się nowych osadów i szlamów oraz infiltrację rozpuszczalnych w wodzie zanieczyszczeń w głąb osadów pouranowych i w podłoże osadnika. Ten niezamierzony efekt jednocześnie ograniczył

rozszerzanie się tzw. strefy przejściowej. Charakterystykę fizykochemiczną próbek osadów wierzchniej warstwy, pobranych w pięciu punktach stawu, w miejscach zaznaczonych na rysunku 15., przedstawiono w tabeli 25.

Tabela 25. Charakterystyka fizykochemiczna próbek osadów dennych
Table 25. Physicochemical characteristics of the bottom deposit samples

Badany parametr	Symbol próbki					
	1	2	3	4	5	śr.
pH	8,8	11,0	9,2	8,7	8,9	
Wilgotność, % mas.	71,5	67,5	71,1	61,5	75,2	69,4
Substancje mineralne, g·kg ⁻¹ s.m.	726	753	640	744	685	710
Ekstrakt CH ₂ Cl ₂ , mg·kg ⁻¹ s.m.	33005	11654	34836	39785	25890	29034
Węglowodory C ₇ -C ₃₀ , mg·kg ⁻¹ s.m.	3065	815	4061	2088	2517	2509
Suma BTEX*, mg·kg ⁻¹	3,9	1,1	14,5	3,6	3,9	5,4

*BTEX – stężenie węglowodorów aromatycznych (benzen, toluen, etylobenzen, ksyleny).

W wierzchnich warstwach osadu nastąpiła szczególnie duża koncentracja: chromu, miedzi, niklu, cynku, baru i strontu, stosunkowo dużo też było uranu i toru.

W celu rozpoznania i określenia wpływu odpadów przerabianej rudy lantanowcowej na zanieczyszczenie wierzchniej warstwy osadów stawu osadowego, przeprowadzono analizę archiwalnych próbek udostępnionych przez „Hydromet” Kowary. Oznaczenie ich składu pierwiastkowego przedstawiono w tabeli 26.

Tabela 26. Skład archiwalnych próbek materiałów lantanowcowych
Table 26. Composition of archival samples of lanthanide material

Próbka	Pierwiastek, mg·kg ⁻¹										
	La	Ce	Sr	Cr	Pb	Zr	Th	Y	Zn	Ba	Cu
1	25041	26255	64556	2741	569	3190	987	222	167	317	174
2	32496	33055	18386	3200	640	985	3322	326	212	217	490

W wyniku analizy stwierdzono dużą zawartość takich pierwiastków, jak: stront, cer, chrom, lantan, tor. Dużą zawartością większości tych pierwiastków, a szczególnie strontu, baru, ceru, lantanu, niklu, cynku i cyrkonu, charakteryzowały się powierzchniowe osady usytuowane we wschodniej części osadnika (próbki S0/0, S0/1). Zanieczyszczenia produkcyjne wprowadzane były do stawu osadowego właśnie od tej strony i w tej części osadnika prawdopodobnie zostały one rozproszowane. Średnia

radioaktywność sumaryczna tych osadów była porównywalna ze średnią radioaktywnością osadów obszaru przejściowego i przerobionej rudy uranowej.

Zaskakująca była w powierzchniowej warstwie osadów dennych (0÷10 cm) mała aktywność – poniżej poziomu detekcji (<2,3 Bq/kg) – długożyciowego ^{137}Cs , w porównaniu z próbkami gruntów antropogenicznych otoczenia zbiornika wodnego stawu osadowego [72]. ^{137}Cs – skażając powietrze i gromadząc się w wodach oraz powierzchniowej warstwie gleb – był kumulowany w organizmach wodnych, które po biodegradacji wzbogacały osady denne w substancję organiczną i ^{137}Cs [7–10, 249]. Aktywność ^{137}Cs w powierzchniowej warstwie osadów dennych osadnika przedstawiono w tabeli 27., a w próbkach gruntów otoczenia stawu osadowego w tabeli 42. (aktywność ^{137}Cs zawarta była w przedziale $<1,7\div 81,9 \pm 2,2 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$).

Tabela 27. Aktywność nuklidów promieniotwórczych w powierzchniowej warstwie osadów dennych stawu osadowego „Kowary” [72]

Table 27. Activity of radionuclides in the surface layer of bottom sediments of the “Kowary” tailing pond [72]

Oznaczany radionuklid	Aktywność, $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$
K-40	142 \pm 45
Cs-137	<2,3
Pb-210	200 \pm 23
Ra-226	499 \pm 52

4.3.2.3. ROZTWORY NADOSADOWE

Skład ścieków (roztworów nadosadowych) z okresu 1994–2000 omówiono w podrozdziale 3.1.4.2. Jak wynika z uzyskanych danych, ulegał on w tym czasie zmianie. Podjęcie prac rekultywacyjnych stawu osadowego wymagało jego szczegółowego przebadania, a w pierwszej kolejności wyłączenia go z eksploatacji i oczyszczenia zgromadzonych tam ścieków (wód nadosadowych). Średnia dobowo ilość ścieków odprowadzanych do stawu osadowego, ustalona na podstawie pomiarów rzeczywistych w roku 1997, wynosiła $8,603 \text{ m}^3/24 \text{ h}$ ($0,96 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$) [140]. Staw osadowy wyłączono z eksploatacji w czerwcu roku 2000. W tym samym czasie uruchomiono chemiczną oczyszczalnię ścieków i w miesiącach czerwcu i lipcu spompowano i oczyszczono łącznie około 5 tys. m^3 ścieków zgromadzonych w stawie osadowym [212]. Po okresie jesiennym i zimowym w bezodpływowym zbiorniku stawu osadowego zgromadziły się wody deszczowe, roztopowe i napływowe w ilości około 200 m^3 , które rozpuszczały powierzchniowe osady, tworząc tzw. „roztwory nadosadowe”. Zostały one oczyszczone na przełomie kwietnia i maja 2001 r.

Skład ścieków i roztworów nadosadowych w okresie objętym badaniami przez autora, tj. w latach 1999–2001 przedstawiono w tabeli 29.

Ze względu na zawartość m.in. niklu, cynku i miedzi, wody nadosadowe stanowiły potencjalne zagrożenie dla wód przepływającej obok rzeki Jedlicy.

Tabela 28. Uśrednione wyniki analiz próbek z profili osadów wytrawionej rudy uranowej i odpadów skały pływnej, osadów i szlamów wierzchniej warstwy osadnika oraz podłoża stawu osadowego „Kowary” wraz z zestawieniem maksymalnych i minimalnych wartości koncentracji oznaczanych pierwiastków
 Table 28. Average, maximum and minimum concentrations of some chemical elements in the samples from profiles of sediments of leached uranium ore, gangue, solid deposits and sludge, being collected from the subsoil and upper layers of the “Kowary” tailing pond

Lp.	Pierwiastek	Jednostka	Wał osadnika			Osad (szlam powierzchniowy)			Obszar przejściowy			Przerobiona ruda (skała pływna)			Podłoże rodzime		
			średnia	min.	max.	średnia	min.	max.	średnia	min.	max.	średnia	min.	max.	średnia	min.	max.
Wartość			11			8			8			65			11		
Liczba próbek																	
1	Mn	% mas.	0,016(8)	0,008	0,028	2,06 (4)	0,036	8,018	0,080 (3)	0,033	0,121	0,252 (29)	0,062	0,835	0,091	0,052	0,138
2	Ba	mg·kg ⁻¹ s.m.	209,8	74	466	11938	369	45685	490,7	243	1050	310,3	64	2191	265,7	171	491
3	U		23,5	5	69	<65,6	<2	149	85,4	34	135	87,8	11	355	30,8	4	62
4	Th		28,4	11	51	151,9	20	380	31,3	21	60	39,9	7	156	2,9	13	46
5	La		21,2	11	39	1619,8	27	4172	91,6	20	361	28,4	<5	274	22,3	11	30
6	As		73,3	14	117	257,5	81	813	130,3	103	210	85,3	9	225	33,6	16	124
7	Pb		1570,9	56	3926	779,8	90	3440	113,2	67	195	95,8	21	186	40,0	17	81
8	Bi		15,2	<3	99	<12,9	<3	41	<4,8	<3	14	<6,4	<3	18	<6	<3	10
9	Ce		<19,7	<5	85	880,6	90	5563	112,3	<5	477	39,1	<5	392	39,5	<5	64
10	Ga		35,4	15	63	<19,0	<3	61	13,7	<3	24	18,1	<3	30	17,4	14	26
11	Y		19,7	12	38	83,4	36	143	44,9	25	118	33,4	15	89	31,4	21	39
12	Nb		14,4	10	22	42,3	10	94	<17,0	<2	51	<12,3	<2	43	<10	<2	19
13	Co		<5,4	<3	13	131,6	15	531	22,9	8	30	<10,2	<3	70	<9	<3	17
14	Cr		26,5	12	43	2823,8	29	13692	145,2	44	601	57,4	21	319	82,6	11	175
15	Cu		83,1	39	235	5156,4	58	30112	425,3	21	2467	49,7	11	256	35,5	17	114
16	Mo		<7,4	<2	20	393,4	20	1171	64,2	<2	364	<13,1	<2	135	6,5	<2	13
17	Ni		46,6	11	195	5791,9	259	21416	555,7	101	2006	62,6	3	618	30,0	14	47
18	Rb		184,9	77	264	177,5	54	309	254,3	198	296	246,0	186	296	213,4	169	314
19	Sr		69,8	17	134	8491,5	18	36701	134,0	28	666	108,6	<2	1431	115,4	59	160
20	V		39,1	27	61	137,9	34	332	48,4	35	71	41,1	15	85	50,5	25	89
21	Zn		187,7	39	611	3592,4	394	15033	432,8	59	922	121,4	<2	603	89,3	59	168
22	Zr		199,5	120	295	709,8	148	1956	218,3	21	294	209,0	90	563	279,1	141	405
23	Cd		<6,8	<5	12	23,1	<5	53	<9,3	<5	21	<7,0	<3	15	<6,2	<5	9
24	Ta		<4,2 (8)	<3	8	-	-	-	<3 (2)	<3	<3	<3 (24)	<3	<3	<3 (6)	<3	<3
25	Hf		4,5 (2)	4	5	161,6 (5)	<3	527	<4,7 (4)	<3	7	<4,4 (36)	<3	10	8,0 (8)	4	11
26	W		<13,3	<5	71	-	-	-	<5 (2)	<5	<5	<6,7 (15)	<5	20	<5 (6)	<5	<5
27	Sn		14 (2)	13	15	<47,5 (4)	<5	173	16,8 (5)	12	27	<18,4 (29)	<5	32	29,6 (5)	16	39
28	Radioaktywność sumaryczna Bq·kg ⁻¹			4028,5 (4)	1718	6841	7695 (5)	3196	15365	8579 (4)	1764	13197	9910 (64)	265	41652	2862 (11)	389

(x) – liczba analizowanych próbek.

Tabela 29. Skład ścieków i wód nadosadowych stawu osadowego w okresie 1999–2001
 Table 29. Composition of sewage and supernatant water from the tailing pond in the period of 1999–2001

Lp.	Parametr	Jednostka	1999			2000			2001	
			08–09.	10–11.	16.12.	15.06.	19.06.	05.07.	27.04.	09.05.
1	Odczyn pH		10,3	10,2	9,0	10,2	10,1	10,3	7,0	7,3
2	ChZT _{Cr}	mg O ₂ ·dm ⁻³	700	586	n.b.	435	396	412	210	122
3	Chlorki	mg Cl·dm ⁻³	625	420	310	420	450	625	140	204
4	Azot amonowy	mg N _{NH4} ·dm ⁻³	5,1	1,5	n.b.	1,5	2,8	2,0	14,0	13,0
5	Azot azotanowy	mg N _{NO3} ·dm ⁻³	27,4	22,6	n.b.	22,6	23,7	23,2	1,9	1,6
6	Azot ogólny	mg N _{og} ·dm ⁻³	36,2	39,9	n.b.	37,0	34,6	33,2	17,9	21,4
7	Fosfor ogólny	mg P·dm ⁻³	6,3	4,6	n.b.	4,6	3,7	6,3	0,1	4,0
8	Siarczany	mg SO ₄ ·dm ⁻³	244,2	230,8	200,0	230,8	212,0	244,2	n.b.	n.b.
9	Subst. rozpuszcz.	mg·dm ⁻³	1629	1619	n.b.	1431	1543	1054	2058	1518
10	Zawiesina	mg·dm ⁻³	444	84	n.b.	74	99	404	50	263
11	Sód	mg Na·dm ⁻³	560	735	248	535	490	538	183	205
12	Potas	mg K·dm ⁻³	22,1	20,5	n.b.	20,5	22,1	31,5	11,6	13,5
13	Wapń	mg Ca·dm ⁻³	11,4	23	n.b.	n.b.	14,7	25,6	n.b.	n.b.
14	Cynk	mg Zn·dm ⁻³	4,5	4,8	4,2	3,9	4,3	3,5	4,1	2,9
15	Chrom	mg Cr·dm ⁻³	<0,05	0,14	0,12	0,08	0,06	<0,05	<0,05	0,22
16	Nikiel	mg Ni·dm ⁻³	1,80	1,24	1,60	1,74	1,30	2,02	16,20	15,80
17	Miedź	mg Cu·dm ⁻³	2,16	5,0	2,3	3,80	3,70	4,00	0,67	0,91
18	Ołów	mg Pb·dm ⁻³	<0,03	0,10	n.b.	0,10	0,04	<0,03	<0,03	<0,03
19	Żelazo	mg Fe·dm ⁻³	2,4	4,2	2,6	n.b.	4,50	2,40	n.b.	n.b.
20	Kadm	mg Cd·dm ⁻³	0,03	0,03	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

n.b. – nie badano.

4.3.2.4. BLOKUMULACJA METALI CIĘŻKICH I NUKLIDÓW PROMIENIOTWÓRCZYCH W MATERIALE BIOLOGICZNYM POCHODZĄCYM Z WÓD NADOSADOWYCH

Biocenoza stawu osadowego, omówiona w p. 3.1.4.2, była typowa dla wód silnie zanieczyszczonych. W wodzie nadosadowej stawu nastąpiła selekcja gatunków – pozostały tylko nieliczne gatunki odporne na występujące zanieczyszczenia, wśród nich najliczniej *Palmodicytom lobatum* [99].

Palmodicytom lobatum należy do rodziny Palmellaceae – Polmellowate, jego komórki kuliste lub elipsoidalne tworzą skupienia otoczone galaretowatą substancją [91]. Odporność glonów na wysokie pH wód oraz metale ciężkie wynikała prawdopodobnie z ochronnego działania wydzielin zewnątrzkomórkowych. Wydzielanie tych substancji przez glony oraz brak konkurencji ze strony innych organizmów umożliwiło masowy rozwój tego gatunku w wodach stawu.

Z badań fykologicznych wynika, że w środowiskach silnie zanieczyszczonych metalami obserwuje się mniejszą różnorodność gatunkową glonów – zanieczyszczenie metalami zmienia bowiem strukturę zbiorowisk glonów. Środowiska zanieczyszczone są zasiedlane przez gatunki odporne na toksyczne metale ciężkie, natomiast gatunki wrażliwe są eliminowane ze środowiska [209]. Potwierdzeniem opisywanego zjawiska był staw osadowy „Kowary”.

Zawartość pierwiastków, w tym metali ciężkich, analizowano w próbkach sestonu pobranych w punkcie C1 stawu osadowego „Kowary” (rys. 15.). Stwierdzono w ich wysuszonej biomacie wyjątkowo dużą kumulację analizowanych pierwiastków, największą cynku, niklu i miedzi.

Tabela 30. Zawartość pierwiastków metali w sestonie i roztworze nadosadowym stawu osadowego „Kowary”

Table. 30 Content of metal elements in seston and in supernatant water of the “Kowary” tailing pond

Oznaczenie	Jednostka	Pierwiastek								
		V	Cr	Co	Ni	As	Cd	Pb	Cu	Zn
Seston	mg·kg ⁻¹ s.m.	175,05	383,80	1648,58	7151,74	126,24	100,32	271,80	5610	10900
Woda nadosadowa	mg·dm ⁻³	0,05	0,14	0,385	1,52	<0,05	0,03	0,10	3,85	4,65
Współczynnik biokoncentracji BCF _v		3501	2741,4	4282,0	4705,1	>2524,8	3344	2718	1457,1	2344,1

Przedstawione w tabeli 30. wyniki wskazują na duże wartości współczynnika biokoncentracji w glonach pierwiastków wprowadzanych ze ściekami do stawu osadowego oraz na szczególną zdolność tego gatunku glonów do biosorpcji pierwiastków z roztworów wodnych i ich zagęszczania oraz magazynowania w biomacie.

Autor w pracy [62] stwierdził, że wyizolowane z osadu dennego bakterie, przynależne do trzech rodzajów szczepów *Pseudomonas*, *Citrobacter* i *Enterobacter*, immobilizowane na węglu aktywnym, pobierały z roztworu i akumulowały nikiel. Badania prowadzono w warunkach dynamicznych w kolumnach adsorpcyjno-filtracyjnych na złożach różnych węgli aktywnych. Stwierdzono sorpcję Ni w kolumnach zasiedlonych bakteriami, w porównaniu do kolumn ze złożem bez bakterii. W tabeli 31. przedstawiono stężenie niklu na odpływie z kolumn, czas kontaktu ze złożem wynosił 7,6÷11,5 min, a prędkość przepływu przez złożę wynosiła od 52,2 do 79,2 cm·h⁻¹.

Tabela 31. Stężenie Ni – odpływ z kolumn adsorpcyjnych (stężenie na dopływie – 4,5 mg Ni·dm⁻³) [62]

Table 31. Concentration of Ni in the discharge water from adsorption columns (input concentration – 4,5 mg Ni·dm⁻³) [62]

Czas pracy, h	Nr kolumny							
	1B	1	2B	2	3B	3	4B	4
1	1,05	0,98	0,20	0,38	0,28	0,34	0,54	0,95
3	2,02	1,10	0,35	0,83	1,02	1,86	1,28	1,54
4	2,21	1,34	0,47	0,90	1,35	1,44	1,75	1,98
6	2,49	1,41	0,66	0,97	1,50	2,77	1,80	2,05
8	2,95	2,05	1,02	1,28	2,05	2,80	2,20	3,15
10	3,15	2,75	2,77	2,85	2,86	2,98	2,65	3,35
12	3,20	3,28	2,86	2,97	3,31	3,47	3,25	3,50

1 – złożo sorbenta mineralno-węglowego, 2 – węgiel aktywny WD-ekstra, 3 – węgiel aktywny AG-5, 4 – węgiel aktywny AGL-100, B – złożo z immobilizowanymi bakteriami.

Stwierdzono, że sorpcja niklu w początkowej fazie pracy kolumn była największa. Stężenie Ni na odpływach z kolumn było mniejsze w przypadku złóż zasiedlonych przez bakterie. Ze względu na strukturę adsorbenta mineralno-węglowego, zasiedlenie go bakteriami było słabe, co uwidoczniły zdjęcia mikroskopowe [62].

Podsumowując wyniki badań naukowców, przedstawione w p. 3.1.4.2, i własnych, należy stwierdzić, że:

- roztwory stawu osadowego oraz jego osady denne zawierały skażenia chemiczne, których dopuszczalne wartości zostały przekroczone, a do najbardziej niebezpiecznych należały: stężenie metali ciężkich, zawartość fluorków, pH, ChZT_{Cr}; notowano również przekroczenia dopuszczalnego poziomu azotu amonowego,
- z uwagi na przekroczenie zawartości dopuszczalnych przepisami [189], wody nadosadowe nie mogły być odprowadzane do wód lub ziemi,
- biocenoza stawu była słabo wykształcona i typowa dla wód silnie zanieczyszczonych; obserwowano wyraźną selekcję gatunkową flory i skromną jej reprezentację, najliczniej występował *Palmodicytom lobatum* ponad $10 \cdot 10^7 \cdot \text{cm}^{-3}$, z makrohydrofitów występowała jedynie trzcina pospolita (*Phragmites communis*) odporna na występujące zanieczyszczenia,
- mikroorganizmy były dość licznie reprezentowane w wodzie i osadach dennych stawu, wykrywano je na głębokości do 17 m, selekcja mikroflory doprowadziła do dominacji bakterii i drożdży, będących względnie beztlenowcami,
- mimo niebudzącego zastrzeżeń poziomu wskaźników sanitarnych w glebie i wodzie, wokół stawu wykryto bakterie chorobotwórcze; wody nadosadowe skażone były bakteriami z rodziny *Enterobacteriaceae*, wskazującymi na wprowadzanie ścieków komunalnych do zbiornika [100, 104],
- organizmy żywe zdolne były do biokumulacji metali ciężkich [29, 62]; autor w pracy [62] stwierdził, że wyizolowane z osadu dennego bakterie, przynależne do trzech rodzajów szczepów *Pseudomonas*, *Citrobacter* i *Enterobacter*, immobilizowane na węglu aktywnym, pobierały z roztworu i akumulowały nikiel,
- szczególną zdolnością pobierania i akumulacji metali ciężkich charakteryzowały się glony zasiedlające zbiornik stawu osadowego. W próbkach wysuszonej biomasy sestonu stwierdzono wyjątkowo dużą biokumulację metali ciężkich, a współczynnik BCF_x wynosił dla: Ni – >4700, Co – >4280, V – >3500, Cd – >3300, Pb – >2700, Cr – >2700, Cu – >1450. Otrzymane wyniki są zaskakujące i w dotychczasowej literaturze niespotykane.

4.3.2.5. WYMYWALNOŚĆ JONÓW Z GRUNTÓW ANTROPOGENICZNYCH

Celem tych badań było rozpoznanie zagrożenia środowiska, wynikającego ze składowania i rozpuszczania składników gruntów antropogenicznych, a przede wszystkim osadów składowanych w osadniku. W tabelach 32. i 33. przedstawiono wyniki badań wymywalności jonów z próbek gruntów pobranych z otoczenia i plaż stawu osadowe-

go. Miejsca poboru próbek przedstawiono na rysunku 15. Badania wymywalności jonów do oceny migracji pierwiastków i oddziaływania osadnika na otoczenie przeprowadzono z próbek następujących gruntów:

- a) antropogenicznych, budujących zapórę stawu (próbki: 11., P3/3, P3/6, P5/6, S0/0 – przyczółek pod wiercenia),
- b) antropogenicznych z otoczenia stawu osadowego (próbki: 23., 31.),
- c) antropogenicznych z powierzchniowej warstwy osadów zdeponowanych po zaprzestaniu działalności produkcyjnej koncentratów uranowych (próbki: 1., S/SR),
- d) antropogenicznych osadu z okresu działalności produkcyjnej koncentratów uranowych, pobranych z różnych powierzchniowo miejsc i z różnych głębokości (próbki: P3/12, P5/9, P5/10, P5/12, P9/3, P9/6, P9/9, S2/4, S2/9, S2/13, S2/21),
- e) antropogenicznych osadu z obszaru przejściowego (próbki: S4/2),
- f) rodzimego, stanowiącego bezpośrednie podłoże zapory stawu osadowego (próbki P3/17, P5/14, P9/11, P9/14).

Wyciągi wodne sporządzono zgodnie z zaleceniami podanymi w rozporządzeniu [191].

Uzyskane wyniki potwierdziły duży stopień zróżnicowania zanieczyszczeń w gruntach antropogenicznych z poszczególnych miejsc poboru próbek. Z przedstawionych w tabelach 32. i 33. wyników należy wyróżnić próbki 11. i 1.

Próbka 11., której odczyn wyciągu wodnego był silnie kwaśny, charakteryzowała się największą wymywalnością jonów: Fe, Pb, Cu, Cr, Mg, Ca, Cl^- , F^- , SO_4^{2-} . Próbkę tę pobrano z półki pośredniej osadnika, w którą wbudowano rudę pirytową z kopalni w Rudkach [26]. Próbka ta, ze względu na pochodzenie materiału, charakteryzowała się bardzo dużymi zawartościami Fe i SO_4^{2-} , dlatego było niskie pH wyciągu wodnego i bardzo duża zawartość jonów Fe i SO_4^{2-} oraz bardzo mała HCO_3^- . Silnie kwaśny odczyn sprzyjał wymywaniu kationów metali ciężkich.

Próbka 1., pobrana z plaży stawu osadowego w pobliżu miejsca wprowadzania do osadnika ścieków przemysłowych (wschodnia część stawu), charakteryzowała się bardzo dużą koncentracją metali (zob. tab. 39.). Wyciągi wodne próbki wykazały jednak pH 7,38 i zawierały zwiększone, choć nie największe, w stosunku do pozostałych badanych próbek, wartości stężeń odmytych jonów: Zn, Cu, Ni, Na, Ca, Cl^- .

Poza wymienionymi próbkami wymywalność oznaczanych jonów, z wyjątkiem Fe i Mn, w pozostałych próbkach była bardzo mała i dla większości nie przekraczała wartości $0,1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Spośród osadów stanowiących zawartość osadnika, zwiększone wartości stężeń metali ciężkich, (w $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$): Ni – 1,73, Cu – 0,14, Zn – 1,04, wykazywała w wyciągach wodnych również uśredniona próbka powierzchniowego osadu S/SR, zawierająca znaczące udziały zanieczyszczeń metalicznych (zob. tab. 28.).

Składowane osady oraz grunty w obwałowaniu cechowała duża zmienność składów zarówno w pionie, jak i w poziomie. Pozostawała ona w ścisłym związku z technologią przerobu surowców i otrzymanych z niej odpadów oraz budową i wykorzystaniem stawu osadowego jako składowiska uciążliwych odpadów przemysłowych.

Tabela 32. Wymywalność anionów z próbek gruntów stawu osadowego i jego otoczenia
 Table 32. Leachability of anions from samples of sediments and soils collected in the tailing pond and its vicinity

Lp.	Rodzaj gruntu	Próbka	Głębokość	pH	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	S ²⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	F ⁻	HCO ₃ ⁻
			mppt									
mg·dm ⁻³												
1	a	I1	0,05÷0,15	1,98	39,00	9072,39	0,006	14,4	<0,88	1,47	8,45	<0,01
2		P3/3	3	7,35	7,05	1546,57	0,002	<0,04	0,1	0,56	1,36	97,63
3		P3/6	6	7,33	19,85	1305,98	0,007	0,80	3,9	0,36	1,44	73,22
4		P5/6	2,5	7,16	18,43	1247,94	0,003	0,8	5,0	0,18	1,52	97,63
5		S0/0	0,05	7,27	31,2	190,68	<0,002	<0,04	2,1	0,10	0,81	170,86
6	b	23	0,05÷0,15	6,83	7,09	115,27	0,018	0,13	<0,88	0,66	0,48	97,63
7		31	0,05÷0,15	6,96	8,86	111,91	0,005	<0,05	13,70	0,84	7,09	97,60
8	c	I	0,05÷0,15	7,38	46,09	145,05	<0,002	0,18	4,86	0,32	0,58	48,82
9		S/SR	0,5	6,69	42,54	248,8	0,004	6,0	1,7	0,09	0,63	73,20
10	d	P3/12	14	7,25	17,0	1305,46	0,005	1,0	16,0	0,28	1,50	48,82
11		P5/9	5,9	7,14	12,76	1388,55	<0,002	3,0	8,2	0,39	1,56	61,02
12		P5/10	10,5	7,60	19,85	1380,38	0,002	1,2	9,8	0,37	1,88	146,45
13		P5/12	11,5	7,49	12,76	220,94	0,003	0,16	4,1	0,21	1,97	122,04
14		P9/3	3,1	7,68	5,67	180,59	<0,002	<0,04	1,1	0,16	2,00	134,24
15		P9/6	6,1	7,41	12,76	475,98	<0,002	3,0	1,8	0,27	1,42	97,63
16		P9/9	9,3	7,33	11,34	1336,89	0,002	12,5	9,1	0,34	1,49	73,22
17		S2/4	1,2	7,41	45,38	562,43	0,006	0,31	8,0	0,12	1,22	73,22
18		S2/9	2,9	6,63	38,29	1385,67	<0,002	0,8	15,0	0,32	1,64	36,61
19		S2/13	4	6,72	38,20	1511,50	<0,002	35,0	5,0	0,47	1,63	36,51
20		S2/21	5,3	6,63	87,92	1437,54	0,008	25,0	91,0	0,60	1,89	48,82
21		e	S4/2	0,7	7,51	43,96	656,57	0,002	1,00	17,68	0,13	4,25
22	f	P3/17	17,1	7,52	9,93	225,74	0,008	<0,04	3,1	0,21	1,77	61,02
23		P5/14	13	7,55	14,11	76,85	0,019	3,0	5,6	2,54	1,16	48,82
24		P9/11	11	6,75	5,67	247,36	0,006	20,0	4,1	0,31	<0,10	48,82
25		P9/14	14,8	6,52	4,25	1319,38	<0,002	1,2	10,2	0,17	1,14	48,80

Tabela 33. Wymywalność kationów z próbek gruntów stawu osadowego i jego otoczenia
 Table 33. Leachability of cations from samples of sediments and soils collected in the tailing pond and its vicinity

Lp.	Rodzaj gruntu	Próbka	Głębokość	pH	Cu	Zn	Pb	Cd	Fe	Cr	Ni	Mn	Na	K	Mg	Ca
			m ppt													
1	a	11	0,05±0,15	1,98	0,50	0,63	0,27	<0,0001	5480	0,09	0,20	0,71	0,95	0,11	50,60	534,5
2		P3/3	3	7,35	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,82	7,2	4,7	10,9	5,4
3		P3/6	6	7,33	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	3,57	16,1	2,4	7,9	4,3
4		P5/6	2,5	7,16	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	5,39	19,7	4,2	6,5	4,2
5		S0/0	0,05	7,27	<0,01	0,11	0,03	0,09	0,02	0,06	0,06	0,02	68,1	5,4	1,4	10,2
6	b	23	0,05±0,15	6,83	<0,01	0,01	0,01	0,001	2,54	0,01	0,01	0,06	1,22	8,75	2,08	22,03
7		31	0,05±0,15	6,96	<0,01	<0,01	<0,01	0,001	0,28	<0,01	<0,01	0,03	0,98	3,28	2,68	36,18
8	c	1	0,05±0,15	7,38	0,29	2,10	<0,01	0,005	0,01	<0,01	0,60	1,50	17,9	1,60	2,68	27,76
9		S/SR	0,5	6,69	0,14	1,04	0,01	0,04	<0,01	0,07	1,73	0,08	110,3	4,4	1,8	8,3
10	d	P3/12	14	7,25	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,04	13,50	11,9	8,6	7,9	4,3
11		P5/9	5,9	7,14	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	5,32	29,8	11,6	28,7	4,4
12		P5/10	10,5	7,60	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,04	10,20	11,1	5,3	16,9	4,9
13		P5/12	11,5	7,49	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	25,6	4,8	10,65	14,7
14		P9/3	3,1	7,68	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	6,1	3,2	1,7	25,7
15		P9/6	6,1	7,41	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	0,01	11,30	9,8	12,6	44,4	4,6
16		P9/9	9,3	7,33	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	0,48	17,8	7,2	7,6	66,1
17		S2/4	1,2	7,41	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	1,68	0,60	117,5	3,5	1,7	4,2
18		S2/9	2,9	6,63	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,06	4,64	65,4	2,1	19,5	4,3
19		S2/13	4	6,72	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,04	1,63	95,8	4,7	17,3	4,6
20		S2/21	5,3	6,63	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,06	1,16	241,6	13,6	19,7	4,9
21	e	S4/2	0,7	7,51	<0,01	<0,01	<0,01	0,001	0,04	<0,01	0,03	0,11	24,48	1,32	0,29	23,71
22	f	P3/17	17,1	7,52	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	4,2	6,1	3,6	54,9
23		P5/14	13	7,55	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,84	<0,01	<0,01	0,01	12,3	8,4	4,0	7,4
24		P9/11	11	6,75	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	0,02	12,50	4,5	6,0	16,4	4,4
25		P9/14	14,8	6,52	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	<0,01	0,01	2,69	4,6	6,7	7,7	13,6

W próbkach osadów pochodzących z okresu produkcji koncentratów uranowych obserwowano w wyciągach wodnych zróżnicowane stężenia jonów manganu ($<0,01\div 13,50\text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$). Mangan wprowadzany był w postaci piroluzytu do operacji ługowania ubogich rud uranowych [39, 115, 120, 217, 218, 257]. Z przedstawionych danych wynika powiązanie stężenia siarczanów z koncentracją kationów manganu w roztworach wyciągów wodnych. W próbce P5/10 stwierdzono największą koncentrację manganu w odpadzie przetworzonej rudy ($0,785\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), stąd wynika też duża zawartość manganu w wyciągu wodnym, podobnie było w próbkach P3/12, P9/6.

Próbki P3/3, P3/6, P5/6 historycznie reprezentują II etap budowy osadnika, gdy w obwałowania wbudowano materiał odpadowy z przeróbki rud uranowych. Wyciągi wodne z próbek wykazywały dużą zawartość siarczanów oraz zwiększoną zawartość manganu. Wyciągi wodne z próbek „d” charakteryzowały się mniejszą koncentracją manganu, prawdopodobnie pochodziły z próbek materiału odpadowego z produkcji tłuczni zwałów skały płonnej. Za tą tezę dodatkowo przemawia niewielka radioaktywność sumaryczna próbek P5/12 i P9/3 (Suplement – tab. I.2 i I.8).

Wpływ odczynu na wymywanie jonów z osadów składowanych w osadniku

Określenie zagrożenia dla środowiska ze strony zgromadzonych w osadniku odpadów na podstawie standardowych wyciągów wodnych nie odzwierciedla rzeczywistej sytuacji i ilości wymywanych pierwiastków w warunkach naturalnych i potencjalnie możliwych. W celu uzyskania wiarygodnej oceny zagrożenia przeprowadzono badania z roztworami ługującymi, symulującymi wpływ wód opadowych i podziemnych, o zróżnicowanym odczynie. Do badań użyto wody kwaśne o pH około 2,5 i 4,5, neutralne – pH około 7,0 oraz zasadowe – pH $>8,0$. Odczyn roztworów ługujących stosowanych do badań symulował potencjalne składy wód podziemnych i opadowych i ich możliwy wpływ na wymywalność kationów i anionów z osadów składowanych w osadniku.

Do badań wybrano dwa osady:

- uśredniony osad powierzchniowy S/SR, charakteryzujący się dużą zawartością metali ciężkich,
- osad S2/4 pochodzący z roztwarzanej ubogiej rudy uranowej, składowanej jako niskoaktywny odpad.

Osady te scharakteryzowano w tabelach (Suplement I.6, I.9).

Obniżenie pH roztworów ługujących sprzyjało zwiększeniu wymywalności metali (tab. 34. i 35.). Obniżenie pH do wartości 4,5 powodowało znaczące zwiększenie wymywalności niektórych metali, jak np. Ni, Zn, Cd, Mg, i nieco mniejszy pozostałych analizowanych kationów. Największe stężenie w wyciągach wodnych przy pH 8,25 wykazywał Ni, który w szeregu metali ciężkich należy do pierwiastków o średniej ruchliwości w glebach. Stosunkowo mniejszy wpływ pH obserwowano w przypadku anionów – szczególnie jonów Cl^- . Stężenie NH_4^+ przy wzroście pH zmniejszyło się ok. 1,5 raza, a najniższe wartości w roztworach kwaśnych wykazywał jon HCO_3^- , podobnie jak jon siarczkowy.

Tabela 34. Wyniki badań wpływu odczynu roztworu na wymywalność anionów z próbek osadów stawu osadowego
Table 34. Dependence of pH of element on the leachability of anions from deposits sampled from the tailing pond

Lp.	Próba	Głębokość	pH	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	S ²⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	F ⁻	HCO ₃ ⁻
		m ppt									
uśredniona próbka osadu powierzchniowego po likwidacji ZP R-1											
1	S/SR	0,5	2,53*	52,11	–	<0,001	8,18	1,65	2,42	0,48	47,44
2			4,50*	46,11	–	0,001	6,05	1,52	1,98	0,71	53,41
p			7,39	42,51	248,0	0,004	6,06	1,71	0,09	0,63	73,22
4			8,25**	43,22	46,83	0,006	6,66	1,78	0,09	0,60	–
osad z okresu produkcji ZP R-1											
5	S2/4	1,2	2,67*	56,17	–	<0,001	1,45	17,01	0,11	2,31	48,77
6			4,51*	46,33	–	0,001	1,28	9,11	0,13	3,33	61,11
7			7,51	43,96	562,43	0,006	0,31	7,68	0,12	1,22	73,22
8			8,18**	44,09	656,18	0,008	0,98	7,69	0,17	4,25	–

Tabela 35. Wyniki badań wpływu odczynu roztworu na wymywalność kationów z próbek osadów stawu osadowego
Table 35. Dependence of pH of element on the leachability of cations from deposits sampled from the tailing pond

Lp.	Próba	Głębokość	pH	Cu	Zn	Pb	Cd	Fe	Cr	Ni	Mn	Na	K	Mg	Ca
		m ppt													
uśredniona próbka osadu powierzchniowego po likwidacji ZP R-1															
1	S/SR	0,5	2,53*	4,15	67,94	0,03	0,246	2,32	0,016	36,82	56,18	352,3	17,5	31,3	57,5
2			4,50*	0,34	12,57	0,01	0,048	0,88	0,008	10,45	0,11	221,9	14,3	17,2	19,1
3			7,39	0,14	1,05	0,01	0,04	<0,01	0,007	1,75	0,08	110,7	4,4	1,8	8,3
4			8,25**	0,16	0,16	<0,01	<0,001	<0,01	<0,001	0,714	0,07	–	–	1,1	4,6
osad z okresu produkcji ZP R-1															
5	S2/4	1,2	2,67*	2,21	6,16	0,03	0,111	1,13	0,231	4,36	3,44	267,1	12,7	22,3	26,6
6			4,51*	0,82	0,81	<0,01	0,041	0,77	0,091	3,19	1,93	241,2	11,6	10,5	14,7
7			7,51	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	1,68	0,60	117,5	3,5	1,7	4,2
8			8,18**	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,08	0,06	–	–	1,8	4,4

Odczyn pH regulowano roztworem H₂SO₄,
** odczyn pH regulowano roztworem NaHCO₃.

Wyniki badań wymywalności jonów z próbek gruntów antropogenicznych stawu osadowego „Kowary” (tab. 32. i 33.) z głębszych warstw osadów (grunt d) – osadów z hydrometalurgicznego przerobu rud, wskazują na znikomą lub śladową wymywalność analizowanych kationów metali ciężkich.

W badanych próbkach osadów (grunt d) wymywalność kationów metali ziem alkalicznych (wapnia i magnezu), była względnie mała i nie przekraczała wartości dla: Ca – $66,1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, Mg – $44,4 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$.

W próbkach powierzchniowej warstwy osadów zbiornika stawu osadowego – muł z dna stawu (grunt c), stwierdzono lepszą wymywalność anionów oraz kationów metali ciężkich przy znanej koncentracji w materiale wyjściowym. Zwiększone wartości stężeń w eluacie wynosiły [$\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$]: Cl^- – $42,54 \div 66,09$; SO_4^{2-} – $145,05 \div 248,8$; Ni – $0,60 \div 1,73$; Cu – $0,14 \div 0,29$; Zn – $1,04 \div 2,10$.

Dwie próbki osadu (osady S/SR i S2/4) poddano wymywalności w warunkach zmiennego pH od 2,5 do 8,2 (tab. 34. i 35.). Stwierdzono wyraźne zwiększenie wymywalności przy obniżeniu pH do 2,5. Otrzymane wyniki jednoznacznie wykazują, że w rozwiązaniach remediacyjnych należy uwzględnić fakt, że im woda była kwaśniejsza, tym większe wartości kationów uzyskiwano w eluacie. W remediacji należy przyjąć rozwiązania uniemożliwiające kontakt osadów z wodami o pH poniżej 8,2. Badania przeprowadzono dla symulacji potencjalnych zagrożeń ługowania osadów wodami podziemnymi i opadowymi. Obniżenie pH wody ługującej z 7,5 do 4,5 spowodowało 8–10-krotne zwiększenie wymywalności takich metali, jak: nikiel, cynk i kadm.

4.3.2.6. OCENA SKAŻENIA GRUNTÓW I MATERIAŁU ROŚLINNEGO Z OSADNIKA „KOWARY” I JEGO OTOCZENIA

Z poszczególnych 12 obszarów i podobszarów pobrano do analiz próbki wierzchniej warstwy gruntów antropogenicznych, stanowiących utwory glebowe dla porastającej je roślinności, oraz próbki wybranych roślin (p. 3.1.4.2). Grunty antropogeniczne charakteryzowały się dużym zróżnicowaniem właściwości fizykochemicznych. Jak wykazały badania własne i [20, 112, 113], zostały one utworzone z:

- nasypów niekontrolowanych – silne skażenie metalami (gliny, piaski) – próbki 1. i 2.,
- odpadów po przeróbce rud uranu – próbki 3–5,
- nasypów (głina zwietrzelinowa) – próbki 6., 7., 33.,
- nasypu (głina zwietrzelinowa) oraz ruda siarczkowa (anomalia radiometryczna) – próbki 10–14.

Grunty antropogeniczne, stanowiące utwory glebowe i podłoże życia roślin, zgodnie z systematyką gleb Polski, zakwalifikowano jako gleby VIIIB – gleby przemysłowo-urbanoziemne [117].

Odczyn w powierzchniowych poziomach gruntów był kwaśny i silnie kwaśny. pH oznaczane w KCl zawierało się w przedziale wartości 2,0–6,6.

W środowisku silnie kwaśnym glin występuje w postaci kationu $\text{Al} \cdot (\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$, związanego z 6 drobinami wody o właściwościach fitotoksycznych. W miarę wzrostu pH cząsteczki wody są zastępowane przez jony OH^- . Toksyczne działanie tej postaci glinu polega na blokowaniu dostępu jonów Ca^{2+} i PO_4^{3-} oraz wody do korzeni [125]. Szczególnie duża zawartość glinu widoczna jest w obszarze tzw. anomalii radiometrycznej (obszar VI, rys. 8.), charakteryzującym się bardzo niskim pH.

Na omawianym składowisku i w jego otoczeniu zachodziły procesy fizyczne, chemiczne i biologiczne, związane z procesami wietrzenia skał i gruntów, osiadania gruntu, wymywania składników, procesy sorpcji, reakcje chemiczne i mikrobiologiczne, odtwarzanie gleby, rozwój mikroflory itp. Przez lata wykształciła się mikroflora autochtoniczna, której rozwój i aktywność zależały od wielu czynników. Do podstawowych należały: wilgotność, odczyn pH roztworu glebowego, temperatura, zawartość składników odżywczych, skład chemiczny gruntów. Najbardziej niezbędnymi składnikami do jej rozwoju były: węgiel, azot i fosfor jako makroelementy oraz zestaw mikroelementów. W tabeli 36. przedstawiono wyniki analiz tych biogenów w wyciągach wodnych, przeprowadzonych dla wybranych prób gruntów pobranych z obszarów charakterystycznych dla porastającej je roślinności.

Tabela 36. Wyniki oznaczeń stężeń biogenów w wyciągach wodnych próbek pobranych z rejonu stawu osadowego „Kowary”
Table 36. Concentration of biogenic agents in water extracts from materials sampled in the area of the “Kowary” tailing pond

Lp.	Nr próbki	Oznaczany parametr							
		grunt	wyciąg wodny						
		wilgotność	pH	P	N_{NH_4}	N_{NO_3}	OWO	C:N	S^{2-}
		% mas.	10^{-3} % mas.						10^{-3} % mas.
1	1	61,7	7,76	<1	1,0	1,4	3,9	1,63	<0,1
2	9	61,0	7,70	<1	1,0	0,3	6,2	4,77	<0,1
3	13	19,2	2,20	<1	5,4	1,7	8,4	1,18	<0,6
4	15	9,4	8,33	<1	1,6	1,4	5,5	1,83	<0,1
5	23	16,5	7,87	<1	1,6	9,3	3,6	0,33	<0,1
6	31	26,4	8,26	<1	0,8	1,5	6,1	2,65	<0,1
7	33	14,7	3,72	<1	1,5	2,0	8,7	2,49	<0,1
8	k3	21	7,85	<1	0,03	2,6	–	–	<0,5
9	kw	24,6	5,39	<1	3,8	7,5	2,2	0,20	<0,1

kw – próba kontrolna z rejonu stawu osadowego pobrana z ogródków działkowych ul. Wiejska, Kowary.

Stężenia biogenów w wyciągach wodnych były bardzo małe i świadczyły, że grunt był bardzo jałowy i ubogi w składniki pokarmowe. Wzajemne stosunki pomiędzy pierwiastkami istotnymi dla budowy białka (C:N) nie były zachowane.

Tabela 37. Właściwości powierzchniowej warstwy gleb, utworów glebowych (gruntów antropogenicznych)
Table 37. Properties of the surface layer of soil and anthropogenic soils

Lp.	Obszar	Próbka	pH		C _{org.}	N _{org.}	C/N	H _h	S	PWK _{pot}	V _w	H ⁺	Al ³⁺	P	K	Mg
			pH _{H₂O}	pH _{KCl}	%		cmol(+):kg ⁻¹ gleby			%	cmol(+):kg ⁻¹ gleby		mg·kg ⁻¹ gleby			
1	I	1	5,9	5,7	3,64	0,151	24,1	5,43	4,45	9,88	45,06	0,96	0,00	12	147	8,25
2		2	5,3	5,1	3,10	0,267	11,6	10,15	6,14	16,29	37,69	3,40	0,04	93	49	2,86
3	Id	3	6,9	6,6	3,33	0,253	13,2	0,70	8,24	8,94	92,17	0,12	0,04	325	141	5,07
4	III	5	4,8	4,3	0,60	0,074	8,1	6,13	5,74	11,87	48,38	1,52	0,88	350	80	7,51
5		6	6,2	6,0	0,60	0,063	9,5	1,58	9,54	11,12	85,83	0,20	0,08	67	64	7,75
6		7	6,5	6,4	0,29	0,045	6,44	0,88	9,64	10,52	91,68	0,12	0,04	98	57	3,99
7	VI	11	2,1	2,0	2,60	0,074	35,1	19,16	5,96	25,12	23,72	4,24	3,92	3	62	19,38
8		12	2,2	2,1	0,92	0,217	4,2	0,96	9,92	10,88	91,16	0,00	0,00	8	129	9,43
9		13	2,0	2,0	2,30	0,187	12,3	18,90	5,54	24,44	22,67	4,88	4,32	5	116	6,97
10		14	2,8	2,7	3,00	0,548	5,5	1,31	9,90	11,21	88,29	0,00	0,00	6	139	8,93
11		33	3,7	3,5	7,60	0,240	31,7	1,14	8,20	9,34	87,82	0,20	0,00	13	230	12,61
12	VIa	10	2,5	2,4	1,51	0,109	13,9	19,08	1,48	20,56	7,20	4,83	4,04	4	50	22,08

Tabela 38. Zawartość kationów wymiennych w próbkach gruntów antropogenicznych
Table 38. Concentration of exchangeable cations in the samples of anthropogenic soils

Lp.	Obszar	Próbka	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺
			mg·kg ⁻¹ gleby			
1	I	1	778	56	54	88,8
2		2	729	51	21	14,4
3	Id	3	2212	284	58	9,3
4	III	5	462	58	41	12,4
5		6	2269	1145	24	26,6
6		7	2472	1185	20	14,3
7	VI	11	420	122	31	17,0
8		12	4978	70	44	17,0
9		13	74	42	46	24,0
10		14	3487	82	44	21,0
11		33	2086	103	104	46,0
12	VIa	10	225	134	23	28,1

Z wyników analiz zamieszczonych dla wybranych próbek w tabelach 35–38 wynika, że:

- odczyn gruntów w poszczególnych punktach badawczych był zmienny – od silnie kwaśnego do prawie obojętnego ($2,0 \div 6,8 \text{ pH}_{\text{KCl}}$),
- kwasowość hydrolityczna różniła się znacznie od kwasowości wymiennej,
- w części próbek (5., 10., 11., 13.), szczególnie silnie kwaśnych, był obecny toksyczny dla systemu korzeniowego roślin glin ruchomy, który w stanie rozpuszczalnym występuje przy $\text{pH} < 5,5$,
- zawartość węgla organicznego w powierzchniowej warstwie utworu glebowego była zróżnicowana – od niewielkiej 0,29% do bardzo dużej 7,60%,
- stosunek C:N wykazywał znaczną rozpiętość i kształtował się w przedziale $4,2 \div 35,1$,
- wysycenie kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi wahało się w bardzo szerokich granicach $7,20 \div 92,17\%$,
- pojemność sorpcyjna była niewielka i zawierała się w granicach od 8,94 do $25,12 \text{ cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$
- suma kationów zasadowych była mała – od 1,48 do $9,92 \text{ cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$,
- występowało duże zróżnicowanie w zawartości przyswajalnych form makroskładników – w połowie próbek stwierdzono niewielką zawartość przyswajalnego dla roślin fosforu, jedynie dwie próbki (3. i 5.) wykazywały dużą zawartość tego składnika, charakterystyczną dla gleb ogrodniczych. Zawartość tych składników porównywano z liczbami granicznymi opracowanymi dla gleb i podłoży ogrodniczych z uwagi na strukturę badanych utworów glebowych zbliżonych do analizowanych próbek. Zróżnicowana była również zawartość przyswajalnego potasu i magnezu, wartości maksymalne były pięciokrotnie większe od minimalnych.

Dla wybranych prób 11. i 33., w celu reprezentatywnego wyboru analizowanych pierwiastków, przeprowadzono jakościową analizę z wykorzystaniem procedury analitycznej ICP w celu identyfikacji ilościowej ponad 60 pierwiastków, które są charakterystyczne dla gruntów antropogenicznych. Istotne ze względów analitycznych pierwiastki były następnie analizowane w próbkach gruntów i roślin metodą fluorescencji rentgenowskiej – XRF (wyniki w tabelach 39. i 40). Dla próbek tych wykonano badania aktywności izotopów promieniotwórczych, które przedstawiono w tabelach 42. i 43.

Do badań pobrano charakterystyczny dla osadnika i terenów go otaczających następujący materiał roślinny:

- liście brzozy brodawkowatej (*Betula pendula*),
- liście i łodygi trzciny pospolitej (*Phragmites communis*),
- liście wrotczyu pospolitego (*Tanacetum vulgare*),
- liście olchy szarej (*Alnus incana*),
- łodygi i liście traw (wiechlina roczna (*Poa annua*), kupówka pospolita (*Dactylis glomerata*), mietlica pospolita (*Agrostis alba*), rajgras wyniosły (*Arrhenatherum elatius*)).

Tabela 39. Zawartość pierwiastków w próbkach gruntów antropogenicznych pobranych na terenie stawu osadowego „Kowary”
 Table 39. Concentration of elements in the samples of anthropogenic soils collected from the “Kowary” tailing pond

Obszar	Próbka	Pierwiastek																			
		Pb	As	Ba	Cr	Cu	Ga	Ce	La	Mo	Nb	Ni	Rb	Sr	V	Y	Zn	Zr	Cd	Sn	Co
		mg·kg ⁻¹ s.m.																			
I	2	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
I	1	1079	636	1009	1208	5368	43	382	264	21981	1690	24340	40	576	2073	24	2758	1651	33	40	10387
	2	219	163	1040	1515	5017	19	417	205	539	46	8896	160	431	33	17	1412	297	10	55	81
Id	3	413	120	3008	1508	2274	12	1278	1169	93	15	3001	191	1579	56	80	1843	325	16	50	63
II	4	472	83	2667	906	458	16	612	509	105	26	184	252	1134	38	33	116	232	9	18	8
III	5	113	62	359	534	385	20	154	129	21	24	542	288	23	34	41	211	224	6	18	22
	6	64	31	285	345	673	13	80	63	33	14	1032	168	72	25	20	592	145	9	20	21
	7	61	40	273	324	411	14	100	86	213	32	856	184	66	28	21	567	165	9	14	22
Vla	10	162	79	129	31	41	18	29	13	7	11	26	192	106	39	16	89	159	9	69	6
VI	11	482	157	145	24	61	18	48	27	7	11	31	190	124	50	19	120	136	15	100	8
	12	189	73	133	28	64	17	45	14	3	10	28	221	195	40	20	199	101	13	92	9
	13	497	57	253	28	26	15	70	29	6	16	13	161	85	42	25	77	314	11	31	6
	14	359	176	182	40	72	15	50	28	5	10	31	177	157	47	21	176	132	14	103	13
	33	421	86	1838	2941	2070	15	556	497	82	11	5191	157	249	60	34	926	217	15	36	94

Tabela 40. Zawartość pierwiastków w próbkach pobranych roślin na terenie stawu osadowego „Kowary”
Table 40. Contents of elements in plant material sampled in the terrain of the “Kowary” tailing pond

Obszar	Próbka	Rodzaj próby	Pierwiastek																			
			Pb	As	Ba	Cr	Cu	Ga	Ce	La	Mo	Nb	Ni	Rb	Sr	V	Y	Zn	Zr	Cd	Sn	Co
			mg·kg ⁻¹ s.m.																			
I	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
I	1	trzcina (<i>Phragmites communis</i>)	15	4	<10	<2	<5	<3	7	21	<3	13	155	14	90	<3	<3	86	16	<3	<2	79
	2	trawy (<i>Gramineae</i>)	10	3	51	26	125	<3	14	9	29	10	233	10	35	<5	<3	166	8	<3	<2	29
Id	3	trawy (<i>Gramineae</i>)	11	<3	68	14	53	<3	12	8	51	14	177	19	98	<5	<3	345	11	<3	<2	19
II	4	trawy (<i>Gramineae</i>)	14	<3	120	12	45	<3	13	7	103	25	164	31	276	<5	<3	341	21	<3	<2	40
	4aA	rajgras (<i>Arrhenatherum elatius</i>)	7	<3	23	<3	10	<3	5	<5	6	3	9	9	28	<5	<3	<36	7	<3	<2	<3
III	5	wrotycz (<i>Tanacetum vulgare</i>)	5	<3	22	<3	15	<3	8	<5	9	3	50	88	37	<5	<3	105	7	<3	<2	<3
	6	trawy (<i>Gramineae</i>)	8	<3	10	8	55	<3	8	7	26	10	128	10	22	<5	<3	118	6	<3	<2	22
	7	trawy (<i>Gramineae</i>)	6	<3	21	<3	25	<3	9	5	27	9	82	38	47	<5	<3	87	7	<3	<2	8
VIa	10	trzcina (<i>Phragmites communis</i>)	5	<3	<10	<3	10	<3	5	<5	16	5	31	27	50	<5	<2	64	6	<3	<2	<3
	11	brzoza (<i>Betula pendula</i>)	14	3	<10	<3	26	<3	6	<5	6	2	56	51	20	<5	<3	134	9	<3	<2	3
VI	12	olsza (<i>Alnus incana</i>)	14	<3	<10	<3	20	<3	<5	<5	26	8	5	127	22	<5	<3	99	6	<3	<2	4
	13	trawy (<i>Gramineae</i>)	15	<3	29	7	<5	<3	8	<5	6	3	6	18	20	<5	<3	406	<7	<3	2	14
	14	trawy (<i>Gramineae</i>)	63	23	12	<3	18	<3	19	6	7	3	11	61	27	8	3	89	30	<3	8	8
	33	trawy (<i>Gramineae</i>)	8	<3	50	<3	19	<3	7	6	6	3	52	17	55	<5	<3	74	7	<3	<2	<3

Tabela 41. Współczynniki biokoncentracji pierwiastków w materiale roślinnym pobranym na obszarze oddziaływania stawu osadowego „Kowary”
Table 41. Bioconcentration factors in the plant material sampled in the terrain of influence of the “Kowary” tailing pond

Obszar	Próbka	Rodzaj próby	Pierwiastek																			
			Pb	As	Ba	Cr	Cu	Ce	La	Mo	Nb	Ni	Rb	Sr	Zn	Zr	Cd	Sn	Co			
			mg·kg ⁻¹ s.m.																			
I	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20			
I	1	trzcina (<i>Phragmites communis</i>)	0,014	0,006	<0,010	0,002	0,001	0,018	0,08	0,0001	0,008	0,006	0,35	0,16	0,03	0,01	<0,03	<0,05	0,008			
	2	trawy (<i>Gramineae</i>)	0,046	0,018	0,049	0,02	0,02	0,034	0,04	0,05	0,22	0,03	0,06	0,08	0,12	0,03	<0,30	<0,04	0,36			
Id	3	trawy (<i>Gramineae</i>)	0,027	<0,025	0,023	0,009	0,02	0,010	0,007	0,55	0,93	0,06	0,10	0,06	0,19	0,03	<0,19	<0,04	0,30			
	4	trawy (<i>Gramineae</i>)	0,030	<0,036	0,045	0,01	0,10	0,021	0,01	0,98	0,96	0,89	0,12	0,24	2,94	0,09	<0,33	<0,11	5,0			
III	4aA	rajgras (<i>Arrhenatherum elatius</i>)	0,015	<0,036	0,009	0,003	0,02	0,008	<0,01	0,06	0,12	0,05	0,03	0,02	<0,31	0,03	<0,39	<0,11	<0,375			
	5	wrotycz (<i>Tanacetum vulgare</i>)	0,044	<0,048	0,061	0,005	0,04	0,052	<0,04	0,43	0,125	0,09	0,30	1,61	0,50	0,03	<0,50	<0,11	<0,14			
	6	trawy (<i>Gramineae</i>)	0,125	<0,097	0,035	0,02	0,08	0,10	0,11	0,79	10,71	0,12	0,06	0,30	0,20	0,04	<0,33	<0,10	1,05			
VIa	7	trawy (<i>Gramineae</i>)	0,10	<0,075	0,077	0,009	0,06	0,09	0,06	0,13	0,28	0,09	0,21	0,71	0,15	0,04	<0,33	<0,14	0,36			
	10	trzcina (<i>Phragmites communis</i>)	0,03	<0,038	<0,077	<0,10	0,24	0,17	<0,38	2,28	0,45	1,19	0,14	0,47	0,72	0,04	<0,33	<0,03	<0,5			
VI	11	brzoza (<i>Betula pendula</i>)	0,029	0,019	<0,069	<0,12	0,43	0,125	<0,18	0,86	0,18	1,81	0,27	0,16	1,12	0,07	<0,20	<0,02	0,375			
	12	olsza (<i>Alnus incana</i>)	0,074	<0,041	<0,075	<0,11	0,31	<0,11	<0,36	8,67	0,80	0,18	0,57	0,11	0,49	0,06	<0,23	<0,02	0,444			
	13	trawy (<i>Gramineae</i>)	0,030	<0,053	0,11	0,25	<0,19	0,11	<0,17	1,00	0,19	0,46	0,11	0,24	5,27	<0,02	<0,27	0,06	2,33			
	14	trawy (<i>Gramineae</i>)	0,175	0,13	0,066	<0,07	0,25	0,38	0,21	1,4	0,30	0,35	0,34	0,17	0,50	0,23	<0,21	0,08	0,62			
	33	trawy (<i>Gramineae</i>)	0,019	<0,035	0,027	<0,001	0,009	0,0126	0,01	0,07	0,22	0,01	0,11	0,22	0,08	0,03	<0,20	<0,06	<0,032			

Tabela 42. Aktywność radionuklidów w próbkach gruntów antropogenicznych pobranych na obszarze stawu osadowego „Kowary”
(miejsca poboru przedstawiono na mapie – rys. 15)

Table 42. Activity of radionuclides in made ground sampled from the “Kowary” tailing pond (for original sample places see the map – Fig. 15)

Próbka	Rodzaj próbki	Moc $H^*(10)$ nSv·h ⁻¹	Nuklid promieniotwórczy								
			K-40	Cs-137	Pb-210	Bi-214	Pb-214	Ra-226	Th-234	Tl-208	Ra-228
			Bq·kg ⁻¹ s.m.								
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1	g.a.	455	159,5±58,1	<3,2	710,7±67,3	632,3±13,8	649,7±15,9	1062,5±71,0	237,3±42,7	5,5±3	159,8±8,2
2	g.a.	835	476,1±36,8	4,21±0,73	237,8±22,3	189,4±6,0	227,8±6,1	777,4±43,7	533,7±90,0	9,2±3	353,3±9,9
3	g.a.	795	928,4±35,0	22,4±0,98	1664,7±142,7	1736,1±24,0	1878,4±40,9	3281,8±111,7	691,4±21,1	274,0±5	867,0±18,8
4	g.a.	685	1271,6±57,9	22,7±1,3	3183,6±274,3	3222,2±44,5	3174,1±61,9	5963,1±202,5	933,2±30,1	6,6±2	236,6±8,6
5	g.a.	435	1315,9±49,1	13,3±0,9	3938,1±336,9	2813,4±37,9	3097,9±56,9	7646,8±253,0	902,9±26,7	10,8±2	67,2±4,1
6	g.a.	375	744,2±29,6	3,0±0,48	1430,2±125,2	1536,8±21,2	1617,9±30,3	2362,2±81,7	413,9±13,7	6,5±2	256,5±7,2
7	g.a.	375	867,3±36,9	6,68±0,7	1390,7±122,8	1333,2±20,1	1334,0±26,0	2360,2±84,5	513,9±84,4	14,5±1	<7,1
10	g.a.	625	850,3±26,3	24,6±0,7	817,6±69,2	906,9±12,5	885,3±16,2	1299,3±46,1	111,2±5,9	13,6±1	43,3±2,1
11	g.a.	1175	692,9±30,6	34,6±1,2	1926,5±167,1	2394,4±31,7	2250,2±40,1	3156,1±107,7	193,2±10,4	<11,0	31,5±2,9
12	g.a.	1285	749,7±20,8	14,6±0,97	703,3±61,0	914,3±12,0	837,1±15,2	1232,3±41,9	89,8±15,9	11,0±1	44,8±1,8
13	g.a.	1025	793,7±35,7	65,6±3,5	2592,3±222,8	3065,5±39,6	2792,8±52,3	4008,2±135,3	125,9±9,6	12,8±2	51,6±4,2
14	g.a.	1275	701,3±30,9	<1,7	1449,9±127,4	1508,1±21,0	1452,2±27,8	2246,9±78,9	257,3±12,3	10,7±2	34,6±4,3
33	g.a.	385	629,6±25,9	81,9±2,2	249,6±23,8	161,5±4,1	191,7±4,9	1000,9±38,2	828,5±134,9	50,7±2	191,1±6,5

g.a. – grunt antropogeniczny,

$H^*(10)$ – przestrzenny równoważnik dawki.

Tabela 43. Aktywność radionuklidów w próbkach roślin pobranych na obszarze stawu osadowego „Kowary” (miejsca poboru przedstawiono na mapie – rys. 15)
 Table 43. Activity of radionuclides in plant material sampled from the “Kowary” tailing pond (for original sample places see the map – Fig. 15)

Próbka	Rodzaj próbki	Moc	Nuklid promieniotwórczy								
		$H^*(10)$	K-40	Cs-137	Pb-210	Bi-214	Pb-214	Ra-226	Th-234	Tl-208	Ra-228
		$nSv \cdot h^{-1}$	$Bq \cdot kg^{-1}$ s.m.								
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1	trzcina (<i>Phragmites communis</i>)	455	289,6±44,3	<2,6	41,3±14,3	<5,6	<5,5	113,6±35,3	103,2±22,2	3,8±2	<10,1
2	trawy (<i>Gramineae</i>)	835	218,0±44,6	<2,7	147,5±22,2	215,3±9,1	223,4±9,7	558,9±46,5	125,6±21,0	<4,0	<12,2
3	trawy (<i>Gramineae</i>)	795	488,7±52,9	4,8±1,3	93,2±19,9	70,3±5,4	85,8±3,7	239,2±51,1	61,7±15,3	8,3±2	12,1±4
4	trawy (<i>Gramineae</i>)	685	256,0±22,3	<3,1	111,3±26,2	199,9±6,0	215,6±8,2	543,2±41,6	98,9±12,0	6,2±2	15,2±4
4aA	rajgras (<i>Arrhenatherum elatius</i>)	685	63,4±29,2	2,3±0,5	95,3±14,1	167,9±5,0	188,0±4,9	492,4±31,5	98,2±18,3	<1,8	<7,0
5a	wrotycz (<i>Tanacetum vulgare</i>)	435	1265,3±96,0	<4,1	105,5±27,3	175,8±9,7	174,4±7,7	453,7±92,0	179,4±34,6	9,4±4	11,7±3
5b	rajgras (<i>Arrhenatherum elatius</i>)	435	346,3±121,4	<5,4	74,3±36,1	<12,2	58,4±7,8	380,8±152,7	252,6±49,3	<5,6	<21,6
6	trawy (<i>Gramineae</i>)	375	<54,2	3,19±2,0	113,1±23,6	<6,3	18,7±3,6	125,2±65,7	114,2±25,0	<3,1	<11,2
7	trawy (<i>Gramineae</i>)	375	580,8±72,7	<3,4	138,8±26,3	171,4±7,9	192,2±7,4	679,5±75,9	139,9±27,8	9,6±3	<4,0
10a	brzoza (<i>Betula verrucosa</i>)	625	356,8±50,0	12,6±2,3	144,8±21,5	58,7±5,3	63,4±4,1	311,6±37,3	119,0±24,6	6,8±2	<10,5
10b	trawy (<i>Gramineae</i>)	625	363,8±52,8	24,2±2,5	497,6±48,0	231,3±7,4	274,3±6,6	793,0±52,9	157,8±30,8	5,0±2	<12,0
10c	trzcina (<i>Phragmites communis</i>)	625	239,2±36,6	<2,1	33,6±11,7	62,3±5,5	69,7±6,7	93,8±29,1	112,6±22,5	5,9±2	<10,2
11	brzoza (<i>Betula verrucosa</i>)	1175	467,4±67,8	30,8±3,2	629,5±60,7	64,4±6,2	59,7±2	1018,6±67,9	121,8±12,8	9,82±2	<11,6
12	olsza (<i>Alnus incana</i>)	1285	698,2±55,6	6,0±2,6	350,0±37,4	226,0±8,1	265,4±7,9	480,2±46,9	123,9±26,6	3,5±2	<12,5
13	trawy (<i>Gramineae</i>)	1025	236,7±27,2	3,4±0,9	169,5±17,7	61,8±3,0	65,7±2,6	230,0±2,4	61,8±12,9	5,3±1	11,4±4
14	trawy (<i>Gramineae</i>)	1275	345,6±66,6	<2,5	214,9±26,3	82,3±6,6	86,7±4,3	349,9±68,6	147,8±27,6	<2,6	<9,8
33a	trawy (<i>Gramineae</i>)	385	<64,5	<3,5	188,0±27,4	<7,8	14,9±5,4	235,5±49,3	189,1±35,7	4,2±2	<14,0
33b	olsza (<i>Alnus incana</i>)	385	<72,3	7,65±2,0	126,5±27,9	<8,1	<8,1	195,5±52,6	240,1±44,3	<4,0	28,4±10

$H^*(10)$ – przestrzenny równoważnik dawki.

Zespół roślin zasiedlających grunt antropogeniczny stawu osadowego i jego otoczenia był bardzo różnorodny. Zróżnicowana zawartość metali ciężkich, nuklidów promieniotwórczych oraz dostępnych makro- i mikropierwiastków wpłynęła na porastające ten teren krzewy i drzewa. W roślinności tej zaszły zmiany morfologiczne, które wskazywały na występowanie znaczących zaburzeń troficznych [124].

Na duże skażenie metalami ciężkimi szczególnie narażona była roślinność porastająca obszary od I do V, bezpośrednio przylegające do zbiornika wodnego oraz rejon anomalii promieniotwórczej VI (zob. rys. 9.). Szczegółową charakterystykę skażeń w zależności od miąższości profili glebowych (gruntowych), odpowiedzialnych za przedostawanie się ich poprzez system korzeniowy do roślin, przedstawiono w Suplemencie.

Oddziaływanie osadnika na środowisko oceniano na podstawie zawartości wybranych pierwiastków śladowych i aktywności naturalnych nuklidów promieniotwórczych oraz ^{137}Cs w podłożu, wybranym materiale roślinnym oraz przez ocenę współczynnika biokoncentracji BCF_v . Wyniki zestawiono w tabelach 39.–44., a syntetyczne omówienie przedstawiono poniżej.

Cynk wykazuje znaczny rozrzut zawartości w utworach glebowych – od 77 do $2758 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. – na plaży zbiornika stawu osadowego. Największą biokumulację Zn stwierdzono w porastających obrzeża zbiornika trawach – od 64 do $406 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. Przyjęta za szkodliwą dla roślin w p. 4.3.1.5. zawartość cynku przekroczona została kilkukrotnie. Pierwiastek ten wykazuje antagonizm w stosunku do kilku pierwiastków, z których najistotniejszymi są: Cd, Cu, Mn i Fe [89].

Największą wartość współczynnika BCF_{Zn} notowano w trawach (*Gramineae*) (5,27 i 2,94). Nie są to jednak wartości duże, prawdopodobnie rośliny uruchomiły swoje mechanizmy obronne przed przechodzeniem cynku do części naziemnych. Dowodzą tego niewielkie wartości, które wykazywały rośliny porastające grunty o największych zawartościach tego pierwiastka. Najmniejszą wartość wykazała trzcina (*Phragmites communis*) – 0,03.

Kadm. Koncentracja tego pierwiastka w gruntach antropogenicznych, które porastała roślinność, zawarta była w przedziale $6\div 33 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m., natomiast w próbkach roślin nie przekraczała wartości $3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. Jako wartość graniczną podaje się zawartość do $0,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. [89].

Chrom – metal ten w analizowanych próbkach gruntów antropogenicznych zawierał się w przedziale $24\div 2941 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. Chrom należy do pierwiastków pobieranych przez rośliny w nieznacznych ilościach, mimo że odczyn gruntów sprzyjał pobieraniu związków Cr^{3+} i Cr^{6+} [89]. Maksymalną wartość wykazały trawy (*Gramineae*) – $26 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m., a maksymalny współczynnik BCF_{Cr} wyniósł 0,25.

Ołów występował w analizowanych gruntach antropogenicznych w przedziale od 61 do $1079 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. Szczególnie dużą zawartością charakteryzował się obszar anomalii promieniotwórczej ($189\div 497 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.). Najwięcej ołowiu akumulowały trawy od 6 do $63 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m., średnio $11 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. Obliczony współczynnik BCF_{Pb} zawierał się w przedziale $0,014\div 0,175$.

Tabela 44. Współczynniki biokoncentracji radionuklidów w próbkach roślin pobranych na obszarze stawu osadowego „Kowary”
 Table 44. Bioconcentration factors for radionuclides in plant material sampled in the “Kowary” tailing pond

Próbka	Rodzaj próbki	Moc $H^*(10)$	Nuklid promieniotwórczy								
			K-40	Cs-137	Pb-210	Bi-214	Pb-214	Ra-226	Th-234	Tl-208	Ra-228
		nSv·h ⁻¹	Bq·kg ⁻¹ s.m.								
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	12	13
1	trzcina (<i>Phragmites communis</i>)	455	1,82	**	0,058	<0,0089	<0,0085	0,107	0,43	0,69	<0,063
2	trawy (<i>Gramineae</i>)	835	0,46	<0,64	0,620	1,14	0,9807	0,720	0,20	0,43	<0,035
3	trawy (<i>Gramineae</i>)	795	0,53	0,21	0,056	0,0405	0,0457	0,073	0,089	0,03	0,014
4	trawy (<i>Gramineae</i>)	685	0,20	<0,14	0,035	0,0620	0,0679	0,091	0,1060	0,94	0,064
4aA	rajgras (<i>Arrhenatherum elatius</i>)	685	0,05	0,10	0,030	0,0521	0,0592	0,083	0,105	<0,27	<0,030
5a	wrotycz (<i>Tanacetum vulgare</i>)	435	0,96	<0,31	0,027	0,0625	0,0563	0,059	0,199	0,87	0,174
5b	rajgras (<i>Arrhenatherum elatius</i>)	435	0,26	<0,41	0,019	<0,0043	0,0189	0,050	0,280	0,52	<0,312
6	trawy (<i>Gramineae</i>)	375	<0,07	1,06	0,079	0,0041	0,0116	0,053	0,276	<0,48	<0,044
7	trawy (<i>Gramineae</i>)	375	0,67	<0,51	0,100	0,1286	0,1441	0,288	0,272	0,66	<0,563
10a	brzoza (<i>Betula verrucosa</i>)	625	0,42	0,51	0,177	0,0647	0,0716	0,240	1,070	0,50	0,243
10b	trawy (<i>Gramineae</i>)	625	0,43	0,98	0,609	0,2552	0,3098	0,610	1,419	0,37	0,27
10c	trzcina (<i>Phragmites communis</i>)	625	0,28	<0,06	0,040	0,0687	0,0787	0,070	0,77	0,43	<0,236
11	brzoza (<i>Betula verrucosa</i>)	1175	0,67	0,89	0,327	0,0269	0,0265	0,323	1,05	0,89	<0,368
12	olsza (<i>Alnus incana</i>)	1285	0,93	0,41	0,498	0,2472	0,3170	0,390	1,380	0,32	<0,279
13	trawy (<i>Gramineae</i>)	1025	0,30	0,05	0,065	0,0202	0,0235	0,057	0,491	0,41	0,221
14	trawy (<i>Gramineae</i>)	1275	0,49	<1,47	0,148	0,0546	0,0597	0,156	0,574	<0,24	<0,283
33a	trawy (<i>Gramineae</i>)	385	<0,10	**	0,753	<0,0483	0,0777	0,235	0,228	0,08	<0,073
33b	olsza (<i>Alnus incana</i>)	385	<0,115	0,093	0,507	<0,0502	<0,0423	0,195	0,290	<0,08	0,148

$H^*(10)$ – przestrzenny równoważnik dawki,

** – nie obliczono.

Nikiel. Rozrzut jego zawartości w gruntach był największy – $13 \div 24340 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. Najwięcej niklu występowało we wschodniej części plaży zbiornika (miejsce wprowadzania ścieków galwanicznych). Jako pierwiastek łatwo pobierany przez rośliny, wykazywał on wartości w ich biomacie w przedziale $5 \div 233 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m., przekraczając zakres toksyczności – $10 \div 100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. [89]. Obliczony współczynnik BCF_{Ni} zawierał się w przedziale $0,006 \div 1,81$. Największą wartość wykazały brzoza (*Betula pendula*) – 1,81 i trzcina (*Phragmites communis*) – 1,19, a najmniejszą trzcina, w miejscu największej koncentracji niklu na obszarze charakteryzującym się bardzo małą wartością pH, oraz trawy (*Gramineae*) – 0,09.

Miedź. Najwyższy poziom zanieczyszczenia gruntów antropogenicznych miedzią występował, podobnie jak niklem, we wschodniej części plaży zbiornika i wynosił od 2274 do $5368 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. Biokumulacja w roślinach zawierała się w przedziale $<5 \div 125 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m., przy maksymalnych wartościach przekraczających wartość $20 \div 100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m., uznaną za toksyczną [89]. Maksymalne wartości w trawach (*Gramineae*) wynosiły od 45 do $125 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m., a najmniejsze w trzcinie (*Phragmites communis*) $<5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. Współczynnik BCF_{Cu} zawierał się w przedziale od 0,001 do 0,43, największą wartość stwierdzono w brzozie (*Betula pendula*).

Porastająca badany teren roślinność wykazywała zwiększoną zawartość cynku, niklu i kobaltu. Koncentracja pozostałych pierwiastków nie przekraczała dopuszczalnych norm

Jak w przypadku metali ciężkich, największe ich nagromadzenie stwierdzono na plażach zbiornika, co wiązało się z wprowadzaniem ścieków galwanicznych i hydrometalurgicznych do stawu, tak największą aktywność odnotowano na obszarach, na których występowały anomalie promieniotwórcze, pochodzące od nagromadzonych nisko aktywnych mas skalnych zawierających naturalne nuklidy promieniotwórcze.

Jedna tona rudy uranowej zawierająca równowartość 2 kg U_3O_8 (0,2 $\text{U}_3\text{O}_8\%$) ma radioaktywność około $2,07 \cdot 10^7$ Bq, licząc na każdy składnik serii ^{238}U , przy całkowitej aktywności $29,2 \cdot 10^7$ Bq [34]. Średnio na 91% odzyskanego uranu około 14% ogólnej aktywności promieniotwórczej zawartej w rudzie pozostaje w koncentracji uranowym. Po 20 latach od procesu średnia zawartość ^{226}Ra , w przeliczeniu na suchy odpad, wynosi $18,5 \text{ kBq} \cdot \text{kg}^{-1}$ [34]. Osadnik odpadów produkcyjnych stanowi więc potencjalne źródło zanieczyszczeń radioaktywnych, które poprzez wody powierzchniowe i gruntowe oraz atmosferę mogą wchodzić do łańcucha pokarmowego.

Aktywność nuklidów promieniotwórczych w gruntach antropogenicznych stawu osadowego „Kowary” przedstawiono w tabeli 42. Niezależnie od nuklidów promieniotwórczych, pochodzących z przeróbki rud uranowych, uwzględniono również izotop ^{40}K , obecny w granicie karkonoskim [86] i wpływający w istotny sposób na całkowitą aktywność radioaktywności gruntów antropogenicznych i gleb otoczenia stawu osadowego, oraz sztuczny izotop ^{137}Cs .

Zawartość ^{40}K w 10 cm warstwie powierzchniowej gruntów była mocno zróżnicowana, w zakresie zmienności od $159,5 \pm 58,1$ do $1315,9 \pm 49,1 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$. W próbkach

roślin porastających powierzchnię stawu ^{40}K stwierdzono w przedziale od $<54,2$ do $1265,3 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Największą aktywność wykazał wrotycz (*Tanacetum vulgare*), a wartość współczynnika $\text{BCF}_{\text{K-40}}$ – trzcina (*Phragmites communis*). Pobrana w punkcie 1. (wschodnia część osadnika) próbka wykazała wartość współczynnika $\text{BCF}_{\text{K-40}} = 1,82$, a najmniejszą trawy (*Gramineae*) – $0,05$ pobrana w płn.-zach. części osadnika.

^{137}Cs – jego aktywność w gruntach antropogenicznych na obszarze osadnika wahała się w przedziale od $<1,7$ do $81,9 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ i nie odbiegała od wartości obserwowanych w innych regionach kraju [28, 150, 152], natomiast w roślinności wykazywała znaczny zakres zmienności – od $<1,7$ do $30,8 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Największą wartość wykazywały liście brzozy (*Betula pendula*). Wartości współczynnika $\text{BCF}_{\text{Cs-137}}$ dla mieszaniny traw (*Gramineae*) zawierały się w przedziale od $<0,043$ do $<1,06$.

Aktywność nuklidów promieniotwórczych szeregu ^{238}U wykazywała w próbkach pobranych gruntów wartości dla ^{226}Ra – $777,4 \pm 43,7 \div 7646,8 \pm 253,0 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m., a dla ^{210}Pb – $237,8 \pm 22,3 \div 3938,1 \pm 337 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. oraz dla krótkożyciowych nuklidów ^{214}Bi – $161,5 \pm 4,1 \div 3222,2 \pm 44,5$ i ^{214}Pb – $191,7 \pm 4,9 \div 3174,1 \pm 61,9 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. Wykres aktywności nuklidów szeregu uranu ^{238}U , umożliwiający ocenę równowagi promieniotwórczej, zamieszczono dla wybranych próbek 1., 3. i 6. w Suplemencie (rys. I.3).

Nuklidy promieniotwórcze szeregu ^{232}Th przyjmowały wartości z przedziałów: $5,5 \pm 3 \div 274,0 \pm 5 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. dla ^{208}Tl , $<7,1 \div 867,0 \pm 18,8 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. dla ^{228}Ra . W przekazanej do AGH próbce odpadowej przerobionej rudy, pobranej z powierzchni osadnika, stwierdzono aktywność: ^{40}K – 1030 ± 500 , ^{226}Ra – 4210 ± 300 , ^{228}Th – $6 \pm 6 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. [170].

Największą aktywność ^{226}Ra w roślinności porastającej grunty antropogeniczne stawu osadowego „Kowary” obserwowano w liściach brzozy (*Betula pendula*) – $1018 \pm 67,9 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. i w trawach (*Gramineae*) – $125,2 \pm 85,7 \div 793,0 \pm 52,9 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. Najmniejsze wartości odnotowano w trzcinie (*Phragmites communis*) $93,8 \pm 29,1$ i $113,6 \pm 35,3 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.

Współczynniki $\text{BCF}_{\text{Ra-226}}$ dla roślin pobranych do analizy ze stawu osadowego „Kowary” przybierały wartości w zakresie od $0,050$ do $0,720$. Wartości te na ogół nie odbiegają od danych literaturowych [134, 202].

4.3.2.7. BIOKUMULACJA METALI I RADIONUKLIDÓW W MATERIALE BIOLOGICZNYM Z REJONU ANOMALII PROMIENIOTWÓRCZEJ

Utworzona z rudy pirytovej z mineralizacją uranową wymieszanej z gliną zwierzelinową gleba antropogeniczna, umiejscowiona na półce pośredniej osadnika, charakteryzowała się silnie kwaśnym pH ($2,0 \div 3,5$). Obszar ten, od znacznego przekroczenia mocy przestrzennego równoważnika dawki $H^*(d)$, nazwano terenem anomalii promieniotwórczej. Zajmował on powierzchnię około 500 m^2 i zasiedlony był w około 70% roślinnością synantropijną. Brak roślin na części obszaru potwierdzał agresywne, fitotoksyczne działanie H_2SO_4 , utworzonego w wyniku utleniania piryty [71].

Obszar anomalii porastają okazy brzozy brodawkowatej (*Betula pendula*), wierzby iwa (*Salix caprea*), olszy szarej (*Alnus incana*) oraz świerka pospolitego (*Picea excelsa*), a także siewki topoli osiki (*Populus tremula*). W poszyciu oznaczono porosty z rodzaju chrobotek (*Cladonia sp.*) oraz szczaw zwyczajny (*Rumex acetosa*), podagrycznik pospolity (*Aegopodium podagraria*), trawy (wiechlina roczna, kupówka pospolita, mietlica pospolita), wrotycz pospolity (*Tanacetum vulgare*), malinę (*Rubus idaeus*) oraz mech (*Politrychum sp.*) i grzyby kapeluszowe (nie oznaczono ich przynależności taksonomicznej), a także inne gatunki roślin [71,105].

Zawartość metali w materiale roślinnym zestawiono w tabeli 45. W kolumnie 2., na podstawie analiz próbek gruntu antropogenicznego, pobranego w punktach od 10. do 14. (charakterystyka w tabeli 39.), przedstawiono średni skład gruntów antropogenicznych w rejonie anomalii promieniotwórczej. W biomasie badanych roślin uwidoczniła się znaczna biokumulacja analizowanych pierwiastków. Spośród nich największą wartość w biomasie wykazywały ołów i cynk. Największe ilości pierwiastków oznaczono w trawach (*Gramineae*) i mchu, a najmniejsze w owocach maliny (*Rubus idaeus*) i wrotyczu pospolitego (*Tanacetum vulgare*). Zaobserwowano różnicę w ilości pierwiastków kumulowanych w owocach i liściach maliny (*Rubus idaeus*). Zgodnie z ogólną zasadą, którą potwierdzają uzyskane wyniki, większe ilości pierwiastków śladowych kumulowały liście maliny niż owoce. Owoce zawierały prawie trzykrotnie mniej cynku i baru, siedemnastokrotnie arsenu, jedenastokrotnie niklu, ponad siedmiokrotnie chromu i uranu niż liście. Najmniej korzystne proporcje występowały dla kadmu i miedzi. Sumarycznie największa ilość metali związana była z biomasą traw (*Gramineae*) oraz mchu (*Politrychum sp.*). Z omawianych metali miedź była pierwiastkiem wykazującym najmniejszy przedział zmienności w badanym materiale ($10,5 \div 54 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$). W trawach (*Gramineae*) najwyższą koncentrację wykazał ołów – powyżej $462 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ Stosunkowo duże ilości ołowiu, cynku, kadmu, miedzi i baru zawierały igły świerka (*Picea excelsa*), a koncentracja kadmu była w nich największa spośród badanych roślin. Kadm i ołów, pomimo swoich właściwości toksycznych, występują powszechnie w tkankach roślin, nie pełniąc żadnych funkcji biochemicznych [198].

Kobalt – najwięcej wykryto go w biomasie mchu $>4,4$, grzyba $>1,4$ oraz traw $>0,9 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$, a najmniej w owocach maliny i liściach wrotyczu. Zawartość Co w materiale biologicznym przekracza ilości charakterystyczne dla roślin [89], najmniej obserwowano w naszym klimacie wartości większe – $6,93 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ [134].

Nikiel – jego koncentracja w biomasie poddanego analizie materiału biologicznego była znacznie mniejsza od wartości uzyskanych na terenach bardzo skażonych [89].

Arsen – największą jego zawartość, spośród wszystkich analizowanych materiałów biologicznych, stwierdzono w trawach $>6,8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$; wartość ta nie odbiega od danych literaturowych [89].

Kadm – największą jego koncentrację stwierdzono w igłach świerka $>52,56$, liściach brzozy $>18,75$ i liściach wrotyczu pospolitego $16,69 > \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$, a najmniejszą w owocu maliny $<0,47$, trawach $<0,61$, liściach maliny $0,63$ i mchu $<0,96 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$

Tabela 45. Koncentracja pierwiastków w materiale roślinnym na obszarze anomalii promieniotwórczej
 Table 45. Concentrations of some elements in plant material sampled from the radioactive anomaly area

Pierwiastek	Grunt śr.	Malina (<i>Rubus idaeus</i>)		Grzyby (<i>Fungi</i>)	Mech (<i>Politrychum sp.</i>)	Liście wrotyczu (<i>Tanacetum vulgare</i>)	Igły świerka (<i>Picea abies</i>)	Liście brzozy (<i>Betula pendula</i>)	Trawy (<i>Gramineae</i>)
		liście	owoce						
	mg·kg ⁻¹	mg·kg ⁻¹ s.m.							
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
V	51,40	0,404	0,068	2,185	9,826	0,184	0,253	0,708	3,760
Cr	30,20	6,241	0,795	2,390	24,656	4,438	0,741	9,170	7,070
Co	8,41	0,906	0,224	1,413	4,413	0,314	0,784	1,231	0,921
Ni	25,80	25,498	2,258	3,275	47,427	3,542	0,020	11,420	3,332
As	108,42	1,7267	0,010	3,092	5,9453	0,01	0,01	3,6344	6,8106
Cd	12,40	0,6317	0,4689	1,0632	0,962	16,692	52,569	18,756	0,618
Pb	337,80	14,426	6,303	18,727	264,179	36,766	126,996	92,390	462,892
U	9,21	0,138	0,019	0,300	1,022	0,038	0,118	0,169	0,917
Ba	168,4	51,1	18,6	8,9	49,3	8,3	22,3	34,3	22,8
Cu	52,8	21,3	10,5	54,0	31,6	17,2	18,2	23,9	25,3
Zn	132,2	104,0	40,5	154,0	96,2	61,4	132,0	140,0	84,6

Wanad – najczęściej pobrały go: mech $> 9,8$, trawy $> 3,76$ i grzyby $> 2,18$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m., a najmniej – owoce maliny $> 0,068$, igły świerka $> 0,25$ oraz liście maliny $> 0,4$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.

Chrom – silnie kwaśny odczyn gruntu antropogenicznego sprzyjał pobieraniu przez rośliny zarówno Cr(VI), jak i Cr(III). Najwięcej pobrały go: mech $> 24,65$, liście brzozy $> 9,17$ i liście wrotyczu pospolitego $> 4,43$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m., najmniej natomiast igły świerka $> 0,74$ oraz owoce maliny $> 0,79$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.

Ołów – jego zawartość w trawach przekroczyła 460 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m., a w mchu 260 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. Najmniej ołowiu stwierdzono w owocach maliny $> 6,3$ i liściach maliny $> 14,42$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.

Bar – na badanym terenie największą jego zawartość wykazywały: liście maliny $> 51,0$, mech $> 49,0$ i liście brzozy > 34 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m., a najmniej liście wrotyczu $> 8,3$ i grzyby $> 8,9$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.

Miedź – średnia jej zawartość w biomase roślin wynosi $5\div 20$ ppm [89]. Spośród pobranych próbek największą zawartość miedzi wykazały: grzyby – $54,0$, mech – $31,6$ i trawy – $25,3$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m., najmniejszą natomiast owoce maliny – $10,5$ i liście wrotyczu $17,2$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.

Cynk – największą jego zawartość wykazywały grzyby – $154,0$, liście brzozy – $140,0$ i igły świerka $132,0$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m., najmniej owoce maliny – $40,5$ i liście wrotyczu – $61,4$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.

Uran – największą koncentrację uranu obserwowano w biomase mchu – $1,0215$ i trawy – $0,9171$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m., a najmniejszą w owocach maliny $> 0,02$, liściach wrotyczu – $0,038$ i igłach świerka $> 0,118$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. Zakres zawartości uranu w roślinach naczyniowych wynosi $5\div 60$ ppb, a w mchach skandynawskich $30\div 120$ ppb [89].

Średnie wartości uranu naturalnego w spopielonych roślinach z okolicy Black Lake i Shoe Lake (Kanada) zawierały się w przedziale od $0,3$ $\text{mg U}_{\text{Nat}}\cdot\text{kg}^{-1}$ popiołu dla brzozy (*Betula papyrifera*) do $29,0$ $\text{mg U}_{\text{Nat}}\cdot\text{kg}^{-1}$ popiołu dla porostu (*Umbilicaria muhlenbergii*) [200]. Większe wartości uranu – od 260 do 460 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ popiołu – notowano w roku 1971 w popiele roślin rosnących w odległości 50 m od hałdy skały płonnej kopalni „Radoniów” [166, 169].

5. ANALIZA STATYSTYCZNA WYNIKÓW BADAŃ

Przyjęto założenie, że dane stanowią zbiór zdarzeń losowych populacji generalnej. Na podstawie ich wartości poszukiwano korelacyjnych zależności. Analizę statystyczną wyników badań wykonano za pomocą programu STATGRAPHICS-5.

W odniesieniu do związków korelacyjnych należy stwierdzić, że jeżeli dysponujemy m zmiennymi losowymi ($m > 2$), to między parami tych zmiennych mogą zachodzić zależności liniowe o różnym stopniu natężenia i obliczenie współczynnika korelacji pomiędzy daną parą może zniekształcać prawdziwy obraz czystej zależności, bez udziału pozostałych zmiennych. Do analizy struktury zależności w wielowymiarowym rozkładzie normalnym właściwe zastosowanie metod zmiennych, z obliczeniem różnego rodzaju współczynników korelacji, wymaga przypisania zmiennym pewnych ról. Z racji powyższych uwag obliczenie zwykłego współczynnika korelacji może być niewystarczające. Konieczne jest obliczenie współczynnika korelacji cząstkowej. Zdecydować jednak trzeba merytorycznie, między którymi dwiema zmiennymi będzie wyznaczany ten współczynnik, a które z pozostałych zmiennych należy uznać za ustalone. Jeżeli żadna z dwóch badanych zmiennych nie jest skorelowana z inną zmienną, to współczynniki korelacji liniowej i cząstkowej są sobie równe. Analiza ta umożliwiła prześledzenie tego, co zauważył Skawina [207], że te same źródła szkodliwych wpływów wywierają odmienne skutki, gdy oddziałują samodzielnie lub w zespole z innymi czynnikami.

Współczynniki korelacji pozwalają wykryć w badanym wielowymiarowym procesie jedynie związki „powierzchniowe”. Wykrycie pewnych wspólnych, nieznanych czynników, ukazujących istnienie zależności między badanymi zmiennymi, których nie jest się w stanie wykryć analizą współczynników korelacji, a które w tej metodzie odgrywają ważną rolę, umożliwia dział statystyki zwany analizą czynnikową. Zaletą tej metody jest to, że obserwowane zmienne można przedstawić w postaci funkcji mniejszej liczby nieobserwowalnych „ukrytych” zmiennych, zwanych czynnikami. Wpływ ukrytych czynników na przebieg badanych procesów sprawdzano metodą składowych głównych. Badane zmienne obserwowalne traktuje się jako liniowe funkcje nieobserwowalnych czynników [36].

5.1. OCENA WSKAŹNIKÓW MIKROBIOLOGICZNYCH GRUNTÓW ANTROPOGENICZNYCH

Celem opracowania jest ocena charakteru zależności występujących między parametrami biologicznymi i fizykochemicznymi skażonych gruntów

Na podstawie uzyskanych wyników badań, przedstawionych w podrozdziałach 3.1.4.2 i 4.3.2.1 oraz w pracy [73], przeprowadzono analizę statystyczną zależności pomiędzy wskaźnikami mikrobiologicznymi wierzchnich warstw gruntów antropogenicznych i gleb a pH i mocą $H^*(10)$. Mikroorganizmy odgrywały bowiem kluczową rolę w przebiegu inicjalnych procesów glebotwórczych. Szacując korelacyjne zależności, określono jakość tego oszacowania.

5.1.1. KOPALNIA „RADONIÓW”

Na podstawie analizy statystycznej korelacji liniowych Pearsona stwierdzono istnienie powiązań między wymienionymi wskaźnikami fizykochemicznymi a mikrobiologicznymi badanych gruntów. Dla wszystkich par badanych wskaźników opracowano tablice korelacyjne. W tabeli 46. podano wyniki analizy współczynników korelacji liniowej Pearsona, a w tabeli 47. – wartości współczynników korelacji cząstkowych dla wszystkich par wskaźników gruntów (po wyeliminowaniu wpływu pozostałych). Stwierdzone istotne korelacje pomiędzy poszczególnymi wskaźnikami zaznaczono w tabeli 46 pogrubioną czcionką.

Tabela 46. Wyniki analizy współczynników korelacji liniowej Pearsona dla parametrów mikrobiologicznych gruntów antropogenicznych kopalni „Radoniów”
Table 46. Results of analysis of the Pearson's linear correlation coefficients for microbiological data of made grounds of the "Radoniów" mine

Badany wskaźnik	pH	Mikroorganizmy					AD	Moc $H^*(10)$
		psychrofilne	mezo-filne	pleśniowe	drożdżoidalne	promieniotwórcze		
pH	1							
Mikroorganizmy	psychrofilne	-0,24	1					
	mezofilne	-0,35	0,97	1				
	pleśnie	-0,24	-0,18	-0,26	1			
	drożdże	-0,31	0,77	0,82	-0,29	1		
	promieniotwórcze	0,18	0,72	0,58	-0,09	0,46	1	
AD	-0,31	-0,23	-0,20	0,67	0,03	-0,32	1	
Moc $H^*(10)$	-0,02	-0,65	-0,59	-0,07	-0,40	-0,66	0,17	1

Wartość krytyczna współczynnika korelacji r^* dla $n - 2 = 17$ i $\alpha = 0,05$: $r^* = 0,46$.

Tabela 47. Wyniki analizy współczynników korelacji cząstkowej parametrów mikrobiologicznych gruntów antropogenicznych kopalni „Radoniów”

Table 47. Results of the analysis of partial correlation coefficients for microbiological data of anthropogenic grounds of the “Radoniów” mine

Badany wskaźnik	pH	Mikroorganizmy					AD	Moc $H^*(10)$
		psychro- filne	mezo- filne	pleś- niowe	drożdzo- idalne	pro- mie- niowce		
pH	-1							
Mikroorganizmy	psychrofilne	0,55	-1					
	mezofilne	-0,62	0,97	-1				
	pleśnie	-0,58	0,58	-0,57	-1			
	drożdże	0,07	-0,27	0,39	-0,27	-1		
	promieniowce	-0,21	0,80	-0,76	-0,26	0,39	-1	
AD	0,16	-0,19	0,13	0,72	0,55	-0,08	-1	
Moc $H^*(10)$	-0,39	0,36	-0,43	-0,43	0,15	-0,42	0,16	-1

Wartość krytyczna współczynnika korelacji cząstkowej dla $n - k = 11$ i $\alpha = 0,05$ wynosi 0,55.

Za najbardziej istotne wskaźniki mikrobiologiczne należy uznać liczebność mikroorganizmów i aktywność dehydrogenazową, a z grupy wskaźników fizykochemicznych – odczyn gruntów.

Większość wyznaczonych korelacji potwierdzono analizą korelacji cząstkowych, z wyjątkiem korelacji między liczebnością bakterii mezofilnych oraz promieniowców ($r = -0,76$), pozostałe współczynniki były na poziomie zmiennym, niższym lub wyższym przy wartości krytycznej współczynnika korelacji cząstkowej dla $n - 2 = 11$ i $\alpha = 0,05$, wynoszącej 0,55.

Najwięcej istotnych korelacji wiązało się z liczebnością bakterii psychrofilnych, która była skorelowana dodatnio z liczebnością bakterii mezofilnych ($r = 0,97$), promieniowców ($r = 0,80$) i w mniejszym stopniu grzybów pleśniowych ($r = 0,58$) oraz pH ($r = 0,55$).

Najwyższe korelacje wykazano pomiędzy liczebnością bakterii psychrofilnych a mezofilnych (0,97).

Z bakteriami mezofilnymi silnie ujemnie skorelowana była liczebność promieniowców ($r = -0,76$) i grzybów pleśniowych ($r = -0,57$) oraz pH ($r = -0,62$). Odczyn gruntu był silnie ujemnie skorelowany z liczebnością bakterii mezofilnych ($r = -0,62$), grzybów pleśniowych ($r = -0,58$). Dodatnio natomiast skorelowany był odczyn gruntu z liczebnością bakterii psychrofilnych ($r = +0,55$), słabo – z aktywnością dehydrogenazową i bardzo słabo – z liczebnością grzybów drożdżoidalnych.

Wartość mocy $H^*(10)$ wpływała negatywnie na rozwój mikroorganizmów glebowych, o czym świadczy ujemne jej skorelowanie ze wszystkimi parametrami mikrobiologicznymi gruntu.

Aktywność dehydrogenazowa związana była głównie z działaniem grzybów pleśniowych. Wpływ odczynu na rozwój organizmów glebowych stwierdzono w obu wykonanych analizach. Korelacja liniowa Pearsona wykazała, że odczyn miał niewielki wpływ na rozwój mikroorganizmów. Po obliczeniu natomiast współczynników cząstkowych okazało się, że jego obniżenie powoduje zwiększenie liczebności grzybów pleśniowych i bakterii mezofilnych, zmniejsza natomiast liczebność bakterii psychrofilnych.

Wydzielono cztery składowe główne, które w 92,6% (procentowy udział tych składowych w zmienności całkowitej) mają wpływ na przebieg opisywanego procesu. Największy wpływ (najwięcej informacji) wykazywała składowa pierwsza – 47,99% udziału. Wartości czterech składowych głównych dla 8 wskaźników przedstawiono w tabeli 48. Przypisanie składowym głównym cech odpowiedzialnych za proces było w tym przypadku niezwykle trudne.

Tabela 48. Wartości współczynników korelacji czterech składowych głównych dla wskaźników gruntów antropogenicznych kopalni „Radoniów”
Table 48. Values correlation coefficients of four principal components for indices of anthropogenic grounds of “Radoniów” mine

Badany wskaźnik	Składowe główne			
	1	2	3	4
pH	0,17	-0,73	0,48	0,43
Bakterie psychrofilne	-0,97	0,11	-0,01	-0,02
Bakterie mezofilne	-0,95	0,16	-0,18	-0,03
Grzyby pleśniowe	0,30	0,72	0,57	-0,14
Grzyby drożdżoidalne	-0,81	0,23	-0,31	-0,37
Promieniowce	-0,77	-0,18	0,46	0,05
AD	0,32	0,83	0,12	0,41
Moc $H^*(10)$	0,72	-0,05	-0,52	0,18

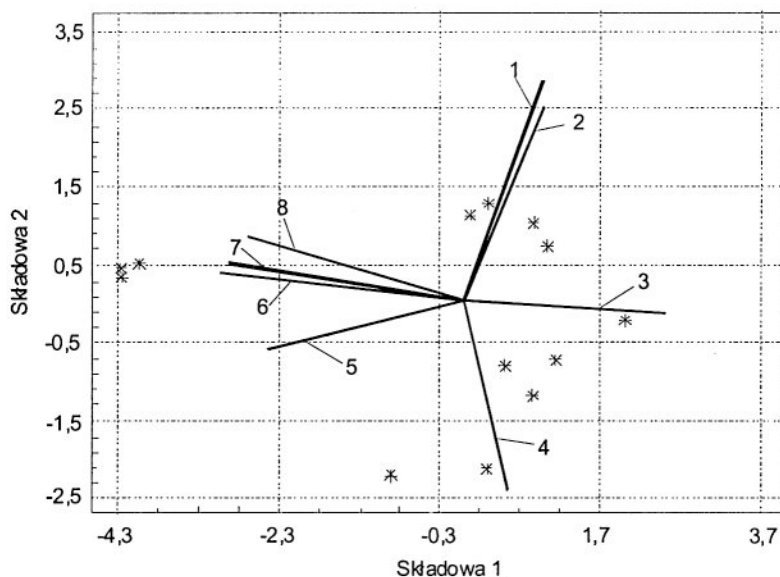
Niekiedy jednak bardziej jednoznaczną interpretację ukrytych czynników można uzyskać przez obrót układu współrzędnych o pewien kąt φ (tzw. rotacja). Rotacja metodą Varimax umożliwiła lepszą interpretację ukrytych zależności dla badanych wskaźników. Nowe wartości czterech czynników po rotacji przedstawiono w tabeli 49.

Każdy z ośmiu wskaźników gruntów jest interpretowany jako punkt czterowymiarowej przestrzeni, wyznaczony przez cztery cechy unormowane. Składowym głównym, opisującym stan mikrobiologiczny i fizykochemiczny gleb inicjalnych tworzonych na gruntach antropogenicznych, można zatem przypisać cechy: liczebności bakterii, liczebności grzybów pleśniowych, poziomu promieniowania oraz liczebności promieniowców.

Na rysunku 16. przedstawiono rozmieszczenie ośmiu badanych cech gruntów antropogenicznych (parametrów) w układzie dwóch pierwszych składowych głównych. Długość wektora danej cechy wskazuje na udział w wartościach dwóch pierwszych składowych oraz na stopień powiązań pomiędzy poszczególnymi zmiennymi.

Tabela 49. Wartości współczynników korelacji czterech składowych głównych dla wskaźników gruntów antropogenicznych kopalni „Radoniów” po dokonaniu rotacji układu współrzędnych
 Table 49. Values correlation coefficients of four principal components for indices of anthropogenic grounds of “Radoniów” mine after rotation of coordination system

Badany wskaźnik	Składowe główne			
	1	2	3	4
pH	-0,24	-0,20	0,04	0,11
Bakterie psychrofilne	0,73	-0,14	0,39	0,46
Bakterie mezofilne	0,80	-0,18	0,35	0,29
Grzyby pleśniowe	-0,37	0,85	0,15	0,19
Grzyby drożdżoidalne	0,96	-0,01	0,10	0,09
Promieniowce	0,37	-0,10	0,34	0,81
AD	0,10	0,93	-0,14	-0,28
Moc $H^*(10)$	-0,28	-0,01	-0,92	-0,26



Rys. 16. Rozmieszczenie parametrów gruntów antropogenicznych kopalni rud uranu w Radoniowie w układzie dwóch pierwszych składowych głównych: 1 – aktywność dehydrogenazowa, 2 – grzyby pleśniowe, 3 – moc $H^*(10)$, 4 – pH, 5 – promieniowce, 6 – bakterie psychrofilne, 7 – bakterie mezofilne, 8 – grzyby drożdżoidalne

Fig. 16. Distribution of anthropogenic soil parameters from the uranium mine “Radoniów” in the system of the two principal components: 1 – dehydrogenase activity, 2 – fungi moulds, 3 – dose equivalent rate of the ionizing radiation $H^*(10)$, 4 – pH, 5 – actinomycetales, 6 – psychrophilic bacteria, 7 – mesophilic bacteria, 8 – fungi yeasts

Na rysunku obrazującym rozmieszczenie parametrów gruntów antropogenicznych na terenie kopalni „Radoniów” widać, że skażenie promieniotwórcze terenu nieznacznie wpływało na zmniejszenie liczebności mikroorganizmów (bakterii) w gruntach. Pozytywnie natomiast wpływało na 1. składową, reprezentowaną przez grzyby pleśniowe, których wzrost był nawet w tych warunkach stymulowany.

Próbki gruntów wykazywały dużą aktywność dehydrogenazową, co może świadczyć o intensywnym zachodzeniu procesów rozkładu materii organicznej. Aktywność dehydrogenazowa i grzyby pleśniowe mają największy wpływ na zachodzące procesy mikrobiologiczne w analizowanych próbkach. Ujemny wpływ (skorelowanie) wykazał odczyn na składową 2., co świadczy o hamowaniu procesów rozwoju bakterii ze wzrostem pH. Dodatnie skorelowanie ze składową 1. świadczy natomiast o pozytywnym wpływie wzrostu pH na rozwój grzybów pleśniowych.

5.1.2. STAW OSADOWY „KOWARY” I JEGO OTOCZENIE

W przypadku obiektu kowarskiego stan mikrobiologiczny gruntów antropogenicznych kształtowany był w silnej zależności od odczynu i skażenia metalami ciężkimi, a w mniejszym stopniu promieniowaniem związanym z obecnością radionuklidów.

Analizę przeprowadzono na podstawie matrycy danych zamieszczonych w podrozdziale 3.1.4.2 (tab. 7.) i pracy [73].

Najwięcej istotnych korelacji wiązało się z odczynem gruntu, który był ujemnie skorelowany z liczebnością bakterii silnie acidofilnych ($r = -0,43$), grzybów pleśniowych ($r = -0,45$) oraz z poziomem promieniowania jonizującego ($r = -0,61$). Dodatkowo natomiast odczyn gruntu był skorelowany z liczebnością bakterii mezofilnych ($r = 0,46$), bakterii beztlenowych ($r = 0,42$), drożdży ($r = 0,52$) i ilością wydzielanego CO_2 ($r = 0,38$) oraz liczebnością bakterii psychrofilnych ($r = 0,33$). Z wysokością skażenia promieniotwórczego skorelowana dodatnio była jedynie liczebność grzybów pleśniowych ($r = 0,58$) i bakterii acidofilnych ($r = 0,32$), ujemnie natomiast – odczyn gruntu ($r = -0,61$), liczebność grzybów drożdżoidalnych ($r = -0,56$) oraz bakterii psychrofilnych ($r = -0,36$). Istniały także korelacje między liczebnością bakterii psychrofilnych i mezofilnych ($r = 0,42$), drożdży ($r = 0,52$) oraz grzybów pleśniowych ($r = -0,39$). Liczebność promieniowców korelowała z ilością grzybów drożdżoidalnych ($r = 0,51$), a grzybów pleśniowych z grzybami drożdżoidalnymi ($r = -0,65$). Wystąpiła również dodatnia zależność między aktywnością dehydrogenazową gruntu a liczebnością bakterii mezofilnych ($r = 0,49$).

Wyniki analizy współczynników korelacji liniowej Pearsona podano w tabeli 50., a współczynników cząstkowych w tabeli 51.

Tabela 50. Tablice współczynników korelacji liniowej Pearsona dla parametrów mikrobiologicznych gruntów z rejonu stawu osadowego w Kowarach
 Table 50. Matrix of Pearson linear correlation coefficients for microbiologic soil parameters from the area of the "Kowary" tailing pond

Badany parametr	NPL – bakterii z grupy coli	pH	Moc $H^*(10)$	Mikroorganizmy									AD	CO ₂
				psychrofilne	mezo-filne	beztlenowe	acidofilne		promieniowce	grzyby	drożdże			
							słabo	silnie						
NPL	1													
pH	0,20	1												
Moc $H^*(10)$	-0,16	-0,61	1											
Mikroorganizmy	psychrofilne	0,27	0,33	-0,36	1									
	mezofilne	0,15	0,46	-0,28	0,42	1								
	beztlenowe	0,31	0,42	-0,19	0,12	0,08	1							
	acido-filne	słabo	0,01	0,02	-0,09	0,17	0,21	0,02	1					
		silnie	0,07	-0,43	0,32	-0,17	-0,20	-0,19	-0,18	1				
	promieniowce	0,10	0,11	-0,23	0,26	-0,07	-0,01	0,14	-0,11	1				
	grzyby	0,15	-0,45	0,58	-0,39	-0,26	-0,32	0,11	-0,56	-0,22	1			
	drożdże	0,13	0,52	-0,55	0,52	0,24	0,17	0,36	-0,29	0,51	-0,65	1		
AD	0,04	0,19	-0,24	0,20	0,49	0,08	0,00	0,03	0,12	-0,17	0,08	1		
CO ₂	0,51	0,38	-0,33	0,33	0,37	0,49	0,50	0,47	-0,32	0,32	0,36	0,48	1	

Wartość krytyczna współczynnika korelacji r^* : dla $n - 2 = 31$, $\alpha = 0,05$ wynosi 0,34.

Tabela 51. Tablice korelacji cząstkowej dla parametrów mikrobiologicznych gruntów z rejonu stawu osadowego w Kowarach
 Table 51. Matrix of partial correlation coefficients for microbiological soil parameters from the area of the "Kowary" tailing pond

Badany parametr	NPL – bakterii z grupy coli	pH	Moc $H^*(10)$	Mikroorganizmy									AD	CO ₂
				psychrofilne	mezo-filne	wzgl. beztlenowe	acidofilne		promienowce	grzyby	drożdże			
							słabo	silnie						
NPL bakterii z grupy coli	1													
pH	-0,02	-1												
Moc $H^*(10)$	-0,00	-0,38	-1											
Mikroorganizmy	psychrofilne	0,15	-0,12	-0,06	-1									
	mezofilne	0,02	0,42	0,16	0,33	-1								
	beztlenowe	-0,03	0,36	0,26	-0,02	-0,21	-1							
	acido-filne	słabo	0,05	-0,33	-0,06	-0,07	0,28	0,23	-1					
		silnie	-0,03	-0,20	0,25	-0,01	-0,04	-0,24	-0,05	-1				
	promienowce	-0,07	-0,10	-0,06	0,11	-0,21	0,11	-0,11	0,07	-1				
	grzyby	-0,05	0,09	0,41	-0,01	-0,12	-0,41	0,19	-0,49	0,19	-1			
	drożdże	-0,06	0,33	0,05	0,24	-0,12	-0,33	0,44	-0,27	0,49	-0,57	-1		
AD	-0,33	-0,08	-0,05	-0,07	0,35	-0,25	0,09	-0,12	0,29	-0,19	0,28	-1		
CO ₂	0,49	-0,03	-0,13	0,08	0,02	0,49	-0,22	0,17	-0,16	0,24	0,27	0,64	-1	

Wartość krytyczna współczynnika korelacji cząstkowej dla $n - k = 20$ i $\alpha = 0,05$ wynosi 0,42.

Analiza korelacji cząstkowych potwierdziła związki między: poziomem skażenia promieniotwórczego a liczebnością grzybów pleśniowych ($r = 0,41$), między odczy-nem a liczebnością bakterii mezofilnych ($r = 0,42$), liczebnością grzybów drożdżo-idealnych i promieniowców ($r = 0,49$) oraz grzybów pleśniowych ($r = -0,57$), ilością wydzielonego CO₂ a aktywnością dehydrogenazową ($r = 0,64$), ogólną liczbą bakterii a wydzielaną ilością CO₂ ($r = 0,49$), liczebnością bakterii beztlenowych a wydzielaną ilością CO₂ ($r = 0,49$) oraz pH ($r = 0,36$), liczebnością bakterii silnie kwaśnych a grzybami pleśniowymi ($r = -0,49$), liczebnością bakterii słabo kwaśnych a liczebno-ścią grzybów drożdżoidalnych ($r = 0,44$).

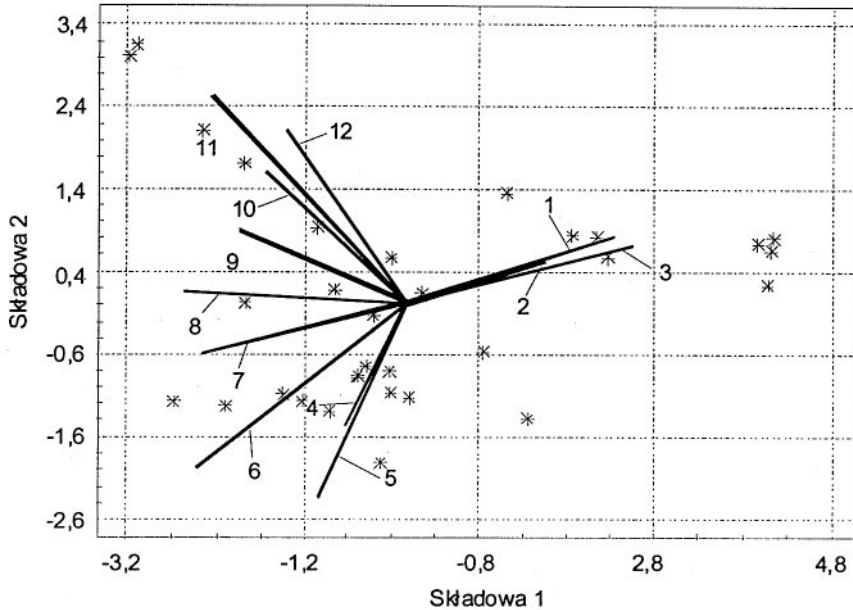
Metodą składowych głównych wydzielono cztery składowe główne, które w 64,7% wpływały na udział w zmienności całkowitej przebiegu procesu. Największy wpływ wykazała składowa pierwsza, wynosił on 32,27% udziału.

Wartości czterech składowych głównych dla 13 wskaźników przedstawiono w ta-beli 52.

Tabela 52. Wartości współczynników korelacji czterech składowych głównych dla wskaźników mikrobiologicznych gruntów stawu osadowego „Kowary”
Table 52. Values correlation coefficients of four principal components for indices of microbiologic grounds of tailing pond “Kowary”

Badany wskaźnik	Składowe główne			
	1	2	3	4
NPL bakterii z grupy coli	-0,378	0,482	0,311	0,068
pH	-0,762	0,042	0,195	-0,287
Moc H*(10)	0,740	0,166	-0,119	0,013
Bakterie psychrofilne	-0,645	-0,130	-0,162	0,163
Bakterie mezofilne	-0,576	0,221	-0,557	-0,163
Bakterie beztlenowe	-0,460	0,374	0,050	-0,102
Słabo acidofilne	-0,239	-0,408	-0,286	-0,285
Silnie acidofilne	0,400	0,107	-0,026	0,786
Promienowce	-0,323	-0,583	-0,0367	0,292
Grzyby pleśniowe	0,683	0,195	-0,211	-0,411
Grzyby drożdżoidalne	-0,755	-0,511	0,110	0,080
AD	-0,445	0,360	-0,636	0,181
CO ₂	-0,639	0,595	-0,053	0,165

Na rysunku 17. przedstawiono rozmieszczenie 12 badanych cech gruntów antro-pogenicznych (parametrów) na terenie stawu osadowego w układzie dwóch pierw-szych składowych głównych.



Rys. 17. Rozmieszczenie parametrów gruntów antropogenicznych z rejonu stawu osadowego w Kowarach w układzie dwóch pierwszych składowych głównych:

- 1 – grzyby pleśniowe, 2 – moc $H^*(10)$, 3 – bakterie silnie zakwaszające,
 4 – bakterie słabo zakwaszające, 5 – promieniowce, 6 – grzyby drożdżoidalne,
 7 – bakterie psychrofilne, 8 – pH, 9 – bakterie mezofilne,
 10 – aktywność dehydrogenazowa, 11 – ilość CO_2 wydzielanego przez grunt, 12 – NPL bakterii z grupy coli

Fig. 17. Distribution of anthropogenic soil parameters from the area of the "Kowary" tailing pond in the system of the two principal components:

- 1 – fungi moulds, 2 – dose equivalent rate of the ionizing radiation $H^*(10)$,
 3 – strongly acidifying bacteria, 4 – weakly acidifying bacteria,
 5 – actinomycetales, 6 – fungi yeasts, 7 – psychrophilic bacteria,
 8 – pH, 9 – mesophilic bacteria, 10 – dehydrogenase activity,
 11 – amount of CO_2 released by the ground,
 12 – MPN (*most propable number*) of coli group

Składowa 1. określa wpływ promieniowania gamma na rozwój mikroorganizmów glebowych. Odczyn wpływa ujemnie na składową 1., to znaczy że hamuje proces rozwoju mikroorganizmów kwasolubnych. Obserwacja ta potwierdza oczywistą prawidłowość i świadczy o poprawnych zależnościach dokonanych obserwacji. Odczyn natomiast odgrywa nieznaczny wpływ na składową 2., reprezentującą bakterie.

Ujemne działanie na obie składowe wykazywały: bakterie psychrofilne, grzyby drożdżoidalne, bakterie słabo acidofilne i promieniowce.

5.1.3. ZESTAWIENIE WSKAŹNIKÓW MIKROBIOLOGICZNYCH ANALIZOWANYCH OBIEKTÓW POPZEMYSŁOWYCH

Poniżej przedstawiono syntetyczne porównanie obiektów poprzemysłowych, zdegradowanych kopalnictwem i przeróbką rud uranowych w aspekcie aktywności biologicznej gruntów:

- liczebność mikroorganizmów w badanych gruntach znacznie się różniła, a na uzyskane wyniki badań miały wpływ parametry fizykochemiczne gruntów,
- średnia liczebność bakterii psychrofilnych w próbkach z Radoniowa wynosiła 1 176 153 jtk/g s.m. gruntu i była jedynie o rząd niższa niż w próbach kontrolnych (14 406 000 jtk/g s.m.),
- średnia liczebność bakterii psychrofilnych na obiekcie w Kowarach była o rząd niższa niż w Radoniowie i wynosiła 35 874 jtk/g s.m. gruntu, przy liczebności w próbie kontrolnej 17 912 000 jtk/g s.m.,
- na obszarze stawu osadowego w Kowarach obniżona liczebność mikroorganizmów w gruntach była spowodowana: dużym skażeniem metalami ciężkimi, odczynem oraz ubogą zawartością składników pokarmowych,
- w próbkach pochodzących z Kowar szczególnie wrażliwe okazały się promieniowce, których obecności w większości badanych próbek nie wykryto, a poza terenem skażenia ich liczebność była duża i wynosiła średnio 410 896 jtk/g s.m. gleby,
- w próbkach pobranych w Radoniowie średnia liczebność promieniowców wynosiła 84 928 jtk/g s.m., przy liczebności w próbie kontrolnej 235 666 jtk/g s.m.,
- niewielką liczebność w próbkach gruntów z Kowar wykazały grzyby pleśniowe – średnio 16 jtk/g s.m., a w glebach kontrolnych było ich około 190 jtk/g s.m.,
- liczebność grzybów pleśniowych z terenu kopalni „Radoniów” wynosiła średnio 16 323 jtk/g s.m. i była w większości badanych próbek o rząd wyższa niż w kontroli (1015 jtk/g s.m.),
- na obszarze anomalii radiometrycznej w Kowarach zanotowano prawie całkowitą eliminację z gruntu mikroorganizmów, spowodowaną bardzo kwaśnym odczynem, zasiedlały go jedynie bakterie acidofilne i grzyby,
- grunty w Kowarach charakteryzowała niewielka aktywność dehydrogenazowa, co oznacza, że większość bytujących w badanych gruntach mikroorganizmów występowała w formach przetrwalnych w stanie anabiozy; silne skażenie gruntów wskazywało na brak możliwości szybkiego przywrócenia równowagi biologicznej na skażonym terenie,
- grunty pobrane na terenie Radoniowa wykazywały znaczną aktywność dehydrogenazową, wskazującą na intensywny rozkład materii organicznej,
- wykazano występowanie korelacji liniowych (Pearsona) między parametrami fizykochemicznymi oraz mikrobiologicznymi badanych gruntów, a najczęściej powiązań wykryto między parametrami gruntu pobranego w Kowarach,

- obiektywna korelacja par parametrów (po wyeliminowaniu wpływu pozostałych) była na ogół mniejsza niż korelacje liniowe analizowane dla wszystkich badanych parametrów równocześnie – oznaczało to, że parametry wzajemnie na siebie oddziaływały, co w większości przypadków wzmacniało przebieg procesów mikrobiologicznych,
- analiza statystyczna wyników badań otrzymanych dla gruntów z Radoniowa nie była jednoznaczna i nie stwierdzała tak silnych powiązań między parametrami jak w Kowarach – przyczyną tego zjawiska mogła być zbyt mała liczba przeprowadzonych obserwacji, niższe skażenie chemiczne gruntu oraz pobór próbek tylko w miejscach tworzenia gleb inicjalnych, a nie jałowej skały płonnej, mającej znaczący udział,
- na obu obiektach obserwowano dodatnie korelacje między liczebnością bakterii psychrofilnych i promieniowców a odczynem gruntu oraz ujemny wpływ odczynu na aktywność dehydrogenazową gruntu oraz dodatnią zależność między liczebnością bakterii mezofilnych a aktywnością dehydrogenazową gruntu.

5.2. ANALIZA WPLYWU KOMPLEKSU SORPCYJNEGO NA ZAWARTOŚĆ METALI CIĘŻKICH I RADIONUKLIDÓW W ROŚLINACH

Analizowane obiekty przemysłowe porasta zróżnicowana, rozprzestrzeniająca się samorzutnie, roślinność. Ustalenie normalnego, tolerowanego i toksycznego poziomu zawartości pierwiastków w roślinach, szczególnie metali ciężkich i nuklidów promieniotwórczych, jest trudne, ze względu na warunki wzrostu, wzajemnego oddziaływania w podłożu i w roślinie, w tym zjawiska synergizmu i antagonizmu, zmieniającego stopień fitotoksyczności pierwiastków. Akumulacja pierwiastków w roślinie zależy od wielu czynników, a najważniejszymi są: zawartość i forma występowania ich w podłożu, właściwości fizykochemiczne podłoża (pH, potencjał redox, skład granulometryczny, pojemność sorpcyjna, zawartość materii organicznej). Najłatwiej przyswajalne przez rośliny są kationy roztworu glebowego i kationy wymienne w kompleksach organicznych i nieorganicznych [89]. Większość kationów występujących w roztworze glebowym jest adsorbowana z różną siłą przez składniki gleby (minerale ilaste, koloidy, hydroksytlenki glinu i żelaza, związki humusowe oraz materiał biologiczny), [5, 13, 121, 266]. Spośród właściwości gleby najsilniej oddziałujących na rozpuszczalność w niej związków metali i ich dostępność dla roślin należy wymienić odczyn i jej możliwości sorpcyjne [46].

Metody analizy statystycznej, wykorzystujące wielowymiarową technikę analizy składowych głównych (*principal components analysis*), zastosowano w obliczeniach akumulacji nuklidów promieniotwórczych i trwałych pierwiastków w roślinach rosnących w regionie bogatym w złoża uranu – północnej Saskatchewan (Kanada) [199].

Przy ocenie wskaźników istotnych dla przebiegu biokumulacji metali ciężkich i radionuklidów przez rośliny ze środowiska skażonego działalnością przemysłową, związaną w przeszłości z eksploatacją rud uranowych w Polsce, autor wykorzystał, podobnie jak przy ocenie wskaźników mikrobiologicznych gruntów, analizę czynnikową. Niezależnie więc od cech osobniczych rośliny dokonano oceny wpływu właściwości gruntów antropogenicznych (gleb inicjalnych) na fitoprzyswajalność metali ciężkich i nuklidów promieniotwórczych w roślinach porastających oba obiekty. Z metali ciężkich do analizy wybrano: miedź, cynk i nikiel, występujące jako zanieczyszczenia gruntów w obu obiektach i wykazujące silne powiązania między koncentracją w roślinach i gruntach oraz pH. Podobnie, ze względu na korelacje i zagrożenie radiacyjne, wybrano izotopy zaliczane do najwyższej grupy radiotoksyczności, a więc naturalne izotopy ^{40}K , ^{226}Ra i sztuczny ^{137}Cs .

5.2.1. KOPALNIA „RADONIÓW”

W tabeli 53. podano wyniki analizy współczynników korelacji liniowej Pearsona, a w tabeli 54. wartości współczynników korelacji cząstkowych dla wszystkich par parametrów gruntów i koncentracji wybranych pierwiastków i radionuklidów w roślinach.

W wyniku analizy korelacji liniowych Pearsona stwierdzono dodatnią korelację pH gruntu z koncentracją Cu w roślinie ($r = 0,496$) oraz istnienie silnych powiązań pH gruntu z parametrami odpowiedzialnymi za adsorpcyjne właściwości gruntów. Odczyn gruntu był silnie ujemnie skorelowany z zawartością: C_{org} ($r = -0,806$), fosforu P ($r = -0,510$) i składników rzeczywistej kwasowości wymiennej H^+ ($r = -0,821$), Al^{3+} ($r = -0,761$). Współczynniki korelacji cząstkowej uzyskały największe wartości dla zależności pomiędzy odczynem gruntu a zawartością P ($-r = 0,591$) oraz Al^{3+} ($r = -0,613$). Były one jednak mniejsze niż wartość krytyczna współczynnika korelacji cząstkowej r^* , który dla $n - k = 3$ i $\alpha = 0,05$ wynosił 0,878, a dla $\alpha = 0,1 - 0,805$. Wskazuje to na silne związki wzajemne pomiędzy tymi zmiennymi, po wyeliminowaniu wpływów innych zmiennych.

Silne natomiast powiązania wykazały składniki rzeczywistej kwasowości wymiennej jonów H^+ i Al^{3+} ($r = 0,942$), dla których wartość współczynnika korelacji cząstkowej ($r = 0,740$) była mniejsza niż $r^* = 0,878$.

Z zawartością C_{org} w gruncie dodatnio skorelowane były zawartość P ($r = 0,503$), H^+ ($r = 0,675$) oraz Al^{3+} ($r = 0,534$). Analiza korelacji cząstkowych potwierdziła, że jedynie dwie pierwsze zależności pomiędzy zawartością C_{org} a P ($r = 0,634$) i H^+ ($r = 0,472$) uzyskały wartości r , które w pewnym stopniu zbliżyły się do wartości krytycznej współczynnika korelacji $r^* = 0,878$, przy $\alpha = 0,05$.

Dodatnio skorelowane ze sobą były zawartość Ni i aktywność ^{226}Ra w roślinach, dla których wartość współczynnika korelacji wynosiła ($r = 0,439$) oraz ^{40}K i ^{137}Cs ($r = 0,705$). Z tych dwóch korelacji potwierdzono analizą korelacji cząstkowych jedynie zależność ^{40}K i ^{137}Cs ($r = 0,940$), wartość krytyczna współczynnika korelacji cząstkowej $r^* = 0,878$, przy $\alpha = 0,05$.

Tabela 53. Wyniki analizy korelacji liniowej Pearsona koncentracji Cu, Zn, Ni oraz ^{40}K , ^{137}Cs , ^{226}Ra w roślinach w zależności od parametrów kompleksu sorpcyjnego gruntów antropogenicznych kopalni „Radoniów”
 Table 53. Results of analysis of the Pearson's linear correlation coefficients of the Cu, Zn, Ni and ^{40}K , ^{137}Cs , ^{226}Ra concentrations in plants in relation to various anthropogenic soil sorption complex of parameters mine „Radoniów”

Badany parametr	Cu	Zn	Ni	pH	S	C _{org}	P	H ⁺	Al ³⁺	Fe	K-40	Cs-137	Ra-226
Cu	1												
Zn	-0,054	1											
Ni	-0,002	0,026	1										
pH	0,496	-0,153	0,131	1									
S	-0,122	-0,317	0,279	-0,174	1								
C _{org}	-0,321	0,133	-0,048	-0,806	0,341	1							
P	-0,158	-0,187	-0,315	-0,510	0,410	0,503	1						
H ⁺	-0,303	0,312	-0,152	-0,821	0,219	0,675	0,625	1					
Al ³⁺	-0,248	0,180	-0,242	-0,761	0,148	0,524	0,642	0,942	1				
Fe	-0,237	-0,023	0,406	0,328	0,036	-0,147	-0,535	-0,541	-0,686	1			
K-40	0,130	-0,405	-0,045	-0,250	0,210	0,380	0,343	0,098	0,148	0,056	1		
Cs-137	0,041	-0,264	0,088	-0,076	0,046	0,337	-0,200	-0,271	-0,283	0,315	0,705	1	
Ra-226	-0,278	0,416	0,439	-0,293	-0,030	0,244	-0,296	0,166	-0,062	0,343	-0,253	-0,084	1

Wartość krytyczna współczynnika korelacji r^* dla $n - 2 = 14$ i $\alpha = 0,05$, $r^* = 0,497$.

Tabela 54. Wyniki analizy korelacji cząstkowej koncentracji Cu, Zn, Ni oraz ^{40}K , ^{137}Cs , ^{226}Ra w roślinach w zależności od parametrów kompleksu sorpcyjnego gruntów antropogenicznych kopalni „Radoniów”
 Table 54. Results of analysis of partial correlation coefficients for Cu, Zn, Ni and ^{40}K , ^{137}Cs , ^{226}Ra concentration in plants in various anthropogenic soil sorption complex of parameters mine „Radoniów”

Badany parametr	Cu	Zn	Ni	pH	S	C _{org}	P	H ⁺	Al ³⁺	Fe	K-40	Cs-137	Ra-226
Cu	-1												
Zn	-0,106	-1											
Ni	0,056	-0,038	-1										
pH	0,475	0,315	0,259	-1									
S	-0,125	-0,424	0,342	0,252	-1								
C _{org}	-0,156	-0,078	-0,099	0,117	-0,029	-1							
P	0,238	0,110	0,115	-0,591	0,303	0,634	-1						
H ⁺	0,172	0,326	-0,154	0,095	0,197	0,472	0,045	-1					
Al ³⁺	0,030	0,006	0,301	-0,613	0,016	-0,021	-0,526	0,740	-1				
Fe	-0,239	0,166	0,265	-0,366	0,206	0,312	-0,593	0,205	-0,619	-1			
K-40	-0,302	-0,308	-0,158	0,639	-0,257	-0,590	0,870	0,038	0,532	0,597	-1		
Cs-137	0,358	0,233	0,192	-0,658	0,211	0,728	-0,887	-0,146	-0,463	-0,516	0,940	-1	
Ra-226	0,186	0,177	0,457	-0,710	0,041	0,298	-0,680	0,350	-0,725	-0,403	0,600	-0,650	-1

Wartość krytyczna współczynnika korelacji r^* dla: $n - k = 3$ i $\alpha = 0,05$, $r^* = 0,878$.

Przy 16 punktach pomiarowych zmniejszenie liczby zmiennych obniża wartość krytyczną współczynnika korelacji cząstkowej $r^* = 0,707$. Analiza korelacji cząstkowych, po wyeliminowaniu ze składu zmiennych nuklidów promieniotwórczych, wykazała jedynie istotną dodatnią korelację zawartości Ni od pH ($r = 0,758$) i od S – sumy kationów o charakterze zasadowym ($r = 0,741$).

W przypadku natomiast eliminacji ze składu zmiennych metali ciężkich, a pozostawieniu radionuklidów, współczynniki korelacji cząstkowych wykazały ujemną korelację zawartości ^{137}Cs od pH, P i od Al^{3+} odpowiednio: $r = -0,794$, $r = -0,814$ oraz $r = -0,744$. ^{40}K wykazywał natomiast istotne dodatnie skorelowanie z P ($r = 0,808$) i Al^{3+} ($r = 0,723$) oraz z ^{137}Cs ($r = 0,916$).

Ukrytych wpływów poszukiwano metodą składowych głównych. Z uwagi na liczbę parametrów i zbyt małą liczbę punktów pomiarowych do przeprowadzenia badania oraz ze względu na nieistotny statystycznie wpływ kompleksu sorpcyjnego na przemieszczanie się izotopu radu do wierzchniej części roślin, izotop ^{226}Ra usunięto ze składu zmiennych. Wydzielono cztery składowe, które miały 79,4% udział w opisie tego procesu. Układ wektora ^{226}Ra i jego długość w układzie dwóch pierwszych składowych wskazywał na znikomy wpływ ^{226}Ra na składowe, a położenie wektora pokrywało się z wektorem Zn.

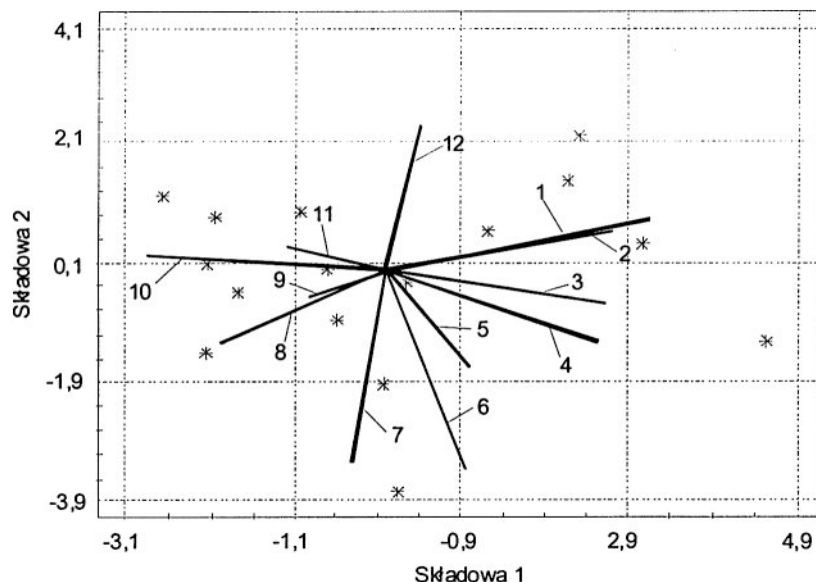
Największy wpływ na przebieg opisywanego procesu, wynoszący 34,0% udziału, miała pierwsza składowa. Wartości współczynników korelacji czterech składowych głównych zamieszczono w tabeli 55.

Tabela 55. Wartości współczynników korelacji czterech składowych głównych dla wskaźników koncentracji Cu, Zn, Ni oraz ^{40}K , ^{137}Cs , ^{226}Ra w roślinach w zależności od parametrów kompleksu sorpcyjnego gruntów antropogenicznych kopalni „Radoniów”

Table 55. Values correlation coefficients of four principal components for indices Cu, Zn, Ni and ^{40}K , ^{137}Cs , ^{226}Ra concentration in plants in various anthropogenic soil sorption complex of parameters mine “Radoniów”

Badany wskaźnik	Składowe główne			
	1	2	3	4
Cu	0,368	0,210	-0,546	-0,017
Zn	-0,114	0,521	0,610	-0,289
Ni	0,271	-0,268	0,492	0,512
pH	0,880	0,131	-0,278	0,151
PWR	-0,303	-0,432	-0,041	0,746
C_{org}	-0,764	-0,387	0,252	-0,132
P	-0,782	-0,054	-0,384	0,235
H^+	-0,937	0,191	0,161	0,036
Al^{3+}	-0,917	0,234	-0,037	0,001
Fe	0,580	-0,461	0,524	0,044
^{40}K	-0,283	-0,789	-0,273	-0,249
^{137}Cs	0,111	-0,827	-0,034	-0,450

Na rysunku 18. przedstawiono, w układzie dwóch pierwszych składowych, rozmieszczenie parametrów i wzajemne powiązania pomiędzy zmiennymi charakteryzującymi biokumulację wybranych składników w roślinach. Składowym przypisano następujące unormowane cechy: składowa 1. – kompleks sorpcyjny gruntu, składowa 2. – zawartość radionuklidów w roślinach



Rys. 18. Rozmieszczenie parametrów gruntów antropogenicznych i koncentracji metali oraz radionuklidów w roślinach kopalni rud uranu w Radoniowie w układzie dwóch pierwszych składowych głównych: 1 – H^+ , 2 – Al^{3+} , 3 – zawartość P w gruncie, 4 – zawartość C_{org} w gruncie, 5 – suma kationów zasadowych S , 6 – aktywność ^{40}K w roślinach, 7 – aktywność ^{137}Cs w roślinach, 8 – zawartość Fe w gruncie, 9 – zawartość Ni w roślinie, 10 – pH gruntu, 11 – zawartość Cu w roślinie, 12 – zawartość Zn w roślinie

Fig. 18. Distribution of anthropogenic soil parameters and metals and radionuclids in plants from the uranium mine "Radoniów" in the system of the two principal components:
1 – H^+ , 2 – Al^{3+} , 3 – P concentration in soil, 4 – C_{org} concentration in soil, 5 – total alkaline cations S , 6 – activity of ^{40}K in plants, 7 – activity of ^{137}Cs in plants, 8 – Fe concentration in soil, 9 – Ni concentration in plants, 10 – pH, 11 – Cu concentration in plants, 12 – Zn concentration in plants

5.2.2. STAW OSADOWY „KOWARY”

Wobec małej liczby punktów pomiarowych w stosunku do liczby analizowanych zmiennych, współczynniki krytyczne przybierają bardzo duże wartości. W tabelach podano wyniki analizy statystycznej korelacji liniowej Pearsona i korelacji cząstkowej oddzielnych obliczeń zależności zawartości metali ciężkich w roślinach i nuklidów promieniotwórczych od kompleksu sorpcyjnego.

Na podstawie analizy statystycznej stwierdzono istnienie powiązań między kompleksem sorpcyjnym a przechodzącymi do biomasy nadziemnej roślin analizowanych metali ciężkich. Istotne korelacje zaznaczono w tabelach 56. i 57. pogrubioną czcionką.

Tabela 56. Wyniki analizy korelacji liniowej Pearsona koncentracji Cu, Zn, Ni w roślinach w zależności od parametrów kompleksu sorpcyjnego gruntów antropogenicznych stawu osadowego „Kowary”

Table 56. Results of analysis of the Pearson's linear correlation coefficients of the Cu, Zn, Ni concentration in plants in relation various anthropogenic soil sorption complex of parameters tailing pond "Kowary"

Badany parametr	Cu	Zn	Ni	pH	S	C _{org}	P	H ⁺	Al ³⁺
Cu	1								
Zn	0,124	1							
Ni	0,769	0,134	1						
pH	0,417	0,019	0,771	1					
S	0,161	-0,031	-0,041	0,233	1				
C _{org}	0,023	0,032	0,135	-0,080	-0,035	1			
P	0,222	0,273	0,346	0,568	0,068	-0,210	1		
H ⁺	0,021	0,297	-0,109	-0,511	-0,779	-0,084	-0,250	1	
Al ³⁺	-0,343	0,312	-0,439	-0,641	-0,654	-0,144	-0,286	0,888	1
H _h	-0,106	0,259	-0,197	-0,565	-0,776	-0,093	-0,299	0,985	0,937

Wartość krytyczna współczynnika korelacji r^* dla: $n - 2 = 10$ i $\alpha = 0,05$, $r^* = 0,576$.

Tabela 57. Wyniki analizy korelacji cząstkowej koncentracji Cu, Zn, Ni w roślinach w zależności od parametrów kompleksu sorpcyjnego gruntów antropogenicznych stawu osadowego „Kowary”

Table 57. Results of analysis of partial correlation coefficients for Cu, Zn, Ni concentration in plants in relation to various anthropogenic soil sorption complex of parameters tailing pond "Kowary"

Badany parametr	Cu	Zn	Ni	pH	S	C _{org}	P	H ⁺	Al ³⁺
Cu	-1								
Zn	-0,974	-1							
Ni	0,989	0,978	-1						
pH	-0,967	-0,951	0,980	-1					
S	0,982	0,968	-0,964	0,932	-1				
C _{org}	-0,781	-0,739	0,810	-0,832	0,714	-1			
P	0,927	0,933	-0,921	0,912	-0,933	0,664	-1		
H ⁺	0,988	0,979	-0,982	0,958	-0,969	0,771	-0,911	-1	
Al ³⁺	0,925	0,953	-0,961	0,945	-0,892	0,769	-0,857	-0,947	-1
H _h	-0,976	-0,975	0,980	-0,970	0,945	-0,791	0,895	0,993	0,976

Wartość krytyczna współczynnika korelacji r^* dla: $n - k = 2$ i $\alpha = 0,05$, $r^* = 0,950$.

Dodatnią istotną korelację wykazała zawartość Ni w roślinie i pH gruntu ($r = 0,771$) oraz zależności między składnikami kompleksu sorpcyjnego Al^{3+} i H^+ ($r = 0,888$) oraz H_h ($r = 0,937$), a także H_h od H^+ ($r = 0,985$). Te ostatnie zależności potwierdziła analiza współczynników cząstkowych, z wyjątkiem zależności Al^{3+} od H^+ , gdzie współczynnik korelacji cząstkowej zmienił znak ($r = -0,947$). Świadczy to o silnym wpływie pozostałych zmiennych na te dwie zmienne, które inaczej zachowują się w określonym układzie niż samoistnie. Dodatkowo skorelowanie świadczy o współdziałaniu w tym samym kierunku obu czynników, ujemne natomiast o działaniu przeciwnym (tab. 58.).

W analizowanym układzie wykazano również inne istotne korelacje pomiędzy dodatnio i ujemnie skorelowanymi elementami kompleksu sorpcyjnego. Do istotnych, potwierdzonych współczynnikiem korelacji cząstkowej, należy zależność H^+ od S .

W analizie czynnikowej metodą składowych głównych wydzielono cztery składowe główne, które w 83,0% wpływały na przebieg procesu, a największy udział wykazała składowa pierwsza – 39,16%.

Tabela 58. Wartości współczynników korelacji czterech składowych głównych dla wskaźników koncentracji Cu, Zn, Ni w roślinach w zależności od parametrów kompleksu sorpcyjnego gruntów antropogenicznych stawu osadowego „Kowary”

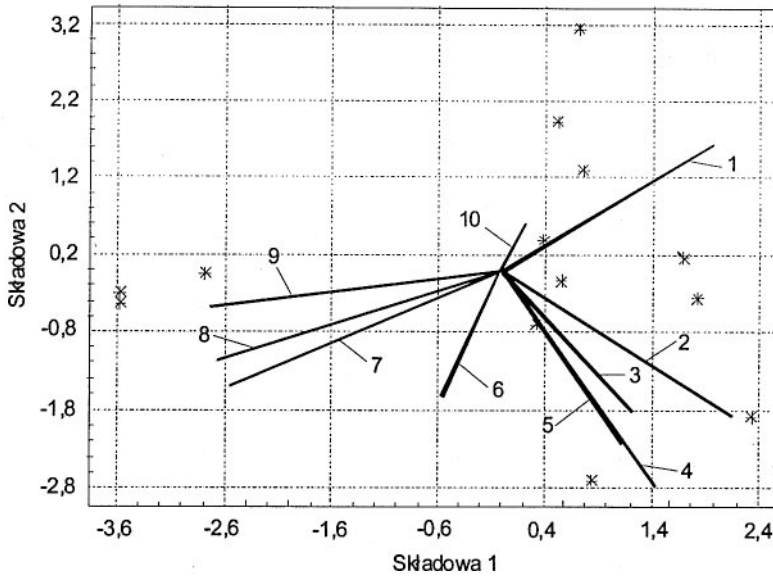
Table 58. Values correlation coefficients of four principal components for indices of concentration in plants Cu, Zn, Ni in relation to various anthropogenic soil sorption complex of parameters tailing pond “Kowary”

Badany wskaźnik	Składowe główne			
	1	2	3	4
S	0,702	0,445	-0,056	0,339
C_{org}	0,061	0,112	0,777	0,045
P	0,437	-0,491	-0,492	0,228
H^+	-0,889	-0,406	0,118	0,021
Al^{3+}	-0,959	-0,131	-0,114	0,107
Zn	-0,175	-0,411	-0,038	0,841
Ni	0,509	-0,743	0,351	-0,078
Cu	0,393	-0,601	0,407	0,088
pH	0,767	-0,501	-0,119	-0,116
H_h	-0,934	-0,314	0,076	0,004

Na rysunku 19., w układzie dwóch składowych głównych, którym przypisano unormowane cechy: 1 – kompleksu sorpcyjnego, 2 – zawartości metali w roślinach, przedstawiono rozmieszczenie parametrów i wzajemne oddziaływania pomiędzy nimi. Na wykresie dodatkowo oddziaływania na dwie zmienne wykazały: suma kationów zasadowych S , odczyn oraz zawartość P w gruncie antropogenicznym.

Przy 16 punktach pomiarowych, zmniejszenie liczby zmiennych z 12 do 10 obniża wartość krytyczną współczynnika korelacji cząstkowej $r^* = 0,707$. Analiza statystyczna korelacji, z uwzględnieniem w składzie zmiennych nuklidów promieniotwórczych

i parametrów kompleksu sorpcyjnego, wykazała istotne zależności pomiędzy wskaźnikami. W tabeli 59. podano współczynniki korelacji liniowej Pearsona, spośród których dodatnie korelacje występowały pomiędzy ^{40}K a P ($r = 0,525$) i ^{137}Cs a H_h ($r = 0,555$) oraz ^{137}Cs a ^{226}Ra ($r = 0,740$), a ujemna między ^{40}K a C_{org} ($r = -0,506$).



Rys. 19. Rozmieszczenie parametrów gruntów antropogenicznych i koncentracji metali w roślinach stawu osadowego „Kowary” w układzie dwóch pierwszych składowych głównych: 1 – suma kationów zasadowych S, 2 – pH gruntu, 3 – zawartość P w gruncie, 4 – zawartość Ni w roślinie, 5 – zawartość Cu w roślinie, 6 – zawartość Zn w roślinie, 7 – H^+ , 8 – H_h , 9 – Al^{3+} , 10 – zawartość C_{org} w gruncie

Fig. 19. Distribution of anthropogenic soil parameters and metals in plants from the tailing pond “Kowary” in the system of the two principal components: 1 – total alkaline cations S, 2 – pH, 3 – P concentration in soil, 4 – Ni concentration in plants, 5 – Cu concentration in plants, 6 – Zn concentration in plants, 7 – H^+ , 8 – H_h , 9 – Al^{3+} , 10 – C_{org} concentration in soil

Składniki kompleksu sorpcyjnego, jak wykazała analiza korelacji cząstkowych, skorelowane były z aktywnością radionuklidów w roślinie jedynie na poziomie nieistotnym.

Wpływ ukrytych czynników na przemieszczanie radionuklidów z podłoża do roślin sprawdzono metodą składowych głównych, z rotacją układu współrzędnych metodą Varimax. Wydzielono cztery składowe główne, które w 88,9% wpływały na przebieg procesu, a największy udział wykazała składowa pierwsza – 47,4%.

Na rysunku 20., w układzie dwóch składowych głównych, którym przypisano unormowane cechy: 1 – kompleksu sorpcyjnego, 2 – zawartości radionuklidów w roślinach, rozmieszczono parametry gruntów antropogenicznych i zawartości radionuklidów w roślinach. Na wykresie przedstawiono wzajemne oddziaływania pomiędzy

nimi. Dodatkowo oddziaływanie na dwie składowe wykazała zawartość C_{org} i suma kationów zasadowych S , która miała nieznaczny wpływ na drugą składową. Odczyn oraz zawartość P w gruncie antropogenicznym wykazują dodatni wpływ na pierwszą składową i ujemny na drugą.

Tabela 59. Wyniki analizy korelacji liniowej Pearsona koncentracji ^{40}K , ^{137}Cs , ^{226}Ra w roślinach w zależności od parametrów kompleksu sorpcyjnego gruntów antropogenicznych stawu osadowego „Kowary”

Table 59. Results of analysis of the Pearson's linear correlation coefficients of ^{40}K , ^{137}Cs , ^{226}Ra concentrations in plants in relation to various anthropogenic soil sorption complex of parameters tailing pond "Kowary"

Badany parametr	pH	S	C_{org}	P	H^+	Al^{3+}	H_h	K-40	Cs-137	Ra-226
pH	1									
S	0,365	1								
C_{org}	-0,061	0,178	1							
P	0,567	0,121	-0,290	1						
H^+	-0,564	-0,842	-0,248	-0,277	1					
Al^{3+}	-0,671	-0,768	-0,267	-0,314	0,923	1				
H_h	-0,605	-0,839	-0,255	-0,312	0,990	0,956	1			
K-40	0,056	0,022	-0,506	0,525	-0,073	-0,031	-0,057	1		
Cs-137	-0,460	-0,354	-0,050	-0,251	0,489	0,579	0,555	0,059	1	
Ra-226	-0,217	-0,038	-0,277	-0,022	0,276	0,256	0,296	0,374	0,740	1

Wartość krytyczna współczynnika korelacji r^* dla: $n - 2 = 14$ i $\alpha = 0,05$, $r^* = 0,497$.

Tabela 60. Wyniki analizy korelacji cząstkowej koncentracji ^{40}K , ^{137}Cs , ^{226}Ra w roślinach w zależności od parametrów kompleksu sorpcyjnego gruntów antropogenicznych stawu osadowego „Kowary”

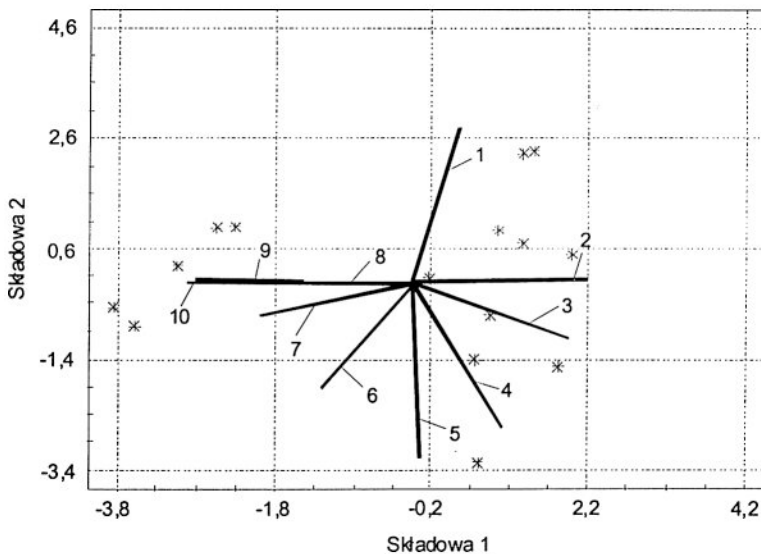
Table 60. Results of analysis of partial correlation coefficients for ^{40}K , ^{137}Cs , ^{226}Ra concentration in plants in various anthropogenic soil sorption complex of parameters tailing pond "Kowary"

Badany parametr	pH	S	C_{org}	P	H^+	Al^{3+}	H_h	K-40	Cs-137	Ra-226
pH	-1									
S	-0,196	-1								
C_{org}	-0,323	-0,061	-1							
P	0,515	-0,040	-0,049	-1						
H^+	-0,097	-0,110	0,217	0,393	-1					
Al^{3+}	-0,358	0,280	-0,225	0,237	-0,284	-1				
H_h	0,098	-0,163	-0,189	-0,404	0,927	0,564	-1			
K-40	-0,390	-0,336	-0,239	0,564	-0,369	0,017	0,232	-1		
Cs-137	-0,031	-0,332	0,389	0,209	-0,606	0,245	0,432	-0,398	-1	
Ra-226	0,052	0,524	-0,307	-0,191	0,450	-0,354	-0,215	0,524	0,864	-1

Wartość krytyczna współczynnika korelacji r^* dla: $n - k = 6$ i $\alpha = 0,05$, $r^* = 0,707$.

Tabela 61. Wartości współczynników korelacji czterech składowych głównych dla wskaźników koncentracji ^{40}K , ^{137}Cs , ^{226}Ra w roślinach w zależności od parametrów kompleksu sorpcyjnego gruntów antropogenicznych stawu osadowego „Kowary”
 Table 61. Values correlation coefficients of four principal components for indices of concentration in plants ^{40}K , ^{137}Cs , ^{226}Ra in relation to various anthropogenic soil sorption complex of parameters tailing pond “Kowary”

Badany wskaźnik	Składowe główne			
	1	2	3	4
pH	-0,417	-0,167	0,857	-0,032
S	-0,950	0,012	-0,018	-0,022
C _{org}	-0,194	-0,079	-0,100	-0,286
P	-0088	-0,096	0,688	0,646
H ⁺	0,927	0,191	-0,192	-0,086
Al ³⁺	0,874	0,216	-0,333	-0,034
H _h	0,922	0,231	-0,240	-0,081
K-40	-0,070	0,177	0,005	0,909
Cs-137	0,376	0,860	-0,166	-0,036
Ra-226	0,046	0,932	-0,065	0,175



Rys. 20. Rozmieszczenie parametrów gruntów antropogenicznych i koncentracji radionuklidów w roślinach stawu osadowego „Kowary” w układzie dwóch pierwszych składowych głównych:
 1 – zawartość C_{org}, w gruncie, 2 – suma kationów zasadowych S, 3 – pH gruntu, 4 – zawartość P w gruncie, 5 – zawartość ^{40}K w roślinie, 6 – zawartość ^{226}Ra w roślinie,
 7 – zawartość ^{137}Cs w roślinie, 8 – H⁺, 9 – H_h⁺, 10 – Al³⁺

Fig. 20. Distribution of anthropogenic soil parameters and radionuclids in plants from the tailing pond “Kowary” in the system of the two principal components: 1 – C_{org} concentration in soil, 2 – total alkaline cations S, 3 – pH, 4 – P concentration in soil, 5 – ^{40}K concentration in plants, 6 – ^{226}Ra concentration in plants, 7 – ^{137}Cs concentration in plants, 8 – H⁺, 9 – H_h⁺, 10 – Al³⁺

6. ANALIZA SKUTKÓW PRZEKSZTAŁCENÍ ŚRODOWISKA

Formami degradacji środowiska na skutek eksploatacji rud uranu (zob. „Wprowadzenie”) były przekształcenia, których klasyfikację przyjęto według Skawiny [207], poszerzając ją o elementy oddziaływania i radioaktywnej ingerencji w środowisku jako skutek niezamierzonej działalności górniczej i przemysłowej.

Przekształcenia te omówiono na podstawie informacji literaturowych, wizji lokalnych oraz wyników badań własnych.

6.1. KOPALNIA „RADONIÓW”

6.1.1. PRZEKSZTAŁCENIA GEOMECHANICZNE

Środowisko w rejonach prowadzenia robót górniczych i budowlano-montażowych, uległo przekształceniom geomechanicznym, polegającym na:

- a) zmianach w strukturze górotworu na skutek urabiania skał,
- b) powstaniu terenów nieużytków przemysłowych, likwidacji gleb, a na części terenu działki mechanicznych, trwałych lub czasowych, zniszczeń pokrywy glebowej (zob. p. 2.2.1 i 4.3.1), [76, 203, 207, 225],
- c) utworzeniu z surowego, jałowego materiału skalnego, składowanego na nadpizomowych zwałowiskach, powierzchni bezglebowej (zob. p. 4.3.1),
- d) zmianach w ukształtowaniu rzeźby powierzchni pokrywy glebowej przez utworzenie tzw. „odkształceń nieciągłych”, obserwowanych jako leje i zapadliska [83, 114, 207, 225],
- e) zmianach w strukturze gleby przez mechaniczne zagęszczenie [75, 76, 203, 225],
- f) przemieszaniu gleb z materiałem składowanym na hałdach [207], a użytym do budowy dróg i placów manewrowych.

Deformacje powierzchni terenu pojawiły się, według przeprowadzonej inwentaryzacji [3] i obserwacji własnych, w miejscach:

- a) dawnych szybów eksploatacyjnych leżących w granicach byłej kopalni rud uranowych (szyby nr 8 i 9 – zaznaczają się niewielkimi zapadliskami o średnicy ok. 10 m i głębokości ok. $0,5 \div 1$ m), [114],
- b) szybów wentylacyjnych i podziemnych wyrobisk znajdujących się na terenie działek należących do prywatnych właścicieli [83],
- c) składowania odpadów powydobywczych i przeróbczych [204, 207],
- d) osiadania terenu pod budynkami gospodarczymi i mieszkalnymi (pęknięcia i zarysowania ścian, obniżenia fundamentów) – z tego tytułu wypłacono w ramach szkód górniczych odszkodowania dla wielu mieszkańców Radoniowa [83].

Przekształcenia typu geomechanicznego oddziaływały na procesy glebowe, na stosunkowo małym areale < 7 ha w granicach byłej kopalni i poza nią, ale w sposób trwały zmieniły użytki rolne przez utworzenie:

- a) hałdy skały płonnej (zob. p. 4.3.1),
- b) hałd rudy ubogiej; fragmenty tych hałd zachowały się w południowej części byłej kopalni (zob. p. 2.2.1, 3.1.3 i 4.3.1), [114],
- c) osadników zbudowanych na potrzeby reeksploatacji hałdy skały płonnej i wodnej segregacji kruszywa [90, 114],
- d) hałdy tzw. „piaskowej”, powstałej jako składowisko materiału odpadowego z reeksploatacji hałdy skały płonnej (zob. p. 2.2.1, 3.1.3 i 4.3.1), [114],
- e) obiektów powierzchniowych (budynków, obiektów technicznych), z których do chwili obecnej pozostały fragmenty żelbetowych konstrukcji po: urządzeniach wyciągowych, kompresorowni, chłodni, rampie wyładowniczej, zbiorniku p.poż., obiektach socjalnych i magazynowych [114],
- f) dróg dojazdowych, placów manewrowych, placów składowych, na których gleba została przemieszana z materiałem skalnym i uległa skażeniu radionuklidami (zob. p. 4.3.1), [155].

6.1.2. PRZEKSZTAŁCENIA HYDROLOGICZNE

Zgodnie z opracowaniami literaturowymi, zmiany w środowisku wodnym, będące pochodną przekształceń geomechanicznych, wywołują zmiany stosunków wodnych w glebach, doprowadzając do ich osuszenia lub zawodnienia [163, 225] oraz zmian bilansu wodnego gleb, spowodowanego przez bezwzględny lub względny ruch zwierciadła wody gruntowej [237].

Prowadzenie prac eksploatacji rudy uranu do głębokości -555 m doprowadziło do naruszenia kilku poziomów wodonośnych [3]. Zmiany stosunków wodnych i osuszenie gruntów powodowane było głównie drenującym oddziaływaniem podziemnych wyrobisk górniczych. W kopalni „Radoniów” wybudowany system odwodnił obszar kopalni oraz znaczną część wsi Radoniów. Wody podziemne pierwszego poziomu wodonośnego zostały zdrenowane.

Na badanym obszarze przekształcenia hydrologiczne przejawiały się:

- zanikiem wody w studniach gospodarskich (m.in. we wsi Radoniów w ramach szkód górniczych wypłacano rolnikom odszkodowania z tytułu zaniku wody w studniach i zbudowano dla całej wsi rurociąg doprowadzający wodę z pobliskiego Lubomierza do wiejskiego centralnego ujęcia, a później doprowadzono rurociąg z ujęciem do każdego gospodarstwa [83]),
- osuszeniem okolicznych terenów (gruntów) szczególnie niekorzystnie wpływającym na roślinność, uprawy rolne i gospodarkę leśną, a w konsekwencji na obniżenie poziomu produkcji rolnej [163, 207, 225],
- zanieczyszczeniem wód potoku Młyńska Struga: wodami dołowymi o zróżnicowanej mineralizacji – wymieszanie wód zawierających jony Ra^{2+} , Ba^{2+} oraz SO_4^{2-} , co mogło powodować powstawanie osadów promieniotwórczych. Połączone w wyniku eksploatacji poziomy wodne, tworząc nowe drogi migracji, ługują z naruszonego górotworu substancje i zmieniają chemizm wód wypływających na powierzchnię [3].

Strzyszc szacuje, że obszar objęty przekształceniami hydrologicznymi jest w górnictwie trzykrotnie większy od powierzchni bezpośrednio przeobrażanej [225].

Na obszarze kopalni występowały wody gruntowe typu szczelinowego [206]:

- zamknięte, które nie miały połączenia z wodami innych stref wodonośnych,
- wody stref wodonośnych, których zasoby uzupełniano wodami infiltracyjnymi.

Wody zamknięte nie stanowiły większych zbiorników wodnych i były w trakcie eksploatacji rudy osuszane. Dopływ wód do czynnych poziomów kopalni wynosił około $140 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ i nie zagrażał prowadzeniu robót eksploatacyjnych. Dopływ wody z poziomów nieczynnych szacowano na około $50 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ [206].

Po zamknięciu kopalni rozpoczął się proces odtwarzania horyzontu wodonośnego. W ostatnim okresie na południowym stoku u podnóża góry Głębiec, w rejonie byłego szybu nr 20, pojawiły się źródła o niewielkiej wydajności, powodujące zwiększone uwilgotnienie i podmokłości otaczających je gleb [114].

Skład wód z poszczególnych poziomów był zróżnicowany, większość wód miała charakter węglanowo-wapniowy i węglanowo-siarczanowo-chlorkowy. Siarczany pojawiały się dopiero na poziomie -240 m . Zawartość poszczególnych jonów kształtowała się w następujących przedziałach [206]:

- Na^+ – $0,0005 \div 0,042 \text{ g} \cdot \text{dm}^{-3}$,
- Ca^{2+} – $0,012 \div 0,038 \text{ g} \cdot \text{dm}^{-3}$,
- Mg^{2+} – $0,0047 \div 0,0192 \text{ g} \cdot \text{dm}^{-3}$,
- Cl^- – $0,007 \div 0,028 \text{ g} \cdot \text{dm}^{-3}$,
- SO_4^{2-} – $0 \div 0,192 \text{ g} \cdot \text{dm}^{-3}$,
- HCO_3^- – $0,024 \div 0,180 \text{ g} \cdot \text{dm}^{-3}$,
- CO_3^{2-} – $0,012 \div 0,108 \text{ g} \cdot \text{dm}^{-3}$.

W wyniku badań wód kopalnianych ze starych wyrobisk (w 1990 r.), wydostających się na powierzchnię, stwierdzono zwiększoną aktywność globalną β ($1550 \text{ mBq} \cdot \text{dm}^{-3}$), niższą jednak od wartości granicznej (dla wód powierzchniowych $3700 \text{ mBq} \cdot \text{dm}^{-3}$), [229].

W okresie prowadzenia badań własnych nie obserwowano wpływu wód kopalnianych w miejscach poprzednio występujących.

Jak podaje Strzyszczyński [225], przekształcenia hydrologiczne mogą prowadzić do zmian chemizmu wód gruntowych, pogorszenia ich jakości i zubożenia zasobów wód podziemnych. Zweryfikowanie tej tezy jest trudne, z uwagi na brak danych archiwalnych, jednak wielce prawdopodobne.

6.1.3. PRZEKSZTAŁCENIA CHEMICZNE

Cechą charakterystyczną oddziaływania chemicznego było niezamierzone wprowadzanie do gleby substancji szkodliwych i uciążliwych dla środowiska, spowodowane rozprzestrzenieniem się składników zawartych w odpadach na hałdach, oraz odprowadzanie wód kopalnianych z wyrobisk. W profilu glebowym brak było widocznych zmian morfologicznych. Bezpośredni wpływ na przekształcenia wywierały:

- a) zrzuty wód kopalnianych zanieczyszczonych związkami rozpuszczalnymi, w tym radioaktywnymi [229],
- b) alkalizacja sąsiadujących pól, związana z erozją wodną hałd, wymywaniem składników rozpuszczalnych wapnia, magnezu, sodu i potasu i ich migracją (zob. p. 4.3.1),
- c) przemieszczenia zanieczyszczeń radioaktywnych z hałd na sąsiadujące pola uprawne (zob. p. 4.3.1.3), spowodowane erozją wodną,
- d) imisja zanieczyszczeń pyłowych i aerozoli promieniotwórczych z hałd na gleby otaczających pól (we frakcji pyłowej <0,063 mm stwierdza się większe ilości metali ciężkich lub innych substancji toksycznych, w stosunku do wszystkich frakcji [89, 214]),
- e) imisja produktów rozpadu radonu na otoczenie (zob. p. 4.3.1.2),
- f) radioaktywne oddziaływanie nuklidów promieniotwórczych zawartych w materiałach odpadowych zgromadzonych na terenie kopalni oraz zwiększony poziom tła naturalnego promieniowania gamma – (zob. p. 4.3.1.2),
- g) przemieszczanie gleby z użytym przy budowie dróg dojazdowych, placów manewrowych, placów składowych materiałem skalnym (zob. p. 4.3.1), [155].

Przekształcenia chemiczne powodowały zmiany:

- składu powietrza atmosferycznego,
- składu wód,
- składu gleb,
- oddziaływanie gleba–człowiek, gleba–pył–człowiek, oddziaływanie w łańcuchu pokrewnym: gleba–roślina–...–człowiek.

Najbardziej niebezpieczna dla tego typu przekształceń jest kumulacja w glebie emitowanych zanieczyszczeń, która może przejawiać się w niekorzystnej zmianie właściwości biologicznych gleb [225] (zob. p. 4.3.1.1, 5.1.1).

Nagromadzenie zanieczyszczeń w glebach prowadzi do oddziaływania na organizmy glebowe, przedostawanie się ich do roślin i oddziaływania na ich wzrost i plonowanie, jak i przemieszczanie się w łańcuchu pokarmowym gleba–roślina–(zwierzę)–

człowiek. Szczególną uwagę na to zjawisko zwracają Greinert i Greinert [76], pisząc: *Niektóre składniki zanieczyszczające glebę mogą nie szkodzić wzrostowi i rozwojowi roślin, ale pobrane mogą szkodliwie wpływać na ich konsumentów, zwierzęta i ludzi.*

Obciążenia gleby substancjami szkodliwymi oddziałują na odpowiednie ekosystemy. W przypadku kopalni „Radoniów” obciążenia te mają charakter punktowy, gdyż obejmują niewielką powierzchnię i tworzą tylko część obszaru habitatu zwierząt wyższych i odgrywają niewielką rolę w razie możliwej akumulacji substancji szkodliwych [89, 214].

Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, że najbardziej niebezpieczne dla otaczających gleb uprawnych było przemieszczanie się radionuklidów (zob. p. 4.3.1.3), gdyż zasadowy charakter zwałów nie sprzyjał migracji metali ciężkich.

6.1.4. PRZEKSZTAŁCENIA FIZYKOCHEMICZNE

Przekształcenia fizykochemiczne wywołane były:

- a) emisją pyłów chemicznie nieaktywnych,
- b) zanieczyszczeniem wód zawiesinami wyprowadzonymi z wodami kopalnianymi.

Ten typ przekształceń nie odgrywał na badanym obiekcie wiodącej roli ze względu na fakt, że uciążliwości związane z pyleniem dotyczą drobnopowierzchniowych cząstek (frakcja ilowa i pyłowa), a ich udział nie przekracza 10% mas. (zob. tab. 9.). W skład tych frakcji wchodzi głównie minerały ilaste, a więc pyły nieaktywne chemicznie. Pylenie z hałd – erozja wietrzna – ujawniało się jedynie w określonych warunkach pogodowych (silny wiatr, sucha powierzchnia materiału na zwałowisku) [83]. Zawiesiny wyprowadzane z wodami kopalnianymi, szczególnie w okresie eksploatacji, zanieczyszczały natomiast dna cieków wodnych, z którymi miały bezpośrednie połączenie.

6.1.5. PRZEKSZTAŁCENIA BIOLOGICZNE

Przekształcenia biologiczne wywołane są bezpośrednio przez przekształcenia geomechaniczne i hydrologiczne. Przekształcenia te działają w sposób synergiczny i oddziałują na łańcuch przeobrażeń w świecie roślin, zwierząt i ludzi [160]. Dotyczy to zwłaszcza pierwiastków śladowych i radionuklidów. Zajęcie powierzchni uprawnej przez obiekty kopalni (budynki, infrastruktura techniczna, zwałowiska odpadów) zmniejszyło areał wykorzystywany przez gospodarkę rolną.

Składowany materiał skalny modyfikował budowę oraz fizyczne, chemiczne i biologiczne właściwości powierzchni ziemi oraz oddziaływał niekorzystnie na przyległe grunty i na wody podziemne [203]. Zmiany te, mimo niesprzyjających warunków do zasiedlania obszaru kopalni przez roślinność, szczególnie jałowego zwałowiska, dzięki wkroczeniu roślinności pionierskiej, wywołały zmianę składu gatunkowego roślin, a w konsekwencji lokalnego ekosystemu. Jednocześnie przekształcenia chemiczne wpływały na skład chemiczny roślin, choć biokumulacja metali ciężkich zachodziła w ilościach uznawanych dla roślin za bezpieczne (zob. p. 4.3.1.5). Niepokojące były wyniki biokumulacji naturalnych nuklidów promieniotwórczych szeregu uranowego.

6.2. STAW OSADOWY „KOWARY”

Staw osadowy „Kowary” posadowiony jest na zboczu góry Rudnik na terenie kopalni „Wolność”, która znajdowała się w kowarskiej części pola rudnego, do którego należały trzy kopalnie („Podgórze”, „Liczyrzepa”, „Wolność”). Został on wybudowany na terenie już silnie przekształconym, bowiem eksploatacja rud żelaza i rud uranowych spowodowała poważne przekształcenie górotworu. Naruszone zostały stosunki wodne i reżim wód podziemnych. Wyrobiska górnicze sięgają na duże głębokości (do 700 m ppt) i obejmują znaczny obszar (ok. 150 ha), ułatwiają migrację wód i wpływają na osuszenie terenów i obniżenie się poziomu wód gruntowych [2]. Sztolnią „Główna”, w okresach długotrwałych opadów, wypływają wody podziemne. Ze zbocza Uroczyńska wypływa źródło, zasilające swoimi wodami potok Piszczak. Wody z tego źródła stanowią wody kopalniane z całego obszaru górniczego byłej kopalni „Wolność” [2].

6.2.1. PRZEKSZTAŁCENIA GEOMECHANICZNE

Pierwotne przekształcenia typu geomechanicznego wystąpiły, zmieniając w sposób trwały użytki rolne i leśne, przez utworzenie terenu przemysłowego związanego z kopalnią „Wolność”. Wtórne przekształcenie geomechaniczne nastąpiło z chwilą jej likwidacji i budowy zakładu doświadczalnego koncentratów uranowych, a zwłaszcza osadnika odpadów produkcyjnych na terenie zajmowanym przez hałdy skały płonnej, które zagospodarowano do budowy dróg [45]. Przekształcenia te są wynikiem budowy:

- a) nadpoziomowego składowiska odpadów produkcyjnych koncentratów uranowych oraz odpadów z przerobu zwałów kopalnianych na tłuczeń i grysy, a następnie ścieków chemicznych (zob. p. 2.2.2 i 3.1.4.2),
- b) budynków przemysłowych mieszczących instalacje produkcyjne, przeróbcze, magazynowe i transportowe [83],
- c) infrastruktury towarzyszącej (drogi, ciągi komunikacyjne i transportowe, place manewrowe), [83].

Przekształcenia geomechaniczne spowodowały:

- a) trwałe zniszczenie pokrywy glebowej i likwidację gleb (zob. p. 2.2.2 i 3.1.4.2) [76, 203, 207, 225],
- b) utworzenie powierzchni bezglebowej z odpadów po hydrometalurgicznej przeróbce rudy, które składowano w osadniku (zob. p. 4.3.2),
- c) utworzenie na około 1/3 powierzchni stawu bezodpływowego składowiska odpadów płynnych, półpłynnych i stałych (zob. p. 3.1.4.2 i 4.3.2),
- d) wtórnej zmiany w ukształtowaniu rzeźby powierzchni pokrywy glebowej, silnie zaburzonej budową osadnika odpadów,
- e) zmiany w strukturze gleby przez wprowadzenie mechanicznego sprzętu [75, 76, 203, 225],
- f) przemieszanie gleb z materiałem użytym do budowy dróg i placów manewrowych [207].

6.2.2. PRZEKSZTAŁCENIA HYDROLOGICZNE

Zmianę glebowych warunków hydrologicznych, związaną z osuszaniem gleb i obniżeniem poziomu wód gruntowych, powodowało drenujące oddziaływanie podziemnych wyrobisk górniczych kopalni „Wolność”, dla których zlewnią był potok Jedlica. Przekształcenia hydrologiczne prowadziły do zmiany chemizmu wód powierzchniowych. Wody Jedlicy zanieczyszczone były na odcinku bezpośredniego oddziaływania osadnika:

- wpływami ze sztolni,
- przesiąkami ze skarpy osadnika na poziomie podstawy zapory,
- wodami opadowymi z terenu zlewni, w tym wodami z erozji wodnej zwałów górniczych.

Podczas powodzi 1997 r. obserwowano nasilenie się wpływów wody ze sztolni i przesiąki ze skarpy na poziomie podstawy zapory oraz w połowie jej wysokości [83, 128, 135]. Na występowanie stref długotrwałych przesiąków przez wał zapory ziemnej wskazywała wodolubna roślinność, która wyraźnie skupiła się w kilku miejscach na zachodniej skarpie odpowietrznej [23, 83, 105].

6.2.3. PRZEKSZTAŁCENIA CHEMICZNE

Podziemne wody wzbogacały się w izotopy promieniotwórcze w procesie ługowania wyrobisk górniczych [2, 232]. Oddziaływanie otoczenia osadnika na wody powierzchniowe potoku Jedlica obejmuje: wody stanowiące wysięki wód ze skarpy zapory stawu osadowego, wody sztolni „Jedlica”, drenującej wody górotworu dawnej kopalni rud żelaza i uranu, oraz wody gruntowe.

W tabeli 62. przedstawiono pomiary radioaktywności wód z rzeki Jedlica oraz odcieków z otoczenia osadnika „Kowary” zasilających wody rzeki. Wyniki pomiarów dotyczą okresu przed rozpoczęciem prac rekultywacyjnych (07.2001 r.).

Przenikanie metali ciężkich i radionuklidów może zachodzić przez erozję wodną, przesiąki skarpy, tajanie śniegu oraz skutek awarii skarpy (przerwanie zapory, osuwiska itp.).

Tabela 62. Wyniki pomiarów radioaktywności sumarycznej suchej pozostałości z próbek wody [22]
Table 62. Results of total radioactivity measurements of the dry residuals from water samples [22]

Lp.	Opis próbki (lokalizacja), (rys. 15.)	Radioaktywność sumaryczna, Bq·m ⁻³
1	Woda rzeki Jedlica (C5)	0,17±0,10
2	Odciek nad sztolnią „Jedlica” (C6)	2,10±1,30
3	Wody sztolni „Jedlica” (C6)	1,90±0,90
4	Odciek (C7)	0,45±0,22
5	Woda rzeki Jedlica (C8)	0,16±0,10

6.2.4. PRZEKSZTAŁCENIA FIZYKOCHEMICZNE

Ruda uranowa, przygotowana do trawienia przez zmielenie na mokro do granulacji 0,2 mm, po procesie technologicznym – w postaci szlamu z mlekiem wapiennym – była składowana hydraulicznie w osadniku. Po wyschnięciu 2/3 obszaru wierzchniej warstwy składowiska narażona była na erozję eoliczną, szczególnie w okresach suchej i wietrznej pogody. Położenie osadnika w klimacie górskim, charakteryzującym się wietrzną pogodą, sprzyjało występowaniu pylenia, powodującego przekształcanie gleb. Unoszone cząstki odpadów trafiały do gleb w otoczeniu osadnika. Po latach, kiedy w miejscu składowania odpadów i jego otoczeniu zadomowiła się roślinność pionierska, biologicznie obudowując odpady, uciążliwości związane z pyleniem ograniczyły swój wpływ na środowisko.

6.2.5. PRZEKSZTAŁCENIA BIOLOGICZNE

Składowany materiał skalny modyfikował budowę oraz fizyczne, chemiczne i biologiczne właściwości powierzchni ziemi, a także oddziaływał niekorzystnie na przyległe grunty i na wody podziemne [203]. Spowodowało to zmianę składu gatunkowego roślin, a w konsekwencji lokalnego ekosystemu. Jednocześnie przekształcenia chemiczne wpłynęły na skład chemiczny roślin (zob. p. 4.3.2.4).

Wpływ występujących przekształceń na porastającą na tym terenie roślinność, scharakteryzowaną w p. 3.1.4.2, można podsumować następująco:

- niejednorodność gleb pod względem składu fizyczno-chemicznego jest przyczyną występowania stosunkowo dużej liczby gatunków roślin i jednocześnie niewielkiej ich liczebności,
- wyróżniono dwanaście różnych obszarów o zbliżonym składzie gatunkowym roślinności; na całym terenie oznaczono pięć typowych zespołów i dwa zbiorowiska roślinne,
- stwierdzono brak ostrych granic pomiędzy roślinnością poszczególnych zbiorowisk, które łączą się terenami zasiedlonymi przez zbiorowiska mieszane,
- na obszarze o obniżonym odczynie gruntu i silnie skażonym radioaktywnie (tzw. anomalia radiometryczna, obszar charakteryzowany w p. 4.3.2.6 próbkami 10–14) doszło do daleko idącej selekcji; występowały na nim jedynie brzozy i porosty,
- tereny wokół stawu osadowego zasiedlała roślinność typowa dla terenów zdegradowanych, ale obserwowano stopniową sukcesję gatunków z okolicznych łąk i lasów.

7. POTENCJALNE I RZECZYWISTE ZAGROŻENIA ŚRODOWISKA

Do oceny zagrożeń związanych z eksploatacją górnictwą niezbędny jest system zbierania danych, umożliwiający rozpoznanie problemu natężenia i lokalizacji zagrożeń. Stanowi on system zarządzania środowiskiem na terenach pogórnictw. Uzyskanie realistycznego rozpoznania wymaga starannego wywiadu historycznego badanego obiektu i terenu, a następnie dokładniejszej charakterystyki i szczegółowych danych, uzyskanych różnymi metodami oraz technikami [215]. Ochroniając środowisko przed szkodliwym oddziaływaniem i zagrożeniami ze strony starych składowisk, należy chronić przede wszystkim naruszenie takich dóbr, jak [214, 215]:

- zdrowie ludzi,
- zwierzęta i rośliny wraz z ich ekosystemem,
- wodę gruntową i powierzchniową,
- glebę,
- powietrze,
- własność prywatną.

Zgodnie z ustawą o odpadach [241], w celu uporządkowania gospodarki zasobami i ochrony środowiska, odpady klasyfikuje się w zależności od źródeł powstawania, stopnia uciążliwości, zagrożeń dla życia lub zdrowia ludzi oraz dla środowiska [186]. Klasyfikacja ta posłużyła, podczas opracowywania wyników przeprowadzonych badań własnych, do identyfikacji potencjalnych i rzeczywistych zagrożeń dla środowiska przez składowane odpady pochodzące z eksploatacji i przeróbki rud uranu. W klasyfikacji tej, na podstawie kryterium toksyczności i zagrożenia dla wód, gleb i roślin, przyjęto – za Rosik-Dulewską [186] – że o ich szkodliwości decydują:

- składnik najniebezpieczniejszy, który jednocześnie determinuje przynależność odpadów do odpowiedniej kategorii szkodliwości i określa technologię jego utylizacji,
- toksyczność i szkodliwość odpadu dla organizmów żywych,
- właściwości rakotwórcze substancji odpadowych,
- zagrożenie dla wód powierzchniowych i gleby na podstawie wielkości dopuszczalnych zanieczyszczeń,

- zanieczyszczenie atmosfery przez odpady pyłące, wydzielające pary lub gazy szkodliwe i o nieprzyjemnym zapachu.

Z wielu zanieczyszczeń środowiska, których źródłem w rejonie składowania są badane odpady, szczególne zagrożenie dla organizmów żywych stwarzają związki metali ciężkich oraz nuklidy promieniotwórcze i produkty ich rozpadu.

Rosik-Dulewska przedstawiła podział odpadów według stopnia szczególnego zagrożenia [186], występują one na obu analizowanych obiektach:

- odpady grożące skażeniem – zawierające substancje promieniotwórcze,
- odpady szczególnie szkodliwe dla środowiska – zawierające substancje uznane przez ministra zdrowia za trucizny lub środki szkodliwe,
- surowe produkty i inne materiały uznane za nieprzydatne do wykorzystania gospodarczego.

Przy specyfikacji i identyfikacji zagrożeń w ramach przeprowadzonych badań wiodącą rolę odegrały: analiza przekształceń środowiska, dobra chronione oraz dokonana przez Rosik-Dulewską klasyfikacja odpadów [186].

Klasyfikacja zagrożeń powinna być ściśle powiązana z oceną ryzyka w procesie rozpoznawania skażonych obszarów i obiektów. Ocena występującego zagrożenia określa bowiem związek między wydostaniem się z obiektów substancji szkodliwych dla środowiska a narażeniem na niebezpieczeństwo związane z wystąpieniem tego zdarzenia. Rezultaty oceny ryzyka wykorzystuje się w procesie decyzyjnym w zakresie oceny i kwalifikacji obszarów zanieczyszczonych do dalszych badań i rekultywacji [177], a także zarządzania ryzykiem, dlatego wytypowane czynniki zagrożenia muszą być obiektywne i weryfikowalne.

Zagrożenia radiacyjne dla odpadów NORM określają następujące wielkości:

- aktywność radionuklidów,
- promieniowanie gamma,
- koncentracja radonu,
- migracja radionuklidów.

Na podstawie wyników badań i przedstawionych kryteriów autor określił zagrożenia dla środowiska, występujące na obu badanych obiektach, związane nie tylko z występowaniem odpadów NORM.

7.1. KOPALNIA „RADONIÓW”

Zagrożenia dla środowiska, wynikające z budowy podziemnej kopalni, składowania i oddziaływania składowanych odpadów produkcyjnych, są następujące:

a) zagrożenia rzeczywiste:

- narażenie na promieniowanie radioaktywne ludzi oraz zwierząt – poziom występującego promieniowania jonizacyjnego (rys. 13.), pochodzącego od radionuklidów zawartych w materiałach hałd, znacznie przekracza poziom tła; występujące

promieniowanie skraca czas bezpiecznego przebywania na terenie byłej kopalni, który jest regulowany stosownymi przepisami [193, 243], (zasadniczym kryterium przy ocenie zagrożeń pochodzących od naturalnych izotopów promieniotwórczych jest odniesienie do poziomu naturalnego promieniowania tła),

- powstające w wyniku rozpadu promieniotwórczego radon i toron (tab. 17.), wraz z krótkożyciowymi produktami ich rozpadów, stwarzają niebezpieczeństwo przedostania się do płuc ludzi i zwierząt szkodliwego dla zdrowia wysokoenergetycznego promieniowania alfa,
- obniżona pojemność infiltracyjna i zmniejszona zdolność retencyjna gruntów przyległych do hałd, spowodowane przez: zwiększenie spływów powierzchniowych wód opadowych, zmiany w ukształtowaniu terenu, zniszczenie pokrywy glebowej, utworzenie przez transport kołowy zagęszczonych poziomów podpowierzchniowych,
- zmiany w składzie ilościowym i jakościowym mikroorganizmów glebowych oraz obniżenie aktywności enzymatycznej gleby (zob. p. 4.3.1.1), [73],
- przenoszenie pyłów mineralnych materiału zgromadzonego na hałdach do atmosfery i na okoliczne pola uprawne,
- głębokie przeobrażenia stosunków wodnych okolicy, obniżenie poziomu wód gruntowych – spowodowało nadmierne osuszanie areałów obszarów leśnych i upraw rolniczych, likwidację wody w studniach gospodarskich (zob. p. 6.1.2),
- wtórne skażenia związane z rozprzestrzenianiem się izotopów promieniotwórczych – obecność nuklidów promieniotwórczych zawartych w odpadach zgromadzonych na hałdach prowadzi do przemieszania się promieniotwórczych izotopów w tzw. łańcuchu troficznym przez wymywanie ich z hałd do wód gruntowych, gleby i przemieszczanie się do roślin i dalej zwierząt oraz ludzi (zob. p. 4.3.1.5),

b) zagrożenia potencjalne:

- zawarte w materiale hałd skał płonnych oraz hałdy piaskowej metale ciężkie (tab. 13.) mogą w określonych warunkach długiego składowania przechodzić w związki mobilne, stanowiąc zagrożenie w rejonie oddziaływania hałd dla wód powierzchniowych, gleb i roślin,
- możliwość skażenia radionuklidami i metalami ciężkimi wody w studniach gospodarskich na skutek migracji z hałd,
- korzystanie przez ludność z owoców roślin i grzybów pochodzących z terenu kopalni,
- pozostałości po przemysłowych obiektach powierzchniowych,
- struktura upraw użytkowanej powierzchni gleby w sąsiedztwie hałd,
- zagrożenia związane z powstawaniem zapadlak deformujących powierzchnię terenu,
- wykorzystywanie przez nieświadomą ludność materiału z tzw. hałdy piaskowej do celów budowlanych – może narazić ludzi i zwierzęta na dodatkowe napromieniowanie zewnętrzne.

7.2. STAW OSADOWY „KOWARY”

Zagrożenia dla środowiska wynikające z lokalizacji osadnika na stoku góry i na terenie działalności górniczej oraz zagrożenia związane ze składowaniem i oddziaływaniem składowanych odpadów produkcyjnych są następujące:

a) zagrożenia rzeczywiste:

- zagrożenie katastrofą ekologiczną obserwowane w trakcie i po powodzi 1997 r.
 - zniszczenie muru oporowego, naruszenie podnóża obwałowania stawu, awaryjne wypompowanie zgromadzonych ścieków do rzeki Jedlica [128, 135],
- położenie nadpoziomowego osadnika na terenie działalności górniczej o słabo rozpoznanym wpływie starych wyrobisk górniczych i zaburzeń tektonicznych pod dnem stawu, przejawy procesów geodynamicznych [56, 112]
- niebezpieczeństwo naruszenia stateczności osadnika ze względu na:
 - powódź, w przeszłości obserwowaną w latach 1997 [128, 135] i 2002 oraz namoknięcia wałów w marcu i lipcu 2001 [83],
 - zły stan techniczny [18, 112, 129, 135],
 - niekorzystne nachylenie stoku jako podstawy stawu osadowego [18, 20],
 - stałe spiętrzenie wód nadosadowych, niekorzystnie wpływających na stateczność zapory, i możliwość bezpośredniego przedostania się ścieków zawartych w osadniku do rzeki Jedlica – zagrożenie katastrofą ekologiczną [18, 20, 21, 66, 70],
 - samosiewy drzew porastające skarpe odpowietrzną (negatywne działanie systemu korzeniowego drzew porastających skarpe na stateczność zapory) [18, 21, 113]
 - niejednorodne materiały wbudowane w obwałowanie i uwarstwienie podłoża oraz obwałowań (sączenia na styku warstw, siły ciśnienia spływowego i ich lokalnie duże gradienty) [18–21, 112, 113, 161],
 - dociążenie osadów powierzchniową zabudową podczas prac rekultywacyjnych [108–111],
- bezpośrednie narażenie na promieniowanie radioaktywne ludzi oraz zwierząt (położenie w bliskiej odległości zamieszkałych budynków przy ul. Wiejskiej) [83],
- skażenie gleby w otoczeniu stawu osadowego metalami ciężkimi i pierwiastkami promieniotwórczymi,
- pobieranie metali ciężkich i ich biokumulacja w materiale roślinnym oraz możliwość zateżnienia w łańcuchu troficznym (szczególnie niebezpieczeństwo związane z obecnością w glebie i osadach dennych stawu metali ciężkich o właściwościach mutagennych i rakotwórczych),
- rozwój mikroorganizmów kwasolubnych sprzyjających migracji nuklidów promieniotwórczych i metali ciężkich,

b) zagrożenia potencjalne:

- możliwość skażenia wód górskiej rzeki Jedlica, płynącej u podnóża osadnika (bezpośredni wypływ zawartości zbiornika, migracja metali ciężkich, pierwiastków promieniotwórczych oraz zanieczyszczeń mikrobiologicznych ze stawu osadowego), [18, 20, 21, 57, 66, 70, 113, 135, 220, 221],
- niebezpieczna zawartość niszy stawu osadowego (zawartość metali ciężkich w wodach nadosadowych, zawartość metali ciężkich i radionuklidów w osadach, biologiczne skażenie osadów i wód nadosadowych ściekami komunalnymi).

8. OPRACOWANIE I WDROŻENIE METOD LIKWIDACJI ZAGROŻEŃ

Badane obszary uległy degradacji w wyniku wieloletniej działalności przemysłowej i całkowitego zaniechania rolniczego użytkowania. Zostały one zakwalifikowane jako wymagające rekultywacji typowe obiekty przemysłowe. Przemieszczone w ciągu wielu lat odpady po eksploatacji rud uranu, surowców skalnych, rud żelaza oraz budowa nadpoziomowego osadnika w celu gromadzenia odpadów (szlamów), doprowadziły do całkowitej utraty pierwotnej (rolniczej, leśnej) zdolności produkcyjnej tego terenu. Przywrócenie tych terenów środowisku wymagało podjęcia wielu działań i zabiegów poprzedzających rekultywację, która – w myśl przytoczonych we „Wprowadzeniu” definicji – ma przywrócić terenom przypisane użytkowe funkcje gospodarcze i przyrodnicze.

Rekultywacja w działalności górniczej, według Siuty [204], powinna być prowadzona, począwszy od lokalizacji kopalni, poprzez kolejne fazy projektowania, budowy i eksploatacji obiektów, do pogórniczego zagospodarowania terenu włącznie. Tak szeroko rozumiana rekultywacja zawiera zarówno ochronę zasobów naturalnych, jak i przeciwdziałanie degradacji środowiska. W górnictwie wyróżnia się:

- rekultywację podstawową – polegającą na technicznym ukształtowaniu gruntu, rzeźby terenu, warunków hydrogeologicznych i odbudowie lub budowie podstawowej sieci dróg,
- rekultywację szczegółową – polegającą na ukształtowaniu gleby, wykonaniu niezbędnych melioracji, zbudowaniu dróg dojazdowych,
- zagospodarowanie rekultywowanego terenu.

Sposób rekultywacji gruntu zależy od jego przeznaczenia – funkcji docelowej. Postępowanie formalno-prawne w przypadku obiektów pogórnicznych i poeksploatacyjnych autor przedstawił wspólnie z Koszela w publikacji *Formalno-prawne aspekty rekultywacji składowisk odpadów niebezpiecznych* [65].

Rekultywacja obu badanych obiektów wymagała przeprowadzenia analizy nie tylko występujących zagrożeń, ale także doboru odpowiednich środków umożliwiających ich likwidację. Wykonanie projektu rekultywacji poprzedziły prace przygotowawcze, których zakres uwarunkowany był ilością i rozmiarami powstałych szkód.

Charakter szkód występujących na obszarze stawu osadowego w Kowarach wymagał podjęcia natychmiastowych działań. Dotyczyło to głównie niecki stawu, której destabilizacja po powodzi groziła uwolnieniem umieszczonych w niej odpadów, co mogło spowodować klęskę ekologiczną w badanym rejonie, dlatego też zajęto się głównie wykonaniem prac umożliwiających szybką rekultywację osadnika Kowary. Wyniki wykonanych przez autora eksperymentów oraz prac wdrożeniowych przedstawiono w kolejnych podrozdziałach.

8.1. PRACE PRZYGOTOWAWCZE POPRZEDZAJĄCE REKULTYWACJĘ BYŁEJ KOPALNI „RADONIÓW”

Prace przygotowawcze do przeprowadzenia rekultywacji kopalni „Radoniów” polegały na:

- uzyskaniu formalno-prawnych decyzji regulowanych prawem (o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu, uregulowaniu praw własnościowych),
- przygotowaniu bazy danych do opracowania raportu o warunkach ekologicznych i o oddziaływaniu składowiska odpadów na środowisko oraz projektu rekultywacji,
- opracowaniu i wykonaniu wymaganej prawem dokumentacji (geodezyjnej, geologiczno-inżynierskiej, inwentaryzacyjnej, raportu oddziaływania składowiska odpadów na środowisko),
- opracowaniu projektu rekultywacji.

W niniejszej pracy przytoczono wyniki badań, które stanowią podstawowy materiał bazy danych do projektowania i opracowania raportów oddziaływania składowiska odpadów na środowisko oraz planowanej rekultywacji.

8.2. PRACE PRZYGOTOWAWCZE POPRZEDZAJĄCE REKULTYWACJĘ OSADNIKA „KOWARY”

8.2.1. OPRACOWANIE METOD USUWANIA METALI CIĘŻKICH ZE ŚCIEKÓW I WÓD NADOSADOWYCH ZGROMADZONYCH W OSADNIKU „KOWARY”

Z literatury wiadomo, że skuteczność stosowanych w technologiach procesów usuwania metali ciężkich ze ścieków jest różna, a rozpiętość wyników świadczy o wpływie ubocznych czynników na proces [98, 118, 219].

W praktyce przemysłowej strącanie zubożniające należy do metod o stosunkowo dużej skuteczności i jest najczęściej stosowane. Metale ciężkie usuwa się przez wytrą-

canie trudno rozpuszczalnych związków metali, są to najczęściej wodorotlenki, siarczki i węglany [6, 98, 118, 195].

W przypadku wytrącania metali tworzących wodorotlenki amfoteryczne (Cr, Zn, Al), pH roztworu nie może być zbyt wysokie, ze względu na powstawanie rozpuszczalnych hydroksokompleksów [195]. Stopień wytrącania wodorotlenków metali ze ścieków najczęściej nie odpowiada wartościom wynikającym z ich iloczynów rozpuszczalności ani też zakresem pH określonym dla czystych roztworów jednoskładnikowych [6].

Z przeprowadzonych badań własnych [58, 61] wynika, że usuwanie metali ciężkich z 99% wydajnością przez wytrącanie trudno rozpuszczalnych wodorotlenków jest możliwe przy $\text{pH} > 9$, a w przypadku miedzi poziom ten jest osiągany już przy $\text{pH} \approx 7,8$. Na strącanie metali wpływ ma również rodzaj neutralizującego reagentu. Kadm i ołów przy wysokich wartościach pH tworzą trudno rozpuszczalne węglany i węglany zasadowe [195]. Usunięcie jonów metali chromu i żelaza wymaga dodatkowych operacji – Cr^{6+} przed strąceniem $\text{Cr}(\text{OH})_3$ redukuje się do Cr^{3+} , natomiast Fe^{2+} utlenia do Fe^{3+} .

Przeprowadzone badania [58–61] oraz oceny oddziaływania na środowisko [135, 260] wykazały, że ścieki przemysłowe (woda nadosadowa) w osadniku „Kowary” zawierały kationy metali ciężkich w ilości uniemożliwiającej ich bezpośredni zrzut do rzeki Jedlicy. Rekultywacja stawu wymagała wyłączenia go z eksploatacji, spompowania i oczyszczenia zgromadzonych tam ≈ 5 tys. m^3 ścieków (wód nadosadowych) oraz odcięcia napływu wód powierzchniowych i gruntowych. Decyzję o budowie oczyszczalni ścieków podjął użytkownik terenu, przyjmując przedłożoną przez autora koncepcję rozwiązania technicznego, opierającego się na istniejących już w zakładzie procesach, poszerzonego jedynie o procesy gwarantujące spełnienie wymogów przewidzianych ówczesnym stanem prawnym. Procesami tymi, w końcowej obróbce ścieków galwanicznych, były procesy sorpcji metali ciężkich przez opracowane z udziałem autora zmodyfikowane sorbenty mineralno-węglowe [69]. Sorpcja jest pojęciem obejmującym wiele jednocześnie zachodzących procesów, takich jak adsorpcja fizyczna i chemisorpcja, wymiana jonowa oraz wytrącanie i współwytrącanie z roztworów [201].

8.2.2. USUWANIE METALI CIĘŻKICH – BADANIA WIELKOLABORATORYJNE

Badania laboratoryjne związane z wykorzystaniem opracowanej z udziałem autora nowej grupy sorbentów [64, 68, 69], w tym sorbentów z grupy „Hydrosorb” do usuwania metali ciężkich, przeprowadzono wykorzystując modelowe i naturalne ścieki przemysłowe – ścieki galwaniczne w spółce „Hydromet”, zasilające staw osadowy [58–61, 74]. Do określania właściwości sorpcyjnych sorbentów stosowano w badaniach testy statyczne i dynamiczne (przepływowo). W eksperymentach dynamicznych ścieki galwaniczne pobierano z wydzielonego zbiornika pośredniego o pojemności 50 m^3 , gromadzącego ścieki produkcyjne przed ich wprowadzeniem do stawu osadowego lub bezpośrednio ze stawu osadowego.

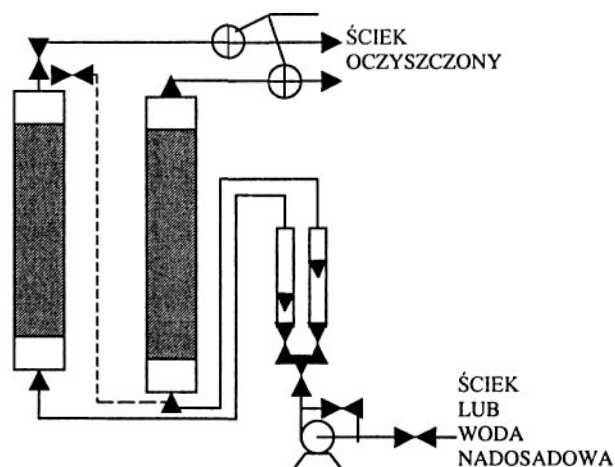
8.2.2.1. CHARAKTERYSTYKA SORBENTÓW „HYDROSORB” I APARATURA BADAWCZA

Sorbenty „Hydrosorb” są produkowane w spółce „Hydromet” w Kowarach na bazie glinokrzemianowej matrycy, zmodyfikowanej dodatkami poprawiającymi strukturę ziarna, i związków wprowadzających grupy funkcyjne, które są zdolne do wymiany jonowej i reaktywne w stosunku do metali ciężkich. Substancjami tymi były: zeolity, węgiel brunatny i związki o charakterze alkalicznym oraz związki siarki [69]. Charakterystykę testowanych sorbentów przedstawiono w tabeli 63. [74].

Tabela 63. Charakterystyka sorbentów Hydrosorb [74]

Table 63. Characteristic “Hydrosorb” sorbents [74]

Lp.	Właściwość	Jednostka	SMW-5/2k	SMW-5/IVk	KS-1	KS-2	KS-3	KS-4	G/Z11
1	Granulacja	mm	1,5÷2,5	1,5÷2,5	1,5÷2,5	1,5÷2,5	1,5÷2,5	1,5÷2,5	2,5÷3,5
2	Gęstość nasypowa	kg·m ⁻³	750	750	650	670	700	700	690
3	Wilgotność	%	3	3,3	2,5	2,5	2,5	2,5	2,7
4	Liczba metylenowa		3÷4	3÷4	1,5	1	1	1	1,2
5	Zawartość części mineralnych	%	86	89	93	90	92	94	88
6	Zawartość części lotnych	%	6	4,8	3,5	3,0	3,4	3,3	5,1
7	Porowatość	cm ³ ·g ⁻¹	0,55	0,53	0,56	0,55	0,57	0,54	0,55
8	Powierzchnia właściwa BET	m ² ·g ⁻¹	110	134	83	92	86	62	122
9	Obj. porów przejściowych	cm ³ ·g ⁻¹	0,13	0,20	0,19	0,18	0,19	0,20	0,18
10	Obj. mikroporów	cm ³ ·g ⁻¹	0,035	0,03	0,015	0,015	0,010	0,010	0,03
11	Średni promień porów	nm	4,9	3,7	8,2	8,9	9,2	9,4	5,2



Rys. 21. Przepływowy układ adsorpcyjny stosowany w badaniach
Fig. 21. A flow sheet of the adsorption system

Zdolność sorpcyjną sorbentów z grupy „Hydrosorb” badano w układzie przepływowym, w aparaturze składającej się z dwóch równolegle pracujących absorberów o średnicy 12 cm, wysokości 100 cm i czynnej objętości złoża $\sim 10 \text{ dm}^3$, zaopatrzonej w pompę zasilającą, układ zaworów regulacyjnych oraz rotametrów i przepływomierzy (rys. 21.). Niewielkie rozmiary aparatury umożliwiały łatwy transport i instalację w warunkach terenowych oraz podłączanie szeregowo lub równoległe kolumn – w zależności od potrzeb.

8.2.2.2. WYNIKI BADAŃ MODELOWYCH OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW GALWANICZNYCH

Wyniki wielkolaboratoryjnych badań z zastosowaniem modyfikowanych sorbentów „Hydrosorb” do usuwania metali ciężkich ze ścieków galwanicznych wprowadzanych do osadnika „Kowary” przedstawiono w publikacji [74].

Wyniki badań usuwania metali ciężkich z wody nadosadowej i ścieków galwanicznych spółki Hydromet, zawierających niewielkie i stosunkowo wysokie stężenia metali ciężkich przedstawiono w tabeli 64. Różnica między sorbentami polegała na modyfikacji ich składów (proporcjach wprowadzonych związków siarki i substancji alkalicznych). Badania prowadzono przy wydłużonych czasach przebywania, zapewniających uwolnienie ze struktury ziaren substancji trwale wiążących metale ciężkie tak, by utrzymany był na wyjściu z kolumny odczyn zasadowy. W badaniach stosowano obciążenia przepływu około 2 h^{-1} .

Jako miarę zdolności wiązania metali ze ścieku przyjęto stopień usunięcia kationów metali zdefiniowany zależnością

$$R_x = [(c_{0x} - c_{kx})/c_{0x}] \cdot 100\% \quad (10)$$

w której:

R – stopień usunięcia kationu ze ścieku, %,

x – kation metalu,

c_{0x} – stężenie początkowe, $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$,

c_{kx} – stężenie końcowe, $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$.

Po 96 i 120 h ciągłej pracy aparatury doświadczalnej sorbenty wykazywały dużą zdolność wiązania metali. Najskuteczniej wiązanymi metalami ciężkimi były cynk, nikiel i miedź, a najłabiej ołów. W przypadku obu sorbentów obserwowano zjawisko strącania na powierzchni ziaren siarczków metali i wodorotlenków, co w rezultacie zwiększało stopień usunięcia metali R_x . Duży stopień usuwania metali ciężkich należy wiązać z alkalicznym odczynem oczyszczonego ścieku na wylocie z kolumny oraz tworzeniem siarczków metali ciężkich.

Wyniki badań dowodzą o istotnym wpływie dodatków modyfikujących skład sorbentów na skuteczność usuwania metali ze ścieków.

Zdolność usuwania kationów metali ciężkich z roztworów jest wynikiem ich wiązania na powierzchni ziaren sorbentów lub wymiany z roztworem oraz wytrącania w otoczeniu ziarna trudno rozpuszczalnych wodorotlenków i siarczków metali z jednoczesnym wykorzystaniem złoża jako warstwy filtracyjnej dla wytrąconych związków.

Stwierdzono, że utrzymanie końcowego pH oczyszczanego ścieku na poziomie ≈ 9 , dzięki modyfikacji struktury ziaren sorbentów związkami alkalicznymi, wspomaga usuwanie metali ciężkich z roztworów i tym samym zwiększa stopień usuwania kationów R_x .

Tabela 64. Wyniki badań usuwania metali ciężkich na modyfikowanych sorbentach „Hydrosorb” G/Z11 i KS-2 ze ścieków przemysłowych stawu osadowego „Kowary” (objętość adsorbentu $\approx 10 \text{ dm}^3$)

Table 64. The results of removing heavy metals by modified sorbents („Hydrosorb” G/Z11 and KS-2) from industrial wastes collected in the “Kowary” tailing pond (10 dm^3 bed volume)

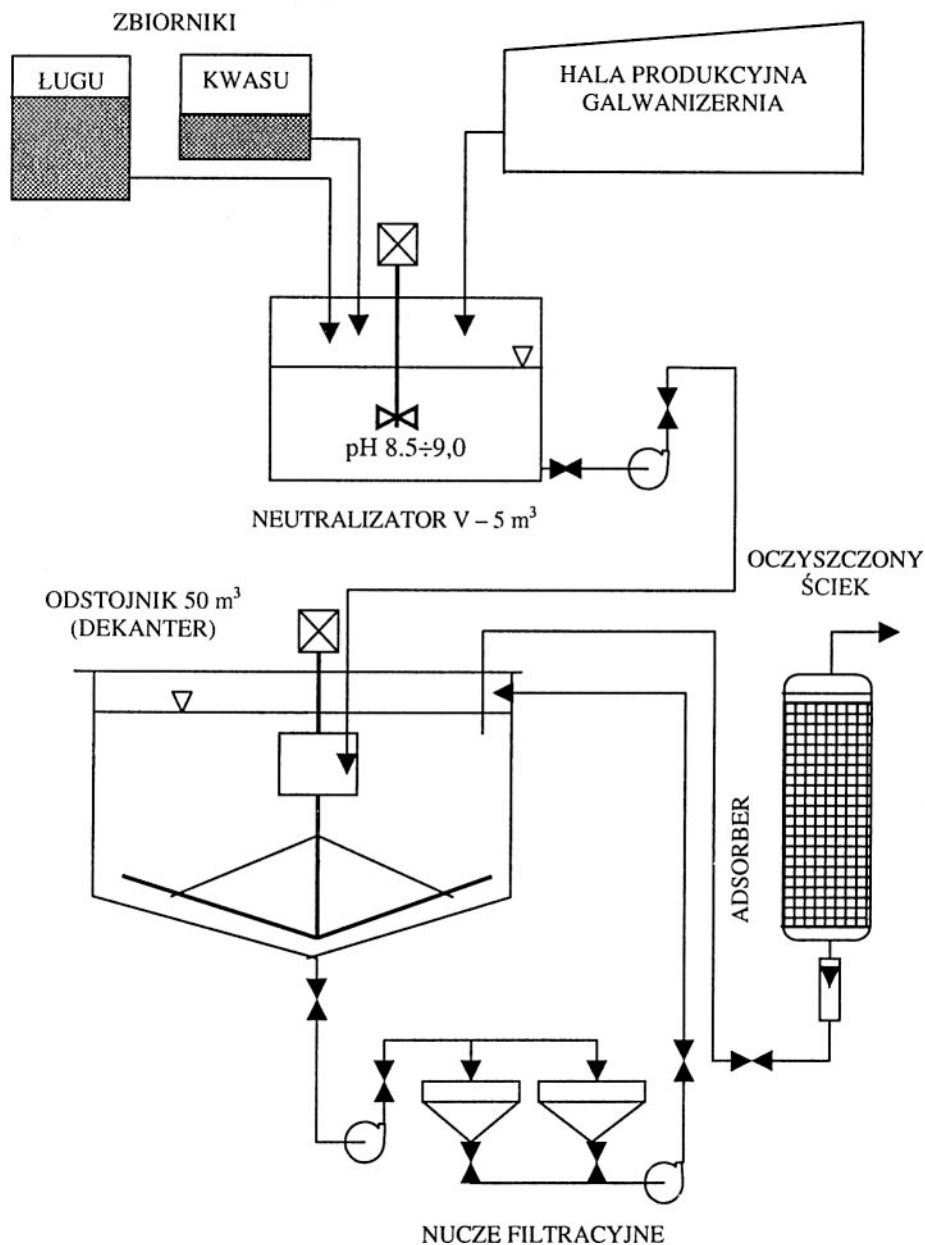
Sorbent		G/Z11					
Frakcja, mm		$d = 2,5 \div 3,5$					
Przepływ, h^{-1}		~ 2 ($\approx 20 \text{ dm}^3$ ścieków/ 10 dm^3 złoża na 1 h)					
Czas, h	ilość oczyszczonych ścieków dm^3	stężenie metali w ściekach $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$					pH
		Zn	Cu	Ni	Pb	Cd	
0	0	1,45	1,43	9,45	1,15	0,42	6,55
24	465	<0,01	0,05	0,02	<0,01	0,01	10,06
48	987	0,01	0,06	0,18	<0,01	0,05	9,47
72	1297	0,09	0,33	0,30	0,01	0,12	9,17
96	2053	0,11	0,28	0,28	0,03	0,16	9,38
120	2535	0,09	0,16	0,28	0,35	0,15	9,17
$R_x, \%$		93,8	88,8	97,0	69,6	64,3	
Sorbent		KS-2					
Frakcja, mm		$d = 2,5 \div 3,5$					
Przepływ, h^{-1}		~ 2 ($\approx 20 \text{ dm}^3$ ścieków/ 10 dm^3 złoża na 1 h)					
Czas, h	ilość oczyszczonych ścieków, dm^3	stężenie metali w ściekach $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$					pH
		Zn	Cu	Ni	Pb	Cd	
0	0	5,27	2,43	11,40	1,26	8,48	6,88
8	171	<0,01	<0,01	0,04	<0,01	0,12	11,24
12	230	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,025	11,13
24	474	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	10,70
48	999	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	0,025	10,05
72	1397	<0,01	<0,01	0,03	0,03	0,02	10,05
96	2050	<0,01	0,01	0,07	0,40	0,076	9,62
$R_x, \%$		99,8	99,6	99,4	68,2	99,1	

Uzyskane wyniki potwierdziły, że sorbenty „Hydrosorb” mogą być wykorzystane do końcowej obróbki ścieków przemysłowych zawierających metale ciężkie, w tym ścieków galwanicznych.

8.2.3. BADANIA OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW GALWANICZNYCH W SKALI TECHNICZNEJ

Do istniejącego w Hydromecie układu technologicznego oczyszczania ścieków galwanicznych dołączono adsorbent o objętości 220 dm^3 , który napełniono sorbentem

„Hydrosorb” GZ/24. Ścieki na adsorber podawano grawitacyjnie z odstojnika 50 m³ zgodnie ze schematem instalacji przedstawionym na rysunku 22.



Rys. 22. Schemat instalacji oczyszczania ścieków galwanicznych „Hydromet” w Kowarach
Fig. 22. Scheme of the “Hydromet” electroplating sewage treatment system in Kowary

Ścieki galwaniczne odprowadzono z hali produkcyjnej do neutralizatora o objętości 5 m³. Objętość tego zbiornika mieściła dobową produkcję ścieków. Ścieki, po uśrednieniu przez mechaniczne mieszanie, przepompowywano do odstojnika, gdzie dozowano roztwór wodorotlenku sodu, w celu strącenia wodorotlenków metali stanowiących zanieczyszczenie. Ciecz nadosadowa, spływając grawitacyjnie, zasilala adsorber od dołu z natężeniem przepływu 0,5 m³·h⁻¹ (liniowa prędkość przepływu przez złożę – 2 m·h⁻¹). Oczyszczony ściek, po przejściu przez złożę, odprowadzono do stawu osadowego. Zawieszinę wytrąconego osadu pompą membranową wprowadzano na nuczce filtracyjne. Odwodniony osad gromadzono w zbiornikach osadów filtracyjnych, a filtrat zwracano do neutralizatora. Wyniki badań 3-miesięcznego eksperymentu przedstawiono w tabeli 65*.

Tabela 65. Wyniki prób usuwania metali ciężkich na złożu modyfikowanego sorbentu „Hydrosorb” GZ/24 ze ścieków przemysłowych wprowadzanych do stawu osadowego „Kowary”

Table 65. Results of removing heavy metals by a modified sorbent („Hydrosorb” GZ/24) from industrial wastes collected in the „Kowary” tailing pond

Czas pracy doba	Ilość oczyszcz. ścieków m ³	Średnie natężenie przepływu m ³ ·h ⁻¹	Skład i stężenie metali mg·dm ⁻³				pH
			Zn	Cu	Ni	Cr(III)	
1	2	3	4	5	6	7	8
0	–	–0	*6,11– 7,13	*0,91– 1,54	*6,91– 8,59	*0,09– 1,04	*8,5– 8,8
20	62	3,1	0,02	0,05	0,38	0,004	10,78
30	86,7	2,89	0,03	0,05	0,41	0,005	10,54
60	163,8	2,73	0,03	0,06	0,49	0,008	10,08
90	251,1	2,77	0,15	0,15	0,61	0,09	9,88
R _x , %			98,7	87,8**	92,1**	84,1**	

* Podano przedział stężeń metali na wlocie do adsorbera w okresach kontrolnych zamieszczonych w kolumnie 1.

** R_x obliczono na podstawie średniej arytmetycznej.

8.2.4. KONCEPCJA OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW

Przeprowadzone serie prób oczyszczania ścieków technologicznych zgromadzonych w stawie osadowym potwierdziły zdolność wiązania metali ciężkich przez opracowane sorbenty mineralno-węglowe, modyfikowane związkami alkalicznymi i siarki [58, 59, 74]. Stworzyło to możliwość wykorzystania ich do końcowej obróbki ścieków galwanicznych.

Jako podstawę w proponowanej koncepcji technologicznej przyjęto stosowaną w zakładzie technologii oczyszczania ścieków, wykorzystanie istniejącej aparatury

* Podczas próby analizy kontrolne wykonywał Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska, Delegatura w Jeleniej Górze. Wyniki potwierdzały uzyskaną skuteczność oczyszczania ścieków z zastosowaniem omówionej technologii.

i urządzeń stosowanych do neutralizacji i oczyszczania ścieków pogalwanicznych na terenie „Hydrometu” oraz jej modernizację opartą na adsorpcji i trwałym wiązaniu metali ciężkich na sorbencie „Hydrosorb”.

Schemat ideowy opracowanej technologii przedstawiono na rysunku 23. Na jej podstawie Zakład Badawczo-Wdrożeniowego Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej (ZBW) opracował projekt techniczny [251] oraz ocenę oddziaływania oczyszczalni na środowisko [140].

Zakres rzeczowy i założenia technologiczne

Modernizacja oczyszczania ścieków przemysłowych ze stawu osadowego została opracowana dla ścieków spompowanych i oczyszczanych w ilości 50 m³/dobę.

Technologię oczyszczania ścieków w stosunku do stanu istniejącego rozszerzono o procesy usprawniające polegające na:

- koagulacji i flokulacji wytrąconych osadów (koagulant PIX oraz polielektrolit typu Zetag-Magnafloc (firmy Allied Colloids),
- usuwaniu pozostałości jonów metali ciężkich za pomocą sorpcji w kolumnach sorpcyjno-filtracyjnych na złożu sorbentu „Hydrosorb”,
- wprowadzeniu precyzyjnego dozowania reagentów pompami dozującymi,
- uzbrojenia aparatów w niezbędną aparaturę kontrolno-pomiarową,
- filtracji ciśnieniowej powstających osadów na prasie filtracyjnej.

Przyjęte rozwiązanie technologii było prototypowe, a jednocześnie oszczędne, ze względu na zastosowanie opracowanych w Politechnice Wrocławskiej sorbentów [68, 69], produkowanych w jej spółce, oraz wykorzystanie istniejących w zakładzie urządzeń.

Oczyszczalnia miała oczyszczać ścieki odprowadzane z produkcji oraz spompowywane ze stawu osadowego tak, aby nie zakłócić bieżącej pracy zakładów „Hydromet”, a jednocześnie spompować zawartość osadnika w przeciągu około 3 miesięcy, przy założeniu 8-godzinnego dnia pracy instalacji lub w cyklu 3-zmianowym w czasie do 1 miesiąca.

Przyjęty bilans ścieków do oczyszczenia:

staw osadowy

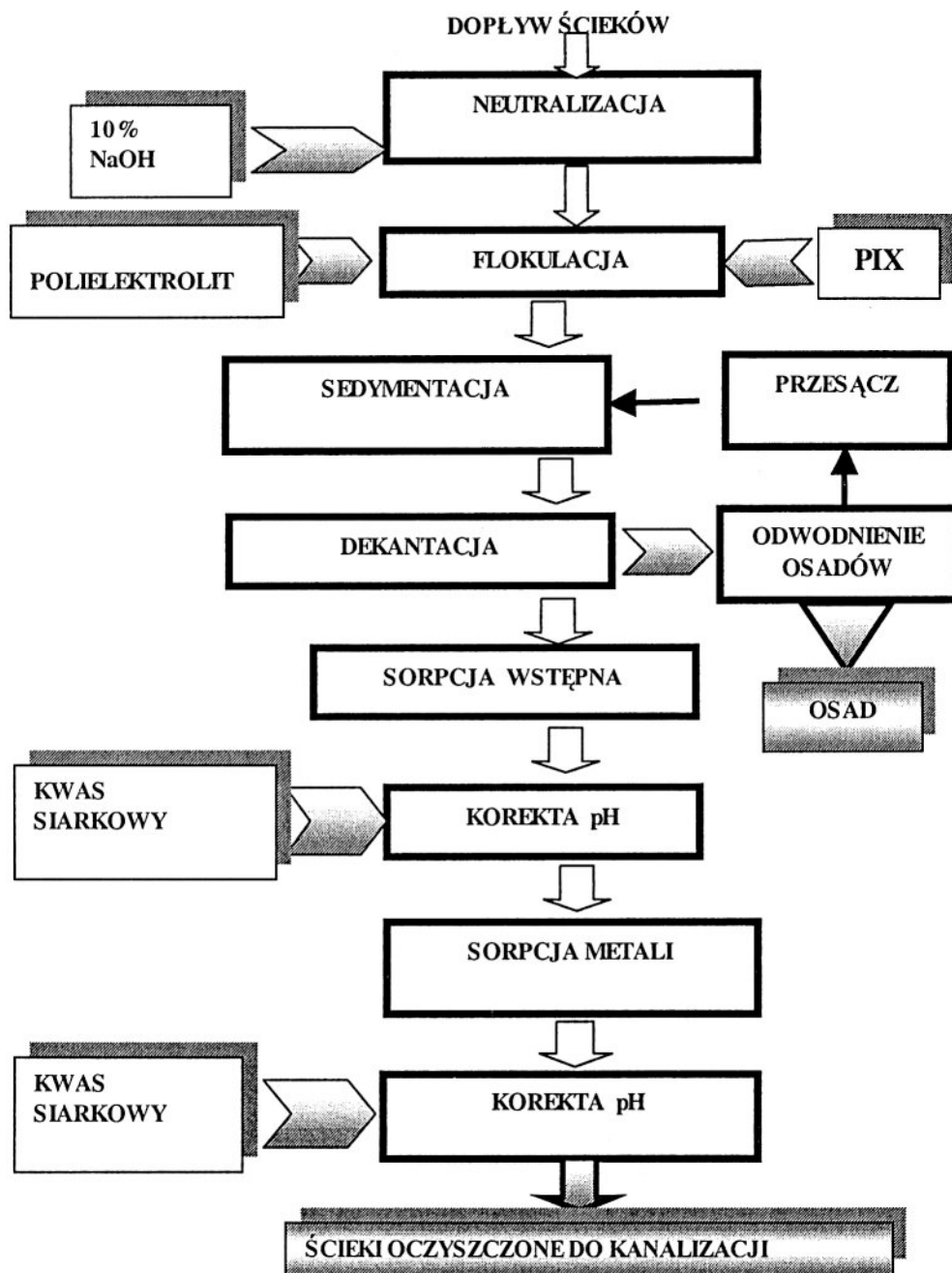
- ilość zdeponowanych ścieków – 5000 m³,
- ilość oczyszczanych ścieków – 50 m³/d, tj. 6,44 m³·h⁻¹;

ścieki z zakładu „Hydromet”

- sumaryczna ilość ścieków technologicznych – 13,6 m³/d, tj. 1,75 m³·h⁻¹,
- łączna ilość ścieków do oczyszczenia 63,6 m³·h⁻¹, tj. 8,19 m³·h⁻¹.

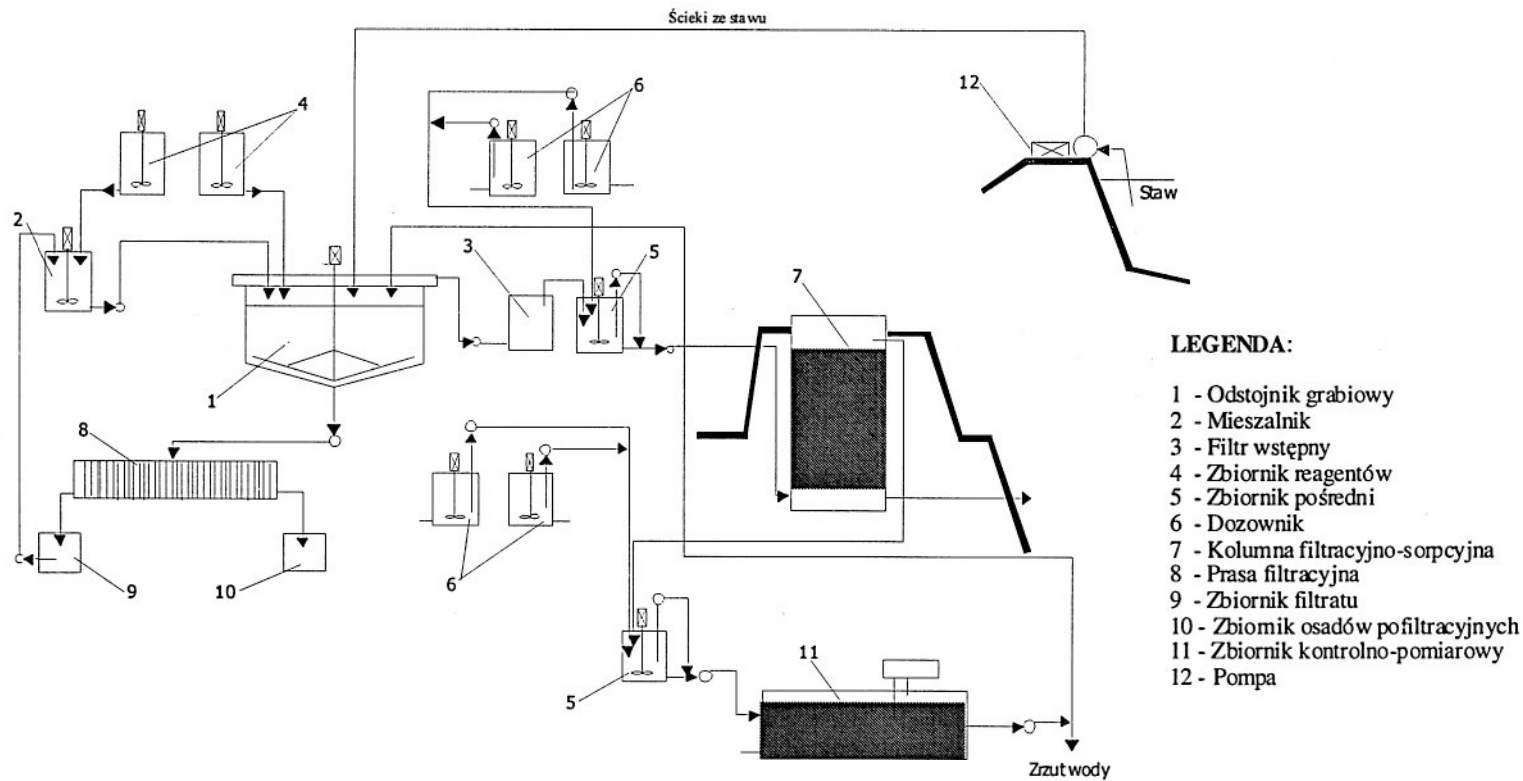
Neutralizacja ścieków – okresowa (wprowadzanie wód nadosadowych i ścieków na adsorber przy pH = 8,0÷8,5 i utrzymywanie średniego czasu kontaktu ścieków ze złożem 6÷12 min).

Schemat technologiczny procesu oczyszczania ścieków ze stawu technologicznego przedstawiono na rysunku 24.



Rys. 23. Schemat ideowy oczyszczania ścieków i wód nadosadowych stawu osadowego „Kowary”

Fig. 23. Schematic diagram of treating sewage and supernatant collected in the “Kowary” tailing pond



Rys. 24. Schemat technologiczny oczyszczania ścieków ze stawu osadowego
 Fig. 24. Flow sheet of treating sewage and supernatant collected in tailing pond

Tabela 66. Skład ścieków i wód nadosadowych wprowadzanych do oczyszczalni oraz oczyszczonych [212]
 Table 66. Composition of wastewater and supernatant liquid introduced to sewage treatment plant and water after treatment process [212]

Lp.	Parametr	Jednostka	Ścieki						Wody nadosadowe							
			15.06.00		20.06.00		5.07.00		27.04.01		9.05.01		19.06.01		5.07.01	
			we	wy	we	wy	we	wy	we	wy	we	wy	we	wy	we	wy
1	Odczyn (pH)		10,21	7,60	10,13	7,63	10,27	7,71	6,07	7,97	7,34	7,85	10,13	7,63	10,27	7,71
2	ChZT _{Cr}	mg O ₂ ·dm ⁻³	435,2	145,0	396,4	128,0	412,0	135,0	210,0	102,0	121,6	52,8	396,4	128,0	412,0	55,0
3	Chlorki	mg Cl·dm ⁻³	420,0	380,0	450,0	460,0	625,0	515,0	140,0	440,0	204,0	336,0	450,0	460,0	625,0	515,0
4	Azot amonowy	mg N _{NH4} ·dm ⁻³	1,5	1,1	2,8	1,65	2,0	1,32	14,0	2,95	13,0	2,4	2,8	1,65	2,0	1,32
5	Azot azotanowy	mg N _{NO3} ·dm ⁻³	22,6	18,7	23,7	21,4	23,2	21,9	1,9	5,42	–	2,9	23,7	21,4	23,2	21,9
6	Azot ogólny	mg N _{og} ·dm ⁻³	37,9	26,3	34,6	29,4	33,2	30,7	17,9	9,35	21,4	7,7	34,6	29,4	33,2	30,7
7	Fosfor ogólny	mg P·dm ⁻³	4,6	0,8	3,7	0,6	6,3	0,5	0,1	0,87	4,0	0,5	3,7	0,6	6,3	0,5
8	Siarczany	mg SO ₄ ·dm ⁻³	230,8	436,0	212,0	399,0	244,2	491,0	–	71,0	–	496,4	212,0	399,0	244,2	491,0
9	Sub. rozpuszcz.	mg·dm ⁻³	1431,0	1360,0	1543,0	1443,0	1054,0	1443,0	2058,0	2365,0	1518,0	1617,0	1543,0	1443,0	1054,0	1440,0
10	Sód	mg Na·m ⁻³	535,0	498,0	490,0	432,0	538,0	435,0	183,0	555,0	205,0	445,0	490,0	432,0	538,0	435,0
11	Potas	mg K·dm ⁻³	20,5	25,0	22,1	23,4	31,5	28,0	21,6	22,0	23,5	28,7	22,1	23,4	31,5	28,0
12	Cynk	mg Zn·m ⁻³	3,90	0,54	4,30	0,49	3,50	0,44	4,10	0,43	2,90	0,28	4,3	0,49	3,5	0,44
13	Chrom	mg Cr·dm ⁻³	0,08	0,02	0,06	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,22	0,00	0,06	0,00	0,00	0,02
14	Nikiel	mg Ni·dm ⁻³	1,74	0,37	1,30	0,29	2,02	0,42	16,20	0,34	15,8	0,32	1,30	0,29	2,02	0,42
15	Miedź	mg Cu·m ⁻³	3,80	0,20	3,70	0,18	4,00	0,21	0,67	0,11	0,91	0,06	3,70	0,18	4,0	0,21
16	Ołów	mg Pb·dm ⁻³	0,10	0,03	0,04	0,035	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,04	0,00	0,04
17	Żelazo	mg Fe·dm ⁻³	5,25	1,8	4,5	1,4	2,40	1,85	–	–	–	–	4,5	1,4	2,40	1,85
18	Wapń	mg Ca·dm ⁻³	12,3	10,9	14,70	13,4	25,6	18,8	–	–	–	–	–	13,4	25,6	18,9

Ścieki wypompowywane pompą kieruje się do odстойnika 50 m³ (1), gdzie podaje się ze zbiorników reagentów (4) i dozowników (6) chemikalia (korekta odczynu pH, flokulant, koagulant) stosownie do potrzeb. Po sedymentacji części stałych, sklarowane ścieki podaje się na wstępną kolumnę filtracyjno-adsorpcyjną (3) wypełnioną złożem piaskowym oraz Hydrosorbem G. Po przejściu przez kolumnę ścieki spływają do zbiornika pośredniego (5), gdzie następuje korekta pH $\approx 8,5$. Ścieki po kolumnie wstępnej kieruje się na zasadniczą kolumnę filtracyjno-adsorpcyjną (7). Oczyszczone spływają do zbiornika pośredniego (5), w celu automatycznej korekty odczynu i poprzez zbiornik kontrolno-pomiarowy (11), z automatyczną rejestracją pH, zabezpieczającą właściwy odczyn, kieruje się do odbiornika. W przypadku niespełnienia parametrów oczyszczania ścieki zawraca się ze zbiornika (11) okresowo do odстойnika (1). Wytrącone w odстойniku (1) osady kieruje się na prasę filtracyjną (8). Osad zbiera się w zbiorniku (10), a filtrat w zbiorniku (9), skąd przepompowuje się go do mieszalnika (2).

8.2.5. OCZYSZCZANIE ŚCIEKÓW I WÓD NADOSADOWYCH

Wybudowana oczyszczalnia, zgodnie z przedstawioną koncepcją, oczyściła znajdujące się w zbiorniku osadnika ścieki oraz wody nadosadowe. Wyłączenie z eksploatacji osadnika oraz spompowanie i oczyszczenie ścieków tam zgromadzonych stworzyło warunki do rozpoczęcia technicznej rekultywacji obiektu. Skład wód nadosadowych zgromadzonych w osadniku ulegał zmianie ze względu na odtwarzanie się wód nadosadowych po opadach. Wyniki analiz fizykochemicznych ścieków na wejściu do oczyszczalni i ścieków oczyszczonych odprowadzanych z oczyszczalni zamieszczono w tabeli 66.

Oczyszczanie ścieków było rzeczywistą weryfikacją przedłożonej koncepcji technologicznej, a przedstawione wyniki wskazują, że średnie wartości stężeń zanieczyszczeń nie przekraczały wartości dopuszczalnych.

8.3. USUWANIE ZANIECZYSZCZEŃ WĘGLOWODOROWYCH Z OSADÓW DENNYCH STAWU OSADOWEGO „KOWARY” PRZEZ BIOREMEDIACJĘ IN SITU

W niecce stawu, na stropie osadów pierwotnych, wprowadzone po zakończeniu działalności ZP R-1 odpady przemysłowe utworzyły silnie uwodniony mulisty osad o miąższości około 30 cm, miejscami do 70 cm. Charakterystykę osadów przedstawiono w p. 4.3.2 oraz w Suplemencie.

Ze względu na prace rekultywacyjne stawu osadowego, za niezbędne uznano usunięcie zanieczyszczeń węglowodorowych. Po wypompowaniu i oczyszczeniu wód

nadosadowych odsłonięte osady denne poddano obróbce biotechnologicznej. Do realizacji tego celu konieczna była identyfikacja zanieczyszczeń organicznych oraz opracowanie metody ich utylizacji.

8.3.1. CHARAKTERYSTYKA FIZYKOCHEMICZNA I MIKROBIOLOGICZNA

Próbki osadów pobrano w 5 punktach pomiarowych stawu osadowego, wyznaczonych na powierzchni 5000 m². Ze względu na warstwową strukturę osadów o dużej zmienności przestrzennej pobrane próbki poddano oddzielnie homogenizacji i badaniom analitycznym (zob. p. 4.3.2.2).

Charakterystykę fizykochemiczną i chemiczną uśrednionych próbek osadów dennych przedstawiono w tabelach 25. i 28.

Identyfikacja zanieczyszczeń węglowodorowych, wykonana metodą GC z ekstraktów *n*-heksanowych i *n*-pentanowych, wykazała obecność głównie węglowodorów C₁₄–C₃₅ (zanieczyszczenie cięższymi frakcjami paliwowymi i olejowymi oraz małe, śladowe stężenia BTEX – głównie ksylenów).

Do czynników niesprzyjających rozwojowi w osadzie dennym mikroorganizmów należy zaliczyć skażenie osadów metalami ciężkimi i radionuklidami oraz alkaliczny odczyn osadów i ich duże uwodnienie.

Badania mikroflory występującej w powierzchniowej warstwie osadów wykazały obecność drobnoustrojów wszystkich badanych grup (tab. 67.). Ich liczebność w poszczególnych próbkach była zróżnicowana.

Tabela 67. Charakterystyka mikrobiologiczna osadów dennych przed bioremediacją
Table 67. Microbiological characteristics of bottom sediments before their bioremediation

Badany parametr	Numer próby				
	1	2	3	4	5
Liczba bakterii psychrofilnych, jtk/g s.m.	325730	59 870	338 800	501 290	235 010
Liczba bakterii mezofilnych, jtk/g s.m.	14 150	40 540	98 500	190 670	198 410
Liczba drożdży psychrofilnych, jtk/g s.m.	19	4990	308	18 430	8250
Liczba drożdży mezofilnych, jtk/g s.m.	253	138	151	1543	1265
Liczba pleśni psychrofilnych, jtk/g s.m.	149	0	6	2	18
Liczba pleśni mezofilnych, jtk/g s.m.	5	0	0	0	0
NPL bakterii z grupy coli w 1g s.m	6	6	1	4	7
NPL bakterii z grupy coli w 1g s.m	5	6	16	0	7
Aktywność dehydrogenazowa, µg TF na 1 g s.m. osadu/24 h (z glukozą)	0,7	0	1,25	5,07	17,03
Aktywność dehydrogenazowa, µg TF na 1 g s.m. osadu/24 h (bez glukozy)	0	0	0	0	5,40
Miano bakterii rozkładających produkty naftowe, g s.m.	0,01	0,01	0,001	0,001	0,0001

Najliczniej reprezentowane były bakterie psychrofilne i mezofilne oraz drożdże i pleśń. Zaobserwowano jedynie pojedyncze komórki grzybów pleśniowych. Większość drobnoustrojów była prawdopodobnie w stanie anabiozy lub form przetrwalnych, gdyż aktywność dehydrogenazowa badanych osadów była bardzo mała i w przypadku większości próbek ujawniała się dopiero w obecności łatwo przyswajalnego źródła węgla w postaci glukozy. Za tezę anabiozy przemawia również brak aktywności oddechowej mikroflory. Świadczy to o toksycznym oddziaływaniu zanieczyszczeń występujących w osadach dennych.

W badanych próbkach nie wykryto bakterii acidofilnych zdolnych do ługowania metali. Stwierdzono natomiast występowanie bakterii rozkładających produkty naftowe. Ich liczebność była mniejsza o rząd od liczebności ogólnej bakterii i wahała się w przedziale od 1650 do 76 540 komórek w 1 gramie suchej masy osadu. Występowanie tych bakterii w osadzie była podstawą do podjęcia prac nad opracowaniem biologicznej metody usuwania zanieczyszczeń węglowodorowych z osadów dennych stawu osadowego „Kowary”.

8.3.2. OPRACOWANIE TECHNOLOGII USUWANIA ZANIECZYSZCZEŃ WĘGLOWODOROWYCH Z OSADÓW

Do rozkładu zidentyfikowanych związków organicznych spośród czynników biologicznych najważniejszy był właściwy dobór bakterii zdolnych do ich rozkładu oraz stworzenie im optymalnych warunków rozwoju. Charakterystyczną cechą osadu dennego była obecność w jego masie znacznej ilości bakterii przeprowadzających proces fermentacji masłowej i znaczne nagromadzenie produktów tej fermentacji.

O wyniku prowadzonej biodegradacji decyduje aktywność używanej w procesie mikroflory [127], której wybór zależy od sytuacji geologicznej, hydrogeologicznej, chemicznej i mikrobiologicznej oraz głębokości zalegania skażenia, metody oczyszczania i wspomagania procesu oczyszczania [96] oraz zapewnienia optymalnych warunków procesu biodegradacji [102]. O przebiegu biologicznego procesu oczyszczania decyduje podatność substratów na rozkład mikrobiologiczny oraz biodostępność węglowodorów, które są źródłem węgla i energii dla mikroorganizmów [102, 123].

W warunkach powierzchniowego skażenia osadów węglowodorami, uwarunkowań terenowych (utrudniony dostęp do skażonego gruntu), uzasadnioną metodą oczyszczania przyjętą w koncepcji była metoda *in situ*, uwzględniająca stymulację procesu biodegradacji substancjami biogennymi, inokulację aktywnymi drobnoustrojami oraz zapewniająca drobnoustrojom optymalne warunków wzrostu (pH, wilgotność, stężenie biogenów).

8.3.2.1. DOBÓR BAKTERII ZDOLNYCH DO UTYLIZACJI PRODUKTÓW NAFTOWYCH

W badaniach diagnostycznych stwierdzono, że w osadach obecne były cztery szczepy bakterii. Wykazały one następującą przynależność taksonomiczną: *Pseudo-*

monas aeruginosa, *Pseudomonas fluorescens*, *Enterobacter agglomerans* oraz *Stenomonas*.

W składzie osadów dennych (ekstrakt *n*-heksanowy) stwierdzono obecność dodekanu, heksadekanu i oktadekanu oraz ich pochodnych. Były to węglowodory *n*-parafinowe wchodzące w skład oleju napędowego [106], dlatego też użyto go w charakterze czynnika selekcyjnego. Składniki oleju napędowego stanowiły jedyne źródło węgla i energii w pożywce mineralnej stosowanej do izolacji bakterii rodzimych z osadów dennych. Zidentyfikowane bakterie różniły się skutecznością rozkładu oleju napędowego (tab. 68.). Najbardziej efektywny okazał się szczep *Pseudomonas aeruginosa*, który w ciągu 7 dni był w stanie dokonać biodegradacji 65% mas. oleju, przy stężeniu wyjściowym tego związku w podłożu hodowlanym wynoszącym 1% mas.

Tabela 68. Skuteczność rozkładu oleju napędowego przez wyizolowane szczepy bakterii [72]
Table 68. The efficiency of diesel oil degradation by isolated strains of bacteria [72]

Szczep bakterii	Ubytek oleju w hodowli, %	
	po 7 dniach inkubacji	po 14 dniach inkubacji
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	65	97
<i>Pseudomonas fluorescens</i>	57	95
<i>Enterobacter agglomerans</i>	14	18
<i>Stenotrophomonas spp.</i>	17	21

Pośród wyizolowanych szczepów do bioremediacji mógł być użyty jedynie *Pseudomonas fluorescens*. Szczepy należące do gatunku *Pseudomonas aeruginosa* są względnymi patogenami, dlatego w Polsce nie stosuje się ich w technologiach opartych na metodach biologicznych [106]. Obecność zaledwie jednego szczepu bakterii mogłaby w istniejących warunkach nie zapewnić rozkładu wszystkich grup węglodorów o różnej podatności na biodegradację obecnych w osadach dennych, dlatego uznano, że bakterie rodzime należy wspomóc biopreparatem handlowym.

Do inokulacji zastosowano preparat BIOSAN, produkowany przez firmę „BIO-GEN” z Namysłowa, który jest stosowany do utylizacji ścieków i nieczystości w oczyszczalniach, lagunach, szambach itp. Ten dobór preparatu wynikał z faktu wprowadzania do stawu przez lata ścieków bytowych. Poza tym zachodzące w nim procesy beztlenowe doprowadziły do wytworzenia szkodliwych, przykrych zapachowo metabolitów, takich jak kwas masłowy i amoniak.

W skład preparatu BIOSAN wchodziła odżywka startowa oraz odpowiednio zestawiona kompozycja niepatogennych mikroorganizmów o ściśle ukierunkowanym działaniu, powodująca rozpad oraz degradację szkodliwych substancji: amoniaku, siarkowodoru, indolu, skantolu, merkaptanów, związków fosforu oraz związków o długich łańcuchach. Ponadto preparat mikrobiologiczny miał zdolność wiązania metali ciężkich, kierowania pożądanymi procesami fermentacyjnymi, zmiany pH środowiska oraz bardzo silnego hamowania rozwoju patogennych drobnoustrojów,

a także niszczenia na drodze enzymatycznej jaj oraz form przetrwalnikowych owadów i endopasożytów.

Preparat BIOSAN zaadaptowano do utylizacji produktów naftowych. Zawarte w nim drobnoustroje hodowano na podłożu mineralnym, zawierającym olej napędowy w charakterze jedyne go źródła węgla i energii. Trzykrotne pasażowanie zapewniło eliminację szczepów wrażliwych oraz szczepów nie mających zdolności do rozkładu produktów naftowych. Skuteczność rozkładu oleju napędowego przez BIOSAN po adaptacji wyniosła 95,5% po 14 dniach inkubacji [72, 101].

Sprawdzono interakcje zachodzące między mikroflorą naturalną osadu oraz bakteriami zawartymi w preparacie. Nie stwierdzono oddziaływania antagonistycznego. Pozwoliło to na przygotowanie biopreparatu zawierającego obie grupy mikroorganizmów. Był on początkowo namnażany w warunkach laboratoryjnych, a następnie w bioreaktorach polowych [101]. Bioreaktory do namnażania wyposażono w system drobnopęcherzykowego napowietrzania, ogrzewania, kontroli i regulacji temperatury. Hodowla bakterii trwała od 3 do 5 dni, w zależności od warunków temperaturowych.

8.3.2.2. PRZEBIEG PROCESU BIOREMEDIACJI OSADÓW DENNYCH

Na skażony węglowodorami osad denny, spoczywający na osadzie pierwotnym, wykazujący stan miękkoplastyczny do płynnego [113], o silnie alkalicznym pH, okresowo wprowadzano roztwór siarczanu amonowego. Pozwoliło to na utrzymanie pH ok. 8 i wilgotności osadów zapewniających tlenowe bądź względnie beztlenowe warunki biodegradacji (warunki atmosferyczne). Efektywne prowadzenie procesu wymagało zasilania okresowego biogenami (nawóz azotowo-fosforowy DAP), tak aby stosunek azotu do fosforu i węgla w osadzie kształtował się zgodnie z proporcją C:N:P = 100:10:1. Wprowadzanie do osadów bakterii o dużej aktywności degradacyjnej poprzedzono ich namnażaniem w bioreaktorach polowych. W skład biopreparatu, rozprowadzanego okresowo na powierzchni osadu przez rozdeszczowanie, wchodziły bakterie autochtoniczne oraz preparat BIOSAN. Podłoże hodowlane stanowił roztwór wodny biogenów, aktywatorów oraz substancje chemiczne zapewniające utrzymanie pH na poziomie 6,5÷7,3. W czasie 48 dni prowadzenia procesu biodegradacji dokonano wielokrotnego zaszczepienia osadów namnożonymi bakteriami. Okres przygotowania, realizacji i monitorowania procesu trwał 75 dób (15.07–27.09). Wilgotność osadów utrzymywano na poziomie 60÷70% całkowitej pojemności wodnej [72].

Przebieg procesu bioremediacji kontrolowano, dokonując w ramach monitoringu pomiarów podstawowych parametrów mikrobiologicznych, chemicznych i fizykochemicznych osadów. W zasadniczej fazie procesu od 27. dnia kontrolę analityczną prowadzono w odstępach tygodniowych. Początkowa zawartość zanieczyszczeń organicznych (wyrażona masą ekstraktu CH_2Cl_2) w analizowanych próbkach wynosiła od 11,65 do 39,78 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. (tab. 25.). Zanieczyszczenia te rozmieszczone były w osadach nierównomiernie na powierzchni stawu i wzdłuż przekroju profilu osadu. Pod względem jakościowym były to różnorodne substancje organiczne, w tym węglowo-

dory parafinowe, naftenowe i aromatyczne – składniki ciężkich frakcji naftowych, oleje mineralne oraz inne substancje organiczne, takie jak kwasy tłuszczowe.

Przykładowe wyniki analiz podstawowych parametrów osadów mających wpływ na przebieg procesu w zasadniczej fazie procesu (27. dzień) biodegradacji węglowodorów przedstawiono w tabeli 69. Dalsze tabele kontroli analitycznej pozostałych osadów (2s÷5s) zestawiono w suplemencie.

Tabela 69. Wyniki badań monitoringowych osadów dennych w toku bioremediacji (osad nr 1s) [72]
Table 69. The results of bottom deposits' monitoring during their bioremediation (sample no. 1s) [72]

Lp.	Badany parametr	Jednostka	Doba procesu						
			28	33	39	46	53	66	75
Osad 1s									
1	wilgotność	% mas.	69,1	63,1	63,2	45,9	40,7	20,6	11,3
2	sucha masa	% mas.	30,9	36,9	36,8	54,1	59,3	49,4	45,2
3	subst. mineralne	% s.m.	64,3	59,6	62,6	73,7	77,6	83,4	84,1
4	subst. organiczne	% s.m	35,7	40,4	37,4	26,3	22,4	16,6	15,9
Wyciąg wodny z osadu									
5	ChZT _{Mn}	mgO ₂ ·dm ⁻³	179,6	124,6	213,2	135,0	125,0	80,6	91,7
6	odczyn	pH	7,5	7,2	7,2	7,2	6,75	6,5	7,1
7	zawiesina	mg·dm ⁻³	151,7	157,3	126,7	100,0	290,0	270,0	250,0
8	siarczany	mgSO ₄ ·dm ⁻³	330,0	333,0	260,0	334,0	279,8	198,0	288,0
9	Na	mgNa·dm ⁻³	43,5	30,0	30,0	43,6	95,0	48,0	112,0
10	Fe	mgFe·dm ⁻³	0,10	0,08	0,02	0,06	0,12	0,07	0,04
11	Cu	mgCu·dm ⁻³	0,27	0,56	0,39	0,78	0,97	0,37	1,27
12	Zn	mgZn·dm ⁻³	0,35	1,09	0,22	0,28	0,47	1,78	0,61
13	sucha pozostałość	g·dm ⁻³	0,47	0,81	0,77	1,04	0,85	0,79	0,95
14	sucha pozost. po prażeniu	g·dm ⁻³	0,44	0,58	0,51	0,51	0,52	0,60	0,65
15	N ogólny	mgN·dm ⁻³	149,06	n.o.	n.o.	n.o.	6,05	4,83	13,5
16	N amonowy	mgNH ₄ ·dm ⁻³	3,31	n.o.	n.o.	n.o.	0,14	0,09	0,08
17	N azotanowy	mgNO ₃ ·dm ⁻³	0,05	n.o.	n.o.	n.o.	30,95	37,72	n.o.
18	N organiczny	mgN·dm ⁻³	145,7	n.o.	n.o.	n.o.	6,82	1,65	n.o.
19	Ni	mgNi·dm ⁻³	n.o.	n.o.	n.o.	n.o.	0,22	0,56	n.o.
20	Cr	mgCr·dm ⁻³	n.o.	n.o.	n.o.	n.o.	23,88	35,51	n.o.

n.o. – nie oznaczano.

Parametry mikrobiologiczne osadu w toku procesu bioremediacji zestawiono w tabeli 70 oraz w Suplemencie.

Oprócz bakterii degradujących produkty naftowe z pozostałych grup bakterii najliczniej występowały w osadach denitryfikatory oraz bakterie desulfurikacyjne. Nie stwierdzono obecności bakterii acidofilnych, nie było więc niebezpieczeństwa związanego z możliwością mikrobiologicznego ługowania metali zawartych w osadach. Liczebność bakterii z grupy coli była niewielka, a zatem proces nie stwarzał zagrożenia sanitarnego. Notowano szczególnie intensywny rozwój bakterii w początkowej fazie bioremediacji, z uwagi na obecność łatwo dostępnych form węglowodorów. Aktywność enzymatyczna mikroorganizmów związana z przebiegiem procesów oddechowych kształtowała się w podobny sposób, największe jej wartości uzyskano od 15. do 18. doby procesu, prawdopodobnie z uwagi na panujące dogodne warunki tempera-

turowe. Maksymalna wartość tego parametru osiągnęła poziom 215,9 $\mu\text{g TF}\cdot\text{g}^{-1}$ suchej masy osadu w 16. dobie procesu (31 lipca) w próbce nr 4 osadu.

Tabela 70. Charakterystyka mikrobiologiczna osadów dennych w toku bioremediacji, po 15 dobach [72]
Table 70. Microbiological characteristics of the bottom sediments during their bioremediation (the 15th day) [72]

Oznaczany parametr	Numer próbki				
	1	2	3	4	5
Liczba bakterii psychrofilnych, jtk/g s.m.	512000	565000 0	7130000	24500000	4760000
Liczba bakterii mezofilnych, jtk/g s.m.	33400	96700	1928000	18800000	4190000
Liczba drożdży psychrofilnych, jtk/g s.m.	150	1100	400	12000	16000
Liczba pleśni psychrofilnych, jtk/g s.m.	200	2000	80	4000	6000
Miano bakterii z grupy coli, g s.m.	0,01	0,01	4	0,01	0,004
Miano bakterii z grupy coli typu fekalnego, g s.m.	0,01	0,01	4	0,04	0,04
Liczba bakterii acidofilnych, jtk/g s.m.	0	0	0	0	0
Miano bakterii denitryfikacyjnych, g s.m.	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
Miano bakterii desulfurikacyjnych, g s.m.	0,0001	0,001	0,01	0,0001	0,01
Miano bakterii względnie beztlenowych, g s.m.	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
Miano bakterii fermentacji masłowej, g s.m.	0,01	0,01	0,01	0,1	0,1
Liczba bakterii wytwarzających endospory, jtk./g s.m.	101	65	87	96	88
Aktywność dehydrogenazowa, $\mu\text{g TF}$ na 1 g s.m. osadu/24 h (z glukozą)	186,02	171,06	180,5	215,9	202,2
Aktywność dehydrogenazowa, $\mu\text{g TF}$ na 1 g s.m. osadu/24 h (bez glukozy)	143,01	145,03	143,06	160,21	173,10
Miano bakterii rozkładających produkty naftowe, g s.m.	0,0001	0,00001	0,00001	0,00001	0,00001
pH	6,8	7,3	8,0	7,3	7,4

W okresie prowadzenia biodegradacji, od początku lipca do września, stwierdzono w punktach pomiarowych wysoki stopień rozkładu substancji organicznych w osadach, sięgający 45÷84,5% (tab. 71.). Średnia zawartość substancji organicznych ekstrahowanych CH_2Cl_2 , w tym produktów naftowych w gruncie, spadła średnio z 29,75 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. do ok. 7,3 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m. Analiza pozostałości wykazała, że są to związki trudno biodegradowalne (olejowa frakcja naftowa, wyższe kwasy tłuszczowe).

Tabela 71. Charakterystyka fizyczno-chemiczna próbek osadów dennych po bioremediacji [72]
Table 71. Physical and chemical characteristics of the bottom sediments after their bioremediation [72]

Badany parametr	Jednostka	Numer próbki				
		1	2	3	4	5
pH		7,1	6,9	7,1	6,9	7,05
Wilgotność	%mas.	11,5	19,6	28,9	15,1	12,8
Substancje mineralne	$\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.	760	685	744	720	756
Ekstrakt CH_2Cl_2	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.	6750	9330	10780	4350	5270
Ubytek substancji organicznych	%mas.	45,0	73,5	73,4	83,8	84,5
Węglowodory $\text{C}_7\text{-C}_{30}$	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.	140	560	320	280	300
Ubytek węglowodorów $\text{C}_7\text{-C}_{30}$	%mas.	70,0	85,6	86,0	90,0	89,0
Suma BTEX	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.	śl.	śl.	śl.	śl.	śl.

Badania mikrobiologiczne osadu dokonane na zakończenie procesu bioremediacji wykazały znaczne polepszenie ich jakości sanitarnej. Nie stwierdzono w nich obecności bakterii z grupy coli (Suplement, tab. I.14). Zmniejszyła się też liczebność pozostałych grup drobnoustrojów oraz aktywność enzymatyczna osadu [72]. Zanotowano także całkowite zahamowanie aktywności drobnoustrojów.

8.4. IMMOBILIZACJA KATIONÓW METALI CIĘŻKICH W OSADACH

Najbardziej niebezpiecznym dla środowiska odpadem stawu osadowego był osad powierzchniowy, zawierający duże koncentracje metali, w tym metali ciężkich. Został on scharakteryzowany w tabeli 29. oraz w tabelach w suplemencie (tab. I.2–I.8). Koncentracje poszczególnych pierwiastków wzdłuż przekroju profilu osadu rozłożone są nierównomiernie.

Zmniejszenie wymywalności metali z osadów i gruntów antropogenicznych z zastosowaniem alkalicznych roztworów ługujących wskazało kierunek doboru materiałów stabilizujących składowane osady w celu immobilizacji kationów metali ciężkich. Wyniki badania wymywalności jonów przedstawiono w p. 4.3.2.5. Metale ciężkie w badanych osadach występują w formach trudno rozpuszczalnych wodorotlenków lub uwodnionych tlenków.

Zawarte w osadach, w bardzo dużych koncentracjach, związki metali alkalicznych i ziem alkalicznych, szczególnie wapnia (w niektórych warstwach do $50 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.) oraz alkaliczny roztwór macierzysty spełniają rolę stabilizatorów osadów, immobilizujących kationy metali ciężkich.

8.4.1. BADANIA WYMYWALNOŚCI KATIONÓW I ANIONÓW Z OSADÓW

8.4.1.1. IMMOBILIZACJA KATIONÓW Z WYKORZYSTANIEM MATERIAŁÓW MINERALNYCH

Do próbek masy osadów S/SR wprowadzono materiały mineralne, takie jak: dolomity, minerały ilaste, wapno hydratyzowane, które pełnią funkcję regulacyjną ruchliwości metali i przyczyniają się do jej zmniejszenia.

W tabeli 72. przedstawiono wyniki testów wymywalności metali ciężkich z osadów przemieszanych z tymi materiałami, w ilościach podanych w tabeli, w przeliczeniu na suchą masę osadu.

Najmniejsze wartości wymywalności kationów metali ciężkich z osadów uzyskano w próbach z użyciem wapna, nieznacznie większe dla dolomitu I oraz minerału ilastego.

Tabela 72. Wpływ materiałów mineralnych na immobilizację kationów metali ciężkich z osadów (oznaczenia w wyciągach wodnych)

Table 72. The influence of minerals on immobilization of cations of heavy metals from sediments (determination carried out in water extracts)

Lp.	Skład mieszaniny	Czas h	Zawartość w wyciągu wodnym							
			pH	Cu	Cd	Pb	Cr	Co	Ni	Zn
				mg·dm ⁻³						
1	Osad S/SR	336	6,98	0,14	0,04	0,03	0,070	0,123	1,725	1,04
2	Osad S/SR + 10% mas. dolomitu I	336	7,49	0,11	<0,01	<0,01	0,007	0,010	0,287	0,07
3	Osad S/SR + 10% mas. dolomitu II	336	7,48	0,14	0,02	0,02	0,009	0,028	0,361	0,10
4	Osad S/SR + 10% mas. min. ilasty (K)	336	7,03	0,09	0,01	0,02	0,005	0,071	0,960	0,59
5	Osad S/SR + 10% mas. bentonitu (Z)	336	7,40	0,10	0,01	0,02	0,004	0,070	0,875	0,49
6	Osad S/SR + 10% mas. WP	336	8,51	0,10	0,01	<0,01	0,007	0,070	0,290	0,06

Oznaczenia:

dolomit I – dolomit z miejscowości Wojcieszów,

dolomit II – dolomit z miejscowości Sobocin,

K – minerał ilasty z miejscowości Kraniec k. Brzegu Dolnego,

bentonit Z – bentonit z Zakładów Surowców Mineralnych Zębiec,

WP – wapno suchogazzone (hydratyzowane).

8.4.1.2. IMMOBILIZACJA NA DRODZE WPROWADZANIA DODATKÓW WIĄŻĄCYCH I ZESTALAJĄCYCH

Do testów wykorzystano cement portlandzki 35, szkło wodne, amid kwasu tiooctowego (AKT) oraz wapno budowlane jako dodatek do cementu. Składy mieszanek, do których wprowadzano wodę w celu uzyskania stanu półpłynnego, oraz wyniki testów wymywalności kationów z zestalonych mas zamieszczono w tabeli 73. Mieszanki po zarobieniu wodą i zalaniu nimi cylindrów o średnicy 5 cm, po 48-godzinnym okresie wiązania zostały wystawione przez 14 dni na działanie wody zdeminalizowanej. Po tym czasie wykonano oznaczenia stężeń metali w wodzie.

Z przedstawionych w tabeli 73. wyników widać, że najkorzystniejszym składem mieszanki zestalającej, immobilizującej kationy metali ciężkich w osadzie S/SR, jest mieszanka składająca się z 50% cementu portlandzkiego 35 i 50% osadu S/SR. Zmienione proporcje oraz dodatki innych testowanych środków powodowały zauważalne zwiększenie zawartości oznaczanych kationów metali ciężkich w wyciągach wodnych.

Tabela 73. Wymywalność kationów metali ciężkich z próbek osadu S/SR zestalonych materiałami wiążącymi
 Table 73. Leachability of cations of heavy metals found in sewage samples (S/SR) being solidified by means of various materials

Lp.	Skład mieszaniny	Czas	pH	Cu	Cd	Pb	Cr	Co	Ni	Zn
		h	mg·dm ⁻³							
1	50% mas. osadu S/SR + 50% mas. cementu	336	12,58	0.04	0.002	<0,01	0.018	0.001	0.002	0.03
2	47,6% mas. osadu S/SR + 47,6% mas. cementu + 4,7% mas. SW	336	12,78	0.18	<0,001	<0,01	0.286	0.012	0.072	0.06
3	66,7% mas. osadu S/SR + 33,3% mas. cementu	336	12,45	0.07	0.001	<0,01	0.003	0.003	0.017	0.02
4	62,5% mas. osadu S/SR + 31,2% mas. cementu + 6,2 mas. SW	336	12,75	0.17	<0,001	<0,01	0.121	0.006	0.038	0.039
5	66,3% mas. osadu S/SR + 33,1% mas. cementu + 0,5% mas. AKT	336	12,51	0.02	<0,001	<0,01	0.006	0.018	0.111	0.01
6	62,2% mas. osadu S/SR + 31,1% mas. cementu + 6,2 SW mas. + 0,4 AKT	336	12,64	0.19	0.001	<0,01	0.049	0.041	0.323	0.03
7	66,5% mas. osadu S/SR + 25,0% mas. cementu + 8,5% mas. WP	336	12,60	0.10	<0,001	0.01	0.014	0.005	0.029	0.03
8	58,8% mas. osadu S/SR + 23,5% mas. cementu + 11,7% mas. WP	336	12,75	0.16	0.001	0.01	0.067	0.027	0.072	0.02

Oznaczenia:

SW – szkło wodne budowlane R-140,

AKT – amid kwasu tiooctowego.

WP – wapno suchogaszone (hydratyzowane).

8.4.1.3. UZASADNIENIE WYBORU SPOSOBU I TECHNOLOGII CHEMICZNEJ STABILIZACJI OSADÓW POWIERZCHNIOWYCH

Zestalenie z użyciem cementu portlandzkiego

Jak stwierdzono w badaniach, korzystne wyniki wymywalności metali uzyskano, stosując zestalenie osadów za pomocą cementu portlandzkiego i wiążąc odpady w jednolity stały materiał, w proporcji 1:1 i 2:1 osadu powierzchniowego do cementu. Rozważana propozycja wiąże się jednak ze zwiększonymi kosztami rekultywacji (zakup cementu odpowiadający ilości masy odpadu zdeponowanego w wierzchniej warstwie oraz koszty robocizny). Ponadto zestalenie za pomocą cementu wymaga selektywnego zdjęcia osadów z powierzchni osadnika, wymieszania ich z cementem, nadania kształtu tężącej masie i ponownego zdeponowania odpadów zestalonych w formie bloków, w określonym miejscu rekultywowanego stawu lub poza jego obrębem [135]. Substancje odpadowe związane są mechanicznie przez zestalenie cementu w wyniku przyłączenia wody przez krzemiany wapnia, dzięki czemu następuje zmniejszenie mobilności zanieczyszczeń. Skuteczność metody bada się przez ocenę: wskaźnika przenikalności (zdolność przemieszczania się zanieczyszczeń na drodze dyfuzji przez fazę zestalającą), właściwości mechanicznych materiału zestalonego (odporność na uderzenia, gęstość), zachowania się na mrozie i pod wpływem rosy, wymywalności przez wodę [216].

Zanieczyszczenia wywierają wpływ na proces wiązania, mogą spowalniać proces i zmniejszać zdolności wiążące cementu. Sole takich metali ciężkich, jak: cynku, miedzi, żelaza, ołowiu powodują pęknięcia struktury krystalicznej związanego cementu, a kwasy nieorganiczne i alkalia hamują zestalania cementu [216]. Zanieczyszczenia te, obecne w powierzchniowym osadzie, wpływają zatem niekorzystnie na właściwości otrzymanych w wyniku zestalania bloków, które mogą ujawniać się dopiero po pewnym czasie, powodując remobilizację metali ciężkich.

Zestalenie z użyciem cementu portlandzkiego i szkła wodnego

Szkło wodne przyspiesza wiązanie cementu i pozwala na prowadzenie procesu przy dużej zawartości wody w substancjach odpadowych, dlatego bardzo duża wilgotność osadu była właściwością bardzo korzystną. Podczas hydratacji cementu następuje szybkie żelowanie szkła wodnego (wytrącanie żelu krzemowego) i współstrącanie jonów dwuwartościowych. Skuteczność immobilizacji metali ciężkich zależy od stabilności układu metal-żel krzemowy, którą określa się stałą trwałości tego kompleksu. Wartość trwałości stałych kompleksów metali tworzy szereg [216]



Jony tych metali, których stała trwałości kompleksu była większa, mogą powodować na powierzchni żelu krzemowego remobilizację jonów, których stała ma wartość mniejszą.

Jeżeli metale ciężkie przed zestaleniem są w postaci wytrąconych związków, np. wodorotlenków lub siarczków, to w czasie żelowania pozostają w stanie niezmiennym i są w wytrącającym się żelu włączone do krystalicznej sieci cementu, bez tworzenia kompleksu metal-żel. W tym przypadku również metale ciężkie mogą powodować tworzenie rys i pęknięć w zestalonym materiale [216].

Wprowadzanie do osadów dolomitu

Pozytywne wyniki wymywalności uzyskano w testach, w których do osadów wprowadzano 10% mas. mączki dolomitowej. W badaniach tych stwierdzono, że obecność bakterii w mieszaninie osady + dolomit może spowodować znaczący wzrost wymywalności kationów metali ciężkich [220]. Zastosowanie do pokrycia wierzchnich warstw osadów jedynie mączki dolomitowej, z uwagi na względnie niski odczyn pH, nie gwarantowało immobilizacji kationów metali ciężkich, jak również nie hamowało rozwoju bakterii acidofilnych w osadach. Ze względu na możliwość mikrobiologicznego ługowania metali ciężkich oraz zwiększenia kwasowości, rozwiązanie to uznano za technologicznie niezadowalające.

Immobilizacja zanieczyszczeń nieorganicznych wapnem hydratyzowanym i grysem dolomitowym

Jako reagenta strącającego metale ciężkie wykorzystano słabo rozpuszczalny w wodzie pylisty $\text{Ca}(\text{OH})_2$, który po wprowadzeniu *in situ* na osad powierzchniowy w stanie silnego rozdrobnienia wykazywał dużą reaktywność w stosunku do organicznych substancji osadów, takich jak: białka, tłuszcze, węglowodany oraz nieorganicznych (wytrącał wodorotlenki metali ciężkich).

Jak wykazano, analizując rozkład zanieczyszczeń w profilu pionowym osadnika, migracja zanieczyszczeń (metali ciężkich) z powierzchniowej warstwy, o dużej koncentracji zanieczyszczeń metalami ciężkimi, do głębszych warstw osadów była ograniczona (zob. Suplement tab. I.2–I.8). Czynnikiem hamującym migrację było wysokie pH cieczy nadosadowej (9,5–10,5) oraz zawartość w osadach dennych (mułach) substancji organicznych, w tym olejów mineralnych. Zanieczyszczenia organiczne zakludowane w strukturze bezpostaciowych osadów blokowały migrację jonów w głąb tych osadów. Rozwiązanie to, zgodnie z przyjętą koncepcją rekultywacji [109], było technicznie najprostsze i najtańsze, ponieważ nie przewidywało zdejmowania, przemieszczania i dodatkowej przeróbki osadów powierzchniowych.

8.4.2. KONCEPCJA CHEMICZNEJ STABILIZACJI OSADÓW POWIERZCHNIOWYCH

Na powierzchnię osadnika zaproponowano hydrauliczne nanoszenie względnie cienkiej od 2÷5 cm warstwy suspensji wapna hydratyzowanego ze żwirkiem dolomitowym lub wapna z mączką dolomitową (wapno nawozowe) ze żwirkiem dolomito-

wym. Warstwa ta, zgodnie z *Koncepcją rekultywacji stawu osadowego Kowary i założeń do projektu* i zawartym w niej rozwiązaniu drenażu wewnętrznego [109], powinna być pokryta geowłókniną, geokrata, sortowanym kruszywem dolomitowym i kolejnymi warstwami technicznej zabudowy. Żwir dolomitowy zabezpiecza geowłókninę filtracyjną przed kolmatacją, umożliwiając jednocześnie odwodnienie osadów i drenaż odprowadzający wody w czasie konsolidacji osadów.

Najistotniejsze elementy proponowanego sposobu chemicznej stabilizacji osadu:

1. Pokrycie powierzchni stawu 5 cm warstwą mieszanki wapna i mączki dolomitowej (wapna nawozowego), w stosunku masowym 1:3 lub 1:2, zabezpiecza osady przed infiltracją wód o niskim pH. Ponadto warstwa wapna z dolomitom, powinna w osadach utrzymać wysoki odczyn ($8,75 < \text{pH} < 9,25$), pozostawia to większość metali ciężkich w formie trudno wymywanych osadów oraz hamuje procesy biologicznej degradacji substancji organicznych.
2. Wprowadzenie na powierzchnie osadów warstwy wapienno-dolomitowej nie narusza koncepcji i założeń projektowych sposobu wykonania drenażu wewnętrznych w stawie oraz ich ekranowania i ostatecznego przykrycia.
3. Wykorzystanie sprzętu mechanicznego (mieszalniki, samojezdne pompy), stosowanego do transportu i przeładunku mas betoniarskich, do rozprowadzenia na powierzchnię osadów ok. 250 m³ mieszaniny wapna, mączki i żwirku dolomitowego, zapewnia wypełnienie szczelin i spękań w przykrywanej warstwie osadów, powodując jej doszczelnienie (rys. 24.).
4. Woda wprowadzona w mieszaninę wapna i mączki dolomitowej odebrana zostanie systemem drenażu oraz ulegnie częściowemu odparowaniu, a odpowiednia granulacja gysu dolomitowego zabezpieczy przed kolmatacją geowłókniny.
5. Nałożona warstwa umożliwi przejęcie i odprowadzenie nadmiaru wody z osadów po ich obciążeniu kolejnymi warstwami rekultywacyjnymi (zob. p. 10.2.).

Proponowane rozwiązanie eliminuje czasochłonne i kosztowne prace zdejmowania osadów powierzchniowych (ok. 1500 m³), ich przerobu i ponownego deponowania.

Sposób nanoszenia warstwy stabilizacyjnej osadów

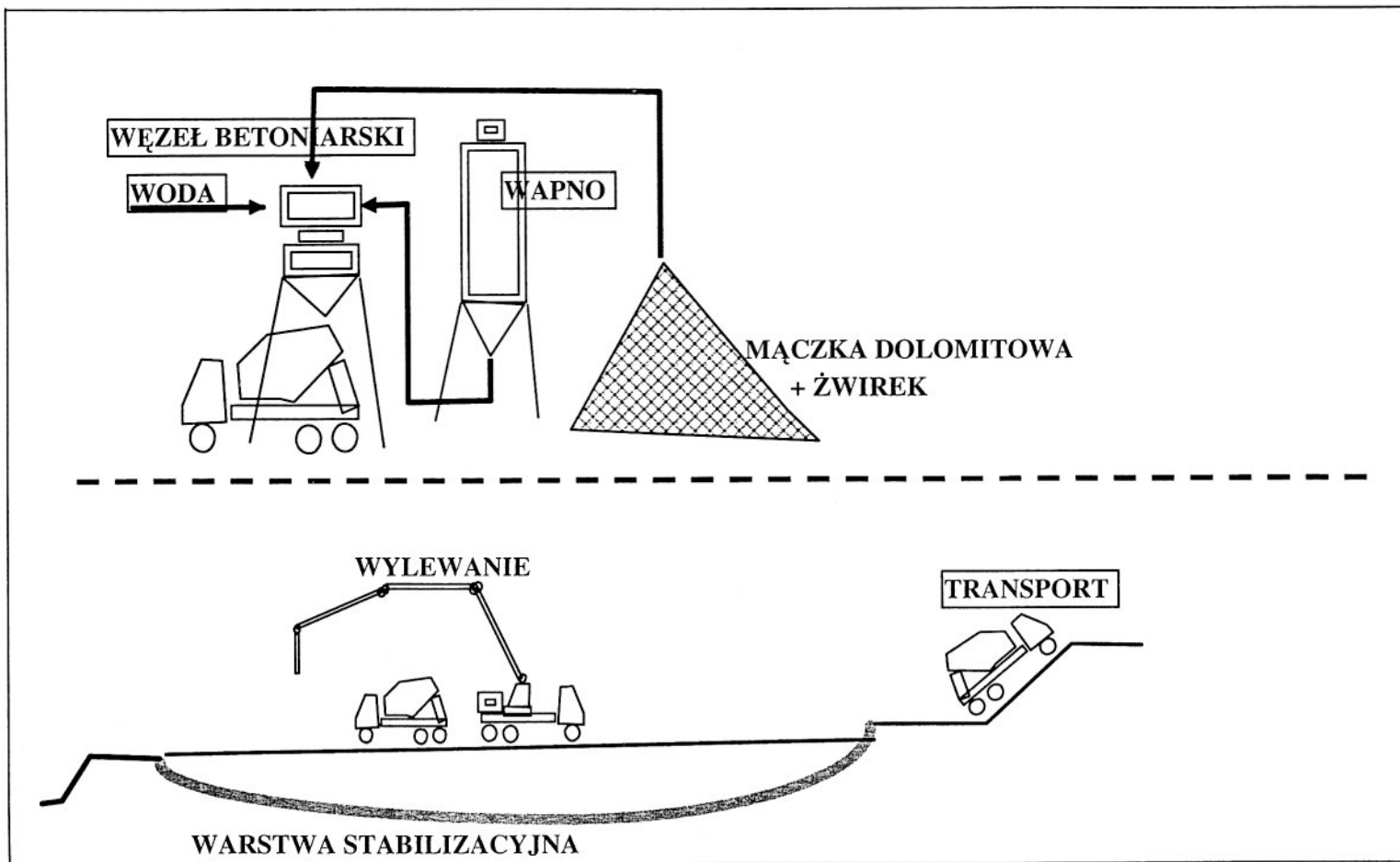
Na rysunku 25. schematycznie przedstawiono propozycję prac dotyczących wykonania warstwy stabilizacyjnej z mieszanki wapna, mączki i żwiru dolomitowego.

1. Przygotowanie materiałów.

Mieszanina wapna i mączki dolomitowej w stosunku mas. 1:3 w ilości ok. 200 m³.

2. Hydrauliczna ewakuacja masy stabilizacyjnej.

Wytworzona mieszanina, dostarczona „gruszkami” do samojezdnej pompy, która – przemieszczając się po obwodzie obwałowania stawu – rozprowadzi półplastyczną masę na powierzchni stawu. Półplastyczna mieszanina wapna i mączki dolomitowej ma właściwości do „samopoziomowania”, nanoszenie jej na powierzchnię osadnika powinno odbywać się z wykorzystaniem spadków powierzchniowej warstwy osadu.



Rys. 25. Schemat procesu przygotowania masy i warstwy stabilizującej chemicznie osady
 Fig. 25. Preparation of the mixture of lime, ground dolomite rock and dolomite gravel as well as the layer stabilizing chemical sediments

8.4.3. KONCEPCJA IZOLACJI STABILIZOWANYCH CHEMICZNIE OSADÓW POWIERZCHNIOWYCH

Alternatywnym, proponowanym przez autora, rozwiązaniem była koncepcja selektywnego zebrania po osuszeniu stawu wierzchnich warstw osadów. Osady po wymieszaniu z wapnem zostałyby zdeponowane w utworzonych kasetach o pow. ok. 150 m² („mogilnikach”) i ścianach wykonanych z materiałów ilastych lub geomembran i usytuowanych w północnej części stawu. Podstawowym problemem technicznej realizacji tej propozycji było selektywne zebranie osadów umiejscowionych na stropie półpłynnej masy osadów zmielonej, przerobionej rudy uranowej o miąższości do 12 m. Rozważany wariant był bezpieczniejszy, ale znacznie kosztowniejszy i ryzykowniejszy ze względu na bezpieczeństwo pracy.

8.4.4. KONCEPCJA AKTYWNYCH MEMBRAN

Inną propozycję w stosunku do osadów wytrawionej rudy uranowej przedstawili Piestrzyński i in. [166, 169, 171]. Polega ona na zmieszaniu przerobionej, rozdrobnionej rudy z naturalnymi materiałami wiążącymi (cement, anhydryt, wapno hydratyzowane) w tzw. aktywne membrany, izolujące oraz zabezpieczające migrację radioizotopów oraz metali ciężkich. Warstwy 0,1÷0,2 m oddzielają luźno umieszczone warstwami odpady o miąższości 0,7÷1,0 m w budowanym od nowa składowisku odpadów [166, 169, 171]. Proponowany sposób, nie ujmując mu zalet związanych z bezpieczeństwem i stabilnością składowiska, wiąże się z poważnymi kosztami budowy nowego składowiska, przemieszczania odpadów, zakupu ogromnych mas materiałów wiążących, a także robocizny. Propozycja nie uwzględnia ponadto osadów z powierzchni osadnika, które są silnie zróżnicowane co do składu i właściwości.

9. ZALECENIA DOTYCZĄCE REKULTYWACJI BADANYCH OBIEKTÓW

9.1. PLANOWANA REKULTYWACJA TERENÓW POEKSPLOATACYNYCH „RADONIÓW”

Rekultywacja przez działania techniczne ma przywrócić terenom bezglebowym i glebom zdegradowanym byłej kopalni cechy użytkowych funkcji gospodarczych i przyrodniczych. Właściwy dobór stosowanych zabiegów powinien zmierzać do odtworzenia funkcji gleby. Istotną rolę, niezależnie od przyjętych rozwiązań, odgrywają materiały okrywowe i pomocnicze oraz nawozy mineralne, stwarzające warunki do powstawania gleb o odpowiednich właściwościach fizycznych i chemicznych, uniemożliwiających migrację kationów metali ciężkich i radionuklidów do wód podziemnych i do korzeni roślin. W proponowanych rozwiązaniach, ze względu na promieniotwórczość odpadów, proponuje się zabiegi izolacji skały płonnej.

Pracami koncepcyjnymi rekultywacji objęto całą działkę zajmowaną przez byłą kopalnię. Projektowane zabiegi powinny spełnić cele wyznaczone przedmiotowemu terenowi oraz stwarzać optymalne warunki do powstawania i funkcjonowania zamierzonego ekosystemu [117].

Przedstawione zalecenia opracowano na podstawie badań własnych oraz innych opracowań dotyczących tego terenu. Ich zadaniem było wskazanie kierunku i metod przyszłej rekultywacji, które zdaniem Autora są najwłaściwsze*.

9.1.1. WŁAŚCIWOŚCI I UWARUNKOWANIA PRAWNE WYKORZYSTANIA SKŁADOWANEGO MATERIAŁU

W przepisach wykonawczych do ustawy Prawo atomowe w rozporządzeniu Rady Ministrów w sprawie odpadów promieniotwórczych i wypalonego paliwa jądrowego [194] określono w odpadach poziom zawartości substancji promieniotwórczych, który

* Kierunek rekultywacji decyzją RT7656/2/2004 został zatwierdzony przez Starostwo Lwóweckie.

powoduje zaliczenie ich do odpadów promieniotwórczych, a zaliczenie do poszczególnych kategorii dokonywane jest na podstawie wartości aktywności i stężenia promieniotwórczego izotopów. Przepisy prawa w odniesieniu do niskoaktywnych mas skalnych zawierających naturalne izotopy promieniotwórcze stanowią w § 4., że jeżeli suma stosunków maksymalnych stężeń tych izotopów, wynikających z niejednorodności odpadów, do wartości określonych w załączniku 1 do rozporządzenia [194] nie przekracza 10 dla reprezentatywnej próbki odpadów o masie 1 kg, to nie kwalifikuje się ich do kategorii odpadów promieniotwórczych. Biorąc pod uwagę wyniki pomiarów zamieszczonych w tabeli 15., a z nich policzoną sumę maksymalnych stężeń izotopów pochodnych lub macierzystych do wartości określonych w wymienionym załączniku, to spełniony jest warunek, że suma tych stosunków nie przekracza 10 i tym samym **materiału zgromadzonego na hałdach kopalni „Radoniów” nie można zakwalifikować do kategorii odpadów promieniotwórczych.**

Przydatność składowanego materiału do budowy drogi oceniono w p. 4.3.1.2, wynika z niego, że jedynie część składowanego materiału spełnia kryteria zgodności z zaleceniami podanymi w rozporządzeniu Rady Ministrów z dnia 3 grudnia 2002 r. w sprawie wymagań dotyczących zawartości naturalnych izotopów promieniotwórczych w surowcach i materiałach stosowanych w budownictwie oraz kontroli zawartości tych izotopów (Dz.U. nr 220, poz. 1850) [193], pozwalające na stosowanie w częściach naziemnych budowanych dróg. Ze względu na przyjęte kryteria, materiał składowany na hałdach, spełniający wymagania § 3., pkt 4. rozporządzenia, może być stosowany do budowy fundamentów drogi jedynie po zmieszaniu w stosunku wagowym 1:1 z materiałem o wskaźnikach aktywności $f_1 \leq 1$, $f_2 \leq 200 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Różnorodność materiałów zdeponowanych na hałdach, i możliwość wykorzystania ich lokalnie do budującej się obwodnicy, spowodowała opracowanie dwóch koncepcji rekultywacji terenów poeksploatacyjnych kopalni „Radoniów”.

Oddziaływanie naturalnych radionuklidów, które wskutek celowej działalności człowieka powoduje narażenie radiacyjne, w świetle stosownych przepisów powinno być oceniane jako zagrożenie. Dotyczy to zarówno pracowników zatrudnionych przy pracach związanych z materiałem wykazującym promieniowanie, jak i osób narażonych z powodu przebywania w sąsiedztwie tych materiałów oraz odpadów o zwiększonych zawartościach naturalnych izotopów promieniotwórczych.

Dyrektywa Rady Zjednoczonej Europy EU 96/29 *Podstawowe normy bezpieczeństwa dla ochrony zdrowia pracowników i osób postronnych przed zagrożeniami powodowanymi przez promieniowanie jonizujące* wprowadziła specjalne postanowienia dotyczące zagrożenia radiacyjnego pochodzącego od naturalnych izotopów [175]. Dyrektywa nakłada na państwa członkowskie obowiązek identyfikacji obszarów i działalności zawodowych, w których może wystąpić zagrożenie promieniowaniem jonizującym pochodzącym od naturalnych izotopów promieniotwórczych na poziomie istotnym ze względu na ochronę radiologiczną. Wymóg ten dotyczy m.in.:

- działalności zawodowej, w trakcie której pracownicy i (lub) ewentualnie osoby postronne są narażone na promieniowanie alfa pochodzące od izotopów radonu i produktów jego rozpadu oraz na promieniowanie gamma,
- działalności zawodowej związanej z eksploatacją, przerobem i przechowywaniem materiałów nieuważanych zwykle za promieniotwórcze, ale zawierające naturalne nuklidy promieniotwórcze powodujące znaczący wzrost narażenia pracowników i tam – gdzie jest to właściwe – osób postronnych,
- działalności zawodowej prowadzącej do powstania odpadów nieuważanych zwykle za promieniotwórcze, ale zawierających naturalne izotopy promieniotwórcze i w rezultacie powodujących zagrożenie radiacyjne dla osób postronnych, i tam – gdzie jest to właściwe – pracowników.

Odpowiedzialność za realizację wymogów ochrony radiologicznej delegowana jest na pracodawcę czy też wytwórcę ewentualnych odpadów zawierających materiały typu NORM [175].

Zgodnie ze stosownymi przepisami składowanie skał płonnych o podwyższonych stężeniach naturalnych radionuklidów pozwala uniknąć skomplikowanej procedury prawnej, przeznaczonej i wymaganej dla odpadów promieniotwórczych [208]. Odpadami zawierającymi naturalne radionuklidy nie zajmują się natomiast przepisy ochrony środowiska. Nie jest więc formalnie uregulowany stan prawny tych odpadów, choć stanowią one – ze względu na promieniowanie jonizujące – zagrożenie dla środowiska.

Ze względu na przyszłe prace rekultywacyjne na terenie byłej kopalni „Radoniów”, zgodnie z ustawą Prawo atomowe [243] oraz rozporządzeniem Rady Ministrów z dnia 28 maja 2002 r. w sprawie dawek granicznych promieniowania jonizującego (Dz.U. nr 111, poz. 969), [192], pracowników zatrudnionych przy rekultywacji należy traktować jako nienarażonych zawodowo na działanie promieniowania jonizującego.

Na wielkość dawki promieniowania otrzymywaną ze źródeł naturalnych decydujący wpływ mają zawarte w zgromadzonych odpadach radionuklidy ciężkie z szeregu promieniotwórczego uranowo-radowego i torowego oraz radioizotop potasu ^{40}K . Przedział zawartości ^{40}K , charakteryzujący się miękkim promieniowaniem beta, w analizowanych próbkach materiału antropogenicznego wynosił od $986,0 \pm 39$ do $1634,8 \pm 57 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Ciężkie radionuklidy ^{238}U , ^{232}Th oraz ich pochodne, charakteryzują się natomiast przede wszystkim promieniowaniem alfa oraz gamma i beta. ^{226}Ra , jako izotop o długim okresie połowicznego rozpadu, wnosi znaczący udział do aktywności całkowitej materiału odpadowego. Jego aktywność w pobranych próbkach zawierała się w przedziale od $1735,8 \pm 58$ do $13\,990,0 \pm 460 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Wymienione izotopy poprzez wskaźniki aktywności f_1 i f_2 określają możliwość gospodarczego zagospodarowania odpadów [193].

9.1.2. KIERUNEK I SPOSÓB REKULTYWACJI

Głównymi zadaniami planowanej rekultywacji terenu po byłej kopalni „Radoniów” było:

- a) uporządkowanie powierzchni terenu do stanu niestwarzającego zagrożenia dla ludzi i zwierząt,
- b) doprowadzenie promieniowania jonizującego do poziomu zbliżonego do występującego w okolicy tła,
- c) wkomponowanie terenu w krajobraz.

Wymienione zadania były głównymi warunkami wyjściowymi do określenia kierunku rekultywacji. Funkcja docelowa rekultywowanego obiektu, zakwalifikowanego jako typowy obiekt przemysłowy wymagający rekultywacji, narzuca sposób rekultywacji. Warunki zagospodarowania przestrzennego wsi Radoniów, zawarte w *Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy Lubomierz* i uchwalone przez Radę Miejską Gminy Lubomierz w dniu 28.02.1996 r. – uchwała XXII/123/96, wskazują dla tego obszaru, że są to „tereny zdewastowane po byłej kopalni uranu, wskazane do rekultywacji”. Na północ od nich znajdują się „chronione kompleksy gleb dobrej jakości”. Około 300 metrów w kierunku wschodnim od granic kopalni zaznaczone są „chronione kompleksy leśne i tereny wskazane pod zalesienie”. Od strony północno-wschodniej, około 150 m przebiega łuk granicy „strefy ochronnej ekspozycji miasta Lubomierz”. Tereny zabudowy mieszkaniowej rozciągają się na południe i południowy-zachód, w odległości 300-350 m. Jeśli weźmie się to pod uwagę (ukształtowanie terenu, warunki przyrodnicze i krajobrazowe), najważniejszym kierunkiem zagospodarowania terenu było przyjęcie tzw. zieleni nieuporządkowanej (drzewa liściaste i iglaste, krzewy, trawa).

Rozpatrując możliwość wykonania rekultywacji w innym kierunku niż zaproponowano, autor stwierdza że:

1. Rekultywowany teren był uprzednio użytkowany jako grunt rolny o określonej klasie bonitacyjnej, a przekształcony i zdegradowany powinien zostać zrehabilitowany na grunty rolne. Zarówno jednak charakter składowiska oraz deponowanych odpadów zawierających radionuklidy, jak i brak obowiązku prawnego nie uzasadnia podejmowania rekultywacji na grunt rolny i wyklucza jakąkolwiek możliwość uprawy na nim roślin.
2. Leśny kierunek rekultywacji był uzasadniony przede wszystkim charakterem środowiska przyrodniczego, bliskością zwartych kompleksów leśnych i terenów wskazanych pod zalesienie, jak i charakterem podłoża gruntowego, w którym pozostaną zdeponowane po rekultywacji odpady o zwiększonej radiacji. Przyjęcie jednak tego kierunku rekultywacji wymaga leśnego zagospodarowania zrehabilitowanych gruntów, prowadzenia gospodarki leśnej zgodnie z ustawą o lasach [242], a więc przekazania terenu należącego do Skarbu Państwa Lasom Państwowym lub innemu użytkownikowi. Wiąże się to z koniecznością wcześniejszych uzgodnień między stronami.
3. Wyklucza się wodny kierunek rekultywacji – ponieważ najczęściej w wyniku rekultywacji terenu zdegradowanego na wodny powstają rybne stawy hodowlane, a warunkiem prowadzenia hodowli jest czystość środowiska gruntowego i możliwość zasilania stawu czystą wodą. W warunkach Radoniowa nie było

możliwe i celowe przeprowadzenie takiej rekultywacji, bowiem skład chemiczny odpadów, wysokość hałd i brak czystej wody do zasilania wyklucza ten kierunek rekultywacji.

4. Rekreacyjny kierunek rekultywacji nie jest możliwy, ponieważ wszelka rekreacja jest niedopuszczalna na obszarze o zwiększonej radiacji, gdzie deponowane były odpady pouranowe.
5. Podobnie jak wyżej, wyklucza się mieszkaniowy kierunek rekultywacji obszaru byłej kopalni „Radoniów”. Ponadto zawarte w *Studium uwarunkowań...* ustalenia nie przewidują wprowadzenia na tym terenie zabudowy mieszkaniowej.
6. Formalnie dopuszczalny byłby na terenie poprzemysłowym przemysłowy kierunek rekultywacji. Wprowadzenie jednak ludzi na dłuższe przebywanie na nim wiąże się z określonym ryzykiem, a ponadto w warunkach miejscowych (obszar rolniczy) przygotowanie infrastruktury pod inwestycję przemysłową niemającą zdefiniowanego celu i uzasadnienia ekonomicznego pozostaje bezprzedmiotowe. Brak obowiązku prawnego nie uzasadnia podejmowania rekultywacji w kierunku przemysłowym.

Ze względu na istniejące w okresie opracowywania koncepcji rekultywacji uwarunkowania, związane z budową obwodnicy miejscowości Radoniów w ciągu drogi krajowej nr 30 i wynikające stąd możliwości wykorzystania odpadów złożonych na hałdach do celów budowlanych oraz zapisy *Studium uwarunkowań...*, założono możliwość realizacji dwóch wariantów rekultywacji:

- poprzez gospodarcze wykorzystanie części odpadów zgromadzonych na hałdach (wariant I),
- poprzez remediację *in situ* (wariant II).

9.1.3. REKULTYWACJA PRZEZ GOSPODARCZE WYKORZYSTANIE ODPADÓW

Prace rekultywacyjne w wariantcie I polegają na selektywnym wybieraniu materiału skalnego z hałd, wywiezieniu go poza rekultywowany obszar i wbudowanie w nasyp drogowy. Jest to wariant technicznie znacznie trudniejszy, z uwagi na migrację radionuklidów oraz procesy sorpcyjne zachodzące w masie odpadów.

Przed podjęciem prac rekultywacyjnych na tym obszarze powinny zostać przeprowadzone prace wstępne, polegające na usunięciu poza teren objęty rekultywacją:

- samosiewnych drzew i krzewów (obszar ok. 3,5 ha),
- odpadów z miejsc tzw. „dzikich wysypisk”,
- dużych fragmentów konstrukcji betonowych.

Odpady z „dzikich” wysypisk powinny zostać wywiezione na komunalne składowisko odpadów. Ruiny zabudowań i gruz mogą być częściowo wykorzystane do zasypywania obniżen terenowych, zwłaszcza w miejscu zapadlisk nad szybami 8. i 9., a pozostała część powinna być usunięta i wywieziona poza teren rekultywacji.

Za kryteria selekcji odpadów przyjęto:

- zawartość naturalnych izotopów promieniotwórczych (poziom promieniowania), [193],
- uziarnienie zgodne z projektem budowy drogi.

Na miejscu powinien pozostać materiał przekraczający dopuszczalne normy zawartości naturalnych izotopów promieniotwórczych oraz materiał drobnoziarnisty, stanowiący tzw. podziarno. Pozostawiony materiał z hałd oraz grunty z innych miejsc, wykazujące podwyższony poziom promieniowania, powinny zostać przemieszczone w obniżenia terenowe w granicach rekultywowanego terenu. Materiał ten powinien zostać przykryty izolacyjną warstwą ekranującą z naturalnego materiału mineralnego z domieszką preparatu mineralno-organicznego o zdolnościach immobilizujących metale ciężkie i radionuklidy. Zastosowanie preparatów do trwałej immobilizacji m.in. jonów UO_2^{2+} , Th^{4+} , Sr^{2+} zapobiegnie oraz zabezpieczy je przed migracją w gruncie.

Następną warstwą uszczelniającą jest warstwa nieznacznie przepuszczająca wodę o słabo rozbudowanym układzie kapilarnym. Jej zadaniem będzie znaczące ograniczenie infiltracji i przenikania wód opadowych w głąb warstwy rozplantowanych odpadów aż do górotworu. Na tę warstwę nałożona zostanie warstwa gruntów utrzymująca wilgoć, kształtująca retencję wodną, wynikającą z warunków atmosferycznych (opady i roztopy). Wierzchnia warstwa to humus, na którym nasadzone będą określone gatunki drzew, krzewów i traw. Końcowym etapem rekultywacji będzie zabezpieczenie wierzchniej zabudowy na spadkach terenu przed erozją wodną, np. siatką jutową. W tej fazie rekultywacji, po niwelacji rozścielonej warstwy żyznej gleby, przywrócony zostanie przyrodniczy charakter obszaru.

Projekt techniczny, w zależności od doboru roślinności, powinien określić:

- niezbędne zabiegi agrotechniczne (orka, bronowanie, nawożenie, podlewanie, wysiew roślin próchnicotwórczych), które należy wykonać w celu zapoczątkowania procesów glebotwórczych;
- rodzaj i miąższość warstw materiałów okrywowych, stosownie do funkcji, jaką spełniają w rekultywacji technicznej i biologicznej (np. tłumienie promieniowania jonizującego);
- dowiązanie do rzeźby terenu w otoczeniu.

Prace rekultywacyjne naruszają istotne dwa elementy krajobrazu: rzeźbę terenu i szatę roślinną. Część istniejącej szaty roślinnej porastającej hałdy i przysłaniającej zdegradowany krajobraz będzie wymagała usunięcia. W wyniku tych prac wyeliminowana zostanie dominacja takich drzew samosiewnych, jak: wierzba, osika, brzoza, i zmieni się lokalny ekosystem. Naruszone zostanie naturalne środowisko egzystencji fauny.

Planowana rekultywacja terenu poprzemysłowego zmieni rzędne jego powierzchni (niewielkie podwyższenie), nie powodując istotnych zmian w ukształtowaniu terenu.

Zniszczenie roślinności „pionierskiej” w pierwszej fazie rekultywacji na znacznej części działki będzie działaniem niekorzystnym dla środowiska, podobnie jak prowadzenie robót ziemnych z przemieszczeniem znacznych mas gruntu oraz wykonywanie robót niwelacyjnych z naruszeniem powierzchni zadarnionych. Teren ten stanowił

siedlisko dla wielu drobnych i ostoję dla większych zwierząt. Drzewa i krzewy były też miejscem lęgu ptaków.

Końcowy etap prac, polegający na zabudowie biologicznej rekultywowanego terenu, wprowadzi gatunki narzucone przez projektantów rekultywacji. Odbudowa poszycia leśnego trwać będzie kilka lat, a wraz z nim odbudowywać się będzie środowisko egzystencji zwierząt [114].

Reasumując, dla bezpiecznego przeprowadzenia prac rekultywacyjnych, skutecznej ich realizacji i uzyskania trwałych rezultatów przeprowadzanej rekultywacji, a przede wszystkim zabezpieczenia się przed wtórnym włączeniem uranu do środowiska, zdaniem autora należy:

- opracować projekt rekultywacji i dobrać w nim odpowiedni materiał mineralny, tłumiący promieniowanie jonizacyjne, oraz dobrać grubość jego warstwy,
- w rozwiązaniach konstrukcyjnych należy odciąć materiał skały płonnej od wpływu wody deszczowej, zabezpieczając w ten sposób możliwość wymywania pierwiastków promieniotwórczych z hałd,
- zabezpieczyć na czas prowadzenia prac ciągłą kontrolę radiologiczną,
- dokonać segregacji materiału według wymagań określonych w rozporządzeniu Rady Ministrów z 3 grudnia 2002 r. [193], (materiał niespełniający wymagań tego rozporządzenia powinien zostać wyselekcjonowany, odpowiednio zabezpieczony i zdeponowany na terenie kopalni w sposób uniemożliwiający procesy ługowania i nie powinien on być wykorzystywany do celów budowlanych),
- w rozwiązaniach technicznych unikać możliwości skoncentrowanego uchodzenia uwalnianego z minerałów uranowych radonu,
- czas pracy osób narażonych na promieniowanie jonizujące, zatrudnionych przy rekultywacji, nadzór radiologiczny powinien korygować w trakcie trwania robót zgodnie z dopuszczalnymi dawkami promieniowania,
- przeszkolić pracowników biorących udział w pracach w zakresie zagrożeń związanych z narażeniem na promieniowanie jonizujące.

9.1.4. REKULTYWACJA PRZEZ POZOSTAWIENIE ODPADÓW NA MIEJSCU

W wariantcie II – z terenu rekultywacji powinny zostać wywiezione tylko odpady „dzikich” wysypisk i część gruzu budowlanego. Zakładane cele (zadania) rekultywacji pozostają takie same jak w wariantcie I, bez konieczności wywożenia materiału o zwiększonej radioaktywności poza teren kopalni. Pozostały materiał przemieszczony powinien być w granicach rekultywowanego terenu. Sposób i kierunek przemieszczeń powinien zostać opracowany w projekcie technicznym rekultywacji, z uwzględnieniem generalnych założeń rekultywacji i wyników szczegółowych pomiarów oraz badań laboratoryjnych i terenowych. Pozostałe elementy prac rekultywacyjnych są analogiczne do podanych w wariantcie I.

Ten wariant rekultywacji przewiduje większy zakres robót ziemnych. Decyzją starosty Iwóweckiego (GŚ.6018a/4/206/2004) wariant II został zatwierdzony do realizacji.

9.1.5. PROGNOZOWANE EFEKTY REKULTYWACJI

Przeprowadzenie rekultywacji pozwoli uzyskać następujące efekty techniczne, ekologiczne i społeczne:

1. Rekultywację uciążliwego dla gminy i zagrażającego środowisku obiektu przemysłowego.
2. Redukcję promieniowania jonizującego do wartości zbliżonej do poziomu tła naturalnego.
3. Wyeliminowanie wymywalności izotopów promieniotwórczych i ich przemieszczanie się w środowisku.
4. Ograniczenie negatywnego wpływu przemieszczania się izotopów promieniotwórczych w łańcuchu troficznym.
5. Ograniczenie rozwoju mikroflory korzystnej dla migracji uranu.
6. Immobilizację radionuklidów w depozycie
7. Przywrócenie krajobrazowi terenu odbudowanego biologicznie.
8. Poprawę nastrojów społecznych mieszkańców Radoniowa i gminy Lubomierz.

9.2. STAW OSADOWY „KOWARY”

Zagrożenie katastrofą ekologiczną w roku powodziowym 1997 oraz lokalizacja osadnika na obrzeżach Karkonoskiego Parku Narodowego i Rudawskiego Parku Krajobrazowego w – utworzonym decyzją Wojewódzkiej Rady Narodowej w roku 1986 – „obszarze chronionego krajobrazu” wymagały naprawy uszkodzeń i pilnego podjęcia prac rekultywacyjnych na rzecz ówczesnie największego zagrożenia ekologicznego w województwie jeleniogórskim

Najważniejsze etapy prac przygotowujących rekultywację przedstawiono na schemacie (rys. 11.).

Plan zagospodarowania przestrzennego

W miejscowym ogólnym planie zagospodarowania przestrzennego gminy Kowary przedmiotowy teren oznaczono symbolem 31 Zn, a w *Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy miejskiej Kowary* – „teren przewidziany do rehabilitacji (rekultywacji)” [83]. Z zapisu *Planu...* wynika „konieczność stałego dozoru radiologicznego i zakaz poboru kruszywa z obszaru hałd”.

Cele rekultywacji

Aby wyeliminować istniejące zagrożenia środowiska (p. 7.2), należało zdefiniować cele rekultywacji, którymi były:

- zredukowanie niejednorodnego, lokalnie znacznego promieniowania jonizującego do poziomu umiarkowanie jednorodnego, zbliżonego do tła ($300 \text{ nSv}\cdot\text{h}^{-1}$),
- przeciwdziałanie mechanicznemu wypływowi zawartości stawu, głównie poprzez zapewnienie stateczności zapory ziemnej,
- uporządkowanie gospodarki wodno-ściekowej (zamknięcie dopływu ścieków przemysłowych i bytowych do stawu, budowa chemicznej i biologicznej oczyszczalni ścieków i wpięcie sieci ścieków do obydwu oczyszczalni, likwidacja zbiornika wodnego, budowa drenaży opaskowych, spompowanie i oczyszczenie cieczy nadosadowej),
- usunięcie zanieczyszczeń węglowodorowych,
- immobilizacja metali ciężkich,
- ograniczenie rozwoju niekorzystnej mikroflory,
- wkomponowanie powierzchni zrehabilitowanego osadnika w krajobraz,
- zabudowa biologiczna terenu.

9.2.1. KIERUNEK I SPOSÓB REKULTYWACJI

Wobec trudności z odpowiednim usytuowaniem rekultywacji stawu osadowego w kontekście polskiego prawa (brak stosownych przepisów) i nagłą potrzebą wykonania prac, przyjęto w sprawie planowanej rekultywacji stanowisko Państwowej Agencji Atomistyki (PAA), jako organu państwowego odpowiedzialnego za nadzór i kontrolę działalności z użyciem substancji promieniotwórczych, w tym pozostałości po górnictwie i przerobie rud uranu. PAA określiła, że rekultywacja stawu osadowego winna być prowadzona:

- według dyrektywy Unii Europejskiej 96/29 Euroatom [175],
- zgodnie z Zarządzeniem Prezesa PAA z dnia 19 maja 1997 r. w sprawie zaliczania odpadów do odpadów promieniotwórczych... – materiał zdeponowany w stawie osadowym należy traktować jako materiał o zwiększonej zawartości naturalnych izotopów promieniotwórczych, a nie jako odpad promieniotwórczy,
- projekt rekultywacji powinien zostać zaopiniowany przez prezesa PAA i powinien zawierać:
 - ocenę narażenia radiacyjnego pracowników uczestniczących w pracach rekultywacyjnych,
 - program monitoringu radiacyjnego zrehabilitowanego terenu.

Przyjęcie tego stanowiska umożliwiło pokonanie trudności formalno-prawnych i uzyskanie decyzji urzędowych umożliwiających rozpoczęcie procedur projektowych i inwestycyjnych.

Ustalenie i uzgodnienie kierunku rekultywacji – ważny etap przyszłej rekultywacji, bezpośrednio rzutujący na jej ostateczne rozwiązania, pogodzić musiał wymogi ochrony środowiska i przyrody, ochrony gruntów rolnych i leśnych oraz uzyskać zgodę na włączenie zrehabilitowanego terenu do określonego prawem rodzaju zagospodarowa-

nia terenu (grunty leśne). Przyjęcie leśnego kierunku rekultywacji uznano za uzasadnione, gdyż nie powodowało znaczących zmian w krajobrazie zrekultywowanego terenu, nie miało negatywnego wpływu na florę i faunę, jak i na warunki klimatyczne w rejonie osadnika. Kierunek ten uzasadniony był też charakterem środowiska przyrodniczego, bliskością zwartych kompleksów leśnych, w tym Rudawskiego Parku Krajobrazowego. Przyjęty kierunek, z uwagi na opinię Lasów Państwowych, został jednak zmieniony na „teren zieleni nieurządzonej”, ze względu na położenie działki w rejonie górskim, silne wiatry, mogące powodować wywroty i uszkodzenia warstwy izolacyjnej rekultywowanego zbiornika, trwale izolującej odpady o zwiększonej radioaktywności.

Podjęcie rekultywacji w tym kierunku byłoby zgodne z ustaleniami miejscowego *Planu zagospodarowania przestrzennego gminy Kowary*, ponieważ w wyniku takiej rekultywacji charakter terenu pozostanie bez zmiany.

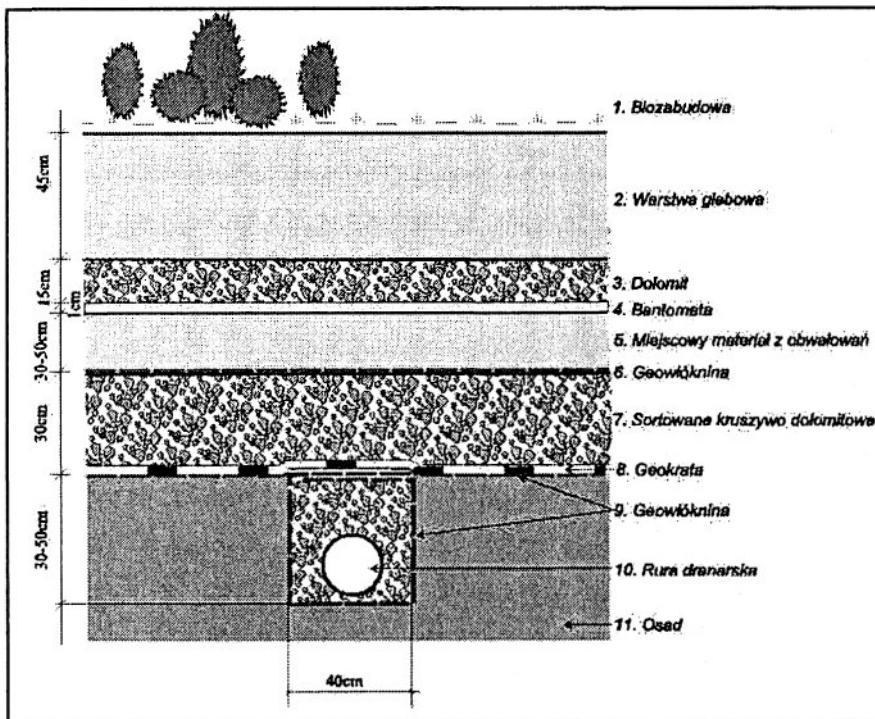
9.2.2. KONCEPCJA REKULTYWACJI

Przygotowanie koncepcji rekultywacji obiektu słabo rozpoznanego wymagało przeprowadzenia pełnego cyklu prac naukowo-badawczych, rozwojowych i wdrożeniowych, a ze względu na rodzaj obiektu – stałych kontaktów z instytucjami kontrolnymi i nadzorującymi (Komisja Europejska, PAA, starostwo jeleniogórskie i urząd wojewódzki).

W opracowanej z udziałem autora koncepcji rekultywacji terenu stawu osadowego „Kowary”, stanowiącego nieużytek przemysłowy, przyjęto następujące założenia i wytyczne do opracowań szczegółowych [109]:

- kierunek rekultywacji – leśny (zmieniony na zieleni nieurządzoną),
- wyznaczenie granic terenu przewidzianego do prac rekultywacyjnych, a w nim:
 - nisza stawu osadowego (woda nadosadowa oraz tzw. plaża),
 - zbocza zapory ziemnej (obwałowania),
- promieniowania gamma – ekranowanie naturalnymi materiałami mineralnymi,
- wody z rekultywowanego terenu – odprowadzane do rzeki Jedlicy (zgodność z obowiązującymi normami),
- napływ wód do osadnika – mocno ograniczony lub wyeliminowany, a przesiąki z wnętrza niszy wyprowadzone na zewnątrz bez kontaktu z pierwotnym depozytem osadnika,
- immobilizacja kationów metali ciężkich w zdeponowanych osadach – utrzymanie alkalicznego środowiska,
- stosowane materiały – odporne na starzenie, promieniowanie UV, znikoma zmienność parametrów fizykochemicznych, zgodność z odpowiednimi normami i wymaganiami chemicznymi oraz biologicznymi,
- rozwój mikroorganizmów – utrzymanie warunków powstrzymujących ich namnażanie,

- stateczność skarp, zboczy i warstw ekranujących – spełnienie wskaźników wytrzymałościowych,
- niebezpieczny radioaktywnie materiał – przemieszczony, ekranowany i zabezpieczony w niszy stawu,
- obiekt i otoczenie – wkomponowane w otaczający krajobraz,
- zastosowane rozwiązania techniczne i eksploatacyjne nie powodujące zagrożenia i uciążliwości dla środowiska w przyszłości
- po rekultywacji – wyłączenie terenu z jakiegokolwiek działalności gospodarczej.



Rys. 26. Schemat warstw rekultywacyjnych i poziomy drenaż wewnętrzny
 Fig. 26. Schematic design of surface cover and horizontal internal drainage channel

Do najistotniejszych elementów strony technicznej i technologicznej należało:

- uregulowanie stosunków wodnych wewnątrz i w obrębie osadnika „Kowary” – przewidziano wykonanie opaskowych i liniowych drenaży wewnątrz osadów zdeponowanych w zbiorniku, system warstwowego odwodnienia osadów zdeponowanych w niszy stawu (rys. 26.), zewnętrznego drenażu czołowego (z korektą skarp) oraz wykonanie od strony południowej przepustu umożliwiającego zbiorcze odprowadzenie nadmiaru wód opadowych z tego obszaru do rzeki Jedlicy i do oczyszczalni ścieków,

- zapewnienie bezpieczeństwa i stateczności ze strony obwałowań osadnika, połączone z oceną parametrów wytrzymałościowych gruntów oraz symulacją wpływu prac rekultywacyjnych na stateczność stawu [21],
- zredukowanie promieniowania jonizującego do poziomu zbliżonego do tła ($300 \text{ nSv}\cdot\text{h}^{-1}$),
- spompowanie i oczyszczenie ścieków i wody nadosadowej ze zbiornika osadnika,
- usuwanie zanieczyszczeń węglowodorowych z osadów dennych stawu osadowego przez bioremediację *in situ*.

System warstwowego odwodnienia w przyjętym rozwiązaniu spełniał kilka ważnych funkcji [109]:

- warstwy nośnej warstw zabudowy technicznej i biologicznej,
- drenażu powierzchniowego osadów (odprowadzenie wód w trakcie konsolidacji osadu),
- stabilizacji chemicznej i alkalicznego odczynu środowiska (immobilizacja metali ciężkich),
- stabilizacji mikrobiologicznej zabezpieczającej rozwój bakterii acidofilnych,
- pochłaniania promieniowania gamma.

Zgodnie z przedstawionym na rysunku 26. schematem, kolejne warstwy rekultywacyjne, począwszy od stropu osadu, stabilizowanego chemicznie (11), były następujące:

- geokrata (8) spoczywająca na geowłókninie (9),
- sortowane kruszywo dolomitowe (7),
- geowłóknina (6),
- miejscowy materiał z korekty obwałowań i przemieszczeń w obrębie obiektu (5),
- bentomata (4), na powierzchni której ułożono obwodowo rurę drenarską, przejmującą infiltracyjne wody z powierzchni osadnika,
- ekran dolomitowy (3) rozścielony na całej powierzchni zajmowanej przez odpad z hydrometalurgicznego przerobu rudy,
- warstwa gleby (2), dowożona z zewnątrz, stanowiąca podstawę przyszłej zabudowy biologicznej,
- biozabudowa (1) zgodna z kierunkiem rekultywacji i odrębnym projektem.

9.2.3. PROGNOZOWANE EFEKTY REKULTYWACJI

W dziedzinie ochrony wód:

- uporządkowanie i kontrola gospodarki wodno-ściekowej (oczyszczanie i kontrola jakości ścieków przemysłowych i bytowych),
- zlikwidowanie zbiornika wody nadosadowej,
- ujęcie i oczyszczenie wód odsączanych z nagromadzonych odpadów,
- zdrenowanie wód powierzchniowych z otoczenia składowiska i jego powierzchni,
- zabezpieczenie składowiska przed infiltracją wód opadowych.

W dziedzinie ochrony życia i zdrowia ludzi i zwierząt:

- likwidacja otwartego zbiornika wód zanieczyszczonych,
- poprawa stateczności skarp i zapór,
- tłumienie promieniowania gamma do dopuszczalnego poziomu,
- powstrzymanie migracji metali ciężkich,
- powstrzymanie pylenia przez przykrycie osadów warstwą gleby i szatą roślinną.

W dziedzinie ochrony przyrody i krajobrazu:

- wkomponowanie przekształconego terenu w lokalny krajobraz,
- odbudowa pokrywy glebowej,
- odbudowa życia biologicznego,
- przywrócenie pierwotnej, naturalnej funkcji tego terenu.

10. PODSUMOWANIE

W celu przywrócenia właściwego stanu środowiska lub jego elementów, autor – na podstawie studiów literaturowych – opracował schemat ogólnego postępowania z obiektami i terenami zdegradowanymi, obejmujący niezbędne działania administracyjno-prawne, czynności i procedury sprowadzone do systemu zbierania danych do projektowania i przygotowania działań naprawczych, ograniczających ich negatywny wpływ na środowisko. Na podstawie opracowanej strategii postępowania przygotowano metodykę badawczą i zakres badań, których realizacja umożliwiła osiągnięcie podjętych celów pracy, a uzyskane wyniki badań eksperymentalnych i dane pomiarowe okazały się szczególnie przydatne podczas przygotowywania propozycji i projektowania rozwiązań umożliwiających likwidację występujących zagrożeń oraz rekultywację obiektów.

Wyniki przeprowadzonych badań dokumentują aktualną sytuację stanu przekształceń środowiska, dotyczącą wybranych, pozostawionych bez rekultywacji, zdegradowanych oraz zdewastowanych terenów i obiektów poprzemysłowych, uznanych za reprezentatywne dla eksploatacji i przetwórstwa rud uranowych. Zgodnie z przyjętym zakresem badań, przedstawione wyniki wykazują, że działalność przemysłowa prowadzona na tych terenach i związane z nią składowane odpady oraz oddziaływanie na nie czynników zewnętrznych, spowodowały znamienne szkody w poszczególnych elementach środowiska.

Wyniki prac, a szczególnie rozpoznanie stopnia skażenia oraz istniejących zagrożeń na obszarach wybranych obiektów, opracowanie rozwiązań naprawczych i koncepcji rekultywacji stanowią wymierny rezultat pracy, umożliwiający użytkownikom terenów:

- efektywniejszy sposób zarządzania i gospodarowania terenami zdegradowanymi, a przede wszystkim zagospodarowania przestrzennego i przywrócenia terenów do gospodarczego wykorzystania,
- przeciwdziałanie i zapobieganie zjawiskom uciążliwym dla środowiska lub powodującym jego niszczenie, uszkodzenie oraz zanieczyszczenie,
- przywrócenie właściwego stanu środowiska i jego poszczególnych elementów.

Omówienie wyników badań, ze względu na ich wielopłaszczyznowość, uporządkowano według następujących zagadnień:

1. Narażenia i zagrożenia radiacyjne

Potencjalne i rzeczywiste zagrożenia dla środowiska wynikały z obecności niskoaktywnych odpadów NORM, zawierających naturalne i sztuczne nuklidy promieniotwórcze. Ocenę narażenia i zagrożenia radiacyjne odpadów NORM dla ludzi i środowiska, określają poniższe wielkości:

- aktywność radionuklidów,
- promieniowanie gamma,
- koncentracja radonu,
- migracja radionuklidów.

Wskaźniki oceny odnoszono do tła terenów, na których nie była prowadzona działalność przemysłowa, a sąsiadujących z terenami składowania odpadów.

Wyniki własne oraz dane literaturowe dowodzą, że materiał odpadowy zgromadzony na terenach poeksploatacyjnych kopalni „Radoniów” charakteryzuje się znacznie większą niejednorodnością koncentracji naturalnych radionuklidów i większymi maksymalnymi wartościami, oprócz toru ^{228}Th , niż odpad zgromadzony w stawie osadowym (z wyjątkiem rejonu południowej anomalii radiometrycznej).

Aktywność radionuklidów. Odpady zgromadzone w stawie osadowym „Kowary” i grunty antropogeniczne otoczenia osadnika wykazywały znaczne zróżnicowanie zawartości radionuklidów. W wyniku procesu technologicznego produkcji koncentratów uranowych, uran ^{238}U oddzielany był od radu ^{226}Ra . Rad ^{226}Ra w postaci RaSO_4 , wraz z odpadem wytrawionej rudy, kierowany był do stawu osadowego. Izotop ten w znaczącym stopniu wpłynął na mierzoną w próbkach z odwiertów radioaktywność sumaryczną (zob. Suplement tab. I.2–I.8). Podczas analizy radioaktywności tych próbek zauważa się nieregularność rozkładu przestrzennego radioaktywności sumarycznej w zdeponowanych osadach. Analiza zamieszczonych w Suplemencie wyników pomiarów radioaktywności i oznaczeń pierwiastków w próbkach pobranych z miejsc różnie przestrzennie ułożonych świadczy o niedociągnięciach technologicznych prowadzonego ówczynie procesu produkcyjnego koncentratów uranowych niż o „chaotycznym” i przypadkowym sposobie zrzutu odpadów do stawu osadowego.

Aktywność właściwa naturalnych radionuklidów szeregu torowego i uranowego oraz izotopu ^{40}K , zawartych w odpadach składowanych na zwałowiskach (tab. 15.) i stawie osadowym (tab. 42.), wielokrotnie przekraczała aktywności właściwe izotopów w próbkach gleb sąsiadujących oraz średnich aktywności gleb polskich.

Promieniowanie gamma. Źródłem narażenia populacji na promieniowanie jonizujące są naturalne izotopy promieniotwórcze zawarte w odpadach. Zagrożenie to jest funkcją czasu przebywania osób pracujących i zamieszkujących w rejonie składowania odpadów. Dokonana ocena mocy $H^*(d)$ na terenie obu obiektów wykazała, że na przeważającej części powierzchni terenów promieniowanie gamma było wielokrotnie większe od tzw. poziomu tła (rys. 10. i 13.).

Dodatkowo należy wyróżnić miejsca tzw. „anomalii promieniotwórczych”, związanych z występującą mineralizacją uranową. Stwierdzono je na terenie poeksploata-

cyjnym kopalni „Radoniów”, w zagłębieniu niszy osadnika. W otoczeniu stawu osadowego w Kowarach odnotowano natomiast występowanie dwóch miejsc wykazujących anomalie promieniotwórcze.

Koncentracja radonu. Radon jest izotopem słabo radiotoksycznym, ale wskutek podwyższonej emisji jest na badanych obszarach czynnikiem narażenia radiacyjnego i znacząco wpływa na zwiększenie dawki granicznej promieniowania jonizującego, podnosi ryzyko zachorowalności na raka, m.in. płuc, oraz białaczkę.

Wyniki pomiarów koncentracji radonu wykazały stężenia wielokrotnie większe od średniej krajowej. Zagrożenie radonem na obszarze oddziaływania stawu osadowego „Kowary” było większe niż na obszarze związanym z hałdami i terenami poeksploatacyjnymi kopalni „Radoniów”. Przyczyną tego była ilość zgromadzonego w odpadach radu ^{226}Ra , macierzystego dla ^{222}Rn nuklidu oraz posadowienie osadnika na podłożu zwietrzeliny granitowej (wysokie tło uranowe) i terenie działalności górniczej (możliwość przemieszczania się radonu podziemnymi wyrobiskami, spękania, szczeliny).

Migracja radionuklidów promieniotwórczych następuje przez:

- rozprzestrzenianie się w powietrzu radonu i produktów jego rozpadu, pyłów i aerozoli promieniotwórczych,
- systemy wodne, szczególnie wody powierzchniowe,
- środowisko glebowe.

Składowane odpady skały płonnej na skutek procesów utleniających i zakwaszających były źródłem przedostawania się pierwiastków i radionuklidów ze zwałowiska do gleby i wód podziemnych.

Odpad materiału skalnego składowanego na hałdach kopalni „Radoniów” wykazywał odczyn alkaliczny (pH wyciągów wodnych $9,2 \div 9,5$). Warunki panujące w obrębie skał podłoża, ze względu na pH, nie sprzyjały przemieszczaniu uranu i z tego powodu zagrożenie jego migracją było niewielkie. Stwierdzono, że sprzyjającym czynnikiem migracji uranu była obecność siarczków żelaza i podrzędnie związków manganu. Uznano również, że do zakwaszania środowiska przyczyniała się obecność roślin wyżej uorganizowanych (korzeniowych), które powodowały w strefie oddziaływania korzeni lokalne zakwaszenie środowiska. Odczyn w powierzchniowych poziomach porośniętych gruntów pogórnich w większości był kwaśny. Stopień pokrycia hałd przez roślinność był jednolity, ale skąpy. Środowisko podłoża rośliny stawało się bazą rozwoju bakterii acidofilnych i prowadziło do powolnego uruchomienia migracji uranu. Mikrobiologiczne ługowanie radioizotopów szeregu uranowego i torowego i związana z tym ich migracja były ograniczone, ze względu na znikome występowanie bakterii acidofilnych w materiale hałd. Z uwagi na takie cechy materiałów hałdy kopalni „Radoniów”, autor zakwalifikował hałdę jako źródło punktowe, powodujące zanieczyszczenia radionuklidami powierzchni gleb w bezpośrednim sąsiedztwie na kierunku naturalnego spadku terenu.

Grunt antropogeniczny półki pośredniej południowej skarpy osadnika „Kowary”, w którą wbudowano rudę pirytową z mineralizacją uranową z kopalni w Rudkach,

charakteryzował się bardzo dużymi zawartościami Fe i SO_4^{2-} i niskim pH wyciągu wodnego. Silnie kwaśny odczyn sprzyjał wymywaniu kationów metali ciężkich i radionuklidów zawartych w gruncie półki pośredniej. Podobnie teren w otoczeniu stawu osadowego „Kowary”, w wyniku znacznych przekształceń profilu glebowego, charakteryzuje się bardzo kwaśnym i kwaśnym odczynem i właściwościami fizykochemicznymi, sprzyjającym migracji radionuklidów i pierwiastków śladowych.

2. Zanieczyszczenie metalami ciężkimi

Do istotnych wskaźników przekształceń mogących mieć negatywne skutki dla środowiska jest zawartość metali ciężkich w materiałach odpadowych (gruntach antropogenicznych) i wodzie nadosadowej.

Grunty antropogeniczne. Z porównania maksymalnych zawartości metali ciężkich w odpadach zgromadzonych na terenie kopalni „Radoniów” i w odpadach z przeróbki rudy uranowej zdeponowanych w stawie osadowym „Kowary” wynika, że w osadach z Kowar koncentracja tych pierwiastków jest wielokrotnie większa. Świadczy to o dobrym wyselekcjonowaniu skały płonnej z dostarczanej do Kowar ubogiej rudy, przeznaczonej do produkcji koncentratów uranowych.

Wychodząc z założenia, że ługowanie składników mineralnych i włączanie się ich w łańcuch troficzny lub ich mobilizacja zależy od koncentracji składników w gruncie i od głębokości ich zalegania, można stwierdzić, że staw osadowy „Kowary” stanowi o wiele większe zagrożenie dla środowiska niż hałdy kopalni „Radoniów”.

Koncentracja metali ciężkich w materiale hałd kopalni „Radoniów” nie odbiegała znacząco od wartości w glebach (tab. 13.), a wyniki analiz wykazały zróżnicowanie zawartości w składzie pierwiastkowym i potwierdziły doniesienia o obecności w skałach płonnych, towarzyszących złożu uranowemu, pierwiastków śladowych. Skała płonna nie wykazywała przekroczeń dopuszczalnych wartości stężeń metali ciężkich dla grupy C, przyjmując do oceny skażenia wartości dopuszczalne, stosowane dla gleb zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska [188].

Zawartość pierwiastków śladowych w badanych gruntach antropogenicznych otoczenia osadnika „Kowary” przekraczała ilości naturalnie występujące w glebach, a najwięcej ich stwierdzono na terenach bezpośrednio przylegających do osadnika, zwłaszcza od strony wschodniej. Najwięcej nagromadziło się ich na plażach zbiornika, co wiązało się z wprowadzaniem ścieków galwanicznych i hydrometalurgicznych do stawu i wytrącaniem z nich osadów.

Woda nadosadowa bezodpływowego zbiornika stawu osadowego charakteryzowała się zmiennymi stężeniami metali ciężkich, takich jak: nikiel, cynk i miedź. W objętym badaniami kilkuletnim okresie stwierdzono, że stężenia wykazywały wyraźną zależność od zmieniającego się w tym czasie pH (7,0÷10,3).

3. Właściwości gruntów antropogenicznych i gleb

Istotnymi wskaźnikami określającymi właściwości gruntów i gleb są:

- skład granulometryczny,

- wymywalność jonów,
- właściwości sorpcyjne gleby i migracja metali ciężkich

Skład granulometryczny ma wpływ na najważniejsze właściwości fizyczne, chemiczne gleb i gruntów, w tym na ważne dla nich właściwości sorpcyjne i filtracyjne.

Skład granulometryczny badanych utworów hałd skały płonnej kopalni „Radoniów” był bardzo zróżnicowany (tab. 9.). W budującym poszczególne hałdy materiale okruchowym występowała duża zmienność rozmiarów uziarnienia – od 0,002 mm do 70 cm. W przypadku hałdy tzw. kamiennej dominuje uziarnienie od 0,05 do 40 mm o składzie granulometrycznym utworów zwirowych i piaszczystych, ponad 3/4 ogólnej masy ziaren miało uziarnienie poniżej 20 mm.

Pobrane ze wschodniej i południowej strony hałd próbki gleb uprawnych otaczających teren zwałowiska wykazały dominujące uziarnienie frakcji pyłowej.

Struktura odpadów zgromadzonych w osadniku „Kowary” jest zróżnicowana, przeważa materiał drobnoziarnisty, stanowiący zmieloną do frakcji 0,2 mm rudę po procesie ługowania, oraz siarczan wapnia, który powstawał w wyniku neutralizacji kwasu siarkowego wapnem. W mniejszej ilości występują w zbiorniku odpady z przerobu zwałów kopalnianych na tłuczeń i grysy. Osad składowany w niszy stawu odpowiada uziarnieniem piaskom pylastym oraz pyłom piaszczystym i ma konsystencję miękkoplastyczną. W obrębie plaż występują osady odpowiadające piaskom średnim i drobnym.

Wymywalność jonów charakterystycznych dla złoża „Radoniów” była znikoma, niezależnie od pH roztworu wodnego użytego do wymywalności (tab. 14.). Największe stężenia uzyskano dla siarczanów $3,7 \div 9,8 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$.

Wyniki badań wymywalności jonów z próbek gruntów antropogenicznych stawu osadowego „Kowary” (tab. 32. i 33.) z głębszych warstw osadów, pochodzących z hydrometalurgicznego przerobu rud, wskazują na znikomą lub śladową wymywalność analizowanych kationów metali ciężkich.

W próbkach z powierzchniowej warstwy osadów – mułów z dna stawu (grunt c) – stwierdzono – zgodnie z oczekiwaniami – lepszą wymywalność anionów Cl^- , SO_4^{2-} oraz kationów metali ciężkich, a także wyraźne jej zwiększenie po obniżeniu pH do 2,5.

Właściwości sorpcyjne gleby i migracja metali ciężkich. Pozostawiony materiał hałd przez około 20 lat podlegał naturalnym procesom glebotwórczym. Materiał odpadowy zgromadzony na hałdach kopalni „Radoniów” pełnił funkcję skały macierzystej gleby (o bardzo niewielkiej zasobności w mikropierwiastki), na której następowała sukcesja roślinności naczyniowej, inicjującej procesy glebotwórcze. Substancja organiczna, określona jako węgiel utleniały, występowała w przedziale od 1,5 do $55,7 \text{ g C} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. próbki. Zawartość azotu ogółem w poszczególnych próbkach gruntów (gleb inicjalnych) była silnie zróżnicowana i wynosiła od 0,4 do $4,54 \text{ g N} \cdot \text{kg}^{-1}$ próbki, a stosunek C:N wykazywał znaczną rozpiętość i kształtował się w przedziale od 9 do 47.

Kompleks sorpcyjny badanych próbek był wysycony, najbardziej przez jony wapnia ($51,5 \div 78,7\%$). Magnezu wymiennego było około $1,91 \div 8,7$ razy mniej niż wapnia. Kwasowość wymienna była nieznaczna i zawierała się w przedziale od 0,10 do $0,92 \text{ cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$ gleby, a pojemność wymienna kationów – $2,63 \div 7,76 \text{ cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$.

Na terenie stawu osadowego grunty antropogeniczne wykazują znaczne zróżnicowanie. Zawartość węgla organicznego w powierzchniowej warstwie gruntów wynosiła od 0,29% do 7,60%, a stosunek C:N wykazywał znaczną rozpiętość i kształtował się w przedziale $4,2 \div 35,1$. Wysycenie kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi wahało się w bardzo szerokich granicach od 7,20 do 92,17%. Pojemność sorpcyjna była niewielka i w zależności od lokalizacji zawierała się w granicach od 8,94 do 25,12 $\text{cmol}(+)/\text{kg}$, podobnie jak suma kationów zasadowych – $1,48 \div 9,92 \text{ cmol}(+)/\text{kg}$.

Koncentracja metali ciężkich w materiale hałd kopalni „Radoniów” nie odbiegała od wartości w glebach, nie stanowiła zatem zagrożenia dla ustalonej równowagi mineralnej sąsiadujących gleb. Ich migracja z hałd była ograniczona ze względu na właściwości gruntów, pH, pojemność sorpcyjną, zawartość bakterii acidofilnych i siarczków żelaza, dostępność wody oraz powietrza do wnętrza zwałowiska.

Na podstawie przedstawionych wyników można wnioskować, że migracja metali ciężkich będzie zachodzić z gruntów antropogenicznych stawu osadowego „Kowary” i otoczenia stawu osadowego pod wpływem warunków atmosferycznych. Uwalniane metale będą przenikać do wód erodujących i roztworu glebowego, skąd zostaną włączone do obiegu, zanieczyszczając grunty i wody rzeki Jedlica i oddziałując bezpośrednio na rośliny.

4. Ocena stanu przyrody

Stan przyrody oceniono na podstawie:

- analizy składu jakościowego i ilościowego mikroorganizmów glebowych,
- aktywności enzymatycznej mikroorganizmów glebowych,
- charakterystyki roślinności zasiedlającej badane tereny,
- charakterystyki biocenozy wody nadosadowej i osadów dennych,
- biokumulacji.

Skład jakościowy i ilościowy mikroorganizmów glebowych. Aktywność biologiczną gleb określała liczebność mikroorganizmów oraz ich aktywność enzymatyczna. Wyniki badań mikrobiologicznych powierzchniowej warstwy gruntów na terenie obu analizowanych obiektów wykazały występowanie specyficznej mikroflory bakteryjnej. Liczebność mikroorganizmów w badanych gruntach obu obiektów znacznie się różniła, średnia liczebność bakterii psychrofilnych w Kowarach była o rząd niższa niż w Radoniowie. Liczebność mikroorganizmów pozostawała funkcją parametrów fizykochemicznych gruntów. Zmniejszona liczebność mikroorganizmów w gruntach osadnika i otoczenia osadnika „Kowary” była spowodowana dużym skażeniem metalami ciężkimi, niskim odczynem oraz ubogą zawartością składników pokarmowych.

Bakterie słabo i silnie acidofilne występowały w próbkach gruntów poddanego bardziej zaawansowanej przeróbce technologicznej, jakim były grunty stawu osadowego „Kowary”. W próbkach materiału z terenu kopalni „Radoniów” stwierdzono natomiast ich znikomą ilość, ograniczoną do pojedynczych komórek w 1 g gruntu. Odwrotnie przedstawiała się sytuacja z grzybami pleśniowymi, których ilość w próbkach z Radoniowa wynosiła średnio $16\ 323\ \text{jtk}\cdot\text{g}^{-1}\ \text{s.m.}$, a w próbkach z Kowar średnio $16\ \text{jtk}\cdot\text{g}^{-1}\ \text{s.m.}$

Na terenie anomalii radiometrycznej w Kowarach zanotowano prawie całkowitą eliminację z gruntu mikroorganizmów, zasiedlały go jedynie bakterie acidofilne i grzyby.

Grunty w Kowarach charakteryzowała niewielka aktywność dehydrogenazowa, oznacza to, że większość bytujących w badanych gruntach mikroorganizmów występowała w formach przetrwalnych w stanie anabiozy. Może to także świadczyć o silnym zatruciu gruntów i wskazuje na brak możliwości w krótkim czasie przywrócenia równowagi biologicznej na skażonym terenie.

Grunty pobrane na terenie Radoniowa wykazywały dużą aktywność dehydrogenazową, co może świadczyć o intensywnym zachodzeniu procesów rozkładu materii organicznej i oznacza, że występujące tu zanieczyszczenia w mniejszym stopniu niż w Kowarach zakłóciły równowagę biologiczną na badanym terenie.

Charakterystyka roślinności zasiedlającej badane tereny. Roślinność stanowiła główny, biologiczny czynnik glebotwórczy. W miejscach stromych zboczy hałd kopalni „Radoniów” tworzyły się jedynie ubogie siedliska roślinności synantropijnej, a wkraczająca na zwałowiska, w wyniku sukcesji naturalnej, roślinność została poddana ostrej selekcji. Pokrycie zwałowisk roślinnością było bardzo ubogie, w $5\div 30\%$, a obszar ten porastało 51 gatunków roślin. Do najczęściej i najliczniej występujących należały okazy: brzozy brodawkowatej (*Betula verrucosa* L.), wierzby iwa (*Salix caprea*) i sosny zwyczajnej (*Pinus silvestris* L.) oraz kilka gatunków roślin zielnych.

Na gruncie antropogenicznym stawu osadowego „Kowary”, o wysokim stopniu zanieczyszczenia oraz podwyższonego promieniowania gamma, powstał swoisty, niepowtarzalny, na stosunkowo małym areale, ekosystem złożony m.in. z roślinności „industriogennej”. Zespoły i zbiorowiska roślinne powstały bez ingerencji człowieka w trwającym około 30 lat procesie spontanicznej sukcesji. Pomimo znacznych stężeń zanieczyszczeń w gruntach antropogenicznych osadnika i terenów do niego przyległych, stwierdzono występowanie różnej ilościowo i gatunkowo roślinności zielnej. Zróżnicowana zawartość metali ciężkich, nuklidów promieniotwórczych oraz dostępnych makro- i mikropierwiastków wpłynęła na porastające ten teren krzewy i drzewa. Roślinność ta pod względem morfologicznym wykazywała znaczne odstępstwa od postaci naturalnej. Spośród samosiewów drzew występowały m.in.: brzoza brodawkowata (*Betula pendula*), jesion wyniosły (*Fraxinus excelsior*), olsza szara (*Alnus incana*), wierzba (*Salix fragilis*, *S. caprea*), osika (*Populus tremula*), klon zwyczajny (*Acer platanoides*) i inne. Na obrzeżach plaży zbiornika wodnego rosta jedynie, odporna na występujące zanieczyszczenia, trzcina pospolita (*Phragmites communis*).

W podłożu wzrostu roślin wykazano występowanie, przy $\text{pH} < 5,5$, tzw. glinu ruchoego, toksycznego dla systemów korzeniowych.

Charakterystyka biocenozy wody nadosadowej i osadów dennych. Biocenoza zbiornika odpadów ciekłych stawu osadowego była słabo wykształcona i typowa dla wód silnie zanieczyszczonych. Mikroorganizmy były dość licznie reprezentowane w wodzie i osadach dennych, a selekcja mikroflory doprowadziła do dominacji bakterii i drożdży. Wody nadosadowe skażone były bakteriami z rodziny *Enterobacteriaceae*, wskazującymi na wprowadzanie do zbiornika ścieków komunalnych. W badanych osadach wyizolowano szczepy bakterii przynależne do gatunków: *Citrobacter freundii*, *Enterobacter agglomerans*, *Enterobacter faecalis*, *Escherichia coli*, *Yersinia intermedia*, *Pantoea spp.*, *Brevun. diminuta*, *Pseudomonas aeruginosa*.

W wodach nadosadowych stwierdzono stosunkowo dużą licznosc organizmów roślinnych (peryfiton). Obserwowano wyraźną selekcję i zaledwie kilka gatunków flory, spośród której najliczniejszy był *Palmodicytom lobatum* (ponad $10 \cdot 10^7/\text{cm}^3$). Z makrohydrofitów występowała jedynie trzcina pospolita (*Phragmites communis*).

Biokumulacja. W Radoniowie nieznaczne skażenie utworów glebowych metalami ciężkimi przejawilo się tym, że zawartość ich w biomacie była stosunkowo niewielka, z wyjątkiem zawartości Zn i w kilku przypadkach Sr (tab. 23.). Metale ciężkie, takie jak: kadm, nikiel, chrom, nie były kumulowane przez rośliny w ilościach mogących zakłócić ich procesy fizjologiczne, a wykazywały zawartości uznawane dla roślin za bezpieczne. Z przedstawionych danych (tab. 21.) wynika, że spośród analizowanych roślin porastające zwałowiska mchy (*Politrychum sp.*) wykazały największą zdolność akumulacji takich pierwiastków, jak: ołów, chrom, cer, lantan, nikiel, rubid, wanad, cyrkon, kobalt.

Rośliny stawu osadowego wykazały stosunkowo duże wartości współczynnika bio-koncentracji BCF dla niklu, szczególnie w miejscach bardzo niskiego pH, mimo relatywnie niewielkiej zawartości tego pierwiastka w gruncie. W próbkach roślin (trawy) pobranych z miejsc silnie skażonych, o pH zbliżonym do 7, zawartość niklu w biomacie przekroczyła umowny zakres toksyczności $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m.

Największe wartości BCF dla cynku odnotowano w próbkach traw z plaży obrzeża zbiornika wodnego oraz terenu anomalii promieniotwórczej. W miejscach gruntów silnie zanieczyszczonych cynkiem jego zawartość w roślinach mieściła się w przedziale $86 \div 345 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. (tab. 40.).

Z porównania współczynników BCF dla dwóch badanych obiektów wynika, że wartości współczynników dla takich pierwiastków, jak: ołów, arsen, bar, chrom, miedź, cynk, stront, były większe w próbkach roślin Radoniowa, mimo że w podłożu obiektu kowarskiego zawartość tych pierwiastków była większa, a w podłożu radoniowskim mniejsza. Przyczyną tego była specyfika roślinności porastającej grunty w Radoniowie (trawy, mchy, brzozy, sosny, grzyby), zakres pH gruntów i parametry sorpcyjne gruntów. Większa pojemność sorpcyjna gruntów była czynnikiem ograniczającym pobór pierwiastków przez rośliny.

Na terenie anomalii promieniotwórczej stawu osadowego „Kowary”, gdzie panowały uciążliwe warunki dla rozwoju roślinności ze względu na silnie kwaśny odczyn gleby $2,0 < \text{pH} < 3,5$, wykazano biokumulację metali ciężkich i radionuklidów w skąpo porastającej go roślinności. Spośród badanych pierwiastków (Pb, Cu, Cd, Ni, Cr, As) w biomase roślin najwięcej było ołowiu w trawach, mchu, igłach świerka i liściach brzozy.

Zdolnością pobierania i akumulacji metali ciężkich wykazywały się glony zasiedlające wody nadosadowe zbiornika stawu osadowego. W próbkach wysuszonej biomasy sestonu (głównie *Palmodicytom lobatum*) stwierdzono wyjątkowo wysoką biokumulację, która wynosiła dla: Ni – >4700 , Co – >4280 , V – >3500 , Cd – >3300 , Pb – >2700 , Cr – >2700 , Cu – >1450 . Był to wynik zaskakujący i w dotychczasowej literaturze niespotykany.

Wartości współczynników biokumulacji radionuklidów były niewielkie. Oznacza to, że migracja tych izotopów z gleby do roślin nie była duża.

Wartości współczynnika biokoncentracji BCF cezu-137 w pobranych próbkach roślin na terenie kopalni „Radoniów” wykazywały znaczny rozrzut – od 0,08 do 7,73. Największą wartość stwierdzono w próbkach roślin z rejonu osadnika ($4,73 \div 7,01$), najsilniej skażonego obszaru, a szczególnie w grzybie *Xerocomus badius*, rosnącym na hałdzie kamiennej. W roślinności stawu osadowego współczynniki BCF_{Cs-137} uzyskały natomiast największe wartości w mieszaninie traw (*Gramineae*). Wartości współczynnika BCF wykazały dużą rozpiętość i zawarte były w przedziale od $<0,043$ do $<1,06$. Otrzymane wyniki różnią się od wyników uzyskanych dla roślinności pokrywającej glebę w tzw. „zielonych płucach” Polski. Wartości współczynnika biokoncentracji tam uzyskane zawierały się w zakresie od 0,027 do 0,396. Różnice wynikały prawdopodobnie ze znacznie wyższych parametrów sorpcyjnych gleb porównawczych niż badanych gleb inicjalnych.

W badaniach własnych największe wartości aktywności ^{226}Ra w roślinach porastających hałdy kopalni „Radoniów” obserwowano w liściach brzozy (*Betula verrucosa*) od $357,2 \pm 53$ do $8020,1 \pm 279$ Bq/kg s.m. Uzyskane wartości aktywności ^{226}Ra dla próbek analizowanych roślin były większe od średnich światowych aktywności uzyskanych dla roślin lądowych.

Współczynniki biokumulacji BCF_{Ra-226} dla roślin przyjmowały wartości z przedziału $0,02 \div 1,66$, największe dla liści brzozy (*Betula verrucosa*) – 1,66, 0,46, 0,45 i 0,22, igieł sosny (*Pinus silvestris*) – 0,75 oraz mchów (*Politrychum sp.*) – 0,75, 0,50 i 0,22, a najmniejsze dla biomasy grzybów (*Xerocomus badius*) – 0,02.

Największą aktywność ^{226}Ra w roślinności porastającej grunty antropogeniczne stawu osadowego „Kowary” obserwowano w liściach brzozy (*Betula pendula*) – $1018 \pm 67,9$ Bq/kg s.m. i w trawach (*Gramineae*), w których aktywności zawarte były w przedziale $125,2 \pm 85,7 \div 793,0 \pm 52,9$ Bq/kg s.m. Podobne przedziały wartości są przytaczane w literaturze światowej.

Współczynniki BCF_{Ra-226} dla roślin pobranych do analizy ze stawu osadowego „Kowary” przybierały wartości w zakresie od $0,050 \div 0,720$ i nie odbiegają od danych literaturowych.

5. Identyfikacja zagrożeń

Na terenie badanych obiektów zidentyfikowano następujące najważniejsze zagrożenia dla środowiska wspólne dla obu obiektów:

- poziom promieniowania gamma bezpośrednio narażający ludzi i zwierzęta znajdujące się w obszarze jego oddziaływania,
- skażenie gleb w otoczeniu składowiska odpadów,
- zatężanie w łańcuchu troficznym metali ciężkich o właściwościach mutagennych i rakotwórczych,
- powstające w wyniku przemian promieniotwórczych radon i toron, wraz z krótkożyłymi produktami ich rozpadów.

Kopalnia „Radoniów”:

- przeobrażenia stosunków wodnych okolicy kopalni,
- zapadliska terenowe.

Staw osadowy „Kowary”:

- stateczności skarp osadnika,
- zawartość niszy stawu osadowego,
- usytuowanie osadnika (zbocze góry, teren działalności górniczej, przepływająca u podnóża rzeka).

6. Działania naprawcze

Usuwanie metali ciężkich ze ścieków i wód nadosadowych. Na podstawie wyników przeprowadzonych badań laboratoryjnych i modelowych opracowano założenia i koncepcję oczyszczania ścieków zgromadzonych w stawie osadowym „Kowary”. Przyjęte rozwiązanie było prototypowe, wdrożone w praktyce. Za podstawę w zaproponowanej koncepcji technologicznej przyjęto stosowaną w zakładzie technologię oczyszczania ścieków, wykorzystanie istniejącej aparatury i urządzeń stosowanych do neutralizacji i oczyszczania ścieków pogalwanicznych oraz jej modernizację, opartą na adsorpcji i trwałym wiązaniu metali ciężkich na sorbencie „Hydrosorb”. Oczyszczanie ścieków było rzeczywistą weryfikacją przedłożonej koncepcji technologicznej, a przedstawione wyniki wskazują, że średnie wartości stężeń zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych nie przekraczały wartości dopuszczalnych.

Usuwanie zanieczyszczeń węglowodorowych. W osadach, pod powierzchnią wody nadosadowej, stwierdzono występowanie substancji organicznych nagromadzonych w wyniku odprowadzania ścieków zakładowych do stawu. Dominowały substancje należące do cięższych frakcji paliwowych i olejowych. Zanieczyszczenia organiczne likwidowano zgodnie z opracowanym procesem biodegradacji, realizowanym po spompowaniu wód nadosadowych w warunkach *in situ*. Proces polegał na stymulacji procesu biodegradacji zanieczyszczeń naftowych przez inokulację osadów drobnoustrojami aktywnie degradującymi węglowodory biopreparatem sporządzonym na bazie mikroflory

autochtonicznej osadów oraz preparatu handlowego BIOSAN. Uzyskano redukcję zanieczyszczeń organicznych w osadzie w granicach od 45 do 84,5% mas.

Immobilizacja kationów metali ciężkich w osadzie stawu „Kowary”. Na podstawie wyników badań własnych stwierdzono, że najkorzystniejszym układem dla immobilizacji kationów była mieszanina składająca się z 50% mas. cementu i 50% mas. osadu, dla której po zestaleniu uzyskano bardzo małe wartości wymywania kationów metali ciężkich. Wprowadzenie dodatków modyfikujących i zmiana proporcji składów powodowały nieznaczny, wyraźnie zauważalne zwiększenie wartości wymywanych kationów metali ciężkich.

Stosunkowo niewielkie wartości wymywalności kationów metali ciężkich z osadów, szczególnie niklu i cynku, uzyskano w próbach z użyciem wapna, a nieznacznie większe z użyciem dolomitu i montmorylonitowego minerału ilastego. Ze względów technicznych przyjęto rozwiązanie, w którym na powierzchnię osadnika nanoszono wapno hydratyzowane ze żwirkiem dolomitowym. Warstwa ta, zgodnie z *Koncepcją rekultywacji stawu osadowego Kowary i założeń do projektu* i zawartym w niej rozwiązaniu дренаżu wewnętrznego, powinna być pokryta geowłókniną, geokrata, sortowanym kruszywem dolomitowym i kolejnymi warstwami technicznej zabudowy. Żwir dolomitowy zabezpiecza geowłókninę filtracyjną przed kolmatacją, umożliwiając jednocześnie odwodnienie osadów i drenaż odprowadzający wody w czasie konsolidacji osadów.

8. Rekultywacja

Kopalnia „Radoniów”:

- rekultywacja przez gospodarcze wykorzystanie odpadów, Istotne elementy rozwiązania to selektywne wybieranie materiału skalnego z hałd według wymagań określonych w rozporządzeniu [193], wywożenie go poza rekultywowany obszar i wbudowanie w nasyp drogowy. Pozostawiony materiał, wykazujący podwyższony poziom promieniowania, przemieszcza się w obniżenia terenowe w granicach rekultywowanego terenu. Po zniwelowaniu, przykrywa się wielowarstwowo warstwami ekranującymi i izolacyjnymi z wierzchnią humusową, na którą nasadza się określone gatunki drzew, krzewów i traw.
- rekultywacja przez remediację *in situ*, Cały materiał mineralny rozprowadza się w granicach rekultywowanego terenu. Elementy prac rekultywacyjnych, związane z wielowarstwowym przykryciem, są analogiczne do wymienionych poprzednio.

Staw osadowy „Kowary”:

Najistotniejsze elementy rozwiązań koncepcji technologicznej:

- kierunek rekultywacji – zieleń nieurzędzona,
- wkomponowanie przekształconego terenu w lokalny krajobraz,

- drenaże zewnętrzne i wewnętrzne (nisza osadnika),
- przemieszczenie, ekranowanie i zabezpieczenie w niszy stawu radioaktywnego materiału z półki pośredniej,
- immobilizacja kationów metali ciężkich w zdeponowanych osadach,
- ułożenie warstwowego systemu odwodnienia i konstrukcji nośnej,
- ułożenie warstw izolacyjnych,
- odbudowa pokrywy glebowej,
- biozabudowa,
- poprawa stateczności skarp.

11. WNIOSKI

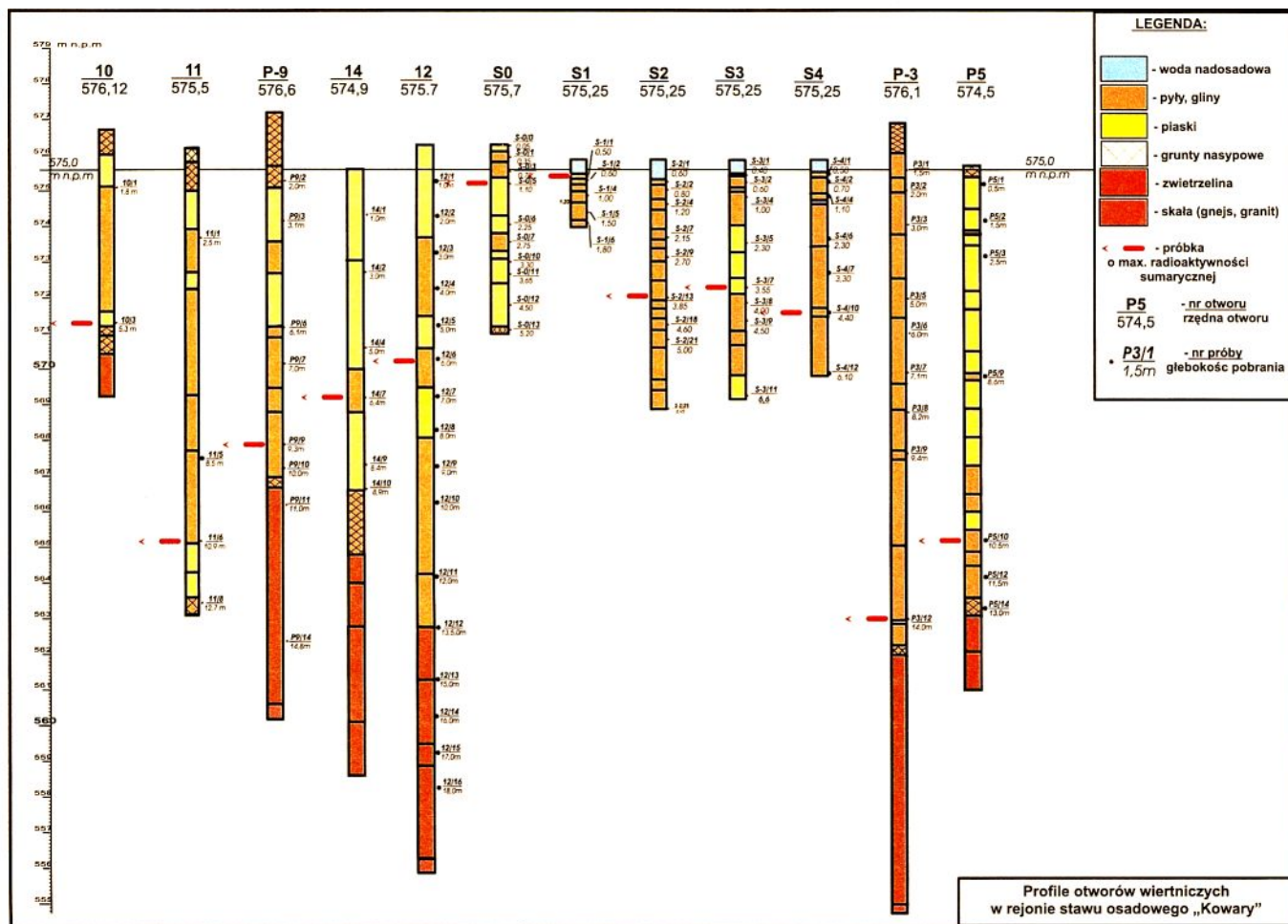
1. Opracowano schemat postępowania z obiektami i terenami zdegradowanymi, obejmujący wykaz niezbędnych działań, uwzględniających tryb administracyjno-prawny, koncepcję prowadzenia prac badawczych i projektowych, czynności i procedury – począwszy od rozpoznania obiektu, analizy zmian wywołanych w środowisku, do jego rekultywacji. Zaproponowany schemat postępowania, ze względu na uniwersalny charakter, może być zastosowany do rozwiązania problemów innych – niż zawierających odpady NORM – terenów i obiektów wymagających rekultywacji.
2. Przyjmując za podstawę klasyfikację form degradacji środowiska według Skawiny [207], zaproponowano jej poszerzenie o elementy oddziaływania, narażenia radiacyjnego i radioaktywnej ingerencji w środowisku jako niezamierzonego skutku działalności górniczej i przemysłowej, związanej z eksploatacją i przeróbką rud uranu.
3. Przemysłowa eksploatacja i przeróbka rud uranowych i związane z nimi przekształcenia wywołały szkody w poszczególnych elementach środowiska, które – jak wykazały badania – mają charakter lokalny o ograniczonym miejscowym wpływie.
4. Zgromadzone na zwałowiskach kopalni „Radoniów” odpady charakteryzowały się niekorzystnymi właściwościami chemicznymi (odczyn alkaliczny, duża zawartość radionuklidów, a niewielka składników pokarmowych), czego wyrazem jest proces przekształcania gruntów antropogenicznych kopalni „Radoniów”, który – mimo upływu wielu lat od zakończenia eksploatacji – zachodzi wolno i jedynie w miejscach porośniętych przez „pionierską” roślinność – na hałdach i innych powierzchniach. Akumulacja azotu, fosforu i substancji organicznej z biomasy roślinnej oraz enzymy katalizujące przetwarzanie materii w wierzchniej warstwie gruntów antropogenicznych wpływały korzystnie na kształtowanie inicjalnego procesu glebotwórczego, co wykazano aktywnością biologiczną gleb, której kryteriami była liczność mikroorganizmów i ich aktywność enzymatyczna.
5. Obserwowana zróżnicowana koncentracja istotnych dla procesu technologicznego produkcji koncentratu uranowego pierwiastków, tj. uranu ($11 \div 355 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$) i manganu ($0,062 \div 0,835 \text{ \% mas.}$) oraz przedział wartości sumarycznej radioak-

- tywności ($265 \div 41652 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$) w próbkach profili odwiertów, świadczyły o występujących zaburzeniach w prowadzonym ówczynie procesie technologicznym.
6. Zidentyfikowano w profilach wiertniczych osadów zdeponowaną wytrawioną rudę uranową. Obserwowano miejsca o zróżnicowanej i znacznie podwyższonej koncentracji niektórych pierwiastków, w stosunku do wartości średniej, np. arsen – przedział zawartości $9 \div 225 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m., przy średniej $85,3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m., bar – $64 \div 2191 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m., przy średniej $310,3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m., stront – $<2 \div 1431 \text{ mg/kg}$ s.m., przy średniej $108,6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. Świadczy to i potwierdza zrzut do stawu osadowego, oprócz odpadów z produkcji koncentratów uranowych, także odpadów z przerobu skały płonnej na kruszywo oraz z innej hydrometalurgicznej produkcji.
 7. Wykazano, że odpady technologiczne z procesów chemicznych, wprowadzone na strop pierwotnego odpadu z produkcji koncentratów uranowych stawu osadowego, utworzyły na poziomie rzędnych $574,95 \div 574,05 \text{ m n.p.m.}$ tzw. „strefę przejściową” osadów, charakteryzującą się zwiększoną koncentracją pierwiastków pochodzących z „pouranowej” produkcji chemicznej i galwanicznej (La, Ce, Ni, Cu, Zn, Cr, Sr, As). Miąższość warstwy przejściowej, zawierającej osady z okresu tzw. „produkcji pouranowej”, na podstawie wyników analiz pierwiastków autor oszacował na $10 \div 50 \text{ cm}$, w zależności od przestrzennej lokalizacji miejsca poboru próbki.
 8. Grunty antropogeniczne w Kowarach charakteryzowała niewielka aktywność dehydrogenazowa. Oznacza to, że większość bytujących w badanych gruntach mikroorganizmów występowała w formach przetrwalnych, w stanie anabiozy, oraz o zahamowaniu procesów rozkładu materii organicznej. Na obszarze anomalii promieniotwórczej zanotowano prawie całkowitą eliminację z gruntu mikroorganizmów; zasiedlały go jedynie bakterie acidofilne i grzyby. Przyczyną tego było silne skażenie gruntów metalami ciężkimi oraz bardzo niskie pH podłoża zasiedlania roślin. Szczególną wrażliwością na występujące skażenia wykazały się promieniowce, których obecności w większości badanych prób nie wykryto.
 9. Ścieki (wody nadosadowe) zbiornika stawu osadowego zawierały zanieczyszczenia o zróżnicowanym i zmiennym w czasie składzie ilościowym i jakościowym. Do najbardziej niebezpiecznych zanieczyszczeń chemicznych należały metale ciężkie oraz fluorki, a zakres zmienności pH wynosił $7 \div 10,3$. W tych warunkach w biocenozie zbiornika stawu osadowego obserwowano wyraźną selekcję i obecność niewielu gatunków flory, przy jednocześnie licznej ich reprezentacji. Selekcja mikroflory doprowadziła do dominacji bakterii i drożdży. Wykazano zdolność organizmów żywych do biokumulacji metali ciężkich i radionuklidów. Współczynnik BCF dla glonów bytujących w wodzie nadosadowej przekroczył wartość kilku tysięcy – największą wartość wykazał $\text{BCF}_{\text{Ni}} = 4705$, a najmniejszą $\text{BCF}_{\text{Cu}} = 1457$.
 10. Wykazano, że na przemieszczanie się metali ciężkich i radionuklidów do nadziemnych części roślin miały wpływ właściwości sorpcyjne i odczyn gleb an-

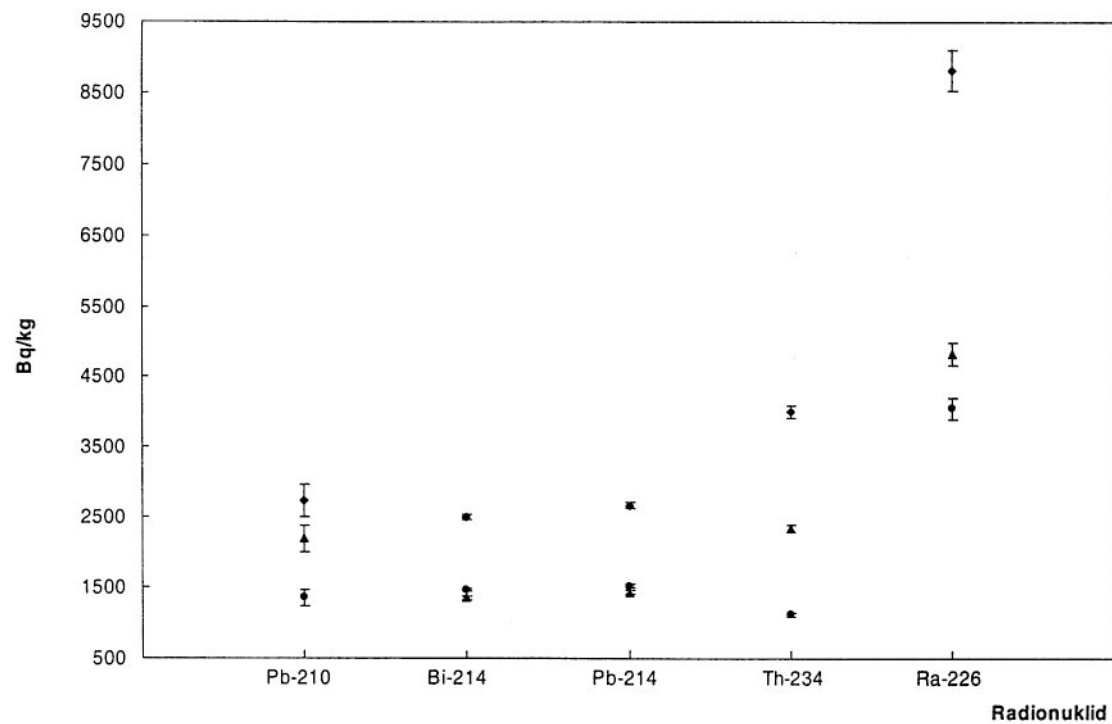
tropogenicznych, stanowiących podłoże wzrostu roślin. W roślinności pobranej do analiz stwierdzono w biomacie zróżnicowaną kumulację zarówno metali, jak i radionuklidów. Ich zawartość w roślinach nie była wprost proporcjonalna do ilości w podłożu, prawdopodobnie o ich dostępności decydowały formy występowania pierwiastków i selektywna natura gatunków. Spośród badanych pierwiastków największą biokumulację w roślinach wykazywały: cynk, bar, miedź, nikiel, rubid, stront, ołów i cyrkon. Szczególnie dużą zawartość wymienionych pierwiastków odnotowano w mchu (*Politrychum sp.*) i trawach (*Gramineae*). Większa pojemność sorpcyjna podłoża była czynnikiem ograniczającym pobór przez rośliny, co wykazano, porównując biokumulację w próbkach roślin z Radoniowa i Kowar.

11. Głównymi czynnikami decydującymi o migracji radionuklidów w środowisku gruntowo-wodnym był odczyn i parametry kompleksu sorpcyjnego gleb antropogenicznych. Procesy sorpcyjne i akumulacyjne radioizotopów w glebie uprawnej przeważały nad procesami desorpcji i migracji. W glebie typowego nieużytku sytuacja była natomiast odwrotna i dochodziło do wymywania radionuklidów i rozcieńczenia przez wodę.
12. Składowane odpady skały płonnej były źródłem przedostawania się pierwiastków i radionuklidów ze zwałowiska do gleby i wód podziemnych. Do ich migracji i skażenia sąsiadujących terenów przyczyniały się: erozja wodna, obecność żelaza i manganu, piryt i markasyt, materia organiczna oraz mikroflora tworzące w miejscach wzrostu roślin glebę inicjalną.
13. Uzyskane dane pomiarowe i wyniki prac doświadczalnych stanowią unikatowe zbiory danych, z których korzystano podczas projektowania rozwiązań umożliwiających likwidację występujących zagrożeń oraz rekultywację uciążliwych dla środowiska obiektów, tj. przy:
 - projekcie rekultywacji terenów poeksploatacyjnych kopalni „Radoniów”,
 - projektach rekultywacji stawu osadowego „Kowary”,
 - projekcie budowy chemicznej oczyszczalni ścieków na potrzeby oczyszczania zgromadzonych w osadniku wód nadosadowych i bieżących ścieków galwanicznych w Kowarach.
14. Materiał zgromadzony na hałdach kopalni „Radoniów” może być wykorzystany gospodarczo, pod warunkiem spełnienia obowiązujących przepisów – rozporządzenia Rady Ministrów, Dz.U. nr 220 z 2002 r., zalecenia Państwowej Agencji Atomistyki oraz Centralnego Laboratorium Ochrony Radiologicznej, a materiał niespełniający warunków powinien być zrehabilitowany w obrębie terenu kopalni w sposób bezpieczny dla środowiska, pod nadzorem radiologicznym.
15. Przeprowadzone pomiary mocy $H^*(10)$ wykazały, że z punktu widzenia ochrony radiologicznej występuje narażenie na promieniowanie gamma, które powoduje konieczność ograniczenia czasu przebywania na tych terenach ludzi, w tym pracowników wykonujących rekultywację tak, aby nie była przekroczona dawka graniczna narażenia na promieniowanie.

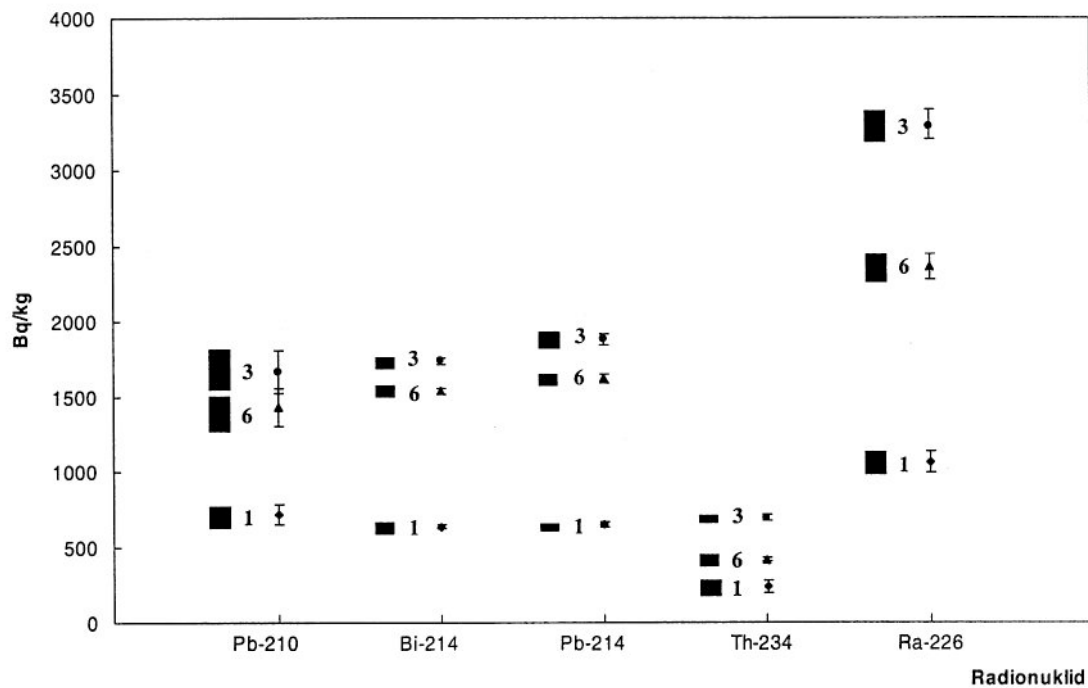
SUPPLEMENT



Rys. I.1. Profile otworów wiertniczych w rejonie stawu osadowego „Kowary”
 Fig. I.1. Profiles of bore-holes in the area of the “Kowary” tailing pond



Rys. I.2. Aktywność radionuklidów szeregu rozpadu uranu ^{238}U w próbkach 1, 5, 10 gruntów antropogenicznych kopalni „Radoniów”
 Fig. I.2. Activity of the radionuclides of uranium ^{238}U in anthropogenic samples (1, 5, 10) of the “Radoniów” mine



Rys. I.3. Aktywność radionuklidów szeregu rozpadu uranu ^{238}U w próbkach 1, 3, 6 gruntów antropogenicznych stawu osadowego „Kowary”

Fig. I.3. Activity of the radionuclides of uranium ^{238}U in anthropogenic samples (1, 3, 6) from the “Kowary” tailing pond

Tabela I.1. Moc przestrzennego równoważnika dawki na terenie byłej kopalni „Radoniów”
Table I.1. Ambient dose equivalent rate of gamma radiation in a former „Radoniów” mine

Punkty pomiarowe i odpowiadające im wartości $H^*(10)$ [nSv/h]							
0,01. 480	0,02. 452	0,03 418	0,04 1250	0,05 351	0,06 279	0,07 330	
1. 180	2. 180	3. 175	4. 195	5. 220	6. 220	7. 220	
8. 220	9. 170	10. 180	11. 160	12. 170	13. 150	14. 150	
15. 140	16. 160	17. 170	18. 180	19. 160	20. 140	21. 140	
22. 120	23. 120	24. 100	25. 150	26. 100	27. 120	28. 130	
29. 130	30. 130	31. 170	32. 180	33. 170	34. 240	35. 250	
36. 250	37. 270	38. 220	39. 160	40. 140	41. 160	42. 140	
43. 150	44. 260	45. 210	46. 220	47. 170	48. 260	49. 180	
50. 170	51. 210	52. 370	53. 370	54. 240	55. 180	56. 160	
57. 150	58. 150	59. 140	60. 140	61. 190	62. 210	63. 240	
64. 400	65. 290	66. 370	67. 160	68. 180	69. 230	70. 250	
71. 200	72. 230	73. 270	74. 250	75. 190	76. 230	77. 200	
78. 300	79. 310	80. 360	81. 400	82. 520	83. 620	84. 650	
85. 500	86. 220	87. 190	88. 180	89. 140	90. 130	91. 180	
92. 200	93. 670	94. 380	95. 250	96. 180	97. 180	98. 260	
99. 390	100. 270	101. 230	102. 220	103. 270	104. 280	105. 310	
106. 280	107. 470	108. 420	109. 380	110. 449	111. 400	112. 450	
113. 500	114. 800	115. 500	116. 230	117. 180	118. 140	119. 120	
120. 120	121. 160	122. 150	123. 150	124. 270	125. 260	126. 250	
127. 260	128. 300	129. 580	130. 410	131. 710	132. 420	133. 380	
134. 350	135. 310	136. 380	137. 470	138. 340	139. 400	140. 610	
141. 590	142. 630	143. 580	144. 1100	145. 460	146. 260	147. 150	
148. 140	149. 160	150. 140	151. 160	152. 170	153. 200	154. 260	
155. 701	156. 3060	157. 2800	158. 600	159. 490	160. 550	161. 420	
162. 330	163. 360	164. 360	165. 350	166. 430	167. 450	168. 766	
169. 550	170. 940	171. 700	172. 680	173. 1220	174. 980	175. 680	
176. 570	177. 270	178. 180	179. 160	180. 140	181. 160	182. 180	
183. 230	184. 290	185. 580	186. 980	187. 1200	188. 1360	189. 580	
190. 1100	191. 700	192. 530	193. 320	194. 420	195. 340	196. 280	
197. 270	198. 370	199. 630	200. 740	201. 920	202. 1270	203. 510	
204. 880	205. 670	206. 590	207. 250	208. 180	209. 160	210. 140	
211. 190	212. 210	213. 240	214. 330	215. 516	216. 400	217. 620	
218. 1010	219. 900	220. 1320	221. 1200	222. 1240	223. 340	224. 567	
225. 610	226. 360	227. 270	228. 330	229. 715	230. 460	231. 350	
232. 500	233. 330	234. 1120	235. 980	236. 1660	237. 990	238. 220	
239. 130	240. 120	241. 180	242. 240	243. 290	244. 500	245. 1420	
246. 790	247. 940	248. 1020	249. 930	250. 1250	251. 810	252. 640	
253. 602	254. 260	255. 498	256. 472	257. 697	258. 450	259. 768	
260. 562	261. 430	262. 440	263. 785	264. 1220	265. 890	266. 330	
267. 280	268. 300	269. 180	270. 150	271. 170	272. 650	273. 330	
274. 360	275. 1310	276. 880	277. 730	278. 500	279. 813	280. 290	
281. 320	282. 320	283. 400	284. 487	285. 400	286. 570	287. 574	
288. 400	289. 489	290. 420	291. 697	292. 643	293. 747	294. 1000	
295. 970	296. 1200	297. 1000	298. 160	299. 170	300. 140	301. 1250	
302. 260	303. 280	304. 350	305. 690	306. 886	307. 1440	308. 770	

cd. tab. I.1

309. 790	310. 632	311. 330	312. 452	313. 462	314. 500	315. 504
316. 578	317. 480	318. 675	319. 410	320. 520	321. 370	322. 330
323. 690	324. 980	325. 830	326. 580	327. 240	328. 200	329. 170
330. 140	331. 190	332. 300	333. 300	334. 560	335. 260	336. 360
337. 360	338. 350	339. 320	340. 515	341. 728	342. 690	343. 400
344. 510	345. 520	346. 930	347. 760	348. 732	349. 708	350. 740
351. 580	352. 530	353. 560	354. 1090	355. 820	356. 570	357. 1520
358. 1720	359. 170	360. 140	361. 538	362. 498	363. 380	364. 1220
365. 738	366. 310	367. 720	368. 715	369. 330	370. 626	371. 713
372. 760	373. 917	374. 650	375. 960	376. 600	377. 600	378. 450
379. 450	380. 530	381. 950	382. 635	383. 830	384. 960	385. 980
386. 400	387. 240	388. 150	389. 130	390. 140	391. 230	392. 600
393. 600	394. 350	395. 1245	396. 820	397. 930	398. 450	399. 550
400. 580	401. 900	402. 1290	403. 580	404. 1210	405. 1000	406. 540
407. 370	408. 450	409. 740	410. 1200	411. 550	412. 1290	413. 700
414. 680	415. 850	416. 200	417. 140	418. 110	419. 110	420. 120
421. 230	422. 300	423. 290	424. 1200	425. 1150	426. 1070	427. 890
428. 780	429. 500	430. 592	431. 340	432. 1030	433. 2400	434. 1100
435. 930	436. 420	437. 845	438. 820	439. 755	440. 800	441. 380
442. 550	443. 940	444. 1440	445. 1100	446. 230	447. 120	448. 110
449. 110	450. 110	451. 230	452. 260	453. 220	454. 200	455. 850
456. 310	457. 450	458. 900	459. 400	460. 240	461. 1100	462. 350
463. 1120	464. 900	465. 920	466. 808	467. 420	468. 693	469. 320
470. 1190	471. 1260	472. 1245	473. 1320	474. 980	475. 820	476. 286
477. 180	478. 150	479. 150	480. 130	481. 140	482. 180	483. 170
484. 140	485. 900	486. 1260	487. 1000	488. 430	489. 1500	490. 1290
491. 1300	492. 360	493. 1260	494. 1230	495. 1380	496. 800	497. 240
498. 280	499. 300	500. 1300	501. 250	502. 250	503. 210	504. 278
505. 230	506. 250	507. 150	508. 144	509. 110	510. 110	511. 770
512. 765	513. 310	514. 2500	515. 3200	516. 350	517. 300	518. 1260
519. 1050	520. 700	521. 210	522. 190	523. 160	524. 130	525. 496
526. 500	527. 160	528. 358	529. 340	530. 140	531. 120	532. 130
533. 140	534. 110	535. 110	536. 110	537. 150	538. 720	539. 915
540. 410	541. 1100	542. 870	543. 900	544. 200	545. 190	546. 120
547. 130	548. 160	549. 170	550. 140	551. 120	552. 130	553. 130
554. 150	555. 140	556. 160	557. 130	558. 140	559. 130	560. 110
561. 120	562. 110	563. 160	564. 180	565. 1600	566. 190	567. 1020
568. 220	569. 200	570. 190	571. 130	572. 130	573. 130	574. 150
575. 140	576. 150	577. 130	578. 120	579. 120	580. 120	581. 120
582. 150	583. 140	584. 140	585. 120	586. 100	587. 100	588. 100
589. 140	590. 120	591. 150	592. 110	593. 160	594. 180	595. 120
596. 160	597. 150	598. 130	599. 130	600. 140	601. 140	602. 130
603. 120	604. 120	605. 130	606. 120	607. 120	608. 130	609. 130
610. 120	611. 100	612. 110	613. 100	614. 100	615.	616.
143a. 700	187a. 1700	204a 1050	306a. 1800			

Tabela I.2. Wyniki badań analiz profili osadów wytrawionej rudy uranowej i odpadów skały płonnej oraz gruntów obwałowania stawu osadowego „Kowary”

Table I.2. Concentrations of the elements in the sediments' profiles of leachated uranium ore, in gangue and in embankment of the “Kowary” tailing pond

Oznaczenie próby	Rzędna poziomu terenu m npm	Głębokość m ppt	Radioaktywność sumaryczna		Oznaczane metale													
			A	ΔA	Mn	Ba	U	Th	Hf	La	As	Pb	Bi	Ce	Ga	Y	Nb	
			Bq/kg		% mas	mg/kg s.m.												
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	
10/0	575,8																	
10/1	574,0	1,8	8273	356	–	2191	75	37	4	274	99	137	<3	392	14	39	19	
10/3	570,5	5,3	4946	93		350	51	27	4	46	61	75	4	62	15	35	13	
11/0	575,5																	
11/1	573,0	2,5	11488	450	–	401	94	25	4	23	94	113	<3	89	18	48	18	
11/5	567,0	8,5	15351	1818	0,262	238	43	35	6	27	56	63	5	18	23	34	11	
11/6	564,6	10,9	41652	1247	0,338	349	284	156	3	24	47	253	<3	40	23	54	<2	
<i>11/8*</i>	<i>562,8</i>	<i>12,7</i>	<i>4917</i>	<i>715</i>	<i>0,116</i>	<i>491</i>	<i>63</i>	<i>45</i>	<i>5</i>	<i>24</i>	<i>124</i>	<i>81</i>	<i><3</i>	<i><5</i>	<i>26</i>	<i>38</i>	<i><2</i>	
P9/0	576,0																	
<i>P9/2**</i>	<i>574,0</i>	<i>2,0</i>	<i>1718</i>	<i>70</i>	–	<i>270</i>	<i>62</i>	<i>18</i>	<i>4</i>	<i>21</i>	<i>117</i>	<i>77</i>	<i>3</i>	<i>85</i>	<i>18</i>	<i>38</i>	<i>21</i>	
P9/3	572,9	3,1	2180	976	0,103	236	16	21	5	36	145	44	8	<5	19	26	5	
P9/6	569,9	6,1	1553	415	0,480	174	33	28	5	31	156	69	10	<5	24	30	<2	
P9/7	569,0	7,0	1553	677	–	98	25	15	4	24	74	82	11	56	23	31	12	
P9/9	566,7	9,3	5344	50	0,389	206	80	55	5	42	110	138	9	<5	28	41	<2	
P9/10	566,0	10,0	3943	294		229	142	36	10	20	46	88	6	62	18	37	12	
<i>P9/11*</i>	<i>565,0</i>	<i>11,0</i>	<i>2087</i>	<i>418</i>	<i>0,058</i>	<i>225</i>	<i>35</i>	<i>34</i>	<i>8</i>	<i>13</i>	<i>21</i>	<i>27</i>	<i><3</i>	<i>23</i>	<i>16</i>	<i>21</i>	<i><2</i>	
<i>P9/14*</i>	<i>561,2</i>	<i>14,8</i>	<i>3614</i>	<i>907</i>	<i>0,109</i>	<i>279</i>	<i>30</i>	<i>28</i>	<i>9</i>	<i>24</i>	<i>27</i>	<i>69</i>	<i>6</i>	<i>38</i>	<i>17</i>	<i>29</i>	<i>4</i>	

* grunty antropogeniczne podłoża i podłoża naturalne,

** grunty antropogeniczne obwałowania.

cd. tabeli I.2

Oznaczenie próby	Rzędna poziom terenu	Głębokość	Oznaczane metale												
			Ta	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Rb	Sr	V	W	Zn	Zr	Cd
	m npm	m ppt	mg/kg s.m.												
1	2	3	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31
10/0	575,8														
10/1	574.0	1,8	<3	15	319	220	22	473	234	1431	42	–	235	271	9
10/3	570,5	5,3	<3	10	46	52	14	56	221	103	48	<5	110	201	<5
11/0	575,5														
11/1	573.0	2,5	–	10	27	43	5	41	264	58	37	–	73	196	6
11/5	567.0	8,5	<3	8	52	38	10	38	250	99	54	<5	146	222	<5
11/6	564,6	10,9	<3	11	61	80	49	37	263	93	38	20	107	255	<5
<i>11/8*</i>	<i>562.8</i>	<i>12,7</i>	<i><3</i>	<i>17</i>	<i>118</i>	<i>114</i>	<i>13</i>	<i>47</i>	<i>314</i>	<i>75</i>	<i>77</i>	<i><5</i>	<i>168</i>	<i>150</i>	<i><5</i>
P9/0	576,0														
<i>P9/2**</i>	<i>574.0</i>	<i>2.0</i>		<i>11</i>	<i>30</i>	<i>49</i>	<i>16</i>	<i>56</i>	<i>244</i>	<i>66</i>	<i>39</i>		<i>142</i>	<i>238</i>	<i>9</i>
P9/3	572.9	3,1	<3	9	98	68	5	53	191	167	57	<5	169	144	<5
P9/6	569.9	6,1	<3	18	75	70	6	48	237	140	67	<5	244	142	<5
P9/7	569.0	7,0	–	15	37	48	3	42	234	131	46	–	181	151	11
P9/9	566.7	9,3	<3	22	99	84	20	53	241	90	73	<5	249	182	<5
P9/10	566,0	10		10	56	56	7	20	221	90	54		58	442	8
<i>P9/11*</i>	<i>565.0</i>	<i>11</i>	<i><3</i>	<i><3</i>	<i>175</i>	<i>17</i>	<i>6</i>	<i>35</i>	<i>192</i>	<i>112</i>	<i>52</i>	<i><5</i>	<i>59</i>	<i>283</i>	<i><5</i>
<i>P9/14*</i>	<i>561,2</i>	<i>14.8</i>	<i><3</i>	<i>12</i>	<i>69</i>	<i>34</i>	<i>4</i>	<i>29</i>	<i>170</i>	<i>160</i>	<i>52</i>	<i><5</i>	<i>73</i>	<i>324</i>	<i><5</i>

* grunty antropogeniczne podłoża i podłoża naturalne,

** grunty antropogeniczne obwałowania.

Tabela I.3. Wyniki analiz próbek z profili osadów wytrawionej rudy uranowej i odpadów skały pływnej stawu osadowego „Kowary”
 Table I.3. Concentrations of the elements in the samples from sediment profiles of leached uranium ore and from gangue from the “Kowary” tailing pond

Oznaczenie próby	Rzędna poziomu terenu	Głębokość	Radioaktywność sumaryczna		Oznaczone metale												
			A	ΔA	Mn	Ba	U	Th	La	As	Pb	Bi	Ce	Ga	Y	Nb	
1	2	3	Bq/kg		% mas.	mg/kg s.m.											
14/0	574,9		4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	
14/1	573,9	1,0	4718	367	–	173	30	7	8	36	60	<3	34	14	15	22	
14/2	571,9	3,0	6194	334	–	170	92	18	8	29	61	<3	38	14	19	19	
14/4	569,9	5,0	4547	558	–	136	42	9	<5	9	25	<3	21	13	18	18	
14/7	568,5	6,4	14500	1222	–	242	128	26	23	81	61	<3	47	16	41	16	
14/9	566,5	8,4	6247	450	–	172	62	12	<5	16	137	<3	15	13	20	28	
14/10	565,7	8,9	5747	1167	0,327	269	60	41	7	14	129	<3	18	15	15	10	

Oznaczenie próby	Rzędna poziomu terenu	Głębokość	Oznaczone metale												
			Hf	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Rb	Sr	V	Sn	Zn	Zr	Cd
1	2	3	mg/kg s.m.												
14/0	574,6		18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
14/1	573,9	1,0	3	<3	24	11	3	3	249	33	18	21	23	155	7
14/2	571,9	3,0	4	<3	57	24	<2	6	262	<2	20	11	9	195	8
14/4	569,9	5,0	4	3	27	13	2	8	252	26	15	5	23	139	4
14/7	568,5	6,4	4	15	46	26	<2	36	245	26	32	18	104	159	10
14/9	566,5	8,4	<3	6	117	19	4	16	256	26	24	7	32	117	8
14/10	565,7	8,9	–	6	60	20	15	35	242	44	20	–	62	129	<5

Tabela I.4. Wyniki analiz próbek z profili osadów wytrawionej rudy uranowej i odpadów skały płonnej oraz gruntów podłoża „Kowary”

Table I.4. Concentrations of the elements in the samples from sediment profiles of leachated uranium ore, from gangue and from subsoil of the “Kowary” tailing pond

Oznaczenie próby	Rzędna poziomu terenu	Głębokość	Radioaktywność sumaryczna		Oznaczane metale												
			A	ΔA	Mn	Ba	U	Th	La	As	Pb	Bi	Ce	Ga	Y	Nb	
	m npm	m ppt	Bq/kg		% mas.	mg/kg s.m.											
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	
12/0	575,7																
12/1	574,7	1,0	5167	422		382	69	15	39	75	61	<3	48	16	28	18	
12/2	573,7	2,0	6841	265		466	59	14	17	40	71	<3	44	15	30	22	
12/3	572,7	3,0	10601	442		358	64	16	17	48	86	<3	37	17	31	25	
12/4	571,7	4,0	8966	168		388	82	18	21	42	75	<3	46	16	33	25	
12/5	570,7	5,0	4690	377		322	64	13	8	32	48	<3	22	14	19	19	
12/6	569,7	6,0	13271	1119		294	71	18	18	44	84	4	43	20	37	35	
12/7	568,7	7,0	7547	125		219	42	10	13	17	56	<3	21	14	21	23	
12/8	567,7	8,0	9116	571		236	73	18	12	21	67	<3	31	16	26	26	
12/9	566,7	9,0	5039	337		358	53	13	16	45	32	<3	28	17	24	13	
12/10	565,7	10,0	9201	674		211	64	14	13	23	71	<3	35	15	23	23	
12/11	563,7	12,0	9797	283		221	70	14	19	20	74	<3	27	15	24	26	
12/12*	562,2	13,5	5723	971		198	58	13	11	16	53	5	36	14	22	19	
12/13*	560,7	15,0	2052	301		184	24	18	30	18	30	10	64	16	35	19	
12/14*	559,7	16,0	1281	676		171	12	18	29	19	24	10	61	16	39	18	
12/15*	558,7	17,0	849	406		186	7	16	19	17	21	9	62	15	36	18	
12/16*	557,7	18,0	445	227		181	4	17	24	19	18	7	63	15	39	17	

* grunty antropogeniczne podłoża i podłoże naturalne.

cd. tabeli I.4

Oznaczenie próby	Rzędna poziomu terenu	Głębokość	Oznaczane metale												
			Hf	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Rb	Sr	V	Sn	Zn	Zr	Cd
	m npm	m ppt	mg/kg s.m.												
1	2	3	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
<i>12/0</i>	<i>575,7</i>														
12/1	574,7	1,0	4	13	43	235	20	195	264	17	33	15	98	196	6
12/2	573,7	2,0	5	11	21	104	8	139	257	24	31	13	149	212	9
12/3	572,7	3,0	3	4	28	38	4	197	263	40	30	12	55	178	9
12/4	571,7	4,0	6	8	24	35	5	36	252	26	29	14	37	247	6
12/5	570,7	5,0	4	4	25	17	3	13	256	19	22	9	23	166	5
12/6	569,7	6,0	6	9	26	28	10	26	284	44	33	17	58	283	9
12/7	568,7	7,0	4	4	28	20	5	20	256	34	20	8	33	163	9
12/8	567,7	8,0	<3	6	29	26	5	20	270	33	22	9	33	167	10
12/9	566,7	9,0	3	9	51	16	4	31	240	26	49	21	117	173	7
12/10	565,7	10,0	5	6	50	23	4	20	258	31	27	7	42	153	<3
12/11	563,7	12,0	4	5	69	23	4	16	268	31	28	10	34	158	6
<i>12/12*</i>	<i>562,2</i>	<i>13,5</i>	<i>4</i>	<i>8</i>	<i>11</i>	<i>22</i>	<i>6</i>	<i>14</i>	<i>241</i>	<i>59</i>	<i>25</i>	<i>16</i>	<i>107</i>	<i>199</i>	<i>9</i>
<i>12/13*</i>	<i>560,7</i>	<i>15,0</i>	<i>9</i>	<i>8</i>	<i>43</i>	<i>30</i>	<i>7</i>	<i>22</i>	<i>213</i>	<i>113</i>	<i>35</i>	<i>27</i>	<i>83</i>	<i>314</i>	<i>9</i>
<i>12/14*</i>	<i>559,7</i>	<i>16,0</i>	<i>9</i>	<i>7</i>	<i>96</i>	<i>30</i>	<i>5</i>	<i>20</i>	<i>208</i>	<i>143</i>	<i>40</i>	<i>39</i>	<i>92</i>	<i>333</i>	<i>7</i>
<i>12/15*</i>	<i>558,7</i>	<i>17,0</i>	<i>9</i>	<i>8</i>	<i>69</i>	<i>29</i>	<i>4</i>	<i>23</i>	<i>203</i>	<i>128</i>	<i>37</i>	<i>33</i>	<i>85</i>	<i>339</i>	<i>7</i>
<i>12/16*</i>	<i>557,7</i>	<i>18,0</i>	<i>11</i>	<i>9</i>	<i>87</i>	<i>34</i>	<i>4</i>	<i>24</i>	<i>169</i>	<i>142</i>	<i>42</i>	<i>33</i>	<i>81</i>	<i>405</i>	<i>6</i>

* grunty antropogeniczne podłoża i podłoża naturalne.

Tabela I.5. Wyniki analiz próbek z profili osadów wytrawionej rudy uranowej i odpadów skały płonnej oraz osadów i szlamów wierzchniej warstwy osadnika „Kowary”

Table I.5. Concentrations of the elements in the samples from sediment profiles of leached uranium ore, from gangue and from the sludge of the upper layer of the “Kowary” tailing pond

Oznaczenie próby	Rzędna poziomu terenu	Głębokość	Radioaktywność sumaryczna		Oznaczane metale												
			A	ΔA	Mn	Ba	U	Th	La	As	Pb	Bi	Ce	Ga	Y	Nb	
	m npm	m ppt	Bq/kg		% mas.	mg/kg s.m.											
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	
<i>S-0/0</i>	575,7																
<i>S-0/005***</i>	575,65	0,05	3196	320	8,018	5648	10	119	788	409	3440	8	935	61	67	54	
<i>S-0/01***</i>	575,6	0,1				31833	<2	233	2859	147	487	<3	3847	<3	97	36	
<i>S-0/1***</i>	575,35	0,35	3948	536		45685	<2	380	4172	166	629	<3	5563	<3	119	24	
<i>S-0/3</i>	574,95	0,75			–	454	94	21	29	119	101	<3	100	19	40	21	
<i>S-0/5</i>	574,6	1,10	13197	1085		1050	101	28	113	210	110	<3	215	<3	58	20	
<i>S-0/6</i>	573,45	2,25	10469	606		382	65	15	28	36	68	<3	61	5	30	25	
<i>S-0/7</i>	572,95	2,75	12882	505		374	77	17	23	59	100	3	70	4	35	31	
<i>S-0/10</i>	572,4	3,30	6951	700		258	43	11	16	26	61	<3	34	4	23	24	
<i>S-0/11</i>	572,05	3,65	8221	356		267	45	11	19	27	69	<3	41	4	24	25	
<i>S-0/12</i>	571,2	4,50	7789	282		229	121	22	27	54	79	5	61	4	31	17	
<i>S-0/13</i>	570,5	5,2	7966	904		183	355	48	14	17	63	4	36	4	20	<2	
<i>S-1/0</i>	575,25																
<i>S-1/1***</i>	567,5	0,5	6140	1306	0,153	7903	89	191	2284	813	879	41	4875	6	143	94	
<i>S-1/2</i>	574,75	0,6			–	580	91	31	163	103	137	3	219	18	48	22	
<i>S-1/4</i>	574,65	1,0	3786	1076	–	162	75	21	31	144	84	14	96	22	38	6	
<i>S-1/5</i>	574,25	1,5			–	314	102	26	46	216	103	12	147	21	44	14	
<i>S-1/6</i>	573,45	1,8	3072	419	–	228	78	26	62	113	88	19	134	23	44	9	

*** osady i szlamy antropogeniczne z okresu po działalności ZP R-1.

cd. tabeli I.5

Oznaczenie próby	Rzędna poziomu terenu	Głębokość	Oznaczane metale												
			Hf	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Rb	Sr	V	Sn	Zn	Zr	Cd
	m npm	m ppt	mg/kg s.m.												
1	2	3	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
<i>S-0/0</i>	575,7														
<i>S-0/005***</i>	575,65		–	205	2043	2300	641	9571	86	1945	332	–	5720	148	53
<i>S-0/01***</i>	575,6	0,1	<3	37	544	917	143	3167	68	28046	184	7	1740	1513	34
<i>S-0/1***</i>	575,35	0,35	<3	37	911	1785	180	4500	54	36701	219	5	1758	1956	45
S-0/3	574,95	0,75	6	70	44	98	<2	2006	236	145	46	13	509	238	9
S-0/5	574,6	1,10	<3	8	55	86	5	283	235	666	35	14	109	230	8
S-0/6	573,45	2,25	5	11	39	36	5	232	252	129	24	10	53	269	8
S-0/7	572,95	2,75	4	10	39	43	6	297	268	172	28	11	46	295	5
S-0/10	572,4	3,30	4	5	111	26	5	78	255	86	26	9	44	170	6
S-0/11	572,05	3,65	4	11	55	44	8	115	253	88	24	11	67	173	8
S-0/12	571,2	4,50	4	10	38	54	3	182	256	139	24	32	67	193	10
S-0/13	570,5	5,2	4	6	43	42	<2	41	296	<2	24	17	<2	172	9
<i>S-1/0</i>	<i>575,25</i>														
<i>S-1/1***</i>	574,75	0,5	525	531	13692	30112	1171	21416	122	826	108	173	15033	888	18
S-1/2	574,65	0,6	–	28	601	2467	35	744	258	119	47	18	902	294	17
S-1/4	574,25	1,0	–	18	34	60	8	44	216	110	59	99	244	131	12
S-1/5	573,75	1,5	–	12	39	63	10	48	234	99	72	59	212	194	10
S-1/6	573,45	1,8	–	23	52	117	13	66	210	94	77	69	275	171	13

*** osady i szlamy antropogeniczne z okresu po działalności ZP R-1.

Tabela I.6. Wyniki analiz próbek z profili osadów wytrawionej rudy uranowej i odpadów skały płonnej oraz osadów i szlamów wierzchniej warstwy osadnika „Kowary”

Table I.6. Concentrations of the elements in the samples from sediment profiles of leached uranium ore, from gangue and from the sludge of the upper layer of the “Kowary” tailing pond

Oznaczenie próby	Rzędna poziomu terenu	Głębokość	Radioaktywność sumaryczna		Oznaczone metale												
			A	ΔA	Mn	Ba	U	Th	La	As	Pb	Bi	Ce	Ga	Y	Nb	
			Bq/kg		% mas.	mg/kg s.m.											
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	
S-2/0	575,25																
S-2/1***	574,65	0,6	9826	718	0,036	2562	94	140	1734	241	346	25	2280	13	86	65	
S-2/2	574,45	0,8				366	135	34	361	197	186	5	477	23	89	51	
S-2/4	574,05	1,2	9377	726	0,033	417	93	60	38	177	131	4	<5	24	37	14	
S-2/7	573,1	2,15	11645	398	0,155	464	121	78	35	225	154	<3	<5	22	48	<2	
S-2/9	572,55	2,7	21823	791	0,299	419	217	119	29	57	124	<3	42	23	42	<2	
S-2/13	571,4	3,85	23119	451	0,072	431	136	83	28	140	156	<3	<5	24	34	<2	
S-2/18	570,65	4,6	11061	590	0,193	296	73	46	34	205	121	8	<5	23	32	<2	
S-2/21	570,25	5,0	6859	1051	0,153	278	82	55	45	171	132	9	<5	26	38	<2	
S-2/25	568,3	6,95	5755	480	0,215	290	51	42	38	141	156	9	<5	27	39	7	

***osady i szlamy antropogeniczne z okresu po działalności ZP R-1.

cd. tabeli I.6

Oznaczenie próby	Rzędna poziom terenu	Głębokość	Oznaczone metale												
			Hf	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Rb	Sr	V	Sn	Zn	Zr	Cd
	m npm	m ppt	mg/kg s.m.												
1	2	3	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
S-2/0	575,25														
S-2/1***	574,65	0,6	268	118	3809	11214	636	2730	207	223	99	<5	737	304	<5
S-2/2	574,45	0,8	7	21	381	805	364	809	285	28	59	27	922	21	21
S-2/4	574,05	1,2	<3	13	67	71	135	357	261	102	61	12	573	269	<5
S-2/7	573,1	2,15	<3	16	74	46	49	346	246	98	49	9	603	256	<5
S-2/9	572,55	2,7	<3	10	49	40	35	55	263	83	51	14	56	442	<5
S-2/13	571,4	3,85	<3	7	63	39	25	27	274	97	50	<5	64	245	<5
S-2/18	570,65	4,6	<3	12	72	75	12	45	222	123	64	<5	264	157	<5
S-2/21	570,25	5,0	<3	16	82	89	19	50	241	107	79	7	267	196	<5
S-2/25	568,3	6,95	<3	20	81	89	14	63	249	105	75	7	290	183	<5

*** grunty antropogeniczne osadów z okresu po działalności ZP R-1.

Tabela I.7. Wyniki analiz próbek z profili osadów wytrawionej rudy uranowej i odpadów skały płonnej oraz osadów i szlamów wierzchniej warstwy osadnika „Kowary”

Table I.7. Concentrations of the elements in the samples from sediment profiles of leached uranium ore, from gangue and from the sludge of the upper layer of the “Kowary” tailing pond

Oznaczenie próby	Rzędna poziomu terenu	Głębokość	Radioaktywność sumaryczna		Oznaczone metale											
			A	ΔA	Mn	Ba	U	Th	La	As	Pb	Bi	Ce	Ga	Y	Nb
	m npm	m ppt	Bq/kg		% mas.	mg/kg s.m.										
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
S-3/0	575,25															
S-3/1***	575,85	0,4			–	369	87	20	33	96	90	<3	90	19	36	24
S-3/2***	574,65	0,6			–	497	92	22	27	81	119	4	98	23	40	31
S-3/4	575,25	1,0	9979	675	0,085	487	71	48	20	110	73	<3	<5	19	25	<2
S-3/5	572,95	2,3	13224	652	0,243	439	82	54	30	97	115	<3	<5	20	29	<2
S-3/7	571,7	3,55	21455	2117	0,222	410	173	100	26	44	109	<3	53	22	38	<2
S-3/8	571,25	4,0	17189	1320	–	396	92	24	28	63	149	5	85	19	45	43
S-3/9	570,75	4,5	21082	1965	0,835	408	78	54	30	46	130	<3	28	22	38	19
S-3/11	568,65	6,6	20717	1260	0,158	380	111	70	31	94	131	<3	<5	24	41	9
S-4/0	575,25															
S-4/1***	574,75	0,5	15365	1311	0,041	1008	149	110	1061	107	248	16	1076	24	79	10
S-4/2	574,55	0,7			–	462	107	31	71	153	195	4	150	24	55	27
S-4/4	574,15	1,10	1764	590	0,121	243	34	31	65	119	67	14	<5	23	39	6
S-4/6	572,95	2,30	12427	881	0,085	509	93	64	31	210	210	<3	<5	24	44	4
S-4/7	571,95	3,30	19268	696	0,617	395	188	103	30	182	133	4	<5	21	45	<2
S-4/10	570,85	4,40	20737	436	0,062	471	108	69	26	142	158	<3	<5	24	35	10
S-4/12	569,15	6,10	10276	596	0,294	281	84	51	37	176	123	10	<5	23	34	<2

*** osady i szlamy antropogeniczne z okresu po działalności ZP R-1.

cd. tabeli 1.7

Oznaczenie próby	Rzędna poziomu terenu	Głębokość	Oznaczone metale												
			Ta	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Rb	Sr	V	W	Zn	Zr	Cd
	m npm	m ppt	mg/kg s.m.												
1	2	3	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
<i>S-3/0</i>	<i>575,25</i>														
<i>S-3/1***</i>	<i>575,85</i>	<i>0,4</i>		<i>15</i>	<i>29</i>	<i>58</i>	<i>20</i>	<i>259</i>	<i>286</i>	<i>18</i>	<i>34</i>	–	<i>394</i>	<i>260</i>	<i>10</i>
<i>S-3/2***</i>	<i>574,65</i>	<i>0,6</i>		<i>19</i>	<i>63</i>	<i>199</i>	<i>21</i>	<i>527</i>	<i>309</i>	<i>24</i>	<i>52</i>	–	<i>800</i>	<i>304</i>	<i>15</i>
<i>S-3/4</i>	<i>574,25</i>	<i>1</i>	<3	<i>8</i>	<i>80</i>	<i>21</i>	<i>17</i>	<i>101</i>	<i>253</i>	<i>63</i>	<i>42</i>	<5	<i>59</i>	<i>223</i>	<5
<i>S-3/5</i>	<i>572,95</i>	<i>2,3</i>	<3	<i>6</i>	<i>64</i>	<i>28</i>	<i>18</i>	<i>61</i>	<i>248</i>	<i>68</i>	<i>41</i>	<5	<i>64</i>	<i>237</i>	<5
<i>S-3/7</i>	<i>571,7</i>	<i>3,55</i>	<3	<i>8</i>	<i>61</i>	<i>38</i>	<i>30</i>	<i>30</i>	<i>263</i>	<i>75</i>	<i>45</i>	<i>12</i>	<i>63</i>	<i>563</i>	<5
<i>S-3/8</i>	<i>571,25</i>	<i>4,0</i>		<i>8</i>	<i>43</i>	<i>38</i>	<i>13</i>	<i>27</i>	<i>276</i>	<i>70</i>	<i>41</i>	–	<i>62</i>	<i>319</i>	<i>8</i>
<i>S-3/9</i>	<i>570,75</i>	<i>4,5</i>	<3	<i>16</i>	<i>57</i>	<i>43</i>	<i>28</i>	<i>46</i>	<i>256</i>	<i>88</i>	<i>44</i>	<5	<i>100</i>	<i>216</i>	<5
<i>S-3/11</i>	<i>568,65</i>	<i>6,6</i>	<3	<i>7</i>	<i>75</i>	<i>80</i>	<i>27</i>	<i>59</i>	<i>276</i>	<i>79</i>	<i>47</i>	<5	<i>148</i>	<i>350</i>	<5
<i>S-4/0</i>	<i>575,25</i>														
<i>S-4/1***</i>	<i>574,75</i>	<i>0,5</i>	–	<i>151</i>	<i>1499</i>	<i>4756</i>	<i>335</i>	<i>4165</i>	<i>288</i>	<i>149</i>	<i>75</i>	–	<i>2557</i>	<i>305</i>	<5
<i>S-4/2</i>	<i>574,55</i>	<i>0,7</i>	–	<i>27</i>	<i>87</i>	<i>256</i>	<i>30</i>	<i>618</i>	<i>296</i>	<i>56</i>	<i>59</i>	–	<i>559</i>	<i>293</i>	<i>8</i>
<i>S-4/4</i>	<i>574,15</i>	<i>1,1</i>	<3	<i>30</i>	<i>73</i>	<i>110</i>	<i>26</i>	<i>305</i>	<i>198</i>	<i>120</i>	<i>71</i>	<5	<i>448</i>	<i>207</i>	<5
<i>S-4/6</i>	<i>572,95</i>	<i>2,3</i>	<3	<i>7</i>	<i>68</i>	<i>41</i>	<i>25</i>	<i>30</i>	<i>266</i>	<i>82</i>	<i>59</i>	<5	<i>78</i>	<i>240</i>	<5
<i>S-4/7</i>	<i>571,95</i>	<i>3,3</i>	<3	<i>9</i>	<i>46</i>	<i>51</i>	<i>34</i>	<i>33</i>	<i>239</i>	<i>87</i>	<i>42</i>	<5	<i>88</i>	<i>209</i>	<5
<i>S-4/10</i>	<i>570,85</i>	<i>4,4</i>	<3	<i>6</i>	<i>61</i>	<i>34</i>	<i>22</i>	<i>27</i>	<i>277</i>	<i>96</i>	<i>49</i>	<5	<i>50</i>	<i>225</i>	<5
<i>S-4/12</i>	<i>569,15</i>	<i>6,1</i>	<3	<i>13</i>	<i>63</i>	<i>71</i>	<i>14</i>	<i>41</i>	<i>235</i>	<i>125</i>	<i>64</i>	<i>5</i>	<i>228</i>	<i>192</i>	<5

*** osady i szlamy antropogeniczne z okresu po działalności ZP R-1.

Tabela I.8. Wyniki analiz chemicznych próbek gruntu antropogenicznego z profili geologicznych wału osadnika i depozytów wytrawionej rudy uranowej oraz odpadu skały płonnej zdeponowanych w stawie osadowym „Kowary”

Table I.8. Concentrations of elements in the samples of anthropogenic soil taken from the layers of geological profile of the embankment of tailing pond, from leached uranium ore and from gangue collected in the “Kowary” tailing pond

Oznaczenie próby	Rzędna poziomu terenu	Głębokość	Radioaktywność sumaryczna		Oznaczane metale												
			A	ΔA	Mn	Ba	U	Th	La	As	Pb	Bi	Ce	Ga	Y	Nb	
	m npm	m ppt	Bq/kg		% mas.	mg/kg s.m.											
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	
<i>P-3/0</i>	576,1																
P-3/1	574,6	1,5	4116	732	–	242	55	17	23	133	67	9	56	18	32	15	
P-3/2	574,1	2,0	1580	258	–	132	16	11	14	110	29	9	27	17	21	10	
P-3/3	573,1	3,0	8909	489	0,265	377	54	39	28	117	79	10	<5	18	29	5	
P-3/5	571,1	5,0	721	250	–	69	11	12	13	136	21	11	28	17	19	9	
P-3/6	570,1	6,0	12953	1322	0,138	367	97	64	22	66	107	<3	<5	22	31	6	
P-3/7	569,0	7,1	19134	1378	0,115	376	143	85	21	77	127	<3	7	22	37	<2	
P-3/8	567,9	8,2	10555	640	–	288	44	15	18	90	69	10	60	17	29	18	
P-3/9	566,7	9,4	2606	427	0,283	268	84	55	37	94	177	10	<5	30	36	<2	
P-3/12	562,1	14,0	22240	796	0,470	346	164	93	24	92	135	<3	<5	23	40	<2	
<i>P-3/14*</i>	<i>561,1</i>	<i>15,0</i>	<i>5864</i>	<i>786</i>	<i>0,138</i>	<i>403</i>	<i>62</i>	<i>46</i>	<i>27</i>	<i>39</i>	<i>48</i>	<i><3</i>	<i>27</i>	<i>20</i>	<i>30</i>	<i><2</i>	
<i>P-5/0</i>	574,7																
P-5/1	574,2	0,5	792	325	–	64	10	11	14	65	26	9	45	17	25	10	
P-5/2	573,2	1,5	265	116	–	104	11	14	19	142	47	18	71	19	30	11	
P-5/3	572,2	2,5	548	242	0,181	249	21	22	41	160	40	9	<5	18	29	4	
P-5/6	568,8	5,9	7139	912	0,198	241	42	34	35	72	61	5	<5	19	31	5	
P-5/9	566,1	8,6	9586	504	–	196	90	26	27	76	185	12	74	26	38	21	
P-5/10	564,2	10,5	18100	501	0,785	218	231	123	17	37	58	<3	35	20	35	<2	
P-5/12	563,2	11,5	753	425	0,117	129	16	19	31	90	56	15	<5	24	31	<2	
<i>P-5/14*</i>	<i>561,7</i>	<i>13,0</i>	<i>389</i>	<i>556</i>	<i>0,052</i>	<i>249</i>	<i>7</i>	<i>16</i>	<i>20</i>	<i>24</i>	<i>17</i>	<i>4</i>	<i>50</i>	<i>15</i>	<i>26</i>	<i>10</i>	

* grunty antropogeniczne podłoża i podłoża naturalne.

cd. tabeli I.8

Oznaczenie próby	Rzędna poziomiu terenu	Głębokość	Oznaczone metale												
			Ta	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Rb	Sr	V	W	Zn	Zr	Cd
	m npm	m ppt	mg/kg s.m.												
1	2	3	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
<i>P-3/0</i>	<i>576,1</i>														
P-3/1	574,6	1,5	–	11	31	50	15	68	219	77	43	–	165	203	10
P-3/2	574,1	2,0		12	40	52	9	119	200	160	34	–	151	126	13
P-3/3	573,1	3,0	<3	10	46	52	14	56	221	103	48	<5	110	201	<5
P-3/5	571,1	5,0	–	8	25	53	5	34	186	210	35	–	167	124	15
P-3/6	570,1	6,0	<3	4	50	42	22	23	271	76	41	10	51	217	<5
P-3/7	569,0	7,1	<3	4	65	48	39	26	269	88	47	10	61	383	<5
P-3/8	567,9	8,2	–	10	45	43	6	89	236	98	36	–	97	185	10
P-3/9	566,7	9,4	<3	18	80	78	17	52	256	121	85	5	242	163	<5
P-3/12	562,1	14,0	<3	10	58	42	28	35	275	84	49	8	81	252	<5
<i>P-3/14</i>	<i>561,1</i>	<i>15,0</i>	<3	17	79	32	12	45	184	66	89	<5	83	245	<5
<i>P-5/0</i>	<i>574,7</i>														
P-5/1	574,2	0,5	–	11	51	57	3	26	217	140	33	–	157	150	10
P-5/2	573,2	1,5	–	13	34	66	4	32	227	141	40	–	166	146	9
P-5/3	572,2	2,5	<3	7	69	62	5	56	197	172	56	<5	160	156	<5
P-5/6	568,8	5,9	<3	9	60	66	13	35	207	145	51	<5	139	164	<5
P-5/9	566,1	8,6	–	18	38	67	2	43	271	100	53	–	193	171	8
P-5/10	564,2	10,5	<3	9	45	26	37	32	244	80	37	7	45	249	<5
P-5/12	563,2	11,5	<3	24	52	40	3	36	214	106	56	<5	212	90	<5
<i>P-5/14</i>	<i>561,7</i>	<i>13,0</i>	<3	6	76	26	<2	27	169	209	55	<5	76	337	<5

* grunty antropogeniczne podłoża i podłoża naturalne

Tabela I.9. Wyniki badań monitoringowych osadów dennych w toku bioremediacji (osad nr 2s)
 Table I.9. Results of examination of bottom sediments during monitoring of the bioremediation process
 (bottom sediment sample no. 2s)

Lp.	Badany parametr	Jednostka	Doba procesu						
			28	33	39	46	53	66	75
Osad 1s									
1	wilgotność	% mas.	69,1	63,1	63,2	45,9	40,7	20,6	11,3
2	sucha masa	% mas.	30,9	36,9	36,8	54,1	59,3	49,4	45,2
3	subst. mineralne	% s.m.	64,3	59,6	62,6	73,7	77,6	83,4	84,1
4	subst. organiczne	% s.m.	35,7	40,4	37,4	26,3	22,4	16,6	15,9
Wyciąg wodny z osadu									
5	ChZT _{Mn}	mgO ₂ /dm ³	179,6	124,6	213,2	135,0	125,0	80,6	91,7
6	odczyn	pH	7,5	7,2	7,2	7,2	6,75	6,5	7,1
7	zawiesina	mg/dm ³	151,7	157,3	126,7	100,0	290,0	270,0	250,0
8	siarczany	mgSO ₄ /dm ³	330,0	333,0	260,0	334,0	279,8	198,0	288,0
9	Na	mgNa/dm ³	43,5	30,0	30,0	43,6	95,0	48,0	112,0
10	Fe	mgFe/dm ³	0,10	0,08	0,02	0,06	0,12	0,07	0,04
11	Cu	mgCu/dm ³	0,27	0,56	0,39	0,78	0,97	0,37	1,27
12	Zn	mgZn/dm ³	0,35	1,09	0,22	0,28	0,47	1,78	0,61
13	sucha pozostałość	g/dm ³	0,47	0,81	0,77	1,04	0,85	0,79	0,95
14	sucha pozos. po prażeniu	g/dm ³	0,44	0,58	0,51	0,51	0,52	0,60	0,65
15	N ogólny	mgN/dm ³	149,06	n.o.	n.o.	n.o.	6,05	4,83	13,5
16	N amonowy	mgNH ₄ /dm ³	3,31	n.o.	n.o.	n.o.	0,14	0,09	0,08
17	N azotanowy	mgNO ₃ /dm ³	0,05	n.o.	n.o.	n.o.	30,95	37,72	n.o.
18	N organiczny	mgN/dm ³	145,7	n.o.	n.o.	n.o.	6,82	1,65	n.o.
19	Ni	mgNi/dm ³	n.o.	n.o.	n.o.	n.o.	0,22	0,56	n.o.
20	Cr	mgCr/dm ³	n.o.	n.o.	n.o.	n.o.	23,88	35,51	n.o.

n.o. – nie oznaczano.

Tabela I.10. Wyniki badań monitoringowych osadów dennych w toku bioremediacji (osad nr 3s)
 Table I.10. Results of examination of bottom sediments during monitoring of the bioremediation process
 (bottom sediment sample no. 3s)

Lp.	Badany parametr	Jednostka	Doba procesu						
			4	5	6	7	8	9	10
1	2	3	28	33	39	46	53	66	75
Osad 1s									
1	wilgotność	% mas.	69,1	63,1	63,2	45,9	40,7	20,6	11,3
2	sucha masa	% mas.	30,9	36,9	36,8	54,1	59,3	49,4	45,2
3	subst. mineralne	% s.m.	64,3	59,6	62,6	73,7	77,6	83,4	84,1
4	subst. organiczne	% s.m.	35,7	40,4	37,4	26,3	22,4	16,6	15,9
Wyciąg wodny z osadu									
5	ChZT _{Mn}	mgO ₂ /dm ³	179,6	124,6	213,2	135,0	125,0	80,6	91,7
6	odczyn	pH	7,5	7,2	7,2	7,2	6,75	6,5	7,1
7	zawiesina	mg/dm ³	151,7	157,3	126,7	100,0	290,0	270,0	250,0
8	siarczany	mgSO ₄ /dm ³	330,0	333,0	260,0	334,0	279,8	198,0	288,0
9	Na	mgNa/dm ³	43,5	30,0	30,0	43,6	95,0	48,0	112,0
10	Fe	mgFe/dm ³	0,10	0,08	0,02	0,06	0,12	0,07	0,04

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
11	Cu	mgCu/dm ³	0,27	0,56	0,39	0,78	0,97	0,37	1,27
12	Zn	mgZn/dm ³	0,35	1,09	0,22	0,28	0,47	1,78	0,61
13	sucha pozostałość	g/dm ³	0,47	0,81	0,77	1,04	0,85	0,79	0,95
14	sucha pozostałość po prażeniu	g/dm ³	0,44	0,58	0,51	0,51	0,52	0,60	0,65
15	N ogólny	mgN/dm ³	149,06	n.o.	n.o.	n.o.	6,05	4,83	13,5
16	N amonowy	mgNH ₄ /dm ³	3,31	n.o.	n.o.	n.o.	0,14	0,09	0,08
17	N azotanowy	mgNO ₃ /dm ³	0,05	n.o.	n.o.	n.o.	30,95	37,72	n.o.
18	N organiczny	mgN/dm ³	145,7	n.o.	n.o.	n.o.	6,82	1,65	n.o.
19	Ni	mgNi/dm ³	n.o.	n.o.	n.o.	n.o.	0,22	0,56	n.o.
20	Cr	mgCr/dm ³	n.o.	n.o.	n.o.	n.o.	23,88	35,51	n.o.

n.o. – nie oznaczano.

Tabela I.11. Wyniki badań monitoringowych osadów dennych w toku bioremediacji (osad nr 4s)
Table I.11. Results of examination of bottom sediments during monitoring of the bioremediation process
(bottom sediment sample no. 4s)

Lp.	Badany parametr	Jednostka	Doba procesu						
			28	33	39	46	53	66	75
Osad 1s									
1	wilgotność	% mas.	69,1	63,1	63,2	45,9	40,7	20,6	11,3
2	sucha masa	% mas.	30,9	36,9	36,8	54,1	59,3	49,4	45,2
3	substancje mineralne	% s.m.	64,3	59,6	62,6	73,7	77,6	83,4	84,1
4	substancje organiczne	% s.m.	35,7	40,4	37,4	26,3	22,4	16,6	15,9
Wyciąg wodny z osadu									
5	ChZT _{Mn}	mgO ₂ /dm ³	179,6	124,6	213,2	135,0	125,0	80,6	91,7
6	odczyn	pH	7,5	7,2	7,2	7,2	6,75	6,5	7,1
7	zawiesina	mg/dm ³	151,7	157,3	126,7	100,0	290,0	270,0	250,0
8	siarczany	mgSO ₄ /dm ³	330,0	333,0	260,0	334,0	279,8	198,0	288,0
9	Na	mgNa/dm ³	43,5	30,0	30,0	43,6	95,0	48,0	112,0
10	Fe	mgFe/dm ³	0,10	0,08	0,02	0,06	0,12	0,07	0,04
11	Cu	mgCu/dm ³	0,27	0,56	0,39	0,78	0,97	0,37	1,27
12	Zn	mgZn/dm ³	0,35	1,09	0,22	0,28	0,47	1,78	0,61
13	sucha pozostałość	g/dm ³	0,47	0,81	0,77	1,04	0,85	0,79	0,95
14	sucha pozostałość po prażeniu	g/dm ³	0,44	0,58	0,51	0,51	0,52	0,60	0,65
15	N ogólny	mgN/dm ³	149,1	n.o.	n.o.	n.o.	6,05	4,83	13,5
16	N amonowy	mgNH ₄ /dm ³	3,31	n.o.	n.o.	n.o.	0,14	0,09	0,08
17	N azotanowy	mgNO ₃ /dm ³	0,05	n.o.	n.o.	n.o.	30,95	37,72	n.o.
18	N organiczny	mgN/dm ³	145,7	n.o.	n.o.	n.o.	6,82	1,65	n.o.
19	Ni	mgNi/dm ³	n.o.	n.o.	n.o.	n.o.	0,22	0,56	n.o.
20	Cr	mgCr/dm ³	n.o.	n.o.	n.o.	n.o.	23,88	35,51	n.o.

n.o. – nie oznaczano.

Tabela I.12. Wyniki badań monitoringowych osadów dennych w toku bioremediacji (osad nr 5s)
 Table I.12. Results of examination of bottom sediments during monitoring of the bioremediation process
 (bottom sediment sample no. 5s)

Lp.	Badany parametr	Jednostka	Doba procesu						
			28	33	39	46	53	66	75
Osad 1s									
1	wilgotność	% mas.	69,1	63,1	63,2	45,9	40,7	20,6	11,3
2	sucha masa	% mas.	30,9	36,9	36,8	54,1	59,3	49,4	45,2
3	subst. mineralne	% s.m.	64,3	59,6	62,6	73,7	77,6	83,4	84,1
4	subst. organiczne	% s.m	35,7	40,4	37,4	26,3	22,4	16,6	15,9
Wyciąg wodny z osadu									
5	ChZT _{Mn}	mgO ₂ /dm ³	179,6	124,6	213,2	135,0	125,0	80,6	91,7
6	odczyn	pH	7,5	7,2	7,2	7,2	6,75	6,5	7,1
7	zawiesina	mg/dm ³	151,7	157,3	126,7	100,0	290,0	270,0	250,0
8	siarczany	mgSO ₄ /dm ³	330,0	333,0	260,0	334,0	279,8	198,0	288,0
9	Na	mgNa/dm ³	43,5	30,0	30,0	43,6	95,0	48,0	112,0
10	Fe	mgFe/dm ³	0,10	0,08	0,02	0,06	0,12	0,07	0,04
11	Cu	mgCu/dm ³	0,27	0,56	0,39	0,78	0,97	0,37	1,27
12	Zn	mgZn/dm ³	0,35	1,09	0,22	0,28	0,47	1,78	0,61
13	sucha pozostałość	g/dm ³	0,47	0,81	0,77	1,04	0,85	0,79	0,95
14	sucha pozos. po prażeniu	g/dm ³	0,44	0,58	0,51	0,51	0,52	0,60	0,65
15	N ogólny	mgN/dm ³	149,06	n.o.	n.o.	n.o.	6,05	4,83	13,5
16	N amonowy	mgNH ₄ /dm ³	3,31	n.o.	n.o.	n.o.	0,14	0,09	0,08
17	N azotanowy	mgNO ₃ /dm ³	0,05	n.o.	n.o.	n.o.	30,95	37,72	n.o.
18	N organiczny	mgN/dm ³	145,7	n.o.	n.o.	n.o.	6,82	1,65	n.o.
19	Ni	mgNi/dm ³	n.o.	n.o.	n.o.	n.o.	0,22	0,56	n.o.
20	Cr	mgCr/dm ³	n.o.	n.o.	n.o.	n.o.	23,88	35,51	n.o.

n.o. – nie oznaczano.

Tabela I.13. Charakterystyka mikrobiologiczna osadów dennych w toku bioremediacji, po 48 dobach
 Table I.13. Microbiological characteristics of the bottom sediments during
 the bioremediation process (the 48th day)

Oznaczany parametr	Numer próbki				
	1	2	3	4	5
l	2	3	4	5	6
Liczba bakterii psychrofilnych, jtk/g s.m.	1058800	3157800	1677900	451600	1411700
Liczba bakterii mezofilnych, jtk/g s.m.	1211700	392400	6779600	279500	263500
Liczba drożdży psychrofilnych, jtk/g s.m.	340	99500	74000	53300	3100
Liczba pleśni psychrofilnych, jtk/g s.m.	900	1000	400	200	0
Miano bakterii z grupy coli, g s.m.	>0,2	>1	>1	>1	>1
Miano bakterii z grupy coli typu fekalnego, g s.m.	>0,2	>1	>1	>1	>1
Liczba bakterii acidofilnych, jtk/g s.m.	0	0	0	0	0
Miano bakterii denitryfikacyjnych, g s.m.	0,00001	0,0001	0,000001	0,00001	0,00001
Miano bakterii desulfurikacyjnych, g s.m.	0,001	0,001	0,0001	0,001	0,01
Miano bakterii względnie beztlenowych, g s.m.	0,00001	0,0001	0,000001	0,00001	0,00001

1	2	3	4	5	6
Miano bakterii fermentacji masłowej, g s.m.	0,1	0,01	0,1	0,1	0,1
Liczba bakterii wytwarzających endospory, jtk./g s.m.	29	56	76	89	34
Aktywność dehydrogenazowa, $\mu\text{g TF}$ na 1 g s.m. osadu/24 h (z glukozą)	34,2	23,4	16,0	18,0	24,8
Aktywność dehydrogenazowa, $\mu\text{g TF}$ na 1 g s.m. osadu/24 h (bez glukozy)	17,8	15,0	12,3	16,0	18,7
Miano bakterii rozkładających produkty naftowe, g s.m.	0,001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
pH	8,3	7,9	7,7	7,5	7,6

Tabela I.14. Charakterystyka mikrobiologiczna osadów dennych w toku bioremediacji, po 56 dniach [72]

Table I.14. Microbiological characteristics of the bottom sediments during the bioremediation process (the 56th day) [72]

Oznaczany parametr	Numer próbki				
	1	2	3	4	5
Liczba bakterii psychrofilnych, jtk/g s.m.	811000	315000	451700	543300	365000
Liczba bakterii mezofilnych, jtk/g s.m.	95300	34500	104000	54500	48700
Liczba drożdży psychrofilnych, jtk/g s.m.	289	8000	300	7980	3400
Liczba pleśni psychrofilnych, jtk/g s.m.	5	2	3	8	0
	>1	>1	>1	>1	>1
Miano bakterii z grupy coli typu fekalnego, g s.m.	>1	>1	>1	>1	>1
Liczba bakterii acidofilnych, jtk/g s.m.	0	0	0	0	0
Miano bakterii denitryfikacyjnych, g s.m.	0,0001	0,001	0,0001	0,001	0,001
Miano bakterii desulfurikacyjnych, g s.m.	0,01	0,01	0,1	0,001	0,01
Miano bakterii względnie beztlenowych, g s.m.	0,0001	0,001	0,0001	0,001	0,001
Miano bakterii fermentacji masłowej, g s.m.	1	0,1	1	1	0,1
Liczba bakterii wytwarzających endospory, jtk./g s.m.	23	34	54	18	12
Aktywność dehydrogenazowa, $\mu\text{g TF}$ na 1 g s.m. osadu/24 h (z glukozą)	33,2	20,4	12,0	14,1	20,6
Aktywność dehydrogenazowa, $\mu\text{g TF}$ na 1 g s.m. osadu/24 h (bez glukozy)	15,7	13,4	10,3	14,3	14,5
Miano bakterii rozkładających produkty naftowe, g s.m.	0,01	0,01	0,001	0,01	0,01
pH	8,1	7,8	7,7	7,3	7,5

LITERATURA

- [1] Adamski W., *Genetyczno-strukturalne typy złóż uranowych w Polsce*, mat. konf. „Pierwsza polsko-jugosłowiańska narada w zakresie geologii i metodyki poszukiwań złóż uranowych”, Karpacz 17–24.10.1960, 1–9
- [2] Adamski W., *Podziemne wyrobiska górnicze rejonu Kowar oraz ich wpływ na stosunki wodne i powstawanie szkód górniczych*, Raport ZG 1/86 Instytutu Górnictwa Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1986 – praca niepublikowana
- [3] Adamski W., *Wpływ pouranowych wyrobisk górniczych na środowisko człowieka*, w: „Człowiek, środowisko, zagrożenia”, red. M. Zdulski, Państwowa Agencja Atomistyki w Warszawie, WSP Zielona Góra, Wyd. Nauczycielskie, Jelenia Góra 2000, 61–68
- [4] Adamski W., Adamski Z., Grabas K., *Stan uszkodzeń środowiska na skutek poszukiwań i eksploatacji złóż i przejawów okruszczenia uranowego na terenie byłego województwa wałbrzyskiego. Etap I*, Raport SPR nr 5 Instytutu Chemii Nieorganicznej i Metalurgii Pierwiastków Rzadkich Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2004 – praca niepublikowana
- [5] Alloway B.J., Ayres D.C., *Chemiczne podstawy zanieczyszczenia środowiska*, PWN, Warszawa 1999
- [6] Anielak A.M., *Chemiczne i fizykochemiczne oczyszczanie ścieków*, Wyd. Uczel. Polit. Koszalin, Koszalin 1998
- [7] *Atomistyka oraz bezpieczeństwo jądrowe i ochrona radiologiczna w Polsce w roku 1999*, Prezes Państwowej Agencji Atomistyki, Warszawa 2000
- [8] *Atomistyka oraz bezpieczeństwo jądrowe i ochrona radiologiczna w Polsce w roku 2000*, Prezes Państwowej Agencji Atomistyki, Warszawa 2001
- [9] *Atomistyka oraz bezpieczeństwo jądrowe i ochrona radiologiczna w Polsce w roku 2001*, Prezes Państwowej Agencji Atomistyki, Warszawa 2002
- [10] *Atomistyka oraz bezpieczeństwo jądrowe i ochrona radiologiczna w Polsce w roku 2002*, Prezes Państwowej Agencji Atomistyki, Warszawa 2003
- [11] Banaś M., Piestrzyński A., Mielniczuk W., *The secondary holoes of uranium dissemination round mine dumps*, Nukleonika, 1976, 21(5), 639–645

- [12] Bareja J., *Uranowe złoża osadowe na obszarze Sudetów w Polsce*, mat. konf. „Pierwsza polsko-jugosłowiańska narada w zakresie geologii i metodyki poszukiwań złóż uranowych, Karpacz 17–24.10.1960, 13–22
- [13] Bednarek R., Dziadowiec H., Pokojska U., Prusinkiewicz Z., *Badania ekologiczno-gleboznawcze*, PWN, Warszawa 2004
- [14] Bender J., *Rekultywacja terenów pogórnich w Polsce*, Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 1995, 418, 75–86
- [15] Bender J., Gilewska M., *Rekultywacja w konfrontacji z aktami prawnymi, badaniami naukowymi i praktyką gospodarczą*, Roczn. AR Poznań, 2000, CCCXVII, 343–365
- [16] Bielińska E.J., Wiśniewski J., *Zawartość wybranych metali śladowych i kształtowanie się aktywności enzymatycznej utworów piaszczystych na zalesionym zwałowisku kopalni siarki*, Chem. i Inż. Ekol., 2000, 7(12), 1301–1307
- [17] Bowen H.J.M., *The Environmental Chemistry of the Elements*, Academic Press, London 1979
- [18] Brząkała W., Koszela J., *Ocena stateczności stawu osadowego „Kowary”*, Raport SPR 8/2000 Instytutu Geotechniki i Hydrotechniki Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2000 – praca niepublikowana
- [19] Brząkała W., Grabas K., Koszela J., *Sprawozdanie powykonawcze z rekultywacji stawu osadowego „Kowary” za okres 1998–2000*. Raport SPR nr 3/2001 Instytutu Geotechniki i Hydrotechniki Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2001 – praca niepublikowana
- [20] Brząkała W., Grabas K., Koszela J., *Problemy i cele rekultywacji stawu osadowego w Kowarach*, w: „Geotechnika w budownictwie i górnictwie”, pod red. W. Brząkały, J. Butry, S. Gałczyńskiego, Ofic. Wyd. PWr., Wrocław 2002, 216–228
- [21] Brząkała W., Koszela J., *Geotechniczne aspekty rekultywacji stawu osadowego w Kowarach*, w: „Geotechnika w budownictwie i górnictwie”, pod red. W. Brząkały, J. Butry, S. Gałczyńskiego, Ofic. Wyd. PWr., Wrocław, 2002, 229–243
- [22] Charewicz W., Żebrowski A., Adamski Z., Kozłowski K., *Sprawozdanie. Badania i analiza zagrożeń radiologicznych na terenie Politechniki Wrocławskiej w rejonie osadnika Kowary*, Raport Instytutu Chemii Nieorganicznej i Metalurgii Pierwiastków Rzadkich Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1999 – praca niepublikowana
- [23] Charewicz W., Żebrowski A., Adamski Z., Kozłowski K., *Kartowanie radiologiczne rejonu osadnika „Kowary”*, Raport Instytutu Chemii Nieorganicznej i Metalurgii Pierwiastków Rzadkich Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1999 – praca niepublikowana
- [24] Charewicz W., Żebrowski A., Adamski Z., Kozłowski K., *Monitoring radiometryczny środowiska naturalnego w rejonie osadnika Kowary*, Raport Instytutu Chemii Nieorganicznej i Metalurgii Pierwiastków Rzadkich Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1999 – praca niepublikowana

- [25] Charewicz W., Żebrowski A., Adamski Z., Kozłowski K., *Pomiary stężeń radonu w powietrzu glebowym i w sztolniach rejonu osadnika Kowary*, Raport SPR 3/99 Instytutu Chemii Nieorganicznej i Metalurgii Pierwiastków Rzadkich Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1999 – praca niepublikowana
- [26] Charewicz W., Żebrowski A., Adamski Z., Kozłowski K., *Rozkład dawki promieniowania jonizującego w rejonie osadnika Kowary*, Raport SPR Instytutu Chemii Nieorganicznej i Metalurgii Pierwiastków Rzadkich Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1999 – praca niepublikowana
- [27] Charewicz W., Żebrowski A., Adamski Z., Kozłowski K., *Analiza radiometryczna próbek statycznych z otworów wiertniczych w rejonie osadnika Kowary oraz pomiary in situ rozkładu dawki promieniowania jonizującego w otworach*, Raport SPR 5/2000 Instytutu Chemii Nieorganicznej i Metalurgii Pierwiastków Rzadkich Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2000 – praca niepublikowana
- [28] Chibowski S., Chmiel S., Michalczyk Z., Solecki J., Szczypa J., *Monitoringowe badania stanu jakości wód oraz skażeń radiochemicznych gleb i roślinności Roztocza*, Przegł. Geol., 1998, Vol. 46, nr 9, 873–880
- [29] Chmiel A., *Biotechnologia*, PWN, Warszawa 1991
- [30] Chruściel E., Jodłowski P., Kalita S., Pieczonka J., Piestrzyński A., *Effects of uranium mining on radioactive contamination in the Kletno region in Poland*, J. Radioanal. Nucl. Chem., 1996, Letters 212, 259–268
- [31] Chruścielewski W., Olszewski J., Kamiński Z., *Badania zagrożenia radiacyjnego środowiska naturalnego w rejonach byłych kopalń rud uranu*, Instytut Medycyny Pracy im. prof. dr. med. Jerzego Nofera, Łódź 1996 – praca niepublikowana
- [32] Chwastek J., Janusz W., Maciaszek J., Repelowski A., Szewczyk J., *Deformacje powierzchni terenu spowodowane działalnością górnictwem*, Zeszyty Nauk. Akad. Górniczo-Hutniczej nr 1363, Sozologia i Sozotechnika, z. 30, Kraków 1990
- [33] Ciężkowski W., Solecki A., Sztuk H., *Część polska bazy danych o górnictwie uranu w programie PHARE Remediation concepts for the Uranium Mining Operations in CEEC.*, *Aktualia i perspektywy górnictwa*, Wrocław, 6–7 listopada 1998, Ofic. Wyd. PWr., Pr. Nauk. Inst. Górnictwa PWr. nr 84, Konferencje
- [34] *Current Practices and Options for Confinement of Uranium Mill Tailings*, Technical Reports Series No. 209, International Atomic Agency Energy, Vienna 1981
- [35] *Człowiek i promieniowanie jonizujące*, praca zbiorowa pod red. A.Z. Hrynkiwicz, PWN, Warszawa 2001
- [36] Dąbrowski A., Gnot S., Michalski A., Srzednicka J., *Statystyka. 15 godzin z pakietem STATGRAPHICS®*, Wyd. AR, Wrocław 1994
- [37] Decyzja PNB –258/97/S Urzędu Wojewódzkiego w Jeleniej Górze z dnia 26.08.1997 r., Decyzja PNB –300/97/S Urzędu Wojewódzkiego w Jeleniej Górze z dnia 29.09.1997 r.

- [38] Dokumentacja techniczna podłoża gruntowego w obrębie grobli i osadnika spółki „Hydromet” w Kowarach. Wykonawca: Zakład Robót Geologicznych i Ochrony Środowiska, Sulechów 1990 r.
- [39] Domanus S., Panas J., Grzybowski Z., Czarnomska K., *Badania nad wydobywaniem uranu z polskiej rudy uranowej*, Nukleonika, 1962, VII, nr 7–8, 487–493
- [40] Dushenkov S., *Trends in phytoremediation of radionuclides*, Plant and Soil, 2003, 249, 167–175
- [41] Dzikowska K., Koszela J., Koszela-Marek E., *Dokumentacja geologiczno-inżynierska w związku z projektowaniem rekultywacji terenów poeksploatacyjnych byłej kopalni „Radoniów”*, Raport SPR nr 18 Instytutu Geotechniki i Hydrotechniki Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2004 – praca niepublikowana
- [42] *Environmental Contamination from Uranium Production Facilities and their Remediation*, IAEA Vienna, 2005
- [43] Falandysz J., Frankowska A., *Biokumulacja pierwiastków i radionuklidów przez grzyby wielkoowocnikowe*. Przegląd bibliograficzny dla ziem polskich, Roczn. PZH, 2000, 51(4), 321–344
- [44] Ferdyn M., Strzyszczyński Z., *Zawartości metali ciężkich w wierzchniej warstwie gruntu i roślinności składowiska żużla hutniczego ZGH „Orzeł Biały”*, Arch. Ochr. Środ., 2002, 28 (3), 121–131
- [45] Flak H., *Uproszczona dokumentacja geologiczna złoża kruszywa mineralnego hałdy byłej kopalni Wolność*, Archiwum Politechniki Wrocławskiej
- [46] Gambuś F., *Metale ciężkie w wierzchniej warstwie gleb i w roślinach regionu krakowskiego*, Zesz. Nauk. AR w Krakowie, Rozprawa habilitacyjna, nr 176, 1993
- [47] Gaso M.I., Cervantes M.L., Sergovia N., Abascal F., Salazar S., Velazquez R., Mendoza R., *¹³⁷Cs and ²²⁶Ra determination in soil and land snails from radioactive waste site*, Science of the Total Environment, 1995, 173/174, 41–45
- [48] Gierczys J., Sobik-Szołtysek J., *Zawartość metali w roślinności osadników flotacyjnych rud Zn-Pb rejonu bytomskiego*, Rudy i Metale Nieżelazne, 1999, 44, 10, 500–505
- [49] Gierczys J., Sobik-Szołtysek J., *Odpady przemysłu cynkowo-ołowiowego*, Wyd. Polit. Częstochowskiej, Częstochowa 2002
- [50] Gilewska M., Bender J., *Znaczenie zabiegów rekultywacyjnych w kształtowaniu enzymatycznej aktywności inustrioziemu*, Arch. Ochr. Środ., 1979, 1, 46–56
- [51] Gilewska M., Bender J., *Wybrane wskaźniki aktywności biologicznej gruntów pogórnich rolniczo rekultywowanych*, Arch. Ochr. Środ., 1984, 3–4, 117–140
- [52] Gilewska M., Wójcik A., *Aktywność enzymatyczna gruntów pogórnich pod pionierskimi nasadzeniami leśnymi*, Arch. Ochr. Środ., 1984, 3–4, 141–156
- [53] *Gleboznawstwo*, praca zbiorowa pod red. B. Dobrzańskiego i S. Zawadzkiego, PWRiL, Warszawa 1981
- [54] Głowacki Z., *Hydrotermalne złoża uranowe w Polsce*, mat. konf. „Pierwsza polsko-jugosłowiańska narada w zakresie geologii i metodyki poszukiwań złóż uranowych”, Karpacz 17–24.10.1960, 10–12

- [55] Gorączko W., *Radiochemia i ochrona radiologiczna*, Wyd. Polit. Pozn., Poznań 2003
- [56] Goszcz A., *Budowa składowisk odpadów na terenach górniczych*, Karbo 2000, 11, 392–398
- [57] Grabas K. i in., *Monitoring wód w rejonie osadnika Kowary* (raport nr 1, raport nr 2) Hydromet sp. z o.o. Kowary – praca niepublikowana
- [58] Grabas K., Steininger M., *Badania wykorzystania adsorbentów mineralno-węglowych dla potrzeb ochrony środowiska*, Instytut Chemii i Technologii Nafty i Węgla Politechniki Wrocławskiej – raport z realizacji projektu badawczego KBN 4S 401 010 06, Wrocław 1996
- [59] Grabas K., Steininger M., *Zaolejone ziemie bielące jako surowce do produkcji sorbentów*, mat. międzynarod. conf. „Analysis and utilization of oily wastes AUZO '96”, Polit. Gdańska, Gdańsk 1996, 83–88
- [60] Grabas K., Steininger M., *Opracowanie technologii otrzymywania nowej grupy adsorbentów oraz prace projektowo-adaptacyjne instalacji doświadczalnej do warunków produkcji przemysłowej i badania aplikacyjne otrzymanych grup adsorbentów*, Instytut Chemii i Technologii Nafty i Węgla Politechniki Wrocławskiej – raport z realizacji projektu celowego KBN 3T09B 010 95 C/2758, Wrocław 1998
- [61] Grabas K., Steininger M., Zieliński S., *Usuwanie metali ciężkich na sorbentach mineralno-węglowych*, Ochrona Środowiska, 1998, 1 (68), 17–20
- [62] Grabas K., Kołwzan B., *Biostymulacja sorpcji niklu na nośnikach węglowych*, Inż. Ochr. Śr. 2000, t. 3, nr 3/4, 333–341
- [63] Grabas K., Kołwzan B., Karpińska-Smulikowska J., Nowicka E., *Badania mikrobiologiczne wód i gruntów*, Raport SPR 11/2000 Instytutu Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2000 – praca niepublikowana
- [64] Grabas K., Steininger M., *Sposób wytwarzania formowanych adsorbentów mineralno-węglowych*, P 182 080 (2001)
- [65] Grabas K., Koszela J., *Formalno-prawne aspekty rekultywacji składowisk odpadów niebezpiecznych*, w: „Człowiek – środowisko – zagrożenie”, pod red. J. Zwoździaka, Ofic. Wyd. PWr., Wrocław 2002, 285–297
- [66] Grabas K., *Likwidacja zagrożeń na obszarze eksploatacji i przeróbki rud uranowych w Kowarach*, Inżynieria Ekologiczna, Warszawa 2002, nr 7, 97–106
- [67] Grabas K., *Odpady górnictwa uranowego w Polsce*, mat. conf. nauk.-tech. „Zrównoważony rozwój ekoregionu Czechy–Saksonia–Dolny Śląsk”, Wrocław 16–18.10.2002, 115–120
- [68] Grabas K., Steininger M., Ostrowski A., Sałagacki Z., *Urządzenie do wytwarzania sorbentów mineralno-węglowych*, P 183 900 (2002)
- [69] Grabas K., Steininger M., Ostrowski A., Sałagacki Z., *Sposób wytwarzania modyfikowanych adsorbentów mineralno-węglowych, przeznaczonych zwłaszcza do usuwania metali ciężkich*, P 185 648 (2003)
- [70] Grabas K., *Uran – zagrożenia ekologiczne w ZP R-1 „Kowary”*, Chem. Przem., 2003, 1, 45–49

- [71] Grabas K., Kołwzan B., Górecka H., Żebrowski A., *The accumulation of heavy metals and radionuclides in plant samples taken from the post exploitation and processing lands of uranium ores in Kowary*, Chemistry for Agriculture, Vol. 5, ed. H. Górecki, Z. Dobrzański, Prague, Brussels, Czech-Pol Trade, 2004, 441–446
- [72] Grabas K., Kołwzan B., Steininger M., *Usuwanie zanieczyszczeń węglowodorowych z osadów dennych stawu osadowego „Kowary” przez bioremediację in situ*, Przem. Chem., 2005, 84, 10, 740–744
- [73] Grabas K., Kołwzan B., Żebrowski A., Charewicz W., Karpińska-Smulikowska J., *Stan mikrobiologiczny gruntów na terenach po eksploatacji rud uranowych*, w: II Kongres Inżynierii Środowiska, materiały, t. 2, Kom. Inż. Śr. PAN, Lublin 2005 (Monografie – Komitet Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, 425–432)
- [74] Grabas K., Steininger M., *Usuwanie metali ciężkich ze ścieków przemysłowych z wykorzystaniem modyfikowanych adsorbentów mineralno-węglowych „Hydrosorb”*, Przem. Chem., 2005, 84, 3, 179–183
- [75] Greinert H., *Ochrona gleby*, Wyd. Polit. Zielonogórskiej, Zielona Góra 1998
- [76] Greinert H., Greinert A., *Ochrona i rekultywacja środowiska glebowego*, Wyd. Polit. Zielonogórskiej, Zielona Góra 1999
- [77] Grodzinskij D.M., *Estestvennaja radioaktivnost rastenij i počv*, Naukova Dumka, Kijev, 1965
- [78] Gruszczyk H., *Nauka o złożach*, Wyd. Geol., Warszawa 1984
- [79] Grzybowska D., *Pobieranie ^{90}Sr i ^{137}Cs przez rośliny z gleb skażonych*, Nukleonika, 1972, 5–6, 331–340
- [80] Gworek B., Porębska G., Barański A., Czarnomski K., Sienkiewicz J., *Ocena ryzyka gospodarowania na gruntach zanieczyszczonych metalami ciężkimi*, cz. I, Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych, 2000, 19, 63–73
- [81] Hawrysz M., Machajski J., Szcześniak K., *Ocena stateczności obwałowań stawu osadowego zakładu „Hydromet” w Kowarach*, Raport serii U nr 165 Instytutu Geotechniki i Hydrotechniki Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1995 – praca niepublikowana
- [82] Hryniewicz A., *Promieniotwórczość naturalna w środowisku*, Postępy Fizyki, 1993, 44, 5, 439–461
- [83] Informacja własna wynikająca z wizji lokalnych, wywiadów z mieszkańcami, wglądu do dokumentów urzędowych
- [84] Jaracz P., *Promieniowanie jonizujące w środowisku człowieka*, Wyd. Uniwersytetu Warszawskiego, Warszawa 2001
- [85] Jaskólski S., *Polimetaliczna mineralizacja tlenkowo-siarczkowa w granitognej-sach Gór Izerskich (Dolny Śląsk) i jej pochodzenie*, Pr. Geol. Kom. Nauk. Geol. PAN Oddz. w Krakowie, 1967, 43, 1–78
- [86] Jeliński A., *Geochemia uranu w granitowym masywie Karkonoszy z uwzględnieniem innych masywów granitoidowych Dolnego Śląska*, Inst. Geol. Biul., 1965, 193, 5–110

- [87] Kabata-Pendias A., Dudka S., *Wyznaczanie tła zawartości metali w glebach*, mat. kraj. konf. „Geologiczne aspekty ochrony środowiska”, 21–23.10. 1991, Wyd. AGH, Kraków
- [88] Kabata-Pendias A. (red.), *Podstawy oceny chemicznego zanieczyszczenia gleb. Metale ciężkie, siarka i WWA*, Biblioteka Monitoringu Środowiska, PIOŚ, IUNG, Warszawa 1995
- [89] Kabata-Pendias A., Pendias H., *Biogeochemia pierwiastków śladowych*, PWN, Warszawa 1999
- [90] Kaczmarek B., Radkiewicz A., *Opracowanie dokumentacji technicznej adaptacji ZD „Radoniów” do uruchomienia produkcji 5–6 tys. Mg/rok grysu kwarcu żyłowego „Taczalin”*, Centralny Ośrodek Badawczo-Projektowy Górnictwa Odkrywkowego „Poltegor”, 932/ONB, Wrocław, 1987 – praca niepublikowana
- [91] Kadłubowska J.Z., *Zarys algologii*, PWN, Warszawa 1975
- [92] Kalač P., *A review of edible mushroom radioactivity*, Food Chemistry, 2001, 75, 29–35
- [93] Kamiński J., Wróblewski J., *Sprawozdanie z badań zagrożenia radiologicznego środowiska naturalnego w rejonie byłych kopalni rud uranu „Wolność”, „Podgórze”, „Liczyrzepa” w Kowarach w okresie od 1 stycznia 1999 r. do 31 marca 1999 r.*, Państwowa Agencja Atomistyki, Biuro Obsługi Roszczeń b. Pracowników ZPR-1 w Jeleniej Górze, Jelenia Góra 1999 – praca niepublikowana
- [94] Kamiński J., Wróblewski J., *Badania naturalnej promieniotwórczości na terenach byłych kopalni rud uranu – ocena zagrożenia*, w: „Człowiek – środowisko – zagrożenia”, red. M. Zdulski, Państwowa Agencja Atomistyki w Warszawie, WSP Zielona Góra, Wyd. Nauczycielskie, Jelenia Góra 2000, 69–78
- [95] Kamiński J., Wróblewski J., *Sprawozdanie z badań radiologicznych na terenie byłej kopalni rud uranu „Radoniów” w miejscowości Radoniów, gm. Lubomierz*, Państwowa Agencja Atomistyki, Biuro Obsługi Roszczeń b. Pracowników Zakładów Produkcji Rud Uranu, Jelenia Góra 2001 – praca niepublikowana
- [96] Klimiuk E., Łebkowska M., *Biotechnologia w ochronie środowiska*, PWN, Warszawa 2003
- [97] Kobus J., *Biologiczne procesy a kształtowanie żyzności gleby*, Zeszyty Probl. Post. Nauk. Rol., 1995, 421a, 209–219
- [98] Kochanowski A., Witek E., Siniarska B., Bortel E., *Utylizacja ścieków pogalwanicznych z zastosowaniem materiałów polimerowych i mineralnych*, Przem. Chem., 2003, 82/1, 38–39
- [99] Kołwzan B., Karpińska-Smulikowska J., Pawlik M., *Analiza ogólnej liczebności bakterii psychrofilnych, mezofilnych, miana coli w próbkach osadów dennych wód*, Raport Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1999 – praca niepublikowana

- [100] Kołwzan B., Karpińska-Smulikowska J., Pawlik M., Kartowanie mikrobiologiczne obszaru stawu osadowego, Raport Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1999 – praca niepublikowana
- [101] Kołwzan B., Pawlik M., Nowikowska M., Dach J., Grabas K., Steininger M., Nowicka E., Pawełczyk A., *Badania i prace biotechnologiczne przy osadach dennych stawu osadowego „Kowary”*, Raport Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1999 – praca niepublikowana
- [102] Kołwzan B., *Biodegradacja produktów naftowych*, w: „Zanieczyszczenia naftowe w gruncie”, pod red. J. Surygały, Ofic. Wyd. PWr., Wrocław 2000
- [103] Kołwzan B., Karpińska-Smulikowska J., Grabas K., Pawlik M., *Badanie wpływu autochtonicznej mikroflory wód i gruntów na migracje metali ciężkich*, Raport Instytutu Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2000 – praca niepublikowana
- [104] Kołwzan B., Karpińska-Smulikowska J., Pawlik M., *Badania mikrobiologiczne wód i gruntów. Analiza ogólnej liczebności bakterii*, Raport Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2000 – praca niepublikowana
- [105] Kołwzan B., Karpińska-Smulikowska J., Pawlik M., Dach J., *Kartowanie sozologiczne*, Raport Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2000 – praca niepublikowana
- [106] Kołwzan B., *Rola mikroorganizmów w oczyszczaniu gruntów skażonych produktami naftowymi*, Przegląd Komunalny, 2002, 11, 144–145
- [107] Koszela J., Muskała M., Zagożdżon P., *Kartowanie geologiczne rejonu stawu osadowego „Kowary”*, Raport serii U nr 216 Instytutu Geotechniki i Hydrotechniki Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1999 – praca niepublikowana
- [108] Koszela J. i in., *Projekt wypełnienia niecki osadnika, grudzień 2000 r.*, „GEOBAD”, Wrocław – praca niepublikowana
- [109] Koszela J., Brząkała W., Grabas K., *Koncepcja rekultywacji stawu osadowego „Kowary” i założenia do projektu*, Raport SPR nr 14/2000 Instytutu Geotechniki i Hydrotechniki Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2000 – praca niepublikowana
- [110] Koszela J., Brząkała W., Koszela-Marek E., Stróżyk J., *Projekt techniczny stabilizacji mechanicznej i chemicznej osadu stawu osadowego „Kowary”*, t. 1: Projekt techniczny stabilizacji mechanicznej. Wrocław, 2000, Raport SPR nr 33/2000 Instytutu Geotechniki i Hydrotechniki Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2000 – praca niepublikowana
- [111] Koszela J., Brząkała W., Stróżyk J., *Projekt przykrycia rekultywowanego zbiornika*. Wrocław, „GEOBAD”, Wrocław 2000 – praca niepublikowana
- [112] Koszela J., Dżidowska K., Hawrysz M., Koszela-Marek E., Kupis R., Muskała M., *Dokumentacja geologiczno-inżynierska dla potrzeb rekultywacji stawu osadowego odpadów z przeróbki rud uranowych w Kowarach*, Raport SPR 6/2000 Instytutu Geotechniki i Hydrotechniki Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2000

- [113] Koszela J., Dzikowska K., Koszela-Marek E., Ossowski J., *Ocena warunków geologiczno-inżynierskich osadnika odpadów po przeróbce rud uranowych w aspekcie rekultywacji*, mat. konf. „Tereny zdegradowane – możliwości ich rekultywacji”, AR, Szczecin, 2000, 117–124
- [114] Koszela J., Grabas K., *Ocena oddziaływania terenów poeksploatacyjnych złoża uranu w miejscowości Radoniów gmina Lubomierz na środowisko*, Raport SPR nr 19 Instytutu Geotechniki i Hydrotechniki Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2004 – praca niepublikowana
- [115] Kotuła E., *Badania nad trawieniem rud uranowych*, praca doktorska, Politechnika Wroclawska 1969
- [116] Kowalik P., *Ochrona środowiska glebowego*, PWN, Warszawa 2001
- [117] Kowalik S., *Zagadnienia z gleboznawstwa*, AGH, Ucel. Wyd. Nauk.-Dydakt., Kraków 2004
- [118] Koziorowski B., *Oczyszczanie ścieków przemysłowych*, WNT, Warszawa 1980
- [119] Krzaklewski W., Pietrzykowski M., *Problemy oraz możliwości biologicznej stabilizacji osadników odpadów po flotacji rud cynku i ołowiu*, Miesięcznik WUG, Katowice 2001, 3, 10–17
- [120] Kulig T., Stasiak S., Czaplicki K., *Projekt techniczny. Plan generalny i schematy Zakładu Doświadczalnego Chemicznych Koncentratów Uranowych w Kowarach, tzw. ZP R-I*, Arch. Państwowej Agencji Atomistyki, Jelenia Góra 1963. Teczka 021
- [121] Kwapisz J., Gworek B., *Rola składników gleby w wiązaniu metali ciężkich oraz możliwości ich określenia*, *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*, 2000, 19, 51–61
- [122] Kyzioł J., *Sorpcja i siła wiązania wybranych jonów metali ciężkich z substancją organiczną (na przykładzie torfów)*, PAN, Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska, Zabrze 2002
- [123] Leahy J.G., Colwell R.R., *Microbial degradation of hydrocarbons in the environment*, *Microbiological Reviews*, 1990, 54, 3, 305–315
- [124] Liskiewicz H., *Operat dendrologiczny dotyczący drzew rosnących na terenie zapory – stawu osadowego „Kowary” – teren Politechniki Wrocławskiej*, Jelenia Góra 1999 – praca niepublikowana
- [125] Lityński T., Jurkowska H., *Żyzność gleby i odżywianie się roślin*, PWN, Warszawa 1982
- [126] Lorenc M.W., *Dolnośląskie masywy granitoidowe jako potencjalne składowisko odpadów promieniotwórczych*, 1999, Vol. 47, nr 8, 723–730
- [127] Łebkowska M., *Wykorzystanie mikroorganizmów do biodegradacji produktów naftowych w środowisku glebowym*, *Gaz, Woda, Technika Sanitarna*, 1996, 3, 117–118
- [128] Machajski J., Rogala R., Szcześniak K., *Badania stanu technicznego skarpy obwałowania stawu osadowego Zakładu Doświadczalnego Hydromet w Kowarach*, Raport SPR nr 842 Instytutu Geotechniki i Hydrotechniki Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1997 – praca niepublikowana

- [129] Machajski J., Puła O., Rogala R., Szcześniak K., *Projekt budowlano-wykonawczy odbudowy muru oporowego wzdłuż rzeki Jedlicy*, Raport Instytutu Geotechniki i Hydrotechniki Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1998 – praca niepublikowana
- [130] Machajski J., *Inwentaryzacja stanu zapory w aspekcie robót wzmocnieniowo-remontowych, obiekt: staw osadowy „Kowary”*, Raport SPR 13/99, Instytut Geotechniki i Hydrotechniki Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1999 – praca niepublikowana
- [131] Maciak F., *Ochrona i rekultywacja środowiska*, Wyd. SGGW, Warszawa 1999
- [132] Maciejewska A., Ociepa E., *Zawartość Cd, Zn, Pb, Cu i Ni w glebach regionu częstochowskiego*, Inż. Ochr. Środ., 1999, 2, 229–237
- [133] Maciejewska A., Ociepa E., *Bioakumulacja metali ciężkich w różnych gatunkach roślin*, Inż. Ochr. Środ., 2002, 1, 45–54
- [134] Madruga M.J., Brogueira A., Alberto G., Cardoso F., *^{226}Ra bioavailability to plants at the Urgeiriça uranium mill tailings site*, J. Environ. Radioac., 2001, 54, 175–188
- [135] Marcinkowski T. i in., *Ocena oddziaływania na środowisko stawu osadowego w zakładzie Hydromet w Kowarach*, Raport SPR 18/98 Instytutu Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1998 – praca niepublikowana
- [136] Markose P.M., Bhat I.S., Pillai K.C., *Same characteristics of ^{226}Ra transfer from soil and uranium mill tailings to plants*, J. Environ. Radioac., 1993, 21, 131–142
- [137] Matkowski S., *Ocena stanu technicznego zbiornika oraz możliwość jego rozbudowy i eksploatacji. Ekspertyza hydrotechniczna stawu osadowego w Kowarach eksploatowanego przez spółkę „Hydromet”*, CLENVIR sp. z o.o., Wrocław 1990 – praca niepublikowana
- [138] Mazurski K. R., *Zagrożenia środowiska Dolnego Śląska*, Ofic. Wyd. Sudety, Wrocław 1994
- [139] Miecznik J.B., *Koncentracje uranu w utworach karbonu górnego i permu w depresji śródsudeckiej*, Biul. Państw. Inst. Geolog., 1990, 64, 61–95
- [140] Mielczarek B., *Ocena oddziaływania na środowisko oczyszczalni ścieków bytowo-gospodarczych i oczyszczalni ścieków przemysłowych w Zakładzie „Hydromet” w Kowarach przy ul. Rejtana*, Politechnika Wrocławska Zakład Badawczo-Wdrożeniowy Inżynierii Ochrony Środowiska, Jelenia Góra 1998 – praca niepublikowana
- [141] Migaszewski Z.M., Gałuszka A., *Zastosowanie roślin w prospekcji geologicznej oraz w pracach rekultywacyjnych*, Przegl. Geol., 1998, 46, 7, 594–599
- [142] Mizerski W., Sylwestrzak H., *Słownik geologiczny*, PWN, Warszawa 2002
- [143] Mochnacka K., *Minerały kruszcowe złoża polimetalicznego w Kowarach (Dolny Śląsk)*, Prace Miner., 1966, 4, 7–71
- [144] Mochnacka K., *Geologia polimetalicznego złoża w Kowarach (Dolny Śląsk)*, Prace Geol. PAN, 1967, 40, 1–73

- [145] Mochnacka K., Banaś M., *Occurrence and genetic relationship of uranium and thorium mineralization in the Karkonosze-Izera Block (The Sudety Mts, SW Poland)*, Annal. Soc. Geol. Pol., 2000, 70, 137–150
- [146] Mochnacka K., *Prawidłowości wykształcenia mineralizacji kruszcowej w metamorficznej osłonie granitu Karkonoszy – próba powiązania ze środowiskiem geotektonicznym*, mat. konf. „Problemy genezy złóż rud, mineralogia, petrografia, geochemia”, wrzesień 2000, Polskie Tow. Mineralogiczne Kraków, Wyd. Nauk. „AKAPIT” 2000 (Prace specjalne, Polskie Tow. Mineralogiczne, z 16), 223–258
- [147] Molinari J., Snodgrass W.J., *The chemistry and radiochemistry of radium and other elements of the uranium and thorium natural decay series*, in: “The Environmental Behavior of Radium”, International Atomic Energy Agency, Vienna 1990, No. 310, 11–56
- [148] Muras K., *Problemy zwalczania radonu i pyłów szkodliwych dla zdrowia w kopalni „Radoniów”*, mat. konf. „Pierwsza polsko-jugosłowiańska narada w zakresie geologii i metodyki poszukiwań złóż uranowych”, Karpacz 17–24.10.1960, 55–67
- [149] Myślińska E., *Laboratoryjne badania gruntów*, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa 1998
- [150] Niesiobędzka K., *Właściwości gleb jako czynniki determinujące migrację radionuklidu ^{137}Cs w relacji gleba–szata roślinna na przykładzie obszarów północno-wschodniej Polski*, praca doktorska, Politechnika Warszawska, 1997
- [151] Niesiobędzka K., *Naturalne nuklidy promieniotwórcze w glebach północno-wschodniej Polski*, Chem. i Inż. Ekol., 1998, 5(7), 613–622
- [152] Niesiobędzka K., *Wpływ właściwości gleb na migrację radionuklidu ^{137}Cs w ekosystemie gleba–szata roślinna*, Post. Tech. Jądr., 1998, 41 (2), 9–16
- [153] Niesiobędzka K., *Transport naturalnych nuklidów promieniotwórczych w ekosystemie gleba–szata roślinna*, Chem. Inż. Ekol., 1999, 6 (1), 77–87
- [154] Nowosad R., *Promieniotwórczość a środowisko*, w: „Zagrożenia, ochrona i kształtowanie środowiska przyrodniczo-rolniczego”, praca zbior. pod red. St. Bieszczada i J. Soboty, Wyd. AR, Wrocław 1993, 85–103
- [155] *Ocena zagrożenia radiologicznego w rejonie wyeksploatowanych kopalń rud uranowych w Sudetach Zachodnich w miejscowościach: Kowary, Radoniów, Okrzeszyn-Uniemyśl, Kopaniec, Miedzianka, Mniszków i Stare Rochowice oraz inwentaryzacja obiektów górnictwa uranowego w gminach Kamienna Góra i Lubawka*, Raport 30/91 Wojskowego Instytutu Chemii i Radiometrii, Warszawa 1991 – praca niepublikowana
- [156] *Ocena uranonośności Sudetów*, praca zbiorowa, t. II, Materiały faktyczne – paszportyzacja złóż i punktów okruszcowań, cz. 1. Granit Karkonoszy i jego wschodnia osłona. Góry Kaczawskie. Góry Izerskie; materiały niepublikowane; Archiwum Zakładów Przemysłowych R-1 Kowary w Państwowej Agencji Atomistyki Biuro Obsługi Roszczeń b. Pracowników ZPR-1 w Jeleniej Górze. Teczka 0148/1

- [157] *Ocena uranonośności Sudetów*, pr. zbior., t. II, Materiały faktyczne – paszportyzacja złóż i punktów okruszcowań, cz. 2. Góry Sowie, Niecka Wewnętrzna Sudecka, Zespół jednostek geologicznych ziemi kłodzkiej; materiały niepublikowane; Archiwum Zakładów Przemysłowych R-1 Kowary w Państwowej Agencji Atomistyki Biuro Obsługi Roszczeń b. Pracowników ZPR-1 w Jeleniej Górze. Teczka 0148/2
- [158] Ochmann A.A., Solecki A.T., *Antropogeniczne zmiany mocy dawki promieniowania gamma w rejonie pouranowych instalacji przeróbczych w Kowarach*, Przegl. Geol., 1999, Vol. 47, nr 8, 764–770
- [159] *Ochrona środowiska na terenach górniczych*, pr. zbior. pod red. J. Ostrowskiego, Wyd. Inst. Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią PAN, Kraków 2001
- [160] *Opracowanie kompleksowej metodyki badania oddziaływania górnictwa i przetwórstwa na środowisko oraz zasad i metod rekultywacji obszarów zdegradowanych*, pr. zbior. pod red. J. Dziewańskiego, Studia i Rozprawy, Wyd. Centrum Podst. Probl. Gosp. Sur. Min. i Energią PAN, Kraków 1991
- [161] Ossowski J., Koszela J., Koszela-Marek E., Dzidowska K., *Analiza warunków hydrogeologicznych rejonu stawu osadowego odpadów pouranowych „Kowary”*, mat. konf. „Tereny zdegradowane – możliwości ich rekultywacji”, Wyd. AR, Szczecin 2000, 179–190
- [162] Ossowski J., Koszela J., Koszela-Marek E., *Wodoprzepuszczalność gruntów antropogenicznych w osadniku „Kowary”*, Współczesne Problemy Hydrogeologii, Wrocław 2001, X, t. 2, 139–144
- [163] Paluch J., Pulikowski K., Trybała M., *Ochrona wód i gleb*, Wyd. AR, Wrocław 2001
- [164] Peńsko J., Jagielak J., Biernacka M., Żak A., *Badania tła promieniowania jonizującego w Kotlinie Kowarskiej*, Nukleonika, 1971, XVI, nr 5–6, 293–300
- [165] Pieczonka J., Piestrzyński A., *Uran a środowisko*, Prace Specjalne Pol. Tow. Min., 1996, 7, 130–133
- [166] Pieczonka J., Piestrzyński A., Chruściel E., Jodłowski P., *Eksploatacja rud uranu na Dolnym Śląsku i jej wpływ na środowisko*, mat. konf. „Problemy genezy złóż rud, mineralogia, petrografia, geochemia”, wrzesień 2000, Polskie Tow. Mineralogiczne Kraków, Wyd. Nauk. „AKAPIT” 2000, (Prace specjalne, Polskie Tow. Mineralogiczne, z. 16), 169–190
- [167] Piestrzyński A., Pieczonka J., Mielniczuk W., Chruściel E., Jodłowski P., *Effects of uranium mining on the contamination of some areas in Poland*, in: “Planning for environmental restoration of radioactively contaminated sites in central Europe”, Vol. 1: Identification and characterization of contaminated sites, Internat. Atomic Energy, 1996, 193–216
- [168] Piestrzyński A., Pieczonka J., Barchański B., Grabas K., Koszela J., *Impact of uranium mining on the local environment, Lower Silesia, Poland*, Intern. Konf. in Schlemma, Wismut 2000 – Bergbausanierung

- [169] Piestrzyński A., Pieczonka J., *Stan obiektów pozostałych po eksploatacji rud uranu w okolicach Jeleniej Góry. ich wpływ na środowisko i propozycje zabezpieczenia*, w: „Człowiek – środowisko – zagrożenia”, red. M. Zdulski, Państwowa Agencja Atomistyki w Warszawie, WSP Zielona Góra, Wyd. Nauczycielskie, Jelenia Góra 2000, 89–112
- [170] Piestrzyński A., Pieczonka J., Chruściel E., Jodłowski P., Kalita S., *Przemiany środowiska naturalnego jako skutek eksploatacji rud uranu i propozycje jego stabilizacji*, Kowary, Dolny Śląsk, w: „Przemiany środowiska naturalnego a ekorozwój”, pod red. M.J. Kotarby, Geosfera, Tow. Badania Przemian Środowiska, Kraków, wyd. TBPS „Geosfera”, 2001, 259–270
- [171] Piestrzyński A., Pieczonka J., Chruściel E., *Model for long-term stabilization and isolation of low level uranium waste*, Radioactive Waste Management and Environmental Remediation – ASME 2001, 1–5
- [172] Pietrzak-Flis Z., *Skażenia promieniotwórcze środowiska i człowieka w Polsce*, mat. XXXV Zjazdu Fizyków Polskich, Białystok 20–23.09.1999 lub www.physics.uwb.edu.pl/ptf/echa/html/pietmnic.html
- [173] Pinkas K., *Badania możliwości uzyskania metali towarzyszących uranowi w rudach*, Nukleonika, 1961, VI, 2, 127–133
- [174] *Plan ruchu Zakładów Przemysłowych R-1 w Kowarach na 1967 rok, dotyczy eksploatacji hałd rudnych na byłej kopalni „Radoniów” w Radoniowie, pow. Lwówek Śląski*, Archiwum PWr.,teczka ZPR-1/0430
- [175] *Podstawowe normy bezpieczeństwa dotyczące ochrony zdrowia przed promieniowaniem jonizującym pracowników i ogółu ludności (Dyrektywa Rady Unii Europejskiej nr 96/29/Euroatom)*, w: „Bezpieczeństwo jądrowe i ochrona radiologiczna”, Państwowa Agencja Atomistyki, Warszawa 2000, 4/96, Vol. 29
- [176] Polański A., *Geochemia i surowce mineralne*, Wyd. Geologiczne, Warszawa 1986
- [177] *Poradnik. Metody badania i rozpoznawania wpływu na środowisko gruntowo-wodne składowisk odpadów stałych, praca zbiorowa*, Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2000
- [178] Porębska G., Ostrowska A., *Chemizm roślin z terenów składowania odpadów*, Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych, 1999, 16, 81–98
- [179] Pozolotina V.N., Sobakin P.I., Molchanova I.V., Karavaeva E.N., Mikhailovskaya L.N., *Migration and biological effect of natural heavy radionuclides on plants*, Russian J. of Ecology, 2000, 1, 17–23
- [180] *Program rządowy dla terenów poprzemysłowych*, Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2004
- [181] Przylibski T.A., *Występowanie i znaczenie radonu w środowisku naturalnym Dolnego Śląska*, Ochrona Środowiska, 1994, 1 (52), 15–20
- [182] Przylibski T.A., *Radon w środowisku wód podziemnych i górnej części litosfery*, Wiadomości Chemiczne, 2002, 56, 1003–1033
- [183] *Realizacja planów produkcji koncentratu uranu oraz analiza kosztów jednostkowych*; materiały niepublikowane; Archiwum Zakładów Przemysłowych R-1

- Kowary w Państwowej Agencji Atomistyki Biuro Obsługi Roszczeń b. Pracowników ZPR-1 w Jeleniej Górze. Teczka 123
- [184] Rochel R., Kwapuliński J., Paukszto A. i in., *Występowanie cynku w roślinach leczniczych i glebie w warunkach jego dużej permanentnej emisji. Na przykładzie Huty Cynku „Miasteczko Śląskie”*, Probl. Ekologii, 2003, 7, 5, 222–226
- [185] Rosiak L., Pietrzak-Flis Z., *Pobieranie ²²⁶Ra z gleby przez rośliny z rodzin traw i baldaszkowatych*, Raport Centr. Lab. Ochr. Rad., nr 133, 1998
- [186] Rosik-Dulewska Cz., *Podstawy gospodarki odpadami*, PWN, Warszawa 2002
- [187] Rostafiński J., Seidl O., *Przewodnik do oznaczania roślin*, PWRiL, Warszawa 1972
- [188] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi (Dz.U. nr 165, poz. 1359)
- [189] Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 05.11.1991 r. w sprawie klasyfikacji wód oraz warunków, jakim powinny odpowiadać ścieki wprowadzane do wód lub do ziemi (Dz.U. nr 116, poz. 503)
- [190] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 29.11.2002 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi oraz w sprawie substancji szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz.U. nr 212, poz. 1799)
- [191] Rozporządzenie Prezesa Rady Ministrów z 30 grudnia 1997 w sprawie opłat za składowanie odpadów (Dz.U. nr 162, poz. 1116)
- [192] Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 28 maja 2002 r. w sprawie dawek granicznych promieniowania jonizującego (Dz. U. 2002, nr 111, poz. 969)
- [193] Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 3 grudnia 2002 r. w sprawie wymagań dotyczących zawartości naturalnych izotopów promieniotwórczych w surowcach i materiałach stosowanych w budownictwie, oraz kontroli zawartości tych izotopów (Dz.U. nr 220, poz. 1850)
- [194] Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 3 grudnia 2002 r. w sprawie odpadów promieniotwórczych i wypalonego paliwa jądrowego (Dz.U. 2002, nr 230, poz. 1925)
- [195] Ruffer H., Rosenwinkel K.-H., *Oczyszczanie ścieków przemysłowych*, Ofic. Wyd. Projprzem-EKO, Bydgoszcz 1998
- [196] Rutkowski L., *Klucz do oznaczania roślin naczyniowych Polski Niżowej*, PWN, Warszawa 1998
- [197] Sadkiewicz H., Bareja E., *Sprawozdanie z pracy Laboratorium Mineralogicznego, Zakłady Przemysłowe R-1, Kowary, styczeń 1959*, praca niepublikowana, Archiwum Wyższego Urzędu Górniczego w Katowicach
- [198] Sawicka-Kapusta K., Świergosz R., Zając K.P., Koczyńska W., *Ocena skażenia rejonu olkuskiego na podstawie badań roślinności użytków rolnych*, Sozologia i Sozotechnika, 1990, 32, 183–199

- [199] Sheard J.W., *Distribution of uranium series radionuclides in upland vegetation of north Saskatchewan. II Patterns of accumulation among species and localities*, Can. J. Bot., 1986, 64 (11), 2453–2463
- [200] Sheppard M.L., Thibault D.H., *Natural uranium concentrations of native plants over a low-grade ore body*, Canadian Journal of Botany, 1984, 62(5), 1069–1075
- [201] Sikora W.S., *Sorpcja metali ciężkich przez minerały i skały ilaste*, w: „Metodyka badań kopalni ilastych”, pod red. H. Kościówki i R. Wyrwickiego, Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa 1996
- [202] Simon S., Ibrahim S., *Biological uptake of radium by terrestrial plants*, in: “The Environmental Behaviour of Radium. International Atomic Energy Agency”, Vienna 1990, No. 310, 545–599
- [203] Siuta J., Kucharska A., *Wieloczynnikowa degradacja ziemi w Polsce*, Inst. Ochr. Środ., Warszawa 1997
- [204] Siuta J., *Rekultywacja gruntów. Poradnik*, Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa 1998
- [205] Siuta J., *Inżynieria ekologiczna w mojej działalności*, Wyd. Nauk. G. Borowski, Warszawa 2002
- [206] Siwak A., *Uproszczona dokumentacja geologiczna złoża rud uranowych wg stanu na dzień 1 stycznia 1959 r. w Radoniowie*, Archiwum Wyższego Urzędu Górniczego w Katowicach
- [207] Skawina T., *Sozologia i sozotechnika*, t. I, Zeszyty Naukowe Akademii Górniczo-Hutniczej, Kraków 1971
- [208] Skowronek J., Dulewski J., *Odpady górnicze o podwyższonej promieniotwórczości naturalnej – problemy prawne*, Proceedings Int. Conf. Mine Waste Management-BAT Project Application, Wrocław 2003, 108–114
- [209] Skowroński T., Kalinowska R., Pawlik-Skowrońska B., *Glony środowisk zanieczyszczonych metalami ciężkimi*, Kosmos, Problemy Nauk Biologicznych, 2002, 51, 2, 165–173
- [210] Sobkowski J., *Chemia jądrowa*, PWN, Warszawa 1981
- [211] Spiak Z., *Wpływ wzrastających dawek niklu na zawartość form przyswajalnych tego pierwiastka w glebach*, Zesz. Probl. Nauk. Rol., 1995, 418, 513–518
- [212] *Sprawozdanie z rozruchu technologicznego chemicznej oczyszczalni ścieków przemysłowych w zakładzie Hydromet sp. z o.o. Politechniki Wrocławskiej w Kowarach przy ul. Rejtana 11*, ZBW Inż. Ochr. Środ. PW. w Jeleniej Górze, Jelenia Góra 2001
- [213] Sroga C., *Mineralne surowce odpadowe Sudetów i Przedgórze Sudeckiego*, Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa 1997
- [214] *Stare składowiska*, t. I, *Rozpoznanie i ocena*, cz. 1, praca zbiorowa, Wyd. AR, Wrocław 1997
- [215] *Stare składowiska*, t. I, *Rozpoznanie i ocena*, część 2, praca zbiorowa, Wyd. AR, Wrocław 1999

- [216] *Stare składowiska*, t. II, *Sanacja i kontrola*, praca zbiorowa, Wyd. AR, Wrocław 2000
- [217] Stasiak S., Biegalski A., Stolorz F., Czaplicki K., *Projekt wstępny Zakładu Doświadczalnego Chemicznych Koncentratów Uranowych w Kowarach*, Arch. Państwowej Agencji Atomistyki, Jelenia Góra 1961. Teczka 0117
- [218] Stasiak S., Stolorz F., *Projekt wstępny Zakładu Doświadczalnego Chemicznych Koncentratów Uranowych w Kowarach – część rysunkowa*, Arch. Państwowej Agencji Atomistyki, Jelenia Góra, 1962. Teczka 0109/401/62/0118
- [219] Stefanowicz T., *Otrzymywanie i odzysk metali oraz innych surowców ze ścieków i odpadów pogalwanicznych*, Wyd. Polit. Poznań, Poznań 1992
- [220] Steininger M., Grabas K., Nowikowska M., Pawełczyk A., Pniak M., *Charakterystyka zanieczyszczeń gruntów, osadów, wód powierzchniowych i podziemnych w otoczeniu i stawie osadowym „Kowary”*, Raport SPR 20/2000 Instytutu Chemii i Technologii Nafty i Węgla Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2000 – praca niepublikowana
- [221] Steininger M. i in., *Monitoring wód w rejonie osadnika Kowary – 1999 r.*, Raport SPR nr 93/1999 Instytutu Chemii i Technologii Nafty i Węgla Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2000 – praca niepublikowana
- [222] Strzelecki R., Wołkowicz S., *Radon – zagrożenie większe niż „Czernobyl”*, Przegł. Geol., 1993, 3, 151–154
- [223] Strzelecki R., Wołkowicz S., Nałęcz T., *Pierwiastki promieniotwórcze a problem zagrożeń radioekologicznych w miastach regionu sudeckiego*, Przegł. Geol., 2000, Vol. 48, nr 12, 1139–1150
- [224] Strzyszc Z., *Właściwości fizyczne, fizykochemiczne i chemiczne odpadów flotacyjnych rud cynku i ołowiu w aspektach ich biologicznej rekultywacji*, Arch. Ochr. Środ., 1980, nr 3–4, 19–50
- [225] Strzyszc Z., *Oddziaływanie przemysłu na środowisko glebowe i możliwości jego rekultywacji*, Zakł. Narod. im. Ossolińskich, Wyd. PAN, Wrocław 1982
- [226] Strzyszc Z., Harabin Z., *Rekultywacja i biologiczne zagospodarowanie odpadów górnictwa węgla kamiennego ze szczególnym uwzględnieniem centralnych zwalowisk*, Prace i Studia nr 61, Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN, Zabrze 2004
- [227] Strzyszc Z., *Ocena przydatności i zasady stosowania różnorodnych odpadów do rekultywacji zwalowisk oraz terenów zdegradowanych działalnością przemysłową*, Prace i Studia nr 60, Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN, Zabrze 2004
- [228] Szafer W., Kulczyński S., Pawłowski B., *Rośliny polskie*, PWN, Warszawa 1976
- [229] Szalej M., Kurpiewski A., *Badania stężeń naturalnych pierwiastków promieniotwórczych na zwalach byłych wyrobisk górniczych Sudetów Zachodnich*, Ośrodek Badań i Kontroli Środowiska w Jeleniej Górze, 1990 – praca niepublikowana

- [230] Szczurek A., Sawczuk S., Żuber M., Ogłaza M., Wierchucki M., *Byłe kopalnie uranu jako źródło podwyższonego poziomu promieniowania jonizującego*, mat. III ogólnopolskiej szkoły „Współczesne problemy ekstremalnych zagrożeń środowiska” Jachranka, 5–7 listopada 2001, Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Warszawa 2001
- [231] Szczówka M., *Mineralizacja uranowa w Rudkach koło Słupi Nowej (Góry Świętokrzyskie)*, Zakł. Narod. im. Ossolińskich, Prace geologiczne, PAN Oddz. Kraków, Kom. Nauk. Geolog., 1987
- [232] Sztuk H., Adamski W., Gawor F., *Inwentaryzacja uszkodzeń środowiska na skutek prowadzenia poszukiwań i eksploatacji złóż uranowych*, Raport nr I-11/s-5/94 Instytutu Górniczo-Geologicznego Politechniki Wrocławskiej – praca niepublikowana
- [233] Tagungsband. Internationale Konferenz. WISMUT. Schlema, 11–14.07.2000
- [234] Terelak H., Motowiecka-Terelak T., Maliszewska-Kordybach B., Pietruch C., *Monitoring chemizmu gleb ornych Polski*, Inspekcja Ochrony Środowiska, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2001
- [235] Terelak H., Stuczyński T., Motowicka-Terelak T., Piotrowska M., *Zawartość Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, i S w glebach województwa katowickiego i Polski*, Arch. Ochr. Środ., 1997, 3–4, 167–180
- [236] *The long term stabilization of uranium mill tailings*. Final report of a coordinated research project 2000–2004, IAEA, Vienna 2004
- [237] Trafas M., Gruszczyński S., Gruszczyńska J., Zawodny Z., *Zmiany własności gleb wywołane wpływami przemysłu w rejonie olkuskim*, w: Trafas M., Zając K.P. (red.), „Oddziaływanie kopalnictwa i przeróbki rud cynku i ołowiu na środowisko na przykładzie Olkuskiego Okręgu Rudnego”, Zeszyty Nauk. AGH, Sozologia i Sozotechnika, 1990, z. 32, 143–162
- [238] Trafas M., Gruszczyński S., *Określenie relacji wskaźnika bonitacyjnego terenów bezglebowych do jednostek klasyfikacji gleb*, Inż. Środ., 2001, 6, 1, 161–169
- [239] Urbański J., *Zrozumieć GIS. Analiza informacji przestrzennej*, PWN, Warszawa 1997
- [240] Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska (Dz.U. nr 62, poz. 627, z późniejszymi zmianami)
- [241] Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. o odpadach (Dz.U. 2001, nr 62, poz. 628)
- [242] Ustawa z dnia 28 września 1991 r. o lasach (Dz.U. 1991, nr 101, poz. 444, z późniejszymi zmianami)
- [243] Ustawa z dnia 29 listopada 2000 r. Prawo atomowe (Dz.U. 2001, nr 3, poz. 18, z późniejszymi zmianami)
- [244] Ustawa z dnia 3 lutego 1995 roku o ochronie gruntów rolnych i leśnych (Dz.U. nr 16, poz. 78, z późniejszymi zmianami)
- [245] Ustawa z dnia 4 lutego 1994 r. Prawo geologiczne i górnicze (Dz.U. nr 27, poz. 96, z późniejszymi zmianami)

- [246] Volesky B., Holan Z.R., *Biosorption of heavy metals*, Biotechnol. Prog., 1995, 11, 235–250
- [247] Waclawek W., Majcherczyk T., Dołhańczuk A., *Pomiar aktywności cezu-137 w grzybach z lasów Opolszczyzny*, Chem. Inż. Ekol., 2000, 7 (4), 405–413
- [248] Walker C.H., Hopkin S.P., Sibly R.M., Peakall D.B., *Podstawy ekotoksykologii*, PWN, Warszawa 2002
- [249] Warduszko T., Radwan I., Pietrzak-Flis Z., *Skażenia promieniotwórcze rzek i jezior w Polsce w latach 1994–2000 na podstawie wyników badań wykonanych w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska w latach 1994–2000*, Inspekcja Ochrony Środowiska, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2001
- [250] Włodarski R., *Badania nad zachowaniem się rud uranowych surowych i wytrawionych w warunkach atmosferycznych*, Nukleonika, 1961, VI, nr 9, 601–613
- [251] Włodyga J. i in., *Projekt technologiczny oczyszczalni ścieków zgromadzonych w stawie osadowym oraz bieżących ścieków technologicznych w zakładzie „Hydromet” sp. z o.o. Politechniki Wrocławskiej*, Zakład Badawczo-Wdrożeniowy Politechniki Wrocławskiej w Jeleniej Górze, 1998 – praca niepublikowana
- [252] www.gios.gov.pl
- [253] Wyszowski T., *Technologia przerobu polskiej rudy uranowej (granitowej) na chemiczny koncentrat uranu*, Sprawozdanie nr 197, IBJ 1963 – praca niepublikowana
- [254] Wyżgolik B., Karweta S., Surowiec E., *Availability of heavy metals in soil of Dąbrowa Górnicza to plants*, Arch. Ochr. Środ., 2002, 28(4), 41–50
- [255] Yang J., Volesky B., *Biosorption of uranium on Sargassum biomass*, Wat. Res., 1999, 33(15), 3357–3363
- [256] Zajączkowski W., *Poszukiwanie złóż uranu metodami geochemicznymi na obszarach Sudetów*, Biul. Inst. Geol., 1968, 214, 5–74
- [257] *Założenia budowy Doświadczalnego Zakładu Chemicznych Koncentratów Uranowych w Kowarach, tzw. ZP R-1*, Arch. Państwowej Agencji Atomistyki, Jelenia Góra, 1961. Teczka 0173/408/61/0169
- [258] *Założenia programu rządowego dla terenów przemysłowych*, Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2003
- [259] Zarządzenie Pełnomocnika Rządu ds. Wykorzystania Energii Jądrowej i Ministra Nauki, Szkolnictwa Wyższego i Techniki z dnia 9.08.1972 r.
- [260] Zawada E., *Ocena oddziaływania Zakładu „Hydromet” sp. z o.o Politechniki Wrocławskiej w Kowarach woj. jeleniogórskie na stan czystości wód powierzchniowych i podziemnych*, Wrocław 1995 – praca niepublikowana
- [261] Zdulski M., *Działalność Zakładów Przemysłowych R-1 w Kowarach – próba oceny*, Post. Tech. Jądrowej, 1999, Vol. 42, z. 1, 24–33
- [262] Zdulski M., *Instytucje totalne w monocentrycznym ładzie społecznym*, Roczniki Jeleniog., 1999, t. XXXI, 157–167
- [263] Zdulski M., *Kopalnie uranu w prasie krajowej, regionalnej i lokalnej*, Zeszyty Prasoznawcze, 1999, nr 1–2, 143–155

- [264] Zdulski M., *Źródła do dziejów kopalnictwa uranowego w Polsce*, Naczelna Dyrekcja Archiwów Państwowych, Wyd. DiG, Warszawa 2000
- [265] Zhu Y.G., Shaw G., *Soil contamination with radionuclides and potential remediation*, Chemosphere, 2000, 41, 121–128
- [266] Zieliński S., *Skażenia chemiczne w środowisku*, Ofic. Wyd. PWr., Wrocław 2000
- [267] Żak A., Połuszny K., Biernacka K., *Ocena przydatności materiału zgromadzonego na hałdzie pouranowej w Radoniowie oraz ocena narażenia pracowników zatrudnionych przy pracach związanych z materiałem zgromadzonym na hałdzie na podstawie wyników badań środowiskowych*, Centralne Laboratorium Ochrony Radiologicznej Zakład Dozymetrii, Warszawa październik 2003 – praca niepublikowana
- [268] Żak A., Biernacka K., Isajenko K., Lipiński P., Połuszny K., Sibiga T.J., *Environmental assessment of the material deposited on the former uranium mining disposal dump in Radoniów*, Prace Naukowe GIG „Górnictwo i Środowisko”, 2004, 1, 141–143, Katowice 2004
- [269] Żebrowski A., Charewicz W.A., Walkowiak W., *Sytuacja radiologiczna w rejonie stawu osadowego odpadów pouranowych w Kowarach*, mat. III kraj. konf. „Radiochemia i chemia jądrowa” – Streszczenia, Kazimierz Dolny, 6–9 maja 2001, 86

SPIS RYSUNKÓW

- Rys. 1. Położenie kopalni „Radoniów”, skala 1:25000
- Rys. 2. Mapa zagospodarowania terenu kopalni „Radoniów” przed jej zamknięciem [174]
- Rys. 3. Położenie stawu osadowego „Kowary”, skala 1:50000
- Rys. 4. Wykrycie złóż i punktów okruszczenia uranowego w Polsce w latach 1948–1961 [256]
- Rys. 5. Schemat ideowy produkcji koncentratu uranowego opracowany na podstawie [115, 120, 217, 218, 257]
- Rys. 6. Schemat technologiczny produkcji koncentratów uranowych w Kowarach opracowany wg [120, 217, 218, 257]
- Rys. 7. Przekrój A-A' geologiczno-inżynierski przez staw osadowy „Kowary” wg linii przedstawionej na mapie lokalizacji poboru próbek (rys. 12.)
- Rys. 8. Liczność i liczba gatunków mikroorganizmów w stawie osadowym w Kowarach [99]
- Rys. 9. Obszary występującej roślinności w stawie i otoczeniu stawu osadowego „Kowary” [105]
- Rys. 10. Rozkład mocy przestrzennego równoważnika dawki promieniowania jonizującego na terenie stawu osadowego „Kowary” – wrzesień 1999 r. (wykonano na podstawie [23, 26])
- Rys. 11. Schemat metodyki postępowania z rekultywowanymi obiektami i terenami poeksploatacyjnymi
- Rys. 12. Stan zagospodarowania terenu kopalni „Radoniów” oraz miejsca pomiarów i poboru próbek (czerwiec 2004 r.), skala 1:1000
- Rys. 13. Rozkład mocy przestrzennego równoważnika dawki promieniowania jonizującego $H^*(10)$ na terenie kopalni „Radoniów”
- Rys. 14. Mapa obszarów roślinności na terenie byłej kopalni „Radoniów”
- Rys. 15. Miejsca pomiarów i poboru próbek ze stawu osadowego „Kowary”
- Rys. 16. Rozmieszczenie parametrów gruntów antropogenicznych kopalni rud uranu w Radoniowie w układzie dwóch pierwszych składowych głównych
- Rys. 17. Rozmieszczenie parametrów gruntów antropogenicznych z rejonu stawu osadowego w Kowarach w układzie dwóch pierwszych składowych głównych
- Rys. 18. Rozmieszczenie parametrów gruntów antropogenicznych i koncentracji metali oraz radionuklidów w roślinach kopalni rud uranu w Radoniowie w układzie dwóch pierwszych składowych głównych
- Rys. 19. Rozmieszczenie parametrów gruntów antropogenicznych i koncentracji metali w roślinach stawu osadowego „Kowary” w układzie dwóch pierwszych składowych głównych
- Rys. 20. Rozmieszczenie parametrów gruntów antropogenicznych i koncentracji radionuklidów w roślinach stawu osadowego „Kowary” w układzie dwóch pierwszych składowych głównych

- Rys. 21. Przepływowy układ adsorpcyjny stosowany w badaniach
- Rys. 22. Schemat instalacji oczyszczania ścieków galwanicznych „Hydromet” w Kowarach
- Rys. 23. Schemat ideowy oczyszczania ścieków i wód nadosadowych stawu osadowego „Kowary”
- Rys. 24. Schemat technologiczny oczyszczania ścieków ze stawu osadowego
- Rys. 25. Schemat procesu przygotowania masy i warstwy stabilizującej chemicznie osady
- Rys. 26. Schemat warstw rekultywacyjnych i poziomy drenaż wewnętrzny

SPIS TABEL

- Tabela 1. Właściwości fizyczne rudy uranu ze złoża „Radoniów” [39, 253]
- Tabela 2. Skład chemiczny ubogiej rudy uranowej ze złoża „Radoniów” [39, 115, 197, 206, 217]
- Tabela 3. Stężenia zanieczyszczeń odprowadzanych w ściekach do stawu osadowego w przedziale czasu 1994–2000 [63, 135, 140, 260]
- Tabela 4. Charakterystyka ścieków zgromadzonych w stawie osadowym w poszczególnych okresach [135, 140, 260]
- Tabela 5. Wyniki analiz wód nadosadowych stawu osadowego w okresie poboru prób mikrobiologicznych [63].
- Tabela 6. Gatunki roślin naczyniowych oznaczone na badanym obszarze stawu osadowego „Kowary” [105]
- Tabela 7. Wyniki analizy mikrobiologicznej gruntów z otoczenia stawu osadowego „Kowary” [73, 100]
- Tabela 8. Stężenie radonu w powietrzu glebowym osadnika „Kowary” i pobliskich sztolniach [23]
- Tabela 9. Analiza ziarnowa materiałów pobranych z poszczególnych hałd kopalni „Radoniów” oraz gleb z otoczenia terenu kopalni
- Tabela 10. Wyniki analizy mikrobiologicznej i mineralogicznej gruntów antropogenicznych kopalni „Radoniów” oraz gleb z otoczenia hałd
- Tabela 11. Właściwości powierzchniowej warstwy gleb, utworów glebowych (gruntów antropogenicznych) w próbkach z kopalni „Radoniów”
- Tabela 12. Zawartość kationów wymiennych w próbkach gruntów antropogenicznych kopalni „Radoniów”
- Tabela 13. Zawartość pierwiastków w próbkach gruntów antropogenicznych i gleb pobranych na terenie kopalni „Radoniów”
- Tabela 14. Wyniki analiz wyciągów wodnych próbek odwiertów z terenu kopalni „Radoniów”
- Tabela 15. Aktywność radionuklidów w próbkach środowiskowych pobranych z hałd, gruntów antropogenicznych byłej kopalni rud uranu „Radoniów” i gleb uprawnych sąsiadujących z terenem kopalni (miejsca poboru zaznaczono na mapie – rys. 12.)
- Tabela 16. Wartości wskaźników aktywności próbek gruntów antropogenicznych pobranych na terenie byłej kopalni rud uranu „Radoniów”
- Tabela 17. Stężenie radonu w powietrzu otwartym na terenie byłej kopalni „Radoniów” (pomiar wykonano 30.04.2004 r.)
- Tabela 18. Aktywność radionuklidów nuklidów promieniotwórczych w próbkach gruntów w zależności od odległości od hałdy
- Tabela 19. Właściwości sorpcyjne gruntów antropogenicznych i gleb
- Tabela 20. Gatunki roślin naczyniowych oznaczone na terenie kopalni „Radoniów”
- Tabela 21. Zawartość pierwiastków w próbkach wybranych roślin pobranych na terenie kopalni „Radoniów” oraz sąsiadujących polach uprawnych i nieużytkach

- Tabela 22. Aktywność nuklidów promieniotwórczych w próbkach roślin pobranych na terenie kopalni „Radoniów” oraz sąsiadujących polach uprawnych i nieużytkach
- Tabela 23. Współczynniki biokoncentracji pierwiastków w materiale roślinnym pobranym na terenie kopalni „Radoniów” oraz sąsiadujących polach uprawnych i nieużytkach
- Tabela 24. Współczynniki biokoncentracji nuklidów promieniotwórczych w materiale roślinnym pobranym na terenie kopalni „Radoniów” oraz sąsiadujących polach uprawnych i nieużytkach
- Tabela 25. Charakterystyka fizyczno-chemiczna próbek osadów dennych
- Tabela 26. Skład archiwalnych próbek materiałów lantanowcowych
- Tabela 27. Aktywność nuklidów promieniotwórczych w powierzchniowej warstwie osadów dennych stawu osadowego „Kowary” [72]
- Tabela 28. Uśrednione wyniki analiz próbek z profili osadów wytrawionej rudy uranowej i odpadów skały płonnej, osadów i szlamów wierzchniej warstwy osadnika oraz podłoża stawu osadowego „Kowary” wraz z zestawieniem maksymalnych i minimalnych wartości koncentracji oznaczanych pierwiastków
- Tabela 29. Skład ścieków i wód nadosadowych stawu osadowego w okresie 1999–2001
- Tabela 30. Zawartość pierwiastków metali w sestonie i roztworze nadosadowym stawu osadowego „Kowary”
- Tabela 31. Stężenie Ni – odpływ z kolumn adsorpcyjnych (stężenie na dopływie – 4,5 mg Ni/dm³) [62]
- Tabela 32. Wymywalność anionów z próbek gruntów stawu osadowego i jego otoczenia
- Tabela 33. Wymywalność kationów z próbek gruntów stawu osadowego i jego otoczenia
- Tabela 34. Wyniki badań wpływu odczynu roztworu na wymywalność anionów z próbek osadów stawu osadowego
- Tabela 35. Wyniki badań wpływu odczynu roztworu na wymywalność kationów z próbek osadów stawu osadowego
- Tabela 36. Wyniki oznaczeń stężeń biogenów w wyciągach wodnych próbek pobranych z rejonu stawu osadowego „Kowary”
- Tabela 37. Właściwości powierzchniowej warstwy gleb, utworów glebowych (gruntów antropogenicznych)
- Tabela 38. Zawartość kationów wymiennych w próbkach gruntów antropogenicznych
- Tabela 39. Zawartość pierwiastków w próbkach gruntów antropogenicznych pobranych na terenie stawu osadowego „Kowary”
- Tabela 40. Zawartość pierwiastków w próbkach pobranych roślin na terenie stawu osadowego „Kowary”
- Tabela 41. Współczynniki biokoncentracji pierwiastków w materiale roślinnym pobranym na obszarze oddziaływania stawu osadowego „Kowary”
- Tabela 42. Aktywność radionuklidów w próbkach gruntów antropogenicznych pobranych na obszarze stawu osadowego „Kowary” (miejsca poboru przedstawiono na mapie – rys. 15.)
- Tabela 43. Aktywność radionuklidów w próbkach roślin pobranych na obszarze stawu osadowego „Kowary” (miejsca poboru przedstawiono na mapie – rys. 15.)
- Tabela 44. Współczynniki biokoncentracji radionuklidów w próbkach roślin pobranych na obszarze stawu osadowego „Kowary”
- Tabela 45. Koncentracja pierwiastków w materiale roślinnym na obszarze anomalii promieniotwórczej
- Tabela 46. Wyniki analizy współczynników korelacji liniowej Pearsona dla parametrów mikrobiologicznych gruntów antropogenicznych kopalni „Radoniów”
- Tabela 47. Wyniki analizy współczynników korelacji cząstkowej parametrów mikrobiologicznych gruntów antropogenicznych kopalni „Radoniów”
- Tabela 48. Wartości współczynników korelacji czterech składowych głównych dla wskaźników gruntów antropogenicznych kopalni „Radoniów”.
- Tabela 49. Wartości współczynników korelacji czterech składowych głównych dla wskaźników gruntów antropogenicznych kopalni „Radoniów” po dokonaniu rotacji układu współrzędnych

- Tabela 50. Tablice współczynników korelacji liniowej Pearsona dla parametrów mikrobiologicznych gruntów z rejonu stawu osadowego w Kowarach.
- Tabela 51. Tablice korelacji cząstkowej dla parametrów mikrobiologicznych gruntów z rejonu stawu osadowego w Kowarach
- Tabela 52. Wartości współczynników korelacji czterech składowych głównych dla wskaźników mikrobiologicznych gruntów stawu osadowego „Kowary”.
- Tabela 53. Wyniki analizy korelacji liniowej Pearsona koncentracji Cu, Zn, Ni oraz ^{40}K , ^{137}Cs , ^{226}Ra w roślinach w zależności od parametrów kompleksu sorpcyjnego gruntów antropogenicznych kopalni „Radoniów.”
- Tabela 54. Wyniki analizy korelacji cząstkowej koncentracji Cu, Zn, Ni oraz ^{40}K , ^{137}Cs , ^{226}Ra w roślinach w zależności od parametrów kompleksu sorpcyjnego gruntów antropogenicznych kopalni „Radoniów”
- Tabela 55. Wartości współczynników korelacji czterech składowych głównych dla wskaźników koncentracji Cu, Zn, Ni oraz ^{40}K , ^{137}Cs , ^{226}Ra w roślinach w zależności od parametrów kompleksu sorpcyjnego gruntów antropogenicznych kopalni „Radoniów”
- Tabela 56. Wyniki analizy korelacji liniowej Pearsona koncentracji Cu, Zn, Ni w roślinach w zależności od parametrów kompleksu sorpcyjnego gruntów antropogenicznych stawu osadowego „Kowary”
- Tabela 57. Wyniki analizy korelacji cząstkowej koncentracji Cu, Zn, Ni w roślinach w zależności od parametrów kompleksu sorpcyjnego gruntów antropogenicznych stawu osadowego „Kowary”
- Tabela 58. Wartości współczynników korelacji czterech składowych głównych dla wskaźników koncentracji Cu, Zn, Ni w roślinach w zależności od parametrów kompleksu sorpcyjnego gruntów antropogenicznych stawu osadowego „Kowary”
- Tabela 59. Wyniki analizy korelacji liniowej Pearsona koncentracji ^{40}K , ^{137}Cs , ^{226}Ra w roślinach w zależności od parametrów kompleksu sorpcyjnego gruntów antropogenicznych stawu osadowego „Kowary”
- Tabela 60. Wyniki analizy korelacji cząstkowej koncentracji ^{40}K , ^{137}Cs , ^{226}Ra w roślinach w zależności od parametrów kompleksu sorpcyjnego gruntów antropogenicznych stawu osadowego „Kowary”
- Tabela 61. Wartości współczynników korelacji czterech składowych głównych dla wskaźników koncentracji ^{40}K , ^{137}Cs , ^{226}Ra w roślinach w zależności od parametrów kompleksu sorpcyjnego gruntów antropogenicznych stawu osadowego „Kowary”
- Tabela 62. Wyniki pomiarów radioaktywności sumarycznej suchej pozostałości z próbek wody [22]
- Tabela 63. Charakterystyka sorbentów Hydrosorb [74]
- Tabela 64. Wyniki badań usuwania metali ciężkich na modyfikowanych sorbentach „Hydrosorb” G/Z11 i KS-2 ze ścieków przemysłowych stawu osadowego „Kowary” (objętość adsorbenta-10 dm³)
- Tabela 65. Wyniki prób usuwania metali ciężkich na złożu modyfikowanego sorbenta „Hydrosorb” GZ/24 ze ścieków przemysłowych wprowadzanych do stawu osadowego „Kowary”
- Tabela 66. Skład ścieków i wód nadosadowych wprowadzanych do oczyszczalni oraz oczyszczonych [212]
- Tabela 67. Charakterystyka mikrobiologiczna osadów dennych przed bioremediacją
- Tabela 68. Skuteczność rozkładu oleju napędowego przez wyizolowane szczepy bakterii.[72]
- Tabela 69. Wyniki badań monitoringowych osadów dennych w toku bioremediacji (osad nr 1s) [72]
- Tabela 70. Charakterystyka mikrobiologiczna osadów dennych w toku bioremediacji [72]
- Tabela 71. Charakterystyka fizyczno-chemiczna próbek osadów dennych po bioremediacji [72]
- Tabela 72. Wpływ materiałów mineralnych na immobilizację kationów metali ciężkich z osadów (oznaczenia w wyciągach wodnych)
- Tabela 73. Wymywalność kationów metali ciężkich z próbek osadu S/SR zestalonych materiałami wiążącymi

SUPLEMENT

- Tabela I.1. Moc przestrzennego równoważnika dawki na terenie byłej kopalni „Radoniów”
- Tabela I.2. Wyniki badań analiz profili osadów wytrawionej rudy uranowej i odpadów skały płonnej oraz gruntów obwałowania stawu osadowego „Kowary”
- Tabela I.3. Wyniki analiz próbek z profili osadów wytrawionej rudy uranowej i odpadów skały płonnej stawu osadowego „Kowary”
- Tabela I.4. Wyniki analiz próbek z profili osadów wytrawionej rudy uranowej i odpadów skały płonnej oraz gruntów podłoża „Kowary”
- Tabela I.5. Wyniki analiz próbek z profili osadów wytrawionej rudy uranowej i odpadów skały płonnej oraz osadów i szlamów wierzchniej warstwy osadnika „Kowary”
- Tabela I.6. Wyniki analiz próbek z profili osadów wytrawionej rudy uranowej i odpadów skały płonnej oraz osadów i szlamów wierzchniej warstwy osadnika „Kowary”
- Tabela I.7. Wyniki analiz próbek z profili osadów wytrawionej rudy uranowej i odpadów skały płonnej oraz osadów i szlamów wierzchniej warstwy osadnika „Kowary”
- Tabela I.8. Wyniki analiz chemicznych próbek gruntu antropogenicznego z profili geologicznych wału osadnika i depozytów wytrawionej rudy uranowej i odpadu skały płonnej zdeponowanych w stawie osadowym „Kowary”
- Tabela I.9. Wyniki badań monitoringowych osadów dennych w toku bioremediacji (osad nr 2s)
- Tabela I.10. Wyniki badań monitoringowych osadów dennych w toku bioremediacji (osad nr 3s)
- Tabela I.11. Wyniki badań monitoringowych osadów dennych w toku bioremediacji (osad nr 4s)
- Tabela I.12. Wyniki badań monitoringowych osadów dennych w toku bioremediacji (osad nr 5s)
- Tabela I.13. Charakterystyka mikrobiologiczna osadów dennych w toku bioremediacji, po 48 dobach
- Tabela I.14. Charakterystyka mikrobiologiczna osadów dennych w toku bioremediacji, po 56 dobach [72]

SŁOWNIK WYBRANYCH TERMINÓW

Abiotyczny – nieożywiony

Aktywność promieniotwórcza – liczba atomów (jąder atomowych) danego nuklidu promieniotwórczego ulegającego rozpadowi w jednostce czasu. Jednostką jest bekerel (Bq), równy 1 rozpadowi (przemianie) na sekundę

Aktywność właściwa – aktywność izotopu promieniotwórczego przypadająca na jednostkę masy, objętości lub powierzchni próbki, wyrażona w (Bq/kg; Bq/m³; Bq/m²) [4]*

Badania polowe, badania terenowe, badania in situ – czynności badawcze wykonywane w terenie.

Bekerel – jednostka aktywności promieniotwórczej (Bq)

Biomasa – substancja organiczna pochodzenia biologicznego, zawiera żywe i martwe organizmy oraz szczątki tych organizmów

Biocenoza – wspólnota życia, populacja wszystkich gatunków zwierząt i roślin zasiedlających wybrane środowisko i powiązanych ze sobą pośrednio lub bezpośrednio zależnościami pokarmowymi oraz konkurencją biologiczną, zarówno między-, jak i wewnątrzgatunkową [17]

Biotop – całokształt warunków abiotycznych na względnie jednolitym fizycznie obszarze, zasiedlony przez określoną biocenozę, wraz z którą tworzy ekosystem, czyli jednostkę ekologiczną będącą w stanie równowagi dynamicznej [22]

Biokumulacja – gromadzenie w biomacie organizmów pierwiastków lub związków chemicznych pochodzących z łańcucha pokarmowego lub środowiska

Biotyt – minerał, najprostszyszy łuszczysk $\text{KMg}_3[(\text{OH},\text{F})_2(\text{AlSi}_3\text{O}_{10})]$. Występuje jako minerał skałotwórczy w granitoidach, skałach żyłowych, gnejsach i łupkach krystalicznych, w pegmatytach może tworzyć ogromne kryształy [12]

Brekcja – skała, odmiana zlepieńca, zbudowana z ostrokrawędzistych grubych okruchów scementowanych spoiwem ilastym, wapiennym, żelazistym lub krzemionkowym [19]

Chloryty – grupa minerałów, uwodnionych krzemianów i glinokrzemianów, głównie magnezu, żelaza i glinu (rzadziej manganu, niklu, chromu), $[(\text{Mg}, \text{Al}, \text{Fe})_{12}(\text{Si}, \text{Al})_8\text{O}_{20}(\text{OH})_{16}]$, pod wielu względami przypominających łuszczyski [19]

Dawka efektywna, dawka skuteczna – suma dawek równoważnych, pochodzących od zewnętrznego i wewnętrznego narażenia, wyznaczona z uwzględnieniem odpowied-

* Według „Literatury” na końcu „Słownika...”.

nich współczynników wagowych narządów lub tkanek, obrazująca narażenie całego ciała [6]

Dawka ekspozycyjna – zdefiniowana na podstawie zdolności promieniowania do jonizacji powietrza jako suma elektrycznych ładunków wszystkich jonów jednego znaku, powstających w powietrzu, w wyniku oddziaływania promieniowania X lub gamma wtedy, gdy wszystkie elektrony uwolnione przez fotony w elemencie objętości powietrza są w nim całkowicie zatrzymane, podzielona przez masę powietrza tego elementu [26]

Dawka graniczna – wartość dawki promieniowania jonizującego, wyrażona jako dawka skuteczna lub równoważna, dla określonych grup osób, pochodząca od kontrolowanej działalności zawodowej, której – poza przypadkami przewidzianymi w ustawie – nie wolno przekroczyć [6]

Dawka pochłonięta – oznacza energię promieniowania jonizującego pochłoniętą przez jednostkową masę materii, uśrednioną w tkance lub narządzie [6]

Dawka progowa – najmniejsza dawka pochłonięta, która daje określony rezultat [26]

Dawka równoważna – dawka pochłonięta w tkance lub narządzie, wyznaczona z uwzględnieniem rodzaju i energii promieniowania jonizującego. Jest wielkością pozwalającą ocenić zagrożenie radiacyjne [6]

Degradacja – proces zależny od wielu czynników, prowadzący do pogorszenia lub utraty zdolności wypełniania funkcji gospodarczych, środowiskowych i społecznych przez powierzchnię ziemi. Jest terminem szerokim, obejmuje zarówno przekształcenia chemiczne i mechaniczne gleby i ziemi, jak i obiektów tworzących pokrycie powierzchni ziemi (lasy, woda, zabudowa) [27]

Ekosystem – układ ekologiczny, składający się z biocenozy i jej środowiska – biotopu, w którym na siebie oddziałują żywe organizmy i abiotyczna część środowiska

Fantom – przedmiot z materiału równoważnego tkance, dostatecznie duży, aby być reprezentatywnym dla określonego systemu biologicznego [26]

Gnejs – krystaliczna skała metamorficzna o składzie mineralnym zbliżonym do granitu, lecz o kierunkowym ułożeniu składników mineralnych

Gnejsowo-lupkowa formacja – zespół skał metamorficznych, złożony z gnejsów i łupków krystalicznych, powstały w jednym akcie skałotwórczym.

Górotwór – maszyn skalny, w którego obrębie jest prowadzona eksploatacja górnicza [12]

Granit – gruboziarnista skała magmowa, składająca się głównie z kwarcu, skaleni i łuszczaków [19]

Granitognejs – grubokrystaliczny gnejs ukształtowany w procesie metamorfozy, o słabokierunkowym lub bezkierunkowym ułożeniu składników mineralnych

Grej – jednostka dawki pochłoniętej. 1 grej odpowiada energii jednego dżula na kilogram

Grunt – termin wieloznaczny, w geologii inżynierskiej oznacza zewnętrzną warstwę Ziemi o budowie naturalnej lub ukształtowanej przez człowieka

Grunt bezglebowy – utwór geologiczny, w którym gleba nie została wykształcona lub zniszczona na skutek zabudowy technicznej, mechanicznego przemieszczenia ziemi, składowania odpadów [21]

Grunty antropogeniczne – grunty utworzone w wyniku gospodarczej lub przemysłowej działalności człowieka, rozumiane w opracowaniu jako stałe odpady przemysłowe, powstające podczas produkcji przemysłowej i górniczej

- Grunty spoiste** – według klasyfikacji gruntów budowlanych, część gruntów drobnoziarnistych zawierająca ponad 2% frakcji ilowej oraz pyły
- Hałda** – zwałowisko odpadów górniczych, hutniczych i budowlanych [21]
- Humifikacja** – złożony proces stopniowych strukturalnych i chemicznych przemian, jakim w glebie podlegają szczątki obumarłych roślin i zwierząt, głównie pod wpływem organizmów glebowych i czynników atmosferycznych [19]
- Humus** – (próchnica właściwa) – względnie odporne na mineralizację, ciemnobrunatne lub czarne, bezpostaciowe produkty zaawansowanej humifikacji resztek roślinnych i zwierzęcych [19]
- Kaolinit** – minerał ilasty, krzemian warstwowy o wzorze $Al_4(OH)_8Si_4O_{10}$. Pod wpływem wody pęcznieje, występuje jako składnik glebowej frakcji ilastej
- Kataklaza** – proces metamorfizmu dynamicznego zachodzący w skale pod wpływem ciśnienia kierunkowego, prowadzi do spękania i rotacji ziaren, deformacji ich sieci przestrzennej [12]
- Kationy wymienne** – kationy zaadsorbowane przez glebowy kompleks sorpcyjny i zdolne do wymiany z kationami roztworu glebowego
- Kompleks wymienny (sorpcyjny)** – ogół mineralnych, organicznych i organiczno-mineralnych cząstek stałej fazy gleby (zwłaszcza koloidalnych) zdolnych do wymiennej sorpcji jonów i do sorpcji fizycznej [19]
- Kopalina** – minerał lub skała o przydatności technologicznej nagromadzona w ilości i w warunkach umożliwiających wydobycie przynoszące korzyść gospodarczą
- Kwasowość gleb** – zdolność gleb do zobojętniania roztworów o odczynie zasadowym i zakwaszania wody lub roztworów soli obojętnych; rozróżnia się kwasowość gleb czynną i potencjalną; czynna kwasowość gleb jest spowodowana ilościową przewagą jonów H^+ nad jonami OH^- w roztworze glebowym; kwasowość potencjalna ujawnia się po dodaniu do gleby różnych soli: obojętnych (kwasowość wymienna) albo hydrolizujących zasadowo (kwasowość hydrolityczna) [19]
- Litologia** – opis składu mineralnego i tekstury skał na podstawie rozpoznania cech megaskopowych. Szczegółowa analiza skał uwzględniająca badania mikroskopowe i chemiczne jest zwana charakterystyką petrograficzną [19]
- Łańcuch troficzny, łańcuch pokarmowy** – ciąg organizmów, w którym pokarmem każdego następnego gatunku jest gatunek poprzedzający; typowy łańcuch pokarmowy tworzą: rośliny zielone (producenci) – zwierzęta roślinożerne (konsumenci pierwszego rzędu) – drapieżce i pasożyty roślinożerców (konsumenci drugiego rzędu) – saprofity rozkładające (mineralizujące) obumarłe organizmy (reducenci)
- Ługowanie** – proces rozpuszczania i wymywania przez wodę składników
- Łyszczyki** – (miki), grupa minerałów krzemianów warstwowych
- Metale ciężkie** – ogólny termin obejmujący grupę metali i półmetali o gęstości większej niż 6 g/cm^3 . Chociaż taka definicja nie jest ścisła, termin jest powszechnie znany i zazwyczaj używany do określenia następujących metali: Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb i Zn, związanych z problemami skażenia i toksyczności. Alternatywną (i teoretycznie lepiej uzasadnioną) nazwą tej grupy pierwiastków jest określenie „metale śladowe”, które jest rzadko używane [1]
- Metamorficzna osłona** – skały metamorficzne występujące w bezpośrednim otoczeniu innych skał, najczęściej magmowych

- Mineralizacja** – proces rozkładu materii organicznej do końcowych, prostych związków mineralnych, takich jak CO_2 , H_2O , NH_3 , SO_4^{2-} itp., w naturze przemiany te mogą przebiegać w warunkach tlenowych (butwienie) i beztlenowych (gnicie) z udziałem wyspecjalizowanych grup drobnoustrojów [19]
- Minerały akcesoryczne** – minerały występujące w niewielkich ilościach w skałach, mają podrzędne znaczenie skałotwórcze, ale wskazują na warunki genetyczne skał
- Monitoring** – cykliczne pomiary stężenia zanieczyszczeń i wybranych parametrów ekosystemu – fizycznych, chemicznych i biologicznych, pozwalające na śledzenie ich zmian w czasie [3]
- Muskowit** – $\text{K}_2\text{Al}_4(\text{Al}_2\text{Si}_6)\text{O}_{20}(\text{OH})_4$ – najważniejszy minerał z grupy łuszczyków [19]
- Mylonit** – skała metamorficzna, produkt metamorfizmu dyslokacyjnego [19]
- Nadkład** – warstwa gleby i skał zalegająca nad złożem [19]
- Narażenie** – fizyczny kontakt żywego organizmu z czynnikiem chemicznym, fizycznym lub biologicznym, wyrażony stężeniem, natężeniem i czasem trwania. Podczas narażenia może nastąpić pobranie substancji chemicznej, a następnie jej wchłonięcie, które opisuje się dawką wchłoniętą. Obecność substancji chemicznej w próbkach materiału biologicznego (powietrze wydechowe, płyny ustrojowe, tkanki) jest bezpośrednim dowodem narażenia. Brak substancji chemicznej w tych próbkach nie musi oznaczać braku aktualnego lub przeszłego narażenia
- Narażenie ludności** – proces, w którym organizm ludzki podlega działaniu promieniowania jonizującego i dotyczy ogółu ludności, z wyjątkiem osób zatrudnionych przy użytkowaniu źródeł promieniowania jonizującego
- Narażenie zawodowe** – dotyczy osób zatrudnionych przy użytkowaniu źródeł promieniowania jonizującego lub urządzeń wytwarzających takie promieniowanie [11]
- Nasturan** – minerał – U_3O_8 , w którym w przyrodzie występuje uran (synonimy: pechblendą, blendą smolista, pichblendą, smółka)
- Naturalne źródła promieniowania** – źródła promieniowania jonizującego pochodzenia naturalnego ziemskiego lub kosmicznego [14]
- Nieużytek** – obszar gruntu, który na skutek działalności rolniczej, przemysłowej, leśnej lub z innej przyczyny utracił swoją całkowitą lub częściową pierwotną wartość użytkową [25]
- Nuklid** – termin określający poszczególny rodzaj atomu, różniący się od wszystkich innych atomów budową jądra
- Odciek** – zanieczyszczone wody wypływające lub przenikające do podłoża z ognisk zanieczyszczeń składowisk przemysłowych. W przypadku odpadów stałych powstają głównie w wyniku ługowania substancji rozpuszczalnych przez wody opadowe infiltrujące do bryły składowiska [16]
- Odpad** – każda substancja lub przedmiot należący do jednej z kategorii, określonych w załączniku 1 do ustawy o odpadach (Dz.U. 2001, nr 62, poz. 628), których posiadacz pozbywa się, zamierza się pozbyć lub do ich pozbycia jest zobowiązany [24]
- Odpady górnicze** – masy ziemne lub inne skalne substancje stałe, a także niebędące ściekami substancje ciekłe, powstające podczas górniczych robót przygotowawczych, udostępniających i eksploatacyjnych, nieprzydatne w miejscu lub czasie, w którym powstały [13]
- Odpady promieniotwórcze** – materiały lub przedmioty o różnych stanach skupienia, zawierające w swoim składzie substancje promieniotwórcze, których dalsze wykorzy-

stanie jest niemożliwe (niska aktywność, duże rozcieńczenie itp.) bądź nieopłacalne [8]

Odpady TENORM – (ang. *technologically enhanced normally occurring radioactive materials*) – materiały promieniotwórcze występujące w sposób naturalny, zateżone na skutek procesów technologicznych

Ortognejsy – gnejsy utworzone w procesie metamorfozy ze skał magmowych

Parageneza – zespół skał, minerałów lub pierwiastków wspólnie występujących i powstałych w wyniku jednego procesu genetycznego [19]

Peryfiton – zbiorowisko drobnych organizmów mniej lub bardziej ściśle związanych z powierzchnią przedmiotów wznoszących się ponad dno [22]

Pierwiastki śladowe – termin nie jest ściśle zdefiniowany, ponieważ dotyczy pierwiastków, których zawartość w skorupie ziemskiej jest mała (poniżej 0,1%), jak i tych, które występują w tkankach roślin i zwierząt w bardzo małych ilościach (10^{-2} ÷ 10^{-6} %)

Plagioklaz – minerały skałotwórcze, glinokrzemiany sodu i wapnia

Pochodne radonu – produkty rozpadu radonu są ciałami stałymi mogącymi się przemieszczać. Opadając na powierzchnię ziemi, tworzą krótkotrwałe osady radioaktywne (^{218}Po (RaA), ^{218}At , ^{218}Rn , ^{214}Pb (RaB), ^{214}Bi (RaC), ^{214}Po (RaC'), ^{210}Tl (RaC''), który następnie przechodzi w osady radioaktywne długotrwałe (^{210}Pb (RaD), ^{210}Bi (RaE), ^{206}Tl (RaE'), ^{210}Po (RaF) [20]

Pojemność wymiany kationowej – miara zdolności gleby do wymiennej adsorpcji kationów wyrażana w centymolach ładunków dodatnich na kilogram gleby – $\text{cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$

Promieniowanie jonizujące – przekazywanie energii za pośrednictwem cząstek lub fal elektromagnetycznych o długości nie większej niż 100 nanometrów lub częstości nie mniejszej niż $3\cdot 10^{15}$ Hz, w czasie którego może dojść do bezpośredniego lub pośredniego wytworzenia jonów [14]

Próbka – dowolny skończony podzbiór populacji podlegający bezpośredniemu badaniu [15]

Próchnica – szczątki, głównie roślinne, nagromadzone w glebach (w lesie także na ich powierzchni), znajdujące się w różnych stadiach rozkładu (humifikacji, mineralizacji)

Przekształcenia geomechaniczne – zmiany struktury górotworu oraz ukształtowania powierzchni terenu, głównie na skutek przemieszczeń skał, związanych z urabianiem skał, składowaniem urobku i odpadów, a także będących wynikiem przekształceń hydrogeologicznych [13]

Przekształcenia hydrogeologiczne – zmiany położenia i dynamiki wód podziemnych oraz ich zanieczyszczenie związkami szkodliwymi, będące skutkiem odwadniania kopalń (niezbędnego przed rozpoczęciem i w trakcie eksploatacji złoża), eksploatacji górniczej prowadzonej metodą otworową, a także deformacji górotworu i powierzchni terenu oraz składowania urobku, odpadów i materiałów technologicznych [13]

Przekształcenia hydrologiczne – zmiany położenia i przepływu wód powierzchniowych na skutek przekształceń geomechanicznych powierzchni terenów, a także zanieczyszczenia tych wód związkami szkodliwymi, w wyniku zrzutów wód dołowych i ścieków pochodzących z przeróbki kopalnin oraz spływu wód zanieczyszczonych ze składowisk urobku, odpadów i materiałów technologicznych [13]

Przekształcenia przyrodnicze – wszelkiego rodzaju zmiany stanu gleb i procesów glebowych związanych bezpośrednio lub pośrednio z robotami górniczymi, a także spowodowane nimi przekształcenia w przyrodniczym zagospodarowaniu terenu, polegające

na wyłączeniu obszarów z użytkowania przyrodniczego, zmianach wartości użytkowej gruntów, zmianach technologiczno-organizacyjnych w gospodarstwach leśnych itp. [13]

Rekultywacja – zespół zabiegów technicznych zmierzających do przywrócenia lub nadania właściwości terenowi lub obiektowi, umożliwiających przypisanych funkcji [27]

Rekultywacja gruntów – nadanie lub przywrócenie gruntom zdegradowanym albo zdezastowanym wartości użytkowych lub przyrodniczych przez właściwe ukształtowanie rzeźby terenu, poprawienie właściwości fizycznych i chemicznych, uregulowanie stosunków wodnych, odtworzenie gleb, umocnienie skarp. Podstawowym zadaniem rekultywacji na zdegradowanych terenach górniczych jest odtworzenie stanu pierwotnego lub stworzenie nowej jakości obiektu, która umożliwi jego użytkowanie, z jednoczesnym wyeliminowaniem uciążliwości obiektu dla otoczenia [5]

Remediacja – naprawienie, ulepszenie, oczyszczenie gleby (gruntu) lub środowiska

Rewitalizacja – obejmuje proces rekultywacji i proces ponownego zagospodarowania terenu (w tym oczyszczenie, przebudowę i modernizację istniejącego pokrycia terenu), które przywrócą stan umożliwiający pełnienie przez ten teren funkcji użytkowych [18]

Ruda – naturalne zbiorowisko minerałów zawierających metale w dostatecznie dużej koncentracji, aby ich eksploatacja była opłacalna

Ryzyko – oczekiwane lub rzeczywiste prawdopodobieństwo występowania określonego, szkodliwego efektu zdrowotnego w warunkach narażenia na czynnik chemiczny lub inny, stanowiący zagrożenie dla zdrowia człowieka

Serycyt – drobnokrystaliczna, łuszczkowata odmiana łuszczczyka jasnego; powstaje w wyniku przeobrażenia różnych glinokrzemianów

Seston – całość zawiesiny, tj. unoszących się w toni wodnej cząstek stałych. W obrębie sestonu wyróżniamy część ożywioną – bioseston, tj. plankton, oraz część nieożywioną – abioseston, czyli trypton [22]

Siwert – Sv, jednostka dawki równoważnej odpowiadająca $J \cdot kg^{-1}$

Skalenie potasowe – pospolite minerały skałotwórcze, glinokrzemiany potasu

Skały płonne – nieużyteczne skały, wśród których zalega złoża lub które w postaci przerostów znajdują się wewnątrz złoża [7]

Skażenie promieniotwórcze – skażenie substancjami promieniotwórczymi wszelkich materiałów, powierzchni lub środowiska albo osób [14]

Sorpcja – pojęcie obejmujące wiele równocześnie zachodzących procesów, takich jak adsorpcja fizyczna i chemisorpcja, wymiana jonowa oraz wytrącanie i współwytrącanie z roztworów [14]

Sozologia – nauka o ochronie przyrody, o ochronie naturalnego środowiska człowieka

Spąg – dolna powierzchnia (lub strefa) warstwy skalnej albo poziomu glebowego [19]

Staw osadowy – basen urządony technicznie do wydzielania (sedymentowania) części stałych z odpadów płynnych i ze ścieków. Stawy osadowe nazywa się też lagunami, osadnikami, składowiskami odpadów [21]

Substancje promieniotwórcze – każda substancja zawierająca jeden lub więcej nuklidów promieniotwórczych o takiej aktywności lub stężeniu aktywności, które nie mogą być pominięte z punktu widzenia ochrony radiologicznej [14]

Szkody górnicze – ogół niekorzystnych zjawisk zachodzących na powierzchni Ziemi pod wpływem podziemnych robót górniczych [19]

- Sztokwerk** – pień lub komin wulkaniczny wypełniony brekcją, poprzecinaną chaotycznie przebiegającymi żyłkami z mineralizacją kruszcową [19]
- Sztolnia** – poziome lub lekko pochylone wyrobisko w kształcie korytarza, wydrążone w górotworze [19]
- Środowisko** – ogół elementów przyrodniczych, w szczególności powierzchni ziemi, łącznie z glebą, kopaliny, wody, powietrze, świat roślinny, a także krajobraz, znajdujących się zarówno w stanie naturalnym, jak i przekształconym w wyniku działania człowieka [23]
- Środowisko antropogeniczne** – środowisko przekształcone przez człowieka w wyniku działalności gospodarczej
- Środowisko przyrodnicze** – całokształt przyrody żywej i martwej na określonym terenie. Głównymi składnikami środowiska przyrodniczego są: ziemia, woda, atmosfera, energia słoneczna, rośliny (w tym mikroorganizmy) i zwierzęta [21]
- Teren przemysłowy** – pojęcie związane z klasyfikacją użytkowania gleby (ziemi) i oznacza tereny pełniące funkcje przemysłowe
- Teren pogórniczy** – teren przekształcony wpływami działalności górniczej [13]
- Teren poprzemysłowy** – zdegradowane, nieużytkowane lub nie w pełni wykorzystane tereny przeznaczone pierwotnie pod działalność gospodarczą, która została zakończona [18]
- Teren zdegradowany** – teren zniszczony lub teren, którego naturalne ukształtowanie zostało zmienione w sposób niekorzystny [18]
- Upad** – kąt zawarty między płaszczyzną poziomą a linią na nachylonej powierzchni, wzdłuż której jej nachylenie ma największą wartość [19]
- Utylizacja** – powtórne wykorzystanie w gospodarce wartościowych substancji lub zasobów, które straciły wartość użytkową [18]
- Utylizacja odpadów górniczych** – wykorzystanie odpadów górniczych do celów niegórnictwowych [13]
- Waloryzacja przyrodnicza** – ocena zachowania niezmiennych cech przyrodniczych przez poszczególne elementy środowiska [13]
- Wtórne minerały uranowe** – minerały uranowe, będące produktem utlenienia pierwotnego uraninitu, jak jantynit $2\text{UO}_2 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, becquerelit $2\text{UO}_2 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, curit $2\text{PbO} \cdot 5\text{UO}_3$
- Wody nadosadowe** – wody utrzymujące się na powierzchni osadów stawów osadowych
- Wyrobisko górnicze** – pusta przestrzeń powstała w skale płonnej lub kopalinie użytecznej wskutek robót górniczych, polegających na oddzieleniu od masy skalnej pewnej ilości skały płonnej lub surowca mineralnego i odtransportowaniu z miejsca urabiania [10]
- Zagospodarowanie** – zespół czynności inwestycyjnych zmierzających do wprowadzenia przypisanych funkcji na dany teren lub obiekt. Zagospodarowanie poprzedzone rekultywacją terenów zdegradowanych prowadzi do rewitalizacji gospodarczej i społecznej terenu lub obiektu
- Zagrożenie** – narażenie, które może, ale nie musi nastąpić, przy czym jego prawdopodobieństwo może być zawczasu oszacowane [14]
- Złoże** – nagromadzenie kopaliny o takim stopniu koncentracji i w takich warunkach geograficznych, komunikacyjnych, które pozwalają na opłacalną eksploatację lub inaczej zespół minerałów o znaczeniu surowcowym, którego ocena dokonywana jest głównie przez określenie składu, warunków eksploatacji, sposobów przeróbki itp. [9, 19]

Złoże antropogeniczne – nagromadzenie kopaliny użytecznej, utworzonej przez człowieka w rezultacie zbierania odpadów kopalnianych, przeróbczych, technologicznych i innych w czasie, gdy nieznan był sposób ich wykorzystania [2]

Zwietrzelina – produkt wietrzenia skał pozostający na ich powierzchni; zwykle luźny, niejednokrotnie ilasty [19]

LITERATURA

- [1] Alloway B.J., Ayres D.C., *Chemiczne podstawy zanieczyszczenia środowiska*, PWN, Warszawa 1999
- [2] Bolewski W., *Encyklopedia surowców mineralnych*, Wyd. CPPGSMiE PAN, Kraków 1994
- [3] Brusiński K., *Leksykon biotechnologii środowiskowej*, PWN, Warszawa 1992
- [4] *Człowiek i promieniowanie jonizujące*, pr. zbior. pod red. A.Z. Hrynkiewicza, PWN, Warszawa 2001
- [5] Dulewski J., Wtorek L., *Problemy związane z rekultywacją terenów przemysłowych*, Miesięcznik WUG, Katowice, 1999, 3, 21–28
- [6] Dz.U. nr 111, poz. 969 z 28 maja 2002 w sprawie dawek granicznych promieniowania jonizującego
- [7] Fryczkowski E., *Górnictwo ogólne*, Wyd. Śląsk, Katowice 1971
- [8] Gorączko W., *Radiochemia i ochrona radiologiczna*, Wyd. Polit. Pozn., Poznań 2003
- [9] Gruszczyk H., *Nauka o złożach*, Wyd. Geol., Warszawa 1984
- [10] *Informator geologa*, Wyd. Geologiczne, Warszawa 1965
- [11] Jaracz P., *Promieniowanie jonizujące w środowisku człowieka*, Wyd. Uniwersytetu Warszawskiego, Warszawa 2001
- [12] Mizerski W., Sylwestrzak H., *Słownik geologiczny*, PWN Warszawa 2002
- [13] *Ochrona środowiska na terenach górniczych*, pr. zbior. pod red. J. Ostrowskiego, Wyd. Inst. Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią PAN, Kraków 2001
- [14] *Podstawowe normy bezpieczeństwa dotyczące ochrony zdrowia przed promieniowaniem jonizującym pracowników i ogółu ludności* (Dyrektywa Rady Unii Europejskiej nr 96/29/Euroatom), w: „Bezpieczeństwo jądrowe i ochrona radiologiczna”, Państwowa Agencja Atomistyki, Warszawa 2000, 4/96, Vol. 29
- [15] *Poradnik. Metody badania i rozpoznawania wpływu na środowisko gruntowo-wodne składowisk odpadów stałych*, pr. zbior., Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2000
- [16] *Poradnik. Metody badania i rozpoznawania wpływu na środowisko gruntowo-wodne składowisk odpadów stałych*, pr. zbior., Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2000
- [17] Preżdo W., Zubkova W., *Słownik chemii środowiskowej*, Wyd. Akademii Świętokrzyskiej, Kielce 2002
- [18] *Program rządowy dla terenów przemysłowych*, Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2004
- [19] Prusinkiewicz Z., *Leksykon ekologiczno-gleboznawczy*, PWN, Warszawa 1994
- [20] Przylibski T.A., *Występowanie i znaczenie radonu w środowisku naturalnym Dolnego Śląska*, Ochrona Środowiska 1994, 1 (52), 15–20
- [21] Siuta J., *Rekultywacja gruntów. Poradnik*, Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa 1998
- [22] *Słownik hydrobiologiczny*, PWN, Warszawa 2002
- [23] Ustawa o ochronie i kształtowaniu środowiska z dnia 31 stycznia 1980 (tekst jednolity Dz.U. z 1994 r., nr 49, poz. 196 z późniejszymi zmianami)
- [24] Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. o odpadach (Dz.U. 200, nr 62, poz. 628)
- [25] Ustawa z dnia 3 lutego 1995 roku o ochronie gruntów rolnych i leśnych (Dz.U. nr 16, poz. 78, z późniejszymi zmianami)
- [26] www.clor.waw.pl/slownik/
- [27] *Założenia programu rządowego dla terenów przemysłowych*, Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2003



THE ENVIRONMENTAL HAZARDS CAUSED BY CLOSED DOWN MINES OF URANIUM ORES AND THE WAY OF MINIMIZING THESE HAZARDS

Factors that have real impact on the environment degraded by industrial mining and processing of uranium ores are considered. The analysis of these factors is carried out for the two most representative objects, i.e.:

- gangue heaps and the area of the former uranium mine of “Radoniów”,
- the “Kowary” sedimentation pond and its surroundings, where mining and industrial waste materials have been deposited.

Mining and processing of uranium ore result in multifactorial degradation of the environment and pose many direct and indirect hazards. The direct hazards are due to exposure of local alive organisms to ionizing radiation. The indirect hazard is connected with the possibility that impurities can penetrate soil and water as well as they can be transferred to food chains. In soils and in biological materials sampled in these areas, an excessive concentration of heavy metals and radioactive nuclides were measured. Valuation of the condition of nature showed some qualitative and quantitative changes in water and soil biocenoses, resulting from environmental pollution. Because of the selection in an aquatic biocenosis of the sedimentation pond it was dominated by one algal species – *Palmodicytom lobatum*. On the other hand, the changes in the species composition of soil microorganisms significantly modified the degradation processes as well as inhibited formation of the structure and functions of the soil indispensable for the growth of plants. In the area of the so-called radioactive anomaly, a natural biological balance was disturbed due to the impact of ionizing radiation and acid reaction of soil.

The results obtained enabled formulation of the concept of land reclamation of both objects. They were also used by technicians for the reclamation of polluted land. Based on the results of the study, specific methods for minimization of particular hazards and remedial activities were developed. In particular, there were devised and implemented 1) the method of removing not only heavy metals from waste and from supernatant waters collected in the sedimentation pond, but also hydrocarbons from the bottom sediments and 2) the method of chemical stabilization of surface deposits. These implementations play an important role in the project of the reclamation of the “Kowary” sedimentation pond.

Verified by Ewa Sobesto

PRACE NAUKOWE INSTYTUTU INŻYNIERII OCHRONY ŚRODOWISKA
(wydane w latach 1993–2006)

- Nr 69, Monografie nr 36, S. Hławiczka, *Uciążliwości zapachowe jako element ocen oddziaływania na środowisko*, Wrocław 1993
- Nr 70, Monografie nr 37, A. Mika, *Fotochemiczna konwersja energii*, Wrocław 1994
- Nr 71, Monografie nr 38, A. Kotowski, *Podstawy wymiarowania bocznych przelewów burzowych z rurą dławiącą*, Wrocław 1998
- Nr 72, Monografie nr 39, J. Bednarski, *Pośrednie chłodzenie wyparne w klimatyzacji*, Wrocław 1999
- Nr 73, Monografie nr 40, J.S. Pastuszka, *Narażenie na aerozole ziarniste, włókniste i biologiczne (bakterie i grzyby mikroskopijne) populacji generalnej Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego*, Wrocław 2001
- Nr 74, Monografie nr 41, J. Danielewicz, *Rury ciepłe w inżynierii środowiska*, Wrocław 2002
- Nr 75, Monografie nr 42, T.M. Traczewska, *Biotoksyczność produktów mikrobiologicznych przemian antracenu i fenantrenu w wodzie oraz możliwość ich usuwania*, Wrocław 2003
- Nr 76, Monografie nr 43, T. Marcinkowski, *Alkaliczna stabilizacja komunalnych osadów ściekowych* Wrocław 2004
- Nr 77, Monografie nr 44, B. Kołwzan, *Bioremediacja gleb skażonych produktami naftowymi wraz z oceną ekotoksykologiczną*, Wrocław 2005
- Nr 78, Monografie nr 45, M. Głomba, *Oczyszczanie gazów odlotowych w poziomych skrubkach natryskowych*, Wrocław 2005



Wydawnictwa Politechniki Wrocławskiej
są do nabycia w księgarni
„Tech”
Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław
budynek A-1 PWr., tel. (0-71) 321 32 52
Prowadzimy sprzedaż wysyłkową

ISSN 0084-2869